

Jätevesien ravinteet kiertoon turvallisesti ja tehokkaasti

Suvi Lehtoranta, Riikka Malila, Päivi Fjäder,
Vuokko Laukka, Jyri Mustajoki, Lauri Äystö

Suomen ympäristökeskuksen raportteja 18 / 2021

Jätevesien ravinteet kiertoon turvallisesti ja tehokkaasti

**Suvi Lehtoranta, Riikka Malila, Päivi Fjäder,
Vuokko Laukka, Jyri Mustajoki, Lauri Äystö**



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 18 | 2021
Suomen ympäristökeskus
Kestävä vesihuolto/Kulutuksen ja tuotannon keskus

Kirjoittajat: Suvi Lehtoranta¹⁾, Riikka Malila²⁾, Päivi Fjäder¹⁾, Vuokko Laukka¹⁾,
Jyri Mustajoki¹⁾, Lauri Äystö¹⁾

¹⁾ Suomen ympäristökeskus

²⁾ Suomen ympäristökeskus, ja 01.08.2020 alkaen ympäristöministeriö

Vastaava erikoistoimittaja: Ari Nissinen

Rahoittaja/toimeksiantaja: Ympäristöministeriö
Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)
Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Taitto: Suvi Lehtoranta ja Riikka Malila
Kannen kuva: Jáchym Judl/SYKE

Julkaisu on saatavana veloituksetta internetistä: www.syke.fi/julkaisut | helda.helsinki.fi/syke sekä
painettuna SYKE:n verkkokaupasta: syke.omapumu.com.

ISBN 978-952-11-5390-7 (PDF)

ISBN 978-952-11-5389-1 (nid.)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

ISSN 1796-1718 (pain.)

Julkaisuvuosi: 2021

Tiivistelmä

Jätevesien ravinteet kiertoon turvallisesti ja tehokkaasti

Nykyinen yhdyskuntajätevesien käsittelyprosessi on kehitetty aikanaan puhdistamaan jätevettä ja vähentämään vesistöjen kuormitusta. Prosessia ei ole suunniteltu ravinteiden talteenoton ja kierrätyksen näkökulmasta. Fosfori sidotaan niukkaliukoisessa muodossa lietteeseen, mihin päätyy myös typestä alle kymmenesosa. Loput typestä haihdutetaan ilmaan (aiheuttaen mm. kasvihuonekaasupäästöjä) ja johdetaan purkuveden mukana vesistöön. Puhdistusprosessin sivutuotteena muodostuvasta lietteestä suurin osa hyödynnetään viherrakentamisessa ja maisemoinnissa, mikä ei hyödynnä lietteen sisältämiä ravinteita, etenkin fosforia, tehokkaasti.

Kiristyvät tavoitteet kiertotaloudessa ja hiilineutraalisuudessa ohjaavat käyttämään resursseja yhä tehokkaammin. Ympäristöministeriön ravinteiden kierrätyksen toimenpideohjelman (2019–2030) mukaan pyrkimyksenä on hyödyntää jätevesilietteiden ravinteet pääosin lannoitteina vuoteen 2030 mennessä. Tavoitetta voidaan tukea kehittämällä jätevedenkäsittelyä kohti ravinteiden ja orgaanisen aineksen turvallista talteenottoa. Näin voidaan tuottaa esimerkiksi maatalouden käyttöön soveltuvia lannoitevalmisteita ja vähentää samalla ympäristöön kohdistuvaa ravinnekuormitusta, neitseellisten luonnonvarojen kulutusta ja energiaintensiivistä typpilannoitteiden tuotantoa. Kierrätyslannoitteiden avulla voidaan lisätä myös orgaanista ainesta peltoihin, joka mm. parantaa maan rakennetta ja vähentää ravinteiden huuhtoutumista.

Puhdistamolietteen hyötykäyttö on nähty viime aikoina ongelmallisena etenkin sen sisältämien orgaanisten haitta-ainejäämien vuoksi. Tämänhetkisten tutkimusten perusteella nykyiset jätevedenpuhdistusprosessit tai lietteenkäsittelymenetelmät kykenevät poistamaan vain pienen osan näistä erityisen pysyvistä ja haitallisista orgaanisista yhdisteistä, ja osa niistä kulkeutuu puhdistetun jäteveden mukana vesistöön ja osa lietteen hyötykäytön seurauksena maaperään. Jotta ravinteiden ja orgaanisen aineksen palauttaminen jätevesistä takaisin ympäristöön olisi tulevaisuudessa turvallista, tarvitaan uudenlaisten ratkaisujen käyttöönottoa. Uusilla menetelmillä ja niiden yhdistelmillä voidaan saada talteen jopa 90 % fosforista ja typestä kolminkertainen määrä nykyiseen verrattuna. Myös ravinteiden käyttökelpoisuutta kasveille voidaan parantaa. Menetelmien avulla voidaan myös vähentää haitta-aineiden kulkeutumista ympäristöön. Tutkittua tietoa eri menetelmien vaikutuksista haitta-aineisiin sekä haitta-aineiden vaikutuksista ympäristöön on kuitenkin vähän olemassa.

Ympäristöministeriön rahoittamassa NORMA-hankkeessa koottiin tietoa kehitteillä olevista ravinteiden talteenottomenetelmistä ja niiden yhdistelmistä, sekä tunnistettiin niihin liittyviä tietopuutoksia. Menetelmien arviointia varten hankkeessa tuotettiin monitavoitearviointikehys, jonka avulla menetelmiä voidaan arvioida esimerkiksi ravinteiden talteenoton, lopputuotteen turvallisuuden ja kustannusten näkökulmasta. Arvioinnissa voidaan tarkastella miten eri tekijöiden painottaminen vaikuttaa vertailun kohteena olevien menetelmien paremmuuteen. Arviointikehystä tulee soveltaa puhdistamokohtaisesti kunakin puhdistamon erityispiirteet huomioiden. Menetelmien vertailun tueksi tarvitaan lisää tutkimustietoa, erityisesti haitta-aineista.

Jätevesien sisältämät ravinteet ja orgaaninen aines ovat alihyödynnettyjä resursseja, joiden hyötykäytön mahdollisuuksia tulisi tulevaisuudessa parantaa ja samalla vähentää niistä aiheutuvia ympäristöhaittoja. Ratkaisut voivat olla lyhyellä aikavälillä puhdistamokohtaisia, mutta pidemmällä aikavälillä on syytä pohtia suurempia rakenteellisia muutoksia, jotka kattavat kehitettävien menetelmien lisäksi lainsäädännölliset, vesihuollon järjestelmätason sekä markkinoiden muutokset.

Asiasanat: yhdyskuntajätevedet, ravinteiden kierrätys, haitta-aineet, kierrätyslannoitteet, ravinteiden talteenottomenetelmät

Sammandrag

Säker och effektiv återvinning av avloppsvattens näringsämnen

Den nuvarande behandlingsprocessen för avloppsvatten från tätbebyggelse är i tiderna utvecklad att rena avloppsvattnet och minska belastningen på vattendragen. Processen har inte planerats med tanke på tillvaratagande och återvinning av näringsämnen. Fosfor binds i svag löslig form till slammet, var också mindre än en tiondel av kvävet hamnar. Resten av kvävet låter man avdunsta i luften (vilket bl.a. orsakar växthusgasutsläpp) och det leds med avloppsvattnet till vattendragen. Största delen av det slam som bildas som biprodukt i reningsprocessen utnyttjas i grönbyggande och landskapsplanering, vilket inte utnyttjar näringsämnena i slammet, speciellt inte fosfor, effektivt.

De allt stramare målen för cirkulär ekonomi och kolneutralitet styr användningen av resurser allt effektivare. Enligt miljöministeriets åtgärdsprogram för återvinning av näringsämnen (2019–2030) är målet att utnyttja näringsämnena i avloppsslammet i huvudsak som gödselmedel före 2030. Målbilden kan stödjas genom att man utvecklar avloppsvattenbehandlingen mot säkert tillvaratagande av näringsämnen och organiskt material. På så sätt kan man till exempel producera gödselmedel som lämpar sig för jordbruket och samtidigt minska näringsbelastningen på miljön, förbrukningen av jungfruliga naturresurser och den energiintensiva produktionen av kvävegödselmedel. Med hjälp av återvunna gödselmedel kan man också öka mängden organiskt material på åkrar vilket bl.a. förbättrar markstrukturen och minskar urlakningen av näringsämnen.

Återvinningen av slam från reningsverk har under den senaste tiden ansetts vara problematisk, särskilt på grund av de organiska rester av skadliga ämnen som slammet innehåller. Enligt aktuella undersökningar klarar de nuvarande reningsprocesserna för avloppsvatten eller slambehandlingsmetoderna av att avlägsna endast en liten del av dessa särskilt permanenta och skadliga organiska föreningar, och en del av dem hamnar i vattendragen med det renade avloppsvattnet och en del i marken till följd av att slammet återvinns. För att det i framtiden ska vara tryggt att återställa näringsämnen och organiskt material från avloppsvattnet tillbaka i miljön behövs nya lösningar. Med nya metoder och kombinationer av dem kan man ta tillvara upp till 90 procent av fosfor och tredubbelt så mycket av kvävet som i nuläget. Också näringsämnenas användbarhet för växterna kan förbättras. Med hjälp av metoderna kan man också minska spridningen av skadliga ämnen i miljön. Det finns dock få forskningsrön om de olika metodernas inverkan på de skadliga ämnena och om de skadliga ämnenas inverkan på miljön.

I projektet NORMA, som finansierades av miljöministeriet, sammanställdes information om de metoder för tillvaratagande av näringsämnen som är under utveckling och om kombinationer av dessa. Dessutom identifierades informationsbrister i anslutning till dessa. För bedömningen av metoderna producerades i projektet en ram för multikriterieanalys med hjälp av vilken metoderna kan bedömas till exempel med tanke på tillvaratagandet av näringsämnen, slutproduktens säkerhet och kostnaderna. I bedömningen kan man granska hur betoningen av olika faktorer påverkar rangordningen mellan de metoder som är föremål för jämförelsen. Bedömningsramen ska tillämpas reningsverksspecifikt med beaktande av reningsverkets särdrag. Som stöd för jämförelsen av metoderna behövs mer forskningsdata, särskilt om de skadliga ämnena.

De näringsämnen och organiska ämnen som avloppsvattnet innehåller är underutnyttjade resurser och möjligheterna att återvinna dem bör förbättras i framtiden. Samtidigt bör man minska de miljöskador som de orsakar. Lösningarna kan på kort sikt vara reningsverksspecifika, men på längre sikt är det skäl att fundera över större strukturella förändringar som utöver de metoder som utvecklas omfattar ändringar i lagstiftningen, vattenförsörjningens systemnivå och marknaden.

Nyckelord: avloppsvatten från tätbebyggelse, återvinning av näringsämnen, skadliga ämnen, återvunna gödselmedel, tillvaratagningsmetoder för näringsämnen

Abstract

Efficient and safe nutrient recovery from municipal wastewaters

The current municipal wastewater treatment process is developed for purifying wastewater and decreasing the eutrophication load on waterbodies. However, it has not been planned for recovering and recycling existing nutrients. While phosphorus is precipitated to the sludge in an insoluble form, most of the nitrogen is evaporated, thus producing greenhouse gases, and part of it ends up with the effluent in the waterbody. In addition, most of the sewage sludge is used in landscaping, which cannot efficiently utilize the nutrients, especially phosphorus.

The aims of the circular economy and carbon neutrality guide toward more efficient resource utilization. The Ministry of the Environment aims at recycling the wastewater sludge –based nutrients, mainly as fertilizers, by 2030. This aim can be supported by developing wastewater treatment systems toward the safe recovery of nutrients and organic matter. Consequently, fertilizers for agriculture can be produced to concurrently reduce the eutrophication load on the environment. Moreover, replacing industrially produced fertilizers with recycled ones would decrease the exploitation of natural resources for mineral fertilizers and the energy consumption in the energy-intensive production of nitrogen fertilizers. Furthermore, the amount of organic matter would be increased in the fields, which improves the soil structure and decreases nutrient leaching to waterways.

The recycling of sewage sludge has raised controversies, especially in terms of organic hazardous substances. According to the prevailing research, current wastewater treatment or sludge processing methods are able to remove only a minor fraction of these substances, with the remainder accumulating in the waterbodies and soil. Therefore, new solutions are needed to achieve safe recycling of nutrient and organic matter. Indeed, new methods may recover up to 90% of phosphorus and nitrogen three times more than current methods. In addition, they can increase the usability of the nutrients and decrease the accumulation of hazardous substances. However, the ability of new nutrient recovery methods to remove hazardous substances has not yet been sufficiently explored.

The NORMA project (YM Raki2 2018-2020) reviewed the state of the art in ongoing research and development of wastewater nutrient recovery and recycling, concurrently recognizing the main research gaps. Moreover, the study developed a multicriteria decision analysis (MCDA) framework that enables the assessment of various nutrient recovery methods regarding criteria such as the nutrient recovery rate, the safety of the end-product, and costs. By varying the weight of these criteria, the assessment results in a different order of superiority of the methods. However, the assessment is generic, and in the future, this MCDA framework should be applied only in specific cases with accurate source information in order to gain reliable results. In general, more research is needed to achieve a reliable assessment between various methods. Hazardous substances, in particular, require considerably more attention in the scientific field.

Wastewater-based nutrients and organic matter are an underutilized resource. Their potential should be exploited, thus simultaneously reducing the related environmental load. In the short term, solutions can be plant-specific. In the long-term, however, the focus needs to be turned to large structural changes that include nutrient recovery methods and also changes in legislation, markets, and water services on the system level.

Keywords: municipal wastewaters, nutrient recycling, hazardous substances, recycled fertilizers, nutrient recovery methods

Esipuhe

Ravinteita tuodaan kiertoon enemmän kuin niitä kasvintuotannossa sitoutuu. Ylijäämä ravinteista päätyy maaperään, kulkeutuu vesistöihin sekä ilmakehään rehevöittävinä ja ilmastoja lämmittävinä päästöinä. Ravinteiden kierrätystä tehostamalla voidaan vähentää niiden aiheuttamaa kuormitusta ympäristöön. Samanaikaisesti voidaan vähentää ehtyvien fosforivarantojen käyttöä ja energiaintensiivisesti tuotettavien tyyppilannoitteiden valmistuksesta aiheutuvia päästöjä. Kierrätyslannoitteiden avulla voidaan lisätä myös orgaanista ainesta peltoihin, joka mm. vähentää eroosiota ja vilkastuttaa maan pieneliötoimintaa.

Suomen hallitus on sitoutunut Itämerisitoumuksella vuodesta 2010 lähtien edistämään ravinteiden kierrätystä (Työryhmämuistio 2011). Neljän ministeriön (YM, MMM, VM, TEM) ja Business Finlandin yhteistyössä laadittiin visio ravinteiden kierrättämisestä, jonka mukaan vuonna 2030 ravinteiden kierrätyksessä on tapahtunut läpimurto ja biomassojen ravinteet hyödynnetään tehokkaasti, ohjaukseen edistävät ravinteiden kierrätystä samalla kun ravinteiden päästöjä vesistöihin ja ilmaan vähennetään. Myös uutta liiketoimintaa kehitetään ravinteiden kierrätyksen ympärille. (Ympäristöministeriö 2015). Ravinteiden kierrätyksen toimenpideohjelmassa (2019-2030) asetettiin joukko toimenpiteitä, joilla vision tavoitteet saavutetaan vuoteen 2030 mennessä. Toimenpideohjelman mukaan vuonna 2030 ravinteiden kierrätys on sekä valtakunnallisesti että alueellisesti tehokasta ja mm. jätevesilietteiden ravinteet hyödynnetään pääosin lannoitteina. (Ympäristöministeriö 2019).

Puhdistamolietteiden ravinteiden hyödyntämistä koskeva lainsäädäntö on uudistusvaiheessa. Epätietoisuus puhdistamolietepohjaisten ravinteiden lainsäädännöllisestä hyväksyttävyydestä tulevaisuudessa luo epävarmuutta toiminnanharjoittajien sekä menetelmäkehittäjien keskuudessa. Jotta ravinteiden kierrätyksen toimenpideohjelmassa asetettuihin tavoitteisiin päästään, tulee lainsäädännön tukea jätevesipohjaisten ravinteiden käyttöä. Tämä edellyttää, että puhdistamolietteiden käytön turvallisuus varmistetaan tai jäteveden sisältämät ravinteet jalostetaan puhtaiksi ja turvallisiksi lopputuotteiksi.

Jätevesien ravinteiden talteenottoon on kehitteillä useita vaihtoehtoja, mutta kokonaiskäsitely niiden vahvuuksista ja heikkouksista mm. ravinnekiertojen, haitta-aineiden ja teknisen toteutettavuuden kannalta puuttuu. Tämän hankkeen tavoitteena oli parantaa ja edistää yhdyskuntajätevesi- ja -lietepohjaisten kierrätyslannoitteiden hyväksyttävyyttä ja hyötykäyttöä kokoamalla yhteen olemassa olevaa tietoa jätevesilietteen prosessoinnista vertailukelpoiseen muotoon. Päätöksenteon tueksi ja toimialan ohjaamiseksi tuotettiin luotettavaa ja riippumatonta vertailua eri prosesseista ja niiden yhdistelmistä sekä lopputuotteiden turvallisuudesta ja käyttökelpoisuudesta lannoitevalmisteina.

Jätevesien ravinteet kiertoon turvallisesti ja tehokkaasti (NORMA 2018-2020) –hanke sai rahoitusta ympäristöministeriön ravinteiden kierrätyksen edistämistä ja saaristomeren tilan parantamista koskevasta ohjelman toisesta vaiheesta (Raki 2, 2016-2019). Hankkeessa toteutettiin asiantuntijahaastatteluita, joista erityisesti haluamme kiittää seuraavia henkilöitä: Aino Kainulainen (HSY), Juho Kaljunen (Aalto-yliopisto), Anna Mikola (Aalto-yliopisto), Marika Kokko (TAU), Jonna Piiparinen (SYKE), Arttu Laasonen (Endev), Satu Pekkala (Neve), Anne Strandman (Neve), Kati Blomberg (HSY), Mari Heinonen (HSY), Viljami Kinnunen (Gasum), Anna Halinen (Huittisten puhdistamo), Erika Winqvist (Luke), Elina Tampio (Luke), Hanna Salmenperä (SYKE) sekä Risto Retkin (Ruokavirasto).

Helsingissä helmikuussa 2021

Kirjoittajat

Sisällys

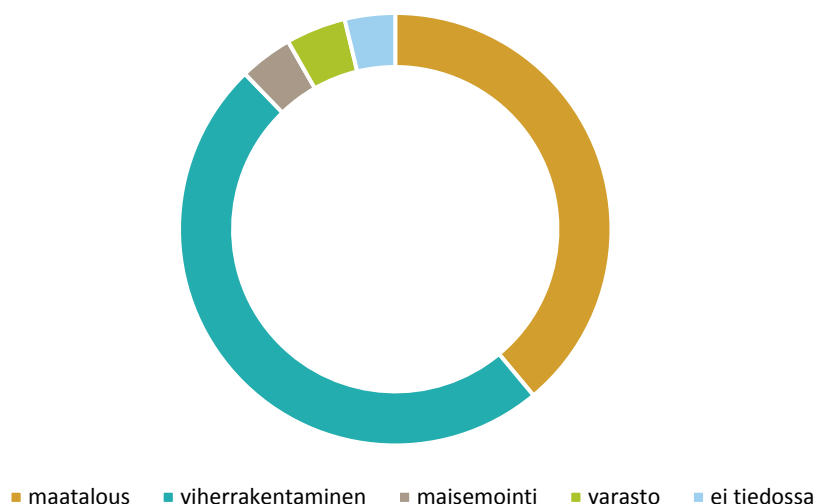
1 Jätevedenkäsittely ravinteiden talteenoton näkökulmasta	9
1.1 Tausta ja tarve.....	9
1.2 Jäteveden ravinteet ja niiden hyödyntäminen.....	12
1.3 Jäteveden haitta-aineet.....	15
1.4 Lainsäädännön reunaehdot yhdyskuntajätevesipohjaisille lannoitevalmisteille	17
1.4.1 Jätevesipohjaiset kierrätyslannoitevalmisteet.....	17
1.4.2 Lainsäädännön kehittäminen	18
2 Katsaus jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmiin	20
2.1 Menetelmien arviointi.....	22
2.2 Ravinteiden talteenotto jätevedenkäsittelyprosessia muokkaamalla.....	24
2.2.1 Biologinen fosforinpoisto (BioP).....	24
2.2.2 Fosforin jälkisaostus RAVITA-menetelmällä	26
2.2.3 Mikrosiivilöinti	28
2.3 Ravinteiden talteenotto lietteen käsittelyn yhteydessä	29
2.3.1 Kuivajakeiden käsittelymenetelmät	29
2.3.1.1 Terminen kuivaus	31
2.3.1.2 Poltto	32
2.3.1.3 PAKU.....	33
2.3.1.4 Kaasutus.....	34
2.3.1.5 Torrefiointi.....	35
2.3.1.6 Pyrolyysi	35
2.3.1.7 Märkähiilto (HTC).....	37
2.3.1.8 Fosforin talteenotto lietetuhkasta.....	38
2.3.1.9 Muut kehitteillä olevat menetelmät	38
2.3.1.10 Yhteenveto	39
2.3.2 Nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmät	43
2.3.2.1 Struviitin saostaminen biologisen fosforinpoiston yhteydessä.....	43
2.3.2.2 Struviitin saostaminen kemiallisen fosforinpoiston yhteydessä.....	44
2.3.2.3 Levämenetelmät.....	45
2.3.2.4 Kalvomenetelmät.....	46
2.3.2.5 NPHarvest.....	47
2.3.2.6 Strippaus	48
2.3.2.7 Muut kehitteillä olevat menetelmät	49
2.3.2.8 Yhteenveto	50
2.4 Jatkotutkimustarpeet.....	53
3 Suomeen soveltuvien menetelmien ja niiden yhdistelmien arviointi	55
3.1 Arviointiin valitut menetelmät ja niiden yhdistelmät	56
3.2 Arviointikriteerit	59
3.3 Kriteerien painottaminen	61
3.4 Vaikutusten arviointi ja siihen liittyvät epävarmuudet.....	62
3.5 Tulokset	64
4 Yhteenveto ja johtopäätökset	69
Lähteet	74

1 Jätevedenkäsittely ravinteiden talteenoton näkökulmasta

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla syntyy vuosittain satoja tonneja lietettä, joka sisältää arvokkaita ravinteita, mutta ne ovat kasveille heikosti käyttökelpoisessa muodossa. Viime vuosina puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden hyväksyttävyyden maataloudessa on kyseenalaistettu niiden sisältämien haitta-ainejäämien takia. Korkealaatuisten ja turvallisten ravinnetuotteiden tuottaminen edellyttää uusien teknologioiden kehittämistä ja käyttöönottoa jätevedenpuhdistamoilla ja lietteenkäsittelyssä. Tähän raporttiin on koottu tietoa jätevesilietteen ravinteiden talteenottomenetelmistä sekä lopputuotteiden turvallisuudesta ja käyttökelpoisuudesta lannoitevalmisteina.

1.1 Tausta ja tarve

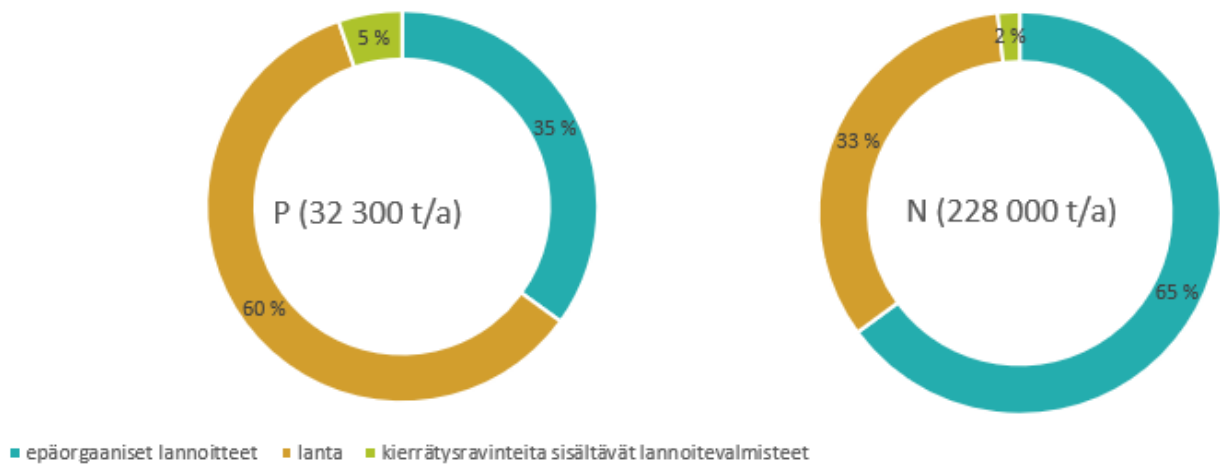
Suomessa yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla syntyy lietettä vuosittain noin 140 000 tonnia kuiva-aineena laskettuna. Eniten lietettä muodostuu tiheään asutuilla alueilla, Etelä- ja Lounais-Suomessa. Lietettä käsitteleviä laitoksia on vajaa sata, joista suurin osa on pieniä ja käsittelee muitakin biomassoja kuin puhdistamolietettä. Jätevesilietteet sisältävät noin 2 880 tonnia fosforia, joka on noin 11 % Suomessa muodostuvien kierrätettävien biomassojen sisältämästä vuosittaisesta fosforista (Marttinen ym. 2017). Puhdistamolietteestä noin 40 % hyödynnetään maataloudessa ja noin puolet viherrakentamisessa (Kuva 1). (Konola & Toivikko 2019)



Kuva 1. Lietteiden hyötykäyttötapojen suhteelliset osuudet vuonna 2018 (Konola & Toivikko 2019).

Suomen maatalouden käyttämästä fosforilannoituksesta (n. 32 300 t/a) nykyisellään vain 5 % ja typpilannoitteesta 2 % on peräisin kierrätysravinteita sisältävistä lannoitevalmisteista (ml. puhdistamolietepohjaiset maanparannusaineet) (Kuva 2). Fosforia louhitaan ehtyvistä apatiittiesiintymistä ja käytetään epäorgaanisena lannoitteena Suomessa vuosittain noin 11 000 tonnia, vaikka kierrätysbiomassojen sisältämä fosforimäärä kattaisi koko Suomen viljojen ja nurmien lannoitustarpeen. Energiaintensiivisesti tuotettuja epäorgaanisia typpilannoitteita käytetään vuosittain noin 148 000 tonnia. Maatalouden typen tarpeesta katetaan kierrätysbiomassoilla (ml. lanta) noin 35 %, vaikka kierrätysbiomassojen potentiaali

olisi suurempi. Ravinteita tuodaan siten kiertoon enemmän, kuin niitä tuotannossa sitoutuu, jolloin ravinteita jää ylimäärin maaperään ja kulkeutuu vesistöihin ja ilmakehään. (Marttinen ym. 2017)



Kuva 2. Fosfori- (P) ja typpiravinteiden (N) käyttömäärät ja alkuperät maataloudessa (Marttinen ym. 2017).

Puhdistamolietettä levitetään pelloille lähinnä sen sisältämän orgaanisen aineksen tuottamien maanparannusvaikutusten vuoksi. Lisäämällä orgaanista ainesta peltoon, voidaan kasvattaa pitkään mineraalilannoitteilla viljellyn peltomaan hiilen määrää ja vaikuttaa mm. maan rakenteeseen, pieneliötoimintaan ja maan hiilivarastoon vaikuttavien mikrobien määrään sekä vähentää ravinteiden huuhtoutumista ja eroosiota (mm. Liang ym. 2017; Paavola ym. 2019; Ravander ym. 2019; Wiesmeier 2019; Lehtoranta ym. 2020). Lietteen varsinainen lannoitusvaikutus on kuitenkin vähäinen. Puhdistamolietteessä fosforin käyttökelpoisuus kasveille on heikentynyt, koska Suomessa puhdistamoilla yleisesti käytössä oleva saostus sitoo fosforin jätevedestä rautasuolalla, joka tekee fosforista heikosti liukenevan (mm. Ylivainio ym. 2020). Jätevesilietteen lannoitusvaikutus on todettu huomattavasti pienemmäksi kuin epäorgaanisilla lannoitteilla (Ylivainio ym. 2020), jolloin kasvin riittävän fosforin saannin varmistamiseksi lannoitusta tulisi täydentää epäorgaanisella fosforilannoitteella. Typeä lietteet sisältävät vain vähän. Lietteen typpi on pääosin orgaanista typeä, joka on myös kasveille hitaasti vapautuvassa muodossa.

Lähes 90 % puhdistamolietteistä käsitellään 25 suurimmassa lietteenkäsittelylaitoksessa ja noin 80 % mädätetään jossain vaiheessa lietteen käsittelyketjua. Yleisin käsittelymenetelmä on mädätyksen ja jälkikompostoinnin yhdistelmä (49 %). Vain noin kymmenesosa lietteestä käsitellään pelkästään kompostoimalla ja pieniä kompostointilaitoksia on lakkautettu käsittelyn keskittyessä suuremmille laitoksille mm. kiristyneiden vaatimusten takia. Keskitetyn mädätyksen osuus on noussut suurten biokaasulaitosten yleistyttyä, ja erityisesti niiden mädäte tai siitä erotettu kuivajae pyritään markkinoimaan maataloudessa hyödynnettäväksi. (Konola & Toivikko 2019). Mädätetyn lietteen lämpöarvo ei kuitenkaan ole paras mahdollinen termisten menetelmien energian talteenoton kannalta (Lohiniva ym. 2001).

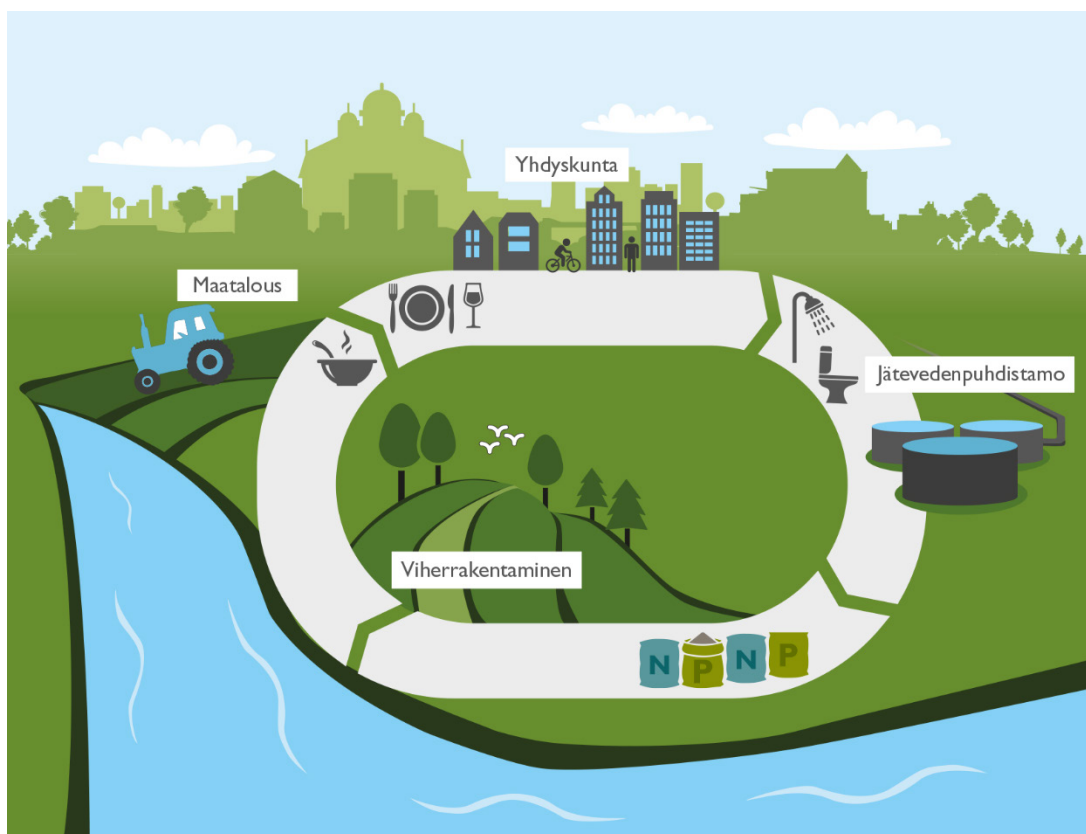
Viime vuosina puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden hyväksyttävyydestä maataloudessa on käyty paljon keskustelua niin Suomessa kuin Euroopassakin. Puhdistamolietepohjaisten lannoitteiden sisältämät haitta-ainejäämät ja niiden vaikutukset ympäristöön ovat herättäneet huolta päättäjien, toiminnanharjoittajien ja kansalaisten keskuudessa. Muun muassa tästä syystä useat viljanostajat (mm. Viking Malt, Fazer, Valio) ovat rajoittaneet lietettä sisältävillä valmisteilla lannoitetun viljan hyväksymistä raaka-aineeksi (mm. Maaseudun tulevaisuus 2017; Uusiouutiset 2017; Valio 2018). Haitta-aineille asetettujen raja-arvo vaatimusten täytyessä, puhdistamolietteen peltokäytölle ei kuitenkaan ole lainsäädännöllistä estettä. Tällä hetkellä raja-arvot on asetettu vain raskasmetalleille ja taudinaiheuttajille (MMM 24/2011), mutta erityisesti viime vuosina keskusteluihin nousseille orgaanisille haitta-aineille

(esim. muovit, lääkeaineet, palonestoaineet) ei kuitenkaan ole olemassa lainsäädännöllisiä raja-arvoja. Tieto haitta-aineiden esiintymisestä ja niiden käyttäytymisestä erilaisissa lietteen- ja sivuvirtojen käsittelyprosesseissa sekä niiden vaikutuksista mm. maaperään on kuitenkin edelleen puutteellista.

Nykyiset jätevesien -ja lietteenkäsittelymenetelmät poistavat haitta-aineista vain osan, osan päätyessä puolestaan purkuveden mukana vesistöön ja lietteen hyötykäytön seurauksena maaperään. Mädätyksen ja kompostoinnin yhdistelmä vähentää joidenkin orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksia, mutta toisaalta voi myös kasvattaa joidenkin yhdisteiden pitoisuuksia ja osa puolestaan päätyy muuttumattomana läpi käsittelyprosessin lopputuotteeseen (Ylivainio ym. 2020). Lietepohjaisissa mädätteissä ja komposteissa on tutkitusti haitallisia aineita, ja ne voivat päätyä näiden lopputuotteiden mukana maaperään (mm. Fjäder 2016; Vieno ym. 2018; Ylivainio ym. 2019; 2020). Osa yhdisteistä voi myös huuhtoutua pohja- ja pintavesiin. Vaikka haitta-aineiden vaikutukset ihmisen terveydelle mahdollisesti olisivat hallittavissa, niiden vaikutuksia maaperään ja eliöstöön ei tunneta riittävästi.

Lietteen hyödyntämistapa viherrakentamisessa ja maataloudessa eroaa toisistaan. Viherrakentamisen levitysmäärät pinta-alaa kohden voivat olla monikymmenkertaiset maatalouskäyttöön verrattuna, jolloin haitta-aineita päätyy kertalevityksessä ympäristöön pinta-alaa kohden huomattavasti suurempi määrä (Fjäder 2016). Mm. haitta-aineet voivat siten päätyä suurempina pitoisuuksina myös valumavesien mukana vesistöön ja pohjavesiin. Maataloudessa kertalevitysmäärät ovat pienempiä, mutta toistuvia. Viherrakentamisessa myös lietteen sisältämää fosforia päätyy maaperään pinta-alaa kohden enemmän kuin maataloudessa, jolloin vain pieni osa fosforista päätyy kasvien hyödynnettäväksi. Viherrakentaminen ei siten hyödynnä lietteen sisältämää fosforia tehokkaasti eikä sen voida katsoa olevan ravinteiden tehokasta kierrättämistä tukevaa lietteen käyttöä.

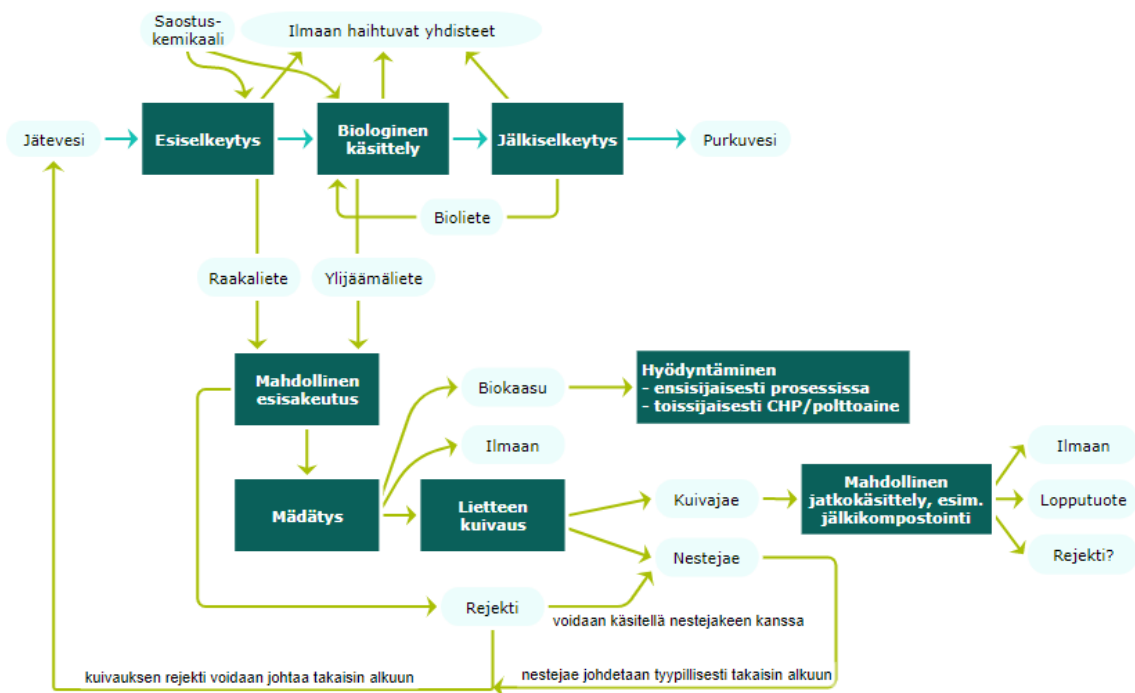
Ravinteiden kierrätys on olennainen osa kestävästä ruokajärjestelmästä ja kiertotaloutta. Ravinteiden kierrättäminen vähentää mm. uusiutumattomien luonnonvarojen kulutusta ja vähentää vesistökuormitusta. Ravinteet kiertävät maataloudesta yhdyskuntiin ruuan kautta ja jatkavat matkaansa mm. jäteveden mukana puhdistamolle (Kuva 3). Ravinteiden kierrätyksen toimenpideohjelman (2019-2030) mukaan pyrkimyksenä on hyödyntää jätevesilietteiden ravinteet pääosin lannoitteina vuonna 2030 (Ympäristöministeriö 2019). Jotta puhdistamolietteiden sisältämien ravinteiden ja orgaanisen aineen hyödyntämistä maataloudessa voitaisiin tulevaisuudessa jatkaa tai jopa lisätä, puhdistamolietteiden käytön turvallisuus tulisi varmistaa tai jäteveden sisältämät ravinteet tulisi jalostaa puhtaiksi ja turvallisiksi lopputuotteiksi. Lisäksi ravinteet tulisi olla kasveille käyttökelpoisessa muodossa sekä riittävän väkevinä pitoisuuksina, jolloin myös niiden kuljettaminen on taloudellisempaa. Maatalouskäytön lisäksi jätevesipohjaisia ravinteita voitaisiin hyödyntää metsälannoitteena tai teollisuudessa. Jätevesipohjaisten tuotteiden käytön edistämisen kannalta olisikin tärkeää kehittää sellaisia lietteenkäsittely- ja prosessointimenetelmiä, joilla yllä luetellut tavoitteet voitaisiin saavuttaa.



Kuva 3. Jätevesien ravinteiden kierto.

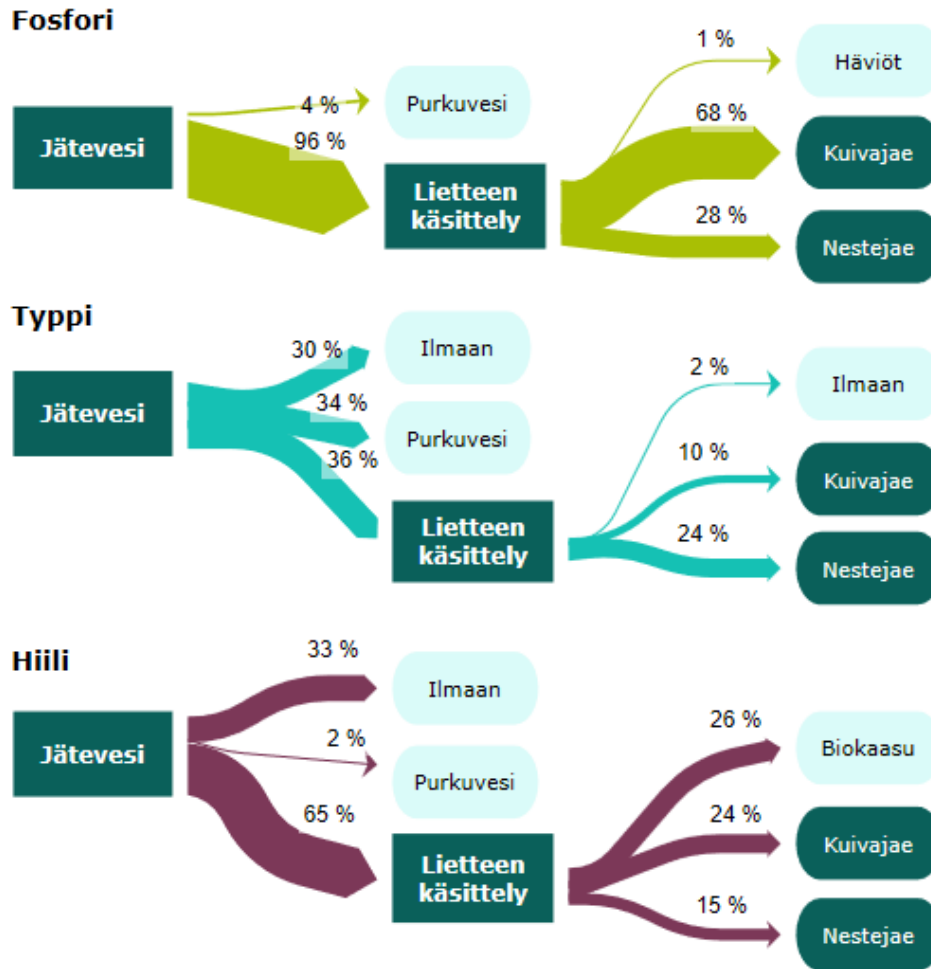
1.2 Jäteveden ravinteet ja niiden hyödyntäminen

Suomessa jätevesien mukana puhdistamoille johdetaan vuosittain noin 4 300 tonnia fosforia ja 32 700 tonnia typpeä (SYKE 2019). Fosforista päätyy tilastojen mukaan nykyisin keskimäärin noin kaksi kolmasosaa (2 880 t/a) ja typestä reilu kymmenesosa (3 740 t/a) kuivattuun ja käsiteltyyn lopputuotteena hyödynnettävään puhdistamolietteeseen (Marttinen ym. 2017). Puhdistamoilla syntyvä käsittelyä vaativa liete on sekoitus puhdistusprosessin eri vaiheissa, kuten esiselkeytyksessä, biologisessa käsittelyssä ja jälkiselkeytyksessä, syntyvistä lietteistä. Lietteenkäsittelyn lopputuotteen ominaisuudet, mm. ravinnepitoisuudet ja kuiva-ainepitoisuus, riippuvat käytettävästä lietteen käsittelymenetelmästä. Käsittelemättömän puhdistamolietteen keskimääräinen fosforipitoisuus on 1,5 – 2,5 % TS (kuiva-aineesta) ja kokonaistyyppipitoisuus 3,5 – 5,5 % TS (mm. Laitinen ym. 2014a; 2014b). Kuvassa 4 on esitetty tyypillisen jätevedenkäsittelyn prosessikaavio.



Kuva 4. Jätevedenkäsittelyn tyypillinen prosessikaavio (HUOM. Kuva on viitteellinen eli kaikkia ainevirtoja, kemikaaleja, ilmapäästöjä yms. ei ole esitetty kuvassa).

Suomessa fosforin poistossa yleisesti käytetyn kemiallisen saostuksen seurauksena fosfori saostuu rauta- tai alumiinifosfaatiksi, jonka käyttökelpoisuus kasveille on heikko fosforin heikentyneen liukoisuuden vuoksi. Suurin osa fosforista päättyy kuitenkin käsiteltävään lietejakeeseen ja vain noin 4 % päättyy purkuvesien mukana vesistöön. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoilla käytössä olevissa typenpoistoprosesseissa (nitrifikaatio-denitrifikaatio) suuri osa tpestä (n. 30 %) haihtuu pääosin typpikaasuna ilmaan. Lisäksi puhdistetun jäteveden eli purkuveden mukana vesistöihin päättyy tpestä keskimäärin noin kolmannes (SYKE 2019). Myös hiilestä menetetään noin kolmannes ilmaan haihtuvan hiilidioksidin muodossa biologisen puhdistuksen yhteydessä. Kuvassa 5 on esitetty jätevedenpuhdistamoilla esiintyvien ravinteiden ja orgaanisen aineen keskimääräinen tasetarkastelu, kun liete käsitellään mädättämällä (Al Seadi 2013; Borowski & Weatherley 2013; Wäger-Baumann 2011; Ruuhela 2017; Viskari ym. 2017; Luostarinen ym. 2019a; Tampio ym. 2021).



Kuva 5. Fosforin, typen ja orgaanisen aineksen (hiili) keskimääräinen tasetarkastelu jätevedenpuhdistamolla. Lietteenkäsittely sisältää lietteen esikäsittelyn ja mädätyksen, mutta ei kompostointia. Luvut ovat useista viitteistä laskettuja keskiarvoja, joten niihin liittyy vaihtelua. Nykyisin nestejake johdetaan tyypillisesti takaisin jätevedenkäsittelyn alkuun.

Puhdistamolietteen käsittelyssä syntyvät sivuvirrat ja niiden ravinnepitoisuudet riippuvat valittavasta lietteen kuivaus- ja käsittelymenetelmästä. Aluksi liete sakeutetaan esimerkiksi laskeuttamalla, jonka jälkeen yleisin käsittelymenetelmä on mädätys. Noin 40 % lietteen orgaanisesta aineesta muuttuu mädätyksessä biokaasuksi, joka hyödynnetään yleensä prosessienergiana (Karttunen 1999; Salmela & Kymäläinen 2014). Mädätyksen jälkeen liete yleensä kuivataan ja sen sisältämät ravinteet ja hiili jakautuvat kuivajakeeseen ja nestejakeeseen (rejektivesi). Kuivauksen tehokkuudesta ja erotustekniikasta riippuen kuivajakeeseen päätyy mädätetyn lietteen fosforista noin 40-90 %, kokonaistypestä noin 17-47 %, ammoniumtypestä 9-30 %, orgaanisesta aineesta 55-83 %, kuiva-aineesta 48-80 % ja kokonaismassasta 10-30 %. Tästä seuraa, että kuivajakeen typpipitoisuus on noin puolet mädättämättömän lietteen typpipitoisuudesta ja fosforipitoisuus jonkin verran mädättämättömän lietteen fosforipitoisuutta suurempi.

Sekä mädätyksen nestejake että puhdistamolietteen sakeutuksessa (ennen mädätystä) syntyvä rejektivesi kierrätetään monilla puhdistamoilla takaisin jätevedenpuhdistusprosessin alkuun, eikä niiden sisältämiä ravinteita oteta talteen muodostuvista virroista. Ne ovat kuitenkin mädätyksen kuivajakeen ohella ravinnerikkaita virtoja, joita voisi hyödyntää ravinteiden talteenotossa. Suurin osa jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmistä käsittelee mädätyksen kuiva- tai nestejakea.

1.3 Jäteveden haitta-aineet

Jätevedenpuhdistamolle päätyy jätevesien ravinteiden lisäksi myös runsas kirjo yhteiskunnassa käytettyjä ympäristölle haitallisia, pysyviä tai biokertyviä yhdisteitä, kuten palonsuoja- ja pintakäsittelyaineita sekä lääkeaineita. Puhdistamoita ei ole nykyisellään suunniteltu poistamaan jätevesistä muuta kuin lähinnä orgaanista ainetta, ravinteita ja kiintoainesta, minkä vuoksi erilaiset orgaaniset ja epäorgaaniset haitta-aineet sekä taudinaiheuttajat voivat joko kulkeutua puhdistusprosessin läpi ja päätyä purkuveden mukana vesistöön tai pidättyä lietteeseen ja päätyä sitä kautta edelleen maaperään. Vain pieni osa haitallisista aineista hajoaa prosessissa. Puhdistamolle ohjattavan jäteveden laadussa voi olla merkittäviä paikallisia eroja, riippuen minkälaisia jätevesiä puhdistamolle ohjataan. Jätevesien alkuperä vaikuttaa puhdistamolle päätyvien haitta-aineiden kirjoon.

Puhdistamolietteiden haitallisilla metalleilla tarkoitetaan yleensä kadmiumia, kromia, kuparia, elohopeaa, nikkeliä, lyijyä, sinkkiä ja arseenia (Vieno ym. 2018). Niitä päätyy jätevedenkäsittelylaitokselle ja sitä kautta pääosin puhdistamolietteeseen monesta eri lähteestä. Teollisuuden lisäksi niitä päätyy jätevesiin esim. laskeumasta, terästuotteista, autojen pesusta, yksityisestä käytöstä (esim. kosmetiikka), hulevesien mukana pinnoilta (esim. maanpinta, tiet, katot, teräspinnat), ihmisten käyttämästä ravinnosta ja kaatopaikkojen suotovesistä (Vieno 2014). Maatalouteen ohjattavien jätevesilietteiden raskasmetallipitoisuuksille on asetettu raja-arvoja lannoitelainsäädännössä. Raskasmetallipitoisuudet ovat kuitenkin laskeneet merkittävästi niitä vapauttavien ihmistoimintojen vähentyessä (Olofsson ym. 2012).

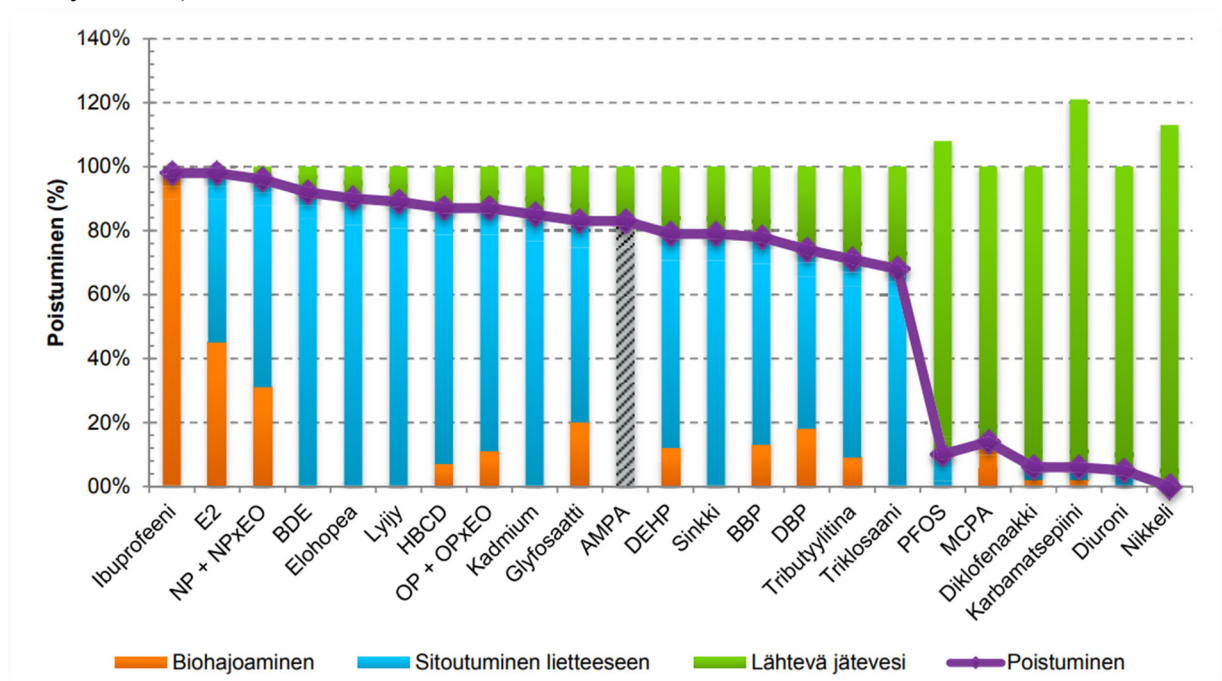
Yhdyskuntalietteistä on havaittu lukuisia erilaisia orgaanisia haitta-aineita, kuten esim. erilaisia palonsuoja-aineita, pintakäsittelyaineita, muovin pehmentimiä sekä lääkeaineita. Orgaanisten haitta-aineiden ryhmä on valtavan laaja. Siihen kuuluvat potentiaalisesti kaikki maailmassa valmistettavat orgaaniset yhdisteet, joita on satoja tuhansia. Vaikka kaikki aineet eivät ole puhdistamolietteiden ja maaperän kannalta olennaisia tai haitallisia, on huomioitava, että tähän saakka on tutkittu vain murto-osaa kaikista tuotetuista kemiallisista yhdisteistä. Tällä hetkellä tiedossa olevien haitallisten tai huolta aiheuttavien aineiden rinnalle tai tilalle voi tietämyksen lisääntyessä nousta uusia aineita ja aineryhmiä. (Vieno ym. 2018). Suomessa on tähän mennessä tutkittu jonkin verran mm. per- ja polyfluorattuja alkyylilyhdisteitä (PFAS) ja polybromattuja difenyyliettereitä (PBDE), ftalaatteja, fenolisista yhdisteistä, heksabromisykloodekaania (HBCD) sekä erilaisista lääkeaineista. Pitoisuuksien on havaittu vaihtelevan lietteissä ja niistä valmistetuissa lannoitevalmisteissa suuresti niin ajallisesti kuin paikallisestikin. Haitallisia yhdisteitä voi puhdistamoille päätyä mm. kotitalouksista, teollisuudesta, kaatopaikkojen suotovesistä sekä hulevesistä (Fjäder 2016). Koska monet yhdisteet kulkeutuvat useista hajallaan olevaista lähteistä, niiden päätymistä puhdistamoille on hankala estää.

Aiempien tutkimusten perusteella tiedetään, että puhdistamolietepohjaisten lannoitteiden tai maanparannusaineiden mukana peltoihin ja viheralueille päätyy erilaisia haitallisia yhdisteitä ja taudinaiheuttajia, jotka voivat liian suurina pitoisuuksina aiheuttaa haittaa tai vaaraa ympäristölle (Fjäder 2016; Vieno ym. 2018; Ylivainio ym. 2020). Erityisesti viherrakentamisen kautta maaperän eliöt voivat altistua varsin korkeille haitta-ainepitoisuuksille. Orgaanisista haitta-aineista perfluorattu yhdiste PFOS, palonestoaine TBBPA ja antibiootit norfloksasiini, ofloksasiini ja siprofloksasiini ovat aineita, joiden on arvioitu aiheuttavan tutkituista aineista suurimman riskin ympäristön eliöille. Nämä aineet ovat pysyviä ja kulkeutuvat maaperässä hitaasti syvemmälle tai kulkeutuvat pinta- tai pohjavesiin. Erityisesti näiden aineiden osalta tulisi saada lisää tietoa niiden käyttäytymisestä ja toksisuudesta eliöille maaperässä, jotta riskinarvioita voitaisiin tarkentaa. Nämä pysyvät yhdisteet myös biokertyvät mm. lieriöihin ja rikastuvat edelleen ravintoverkkoihin (Fjäder 2016; Vieno ym. 2018; Ylivainio ym. 2020).

Jätevesien kautta puhdistamolle päätyy myös erilaisia mikromuoveja (mm. Talvitie ym. 2017). Mikromuovit voivat olla peräisin lukuisista erilaisista lähteistä, kuten liikenteestä, kotitalouksista, teollisuudesta, hulevesistä (roskaantumisesta) ja kaatopaikkojen suotovesistä. Myös muovilaadut voivat vaihdella. Mikromuovit voidaan jakaa karkeasti kahteen osaan; primäärisiin ja sekundäärisiin mikromuoveihin. Primäärisillä mikromuoveilla tarkoitetaan tiettyjä tarkoituksia varten tuotettuja tai sellaisenaan

käytettäviä mikromuoveja. Tällaisia ovat esim. kosmetiikassa ja hygieniatuotteissa käytettävät muovirakeet sekä tulostimien musteissa ja ”hiekkapuhalluksessa” käytetyt muovirakeet. Sekundäärisillä mikromuoveilla tarkoitetaan puolestaan suuremmista muovikappaleista pieneksi rapautunutta muovia esim. UV-valon, lämpötilamuutosten tai kulumisen ansiosta. Lisäksi sekundäärisiin mikromuoveihin luetaan kuuluvaksi mm. tekstiilien sisältämät keinokuidut, jotka voivat päästä meriympäristöön niiden pesemisen yhteydessä (Fjäder 2016 b). Eräiden arvioiden mukaan, jopa 99 % puhdistamolle saapuvista mikromuoveista pidättyy lietteeseen (Magnusson ym. 2014). Osa mikromuoveista voi myös kulkeutua puhdistusprosessin läpi ja päätyä pintavesiin. Mikromuovit niin ikään päätyvät maaperään lietteen hyötykäytön seurauksena. Niiden mahdollisista kulkeutumisesta ympäristössä ja vaikutuksista mm. maaperän eliöihin tarvitaan kuitenkin vielä lisää tietoa.

Lietteeseen pidättyy siis pääasiassa hydrofobisia (vettä hylkiviä) ja kiintoaineeseen herkästi sitoutuvia yhdisteitä, mutta jossain määrin myös vesiliukoisia yhdisteitä, sillä kuivattu liete sisältää edelleen myös paljon vettä (Kuva 6). Lisäksi osa yhdisteistä pidättyy lietteeseen ionisidoksin. Yhdisteiden (esim. lääkeaineiden) suuret käyttömäärät voivat myös vaikuttaa siihen, että niitä voi päätyä lietteeseen (Kasurinen ym. 2014).



Kuva 6. Eräiden haitallisten aineiden käyttäytyminen aktiivilieteprosessissa. Biohajoamisen ja lietteeseen sitoutumisen suhteellisia osuuksia ei voitu arvioida AMPA:lle. (Kuvan alkuperäinen lähde: Vieno 2014, Suomen Vesilaitos-yhdistyksen monistesarja nro 34).

Puhdistamolietteissä samoin kuin muissakin lannoitevalmisteissa käytettävissä orgaanisissa jätteisissä ja lannoissa tavataan useita erilaisia mikrobeja, jotka voivat aiheuttaa ihmisille infektioitauteja. Lietteisissä esiintyvät taudinaiheuttajalajit ovat peräisin ihmisen ulosteista tai ympäristöstä ja ne voivat kuulua bakteereihin, viruksiin tai loisiin. Taudinaiheuttajia päätyy jätevesiin ja jäteveden käsittelyn kautta puhdistamolietteiin mm. ihmisten ulosteista, hulevesistä ja teollisuudesta. Hygienisoinnin tehokkuuden ja taudinaiheuttajien esiintymisen osoittamiseksi käytetään usein ns. indikaattorimikrobeja, joiden esiintymisen on katsottu indikoivan taudinaiheuttajien määrää tutkittavassa matriisissa. Eri taudinaiheuttajilla on omat optimiolosuhteensa mm. lämpötilan, kosteuden, pH:n ja happipitoisuuden suhteen, ja käsittelyn hygienisoiva vaikutus on usein monen tekijän summa, jossa usein käsittelyajalla on ratkaiseva merkitys. Useimpien taudinaiheuttajien kasvu estyy, kun käsittelylämpötila on yli 50 °C tai

pH on alle 4 tai yli 11. Eri mikrobien selviytymisessä on kuitenkin eroja. Esimerkiksi bakteerien itiölliset muodot kestävät hyvin korkeitakin lämpötiloja. *Legionella*-bakteerit selviävät 50 °C lämpötiloissa tunteja ja ne kestävät hyvin myös erittäin hapanta (pH 2) elinympäristöä. (Vieno ym. 2018)

1.4 Lainsäädännön reunaehdot yhdyskuntajätevesipohjaisille lannoitevalmisteille

Suomessa lannoitevalmisteiden valmistusta ja käyttöä säätelevät keskeiset lait ovat lannoitevalmistelaki (539/2006) sekä maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista (24/11). MMM:n asetuksissa asetetaan muun muassa raja-arvoja lannoitteiden sisältämille raskasmetalleille ja taudinaiheuttajille (24/2011), sekä reunaehtoja jätevesilietteen hyödyntämiselle (12/2012 ja 7/2013). Näiden lisäksi monet muut lait ja asetukset sekä EU-lainsäädäntö vaikuttavat toimialaan. Tarkempi listaus löytyy Maa- ja metsätalousministeriön internetsivuilta¹. Lainsäädännön tarkoituksena on turvata hyvälaatuinen kasvi- ja elintarviketuotanto sekä ympäristön tila ja edistää turvallisten ja laadukkaiden lannoitevalmisteiden tarjontaa (MMM 2020a). Toimintaa valvovana tahona toimii Ruokavirasto.

Kansallisessa lainsäädännössä on joidenkin tyyppinimien osalta esitetty käsittelyvaatimuksia lannoitevalmisteen hygieenisen laadun varmistamiseksi. Lämpökäsittelyllä (esim. 80 °C, 2 h) tehdyn kuivakeen tai -jauheen (3A25) kosteus tulee olla enintään 10 % tai jos kosteutta on enemmän, täytyy hygienisointi validoida hyväksynnän yhteydessä. Puhdistamolietteen kalkkistabiloinnissa (kalkkistabiloitu puhdistamoliete 3A51) taas pH:n tulee nousta yli 12 vähintään 2 tunniksi. Usein mädätyksessä tai kompostoinnissa on mukana eläinperäisiä tuotteita, jolloin käsittelyn tulee täyttää EU:n sivutuoteasetuksen (1069/2009/EY) ja sen täytäntöönpanoasetuksen (142/2011/EU) vaatimukset. Pelkästään puhdistamolietettä käsittelevän laitoksen on osoitettava käsittelyn hygienisoiva vaikutus. (Vieno ym. 2018)

1.4.1 Jätevesipohjaiset kierrätyslannoitevalmisteet

Arvioitaessa jätevesipohjaisen tuotteen soveltuvuutta lannoitevalmisteeksi tarkastellaan sen käytön vaikutuksia kasvien kasvulle ja haitallisia ominaisuuksia. Arvioitavia ominaisuuksia ovat muun muassa ravinteiden käyttökelpoisuus kasveille, tuotteen stabiilisuus, haitallisten aineiden määrä ja hygieenisuus. (Ruokavirasto 2020)

Lannoitevalmistelain ja -asetuksen mukaan puhdistamoliete on käsiteltävä ennen hyötykäyttöä siten, että se täyttää niissä annetut laatu- ja hygieniakriteerit. Lietteen hyötykäyttö maataloudessa tai viiherrakentamisessa edellyttää, että se käsitellään joko biologisesti kompostoimalla, termofiilisesti tai erillisen hygienisoinnin kanssa mädättämällä tai vanhentamalla, kemiallisesti kalkkistabiloinnilla tai happoveroxyperoksidikäsittelyllä, fysikaalisesti kuumentamalla (terminen kuivaus) tai polttamalla.

Kierrätyslannoitevalmisteet jaetaan lannoitevalmistetyyppeihin ja tyyppinimiin niiden koostumuksen ja valmistustavan mukaan. Suomessa jokaisen markkinoille saatettavan ja maahan tuotavan lannoitevalmisteen tulee kuulua kansalliseen lannoitevalmisteiden tyyppinimiluetteloon tai EY:n lannoitetyypin luetteloon (MMM 2020a). Jos tuote ei löydy luettelosta, on sille haettava Ruokavirastolta uutta tyyppinimeä (Ruokavirasto 2020). Puhdistamolietteen tämänhetkiset hyväksytyt käsittelytavat löytyvät tyyppinimiluettelon ryhmistä 3A2 (Orgaaniset maanparannusaineet) ja 3A5 (Maanparannusaineena sellaisenaan käytettävät sivutuotteet) (Ruokavirasto 2019).

Lannoitevalmisteiden koostumuksesta ja muista lainsäädännön vaatimusten täyttymisestä vastaa toimija itse osana omavalvontaa. Maatalouteen palautuvan kierrätyslannoitevalmisteen tulee muun muassa alittaa säädetyt raja-arvot raskasmetalleille. Raja-arvot säädetään Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa lannoitevalmisteista (24/2011) sekä EU -tasolla puhdistamolietedirektiivissä (86/278/ETY).

¹ <https://mmm.fi/elaimet-kasvit/lannoitevalmisteet>

Useilla mailla on myös direktiiviä tiukempia raja-arvoja käytössä. Raja-arvovaatimukset täyttävien lietteiden hyödyntämiselle orgaanisena lannoitteena tai maanparannusaineena peltoviljelyssä ei siten ole lainsäädännöllisiä esteitä. Suomessa raskasmetallien pitoisuudet jätevesilietteisissä on viime vuosikymmeninä pienentyneet merkittävästi (Vesilaitosyhdistys 2020), ja nykyään raskasmetallipitoisuudet pääsääntöisesti alittavat lannoitevalmisteille asetetut raja-arvot. Viime vuosina huomiota on kiinnitetty enenevässä määrin lääkeaineisiin ja muihin orgaanisiin haitta-aineisiin sekä mikromuoveihin. Niille ei kuitenkaan ole toistaiseksi asetettu raja-arvoja kansallisella eikä EU-tasolla (Tampio ym. 2018).

Kansallisesta lainsäädännöstä seuraa lisärajoitteita viljelymaan haitallisten metallien enimmäispitoisuuksille ja lietteen aiheuttamalle kuormitukselle, mikäli tyyppinimiluettelon ryhmän 3A5 (Maanparannusaineena sellaisenaan käytettävät sivutuotteet) mukainen tuote sisältää yli 10 % puhdistamolietettä. Tällaisia tuotteita ovat muun muassa kalkkistabiloitu puhdistamoliete ja mädätysjäännös. Myöskään mädätysjäännöksestä erotettua nestejätettä ei voi käyttää lannoitteena, jos jätevesilietteen osuus raaka-aineista on yli 10 %. (Ruokavirasto 2019)

Ryhmän 3A5 lietetuotteita koskee myös levitystä koskevat rajoitukset, joiden mukaan niitä saa levittää ainoastaan sellaiselle viljelysmaalle, jonka pH on vähintään 5,8 ja kalkkistabiloidun lietteen kohdalla pH:n on oltava vähintään 5,5. Puhdistamolietettä saa käyttää ainoastaan sellaisella viljelymaalla, jossa kasvatetaan esimerkiksi viljaa, sokerijuurikasta, öljykasveja tai muita sellaisia kasveja, joita ei käytetä ravinnoksi tuoreena, syömällä maanalainen osa tai eläinten rehuksi. Nurmelle lietettä saa levittää perustettaessa nurmi suojaviljan kanssa ja multaamalla liete. Puhdistamolietteen käytön varoaika on viisi vuotta. Tänä aikana pellolla ei saa viljellä muita kuin edellä mainittuja tuotteita. Puhdistamolietepohjaisia tuotteita voi käyttää ainoastaan pelto- ja puutarhakäytössä, viherrakentamisessa sekä maisemoinnissa. Jätevesilietteen metsälevitys on kiellettyä. (Ruokavirasto 2019)

Orgaanisten lannoitevalmisteiden markkinoille saattaminen edellyttää myös laitoshyväksyntää, jota on haettava ennen lopputuotteen luovuttamista tai myymistä lannoitevalmisteeksi. Ympäristölupa vaaditaan esimerkiksi, jos mädätettävä lietemäärä on yli 100 t lietettä päivässä (Ympäristönsuojelulaki 527/2014). Lietettä poltettaessa tulee vaatimuksia myös EU:n REACH-asetuksesta (1907/2006/EY), joka kuuluu EU:n kemikaalisäädöksiin (EU 2020).

1.4.2 Lainsäädännön kehittäminen

Jätevesien ravinteiden käyttöä ohjaava lainsäädäntö on uudistumassa niin EU-tasolla kuin kansallisestikin. Heinäkuussa 2022 soveltamisen piiriin tuleva EU:n uusi lannoitevalmisteasetus (2019/1009/EU) säätelee jatkossa epäorgaanisten lannoitevalmisteiden lisäksi myös orgaanisia lannoitevalmisteita, kuten esimerkiksi mädätteitä ja komposteja. Tässä asetuksessa on säädetty vaatimukset ns. EU-lannoitevalmisteille, jotka ovat CE-merkittyjä lannoitevalmisteita ja vapaasti käytettävissä koko EU:n alueella. Näissä vaatimuksissa on eritelty ainesosat, joita EU-lannoitevalmisteet voivat sisältää. Asetuksessa määritellään turvallisuutta, laatua ja merkintöjä koskevat vaatimukset, jotka kaikkien EU:n alueella kaupattavien lannoitevalmisteiden on täytettävä. (MMM 2020b)

Asetus ei tunnusta puhdistamolietettä hyväksyttävänä raaka-aineena orgaanisten lannoitevalmisteiden tuotannossa, joten niistä valmistetut lannoitevalmisteet jäävät jatkossa kansallisen lainsäädännön piiriin. EU:n Joint Research Center ehdottaa kuitenkin vuonna 2019 julkaisemassaan STRUBIAS -raportissaan (Struvite, Biochar and Incineration Ashes) myös jätevesistä valmistetun struviitin ja tuhkapitoisten tuotteiden sisällyttämistä hyväksyttäviin raaka-aineisiin. (Huygens ym. 2019)

Vuonna 2020 käynnistetyn kansallisen lannoitelainsäädännön uudistuksen tavoitteena on päivittää säädöksiä nykYTEKNIKAN ja politiikan mukaiseksi sekä toimeenpanna uusi EU-lannoitevalmisteasetus Suomen lainsäädäntöön. Uudistuksen tavoitteena on vähentää hallinnollista taakkaa (mm. tyyppinimistä luopuminen) ja samanaikaisesti lopputuotteita neitseellisen raaka-aineiden kanssa. Lainsäädäntö pyrkii siihen, että kierrätyslannoitteiden käyttö olisi tulevaisuudessa helpompaa ja jätevesipohjaisille kierrätys-

lannoitevalmisteille saataisiin samat lähtökohdat kuin muillekin lannoitevalmisteille. (Berlin 2020). Tähän liittyy lannoitelainsäädäntöä täydentävä asetus kansallisesta jätteeksi luokittelun päättymisestä (End of Waste, EoW), joka määrittelee ne ehdot, joiden täytyessä jäte tai jätevirta lakkaa olemasta jätettä ja voi palata markkinoille tuotteena tai raaka-aineena. Ensimmäinen kansallinen EoW-asetus on parhailaan Suomessa valmisteilla. (Salminen 2020)

Toimialajärjestöjen toukokuussa 2020 käynnistämässä hankkeessa kartoitettiin orgaanisten jätteiden, lietteiden ja sivutuotteiden hyödyntämistä koskevan lainsäädännön nykytilaa ja tulevia muutoksia. Kierrätyslannoitteisiin liittyvää toimintaa harjoitetaan monesta eri lähtökohdasta (jätehuolto, energiantuotanto, vesihuolto) ja eri toimintaympäristöissä (maatilat, biolaitokset), jolloin yhtenä haasteena nähtiin lainsäädännön pirstoutuneisuus ja rajapintojen epäselvyys sekä erilaisten hallinnollisten menettelyjen määrän kasvaminen koko toimintaketjussa. Kierrätyslannoiteala kehittyy nopeasti, mutta lainsäädännön kehittäminen sen rinnalle on hidasta. Kehittyvä lainsäädäntö ja sen mahdolliset ristiriidat aiheuttavat epävarmuutta toiminnanharjoittajien piirissä. (Kinnunen & Pirkkamaa 2020)

2 Katsaus jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmiin

Ravinteiden tehokkaan talteenoton ja kierrätyksen kannalta on tärkeää tunnistaa ne sivuvirrat, joita prosessoimalla ravinteet saadaan talteen kustannustehokkaasti ja mahdollisimman puhtaina lopputuotteina. Kehitteillä olevien menetelmien kirjo on laaja, ja sopivan menetelmän tai menetelmäyhdistelmän valinta on kompromissi useista valintaperusteista. Menetelmien ravinteiden talteenotto vaihtelee ja menetelmien vaikutukset haitta-aineisiin ovat toistaiseksi heikosti tunnettuja.

Erilaisia jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmiä tutkitaan ja kehitetään aktiivisesti ja useita niitä esitteleviä selvityksiä on tehty viime vuosien aikana sekä Suomessa että maailmalla (mm. Egle ym. 2016; von Bahr & Kärrman 2019; VVY 2019b). Perinteisesti puhdistamoliettteitä on hyödynnetty sellaisenaan viherrakentamisessa ja maataloudessa. Epätietoisuus jätevesilietteen sisältämien orgaanisten haitta-aineiden ja muiden epäpuhtauksien aiheuttamista riskeistä on kuitenkin edistänyt sellaisten menetelmien kehittämistä, joilla ravinteet voidaan saada talteen puhtaampina lopputuotteina etenkin maatalouskäyttöön (Berninger ym. 2017; Berninger 2018). Ravinteiden tehokkaan talteenoton kannalta onkin tärkeää tunnistaa ne sivuvirrat, joita prosessoimalla ravinteet saadaan talteen kustannustehokkaasti ja mahdollisimman puhtaina lopputuotteina.

Osa ravinteiden talteenottomenetelmistä sopii Suomen oloihin kohtuullisilla muutoksilla nykyiseen infrastruktuuriin ja prosesseihin, kun taas osa vaatii suurempia muutoksia. Markkinoilla on käytännössä vasta muutama Suomeen sellaisenaan sopivaa menetelmää, mutta useita menetelmiä on kehitteillä. Uusien menetelmien käyttöönotto vaatii useimmiten myös suuria investointeja eikä toimialalla olla välttämättä valmiita investoimaan, mikäli tieto tulevaisuudessa hyväksyttävistä lopputuotteista ja niiden valmistusmenetelmistä on puutteellista (ks. luku 1.4.2. Lainsäädännön kehittäminen). Käytännössä sopivan menetelmän valinta on aina kompromissi, koska harva menetelmä täyttää kaikkia tavoitteita. Valintaa tehtäessä joudutaan punnitsemaan eri tekijöiden vaikutusta lopputulokseen.

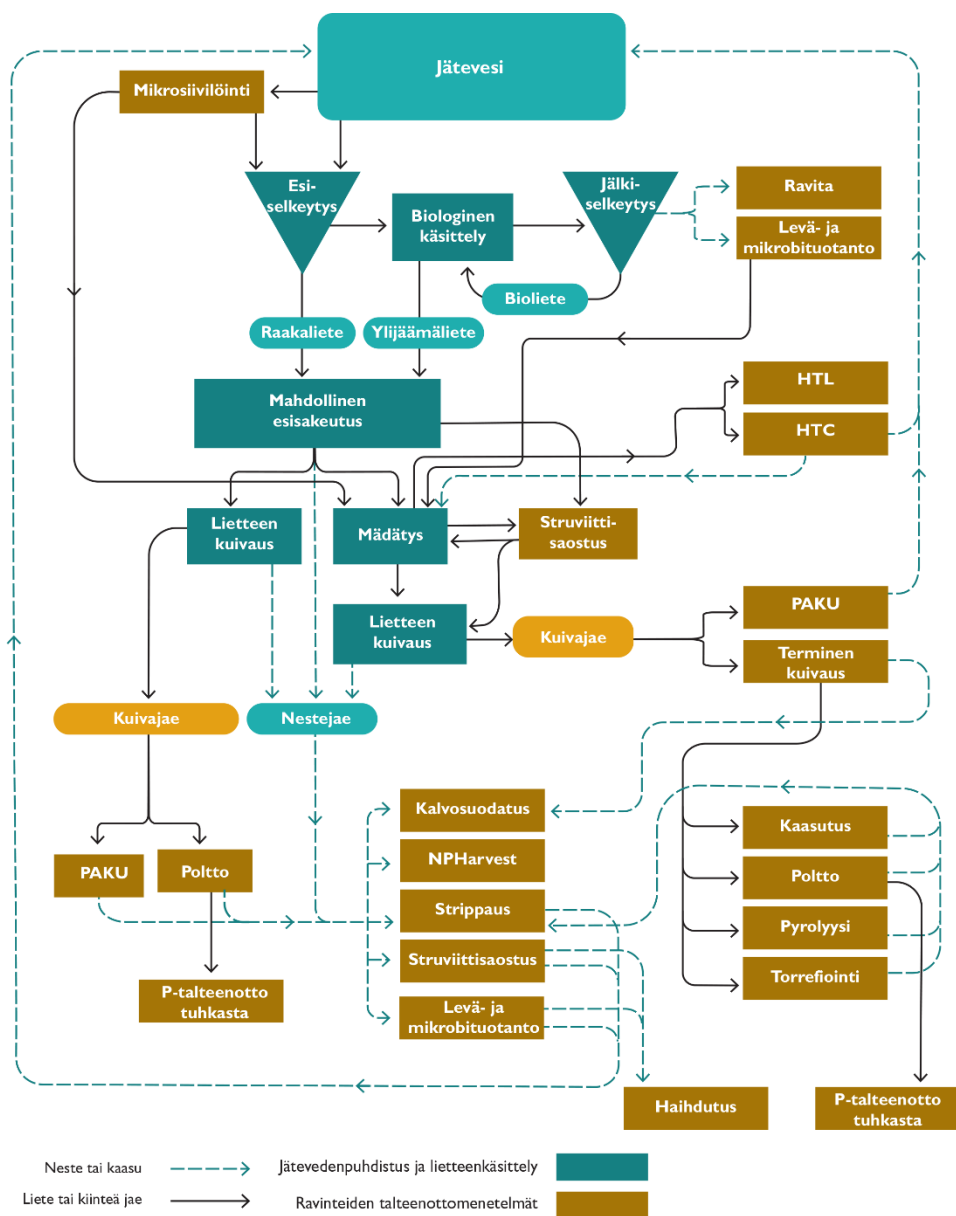
Ravinteiden talteenottoon kehitetyt prosessit vähentävät vaihtelevasti haitallisia aineita, ja niiden ravinteiden talteenottoaste eroaa toisistaan. Oletettavasti esim. erilaiset polttomenetelmät kykenevät poistamaan useita erilaisia orgaanisia haitta-aineita sekä mikromuoveja. Täyttä varmuutta tästä ei kuitenkaan ole, sillä varsinaista tutkimustietoa ei juuri ole saatavilla. Raskasmetallien on puolestaan havaittu rikastuvan poltossa syntyvään tuhkaan. Lisäksi on havaittu, että esim. tietyt PFAS-yhdisteet tarvitsevat hajotukseen yli 1000 asteen lämpötiloja. Näin ollen alemmissa lämpötiloissa tapahtuva poltto ei välttämättä poista näitä yhdisteitä täydellisesti. Lisäksi esim. pyrolyysin (noin 400 asteessa tapahtuva) on havaittu jopa kasvattavan joidenkin yhdisteiden kuten lääkeaineiden pitoisuuksia. Esim. paraseta-molipitoisuudet kasvoivat pyrolyysissä selvästi. Tämä saattaa johtua niiden muuntumistuotteiden palautumisesta takaisin isäntäaineiksi (Ylivainio ym. 2020). Yleisesti voidaan todeta, että tutkimustietoa eri menetelmien tehokkuudesta poistaa haitallisia orgaanisia yhdisteitä on olemassa varsin vähän ja olemassa oleva tieto keskittyy vain harvoihin haitta-aineryhmiin.

Jätevedenpuhdistamoille tulevasta fosforista saadaan talteen esimerkiksi struviittimenetelmillä tyypillisesti noin 20 %, lämpöprosesseilla tai tuhkausta uutolla jopa 95 % riippuen siitä paljonko ravinteita on jäljellä hyödynnettävässä syötteessä. Esimerkiksi mädätyksen jälkeen kuivajae sisältää enää noin kaksi kolmasosaa jätevedenpuhdistamolle tulevasta fosforista, joten kuivajakeen poltosta syntyvän tuhkan uutolla voidaan saada enintään noin 70 % fosforia talteen (ks. luku 1.2). Korkean talteenottoasteen saavuttaminen edellyttää useimmiten myös lietteen kuivausvaiheessa syntyvien rejektivesien sisältämien ravinteiden talteenottoa. Tekniseltä kypsyydeltään struviittimenetelmät on arvioitu kehittyneimmiksi, mutta ne edellyttävät yleensä biologista fosforinpoistoa, joka on Suomen olosuhteissa harvinaista. Useimmat muut menetelmät ovat vielä kehitysvaiheessa ja niistä tarvitaan lisää käytännön kokemuksia. (von Bahr & Kärrman 2019)

Mädätystä ei käsitellä tässä julkaisussa tarkemmin, koska se on mahdollinen esikäsittelyvaihe mm. mekaanisen kuivauksen rinnalla. Kompostointia ei myöskään ole sisällytetty tarkasteluihin, koska ravinteiden talteenoton kannalta hyödynnettävät syötteet syntyvät ennen mahdollista kompostointia. Kompostoinnin ei myöskään katsota olevan ravinteiden talteenottomenetelmä, koska siinä menetetään ravinteita ja orgaanista ainetta ja sen seurauksena muodostuu haitallisia päästöjä kuten metaania, typpioksiduulia ja ammoniakkia. Kompostointi voi olla kuitenkin perusteltua joissakin tapauksissa jälkikäsittelymenetelmänä lietteen hygienisoinnin ja hajunpoiston kannalta, kun ravinteet on ensin otettu talteen muilla menetelmillä.

Menetelmien kustannusvaikutukset koostuvat investointi- ja käyttökustannusten lisäksi mahdollisista säästöistä. Esimerkiksi mädätyksen nestejakeen typen talteenotto vähentää puhdistamolle aiheutuvaa kuormitusta ja sen puhdistustarvetta. Kuivajakeen käsittelymenetelmät puolestaan vähentävät kompostoinnista aiheutuvia kustannuksia. Jotkin menetelmät eivät ole kustannustehokkaita vaihtoehtoja pienessä mittakaavassa, vaan vaativat suuremman mittaluokan saavuttaakseen kannattavuuden. Käyttökustannuksien kannalta olennaista on jäteveden laatu ja virtaama, ja ne vaikuttavat kemikaalien ja energian kulutukseen. Esimerkiksi energiakustannuksissa voidaan säästää, jos on mahdollista hyödyntää laitoksella muodostuvaa ylijäämälämpöä. Menetelmän kannattavuutta parantaa, jos talteen otetuilla ravinteilla on taloudellista arvoa (nyt tai tulevaisuudessa). Kaiken kaikkiaan kustannusvaikutusten arviointi vaatii tarkempaa vaihtoehtojen arviointia tiettyyn mittaluokkaan suhteutettuna. Suurin osa menetelmistä on kuitenkin vielä kehitteillä ja niiden prosessien optimointi kesken, joten kustannusten kattava arviointi on toistaiseksi haastavaa.

Kuvassa 7 on esitetty jätevedenpuhdistusprosessin eri vaiheisiin liittyviä ravinteiden talteenottomenetelmiä.



Kuva 7. Ravinteiden talteenottomenetelmiä sekä menetelmiä, jotka mahdollistavat ravinteiden talteenoton. Siniset laatikot kuvaavat olemassa olevia jätevedenpuhdistus ja lietteenkäsittelyprosesseja. Oranssit laatikot kuvaavat uusia kehitteillä olevia menetelmiä. Siniset viivat kuvaavat nestemäisiä tai kaasumaisia sivujakeita ja mustat viivat kiinteitä/lietemäisiä jakeita. Menetelmien kuvaukset löytyvät luvuista 2.2. ja 2.3.

2.1 Menetelmien arviointi

Seuraavissa luvuissa (2.2 ja 2.3) käydään pääpiirteittäin läpi sellaisia menetelmiä, joita on tutkittu ja testattu Suomessa tai Suomen kaltaisissa oloissa, ja jotka voisivat olla sovellettavissa suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla. Jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmien pääperiaatteet sekä ominaisuudet perustuvat kirjallisuuskatsaukseen sekä asiantuntijahaastatteluihin ja -arvioihin. Menetelmät on ryhmitelty kahteen alalukuun sen perusteella, mihin vaiheeseen tai minkä jakeen käsittelyyn kukin menetelmä soveltuu. Luvussa 2.2 esitellään menetelmiä, jotka perustuvat ravinteiden talteenottoon jätevedenkäsittelyprosessia muokkaamalla tai muulla tavoin mahdollistavat ravinteiden talteenottoa suoraan jätevedenkäsittelyprosessin alkuvaiheesta. Luvussa 2.3 esitellään menetelmiä, joiden avulla ravinteita voidaan ottaa

talteen lietteen käsittelyn yhteydessä muodostuvista jakeista (kuivajae ja nestemäinen jae). Menetelmistä esitetään vertailukelpoisia tietoja taulukon muodossa, jotka on koottu joko kuvauksen alle tai osion loppuun yhteenvedoon (kootut tiedot on esitetty Taulukossa 1). Luvussa 2.4. on esitetty kirjallisuuskatsauksen yhteydessä havaitut tutkimustietotarpeet.

Taulukko 1. Arvioitavat tekijät.

Parametri	Selite
Kuvaus	Lyhyt kuvaus menetelmästä.
Lopputuote	Kuvaus lopputuotteesta/lopputuotteista.
Ravinteiden talteenottoaste	% JVP:lle tulevan jäteveden sisältämästä määrästä, esim. fosforista.
Lopputuotteen turvallisuus	Arvio menetelmän tehostaa poistaa raskasmetalleja, orgaanisia haitta-aineita ja mikromuoveja.
Tekniikan kypsyyss* (TRL = Technology readiness level)	Arviointiasteikko 1 – 9.
Lainsäädännöllinen hyväksyttävyyys	Onko tuotettavat lopputuotteet hyväksyttäviä käyttöön joko sellaisenaan vai vaativatko ne esimerkiksi uuden tyyppinimen tai laitoshyväksynnän saamista.
Energia ja resurssit	Energiankulutus ja tarvittavat resurssit, esim. kemikaalit.
Investointi- ja käyttökustannukset	Saatavilla olevat tiedot investointi- ja käyttökustannuksista.
Muuta	Muita huomioitavia tekijöitä, kuten menetelmässä muodostuvat käsittelyä vaativat sivuvirrat.

*Malli on alun perin kehitetty avaruus- ja sotilasteknologioiden hallintaa varten Kansallisen avaruushallinnon (NASA), Euroopan avaruusjärjestön (ESA), ja Yhdysvaltojen puolustusministeriön (DOD) toimesta. Teknologian monimutkaistuuessa ja kustannuspaineiden kasvaessa mallit ovat saaneet yleisempää suosiota tutkimuslaitoksissa ja teollisuudessa, ja niitä sovelletaan kaikentyypisiin teknologioihin. Arviointiasteikon selitteet:

- 9 Tekniikka on valmis ja osoitettu toimivaksi aidossa toimintaympäristössä
- 8 Tekniikka on todettu toimivaksi ja valmis käyttöön aidossa toimintaympäristössä
- 7 Tekniikan prototyyppi on testattu / demonstroitu aidossa toimintaympäristössä
- 6 Tekniikasta on toimiva prototyyppi, jota on testattu soveltuvassa/aidossa toimintaympäristössä
- 5 Tekniikka on testattu isommassa mittakaavassa soveltuvassa toimintaympäristössä
- 4 Tekniikka on testattu laboratoriomittakaavassa
- 3 Tekniikan toimivuus on osoitettu kokeellisesti laboratoriomittakaavassa
- 2 Tekniikan periaate on arvioitu
- 1 Tekniikasta on dokumentoitu periaate tai konsepti.

Tässä raportin osiossa esitetyt ravinteiden talteenoton osuudet on laskettu alkuperäiseen syötteen, eli käsiteltävän jäteveden sisältämään ravinnepitoisuuteen suhteutettuna. Koska jätevesien käsittelyssä muodostuu erilaisia jakeita ja menetelmiä voidaan soveltaa ketjun eri vaiheissa ja erilaisiin jakeisiin, voidaan vertailevaa tietoa tuottaa, kun ketjua arvioidaan kokonaisuutena. Näin esitettynä on tarkoitus auttaa havainnollistamaan sitä osuutta, mitä kullakin menetelmällä saadaan kokonaisuudesta talteen. Käytännössä varsinaisen menetelmän talteenotto-kyky on useimmiten suurempi, kuin kokonaisuuteen suhteutettu talteenotto-kyky.

2.2 Ravinteiden talteenotto jätevedenkäsittelyprosessia muokkaamalla

Tässä luvussa esitellään menetelmiä, jotka joko muuttavat jätevedenkäsittelyprosessia tavanomaiseen verrattuna (esim. Bio-P ja RAVITA) tai muulla tavoin mahdollistavat ravinteiden talteenottoa suoraan jätevedenkäsittelyprosessin alkuvaiheesta (esim. mikrosiivilöinti). Esimerkiksi biologinen fosforin saostus (Bio-P) muuttaa koko jäteveden puhdistusprosessia ja siten mahdollistaa erilaisten fosforin talteenotomenetelmien hyödyntämisen.

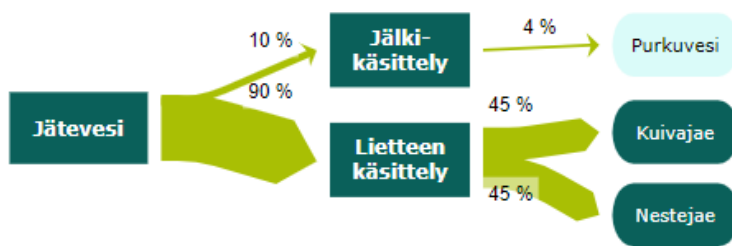
2.2.1 Biologinen fosforinpoisto (BioP)

BioP -prosessi (Enhanced Biological Phosphorus Removal EBPR) on vaihtoehto kemialliselle fosforin saostukselle. Se vähentää kemikaalien tarvetta ja mahdollistaa fosforin talteenoton kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Prosessi perustuu mikrobeihin, jotka pystyvät varastoimaan kasvuunsa nähden ylimäärin fosforia polyfosfaatteina (Zuthi ym. 2013; VVY 2016). Prosessi vaatii anaerobisen ja aerobisen vaiheen sekä edellyttää suhteellisen korkeaa orgaanisen aineen kuormaa, mikä tekee siitä tavanomaista kemiallista saostusta monimutkaisemman (Zuthi ym. 2013; FCG 2015). BioP ei ole varsinainen ravinteiden talteenotomenetelmä, mutta se mahdollistaa fosforin myöhemmän talteenoton. Lietteestä fosfori saadaan vapautettua ja sidottua talteen esimerkiksi mineraalistruviitiksi (ks. luku 2.3.2.1) tai kalsiumfosfaatiksi (Parsons & Smith 2008).

BioP -menetelmä on laajasti käytössä maailmalla ja sitä on kehitetty aktiivisesti 1970-luvulta lähtien (esim. Barnard 1975; 1976; Fuhs & Chen 1976). Suomessa menetelmä on käytössä vain muutamalla puhdistamolla osaratkaisuna, esimerkiksi Huittisissa ja Savonlinnassa. BioP toimii lämpimissä oloissa ja jätevesillä, joissa on riittävästi helposti hajoavaa orgaanista ainesta suhteessa fosforin määrään. Esimerkiksi Huittisissa osa jätevesistä tulee elintarviketeollisuudesta, mikä takaa menetelmälle sopivan BOD/P suhteen. Käytössä on biologinen fosforin poisto lämpimän jakson aikana ja sitä täydennetään kemiallisella tertiäärikäsittelyllä. Tavoitteena on kuitenkin kasvattaa biologisen fosforinpoiston osuutta puhdistamolla (Halinen 2020).

Suomessa saostukseen perustuvan fosforinpoiston suosiota on ylläpitänyt ja toisaalta BioP -menetelmän yleistymistä hidastanut edullisen saostuskemikaalin hyvä saatavuus. Tilapäiset toimitushäiriöt ja laatuvaihtelut ovat kuitenkin herättäneet pohtimaan saostuskemikaalien käytön optimointia ja vaihtoehtoisia käsittelytekniikoita. BioP:n soveltuvuus on tarkasteltava puhdistamokohtaisesti ja Huoltovarmuusorganisaatio (2020) peräänkuuluttaa käytännönläheisen ohjeistuksen laatimista BioP:n soveltamisesta tyypillisillä suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla.

BioP -prosessi muuttaa jätevedenpuhdistamon taseita lähinnä fosforin kannalta (Kuva 7). Lietteen käsittelyyn päätyy hieman vähemmän fosforia kuin saostusprosessissa, mutta lietteen fosforin laatu on parempi, koska sitä ei saosteta kemiallisesti. Liukoisessa muodossa olevan fosforin käyttökelpoisuus kasveille on parempi. BioP:n seurauksena mädätyksen anaerobisissa oloissa vapautuvan liukoisen fosforin määrä on jopa 4-10 kertainen verrattuna fosforin poistamiseen kemiallisella saostuksella (Montag & Pinnekamp 2009), mikä edesauttaa fosforin talteenottoa etenkin mädätyksen nestejakeesta. BioP-prosessissa syntyvän lietteen ja sen mädätyksen jälkeen tapahtuvasta ravinteiden jakautumisesta kuiva- ja nestejakeisiin ei kuitenkaan löydetty luotettavia viitteitä, mutta arvioiden mukaan kemialliseen saostukseen verrattuna suurempi osa fosforista päätyy nestejakeeseen (mm. Halinen 2020). Kuvassa 8 fosforin jakautuminen neste- ja kuivajakeisiin perustuu von Bahr & Kärrman (2019) julkaisussa käytettyihin arvioihin ravinteiden talteenotosta.



Kuva 8. Viitteellinen fosforitase biologisen fosforinpoiston (BioP) yhteydessä.

BioP -prosessin taloudellisia näkökulmia on tutkittu paljon. Investointikustannuksia voidaan tutkia yleisesti ottaen kahdesta näkökulmasta: (a) kokonaan uuden laitoksen rakentaminen (esim. Jiang ym. 2004); ja (b) olemassa olevan laitoksen päivittäminen (esim. Daneshgar ym. 2019; Tomei ym. 2020). Yleisesti ottaen ollaan sitä mieltä, että BioP -prosessin investointikustannukset ovat korkeammat kuin perinteisen kemiallisen saostuksen, mutta käyttökustannukset puolestaan matalammat (Melcer & Nutt 1987; Gullet ym. 2003). Yleensä BioP -prosessin kemikaali- ja energiakustannukset ovat matalammat kuin kemiallisessa saostuksessa, lisäksi lopputuotteella (mineraalistruviitti) on taloudellisesta arvoa, toisin kuin huonosti hyödynnettävissä olevalla kemiallisen saostuksen lopputuotteella (Daneshgar ym. 2019). Tarkempia laskelmia sekä investointi- että käyttökustannuksista esittävät mm. Ødegaard (1995), Paul & Sperandio (2001) ja Baumann (2018). Nämäkin tutkimukset toteavat BioP:n olevan käyttökustannuksiltaan edullisempi kuin kemiallinen saostus. Toisaalta esimerkiksi Tetra Tech:n (2013) tulokset esittävät BioP:n olevan kalliimpi myös käyttökustannusten näkökulmasta. Parsons & Smith (2008) toteaaakin, ettei taloudellisista tekijöistä ole selkeää konsensusa. Taulukossa 2 on esitetty BioP -prosessin yhteenvedo.

Taulukko 2. Biologisen fosforinpoiston yhteenvedo.

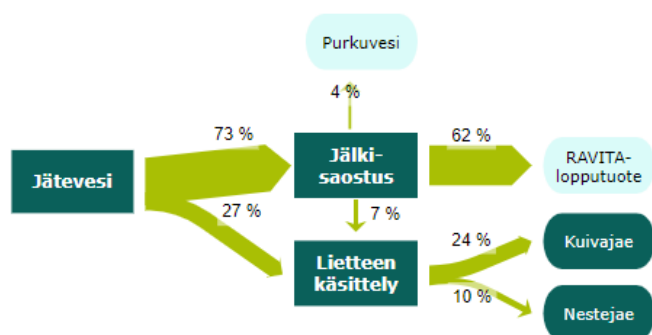
Menetelmä	Biologinen fosforinpoisto
Kuvaus	Aktiivilieteprosessiin lisätään anaerobinen vaihe, jolloin sopivilla olosuhteilla fosforia varastoivat organismit varastoivat kasvuunsa nähden ylimäärin fosforia polyfosfaatteina. Saostuskemikaalia ei käytetä.
Lopputuote	Biologinen liete.
Ravinteiden talteenottoaste (% JVP:lle tulevasta)	Lietteen käsittelyyn päätyy hieman vähemmän fosforia kuin saostusprosessissa, mutta liukoisessa muodossa olevan fosforin käyttökelpoisuus on kasveille parempi.
Lopputuotteen turvallisuus	-
Tekniikan kypsyy (TRL)	9
Lainsäädännöllinen hyväksyttävyyys	-
Energia- ja resurssit	Kemikaalien ja energian tarve vähäisempää kuin kemiallisessa saostuksessa.
Investointi- ja käyttökustannukset	Käyttökustannuksiltaan edullisempi ja investointikustannuksiltaan kalliimpi kuin kemiallinen saostus.
Muuta	Mahdollistaa mm. struviitin talteenoton mädätyksen nestejakeesta.

2.2.2 Fosforin jälkisaostus RAVITA-menetelmällä

RAVITA on Helsingin Seudun Ympäristöpalveluiden (HSY) kehittämä fosforin talteenottomenetelmä, jossa fosfori otetaan talteen jäteveden puhdistusprosessin loppupäästä fosforihappona. Menetelmä on tuotekehitysvaiheessa ja keväällä 2020 käynnistyi pilottilaitos (asukasvastineluku 1000) Helsingin Viikinmäen jätevedenpuhdistamon yhteydessä. RAVITA-prosessi on patentoitu sekä EU:ssa että USA:ssa. (Blomberg 2020a)

RAVITA-prosessissa fosfori saostetaan kemiallisesti jäteveden puhdistusprosessin lopussa jälkisaostamalla. Muodostunutta kemiallista fosforisakkaa liuotetaan prosessista fosforihapolla. Ylimääräinen fosfori saadaan talteen fosforihapon muodossa ja osa kierrätetään takaisin liuotukseen. Prosessissa erotetaan myös saostuskemikaali, joka voidaan kierrättää takaisin jälkisaostukseen. Fosforihapon ylijäämä on prosessin lopputuote, joka voidaan hyödyntää lannoiteteollisuuden raaka-aineena tai monilla muilla teollisuuden aloilla. (HSY 2017) Laboratoriomittakaavassa on päästy 95% fosforin saantoon syötteestä ja saostuskemikaalista 85 % on saatu talteen. Jätevedenpuhdistamolle tulevasta fosforista saadaan pilottilaitoksella talteen noin 60%. (Blomberg 2020a). Muodostuvien sivuvirtojen osalta kehitystyö jatkuu edelleen (Blomberg 2020b).

Jotta fosforista saataisiin talteen mahdollisimman suuri osa RAVITA -menetelmällä, tulee kemiallinen saostus jättää pois varsinaisesta jäteveden puhdistusprosessista. Esiselkeytyksen ja biologisen prosessin yhteydessä fosforia kuitenkin sitoutuu syntyvään lietejakeeseen noin 27 % tulevan jäteveden fosforista (Blomberg 2020a). Orgaanisen lietejakeen ja siitä jalostettujen lietetuotteiden ravinnesuhde muuttuu fosforimäärän laskiessa verrattuna tavanomaiseen jätevedenpuhdistukseen. Bioliete on kuitenkin käyttökelpoisempaa, sillä se ei sisällä kemiallisesti sitoutunutta fosforia. Saostuskemikaalin ja fosforisakan jäädessä pois, jatkojalostettavan lietteen määrä vähenee noin 20 %. (HSY 2017). Kuvassa 9 on esitetty RAVITA-prosessin fosforitase.



Kuva 9. Fosforitase RAVITA-prosessissa.

Fosforin jälkisaostus RAVITA-prosessissa ei vaikuta puhdistamolietteessä olevan typen määrään, koska typpeä sitoutuu lietteeseen samalla tavalla kuin ilman RAVITA:a. Kehitystyön yhteydessä on tutkittu typen talteenottoa strippausprosessilla (ks. luku 2.3.2.6), jolloin strippauksessa voidaan hyödyntää rikkihapon sijaan RAVITA-prosessissa tuotettua fosforihapoa. (HSY 2017)

RAVITA-prosessi on skaalautuva, joten se soveltuu erikokoisille ja -tasoisille puhdistamoille. Se soveltuu hyvin jo olemassa olevien teknologioiden rinnalle, kuten kemiallisen fosforinsaostuksen omaaville jätevedenpuhdistamoille, jotka ovat yleisiä sekä Ruotsissa että Suomessa (HSY 2017). RAVITA:a voisi myös käyttää keskitetysti niin, että pienemmiltä puhdistamoilta kerättäisiin saostettu fosforisakka ja itse fosforin liuotus- ja erotusvaiheet tehtäisiin keskitetysti suuremmissa yksiköissä (Blomberg 2020b).

RAVITA-prosessin kustannuksia on alustavasti arvioitu, mutta laitospittakaavan investointikustannukset riippuvat laitoksen mittakaavasta ja toteutustavasta. Operointikustannuksiin vaikuttaa puolestaan

esimerkiksi saostuskemikaalin kierrättäminen, sillä saostusta käyttävän puhdistamon kemikaalikustannukset pienevät. Neitseellisen saostuskemikaalin tarve on noin 5-10 % normaalista puhdistamoiden saostuskemikaalien käytöstä. Lisäksi puhdistamolla syntyvän lietemäärän väheneminen (n. 20 %) pienentää myös lietteen loppukäsittelyn kustannuksia. (FCG 2015)

Ravita-prosessissa muodostuvan kemiallisen lietteen sisältämien raskasmetallien kokonaispitoisuudet sekä fosforimäärään normalisoidut pitoisuudet ovat HSY:n selvityksen (2020) mukaan alhaisemmat kuin puhdistamolietteessä. Pitoisuudet alittavat lannoitteille asetetut raja-arvot. Kemiallisessa lietteessä havaittiin joitakin orgaanisia haitta-aineita, mutta tarkasteltujen yhdisteiden pitoisuudet olivat selvityksen mukaan pääsääntöisesti alhaisemmat kemiallisessa lietteessä kuin puhdistamolietteessä. Prosessin lopputuotteessa havaittiin tarkastelluista orgaanisista haitta-aineista vain dietyyliheksyyliftalaattia (DEHP) (HSY 2020). Taulukossa 3 on esitetty RAVITA-prosessin yhteenveto.

Taulukko 3. RAVITA-prosessin yhteenveto.

Menetelmä	RAVITA – Fosforin talteenotto
Kuvaus	Fosfori saostetaan kemiallisesti jäteveden puhdistusprosessin lopussa jälkisaostamalla. Muodostunutta kemiallista fosforisakkaa liuotetaan prosessista fosforihapolla.
Lopputuote	Fosforihappo (H ₃ PO ₄). Ammoniumfosfaatti (NH ₄) ₃ PO ₄ (yhdistettynä strippausprosessiin). Myös fosforin saostuskemikaali voidaan kierrättää prosessissa.
Ravinteiden talteenottoaste (% JVP:lle tulevasta)	Fosfori noin 60 %. Typpi noin 20 % (jos nestejakeen typpi stripataan). Orgaaninen aines päättyy lietteeseen, 20 – 60 %, käsittelymenetelmästä riippuen.
Lopputuotteen turvallisuus	Mikromuoveista ei ole tutkimustietoa, mutta oletettavasti eivät esiinny lopputuotteessa. Raskasmetallipitoisuudet tuotetussa kemiallisessa sakassa ovat erittäin alhaiset verrattuna lainsäädännön määrittämiin raja-arvoihin. Talteen otetusta fosforihaposta ja saostuskemikaalista on myös tehty raskasmetalli- ja haitta-aineanalyysyjä ja pitoisuudet ovat olleet alhaisia. Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet ovat olleet kemiallisessa lietteessä pääsääntöisesti alhaisemmat kuin tavanomaisessa puhdistamolietteessä.
Tekniikan kypsyys (TRL)	5-6 (pilotoitu 2016 alkaen, demolaitos käynnistetty 5/2020).
Lainsäädännöllinen hyväksyttävyys	Liukoinen fosforilannoite. Lopputuotteet soveltuvat lannoiteteollisuuden tai muiden teollisuuden alojen raaka-aineiksi.
Energia- ja resurssit	Prosessissa kierrätetään tuotettavaa fosforihappoa.
Investointi- ja käyttökustannukset	Kemikaalikustannukset ja lietteenkäsittelyn kustannukset alenevat, investointikustannukset riippuvat mittakaavasta ja toteutustavasta.
Muuta	Typpi voidaan ottaa talteen strippaamalla sitä mädätyksen nestejakeesta tuotettua fosforihappoa hyödyntämällä, jolloin syntyy ammoniumfosfaattia. Myös kuivajakeen fosfori on sitoutuneena biomassaan, koska sitä ei saosteta kemikaaleilla. Lietettä syntyy noin 20 % vähemmän saostusprosessiin verrattuna, koska se ei sisällä fosforisakkaa ja saostuskemikaalia.

2.2.3 Mikrosiivilöinti

Mikrosiivilöinti on fysikaalinen menetelmä, jota voidaan käyttää kiintoaineen /lietteen erotukseen tavanomaisen laskeutuksen sijaan joko jäteveden puhdistuksen primääri- tai tertiäärivaiheessa. Jätevesi kulkee jatkuvana virtana painovoimaisesti verkkomaisen suodatinmateriaalin (aukkokoko 10 – 1000 µm) läpi, jolloin kiintoaine jää siivilän pintaan, josta se poistetaan paineistetun veden avulla. Mikrosiivilöinnistä syntyy lietettä 1-5 % käsitellyn jäteveden määrästä. (Väänänen 2017). Muodostunut liete voidaan käsitellä erikseen tai yhdessä jätevedenpuhdistamolla muodostuvan lietteen kanssa. Mikrosiivilöinti ei ole varsinainen ravinteiden talteenottomenetelmä, mutta sen seurauksena lietteen fosfori saadaan kasveille käyttökelpoisempaan muotoon.

Mikrosiivilöintiä on markkinoilla useita eri malleja. Käytössä on erityisesti rumpu-, kiekko- ja nauhasiivilöintiä. Mikrosiivilöintiä on käytetty jo 1970-luvulta lähtien pääasiassa jäteveden puhdistuksen jälkikäsitelyvaiheessa ja ilman kemikalointia (Väänänen 2017). Sittenkin tekniikat ovat kehittyneet ja viime vuosina mikrosiivilöinti on herättänyt uutta mielenkiintoa erityisesti esiselkeytyksen korvaavana menetelmänä (Rusten & Ødegaard 2006; Remy ym. 2014; Franchi & Santoro 2015; Väänänen ym. 2016; Da Ros ym. 2019). Esimerkiksi Norjassa on useita nauhasiivilöintiä käytössä ja myös Suomessa mikrosiivilöintiä toteutetaan ainakin Ilmajoella (Kokko 2018).

Mikrosiivilän toimintaa voidaan tehostaa saostuskemikaalin ja/tai polymeerin avulla, jolloin kiintoainetta (oletettavasti myös mikromuoveja) ja ravinteita siivilöityy lietteeseen enemmän. Saostuskemikaalia käytettäessä fosforin käyttökelpoisuus kuitenkin heikkenee. Kasveille käyttökelpoisen fosforin erotus lietteestä onnistuu parhaiten pelkän polymeerilisan avulla (Kokko ym. 2019b).

Polymeerin syötöllä tehostettu mikrosiivilöinti sitoo esikäsitelylietteeseen paljon haihtuvaa kiintoainesta. Tällöin voidaan saavuttaa suuremmat kiintoaineen pitoisuudet lietteessä sekä suurempi metaanintuottopotentiaali kuin perinteisessä esiselkeytyksessä. Kokon ym. (2019b) pilot-mittakaavan mikrosiiviläkokeissa saavutettiin parhaimmillaan 55 ± 8 % kiintoaineen, 58 ± 11 % orgaanisen aineen ja 33-51 % kokonaisfosforin poistot. Tuloksiin vaikuttivat merkittävästi mikrosiivilän ominaisuudet ja ajotavat (muun muassa virtaama ja polymeerin annostus). Esimerkiksi kokonaisfosforin poistotehokkuus oli parhaimmillaan välillä 32-42 % ja se saavutettiin pienimmällä $10 \text{ m}^3/\text{h}$ virtaamalla ja $2 \text{ g}/\text{m}^3$ polymeerin lisäyksellä. Pilot-kokeissa todettiin mikrosiivilöinnillä erotetun kiintoaineen soveltuvan hyvin biokaasuprosessin syötteenä (ks. myös Paulsrud ym. 2014) ja siitä syntyvän mädätteen sisältämät ravinteet olivat kasveille käyttökelpoisessa muodossa, jos siivilöinnissä ei käytetty saostuskemikaalia.

Mikrosiivilöintiä, erityisesti nauhasiivilöintiä (rotating belt filtration, RBF), on tutkittu viime aikoina myös jätevesien selluloosan talteenoton näkökulmasta (Boiocchi ym. 2019; Cipolletta ym. 2019; Da Ros ym. 2019). Selluloosan talteenottoasteen on todettu nousevan jopa 50 % perinteiseen esiselkeytykseen verrattuna (Marcelis & Wessels 2019). Mikrosiivilöintiä on myös täydennetty fermentoinnilla, jotta selluloosasta saadaan tuotettua lyhytketjuisia rasvahappoja, joita käytetään esimerkiksi energiantuotannossa ja kemikaaliteollisuudessa (Da Ros ym. 2019).

Rusten ja Ødegaard (2006) arvioivat, että jätevedenkäsittelyn investointi- ja ylläpitokustannuksissa voitaisiin säästää yhteensä jopa 50 %, jos käytetään mikrosiivilää esiselkeytyksen sijaan. Laskeutukseen verrattuna mikrosiivilöinti on kustannustehokkaampi ilmastusaltaan tilavuuden, ilmastuksen energiankulutuksen ja lietteenkäsittelykustannusten suhteen (Ruiken ym. 2013; Kokko ym. 2019b), kun taas kemikaalikustannukset ja sähkönkulutus ovat suuremmat (Kokko ym. 2019b). Mikrosiivilöinnissä energiaa kuluu ilmastukseen ja lietteen tiivistämiseen noin $0,37\text{-}0,41 \text{ kWh}/\text{m}^3$ (Nissinen 2017).

Mikrosiivilöinnissä muodostuvan ravinnerikkaan jakeen haitallisista aineista on saatavilla vähän tietoa. Koska menetelmässä ei ole prosessia, joka hajottaisi sitoisi haitta-aineita, sen ei oleteta vaikuttavan haittallisten aineiden määriin. Menetelmä voi kuitenkin auttaa tehostamaan haitta-aineiden myöhempää poistoa vesijakeesta (Väänänen 2017). Taulukossa 4 on esitetty mikrosiivilöinnin yhteenveto.

Taulukko 4. Mikrosiivilöinnin yhteenveto.

Menetelmä	Mikrosiivilöinti
Kuvaus	Mikrosiivilöinnissä jätevesi kulkee jatkuvana virtana painovoimaisesti verkkomaisen suodatinmateriaalin (aukkokokoko 10 – 1000 µm) läpi, jolloin kiintoaine jää siivilän pintaan, josta se poistetaan paineistetun veden avulla.
Lopputuote	Ei ole varsinainen ravinteiden talteenottomenetelmä.
Ravinteiden talteenottoaste (% JVP:lle tulevasta)	-
Lopputuotteen turvallisuus	-
Tekniikan kypsyyt (TRL)	9
Lainsäädännöllinen hyväksyttävyyt	-
Energia- ja resurssit	Energia: 0,37-0,41 kWh/m ³ Polymeerin lisäys
Investointi- ja käyttökustannukset	Laskeutukseen verrattuna mikrosiivilöinti on kustannustehokkaampi ilmastusaltaan tilavuuden, ilmastuksen energiankulutuksen ja lietteenkäsittelykustannusten suhteen, kun taas kemikaalikustannukset ja sähkönkulutus ovat suuremmat. Yhteensä säästö voi olla jopa 50%.
Muuta	Lietettä muodostuu 1-5% käsitellyn jäteveden määrästä ja se voidaan käsitellä erikseen tai yhdessä jätevedenpuhdistamolla muodostuvan lietteen kanssa. Kiintoaine soveltuu hyvin biokaasuprosessin syötteenä ja siitä syntyvän mädätteen sisältämät ravinteet ovat kasveille käyttökelpoisessa muodossa, jos siivilöinnissä ei käytetä saostuskemikaalia.

2.3 Ravinteiden talteenotto lietteen käsittelyn yhteydessä

Suurin osa jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmistä hyödyntää syötteenä jotakin lietteen käsittelyn yhteydessä syntyvistä sivuvirroista, kuten:

- esisakeutettua lietettä
- kuivattua lietettä (mädätetty (kuivajae) tai mädättämätön)
- lietteen kuivauksen rejektivesiä (ennen mädätystä ja/tai mädätyksen jälkeen (nestejae))
- termisten menetelmien yhteydessä syntyvää tuhkaa tai lietehiiltä
- lietteen käsittelyn muita sivuvirtoja (esim. termisten menetelmien yhteydessä syntyvä typen talteenotto lietteen kuivauksessa haihtuvista kaasuista).

Tässä luvussa menetelmät on jaoteltu kuivien jakeiden sekä nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmiin. Menetelmien yhteenvetotaulukot on esitetty kootusti luvuissa 2.3.1.10 (Taulukko 5) sekä 2.3.2.9 (Taulukko 6).

2.3.1 Kuivajakeiden käsittelymenetelmät

Lietteen kuivajakeiden käsittelymenetelmät ovat pääasiassa termisiä menetelmiä. Niiden tavoitteena on pienentää lietteen tilavuutta ja mahdollistaa energian ja ravinteiden talteenotto. Perinteisesti ensisijainen tavoite on ollut lietemäärän pienentäminen, mutta menetelmästä riippuen voidaan myös tuottaa lämpöarvoaan ja poltto-ominaisuuksiltaan alkuperäistä syötettä laadukkaampia biopolttoaineita tai hiilipitoisia maanparannusaineksi soveltuvia lopputuotteita. Fosforia ja muita ravinteita voidaan ottaa talteen myös prosessien sivutuotteena syntyvästä tuhkasta tai muista sivuvirroista. Koska VVY:n (VVY 2019b) ra-

portissa on annettu kattava katsaus erilaisista puhdistamolietteen käsittelyyn soveltuvista termisistä käsittelymenetelmistä, tässä raportissa pyritään esittelemään eri menetelmien eroja ja ominaisuuksia erityisesti ravinteiden talteenoton ja haitta-aineiden sekä muiden tämän selvityksen kiinnostuksen kohteena olevien arviointikriteerien kannalta.

Teoriassa terminen käsittely on lietteen orgaanisen osan ja hapen välinen kemiallinen reaktio, jossa suuri osa lietteen sisältämästä energiasta siirtyy vapautuviin savukaasuihin lämpönä. Termiset prosessit ovat osittain päällekkäisiä ja esimerkiksi poltto (täydellinen hapettaminen hiilidioksidiksi ja vedeksi) sisältää kaikkien termisten prosessien osia (torrefiointi, pyrolyysi ja kaasuuntuminen) vaiheittain palamisen edetessä. Ne perustuvat käytännössä samoihin reaktioihin, mutta palamisprosessin eteneminen loppuun saakka sekä happi- ja paineolosuhteet vaihtelevat menetelmästä riippuen. (Laine-Ylijoki ym. 2005; Pitkänen & Sikanen 2014; Ruuhela 2017)

Lietteen ominaisuudet vaikuttavat termisten prosessien toimivuuteen sekä muodostuviin lopputuotteisiin. Korkea haihtuvien yhdisteiden (VS = volatile solids) pitoisuus lisää lämpöarvoa, kun taas palamattoman aineksen osuus (tuhkapitoisuus sekä veden määrä) pienentävät sitä. Mädättämättömän puhdistamolietteen kuiva-aineesta keskimäärin noin 72 % (58 – 88 %) on haihtuvia orgaanisia aineita ja loput 28 % tuhkaa (mm. Hospido ym. 2005). Termisten menetelmien energian talteenoton kannalta lietteen mädätys ei välttämättä ole optimaalinen esikäsittelemetelmä, koska mädätyksessä noin 40 % lietteen orgaanisesta aineesta muuttuu metaaniksi alentaen lietteen tehollista lämpöarvoa (Lohiniva ym. 2001). Sen sijaan mädätys voi helpottaa ravinteiden talteenottoa nestejakeesta ja muodostuvaa biokaasua voidaan hyödyntää energiana jätevedenpuhdistamalla.

Useimpia termisiä menetelmiä kuten torrefiointia, pyrolyysiä, kaasutusta ja polttoa, edeltää esikäsittelevä vaiheena terminen kuivaus. Terminen kuivaus voi toimia myös itsenäisenä menetelmänä, jolloin lopputuotteena syntyy esimerkiksi maanparannusaineeksi soveltuvaa rakeistettua lietettä. Ainoastaan märkähiilossa (HTC) ja hydrotermisessä nesteytyksessä (HTL) liete syötetään reaktoriin kosteana (TS n. 8 – 15 %), jolloin mekaanisesti kuivattua lietettä käsiteltäessä syötemateriaalia tulee yleensä laimentaa. (VVY 2019b)

Ravinteiden talteenoton näkökulmasta terminen kuivaus, torrefiointi, pyrolyysi ja märkähiilto tuottavat kiinteää lopputuotetta, jossa lietteen sisältämä fosfori yleensä säilyy ja sen pitoisuus alkuperäiseen syötteeseen verrattuna kasvaa kuiva-ainepitoisuuden laskiessa. Lämpökemiallinen käsittely voi kuitenkin vaikuttaa heikentävästi fosforin käyttökelpoisuuteen, mutta aiheesta on vähän tutkimustietoa saatavilla (Ylivainio ym. 2019). Lietteen sisältämää tyyppiä ei yleensä ole juurikaan jäljellä lopputuotteessa, mutta sitä voidaan ottaa talteen lietteen kuivausvaiheessa haihtuvista kaasuista tai prosessoitaessa muita sivuvirtoja, esim. syntyviä rejektivesiä. Toisaalta näissä sivuvirroissa vain murto-osa ravinteista on enää jäljellä ja niiden talteenoton kustannustehokkuus tulee arvioida tapauskohtaisesti.

Poltto ja kaasutus ovat perinteisesti lietteen hävittämiseen tähtäviä menetelmiä, mutta niissäkin fosfori voidaan hyödyntää joko käyttämällä lietetuhkaa sellaisenaan maanparannusaineena (edellyttää hyväksyntää) tai ottaa talteen erilaisilla menetelmillä (luku 2.3.1.8. Fosforin talteenotto lietetuhkasta). Kaiken kaikkiaan termisten käsittelymenetelmien jälkeen jäteveden puhdistamolle tulevasta fosforista on talteen otettavissa 70-90 %. Lietteen kuivausvaiheiden erotustehokkuus vaikuttaa merkittävästi talteenottoasteeseen siten, että mitä enemmän fosforia päätyy kuivajakeeseen, sitä korkeampi talteenottoaste. Esimerkiksi linkouksella fosforia päätyy enemmän kuivajakeeseen kuin suotonauhalla tai ruuvilla. (mm. Marttinen ym. 2017)

Lämpötilan nousu ja prosessointitapa vaikuttavat myös lopputuotteen orgaanisen aineksen määrään ja hajoamisnopeuteen maanparannus- ja peltokäytössä. Lietteessä on sekä nopeasti että hitaasti hajoavia hiiliyhdisteitä, joiden määrä ja suhteet muuttuvat lietettä prosessoitaessa. Hiilestä voidaan saada prosessointimenetelmästä riippuen talteen noin 10-15 %. Poltossa syötteen hiili menetetään kokonaan, mutta pyrolyysissä muodostuu hitaammin hajoavia, lähes pysyviä hiilijakeita (Baldock & Smernik 2002; Lehman ym. 2009; Roberts ym. 2010). Termisesti käsitellyn lietteen hiilen hajoamisnopeudesta ja vaikutuk-

sesta maaperään on saatavilla vain vähän tutkimustietoa. Orgaanisella lannoitteella voidaan lisätä pitkään mineraalilannoitteilla viljellyn peltomaan hiilen määrää ja vaikuttaa myös mm. maan rakenteeseen ja maan hiilivarastoon vaikuttavien mikrobien määrään (mm. Liang ym.2017; Paavola ym. 2019; Ravander ym. 2019; Wiesmeier 2019; Lehtoranta ym. 2020).

Monet termiset käsittelymenetelmät soveltuvat orgaanisten haitta-aineiden sekä mikromuovien vähentämiseen jätevesilietteistä. Käsittelyn lämpötila ja viipymäaika ovat olennaisia parametrejä, jotka vaikuttavat poistumaan.

Mikäli termisissä prosesseissa poltetaan lietteitä tai niissä syntyviä kaasuja, tulee muodostuvat savukaasut käsitellä jätteenpolton vaatimusten mukaisesti, mikäli niitä ei puhdisteta siten, että niiden ei enää katsota olevan jätettä eikä polttamisesta voi aiheutua suurempia päästöjä kuin maakaasun polttamisesta (Ympäristönsuojelulaki 527/2014 §107). Päästörajoja määrittelee jätteenpolttoasetus (VNA 151/2013) sekä ympäristönsuojelulain (527/2014) nojalla BAT (Best Available Techniques) -vaatimusten mukaisesti BREF-dokumenttien (BAT Reference documents) päästövaatimukset, mikäli laitos katsotaan ns. direktiivilaitokseksi.

2.3.1.1 Terminen kuivaus

Termisessä kuivauksessa lietettä kuivataan lämmön avulla, jolloin vesi haihtuu lietteestä ja solunsisäinen vesi poistuu. Toteutustapoja on useita (mm. kontaktikuivain, konvektiokuivain, säteilykuivain, aurinkokuivain ja erilaiset yhdistelmäkuivaimet) ja lopuksi termisesti kuivattu liete voidaan pelletöidä tai rakeistaa käsiteltävyyden ja varastoinnin helpottamiseksi. Syötteenä voidaan käyttää mädätettyä tai mädättämätöntä lietettä. Lietteen mädätys ennen termistä kuivausta vähentää lopputuotteen orgaanisen aineen sekä typen määrää (VVY 2019b).

Termisellä kuivauksella tavoiteltava kuivausaste vaihtelee 40 - 95 %:n välillä jatkokäsittelymenetelmästä ja prosessointityypistä riippuen. Energiatalouden parantamiseksi hyödynnetään usein biokaasutuksesta tai poltosta saatavaa lämpöä (FCG 2010). Liete kannattaa ennen termistä kuivausta kuivata mekaanisesti mahdollisimman kuivaksi, koska veden poistaminen vedenerotuksella on taloudellisempaa kuin haihduttamalla. (Lohiniva ym. 2001; Pitkänen & Sikanen 2014; VVY 2019b). Lämmön tarve jopa puolittuu lietteen kuiva-ainepitoisuuden noustessa 23 % -> 35 %:iin, kun tavoitellaan 93 %:n kuiva-ainepitoisuutta (Gil-Lalaguna ym. 2014). Termisen kuivauksen lämpöenergiankulutus vaihtelee välillä 0,8–1,1 kWh/haihdutettava vesikilo. Sähköenergian kulutus vaihtelee laitteistosta riippuen 4–5 kWh/m³ märkää jätevesilietettä (FCG 2010).

Termisesti kuivatussa lietteessä fosfori sekä suurin osa lietteen orgaanisesta aineesta säilyy (Kuva 10). Rautasaostettua lietettä käsiteltäessä fosforin saatavuuden kasveille on todettu kuitenkin vähenevän (Lemming ym. 2017; VVY 2019b). Kuivauslämpötila vaikuttaa lopputuotteen typpipitoisuuteen; mitä suurempi lämpötila, sitä suurempi osa tuestä haihtuu ammoniakkinä. Kuivauksessa muodostuu käsitellyä vaativia poistokaasuja, jotka sisältävät typpiyhdisteiden lisäksi orgaanista ainesta, kiintoainetta ja pölyä (Lohiniva ym. 2001). Poistokaasuista voidaan ottaa talteen ammoniakkia esimerkiksi typpipesurilla, jolloin muodostuu typpipitoista liuosta (ammoniumsulfaattia tai ammoniakkivettä). Liuos voidaan ohjata hyötykäyttöön (lannoitekäyttöön tai lannoiteteollisuuden raaka-aineeksi) tai takaisin puhdistamolle. Liuoksen alhainen typpipitoisuus sekä sen sisältämät epäpuhtaudet rajoittavat käytännössä sen hyödyntämistä (VVY 2019b).

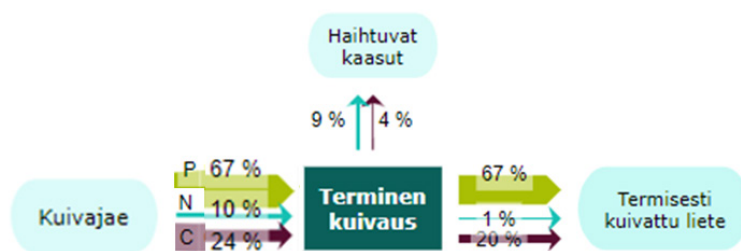
Terminen kuivaus hygienisoi lietteen tehokkaasti. Raskasmetallit säilyvät lopputuotteessa (esim. Mailler ym. 2014), mutta niiden pitoisuudet alittavat tyypillisesti lainsäädännön asettamat rajat. Termisen kuivauksen lämpötilat ovat muovien hajoamisen kannalta pääosin liian alhaisia, joten oletettavasti sillä ei saavuteta mikromuovien poistoa. (Kainulainen 2017)

Termisen kuivauksen on havaittu poistavan joitain orgaanisia haitta-aineita vaihtelevissa määrin. Mailler ym. (2014) havaitsivat käsittelyn poistavan monobutyylitinaa, fluoreenia ja bentso(b)fluoreenia jossakin määrin, ja alkyylifenoleita hyvin vaihtelevasti (20 – 90 %). Mailler ym. (2017) puolestaan ra-

portoivat termisen kuivauksen poistavan mm. fluorikinoloniantibiootteja, PFAS-yhdisteitä ja alkyylifenoleita jossakin määrin, mutta joidenkin lääkeaineiden (mm. propranololi ja essitalopraami) ja ftalaattien määrän kasvavan käsittelyssä. Mailler ym. (2014) totesivat yhteenvetona, että termisellä kuivauksella ei ole merkittävää vaikutusta useimpien orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksiin.

Termisesti kuivattu jätevesiliete on hyväksytty lannoitevalmisteiden tyyppinimiluetteloon tyyppinimellä 3A2/5 Kuivarae tai -jauhe. Suomessa terminen kuivaus ja termisesti kuivatun lietteen lannoitekäyttö ei ole kuitenkaan kovin yleistä. Termisesti kuivattua lietettä voidaan käyttää myös polttoaineena tai muiden termisten käsittelyjen (poltto, pyrolyysi) raaka-aineena. Terminen kuivaus parantaa lietteen lämpöarvoa. Kuivatun lietteen (TS n. 90 %) energiasisältö on 10–15 MJ/kg (Myllymaa ym. 2008).

Terminen kuivaus on käytössä Joensuussa, Haapavedellä ja Lakeuden Etapin Ilmajoen lietteenkäsittelylaitoksella.



Kuva 10. Esimerkki ravinteiden jakautumisesta mädätetyn lietteen kuivajakeen termisen kuivauksen jälkeen.

2.3.1.2 Poltto

Poltto on hapellisissa olosuhteissa noin 850 – 950 °C:ssa tapahtuvaa termistä käsittelyä, jossa lietteen orgaaninen aines hapettuu haihtuviksi yhdisteiksi kuten hiilidioksidiksi, hapeksi, vedyksi, rikiksi ja typeksi. Polttoa voidaan soveltaa joko mekaanisesti tai termisesti kuivatulle lietteelle, mutta yleensä sitä edeltää terminen kuivaus, jossa lietteen kuiva-ainepitoisuus nostetaan käytettävän polttotekniikan kannalta optimaaliseksi, noin 41 – 65 % (TS) (Fytili & Zabaniotou 2008). Polttoa voidaan soveltaa sekä mädätetylle että mädättämättömälle lietteelle. Polttamisen tavoite on muodostaa mahdollisimman korkea lämpötila hapetus-pelkistysreaktion avulla käyttämällä palamiskelpoinen materiaali kokonaan.

Poltto on yksi parhaiten tunnetuista ja eniten maailmalla käytetyistä puhdistamolietteen termisistä käsittelymenetelmistä (TRL 9). Se pienentää tehokkaasti jätevesilietteen tilavuutta ja massaa, ja vain noin 10 % syötteestä jää jäljelle tuhkana. Jätevesilietteitä voidaan polttaa ainoana polttoaineena (erillispoltto) tai yhdessä muiden syötteiden kanssa (yhteispoltto). Polttotekniikoita on useita erilaisia (mm. VVY 2019b). Yhteispolton hyötynä on mm. se, että märkää lietettä voidaan sekoittaa kuivempien syötteiden kanssa, jolloin energiatehokkuus paranee. Tässä raportissa tarkastellaan kuitenkin vain erillispoltoa, koska se mahdollistaa fosforin talteenoton syntyvästä tuhkasta (VVY 2019b). Yhteispoltoissa tuhkan haitta-ainepitoisuus voi nousta korkeammaksi (esim. raskasmetallit) ja tuhkan fosforipitoisuus on yleensä alhaisempi kuin erillispoltossa.

Poltoissa tuotettava energiamäärä riippuu voimakkaasti poltettavan lietteen vesipitoisuudesta, sen sisältämän orgaanisen aineen määrästä sekä polttoprosessin parametreista (Rulkens 2008). Syntyvä lämpöenergia hyödynnetään usein lietteen kuivauksessa, jolloin prosessi voi olla lähes omavarainen. Kuivatun jätevesilietteen lämpöarvo on vastaava kuin ruskohiilellä, primäärietteen alempi lämpöarvo vaihtelee välillä 23 - 29 MJ/kg TS ja biolietteen 16 - 23 MJ/kg TS (Fytili & Zabaniotou 2008). Mädätys pienentää lämpöarvoa tasolle 9 - 23 MJ/kg TS (Kangas ym. 2011).

Polton pääasiallinen tuote on tuhka, johon lietteen inertti kiintoaine, raskasmetallit ja muut epäorgaaniset haitta-aineet ja valtaosa fosforista sitoutuu. Tuhkan fosforipitoisuus vaihtelee 5–10 % välillä. Jätevesilietteiden tuhkapitoisuus vaihtelee huomattavasti riippuen käytetystä kattilasta ja lietteen koostumuksesta (Lohiniva ym. 2001). Lietteen poltossa menetetään lietteen sisältämä tyyppi ja orgaaninen aines (RIL 2004). Suomessa ei ole haettu tuhkalta lannoitustuotteiden tyyppihyväksyntää, joten sitä ei voida nykyisellään käyttää lannoitteena. Lietteen sisältämien raskasmetallien on havaittu kertyvän tuhkaan (esim. Gerhardt ym. 2015) ja korkeat raskasmetallipitoisuudet rajoittavat sen lannoite- ja maanparannuskäyttöä. Lietteperäistä tuhkaa voidaan sekoittaa tietyin ehdoin muun tuhkan sekaan ja hyödyntää tuhkalannoitteena.

Suomessa lietteen poltto ei vielä ole kovin yleistä, mutta Euroopassa se on yleisesti käytössä oleva menetelmä (mm. Alankomaat, Belgia, Itävalta, Tanska ja Saksa) (Kangas ym. 2011). Suomessa jätevesilietettä poltetaan muiden jakeiden seassa Vapon Haapaveden ja Fortumin Riihimäen laitoksilla sekä muutamalla pienemmällä laitoksella (VVY 2019b). Rovaniemellä (Napapiirin Energia ja Vesi Oy) on vuonna 2019 otettu koekäyttöön Suomen ensimmäinen lietteen erillispolttolaitos, joka perustuu ns. PAKU-tekniikkaan (Tekniikka ja Talous 2019) (katso luku 2.3.1.3).

Polton oletetaan yleisesti poistavan tehokkaasti lietteen sisältämät orgaaniset haitta-aineet, mikro- muovit, ja tuhoavan täysin lietteen mikrobit. (Ortner & Hensler 1995; UNEP 2014). Mittausaineistoa lietetuhkien sisältämistä pysyvistä orgaanisista yhdisteistä ei kuitenkaan ole saatavilla. Aineistoa tarvittaisiin enemmän, jotta voitaisiin arvioida luotettavasti, riittääkö tavanomainen jätteenpolton lämpötila (850 °C) tuhoamaan esim. lietteen sisältämät PFAS- ja PCDD/F-yhdisteet, vai vaaditaanko niiden tuhoamiseksi esim. jätteenpolttoasetuksessa (VNa 151/2013) tietyille vaarallisille jätteille esitetty lämpötila, 1 100 °C. Lietteen poltto edellyttää jätteen poltolle lainsäädännössä asetettujen vaatimusten täyttämistä (ks. luku 2.3.1).

2.3.1.3 PAKU

PAKU on erillispolttoon (n. 850 °C) perustuva tekniikka, jota käytetään Suomen ensimmäisessä pelkätään lietettä syötteenä käytävässä polttolaitoksessa Rovaniemellä (Endev Oy). Syötteenä voidaan käyttää sekä mekaanisesti kuivattua lietettä, että mädätettyä lietettä. PAKU on kehitetty Suomessa ja poikkeaa selvästi muista lietteenpoltteknikoista. Prosessissa poltto ja kuivaus on yhdistetty ns. kiertomassatekniikalla, jossa lietteen joukkoon sekoitetaan kuivauksessa hiekkaa. Liete kuivataan yli 95 % kuiva-ainepitoisuuteen, jonka jälkeen hiekka ja liete johdetaan seoksena polttoyksikköön. Polttoyksiköstä hiekka palautetaan kuivuriin, ja savukaasut johdetaan lämmönvaihtimien kautta savukaasujen käsittelyyn. Kuivausvaiheessa muodostuvat lauhdevedet johdetaan puhdistamolle. (Pekkala & Strandman 2020)

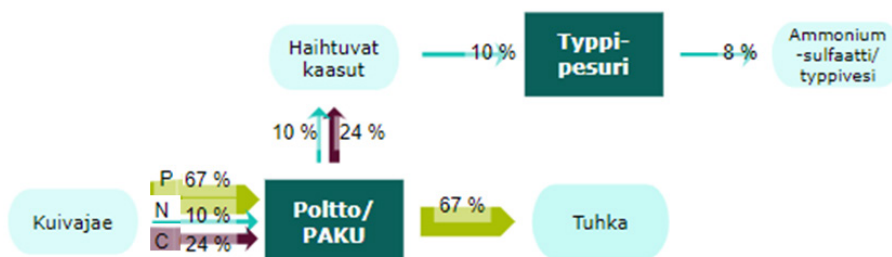
Prosessissa muodostuu kahdenlaista lentotuhkaa yhteensä noin 8 % lietteen määrästä. Kokonaisuutena noin 95% on syklonilla ensi vaiheessa erotettua fosforirikasta tuotetuhkaa ja sitä voidaan hyödyntää lannoitteena tai lannoitteen raaka-aineena. Seuraavassa vaiheessa muodostuva sivutuotetuhka (n. 5%) on savukaasujen käsittelyjätettä, jossa on merkittäviä määriä mm. raskasmetalleja, eikä sitä voida hyödyntää lannoitteena. PAKU-prosessi on valmistajan mukaan energiaomavarainen, kun tulevan lietteen kuiva-ainepitoisuus on vähintään 20 % (VVY 2016). Rovaniemen laitos tuottaa kuitenkin lämpöä kaukolämpöverkkoon 1 MWh/ poltettu tonni lietettä.

Prosessissa ei toistaiseksi oteta tyyppiä talteen, vaan suurin osa siitä haihtuu polton yhteydessä ja poistuu lauhdevesien mukana. Tyyppiä olisi mahdollista ottaa talteen esimerkiksi polton yhteydessä muodostuvista lauhdevesistä ja savukaasuista (Kuva 11). PAKU-prosessin yhteydessä on tutkittu näitä talteenottomahdollisuuksia, mutta niiden jatkokehittäminen ei toistaiseksi ole osoittautunut kannattavaksi.

Prosessissa muodostuvaa tuhkaa voidaan hyödyntää metsälannoitekäytössä, esimerkiksi puutuhkaan sekoitettuna. Tuhkan pölyämistä levityskäytössä voidaan vähentää rakeistamalla, jolloin varmistetaan myös sen tasalaatuisuus. Rakeistuksessa tuhkaan voidaan lisätä fosforia ja kaliumia. Rakeistetulle

tuhkalle ei ole vielä omaa tyyppinimeä, mutta suunnitelmissa on tyyppinimen hakeminen lainsäädännön tarkentumisen jälkeen. (Pekkala & Strandman 2020)

PAKU-prosessi sopii myös suurempiin mittakaavoihin. Teknologia on erittäin kustannustehokas ratkaisu lietteen polttoon ja siitä on kiinnostuttu myös kansainvälisesti. Prosessissa muodostuvalla lämpöenergialla katetaan laitoksen käyttö- ja ylläpitokulut (Laasonen 2020).



Kuva 11. Esimerkki ravinteiden jakautumisesta mädätetyn lietteen kuivajakeen polton jälkeen.

2.3.1.4 Kaasutus

Kaasutus on korkeassa lämpötilassa (500 – 900 °C), vähähappisissa olosuhteissa tapahtuvaa epätäydellistä polttoa, jonka hapen tarve on alle kolmannes suoraan polttoon verrattuna. Kaasutettavan lietteen kuiva-ainepitoisuuden tulisi olla vähintään 65 – 80 % (Pitkänen & Sikanen 2014). Yleensä lietteen kaasutusta edeltääkin terminen kuivaus. Kaasutus eroaa poltosta siten, että siinä suurin osa palamiskelpoisesta kiinteästä materiaalista muunnetaan polttokelpoiksi kaasuiksi, sen sijaan, että ne poltetaan kokonaan. Energiapitoinen tuotekaasu sisältää vetyä, hiilimonoksidia, metaania, hiilidioksidia ja typpeä sekä orgaanisia epäpuhtauksia. Syntyvien komponenttien laatu ja määrä riippuvat useasta tekijästä kuten raaka-aineesta, kaasutustekniikasta ja kaasutuksen lämpötilasta. Yleisesti ottaen, mitä korkeampi lämpötila, sitä vähemmän haitallisia yhdisteitä muodostuu.

Kaasutuksen pääasiallisena tavoitteena on lietteen orgaanisen aineen muuttaminen energiapitoiseksi kaasuksi ja samalla lietteen määrä pienenee merkittävästi. Esimerkiksi Tokiossa sijaitsevassa laitoksessa tuotetaan laitoksen sähköntarpeesta noin 30% (150 kW), menetelmä vaatii siis myös merkittävän määrän ulkoista energiaa (Kawasaki 2010, Tokyo Bureau of Sewerage 2010). Kaasutuskaasun poltto on lietteen polttoa tehokkaampaa, koska kaasu voidaan polttaa korkeammassa lämpötiloissa esimerkiksi kaasumootorissa (VVY 2019b). Noin 60 – 80 % lietteen energiasisällöstä voidaan vapauttaa kaasuksi (Koch 2018). Kaasu on kuitenkin yleensä puhdistettava ennen polttoa. Tuotekaasun merkittävimmät epäpuhtaudet ovat terva ja kiintoainepartikkelit, jotka on suodatettava pois ennen käyttöä mm. sykloneilla, suodattimilla tai pesureilla. Vähähappisista olosuhteista johtuen kaasutuksessa syntyy vähemmän rikin ja typenoksideja, raskasmetalleja, lentotuhkaa sekä kloorattuja yhdisteitä (dibentsodioksiinit ja dibentsofuraanit) kuin poltossa (Fytili & Zabaniotou 2008; Parés Viader ym. 2017).

Kaasutuksen lopputuotteina muodostuu kaasun lisäksi hiiltynyttä materiaalia, tuhkaa ja kondensoituneita (tervamaisia) öljyjä. Tuhka muistuttaa koostumukseltaan polttotuhkaa, mutta sen orgaanisen aineen pitoisuus on jonkin verran korkeampi. (Lassi & Wikman 2011; Pitkänen & Sikanen 2014; VVY 2019b). Tuhkaa ja kaasujen puhdistusjätteitä muodostuu yhteensä n. 5 – 10 % syötteen määrästä (TJL 2003).

Kaasutusprosessissa syötteen fosfori jää tuhkaan, josta sitä voidaan ottaa talteen samoilla menetelmillä kuin erillispolton tuhkasta (luku 2.3.1.8. Fosforin talteenotto lietetuhkasta). Tuhkan fosforipitoisuus on noin 7,5 – 8 %, mutta siitä vain alle 5 % on vesiliukoista ja 31 -57 % sitraattiliukoista. Lannoitusvaste on ollut raakafosfaatin luokkaa. Tuhkan rautapitoisuus on myös korkea (13 – 19 %), mikäli

syötteenä on käytetty kemiallisen fosforinpoiston lietettä, joka sisältää runsaasti rautasaostettua fosforia. Tuhkan sisältämän fosforin käytettävyydestä kasveille verrattuna prosessin raaka-aineena käytettävään lietteeseen ei ole kattavasti saatavilla tietoa. Oletettavasti kaasutuksen vaikutus fosforin liukoisuuteen on lähellä polttoa, jonka on todettu heikentävän rautasaostetun lietteen fosforin käyttökelpoisuutta (Ylivainio ym. 2020).

Kaasutus poistaa tehokkaasti joitain orgaanisia haitta-aineita, lääkkeitä ja muoveja, mutta PAH-yhdisteitä voi muodostua ja sitoutua tuhkaan (30-50 mg/kg ka). Myös raskasmetallit sitoutuvat tuhkaan elohopeaa lukuun ottamatta, mutta niiden pitoisuudet jäävät yleensä alle lainsäädännön raja-arvojen nikkelin ja kadmiumin ollessa lähinnä niitä. (Campos & Judex 2018)

Biomassan ja etenkin puun kaasutusta on käytetty useiden kymmenien vuosien ajan. Lietteiden käsittelymenetelmänä tekniikka on suhteellisen uusi ja laitoshankkeet on pääosin toteutettu 2000-luvun aikana. Tällä hetkellä on käytössä kolme täyden mittakaavan kaasutuslaitosta, joista kaksi sijaitsee Saksassa ja yksi Japanissa. Saksassa ollaan ottamassa käyttöön kolmatta kaasutuslaitosta. (Jones 2017; Campos & Judex 2018; Sülzle-Kopf 2019)

2.3.1.5 Torrefiointi

Torrefioinnissa lietettä käsitellään hapettomissa oloissa noin 200 – 350 °C:n lämpötilassa (Verhoeff ym. 2011). Se muistuttaa menetelmänä hidasta pyrolyysiä, joka tapahtuu myös hapettomissa oloissa. Torrefiointia voidaan pitää pyrolyysin esiasteena. (Pulka ym. 2019; VVY 2019b). Molemmista menetelmistä liete esikäsitellään yleensä termisesti kuivaamalla yli 90 %:n kuiva-ainepitoisuuteen, joka on menetelmän energiantensiivisin osuus. Varsinaisessa torrefiointilämpötilassa energiaa kuluu vain vähän.

Sekä torrefioinnissa että pyrolyysissä lietteestä poistuu kaikki, myös kemiallisesti sitoutunut vesi ja siitä haihtuu orgaanisia yhdisteitä, happea ja vetyä. Molemmista prosesseissa orgaaninen aines jakaantuu kiinteään (hiili, inertti materiaali, raskasmetallit ja muut haihtumattomat yhdisteet) ja kaasufraktioon (mm. vety, metaani, hiilimonoksidi, hiilidioksidi) sekä höyryihin, jotka jäätyessään tiivistyvät pyrolyysiöljyiksi (mm. etikkahappo, asetoni, metanoli, kompleksiset happea sisältävät hiilivedyt).

Torrefiointia käytetään yleensä biomassan poltto-ominaisuuksien parantamiseen, eikä niinkään ravinteiden talteenottoon. Prosessi myös kuluttaa enemmän energiaa kuin tuottaa. Torrefioidun lietteen lämpöarvo on noin 13 – 22 MJ/kg ka (mm. Atienza-Martinez ym. 2013; Poudel ym. 2015; Karki ym. 2018; Pulka ym. 2019). Torrefiointi vähentää fosforin käyttökelpoisuutta (Ylivainio ym. 2019).

Torrefioitua lietettä voidaan polttaa hiilikattiloissa, jolloin voidaan korvata fossiilista hiiltä ilman merkittäviä muutosinvestointeja polttolaitoksilla. Torrefioidun lietteen käyttöä maanparannusaineena on myös tutkittu laboratoriotutkimuksissa (Ylivainio ym. 2019). Puhdistamolietteiden torrefiointia on kuitenkin tutkittu varsin vähän, eikä siitä ole laitostutkimuksien kokemuksia. Prosessin toimintamekanismeja ja lietteiden ominaisuuksien vaikutusta torrefioidun tuotteen laatuun ei juuri tunneta (Pulka ym. 2019).

Haitta-aineiden poistosta torrefioinnissa on vähän tietoa ja niiden hajoamista torrefioinnin lämpötiloissa olisikin tarpeen tutkia. Eri muovilaatujen hajoamislämpötilojen pohjalta voidaan arvioida, että muoveista valtaosa säilyy torrefioidussa tuotteessa, kun käsitellyn lämpötila on alle 300 °C.

2.3.1.6 Pyrolyysi

Pyrolyysi on hiiltä säästävä vaihtoehto lietteiden poltolle. Pyrolyysissä termisesti kuivattua lietettä kuumennetaan hapettomissa olosuhteissa torrefiointia korkeammassa lämpötilassa (350 – 700 °C) (Fytli & Zabanioutou 2008). Kuumennaminen hygienisoi, poistaa hajuhaittoja ja hajottaa orgaanisia haitta-aineita (Rasa ym. 2015). Pyrolyysissä syntyy prosessin olosuhteista riippuen kaasua ja pyrolyysiöljyä, joita voidaan hyödyntää prosessin energianlähteenä. Lisäksi prosessissa muodostuu kiinteää tuhkapitoista hiilijätettä, jota voidaan käyttää maanparannusaineena. Näin maanparannuskäytön kannalta tärkeitä resursseja ei menetetä, kuten polton yhteydessä (Fonts ym. 2012). Pyrolyysiprosessin korkeissa lämpötiloissa

kuitenkin menetetään suuria määriä lietteen kokonaistypestä ja osa sen sisältämästä orgaanisesta aineksesta (Hossain ym. 2011).

Hiili-, höyry- ja kaasufraktioiden suhteelliset osuudet riippuvat pyrolyysilämpötilasta sekä syötteen ominaisuuksista. Korkeammassa prosessilämpötiloissa kaasumaisten aineiden osuus on suurempi ja nestemäisen sekä kiinteän fraktion osuus vastaavasti pienempi. Kaasuuntuva jae voidaan hyödyntää prosessia ylläpitävänä energiana. Lisäksi siitä voidaan kondensoida nestejake jatko- ja lämpötilan nostamista varten. (Rasa ym. 2015). Lämpötilan lisäksi viipymäaika muuttamalla voidaan vaikuttaa jakeiden ominaisuuksiin. Puhdistamolietteen pyrolyysissä tavoitteena on maanparannuskäyttöön soveltuvan lietehiilen tuottaminen, jonka vuoksi hidas pyrolyysi on jätevesilietteen käsittelyn yhteydessä yleensä käytetty menetelmä.

Pyrolyysissä lietteen tilavuus ja massa pienenevät merkittävästi, mikä alentaa oleellisesti sen jatkokäsittely- ja kuljetuskustannuksia. Rasan ym. (2015) tutkimuksessa mädätetyn lietteen pyrolyysissä lietehiilen saanto massasta oli 62 – 75 % lämpötilan ollessa 310 – 410 °C:tta. Arvot vastasivat hyvin myös muita kirjallisuuden arvoja, joissa saanto laski lähelle 50 %:a lämpötilan noustessa 700 asteeseen (mm. Hossain ym. 2011).

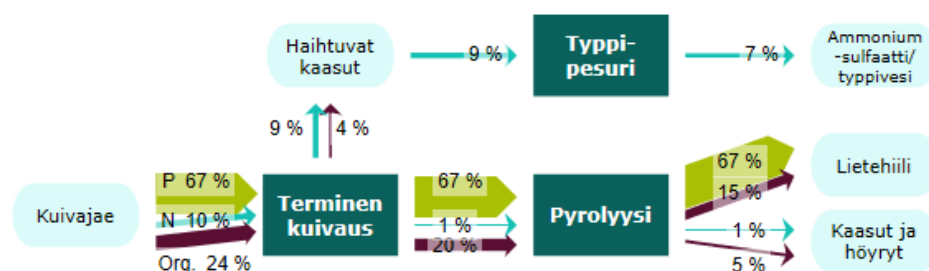
Lietteen sisältämä fosfori ja muut haihtumattomat alkuaineet konsentroituvat kokonaisuudessaan lietehiileen (Kuva 12). Koska lietehiilen massa on pienempi kuin käsiteltävän lietteen, fosforin pitoisuus lietehiilessä 2-3 kertaistuu tasolle 3-6 % (ka) eli samalle tasolle mineraalilannoitteiden kanssa. Vaikka pyrolyysiprosessin vaikutus fosforin käyttökelpoisuuteen on toistaiseksi heikosti tunnettu, pyrolyysi ei Rasan ym. (2015) tutkimuksessa juurikaan vaikuttanut fosforin liukoisuuteen. Fosforin saostustapa vaikuttaa todennäköisesti enemmän fosforin liukoisuuteen, kuin pyrolyysiprosessi (Kainulainen 2020). Lietehiilen fosforin käyttökelpoisuudesta kasveille tarvitaan lisää tutkimustietoa.

Lietehiilen lannoitekäyttö edellyttää myös lisätietoa orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksista hiilipitoisessa kiinteässä lopputuotteessa. Pyrolyysissä orgaanisten haitta-aineiden ja lääkeaineiden pitoisuudet on valtaosin todettu vähäisiksi yli 400 °C lämpötiloissa tehdyissä kokeissa (Kainulainen 2017). Myös valtaosa käytetyistä muoveista (yli 95 %) hajoaa alle 450 °C lämpötiloissa. Pyrolyysikaasujen kontakti kiintoaineen kanssa tulee minimoida, jotta kaasujen sisältämät haitta-aineet, erityisesti PAH-yhdisteet, eivät sitoutuisi hiilifraktioon.

PAH-yhdisteitä muodostuu epätäydellisessä palamisessa. Tästä syystä yhdeksi pyrolyysin riskiksi on tunnistettu PAH-yhdisteiden muodostuminen prosessissa. Useimpien PAH-yhdisteiden on havaittu poistuvan prosessissa tehokkaasti (esim. Zielińska & Oleszczuk 2015). Tutkimuksissa on kuitenkin havaittu joidenkin yksittäisten PAH-yhdisteiden pitoisuuksien kasvavan. Esim. Ylivainio ym. (2020) havaitsivat bentso(ghi)peryleenin ja indeno(1,2,3-cd)pyreenin määrien kasvavan lietettä pyrolysoitaessa. Mayer ym. (2016) puolestaan määrittivät biohiilen sisältämien PAH-yhdisteiden jakautumiskertoimia ja havaitsivat PAH-yhdisteiden olevan hyvin tiukasti sitoutuneina hiileen (Kd-arvot suuruusluokkaa 10^4 - $>10^6$ l/kg). He esittivätkin johtopäätöksenä, että vaikka biohiilen PAH-pitoisuudet voivat olla verrattain suuria, biohiili voi toimia maaperässä PAH-yhdisteiden sitojana eikä lähteenä. Ylivainio ym. (2020) havaitsivat myös BDE-183:n ja parasetamolin määrien kasvavan prosessissa. Useimpien tarkasteltujen haitta-aineiden (PFAA-, PAH-, PBDE-yhdisteet ja lääkeaineet) olivat pyrolyysin lopputuotteessa huomattavasti alhaisemmat kuin syötteessä.

Raskasmetallien on havaittu rikastuvan pyrolyysissä hiilijakeeseen (esim. Jin ym. 2016; Wang ym. 2019), mutta Rasan ym. (2015) mukaan ne eivät ylitä lannoitevalmisteen raja-arvoa. Yuan ym. (2015) havaitsivat raskasmetallien kokonaispitoisuuksien kasvavan hiilijakeessa pyrolyysilämpötilan noustessa. He havaitsivat kuitenkin myös, että lietteen sisältämästä raskasmetallimäärästä oli hiilessä jäljellä sitä pienempi osa, mitä korkeampi pyrolyysilämpötila oli, ja vastaavasti sitä suurempi osa alkuperäisestä kuormasta löytyi prosessissa muodostuvasta pyrolyysiöljystä. Yuan ym. (2015) havaitsivat myös lietehiilen raskasmetallien liukoisen pitoisuuden laskevan pyrolyysilämpötilan noustessa. Myös Wang ym. (2019) havaitsivat raskasmetallien biosaatuavuuden heikkenevän pyrolyysissä, minkä he arvelivat alentavan hiilen sisältämien raskasmetallien aiheuttamaa ympäristöriskiä.

Pyrolyysissä muodostuvat höyryt tiivistyvät lämpötilan laskiessa tervamaisiksi öljyiksi ja aiheuttavat siten merkittäviä huoltotarpeita. Höyryt voidaan johtaa yhdessä polttoon pyrolyysikaasujen kanssa ja siitä saatava energia voidaan hyödyntää pyrolyysiyksikön tai termisen kuivauksen lämmöntarpeeseen. Savukaasujen käsittelyssä syntyy kiinteää savukaasujen käsittelyjätettä tai märkäpesumenetelmää käytettäessä pesurin jätevettä. Lentotuhka sijoitetaan joko tavanomaisen tai vaarallisen jätteen kaatopaikalle sen ominaisuuksista riippuen. Savukaasujen käsittelyjäte tulee johtaa vaarallisen jätteen käsittelyyn. Savukaasupesurin jätevesi johdetaan viemäriin tai erilliseen jätevesien käsittelyyn. (VVY 2019b)



Kuva 12. Esimerkki ravinteiden jakautumisesta mädätetyn lietteen kuivajakeen termisen kuivauksen ja pyrolyysin jälkeen. Termistä kuivausta vastaava käsittely tapahtuu pyrolyysin esivaiheena.

2.3.1.7 Märkähiilto (HTC)

Märkähiilto (Hydrothermal carbonization, HTC) tai nestepyrolyysi on korkeassa paineessa (20 – 35 bar) ja noin 180 – 250 °C lämpötilassa tapahtuvaa termistä käsittelyä. Syöte voi olla märkää mekaanisesti kuivattua lietettä, joka tulee laimentaa kuiva-ainepitoisuudeltaan noin 8 – 15 %:iin (VVY 2019b). Lopputuotteena muodostuu hydrofobista hiilijäettä, josta voidaan helposti erottaa vesifaasi (Kainulainen 2017). Lisäksi muodostuu pieni määrä korkean lämpöarvon omaavaa kaasua, johon päätyy alle 20 % syötteen typestä (Hämäläinen 2020; Kokko 2020).

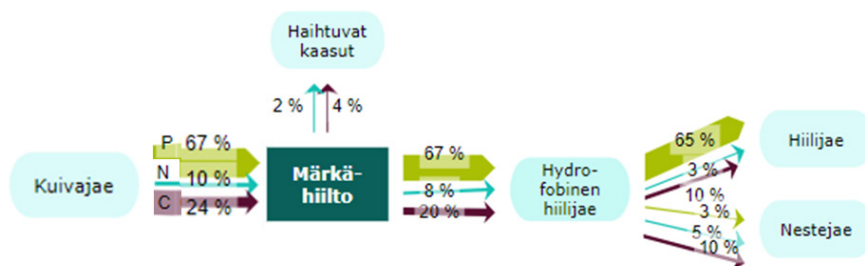
Muodostuva hiilijae on märkää ja se voidaan kuivata mekaanisesti (50-70 % TS) ja rakeistaa loppukäytön helpottamiseksi. Hiilijäettä voidaan käyttää energianlähteenä tai maanparannusaineena. Hiilijae sisältää suurimman osan (yli 90 %) syötteen fosforista ja kokonaistypestä noin 35-45 % (Kuva 13) (Hämäläinen 2020). Hiilijäkeestä erotettu typpipitoinen ja liuenneita orgaanisia yhdisteitä sisältävä vesifaasi, eli rejektivesi voidaan ohjata esimerkiksi mädättämöön, jossa se voi lisätä biokaasun tuotantoa tai se voidaan hyödyntää lietteen laimennusvetenä (VVY 2019b; Hämäläinen 2020; Kokko 2020). Rejektiveden typestä yli puolet on ammoniumtyppi-muodossa (Hämäläinen 2020). Märkähiiltoon voidaan yhdistää myös märkähapetus, jonka avulla osa sitoutuneesta typestä saadaan stripattua ammoniakkinatteen (Axegård 2020). Hiililietteestä ravinteita voidaan myös uutaa happamoimalla hiililiete rikkihapolla (TerraNova Ultra-menetelmä), jolloin sitoutunut fosfori vapautuu vesifaasiin, josta se voidaan absorboida (von Bahr & Kärrman 2019).

Märkähiilto poistaa haitta-aineita ja taudinaiheuttajia, joten sillä on hygienisoiva vaikutus. (Libra ym. 2011; Strand 2011; Spitzer ym. 2018). Prosessin korkea lämpötila sekä paine tuhoavat osan orgaanisista haitta-aineista (Weiner ym 2013). Orgaanisista haitta-aineista ja lääkeaineista poistuu siten vain osa ja myös muovien poisto on puutteellista pyrolyysiin verrattuna. Raskasmetallit konsentroituvat hiileen. (Kainulainen 2017; Nissinen 2019). Tasca ym. (2019) havaitsivat raskasmetallien rikastuvan lopputuotteeseen sitä enemmän, mitä korkeammassa lämpötilassa käsittely tehdään.

HTC-käsittelyn on havaittu laskevan monien lääkeaineiden pitoisuuksia. Vom Eyser ym. (2015) havaitsivat mm. joidenkin makrolidiantibioottien (roksitromysiinin, klaritromysiinin, erytromysiinin) ja

karbamatsepiinin poistuvan käsittelyssä parhaimmillaan yli 80 %:sti. Myöhemmässä tutkimuksessa vom Eyser ym. (2016) havaitsivat diklofenaakin poistuvan 44 %:sti lietettä käsiteltäessä.

Märkähiillon suurimpana etuna voidaan pitää sitä, ettei se vaadi syöttömateriaalin esikuivausta. Märkähiilto nähdään lupaavana puhdistamolietteen käsittelymenetelmänä (Ylivainio ym. 2019). Se on prosessina nopea, eikä se ole herkkä lämpötilalle, myrkyille tai virtauksen vaihteluille (Robbiani 2013). Märkähiiltomenetelmällä on toteutettu muutamia teollisen mittakaavan demonstrointilaitoksia ja tietävästi yksi kaupallinen laitos. Olemassa olevilla laitoksilla on tehty kokeita jätevesilietteen märkähiiltokäsittelystä, mutta useimmilla niistä pääasiallinen käyttö on ollut muiden biomassojen käsittely polttoaineksi (von Bahr & Kärrman 2019).



Kuva 13. Esimerkki ravinteiden jakautumisesta mädätetyn lietteen kuivajakeen märkähiillon jälkeen.

2.3.1.8 Fosforin talteenotto lietetuhkasta

Fosforin talteenotto puhdistamolietteen poltossa syntyneestä tuhkasta on yleistynyt teknologia Euroopassa (Hermann & Schaaf 2017) ja siihen on kehitetty useita menetelmiä (mm. Egle ym. 2016). Fosforin talteenottomenetelmillä voidaan lietetuhkasta valmistaa fosforituotteita, jotka sopivat lannoitetuotteiksi tai muihin fosforituotteiden käyttökohteisiin. Fosfori voidaan ottaa talteen joko märkäkemiallisesti tai termisesti. Märkäkemiallisessa tavassa fosfori liukenee tuhkasta hapon avulla (esim. LEACHPHOS-, Ash2Phos- ja TetraPhos-menetelmät). Termisessä tavassa erotus tapahtuu tuhkan lämpökäsittelyssä (n. 1000 astetta), jossa fosfori muutetaan mineraalimuotoon ja raskasmetallit poistetaan (esim. AshDec-menetelmä).

Lietetuhkan happokäsittely on edullisempaa kuin lietteen happokäsittely kemiallisen fosforinpoiston yhteydessä tähtäävissä struviittimenetelmissä. Lietetuhka sisältää vähemmän liuotusta häiritseviä aineita, joten tarvittavien kemikaalien määrä on pienempi. Kierrätetyn fosforin hinnaksi on arvioitu 8 €/kgP. Tutkimuksissa on havaittu, että tuhkan liuotuksessa parhaan tuloksen saa aikaan suolahapolla, mutta myös rikkihappo on hyvä vaihtoehto fosforin vapauttamiseksi. (FCG 2015)

Fosforin talteenottomenetelmiä tuhkasta on parhaillaan käytössä tai rakenteilla useissa maissa. Esimerkiksi Hampuriin on rakenteilla täyden mittakaavan TetraPhos-laitos, Helsingborgiin Ash2Phos-laitos, joka pystyy käsittelemään 30 000 lietetuhkaa vuodessa, ja Sveitsiin on suunnitteilla täyden mittakaavan Phos4Life-laitos (von Bahr & Kärrman 2019).

2.3.1.9 Muut kehitteillä olevat menetelmät

Terminen hydrolyysi (Thermal Hydrolysis Process, THP) tarkoittaa biomassan käsittelyä n. 130 - 170 °C:ssa ja 0,6 – 0,8 MPa paineessa. THP on ensisijaisesti lietteen esikäsittelytekniikka ja sitä käytetään tyypillisesti ennen mädätystä biokaasun saannon lisäämiseksi, lietteen hajoamisasteen parantamiseksi ja hygienisoinnin varmistamiseksi. Täyden mittakaavan referenssilaitoksia on maailmanlaajuisesti yli 40. (Pöyry Switzerland 2018)

KREPRO on termiseen hydrolyysiin perustuva prosessi, jossa rikkihapon ja lämmön (n. 140 °C) avulla noin 40% lietteen orgaanisesta aineesta sekä suurin osa epäorgaanisista ainesosista saadaan muuttettua nestefaasiin. Lingolla kuivattu liukenematon orgaaninen aines ohjataan reaktoriin, jossa pH:ta

Ylikriittinen vesikaasutus (Supercritical Water Gasification, SCWG) muuttaa alhaisen lämpöarvon omaavan märän lietteen korkean lämpöarvon kaasuiksi (Chakinala ym. 2013). SCWG-käsittelyssä lämpötila ja paine nostetaan yli kriittisen pisteen (374 °C ja 22,1 MPa), tyypillisesti yli 450 °C:een ja 30 MPa paineeseen. Korkeapaineinen kaasu voidaan jalostaa metaaniksi PSA-menetelmällä (Pressure Swing Adsorption) vähäisellä energiankulutuksella. Ravinteet sitoutuvat prosessissa kiintoaineeseen ja se onkin lupaava fosforin lähde (ks. Acelas et al. 2014), mutta fosforin talteenottoa suoraan kiintoaineesta ei ole vielä ratkaistu. Puhdistamolietteiden käsittelyssä SCWG-menetelmää ei ole vielä täydessä mittakaavassa käytössä, mutta ensimmäinen teollisen kokoluokan demonstrointilaitos on rakenteilla Sveitsiin. (Pöyry Switzerland 2018)

Hydroterminen nesteytys (Hydrothermal Liquefaction, HTL) soveltuu myöskin märille massoille. Siinä orgaaninen aines hajotetaan 10-25 MPa paineessa ja 280-370 °C lämpötilassa synteettiseksi bioöljyksi (Tampio ym. 2018). Bio-öljy voidaan polttaa sellaisenaan tai siitä voidaan jalostaa laadukasta diesel polttoainetta hydrotermisellä nesteytysprosessilla (hydrothermal upgrading, HTU) (Varila 2015). Lisäksi prosessissa muodostuu vettä, kaasuja sekä kiintoainetta, johon ravinteet sitoutuvat. Jätevesilietteen HTL-käsittelyä ei vielä ole toteutettu kaupallisessa mittakaavassa, mutta sitä kehittävät aktiivisesti mm. Århusin yliopisto Tanskassa ja yhdysvaltalainen Pacific Northwest National Laboratory. (VVY 2019b)

Pyrolyysin tehostaminen kalsiumpohjaisilla lisäaineilla edistää fosforin muuntumista *hydroksyyliapatiitiksi*, joka on kasveille käyttökelpoinen muoto. Kolmesta testatusta kalsiumadditiivista (CaO, Ca(OH)₂, Ca₃(PO₄)₂) kalsiumoksidi oli kaikkein energiatehokkain (Chen ym. 2020). Fosforin muuttamista hydroksyyliapatiitiksi on testattu myös märkähiillon (HTC) yhteydessä, jolloin additiivina/lisäaineena käytettiin myös kalsiumoksidia (Zheng ym. 2020).

Erilaisia *ioninvaihtoprosesseja* voidaan käyttää erottamaan fosfori raudasta. Esimerkiksi Tanskassa pilot-mittakaavan laitoksena toteutettu BioCon® -prosessi perustuu lietetuhkan liuottamiseen hapolla, jolloin metalli-ionit erottuvat fosfaatista ioninvaihtoprosessissa, tuottaen rautakloridia ja fosfaattihappoa (Levlin 2001). Ioninvaihtoprosessit eivät kuitenkaan ole saavuttaneet suurta menestystä fosforin erotusprosessina (FCG 2015).

Jätevesilietteen *märkähapetus (Wet Oxidation, WO)* on vaihtoehto lietteenpoltolle ja se perustuu lietteen kemialliseen hapettamiseen korkeassa paineessa (1-22 MPa) ja lämpötilassa (150-330 °C) happea sisältävällä kaasulla. Märkähapetuksessa jätevesilietteen orgaaninen aines hajoaa, lietteen tilavuus sekä mikrobimäärä pienenee ja lietteestä saadaan poistettua vaarallisia kaasumaisia yhdisteitä. (Bertanza ym. 2015). Fosforin talteenottoa tutkineet Blöcher ym (2012) yhdistivät alhaisen paineen märkähapetuksen *nanosuodatuksen*, jolloin lopputuotteena oli lannoitekäyttöön jalostettavaa fosforihappoa.

Mephrec -prosessissa kuivattu liete (80%) puristetaan briketeiksi kuonaa muodostavien aineiden ja kaksin avulla. Briketit käsitellään termisesti (1450-2000°C), jolloin fosfori muuttuu mineraaliseksi jauheeksi. Menetelmää on testattu ainakin Nürnbergissa, Saksassa. (Kabbe 2019)

ASH DEC -prosessissa tuhkaan sekoitetaan magnesiumkloridia ja annetaan reagoida korkeassa lämpötilassa (n. 1000 °C). Prosessissa tuhkan raskasmetallit haihtuvat ja fosfori muodostaa kalsium-magnesiumfosfaatteja, jotka ovat kasveille käyttökelpoisia. Tuotteena syntyy fosforirikasta tuhkaa, jota voidaan käyttää lannoitteena. Menetelmää on testattu ainakin suuren mittakaavan pilotlaitoksella Leobenissa, Itävallassa ja Weimarissa, Saksassa. Täyden mittakaavan laitos on suunnitteilla Saksaan. (Kabbe 2019)

2.3.1.10 Yhteenvedo

Yhteenvedo kuudesta kuivajakeen käsittelymenetelmästä on esitetty Taulukossa 5.

Taulukko 5. Yhteenvedo kuivajakeiden käsittelymenetelmistä.

Menetelmä	Terminen kuivaus	Poltto / PAKU	Kaasutus	Torrefiointi	Pyrolyysi	Märkähiilto
Kuvaus	Lietteen kosteuspitoisuuden alentaminen lämmön avulla.	Poltto ja PAKU Käsittely hapellisissa oloissa 850 – 950 °C:ssa. PAKU Prosessissa poltto ja kuivaus on yhdistetty ns. kiertomassatekniikalla, jossa lietteen joukkoon sekoitetaan kuivauksessa hiekkaa.	Käsittely hapen suhteen rajoitetuissa oloissa 500 – 900 °C:ssa, viipymäaika muutamia sekunteja.	Käsittely hapettomissa oloissa 200 – 350 °C:ssa, viipymäaika 5 – 60 minuuttia. Pyrolyysin esiaste.	Käsittely hapettomissa oloissa 350 – 700 °C:ssa, viipymäaika 10 – 60 minuuttia.	Käsittely hapettomissa oloissa, korkeassa paineessa, 180 – 250 °C:ssa, viipymäaika 2 – 5 h.
Lopputuotteet	Kuivattu liete, jota voidaan käyttää maanparannusaineena, polttoaineena, tai muiden termisten käsittelyiden esikäsitteilynä.	Poltto ja PAKU Polttotuhka, josta voidaan talteen ottaa fosforia tai käyttää sellaisenaan.	Tuotekaasu ja tuhka, josta voidaan talteen ottaa fosforia tai käyttää sellaisenaan.	Kiinteä hiilifraktio Kaasut ja höyryt, jotka tiivistyvät öljymäiseksi nesteeksi. Molempia voidaan hyödyntää prosessin energiana.	Lietehiili Kaasut ja höyryt, jotka tiivistyvät öljymäiseksi nesteeksi. Molempia voidaan hyödyntää prosessin energiana.	Hiilifraktio, neste- ja kaasufraktio
Jäteveden sisältämistä ravinteista jäljellä käsittelyn jälkeen	P 70 %, N < 30 % (riippuen lämpötilasta ja kestosta), osa orgaanisesta aineesta haihtuu. Typeä voidaan ottaa lisäksi talteen kuivauskaasuista.	Poltto ja PAKU Tuhka/talteenotto tuhkasta P 70 %, N 0 %, orgaaninen aine menetetään. Typeä voidaan ottaa talteen kuivauskaasuista. (VVY 2019b, RIL 2004)	Tuhka/talteenotto tuhkasta P 70 %, N 0 %, orgaaninen aine menetetään. Typeä voidaan talteen kuivauskaasuista.	Kiinteä hiilifraktio P 70 %, N 0 %, org. aine noin 10 % Typeä voidaan ottaa talteen kuivauskaasuista.	Lietehiili P 70 %, N <10 % (riippuen lämpötilasta ja kestosta), org. aine noin 15 % (riippuen lämpötilasta ja kestosta) Typeä voidaan ottaa talteen kuivauskaasuista.	Hiilifraktio P 65 %, N 3 %, Orgaaninen aine 10 % Nestefraktio P 3 %, N 5 %, Orgaaninen aine 10 % (Hämäläinen 2020)

Menetelmä	Terminen kuivaus	Poltto / PAKU	Kaasutus	Torrefiointi	Pyrolyysi	Märkähiilto
Lopputuotteiden turvallisuus	Hygieeninen lopputuote. Ei vaikutusta raskasmetalleihin eikä useimpiin orgaanisiin haitta-aineisiin eikä oletettavasti mikromuoveihin. Lisää tutkimustietoa tarvitaan. (Mailler ym. 2014, Mailer ym. 2017)	Poltto ja PAKU Polton oletetaan poistavan tehokkaasti lietteestä orgaaniset haitta-aineet, lääkeaineet ja mikromuovit, ja tuhoaa täysin lietteen mikrobit. Raskasmetallit konsentroituvat tuhkaan. Lisää tutkimustietoa tarvitaan. (UNEP 2014, Ortner & Hensler 1995)	Hygieeninen lopputuote. Raskasmetallit konsentroituvat tuhkaan. Orgaaniset haitta-aineet, lääkeaineet ja oletettavasti muovit poistuvat tehokkaasti. PAH-yhdisteitä voi muodostua ja sitoutua tuhkaan (30-50 mg/kh ka). (Campos & Judex 2018)	Hygieeninen lopputuote. Lisää tutkimustietoa tarvitaan orgaanisten haitta-aineiden ja lääkeaineiden hajoamisesta. Mikromuoveista valtaosan oletetaan säilyvän (< 300 °C), mutta lisää tutkimustietoa tarvitaan.	Hygieeninen lopputuote. Orgaaniset haitta-aineet poistuvat osittain. Mikromuovien oletetaan poistuvan, mutta lisää tutkimustietoa tarvitaan. Vaihtelevat raskasmetallipitoisuudet, eivät ylitä lanointevalmisteen raja-arvoa. (Kainulainen 2017, Zielińska & Oleszczuk 2015, Jin ym. 2016, Wang ym. 2019, Rasa ym. 2015)	Hygieeninen lopputuote. Poistaa osan orgaanisista haitta-aineista. Mikromuovien osalta tarvitaan lisää tietoa. Raskasmetallit konsentroituvat hiileen. (Weiner ym. 2013, Nissinen 2019, Kainulainen 2017, Tasca ym. 2019, vom Eyser ym. 2016)
Tekniikan kypsyys (TRL)	9	Poltto 9 / PAKU 8-9	8	7	7-8	7
Lainsäädännöllinen hyväksyttävyyys	Valmis tyyppinimi; 3A2/5 Kuivarae tai -jauhe	Poltto Lietteen polton tuhkaa ei voi käyttää lannoitteena Tuhkasta jalostetuilla lopputuotteilla parempi hyväksyttävyyys. PAKU Tuhkaa voidaan käyttää metsälannoitekäytössä. Rakeistetulle tuhkalle ei vielä tyyppinimeä.	Lietteen kaasutuksen tuhkaa ei voi käyttää lannoitteena Tuhkasta jalostetuilla lopputuotteilla parempi hyväksyttävyyys.	Ei hyväksyntää ravinnekäytössä.	Tyyppinimihyväksynnän saaminen lietteestä valmistetulle hiilijakeelle on todennäköistä, ja parhaiten sopiva tyyppinimiryhmä olisi hyväksynnästä vastaavan viranomaisen näkemyksen mukaan 3A3. (VVY 2019b).	Vaatii tyyppinimen hakemisen.
Sähkö- ja lämpöenergian tarve (kWh/ t käsiteltävää lietettä; 30% TS, ellei toisin mainita)	Lämpö: 500-700 kWh/t Sähkö: 20-50 kWh/t (VVY 2019b)	Poltto Lämpö: 10 kWh/t (25% TS) Sähkö: 75-80 kWh/t (25-27% TS) (VVY 2019b) PAKU Energiaomavarainen	Sähkö: 120 kWh/t (TS 20-30%) Laitos kattaa itse noin 30 % sähköntarpeesta. (Kawasaki 2010, Tokyo Bureau of Sewerage 2010)	Lämpö: 50-100 kWh/t Osa lämmöstä saadaan kaasuja polttamalla. Sähkö: 60-90 kWh/t (VVY 2019b)	Lämpö: 70-150 kWh/t (Huom, vaatii myös lietteen kuivauksen). Osa lämmöstä saadaan kaasuja polttamalla. Sähkö: 60-90 kWh/t (VVY 2019b)	Ei vaadi esikuivausta, muodostuvaa kaasua, voidaan hyödyntää energianlähteenä. Lämpö n. 170 kWh/t Sähkö 26 kWh/ t (VVY 2019b)

Menetelmä	Terminen kuivaus	Poltto / PAKU	Kaasutus	Torrefiointi	Pyrolyysi	Märkähiilto
Investointi- ja käyttö-kustannukset (€/t käsiteltävää lietettä; 30% TS, ellei toisin mainita)	Investointi: 15-20 €/t Käyttö: 30-40 €/t (VVY 2019b)	Poltto Jätevesilietteen polton kustannukset riippuvat käytettävästä tekniikasta. Investointi: 40-50 €/t (25-33% TS) Käyttö: 60-70 €/t PAKU Investointi: 30 €/t Käyttö: 70-90 €/t (VVY 2019b)	Investointi: 50-65 €/t Käyttö: 50-65 €/t (VVY 2019b)	Investointi: 30-40 €/t Käyttö: 20-30 €/t (VVY 2019b)	Investointi: 35-45 €/t Käyttö: 20-30 €/t (VVY 2019b)	Investointi: 20-25 €/t Käyttö: 30-40 €/t (VVY 2019b)
Muuta	Muodostuvista kuivaushöyryistä voidaan ottaa tyypeä ja lämpöä talteen.	Kaasujen poltossa syntyvät savukaasut käsiteltävä jätteenpolton vaatimusten mukaisesti.	Kaasujen poltossa syntyvät savukaasut käsiteltävä jätteenpolton vaatimusten mukaisesti.	Kaasujen poltossa syntyvät savukaasut käsiteltävä jätteenpolton vaatimusten mukaisesti.	Hiilijakeen syttymisriski Kaasujen poltossa syntyvät savukaasut käsiteltävä jätteenpolton vaatimusten mukaisesti.	Nestefraktion ravinteiden talteenotolle useita sovelluksia kehitteillä.

2.3.2 Nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmät

Nestemäisiä jakeita muodostuu eri vaiheissa jäteveden- ja lietteenkäsittelyprosessia. Nestejakeen ominaisuudet (mm. ravinnepitoisuus, kiintoaineen määrä) vaihtelevat riippuen mistä vaiheesta prosessia nestejake on. Nykyisin esimerkiksi mädätyksen jälkeen lietteen kuivauksessa muodostuva nestejake ohjataan usein takaisin jätevedenkäsittelyprosessiin. Mädätyksen kuivajakeen prosessoinnissa saattaa myös muodostua ravinnepitoisia rejektivesivirtoja, jotka vaativat käsittelyä.

2.3.2.1 Struviitin saostaminen biologisen fosforinpoiston yhteydessä

Yleisin Euroopassa käytössä oleva menetelmä jäteveden sisältämän fosforin talteen ottamiseksi on struviitin saostaminen biologisen fosforinpoiston (BioP) yhteydessä. Struviitin saostus on ainoita fosforin talteenottomenetelmiä, joiden tekninen kypsyyssaste on 9 (von Bahr & Kärrman 2019). Struviittia saostetaan yleisimmin lietteenkäsittelyn yhteydessä lietteen kuivauksessa syntyvistä rejektivesistä, mutta sitä voidaan saostaa myös suoraan lietteestä. Noin 100 m³:sta jätevettä voidaan tuottaa 1 kg struviittia (Münch & Barr 2001). Struviittisaostus vaatii kuitenkin Bio-P:n lisäksi myös mädätyksen (FCG 2015), jotta typpi ja fosfori on saostuksen kannalta optimaalisessa fosfaatti- ja ammoniumtyypimuodossa (Luostarinen ym. 2011; VVY 2016). Prosessi on alun perin kehitetty vähentämään struviitin epätoivotua spontaania saostumista jätevedenpuhdistusprosessin muissa vaiheissa aiheuttaen saostumia ja tukkeumia (Doyle & Parsons 2002; Altinbas 2009; von Bahr & Kärrman 2019).

Struviittia valmistetaan saostamalla ja kiteyttämällä. Menetelmä on periaatteeltaan melko yksinkertainen. Prosessi vaatii lämpötilan ja pH:n säädön sekä magnesiumlisäyksen. Mädätyksessä syntyvän mädätteen kuivauksen rejektivesi on sopiva syöte struviitin valmistukseen, koska sen pH on valmiiksi korkealla ja mädätyksen aikana polyfosfaatit vapautuvat prosessiveteen, jolloin fosfaatti-, magnesium- ja kaliumpitoisuudet nousevat, samoin ammoniumtyypipitoisuudet proteiinien hajoamisen seurauksena. Mädätetyn lietteen kuivauksessa erottuva neste sisältää näin ollen runsaasti fosforia, ammoniumtyyppiä ja magnesiumia, esimerkiksi MgCl₂ tai MgO. (Le Corre ym. 2009)

Lopputuotteena syntyvä hidasliukoinen struviitti MgNH₄PO₃ (magnesiumammoniumfosfaatti, MAP) toimii fosforilannoitteena, ja se sisältää fosforin ohella saman ainemäärän ammoniumtyyppiä sekä magnesiumia (Le Corre ym. 2009; Rahman ym. 2014). Suurin osa rejektiveden tyyppistä jää kuitenkin struviittisaostuksessa syntyvään sivuvirtaan, koska rejektivesi sisältää määrällisesti enemmän tyyppiä kuin fosforia. Teoriassa tyypin talteenottoa voitaisiin tehostaa lisäämällä syötteeseen lisäfosfaattia (mm. Sääluoto 2015). Runsaan tyyppipitoisuuden jätevirroissa ammoniumtyyppi voi olla ensisijainen kerättävä, jolloin magnesiumin lisäksi tarvitaan fosfaattilisäys riittävän tyypinpoiston aikaansaamiseksi.

Struviitin saostamiseen on useita kaupallisia menetelmiä, joista teknisesti kypsimmät saostavat struviittia pääasiassa mädätetyn lietteen kuivauksessa syntyvistä rejektivesistä (esim. Pearl, DHV, PRISA, Struvia, RePhos, PhosPac, eco:P, PhosphoGREEN sekä myös kalsiumfosfaattia saostavat Crystalactor[®] ja P-RoC). Poikkeuksena mainittakoon AirPrex -menetelmä, jossa syötteenä käytetään mädätettyä lietettä ennen kuivausta (www.cnp-cycles.de). Kaikkien edellä mainittujen menetelmien tekninen kypsyyssaste (technical readiness level eli TRL) on 9 ja ne saostavat suurimman osan syötteen sisältämästä fosforista struviitiksi. Käytännössä niillä on mahdollista saada talteen vähintään 10 – 25 % jätevedenpuhdistamolle tulevasta fosforista, jos syötteenä käytetään rejektivettä. Mikäli myös ennen mädätystä tapahtuvassa lietteen esikuivauksessa/tiivistyksessä syntyvää rejektivettä tai lietettä käytetään syötteenä, fosforin talteenottoastetta struviitiksi jätevedenpuhdistamolla voidaan nostaa jopa 50 %:iin. (von Bahr & Kärrman 2019)

Kaikki yllä mainitut menetelmät vaativat jätevedenpuhdistamolla biologisen fosforinpoiston (BioP), koska struviittisaostuksessa fosforin tulee olla liukoisessa muodossa nestefaasissa. Struviittia saostuu myös spontaanisti prosessissa ja sen saostamiseen hallitusti liittyy myös järjestelmän kunnossapidollinen hyöty. Siten esimerkiksi menetelmän kustannusten kohdistamiseen liittyy haasteita; mene-

telmä voi alentaa sekä järjestelmän kunnossapidon kustannuksia sekä tuottaa kaupallisesti hyödynnettävää hidasliukoista fosforilannoitetta. Struviitin saostamisen on arvioitu olevan taloudellisesti kannattavaa (Shu ym. 2006), mutta arviot struviittisaostuksen hinnaksi kuitenkin vaihtelevat 2-12 €/kgP välillä (FCG 2015). Struviittia edullisemmaksi vaihtoehdoksi on arvioitu kalsiumfosfaattia (Daneshgar ym. 2019; Tomei ym. 2020) ja sen saostumista on tutkittu myös struviitin saostamisen yhteydessä (Barat ym. 2009). Fosforin talteenottoprosesseista struviittisaostus on kuitenkin käyttövarmimpia ja useita täyden mittakaavan laitoksia on toiminnassa maailmalla (FCG 2015; Säälüoto 2015; von Bahr & Kärrman 2019). Koska Suomessa ei juurikaan käytetä biologista fosforinpoistoa (ks. luku 2.2.2) ei myöskään struviitin saostusta ole käytössä. Kokeita struviitin saostuksesta ja sen soveltuvuudesta Suomen oloihin on kuitenkin tehty (Kokko ym. 2019a).

Orgaanisten haitta-aineiden tai mikromuovien käyttäytymisestä struviittisaostuksessa on vain vähän tietoa. Tässä kappaleessa esitetyt arviot haitta-aineiden käyttäytymisestä koskevat struviittisaostusta biologisen fosforinpoiston sekä kemiallisen fosforinsaostuksen yhteydessä (luku 2.3.2.2.). Eglen ym. (2016) mukaan lietteestä saostetuissa struviittivalmisteissa voidaan havaita orgaanisia haitallisia aineita, mutta niiden pitoisuudet ovat merkittävästi alhaisemmat kuin syötteenä käytetyssä lietteessä. Egle ym. (2016) tarkastelivat jätevesistä eri tavoin valmistettuja fosforijakeita ja niiden haitta-ainepitoisuuksia kahdella tavalla:

- 1) Laskemalla kullekin fosforijakeelle haittayksikön suhteuttamalla haitta-aineiden pitoisuudet niille asetettuihin raja-arvoihin ja lopputuotteen fosforipitoisuuteen, ja
- 2) Arvioimalla miten pitkään kutakin tuotetta voitaisiin käyttää samalla alueella ennen kuin maaperälle koituu haittaa.

Eglen ym. (2016) mukaan lietettä mädätettäessä, supernatantissa² on vain vähän raskasmetalleja, minkä ansiosta niiden pitoisuudet ovat alhaiset myös siitä saostetuissa fosforijakeissa. Nestejakeesta saostetuille struviiteille lasketut raskasmetallien haittayksiköt lukeutuivatkin tarkastelun alhaisimpiin. Egle ym. arvioivat, että näitä valmisteita voitaisiin hyödyntää toistuvasti 15 000 - 50 000 vuoden ajan, ennenkuin raskasmetallien pitoisuudet aiheuttaisivat haittaa maaperässä. Lietteen fosforimäärästä kuitenkin vain pieni osuus on supernatantissa. Jos halutaan parantaa fosforin talteenottoa, täytyy erotus tehdä lietejakeesta.

Eglen ym. (2016) tarkastelemista menetelmistä alhaisimmat raskasmetallien haittayksiköt saavuttivat struviittisaostus PHOXNAN- ja Gifhorn -menetelmillä. Stuttgart-menetelmällä lietteestä saostetun struviitin haittayksikkö oli yli kolminkertainen PHOXNAN ja Gifhorn -menetelmiin nähden. Lietteestä saostettuja struviittivalmisteita arvioitiin voitavan levittää samalle alueelle toistuvasti 18 000 - 80 000 vuoden ajan.

2.3.2.2 Struviitin saostaminen kemiallisen fosforinpoiston yhteydessä

Struviitin saostusmenetelmiä on kehitetty myös kemiallista fosforinpoistoa toteutettaville laitoksille, mutta niissä tarvitaan esikäsitteilynä hapan prosessivaihe fosforin liuottamiseksi takaisin vesifaasiin kemiallisen saostuksen jälkeen. Liuotukseen käytetään yleensä happoa, sillä silloin liuenneen fosforin määrä on suurempi ja talteenottotehokkuus parempi. pH:n säätöön perustuvat prosessit ovat kuitenkin kalliimpia kuin menetelmät, joissa fosfori on valmiiksi liukoisessa muodossa (FCG 2015).

Syötteenä struviittisaostuksessa voi olla esimerkiksi esisakeutettu mädättämätön liete (esim. Cal-Prex-menetelmä) tai mädätetty liete (esim. Gifhorn-, Stuttgart-, Budenheim-menetelmät). Menetelmien fosforin talteenottoaste on vajaa 50 %, tyydestä saadaan talteen vain sen verran kuin struviittiin saostuu ammoniumtyyppiä. (von Bahr & Kärrman 2019.) Struviitin molekyylipainosta on fosforia 13 % ja tyyppiä 6 %. Prosessien käyttökustannuksia nostaa kemikaalien tarve, erityisesti hapon ja emäksen osalta. Happona käytetään useimmiten rikkihappoa ja emäksenä lipeää, ja struviitti saostetaan magnesiumoksidin tai -hydroksidin annostelulla. Magnesiumin sijaan on tutkittu myös kalsiumin käyttöä saostuksessa,

² Laskeutuneen lietteen yläpuolelle jäävä vesi

jolloin lopputuotteena muodostuu brushiiattia. Tarvittavan rikkihapon määrä on noin 8 – 12 kg/kgP ja emäksen määrä noin 3 kg/kgP. Näillä menetelmillä kierrätetyn fosforin hinnaksi tulee arviolta noin 11 – 14 €/kgP. (FCG 2015)

Menetelmien tekninen kypsyyssaste vaihtelee 4 – 8 välillä. Kehittynein menetelmä on Gifhorn, josta on yksi täysimittainen laitos Gifhornin jätevedenpuhdistamolla Hannoverin ulkopuolella Pohjois-Saksassa, 50 000 AVL (asukasvastineluku). Se on toisinaan seisonut taloudellisista syistä. Tietävästi muita menetelmiä edustavia täyden mittakaavan laitoksia ei ole toistaiseksi rakennettu, vaan menetelmää on kokeiltu lähinnä pilot-mittakaavassa. (von Bahr & Kärrman 2019)

2.3.2.3 Levämenetelmät

Leviä voidaan viljellä esim. jätevedessä, biokaasulaitoksen rejektivedessä, virtsassa tai jätteenkäsittelyalueiden suotovesissä, joista levät keräävät ravinteita ja orgaanista ainesta itseensä. Leväsieppari-hankkeessa (2017-2020) tutkittiin levien ravinteiden talteenottoa ja ravinteiden kierrätystä jätevesistä (Leväsieppari 2020). Hankkeen loppuraportissa todetaan levien käytön potentiaalinen olevan lähinnä mm. puhdistamojen ja purkuvesistöjen ravinnekuorman pienentämisessä, ravinteiden talteenottomenetelmänä lähellä päästölähdettä ennen viemäriverkkoon laskemista tai viimeistelyvaiheena pienillä puhdistamoilla. Jätevesien sisältämistä ravinteista voidaan palauttaa merkittävä osa leväbiomassan muodossa hyötykäyttöön lannoitteena tai biomassassa voidaan jalostaa energiaksi tai rehuksi.

Levät tarvitsevat kasvuunsa valoa, ravinteita (tyypeä ja fosforia) sekä hiilidioksidia. Yksi kilo levää voi sitoa talteen noin 1,8 kg hiilidioksidia (TransAlgae-hanke). Osa levistä voi käyttää myös orgaanista ainesta kasvuunsa (ns. mikсотроfia). Tätä ominaisuutta hyödynnettiin Leväsieppari-hankkeessa, jossa leväkasvatusaltaassa saavutettiin parhaimmillaan n. 1,3 g/litra leväpitoisuus. Levien avulla jäteveden typpivähenemä oli yli 90 % ja fosforivähenemä parhaimmillaan n. 88 %. Kasvatuspinta-alaa kohden ravinteita saatiin talteen 25 – 905 g N/m² ja 3.6 – 91 g P/m² (min kosteikkoallas – max laboratorioskasvatus). (Leväsieppari 2020)

Levät sietävät lämpötilan sekä pH:n vaihteluita sekä kohtalaisia raskasmetalli- ja muita haitta-ainepitoisuuksia. Jätevettä voidaan esikäsitellä varmistamaan hyvä levän kasvu. Liiallinen sameus voi heikentää valon läpäisevyyttä ja siten levien kasvua. Sameutta voidaan vähentää suodattamalla tai laimentamalla kasvualustaksi käytettävää vesimassaa. Korkea ravinnepitoisuus (esim. virtsa) saattaa hankaloittaa levien kasvuolosuhteita, joten ravinnepitoisuutta voidaan alentaa laimentamalla. Myös ravinteiden suhteet vaikuttavat levien kasvuun ja ravinteiden poistotehokkuuteen. Ravinnesuhteita voidaan muuttaa mm. hivenainelisäyksillä. Jäteveden pH:ta voidaan säätää hapoilla tai emäksillä, tai esim. CO₂ pumppauksella. Muiden organismien kasvu voidaan estää steriloimalla kasvualusta. Patogeeneja ja haitallisia bakteereja voidaan poistaa hygienisoinnilla. (Piiparinen 2020)

Jätevesiin soveltuvia leväsukuja on muutamia, mutta soveltuvia levälajeja on useita. Levillä on omat erityispiirteensä (mm. kasvuolosuhteet, veden sekoitustarve, kasvutapa, keräykseen soveltuvat menetelmät jne). Useimmiten käytetyt levälajit ovat viherleviä, kuten *Scenedesmus sp.*, *Chlorella vulgaris* ja *Euglena gracilis*. Jätevesissä kasvatettavan levälajin tulee kasvaa nopeasti ravinteikkaissa vesissä, käyttää orgaanista ainesta eduksi, sietää lämpötilan ja pH:n vaihteluita sekä kohtalaisia raskasmetalli- ja muita haitta-ainepitoisuuksia. (Piiparinen 2020)

Levälajista ja kasvualustasta riippuen, leväbiomassan maksimi saavutetaan yleensä 1-2 viikossa, jonka jälkeen biomassassa voidaan kerätä jatkokäyttöä varten. Jotta levien kasvunopeus pysyisi vakiona, keräys ja uuden kasvualustan lisäys tulisi tehdä usein, ns. puolijatkuva kasvatus. Levämassassa sisältää paljon vettä ja sitä on konsentroitava paljon, ennen kuin sitä voi käyttää lannoitteena. Kasvatusten levämasapitoisuus on yleensä matala (0,5-1 g/l) ja käsiteltävät liuostilavuudet ovat suuria. Mikroleväsolujen ja kasvatusliuoksen tiheyserot ovat tyypillisesti erittäin pieniä, joka hankaloittaa keräämistä. Mikrolevien negatiivinen pintavaraus saattaa estää soluja kertymästä yhteen, erityisesti aktiivisessa kasvun vaiheessa.

(Lakaniemi 2020). Kullakin levälajilla on omat erityispiirteensä (esim. yksisoluiset, ketjuina tai rykelminä kasvavat lajit, erilaiset kasvuolosuhteet). Konsentroidinnissa levämassa ei saa rikkoutua, tai levämassan sitomat ravinteet poistuvat veden mukana.

Mikrolevämassan keräykseen ei ole olemassa yhtä teknologiaa, joka soveltuu kaikkiin tarkoituksiin. Sopivan keräysmenetelmän valintaan vaikuttaa mm. mikrolevälaji, tuotantoskaala, biomassapitoisuus, haluttu lopputuote ja vaadittu puhtaus. Käytetty keräysmenetelmä vaikuttaa seuraaviin prosessivaiheisiin (esim. saavutettu kuiva-ainepitoisuus, mahdolliset haitalliset yhdisteet). Keräykseen käytettyjä menetelmiä ovat koagulointi ja flokkulointi (+ laskeutus), epäorgaaniset, monivalenssisia metalleja sisältävät flokkulantit, orgaaniset polymeerit, bioflokkulaatio muiden mikrobien tai niiden tuottaminen yhdisteiden avulla, flotaatio, suodatus, sentrifugointi, ultraäänikeräys, sähkökoagulointi, magneettierotus. (Lakaniemi 2020)

Leviä voidaan hyödyntää mm. lannoitteena, ja siten palauttaa ravinteet maatalouden käyttöön. Leväsieppari-hankkeessa tehdyissä kasvihuonekokeissa todettiin valikoiduilla leväbiomassoilla olevan lannoitusvaikutus, joka näkyy sekä sadonlisäyksenä että kasvien ottaman typen määränä. Lannoitusvaikutus vaihteli 5-45 % välillä väkilannoitteeseen verrattuna. (Kanniainen 2020). Leväbiomassasta voidaan tuottaa myös biokaasua, mutta mikrolevien ravinnekoostumus ei ole täysin optimaalinen mädättämisen kannalta, sillä ne sisältävät liian vähän hiiltä suhteessa typpeen. Mädättämisen tehokkuus paranee, kun levät sekoitetaan hiililähteen kanssa.

Levien kasvatukseen liittyy teknisiä ja biologisia haasteita. Kasvatusolosuhteiden kontrollointi on haasteellisempaa isoissa altaissa, joissa myös eliöyhteisöjen rakenne muuttuu olosuhteiden mukaan. Levien itsevarjostus voi heikentää kasvunopeutta ja laidunnus voi pienentää levämäärää. Prosessin optimointia mm. valon ja lämmön tarvetta tulee kehittää. Prosessi on myös herkkä jäteveden laadun äkillisille muutoksille (esim. sameus), jolloin levätuotanto saattaa keskeytyä. Levien talteenotto/keräysmenetelmät sekä jatkokäyttömahdollisuudet vaativat vielä kehittämistä. Lisäksi tarvitaan tutkimustietoa haitta-aineiden siirtymisestä leviin.

Levämenetelmien kustannukset ovat toistaiseksi kalliita talteen otettua fosforikiloa kohden lasketuna (verrattuna mineraalilannoitteisiin). Levämassan keräys ja prosessointi tuotteiksi (downstream processing) aiheuttaa jopa 50-60 % koko tuotantoprosessin kustannuksista. Levämassan keräyksen osuus kokonaiskustannuksista on eri arvioiden mukaan 15-30 %. (Lakaniemi 2020)

2.3.2.4 Kalvomenetelmät

Kalvomenetelmiä voidaan käyttää mm. prosessivesien puhdistusmenetelmänä suodattamalla vesi puoliläpäisevän kalvon läpi. Erottaminen perustuu paine-, lämpötila-, konsentraatio- tai sähköpotentiaalieroihin. Käsittelyssä muodostuu kaksi jaetta, kalvon tulopuolelle jäävä retentaatti (konsentraatti) ja sen läpäisevä permeaatti, eli käsitelty/puhdistettu jae. Permeaattia muodostuu noin 50-80 % alkuperäisestä nestemäärästä. (Marttinen ym. 2017)

Kalvosuodatusta voidaan operoida sarjassa, jolloin edetään ultrasuodatuksesta kohti tarkempia erotustehokkuuksia. Kalvomenetelmät jaetaan karkeasti ultrasuodatukseen, mikrosuodatukseen, nanosuodatukseen sekä käänteisosmoosiin. Ultra- ja mikrosuodatuksessa huokoisen kalvon erotusalue on noin 0,01–0,1 µm. Nanosuodatuksessa ja käänteisosmoosissa erotetaan liukoisia yhdisteitä (esim. NH₄-N) kiinteän kalvon läpi. Suodatus tehostuu usein lämpötilan noustessa. Silloin pH:ta tulee alentaa typen haihtumisen estämiseksi. (Marttinen ym. 2017; Tampio ym. 2018)

Kalvojen käyttöä voidaan optimoida usean eri tekijän suhteen (Tampio ym. 2018.) Esimerkiksi Kiteellä sijaitsevalla BioKymppi biokaasulaitoksella on nestejakeelle pilotointivaiheessa oleva kalvosuodatuslaitteisto, joka perustuu ultrasuodatukseen ja käänteisosmoosiin. Sen tavoitteena on tuottaa typpikonsentraattia. Ultrasuodatuksen fosforipitoinen retentaatti, joka ei läpäise ultrasuodatuskalvoa, kiertää takaisin biokaasuprosessiin. Kalvon läpäisevä pääosin typpeä sisältävä permeaatti jatkaa käänteisosmoosiin. Käänteisosmoosissa syntyy konsentroitua typpipitoinen ravinne-konsentraatti ja lähes puhdasta vettä, joka voidaan hyödyntää prosessivetenä. Prosessin toimivuudessa on ollut haasteita, jotka

johtuvat pääosin kalvojen tukkeutumisesta. Kalvomenetelmien toimivuus edellyttää, että käsiteltävä nestejake on kiintoainevapaata. Nestejakeen kiintoainepitoisuus voi aiheuttaa kalvojen tukkeutumista ja tihentynyttä kalvojen pesutarvetta. Käsiteltävä nestejake saattaa siten vaatia kiintoaineen erottamisen ennen kalvosuodatusta. Myös separointimenetelmällä ja polymeereillä voidaan vaikuttaa kiintoaineen pitoisuuteen nestejakeessa (esim. Horn ym. 2020).

Kalvomenetelmiä käytetään vedenpuhdistustarkoitukseen ja ne ovat siinä tehokkaita, mutta ravinteiden talteenottomenetelmänä niitä on käytetty toistaiseksi vähemmän. Ravinnepitoiseen konsentraattiin päätyvät siten myös haitalliset aineet sekä mikromuovit. Tutkimustietoa kalvomenetelmien mahdollisuuksista erotella haitta-aineita kalvoja optimoimalla ei löydetty kirjallisuuskatsauksen yhteydessä.

Kalvosuodatuksen investointikustannus on muihin nestemäisten jakeiden ravinteiden talteenottomenetelmiin verrattaessa kallis. Bolzonella ym. (2018) arvioi kalvosuodatuslaitteiston investointikustannukseksi 1 milj €/ 100 m³ päivässä käsittelevälle laitteistolle. Prosessi vaatii myös energiaa toimiakseen sekä pieniä määriä pH:n säätökemikaaleja ja kalvojen pesuaineita. Käyttökustannuksista sähkön- ja kemikaalien kulutus muodostavat suurimman osan. Kalvojen pesuun voidaan mahdollisesti hyödyntää kalvosuodatuksessa muodostuvaa puhdasta vettä prosessivetenä, joka alentaa käyttökustannuksia. (Horn ym. 2020)

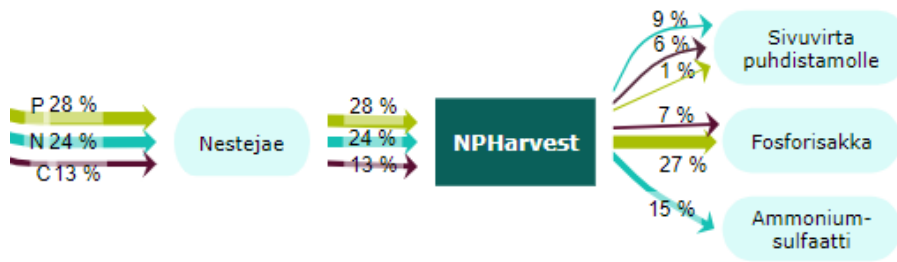
2.3.2.5 NPHarvest

NPHarvest on Aalto yliopistossa kehitetty menetelmä, joka perustuu hydrofobiseen puoliläpäisevään kalvoon. Menetelmässä nestejakeen ammoniumtyyppi muutetaan ammoniakiksi nostamalla pH:ta kalsiumhydroksidin avulla, jonka jälkeen ammoniakki erotetaan hydrofobisen puoliläpäisevän kalvon avulla ja saostetaan ammoniumsulfaatiksi kierrättämällä rikkihappoa ammoniakkiuoksessa. Prosessin alkuvaiheessa fosforia ja kiintoainetta sekä kiintoaineeseen sitoutunutta orgaanista tyyppä saostuu esimerkiksi kalsiumkarbonaatin avulla. Syötteen sisältämästä ammoniumtyyppistä on mahdollista saada talteen jopa 80-99 % ja fosforista 90 – 99 % (Kuva 14). Fosforin eristäminen sakasta on toistaiseksi vielä kehitteillä laboratoriossa, mutta talteenotto ja prosessointi kuivaksi tuotteeksi on teknisesti hyvin toteutettavissa. Prosessin läpi virtaavan nestejakeen pH on korkea prosessista poistuessaan (effluentti) ja se tulee ohjata takaisin puhdistamolle käsiteltäväksi. (Pradhan ym. 2018a; 2018b; 2019; Aalto-yliopisto 2020, Kaljunen 2019; 2020; 2021)

Menetelmää on tutkittu ja kokeiltu oikeissa ympäristöissä, mm. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon rejektivesillä ja Ämmässuon suotovesillä. Menetelmän energiankulutus on alhaisempi, kuin kalvomenetelmällä yleensä, koska NPHarvestissa energiaa kuluu vain nesteen pumppaamiseen ja sekoittamiseen, kun taas kalvomenetelmät yleensä perustuvat paineessa tapahtuvaan suodattamiseen. (Kaljunen 2020).

NPHarvestin kustannuksista ei ole toistaiseksi kattavia arvioita, ja ne riippuvat käsiteltävän jäteveden ominaisuuksista ja virtaamasta. Esimerkiksi Viikinmäen rejektivesivolyymin käsittelyyn asennettavan laitteiston investointikustannus arvioidaan olevan noin 7-8 M€. Pienen mittakaavan kemikaali- ja energiankulutuskustannukseksi on arvioitu noin 5 €/m³, joka tosin edellyttää vielä toiminnan optimointia. (Kaljunen 2020)

Menetelmän vaikutuksista haitallisiin aineisiin tai mikromuoveihin on vain vähän aineistoa. Kono-lan diplomityössä (2019) määritettiin raskasmetallien ja lääkeaineiden pitoisuuksia menetelmän lopputuotteista. Tarkasteltuja aineita havaittiin näytteistä, mutta haitallisten aineiden poistuman luotettavaksi arvioimiseksi tarvitaan enemmän aineistoa.



Kuva 14. Esimerkki ravinteiden jakautumisesta nestejakeen käsittelyssä NPHarvest-menetelmällä.

2.3.2.6 Strippaus

Strippaus on typen talteenottomenetelmä, jossa ammoniumtyppi ($\text{NH}_4\text{-N}$) erotetaan nestejakeesta ja lopputuotteena muodostuu esim. ammoniumsulfaattia tai typpivettä. Liukoisesta tpeestä voidaan saada talteen jopa yli 90 % (Kuva 15). Talteenotto tapahtuu yleensä kolonnin, stripperi- ja pesuriyksikön muodostamassa systeemissä. Nestejakeen pH:ta ja lämpötilaa säätämällä ja ilmapuhalluksen avulla muodostuu kaasumaista ammoniakkia (NH_3). Ammoniakkipitoinen ilma puhalletaan pesuriyksikköön, jossa ammoniakki voidaan pestä ilmavirrasta esim. rikkihappoon (ammoniumsulfaatti (NH_4) $_2$ SO_4) tai veteen ja ottaa talteen vesiliuoksena. (Marttinen ym. 2017; Ervasti ym. 2018; Tampio ym. 2018)

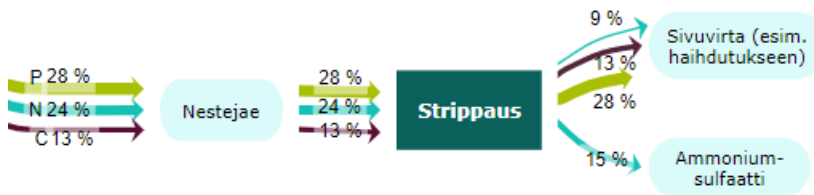
Stripperissä erotettu ammoniakki voidaan ottaa talteen pesemällä se veteen, jolloin lopputuotteena muodostuu ammoniakkivettä. Menetelmän etuna on sen edullisuus, sillä ei aiheudu ylimääräisiä kemikaalikustannuksia. Ammoniakki kuitenkin haihtuu ammoniakkivedestä helposti eikä se siten kestä pitkiä varastointiaikoja. Ammoniakki voidaan myös absorboida typpihappoon, jolloin muodostuu ammoniumnitraatti-liuosta. Typpihappopesun etuna on lopputuotteen korkea typpipitoisuus sekä soveltuvuus lannoitekäyttöön. Rikkihapolla sidotussa ammoniakissa ei ole vastaavaa typen haihtumisvaaraa ja sen käytöstä on useita kokemuksia. Ammoniumsulfaattia voidaan käyttää maataloudessa typpilannoitukseen. Ammoniakin fosforihappopesussa muodostuu joko mono- tai diammoniumfosfaattia, joita voidaan hyödyntää maataloudessa. (Ervasti ym. 2018) Lopputuotteena syntyvän typpituotteen lisäksi muodostuu rejektiä, joka sisältää prosessissa reagoimattoman typen sekä fosforin. (Tampio ym. 2018.) Talteen otettua tyyppiä voidaan hyödyntää sellaisenaan tai sitä voidaan lisätä esim. mädätysjäännöksen kuivajakeeseen parantamaan sen lannoitustehoa. (Al Seadi 2013)

TäsmäTyppi-hankkeessa (2014-2015) tutkittiin ammoniumtypen talteenottoa lietalannasta. Strippaus todettiin teknisesti valmiiksi menetelmäksi ja sillä saavutettiin jopa yli 90 % erotustehokkuus. (Ervasti ym. 2018.) Lopputuotteen typpipitoisuus on menetelmästä riippuen noin 3-9 %. Syötteen sisältämät haitta-aineet jäivät pääasiassa rejektiin orgaanisen aineksen sekä fosforin ja sitoutumattoman typen kanssa. TäsmäTyppi-hankkeessa haasteena koettiin mm. stripperin mitoitusongelmat ja ilman puhalluksen säätö (Ervasti ym. 2015).

KiertoTyppi-hankkeessa (2015-2016) Gasum Oy:n Turun biokaasulaitoksella, tuotettiin koeajoissa epäorgaaniseksi lannoitteeksi luokiteltavaa typpivettä (3 % ammonium) nestejakeesta. Kokeessa tehdyt analyysitulokset osoittivat, että orgaaniset haitta-aineet ja lääkeaineet eivät pääosin siirry typpiveteen, lukuun ottamatta alhaisia pitoisuuksia PAH-yhdisteitä (0,029 mg/l). Selvityksessä arvioitiin PAH-yhdisteiden päätyvän lopputuotteeseen niiden haihtuvuuden takia. Tätä logiikkaa noudatellen muidenkin korkean höyrynpaineen tai Henryn vakion yhdisteiden voidaan olettaa päätyvän lopputuotteeseen. Koeajoissa ei ilmennyt toimintaongelmia (tukkeumia tms.). (Gasum Oy 2016)

Strippattavan nestejakeen kiintoainepitoisuuden tulee olla matala, jotta kantajamateriaalina käytettävä kolonni ei tukkeudu. Likaantumisen lisäksi haasteena voi olla nesteen vaahtoaminen. (Ervasti ym. 2018). Strippauksessa muodostuvan strippausjäännöksen käsittelyä voidaan hyödyntää esimerkiksi haihdutusta. Sen tarvitsema lämpö voidaan ottaa talteen esim. strippausprosessista. Strippauksen energiankulutus on noin 52 kWh/t (Mönkäre ym. 2016).

Typen strippausta on käytössä teollisessa mittakaavassa ja sen investointikustannus on Bolzonella ym. (2018) mukaan noin 0,75 milj. €/ 100 m³ päivässä käsittelevälle laitteistolle. Prosessi kuluttaa energiaa pumppaukseen ja mahdolliseen lämmitykseen ja vaatii kemikaalilisäystä. Teollisessa mittakaavassa voidaan hyödyntää esim. biokaasulaitoksen hukkalämpöä prosessissa, jolloin energiakustannukset laskevat. Suomessa strippereitä on käytössä Envorilla Forssassa ja Gasumilla Riihimäellä. Turun Gasumin laitoksella käytössä on haihturin ja stripperin yhdistelmä. Haihdutus toimii lähinnä nestejakeen väkivöintimenetelmänä. Haihdutuksen ja stripperin yhdistelmässä voidaan hyödyntää strippauksessa muodostuvaa lämpöenergiaa.



Kuva 15. Esimerkki ravinteiden jakautumisesta strippauksessa. Typpi on esitetty kokonaistyyppenä, josta ammoniumsulfaattiin päätyy vain liukoisen typen osuus.

2.3.2.7 Muut kehitteillä olevat menetelmät

Nestejakeen sisältämien ravinteiden talteenottoon on kehitteillä myös muita menetelmiä, joita on esitelty lyhyesti alla. Nämä menetelmät ovat vielä pääosin kehittämistyön alkuvaiheessa.

Mikrobiproteiinin (esim. hiivat, mikrolevät ja bakteerit) tuotannon avulla saadaan jätevesistä typpi ja hiilidioksidi otettua talteen ja muutettua proteiinirikkaaksi rehuksi tai proteiinilähteeksi ruoantuotantoon. Aihetta on tutkittu elintarviketeollisuuden jätevedenkäsittelyn yhteydessä, jossa mikrobiproteiinit toimivat osana aktiivilietettä, jonka kasvu saatiin maksimoitua lyhyttä viipymää käyttäen (Spiller ym. 2020). Yhdyskuntajätevesilietteen osalta puolestaan on sovellettu *vetyä hapettavia bakteereja* (hydrogen-oxidizing bacteria, HOB) mikrobiproteiinien tuottamiseen. Prosessissa bakteerit käyttävät energialähteenään vetyä, sitovat hiilidioksidia ja ammoniakkia itseensä ja tuottavat yksisoluproteiinia (Matassa ym. 2015).

Vivianiitti on yksi yleisimmistä rautafosfaattimineraaleista ja sitä löytyy myös aktiivilietteestä sekä mädätetystä lietteestä. *Vivianiitin saostus* on herättänyt mielenkiintoa vaihtoehtona struviitin saostukselle sen potentiaalisesti teknisesti varmemman ja taloudellisemman tuotannon vuoksi. Toisin kuin struviitti, vivianiitin saostus ei edellytä biologista fosforinpoistoa. Lisäksi vivianiitin markkinahinta on noin 20 kertaa suurempi kuin struviitin. Tutkimus on kuitenkin alkumetreillä ja vivianiitin saostuksen yksityiskohdista tarvitaan lisää tietoa (Wu ym. 2019). Eräs kehitteillä oleva menetelmä on ViviMag-prosessi, joka perustuu vivianiitin magneettiseen erotustekniikkaan mädätetystä lietteestä (Wetsus 2019).

Suora osmoosi (Forward Osmosis, FO) on kalvomenetelmä, joka soveltuu nestemäisille ja esikäsitellyille jakeille. Se ei ole yhtä herkkä kalvojen tukkeutumiselle kuin käänteisosmoosi ja se vaatii vain vähän ulkoista energiaa (Cath ym. 2006). Suoraa osmoosia on tutkittu viime aikoina erityisesti ravinteiden talteenoton näkökulmasta (Xie ym. 2016) ja sen ennustetaan olevan erittäin tärkeä jäteveden käsitelymenetelmä tulevaisuudessa (Ansari ym. 2017).

Struviittia ja kalsiumfosfaattia voidaan erottaa myös lietteen tuhkasta *PASH* -menetelmällä. Siinä fosfori uutetaan tuhkasta suolahapon avulla, jonka jälkeen liuoksen pH nostetaan kalkin avulla ja fosfori saostuu. *PASH* -menetelmällä saadaan talteen noin 90% fosforista ja arvioitu hinta sille on 3€/kg. Menetelmä on vasta kehitysasteella ja siitä on pilot -kokeita tehty ainakin Saksassa (Montag & Pinnekamp 2009).

2.3.2.9. Yhteenveto

Yhteenveto kuudesta nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmästä on esitetty Taulukossa 6.

Taulukko 6. Yhteenveto nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmistä.

Menetelmä	Struviitin saostaminen BioP:n yhteydessä	Struviitin saostaminen kem. fosforinpoiston yhteydessä	Levämenetelmät	Kalvomenetelmät	NPHarvest	Strippaus
Kuvaus	Struviittia tuotetaan mädätteen kuivauksessa syntyvästä rejektivedestä saostamalla ja kiteyttämällä.	Fosfori liuotetaan takaisin vesifaasiin kemiallisen saostuksen jälkeen. Saostus tapahtuu esisakeutetusta mädättämön lietteestä tai mädätetystä lietteestä.	Leviä voidaan viljellä jätevedenkäsittelyprosessin kaikissa nestejakeissa. Levät keräävät ravinteita ja orgaanista ainesta itseensä.	Nestejakeen konsentroidin menetelmä. Puoliläpäisevän kalvon erotusteho perustuu paine-, lämpötila-, konsentraatio- tai sähköpotentiaalieroihin.	Ammoniumtyppi muutetaan ammoniakiksi nostamalla pH:ta kalsiumhydroksidin avulla. Ammoniakki erotetaan puoliläpäisevän kalvon avulla ja saostetaan rikkihapon avulla ammoniumsulfatiksi. Fosfori saostetaan kalsiumsuolan avulla.	Typen talteenottomenetelmä, jossa nestejakeen pH:ta ja lämpötilaa säätämällä ja ilmapuhalluksen avulla muodostetaan kaasumaista ammoniakia. Kaasu pestään ilmavirrasta esim. rikkihappoon tai veteen.
Lopputuotteet	Hidasliukoinen struviitti (MgNH ₄ PO ₃ tai magnesiumammoniumfosfaatti, MAP)	Hidasliukoinen struviitti (MgNH ₄ PO ₃ tai magnesiumammoniumfosfaatti, MAP) Brushiitti (CaHPO ₄ x 2H ₂ O), jos käytetään kalsiumia magnesiumin sijaan	Biokaasu Hidasliukoinen typpilannoite Liukoinen fosforilannoite	Ravinnekonsentraatti	Ammoniumsulfaatti tai ammoniumfosfaatti Fosforipitoinen sakka	Ammoniumsulfaatti (NH ₄) ₂ SO ₄ Typpivesi
Ravinteiden talteenottoaste (% JVP:lle tulevasta jätevedestä)	Fosfori 10-50% Typpi 4-8% (mm. von Bahr & Kärrman 2019)	Fosfori 45% Typpi 4% (mm. von Bahr & Kärrman 2019)	Riippuu käytettävästä syötteestä. Levien avulla jäteveden typpivähennäminen oli yli 90 % ja fosforivähennäminen parhaimmillaan n. 88 %. (Leväsieppari 2020)	Fosfori 26% Typpi n. 20-24 % (mm. Marttinen ym. 2015, Chiumenti ym. 2010, Tampio ym. 2021)	Fosfori n. 28% Typpi n. 15% (Kaljunen 2020)	Typpi n. 15%, menetelmä ottaa talteen syötteen liukoisien typen (mm. Mönkäre ym. 2016, Marttinen ym. 2015)

Menetelmä	Struviitin saostaminen BioP:n yhteydessä	Struviitin saostaminen kem. fosforinpoiston yhteydessä	Levämenetelmät	Kalvomenetelmät	NPHarvest	Strippaus
Loppu- tuotteiden turvallisuus	Raskasmetalleista 20-65% saostuu struviittiin. Lääkeaineista ja muista orgaanisista haitta-aineista saostuu vain pieni osa. Mikromuoveista tutkimustietoa ei juurikaan ole saatavilla. (Ronteltap ym. 2007, Butkovskiyin ym. 2017, Kemacheevakul ym. 2014, Egle ym. 2016)	Raskasmetalleista 20-63% saostuu struviittiin. Lääkeaineista ja muista orgaanisista haitta-aineista saostuu vain pieni osa. Mikromuovit: Tutkimustietoa ei juurikaan saatavilla. (Ronteltap ym. 2007, Butkovskiyin ym. 2017, Kemacheevakul ym. 2014 → lähteet Laurilta)	Haitta-aineista ja mikromuoveista ei löydy juurikaan tutkittua tietoa.	Menetelmä konsentroi haitta-aineet ja mikromuovit kiintoaineeseen, johon myös ravinteet pidätyvät. Lisää tutkimustietoa tarvitaan haitta-aineiden erottelumahdollisuuksista.	Haitta-aineista ja mikromuoveista ei löydy juurikaan tutkittua tietoa.	Haitta-aineet erottuvat kaasujakeeseen sitä enemmän mitä haihtuvampia ovat. PAH yhdisteiden on havaittu kertyvän typpiveteen. Mikromuovien ei oleteta päätyvän lopputuotteeseen, mutta tutkimustietoa tarvitaan lisää.
Tekniikan kypsyys (TRL)	9	4-8	4	Arvio: 8-9	Arvio: 6-7	Arvio: 8-9
Lainsäädännöllinen hyväksyttävyys	Ei tyyppinimeä Suomessa	Ei tyyppinimeä Suomessa	Ei tietoa		Lopputuotteet soveltuvat lannoiteteollisuuden tai muiden teollisuudenalojen raaka-aineiksi.	Lopputuote soveltuu lannoiteteollisuuden tai muiden teollisuuden alojen raaka-aineiksi/ epäorgaaninen yksiravinteinen pääravinnelannoite / tyyppinimi 1A1.
Energiantarve (kWh/m ³ käsiteltävää nestejätettä) Kemikaalit	Sähkönkulutus 3 kWh/m ³ Magnesiumlisäys (P-REX 2015)	3 kWh/m ³ Rikkihappo 8-12 kg/kgP Lipeä 3 kg/kgP Magnesium/Kalsium (FCG 2015, P-REX 2015)	Valaistus, mahdollinen lisälämpö ja sekoitus/ilmastus.	30kWh/m ³ pH:n säätökemikaalit, Kalvojen pesuaineet (Bolzonella ym 2018)	Ei mitattu, mutta arvion mukaan pienempi kuin kalvomenetelmillä yleensä. (Kaljunen 2020) Rikki- ja fosforihappo Kalsiumhydroksidi	52 kWh/m ³ Rikkihappo / fosforihappo (Mönkäre ym. 2016, Martinen ym. 2015)

Menetelmä	Struviitin saostaminen BioP:n yhteydessä	Struviitin saostaminen kem. fosforinpoiston yhteydessä	Levämenetelmät	Kalvomenetelmät	NPHarvest	Strippaus
Investointi- ja käyttökustannukset	Investointi: 3-15 €/m ³ käsiteltävää nestejaetta Käyttö: 0,2-1,3 €/m ³ käsiteltävää nestejaetta (P-REX 2015)	Investointi: n. 13 €/m ³ käsiteltävää nestejaetta Käyttö 3-4 €/m ³ käsiteltävää nestejaetta (P-REX 2015)	Toistaiseksi kallista, etenkin keräys- ja prosessointimenetelmät noin 50-60 % tuotantoprosessin kustannuksista. (Lakaniemi 2020)	Investointi: 25-40 €/m ³ käsiteltävää nestejaetta Käyttö: 2-3 €/m ³ käsiteltävää nestejaetta (Bolzonella ym 2018, Luostarinen ym. 2019b, Horn ym. 2020.)	Investointi: ~8 €/m ³ käsiteltävää nestejaetta Käyttö: 5 €/m ³ käsiteltävää nestejaetta Kustannuksista ei toistaiseksi ole kattavia arvioita, ja ne riippuvat käsiteltävän jäteveden ominaisuuksista ja virtaamasta sekä mittakaavasta. (Kaljunen 2020)	Investointi: 20-30 €/m ³ käsitelty nestejäte Käyttö 2,5 -3 €/m ³ (Bolzonella ym. 2018)
Muuta	Menetelmää käytetään Euroopassa laajalti, mutta Suomessa ei ole käytössä BioP -prosessin vähäisen käytön vuoksi.	Täyden mittakaavan laitoja löytyy vain yksi (Gifhorn) Saksasta.	Levien kasvatukseen liittyy useita teknisiä ja biologisia haasteita.	Käytetään lähinnä vedenpuhdistukseen, mutta ravinteiden talteenottomenetelmänä toistaiseksi vähän kokemuksia. Teknisenä haasteena erityisesti kalvojen tukkeutuminen.		Vaatii esikäsittelyn.

2.4 Jatkotutkimustarpeet

Kirjallisuuskatsauksen yhteydessä havaittiin tietopuutoksia, joka hankaloittaa eri menetelmien vertailua keskenään. Kirjallisuuskatsauksen perusteella voidaan todeta, että tutkimustieto eri menetelmistä ei ole yhtenäistä ja vertailukelpoisessa muodossa ja sitä voidaan käyttää vain suuntaa antavana geneerisenä tietolähteenä. Yhden menetelmän sisällä voi olla useita erilaisia sovelluksia, jotka poikkeavat toisistaan mm. ravinteiden talteenottoasteen, energiatehokkuuden ja kustannusten osalta. Menetelmät voivat soveltua erilaisiin mittakaavoihin tai saavuttaa suurimman hyötynsä yhdistettynä tiettyihin menetelmiin. Vertailutietoa menetelmien soveltuvuudesta erilaisiin mittakaavoihin on vain vähän olemassa. Mittakaava ja puhdistamolla jo olevat toiminnot vaikuttavat moneen tekijään, kuten talteenottomenetelmien ravinteiden talteenottoasteeseen, energiatalouteen, kemikaalien kulutukseen ja kustannuksiin. Yksittäisen menetelmän tarkastelun sijaan ravinteiden talteenottoa tulisi lähestyä kokonaisuutena, sekä tarkastella menetelmien soveltuvuutta puhdistamokohtaisesti.

Menetelmien elinkaarisista ympäristövaikutuksista ei juurikaan ole tutkimustietoa saatavilla. Elinkaaristen ympäristövaikutusten arviointi edellyttää myös puhdistamokohtaista lähestymistapaa, jossa otetaan huomioon menetelmien kokonaisuus sekä toiminta-alue, jotta vaikutukset voidaan arvioida riittävän luotettavalla tasolla.

Kirjallisuuskatsauksen yhteydessä havaittiin, että tietoa erityisesti erilaisten menetelmien vaikutuksista haitta-aineisiin on heikosti saatavilla. Termisten lietteenkäsittelymenetelmien osalta tutkimustietoa tarvitaan etenkin käsittelylämpötilan ja -ajan vaikutuksista haitta-aineiden poistumiin sekä biosaatavuudesta lopputuotteesta. Myös tieto mikromuovien käyttäytymisestä erilaisissa lämpötiloissa on vähäistä. Nestejakeen käsittelymenetelmistä on erityisen vähän tutkimustietoa saatavilla sekä haitta-aineista, että kustannuksista ja energiankulutuksesta. Monet nestejakeen käsittelymenetelmät ovat tekniseltä kehitystasoltaan alemmalla tasolla, kuin kuivajakeen käsittelymenetelmät. Myös menetelmien yhdistelmistä ja niiden synergioista ja optimoinnista eri mittakaavoissa on vielä vähän vertailukelpoista tutkimustietoa saatavilla. Taulukossa 7 on lueteltu aihealueita menetelmätyypeittäin ja teemoittain, jotka erityisesti vaativat lisää tutkimustietoa.

Taulukko 7. Tietotarpeet menetelmätyypeittäin ja teemoittain.

Menetelmätyyppi / teema	Tietotarve
Termiset menetelmät	<ul style="list-style-type: none">- Lämpökemiallisen käsittelyn mahdollinen heikentävä vaikutus fosforin käyttökelpoisuuteen.<ul style="list-style-type: none">• Kemiallisesti ja biologisesti saostetun fosforin liukoisuuden muuntuminen?- Termisesti käsitellyn lietteen hiilen hajoamisnopeus ja vaikutus maaperään (mm. pyrolyysi, HTC).- Polttoon perustuvien menetelmien kyky poistaa erilaisia orgaanisia haitta-aineita sekä mikromuoveja.<ul style="list-style-type: none">• Oletettavasti se on hyvä, mutta tutkimustietoa on vähän saatavilla• Metallit rikastuvat tuhkaan, orgaanisten oletetaan tuhoutuvan• Metallien liukoisuus tuhkasta• Tuhoutuvatko erityisen pysyvät orgaaniset (ml. PFAS-yhdisteet) yhdisteet prosessissa?- Prosessointilämpötilan ja prosessiparametrien (mm. viipymäaika) vaikutus lopputuotteen haitta-ainejoukon poistumiin ja lopputuotteen muihin ominaisuuksiin- Mikromuovien käyttäytyminen termisissä prosesseissa<ul style="list-style-type: none">• Poistuvatko mikromuovit täydellisesti pyrolyysissä?• Miten mikromuovit käyttäytyvät HTC:ssä?- Miksi joidenkin yhdisteiden (esim. naftaleeni ja parasetamoli) pitoisuudet kasvavat pyrolyysissä?

Menetelmätyyppi / teema	Tietotarve
Nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmät	<ul style="list-style-type: none"> - Nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmistä yleisesti ottaen vähemmän tutkimustietoa kuin termisistä menetelmistä - NPHarvest: tutkimusta haitta-aineista ja mikromuoveista vähän tai ei lainkaan. Fosforisakan käyttö ja jatkojalostus vasta kehitysasteella - Kalvomenetelmät: Voidaanko retentaatin ravinnerikas jae erottaa haitta-aine- ja mikromuovipitoisesta osasta kalvoja optimoimalla? - Struviittisaostus: Mitkä orgaaniset haitalliset aineet tai mikromuovit pidäytyvät lopputuotteeseen? Struviittisaostusmenetelmiä on useita, menetelmien kirjo hankaloittaa arviointia - Strippaus: Rikastuvatko haihtuvat haitalliset aineet (esim. VOC, Hg) lopputuotteeseen?
Lopputuotteen turvallisuus	<ul style="list-style-type: none"> - Yleisesti voidaan todeta, että eri menetelmien tehokkuus poistaa haitallisia orgaanisia yhdisteitä tai mikromuoveja tunnetaan huonosti. Erityisesti nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmien vaikutuksesta lopputuotteen turvallisuuteen on hyvin vähän tutkimustietoa. - Tutkimustietoa tarvitaan haitta-aineiden vaikutuksista ympäristöön, niiden käyttäytymisestä maaperässä ja toksisuudesta eliöille (erityisesti mikromuovit, perfluorattu yhdiste PFOS, palonestoaine TBBPA sekä PBDE-yhdisteet ja antibiootit, jotka ovat maaperässä pysyviä ja kulkeutuvat hitaasti levityspaikastaan syvemmälle maaperään tai pintavalunnan mukana) sekä pitkäaikaisvaikutuksista
Kustannusten arviointi	<ul style="list-style-type: none"> - Kehitteillä olevien menetelmien kustannuksia on vaikea arvioida ja tietoa on vähän, yhteen tietolähteeseen perustuvia arvioita - Arviointia vaikeuttaa mittakaavaerot, synergiat muiden prosessien kanssa mm. energiankulutuksessa - Kustannuksiin alentavasti vaikuttavia tekijöitä, joista vähän vertailukelpoista tietoa kirjallisuudessa: <ul style="list-style-type: none"> • Kustannussäästöjen allokointi, esim. struviitin saostaminen vähentää jätevedenkäsittelyn kunnossapitokuluja • Kemikaalien kulutuksen vähenemisen vaikutukset • Lopputuotteen markkina-arvo - Nestejakeissa talteen otettavien ravinteiden määrän huomioiminen, lasketaanko kustannukset €/m³ vai €/kgP - Puuttuu samaan laitosmittakaavaan tehty kustannustarkastelu
Energialous	<ul style="list-style-type: none"> - Energian käyttö ilmoitettu vaihtelevasti, esim. prosessin energian tarve kokonaisuudessaan tai huomioitu myös prosessissa muodostuva ja hyödynnettävä energia - Tapauskohtaisuus: esimerkiksi hukkalämmön hyödyntäminen vaikuttaa ulkoisen energian tarpeeseen sekä samalla kustannuksiin, mittakaavaerot, käytettyjen prosessiparametrien vaikutus - Termisten menetelmien kannalta keskeistä on prosessointilämpötilan ja viipyvän vaihtelun kirjo, joka vaikuttaa ulkoisen energian tarpeeseen, kustannuksiin sekä lopputuotteen laatuun.

3 Suomeen soveltuvien menetelmien ja niiden yhdistelmien arviointi

Monitavoitearvioinnin avulla voidaan koota ja vertailla eri vaihtoehtojen vaikutuksia koskevaa tietoa. Jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmille kehitetty arviointikehys toimii yleisenä perustana kriteereille, joita on tarpeen huomioida menetelmien arvioinnissa. Sen avulla voidaan myös havainnollistaa menetelmien ja niiden yhdistelmien eroja, jos kriteerien painotuskertoimet muuttuvat. Arviointikehikon hyödyt tulevat parhaiten esille konkreettisesti suunnittelutilanteessa.

Edellisessä luvussa esiteltyjä jätevesien ravinteiden talteenoton menetelmiä tai ravinteiden talteenottoa mahdollistavia prosessivaihtoehtoja voidaan hyödyntää eri vaiheissa jätevedenpuhdistusta ja lietteenkäsittelyä. Menetelmiä voidaan myös yhdistää toisiinsa lukuisin eri tavoin, ja näin saavuttaa mahdollisia synergiahyötyjä. Menetelmien ja menetelmäyhdistelmien soveltuvuus riippuu kuitenkin aina suunnittelutilanteesta. Kullakin menetelmävaihtoehdolla on omat vahvuudet ja heikkoudet, ja kussakin tilanteessa on erikseen tunnistettava kyseiseen tilanteen kannalta tärkeimmät ominaisuudet (kriteerit) ja niiden perusteella arvioitava menetelmien sopivuutta tilanteeseen.

Monitavoitearviointi tai monitavoitteinen päätösanalyysi (Multi-Criteria Decision Analysis, MCDA) on lähestymistapa, jonka avulla voidaan tuottaa, koota ja vertailla eri vaihtoehtojen vaikutuksia koskevaa tietoa. Tavoitteena on läpinäkyvän ja järjestelmällisen analyysin avulla saada parempi käsitys eri vaihtoehtoista ja niiden seurauksista, ja tämän myötä tukea kuhunkin tilanteeseen soveltuvimman vaihtoehdon valintaa. Arvioinnissa tunnistetaan kriteerit, joiden perusteella vaihtoehtoja arvioidaan, ja kriteereitä painotetaan sen mukaan, kuinka tärkeinä ne nähdään kyseisessä suunnittelutilanteessa. Vaihtoehtot arvioidaan kunkin kriteerin suhteen ja tuloksena saadaan vaihtoehdoille kokonaisarvot, jotka kuvaavat sitä, kuinka hyvä vaihtoehto on annetuilla painoarvoilla. Analyysissä voidaan myös tarkastella, miten kokonaisarvot muuttuvat, jos kriteerien painotusta muutetaan. Näin voidaan tarkastella esimerkiksi sitä, miten vaihtoehtojen paremmuusjärjestys muuttuu eri sidosryhmien antamien eri painotusten perusteella. (Marttunen ym. 2008)

NORMA-hankkeessa kehitettiin monitavoitearviointiin perustuva arviointikehys jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmille. Sen tavoitteena on toimia yleisenä viitekehyksenä sille, mitä kriteereitä on tarpeen ottaa huomioon arvioinnissa sekä antaa suuntaa antavia arvioita eri menetelmien vaikutuksista eri kriteerien suhteen. Kehyksen avulla voidaan myös tarkastella menetelmien välisiä eroja eri kriteereille annettujen painotusten valossa. Sen avulla voidaan havainnollistaa, mikä on paras vaihtoehto, jos esimerkiksi kustannuksia ja lopputuotteen turvallisuutta pidetään tärkeämpinä kuin muita kriteereitä. Kehyksessä käytetyt vaikutusarviot perustuvat luvussa 2 esitettyyn kirjallisuuskatsaukseen ja ne kuvaavat siten eri menetelmien vaikutuksia yleisellä tasolla. Varsinaisissa sovelluksissa on tarpeen tehdä tarkempi, esimerkiksi puhdistamokohtainen, arviointi, jolloin vaihtoehtojen vaikutuksia voidaan tarkentaa esimerkiksi tiettyyn mittakaavaan, soveltuviin menetelmiin ja ympäristöön sopivaksi. Arviointia tukemaan laadittiin Excel-työkalu, jonka avulla voidaan myös visuaalisesti havainnollistaa kriteerien painotusten vaikutusta lopputuloksiin.

Arviointikehykseen valittiin menetelmiä, joita on jo pilotoitu tai suunniteltu pilotoitaviksi Suomen olosuhteissa lähiaikoina (TRL \geq 6). Tarkoituksena oli tuottaa suuntaa antavaa vertailutietoa erilaisten menetelmien ravinteiden talteenottokyvystä sekä ravinteiden turvallisesta hyötykäytöstä. Lisäksi huomiointiin menetelmien taloudellisia vaikutuksia sekä tekniikan kypsyyttä ja vaadittavia resursseja. Kehykseen on mahdollista lisätä tarpeen mukaan myös muitakin menetelmiä, olettaen kuitenkin, että niistä on tarpeeksi vaikutustietoa saatavilla.

Arviointi aloitettiin muodostamalla keskenään vertailukelpoisten menetelmien ryhmiä, joiden paremmuutta oli mahdollista arvioida suhteessa toisiinsa. Ensimmäisessä vaiheessa arvioitiin erikseen nestejakeelle ja kuivajakeelle soveltuvia menetelmiä. Tämän jälkeen muodostettiin menetelmäyhdistelmiä, eli erilaisia ketjuja, joihin yhdistettiin menetelmiä sekä neste- että kuivajakeen käsittelystä. Mukaan otettiin menetelmiä, joiden välillä katsottiin olevan synergiahyötyjä sekä menetelmiä, jotka vaikuttavat koko jätevedenpuhdistusprosessiin, kuten RAVITA ja biologinen fosforin saostus.

Tässä työssä tuloksia analysoitiin muutamien esimerkinomaisten kriteerien painotusprofiilien avulla, joiden muodostamisessa hyödynnettiin sidosryhmille suunnattua kyselyä. Tavoitteena oli havainnollistaa arviointikehityksen soveltamista erityyppisissä suunnittelutilanteissa ja erilaisten sidosryhmien näkökulmasta. Kuten edellä mainittiin, tavoitteena ei kuitenkaan ollut menetelmien laittaminen paremmuusjärjestykseen, koska se vaatisi tarkempia lähtötietoja kussakin tilanteessa sovellettavissa olevista vaihtoehdoista sekä näkemystä eri kriteerien tärkeydestä.

3.1 Arviointiin valitut menetelmät ja niiden yhdistelmät

Ensimmäisessä vaiheessa arvioitiin valittuja lietteenkäsittelymenetelmiä sekä kuivajakeelle että nestejakeelle (Taulukko 8). Syötteen (neste- tai kuivajae) valinnasta riippuen menetelmiä voidaan vertailla toisiinsa, vaikka ne saattavat keskittyä eri ravinteiden talteenottoon (esim. strippaus vs. struviittisaostus). Niitä voidaan kuitenkin hyödyntää samassa vaiheessa käsittelyketjua, joka oli tässä työssä esitetyn tarkastelun kannalta olennaista, kun muodostetaan menetelmäyhdistelmiä. Valittuja menetelmiä voidaan tarkastella myös esimerkiksi eri ravinteiden talteenoton näkökulmasta.

Taulukko 8. Vertailuun valitut käsittelymenetelmät.

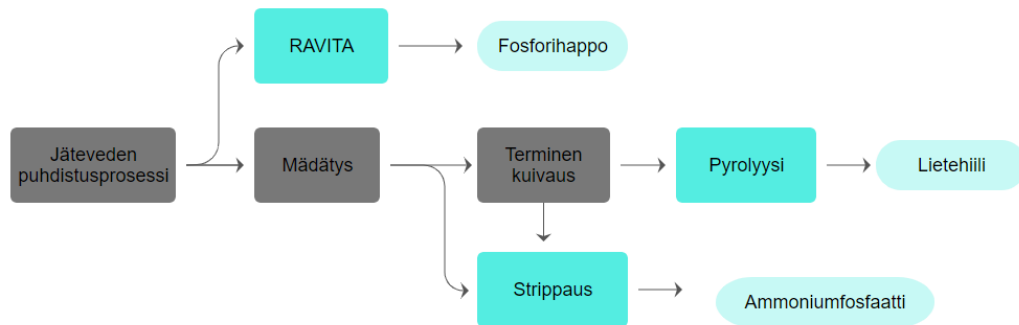
Lietteen kuivajakeen käsittelymenetelmät	Lietteen nestejakeen käsittelymenetelmät
Terminen kuivaus	Kalvomenetelmät
Lietteen erillispoltto	NP Harvest
Lietteen erillispoltto kiertomassatekniikalla (PAKU)	Strippaus
Pyrolyysi	Struviittisaostus kemiallisen fosforinpoiston yhteydessä
Märkähiilto (HTC)	Struviittisaostus biologisen fosforinpoiston yhteydessä

Seuraavassa vaiheessa muodostettiin esimerkkejä menetelmäyhdistelmistä. Menetelmäyhdistelmiä muodostettiin perustuen arvioinnin ensimmäisessä vaiheessa tuotettuun tietoon sekä olemassa olevaan tietoon Suomessa kehitetyistä ja tutkituista menetelmäyhdistelmistä. Menetelmäyhdistelmien valinnassa painotettiin turvallisia lopputuotteita sekä korkeaa ravinteiden talteenottokykyä. Tulee ottaa huomioon, että etenkin fosforin kohdalla korkea ravinteiden talteenottokyky ei välttämättä tarkoita ravinteen hyvää käyttökelpoisuutta. Valitut esimerkit menetelmäyhdistelmistä on kuvattu alla. Esimerkkien ravinteiden talteenottokyky on suuntaa antava ja perustuu laskennalliseen arvioon sekä kappaleessa 1.2. esitettyihin ravinnetaselaskelmiin. Kokonaistypen talteenotto huomioi vain liukoisen typen osuuden.

Esimerkki 1: RAVITA + Pyrolyysi + Strippaus

RAVITA-prosessilla voidaan tuottaa fosforihappoa jäteveden puhdistusprosessin loppupäässä (Kuva 16). Tuotettua fosforihappoa voidaan hyödyntää lietteen nestejakeen typen strippaamiseen ammoniumfosfaatiksi. RAVITA-prosessissa lietettä syntyy noin 20 % vähemmän saostusprosessiin verrattuna, koska se ei sisällä fosforisakkaa ja saostuskemikaalia. Kuivajakeen fosfori on kasveille käyttökelpoisemmassa muodossa, koska sitä ei saosteta kemikaaleilla. Tällöin pyrolyysillä tuotetun lietehiilen fosforin käyttökelpoisuus on oletettavasti parempi, kuin ilman RAVITA-prosessia, mutta aihe vaatii lisätutkimusta. Toisaalta lietehiileen päätyy vähemmän fosforia, sillä suurempi osa siitä päätyy tuotettavaan

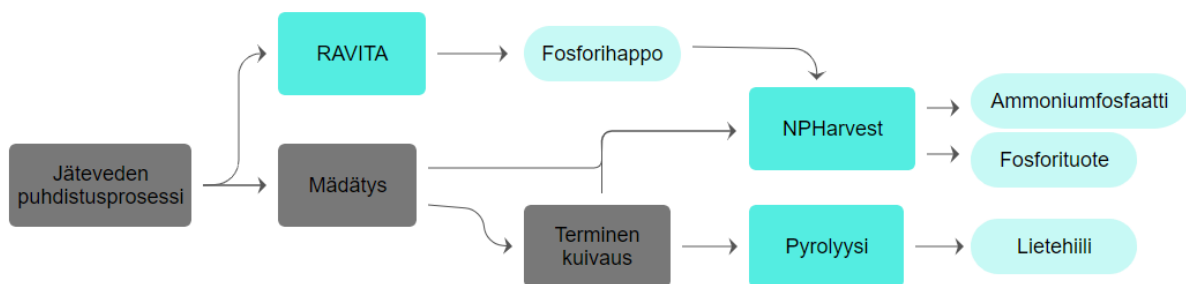
fosforihappoon. Myös pyrolyysiä edeltävässä lietteen kuivausvaiheessa muodostuva typpipitoinen sivuvirta voidaan ohjata strippausprosessiin. Menetelmäyhdistelmän laskennallinen ravinteidentalteenotto-kyky on fosforille noin 85 %, typelle 25 % ja hiillelle 15 %.



Kuva 16. Esimerkki prosessiketjusta, jossa RAVITA-prosessilla tuotetaan fosforihappoa, sekä lietteen kuivajae käsitellään pyrolyysillä ja nestejakeen sekä termisen kuivauksen typpi otetaan talteen strippaamalla.

Esimerkki 2: RAVITA + Pyrolyysi + NP Harvest

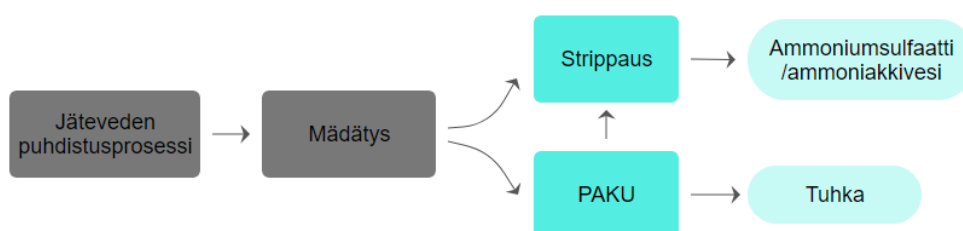
RAVITA-prosessissa tuotettua fosforihappoa voidaan hyödyntää, jos nestejakeen käsittelyssä NPHarvest-menetelmällä tpestä tuotetaan ammoniumfosfaattia (Kuva 17). NPHarvest-menetelmällä on mahdollista saada talteen myös nestejakeen sisältämä fosfori, jolloin fosforin talteenottoaste on suurempi kuin esimerkkitjetussa 1. RAVITA-prosessissa lietettä syntyy noin 20 % vähemmän saostusprosessiin verrattuna, koska se ei sisällä fosforisakkaa ja saostuskemikaaleja. Kuivajakeen fosfori on kasveille käyttökelpoisemmassa muodossa, koska sitä ei saosteta kemikaaleilla. Tällöin pyrolyysillä tuotetun lietehiilen fosforin käyttökelpoisuus on oletettavasti parempi, kuin ilman RAVITA-prosessia, mutta aihe vaatii lisätutkimusta. Toisaalta lietehiileen päätyy vähemmän fosforia, sillä suurempi osa siitä päätyy tuotettavaan fosforihappoon. Myös pyrolyysiä edeltävässä lietteen kuivausvaiheessa muodostuvasta typpipitoinen sivuvirta voidaan mahdollisesti ohjata NP Harvest-käsittelyyn. Menetelmäyhdistelmän laskennallinen ravinteidentalteenottokyky on fosforille noin 95 % typelle 25 % ja hiillelle 15 %.



Kuva 17. Esimerkki prosessiketjusta, jossa RAVITA-prosessilla tuotetaan fosforihappoa, sekä lietteen kuivajae käsitellään pyrolyysillä ja nestejakeen sekä termisen kuivauksen typpi sekä fosfori otetaan NPHarvest-menetelmällä talteen.

Esimerkki 3: Kiertomassapoltto (PAKU) + strippaus

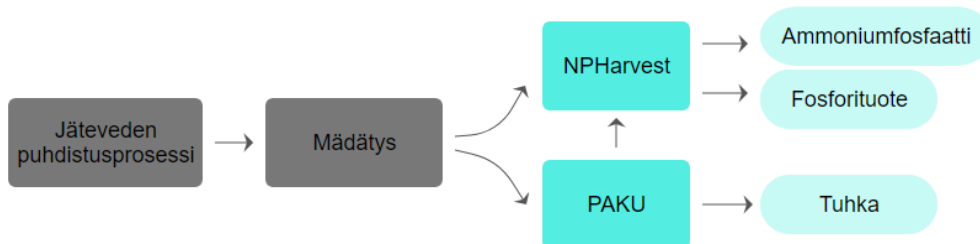
PAKU-menetelmällä fosfori saadaan talteen tuhkakajakeeseen, joka voidaan edelleen rakeistaa hyötykäyttöä varten (Kuva 18). Kuivajakeen jatkojalostaminen kiertomassapoltolla saattaa heikentää fosforin liukoisuutta verrattuna esimerkiksi termiseen kuivaukseen. Typpi otetaan talteen mädätyksen nestejakeesta sekä PAKU-prosessissa syntyvästä lauhdevedestä strippaamalla. Mädätys parantaa typen liukoisuutta ja siten sen talteenotto on suurempaa mädätetyn lietteen nestejakeesta, kuin mädättämättömän lietteen. Lietteiden mädätyksellä voidaan tuottaa energiaa jatkoprosessointia varten. Rakeistetun tuhkan ravinnepitoisuuksia voidaan muokata loppukäyttökohteen tarvetta vastaavaksi lisäämällä siihen ainesosia. Esimerkiksi prosessista stripatun typen lisääminen rakeeseen vaatii lisätutkimusta. Tässä esimerkkiketjussa menetetään orgaaninen aines ja fosforin käyttökelpoisuus kasveille on heikompi kuin esimerkkiketjuissa 1 ja 2. Menetelmäyhdistelmän laskennallinen ravinteidentalteenotto kyky on fosforille noin 70 % ja tyypelle 25 %.



Kuva 18. Esimerkki prosessiketjusta, jossa mädätteen kuivajake ohjataan PAKU-prosessiin ja nestejakeen sekä polton esivaiheessa haihtuva typpi otetaan talteen strippaamalla.

Esimerkki 4: Kiertomassapoltto (PAKU) + NPHarvest

PAKU-menetelmällä fosfori saadaan talteen tuhkakajakeeseen, joka voidaan edelleen rakeistaa hyötykäyttöä varten. Kuivajakeen jatkojalostaminen kiertomassapoltolla saattaa heikentää fosforin liukoisuutta verrattuna esimerkiksi termiseen kuivaukseen. Typpi otetaan talteen mädätyksen nestejakeesta sekä PAKU-prosessissa syntyvästä lauhdevedestä NPHarvest –menetelmällä tuottaen ammoniumsulfaattia tai -fosfaattia (Kuva 19). Mädätys parantaa typen liukoisuutta ja siten sen talteenotto on suurempaa mädätetyn lietteen nestejakeesta, kuin mädättämättömän lietteen. Lietteiden mädätyksellä voidaan tuottaa energiaa jatkoprosessointia varten. Rakeistetun tuhkan ravinnepitoisuuksia voidaan muokata loppukäyttökohteen tarvetta vastaavaksi lisäämällä siihen ainesosia. Esimerkiksi prosessista talteen otetun fosforisakan tai ammoniumsulfaatin lisääminen rakeeseen vaatii lisätutkimusta. Tässä esimerkkiketjussa menetetään orgaaninen aines ja fosforin käyttökelpoisuus kasveille on heikompi kuin esimerkkiketjuissa 1 ja 2. Menetelmäyhdistelmän laskennallinen ravinteidentalteenotto kyky on fosforille noin 95 % ja tyypelle 25 %.

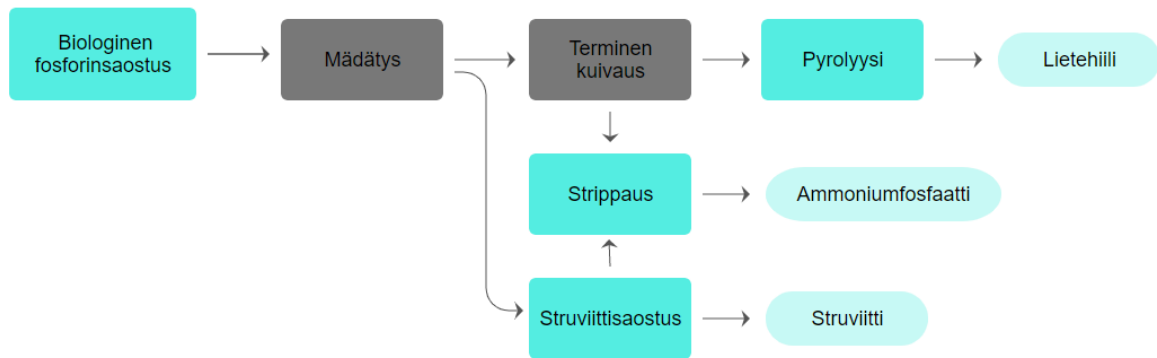


Kuva 19. Esimerkki prosessiketjusta, jossa mädätteen kuivajake ohjataan PAKU-prosessiin ja nestejakeen sekä polton esivaiheessa poistuva nestejake käsitellään NPHarvest-menetelmällä.

Esimerkki 5: Biologinen fosforinpoisto + pyrolyysi + struviittisaostus + strippaus

Biologinen fosforinpoistoprosessi tuottaa lietettä, jossa fosfori säilyy kasveille käyttökelpoisemmassa muodossa kuin kemiallisessa saostamisessa. Biologinen fosforinsaostus ei kuitenkaan ole Suomessa yleistä (katso luku 2.2.1.), mutta se valittiin yhteen esimerkkitietjuun sen erityispiirteiden vuoksi (Euroopassa yleistynyt struviittisaostus biologisen fosforinpoiston yhteydessä on varsin pitkälle kehittyntä ja toimintavarmaa tekniikkaa). Mädätyksen nestejake sisältää kemialliseen fosforinpoistoprosessiin verrattuna enemmän liukoista fosforia mahdollistaen struviittisaostuksen (Kuva 20). Struviitti on hidasliukoinen fosforilannoite. Kuivajakeen jatkojalostaminen pyrolyysillä saattaa heikentää fosforin liukoisuutta verrattuna esimerkiksi termiseen kuivaukseen. Pyrolyysi tuhoaa termistä kuivausta enemmän haitta-aineita, jolloin lopputuotteen turvallisuus on parempi.

Struviitin sisältämän typen lisäksi typpeä voidaan ottaa talteen struviittisaostuksen rejektivedestä sekä lietteen pyrolyysiä edeltävässä kuivauksessa muodostuvasta typpipitoisesta sivuvirrasta strippausprosessilla. Menetelmäyhdistelmän laskennallinen ravinteidentalteenotto on fosforille noin 95 %, typelle 25 % ja hiillelle 15 %.

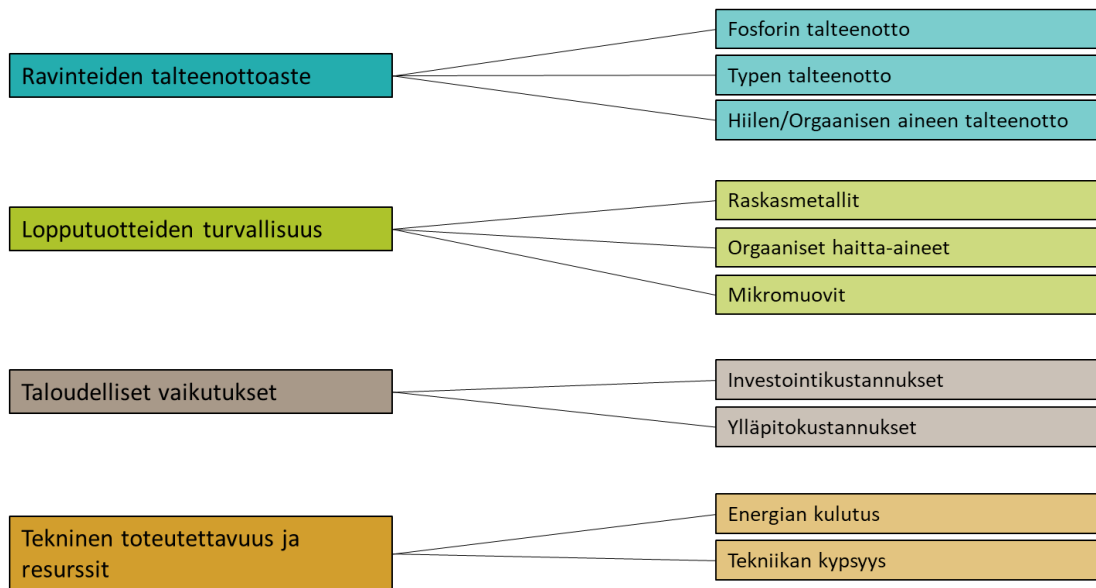


Kuva 20. Esimerkki prosessiketjusta, jossa on kemiallisen fosforinsaostuksen sijasta biologinen fosforin saostus yhdistettynä struviittisaostukseen sekä kuivajakeen pyrolyysiin ja nestejakeen strippaukseen.

3.2 Arviointikriteerit

Hankkeessa kehitetty ravinteiden talteenottomenetelmien ja niiden yhdistelmien arviointikehyksessä koostuu neljästä pääkriteeristä ja näiden alakriteereistä. Pääkriteereiksi kehykseen valittiin ravinteiden talteenottoaste, lopputuotteen turvallisuus, taloudelliset vaikutukset sekä tekninen toteutettavuus ja resurssit. Kunkin tekijän alle määriteltiin 2–3 tarkentavaa alakriteeriä sekä mittarit näiden mittaamiseen (Kuva 21).

Kriteerien valinnassa painotettiin sekä niiden merkityksellisyyttä menetelmän valinnan kannalta että niiden soveltuvuutta arviointiin. Tavoitteena oli, että malli kattaisi mahdollisimman hyvin kaikki vaikutukset, mutta toisaalta liian yksityiskohtaisten vaikutusten mukaan ottaminen tekee mallista raskaan. Täten kriteerien valinta ei ole yksioikoista, vaan siinä on tasapainoiltava eri tavoitteiden välillä. Vaikutusten osalta on myös arvioitava, kuinka hyvin ne ovat sovellettavissa malliin. Tämän perusteella pääkriteereistä rajattiin ulkopuolelle mm. ympäristövaikutukset, sillä esimerkiksi vesistöön kohdistuvat vaikutukset riippuvat vastaanottavasta alueesta, joten yleisiä arvioita näistä ei voida esittää. Ilmastovaikutusten mukaan ottamista pohdittiin myös, mutta niiden arviointi edellyttäisi hiilijalanjälkitietoa, jota ei ollut useimmista menetelmistä saatavilla. Myös lopputuotteen hyödynnettävyys (esim. varastointitarve, säilyvyys, levityskalusto), muodostuvat sivuvirrat ja menetelmän skaalautuvuus jätettiin pois kriteereistä sillä perusteella, että niiden toteutukseen liittyy paljon epävarmuuksia. Malli on kuitenkin joustava ja siihen voidaan tapauskohtaisesti lisätä kriteereitä, mikäli niistä on tarpeeksi tietoa saatavilla.



Kuva 21. Arvioinnissa käytetyt pääkriteerit ja niiden alakriteerit.

Ravinteiden talteenottoastetta kuvaaviksi kriteereiksi valittiin fosforin, typen ja hiilen tai orgaanisen aineen talteenottoaste. Kriteeri kuvaa menetelmän keskimääräistä kykyä ottaa ravinteita talteen käsiteltävästä jakeesta ja sitä arvioitiin osuutena jätevedenpuhdistamolle tulevasta kuormituksesta. Ravinteiden talteenottoasteen laskennallinen arvio on suuntaa antava ja perustuu luvussa 1.2. esitettyyn ravinnetaseeseen, sekä kirjallisuuteen ja asiantuntija-arvioihin (luku 2.3). Kriteeri ei huomioi ravinteiden liukoisuutta ja käyttökelpoisuutta kasveille. Kriteeri ei myöskään sisällä arviota siitä, onko talteen otetulla ravinteella valmis tyyppinimi.

Taloudellisia vaikutuksia koskeviksi kriteereiksi valittiin investointi- ja ylläpitokustannukset. Koska taloudellisten vaikutusten arvioinnissa käytettävissä oleva tieto oli vaihtelevaa ja sitä oli saatavilla rajatusti, arvioinnissa käytettiin erilaisia yksiköitä kuivajakeen ja nestejakeen menetelmille. Kuivajakeen käsittelymenetelmien arvioinnissa käytettiin Suomen Vesilaitosyhdistys ry:n teettämää selvitystä termisten lietteenkäsittelymenetelmien kustannuksista (VVY 2019b), jossa investointikustannukset ilmoitettiin ns. Turn-Key-hintana (eur/t lietettä) ja ylläpitokustannuksissa huomioitiin suorat kustannukset sisältäen esimerkiksi energian- ja kemikaalien käytöstä aiheutuvia kustannuksia (eur/t lietettä). Nestejakeen käsittelymenetelmien investointi- ja ylläpitokustannusten lähtötietoina käytettiin kirjallisuutta sekä asiantuntijahaastatteluita ja yksikkönä eur/ m³ käsiteltävää nestejakeetta, mutta kustannusarvioiden kattavuus vaihtelee menetelmien välillä. (mm. P-REX 2015; Bolzonella ym. 2018; Luostarinen ym. 2019b; Horn ym. 2020; Kaljunen 2020; Tampio 2020; Winqvist 2020)

Teknistä toteutettavuutta ja resursseja koskeviksi kriteereiksi valittiin energian kulutus (sähkö ja lämpö) sekä tekniikan kypsyys. Energian kulutusta arvioitiin käsittelymääräkohtaisella energiankulutuksella (kuivajakeelle kWh/t ja nestemäiset jakeet kWh/m³) ja tekniikan kypsyyttä TRL-asteikolla 1–9. Lähtötietoina käytettiin kappaleessa kirjallisuutta sekä asiantuntijahaastatteluita (P-REX 2015; Bolzonella ym. 2018; VVY 2019b; Kaljunen 2020).

Menetelmäketjujen ravinteiden talteenottokriteerit perustuivat laskennallisiin arvioihin, kuten yllä esitetty. Menetelmäyhdistelmän tekniikan kypsyysarvona (TRL) käytettiin minimiarvoa ketjuun valituista menetelmistä. Muiden kriteerien osalta arviointi perustettiin yllä esitettyjen kuiva- ja nestejakeiden menetelmien arviointiin ja asiantuntija-arvioihin, koska soveltuvaa tutkimustietoa menetelmäyhdistelmistä ei ollut saatavilla. Menetelmäyhdistelmiä arviointiin lopputuotteiden turvallisuuden, taloudellisten vaikutusten sekä energiankulutuksen näkökulmasta asteikolla 1 (paras)-5 (huonoin).

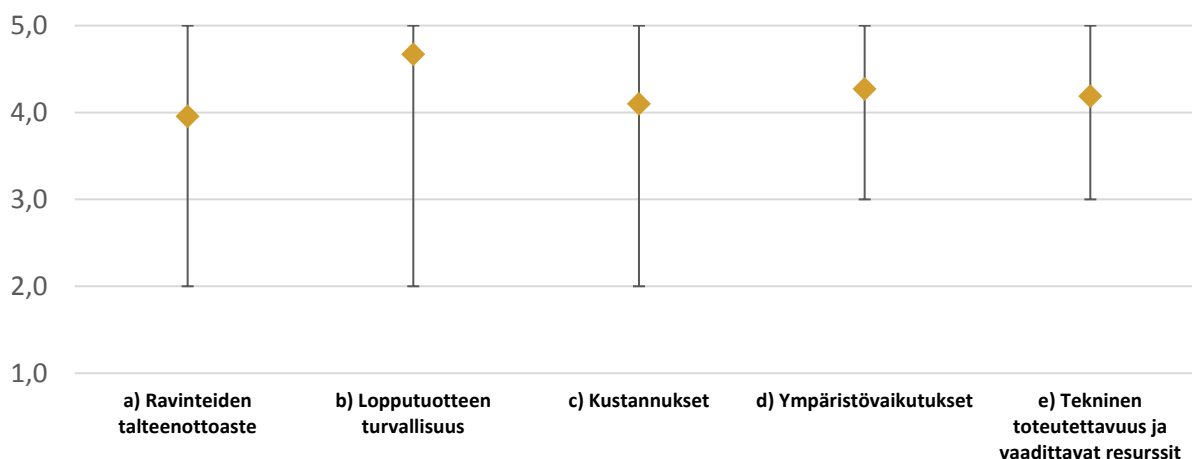
3.3 Kriteerien painottaminen

Kriteereille annettavat painoarvot riippuvat siitä, kuinka tärkeinä suunnittelutilanteeseen osallistuvat osapuolet näkevät eri tavoitteiden tärkeydet kyseisessä tilanteessa. Tässä raportissa esitellään muutama mahdollinen painotusprofiili ja niiden avulla laskettuja tuloksia. Nämä ovat kuitenkin vain esimerkkejä, jotka havainnollistavat miten riippuvaisia tulokset ovat erilaisista painotuksista. Täten, tässä raportissa esitettyjä tuloksia ei tule sellaisenaan pitää suosituksina eikä apuna päätöksen teossa, vaan kehitettyä arviointikehikkoa voidaan soveltaa kuhunkin päätöksentekotilanteeseen tarkentamalla arvioinnin lähtötietoja ja kriteerien painottamista.

Monitavoitearvioinnissa vaihtoehtojen kriteerikohtaiset arvot skaalataan välille 0–1 siten, että huonoin mahdollinen vaihtoehdon arvo kyseisen kriteerin suhteen saa arvon 0 ja paras 1. Muut vaihtoehdot skaalataan (usein lineaarisesti) tälle välille. Esimerkiksi, jos fosforin talteenottoasteen vaihteluväli on 0 %–30 %, niin menetelmä, jonka talteenottoaste on 30 % saa arvon 1 ja menetelmä, jonka talteenottoaste on 15 %, saa arvon 0,5 tämän kriteerin suhteen. Tosin jotkut ilmiöt voivat vaatia ei-lineaarisia skaalauksia, jos esimerkiksi jonkin kynnyksen jälkeen kriteeristä saatava rajahyöty muuttuu. Varsinaiset vaihtoehtojen kokonaisarvot saadaan kertomalla kriteerikohtaiset arvot kunkin kriteerin painolla ja laske-
malla nämä yhteen.

Kriteerien painotuksessa on otettava huomioon kunkin kriteerin vaihteluväli suhteessa muiden kriteerien vaihteluväleihin. Esimerkiksi, kuinka tärkeänä nähdään muutokset. Esimerkiksi, jos fosforin talteenoton vaihteluväli olisikin vain 0–3 % edellä mainitun 0–30 % sijasta, saisi vaihtoehto arvon 1 jo 3 %:n talteenottoasteella, kun vaihteluvälillä 0–30 % saman vaihtoehdon arvo olisi vain $0,1 = (3\% - 0\%) / (30\% - 0\%)$. Vastaavasti vaihteluvälillä 0–30 % kriteerin paino suhteessa muihin kriteereihin tulisi olla noin 10-kertainen verrattuna tapaukseen, jossa vaihteluväli olisi vain 0–3 %. Käytännössä painotus toteutetaan usein siten, että tärkeimmälle kriteerille (eli sille, jossa vaihteluväli on kaikkein merkittävin) annetaan 100 pistettä ja muille kriteereille tätä pienempi pistemäärä, joka kuvaa kyseisen kriteerin vaihteluvälin tärkeyttä suhteessa tärkeimpään. Lopulliset painot saadaan normeeraamalla pistemäärien summa ykköseksi (eli 100 %), jolloin paino kertoo sen kuinka suuren osuuden kaikesta painosta kriteeri saa.

Painotusprofiilien pääkriteerien painotuksessa hyödynnettiin ympäristöministeriön Jätevesien ravinteet kierto-webinaariin (23.10.2020) ilmoittautuneille toteutettua esikyselyä (vastauksia 71), jossa sidosryhmiltä kysyttiin: ”Kuinka merkittävänä pidät seuraavia tekijöitä pohdittaessa uusia menetelmiä jätevesien ravinteiden talteenottoon ja niiden hyödyntämiseen?” (Kuva 22). Vastauksissa käytettiin asteikkoa 1-5, jossa 1 = merkityksetön, 5 = erittäin merkittävä. Ravinteiden talteenottoastetta (keskiarvo 4), taloudellisia vaikutuksia (keskiarvo 4,1) ja teknistä toteutusta ja vaadittavia resursseja (keskiarvo 4,2) pidettiin merkittävinä. Lopputuotteen turvallisuutta pidettiin kriteereistä merkittävimpana (keskiarvo 4,7). (Malila 2020)



Kuva 22. Esikyselyn kysymyksen ”Kuinka merkittävänä pidät seuraavia tekijöitä pohdittaessa uusia menetelmiä jätevesien ravinteiden talteenottoon ja niiden hyödyntämiseen?” tulokset: keskiarvot sekä minimi- ja maksimiarvot (asteikko: erittäin merkittävä 5, merkityksetön 1) (Malila 2020).

Pääkriteereille muodostettiin siten erilaisia esimerkkipainotuksia, joissa korostettiin joko lopputuotteen turvallisuutta tai ravinteiden talteenottoastetta. Ravinteiden talteenottoasteen alakriteereitä painotettiin myös siten, että kuivajakeen menetelmien yhteydessä pääpaino oli fosforin talteenotossa ja nestejakeen ravinteiden talteenotossa fosforilla ja typpellä oli yhtä suuri painoarvo.

3.4 Vaikutusten arviointi ja siihen liittyvät epävarmuudet

Ravinteiden talteenottomenetelmien vaikutusten arviointi toteutettiin hankkeen työryhmässä asiantuntija-arviona kaikille luvussa 3.2 mainituille alakriteereille. Menetelmävaihtoehdoille annetut kriteerikohtaiset lukuarvot perustuivat pääosin kirjallisuuteen (luku 2) sekä asiantuntijahaastatteluihin. Kriteerikohtaisia lukuarvoja voidaan pitää siten suuntaa antavina, joten sovellettaessa arviointikehystä yksittäiseen tapaukseen (esim. puhdistamo) tulee arvot muokata kyseiseen tilanteeseen sopivaksi.

Yleisiä tutkimustiedon puutteita ja niihin liittyviä epävarmuuksia on esitelty luvussa 2.4. Vaikutusarvioissa käytettyihin tietolähteisiin liittyvät epävarmuudet luokiteltiin kolmeen pääryhmään (Taulukot 9 ja 10). Ensimmäisenä epävarmuuskategoriana tunnistettiin tutkimustiedon puutteesta johtuvat epävarmuudet, joita liittyy erityisesti lopputuotteen turvallisuuden sekä kustannusten arviointiin. Erityisesti nestejakeen käsittelymenetelmien kustannuksista sekä lopputuotteen turvallisuudesta oli vain vähän, jos lainkaan, tutkimustietoa saatavilla. Tutkimustiedon puutteen vuoksi arvioinnin toteuttamisen mahdollistamiseksi hyödynnettiin asiantuntija-arvioita.

Toinen epävarmuuskategoria liittyi erilaisten prosessien kirjoon, sillä yhdestä menetelmästä saattaa olla useita erilaisia sovelluksia markkinoilla. Tietoa on täten haasteellista yleistää, sillä vaihtelu menetelmän sisällä voi olla suurta. Lisäksi menetelmät voivat soveltua erilaisiin mittakaavoihin, joka vaikeuttaa yleisellä tasolla tehtävää arviointia. Monet menetelmät ovat myös vielä kehitysasteella, eikä varsinaisia valmiita menetelmiä ole montaa. Lukuarvojen valinnassa tehtiin karkeita yleistyksiä asiantuntija-arviointiin perustuen. Kolmantena epävarmuuskategoriana tunnistettiin vain yhteen tietolähteeseen perustuvat tiedot. Näiden tietolähteiden tiedot edustavat vain yhtä tilannetta tietyissä olosuhteissa.

Kustannusten arviointiin liittyy merkittäviä epävarmuuksia yhtenäisen vertailutiedon puuttuessa. Kustannuksia tulisi jatkossa tarkastella kaikkien menetelmien osalta esimerkiksi elinkaarikustannuksina, joka ottaisi huomioon myös eri menetelmien käyttöä ja uusimistarpeet. Kustannusten arvioinnissa ei myöskään huomioitu lopputuotteiden mahdollista markkina-arvoa. Joissain tapauksissa menetelmän

kustannuksista osa voi kohdistua ravinteiden talteenoton kustannusten sijaan prosessin ylläpidon kustannusten alentamiseen. Näin voi olla esimerkiksi struviittisaostuksen suhteen biologisen fosforin saostuksen yhteydessä, jolloin struviitin saostaminen vähentää jätevedenkäsittelyn kunnossapitokuluja.

Nestejakeen menetelmien kustannusten arviointi määritettiin tilavuutta kohden, jolloin se ei huomioi käsiteltävän jakeen ravinnepitoisuutta ja talteen otetun ravinteiden määrää. Kustannuksia tarkasteltaessa lähemmin, olisi syytä tarkentaa myös taselaskemilla talteen otettavien ravinteiden määrää. Lisäksi kustannusvaikutuksia voi aiheutua esimerkiksi kemikaalien kulutuksen vähenemisestä. Nestejakeen menetelmien kustannustiedot ovat peräisin eri lähteistä, eivätkä niissä käytetyt kustannuslaskennat ole yhtenäisiä.

Myös menetelmien energiatalous on tapauskohtainen, sillä esimerkiksi hukkalämmön hyödyntäminen vaikuttaa ulkoisen energian tarpeeseen sekä samalla kustannuksiin. Esimerkiksi poltossa muodostuvaa lämpöä voidaan tapauskohtaisesti hyödyntää lietteen kuivaukseen. Termisten menetelmien kannalta keskeistä onkin esimerkiksi prosessointilämpötilan vaihtelun kirjo, joka vaikuttaa ulkoisen energian tarpeeseen, kustannuksiin sekä lopputuotteen laatuun.

Menetelmäyhdistelmät perustuvat kirjallisuuskatsaukseen sekä niiden pohjalta tehtyihin asiantuntija-arvioihin, jotka pohjautuvat yleiseen tietoon ja tulokset toimivat siten suuntaa antavina. Sovellettaessa arviointikehikkoa ja menetelmäyhdistelmien arviointia tapauskohtaisesti, tulee lähtötiedot tarkentaa kuhunkin tilanteeseen soveltuvaksi.

Taulukko 9. Kuivajakeen käsittelymenetelmien epävarmuus kriteereittäin. Mustat X-merkinnät kuvaavat kohtalaista epävarmuutta, tummanruskeat X-merkinnät kuvaavat merkittävää epävarmuutta. Solun värit kuvaavat epävarmuuden syytä seuraavasti: tummanruskea = epävarmuus johtuu tutkimustiedon puutteesta, keskiruskea = epävarmuus johtuu prosessista (useita variaatioita, kehittyvät tekniikat), vaalean ruskea = perustuu yhteen tietolähteeseen.

Kriteeri	Terminen kuivaus	Pyrolyysi	Poltto	PAKU-prosessi	HTC
Ravinteiden talteenottoaste					
Fosfori					
Typpi	X				X
Hiili	X	X			X
Lopputuotteiden turvallisuus					
Raskasmetallit	X	X	X	X	X
Orgaaniset haitta-aineet		X	X	X	X
Mikromuovit	X	X			X
Taloudelliset vaikutukset					
Investointikustannukset	X	X	X	X	X
Käyttökustannukset	X	X	X	X	X
Tekninen toteutettavuus ja resurssit					
Energiankulutus, sähkö	X	X	X	X	X
Energiankulutus, lämpö	X	X	X	X	X
Tekniikan kypsyy (TRL)	X	X	X	X	X

Taulukko 10. Nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmien epävarmuus kriteereittäin. Mustat X-merkinnät kuvaavat kohtalaista epävarmuutta, tummanruskeat X-merkinnät kuvaavat merkittävää epävarmuutta. Solun värit kuvaavat epävarmuuden syytä seuraavasti: tummanruskea = epävarmuus johtuu tutkimustiedon puutteesta, keskiruskea = epävarmuus johtuu prosessista (useita variaatioita, kehittyvät tekniikat), vaalean ruskea = perustuu yhteen tietolähteeseen.

Kriteeri	Kalvo- menetelmät	NP Harvest	Struviitti- saostus (kem. P-saostus)	Strippaus	Struviitti- saostus (biol. P-poisto)
Ravinteiden talteenottoaste					
Fosfori		X	X		X
Typpi			X		
Lopputuotteiden turvallisuus					
Raskasmetallit	X	X	X	X	X
Orgaaniset haitta-aineet	X	X		X	
Mikromuovit	X	X	X	X	X
Taloudelliset vaikutukset					
Investointi- kustannukset	X	X	X		X
Käyttö- kustannukset	X	X	X	X	X
Tekninen toteutettavuus ja resurssit					
Energian- kulutus, sähkö		X	X	X	X
Tekniikan kypsyy (TRL)			X		

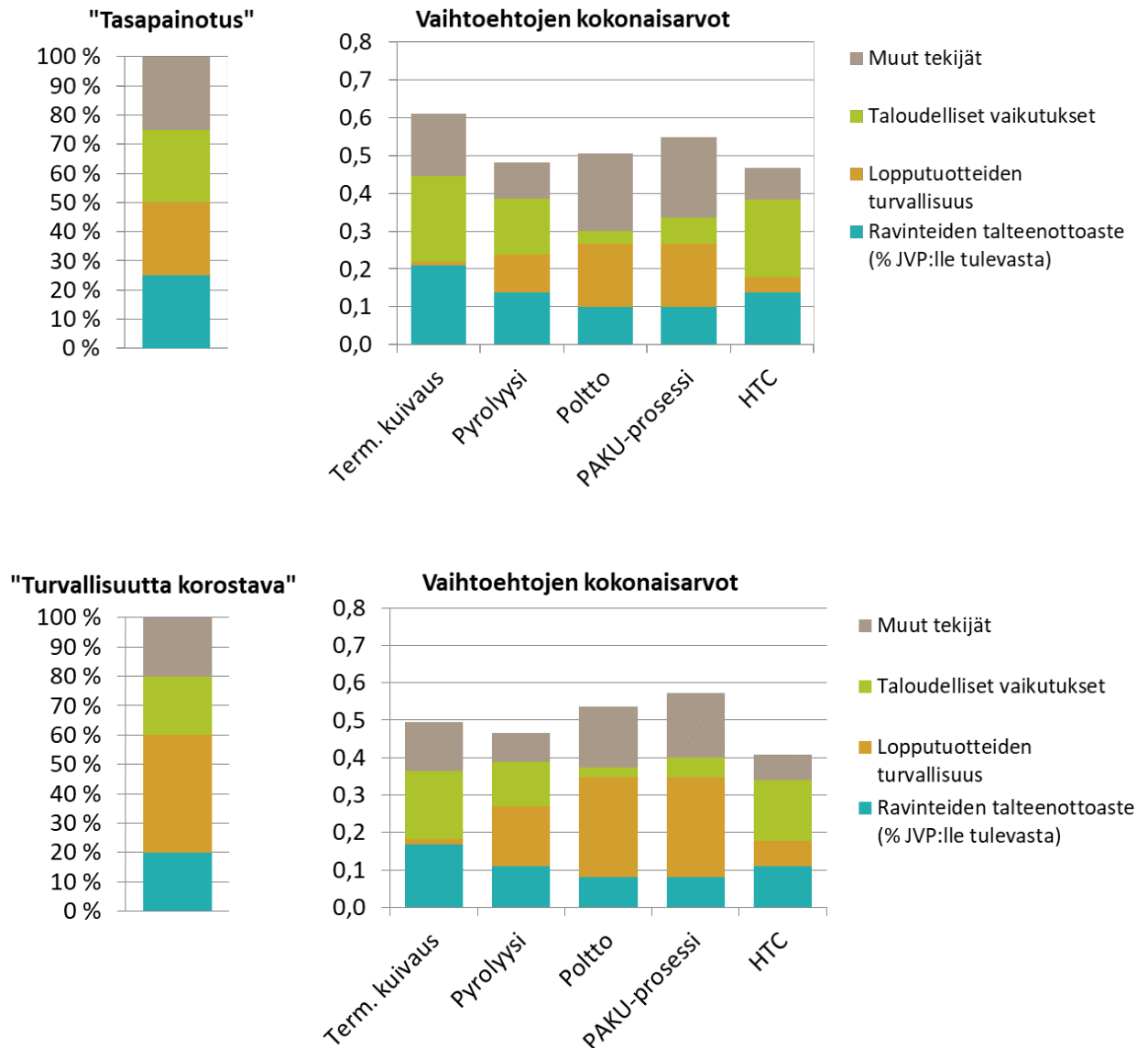
3.5 Tulokset

Monitavoitearvioinnin tuloksena saatiin hankkeessa tarkastelluille ravinteiden talteenottomenetelmille niiden ”paremmuutta” kuvaavat kokonaisarvot muutamilla kriteerien esimerkkipainotuksilla. Tulosten tulkinnassa on tarpeen pitää mielessä, että monitavoitearviointi soveltuu parhaiten yksittäisten laitosten kehittämisen työkaluksi, eikä tässä esitettyyn yleistasoiseen arviointiin. Arviointikehyksen hyödyt tulevat parhaiten esille vasta konkreettisesti suunnittelulilanteessa. Jotta arviointi olisi tällöin luotettava, tulee vertailtavien vaihtoehtojen olla tarkkaan määriteltyjä ja arvioinnissa käytettävien lähtötietojen riittävän tarkkoja.

Kuvassa 23 on esitetty ravinteiden talteenottomenetelmien kokonaisarvot kuivajakeen osalta kahdella esimerkkipainotuksella. Kun kaikkia kriteereitä painotetaan yhtä paljon (”Tasapainotus”), parhaimmaksi vaihtoehdoksi nousee terminen kuivaus. Eri kriteerien vaikutus kokonaisarvoon näkyy kokonaisarvoa kuvaavan pylvään eri värisinä segmentteinä. Näiden perusteella termisen kuivauksen paremmuus johtuu siitä, että se on tasaisen hyvä kaikissa kriteereissä paitsi lopputuotteen turvallisuudessa. Kuivajakeen menetelmien fosforin talteenotto on keskenään lähes samalla tasolla, mutta suurimmat erot ravinteiden talteenottokyvyssä liittyvät fosforin käyttökelpoisuuteen sekä typen ja orgaanisen aineen talteenottokykyyn. Terminen kuivaus on edullinen eikä se välttämättä heikennä fosforin saataavuutta vastaavasti kuin kuumemmissa lämpötiloissa toteutettavat menetelmät. Esimerkiksi polttoon verrattuna myös orgaanista ainetta haihtuu vähemmän. Sen sijaan arviointi ei ota huomioon, että esimerkiksi pyrolyysillä tuotettavan lietehiilen hiilen pysyvyys maaperässä on oletettavasti parempi. Termisesti kuivatun lietteen turvallisuus on kuitenkin arvioiduista menetelmistä heikoin alhaisen käsittelylämpötilan vuoksi.

Koska lopputuotteen turvallisuutta pidettiin sidosryhmäkyselyn mukaan tärkeimpänä kriteerinä, analysoitiin tulokset myös painottaen turvallisuutta kaksi kertaa niin paljon kuin muita kriteereitä (Kuva 23, ”Turvallisuutta korostava”). Tällöin terminen kuivaus ei enää ollutkaan paras vaihtoehto,

vaan turvallisuuden kannalta paremmat arvot saavat vaihtoehdot (Poltto ja PAKU-prosessi) nousevat parhaiksi. HTC-menetelmän sekä pyrolyysin osalta on kuitenkin otettava huomioon, että menetelmien taloudellisten vaikutusten arviointiin liittyi merkittäviä epävarmuuksia. Joka tapauksessa esimerkki osoittaa sen, että eri kriteereille annetuilla painoarvoilla on erittäin merkittävä vaikutus lopputulokseen. Tämän vuoksi kussakin suunnittelutilanteessa on tarkkaan harkittava, mitkä asiat ovat olennaisia juuri vallitsevassa tilanteessa.



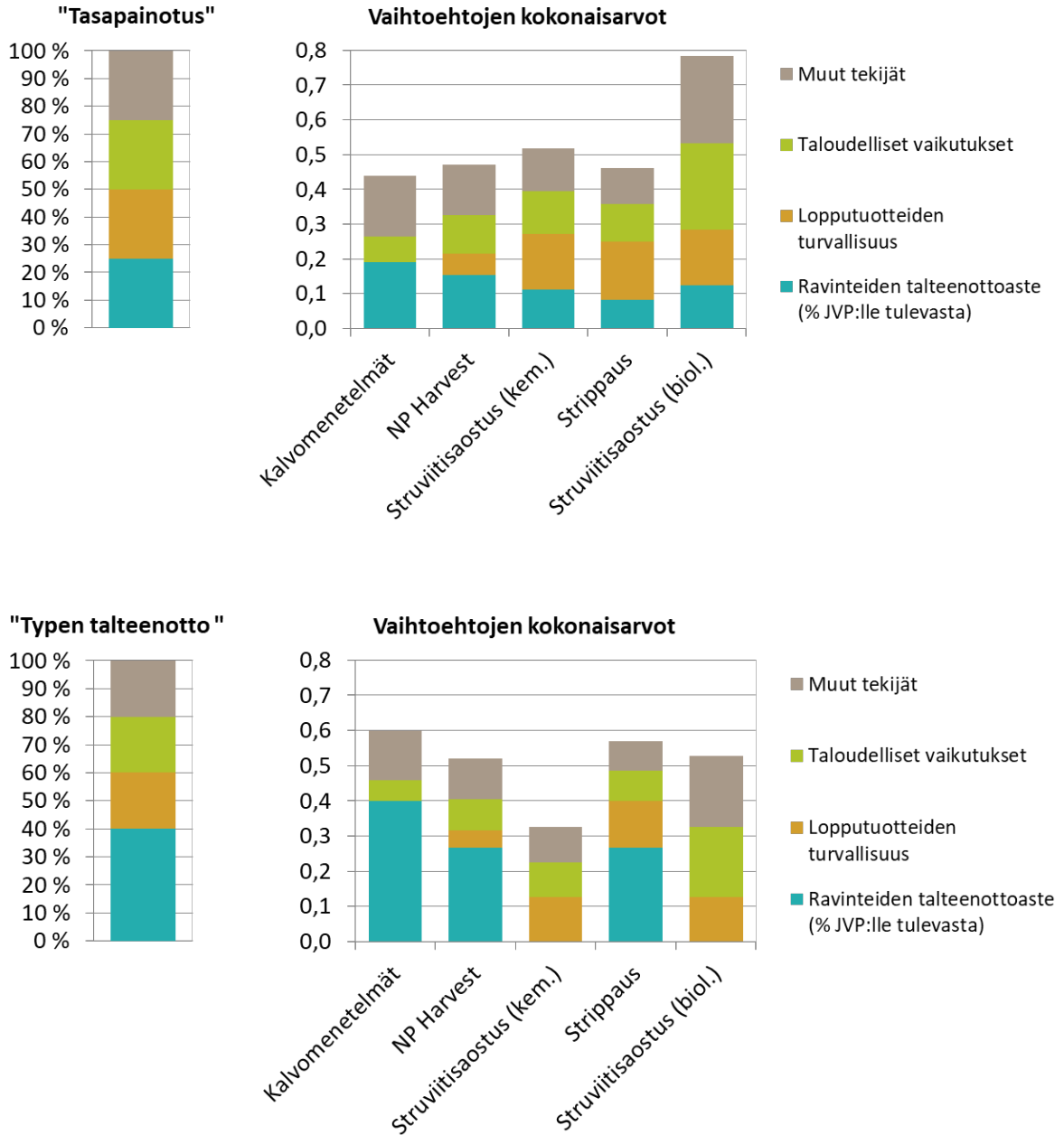
Kuva 23. Ravinteiden talteenottomenetelmien kokonaisarvot kuivajakeen osalta kahdella esimerkkipainotuksella ("Tasapainotus" ja "Turvallisuutta korostava").

Kuvassa 24 on esitetty vastaava analyysi nestemäisten jakeiden käsittelymenetelmien osalta. Kun kriteerejä painotetaan yhtä paljon (”Tasapainotus”), struviittisaostus (biologisen fosforinsaostuksen yhteydessä) nousee selkeästi parhaimmaksi vaihtoehdoksi. Syy tähän on, että sen tekninen kypsyyssaste on menetelmistä korkein ja sen kustannukset arvioitiin merkittävästi muita alhaisemmaksi. Tulee ottaa kuitenkin huomioon, että tässä arvioinnissa oletuksena oli, että puhdistamolla on jo käytössä biologinen fosforin saostus, eikä siihen investoiminen aiheuta siten lisäkustannuksia. Kuten luvussa 2.2.1. on todettu, biologinen fosforinpoisto ei kuitenkaan sovellu sellaisenaan suurimmalle osalle Suomen puhdistamoita. Struviittisaostus on myös pääasiassa fosforin talteenottomenetelmä, kun taas muut menetelmät tähtäävät typen tai molempien ravinteiden talteenottoon. Jos nestejakeen ravinteiden talteenottoa painotetaan kaksi kertaa niin paljon kuin muita tekijöitä, ja ravinteista otetaan huomioon pelkästään typen talteenotto (sillä käsiteltävä nestejake on typpipitoinen), niin tällöin menetelmien paremmuusjärjestys muuttuu olennaisesti (Kuva 24).

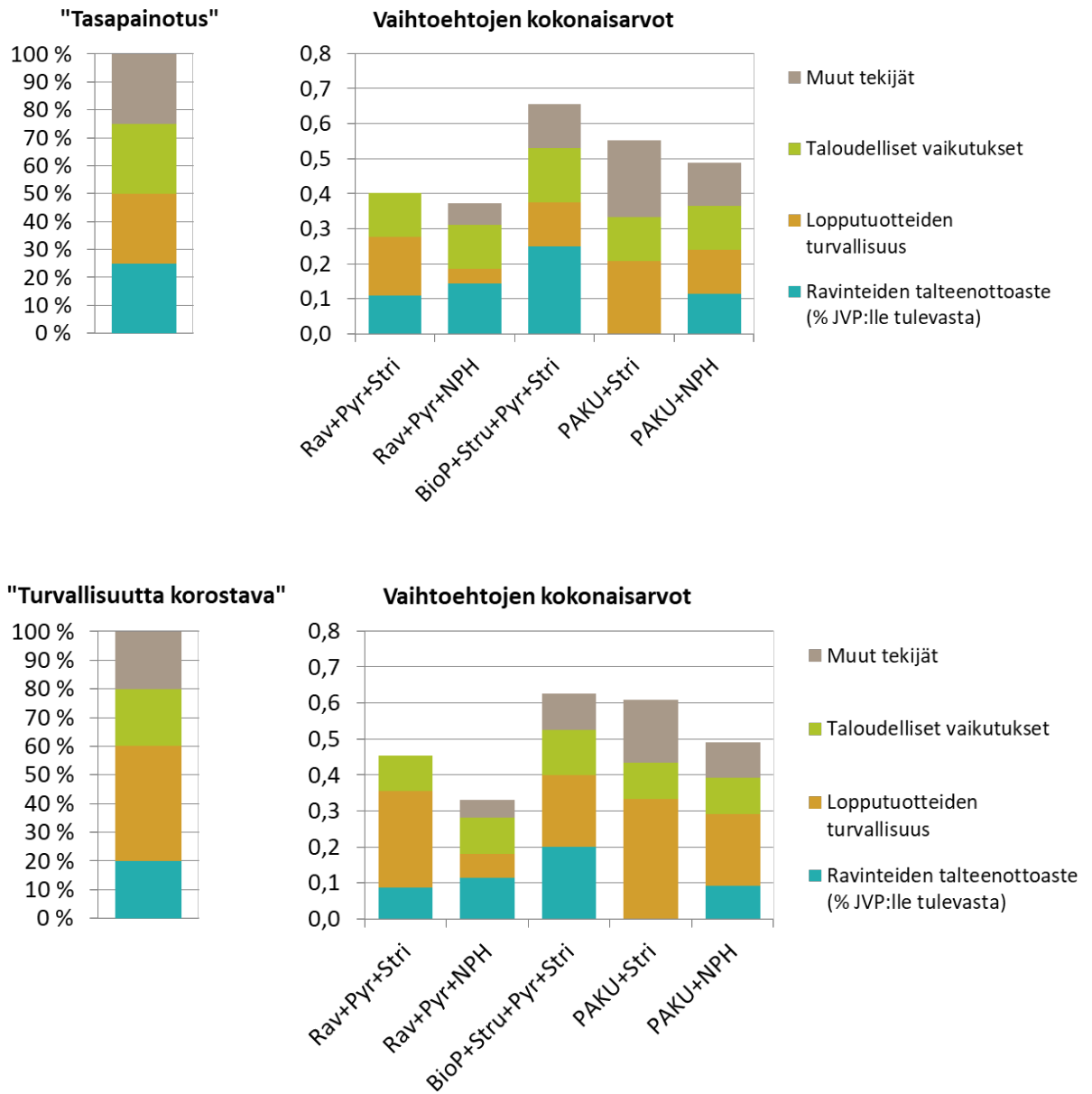
Muiden nestejakeen käsittelymenetelmien väliset erot olivat melko vähäiset. Menetelmien arvioinnissa käytettäviin lähtötietoihin liittyy kuitenkin merkittäviä epävarmuuksia etenkin haitta-aineiden käyttäytymisen sekä taloudellisten kustannusten osalta. Kalvomenetelmät näyttävät vaihtoehdoista heikoimpana lopputuotteen turvallisuuden kannalta, koska menetelmässä konsentroituvat sekä ravinteet että haitta-aineet samaan jakeeseen. Menetelmää voidaan mahdollisesti kehittää kuitenkin siten, että se erottelee haitalliset aineet eri jakeeseen ravinteiden kanssa, mutta aiheesta tarvitaan lisää tutkimustietoa.

Menetelmäyhdistelmille tehdyssä analyysissä (Kuva 25) havaittiin, että biologinen fosforinpoisto + struviittisaostus + pyrolyysi + strippaus on paras vaihtoehto, kun kriteerejä painotetaan yhtä paljon, mutta esimerkiksi turvallisuutta korostavalla painotuksella ”PAKU + Strippaus” nousee suunnilleen samalle tasolle. Tämä johtuu suurelta osin siitä, että ”PAKU + Strippaus” arvioitiin turvallisuuden kannalta parhaaksi vaihtoehdoksi. ”PAKU + Strippaus” -yhdistelmässä menetetään kaikki orgaaninen aine ja osa fosforista. Fosforin liukoisuus tuhkassa on merkittävästi heikompi kuin esimerkiksi RAVITAMENETELMÄN ketjuissa. Menetelmäyhdistelmien tulosten tulkinnassa tulee ottaa huomioon, että kriteereille annetut arvot perustuvat suurimmaksi osaksi asiantuntija-arvioihin ja niihin liittyy huomattavaa epävarmuutta (katso luku 3.4.). Esimerkiksi menetelmien taloudellisten vaikutusten sekä energian kulutuksen arvioinnissa ei ole kattavasti voitu huomioida eri menetelmien tuottamia synergiaetuja.

Kriteereille annettujen painojen vaikutusta lopputuloksiin voidaan tarkastella ns. herkkyysoanalyysin avulla. Hankkeessa tuotetulla Excel-työkalulla voidaan muokata kriteereille annettuja painoja ja tämän perusteella tarkastella, miten kokonaisarvot muuttuvat painotusten muuttuessa. Analyysin perusteella voidaan arvioida kuinka herkkiä eri vaihtoehdot ovat tehdyille muutoksille ja esimerkiksi tarkastella, löytyisikö vaihtoehdoista sellainen, joka olisi hyvä useilla erilaisilla painotuksilla.



Kuva 24. Ravinteiden talteenottomenetelmien kokonaisarvot nestejakeen osalta kahdella eri esimerkkipainotuksella ("Tasapainotus" ja "Tyypin talteenotto").



Kuva 25. Ravinteiden talteenottomenetelmien kokonaisarvot menetelmäyhdistelmien osalta kahdella esimerkkipainotuksella ("Tasapainotus" ja "Turvallisuutta korostava painotus").

4 Yhteenveto ja johtopäätökset

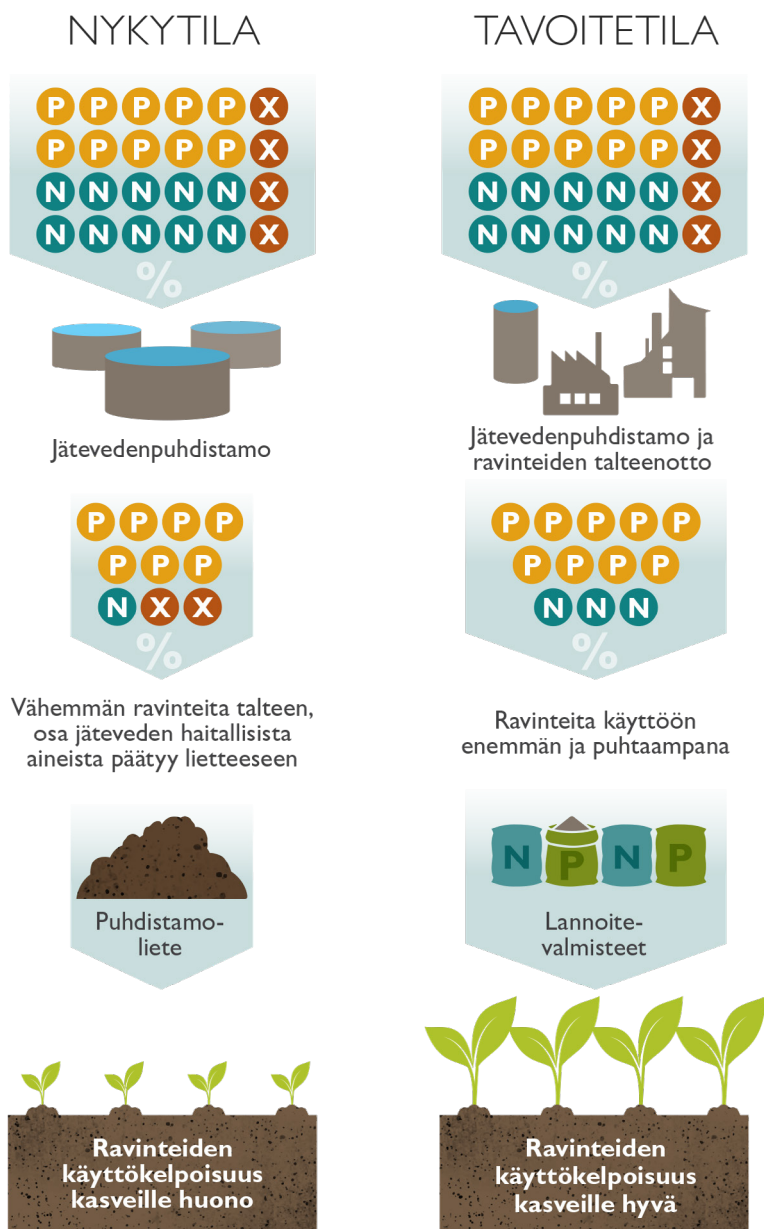
Nykyinen jätevedenkäsittelyprosessi on kehitetty aikanaan puhdistamaan jätevesi lähinnä kiintoaineesta ja ravinteista ja tätä kautta vähentämään vesistöjen rehevöittävää kuormitusta. Jätevedenpuhdistusprosessissa fosfori päätyy lietteeseen kemiallisen saostuksen seurauksena. Yli puolet tyypeistä haihdutetaan ilmaan tai palautetaan takaisin käsittelyprosessin alkuun lietteen kuivauksessa, lopun päätyessä purkuveden ja lietteen mukana ympäristöön. Loppukäyttöön ohjautuvaan puhdistamolietteeseen päätyy jäteveden sisältämästä orgaanisesta aineesta keskimäärin noin neljännes, fosforista kaksi kolmasosaa ja tyypeistä alle kymmenesosa. Lietteiden ravinteet ovat kasveille heikosti hyödynnettävissä muodossa.

Suurin osa puhdistamolietteestä hyödynnetään nykyisin viherrakentamisessa ja maisemoinnissa ja alle puolet päätyy maatalouden käyttöön. Viherrakennuskäyttö ei hyödynnä lietteen sisältämää fosforia tehokkaasti, jolloin ravinteita päätyy ylimäärin maaperään ja osa huuhtoutuu pinta- ja pohjavesiin. Viherrakentaminen ei siten ole ravinteiden tehokasta kierrättämistä, vaan lietteiden ravinteet tulisi saada turvallisesti käyttöön siellä, missä niitä tarvitaan.

Puhdistamolietteiden hyötykäyttö on nähty viime vuosina ongelmallisena etenkin sen sisältämien orgaanisten haitta-ainejäämien vuoksi. Haitta-ainesten vaikutukset ympäristöön ovat vielä huonosti tunnettuja ja niiden käyttäytymisestä erilaisissa jäteveden- ja lietteenkäsittelyprosesseissa sekä maaperässä tarvitaan edelleen lisää tutkimustietoa. Nykyiset jäteveden- ja lietteenkäsittelymenetelmät eivät kykene poistamaan erityisen pysyviä ja haitallisia orgaanisia yhdisteitä, vaan osa niistä kulkeutuu puhdistusprosessin läpi ja päätyy vesistöön, kun taas osa pidättyy lietteeseen ja päätyy sitä kautta maaperään.

Kiristyvät tavoitteet kiertotaloudessa ja hiilineutraalisuudessa ohjaavat käyttämään resursseja, kuten erilaisia jättemateriaaleja, yhä tehokkaammin. Ravinteiden kierrätyksen toimenpideohjelman (2019-2030) mukaan pyrkimyksenä on hyödyntää jätevesilietteiden ravinteet pääosin lannoitteina vuoteen 2030 mennessä (Ympäristöministeriö 2019). Murrosvaiheessa oleva lainsäädäntö ja siihen liittyvä epä-tietoisuus jätevesi- ja lietepohjaisten ravinteiden lainsäädännöllisestä hyväksyttävyydestä tulevaisuudessa luovat kuitenkin epävarmuutta toiminnanharjoittajien sekä menetelmäkehittäjien keskuudessa. Jotta ravinteiden kierrätyksen toimenpideohjelmassa asetettuihin tavoitteisiin päästään, tulee lainsäädännön tukea jätevesipohjaisten ravinteiden käyttöä.

Turvallinen ja tehokas ravinteiden ja orgaanisen aineen palauttaminen jätevesistä takaisin kiertoon edellyttää uudenlaisten ratkaisujen käyttöönottoa. Kehitteillä on useita ravinteiden talteenottomenetelmiä, joiden avulla yhä suurempi osa jätevesien sisältämistä ravinteista voidaan saada tehokkaammin ja puhtaampina kiertoon. Uusilla menetelmillä ja niiden yhdistelmillä voidaan saada talteen jopa 90 % fosforista (nykyisin n. 70 %) ja tyypeistä kolminkertainen määrä nykyiseen verrattuna. Myös ravinteiden käyttökelpoisuutta kasveille voidaan parantaa (Kuva 26). Menetelmien avulla voidaan tuottaa esimerkiksi maatalouden käyttöön soveltuvia lannoitevalmisteita sekä vähentää haitta-ainesten kulkeutumista ympäristöön. Ravinteiden tehokas talteenotto ja kierrättäminen vähentää mm. jätevedenkäsittelyn kasvi-huonekaasupäästöjä, neitseellisten luonnonvarojen kulutusta ja energiantensiivisten typpilannoitteiden tuotantoa. Kierrätyslannoitteilla voidaan lisätä myös orgaanista ainetta peltoihin, joka mm. parantaa maan rakennetta ja vähentää ravinteiden huuhtoutumista.



Kuva 26. Jätevesien ravinteiden kierrätyksen nykytila sekä uusia menetelmiä hyödyntävä tavoitetila. P kuvaa fosforia, N typpeä ja X haitallisia aineita. Nykytilassa lietteeseen päätyy tavoitetilaa vähemmän ravinteita ja osa haitallisista aineista. Tavoitetilassa ravinteita saadaan talteen enemmän ja puhtaampana ja niiden käyttökelpoisuus kasveille on nykytilaa parempi.

Ravinteiden talteenottomenetelmiä on kehitetty sekä lietemäisten että nestemäisten jakeiden käsitte-lyyn. Osa menetelmistä edellyttää nykyisen jätevedenpuhdistusprosessin muokkaamista. Viime vuosina fosforin talteenottomenetelmien rinnalla myös typen sekä orgaanisen aineen talteenoton merkitys on kasvanut. Erilaisia menetelmiä yhdistämällä voidaan muodostaa menetelmäkettuja ja saavuttaa menetelmien välisiä synergiahyötyjä. Toisaalta hajallaan oleva ja osin puutteellinen tutkimustieto hankaloittaa menetelmien ja menetelmäkettujen vertailua. Yhdestä menetelmästä voi olla kehitteillä useita erilaisia sovelluksia, jotka poikkeavat toisistaan mm. ravinteiden talteenottoasteen, energiatehokkuuden tai kustannusten osalta. Menetelmät voivat soveltua erilaisiin mittakaavoihin tai saavuttaa suurimman hyötynsä yhdistettynä muihin menetelmiin. Sopivan ravinteiden talteenottomenetelmän valinnassa tulee huomioida kunkin puhdistamon erityispiirteet sekä koko jätevedenkäsittelyprosessi.

Tämän selvityksen tarkoituksena oli koota olemassa olevaa tietoa yhteen, tunnistaa jätevesien ravinteiden talteenottomenetelmiin liittyviä tietopuutoksia ja tukea lainsäädännön uudistustyötä sekä tuottaa työkaluja menetelmien arviointiin. Jätevesistä talteen otettujen ravinteiden maataloushyötykäytön kannalta on keskeistä, että ravinteet saadaan talteen kasveille käyttökelpoisessa muodossa, puhtaina ja väkevinä pitoisuuksina orgaanista ainesta menettämättä. Käytännössä tämä voi tarkoittaa nykyistä useamman lopputuotteen tuottamista. Erityisesti tulisi keskittyä sellaisten menetelmien kehittämiseen ja käyttöön, jotka ottavat ravinteita talteen (tai mahdollistavat niiden talteenoton) ilman niiden saostamista tai ilmakehään haihduttamista. Termiset lietteenkäsittelymenetelmät ovat kenties tutkituimpia menetelmiä, mutta niiden lähtökohtana on usein lietemäärän pienentäminen, eikä ravinteiden talteenotto. Kemiallisesti saostetun fosforin liukoisuus voi heiketä entisestään termisillä lietteenkäsittelymenetelmillä, joissa myös osa tai kaikki lietteen sisältämästä tyypeistä ja orgaanisesta aineesta menetetään. Tyypin talteenottoa voidaan kehittää ilman suuria prosessitekniisiä muutoksia hyödyntämällä nykyisin prosessin alkuun kiertävää lietteen kuivauksessa muodostuvaa rejektivettä, johon päätyy keskimäärin neljännes jätevedenpuhdistamolle saapuvasta typpikuormasta.

Ravinteiden talteenottomenetelmiä ei ole kehitetty toistaiseksi juurikaan haitta-aineiden poiston näkökulmasta. Termiset menetelmät voivat vähentää lopputuotteen haitallisten aineiden päätymistä ympäristöön, sillä osa haitallisista aineista tuhoutuu korkeissa lämpötiloissa. Lisää tutkimustietoa tarvitaan prosessointilämpötilan ja -parametrien (mm. viipymäaika) vaikutuksesta lopputuotteen turvallisuuteen. Myös nestemäisten jakeiden ravinteiden talteenottomenetelmien vaikutuksista lopputuotteen turvallisuuteen on vasta vähän tutkittua tietoa, koska monet menetelmät ovat vielä kehitysasteella.

Ravinteiden talteenotto jätevedenpuhdistamolla tulisi suunnitella kokonaisuutena, huomioiden kaikki syntyvät sivuvirrat, jolloin voidaan huomioida eri menetelmien synergiahyödyt ja ristikkäisvaikutukset paremmin ja välttyänsä osaoptimoinnilta. Menetelmäyhdistelmien muodostamat synergiahyödyt esimerkiksi kemikaalien ja energian kulutuksessa vaikuttavat myös menetelmien taloudellisuuteen. Myös keskitetyt ratkaisut (esim. joidenkin osaprosessien alueellinen keskittäminen) voivat parantaa kustannustehokkuutta. Jotta erilaisia menetelmiä voidaan luotettavasti vertailla keskenään tulevaisuudessa, tarvitaan arvioinnin tueksi lisää tietoa muun muassa haitta-aineista sekä menetelmäkettujen synergioista ja optimoinnista eri mittakaavoissa.

Ravinteiden talteenottomenetelmien ja niistä muodostettujen yhdistelmien arvioinnissa ja vertailussa voidaan käyttää apuna tässä hankkeessa kehitettyä monitavoitearviointikehystä, jonka avulla voidaan tuottaa tietoa päätöksenteon tueksi. Arvioinnissa voidaan tarkastella myös eri tekijöiden (esim. ravinteiden talteenottoaste, kustannukset, lopputuotteen turvallisuus) vaikutusta vertailun kohteena olevien menetelmien paremmuuteen painottamalla niitä eri tavoin. Tässä työssä monitavoitearviointi tehtiin esimerkinomaisesti käyttäen saatavissa olevaa, keskimääräistä kirjallisuustietoa eri talteenottomenetelmille. Käytännössä monitavoitearvioinnin hyödyt tulevat kuitenkin parhaiten esille konkreettisesti suunnittelutilanteessa, jossa arvioidaan ja vertaillaan yksittäiseen laitokseen soveltuvia menetelmiä ja niiden yhdistelmiä. Puhdistamokohtainen tarkastelu mahdollistaa menetelmien rajauksen ja lähtötietojen tarkentamisen, jolloin tulosten luotettavuus paranee merkittävästi. Monitavoitearviointia tulisi myös täydentää elinkaaristen ympäristövaikutusten arviointitiedolla. Vaihtoehtojen välisiin eroihin vaikuttaa se, miten päätöksenteon kriteereitä painotetaan. Tulokset osoittavat, että eri kriteereille annetuilla painotuksilla on erittäin merkittävä vaikutus lopputulokseen. Tämän vuoksi kussakin suunnittelutilanteessa on tarkkaan harkittava, mitkä asiat ovat olennaisia juuri vallitsevassa tilanteessa.

Jätevesien sisältämät ravinteet ja orgaaninen aine ovat tällä hetkellä alihyödynnettyjä resursseja, joiden hyötykäytön mahdollisuuksia tulisi tulevaisuudessa parantaa. Jätevesien ravinteet tulisi nähdä ongelman sijaan resursseina, joita talteen ottamalla ja tehokkaasti kierrättämällä voidaan vähentää ympäristökuormitusta. Tämä edellyttää kuitenkin uusien ratkaisujen ja toimintatapojen käyttöönottoa. Ratkaisut voivat olla lyhyellä aikavälillä puhdistamokohtaisia, mutta pidemmällä aikavälillä on syytä pohtia myös laajempia järjestelmätason muutoksia. Ravinteiden talteenoton sekä turvallisten lopputuotteiden näkökulmasta tulisi selvittää myös vaihtoehtoja erilaisten jätevesien käsittelyyn sekä vähemmän vettä

kuluttaviin järjestelmiin. Esimerkiksi jätevesien erilliskeräyksellä voisi olla mahdollista tuottaa helpommin puhtaampia ravinnetuotteita, kun ravinteet ovat väkevämpinä pitoisuuksina eivätkä ne ole sekoittuneet erilaisten jätevesien kanssa.

Tutkimuksen keskeiset johtopäätökset ovat seuraavat:

- Uusilla menetelmillä ja niiden yhdistelmillä voidaan saada talteen jopa 90 % fosforista (nykyisin n. 70 %) ja tuestä kolminkertainen määrä nykyiseen verrattuna. Myös ravinteiden käyttökelpoisuutta kasveille voidaan parantaa.
- Uusien menetelmien avulla voidaan vähentää haitta-aineiden kulkeutumista ympäristöön. Lisää tutkimustietoa aiheesta tarvitaan.
- Erilaisia menetelmiä yhdistämällä voidaan muodostaa menetelmäketjuja ja saavuttaa menetelmien välisiä synergiahyötyjä.
- Jätevesiravinteiden maataloushyötykäytön kannalta on keskeistä, että ravinteet ovat kasveille käyttökelpoisessa muodossa, puhtaina ja väkevinä pitoisuuksina orgaanista ainesta menettämättä.
- Kemiallisesti saostetun fosforin liukoisuus voi heikentää entisestään termisillä lietteenkäsittelymenetelmillä, joissa myös osa tai kaikki lietteen sisältämästä tuestä ja orgaanisesta ainesta menetetään. Termiset menetelmät voivat kuitenkin vähentää lopputuotteen haitallisten aineiden päätymistä ympäristöön, sillä osa haitallisista aineista tuhoutuu korkeissa lämpötiloissa.
- Tyypin talteenottoa voidaan kehittää ilman suuria prosessitekniisiä muutoksia hyödyntämällä nykyisin prosessin alkuun kiertävää lietteen kuivauksessa muodostuvaa rejektivettä, johon päätyy keskimäärin neljännes jätevedenpuhdistamolle saapuvasta typpikuormasta.
- Ravinteiden talteenotto jätevedenpuhdistamolla tulisi suunnitella kokonaisuutena, huomioiden koko prosessi ja kaikki syntyvät sivuvirrat, jolloin eri menetelmien synergiahyödyt ja ristikkäisvaikutukset kokonaisuuteen huomioidaan paremmin ja vältetään osaoptimoimilta.
- Ravinteiden talteenottomenetelmien ja niistä muodostettujen yhdistelmien arvioinnissa ja vertailussa voidaan käyttää apuna hankkeessa kehitettyä monitavoitearviointikehystä, jonka avulla voidaan tuottaa tietoa päätöksenteon tueksi.
- Ratkaisut voivat olla lyhyellä aikavälillä puhdistamokohtaisia, mutta pidemmällä aikavälillä on syytä pohtia myös laajempia järjestelmätason muutoksia, erilaisten jätevesien erilliskeräystä ja käsittelyä haitta-aineiden vähentämiseksi sekä puhdistamoiden uudistamista ravinteiden talteenoton näkökulmasta.

Sanasto

AVL	Asukasvastineluku. Yhden ihmisen aiheuttama keskimääräinen jätevesikuormitus / vrk
BAT	Paras käyttökelpoinen tekniikka (Best Available Techniques)
BREF	Best Available Techniques Reference Document
CE	Conformité Européenne
EoW	End of waste
FO	Suora osmoosi
HBCD	Heksabromisyklododekaani
HTC	Märkähiilto
HTL	Hydroterminen nesteytys
Kuivajae	Mädätetyn lietteen kuivauksessa muodostuva kuivattu lietejae
MCDA	Monitavoitearviointi
Nestejae	Yleensä mädätetyn lietteen kuivauksessa muodostuva rejektivesi, mutta voi olla myös muu nestemäinen sivuvirta
PAH	Polysykliset aromaattiset hiilivedyt
PBDE	Polybromatut difenyylietterit, BDE -yhdisteryhmässä 209 erilaista kongeneeria
PFAA	Perfluoriaalkyylihapot
PFAS	Perfluoratut alkyylilyhdisteet
PFOS	Perfluoro-oktaanisulfonaatti
pH	Happamuus
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
SCWG	Ylikriittinen vesikaasutus
Struviitti	Magnesiumammoniumfosfaatti
TBBPA	Tetrabromibisfenoli A
THP	Terminen hydrolyysi
TRL	Tekniikan kypsyysaste, katso taulukko 1
TS	Kuiva-aine
VOC	Haihtuvat orgaaniset yhdisteet
VVY	Vesilaitosyhdistys
WO	Märkähapetus

Lähteet

- Acelas, N.Y., Lopéz, D.P., Brilman, D.W.F., Kersten, S.R.A. & Kootstra, A.M.J. 2014. Supercritical water gasification of sewage sludge: Gas production and phosphorus recovery. *Bioresource Technology* 174: 167-175.
- Aalto-yliopisto. 2020. NPHarvest. www.aalto.fi/fi/npharvest [Päivitetty 11.6.2020.]
- Al Seadi, T. 2013. Biogas digestate quality and utilization. Julk.: Wellinger, A., Murphy, J. & Baxter, D. (toim.). *The biogas handbook. Science production and applications.* Woodhead Publishing Limited, Cambridge. S. 267-301.
- Altinbas, M. 2009. Nitrogen recovery via struvite production. Teoksessa Cervantes, F. (toim.) *Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution: Principles and Engineering.* IWA Publishing, Lontoo. s. 239-268.
- Ansari, A.J., Hai, F.I., Price, W.E., Drewes, J.E. & Nghiem, L.D. 2017. Forward osmosis as a platform for resource recovery from municipal wastewater – a critical assessment of the literature. *Journal of Membrane Science*, 529: 195-206. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.01.054>
- Atienza-Martinez, M., Fonts, I., Abrego, J., Ceamanos, J. & Gea, G. 2013. Sewage sludge torrefaction in a fluidized bed reactor. *Chemical Engineering Journal* 222: 534–545. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.075>
- Axegård, P. 2020. Controlling P and N balances using HTC combined with wet oxidation. Green Technology AB, Sweden. Presentation at IWANRR 2020.
- von Bahr, B. & Kärrman, E. 2019. Tekniska processer för fosforåtervinning ur avloppsslam. RISE Rapport 2019:59. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1386080/FULLTEXT01.pdf>
- Baldock, J. A. & Smernik, R. J. 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry* 33(9): 1093–1109. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00062-1](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00062-1)
- Barat, R., Bouzas, A., Martí, N., Ferrer, J. & Seco, A. 2009. Precipitation assessment in wastewater treatment plants operated for biological nutrient removal: A case study in Murcia, Spain. *Journal of Environmental Management* 9: 850-857. doi:10.1016/j.jenvman.2008.02.001
- Barnard, J. L. 1975. Biological nutrient removal without addition of chemicals. *Water Reserch* 9(5): 485-490. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90072-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(75)90072-X)
- Barnard, J. L. 1976. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water S. A.* 2(3): 136-144.
- Baumann, P. 2018. Phosphorus removal: An economic assessment. Julk.: Schaum, C. (toim.). *Phosphorus: polluter and resource of the future. Removal and recovery from wastewater.* IWA Publishing, London. S. 205-218.
- Berlin, T. 2020. Neuvotteleva virkamies, Maa- ja metsätalousministeriö, Ruokaosasto. Puheenvuoro Raki – Jätevesiwebinaarissa 23.10.2020.
- Berninger, K. 2018. Puhdistamolieteselvitys - Yhteenveto toteutettujen hankkeiden tuloksista. Tyrsky-Konsultointi Oy. 33 s.
- Berninger, K., Pihl, T., Kasanen, P., Mikola, A., Tynkkynen, O. & Vahala, R. 2017. Jätevesien fosfori hyötykäyttöön – teknologioita ja ohjaukeinoja. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 62/2017. <https://tietokayttoon.fi/julkaisu?pubid=21502> [Vierailtu 18.2.2021]
- Bertanza, G., Glessi, R., Menoni, L., Pedrazzani, R., Salvetti, R. & Zanaboni, S. 2015. Anaerobic treatability of liquid residue from wet oxidation of sewage sludge. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 7317-7326. DOI 10.1007/s11356-014-3303-z
- Blomberg, K. 2020a. RAVITA: Innovative nutrient recovery from wastewater. Esitys konferenssissa Nutrient Removal and Recovery Conference (Virtual Conference) – IWANRR, Helsinki 1-3.9.2020.
- Blomberg, K. 2020b. Projekti-insinööri, Helsingin seudun ympäristöpalvelut, Helsinki. Haastattelu 2.10.2020.
- Blöcher, C., Niewersch, C. & Melin, T. 2012. Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration. *Water Research* 46(6): 2009-2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.022>
- Boiocchi, R., Santoro, D. & van Loosdrecht, M.C.M. 2019. Cellulose Recovery and Carbon Upgrading by Integrating Microsieving and Fermentation Technologies in Wastewater Treatment Plants: A Plant-Wide Modeling Study. Julk.: Book of Abstracts, 3rd IWA Resource Recovery Conference – IWARR2019, Venetsia 08-12.2019, s. 200-202.
- Bolzonella, D., Fatone, F., Gottardo, M., & Frison, N. 2018. Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. *Journal of Environmental Management* 216: 111-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.026>

- Borowski, S. & Weatherley, L. 2013. Co-digestion of Solid Poultry Manure with Municipal Sewage Sludge. *Bioresource Technology* 142: 345-352. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.047>
- Campos, A. & Judex, J. 2018. P-recovery potential from thermal gasified sludge. Sülzle-Kopf SynGas. Esitys seminaarissa Phosphorus recovery from wastewater - IWA Sweden seminar, Malmö 11.4.2018.
- Cath, T.Y., Childress, A.E. & Elimelech, M. 2006. Forward osmosis: principles, applications, and recent developments. *Journal of Membrane Science* 281: 70-87. doi:10.1016/j.memsci.2006.05.048
- Chakinala, A.G., Kumar, S., Kruse, A., Kersten, S.R.A., van Swaaij, W.P.M. & Brilman, D.W.F. 2013. Supercritical water gasification of organic acids and alcohols: the effect of chain length. *The Journal of Supercritical Fluids* 74: 8-21.
- Chen, J., Tang, S., Yan, F. & Zhang, Z. 2020. Efficient recovery of phosphorus in sewage sludge through hydroxylapatite enhancement aided by calcium-based additives. *Water research* 171: 115450. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115450>
- Chiumenti, R., Chiumenti, A., da Borso, F., 2010. Digestate treatment by means of a full scale membrane system: an innovative method for managing surplus nitrogen and for valorizing farm effluents. *Ramiran 2010, 14th Ramiran International Conference, Lisbon, Portugal, 12–15 September, 2010.*
- Cipolletta, G., Eusebi, A.L., Foglia, A., Tittarelli, F., Giosuè, C., Palmieri, S., Frison, N., Pastore, C. & Fatone, F. 2019. Cellulose recovery from municipal wastewater and reuse in cement mortars: efficiencies and functional performances. *Julk.: Book of Abstracts, 3rd IWA Resource Recovery Conference – IWARR2019, Venetsia 08-12.2019, s. 556-557.*
- Da Ros, C., Frison, N., Conca, V., Eusebi, A.L. & Fatone, F. 2019. Pilot Scale Acidogenic Fermentation of Microsieved Cellulosic Sludge for Short Chain Fatty Acids Production. *Julk.: Book of Abstracts, 3rd IWA Resource Recovery Conference – IWARR2019, Venetsia 08-12.2019, s. 210-211.*
- Daneshgar, S., Buttafava, A., Callegari, A. & Capodaglio, A.G. 2019. Economic and energetic assessment of different phosphorus recovery options from aerobic sludge. *Journal of Cleaner Production* 223: 729-738. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.195>
- Doyle, K. & Parsons, S. 2002. Struvite formation, control and recovery. *Water Research* 36: 3925-3940.
- Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J. & Zessner, M. 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of the Total Environment* 571(15): 522-542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019>
- Ervasti, S., Winquist, E. & Rasi, S. 2018. Typen talteenotto lantaperäisestä nesteestä – tekninen toteutettavuus ja prosessin kannattavuusarviointi. *Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 4/2018.* https://juku.luke.fi/bitstream/handle/10024/541453/luke-luobio_4_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Ervasti, S., Kapuinen, P. & Winquist, E. 2015. Typpilannoitteiden valmistus lantaperäisistä materiaaleista, TÄSMÄTYYPPI. Loppuraportti 3/2014-12/2015. *Luonnonvarakeskus, Helsinki.* <https://www.ym.fi/download/noname/%7BD1A4BD35-3019-4E88-A81C-F88AED9A1C3B%7D/117618>
- EU. 2020. Kemikaalien rekisteröinti – REACH-asetus. https://europa.eu/youreurope/business/product-requirements/chemicals/registering-chemicals-reach/index_fi.htm [Päivitetty 19.10.2020.]
- Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukset 1907/2006/EY, annettu 18 päivänä joulukuuta 2006, kemikaalien rekisteröinnistä, arvioinnista, lupamenettelyistä ja rajoituksista (REACH). *Euroopan unionin virallinen lehti L 396: 1-849.*
- Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukset 1069/2009/EY, annettu 21 päivänä lokakuuta 2009, muiden kuin ihmisravinnoksi tarkoitettujen eläimistä saatavien sivutuotteiden ja niistä johdettujen tuotteiden terveysnäköistä (sivutuoteasetus). *Euroopan unionin virallinen lehti L 300: 1-33.*
- Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukset 142/2011/EU, annettu 25 päivänä helmikuuta 2011. *Euroopan unionin virallinen lehti L 54: 1-254.*
- Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukset 2019/1009/EU, annettu 5 päivänä kesäkuuta 2019, EU-lannoitevalmisteiden asettamisesta saataville markkinoilla koskevien sääntöjen vahvistamisesta. *Euroopan unionin virallinen lehti L 170: 1-114.*
- vom Eyser, C., Palmu, K., Schmidt, T.C. & Tuerk, J. 2015. Pharmaceutical load in sewage sludge and biochar produced by hydrothermal carbonization. *Science of the Total Environment* 537: 180–186.
- vom Eyser, C., Schmidt, T.C. & Tuerk, J. 2016. Fate and behavior of diclofenac during hydrothermal carbonization. *Chemosphere* 153: 280–286.
- FCG. 2010. Yhteispuhdistamon lietteiden jatkokäsittely. Vaihtoehtoselvitys P10205. Liite 5. Kiuruveden kaupunki, Iisalmen kaupunki ja Lapinlahden kunta. Finnish Consulting Group Oy. 10 09 2010. 14 s.

- FCG. 2015. Helsingin seudun ympäristöpalvelut – Kuntayhtymä. Fosforin jälkisaostuksen ja talteenoton esiselvitys Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla. RAKI-ohjelman Jälkifosfori-hankkeen loppuraportti. FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, Helsinki. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahU-KEwjzm6zT8tjpAhXbBhAIHWXACwMQFjABegQIARAB&url=https%3A%2F%2Fwww.ym.fi%2Fdownload%2Fno-name%2F%257B561A726A-D239-494F-8B25-1A3E51E809AA%257D%2F123935&usg=AOvVaw28aMc45JF95ceYbbf60Vsd&cshid=1590749355023680> [Vierailtu 18.2.2021]
- Fonts, I., Gea, G., Azuara, M., Ábrego, J. & Arauzo, J. 2012. Sewage sludge pyrolysis for liquid production: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*: 16(5), 2781-2805. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.070>
- Franchi, A. & Santoro, D. 2015. Current status of the rotating belt filtration (RBF) technology for municipal wastewater treatment. *Water Practice & Technology* 10(2): 319-327. <https://doi.org/10.2166/wpt.2015.038>
- Fuhs, G. W. & Chen, M. 1975. Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. *Microbial Ecology* 2(2): 119-138. doi: 10.1007/BF02010434.
- Fytili, D. & Zabaniotou, A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12: 116-140. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.05.014>
- Gasum Oy. 2016. Jätevesityypin talteenotto ja hyödyntäminen kierrätysravinteena. KiertoTyppi-hanke. Loppuraportti. Gasum Biovakka Oy, Espoo. <https://www.ym.fi/download/noname/%7BC3D3E1F8-7C8C-4DBA-B4A4-1706299FF095%7D/126096> [Vierailtu 18.2.2021]
- Gerhardt, A., Kabbe, C., Rastetter, N., Stemann, J., Wilken, V. 2015. Quantification of nutritional value and toxic effects of each P recovery product. Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency, Deliverable D 8.1. <https://doi.org/10.5281/zenodo.242550>
- Gil-Lalaguna, N., Sánchez, J. L., Murillo, M.B., Atienza-Martínez, M. & Gea, G. 2014. Energetic assessment of air-steam gasification of sewage sludge and of the integration of sewage sludge pyrolysis and air-steam gasification of char. *Energy* 76(1): 652-662. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.08.061>
- Gullet, B., McLelland, J. & Padgett, D. 2003. System-wide planning for phosphorus reduction at Charlotte's three largest wastewater treatment plants. *Julk.: Proceedings of South Carolina Environmental Conference, South Carolina, Columbia, 2.3.2003.*
- Halinen, A. 2020. Toimitusjohtaja, Huittisten puhdistamo Oy, Huittinen. Haastattelu 12.10.2020.
- Hermann, L. & Schaaf, T. 2017. Report on meta data analysis of methods of P recycling. BONUS PROMISE project. https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt_en/projects/promise/Publications [Viitattu 17.9.2018.]
- Horn, S., Seppänen, A.-M., Winquist, E., Lehtoranta, S. & Luostarinen, S. 2020. Biokaasulaitoksen mädätysjäännöksen hyödyntämismahdollisuudet – vaihtoehtojen taloudellisuus ja ilmastovaikutukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 42/2020. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/321266>
- Hospido, A., Moreira, M. T., Martin, M., Rigola, M. & Feijoo, G. 2005. Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10: 336–345. DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2005.05.210>
- Hossain, M., Strezov, V., Yin Chan, K., Ziolkowski, A. & Neslon, P. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management* 92(1): 223-228. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.008>
- HSY. 2017. RAVITA - Koekohde ravinteiden talteenottoon jätevedestä ja lietteenkuivauksen rejektistä - Hankesuunnitelma. <https://vanha.hsy.fi/ravita/fi/taustaa/Documents/Hankesuunnitelma-RAVITA-DEMO-HSY.pdf> [Vierailtu 18.2.2021]
- Huoltovarmuusorganisaatio. 2020. Kemiallisen saostuksen huoltovarmuuden parantaminen Suomen vesihuollossa. Kansallinen selvitys lyhyen ja pitkän aikavälin vaihtoehdoista. Huoltovarmuusorganisaatio, Helsinki. https://www.vvy.fi/site/assets/files/3226/kemiallisen_saostuksen_huoltovarmuuden_parantaminen.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Huygens, D., Saveyn, H., Tonini, D., Eder, P. & Delgado Sancho, L. 2019. Technical proposals for selected new fertilising materials under the Fertilising Products Regulation (Regulation (EU) 2019/1009). EUR 29841 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC117856/jrc117856_jrc117856_electronic.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Hämäläinen, A. 2020. HTC in recovering nutrients from digested municipal sewage sludge. Esitys konferenssissa Nutrient Removal and Recovery Conference (Virtual Conference) – IWANRR, Helsinki 1-3.9.2020.
- Jiang, F., Beck, M.B., Cummings, R.G., Rowles, K. & Russell, D. 2004. Estimation of costs of phosphorus removal in wastewater treatment facilities: Construction de novo. *Water Policy Working Paper*. <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.553.4588&rep=rep1&type=pdf> [Vierailtu 18.2.2021]

- Jin, J., Li, Y., Zhang, J., Wu, S., Cao, Y., Liang, P., Zhang, J., Wong, M.H., Wang, M., Shan, S. & Christie, P. 2016. Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials* 320: 417–426.
- Jones, A. 2017. Sewage Sludge Gasification as an Alternative to Incineration. *Julk.: Proceedings of the Water Environment Federation, Residuals and Biosolids 2017*. S. 415-427.
- Jätelaki 2011/646, annettu Helsingissä 17 päivänä kesäkuuta 2011. <https://finlex.fi/fi/laki/alkup/2011/20110646>
- Kabbe, C. 2019. Global compendium on phosphorus recovery from sewage/sludge/ash. Global Water Research Coalition
- Kainulainen, A. 2017. Biomassojen innovatiiviset hyödyntämismenetelmät – projektin julkinen loppuraportti. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY.
- Kainulainen, A. 2020. Hankepäällikkö, Helsingin seudun ympäristöpalvelut, Helsinki. Haastattelu 26.2.2020.
- Kaljunen, J. 2021. Tohtorikoulutettava, Aalto-yliopisto, Espoo. Sähköposti NPHarvest-menetelmästä ja menetelmän ravinneta-seesta. 31.1.2021.
- Kaljunen, J. 2020. Tohtorikoulutettava, Aalto-yliopisto, Espoo. Sähköposti NPHarvest-menetelmästä ja sen kustannuksista 8.7.2020.
- Kaljunen, J. 2019. NPHarvest – Innovatiivinen kiintoaineen ja fosforin poisto esikäsittelyä kalvoreaktorille. Aalto-yliopisto, Helsinki. https://www.aalto.fi/sites/g/files/flghsv161/files/2019-06/npharvest_innovatiivinen_kiintoaineen_ja_fosforin_poisto_esikasittelyna_kalvoreaktorille_uzkurt_kaljunen.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Kangas, A., Lund, C., Liuksia, S., Arnold, M., Merta, E., Kajolinna, T., Carpen, L., Koskinen, P. & Ryhänen, T. 2011. Energia-tehokas lietteen käsittely. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 17/2011. <http://hdl.handle.net/10138/37060>
- Kanniainen, Teo. 2020. Levien käyttö lannoitteena—kasvatuskokeen. Esitys tapahtumassa Leväpäivä, Hämeenlinna 24.1.2020. https://www.vanajavesi.fi/2018/wp-content/uploads/2020/01/Levasieppari-esitys-tulokset-24_01_2020_final_Teo-Kanniainen.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Karki, S., Poudel, J. & Cheon, S. 2018. Thermal Pre-Treatment of Sewage Sludge in a Lab-Scale Fluidized Bed for Enhancing Its Solid Fuel Properties. *Applied Sciences* 8(2): 183. <https://doi.org/10.3390/app8020183>
- Karttunen, E. 1999. Vesihuoltotekniikan perusteet. Opetushallitus, Hakapaino Oy, Helsinki.
- Kawasaki, M. 2010. Sewage Sludge Gasification. Cover story, Highlighting Japan, Joulukuu 2010, s. 12-13. https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KAWASAKI%202010%20Sewage%20Sludge%20Gasification.pdf [Vierailtu ...pvm]
- Kinnunen, R & Pirkkamaa, J. 2020. Lainsäädäntö ja rahoitus orgaanisten jätteiden, lietteiden ja sivutuotteiden peltoikäytön hyödyntämisessä -selvitys. Winto Better World Oy, Forssa. https://biokierto.fi/wp-content/uploads/2020/10/Raportti-2.10.2020_FINAL.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Koch, T. 2018. Potential benefits for P-recovery by sludge gasification. Esitys seminaarissa Phosphorus recovery from wastewater - IWA Sweden seminar, Malmö 11.4.2018.
- Kokko, M. 2018. Jäteveden ravinteet ja kiintoaine kiertoon viirasuodattimella. Tampereen yliopisto. [file:///D:/Users/e1007882/Downloads/Kokko%20\(2\).pdf](file:///D:/Users/e1007882/Downloads/Kokko%20(2).pdf)
- Kokko, M., Poranen, J. & Rintala, J. 2019a. Struviitin saostus puhdistamolietteistä. Tekniikan ja luonnontieteiden tiedekunta, Tampereen yliopisto, Tampere. https://vvy.etaahtuma.fi/eTaika_Tiedostot/5/Hanke/1580/LOPPURA-PORTTI_struviitti_loppuraportti.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Kokko, M., Tampio, E., Salo, T., Rasi, S. & Rintala, J. 2019b. Yhdyskuntien jätevedenkäsittelyprosessien kehittäminen osaksi biokaasulaitoksiin perustuvia kaupunkien ravinteita kierrättäviä kiertotalouskeskuksia. ProRavinne Loppuraportti. file:///D:/Users/e1007882/Downloads/ProRavinne_Loppuraportti%20final.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Kokko, M. 2020. Akatemiaturkija, Tampereen yliopisto, Tampere. Sähköposti 19.8.2020.
- Konola, I. 2019. Optimization and Quality Assessment of Fertilizers Based on Resource Recovery Technologies. Diplomityö, jätetty esitarkastukseen, Aalto-yliopisto.
- Konola, I. & Toivikko, S. 2019. Yhdyskuntalietteen käsittelyn ja hyödyntämisen nykytilannekatsaus. Suomen vesilaitosyhdistys, Helsinki. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 57. https://www.vvy.fi/site/assets/files/3078/yhdyskuntalietteen_ka_sittelyn_ja_hyo_dynta_misen_nykytilannekatsaus_vvy_nr_57.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Laatulannoite. 2020. Laatulannoite - laatujärjestelmä kierrätyslannoitevalmisteille 2020. <https://www.laatulannoite.fi/> [Viitattu 20.11.2020]

- Laasonen, A. 2020. CFO, Endev. Helsinki. PAKU-prosessin esittely ja haastattelu 10.9.2020.
- Laine-Ylijoki, J., Mroueh, U.-M., Vahanne, P., Wahlström, M., Vestola, E., Salonen, S. & Havukainen, J. 2005. Yhdyskuntajätteiden termisen käsittelyn kuonista ja tuhkista hyötykäytettäviä ja loppusijoitettavia tuotteita - Kansainvälinen esiselvitys. VTT, Helsinki. VTT Tiedotteita 2291. <https://www.vttresearch.com/sites/default/files/pdf/tiedotteet/2005/T2291.pdf> [Vierailtu 18.2.2021]
- Laitinen, J., Alhola, K., Manninen, K. & Säylä, J. 2014a. Puhdistamolietteen ja biojätteen käsittely ravinteita kierrättäen. Hankeraportti. <http://www.syke.fi/download/noname/%7B75C943EE-6205-42AA-B130-1105133D5FFF%7D/105713> [Vierailtu 18.2.2021]
- Laitinen, J., Nieminen, J., Saarinen, R. & Toivikko, S. 2014b. Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT) – yhdyskuntien jätevedenpuhdistamot. Suomen ympäristö 3/2014. <http://hdl.handle.net/10138/43199>
- Lakaniemi, Aino-Maija. 2020. Levämässän keräys – konstit on monet. Esitys tapahtumassa Leväpäivä, Hämeenlinna 24.1.2020. https://www.vanajavesi.fi/2018/wp-content/uploads/2020/01/Levapaiva_Lakaniemi_levien_kerays_netiver-sio.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Lannoitevalmistelaki 539/2006, annettu Naantalissa 29 päivänä kesäkuuta 2006. <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2006/20060539>
- Lassi, U. & Wikman, B. 2011. Biomassan kaasutus sähköksi, lämmöksi ja biopolttoaineeksi. HighBio-projektijulkaisu. Jyväskylän yliopisto, Kokkolan yliopistokeskus Chydenius, Kokkola. <https://jyx.jyu.fi/bitstream/handle/123456789/27058/978-951-39-4313-4.pdf?sequence=1>
- Le Corre, K.S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P. & Parsons, S.A. 2009. Phosphorous recovery from wastewater by struvite crystallization: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39(6): 433-477.
- Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D. & Sohi, S. 2009. Stability of biochar in soil. *Julk.: Lehmann, J. & Joseph, S. (toim.). Biochar for Environmental Management: Science and Technology.* Earthscan, London. S. 183–206.
- Lehtoranta, S., Johansson, A., Malila, R., Rankinen, K., Grönroos, J., Luostarinen, S. & Kaistila, K. 2020. Vaihtoehtoja kestävämpään turkiseläinten lannan hyödyntämiseen. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 35/2020. <http://hdl.handle.net/10138/318398>
- Lemming, C., Scheutz, C., Bruun, S., Jensen, L.S. & Magid, J. 2017. Effects of thermal drying on phosphorus availability from iron-precipitated sewage sludge. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 180(6): 720-728.
- Liang, C., Schimel, J. P. & Jastrow, J. D. 2017. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature microbiology* 2: 17105. <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>
- Levlin, E. 2001. Recovery of phosphate from sewage sludge and separation of metals by ion exchange. Royal Institute of Technology, Tukholma. https://www.kth.se/polopoly_fs/1.650619.1600688949!/Ionexchn.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Leväsieppari 2020. Leväsieppari – Ravinteet talteen ja kiertoon luonnonmukaisesti (LeväRaki). Loppuraportti. https://www.vanajavesi.fi/2018/wp-content/uploads/2020/05/LOPPURAPORTTI_31.3.2020.pdf
- Libra, J., Ro, K., Kammann, C., Funke, A., Berge, N., Neubauer, Y., Titirici, M., Fühner, C., Bens, O., Jern, J. & Emmerich, K. 2011. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels* 2: 89–124. <https://doi.org/10.4155/bfs.10.81>
- Lohiniva, E., Mäkinen, T. & Sipilä, K. 2001. Lietteiden käsittely - Uudet ja käytössä olevat tekniikat. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Espoo. VTT Tiedotteita 2081. <https://www.vttresearch.com/sites/default/files/pdf/tiedotteet/2001/T2081.pdf> [Vierailtu 18.2.2021]
- Luostarinen, S., Grönroos, J., Lemola, R., Lehtonen, E., Lehtoranta, S., Tampio, E., Turtola, E. & Uusitalo, R. 2019a. Ravinlaskuri – Alueellisen ravinnekierron suunnittelun työkalu. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus X/2019 (julkaistu osana viranomaiskäyttöön luotua Ravinlaskuri-työkalua). <https://www.luke.fi/projektit/ravinlaskuri/> [Vierailtu 18.2.2021]
- Luostarinen, S. Paavola, T., Ervasti, S., Sipilä, I. & Rintala J. 2011. Lannan ja muun eloperäisen materiaalin käsittelyteknologiat. MTT Raportti 27. Jokioinen.
- Luostarinen, S., Tampio, E., Niskanen, O., Koikkalainen, K., Kauppila, J., Valve, H., Salo, T. & Ylivainio, K. 2019b. Lantabio-kaasun toteuttamisvaihtoehdot. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 40/2019. Luonnonvarakeskus, Helsinki 75s. <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/544244>
- Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 24/11, annettu 1 päivänä syyskuuta 2011.
- Maaseudun tulevaisuus. 2017. Viljanostajat panivat puhdistamolietteen pannaan – viranomaiset sallivat peltokäytön. <https://www.maaseuduntulevaisuus.fi/maatalous/artikkeli-1.213811> [Julkaistu 17.11.2017]

- Mailler, R., Gasperi, J., Chebbo, G. & Rocher, V. 2014. Priority and emerging pollutants in sewage sludge and fate during sludge treatment. *Waste Management* 34: 1217–1226.
- Mailler, R., Gasperi, J., Patureau, D., Vulliet, E., Delgenes, N., Danel, A., Deshayes, S., Eudes, V., Guerin, S., Moilleron, R., Chebbo, G. & Rocher, V. 2017. Fate of emerging and priority micropollutants during the sewage sludge treatment: Case study of Paris conurbation. Part 1: Contamination of the different types of sewage sludge. *Waste Management* 59: 379–393.
- Malila, R. 2020. Raki – Jätevesiwebinaari 23.10.2020. Vastaukset ennakkokysymyksiin. Ympäristöministeriö. https://ym.fi/documents/1410903/42721411/Vastaukset+ennakkokysymyksiin_Malila.pdf/97bc14fc-7aa1-f7de-f8f6-2b22dd0b8293/Vastaukset+ennakkokysymyksiin_Malila.pdf?t=1603875134433 [Viitattu 19.20.2020]
- Marcelis, P. & Wessels, C. 2019. Recovery and Valorisation of Cellulose from Waste Water – The Road to Circularity. *Julk.: Book of Abstracts, 3rd IWA Resource Recovery Conference – IWARR2019, Venetsia 08-12.2019, s. 296-298.*
- Matassa, S., Boon, N. & Verstraete, W. 2015. Resource recovery from used water: The manufacturing abilities of hydrogen-oxidizing bacteria. *Water research* 68: 467-478. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.028>
- Melcer, H. & Nutt, S.G. 1987. Applicability and economics of biological phosphorus removal process in Canada. Biological phosphate removal from waste water. *Julk.: Proceedings of an IAWPRC specialized conference, Rooma, 28-30.9.1987, s. 295-303.*
- Magnusson, K. & Norén, F. 2014. Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. IVL Swedish Environmental Research Institute, Number C 55 August 2014 Report.
- Martinen, S., Venelampi, O., Iho, A., Koikkalainen, K., Lehtonen, E., Luostarinen, S., Rasa, K., Sarvi, M., Tampio, E., Turtola, E., Ylivainio, K., Grönroos, J., Kauppila, J., Koskiahho, J., Valve, H., Laine-Ylijoki, J., Lantto, R., Oasmaa, A. & Castell-Rüdenhausen, M. 2017. Kohti ravinteiden kierrätyksen läpimurtoa. Nykytila ja suositukset ohjauskeinojen kehittämiseksi Suomessa. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 45/2017. http://julkuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/540214/luke-luobio_45_2017.pdf?sequence=12 [Vierailtu 18.2.2021]
- Marttunen, M., Mustajoki, J., Verta, O. & Hämäläinen, R. 2008. Monitavoitearviointi vuorovaikutteisessa ympäristösuunnittelussa. Menetelmiä ja sen soveltamisesimerkkejä vesistöjen käytössä ja hoidossa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 11/2008. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38341/SY11_2008_Monitavoitearviointi.pdf
- Mayer, P., Hilber, I., Gouliarmou, V., Hale, S.E., Cornelissen, G. & Bucheli, T.D. 2016. How to determine the Environmental Exposure of PAHs Originating from Biochar. *Environmental Science & Technology* 50: 1941–1948.
- MMM. 2020a. Lannoitevalmisteet. <https://mmm.fi/elaimet-kasvit/lannoitevalmisteet> [Viitattu 20.11.2020.]
- MMM. 2020b. Uusi EU-lannoitevalmisteasetus vauhdittaa orgaanisten ja jätöpohjaisten lannoitevalmisteiden käyttöä. <https://mmm.fi/-/uusi-eu-lannoitevalmisteasetus-vauhdittaa-orgaanisten-ja-jatepohjaisten-lannoitevalmisteiden-kaytto> [Päivitetty 3.7.2019]
- Montag, D. & Pinnekamp, J. 2009. The PASH process for P-recovery and overview of the German Funding Programme “Recycling management of plant nutrients, especially phosphorus”. Esitys konferenssissa BALTIC 21 - Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice, Berliini 28-30.9.2009.
- Myllymaa, T., Moliis, K., Tohka, A., Rantanen, P., Ollikainen M. & Dahlbo, H. 2008. Jätteiden kierrätyksen ja polton käsitteilyketjujen ympäristökuormitus ja kustannukset – inventaarioraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 28/2008.
- Münch, E.V. & Barr, K. 2001. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Research* 35(1): 151-159. DOI: [10.1016/s0043-1354\(00\)00236-0](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00236-0)
- Mönkäre, T., Kinnunen, V., Tampio, E., Ervasti, S., Lehtonen, E., Kettunen, R., Rasi, S. & Rintala, J. 2016. Ravinnevisio - Selvitys Pirkanmaan puhdistamolietteidien ja biojätteiden ravinteista ja niiden potentiaalisesta käytöstä. Pirkanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Helsinki. Raportteja 74 | 2016. <https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/124381/Raportteja%2074%202016.pdf?sequence=2>
- Neuvoston direktiivi 86/278/ETY, annettu 12 päivänä kesäkuuta 1986. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti 15(Nide 07): 127-133.
- Nissinen, P. 2017. Mikrosiivilöinti jätevedenpuhdistamon esikäsittelyvaiheena – vaikutusten arviointi staattisen mallinnuksen avulla. Tampereen teknillinen yliopisto, Tampere. Diplomityö.
- Nissinen, P. 2019. Lietteen termisten käsittelymenetelmien soveltuvuus Suomeen. Esitys tapahtumassa Vesihuoltopäivät 15.-16.5.2019, Jyväskylä. https://www.vvy.fi/site/assets/files/2789/02_nissinen_petri_julkinen.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Olofsson, U., Bignert A. & Haglund P. 2012. Time-trends of metals and organic contaminants in sewage sludge. *Water research* 46: 4841–4851.

- Ortner, J. & Hensler, G. 1995. Beurteilung von Kunststoffbränden: bei einer Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs entstehende Stoffe nach den Anhängen II - IV der 12. BImSchV. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München. <https://www.lfu.bayern.de/luft/doc/kunststoffbraende.pdf> (Saksankielinen) [Vierailtu 18.2.2021]
- Paavola, T., Lehtoranta, S., Luostarinen, S., Akujärvi, A. & Grönroos, J. 2019. Agrisymbiooseilla kohti kestävämpää sianlihan tuotantoa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 50 /2019. <http://hdl.handle.net/10138/308051>
- Palosuo, T., Heikkinen, J. & Regina, K. 2016. Method for estimating soil carbon stock changes in Finnish mineral cropland and grassland soils. *Carbon Management* 6(5-6): 1-14. <https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1131383>
- Paul, E., Laval, M.-L. & Spérandio, M. 2001. Excess Sludge Production and Costs Due to Phosphorus Removal. *Environmental Technology* 22(11): 1363-71. doi: 10.1080/09593332208618195.
- Parés Viader, R., Jensen, P.E., Ottosen, L.M., Thomsen, T.P., Ahrenfeldt, J. & Hauggaard-Nielsen, H. 2017. Comparison of phosphorus recovery from incineration and gasification sewage sludge ash. *Water Science and Technology* 75(5): 1251-1260. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.620>
- Parsons, S.A. & Smith, J.A. 2008. Phosphorus removal and recovery from municipal wastewaters. *Elements* 4(2): 109-112. <https://doi.org/10.2113/GSELEMENTS.4.2.109>
- Paul, E., Laval, M.L. & Sperandio, M. 2010. Excess sludge production and costs due to phosphorus removal. *Environmental Technology* 22(11): 1363-1371. <https://doi.org/10.1080/09593332208618195>
- Paulsrud, B., Rusten, B. & Aas, B. 2014. Increasing the sludge energy potential of wastewater treatment plants by introducing fine mesh sieves for primary treatment. *Water Science & Technology* 69(3): 560-565. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.737>
- Pekkala, S. & Strandman, A. 2020. Rovaniemen rakeistamon esittely ja haastattelu. 10.9.2020.
- Piiparinen, J. 2020. Ryhmäpäällikkö, Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Levämenetelmien esittely ja haastattelu. 12.01.2020.
- Pitkänen, S. & Sikanen L. (toim.). 2014. Hajautetut biojalostamot – Lähellä resursseja kätevästi. Infokortti 16; Termiset prosessit. https://docplayer.fi/19458250-Hajautetut-biojalostamot-lahella-resursseja-kestavasti-hankkeen-toimintaa-kuvaavatin-fokortit.html#download_tab_content [Vierailtu 18.2.2021]
- Poudel, J., Ohm, T., Lee, S.H. & Oh, S.C. 2015. A study on torrefaction of sewage sludge to enhance solid fuel qualities. *Waste Management* 40: 112–118. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.012>
- Pradhan, S.K., Mikola, A., Sihvonen, M. & Vahala R. 2018a. Nitrogen and phosphorus harvesting from liquid waste using membrane (GPHM) – Market potential study: NPHarvest technique - Market potential study. Aalto University publication series, Science + Technology 3/2018. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-60-8110-6>
- Pradhan, S.K., Mikola, A., Heinonen-Tanski, H. & Vahala R. 2018b. Recovery of nitrogen and phosphorus from human urine using membrane and precipitation process. *Journal of Environmental Management* 247: 596-602. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.046>
- Pradhan, S.K., Mikola, A. & Vahala, R. 2019. Nitrogen and phosphorus harvesting from liquid waste using gas permeable hydrophobic membrane (GPHM). NPHarvest – A business model study. Aalto-yliopisto, Helsinki. Aalto University publication series, Science + Technology 3/2019. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-60-8757-3>
- P-REX. 2015. Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency. Report on LCC of European P recovery processes.
- Pulka, J., Manczarski, P., Koziel, J.A. & Białowiec, A. 2019. Torrefaction of Sewage Sludge: Kinetics and Fuel Properties of Biochars. *Energies* 2019, 12(3): 565. <https://doi.org/10.3390/en12030565>
- Pöyry Switzerland. 2018. Supercritical Water Gasification of Sewage Sludge. Business case study of sewage sludge treatment options. Pöyry Switzerland Ltd. 28.6.2018.
- Rasa, K., Ylivainio, K., Rasi, S., Eskola, A., Uusitalo, R. & Tiilikkala, K. 2015. Jätevesilietteen pyrolyysi – laboratorio- ja pilotmittakaavan kokeita. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 21/2015. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-021-4>
- Ravander, J., Mattila, T. J. & Rajala, J. 2019. Murokestävyys maan kasvukunnon mittarina. Helsingin yliopisto Ruraliainstiutti, Helsinki. Raportteja 191. <http://hdl.handle.net/10138/298966>
- Rahman, M. M., Salleh, M. A., Rashid, U., Ahsan, A., Hossain, M. M. & Ra, C. S. 2014. Production of slow release crystal fertilizer from wastewater through struvite crystallization – A review. *Arabian Journal of Chemistry* 7: 139-155.
- Remy, C., Boulestreau, M. & Lesjean, B. 2014. Proof of concept for a new energy-positive wastewater treatment scheme. *Water science and technology* 70(10): 1709-1716. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.436>

- RIL. 2004. Vesihuolto II. Suunnitteluohjeet. Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL ry, Helsinki.
- Robbiani, Z. 2013. Hydrothermal carbonization of biowaste/fecal sludge. Swiss Federal Institute of Technology Zurich. Master Thesis. https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/Carbonization_of_Urban_Bio-waste/carbonization.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Roberts, K.G., Gloy, B.A., Joseph, S., Scott, N. R. & Lehmann, J. 2010. Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic and Climate Change Potential. *Environmental Science & Technology* 44: 827–833. <https://doi.org/10.1021/es902266r>
- Ruiken, C.J., Breuer, G., Klaversma, E., Santiago, T. & van Loosdrecht, M.C.M. 2013. Sieving wastewater – Cellulose recovery, economic and energy evaluation. *Water Research*: 47(1): 43-48. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.023>
- Rulkens, W. 2008. Sewage Sludge as a Biomass Resource for the Production of Energy: Overview and Assessment of the Various Options. *Energy Fuels* 22(1): 9-15. <https://doi.org/10.1021/ef700267m>
- Ruokavirasto. 2019. Jätevesilietteiden käyttö lannoitevalmisteena. <https://www.ruokavirasto.fi/yritykset/rehu--ja-lannoiteala/lannoitevalmisteeet/laatuvaatimukset/kierratsravinteet/jatevesilietteet/> [Päivitetty 5.2.2019.]
- Ruokavirasto. 2020. Kierrätsravinteet. <https://www.ruokavirasto.fi/yritykset/rehu--ja-lannoiteala/lannoitevalmisteeet/laatuvaatimukset/kierratsravinteet/> [Päivitetty 14.1.2020.]
- Rusten, B. & Ødegaard, H. 2006. Evaluation and testing of fine mesh sieve technologies for primary treatment of municipal wastewater. *Water Science & Technology* 54(10): 31-38. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.710>
- Ruuhela, S. 2017. Puhdistamolietteen käsittelyn hankinnan laatuksien kehittäminen – RANKU-hanke. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Turku. Raportteja 18 | 2017. https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/136226/Raportteja_18_2017.pdf?sequence=10&isAllowed=y
- Salmela, M. & Kymäläinen, M. 2014. Lietemädättämöselvitys - Suomen lietemädättämöjen kuormitustarkastelu. Hämeen ammattikorkeakoulu, Hämeenlinna. <https://www.hamk.fi/wp-content/uploads/2018/07/Suomen-lietemädättämöiden-kuormitustarkastelu.pdf> [Vierailtu 18.2.2021]
- Salmenperä, H. 2020. Suomen ympäristökeskus. Asiantuntijahaastattelu jätelainsäädäntöön liittyen. 19.11.2020.
- Salminen, J. 2020. Betonijätteen EoW-asetus. Esitys tapahtumassa CIRC VOL-hankkeen koulutuswebinaari. 1.4.2020. [Microsoft PowerPoint - Salminen_010420.pptx \(circvol.fi\)](https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/136226/Raportteja_18_2017.pdf?sequence=10&isAllowed=y) [Vierailtu 18.2.2021]
- Shu, L., Schneider P., Jegatheesan V. & Johnson J. 2006. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource Technology* 97: 2211–2216. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.005>
- Spiller, M., Muys, M., Papini, G., Sakarika, M., Buyle, M. & Vlaeminck, S.E. 2020. Environmental impact of microbial protein from potato wastewater as feed ingredient: Comparative consequential life cycle assessment of three production systems and soybean meal. *Water Research* 171: 115406. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115406>
- Spitzer, R., Mau, V. & Gross, A. 2018. Using hydrothermal carbonization for sustainable treatment and reuse of human excreta. *Journal of Cleaner Production* 205: 955-963. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.126>
- Strand, T. 2011. Biohiilen tekeminen jätemateriaalista maanparannuskäyttöön. Lappeenranta teknillinen yliopisto, Lappeenranta. Kandidaatintyö. http://lutpub.lut.fi/bitstream/handle/10024/76753/Kandidaatinty%C3%B6_Strand.pdf?sequence=1 [Vierailtu 18.2.2021]
- Süzl-Kopf. 2019. SynGas sewage sludge utilization. <https://suelzle-kopf.de/en/syngas/references> [Viitattu 11.3.2019]
- Sveriges Miljödepartementet. 2020. Hållbar slamhantering - Betänkande av Utredningen om en giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam. Statens offentliga utredningar SOU 2020:3. <https://www.regeringen.se/48e7cd/contentassets/3d68880d2e6942f3a1dccb158e46beb7/hallbar-slamhantering-sou-20203> [Vierailtu 18.2.2021]
- Sääluoto, K. 2015. Struviitin valmistus. Euroopan aluekehitysrahasto, Vipuvoimaa EU:lta. <https://www.hamk.fi/wp-content/uploads/2018/07/Struviitin-valmistus.pdf> [Vierailtu 18.2.2021]
- SYKE. 2019. Yhdyskuntien jätevesien kuormitus vesiin. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesihuolto/raportit/Yhdyskuntien_jatevesien_kuormitus_vesiin [Päivitetty 12.12.2019.]
- Talvitie J., Mikola A., Koistinen A. & Setälä O. 2017. Solutions to microplastic pollution Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research* 123: 401-407.
- Tampio, E., Laakso, J., Winquist, E. & Luostarinen, S. 2021. Turkiseläinten lannan käsittely biokaasulaitoksessa. [Luken Elina Tampion ym. kirjoittajien käsikirjoitus sarjaan Luonnonvara- ja bionalouden tutkimus].
- Tampio, E. 2020. Sähköpostikeskustelu nestejakeen käsittelymenetelmistä 24.8.2020. Erikoistutkija, Luonnonvarakeskus.

- Tampio, E., Vainio, M., Virkkunen, E., Rahtola, M. & Heinonen, S. 2018. Opas kierrätyslannoitevalmisteiden tuottajille. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 37/2018. https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/542240/luke-luobio_37_2018_2X.pdf?sequence=8&isAllowed=y [Vierailtu 18.2.2021]
- Tasca, A.L., Puccini, M., Gori, R., Corsi, I., Galletti, A.M.R. & Vitolo, S. 2019. Hydothermal carbonization of sewage sludge: A critical analysis of process severity, hydrochar properties and environmental implications. *Waste Management* 93: 1–13.
- Tekniikka ja Talous. 2019. Rovaniemellä otettiin koekäyttöön uusi lietteenpolttolaitos – perustuu uudelleen suomalaiseen teknologiaan ensimmäisenä maailmassa. <https://www.tekniikkatalous.fi/uutiset/rovaniemella-otettiin-koekayttoon-uusi-lietteenpolttolaitos-perustuu-uudelleen-suomalaiseknologiaan-ensimmaisena-maailmassa/e51e490f-9e5f-4728-a529-dc7319293b4c> [Päivitetty 15.7.2019.]
- Tetra Tech. 2013. Cost estimate of phosphorus removal at wastewater treatment plants. Technical support document prepared for Ohio Environmental Protection Agency. https://epa.ohio.gov/Portals/35/wqs/nutrient_tag/OhioTSDNutrientRemovalCostEstimate_05_06_13.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Tetreault, M., Benedict, A., Kaempfer, C. & Barth, E. 1986. Biological phosphorus removal: a technology evaluation. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 58(8): 823-837. https://www.jstor.org/stable/25043033?seq=2#metadata_info_tab_contents [Vierailtu 18.2.2021]
- TJL 2003. Jätteen ja jätevesilietteen käsittelyn kehittäminen. Ympäristövaikutusten arviointiohjelma. Turun jätelaitos ja Turun Seudun Puhdistamo Oy.
- Tokyo Bureau of Sewerage. 2010. Kiyose Water Reclamation Center Starts Using Gasification System to Treat Sewage Sludge. Tokyo Bureau of Sewerage, Syyskuu 2010. http://www.gesui.metro.tokyo.jp/english/news/r_and_r08/ [Viitattu 3.12.2020]
- Tomei, M.C., Stazi, V., Daneshgar, S. & Capodaglio, A.G. 2020. Holistic approach to phosphorus recovery from urban wastewater: enhanced biological phosphorus removal combined with precipitation. *Sustainability* 12(2): 575. doi:10.3390/su12020575
- Työryhmämuistio. 2011. Suomesta ravinteiden kierrätyksen mallimaa. Työryhmämuistio mmm 2011:5. https://mmm.fi/documents/1410837/1724539/trm2011_5.pdf/6ce8eaf4-63d0-4f1d-9379-60ff6896214d [Vierailtu 18.2.2021]
- UNEP. 2014. General technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (POPs). Open-ended Working Group Report of the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal.
- Uusiouutiset. 2017. Viisas viljelijä kaipaa tuotekehitettyjä kierrätyslannoitteita. <https://www.uusiouutiset.fi/viisas-viljelijä-kaipaa-tuotekehitettyjä-kierratyslannoitteita/> [Päivitetty 31.3.2017.]
- Valio. 2018. Valiolla selkeä linjaus yhdyskuntajätelietteen käytöstä lannoitteena. <https://www.valio.fi/yritys/media/kuukauden-puheenvuoro/valiolla-selkeä-linjaus-yhdyskuntajätelietteen-kaytosta-lannoitteena/> [Päivitetty 5.5.2018.]
- Valtioneuvoston asetus jätteen polttamisesta 151/2013, annettu Helsingissä 14 päivänä helmikuuta 2013. <https://finlex.fi/fi/laki/alkup/2013/20130151>
- Varila, T. 2015. Fenoliset antioksidantit biojalostamoiden sivuvirroissa. Helsingin yliopisto, Helsinki. Pro gradu -tutkielma.
- Vesilaitosyhdistys 2020. Puhdistamolietteen käyttö maataloudessa. Saatavilla verkossa: https://proagria.fi/sites/default/files/attachment/puhdistamolieteopas_2020_linkit_1.pdf. [Viitattu 27.1.2021]
- Vieno, N. 2014. Haitalliset aineet jätevedenpuhdistamoilla –hankkeen loppuraportti. Vesilaitosyhdistys, Helsinki. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 34. <https://www.vvy.fi/haitta-aineselvytykset>. [Vierailtu 18.2.2021]
- Vieno, N., Sarvi, M., Salo, T., Rämö, S., Ylivainio, K., Pitkänen, T. & Kusnetsov, J. 2018. Puhdistamolietteiden sisältämien haitta-aineiden aiheuttamat riskit lannoitekäytössä. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 58/2018. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-661-2>
- Viskari, E.-L., Vilpas, R., Lehtoranta, S., Pakula, S. & Tuukkanen, K. 2017. BIOUREA Erilliskerätyn virtsan lannoitepotentiaali, kokeelliset tutkimukset ja elinkaaritarkastelu – Loppuraportti. http://www.huussi.net/wp-content/uploads/2017/01/Huussi_loppuraportti_net_VALMIS.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Verhoeff, F., Arnelos, A.A., Boersma, R., Pels, J.R., Lensselink, J., Kiel, J.H.A. & Schukken, H. 2011. Torrefaction Technology for the Production of Solid Bioenergy Carriers from Biomass and Waste. Energy Research Center of The Netherlands.
- VVY. 2016. Teknis-taloudellinen tarkastelu jätevesien käsittelyn tehostamisesta Suomessa. Suomen Vesilaitosyhdistys ry, Helsinki. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 42. https://www.vvy.fi/site/assets/files/1666/jatevedenkasittelyn_teknis-taloudellinen_selvitys_21042016.pdf [Vierailtu 18.2.2021]

- VVY. 2019. EU:n uusi lannoiteasetus julkaistu. <https://www.vvy.fi/ajankohtaista/uutiset/eu-n-uuksi-lannoiteasetus-julkaistu/> [Viitattu 3.7.2020.]
- VVY. 2019b. Puhdistamolietteen termiset käsittelymenetelmät ja niiden soveltuvuus Suomeen. Suomen Vesilaitosyhdistys ry, Helsinki. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 56. https://www.vvy.fi/site/assets/files/2916/puhdistamolietteen_termiset_kasittelymenetelmät_ja_niiden_soveltuvuus_suomeen.pdf [Vierailtu 18.2.2021]
- Väänänen, J. 2017. Microsieving in municipal wastewater treatment. Chemically enhanced primary and tertiary treatment. Lund University, Lund. Väitöstyö.
- Väänänen, J., Cimbritz, M. & la Cour Jansen, J. 2016. Microsieving in primary treatment: effect of chemical dosing, Water science and technology 74(2): 438-447. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27438249>
- Wang, X., Chi, Q., Liu, X. & Wang, Y. 2019. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and environmental risk of heavy metals in pyrolyzed biochar made from hydrothermally treated sewage sludge. Chemosphere 216: 698-706.
- Weiner, B., Baskyr, I., Poerschmann, J. & Kopinke, F.-D. 2013. Potential of the hydrothermal carbonization process for the degradation of organic pollutants. Chemosphere 92(6): 674-680. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.047>
- Wetsus. 2020. ViviMag. <https://www.wetsus.nl/european-projects/vivimag/> [Viitattu 20.10.2020.]
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützw, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J. & Kögel-Knabner, I. 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils- A review of drivers and indicators at various scales. Geoderma 333: 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Winquist, E. 2020. Sähköpostikeskustelu nestejakeen käsittelymenetelmistä 24.8.2020. Erikoistutkija, Luonnonvarakeskus.
- Wu, Y., Luo, J., Zhang, Q., Aleem, M., Fand, F., Xue, Z. & Cao, J. 2019. Potentials and challenges of phosphorus recovery as vivianite from wastewater: A review. Chemosphere 226: 246-258. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.138>
- Wäger-Baumann, F. 2011. Physical and biological methods for the treatment of the liquid fraction of anaerobic digester effluent. University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna. Väitöstyö. https://zidapps.boku.ac.at/abstracts/oe_list.php?paID=3&paSID=8522&paSF=-1&paCF=0&paLIST=0&language_id=DE [Vierailtu 18.2.2021]
- Xie, M., Shon, H.K., Gray, S.R. & Elimelech, M. 2016. Membrane-based processes for wastewater nutrient recovery: technology, challenges, and future direction. Water Research 89: 210-221. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.045>
- Ylivainio, K., Jermakka, J., Wikberg, H. & Turtola, E. 2019. Lämpökemiallisen käsittelyn vaikutus jätevesilietefosforin lannoitusarvoon. Jätevesien fosfori kiertoon lannoitteeksi (PREcover) -hankkeen loppuraportti. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 3/2019. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-698-8>
- Ylivainio, K., Äystö, L., Fjäder, P., Suominen, K., Lehti, A., Perkola, M., Ranta, J., Meriläinen, P., Välttilä, V. & Turtola, E. 2020. Jätevesilietteen pitkäkestoinen fosforilannoitusvaikutus ja yhteys ympäristö- ja ruokaturvallisuuteen: Jätevesilietteen potentiaali kasvintuotannossa ja vaikutukset ympäristöön ja elintarviketurvallisuuteen (PProduct)-hankkeen loppuraportti. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 55/2020. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-018-2>
- Ympäristöministeriö. 2015. Visio ravinteiden kierrättämisestä vuonna 2030. https://ym.fi/documents/1410903/38439968/RA-KIvisio2030final_YM-4EB88458_05F9_4C23_B55A_704076D96D85-138945.pdf/fd3e3aaa-699e-3f7e-ebdf-e439759e16ed/RAKIvisio2030final_YM-4EB88458_05F9_4C23_B55A_704076D96D85-138945.pdf?t=1603260571558 [Viitattu 19.11.2020.]
- Ympäristöministeriö. 2019. Ravinteiden kierrätyksen toimenpideohjelma 2019-2030. ”Kokeiluista tuloksiin – ravinteiden kierrätyksestä arkea”. Ravinteiden kierrätyksen seurantarayhmä, Helsinki. https://ym.fi/documents/1410903/38439968/Ravinteiden-kierrätyksen-toimenpideohjelma-2019-2030-allekirjoitettu-D7F9043A_0090_4785_B029_9C119B566BDD-146284.pdf/3896ea79-abd4-8d86-7b1f-6e615e6fe054/Ravinteiden-kierrätyksen-toimenpideohjelma-2019-2030-allekirjoitettu-D7F9043A_0090_4785_B029_9C119B566BDD-146284.pdf?t=1603260574640 [Vierailtu 18.2.2021]
- Ympäristönsuojelulaki 527/2014, annettu Naantalissa 27 päivänä kesäkuuta 2014. <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2014/20140527>
- Yuan, H., Lu, T., Huang, H., Zhao, D., Kobayashi, N. & Chen, Y. 2015. Influence of pyrolysis temperature on physical and chemical properties of biochar made from sewage sludge. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 112: 284-289.
- Zheng, X., Ye, Y., Jiang, Z., Ying, Z., Ji, S., Chen, W., Wang, B. & Dou, B. 2020. Enhanced transformation of phosphorus (P) in sewage sludge to hydroxyapatite via hydrothermal carbonization and calcium-based additive. Science of the Total Environment 738: 139786. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139786>
- Zielińska, A. & Oleszczuk, P. 2015. The conversion of sewage sludge into biochar reduces polycyclic aromatic hydrocarbon content and ecotoxicity but increases trace metal content. Biomass and Bioenergy 75: 235-244.

Zuthi, M.F.R., Guo, W.S., Ngo, H.H., Nghiem, L.D. & Hai, F.I. 2013. Enhanced biological phosphorus removal and its modeling for the activated sludge and membrane bioreactor processes. *Bioresource Technology* 139: 363-374.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.038>

Ødegaard, H. 1995. An evaluation of cost efficiency and sustainability of different wastewater treatment processes. *Vatten* 51(4): 291-299.



S Y K E

ISBN 978-952-11-5390-7 (PDF)

ISBN 978-952-11-5389-1 (nid.)

ISSN 1796-1726 (verkkoy.)

ISSN 1796-1718 (pain.)