



Yhdyskuntalietteen ravinne- ja energiapotentiaalin hyödyntämisen maksimointi

Vuokko Malk (toim.)

Vuokko Malk (toim.)

Yhdyskuntaliikenteen ravinne- ja energiapotentialin hyödyntämisen maksimointi



DUCTOR®



METSÄSAIRILA

MIKKELI

Ympäristöministeriö

XAMK KEHITTÄÄ 251

KAAKKOIS-SUOMEN AMMATTIKORKEAKOULU
MIKKELI 2025



Tämä julkaisu kokoo Y-MAX – Yhdyskuntalietteen ravinne- ja energiapotentiaalin hyödyntämisen maksimointi -hankkeen tuloksia. Hankkeessa optimoitiin jätevesilietteen käsittelyprosessia tavoitteena saavuttaa mahdollisimman suuri hyöty ravinteiden talteenotossa samalla minimoiden energiankulutus ja maksimoiden energiantuotanto. Y-MAX-kokonaisuus kattoi koko yhdyskuntajätevesilietteen arvoketjun aina lietteestä biokaasutuotannon jälkeiseen mädätteen loppukäsittelyyn asti. Hankkeen toteuttajina olivat Valmet Automation Oy, Dewaco Oy, Ductor Oy, Intolead Oy, Finnish Water Forum ja Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu. Metsäsairila Oy toimi hankkeessa sidosryhmän edustajana ja tarjosi hankkeen käyttöön vahvaa biokaasulaitososaamistaan. Keskeisenä tavoitteena oli yhdistää yritysten teknologiakehitystä ja edistää suomalaisen osaamisen vientiä ulkomaille. Toteutusaika oli 1.1.2024–31.10.2025. Y-MAX-hanketta rahoitti ympäristöministeriö.

LUKIJALLE

Y-MAX – Yhdyskuntalietteen ravinne- ja energiapotentiaalin hyödyntämisen maksimointi -hankkeen päätoteuttajana toimi Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu (Xamk) ja osatoiteuttajina Finnish Water Forum, Intolead Oy, Valmet Automation Oy, Ductor Oy ja Dewaco Oy. Lisäksi Metsäsairila Oy osallistui hankkeeseen sidosryhmän edustajana. Hankkeen toteutusaika oli 11.2024–31.10.2025. Hanketta rahoitti ympäristöministeriö.

Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulussa hankkeen projektipäällikkönä toimi FM Vuokko Malk. Muissa tehtävissä työskentelivät ins. (AMK) Miia Sourander, DI Tiina Saario, ins. (AMK) Jonna Hauvala, TkT Shila Jafari ja ins. (AMK) Sari Seppäläinen. Finnish Water Forumissa hankkeessa työskentelivät DI Jaakko Kapanen, TkT Topi Helle, FM Aku Suoknuuti ja YTM Inkeri Kollman, Intolead Oy:ssä Mika Jantunen. Valmet Automation Oy:n Analyyttorit ja Mittaukset tuotekehityksestä mukana ovat olleet tutkuspäällikkö Heidi Tervo, mittausteknologian asiantuntija Joonas Hollo, teknologiapäällikkö Matti Törmänen, teknologiapäällikkö Pasi Kärki ja mittausratkaisujen sovellusinsinööri Sari Moilanen. Ductor Oy:ssä hankkeessa työskentelivät FT Kerttu Koskenniemi, TkT Ilkka Virkajärvi, laboratorioanalyttikko (AMK) Karoliina Laakkonen ja laborantti Heidi Tilli-Witterstätter sekä Dewaco Oy:ssä tuotepäällikkö Riku Kettunen ja ins. Veli-Matti Määttä.

Hankkeiden vastuullisena johtajana Xamkissa toimi Metsäbiotalous, ympäristö, materiaalit -vahuusalan tutkimusjohtaja FT Lasse Pulkkinen, hankkeen yhteyshenkilönä Materiaalien ja ympäristöturvallisuuden tutkimusyksikön johtaja, TkT Hanne Soininen ja talousasiantuntijana Hanna-Maija Penttinen. Hanketyön etenemistä ohjasi ja valvoi ohjausryhmä. Lisäksi toimenpiteiden etenemistä käsiteltiin hankkeen sisäisessä työryhmässä. Ohjausryhmä- ja työryhmätyöskentelyyn osallistuivat Valmet Automation Oy:stä tuotekehitysjohtaja Päivi Tikkakoski ja liiketoimintapäällikkö Heli Karaila, Dewaco Oy:stä toimitusjohtaja Riku Granberg, Ductor Oy:stä IPR-päällikkö Pekka Vartia sekä Metsäsairila Oy:stä johtaja Mikko Liukkonen ja kiertotalouden asiantuntija Aino-Maija Laitinen. Hankkeen valvojana toimi OTT, KTM, DI Eelis Paukku Lakitoimisto KPF:stä.

Hanketoimijat kiittävät hankkeen rahoittajia kehittämistyön mahdollistamisesta sekä muita hankkeeseen osallistuneita aktiivisesta osallistumisesta hanketyöhön.

Mikkelissä 31.10.2025

Tekijät

TIIVISTELMÄ

Tämä julkaisu esittelee Y-MAX – Yhdyskuntalietteen ravinne- ja energiapotentiaalin hyödyntämisen maksimointi -hankkeen toimenpiteitä ja tuloksia. Hanke toi yhteen merkittäviä suomalaisia yrityksiä kehittämään teknologioita lietteen käsittelyyn ja biokaasuprosessin eri vaiheisiin.

Yhdyskuntalietteen käsittely on monivaiheinen prosessi, jossa jokainen vaihe vaikuttaa energiatehokkuuteen, ravinteiden talteenottoon ja kustannuksiin. Prosessinhallinnan näkökulmasta luotettava, reaaliaikainen mittautustieto on avainasemassa. Hankkeessa Valmet kehitti ja sovelsi mittaustekniikkaa mädätys- ja biokaasuprosesseihin sekä rakensi pohjaa ohjaus- ja optimointikonseptille, joka tukee resurssiviisasta ja energiatehokasta toimintaa.

Mädätysprosessissa erityisenä tutkimusaiheena oli jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätys. Laboratorio- ja demonstraatiomittakaavassa testattiin yhteismädätystä, jossa biokaasuntuotantoon pyrittiin tuomaan lisäenergiaa hyödyntämällä kananlantaa. Kananlanta sisältää kuitenkin paljon typpeä, joka voi aiheuttaa kaasuntuotannon inhibiitiota mädätysreaktorissa. Ductorin tyypin talteenottomenetelmällä osa tyypestä otettiin talteen kananlannasta jo ennen varsinaista mädätysprosessia.

Lietteen kuivaus erilaisissa puhdistamotyypeissä on keskeinen osa jätevedenkäsittelyprosessin toimivuutta ja kustannustehokkuutta. Kuivauksella voidaan vaikuttaa kuljetus- ja käsittelykustannuksiin sekä laitoksen kokonaisenergiatehokkuuteen ja loppusijoituksen taloudellisuuteen. Dewaco tutki biokaasuntuotannon jälkeisen mädätteen kuiva- ja nestejakeen erottelun optimointia ja testasi loppumädätteen mekaanista kuivausta suotonauhapuristimella.

Mädätteen käsittelyyn tarvitaan sekä tutkimustietoa että uusia kustannustehokkaita menetelmiä ravinteiden kierrätyksen ja talteenoton tehostamiseksi. Xamk valmisti jätevesiliete- ja kananlantapohjaisista mädätteistä koeseoksia kasvualustoiksi ja testasi niiden ominaisuuksia laboratorioanalyysillä, kasvatuskokeilla ja ekotoksisuustesteillä. Fosforin talteenottoa testattiin saostamalla mädätteistä struviittia laboratoriomittakaavassa. Lisäksi liete- ja mädätenäytteistä analysoitiin mikromuoveja, PFAS-yhdisteitä, lääkeaineita ja raskasmetalleja. Vastaavaa analyysidataa esimerkiksi mädätteiden sisältämistä mikromuoveista ei vielä juurikaan ole saatavilla, joten analyysillä saatiin tärkeää uutta tutkimustietoa haitta-aineisiin liittyvistä riskeistä.

Biokaasulaitoksen toimintaa ohjaa lainsäädäntö, joka päivittyy jatkuvasti. Alan toimijoilta vaaditaan hyvää yhteistyötä eri viranomaisten kanssa, jotta muutoksiin pystytään reagoimaan. Finnish Water Forum toteutti kattavan selvityksen biokaasualan vaikuttavista regulaatioista sekä tulevista päivityksistä.

Biokaasualalla on kasvupotentiaalia niin kotimaassa kuin ulkomaillakin. Intolead kartoitti teknologioiden kaupallistamis- ja vientimahdollisuuksia erityisesti Etelä-Afrikassa. Lietteiden käsittely ja biokaasuprosessi vaativat useita erillisiä teknologioita, ja viennin edistämiseksi kannattaa hyödyntää yritysten välisiä symbiooseja.

Asiasanat: jätevesiliete, biokaasu, biokaasulaitokset, mädätys, ravinnekierto, kiertotalous

ABSTRACT

This publication presents the activities and results of the Y-MAX (Maximizing the utilisation of the nutrient and energy potential of sewage sludge) project. The project brought together Finnish companies to develop technologies for various stages of the biogas process.

Municipal sludge treatment is a multi-stage process in which each phase affects energy efficiency, nutrient recovery, and overall costs. Reliable real-time measurement data play a key role in process management. As part of the project, Valmet developed measurement technologies for biogas processes and created basis for a control and optimization concept that supports resource-wise and energy-efficient operations.

A special interest in the anaerobic digestion process was the co-digestion of municipal sludge and chicken manure. Laboratory- and demonstration-scale tests examined co-digestion, where the goal was to increase biogas production by utilizing chicken manure as an additional energy source. However, chicken manure contains high nitrogen levels, which can inhibit gas production. Using Ductor's nitrogen recovery method, part of the nitrogen was removed from the chicken manure before the actual digestion process.

Sludge drying is a key factor in the functionality and cost-efficiency of wastewater treatment processes. Drying influences transport and handling costs as well as the overall energy efficiency of the process. Dewaco studied the optimization of solid–liquid separation of digestate after biogas production and tested the mechanical drying of the digestate using a belt filter press.

Enhancing nutrient recycling and the recovery of digestates requires both new research data and cost-effective methods. Xamk (South-Eastern Finland University of Applied Sciences) prepared growing media from sewage sludge- and chicken manure-based digestates and tested their properties through laboratory analyses, plant growing tests, and ecotoxicity tests. Phosphorus recovery was examined by precipitating struvite from digestate at a laboratory scale. In addition, microplastics, PFAS compounds, pharmaceuticals, and heavy metals were analysed from sludge and digestate samples. Comparable analytical data are still very limited, so these analyses provided important new knowledge on contaminant-related risks.

The operation of biogas plants is regulated by legislation that is continuously evolving. Operators in the sector must maintain strong cooperation with various authorities to


respond effectively to changes. The Finnish Water Forum carried out a comprehensive review of current and forthcoming regulations affecting the biogas industry.

The biogas sector has significant growth potential both in Finland and internationally. Intolead explored commercialization and export opportunities for Finnish technologies, focusing particularly on South Africa. Sludge treatment and biogas production require several separate technologies and, to promote exports, it is beneficial to leverage synergies between companies.

Keywords: sewage sludge, biogas, biogas plants, anaerobic digestion, nutrient recycling, circular economy


KIRJOITTAJAT

JONNA HAUVALA,

 <https://orcid.org/0009-0009-0217-709X>

insinööri (AMK), tutkimusinsinööri, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu,
Materiaalien ja ympäristöturvallisuuden tutkimusyksikkö

SHILA JAFARI,

 <https://orcid.org/0000-0003-2099-8835>

FT, erikoistutkija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu,
Materiaalien ja ympäristöturvallisuuden tutkimusyksikkö

TOPI HELLE,

TkT, toimitusjohtaja, Finnish Water Forum

MIKA JANTUNEN,

hallituksen puheenjohtaja, Intolead Oy

JAAKKO KAPANEN,

DI, Senior Advisor, Finnish Water Forum

HELI KARAILA,

jätevesitoiminnan liiketoimintapäällikkö, Valmet Automation Oy

RIKU KETTUNEN,

tuotepäällikkö, Dewaco Oy

KERTTU KOSKENNIEMI,

FT, laboratoriopäällikkö, Ductor Oy

AINO-MAIJA LAITINEN,

kiertotalouden asiantuntija, Metsäsairila Oy

MIKKO LIUKKONEN,


johtaja, Metsäsairila Oy

VUOKKO MALK,

 <https://orcid.org/0009-0004-1592-7703>


FM, TKI-asiantuntija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu,
Materiaalien ja ympäristöturvallisuuden tutkimusyksikkö

TIINA SAARIO,

 <https://orcid.org/0000-0003-1331-3033>


DI, projektitutkija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu,
Materiaalien ja ympäristöturvallisuuden tutkimusyksikkö

HANNE SOININEN,

 <https://orcid.org/0009-0005-4550-7619>

TkT, TKI-yksikön johtaja, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu,
Materiaalien ja ympäristöturvallisuuden tutkimusyksikkö

MIIA SOURANDER,

 <https://orcid.org/0009-0004-5069-9021>

insinööri (AMK), projektitutkija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu,
Materiaalien ja ympäristöturvallisuuden tutkimusyksikkö

HEIDI TERVO,

FT (kemia), tutkimuspäällikkö, Valmet Automation Oy

PÄIVI TIKKAKOSKI,

Analysaattorit ja Mittaukset tuotekehitysjohtaja, Valmet Automation Oy

SISÄLLYS

LUKIJALLE	5
TIIVISTELMÄ.....	6
ABSTRACT.....	8
KIRJOITTAJAT	10
YHDYSKUNTALIETTEEN RAVINNE- JA ENERGIAPOTENTIAALIN HYÖDYNTÄMISEN MAKSIMOINTI	13
Vuokko Malk & Miia Sourander & Jonna Hauvala & Hanne Soininen & Topi Helle & Jaakko Kapanen & Päivi Tikkakoski & Heidi Tervo & Kerttu Koskenniemi & Riku Kettunen & Mika Jantunen & Mikko Liukkonen & Aino-Maija Laitinen	
BIOKAASUALAAN LIITTYVÄ LAINSÄÄDÄNTÖ JA KAUPALLISTAMISMAHDOLLISUUDET.....	19
Jaakko Kapanen	
REAALIAIKAINEN MITTAUSTIETO TUKEMASSA RESURSSIVIISASTA LIETTEENKÄSITTELYÄ	30
Heidi Tervo & Heli Karaila	
BIOGAS FROM SEWAGE SLUDGE AND CHICKEN MANURE: A REVIEW OF NITROGEN ´S ROLE IN ANAEROBIC DIGESTION	38
Shila Jafari	
LABORATORIO- JA DEMONSTRAATIOMITTAKAAVAN BIOKAASUKOKEET JÄTEVESILIETTEEN JA KANANLANNAN YHTEISMÄDÄTYKSEN OPTIMOIMISEKSI ..57	
Jonna Hauvala & Miia Sourander & Vuokko Malk & Tiina Saario & Kerttu Koskenniemi	
JÄTEVESILIETTEEN MÄDÄTTEESTÄ KOESEOKSIA KASVATUS- JA EKOTOKSISUUSKOKEISIIN	83
Miia Sourander & Jonna Hauvala & Vuokko Malk	
THE USE OF STRUVITE AS A RECYCLED FERTILISER IN EUROPEAN COUNTRIES.....	101
Shila Jafari	
STRUVIITIN SAOSTAMINEN JÄTEVESILIETTEEN MÄDÄTTEESTÄ.....	111
Jonna Hauvala & Miia Sourander & Vuokko Malk	
SUOTONAUHAPURISTIN MÄDÄTTEEN LOPPUKÄSITTELYSSÄ	124
Riku Kettunen & Shila Jafari	
HAITTA-AINEET BIOKAASUPROSESSIN MATERIAALEISSA.....	129
Jonna Hauvala, Miia Sourander, Vuokko Malk	

YHDYSKUNTALIETTEEN RAVINNE- JA ENERGIAPOTENTIAALIN HYÖDYNTÄMISEN MAKSIMOINTI

Vuokko Malk & Miia Sourander & Jonna Hauvala & Hanne Soininen & Topi Helle & Jaakko Kapanen & Päivi Tikkakoski & Heidi Tervo & Kerttu Koskenniemi & Riku Kettunen & Mika Jantunen & Mikko Liukkonen & Aino-Maija Laitinen

Yhdyskuntien jätevesien käsittelyssä muodostuu jätevesilietettä, jonka käsittelyyn liittyy sekä haasteita että mahdollisuuksia. Suomessa valtaosa lietteestä ohjautuu biokaasulaitoksiin käsiteltäviksi, ja lietteestä noin 82 prosenttia mädätettiin vuosina 2021–2023 (Vilpanen & Seppälä 2025, 15). Vuonna 2024 jätevesilaitosten biokaasuntuotanto oli 750 TJ (SVT 2024). Jätevesilietteen energiasisältö ja hajotettavan orgaanisen aineen määrä ovat kuitenkin tyypillisesti alhaisempia esimerkiksi kananlantaan tai biojätteeseen verrattuna. Lisäksi sen koostumus ja laatu vaihtelevat kausittain ja eri alueilla esimerkiksi sademäärien ja käytettyjen kemikaalien mukaan. Biokaasuprosessi vaatiikin seurantaa ja optimointia energiapotentiaalin hyödyntämisen maksimoimiseksi.

Jätevesilietteet sisältävät arvokkaita ravinteita, ja niiden kierrätys ja hyötykäyttö on tunnistettu kansallisella tasolla tärkeäksi. Jätevesilietteiden sisältämät ravinteet tulisikin hyödyntää pääasiallisesti lannoitteena vuoteen 2030 mennessä, jotta ympäristöministeriön ravinteiden kierrätyksen toimenpideohjelman tavoite toteutuisi. (Vilpanen & Seppälä 2025, 1.)

Tällä hetkellä jätevesilietteiden mädätteet hyödynnetään pääosin maanparannusaineina viherrakentamisessa ja maataloudessa. Mädätteiden ravinnepotentiaalin hyödyntämisen maksimoimiseksi niistä tulisi pyrkiä jalostamaan nykyistä tehokkaammin arvokkaampia lannoitetuotteita tai kasvuvalustoja. Puhdistamolietepohjaisissa lannoitevalmisteissa voi kuitenkin olla muun muassa haitallisia metalleja, orgaanisia haitta-aineita, taudinaiheuttajia ja mikromuoveja (Vieno ym. 2019, 3–4). Jätevesilietteen käyttöä on rajoittanut mahdollinen haitta-aineiden siirtyminen kasveihin ja sitä kautta elintarvikeketjuun. Jätevesilietteen maatalouskäyttöä on myös rajoittanut joltain osin epävarmuus siitä, kuinka lietteen sisältämät ravinteet kuten typpi ja fosfori ovat kasvien hyödynnettävissä. Lisäksi huolta on aiheuttanut se tieto, että osa haitta-aineista on ympäristössä pysyviä ja ne saattavat kertyä maaperään. (Ylivainio ym. 2020, 9.)

Yhdyskuntalietteen ravinne- ja energiapotentiaalia ei siis vielä hyödynnetä täysimääräisesti. Mädätysprosessia optimoimalla voidaan tehostaa biokaasun tuottoa. Mädätteen käsittelyyn tarvitaan sekä tutkimustietoa että uusia kustannustehokkaita menetelmiä ravinteiden kierrätyksen ja talteenoton tehostamiseksi.

Y-MAX-hankkeessa optimoitiin jätevesilietteen käsittelyprosessia tavoitteena saavuttaa mahdollisimman suuri hyöty ravinteiden talteenotossa samalla minimoiden energiankulutus ja maksimoiden energiantuotanto. Lisätietoa hankkeesta löytyy sivulta www.xamk.fi/y-max. Tähän julkaisuun on koottu keskeisiä tuloksia Y-MAX-hankkeessa vuosina 2024–2025 toteutetuista toimenpiteistä. Julkaisun tuloksia voivat hyödyntää erityisesti biokaasulaitokset sekä lietteiden ja orgaanisten materiaalivirtojen kierrätyksen parissa toimivat yritykset.

Tiukentuva lainsäädäntö ohjaa lietteiden käsittelyä ja biokaasualaa

Biokaasuprosessiin ja ravinteiden talteenottoon liittyy monenlaista lainsäädäntöä, johon on tulevana vuosina tulossa tiukennuksia muun muassa haitta-aineiden pitoisuuksien osalta. Lainsäädäntö vaikuttaa oleellisesti teknologiakehitykseen ja teknologioiden kaupallistamiseen. Finnish Water Forum toteutti kattavan selvityksen biokaasualaan vaikuttavista regulaatioista. *Biokaasualaan liittyvä lainsäädäntö ja kaupallistamismahdollisuudet* -artikkelissa kuvataan kattavasti nykyistä lainsäädäntöä ja tulossa olevia tiukennuksia biokaasualan toimijoiden näkökulmasta.

Kananlannan ja jätevesilietteen yhteismädätyksestä lisäenergiaa biokaasuprosessiin

Yhdyskuntajätevesilietteen energiasisältö on alhainen, ja lietteen lisäkäsittely, kuten ravinteiden talteenotto, vaatii energiaa. Y-MAX-hankkeessa testattiin laboratorio- ja demonstraatiomittakaavassa yhteismädätystä, jossa biokaasuntuotantoon pyrittiin tuomaan lisäenergiaa hyödyntämällä kananlantaa. Kananlanta sisältää kuitenkin paljon typpeä, joka voi aiheuttaa kaasuntuotannon inhibitiota mädätysreaktorissa. Hankkeessa hyödynnettiin Ductorin typen talteenottomenetelmää, jolla osa tpeestä otettiin talteen kananlannasta jo ennen varsinaista mädätysprosessia.

Biogas from sewage sludge and chicken manure: a review of nitrogen's role in anaerobic digestion -artikkelissa on kuvattu typen vaikutuksia biokaasuprosessissa ja yhteismädätyksen kokemuksia kirjallisuuden pohjalta. Xamkin ja Ductorin yhteistyössä toteuttamien biokaasukokeiden tulokset on esitetty artikkelissa Laboratio- ja demonstraatiomittakaavan biokaasukokeet jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätyksen optimoimiseksi.

Monitorointi tehostaa prosessin optimointia

Anaerobinen mädätys ja biokaasun tuotanto on herkkä mikrobiologinen prosessi, jossa syötemateriaalin koostumus ja laatu usein vaihtelevat ja vaativat prosessin olosuhteiden optimointia parhaan kaasuntuoton ja prosessin toimivuuden takaamiseksi. Reaaliaikaisella monitorointitekniikalla voidaan havaita prosessin pienet muutokset ja tehdä tarvittavia säätöjä, mikä usein johtaa laitoksen parempaan kannattavuuteen ja säästöihin. Valmetilla on pitkä kokemus jätevedenpuhdistamoiden monitoroinnista ja Y-MAX-hankkeessa Valmet laajensi osaamistaan biokaasuprosessiin testaten ja kehittämällä uutta mittaustekniikkaa erityisesti mädättämöiden tarpeisiin. Valmetin mittaustekniikkaa on esitelty tarkemmin artikkelissa *Reaaliaikainen mittaustieto tukemassa resurssiviisasta lietteenkäsittelyä*.

Mädätteiden käsittelyyn ja hyödyntämiseen uusia ratkaisuja

Mädäte sisältää runsaasti vettä, mikä lisää kuljetustarvetta ja -kustannuksia hyödynnettäessä mädätettä maanparannusaineena ja usein hankaloittaa ravinteiden talteenottoa. Jätevesilietteen mädäte on haastava matriisi separoida kuiva- ja nestejakeeseen. Dewacolla on pitkä kokemus suotonauhapuristimen hyödyntämisestä lietteen käsittelyssä, ja se on toimittanut teknologiaa vesilaitoksille laajasti eri puolille maailmaa. Y-MAX-hankkeessa Dewaco testasi menetelmää jätevesilietteen mädätteen separointiin. Kokeilun tulokset ja Dewacon teknologiaa on esitelty tarkemmin artikkelissa *Suotonauhapuristin mädätteen loppukäsittelyssä*.

Xamk valmisti jätevesiliete- ja kananlantapohjaisista mädätteistä koeseoksia kasvualustoiksi ja testasi niiden ominaisuuksia laboratorioanalyysillä, kasvatuskokeilla ja ekotoksisuustesteillä. Tulokset osoittivat, että mädätteet sisältävät runsaasti erityisesti typpeä. Kokonaisfosforista sen sijaan vain murto-osa oli helposti ja nopeasti kasveille käyttökelpoisessa vesiliukoisessa muodossa, ja nämä tekijät tulee ottaa huomioon ravintesuhteiden optimoinnissa hyödynnettäessä jätevesiliettemädätettä kasvualustoissa. Kokeiden toteutus ja tulokset on esitetty tarkemmin artikkelissa *Jätevesilietteen mädätteestä koeseoksia kasvatus- ja ekotoksisuuskokeisiin*.

Fosforin talteenottoa testattiin saostamalla mädätteistä struviittia laboratoriomittakaavassa. Saostus erilaisista mädätteistä onnistui, ja tuloksena saatiin suhteellisen puhdasta struviittia, jossa lainsäädännössä asetetut raskasmetallien sallitut enimmäispitoisuudet eivät ylittyneet. Jäteveden puhdistusprosessin myötä fosfori on mädätteessä pääosin tiukasti sitoutuneena rauta- ja alumiinisuoloihin, jolloin se pitää ensin vapauttaa liukoiseen muotoon. Prosessi onkin monivaiheinen ja vaatisi testausta isommassa mittakaavassa

kustannustehokkuuden arvioimiseksi. Taustatietoa struviitista on kerrottu artikkelissa *The use of struvite as a recycled fertiliser in European countries*. Kokeiden toteutus ja tulokset on esitetty tarkemmin artikkelissa *Struviitin saostaminen jätevesilietteen mädätteestä*.

Xamk toteutti myös haitta-aineanalyysjä mädätteistä. Näytteistä analysoitiin mikro-muoveja, PFAS-yhdisteitä, lääkaineita ja raskasmetalleja ulkopuolisissa laboratorioissa. Vastaavaa analyysidataa esimerkiksi mädätteiden sisältämistä mikromuoveista ei vielä juurikaan ole saatavilla, joten analyyseillä saatiin tärkeää uutta tutkimustietoa haitta-aineisiin liittyvistä riskeistä. Tulokset on esitetty artikkelissa *Haitta-aineet biokaasuprosessin materiaaleissa*.

Yritysten välinen yhteistyö ja symbioosit tehostavat teknologiakehitystä ja kaupallistamista

Suomesta löytyy biokaasualalle ja lietteiden käsittelyyn vahvaa teknologiaosaamista, jolla on kysyntää myös kansainvälisesti. Y-MAX-hanke toi ainutlaatuisella tavalla yhteen merkittäviä suomalaisia yrityksiä kehittämään teknologioita lietteen käsittelyyn ja biokaasuprosessin eri vaiheisiin (kuva 1). Hanke yhdisti Ductorin typenpoistoteknologian, Valmetin monitorointiratkaisut ja Dewacon lietteen kuivauksen menetelmät ja mahdollisti yhteistyön tuotekehityksessä, jota Xamkin tutkimus- ja kehitystyö täydensi. Teknologiakehityksellä pyritään vastaamaan erityisesti biokaasuprosessin tarpeisiin. Metsäsairila Oy:n mukana olo hankkeessa mahdollisti testaukset ja tarpeiden määrittämisen todellisessa biokaasulaitosympäristössä. Finnish Water Forumin lainsäädäntöselvitys antoi yrityksille eväitä varautua uudistuvan lainsäädännön vaatimuksiin. Finnish Water Forumin ja Intoleadin verkostot ja kaupallistamisosaaminen mahdollistavat suomalaisen teknologian entistä laajemman viennin kansainvälisille markkinoille. Lietteiden käsittely ja biokaasuprosessi vaativat useita erillisiä teknologioita, ja viennin edistämiseksi kannattaa hyödyntää yritysten välisiä symbiooseja.



Kuva 1. Y-MAX-hankkeen sekä Mikkelin Vesilaitoksen ja Blue Economy Mikkelin -osaamis-keskuksen toimijoita vierailulla Mikkelin jätevedenpuhdistamolla. (kuva Vuokko Malk)

LÄHTEET

Suomen virallinen tilasto (SVT) 2024. Energian hankinta ja kulutus. WWW-dokumentti. ISSN=1799-795X. Helsinki. Tilastokeskus. Saatavilla: <https://stat.fi/julkaisu/cm1kpvyg5cwuk07vwljv0s760> [Viitattu: 20.10.2025]

Vieno, V., Sarvi, M., Salo, T., Rämö, S., Ylivainio, K., Pitkänen, T. & Kusnetsov, J. Puhdistamolietteiden sisältämien haitta-aineiden aiheuttamat riskit lannoitekäytössä. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 58/2018. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 129 s. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-661-2> [Viitattu 7.8.2025].

Vilpanen, M. & Seppälä, P. 2025. Yhdyskuntalietteen käsittelyn ja hyödyntämisen nykytilannekatsaus vuosilta 2021–2023. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 98. Suomen Vesilaitosyhdistys ry. PDF-dokumentti. Saatavilla: https://www.vesilaitosyhdistys.fi/site/assets/files/10041/yhdyskuntalietteen_kasittelyn_ja_hyodyntamisen_nykytilannekatsaus_2025.pdf [Viitattu: 20.10.2025]

Ylivainio, K., Äystö, L., Fjäder, P., Suominen, K., Lehti, A., Perkola, N., Ranta, J., Meriläinen, P., Vänttilä, V. & Turtola, E. 2020. Jätevesilietteen pitkäkestoinen fosforilannoitusvaikutus ja yhteys ympäristö- ja ruokaturvallisuuteen: Jätevesilietteen potentiaali kasvintuotannossa ja vaikutukset ympäristöön ja elintarviketurvallisuuteen (PProduct) -hankkeen loppuraportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 55/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-018-2> [viitattu 12.8.2025].

BIOKAASUALAAN LIITTYVÄ LAINSÄÄDÄNTÖ JA KAUPALLISTAMISMAHDOLLISUUDET

Jaakko Kapanen

Anaerobisella prosessilla toimivan biokaasulaitoksen suunnitteluun, rakentamiseen ja operointiin tarvitaan useita toisiaan tukevia eri alojen yrityksiä. Laitostoimintoja rajoittavat hyvin monet eri säädökset, ja niiden noudattaminen vaatii jo laitoksen suunnitteluvaiheessa jätevirtojen tunnistamista sekä tavoitteiden määrittelyä lopputuotteiden hyödyntämiselle arvoketjussa. Laitoskohtaisesti valittujen lopputuotevaatimusten saavuttamiseksi ja toimivien teknisten ratkaisujen löytämiseksi tarvitaan jätevirtojen käsittelytekniikoiden erityisasiantuntemusta. EU:n ylätasoinen regulaatioiden lisäksi on tunnistettava maakohtaiset säädökset. Lisäksi usein tarvitaan tietoa myös kohdemaan eri kulttuuri-käytännöistä.

Lainsäädäntöön on tulossa tiukennuksia, jotka tulevat vaikuttamaan biokaasualaan tulevina vuosina. EU:n päästrategioita ja suurimpia vaikuttajia tiukentuviin ympäristöpäästösäädöksiin ovat muun muassa vihreä siirtymä eli Green Deal (European Commission n.a.), kiertotalousasetus eli Circular Economy Act (Ympäristöministeriö n.a.) ja uusimpana Euroopan komission 4.6.2025 julkistama vesiresilienssistrategia eli European Water Resilience Strategy (European Commission 2025). Kaikissa näissä on yhteisenä tavoitteena ympäristöpäästöjen merkittävä vähentäminen uuden teollisuuden ympäristöpäästödirektiivin mukaisesti ja raaka-aineen säilyttäminen tuotanto- ja kulutusketjussa mahdollisimman pitkään.

Y-MAX-hankkeessa selvitettiin, mitä säädöksiä liittyy anaerobisella prosessilla eli mädätyksellä toimivien biokaasun tuotantolaitoksien perustamiseen. Katsauksessa perehdytään myös laitoksen tuottamaan biokiinteään aineeseen kohdistuviin mahdollisiin rajoitteisiin, jotka liittyvät sen hyödyntämiseen joko sellaisenaan maanparannusaineena tai kasvolannoitteena sekä sen sisältämien arvoaineiden käytettävyyteen kierrätysravinteina. Tämän artikkelin tavoite on esittää sektorin nykyiset regulaatiot ja arviot tulevien säädösten vaikutuksista lietteen maksimaalisen arvon luomiselle. Regulaatiotarkastelu on rajattu syötteiden osalta lähinnä hankkeen kannalta kiinnostaviin jätevesilietteeseen sekä kanan- ja kalanlantaan sekä tuotantoprosessin päästöjen rajoituksiin.

Hankkeen tavoitteena oli myös yritysten välisten symbioosien ja kaupallistamismahdollisuuksien selvittäminen, johon lainsäädännöllä on merkittävä vaikutus ohjaavana tekijänä. Lietteestä muodostuneen mädätysjäännöksen käytettävyys sellaisenaan maa-aineksena ja arvoaineiden siistaus riippuvat mädätyskäsittelyyn tulevan orgaanisen aineen puhtaudesta. Yritysten välisten symbioosien etsimisessä motiivina on kannattava liiketoiminta, jonka edellytys on kaiken jätejakeeseen tulevan haitallisen epäpuhtauden poistaminen ennen mädätystä. Tämä tavoite on kirjattu teollisuuden päästödirektiiviin IED (2024/1785) muotoon saastuttaja maksaa, ”Polluter pays principle”. Käytännössä jätevesilaitoksen ei tietyissä tapauksissa tarvitse tulevaisuudessa ottaa vastaan jätevedenkäsittelyn kannalta haittaavia aineita sisältäviä jätevesiä. Toimivien kumppanuuksien löytyminen näiden mainittujen tavoitteiden saavuttamiseksi on varmasti suurin edellytys sille, että biokaasulaitoksen ja sen lopputuotteiden kaupallistaminen onnistuu.

Nykyinen kansallinen sääntely

Biokaasun tuotanto on ollut ensisijaisesti uusiutuvan energian tuottamista, eli valmistetaan kaasua myyntiin polttoaineeksi tai hyödynnetään kaasu paikan päällä sähkön tai lämmön tuotannossa. Teknologioiden kehittyessä mukaan on tullut mädätysjäännöksen hyödyntäminen maisemointiin ja siitä edelleen seuraavalla kehittyneemmällä tasolla maanparannusaineeksi. Selvityksessä on avattu oleellisilta osin EU:n ylätasoinen direktiivejä, jotka ohjaavat kansallisen tason lakeja ja asetuksia. Y-MAX-hankkeessa erityisenä kiinnostuksen kohteena oli jätevesilietteen sekä kanan- ja kalanlannan yhteismädätys. Artikkelissa tarkastellaan, millainen kansallinen sääntöpohja ohjaa biokaasulaitoksen käsittelyyn tulevia biohajoavia jätejakeita niin, että laitoksen toiminnassa voidaan hyödyntää lisämateriaalien kalan- ja kananlannan sisältämän typen ravinne- ja energiapotentiaali maksimaalisesti.

Lupamenettelyt

Biokaasulaitoksien anaerobinen orgaanisten materiaalien käsittely on ammattimaista teollisuuslaitoskäsittelyä ja tarvitsee aina ympäristöluvan. Teollista toimintaa säätelee EU-tasolla teollisuuden päästödirektiivi 2010/75/EY (IED). Nykyinen maakohtainen sääntely perustuu vielä vanhaan direktiiviin. Direktiivistä on hyväksytty uudistettu versio, ja parhaillaan on menossa ylimenoaika sen kansallista täytäntöönpanoa varten.

Suomessa IED-direktiiviä sovelletaan kansallisessa lainsäädännössä direktiivilaitosten luvituksiin ja ajantasaisia parhaan käyttökelpoisen tekniikan BAT-päätelmiä pienempien biokaasulaitosten osalta. Lisäksi laitosten perustamisessa tulee huomioida ympäristönsuojelulaki YSL 86/2000 ja -asetus YSA 713/2014. IED-direktiivin 13 artiklan 1 kohdassa edellytetään, että toimialakohtaisesti on järjestetty tietojenvaihtoa jäsenvaltioiden, kysei-

sen teollisuuden, ympäristönsuojelua edistävien valtioista riippumattomien järjestöjen ja komission välillä ja näistä on laadittu sektorikohtaisia BAT-vertailuasiakirjoja (BREF-asiakirjoja). Biokaasulaitokset kuuluvat jätteidenkäsittelyyn, ja laitospohjainen säädöstarkastelu tehdään jätteenkäsittelyn BREF-asiakirjan mukaan (EU, direktiivi 2018/851).

Etelä-Pohjanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus (2024) on laatinut menettelykäsikirjan ”Uusiutuvan energian tuotantolaitosten lupa- ja muut hallinnolliset menettelyt”, joka sisältää biokaasulaitokset. Menettelykäsikirja on päivitetty marraskuussa 2024. Toisittaiseksi se on paras ja kompakti aiheesta saatava opas Suomen osalta. Menettelyasiakirja kuvastaa hyvin biokaasutuotannon eri sovelluksia, kokonaisuuksien monimutkaisuutta lähtien käsittelyyn tulevista materiaaleista eli siitä, ovatko kyseessä heterogeeniset yhdyskuntasektorin jätevedenpuhdistuslaitosten kiintoaineet vai homogeeniset viljelyn biomassat, aina energialaitoksen kokoluokkiin ja niiden turvallisuuteen perustuviin säädöksiin.

Laitoksissa on muitakin luvituksissa tarkasteltavia ja huomioitavia osaprosesseja. Näitä ohjaavat eri säädökset, kuten tuotetun biokaasun osalta tapauskohtaisesti energia-alan säädökset ENE BREF (European Commission 2009) ja alkuun IPPC Directive 2008/1/EC, joka on nykyisin sisällytetty osaksi teollisuuden päästädirektiiviä IED 2.0. Näistäkin on maakohtaiset velvoittavat asetukset voimassa.

Biokaasulaitoksien luvituksissa on pyritty ohjaamaan laitospohjaisuuden suuntaan. Suomessa toimivien biokaasulaitosten luvat perustuvat käsittelyyn tulevaan materiaaliin, valittuun kaasun tuotantoprosessiin, laitospohjaisuuteen, kaasun varastointimääriin ja alueen turvallisuuteen. Mädätysprosessin osalta luvittava viranomainen on kunta, kun laitoksen käsittelykapasiteetti on alle 20 000 tn/a, ja Aluehallintovirasto (AVI), kun käsittelykapasiteetti on yli 20 000 tn/a. Käsittelykapasiteetiltaan yli 35 000 tn/a hakemuksen käsittelee TUKES, ja laitokset kuuluvat teollisuudsdirektiivin eli IED:n alaisuuteen. Tämä laitospohjaisuus vaatii myös ympäristövaikutusten arviointimenettelyä (YVA).

TUKESin myöntämiin lupiin liittyvät AVI:n myöntämät ympäristö- ja toiminnanaloittamisluvat sekä kunnan myöntämä rakennuslupa biokaasulaitoksen rakentamiselle. Tiivistettynä ylätasolla biolaitosenergiantuotannon lupien hakuvalmistelussa tulee noudattaa teolliseen tuotantoon liittyviä EU:n ylätasoon ympäristösäädöksiä eli IED-direktiiviä, BREF-asiakirjoja sekä BAT-päätelmiä. Niiden myötä uusimpiin päivityksiin on lisätty vaatimus ympäristön seurantajärjestelmistä (EMAS). Nykyisten voimassa olevien lupien kohdalla on ollut mahdollista soveltaa myös tapauskohtaista harkintaa.

Ympäristövaikutusten arviointimenettely

Seuraavassa on suora lainaus menettelyasiakirjasta (Etelä-Pohjanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus 2024):

”Ympäristövaikutusten arviointimenettely (YVA) vaaditaan biokaasulaitokselle, jonka biomassojen käsittelymäärä on yli 35 000 tn/v. Laitos voi olla YVA-velvollinen myös, mikäli sen katsotaan todennäköisesti aiheuttavan laadultaan ja laajuudeltaan, myös eri hankkeiden yhteisvaikutukset huomioon ottaen, merkittäviä ympäristövaikutuksia. Toimialueen ELY-keskus tekee päätöksen YVA-menettelyn soveltamistarpeesta yksittäistapauksessa. Hankkeesta vastaava voi pistää asian vireille. YVA-menettely on myös mahdollista toteuttaa yhteismenettelynä kaavoituksen yhteydessä.”

Suomen viranomaiset suosittavat pienemmillekin laitoksille YVA-menettelyä, jolloin toimija tulee huomioineeksi mahdolliset yllättävätkin ympäristövaikutukset. Biokaasulaitoksen vaikutusalue on laaja, ja näin toimialueen muiden toimijoiden näkemykset tulevat kuulluiksi.

Ympäristönsuojelulain vaikutus ja tuotantolaitoksen teho

Mikäli biokaasulaitos ei tarvitse ympäristölupaa mutta laitoksen energiantuotanto on luokkaa 1–50 MW ja se kuuluu PIPO-asetuksen (energiantuotantolaitosten ympäristönsuojeluvaatimukset 1065/2017) soveltamisalaan, sovelletaan toimintaan ympäristönsuojelulain mukaista rekisteröintimenettelyä. (ELY n.a.)

Energiatuotantolaitoksille tarvitaan päästölupa, kun polttoaineteho on vähintään 20 MW. Lupapäätös koskee myös biokaasulaitosten kasvihuonekaasuja, mutta toistaiseksi Suomessa ei ole vielä tämän kokoisia laitoksia käynnissä.

Eläimistä saatavien sivutuotteiden hyödyntäminen

Sivutuote-nimike aiheuttaa jatkuvaa vuoropuhelua toimijoiden ja viranomaisten välillä. Kiertotaloudessa on pitkään ollut voimassa END of WASTE -olettamukset ja sivutuote-käsite. Näistä löytyy tarkemmin tietoa jätedirektiivistä 2008/98/EY (muutettu päivityksessä 10.9.2025 2025/1892 EY). Biokaasutuotannossa nämä vaikuttavat muun muassa syötemateriaalien valintaan, kun laitoksessa käytetään esimerkiksi lantaa tai teurasjättemateriaaleja. Näissä tapauksissa toimivaltainen yhteysviranomainen on kunnaneläinlääkäri.

Lannoitevalmisteiden tuottaminen

Biokaasusektorilla on meneillään useita hankkeita, joissa pyritään hyödyntämään syöte-materiaalin sisältämää lannoitearvoa. Tällöin kyseessä ei ole enää sivutuotelaki tai -asetus vaan lannoitelaki (711/2022). Tuotannosta ja aikeesta saattaa valmiste markkinoille tehdään ennakoilmoitus Ruokavirastolle. Tarkempaa tietoa lannoitelain vaatimuksista löytyy menettelykäsikirjasta (Etelä-Pohjanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus 2024).

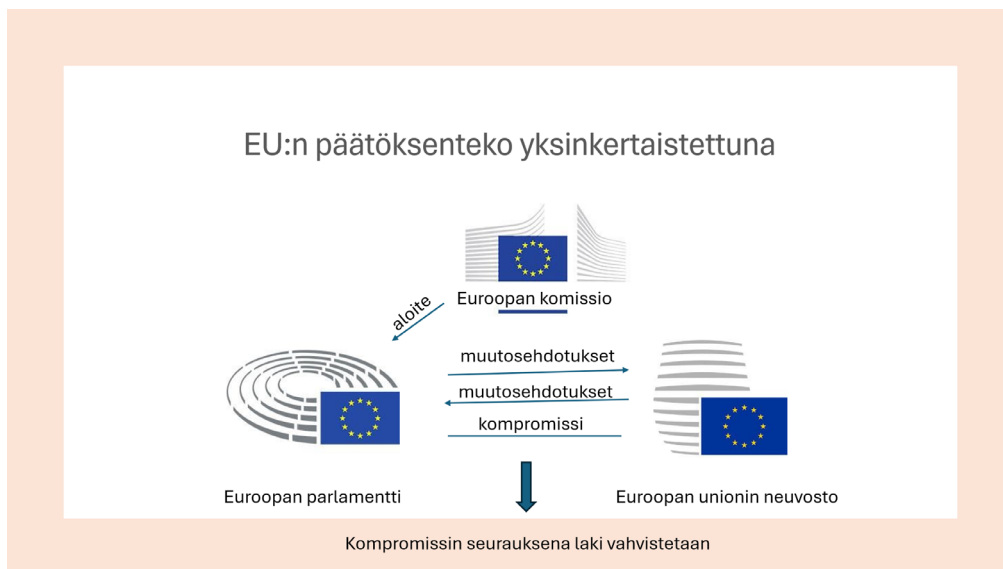
EU-jäsenvaltiosta riippuen on biokiinteiden aineiden täytettävä tiukat määräykset ja laatu-standardit ennen niiden levittämistä maaperään. Ylätasolla on Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EU) 2019/1009. Suomen osalta näistä säädöksistä puhdistamolietteen hyödyntämisessä on lisää maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa 2023/964 lannoitevalmisteista.

Asetuksella säädetään tuoteluokkien laatuvaatimuksista, ainesosaluokista sekä niiden laatu- ja käsittelyvaatimuksista kuten myös hygienisoinnista, ainesosaluettelon sisällöstä, lannoitevalmisteiden ja lannan käytöstä sekä tuoteluokkakohtaisista merkintävaatimuksista, ilmoitustavasta ja lannoitevalmisteen ominaisuuksien sallituista poikkeamista. Erityisesti on huomattava näiden säädösten olevan velvoittavia EU:n sisämarkkinoilla ja mahdollistavan kansalliset lannoitevalmisteet paikallisesti sovellettuna. Ainesosaluettelon mukaan lopputuotteet eli valmisteet noudattavat pitoisuusrajoja. Lannoitesäädännön alaiset ainesosat sisältävät käyttökohteen mukaisesti pitoisuusrajoja. Esimerkiksi viherrakentamiskohteisiin on fosforirajoja, ja tiettyjen juuresten ja kasvien peltoviljelyn lannoitekäytössä on velvoite analysoida peltomaan pitoisuudet ennalta.

Päivitettyjen direktiivien mukainen tuleva sääntely

Hankkeessa on kattava selvitys biokaasulaitoksen toimintaa ohjaavien säädösten EU-tason päivityksiä. Näitä regulaatioiden päivityksiä on jatkuvasti meneillään, mikä vaatii alan toimijoilta hyvää yhteistyötä eri viranomaisten kanssa pystyäkseen reagoimaan muutoksiin.

EU:n päätöksenteko valmisteluineen on jatkuvasti etenevä monivaiheinen prosessi (kuva 1). Regulaatioiden muutosten seuranta toteutetaan yhdessä yritysten ja sektorien etujärjestöjen kanssa, ja sen on oltava myös jatkuvaa. EU:n parlamentin linkki toimii hyvänä tiedonlähteenä: <https://www.europarl.europa.eu/legislative-train/>



Kuva 1. EU:n päätöksentekoprosessi (kuva Tommi Peho, Vesiviisas ruokajärjestelmä -hanke).

IED-direktiivin päivitys ja vaikutus biokaasusektoriin

EU:n suurin regulaatiokierros alkoi tiukentuneiden ilmastotavoitteiden myötä uudistetun ja samalla huomattavasti laajennetun IED-direktiivin (2024/1785) tultua voimaan 24.10.2024. Päivityksen valmistelijoina oli EU-alueella laajasti koottuja asiantuntijatyöryhmiä, jotka käsitelivät teollisuussektorikohtaisesti alan toimintamalleja lopullisena tavoitteena vähentää ympäristöpäästöjä. Kaiken kattavasti direktiivilaitoksille uutena vaatimuksena tuli artikkelissa jo aiemmin biokaasulaitoksien kohdalla mainittu direktiiviin liittävä vaatimus ympäristön seurantajärjestelmistä (EMAS). Jätteenkäsittelyn BREF koskee myös tiettyjä biokaasulaitoksia (ks. BAT6-tarkkailu, BAT7-tarkkailuvelvoite ja BAT20- parhaat tekniikat, komission täytäntöönpanopäätös 2018/1147).

Uuden IED:n tultua voimaan kaikki ympäristöluvut tullaan tarkastamaan jäsenvaltiotasolla. Tällöin ne päivitetään uusien säädösten mukaan niin energiatuotannon, jätekesittelytoiminnan kuin ympäristövaikutusten osalta.

Luonnonsuojelulain ja vesilain mukaiset poikkeukset

Vuonna 2025 käyttöön tulleen vesiresilienssistrategian yhteydessä on muutoksia tulossa esimerkiksi vesipuitedirektiiviin (WFD, 2000/60/EC), ja myös tällä päivityksellä on vaikutusta voimassa olevien biokaasulaitosten lupien sisältöön. Jäsenvaltiotasolla on olemassa erilaisia luonnonsuojeluohjelmia ja maakohtaisia vesilakipoikkeuksia, jotka

vaikuttavat esimerkiksi biokaasulaitosten sijoituspaikkoihin. Parhailaan järjestetään eri aloilla työpajoja, joissa muokataan direktiivin päivityksiä. Muutoksia odotetaan tulevan ainakin teollisuuslaitoksille, maatalouteen ja energiasektorille. Muutokset saatetaan aikanaan voimaan jäsenvaltiotasolla. Tällä hetkellä julkaistujen viranomaisten, kuten ECHA tai Suomen SYKE tai Saksan UBA (Umweltbundesamt), muistioiden mukaan vesilain poikkeamia sallittaisiin aiempaa vähemmän.

Syötemateriaalit ja lietekäsittelyt

Oikein valituilla käsittelyillä jätevesiliete voidaan muuttaa aiemmin jätteenä pidetystä materiaalista kiinteäksi biomateriaalituotteeksi ja arvokkaaksi bioressiksi. Tähän päästään käsittelemällä jätevedet erilaisilla fysikaalisilla, kemiallisilla ja biologisilla käsitteilyprosesseilla, joilla lopulta saadaan sopivalla koostumuksella oleva liete. Mädätyksen lähtöaine on toisaalla muodostunutta orgaanista jätettä, ja Suomessa tämä biokaasulaitoksille tuleva syötemateriaali on usein lähistöllä olevan kunnallisen jätevesilaitoksen korkean vesipitoisuuden lietettä. Vain harvat Suomessa toimivat laitokset ovat erillisiä, itsellisesti toimivia yksiköitä, joihin tuleva orgaaninen jäte on homogeenista ja koostumukseltaan tunnettua materiaalia. Biokaasulaitoksen toiminta on jätedirektiivin (2008/98/EY) ja vesipuitedirektiivin Water Framework Directive (WFD 2000/60/EY) alasta.

Anaerobisten biokaasulaitoksien toiminta olisi huomattavasti yksinkertaisempaa regulaatioiden vaatimusten noudattamisen kannalta, mikäli lietettä ei kohdeltaisi jätteenä. Jätteen käsittelylle on paljon erilaisia jätehierarkiavaatimuksia alkaen yleistasolla terveysriskien ja ympäristölle haitallisten aineiden poistamisesta materiaalista aina kierrätettävyyteen ja loppuhävitykseen asti.

Biokaasulaitokselle tulevalle jätevesilietteelle tehdään veden erotus, jolla on suuri merkitys lietteen laadun hallintaan. Rejektivettä koskevat omat säädökset, ja sitä voidaan tietyn edellytyksin hyödyntää kasteluun tai ravinteena, mutta direktiivien päivityksiin on oletettavasti tulossa merkittäviä rajoituksia.

Laitoksessa tarvitaan useita puhdistusvaiheita ja prosesseja sisään tulevan heterogeenisen materiaalin sisältämien haitallisten epäpuhtauksien poistoon, mikäli tavoitteena on mädätyksestä tulevan materiaalin hyötykäyttö. Mikäli haitta-aineita löytyy, todennäköisesti mädäte on hävitettävä lopullisesti. Biokiinteillä aineksilla voidaan korvata valmislannoitteita maaperän laadun ja hedelmällisyyden parantamiseksi sekä kuivatuksesta saatua ravinnepitoista vettä kasvien kasvun stimuloimiseksi. Maatalouslannoitteen tuotannon lisäksi teollisuus- ja yhdyskuntalietteen anaerobinen mädätys on sen sisältämien arvoaineiden hyödyntämisestä huolimatta ensisijaisesti merkittävää energiantuotantoa biokaasuna. Tässä artikkelissa ei kuitenkaan tarkasteltu kaasutuotantoa, josta on runsaasti omia säädöksiä.

Lietekäsittelyyn tarvitaan erilaisia teknisiä ratkaisuja hyötykäyttöä haittaavien epäpuhtauksien poistoon, joita ovat muun muassa mikromuovit, lääkeaineet ja PFAS-yhdisteet. Nämä kuten muutkin näkymättömät epäpuhtaudet kulkeutuvat materiaalin mukana takaisin viljelysmaille pilaten maaperää ja vesistöjä ja päätyen jopa ravintoketjuun. Näille epäpuhtauksille on tulossa jatkossa poistovaihtoehtoja, ja jätevesilaitosten ja biokaasulaitosten on etsittävä yhdessä soveltuvia teknologioita.

Mädätteen loppukäsittelyksi tällä hetkellä riittää yhden tunnin hygienisointi 70 °C:n lämpökäsittelyinä. Käsittelyn kesto ja käytetty lämpötila ovat laitokohtaisia, ja ne on suunniteltu jatkuvatoimiseen prosessiin soveltuvaksi huomioiden loppukäyttö. Lämpökäsittelyissä voi tapahtua patogeenien häviämisen ohella myös joidenkin lääkeaineiden rakenteellista hajoamista. Loppukäyttöä rajoittavat biokaasuprossiin syötettävän materiaalin sisältämät epäpuhtaudet, joita voi olla hyvinkin erilaisia laitoksen sijainnista riippuen. Myös epäpuhtauksien pitoisuudet vaihtelevat yhdyskuntajätevesilaitosten lietteissä, mikä taas rajoittaa hyötykäyttöä.

EU:n lähiajan tavoitteista on tarkemmin teollisuuspäästädirektiivissä (2024/1785). Uusista maakohtaisista vaatimuksista todetaan, että laitosten ympäristötehokkuutta ja turvallisuutta on jatkuvasti parannettava muun muassa ehkäisemällä jätteen syntymistä, optimoimalla luonnonvarojen käyttöä ja veden kierrätystä.

Käytännön esimerkkejä Euroopan maista

Tarkasteltaessa kaupallistamismahdollisuuksia seuraavassa on muutama esimerkki biokaasusektorin eri kulttuureista. Huolimatta lainsäädännöstä käsittelymenetelmät, tarpeet ja käytännöt vaihtelevat eri maissa. Lisäksi on tarkasteltava kansallisen lainsäädännön ajantasaisuus EU-regulaatioon verrattuna. Maakohtaisena esimerkkinä on Saksa, jossa jätevesilaitosten liete pääosin poltetaan. Tästä seuraa ongelmia jäljelle jäävän tuhka-keen hävittämisessä.

Englannin uuden ruokajättemääräyksen tullessa voimaan huhtikuuhun 2026 mennessä jokaisen kunnan on varmistettava viikoittainen kotitalouksien ruokajätteen keräys, ja tavoitteena on ohjata orgaaninen aines pois kaatopaikoilta ja hyödyntää se sen sijaan uusiutuvan energian tuotantoon. Tämä muutos on käynnistänyt kuntien välisen kovan kilpailun kustannustehokkaimpien käsittelysopimusten eli ”porttimaksujen” turvaamiseksi. Taloudelliset vaikutukset ovat valtavat, kun miljoonien tonnin ruokajätteet siirtyvätkin kaatopaikoilta anaerobisiin mädätyslaitoksiin. (Anaerobic Digestion Community 2025.)

Biokaasulaitoksen jätevedet ja tulevaisuuden ratkaisut

Biokaasulaitoksen toimiessa prosessista syntyy kaasun lisäksi kiintoainesta ja jonkin verran jätevettä. Jos ylimääräistä vettä erottuu, yleisten toimintamallien mukaisesti se johdetaan takaisin jätevesilaitoksen puhdistusprosessiin tai käytetään lietteen kasteluvetenä tai ravinteisena kasteluvetenä. Kierrätysastetta rajoittavat laitoksen vesitase, veden sisältämät epäpuhtaudet (esimerkiksi hajuyhdisteet) ja/tai veden ominaisuudet (esimerkiksi ravinnepitoisuus). Tulevaisuudessa biokaasulaitosten vesihuolto on toteutettava optimoimalla laiteteknologia kierrätysmahdollisuudella tai hyödyntämällä vesi sekundäärisessä käytössä esimerkiksi pesuvetenä tai lisävetenä varastoilla.

Uusien tiukkenevien päästövaatimusten vuoksi esimerkiksi kunnalliset jätevedenpuhdistamot vaativat päivitystä lisätä jätevesien käsittelykapasiteettia tai muutoin reagoida prosessimuutoksin tiukan ammoniakki-/kokonaistyyppivaatimuksen täyttämiseksi. Useimmissa tapauksissa biokaasulaitoksilta tulevat jätevedet sisältävät erittäin paljon typpeä. Uusi yhdyskuntajätevesidirektiivi (UWWTD EU 2024/3019, korvaa vanhan direktiivin 91/271/ETY) hyväksyttiin 27.11.2024, ja se tulee tiukentamaan puhdistustasoja. Uudistus johtaa todennäköisesti rejektivesien erillispuhdistusvaatimuksiin. Jäsenvaltioiden kohdalla asia tulee esille ympäristölupien uudistusvaiheessa lähivuosina. Direktiivi saatetaan osaksi Suomen kansallista lainsäädäntöä 31.7.2027 mennessä.

LÄHTEET

Anaerobic Digestion Community 2025. Unlock Anaerobic Digestion Food Waste Benefits Today. Independent Blog. WWW-dokumentti. 29.8.2025. Saatavilla: <https://blog.anaerobic-digestion.com/unlock-anaerobic-digestion-food-waste-benefits-today/> [Viitattu 16.10.2025]

ELY n.a. Uusiutuvan energian lupaneuvonta. WWW-dokumentti. Saatavilla: <https://www.ely-keskus.fi/web/uusiutuvan-energian-lupaneuvonta/etusivu> [Viitattu 16.10.2025]

Etelä-Pohjanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus 2024. Uusiutuvan energian tuotantolaitosten lupamenettelyt ja muut hallinnolliset menettelyt. Menettelykäsikirja. Julkaisupäivämäärä 26.11.2024. PDF-dokumentti. Saatavilla: <https://www.ely-keskus.fi/documents/996619/0/UEmenettelykasikirja2024.pdf/92ecbf1a-14f5-6954-7727-86ce521ae4a7?t=1732707846896> [Viitattu 16.10.2025]

Euroopan parlamentin ja neuvoston asetetus (EU) 2019/1009 EU-lannoitevalmisteiden asettamista saataville markkinoilla koskevien sääntöjen vahvistamisesta ja asetusten (EY) N:o 1069/2009 ja (EY) N:o 1107/2009 muuttamisesta sekä asetuksen (EY) N:o 2003/2003 kumoamisesta.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/98/EY jätteistä ja tiettyjen direktiivien kumoamisesta.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/1/EY ympäristön pilaantumisen ehkäisemisen ja vähentämisen yhtenäistämiseksi.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2018/851 jätteistä annetun direktiivin 2008/98/EY muuttamisesta.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2024/1785, teollisuuden päästöistä (yhtenäistetty ympäristön pilaantumisen ehkäiseminen ja vähentäminen) annetun Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2010/75/EU ja kaatopaikoista annetun neuvoston direktiivin 1999/31/EY muuttamisesta.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2024/3019 yhdyskuntajätevesien käsittelystä.

European Commission n.a. The European Green Deal Striving to be the first climate-neutral continent. WWW-dokumentti. Saatavilla: https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en [Viitattu 23.10.2025]

European Commission 2009. Reference Document on Best Available Techniques for Energy Efficiency. February 2009 (corrected version as of 09/2021). PDF-dokumentti. Saatavilla: file:///C:/Users/hvuma01/Downloads/ENE_Adopted_02-2009corrected20210914.pdf [Viitattu 16.10.2025]

European Commission 2025. European Water Resilience Strategy. Brussels, 4.6.2025. Saatavilla: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52025DC0280> [Viitattu 16.10.2025]

Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2018/1147 Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2010/75/EU mukaisten parhaita käytettävissä olevia tekniikoita (BAT) koskevien päätelmien vahvistamisesta jätteenkäsittelyä varten.

Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 2023/964.

Valtioneuvoston asetus ympäristönsuojelusta 713/2014.

Ympäristöministeriö n.a. Circular Economy Act. WWW-dokumentti. Saatavilla: <https://ym.fi/en/circular-economy-act> [Viitattu 16.10.2025]

Ympäristönsuojelulaki 86/2000.

REAALIAIKAINEN MITTAUSTIETO TUKEMASSA RESURSSIVIISASTA LIETTEENKÄSITTELYÄ

Heidi Tervo & Heli Karaila

Yhdyskuntalietteen käsittely on monivaiheinen prosessi, jossa jokainen vaihe vaikuttaa energiatehokkuuteen, ravinteiden talteenottoon ja kustannuksiin. Prosessin hallinnan näkökulmasta luotettava, reaaliaikainen mittaustieto on avainasemassa. Y-MAX-hankkeessa Valmetin tavoitteena on ollut kehittää ja soveltaa mittaustekniikkaa mädätys- ja biokaasuprosesseihin sekä rakentaa pohjaa ohjaus- ja optimointikonseptille, joka tukee resurssiviisasta ja energiatehokasta toimintaa.

Valmetin rooli hankkeessa

Valmet on keskittynyt hankkeessa mittausteknologian kehittämiseen ja soveltamiseen. Yhteistyön avulla on tunnistettu prosessin kannalta keskeiset muuttujat ja ohjaustarpeet sekä lisätty ymmärrystä mädätys- ja biokaasuprosessien reaaliaikaisesta seurannasta. Tämä luo perustan uusille ratkaisuille, jotka tukevat prosessin vakautta ja energiatehokkuutta.

Käytännön tutkimus on keskittynyt erityisesti prosessin kiintoainepitoisuuden hallintaan. Tutkimusta on tehty todellisissa prosesseissa yhteistyössä asiakkaiden, kuten lietteenkäsittelylaitosten, kanssa. Kenttätutkimus on ollut ratkaisevaa, jotta voidaan ymmärtää koko prosessiekosysteemi ja tunnistaa mittaamiseen liittyvät haasteet käytännössä. Tämä lähestymistapa on varmistanut, että kehitystyö perustuu todellisiin käyttötarpeisiin ja ratkaisut kestävät vaativat olosuhteet.

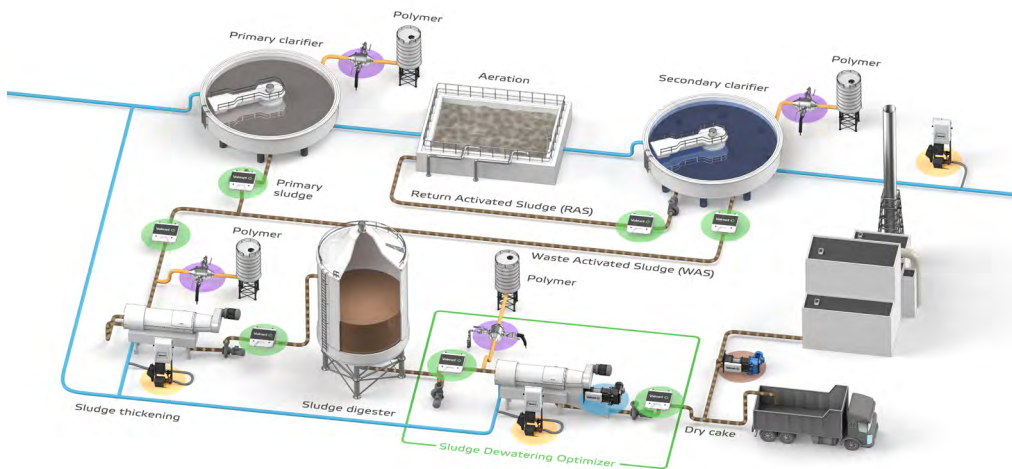
Prosessin hallinnan haasteet ja merkitys

Biokaasulaitoksen prosessi on herkkä syöttökuorman, lämpötilan ja koostumuksen vaihteluille. Massatasapainon hallinta on kriittistä: jos syöttölietteen kiintoainepitoisuus vaihtelee liikaa, mädätysprosessin vakaus kärsii ja kaasuntuotto heikkenee. Häiriöt voivat johtaa pitkäkestoisiin ongelmiin, jotka vaikuttavat koko laitoksen kapasiteettiin. Ilman

luotettavia mittauksia muutoksiin ei pystytä reagoimaan ajoissa. Mädätyksen jälkeen loppuliete kuivataan. Kuivauksen optimointi on taloudellisesti merkittävä vaihe, sillä lietteen jatkokäsittely ja kuljetus on kallista. Mitä kuivempi lopputuote, sitä vähemmän vettä kuljetetaan ja käsitellään. Tämä edellyttää tarkkaa tietoa kiintoainepitoisuudesta ennen ja jälkeen kuivauksen ja lietteen kuivauksessa käytetyn polymeerin oikeaa annostusta.

Mittaukset avainasemassa – Valmetin lietteenkäsittelyratkaisut

Valmetilla on pitkäaikaista osaamista jätevesiprosessien mittauksissa ja automaatioissa. Valmetin ratkaisut perustuvat reaaliaikaiseen, jatkuvatoimiseen mittaamiseen ja sen päälle rakennettuun ohjaukseen. Valmetin nykyiset mittausratkaisut kattavat lietteenkäsittelyn keskeiset vaiheet, kuten syöttölietteen ja kuivakakun kuiva-ainepitoisuuden seurannan, rejektiveden kiintoainepitoisuuden sekä polymeerin konsentraation mittauksen, edustavan näytteenoton sekä kuivauksen optimoinnin. (Valmet Oy. 2025a.) Kuvassa 1 esitetään mittauspisteet lietteenkäsittelyn eri vaiheissa. Näiden ratkaisujen avulla voidaan parantaa prosessin vakautta, energiatehokkuutta ja kustannustehokkuutta. Seuraavissa kappaleissa kuvataan tarkemmin käytetyt teknologiat ja niiden toiminta.



Kuva 1. Jätevedenpuhdistusprosessi, jossa näkyvät Valmetin mittauspisteet lietteenkäsittelyn eri vaiheissa.

Valmet Total Solids Measurement (Valmet TS) mittaa kokonaiskiintoainepitoisuutta laajalla 0–50 prosentin mittausalueella (kuva 2). Laite perustuu neljännen sukupolven mikroaaltotekniikkaan, joka on alun perin kehitetty vaativiin olosuhteisiin sellu- ja pape-

riteollisuudessa. Patentoitu mikroaaltopohjainen mittaustekniikka mahdollistaa tarkan mittauksen riippumatta prosessivirran väristä tai virtausnopeudesta. Kiinteät aineet johtavat mikroaaltoja nopeammin kuin vesi, joten mikroaaltojen lyhyempi läpäisy aika korreloi suoraan korkeampaan kiintoainepitoisuuteen. Koska suhde on lineaarinen, laitteen kalibrointi on yksinkertaista. (Valmet Oy 2025b.)



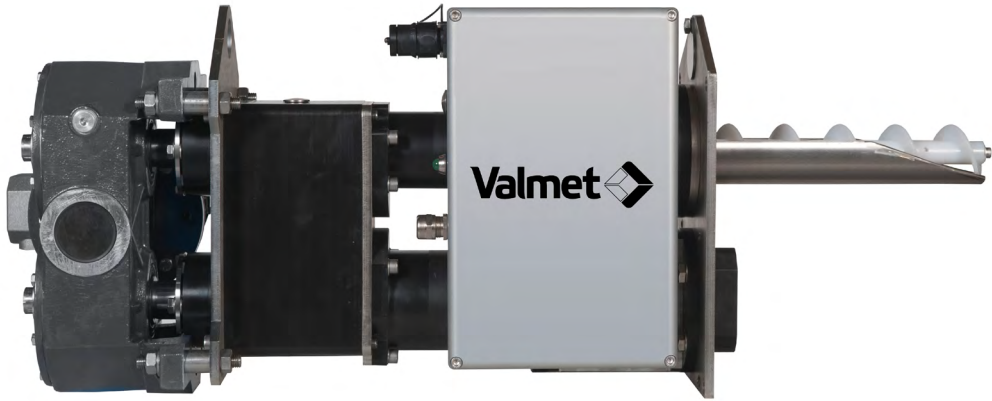
Kuva 2. Valmet Total Solids Measurement (Valmet TS)

Valmet Low Solids Measurement (Valmet LS) (kuva 3) on suunniteltu jatkuvatoimiseen kiintoaineen mittaukseen erittäin alhaisissa pitoisuuksissa. Sen ensisijainen käyttökohde on kuivauksesta syntyvän suodosveden (rejektiveden) kiintoainepitoisuuden seuranta, mutta laite soveltuu myös muihin matalan kiintoainepitoisuuden sovelluksiin. Läpivirtausmittauskennossa on kaksi LED-valonlähdettä eri aallonpituuksilla. Kun näyte menee mittauskennon läpi, saadaan molemmista valonlähteistä absorptio-, sironta- ja depolarisaatiosignaalit, jotka mahdollistavat tarkan kiintoainepitoisuuden mittauksen. Valmet LS mittaa jatkuvasti sekä polymeerin yliannostusta osoittavaa ilman pitoisuutta että suspensoiduneiden kiintoainepitoisuutta, joka on 0–5 000 mg/l. Mittauskammio on valmistettu erittäin kestävästä safiirilasista, jolla on erinomaiset optiset ominaisuudet. Sekä kammio että näytelinjat puhdistetaan automaattisesti säännöllisin väliajoin, mikä varmistaa mittauksen suorituskyvyn. (Valmet Oy 2025c.)



Kuva 3. Valme Low Solids Measurement (Valmet LS)

Valmet Dry Solids Measurement (Valmet DS) (kuva 4) mittaa jatkuvasti kuivatun lietteen kiintoainepitoisuutta kuivauslaitteen jälkeen. Laite ottaa näytteen putoavasta lietevirrasta ja mittaa kiintoainepitoisuuden ennen näytteen palauttamista takaisin prosessiin. Mittaus perustuu monimuuttujamallinnettuun mikroaaltotekniikkaan, jossa näytteen vesipitoisuus vaikuttaa voimakkaasti mikroaaltosignaaliin. Mittausalue ulottuu jopa 35 prosenttiin asti, ja teknologian avulla voidaan seurata kuivauksen tehokkuutta reaaliaikaisesti. (Valmet Oy 2025d.)



Kuva 4. Valmet Dry Solids Measurement (Valmet DS)

Valmet Polymer Concentration Measurement (Valmet PCM) (kuva 5) mittaa reaaliaikaisesti polymeerin konsentraatiota mittausalueella 0–12 prosenttia. Kompakti anturirakenne hyödyntää optisia kanavia sironneen ja heijastuneen valon analysointiin, ja mittausdataa kerätään jopa 1 500 kertaa sekunnissa, mikä takaa poikkeuksellisen tarkan ja vakaan mittauksen. Kun pitoisuus tunnetaan tarkasti, voidaan polymeerin valmistus ja annostelu optimoida, mikä vähentää kemikaalien kulutusta ja parantaa prosessien, kuten flokkuloinnin, selkeytyksen ja lietteen kuivauksen, tehokkuutta. Anturiin on integroitu automaattinen puhdistusjärjestelmä, joka varmistaa mittauksen suodatuskyvyn ja minimoi huoltotarpeen. (Valmet Oy 2025e.)



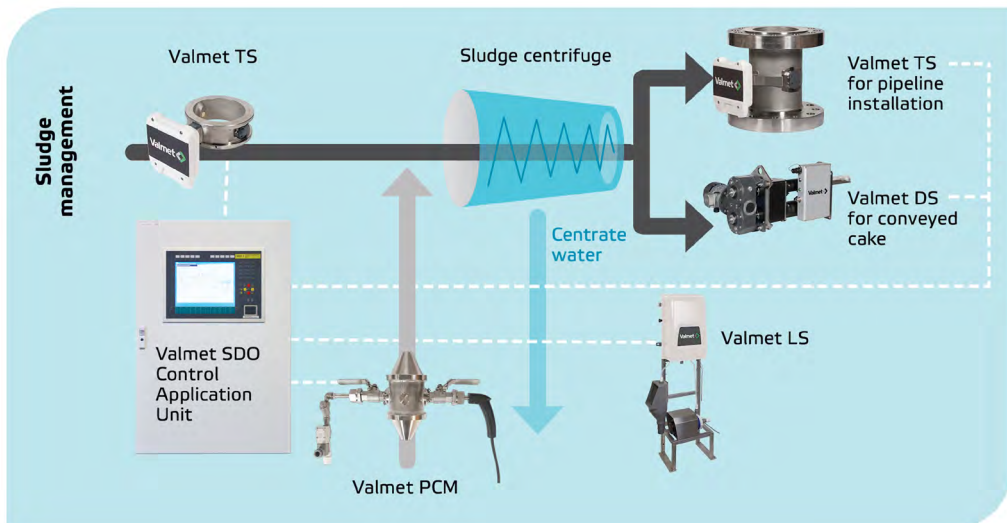
Kuva 5. Valmet Polymer Concentration Measurement (Valmet PCM)

Valmet Nove -sarjan näytteenottimet tarjoavat luotettavan ja edustavan näytteenoton lietteenkäsittelyn prosesseihin. Ne täydentävät jatkuvatoimisia mittauksia mahdollistamalla mittausten kalibroinnin, laadunvarmistuksen ja laboratoriotarkastelun. Uusin malli, Valmet Nove C (kuva 6), on kehitetty erityisesti jätevesi- ja biokaasuprosesseihin. Sekä manuaalisessa että pneumaattisessa versiossa on leikkaava näytteenottomekanismi, ja se ottaa näytteen aina keskeltä prosessivirtaa. Tämä varmistaa tasalaatuisen ja edustavan näytteenoton myös haastavissa olosuhteissa turvallisuus huomioiden. Nove C:n käyttöalue kattaa kiintoainepitoisuudet 1–15 prosenttiin. Automaattinen huuhtelutoiminto tukee jatkuvaa ja häiriötöntä käyttöä. (Valmet Oy 2025f.)



Kuva 6. Valmet Nove C -näytteenotin.

Valmet Sludge Dewatering Optimizer (Valmet SDO) (kuva 7) on ennakoiva säätöjärjestelmä, joka optimoi lietteenkuivausprosessia hyödyntämällä reaaliaikaisia mittaustietoja. Yllä kuvatut neljä mittausta – syöttölietteen, kuivakakun ja rejektiveden kiintoainepitoisuudet sekä polymeerikonsentraatio – toimivat yhdessä monimuuttujamallinnettuun MPC-säätöön perustuvan optimointialgoritmin kanssa. Valmet SDO säätelee automaattisesti polymeerin annostelua ja lingon momenttia ja stabiloi lietemassan syötön kuivaukseen. Käyttäjä voi tehdä asetusarvomuutoksia esimerkiksi tavallisessa säätöpiirissä, mutta järjestelmä hallitsee muuttujien välistä vuorovaikutusta automaattisesti. Optimoimalla koko kuivauksen säätöpiirin yhtenä kokonaisuutena Valmet SDO vähentää laboratoriomittausten tarvetta, pienentää polymeerin ja energian kulutusta, parantaa kuivakakun kiintoainepitoisuutta sekä vähentää rejektiveden kiintoainekuormaa ja parantaa näin koko prosessin kustannustehokkuutta. (Valmet Oy 2025g.)



Kuva 7. Valmet Sludge Dewatering Optimization (Valmet SDO).

Yhteistyö vauhdittamassa dataohjattua prosessin hallintaa

Y-MAX on tarjonnut Valmetille arvokkaan ympäristön kehittää ja testata ratkaisuja, jotka tukevat dataohjattua toimintamallia. Tämä luo pohjan uusille innovaatioille ja liiketoimintamahdollisuuksille sekä vahvistaa Valmetin kykyä vastata asiakkaidensa muuttuviin tarpeisiin. Valmetin näkökulmasta kumppaneiden osaaminen ja avoin tiedonvaihto ovat olleet ratkaisevia, jotta mittausteknologian kehitys ja soveltaminen on voitu kytkeä osaksi laajempaa tavoitetta. Kun tutkimusorganisaatiot, laitevalmistajat ja operaattorit yhdistävät tietonsa, syntyy kokonaiskuva, jossa yksittäiset ratkaisut tukevat yhteistä tavoitetta eli tehokkaampaa, kestävämpää ja turvallisempaa lietteenkäsittelyä.

LÄHTEET

Valmet Oy. 2025a. Solids measurements for wastewater treatment. Valmet Wastewater Measurements. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.valmet.com/automation/analyzers-measurements/wastewater/> [viitattu 9.10.2025].

Valmet Oy. 2025b. Real-time total solids measurement for wastewater treatment. Valmet Total Solids Measurement - Valmet TS. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.valmet.com/automation/analyzers-measurements/wastewater/total-solids-measurement-ts/> [viitattu 9.10.2025].

Valmet Oy. 2025c. Accurate online measurement of suspended solids, Valmet Low Solids Measurement - Valmet LS. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.valmet.com/automation/analyzers-measurements/wastewater/low-solids-measurement-ls/> [viitattu 9.10.2025].

Valmet Oy. 2025d. Microwave dry cake solids measurement, Valmet Dry Solids Measurement - Valmet DS. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.valmet.com/automation/analyzers-measurements/wastewater/dry-solids-measurement/> [viitattu 9.10.2025].

Valmet Oy. 2025e. Optimize polymer usage in wastewater treatment and paper & board, Valmet Polymer Concentration Measurement - Valmet PCM. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.valmet.com/automation/analyzers-measurements/wastewater/polymer-concentration-measurement-pcm/> [viitattu 9.10.2025].

Valmet Oy. 2025f. Reliable consistency samplers for pulp and paper, Valmet Consistency Sampler - Valmet Nove. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.valmet.com/automation/analyzers-measurements/consistency/consistency-sampler-nove/> [viitattu 9.10.2025].

Valmet Oy. 2025g. Intelligent control software for sludge dewatering Valmet Sludge Dewatering Optimizer - Valmet SDO. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.valmet.com/automation/analyzers-measurements/wastewater/sludge-dewatering-optimizer-valmet-sdo/> [viitattu 9.10.2025].

BIOGAS FROM SEWAGE SLUDGE AND CHICKEN MANURE: A REVIEW OF NITROGEN'S ROLE IN ANAEROBIC DIGESTION

Shila Jafari

Anaerobic digestion (AD) is a technology widely applied for the treatment of animal manure and for renewable energy recovery. Chicken manure has a high organic load so is a promising substrate for biogas production. However, its high nitrogen content often leads to ammonia inhibition, which causes a reduction in biogas yield. Overcoming these inhibition effects is a key challenge for stable and efficient AD performance. This literature review provides new insights into the mechanisms, operational strategies and process optimisations that enhance the anaerobic digestion of chicken manure and other nitrogen-rich wastes to improve biogas production and process stability. Moreover, the co-digestion of chicken manure with sewage sludge is evaluated as a practical strategy to overcome ammonia inhibition and enhance process stability.

Introduction

Globally, renewable energy sources have become essential to general energy systems due to the increasing cost of fossil fuels, as well as their limits and the environmental pollution associated with their combustion (Sahito et al., 2014). Highlighting a viable alternative is crucial to developing sustainable energy options. The potential to use biogas as an energy source has been known for a long time, and techniques are being developed to improve its quality and boost its use.

Biogas, a type of clean energy, is produced through the anaerobic digestion of organic matter, a process that occurs in the absence of oxygen and results in methane-rich gas. Since biogas contains a significant methane content (55–70%), it can be used directly as an energy source or upgraded to match the quality of natural gas (NG) (Qian et al., 2025).

One of the strategies for sustainable energy development is utilising municipal solid waste in biogas production. In particular, sewage sludge (SS), one of the major sources of waste, can be considered for renewable energy generation (Kumari and Chandel, 2023).

However, the energy produced only from municipal sewage sludge is low and additional sludge treatment, such as nutrient recovery, requires further energy. To overcome this, using additional alternative energy sources simultaneously can be a viable solution. As an example, combining chicken or fish manure with sewage sludge can enhance biogas production and, in addition, support the sludge treatment process. However, the high nitrogen content, particularly of chicken manure, can inhibit anaerobic digestion due to ammonia inhibition.

There are potential challenges to using chicken or fish manure and sewage sludge in biogas production. Some are listed below:

- Ammonia inhibition: chicken manure contains protein, which means a high nitrogen content, leading to ammonia accumulation, which can inhibit methanogenic activity (Rajagopal et al., 2013)
- High moisture content: fish manure and sewage sludge have an excessive water content, requiring dewatering or co-digestion with drier substrates (Kébé et al., 2021)
- Hydrogen sulphide production: poultry manure and sewage sludge contain sulphur compounds that lead to H₂S formation, causing corrosion in biogas systems (Vu et al., 2022)
- Pathogens and heavy metals: municipal sewage sludge often contains pathogenic bacteria, pharmaceutical residues and heavy metals, requiring treatment before application (Giwa et al., 2023)
- Low carbon-to-nitrogen (C/N) ratio: both sewage sludge and chicken manure require co-digestion with carbon-rich materials (e.g., crop residues, food waste) to optimise the microbial balance (Mata-Alvarez et al., 2000)

This literature review surveys potential biogas and methane production from municipal sewage sludge mixed with chicken or fish manure. The survey mainly focusses on the significance of nitrogen in anaerobic digestion, the nitrogen concentration effect on biogas process, and the different forms of nitrogen in chicken or fish manure and sewage sludge. In addition, the inhibition effect of nitrogen on biogas production and alternative solutions, along with the co-digestion of municipal sewage sludge with other organic waste, particularly chicken manure, is re-viewed from a practical point of view.

Biogas and methane production potential from chicken manure, fish manure and municipal sewage sludge

Chicken manure is a valuable feedstock for biogas production because it is rich in organic matter, nitrogen, phosphorus and potassium. It contains a high nitrogen level (2–6%),

a moderate carbon content, and a moisture percentage of around 60–80%. Notable, it has a high ammonia concentration, which can inhibit microbial activity in anaerobic digestion (AD) (Rajagopal et al., 2013).

Fish manure is considered a byproduct of aquaculture. It is composed of undigested feed, faeces and other organic residues. A study by Yildirim and colleagues provides a comprehensive analysis of fish manure's chemical composition, including its nitrogen (N), phosphorus (P) and potassium (K) content. The findings indicate that fish manure contains approximately 3.66% nitrogen, 1.03% phosphorus and 0.74% potassium (Yildirim et al., 2016).

Research on the anaerobic digestion of fish manure is relatively limited compared to other substrates. Nonetheless, studies indicate that fish manure can be effectively co-digested with other organic wastes to improve methane yields. For instance, co-digestion of fish sludge with other substrates has been shown to increase biogas production, suggesting a synergistic effect (Bücker et al., 2020; Netshivhumbe et al., 2024).

Municipal sewage sludge (MSS) is derived from wastewater treatment plants and consists of primary and secondary sludge. MSS is used as a common substrate in anaerobic digestion processes. It contains organic dry solids (30–50%), proteins, fats, carbohydrates and residual nutrients (Inoue et al., 1996). It offers a moderate methane yield due to its low C/N ratio (~6–10), so may require co-digestion to balance nutrient availability (Chen et al., 2008).

Co-digestion of municipal sewage sludge (MSS) and other types of waste

Co-digestion of MSS with other organic wastes, such as food waste or animal manure, has been demonstrated to enhance biogas production. Co-digestion will help to balance the ratio of carbon–nitrogen (C/N), ease inhibitory effects and enhance total methane yields. For example, co-digesting poultry manure with sewage sludge has been shown to increase biogas production compared to mono-digestion (Jiang et al., 2022). It is important to mention that this combination not only improves energy recovery but also helps in managing multiple waste streams simultaneously.

In addition, the co-digestion of chicken manure and municipal sewage sludge can enhance the stability of the AD process. A review article by Wang and colleagues suggested that co-digestion of chicken manure with sewage sludge, combined with biochar addition, can reduce inhibition by adsorbing ammonium, enhancing microbial syntrophy and supporting direct interspecies electron transfer (DIET). This interaction not only re-

duces inhibitory stress but can also increase methane yield and process stability. Meanwhile, this approach can present a sustainable strategy to improve biogas productivity and digestate quality while promoting circular nutrient recovery (Wang et al., 2021).

Just as co-digestion of MSS with chicken manure improves biogas production and nutrient recovery, it also manages high-nitrogen wastes. Mahmoud et al. (2022) evaluated mixtures of untreated primary sludge and raw chicken manure under mesophilic conditions (35 °C) and found that the gas yield strongly depended on the mixing ratio. The best methane performance was achieved at 10:90 and 90:10 sludge: manure ratios. This finding shows that moderate co-substrate mixing can enhance microbial balance and digestion stability compared to mono-digestion.

Similarly, Borowski and Weatherley (Borowski and Weatherley, 2013) studied the co-digestion of sewage sludge with 30% poultry manure. Their report showed that, although the specific gas yield per volatile solids did not significantly increase, the volumetric gas production rate was approximately 1.5 times higher than that with sludge alone. Co-digestion also led to elevated ammonium concentrations in the digestate supernatant (around 2,100–2,200 g N m⁻³) and higher COD and phosphate levels, which reflects increasing organic and nutrient solubilisation. These results demonstrate that integrating chicken manure with sewage sludge can improve overall biogas productivity and resource utilisation, though careful control of ammonium accumulation and process stability is required.

Overall, the specific methane yield from municipal sewage sludge during anaerobic digestion can vary based on factors such as sludge composition, digestion conditions and operational parameters. In addition, the biogas produced during AD from chicken and fish manure is in a different range, mainly because of animal feeding and the condition of manure storage (Sharpley et al., n.d.). Considering these variations and co-digestion, a short summary of methane yield from different sources is presented in Table 1.

Table 1. Biogas Production via Co-Digestion

No.	Feedstock	Co-digested with	Methane yield	Reference
1	Organic Fraction of Municipal Solid Waste	Biowaste + Sewage Sludge	318–386 L CH ₄ /kg VS	(Fathi Aghdam, 2014)
2	Aloe Peel Waste	Dairy Manure (3:1)	195.1 mL CH ₄ /g VS	(Huang et al., 2016)
3	Fish Waste	Waste Market or Cow Dung, 80:20	59–61% CH ₄	(Kébé et al., 2021)
4	Fish Sludge	Food Waste + Fruit & Vegetable Waste, 67:18:19	401 mL CH ₄ /g VS	(Netshivhumbe et al., 2024)
5	Agricultural Waste	Chicken Manure	502–695 mL CH ₄ /g VS	(Abouelenien et al., 2014)
6	Raw Chicken Manure	Untreated Primary Sludge 0:100, 10:90, 30:70, 50:50, 90:10, 100:0	5635–8570 mL CH ₄	(Mahmoud et al., 2022)

Most studies have been on a laboratory or pilot scale, but it is worth mentioning that simulation of the physical and chemical conditions of the full-scale digesters in laboratory- and pilot-scale systems is difficult. The reasons are related to the high total solids (TS) and large impurities in the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). They must be mechanically separated, which is challenging with small feeding equipment and digesters. In order to overcome this limitation, many studies dilute the substrate or reduce its particle size through grinding. Nonetheless, this method does not accurately reflect the substrate's actual flow properties, settlement potential or biochemical environment influencing metabolic activity (Musluoğlu et al., 2025). However, in recent decades, full-scale plant numbers have increased because of technological advances and operational experience. Key improvement factors include enhanced feeding, discharge and mixing systems, alongside optimised inoculum preparation and process control. Transversely arranged paddle agitators are suitable to handle high-viscosity substrates and prevent solids from settling or floating. They are particularly effective in achieving uniform mixing and stable operations (Musluoğlu et al., 2025).

A study by Musluoğlu et al. included a four-year comprehensive experiment on the operation of a full-scale continuous dry anaerobic digestion plant (Musluoğlu et al., 2025). The authors focused on OFMSW (organic fraction of municipal solid waste), and chicken manure, which was used as a co-substrate along with WWTP sludge. The paper gives practical insight into operational thresholds. It shows that when the chicken manure ratio exceeds about 10% by weight, free ammonia nitrogen increases, which can cause the VFA/TA (volatile fatty acid/total alkalinity) ratio to increase and lead to a drop in biogas

production unless the process is controlled by optimising substrate composition and OLR. High nitrogen-containing wastes such as broiler chicken manure should be carefully introduced to AD to prevent ammonia inhibition. Their results led to a recommendation of OLR of 10.5–12 kg TVS/m³.day with an HRT of 16–18 days, which could provide a GPR of 5.0–6.6 m³biogas/m³reactor.day (Musluoğlu et al., 2025).

There are still challenges involved in the full-scale co-digestion of chicken manure and sewage sludge from an operational viewpoint:

1. Inhibition of ammonia: The high total ammonia nitrogen (TAN) (often 2–3 g NH₄⁺-N L⁻¹) can inhibit acetoclastic methanogens and destabilise syntrophic pathways, particularly when the pH exceeds 7.5 or the temperature rises above 35 °C (Wang et al., 2014; Yang et al., 2025).
2. The process stability and control of the system is another challenge since maintaining an optimal C/N ratio of 20–30 is difficult due to the nitrogen-rich nature of poultry waste (Song et al., 2023a).
3. The high solid content and viscosity of the mixture reduce the mixing and pumping efficiency, which can in turn reduce the biogas yield (Moeller and Görsch, 2015).
4. Another issue related to mixing arises from protein degradation and the release of surfactants from manure, which can cause foaming. The foam can reduce digester volume and mixing efficiency. Foaming is especially problematic in continuous stirred-tank reactors (CSTRs) with long hydraulic retention times (Moeller et al., 2015; Moeller and Görsch, 2015).
5. Poor dewatering: digestate from such co-digestion systems typically performs poorly at dewatering and, in addition, increases the ammonium and phosphate levels, which complicates downstream treatment and nutrient recovery (Wang et al., 2022).
6. In addition, corrosion and odour handling are problematic in a full-scale operation utilising chicken manure. When sulphur and nitrogen compounds (e.g., H₂S, NH₃) increase during the process, they can enhance corrosion in gas and liquid handling systems and generate odours if the gas scrubbing is insufficient (Gutarowska et al., 2014).

Nitrogen content in chicken manure, fish manure and sewage sludge

The nitrogen content in chicken manure, fish manure and municipal sewage sludge varies based on factors such as animal diet, waste management practices and treatment processes. Nitrogen in these materials primarily exists in organic forms (including proteins, amino acids, uric acid and urea) and as inorganic species such as ammonium

(NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻), and nitrite (NO₂⁻). Below is a summary of typical nitrogen concentrations and their forms in each substrate:

Nitrogen content in chicken manure

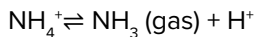
Generally, chicken manure is remarkably rich in nitrogen, with concentrations averaging around 3.1% on a dry weight basis (Sharpley et al., n.d.). Nitrogen in chicken manure exists in different forms: 1) organic nitrogen is the majority of nitrogen in fresh chicken manure; 2) ammonium (NH₄⁺) is another significant form of nitrogen; and 3) nitrate (NO₃⁻) and nitrite (NO₂⁻) are minimal in fresh manure; however, they can increase during storage over time due to microbial activity (Chastain et al., n.d.).

The nitrogen in chicken manure can be transformed into its different forms during the transformation process via:

- Mineralisation (ammonification), where microbes break down organic nitrogen compounds to ammonium.

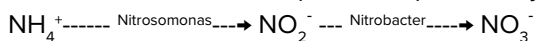


- Volatilisation, where ammonium can convert to ammonia under certain conditions.



This is a reversible reaction and the direction of the reaction towards ammonia depends on 1) pH—a higher pH (alkaline) leads to more NH₃ (gas), 2) temperature—higher temperature favours NH₃ and 3) dehydration—drier conditions increase volatilisation of NH₃.

- Nitrification includes a two-step aerobic process by two different bacteria:



Nitrogen content in fish manure

Specific data on the total nitrogen content is limited and can vary based on fish species and feed. It was reported by Brod and colleagues that the nitrogen concentration in dried fish sludge products ranges between 27 and 70 g N kg⁻¹ dry matter, even using the same technology, mainly because of variation in sampling locations and/or sampling period (Brod et al., 2023).

Generally, nitrogen in fish manure is in the form of ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) and nitrite (NO₂⁻). In aquaculture, fish discharge nitrogen in the form of ammonia but later, through nitrification, ammonia is converted to nitrite and then nitrate. However, the aim is to keep the level of ammonia and nitrite low to prevent toxicity to fish in aquaponic systems (Deer et al., 2021).

Nitrogen content in municipal sewage sludge

It was reported by Skrzypczak and colleagues that sewage sludge contains a total nitrogen concentration of around $4.21\% \pm 0.42\%$ on a dry weight basis (Skrzypczak et al., 2024). The dominant form of nitrogen in sewage sludge is the inorganic form of ammonium (NH_4^+). Other forms of nitrogen—nitrate (NO_3^-) and nitrite (NO_2^-)—are generally present in lower concentrations compared to ammonium. In treated effluent, nitrate levels can range up to 30 mg/L, depending on the treatment processes employed (Lin et al., 2025).

Biowaste (e.g., kitchen and food waste) and other animal manure, such as cow and pig manure, counts as a feed material in biogas production but usually contains a lower nitrogen content, around 1–2% and 1.5–3.8% (dry weight), respectively (Energypedia contributors, n.d.).

Earlier data shows that the typical nitrogen content in chicken manure is around 3.1% (31 g N/kg dry matter); in fish manure it ranges broadly between 2.7% and 7% (27–70 g N/kg dry matter), and in municipal sewage sludge, it is approximately $4.2\% \pm 0.42\%$ on a dry weight basis.

So, chicken and fish manure are richer in nitrogen content, which makes them potentially valuable in biogas production, although they may also need careful handling to avoid ammonia inhibition.

Effects of nitrogen on the biogas process

Nitrogen plays a crucial role in anaerobic digestion (AD), influencing microbial growth, process stability and biogas production. During AD, various microorganisms degrade the substrate at different stages, including hydrolysis, acidogenesis and methanogenesis. Figure 1 illustrates the biological metabolism of organic matter in chicken manure during anaerobic digestion. These steps show that the best performance is achieved when they are in balance (Song et al., 2023b).

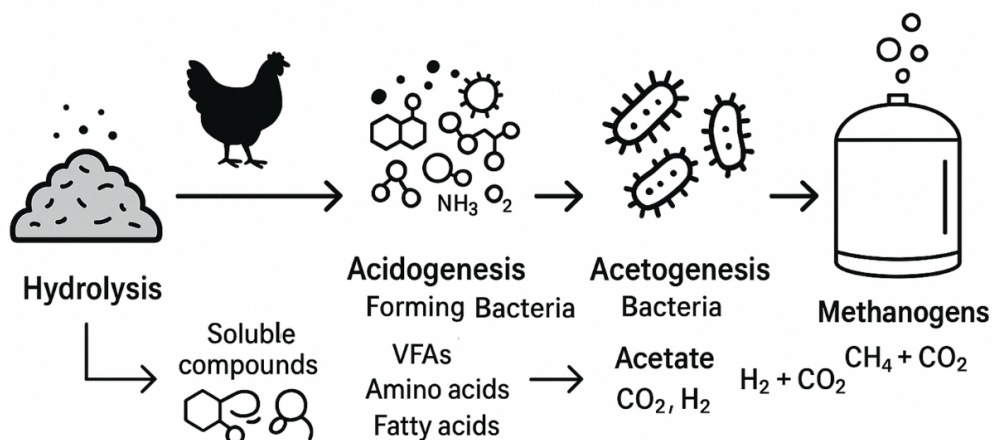


Figure 1. Four stages of biological metabolism of organic matter in chicken manure during anaerobic digestion (flowchart adapted with AI (GPT-5) from Song et al., 2023b with modifications).

Nitrogen, as a fundamental nutrient for anaerobic microorganisms at the methanogenesis stage, is needed for cell growth, enzyme production and metabolic function. Earlier was mentioned that nitrogen level is high in chicken manure and can present at different forms; in practice ammonia nitrogen appears as ammonium bicarbonate (NH_4HCO_3) in anaerobic alkaline condition (Hao et al., 2022).

In addition to N sources in feedstock for AD, carbon is another important element in the methane production process. However, an appropriate balance between carbon and nitrogen (carbon-to-nitrogen (C/N) ratio) is crucial for optimal microbial performance. Indeed, the C/N ratio affects the methane production yield; additionally, it is an important factor for stable operations. According to the literature review, the optimal C/N ratio for AD ranges between 20:1 and 30:1, with an average ratio of 25:1 to achieve the most bacterial growth (Panigrahi and Dubey, 2019). At a high C/N ratio, the biogas yield will be far from optimal because acidogenic bacteria rapidly consume nitrogen in competition with methanogenic bacteria. In contrast, at too low a C/N ratio, carbon is consumed rapidly, which leads to microbial growth and consequently increase methane production rate. From other side, it can impact negatively in biogas production when there is lack of carbon source (Choi et al., 2020). It means that pH increased by higher amount of nitrogen as form of ammonium ions (Yen and Brune, 2007) which prevents acidification.

In fact, the ammonia level has an impact on methanogenesis. A high amount of ammonia can interrupt the syntrophic relationships between microbial communities in AD. Specifically, ammonia can inhibit the activity of acetoclastic methanogens, which convert acetate to methane, leading to the accumulation of volatile fatty acids (VFAs) and a subsequent drop in pH. This creates a feedback loop that further slows down microbial activity and biogas production (Shi et al., 2017).

In summary, a high C/N ratio can lead to nitrogen limitation, slowing microbial growth and reducing biogas production. On the contrary, a low C/N ratio can result in excess nitrogen, leading to ammonia accumulation.

In order to reduce the negative effects of ammonia accumulation, the various strategies are as follows:

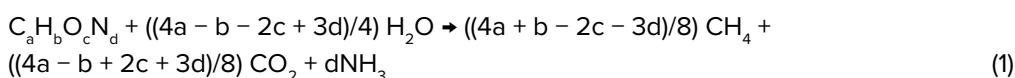
- Co-digestion: mixing nitrogen-rich substrates with a carbon-rich material; the main benefit of co-digestion is balancing feedstock carbon and improving methane production (Wang et al., 2014). Recent studies show that co-digestion of dairy manure, chicken manure and wheat straw is better with a steady pH, and can decrease concentrations of total ammonia nitrogen (TAN) and free ammonia (FA) at an optimal C/N ratio (Wang et al., 2013). Optimisation of the substrate C/N ratio can significantly enhance the efficiency of biogas production. Yet, there is lack of research studies which provided details of interaction between substances like carbon and nitrogen during AD process. (Choi et al., 2020).
- Controlling process parameters: The most fundamental parameters to control ammonia inhibition are pH, temperature and organic loading rates. They can influence ammonia levels and microbial tolerance. As an example, maintaining a lower digestion temperature can reduce free ammonia formation. Also, maintaining a pH below 7.5 means ammonium is the dominant nitrogen form (NH_4^+), which is less hazardous compared to free ammonia (NH_3). In summary, it is important to maintain the pH and temperature at low level to push the equilibrium reaction toward ammonium. In fact, the balance between ammonia and ammonium can decrease the toxic effect of ammonia concentration. In addition, favourable C/N ratio reduce excess nitrogen, so by it, decreases risk of ammonia accumulation. (Chen et al., 2008). However, maintaining appropriate conditions is essential to ensure stable digestion. Meanwhile, regular monitoring and implementing appropriate mitigation strategies can help manage and prevent ammonia inhibition (Mutegoa et al., 2020).
- Ammonia removal techniques: pretreatment methods are another option to remove ammonia from the system. Common methods are ammonia stripping, membrane filtration and adsorption, which can physically remove ammonia from the system, consequently reducing its inhibitory effects (Yellezuome et al., 2022).
- Dilution: Adding water or using low-nitrogen substrates can reduce ammonia concentrations, which means reducing the toxicity of the ammonia.

Altogether, understanding and managing the nitrogen concentration are essential to optimise the anaerobic digestion process and enhance biogas yields.

Inhibition effects of excess nitrogen concentration in chicken manure

Excess nitrogen, mainly in the form of ammonia (NH₃), can be a significant challenge in biogas production, particularly when a nitrogen-rich substrate like chicken manure is utilised. Although the term ammonium inhibition is often used, it is free ammonia, not ammonium, that is responsible for the microbial inhibition and reduced methane yield.

Equation 1 reveals the stoichiometric relationship between the substrate degradation and ammonia produced during the AD process. This equation can be used to estimate the quantity of ammonia (Chen et al., 2008):



The harmful effect of excess nitrogen is reflected through ammonia toxicity, pH imbalance and process instability. The toxic effects of ammonia (NH₃) accumulation are mainly related to changing media during anaerobic digestion. When ammonia levels get too high, they become toxic to many microorganisms. Methanogens, the microbes that produce methane, are especially sensitive to ammonia. High concentrations can slow down or stop their activity, which reduces methane production and affects the overall system performance. In addition, in the AD process, free ammonia can disrupt cell functions by diffusing into cells, raising the intracellular pH and damaging proteins and enzymes, particularly in sensitive organisms such as acetolactic methanogens (Chen et al., 2008).

In another review article, a different mechanism of ammonia inhibition was explained as follows: a change in the intracellular pH leads to an increase in the energy required for maintenance, and thus to the inhibition of a specific enzyme reaction (Chen et al., 2008; Wittmann et al., 1995). In fact, the major reason for inhibition is related to free ammonia (FA) (NH₃), which can easily diffuse across the lipid bilayers of cell membranes (de Baere et al., 1984). Other parameters such as pH, temperature and substrate composition also affect nitrogen inhibition. High pH transfers the equilibrium balance towards free ammonia, which is the main reason for inhibition. Also, an increase in temperature can increase the free ammonia, resulting in inhibition. In addition, a substrate with nitrogen-rich feedstock like chicken manure can cause a higher TAN concentration (Chen et al., 2008). A closer look at the four stages of anaerobic digestion shows that methanogens have the lowest tolerance to ammonia concentration, making them particularly sensitive to inhibition and resulting in inefficient methane production (Chen et al., 2008; Kayhanian, 1994).

In summary, ammonia accumulation can change the pH balance, disrupting the balance of microbes in an anaerobic digestion system. In addition, a high nitrogen load can build

up volatile fatty acids (VFSs), lowering the pH and consequently contributing to a failure of digestion. Therefore, controlling ammonia levels is important to keep biological systems healthy and efficient.

Threshold levels for ammonia inhibition in anaerobic digestion

Chen and colleagues reported an inhibiting concentration of TAN, ranging between 1.7 and 14 g/L, which reduce methane production up to 50%. (Chen et al., 2008).

A study by Koster revealed that, when the ammonia concentration increased to a certain level (between 4051 and 5734 mg of $\text{NH}_3\text{-N}$ per litre), it does not impact the early steps of the AD process, which is acidogenic, but it does significantly decrease the volume of methane-producing microbes, which leads to poor biogas (methane) production (Koster and Lettinga, 1988).

Studies have shown that total ammonia nitrogen concentrations above 4.5 g/L and free ammonia nitrogen concentrations above 0.7 g/L can inhibit methane production, leading to an accumulation of volatile fatty acids and reduced biogas yields (Tawfik et al., 2023).

Another research study has stated that the process is inhibited when TAN concentrations reach are over 3 g/L (Rajagopal et al., 2013). Therefore, a limited range of TAN inhibition is suggested: 2–3 g/L at 35–38 °C and pH 7.6–7.9 (Westerholm et al., 2016; Wrangbert, 2021).

The variation of TAN inhibition concentration reflects on the substrate compositions, pH, temperature, acclimation of the microorganisms and the initial TAN concentration of the inoculum (Wrangbert, 2021).

Conclusions

Throughout anaerobic digestion, organic nitrogen is primarily converted to ammonium. Managing ammonium levels is crucial, as excessive ammonia can inhibit the digestion process. Understanding these nitrogen transformations is essential for optimising biogas production and effectively utilising digestate as a fertiliser.

The complexity of the AD process leads to variations in reported inhibition levels (Chen et al., 2008). However, a total ammonia nitrogen (TAN) concentration above 3 g/L is determined to be the upper level of nitrogen in chicken manure, and results in ammonia

toxicity. Ammonia toxicity can inhibit methanogenesis, thereby reducing methane production.

However, implementing co-digestion in anaerobic digestion facilities can lead to improved waste management and renewable energy production. By carefully selecting and mixing substrates, operators can enhance process stability and biogas yields. However, it is essential to monitor process parameters, such as ammonia levels and C/N ratios, to prevent potential inhibitory effects.

Beyond biogas production, addressing the environmental impact of chicken manure is essential. Innovative approaches, such as converting chicken manure into fertiliser and soil conditioner using heat and enzymes, have been implemented. This process not only mitigates environmental pollution but also produces valuable agricultural products without emissions or odours.

In summary, while the high nitrogen content in chicken manure causes challenges for anaerobic digestion due to ammonia inhibition, strategies such as co-digestion with sewage sludge, pre-treatment to reduce the nitrogen content, and careful management of operational parameters can enhance biogas production efficiency. Thus, understanding and managing nitrogen dynamics are essential for optimising the anaerobic digestion process and enhancing biogas yields.

REFERENCES

Abouelenien, F., Namba, Y., Kosseva, M.R., Nishio, N., Nakashimada, Y., 2014. Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes. *Bioresour Technol* 159, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.050>

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>.

Brod, E., Henriksen, T.M., Ørnsrud, R., Eggen, T., 2023. Quality of fish sludge as fertiliser to spring cereals: Nitrogen effects and environmental pollutants. *Science of the Total Environment* 875, 162541. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162541>

Bücker, F., Marder, M., Peiter, M.R., Lehn, D.N., Esquerdo, V.M., Antonio de Almeida Pinto, L., Konrad, O., 2020. Fish waste: An efficient alternative to biogas and methane production in an anaerobic mono-digestion system. *Renewable Energy* 147, 798–805. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.140>

Chastain, J.P., Camberato, J.J., Skewes, P., n.d. Poultry Manure Production and Nutrient Content. *Nutrient Content of Poultry*.

Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* 99, 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>

Choi, Y., Ryu, J., Lee, S.R., 2020. Influence of carbon type and carbon to nitrogen ratio on the biochemical methane potential, pH, and ammonia nitrogen in anaerobic digestion. *J Anim Sci Technol* 62, 74–83. <https://doi.org/10.5187/jast.2020.62.174>

De Baere, L.A., Devocht, M., Van Assche, P., Verstraete, W., 1984. Influence of high NaCl and NH₄Cl salt levels on methanogenic associations. *Water Research* 18, 543–548. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90201-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90201-X)

Deer, C., Hu, B., Dunn, B., Dusci, J., 2021. Nitrification and Maintenance in Media Bed Aquaponics - Oklahoma State University [WWW Document]. URL <https://extension.ok-state.edu/fact-sheets/nitrification-and-maintenance-in-media-bed-aquaponics.html> (accessed 4.28.25).

Energypedia contributors, n.d. Nitrogen content and C/N-ratio of Organic Substrates [WWW Document]. Energypedia. URL https://energypedia.info/wiki/Nitrogen-content_and_C/N-ratio_of_Organic_Substrates (accessed 7.2.25).

Fathi Aghdam, E., 2014. Optimization of methane production from anaerobic codigestion of municipal solid waste and sewage sludge (Master of Science Thesis). Tampere University of Technology, Tampere.

Giwa, A.S., Maurice, N.J., Luoyan, A., Liu, X., Yunlong, Y., Hong, Z., 2023. Advances in sewage sludge application and treatment: Process integration of plasma pyrolysis and anaerobic digestion with the resource recovery. *Heliyon* 9. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19765>

Gutarowska, B., Matusiak, K., Borowski, S., Rajkowska, A., Brycki, B., 2014. Removal of odorous compounds from poultry manure by microorganisms on perlite – bentonite carrier. *Journal of Environmental Management* 141, 70–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.017>

Hao, T., Xiao, Y., Varjani, S., 2022. Transiting from the inhibited steady-state to the steady-state through the ammonium bicarbonate mediation in the anaerobic digestion of low-C/N-ratio food wastes. *Bioresource Technology* 351, 127046. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127046>

Huang, X., Yun, S., Zhu, J., Du, T., Zhang, C., Li, X., 2016. Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester: Focusing on mixing ratios and digestate stability. *Bioresource Technology* 218, 62–68. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.070>

Inoue, S., Sawayama, S., Ogi, T., Yokoyama, S., 1996. Organic composition of liquidized sewage sludge. *Biomass and Bioenergy* 10, 37–40. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00056-9](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00056-9)

Jiang, X., Xie, Y., Liu, M., Bin, S., Liu, Y., Huan, C., Ji, G., Wang, X., Yan, Z., Lyu, Q., 2022. Study on anaerobic co-digestion of municipal sewage sludge and fruit and vegetable wastes: Methane production, microbial community and three-dimension fluorescence excitation-emission matrix analysis. *Bioresource Technology* 347, 126748. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126748>

Kayhanian, M., 1994. Performance of a high-solids anaerobic digestion process under various ammonia concentrations. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 59, 349–352. <https://doi.org/10.1002/jctb.280590406>

Kébé, N.N., Rieker, C., Fall, P.A., Diouf, D., Ndiaye, D., Mockenhaupt, T., Beuel, P., Bursche, J., 2021. Anaerobic Co-Digestion of Fish Processing Waste with Cow Manure and Waste of Market (Rests of Fruits and Vegetables): A Lab Scale Batch Test. Journal of Sustainable Bioenergy Systems 11, 45–59. <https://doi.org/10.4236/jsbs.2021.111004>

Koster, I.W., Lettinga, G., 1988. Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. Biological Wastes 25, 51–59. [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(88\)90127-9](https://doi.org/10.1016/0269-7483(88)90127-9)

Kumari, M., Chandel, M.K., 2023. Anaerobic Co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste: Focus on mix ratio optimization and synergistic effects. Journal of Environmental Management 345, 118821. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118821>

Lin, Q., Tang, Z., Abdel Shafy, H.I., Deng, Y., 2025. Ferrate(VI) Transformation of Nitrogen in Secondary Wastewater Effluent: Implications for Water and Nutrient Management. Environ. Sci. Technol. Lett. 12, 98–103. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.4c00932>

Mahmoud, I., Hassan, M., Mostafa Aboelenin, S., Mohamed Soliman, M., Fouad Attia, H., Metwally, Khaled A., Salem, H.M., El-Tahan, A.M., El-Saadony, M.T., Khalaphallah, R., 2022. Biogas manufacture from co-digestion of untreated primary sludge with raw chicken manure under anaerobic mesophilic environmental conditions. Saudi Journal of Biological Sciences 29, 2969–2977. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.01.016>

Mata-Alvarez, J., Macé, S., Labrés, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. Bioresource Technology 74, 3–16. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7)

Moeller, L., Eismann, F., Wißmann, D., Nägele, H.-J., Zielonka, S., Müller, R.A., Zehnsdorf, A., 2015. Innovative test method for the estimation of the foaming tendency of substrates for biogas plants. Waste Management 41, 39–49. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.031>

Moeller, L., Görsch, K., 2015. Foam formation in full-scale biogas plants processing biogenic waste. Energy, Sustainability and Society 5, 1. <https://doi.org/10.1186/s13705-014-0031-7>

Musluoğlu, A., Dereli, R.K., Arıkan, O.A., Övez, S.S., 2025. Comprehensive experiences on the operation of a full-scale continuous dry anaerobic digestion plant treating mechanically sorted OFMSW. Water Science and Technology 91, 1157–1171. <https://doi.org/10.2166/wst.2025.062>

Mutegoa, E., Hilonga, A., Njau, K.N., 2020. Approaches to the mitigation of ammonia inhibition during anaerobic digestion – a review. *Water Practice and Technology* 15, 551–570. <https://doi.org/10.2166/wpt.2020.047>

Netshivhumbe, R., Faloye, F., Tolessa, A., Görgens, J., Goosen, N., 2024. Anaerobic Co-Digestion of Fish Sludge Originating from a Recirculating Aqua-culture System. *Waste Biomass Valor* 15, 5589–5605. <https://doi.org/10.1007/s12649-024-02569-2>

Qian, S., Chen, L., Xu, S., Zeng, C., Lian, X., Xia, Z., Zou, J., 2025. Research on Methane-Rich Biogas Production Technology by Anaerobic Digestion Under Carbon Neutrality: A Review. *Sustainability* 17, 1425. <https://doi.org/10.3390/su17041425>

Rajagopal, R., Massé, D.I., Singh, G., 2013. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology* 143, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>

Sahito, A.R., Mahar, R.B., Ahmed, F., 2014. Effect of Buffalo Dung to the Water Ratio on Production of Methane through Anaerobic Digestion 33.

Sharpley, A., Slaton, N., Tabler, T., VanDevender, K., Daniels, M., Jones, F., Daniel, T., n.d. Nutrient Analysis of Poultry Litter. University of Arkansas, United States Department of Agriculture, and County Governments Cooperating. FSA-9529. [PDF Document]. <https://www.uaex.uada.edu/publications/PDF/FSA-9529.pdf> (accessed 4.28.25).

Shi, X., Lin, J., Zuo, J., Li, P., Li, X., Guo, X., 2017. Effects of free ammonia on volatile fatty acid accumulation and process performance in the anaerobic digestion of two typical bio-wastes. *Journal of Environmental Sciences* 55, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.006>

Skrzypczak, D., Trzaska, K., Gil, F., Izydorczyk, G., Chojnacka, K., 2024. Guidelines for efficient nitrogen preservation in sewage sludge-based fertilizers. *Science of The Total Environment* 947, 174460. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174460>

Song, Y., Qiao, W., Zhang, J., Dong, R., 2023a. Process Performance and Functional Microbial Community in the Anaerobic Digestion of Chicken Manure: A Review. *Energies* 16, 4675. <https://doi.org/10.3390/en16124675>

Song, Y., Qiao, W., Zhang, J., Dong, R., 2023b. Process Performance and Functional Microbial Community in the Anaerobic Digestion of Chicken Manure: A Review. *Energies* 16, 4675. <https://doi.org/10.3390/en16124675>

Tawfik, A., Eraky, M., Osman, A.I., Ai, P., Zhou, Z., Meng, F., Rooney, D.W., 2023. Bioenergy production from chicken manure: a review. *Environ Chem Lett* 21, 2707–2727. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01618-x>

Vu, H.P., Nguyen, L.N., Wang, Q., Ngo, H.H., Liu, Q., Zhang, X., Nghiem, L.D., 2022. Hydrogen sulphide management in anaerobic digestion: A critical review on input control, process regulation, and post-treatment. *Bioresource Technology* 346, 126634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126634>

Wang, T., Xing, Z., Zeng, L., Peng, C., Shi, H., Cheng, J.J., Zhang, Q., 2022. Anaerobic codigestion of excess sludge with chicken manure with a focus on methane yield and digestate dewaterability. *Bioresource Technology Reports* 19, 101127. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589014X22001840>

Wang, X., Chang, V.W.-C., Li, Z., Chen, Z., Wang, Y., 2021. Co-pyrolysis of sewage sludge and organic fractions of municipal solid waste: Synergistic effects on biochar properties and the environmental risk of heavy metals. *J Hazard Mater* 412, 125200. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125200>

Wang, X., Lu, X., Li, F., Yang, G., 2014. Effects of Temperature and Carbon-Nitrogen (C/N) Ratio on the Performance of Anaerobic Co-Digestion of Dairy Manure, Chicken Manure and Rice Straw: Focusing on Ammonia Inhibition. *PLOS ONE* 9, e97265. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097265>

Wang, X., Yang, G., Li, F., Feng, Y., Ren, G., Han, X., 2013. Evaluation of two statistical methods for optimizing the feeding composition in anaerobic co-digestion: Mixture design and central composite design. *Bioresource Technology* 131, 172–178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.174>

Westerholm, M., Moestedt, J., Schnürer, A., 2016. Biogas production through syntrophic acetate oxidation and deliberate operating strategies for improved digester performance. *Applied Energy* 179, 124–135. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.06.061>

Wittmann, C., Zeng, A.-P., Deckwer, W.-D., 1995. Growth inhibition by ammonia and use of a pH-controlled feeding strategy for the effective cultivation of *Mycobacterium chlorophenicum*. *Appl Microbiol Biotechnol* 44, 519–525. <https://doi.org/10.1007/BF00169954>

Wrangbert, M., 2021. Counteracting ammonia inhibition in anaerobic digestion using wood residues, Evaluating ammonium adsorption capacity of fibres from pulp and paper mills. Linköping University | Department of Thematic Studies – Environmental Change.

Yang, J., Du, X., Gao, T., Cheng, Z., Fu, W., Wang, S., 2025. Ammonia inhibition in anaerobic digestion of organic waste: a review. *International Journal of Environmental Science and Technology* 22, 3927–3942.

Yellezuome, D., Zhu, X., Wang, Z., Liu, R., 2022. Mitigation of ammonia inhibition in anaerobic digestion of nitrogen-rich substrates for biogas production by ammonia stripping: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 157, 112043. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112043>

Yen, H.-W., Brune, D.E., 2007. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresource Technology* 98, 130–134. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.010>

Yildirim, E., Kul, R., Turan, M., Ekinci, M., Alak, G., Atamanalp, M., 2016. Effect of nitrogen and fish manure fertilization on growth and chemical composition of lettuce. *AIP Conference Proceedings* 1726, 020021. <https://doi.org/10.1063/1.4945847>

The accuracy of the work

The author has used the AI tool Chat-GPT 5.0 for text editing, finding relevant research articles, summarize the collected data from the academic articles. Specifically, AI was prompted in identifying relevant publications on nitrogen's impact on biogas production, ammonia toxicity, co-digestion of municipal sewage sludge with manure, nitrogen level in manures. In addition, a prompt was regulated to summarize the information related to the study's focus areas. All analysis, synthesis of ideas, and writing were performed by the author. The author has reviewed and modified the content produced and assume full responsibility for the accuracy of the work.

Figure 1 has created with the AI program [Chat-GPT 5.0]. The initial figure was extracted from another research article by Song et al., 2023b and then the process was described in detail to create a new version of the schematic. Finally, a new polished figure was generated by AI.

LABORATORIO- JA DEMONSTRAATIO- MITTAKAAVAN BIOKAASUKOKEET JÄTEVESILIETTEEN JA KANANLANNAN YHTEISMÄDÄTYKSEN OPTIMOIMISEKSI

Jonna Hauvala & Miia Sourander & Vuokko Malk & Tiina Saario & Kerttu Koskeniemi

Yhdyskuntajätevesilietteet käsitellään Suomessa yleisimmin mädättämällä, jolloin lietteen sisältämä energia voidaan hyödyntää biokaasuna ja ravinteet lannoitteina ja maanparannusaineina. Yhdyskuntajätevesilietteen energiasisältö on kuitenkin alhainen, ja lisäksi, kuten ravinteiden talteenotto, vaatii energiaa. Y-MAX-hankkeen tutkimustavoitteena oli tuoda biokaasutuotantoon lisäenergiaa hyödyntämällä kanan- tai kalanlantaa. Tämä lisäenergia voidaan hyödyntää sähkön ja lämmön muodossa lietteen prosessoinnissa. Lisäksi biokaasua voidaan hyödyntää liikennepolttoaineena, mikä vähentää merkittävästi liikenteen päästöjä.

Jätevesilietteen sekä kanan- tai kalanlannan yhteismädätykseen liittyy kuitenkin myös haasteita. Kanan- ja kalanlanta sisältävät paljon typpeä, joka voi aiheuttaa kaasuntuotannon inhibitiota mädätysreaktorissa. Kirjallisuustaustaa typen vaikutuksista biokaasuprosessissa on kuvattu tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa *Biogas from sewage sludge and chicken manure: a review on nitrogen's role in anaerobic digestion*. Tämä artikkeli keskittyy Xamkin toteuttamiin laboratorio- ja pilot-mittakaavan biokaasukokeisiin, joissa tutkittiin jätevesilietteen sekä kanan- ja kalanlannan yhteismädätystä. Kokeissa hyödynnettiin Ductor Oy:n käsittelemää kananlantaa, josta oli otettu talteen typpeä ennen mädätysprosessia. Tarkoituksena oli näin välttää korkean typpipitoisuuden aiheuttama inhibitiio mädätysreaktorissa. Hankkeen päätavoitteena oli hankkia tietoa siitä, miten jätevesilietteen mädätysprosessin eri vaiheet voidaan optimoida ja saavuttaa mahdollisimman suuri hyöty energiantuotannossa ja ravinteiden talteenotossa samalla minimoiden energiankulutus.

Ductorin menetelmät typenpoistoprosessissa

Ductor Oy:n typenpoistomenetelmä perustuu kaksivaiheiseen biokaasuprosessiin, jossa ensimmäisessä vaiheessa syötettä fermentoidaan siten, että syötteen sisältämä or-

gaaninen typpi vapautuu ammoniumtyyppinä nestefaasiin. Ammoniumtyppi poistetaan nesteestä ammoniakkistriippauksella, jossa vesiliukoinen ammoniumtyppi muutetaan ensin kaasumaiseksi ammoniakiksi (NH₃), minkä jälkeen se poistetaan ilmvirran avulla ja kaasun sisältämä ammoniakki otetaan talteen typpilannoitteeksi esimerkiksi absorboimalla se happoon (Simpanen 2006, 42). Näin käsitelty syötemateriaali syötetään sitten perinteiseen biokaasuprosessiin, jossa se toimii nyt optimaalisemmin, koska biokaasuprosessissa ammoniuminhibitiota aiheuttava liika typpi on poistettu syötteestä.

Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun ympäristölaboratorioon toimitettiin hankkeen aikana kananlantaa kolmessa eri erässä, joita oli käsitelty Ductorilla erilaisin menetelmin enimmänsä tyypin poistamiseksi testattavista materiaaleista. Osa kananlannasta toimitettiin käsittelemättömänä.

Biokaasukokeiden toteutus

Biokaasukokeita toteutettiin Xamkin ympäristölaboratoriossa kahden litran pulloreaktoreissa, 15 litran puoliautomaattisissa reaktoreissa sekä demonstraatiomittakaavassa Xamkin BioLuuppi-ympäristössä 0,5 m³:n reaktoreissa. Panosten TS oli kokeissa 5–9 prosenttia, eli kyseessä oli märkämädätys.

Koesarjat ja syötemateriaalit

Laboratoriossa toteutettiin kuusi koesarjaa ja BioLuupissa kaksi koeajoa. Kaikki kokeet toteutettiin panostoisesti. Kaikissa kokeissa käytettiin paikalliselta biokaasulaitokselta haettua ymppiä. Jätevesiliete oli kaikissa kokeissa yhdyskuntajätevesien jätevedenpuhdistamolta. Kanan- ja kalanlannan laatu ja alkuperä vaihtelivat eri koesarjoissa. Koesarjoissa käytetyt syötemateriaalit on esitetty taulukoissa 1–4.

Koesarjan 1 (2 litran pulloreaktorit) tavoitteena oli selvittää jätevesilietteen, kananlannan ja kalanlannan biokaasun- ja metaanintuottopotentiaalit. Koesarjassa käytettiin paikallista käsittelemätöntä kanan- ja kalanlantaa, jolle ei ollut tehty tyypinpoistoa. Lisäksi tutkittiin jätevesilietteen sekä kanan- ja kalanlannan yhteismädätystä käyttäen seossuhteena 25 prosenttia (TS) kanan- tai kalanlantaa ja 75 prosenttia (TS) jätevesilietettä. Tulokset toimivat lähtötasona seuraavien koesarjojen suunnitteluun.

Pilot-mittakaavan BioLuuppi-koeajossa 1 testattiin pilot-mittakaavassa käsittelemättömän kananlannan ja jätevesilietteen yhteismädätystä seossuhteessa 25 prosenttia (TS) kananlantaa ja 75 prosenttia (TS) jätevesilietettä. Kananlanta oli samasta kanalasta kuin koesarjassa 1.

Taulukko 1. Biokaasukokeet aloitettiin perusraaka-aineiden testauksella.

Koesarja	Biokaasureaktori	Syöte
Koesarja 1 (kesä–heinäkuu 2024) Kesto 31 vrk	Laboratorio-mittakaava, 2 litran reaktorit	<ul style="list-style-type: none"> • Kananlanta • Kananlanta • Jätevesiliete • Kananlanta 25 % + jätevesiliete 75 % • Kananlanta 25 % + jätevesiliete 75 %
BioLuuppi koeajo 1 (loka–marraskuu 2024) Kesto 49 vrk	Demonstraatio-mittakaava, 500 litran reaktori	<ul style="list-style-type: none"> • Kananlanta 25 % + jätevesiliete 75 %

Koesarjassa 2 (2 litran pulloreaktorit) testattiin Ductorin toimittaman modifioidun kananlannan kaasuntuottoa ja verrattiin sitä käsittelemättömään kananlantaan. Modifioitu kananlanta oli suomalaista kananmunatuotannon kananlantaa, jota oli fermentoitu jatkuvatoimisessa Ductorin mädätysprosessissa kolmen kuukauden ajan. Mädätyksen aikana kananlannasta oli muodostunut metaania noin 160 m³ CH₄/tVS. Kokeen aikana reaktoreista kerätyistä poisteista erotettiin nestefaasi sentrifugoimalla, jolloin nestefaasiin vapautui noin 73 prosenttia kananlannan kokonaistypestä ja 24 prosenttia orgaanisesta aineksestä. Jäljelle jäänyttä kiintoainetta, jonka typpipitoisuus oli laskenut tuoreen kananlannan alkuperäisestä pitoisuudesta 43 g/kg kuiva-ainetta pitoisuuteen 32 g/kg kuiva-ainetta, käytettiin tässä kokeessa syötemateriaalina. Modifioidun kananlannan kuiva-ainepitoisuus oli 25 prosenttia, VS/TS-suhde 0,69 (vrt. käsittelemättömässä kananlannassa 0,75) ja hiili-typpisuhde 11,4 (vrt. käsittelemättömässä lannassa 8,3). Käsittelemätön kananlanta oli samaa kananlantaerää kuin modifioitu kananlanta, ja se oli säilytetty pakastettuna. Lisäksi modifioitua ja käsittelemätöntä kananlantaa testattiin jätevesilietteen kanssa samassa seossuhteessa (25 % kananlantaa ja 75 % jätevesilietettä) kuin koesarjassa 1.

Koesarjassa 3 testattiin isommassa mittakaavassa 15 litran reaktoreissa samat jätevesilietteen ja modifioidun sekä käsittelemättömän kananlannan seokset kuin koesarjassa 2. Kokeessa haluttiin selvittää, vaikuttaako mittakaava ja reaktorin koko tuloksiin.

Taulukko 2. Biokaasukokeissa siirryttiin modifioidun kananlannan testaukseen.

Koesarja	Biokaasureaktori	Syöte
Koesarja 2 (syys–lokakuu 2024) Kesto 42 vrk	Laboratorio-mittakaava, 2 litran reaktorit	<ul style="list-style-type: none"> • Kananlanta • Kananlanta, modifioitu • Jätevesiliete • Kananlanta 25 % + jätevesiliete 75 % • Kananlanta, modifioitu 25 % + jätevesiliete 75 %
Koesarja 3 (syys–marraskuu 2024) Kesto 59 vrk	Laboratorio-mittakaava, 15 litran reaktorit	<ul style="list-style-type: none"> • Kananlanta 25 % + jätevesiliete 75 % • Kananlanta, modifioitu 25 % + jätevesiliete 75 %

Koesarjassa 4 (2 litran pulloreaktorit) testattiin jälleen Ductorin toimittamaa modifioitua ja käsittelemätöntä kananlantaa. Kananlanta oli peräisin meksikolaisesta kananmunatuotannon kanalasta. Modifioitua kananlantaa oli fermentoitu jatkuvatoimisessa Ductorin mädätysprosessissa kuuden kuukauden ajan. Mädätyksen aikana kananlannasta oli muodostunut metaania noin $140 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{tVS}$. Kokeen aikana reaktoreista kerätyistä poisteista erotettiin sentrifugoimalla nestefaasi, josta poistettiin ammoniakkipaukulla 42 prosenttia ammoniumtypestä. Erotettu kiintoaine sekä stripattu neste toimitettiin Xamkille biokaasukokeisiin. Typenpoiston jälkeen kananlannan kokonaistyyppipitoisuus kuiva-aineessa oli 44 g/kg kiintoaineessa, 161 g/kg stripatussa nesteessä ja 85 g/kg näiden seoksessa. Hiili-typpisuhde oli kiintoaineessa 7,5, stripatussa nesteessä 3,6 ja näiden seoksessa 4,9. Käsittelemätön kananlanta oli vastaavaa kananlantaa samasta kanalasta kuin modifioitu kananlanta, ja se oli säilytetty pakastettuna. Yhteismädätyksessä jätevesilietteen ja kananlannan seossuhteena käytettiin 50 prosenttia (TS) kananlantaa ja 50 prosenttia (TS) jätevesilietettä eli kananlannan osuutta kasvatettiin koesarjoihin 1–3 verrattuna. Lisäksi modifioidun kananlannan seoksessa hyödynnettiin nestefaasia.

Koesarjassa 5 testattiin isommassa mittakaavassa 15 litran reaktoreissa samat jätevesilietteen ja modifioidun sekä käsittelemättömän kananlannan seokset kuin koesarjassa 4. Tässä koesarjassa käytettiin suurempaa kiintoainesuhdetta (TS 7–9 %) kuin muissa laboratoriokoesarjoissa.

Taulukko 3. Yhteismädätyksessä nostettiin kananlannan osuutta. Lisäksi koesarjoihin 4 ja 5 otettiin mukaan modifioidun kananlannan nestefaasi.

Koesarja	Biokaasureaktori	Syöte
Koesarja 4 (helmi–huhtikuu 2025) Kesto 41 vrk	Laboratorio-mittakaava, 2 litran reaktorit	<ul style="list-style-type: none"> • Kananlanta • Kananlanta, modifioitu • Jätevesiliete • Kananlanta modifioitu 50 % + jätevesiliete 50 % • Kananlanta, modifioitu + nestefaasi 50 % + jätevesiliete 50 %
Koesarja 5 (helmi–huhtikuu 2025) Kesto 51 vrk	Laboratorio-mittakaava, 15 litran reaktorit	<ul style="list-style-type: none"> • Kananlanta, modifioitu 50 % + jätevesiliete 50 % • Kananlanta, modifioitu + nestefaasi 50 % + jätevesiliete 50 %

Demonstraatiomittakaavan BioLuuppi-koearjassa 2 testattiin Ductorin toimittaman modifioidun kananlannan ja jätevesilietteen yhteismädätystä seossuhteessa 50 prosenttia (TS) jätevesilietettä ja 50 prosenttia (TS) modifioitua kananlantaa. Modifioitu kananlanta oli saksalaista kananlantaa, jota oli fermentoitu jatkuvatoimisessa Ductorin mädätysprosessissa 14 kuukauden ajan. Mädätyksen aikana kananlannasta oli muodostunut metaania noin $90 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{tVS}$. Kokeen aikana reaktoreista kerätyt poistat kerättiin yhteen ja lietettä sakeutettiin poisteita dekanttoimalla, jolloin lietteen kokonaistypestä poistui 7 pro-

senttia ja ammoniumtypestä 10 prosenttia. Käsittelyn jälkeen kananlannan kokonaistypipitoisuus kuiva-aineessa oli 102 g/kg, hiili-typisuhte 4,7 ja kuiva-ainepitoisuus 7,5 %.

Koesarjassa 6 testattiin BioLuuppi 2 -koeajon syötemateriaaleja laboratoriomittakaavassa kahden litran pulloreaktoreissa. Koe tehtiin tukemaan demonstraatioympäristön koeajon tuloksia.

Taulukko 4. Modifioidun kananlannan ja jätevesilietteen yhteismädätyksen testaus demonstraatiomittakaavassa. Laboratoriokoesarjassa 6 sama syöteseos.

Koesarja	Biokaasureaktori	Syöte
BioLuuppi 2 (touko–kesäkuu 2025) Kesto 47 vrk	Demonstraatio- mittakaava, 500 litran reaktori	<ul style="list-style-type: none">Kananlanta, modifioitu 50 % + jätevesiliete 50 %
Koesarja 6 (syyskuu 2025) Kesto 22 vrk	Laboratio-mittakaava, 2 litran reaktori	<ul style="list-style-type: none">Kananlanta, modifioitu 50 % + jätevesiliete 50 %

Laboratio-mittakaavan kokeet kahden litran pulloreaktoreissa

Pullopanoskokeilla määritettiin raaka-aineen biokaasu- ja metaanintuottopotentialit optimiolosuhteissa. Panosreaktoreina kokeissa käytettiin kahden litran lasipulloja, joita oli kolme rinnakkaista reaktoria jokaista testattavaa raaka-ainetta/raaka-aineseosta kohden. Panokset koottiin lisäämällä kuhunkin reaktoriin 750 grammaa ympiä sekä mädätettävät materiaalit. Mädätettävien materiaalien määrä suhteutettiin mahdollisimman lähelle (1:1) ympin sisältämän orgaanisen aineksen (VS-pitoisuus, Volatile Solids) määrää. Ympin tarkoituksena oli käynnistää materiaalien mädätys.

Materiaalien lisäämisen jälkeen reaktorit täytettiin vedellä 1 500 grammaan saakka. Tämän jälkeen panokset asetettiin lämpökaappiin +40° C:n lämpötilaan (kuva 1). Pulloja sekoitettiin manuaalisesti pyöräyttämällä viisi kertaa viikossa. Koe oli käynnissä, kunnes kaasuntuotanto loppui.

Pullopanoskokeissa nollanäytteenä käytettiin reaktoreita, jossa oli ainoastaan ympi ja vesi. Kyseisen nollanäytteen pohjalta saatiin määritettyä pelkän ympin vaikutus. Kun tämä vähennettiin testisarjojen kaasuntuotosta, saatiin selville testatun raaka-aineen tai raaka-aineseoksen biokaasun- ja metaanintuotto. Jokaiselle testattavalle syötemateriaalille käytettiin kolmea rinnakkaista reaktoria.



Kuva 1. Biokaasupanosreaktorit lämpökaapissa yhdistettynä kaasunkeräyspusseihin (kuva Tiina Saario)

Laboratorio-mittakaavan kokeet 15 litran reaktoreissa

Isomman mittakaavan panoskokeet toteutettiin Umwelt- und Ingenieurtechnik GmbH:n BTP2 – biogas test plant standard pilot -mittakaavan 15 litran reaktoreissa (kuva 2). Reaktoreissa oli jatkuva sekoitus (20–30 rpm) sekä lämmitys (40–42 °C). Biokaasun kokonaistilavuuden mittaus tapahtui kaasukellolla, ja metaanipitoisuuden määrittäminen tapahtui kaasukromatografilla tai kenttäkaasumittarilla keräämällä aika ajoin kaasukellon läpi kulkenut kaasu näyte kaasunkeräyspusseihin.

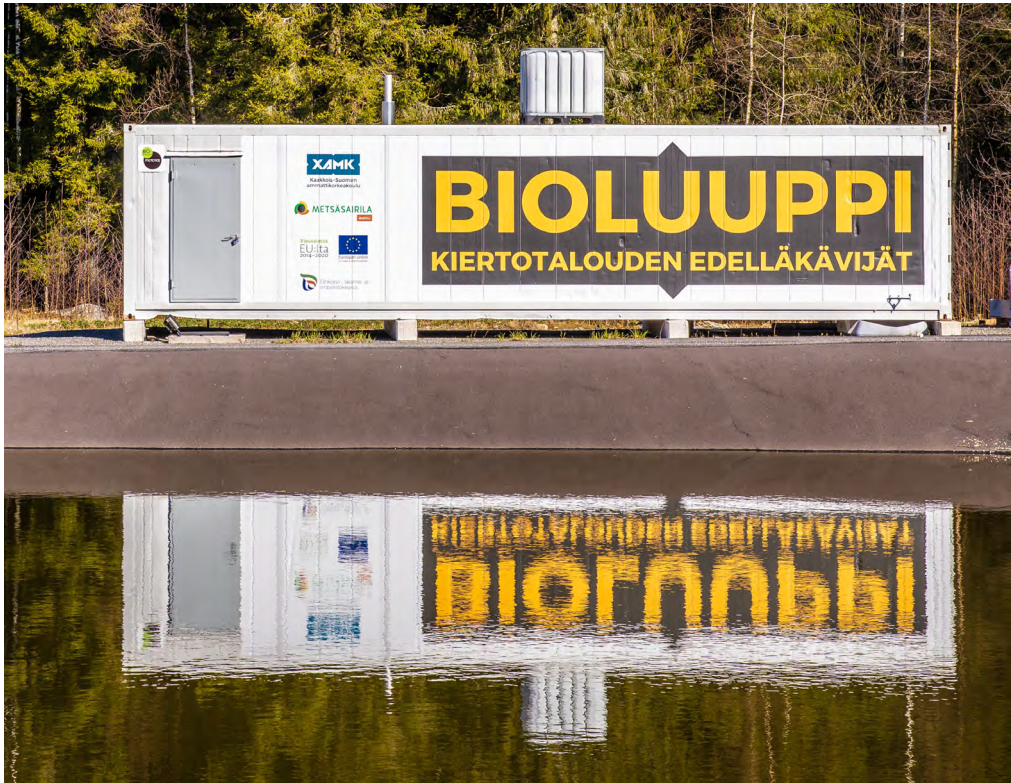
Kokeissa reaktoreihin lisättiin noin 10–12 litran seos ymppeä ja testattavia materiaaleja, minkä jälkeen reaktorit suljettiin ja lämmitys sekä sekoitus kytkettiin päälle. Ympin ja syötemateriaalien VS-suhde oli 1:1. Panosajossa reaktoreiden annettiin olla käynnissä niin pitkään, kunnes kaasuntuotanto oli käytännössä loppunut. Tämän jälkeen reaktorit purettiin ja mädäte analysoitiin.



Kuva 2. Jatkuvat toimiset biokaasureaktorit (Kuva Manu Eloaho)

Pilot-mittakaavan koeajot BioLuuppi-ympäristössä

Kaksi koeajoja toteutettiin BioLuuppi – Demonstraatioympäristö kiertotalouden sivuainevirroille -hankkeessa Mikkelin Metsäsairilan alueelle rakennetussa biokaasuntutkimusympäristössä (kuva 3). BioLuupin koeajot 1 ja 2 toteutettiin 500 litran reaktorissa, jossa puolisyntetisemmän reaktorin läpi kulkee mekaaninen lapasekoitus. Materiaalien syöttö tapahtui ruuvikuljettimella ja reaktorin lämmitys reaktorin ulkokuoressa olevalla nestevaipalla. Lisäksi reaktorissa oli jatkuva pH-, lämpötila- ja pinnankorkeuden mittaus. Panostoiminen reaktori koottiin lisäämällä reaktoriin ympiä ja mädätettävät materiaalit siten, että ympin ja raaka-aineiden VS-suhde oli lähelle 1:1. Syötteiden kokonaismassa reaktorissa oli noin 400 kg. Lämpötilaksi säädettiin 39 °C reaktorin sekoituksen ollessa jatkuvasti päällä. Reaktoreista imettiin automaattisesti puolen tunnin välein kaasunäyte, josta mitattiin rikkivety, metaani- ja hiilidioksidipitoisuudet. Lisäksi kaasuntilavuusvirtauksesta määritettiin kaasuntuotto. Tämän lisäksi kaasuista määritettiin erillisen kaasuyhteen kautta säännöllisesti myös metaani-, hiilidioksidi-, happi- ja rikkivety pitoisuuksia Optima 7 biogas -kenttäanalysaattorilla. Kokeen jälkeen reaktori purettiin ja mädäte analysoitiin.



Kuva 3. BioLuuppi-demonstraatioympäristö (kuva Manu Eloaho)

Analyyssimenetelmät

Laboratoriokokeissa biokaasun ja metaanin mittaukset suoritettiin yhdestä kahteen kertaan viikossa. Pullopanoskokeiden pusseihin kertynyt biokaasu mitattiin vesivaa’alla, joka ilmoittaa syrjäytyneen vesimäärän perusteella pussiin kertyneen kaasun tilavuuden. Metaanin tuotto mitattiin kaasukromatografilla (Agilent Technologies 7890A GS System + 7693 Autosampler), jossa on käytössä Perkin Elmerin Elite-Alumina-kolonne. Standardikaasussa oli 60 prosenttia metaania ja 40 prosenttia hiilidioksidia. Kunkin näytepullon kanyylista injektointiin manuaalisesti kolme rinnakkaisottoa. Koesarjassa 1 metaanipitoisuus määritettiin Optima 7 biogas -kenttäanalysaattorilla.

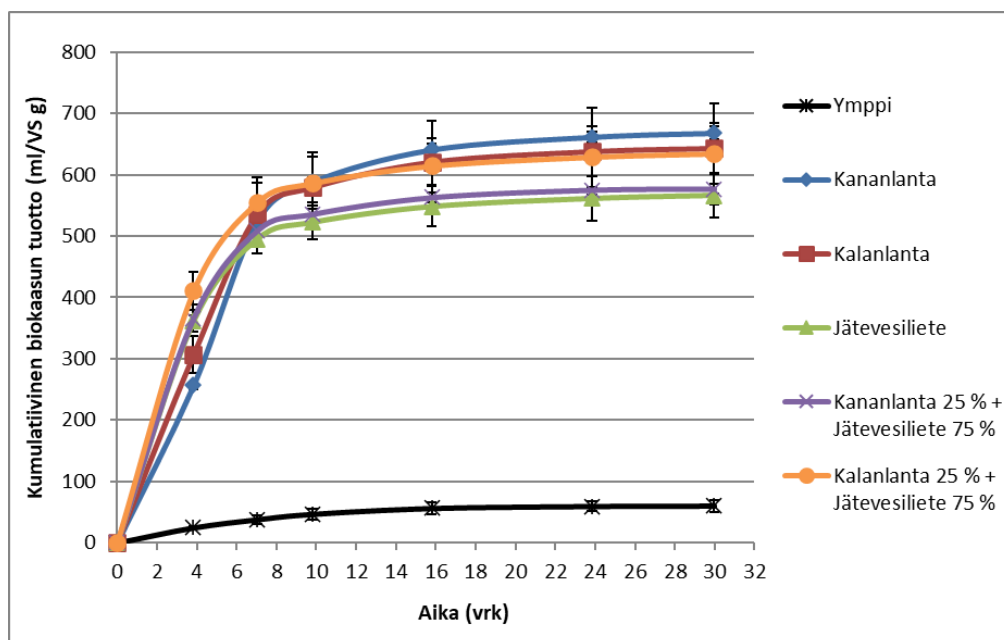
Ympeistä, mädätettävistä syötemateriaaleista ja puretuista panoksista määritettiin kuiva-aine (TS, Total Solids) ja orgaaninen aines (VS) (SFS 3008) sekä Kjeldahl-typpi (SFS-EN-16169) Xamkin ympäristölaboratoriossa. Näytteitä lähetettiin myös ulkopuoliseen laboratorioon (ALS Finland Oy), jossa niistä määritettiin kokonaistyyppi- (ISO 12261) ja ammoniumtyypipitoisuus (ISO 15923-1). Tulosten perusteella määritettiin laskennallinen hiili-typpisuhde. Ympistä ja kokeissa syntyneistä mädätteistä määritettiin lisäksi alkaliteetti (Ripleyn alkaliteetti perustuen metodiin 3230B), pH ja johtokyky (taulukko 5).

Taulukko 5. Koesarjojen ympin ja mädätteiden kemiallisia ominaisuuksia. (S = syötemateriaali, M = loppumädäte)

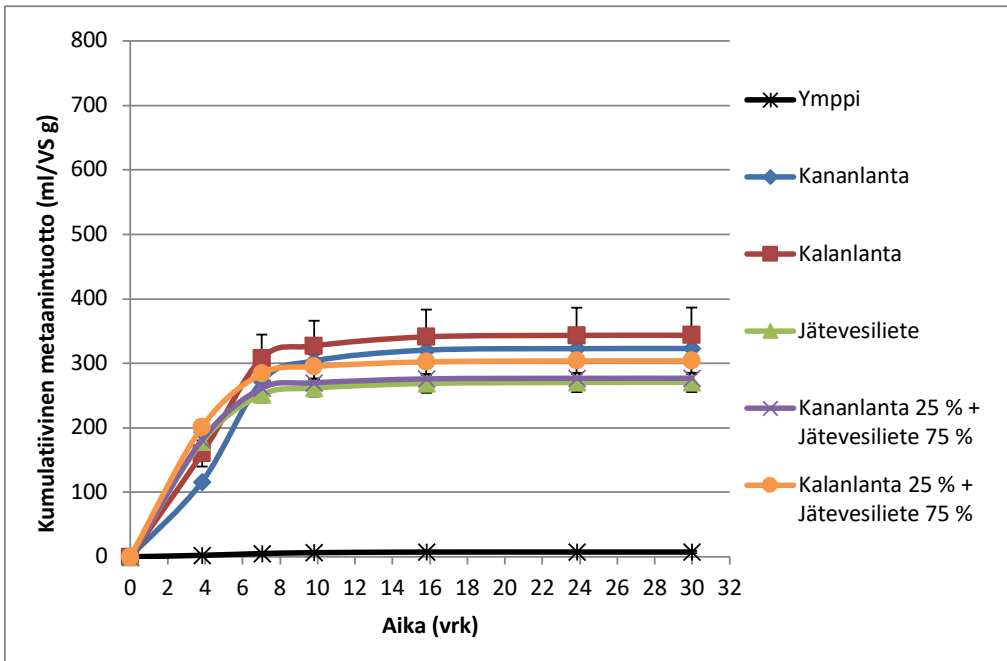
Koesarja	Näytteet	Syöte/ mädäte	Johtokyky mS/cm	pH	Alkaliteetti (IA/PA)
BioLuuppi 1	Ymppi	S	20,60	7,25	0,63
	Kananlanta 25 % + JV-liete 75 %	M	22,20	8,26	0,41
Koesarja 1	Ymppi	S	13,58	7,80	0,36
	Ymppi	M	12,14	7,58	0,40
	Kananlanta	M	20,75	7,69	0,39
	Kalanlanta	M	16,47	7,69	0,48
	JV-liete	M	15,39	7,66	0,49
	Kananlanta 25 % + JV-liete 75 %	M	16,53	7,76	0,45
	Kalanlanta 25 % + JV-liete 75 %	M	15,63	7,66	0,49
Koesarja 2	Ymppi	S	18,23	7,82	0,42
	Ymppi	M	11,42	7,62	0,34
	Kananlanta	M	17,85	7,68	0,33
	Kananlanta, mod	M	13,21	7,54	0,47
	JV-liete	M	14,62	7,72	0,43
	Kananlanta 25 % + JV-liete 75 %	M	15,56	7,74	0,43
	Kananlanta, mod. 25 % + JV-liete 75 %	M	14,56	7,65	0,47
Koesarja 3	Ymppi	S	19,00	7,92	0,36
	Kananlanta 25 % + JV-liete 75 %	M	16,08	7,69	0,42
	Kananlanta, mod. 25 % + JV-liete 75 %	M	13,94	7,56	0,44
Koesarja 4	Ymppi	S	20,50	7,99	0,25
	Ymppi	M	13,00	7,70	0,28
	Kananlanta	M	19,87	7,82	0,29
	Kananlanta mod.	M	17,17	7,81	0,38
	JV-liete	M	16,44	7,75	0,32
	Kananlanta mod. 50 % + JV-liete 50 %	M	16,87	7,74	0,32
	Kananlanta, mod. + nestefaasi 50 % + JV-liete 50 %	M	19,45	7,89	0,37
Koesarja 5	Ymppi	S	21,40	7,98	0,26
	Kananlanta, mod. 50 % + JV-liete 50 %	M	24,20	7,98	0,44
	Kananlanta, mod. + nestefaasi 50 % + JV-liete 50 %	M	23,10	8,02	0,33
BioLuuppi 2	Ymppi	S	21,90	8,13	0,31
	Kananlanta, mod. 50 % + JV-liete 50 %	M	23,70	8,32	0,33
Koesarja 6	Ymppi	S	17,77	8,01	0,32
	Kananlanta, mod. 50 % + JV-liete 50 %	M	17,46	7,99	0,34

Perusraaka-aineiden testaus ja tulosten tarkastelu

Biokaasukokeet aloitettiin Xamkin ympäristölaboratoriossa perusraaka-aineiden testauksella, jotta saatiin selville jätevesilietteen, kananlannan ja kalanlannan biokaasun- ja metaanintuottopotentiaalit. Lisäksi testattiin jätevesilietteen sekä kanan- ja kalanlannan seoksia suhteella 75 % / 25 % kiintoaineeseen suhteutettuna. Koesarjassa 1 (kahden litran reaktorit) korkein biokaasutuotantopotentiaali oli kananlannalla (kuva 4). Korkein metaanintuottopotentiaali puolestaan oli kalanlannalla (kuva 5). Alhaisimmat biokaasun ja metaanin tuotot olivat jätevesilietteellä ja seoksella kananlanta 25 % + jätevesiliete 75 %.

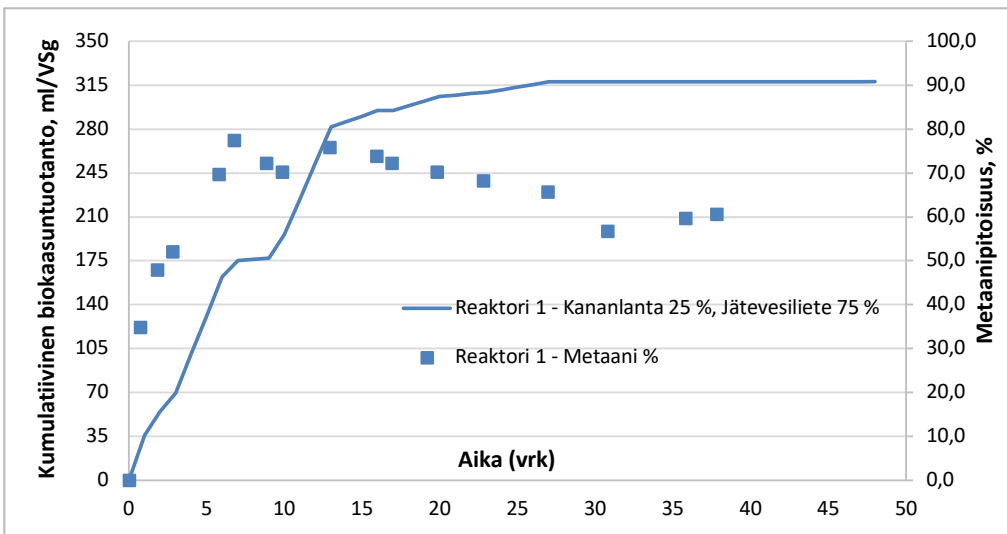


Kuva 4. Koesarja 1 (2 litran reaktorit): reaktoriin kumulatiivinen biokaasutuotanto orgaanisen aineen määrään (VS) suhteutettuna.



Kuva 5. Koesarja 1 (2 litran reaktorit): kumulatiivinen metaanintuotto orgaanisen aineen määrään (VS) suhteutettuna.

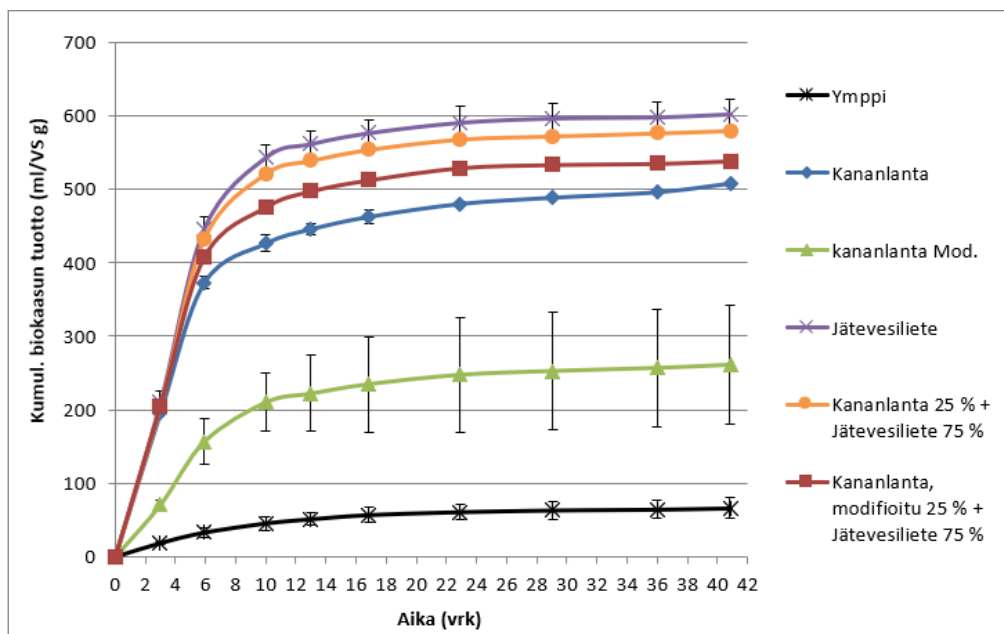
Paikallisen kananlannan ja jätevesilietteen yhteismädätystä testattiin myös BioLuupin koeajossa 1 samalla seossuhteella kuin laboratorion koesarjassa 1. Kumulatiivinen biokaasuntuottopotentiaali oli hiukan yli 315 ml/VSg, joka sisältää ympin vaikutuksen (kuva 6). Kaasuntuotto jäi alhaisemmaksi kuin laboratorion kokeessa, joka saattaa olla osittain yhteydessä koeajon aikaisiin teknisiin lämpötilahaasteisiin.



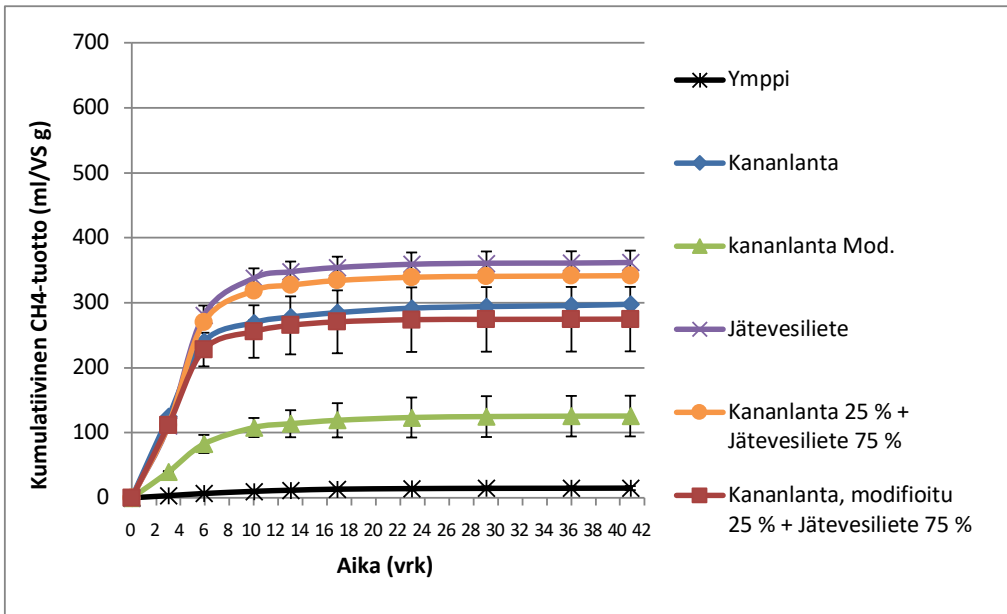
Kuva 6. BioLuuppi 1:n koeajon kumulatiivinen biokaasuntuotto. Metaanipitoisuus on esitetty prosentteina.

Modifioidun kananlannan testaus ja tulosten tarkastelu

Seuraavissa biokaasukokeissa siirryttiin modifioidun kananlannan testaukseen. Koesarjassa 2, joka toteutettiin kahden litran pulloissa laboratoriossa, biokaasun- ja metaanintuottopotentialia oli alhaisempi modifioidulla kananlannalla kuin tavallisella kananlannalla (kuvat 7–8). Jätevesilietteen biokaasun ja metaanin tuotto oli hieman yllättäen korkein. Modifioidun kananlannan biokaasuntuotannon arvoissa on nähtävissä suurempaa hajontaa kuin muissa syötteissä.

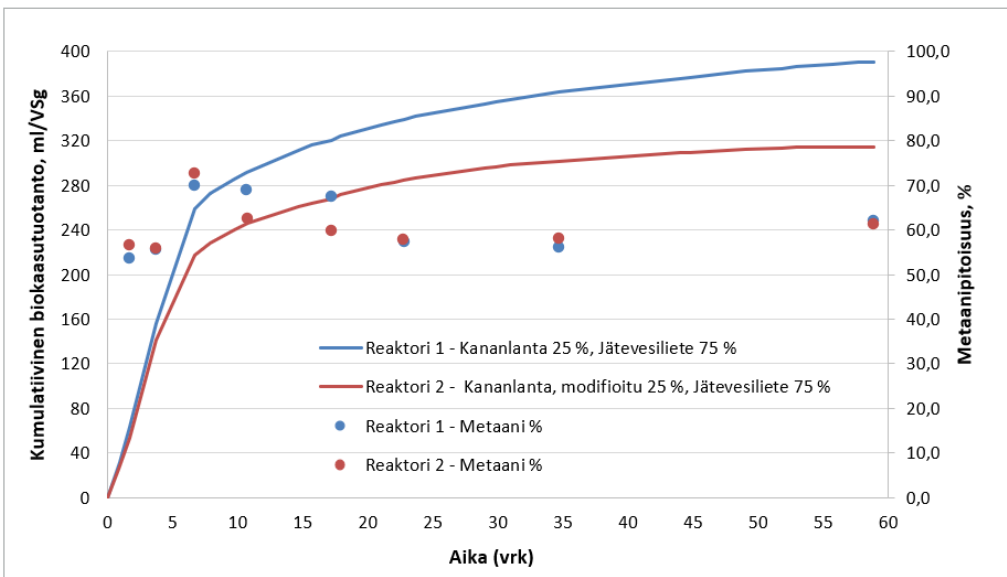


Kuva 7. Koesarja 2 (2 litran reaktorit): reaktoreiden kumulatiivinen biokaasuntuotanto orgaanisen aineen määrään (VS) suhteutettuna.



Kuva 8. Koesarja 2 (2 litran reaktorit): kumulatiivinen metaanintuotto organisen aineen määrään (VS) suhteutettuna.

Koesarja 3 toteutettiin laboratoriossa 15 litran reaktoreissa. Myös tässä kokeessa bio-kaasuntuotto oli kananlannalla suurempi kuin modifioidulla kananlannalla (kuva 9) kuten koesarjassa 2.

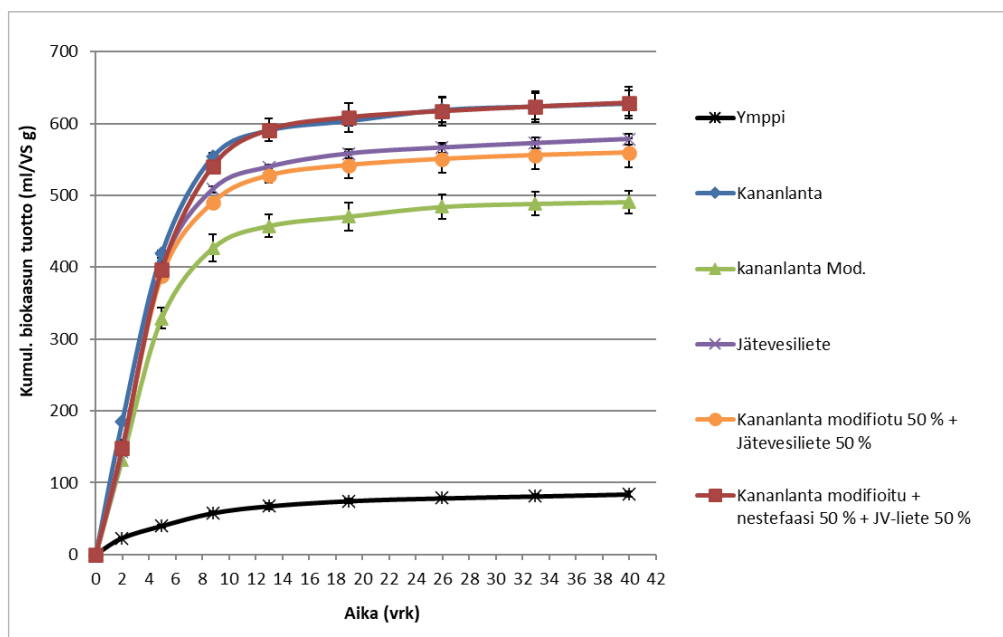


Kuva 9. Koesarja 3 (15 litran reaktorit): reaktoreiden kumulatiivinen biokaasuntuotto organisen aineen määrään (VS) suhteutettuna. Metaanipitoisuus on esitetty prosentteina.

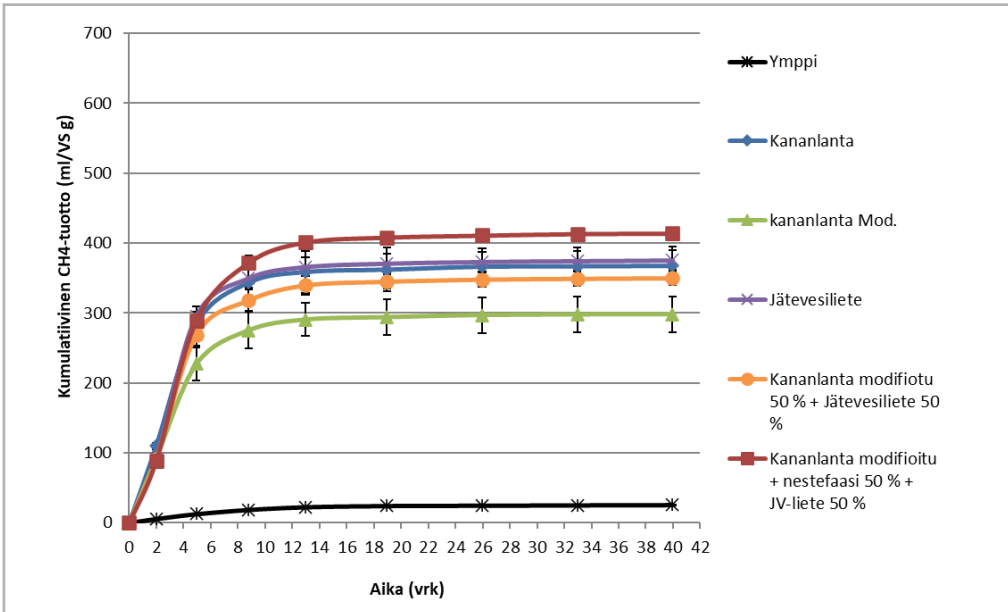
Koesarjan 2 ja 3 tulosten perusteella käsittelemättömän kananlannan metaanintuotto-potentiaali oli suurempi kuin modifioidun kananlannan. Tulos oli odotettu, sillä modifioitu kananlanta oli jo Ductorin esikäsittelyvaiheessa tuottanut metaania 160 ml/Vs g, joka vastaa kohtalaisen hyvin koesarjassa 3 havaittua metaanintuottoeroa (283 vs. 111 m³ CH₄/tVS, erotus 172 CH₄/tVS). Myös seoksena jätevesilietteen kanssa käsittelemättömän kananlanta tuotti enemmän biokaasua ja metaania kuin modifioitu kananlanta. Molempien mittakaavan laboratoriokeiden tulokset olivat samansuuntaisia. Kuitenkin laboratoriokeiden isommassa mittakaavassa koesarjassa 3 metaanipitoisuudet olivat molemmilla syötteillä lähes yhtä suuret, ja modifioitu kananlanta syötemateriaalina tuotti aika ajoin jopa hieman korkeampia metaanipitoisuuksia kuin käsittelemättömän kananlanta.

Modifioidun kananlannan nestefaasin testaus ja tulosten tarkastelu

Koesarjoissa 4–5 testattiin modifioidun kananlannan nestefaasin mukaan ottamista biokaasuprosessiin. Koesarjassa 4 (kahden litran reaktorit) biokaasun- ja metaanintuotto oli korkein modifioidun kananlannan, nestefaasin ja jätevesilietteen seoksessa (kuvat 10 ja 11) kumulatiivisen biokaasuntuoton ollessa 629 ml/Vs g. Käsittelemättömän kananlannan biokaasuntuotanto oli lähes yhtä suuri. Pelkän jätevesilietteen tuottopotentiaali oli 578 ml/Vs g.

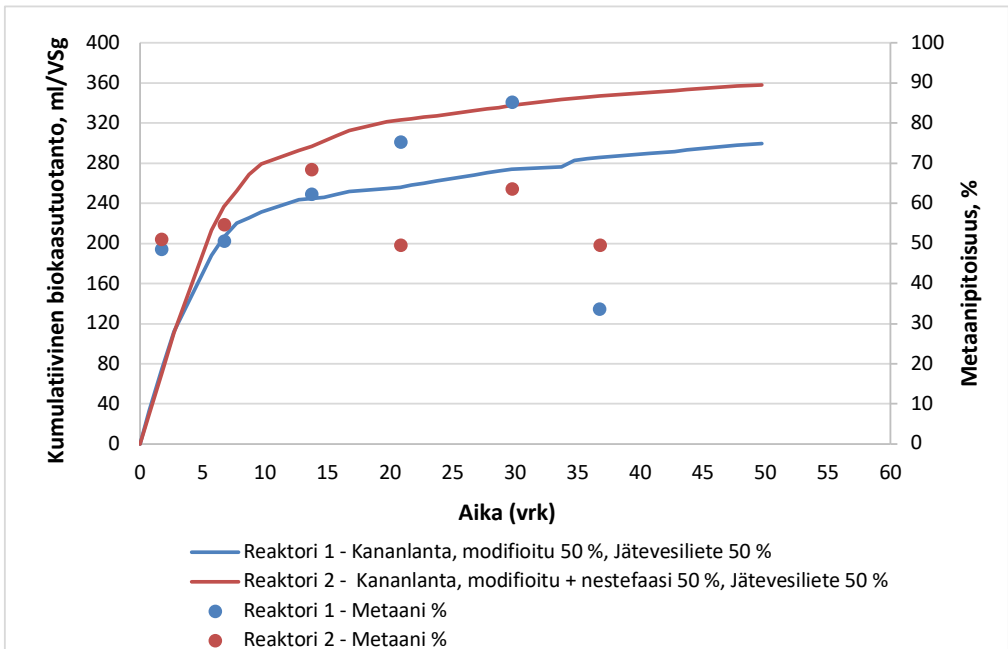


Kuva 10. Koesarja 4 (2 litran reaktorit): reaktorien kumulatiivinen biokaasuntuotanto orgaanisen aineen määrään (VS) suhteutettuna.



Kuva 11. Koesarja 4 (2 litran reaktorit): reaktorien kumulatiivinen metaanin tuotto orgaanisen aineen määrään (VS) suhteutettuna.

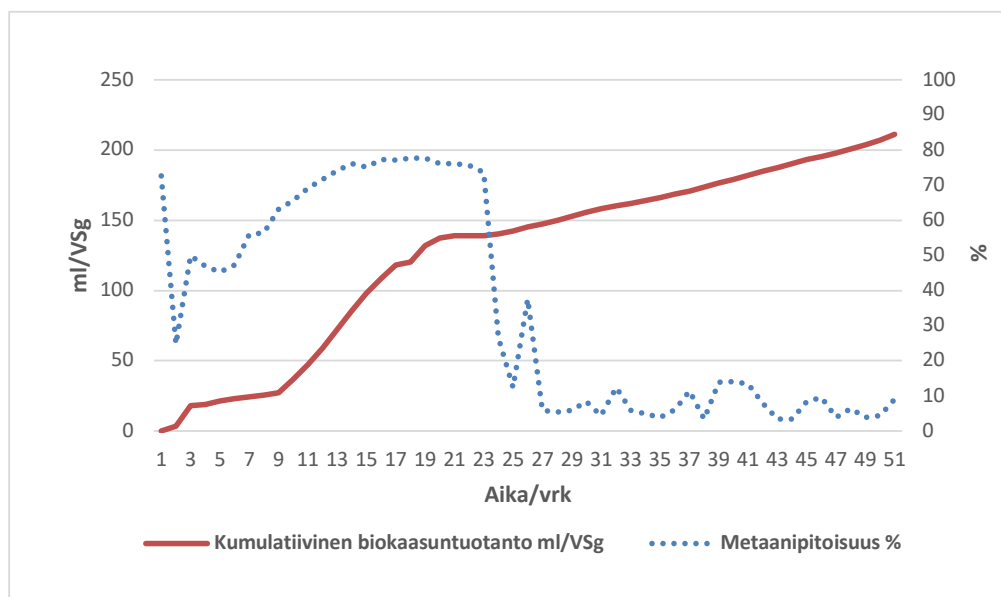
Koesarjassa 5 toistettiin samojen seosten testaukset isommassa mittakaavassa 15 litran reaktoreissa. Myös tässä kokeessa biokaasuntuotto oli voimakkaampaa, kun syötössä oli nestefaasi mukana. Sen sijaan metaanipitoisuuksissa oli heittelyä (kuva 12).



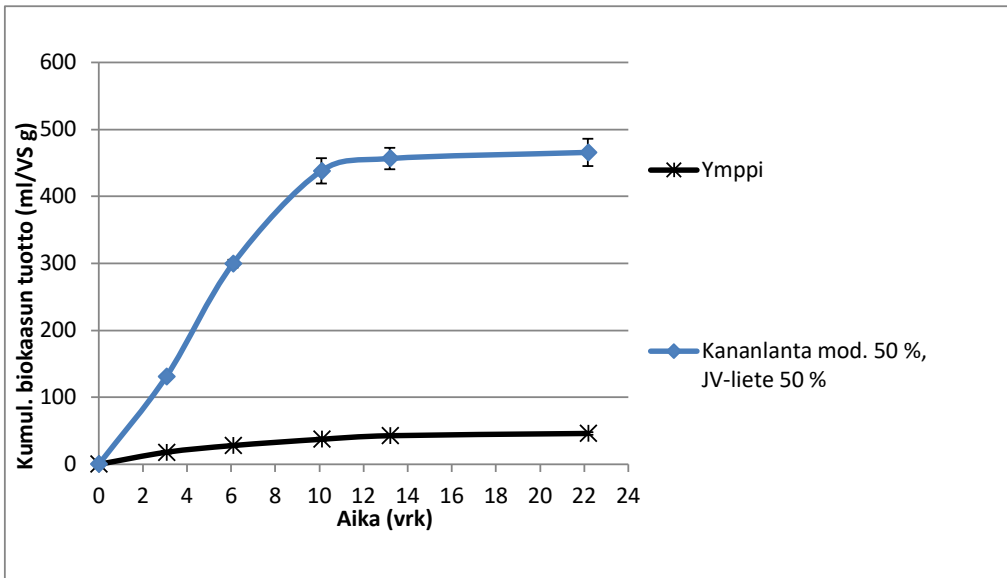
Kuva 12. Koesarja 5 (15 litraa): reaktorien kumulatiivinen biokaasuntuotto orgaanisen aineen määrään (VS) suhteutettuna. Metaanipitoisuus on esitetty prosentteina.

Modifioidun kananlannan testaus demonstraatiomittakaavassa ja tulosten tarkastelu

BioLuupin koeajossa 2 syötteenä oli modifioidun kananlannan (50 %) ja jätevesilietteen (50 %) seos. Reaktorissa havaittiin heti kokeen ensimmäisinä päivinä teknisiä ongelmia eikä tuotetun kaasun tilavuuksia pystytty luotettavasti määrittämään (kuva 13). Lisäksi koeajossa metaanituotanto romahti kokeen puolivälissä, mikä indikoi hapen pääsyä reaktoriin. Koeajon kumulatiivinen biokaasuntuotanto jäi tässä kokeessa vain tasolle 207 ml/VS g. Koe päätettiin toistaa koesarjassa 6 kahden litran pullopanoskokeilla samoilla materiaaleilla kuin BioLuupin koeajossa 2. Pullokokeissa biokaasuntuotto oli 422 ml/VS g (kuva 14) ja metaanintuotto 297 ml/VS, eli molemmat olivat merkittävästi korkeammat kuin BioLuupin koeajossa. Kokeet osoittavat, että isommassa mittakaavassa tulee helpommin vastaan erilaisia teknisiä haasteita eikä kaasuntuotossa päästä yhtä optimaalisiin tuloksiin kuin laboratorioympäristössä.



Kuva 13. BioLuuppi 2:n koeajon kumulatiivinen biokaasuntuotto orgaanisen aineen (VS) määrään suhteutettuna ja metaanipitoisuus prosentteina.



Kuva 14. Koesarja 6, kumulatiivinen biokaasun tuotto organisen aineen määrään (VS) suhteutettuna.

Koesarjojen tuottopotentialien tarkastelu

Jätevesilietteen biokaasuntuottopotentiali vaihteli eri koesarjoissa 495–536 m³/tVS ja metaanintuottopotentiali 263–350 m³/tVS (taulukko 6). Käsittelemättömällä kananlannalla vastaavat arvot olivat puolestaan 443–608 m³/tVS ja 283–342 m³/tVS ja modifioidulla kananlannalla 195–408 m³/tVS ja 111–273 m³/tVS. Kananlanta oli mukana vain sarjassa 1, jossa sen biokaasuntuottopotentiali oli 583 m³/tVS ja metaanintuottopotentiali 336 m³/tVS. Käsittelemättömän kananlannan biokaasun- ja metaanintuottopotentiali oli siis yksittäisistä syötemateriaaleista korkein poikkeuksena sarja 2, jossa jätevesiliete tuotti enemmän kaasua.

Yhteismädätyksessä seossuhteella 25 prosenttia kananlantaa ja 75 prosenttia jätevesilietettä biokaasuntuottopotentiali oli eri sarjoissa 318–517 m³/tVS ja seossuhteella 50 prosenttia kananlantaa ja 50 prosenttia jätevesilietettä 300–546 m³/tVS. Seossuhteen muuttaminen ei näyttänyt juurikaan vaikuttavan biokaasuntuottopotentialiin. Modifioidulla kananlannalla tuottopotentiali oli käsittelemättömään kananlantaan verrattuna heikompi, mutta tämä ero selittyi sillä, että modifioinnin aikana typenpoistoprosessissa on jo poistunut biokaasua ja metaania. Sen sijaan nestefaasin mukaan ottaminen yhteismädätykseen modifioidun kananlannan lisäksi kasvatti biokaasun ja metaanin tuottopotentialia käsittelemättömän kananlannan tasolle.

Nestefaasi, joka voidaan erottaa typenpoistossa, sisältää yleensä helposti hajoavaa orgaanista ainesta (Tawfik ym. 2023) verrattuna kiintoaineeseen, mikä voi tuoda varteenotettavaa metaanipotentiaalia biokaasuprosessiin. Kiintoaine sisältää usein enemmän heikosti hajoavaa materiaalia, kuten selluloosaa, joka saattaa inhibioida biokaasuprosessia. Voidaan todeta, että hyödyntämällä syötemateriaalina kananlannan nestefaasi yhteismädätyksessä tuottopotentialit kasvavat ja yhteismädätyksellä voidaan parantaa kaasuntuottoa pelkän jätevesilietteen kaasuntuottoon verrattuna.

Taulukko 6. Tuottopotentiali raaka-aineen orgaaniseen aineeseen suhteutettuna.

Koesarja	Näyte	Biokaasu m ³ BG/tVS	Metaani m ³ / CH ₄ tVS
BioLuuppi 1*	Kananlanta 25 % + JV-liete 75 %	318	
Koesarja 1	Kananlanta	608	316
	Kalanlanta	583	336
	JV-liete	506	263
	Kananlanta 25 % + JV-liete 75 %	517	269
	Kalanlanta 25 % + JV-liete 75 %	575	296
Koesarja 2	Kananlanta	443	283
	Kananlanta, mod.	195	111
	JV-liete	536	347
	Kananlanta 25 % + JV-liete 75 %	514	327
	Kananlanta, mod. 25 % + JV-liete 75 %	472	260
Koesarja 3 *	Kananlanta 25 % + JV-liete 75 %	391	
	Kananlanta, mod. 25 % + JV-liete 75 %	315	
Koesarja 4	Kananlanta	545	342
	Kananlanta mod.	408	273
	JV-liete	495	350
	Kananlanta, mod. 50 % + JV-liete 50 %	477	326
	Kananlanta, mod. + nestefaasi 50 % + JV-liete 50 %	546	388
Koesarja 5 *	Kananlanta, mod. 50 % + JV-liete 50 %	300	
	Kananlanta, mod. + nestefaasi 50 % + JV-liete 50 %	358	
BioLuuppi 2*	Kananlanta, mod. 50 % + JV-liete 50 %	207	
Koesarja 6	Kananlanta, mod. 50 % + JV-liete 50 %	422	297
Kirjallisuus	Kananlanta	508 ^a	312 ^a
	Kalanlanta	635 ^b	358 ^b
	Jätevesiliete	-	263–400 ^c

^a Jurgutis ym. 2020, ^b Saario ym. 2023, ^c Luostarinen ym. 2008, Davidson ym. 2007, Einola ym. 2001

*ympin osuus laskettu mukaan

Typipitoisuuden ja C/N-suhteen vaikutus

Kuiva-aineen kokonaistyyppipitoisuus kananlannassa vaihteli eri koesarjoissa 43,0–57,4 g/kg, modifioidussa kananlannassa 32–102 g/kg ja jätevesilietteessä 39,3–49,4 g/kg (taulukko 7). Kananlannan tyyppipitoisuus kuiva-aineessa oli siis yleensä korkeampi kuin jätevesilietteessä. Myös ammoniumin osuus kokonaistypestä oli kananlannassa korkeampi (49–85 %) kuin jätevesilietteessä (17–35 %). Modifioidussa kananlannassa ammoniumin osuus kokonaistypestä oli BioLuuppi 2:n koeajossa 29 prosenttia eli samalla tasolla kuin jätevesilietteessä.

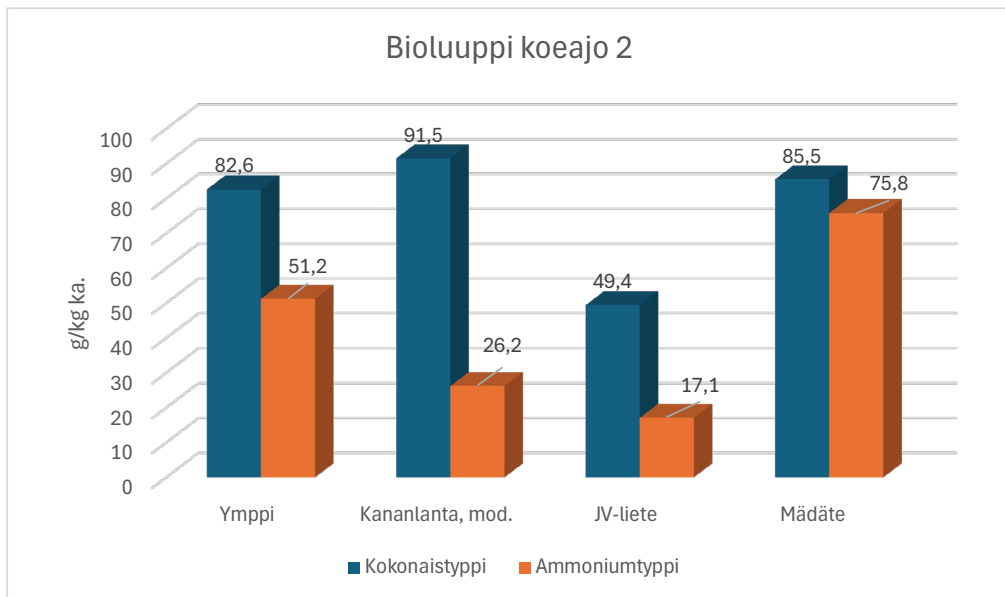
Mädätteissä kokonaistyyppipitoisuus ja ammoniumin osuus kokonaistypestä olivat tyyppillisesti korkeammat kuin syötemateriaaleissa. Kananlannan mädätteissä kokonaistyyppipitoisuus kuiva-aineessa vaihteli eri sarjoissa 78,1–111 g/kg, modifioidun kananlannan mädätteissä 62,8–77,5 g/kg ja jätevesilietteen mädätteissä 57,9–72 g/kg (taulukko 7). Ammoniumin osuus kokonaistypestä oli kananlannan mädätteissä 58–60 prosenttia, modifioidun kananlannan mädätteissä 66–98 prosenttia ja jätevesilietteen mädätteissä 61–83 prosenttia. Ammoniumin osuuden kasvaminen selittyy sillä, että orgaanista tyyppiä on mädätysprosessin aikana vapautunut ammoniummuotoon. Lisäksi tuloksista huomattiin, että koesarjoissa 4 ja 5 yhteismädätykseen nestefaasin mukaan ottaminen syötemateriaaleihin nosti loppumädätteen ammoniumtyypipitoisuutta.

Kuva 15 BioLuupin 2 koeajosta havainnollistaa typpi- ja ammoniumpitoisuuksien muutoksia mädätyksen aikana. Kokonaistypen suurempi pitoisuus mädätteessä voi johtua osittain ympin vaikutuksesta, sillä ympin kokonaistyyppipitoisuus 42–82,6 g/kg oli useimmissa sarjoissa korkeampi kuin syötteenä käytetyssä kananlannassa tai jätevesilietteessä. Kuitenkin sarjan 2 tulokset osoittavat, että myös ympissä kokonaistypen ja ammoniumtypen pitoisuus oli korkeampi mädätyksen jälkeen. Korkeammat pitoisuudet johtuvat orgaanisen aineen häviämisestä biokaasun mukana, jolloin jäljelle jäävässä aineksessa typen suhteellinen osuus kasvaa.

Taulukko 7. Syötemateriaalien (S) ja loppumädätteiden (M) kemiallisia ominaisuuksia: kokonaistyyppi Kok.N (g/kg), ammoniumtyyppi NH₄-N (g/kg), hiilipitoisuus kuiva-aineessa C (% ka), C/N-suhde ja Total Solids TS (%). (Tiedot: ^aALS Finland Oy, ^bXamk, ^cDuctor Oy laboratorio, ^dEurofins)

Koe	Näyte	Syöte/ mädäte	Kok.Na (g/kg ka)	NH ₄ -N ^a (g/kg ka)	C ^b (% ka)	C/N- suhde	TS (%) ^b
Bio- Luuppi 1	Ymppi	S	76,1	37,6	40,4	5,3	4,8
	JV-liete	S	45,4	15,6	42,9	9,4	20,7
	Kananlanta	S	57,4	28,4	41,8	8,3	34,9
	Purkumädäte	M	85,5	53,9	35,9	4,2	5,8
Koesarja 1	Ymppi	S	75,8	11,8	41,0	5,4	4,8
	Kananlanta	S	46,5	39,5	37,1	8,0	30,9
	Kalanlanta	S	111,0	74,7	42,8	3,9	12,5
	JV-liete	S	39,6	12,3	41,8	10,6	20,3
Koesarja 2	Ymppi	S	42,0	11,8	41,7	9,9	5,2
	JV-liete	S	39,3	6,8	43,4	11,0	21,4
	Kananlanta	S	43,0 ^c		40,7	8,3 ^c	31,4
	Kananlanta, mod.	S	32,0 ^c		37,9	11,4 ^c	25,4
	Ymppi	M	78,3	28,2	39,6	5,1	2,2
	Kananlanta	M	78,1	45,4	38,3	4,9	3,3
	Kananlanta, mod.	M	62,8	41,3	38,7	6,2	3,7
	JV-liete	M	72,0	43,8	37,8	5,2	3,0
	Kananlanta + JV-liete	M	77,9	46,4	37,7	4,8	3,6
	Kananlanta, mod. + JV-liete	M	119,0	39,6	38,1	3,2	3,7
Koesarja 3	Kananlanta + JV-liete	M	124,0	46,1	38,1	3,1	3,6
	Kananlanta, mod. + JV-liete	M	56,5	57,7	38,3	6,8	3,5

Koe	Näyte	Syöte/ mädäte	Kok.Na (g/kg ka)	NH ₄ -N ^a (g/kg ka)	C ^b (% ka)	C/N- suhde	TS (%) ^b
Koesarja 4	Kananlanta, nestefaasi	S	70,6	30,6	39,3	5,6	2,2
	Kananlanta, mod.	S	44,0 ^c		30,4		26,6
	Ymppe	M	73,1	68,8	38,0	5,2	2,1
	Kananlanta	M	111,0	66,2	35,4	3,2	3,2
	Kananlanta, mod.	M	77,5	76,2	31,9	4,1	3,4
	JV-liete	M	57,9	48,3	37,0	6,4	3,6
	Kananlanta, mod. + JV-liete	M	103,0	39,9	34,9	3,4	3,2
	Kananlanta, mod. + neste- faasi + JV-liete	M	69,2	55,8	35,4	5,1	3,9
Koesarja 5	Ymppe	S	75,8	36,7	40,3	5,3	4,8
	Kananlanta, mod. + JV-liete	M	74,3	39,6	35,3	4,7	6,3
	Kananlanta, mod. + neste- faasi+ JV-liete	M	86,9	50,9	35,3	4,1	4,9
Bio- Luuppi 2	Ymppe	S	82,6	51,2	38,7	4,7	3,4
	Kananlanta, mod.	S	91,5	26,2	40,7	4,4	8,0
	JV-liete	S	49,4	17,1	42,8	8,7	19,6
	Kananlanta, mod. + JV-liete	M	85,5	75,8	37,1	4,3	3,8
Koesarja 6	Kananlanta, mod.	S	91,5		42,5	4,7	8,0
	Ymppe	M	92,0	38,5	39,3	4,3	2,0
	Kananlanta, mod. + JV-liete	M	81,3	46,6	38,6 ^d	4,7	3,6d



Kuva 15. BioLuuppi 2 koesarjan kokonais- ja ammoniumtyppipitoisuudet lähtöraaka-aineissa ja lopputuotteissa.

Orgaanisen hiilen pitoisuudessa ei ollut selvää eroa jätevesilietteen ja kananlannan välillä. Kananlannassa hiilipitoisuus kuiva-aineessa oli eri sarjoissa 37,1–41,8 prosenttia, modifioidussa kananlannassa 30,4–42,4 prosenttia ja jätevesilietteessä 41,8–43,4 prosenttia (taulukko 7). Kirjallisuuden perusteella olisi voinut odottaa, että orgaanisen aineen osuus kananlannassa olisi ollut korkeampi kuin jätevesilietteessä. Esimerkiksi Mariscal-Sancho ym. (2011) raportoiti tutkimuksessaan, että kananlanta sisältää enemmän liuennutta orgaanista hiiltä kuin jätevesiliete. Määdätteissä hiilipitoisuus oli hajoamisen myötä jonkin verran laskenut syötemateriaaleihin verrattuna. Kananlannan määdätteessä hiilipitoisuus kuiva-aineessa oli 35,4–38,3 prosenttia, modifioidun kananlannan määdätteessä 31,9–38,7 prosenttia ja jätevesilietteen määdätteessä 37–37,8 prosenttia.

Hiili-typisuusuhde oli kaikissa syötemateriaaleissa melko matala. Kananlannassa C/N-suhde vaihteli 8–8,3, modifioidussa kananlannassa 4,4–11,4 ja jätevesilietteessä 8,7–11. Kananlannan C/N-suhde oli kuitenkin samalla tasolla kuin esimerkiksi Teholanta-hankkeen biokaasukokeissa, joissa siipikarjanlannoilla hiilityppisuhteet olivat 6–11 ja alhaisin C/N-suhde oli munintakananlannalla (Palva ym. 2019). Määdätteissä C/N-suhde oli laskenut, ja kananlannan määdätteessä se oli 3,2–4,9, modifioidun kananlannan määdätteessä 4,1–6,2 ja jätevesilietteen määdätteessä 5,2–6,4.

Yhteismädätyksessä hiili-typisuusuhden säätäminen syöteseosten ravinnesuhteissa on tärkeää, jotta mikro-organismit pystyvät toimimaan tehokkaasti. Optimaalinen C/N-suhde on 15–20, mutta useiden lähteiden mukaan C/N-suhde välillä 10–30 katsotaan toimivaksi

biokaasuprosessissa. Mikäli C/N-suhde on liian alhainen, voi korkea typpipitoisuus inhiboida prosessia korkealla ammoniakkipitoisuudellaan. Liian korkea C/N-suhde heikentää mikrobien toimintaa, koska typpeä ei ole riittävästi saatavilla solukasvuun ja energiaksi. On syytä kuitenkin huomioida, että mikäli syötteen typpi on sidoksissa heikosti hajoavaan orgaaniseen aineeseen, inhibitiota ei välttämättä tapahdu, ja päinvastoin, mikäli hiili on syötteessä hajoamattomassa tai heikosti hajoavassa muodossa, kuten kuituna, voivat myös suhdeluvut 5–50 olla toimivia biokaasuprosessissa. (Kymäläinen & Pakarinen 2015, 26.)

Siipikarjanlannalla on korkea typpipitoisuus, ja sen vuoksi C/N-suhdetta on tarkasteltava biokaasuprosessissa. Syötemateriaalin liiallinen typen määrä voi olla haitallista prosessissa. (Palva ym. 2018, 12.) Siipikarjanlannan korkea orgaanisen aineen pitoisuus ja helposti biohajoavat aineet tekevät siitä lupaavan materiaalin anaerobiseen mädätykseen. Kuitenkin typpipitoisuuksien ja C/N-suhteiden optimointia tarvitaan prosessin onnistumiseksi. (Jasińska ym. 2024.) Kananlannan mädätyksessä rajoittavina tekijöinä ovat esimerkiksi korkeat ammoniakki- ja haihtuvien rasvahappojen pitoisuudet sekä eläinten rehuun lisätyt antibiootit, jotka voivat vaikuttaa negatiivisesti anaerobisiin mikro-organismeihin. Näihin haasteisiin on haettu ratkaisua muun muassa yhteismädätyksellä, jossa kananlantaan lisätään muita raaka-aineita. On havaittu, että muiden syöteaineiden avulla on mahdollista parantaa biokaasun tuottavuutta ja lieventää haitallisia tekijöitä laimentamalla substraatin ammoniakkia ja tarjoamalla enemmän anaerobeille tarvittavia ravinteita. (Tawfik ym. 2023.)

Useat tutkimukset ovat osoittaneet, että poistamalla kananlannasta liiallista typpeä estetään sen inhiboiva vaikutus biokaasuprosessissa. Konkol ym. (2023) tavoittelivat tutkimuksessaan korkeampaa C/N-suhdetta uuttamalla kananlantaa vedellä 20–60 °C:n lämpötilassa ennen biokaasukokeita, minkä jälkeen C/N-suhde nousi 2–2,7-kertaiseksi ja biokaasun tuotanto kasvoi 16–45 prosenttia ja metaanin tuotanto 18–39 prosenttia.

Tawfik ym. (2023) raportoivat parhaimmasta biokaasuntuotannosta syötteillä, jossa oli 10 prosenttia primäärilietettä ja 90 prosenttia kananlantaa. Tutkimus osoitti, että yhteismädätys kananlannan ja muiden orgaanisten jätteiden kanssa auttoi tasapainottamaan C/N-suhdetta ja tehostamaan mikrobien toimintaa. Jasińska ym. (2024) osoittivat tutkimuksessaan, että sen lisäksi, että jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätys parantaa biokaasuntuottopotentiaalia, se on myös ympäristöystävällisempää. Kasvihuo- nekaasupäästöt olivat pienemmät yhteismädätyksessä.

Johtopäätökset

Biokaasukokeet osoittivat, että jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätyksellä voidaan lisätä kaasuntuottoa pelkän jätevesilietteen mädätykseen verrattuna. Ductorin typenpoistoprosessilla kananlannasta voidaan poistaa typpeä jo ennen yhteismädätysprosessia ja näin estää liiallisen typen inhibiatiovaikutuksia. Parhaiten biokaasukokeissa toimi yhteismädätys, jossa hyödynnettiin modifioidun kananlannan lisäksi typenpoiston yhteydessä talteen otettu nestefaasi yhdessä jätevesilietteen kanssa.

Biokaasuprosessin yhteismädätyksen loppumädätteitä voidaan hyödyntää ravinnekierrossa jatkojalostamalla ne edelleen kasvualustoiksi tai saostamalla niistä esimerkiksi struviittia. Näistä aiheista on kerrottu enemmän artikkeleissa *Jätevesilietteen mädätteestä koeseoksia kasvatus- ja ekotoksisuuskokeisiin* ja *Struviitin saostaminen jätevesilietteen mädätteestä*. Hyödyntämällä mahdollisimman paljon yhdyskuntajätteiden sivuvirtoja tuetaan kestävä kehitystä ja saadaan ravinteet talteen samalla tukien Hiilineutraali Suomi 2025 -tavoitetta (Valtioneuvosto 2019). Syötemateriaali vaihtelee ajan ja olosuhteiden mukaan, joten hankkeen aikana tehdyistä kahdeksan koeajon tuloksista saadaan hyödyllistä tietoa jatkokehittelyä ajatellen.

LÄHTEET

Davidsson, Å., Lövestedt, C., la Cour Jansen, J., Gruvberger, C. & Aspegren, H. 2007. Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge. *Waste Management* 6, 986–992. PDF-dokumentti. Saatavissa <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.024> [Viitattu 26.9.2025].

Einola, J.-K., Luostarinen, S., Salminen, E. & Rintala, J. 2001. Screening for an optimal combination of municipal and industrial wastes and sludges for anaerobic co-digestion. *Proceedings of 9th World Congress on Anaerobic Digestion, Part 1.* 357–362.

Jasińska, A., Grosser, A., Meers, E. & Piłyp, D. 2024. Stimulating Methane Production from Poultry Manure Digest with Sewage Sludge and Organic Waste by Thermal Pretreatment and Adding Iron or Sodium Hydroxide. *Verkkolehti*. Saatavissa: <https://doi.org/10.3390/en17112679> [viitattu 26.9.2025].

Jurgutis, L., Slepetiene, A., Volungevicius, J. & Amaleviciute-Volunge, K. 2020. Biogas production from chicken manure at different organic loading rates in a mesophilic full scale anaerobic digestion plant. *Biomass and Bioenergy* 141. PDF-dokumentti. Saatavissa <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105693> [viitattu 26.9.2025].

Konkol, I., Świerczek, L. & Cenian, A. 2023. Chicken Manure Pretreatment for Enhancing Biogas and Methane Production. *Energies* 16(14), 5442. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.3390/en16145442> [viitattu 15.10.2025].

Kymäläinen, M. & Pakarinen, O. 2015. Biokaasuteknologia Raaka-aineet, prosessointi ja lopputuotteiden hyödyntäminen. Suomen Biokaasuyhdistys. E.kirja. 26 Saatavissa: https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/104180/HAMK_Biokaasun_tuotanto_2015_ekirja.pdf [viitattu 25.9.2025].

Luostarinen, S., Luste, S. & Sillanpää, M. 2008. Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat-processing plant. *Bioresource Technology* 1. 79–85. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.029> [viitattu 26.9.2025].

Mariscal-Sancho, I., Ball, B.C. & Peregrina, F. 2011. Soil dynamics following long-term application of poultry manure and sewage sludge on grassland. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 656–668. Saatavissa: <https://pure.sruc.ac.uk/en/publications/soil-dynamics-following-long-term-application-of-poultry-manure-a> [viitattu 22.10.2025].

Palva, R., Hellstedt, M., Luostarinen, S., Winquist, E., Salo T., Lehtoranta, S., Grönroos, J., Vuorenmaa, A., Hamina, H. & Puolamäki, K. 2018. Lisähyötyä siipikarjanlannasta. Keino- ja lannankäytön tehostaminen. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://siipi.net/site/assets/files/1652/teholanta-opas.pdf> [viitattu 26.9.2025].

Palva, R., Hellstedt, M., Luostarinen, S., Winquist, E., Salo, T., Lehtoranta, S., Grönroos, J., Hamina, H. & Puolamäki, K. 2019. Siipikarjalannan käytön tehostaminen.

Teholanta-hankkeen loppuraportti. TTS:n julkaisuja 435. Työtehoseura ry. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.tts.fi/wp-content/uploads/2023/10/Teholanta-hankkeen_loppuraportti_TTS_Tyotehoseura_2019.pdf [viitattu 20.10.2025].

Simpanen, M. 2006. Typeä sisältävien jätevesien käsittely 2-N-PRO-menetelmällä. Lappeenrannan teknillinen yliopisto. Diplomityö. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://lutpub.lut.fi/bitstream/handle/10024/30494/nbnfi-fe200811212105.pdf;jsessionid=3C0508D-D796A0F9AB58A8467F9C141A1?sequence=1> [viitattu 24.9.2025].

Tawfik, A., Eraky, M. & Rooney, D. 2023. Bioenergy production from chicken manure: a review Review Article. Springer nature link 21, 2707–2727. Verkkolehti. Saatavissa: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-023-01618-x> [viitattu 26.9.2025].

Valtioneuvosto. 2019. Ravinteiden kierrätyksestä arkea uuden toimenpideohjelman keinoilla. Maa- ja metsätalousministeriö, työ- ja elinkeinoministeriö, ympäristöministeriö. Tiedote 23.5.2019. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://valtioneuvosto.fi/-/1410837/ravinteiden-kierratyksesta-arkea-uuden-toimenpideohjelman-keinoilla> [viitattu 20.10.2025].

JÄTEVESILIETTEEN MÄDÄTTEESTÄ KOESEOKSIA KASVATUS- JA EKOTOKSISUUSKOKEISIIN

Miia Sourander & Jonna Hauvala & Vuokko Malk

Kierrätysmateriaaleista, kuten biokaasulaitosten mädätteistä, voidaan kehittää kestävä kehityksen mukaisia ja ravinteikkaita kasvualustoja kasveille ja samalla korvata mineraalilannoitteiden käyttöä. Kuitenkin uusien vaihtoehtojen soveltuvuuden ja turvallisuuden todentaminen tuotteeksi saakka vaatii pitkää kehitystyötä (Maa- ja metsätalousministeriö 2025). Laadukkaiden tuotteiden valmistamiseksi tarvitaan tietämystä muun muassa raaka-aineiden soveltuvuudesta, ravinnepitoisuudesta, haitta-aineista ja lainsäädännöstä. Tuotekehitysprosessiin kuuluu useita vaiheita, kuten materiaalin saatavuuden kartoitusta, rakenne- ja laatuanalyysseja, haitta-aineiden analyysseja, kasvatuskokeita ja tuotereseptiikkaa. (Salonen 2023.)

Y-MAX-hankkeessa valmistettiin koeseoksia jätevesilietteen mädätteestä ja niiden ominaisuuksia tutkittiin kasvatus- ja ekotoksisuuskokeilla sekä ravinne- ja haitta-aineanalyysseillä. Erityisenä tutkimusaiheena vertailtiin jätevesilietteen mädätteen ominaisuuksia verrattuna jätevesilietteen ja kananlannan seoksen mädätteeseen. Tässä artikkelissa esitellään mädätteille tehdyt kokeet ja niiden tulokset.

Mädätteistä valmistetut koeseokset

Laboratoriomittakaavan kokeiden tavoitteena oli valmistaa erilaisista jätevesilietteen mädätteistä multatuotteita. Testatut mädätteet olivat yhdyskuntajätevesilietteen mädätteen mittakaavan biokaasulaitokselta sekä kananlannan ja jätevesilietteen yhteismädätteen laboratoriomittakaavan kokeista (koesarja 3, ks. tämän julkaisun artikkeli *Laboratorio- ja demonstraatiomittakaavan biokaasukokeet jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätyksen optimoimiseksi*).

Mädätteistä valmistettiin Xamkin ympäristölaboratoriossa neljä erilaista seosta (kuva 1, taulukko 1). Mädätteiden lisäksi seoksissa käytettiin hiekkaa ja turvetta. Lainsäädäntö edellyttää mädätteiden käsittelyä ja hygienisointia sekä asettaa kompostoinnille vaatimuksia ennen käyttöä kasvualustatuotteissa (Maa- ja metsätalousministeriön asetus

lannoitevalmisteista 964/2023). Tässäkin koejärjestelyssä mädätteiden annettiin kypsyä ennen kasvatuskokeiden suoritusta. Laboratorio-olosuhteissa toteutettu kypsytytys ei kuitenkaan vastannut lainsäädännön vaatimusten mukaista kompostointia, joten tuotetut koeseokset eivät virallisesti täytä kasvualustan kriteerejä. Seoksista ei myöskään analysoitu esimerkiksi hygieniaitekijöitä, jotka kuuluvat lannoitelainsäädännön mukaisiin analyyseihin.

Seosten valmistus aloitettiin sekoittamalla turve ja mädäte tietyissä kuivapainosuhteissa. Turpeen osuus oli 65–86 painoprosenttia. Turve-mädäteseoksia kypsytettiin kannellisissa ämpäreissä huoneenlämmössä kuukauden ajan. Myöhemmässä vaiheessa koeseoksiin lisättiin hiekka, joka oli seulottu 2 mm:n seulalla. Osaan seoksista lisättiin vielä turvetta. Kaiken kaikkiaan kypsytysvaihe kesti kolme kuukautta. Kypsytyksen aikana koeseoksille tehtiin seurantaa säännöllisesti. Koeseoksia sekoitettiin ja niistä määritettiin muun muassa paino, pH ja johtokyky. Koeseoksille tehtiin myös tarvittaessa kosteudensäätöä (kuva 2). Seoksiin 1 ja 2 lisättiin kalkkia, jonka avulla happamuus saatiin säädettyä kaupallisten multatuotteiden tasolle (pH noin 6–7).

Valmiit koeseokset sisälsivät mädätettä kuiva-aineeseen suhteutettuna 5–10 prosenttia ja tilavuuteen suhteutettuna 9–27 prosenttia (taulukko 1). Turpeen osuus seoksissa oli noin 27–32 prosenttia kuiva-aineena (63–80 til-%) ja hiekan osuus oli noin 62–68 prosenttia kuiva-aineena (10–11 til-%). Kuiva-ainepitoisuus raaka-aineena käytetyissä eri mädätteissä vaihteli huomattavasti (taulukko 4), mikä vaikutti myös käytetyn turpeen ja hiekan tilavuuteen seoksissa. Koeseoksissa 1 ja 2 oli turvetta tilavuudeltaan eniten.

Ennen koeseosten valmistusta raaka-aineille tehtiin analyyseja, kuten tilavuuspaino, pH- ja johtokyky- sekä kuiva-ainemäärityksiä. Lisäksi raaka-aineena käytetyistä mädätteistä ja valmiista koeseoksista analysoitiin ravinne- ja raskasmetallipitoisuudet ulkopuolisessa laboratoriossa (Eurofins Viljavuuspalvelu Oy).



Kuva 1. Mädätteistä valmistetut koeseokset. (Kuva Jonna Hauvala)

Taulukko 1. Koeseosten ominaisuuksia. Seoksissa 3 ja 4 käytetyt mädätteet olivat Y-MAX-hankkeen biokaasukoesarjasta 3. (ka = kuiva-aine, til. = tilavuus)

Koe-seokset	Käytetty mädäte	Mädätteen osuus seoksessa
1	jätevesilietteen mädäte täyden mittakaavan biokaasulaitokselta	5 % (ka), 9 % (til.)
2	jätevesilietteen mädäte täyden mittakaavan biokaasulaitokselta	10 % (ka), 17 % (til.)
3	kananlannan (25 % ka) ja jätevesilietteen (75 % ka) mädäte	5 % (ka), 27 % (til.)
4	modifioidun kananlannan (25 % ka) ja jätevesilietteen (75 % ka) mädäte	5 % (ka), 27 % (til.)



Kuva 2. Vasemmalla kuvassa seoksen kosteustasapainoa säädetään veden lisäyksellä. Oikealla kuvassa seokselle tehdään happamuuden säätöä kalkkilisäyksellä. (Kuvat Miia Sourander ja Jonna Hauvala)

Kasvatuskokeet laboratoriossa

Koeseoksille toteutettiin laboratoriomittakaavan kasvatuskokeet VTT:n kompostin kypsystestien menetelmäohjeita (Itävaara ym. 2006) hyödyntäen. Koekasvina oli vihanneskrassi (*Lepidium sativium*). Kokeessa oli viisi koesarjaa: laboratoriossa valmistetut koeseokset 1–4 ja taustakontrollina (0) toimiva kaupallinen kylvö- ja taimimulta.

Jokaisesta seoksesta valmistettiin kuusi rinnakkaista ruukkua kasvatuskokeisiin. Muovisiin ruukkuihin mitattiin 3 dl multaa per ruukku ja ne kasteltiin vesijohtovedellä niin, että vesi tihkui ruukuista läpi. Jokaiseen ruukkuun kylvettiin 50 vihanneskrassin siementä ja päälle ripoteltiin ohut kerros vermikuliittirouhetta (kuva 3). Tämän jälkeen ruukut peitettiin tuorekelmulla ja ne asetettiin olosuhdekaappiin (Aralab, Fitoclima Bio, S600). Olosuhdekaappiin ohjelmoitiin vuorokaudelle kaksi sykliä. Toisessa syklissä valot olivat päällä (valoteho 60 %) 16 tuntia ja lämpötila 20 °C, ja toisessa syklissä valot olivat pois päältä 8 tuntia ja lämpötila 15 °C (kuva 4). Molemmissa sykleissä olosuhdekaapin kosteus oli asetettu 70 prosenttiin ja ilmanvaihto 40 prosenttiin.



Kuva 3. Vasemmalla kuvassa taustakontrollien ruukut vihanneskrassin siementen kylvön jälkeen ja oikealla ruukut vermikuliittirouheen lisäyksen jälkeen. (Kuvat Miia Sourander)



Kuva 4. Vasemmalla kuvassa ruukut olosuhdekaapissa kelmuilla suojattuna vuorokausi kasvatuskokeen aloituksesta pimeä-asetuksessa. Oikealla kuvassa ruukut 7 vrk kokeen aloituksesta valot päällä -asetuksessa. (Kuvat Miia Sourander ja Jonna Hauvala).

Kasvatuskokeen aikana seurattiin säännöllisesti siementen itämistä ja kasvua. Kokeen aikana ruukut kasteltiin vesijohtovedellä tarpeen mukaan kuitenkin niin, että jokaiseen ruukkuun lisättiin aina sama määrä vettä. Itäneet taimet laskettiin ensimmäisen kerran seitsemän vuorokauden kuluttua siementen kylvöstä. Lisäksi tehtiin visuaalista tarkastelua kasvien ulkonäöstä, kuten koosta ja lehtien väristä.

Kasvatuskoe päätettiin 14 vuorokauden kuluttua aloituksesta. Itäneet taimet leikattiin juuresta, laskettiin taimet ja punnittiin taimien tuoremassa. Lisäksi tehtiin visuaalista tarkastelua taimista, mullasta ja juurista sekä vertailtiin niitä taustakontrolliin sekä toisiinsa. Taimet kuivattiin lämpökaapissa +70 C°:ssa vuorokauden ajan. Tämän jälkeen kuivatut taimet siirrettiin eksikaattoriin jäähtymään ja punnittiin.

Siementen itävyyden ja kasvuindeksin tulosten arvioinnissa käytettiin seuraavia kaavoja 1 ja 2 (Itävaara ym. 2006):

$$\text{Itävyyso prosentti} = \frac{\text{itäneet siemenet (kpl)}}{\text{kylvetyt siemenet (kpl)}} \cdot 100 \% \quad (1)$$

$$\text{Kasvuindeksi} = \frac{\text{kasvu näyteseoksessa (g)}}{\text{kasvu taustakontrollissa (g)}} \cdot 100 \% \quad (2)$$

Kasvatuskokeen tulokset ja tarkastelu

Kasvatuskokeessa taimien itävyys lähti nopeasti käyntiin. Jo kahden vuorokauden kuluttua siementen kylvöstä oli nähtävissä kasvua (kuva 5). Sarjojen 3 ja 4 taimissa oli isommat ja hieman vihreämmät lehdet sekä korkeampi kasvusto seitsemän vuorokauden iässä (kuva 6). Niiden taimia oli haasteellista laskea, koska taimet olivat kietoutuneet osin toisiinsa ja lakosivat helposti. 14 vuorokauden jälkeen koeseoksissa 3 ja 4 kasvaneet taimet olivat haaroittuneita ja korkeampia verrattuna taustakontrolliin (kuvat 7–8).



Kuva 5. Kaksi vuorokautta kokeen käynnistyksestä itäminen oli alkanut ja ruukkujen päältä poistettiin kelmut. Vasemmalla taustakontrolli ja oikealla koeseos 3. (Kuvat Miia Sourander)



Kuva 6. Jokaisen seoksen yksi rinnakkainen ruukku 7 vuorokauden iässä. Koeseoksen 4 taimet olivat kasvaneet pituutta enemmän muihin verraten. (Kuva Jonna Hauvala)



Kuva 7. Jokaisen seoksen yksi rinnakkainen ruukku 14 vuorokauden iässä. (Kuva Jonna Hauvala)



Kuva 8. Koesarjoissa 3–4 taimet olivat haaroittuneita. (Kuvat Jonna Hauvala ja Miia Sounder)

Vihanneskrassin itävyys taustakontrollissa oli 97 prosenttia (taulukko 2). Taustakontrollin itävyyden ollessa yli 90 prosenttia tuloksia voidaan pitää luotettavina (Itävaara ym. 2006). Muiden koeseosten itävyys vaihteli 79–89 prosenttia. Kasvuindeksiin jäädessä alle 80 prosenttiin kasvua voidaan pitää alentuneena (Itävaara ym. 2006). Koeseosten alhaisempi itävyyssprosentti taustakontrolliin verrattuna voi johtua epäsuhtaisemmasta ravinnetasapainosta ja kuivemmasta kasvualustasta. Kontrollinäytteen kosteusprosentti oli selkeästi muita näytteitä korkeampi (taulukko 3), vaikka kaikkia seoksia kasteltiin kokeen aikana samalla tavalla.

Kasvuindeksissä havaittiin huomattavaa vaihtelua seosten välillä, ja tämä on nähtävissä myös selvästi kuvissa 6–7. Seoksissa 1 ja 2 kasvuindeksi oli 82–83 prosenttia, kun sarjoissa 3 ja 4 kasvuindeksi oli jopa 171–175 prosenttia (taulukko 2).

Taulukko 2. Itävyys ja kasvuindeksi testatuissa koeseoksissa.

Koeseos	Itävyys (%)	Kasvuindeksi (%)
0	97	-
1	89	82
2	79	83
3	83	171
4	88	175

Koeseosten pH ei vaihdellut juurikaan vertailtaessa sen arvoa ennen ja jälkeen kasvatuskokeiden (taulukko 3). Kaikissa seoksissa pH laski hieman paitsi seoksessa 2. Taustakontrolli oli ainoa seoksista, jossa pH oli koko kokeen aikana yli 7, kun taas testiseoksissa pH vaihteli 6,3–6,7. Johtokyky pieneni odotetusti kasvatuskokeen aikana kaikissa seoksissa (taulukko 3), koska kasvi ottaa ravinteita ioneina kasvualustastaan, mikä vähentää sähkönjohtavuutta (Fernández ym. 2016). Kasvualustan optimaalinen johtokyky on tärkeää, sillä liian korkea johtokyky vaikeuttaa kasvien vedenottoa ja erityisesti itämisvaiheessa kasvit ovat alttiita ylimääräisille vesiliukoisille ravinnesuoloille (Kaartinen 2018, 13). On todennäköistä, että mädätteen nostivat koeseosten johtokykyä. Seoksissa 2–4 mädätettä oli tilavuutena enemmän kuin koeseoksessa 1. Etenkin seoksen 2 johtokyky ennen kokeen alkua oli yli kaksinkertainen verrattuna taustakontrolliin. Seoksissa 2, 3 ja 4 johtokyky aleni kasvatuskokeen aikana yli 30 prosenttia, kun taas taustakontrollissa ja seoksessa 1, joiden lähtötaso oli alhaisempi, johtokyky aleni alle 15 prosenttia.

Taulukko 3. Koeseosten pH, johtokyky ja kosteus ennen ja jälkeen kasvatuskokeen. (Tiedot Eurofins Viljavuuspalvelu Oy)

Koeseos	Ennen kasvatuskoetta			Kasvatuskokeen jälkeen		
	pH	Johtokyky (mS/m)	Kosteus %	pH	Johtokyky (mS/m)	Kosteus %
kontrolli (0)	7,4	41,1	72,8	7,2	36	64,2
1	6,5	48,8	47,3	6,4	41,6	45,5
2	6,6	97,9	46,2	6,7	62,8	52,6
3	6,6	70,4	44,3	6,5	47,3	38,6
4	6,6	72,3	47,2	6,3	37,1	41,7

Ravinnepitoisuudet

Pääravinneet (fosfori, typpi ja kalium) analysoitiin sekä seoksissa käytetyistä mädätteistä (taulukko 4) että valmiista koeseoksista ennen ja jälkeen kasvatuskokeen (taulukko 5). Korkein kokonaisfosforipitoisuus oli jätevesilietteen mädätteessä (seosten 1–2 mädänte). Kuitenkin vesiliukoisen fosforin pitoisuus oli alhaisempi seosten 1–2 mädätteessä verrattuna seosten 3–4 mädätteisiin (kananlannan ja jätevesilietteen yhteismädätteet) (taulukko 4), ja sama ero oli havaittavissa näistä mädätteistä valmistetuissa seoksissa (taulukko 5). Kuvassa 9 nähdään, että vesiliukoisen fosforin pitoisuus taustakontrollissa oli moninkertaisesti suurempi kuin mädätettä sisältävissä koeseoksissa.

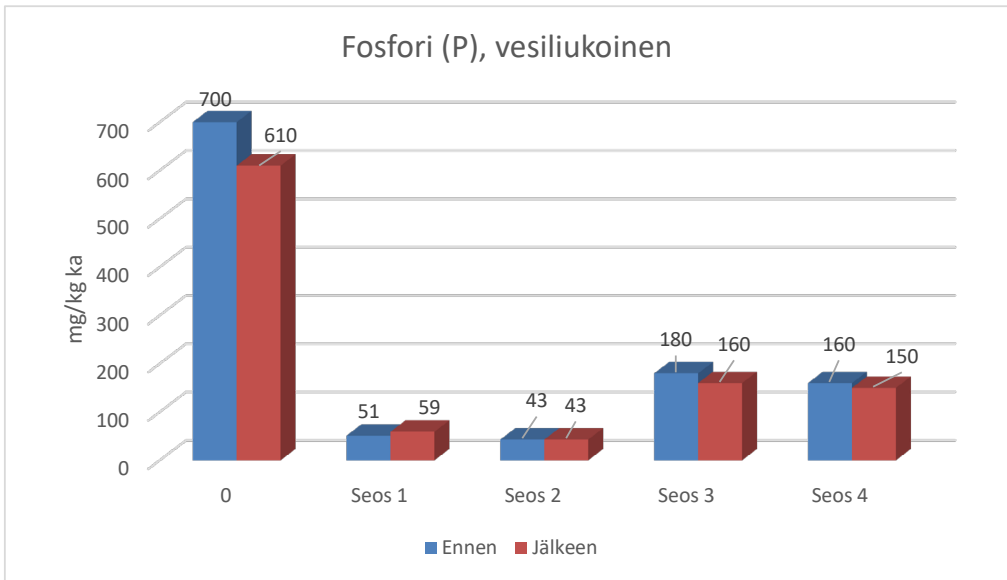
Suomessa yhdyskuntajätevesiliete sisältää merkittäviä määriä fosforia. Kuitenkin jätevedenpuhdistuksessa fosfori saostetaan rauta- tai alumiinisuoloilla. Tämän seurauksena fosfori sitoutuu yhdisteeseen vahvasti, jolloin kasvit eivät pysty sitä helposti hyödyntämään. (Tampio ym. 2018, 33.) Kasvaakseen vahvoiksi juuret edellyttävät kasvualustaltaan riittävää fosforipitoisuutta (Prathap ym. 2022). Taustakontrollin vahvat ja hyväkuntoiset juuret, joita ei havaittu muissa koeseoksissa kasvaneissa taimissa, voivat olla yhteydessä optimaalisempaan vesiliukoisen fosforin pitoisuuteen. Kaikissa testattavissa seoksissa taustakontrollia lukuun ottamatta juuret olivat katkenneita ja hauraita sekä ruukusta irrotettu multapaakku hajosi helposti.

Taulukko 4. Koeseoksiin käytettyjen mädätteiden analyysituloksia. (Tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelu Oy)

Analyyysi	Yksikkö	1. ja 2. seosten mädäte	3. seoksen mädäte	4. seoksen mädäte
Kuiva-aine	%	13,5	4,1	3,6
pH		8,4	8,3	8,2
Johtokyky	mS/m	448	326	308
Typpi (N), kokonaispitoisuus	g/kg ka	89	120	120
Typpi (N), vesiliukoinen	g/kg ka	25,1	41,4	46
Fosfori (P), kokonaispitoisuus	g/kg ka	39	27	24
Fosfori (P), vesiliukoinen	g/kg ka	0,84	1,9	2,3
Kalium (K), kokonaispitoisuus	g/kg ka	3,1	38	34

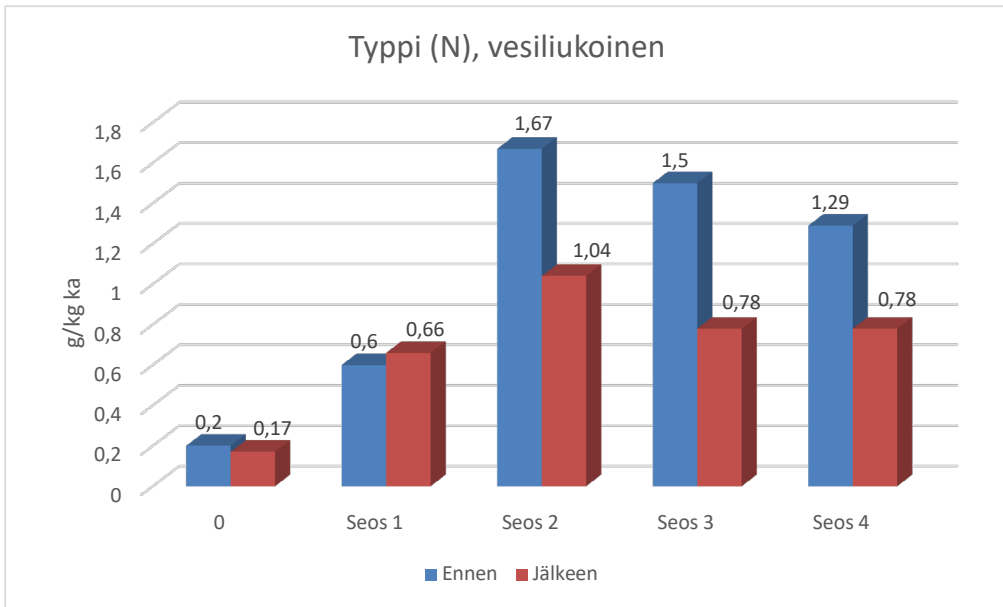
Taulukko 5. Koeseosten ravinnepitoisuudet ennen (E) ja jälkeen (J) kasvatuskokeen. (Tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelu Oy)

Analyyysi	Yksikkö	0		Seos 1		Seos 2		Seos 3		Seos 4	
		E	J	E	J	E	J	E	J	E	J
Typpi (N), kokonaispitoisuus	g/kg ka	12	7,3	8,7	7,2	10	9,7	8,4	7,2	7,8	6,7
Typpi (N), vesiliukoinen	g/kg ka	0,2	0,17	0,6	0,66	1,67	1,04	1,5	0,78	1,29	0,78
Fosfori (P), kokonaispitoisuus	g/kg ka	2	2,2	3,7	2,4	5,8	7,2	1,5	1,6	1,6	1,5
Fosfori (P), vesiliukoinen	g/kg ka	0,7	0,61	0,051	0,059	0,043	0,043	0,18	0,16	0,16	0,15
Kalium (K), kokonaispitoisuus	g/kg ka	5,4	4,8	1,5	1,1	1,1	1,2	3,2	3,0	3,3	2,7



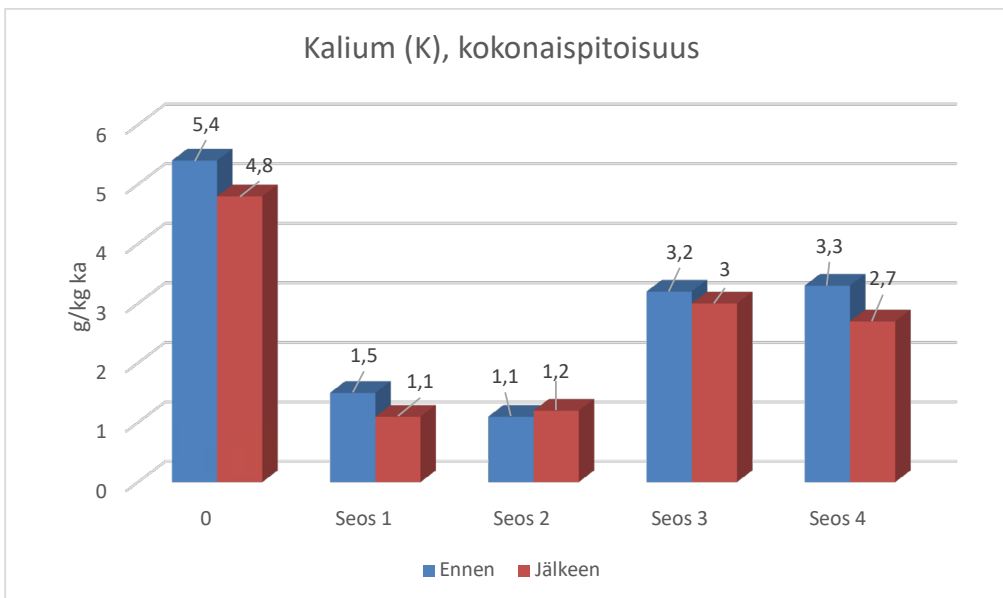
Kuva 9. Vesiliukoisen fosforin pitoisuudet seoksissa 1–4 ja taustakontrollissa (0) ennen sekä jälkeen kasvatuskokeen. (Tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelu Oy 2025.)

Kokonaistypen ja vesiliukoisen typen pitoisuudet olivat korkeammat kananlantaa sisältäneissä mädätteissä (seosten 3 ja 4 mädätteet) kuin pelkän jätevesilietteen mädätteessä (seosten 1–2 mädäte) (taulukko 4). Koeseoksien pitoisuuksia tarkasteltaessa nähdään, että taustakontrollissa oli ennen kokeen alkua vesiliukoisen typen pitoisuus alhaisin ja se alentui hyvin vähän kasvatuskokeen aikana (kuva 10). Sen sijaan koeseoksissa 3 ja 4 vesiliukoisen typen käyttö kasvuun oli yli 40 prosenttia, mikä tukee tehtyjä havaintoja kokeen aikana. Yen ym. (2022) tutkimuksessa havaittiin, että kasvi kompensoi muiden ravinteiden puutetta tai esimerkiksi kuivuutta säätelemällä typen ottoa sopeutumisstrategianaan. Runsas typen käyttö voi näyttäytyä väriltään tummempina lehtinä ja kiivaana rehevänä kasvuna, ja vaikka kasvit käyttäessään kasvuunsa runsaasti typpeä voivat kasvaa korkeiksi, niiden varsi ja juuristo saattavat olla heikompia. (Yara s.a.).



Kuva 10. Vesiliukoisen typen pitoisuudet seoksissa 1–4 ja taustakontrollissa (0) ennen sekä jälkeen kasvatuskokeen. (Tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelu Oy 2025.)

Kaliumin kokonaispitoisuus taustakontrollissa oli korkeampi verrattuna muihin seoksiin (kuva 11). Kalium on tärkeä ravinne kasveille, ja sillä on vaikutusta laaja-alaisesti kasvien kasvuun ja ravintoarvoihin (Valtonen 2016). Kaliumin alhaisempi pitoisuus mädätteistä valmistetuissa koeseoksissa kaupalliseen multaun (seos 0) verrattuna voi olla yhteydessä esimerkiksi koeseosten 1 ja 2 heikompaan kasvuun.



Kuva 11. Kaliumin kokonaispitoisuudet seoksissa 1–4 ja taustakontrollissa (0) ennen sekä jälkeen kasvatuskokeen. (Tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelu Oy 2025.)

Raskasmetallipitoisuudet

Raskasmetallit analysoitiin sekä koeseosten raaka-aineena käytetyistä mädätteistä että valmiista koeseoksista. Tuloksia verrattiin Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa (964/2023) lannoitevalmisteista määritettyihin haitallisten aineiden sallittuihin enimmäispitoisuuksiin. Mädätteiden osalta tuloksia verrattiin maanparannusaineen arvoihin (taulukko 6) ja koeseosten osalta kasvualustan arvoihin (taulukko 7). Pitoisuudet eivät ylittyneet missään näytteissä. Koeseoksissa raskasmetallipitoisuudet olivat tasaisesti laskeneet verrattaessa niitä mädätteiden pitoisuuksiin. Useiden raskasmetallien pitoisuudet olivat alhaisempia jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätettä sisältävissä koeseoksissa 3–4 verrattuna taustakontrolliin tai pelkän jätevesilietteen mädätettä sisältäviin seoksiin 1–2.

Taulukko 6. Koeseoksissa käytettyjen mädätteiden raskasmetallipitoisuudet (kokonaispitoisuudet kuiva-aineessa). (Tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelu Oy 2025.)

Analyyysi	Yksikkö	1. ja 2. seoksen mädäte	3. seoksen mädäte	4. seoksen mädäte	Sallitut enimmäispitoisuudet orgaanisessa maanparannusaineessa*
Arseeni (As)	mg/kg/ka.	<5,4	<5,3	<5,3	40
Kadmium (Cd)	mg/kg/ka.	0,54	0,34	0,35	1,5
Kromi (Cr)	mg/kg/ka.	26	28	39	300
Kupari (Cu)	mg/kg/ka.	270	130	130	600
Elohopea (Hg)	mg/kg/ka.	0,4	0,24	0,17	1
Nikkeli (Ni)	mg/kg/ka.	23	19	24	70
Lyijy (Pb)	mg/kg/ka.	8,8	3,5	3,2	100
Sinkki (Zn)	mg/kg/ka.	550	510	450	1500

* Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 964/2023.

Taulukko 7. Koesarjojen 1–4 koeseosten ja taustakontrollin (0) raskasmetallipitoisuudet ennen kasvatuskokeen aloitusta (kokonaispitoisuudet kuiva-aineessa). (Tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelu Oy 2025).

Analyysi	Yksikkö	0	Seos 1	Seos 2	Seos 3	Seos 4	Sallitut enimmäispitoisuudet kasvualustassa*
Arseeni (As)	mg/kg/ ka.	<5,1	<5,1	<5,1	<5,1	<5,1	10
Kadmium (Cd)	mg/kg/ ka.	<0,1	0,13	0,12	0,1	0,1	1
Kromi (Cr)	mg/kg/ ka.	11	10	8,9	7,3	7,7	200
Kupari (Cu)	mg/kg/ ka.	20	30	41	13	13	150
Elohopea (Hg)	mg/kg/ ka.	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	0,5
Nikkeli (Ni)	mg/kg/ ka.	6,7	7,2	6,5	4,9	5,1	50
Lyijy (Pb)	mg/kg/ ka.	7,3	7,9	7,2	6,4	5,5	50
Sinkki (Zn)	mg/kg/ ka.	98	66	91	42	43	300

* Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 964/2023

Aliivibrio fischeri -ekotoksisuustesti

Mädätteiden ja koeseosten ekotoksisuutta tutkittiin *Aliivibrio fischeri* -valobakteeritestillä. *Aliivibrio fischeri* on meriympäristössä elävä bioluminisoiva bakteeri, jonka valon tuotto inhiboituu haitallisten aineiden vaikutuksesta osoittaen näin näytteiden ekotoksisuuden. Testiä hyödynnetään sekä erilaisten haitta-aineiden toksisuusvaikutusten tutkimisessa että esimerkiksi kompostin kypsyyden määrittämisessä.

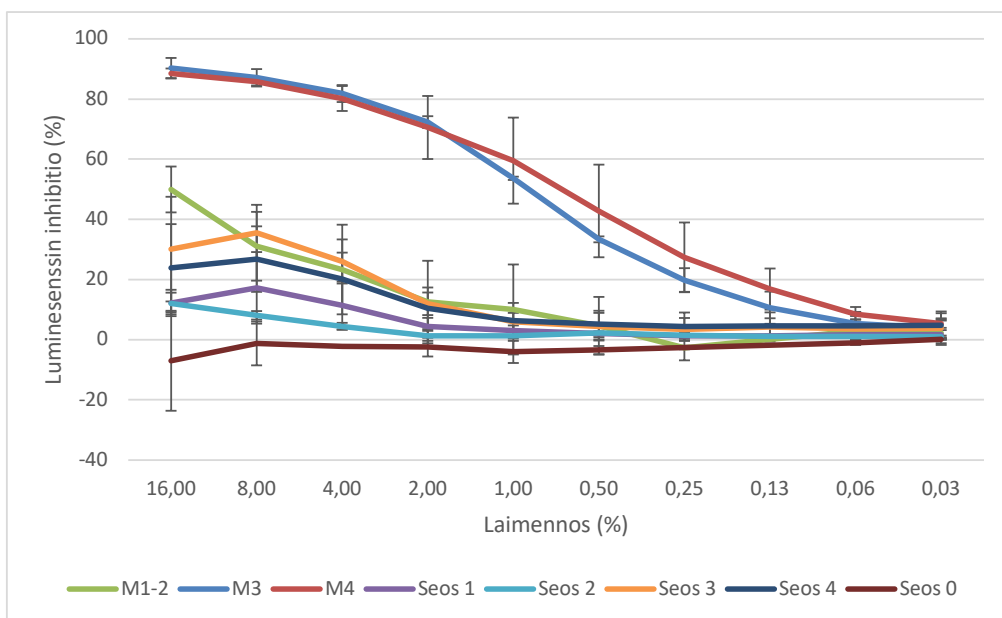
Testi suoritettiin standardin SFS-ISO 21338 mukaisesti käyttäen BioTox™-kittiä (Aboatox Oy, Turku). Mädätteistä ja koeseoksista valmistettiin suspensiot sekoittamalla niitä ultrapuhtaaseen veteen 20 prosentin massasuhteella. Kustakin näytteestä valmistettiin kaksi rinnakkaista suspensiota. Näytesuspensioiden pH säädettiin tarvittaessa välille 6,0–8,5, ja NaCl-pitoisuus kahteen prosenttiin. Suspensioista valmistettiin laimennossarjat mittauskyytteihin. Kustakin näytteestä tehtiin kymmenen laimennosta 1:1 suhteessa edelliseen laimennokseen. Jokaisesta näytesuspensiosta tehtiin kaksi rinnakkaista laimennossarjaa.

Näytetilavuus mittauskyytteissä oli 400 µl. Kyytteihin injektoidiin 100 µl bakteerisuspensiota, jolloin näytteet laimenivat vielä bakteerin kanssa. Näytteiden luminesenssi mitattiin alussa ja 30 minuutin kontaktiajan jälkeen luminometrillä (Berthold Sirius 2 LB 9526). Referenssiaineena käytettiin 3,5-dikloorifenolia (C₆H₄OCl₂) ja kontrollina kaksiprosenttista NaCl-liuosta (pH 7,0 ± 0,2). EC₅₀-arvot (50 % vaikuttava pitoisuus) laskettiin lineaarisen regressioanalyysin perusteella.

Tulokset

Ekotoksisuustestissä luminesenssin inhibitio vaihteli selvästi näytteiden välillä (kuva 12). Määdäntenäytteissä inhibitio oli suurempi kuin niistä valmistetuissa koeseoksissa. Selvästi korkein inhibitio oli jätevesilietteen ja kananlannan seoksen mädätteissä (seosten 3 ja 4 mädätteet). Seosten 3 ja 4 EC50-arvot olivat 0,9–1,1 prosenttia. Vastaavia arvoja on raportoitu kirjallisuudessa ja aiemmissa tutkimuksissa erityisesti sellaisilla mädäntenäytteillä, joilla on ollut myös korkea johtokyky, ammonium- ja kokonaistyyppipitoisuus (Tigini ym. 2016, Malk & Paakkari 2023). Muissa näytteissä luminesenssin inhibitio oli selvästi alhaisempi eikä EC50-arvoja voitu luotettavasti määrittää. Taustakontrollina käytetyssä kaupallisessa mullassa (seos 0) toksisuutta ei havaittu lainkaan ja myös koeseoksissa 1–2 inhibitiot olivat alle 20 prosenttia eli alle vaikuttavan tason.

Kirjallisuuden perusteella mädätteiden toksisuutta voivat aiheuttaa esimerkiksi ammoniakki, haihtuvat orgaaniset yhdisteet, suolat ja raskasmetallit (Franchino ym. 2016). Seosten 3 ja 4 kananlantaa sisältävissä mädätteissä oli selvästi korkeampi typpi- ja kaliumpitoisuus kuin seosten 1–2 pelkän jätevesilietteen mädätteessä (taulukko 4). Raskasmetallipitoisuuksissa ei havaittu merkittäviä eroja eri mädäntenäytteiden välillä, eli toksisuuserot eivät selity raskasmetalleilla (taulukko 6). Orgaanisia haitta-aineita ei analysoitu.



Kuva 12. Luminesenssin inhibitio (%) mädäntenäytteiden M1–M4 sekä niistä valmistettujen koeseosten (seokset 1–4) ja kaupallisen kontrollimullan (seos 0) laimennossarjoissa.

Johtopäätökset

Biokaasulaitosten mädätteet sisältävät runsaasti ravinteita, ja käyttämällä mädätteitä osana kasvualustoja saadaan ravinteet ja orgaaninen aines kiertoon kiertotaloutta edistäen. Laadukkaiden kasvualustatuotteiden kehittäminen vaatii kuitenkin tarkkaa optimointia. Y-MAX-hankkeessa toteutetut analyysit osoittivat, että kananlannan mädätys yhdessä jätevesilietteen kanssa toi mädätteisiin runsaasti typpeä. Tämän ansioista vihanneskrasit kasvoivat rehevästi näistä mädätteistä valmistetuissa koeseoksissa, mutta tarkempi tarkastelu osoitti, että juuristo ei ollut yhtä vahvaa ja kasvit olivat haaroittuneempia kuin kaupallisessa kylvö- ja taimimullassa kasvaneilla kasveilla. Erityisesti jätevesilietteen mädäte puolestaan toi koeseoksiin fosforia. Tässä tutkimuksessa tehdyt analyysit kuitenkin vahvistivat tiedon, että jätevesiliettemädätteen sisältämä fosfori on tiukasti sitoutuneena kiintoaineeseen ja kasveille helposti ja nopeasti hyödynnettävässä muodossa olevan vesiliukoisen fosforin pitoisuus jäi alhaiseksi. Myös kaliumin pitoisuus erityisesti jätevesilietteen mädätteestä valmistetuissa koeseoksissa jäi matalaksi.

Vaikka kananlantaa sisältävien mädätteiden lisääminen koeseokseen osoitti suotuisia vaikutuksia kasvuindeksiin, tarvitaan lisää tutkimusta, jotta esimerkiksi itävyys sekä ravinnepitoisuus saadaan optimaaliselle tasolle. Jatkossa olisi optimoitava seossuhteita, kompostointiaikaa ja koeseoksen ravinteiden tasapainoa, kuten liukoisen fosforin pitoisuutta. Kasvien kasvulle kriittinen fosfori vaikuttaa erityisesti solujen aineenvaihduntaan ja juuriston kehitykseen (Prathap ym. 2022). Ravinnetasapainon optimoimiseksi kasvualustojen reseptiikassa voisi hyödyntää muita sivuvirtoja tai tarvittaessa säätää ravinnepitoisuuksia mineraaliravinteilla. Ravinnepitoisuuksien perusteella tuotteita voidaan myös suunnata sopiville kasvilajeille ja tarkoituksiin. Jätevesiliettemädätteen sisältämä fosfori voitaisiin mahdollisesti hyödyntää paremmin esimerkiksi tuottamalla struviittia. Y-MAX-hankkeen struviitin saostuskokeita on esitelty tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa Struviitin saostaminen jätevesilietteen mädätteestä.

Merkittävänä kysymyksenä ja jarruttavana tekijänä mädätteiden hyödyntämisessä on etenkin jätevesiliettemädätteen mahdollisesti sisältämät haitta-aineet. Tässä tutkimuksessa tehdyissä analyyseissä mädätteiden raskasmetallipitoisuudet jäivät selvästi alle sallittujen enimmäispitoisuuksien. Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksia on käsitelty tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa *Haitta-aineet biokaasuprosessin materiaaleissa*.

LÄHTEET

Itävaara, M., Vikman, M., Kapanen, A., Venelampi, O. & Vuorinen, A. 2006. Kompostin kypsyystestit - Menetelmäohjeet. VTT-tiedotteita. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://sarjaweb.vtt.fi/pdf/tiedotteet/2006/T2351.pdf> [viitattu 7.8.2025].

Eurofins Viljavuuspalvelu Oy. 2025. Tutkimustodistus. 24.1.2025, 24.3.2025, 7.4.2025 PDF-dokumentti.

Fernández, J. A., Niñirola, D., Ochoa, J., Orsini, F., Pennisi, G., Gianquinto, G. & Egea-Gilabert, C. 2016. Root adaptation and ion selectivity affects the nutritional value of salt-stressed hydroponically grown baby-leaf *Nasturtium officinale* and *Lactuca sativa*. *Agricultural and Food Science* 25 (4), 232. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.23986/afsci.58960> [viitattu 3.9.2025.]

Franchino, M., Tigini, V., Varese, G.C., Sartor, R.M. & Bona, F. 2016. Microalgae treatment removes nutrients and reduces ecotoxicity of diluted piggery digestate. *Science of The Total Environment* 569–570, 40–45. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.100> [viitattu 18.9.2025].

Kaartinen, M. 2018. Kotipuutarhan ravinneanalyysit. Eurofins Viljavuuspalvelu Oy. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://cdnmedia.eurofins.com/european-east/media/2233407/supermessut-220418.pdf> [viitattu 4.9.2025].

Maa- ja metsätalousministeriö. 2025. Taustatietoa kasvualustoista ja kuivikkeista 17.6.2025. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://mmm.fi/documents/1410837/15430871/Kuivikkeet%20ja%20kasvualustat%20infokuvasetti.pdf/2944a5b5-ec70-13e2-8ea5-f19242876725/Kuivikkeet%20ja%20kasvualustat%20infokuvasetti.pdf?t=175008185565> [viitattu 25.8.2025].

Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 964/2023, 6.10.2023.

Malk, V. & Paakkari, M. 2023. Aliivibrio fischeri -ekotoksisuustestit apuna tuotteiden turvallisen käytön varmistamisessa. Teoksessa: Soininen & Malk (toim.) 2023. CITYLOOPS – kiertotaloutta edistämässä kansainvälisesti. Xamk kehittää 221. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu. Mikkelä 2023. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-344-541-3> [viitattu 18.9.2025].

Prathap, V., Kumar, A., Maheshwari, C. & Tyagi, A. 2022. Phosphorus homeostasis: acquisition, sensing, and long-distance signaling in plants. *Molecular Biology Reports* 49: 8071–8086. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s11033-022-07354-9> [viitattu 18.8.2025].

Salonen, P. 2023. Kierrätysraaka-aineet kasvualustoissa. Kekkilä Garden. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.hamk.fi/wp-content/uploads/2024/02/Petra-Salonen_Kierratysraaka-aineet-kasvualustoissa.pdf [viitattu 25.8.2025].

Tampio, E., Vainio, M., Virkkunen, E., Rahtola, M. & Heinonen, S. Opas kierrätyslannoitevalmisteiden tuottajille. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 37/2018. 73 s. Helsinki, 33. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-606-3> [viitattu 29.8.2025].

Tigini, V., Franchino, M., Bona, F. & Varese, G.C. 2016. Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure. *Science of the Total Environment* 551–552: 127–132. PDF-dokumentti. Saatavissa: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.004> [viitattu 18.9.2025].

Valtonen, O. 2016. Kaliumin tarve korostuu tänä kesänä? ProAgria Oulu. Blogi. Saatavissa: <https://www.proagria.fi/blogit/ruohonjuurella/kaliumin-tarve-korostuu-tana-kesana> [viitattu 2.9.2025].

YARA. s.a. Lannoitusratkaisu kasvillesi – Ravinteet. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.yara.fi/lannoitus/ravinteet/typpi> [viitattu 7.8.2025].

Ye, J.Y., Tian, W.H. & Jin, C.W. 2022. Nitrogen in plants: from nutrition to the modulation of abiotic stress adaptation. *Stress Biology* 2, 9. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s44154-021-00030-1> [viitattu 5.9.2025].

THE USE OF STRUVITE AS A RECYCLED FERTILISER IN EUROPEAN COUNTRIES

Shila Jafari

Struvite (magnesium ammonium phosphate) is increasingly recognised as a sustainable, recycled fertiliser in EU countries. It offers a circular solution for phosphorus recovery from wastewater treatment plants and other organic waste streams. Its slow-release properties make it particularly effective for reducing nutrient runoff and improving soil fertility in agriculture. Several EU regulations, including the Fertilising Products Regulation (EU) 2019/1009, have opened up a market for recovered nutrients such as struvite by establishing clear quality and safety criteria. Member States such as the Netherlands, Germany and Finland are actively implementing pilot projects and national frameworks to support the use of struvite. They are working to address the remaining challenges related to certification, acceptance and scaling-up. Overall, struvite contributes to the EU goal of resource efficiency by decreasing dependency on imported phosphate and, at the same time, improving water quality.

Introduction

Struvite is known chemically as $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, which is a naturally occurring crystalline mineral. Struvite can be recovered from waste and wastewater streams (e.g., sewage, urine, agricultural effluent) (Hall et al., 2020; Pérez-Piqueres et al., 2023), turning waste into a resource and supporting circular economy principles.

Struvite consists of magnesium, ammonium and phosphate ions in a 1:1:1 molar ratio. It forms as scale in wastewater systems when conditions (high pH, ion concentrations) are met. In addition, it typically contains nutrients, including 12.5–12.6% P, 5.7–6.5% N and around 9.9–10% Mg (Hall et al., 2020; Pérez-Piqueres et al., 2023; Soto et al., 2023; Wang et al., 2023a).

Nowadays, struvite is being considered as a replacement for phosphate rock-based fertilisers. It could produce environmental and economic benefits and, additionally, help with nutrient recovery and water protection by reducing P and N discharge. In fact, it can offer a renewable, circular-economy approach compared to phosphate rock-based fertilisers (Jama-Rodzeńska et al., 2023; Pérez-Piqueres et al., 2023; Siciliano et al., 2020; Soto et al., 2023).

Struvite under EU Fertilising Products Regulation (EU) 2019/1009

This regulation governs the EU-wide rules for products such as fertilisers, soil improvers and growing media to prove that they are safe, effective and environmentally sustainable. Struvite, as a nutrient recovered from wastewater, is categorised in this framework. In this regard, module D is in force to assess procedures under this EU regulation. This means that, if a manufacturer wants to make use of struvite on the market as an EU-labelled fertilising product, the production facility must have a quality management system (QMS). This ensures traceability, process control and compliance with EU standards, and is particularly important when using materials recovered from wastewater.

In the EU regulation, fertilising products are made of defined Component Material Categories (CMCs). The case of struvite comes under CMC 12 (Precipitated phosphate salts and derivatives). However, in many individual EU countries, there is no corresponding national component category for recovered materials such as struvite under their old national fertiliser laws. In practice, this means that, without this EU regulation, struvite might not be legally marketable as a fertiliser in some countries.

Benefits of struvite as a fertiliser

The benefits of struvite as a fertiliser are related to its nutrient composition, slow release properties and low solubility. The nutrient composition includes nitrogen from ammonium, phosphorus as phosphate and magnesium as an essential secondary nutrient (Figure 1). Struvite can improve nutrient use efficiency while dissolving slowly in soil. In this way, nutrients will be provided gradually to plants, which reduces leaching. In addition, the low solubility of struvite can overcome the issue of phosphate loss in acidic to neutral soils (Le Corre et al., 2009). Beyond these benefits, struvite has mild buffering effects on soil pH, which means maintaining the soil in a comfortable range for plant growth.

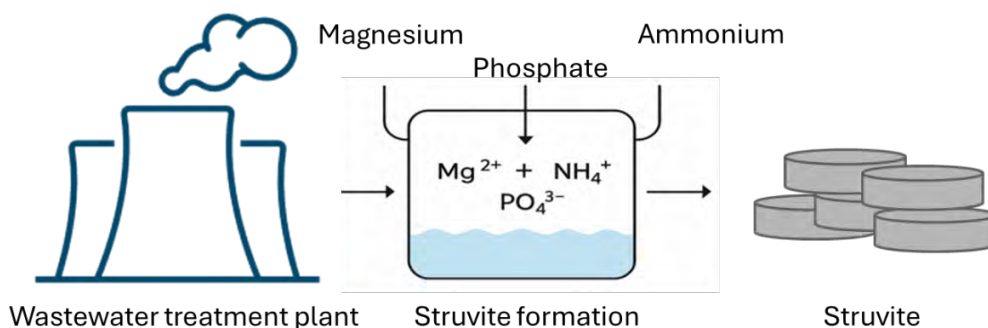


Figure 1. Struvite formation in wastewater systems (Figure is drawn by Shila Jafari and modified by AI (GPT-5)).

Challenges of utilising struvite as a fertiliser

Despite those benefits, several factors still limit the widespread use of struvite as a fertiliser. Table 1 summarises the limitations of struvite as a fertiliser. The requirement for regulated and clean production is a key limitation to using struvite as a fertiliser, particularly its recovery from wastewater streams, which raises concerns about product purity and safety standards.

Table 1. List of struvite's limitations as a fertiliser

Limitation	Impact	Reference
Low current availability	Limits market penetration and scalability	(FER-PLAY, n.d.; Neofytou et al., 2025)
Soil/pH sensitivity	Less effective in neutral/alkaline soils	(Hertzberger et al., 2020)
Slow nutrient release	May not meet early-stage crop demands without higher dosage	(Neofytou et al., 2025)
Limited nutrient profile	Lacks K and micronutrients — often needs blending	(Pérez-Piqueres et al., 2023)
Recovery process complexity	Requires regulated, clean production to meet standards	(Guan et al., 2023)
Economic and awareness issues	Higher costs and low farmer awareness mean slow adoption	(FER-PLAY, n.d.)
Residual leaching	Still requires integrated nutrient management strategies	(Hertzberger et al., 2020)
Crop-specific responses	Dose and timing must be tailored to crop and soil conditions	(Neofytou et al., 2025; Wang et al., 2023b)

Below, the challenges to the regulated and clean production of struvite are clarified:

Contamination risk from wastewater sources

As mentioned previously, struvite is mainly recovered from municipal and industrial wastewater streams, which may contain a variety of contaminants. These include heavy metals (e.g., cadmium, lead and arsenic), pathogens and organic micropollutants such as pharmaceuticals and personal care products. If these substances are not removed efficiently, they remain stay in the recovered material, which could pose significant risks to human health, soil ecosystems and food safety (Liu et al., 2021; Wang et al., 2024).

Regulatory and quality compliance requirements

In the EU, regulation (EU) 2019/1009 states that fertilisers including struvite need to meet standards for purity, nutrient labelling and maximum permitted heavy metal concentrations (e.g., cadmium < 1.5 mg/kg P₂O₅). Products must also undergo pathogen safety assessment and conformity procedures before CE-marking and market release (Council of the European Union; European Parliament, 2022; Sun Chemicals Services Team, 2025). To meet these regulations requires testing, documentation and certification.

Operational challenges of high-quality struvite production

Obtaining a high-grade fertiliser from struvite requires strict control on process parameters including pH (typically 8.5–9.5), the addition of magnesium salts, optimised crystallisation conditions and effective solid–liquid separation. In addition, it requires investment in monitoring systems, chemical dosing and separation technologies to consistently produce high-purity products. This investment may be too expensive for smaller or devolved systems (Otieno et al., 2023).

Farmer resistance and market acceptance

Even after struvite meets safety standards, there is another issue to consider: marketing. Farmers will need encouragement to use a fertiliser that comes from wastewater. Indeed, worries about contamination and negative perceptions may interfere with its use unless people are well informed through education and clear communication (Schöll and Postma, 2022).

Current Status of Struvite Production for Fertiliser Use across Europe

Despite the challenges discussed above, some European countries (Table 2) have started to use (or are preparing to use) struvite as a fertiliser and could get a CE mark within the scope of EU 2019/1009 and classified as PFC 1 C) I) a) Solid inorganic macronutrient fertiliser (Schöll and Postma, 2022).

Netherlands: Since 2015, struvite has been produced by potato-processing and municipal wastewater plants and is legally approved for agricultural use in the Netherlands (CE Delft, 2023).

Belgium: Belgium is one of the top three European countries for the production of struvite (SUSFERT, 2023). In addition, Belgium is collaborating on the International Green

Deal North Sea Resources Roundabout (NSRR), an initiative of the Netherlands, the UK, France and Belgian Flanders aiming at stimulating green growth in the North Sea region (Dutch Water Sector, 2016).

Germany: Germany produces around 15% of the struvite in the EU through municipal wastewater extraction. They aim to make phosphorus recovery obligatory for wastewater treatment plants by 2029 (SUSFERT, 2023).

Norway: In Norway, struvite was approved for use in organic farming, resulting in positive agronomic effects on dairy grassland (Rittl et al., 2019).

United Kingdom: The UK collaborated on a Green Deal initiative involving companies like Veolia and Suez in a cross-border struvite collaboration (Dutch Water Sector, 2016). In addition, Ostara’s nutrient recovery plant in Slough extracts phosphorus as struvite from wastewater and converts it into crystalline fertiliser pellets marketed under the name Crystal Green®. This product has received regulatory approvals (Environment Agency, Trading Standards) and is sold in the UK as a premium-quality fertiliser (Olson, 2010).

France: Earlier, it was mentioned that France, as part of the Green Deal trade initiative, has been working with the Netherlands and Belgium to open up new markets for struvite (Dutch Water Sector, 2016).

Ireland: In 2023, the Ringsend wastewater plant in Dublin planned a new struvite phosphorus recovery project (~14 t/day) in partnership with Ostara (Lee, 2023).

Table 2. Summary of European countries using struvite as a fertiliser

Country	Status	Notes
Netherlands	Active production & agricultural use	Legally approved since 2015
Belgium	Active production	~16–20% of EU output
Germany	Active production; P-recovery law 2029	Strong regulatory push
Norway	Field trials; organic-approved	Positive agronomic results
UK	Active production; commercial sale	Ostara facility in Slough
France	Partner in trade deals	Green Deal member
Ireland	New plant planned	Commercial use from 2023

Generally, in the EU-wide context, the Fertilising Products Regulation (FPR) now formally recognises struvite as a valid recycled fertiliser, giving it legal status across the member states (European Commission, 2021). However, production remains modest (around 10,000–12,000 t/year in the EU), which means it covers roughly 0.1% of the total phosphorus demand. The Netherlands, Belgium and Germany alone supply ~70% of this.

Current Status of Struvite Fertiliser Production in Finland

In Finland, the legislation related to fertilisers includes not only the EU Fertilising Products Regulation (2019/1009), but also Finland's Fertiliser Product Act (711/2022) and a Ministry of Agriculture and Forestry Decree (964/2023). National regulations are governed by the Finnish Food Authority, the Ministry of Agriculture and Forestry (MMM), Tukes (Finnish Safety and Chemicals Agency) and ELY Centres and municipal environmental offices. These bodies define product categories and permitted ingredients (including treated sewage sludge) and establish a framework for regulatory oversight.

For struvite, it is crucial that the raw material (phosphorus recovered from wastewater) is classified as an approved input – typically under CMC Category 10 (treated sewage sludge) (Finnish Food Authority, 2024, n.d.; Ministry of Agriculture and Forestry of Finland (Maa- ja metsätalousministeriö), 2023). Other relevant regulations are the Government Decree on phosphorus fertilisers and manure use (964/2023) and the Nitrate Decree (1250/2014), which controls nutrient load monitoring and record-keeping (Maa- ja metsätalousministeriö, 2023; Finnish Government, 2014).

Finland is actively exploring and piloting struvite recovery and its use as a fertiliser. These initiatives are still largely at the R&D stage rather than full commercial operations. A pilot-scale struvite project has been carried out in Huittinen wastewater treatment plant to produce struvite from sludge. As part of the BioP Rec project, a pilot-scale struvite crystallisation system has been acquired for the Huittinen Treatment Plant, which can successfully crystallise small amounts of struvite (Berner Chemicals Oy, n.d.; Hosseinian et al., 2023).

Conclusions

Struvite made from wastewater can now be legally sold as a fertiliser in the EU, but only if produced in a facility with certified quality controls (Module D) and following all of the purity and safety requirements defined in the regulation. The EU Fertilising Products Regulation (EU) 2019/1009 sets strict safety and quality standards for all fertilisers including struvite, especially because it is made from recovered wastewater. This EU law helps to fill a gap that previously existed in national laws by creating a harmonised framework for innovative recycled fertilisers. The EU regulation gives it recognition and legal standing across all member states.

At the moment, Finland is not yet using struvite commercially at scale, but several pilot and demo plants are actively testing struvite production for agricultural use. These efforts reflect a growing commitment to nutrient recycling and sustainable fertiliser development.

REFERENCES

Berner Chemicals Oy. n.d. Struvite Fertilizer from Huittinen's Wastewater [WWW Document]. <https://bernerchemicals.fi/>. URL <https://bernerchemicals.fi/en/struvite-fertilizer-from-huittinens-wastewater/> (accessed 6.24.25).

CE Delft. 2023. The potential of struvite in Dutch agriculture. Delft, Netherlands.

Council of the European Union; European Parliament. 2022. Regulation (EU) 2019/1009 of 16 July 2022 on the making available on the market of EU fertilising products. Official Journal of the European Union L170.

Dutch Water Sector. 2016. Dutch-French deal to open European market for struvite recovered from waste water [WWW Document]. Dutch Water Sector. URL <https://www.dutchwatersector.com/news/dutch-french-deal-to-open-european-market-for-struvite-recovered-from-waste-water> (accessed 6.23.25).

European Commission. 2021. Fertilising products: precipitated phosphate salts and derivatives [WWW Document]. European Commission - Have your say. URL https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12163-Fertilising-products-precipitated-phosphate-salts-and-derivates_en (accessed 6.25.25).

FER-PLAY. n.d. The Road to Market Uptake of Circular Fertilisers – the Case of Struvite. | FER-PLAY [WWW Document]. FER-PLAY. URL <https://fer-play.eu/blog/sustainability-assessment/the-road-to-market-uptake-of-circular-fertilisers-the-case-of-struvite/> (accessed 9.15.25).

Finnish Food Authority. 2024. Tuoteluokat ja ainesosaluokat [WWW Document]. Ruokavirasto. URL <https://www.ruokavirasto.fi/kasvit/lannoitevalmisteet/laatuvaatimukset/tuoteluokat-ja-ainesosaluokat/> (accessed 6.26.25).

Finnish Food Authority. n.d. Opas kansallisten lannoitevalmisteiden merkintävaatimuksesta [WWW Document]. Ruokavirasto. URL <https://www.ruokavirasto.fi/kasvit/oppaat/tuoteselostemalli-lannoitelain-mukaiselle-kasvualustatuotteelle/tuoteselostemalli-lannoitelain-mukaiselle-kasvualustatuotteelle-versio2/> (accessed 6.26.25).

Finnish Government. 2014. Valtioneuvoston asetus eräiden maa- ja puutarhataloudesta peräisin olevien päästöjen rajoittamisesta 1250/2014.

Guan, Q., Li, Y., Zhong, Y., Liu, W., Zhang, J., Yu, X., Ou, R., Zeng, G. 2023. A review of struvite crystallization for nutrient source recovery from wastewater. *J Environ Manage* 344, 118383. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118383>.

Hall, R.L., Boisen Staal, L., Macintosh, K.A., McGrath, J.W., Bailey, J., Black, L., Gro Nielsen, U., Reitzel, K., Williams, P.N. 2020. Phosphorus speciation and fertiliser performance characteristics: A comparison of waste recovered struvites from global sources. *Geoderma* 362, 114096. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114096>.

Hertzberger, A.J., Cusick, R.D., Margenot, A.J. 2020. A review and meta-analysis of the agricultural potential of struvite as a phosphorus fertilizer. *Soil Science Society of America Journal* 84, 653–671. <https://doi.org/10.1002/saj2.20065>.

Hosseinian, A., Pettersson, A., Ylä-Mella, J., Pongrácz, E. 2023. Phosphorus recovery methods from secondary resources, assessment of overall benefits and barriers with focus on the Nordic countries. *J Mater Cycles Waste Manag* 25, 3104–3116. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01747-z>.

HSY. n.d. RAVITA news [WWW Document]. HSY – Helsinki Region Environmental Services Authority. URL <https://www.hsy.fi/en/ravita/news/> (accessed 6.26.25).

Jama-Rodzeńska, A., Gałka, B., Szuba-Trznadel, A., Jandy, A., Kamińska, J.A. 2023. Effect of struvite (Crystal Green) fertilization on soil element content determined by different methods under soybean cultivation. *Sci Rep* 13, 12702. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-39753-8>.

Le Corre, K.S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., and Parsons, S.A. 2009. Phosphorus Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39, 433–477. <https://doi.org/10.1080/10643380701640573>.

Lee, G. 2023. Hopes new treatment system will protect Dublin Bay. *RTE News* 28.4.2023. [WWW Document]. <https://www.rte.ie/news/2023/0428/1379596-new-phosphorus-extraction-reactor-installed-in-dublin/> (accessed 6.26.25).

Liu, X., Wang, Y., Chang, J., 2021. A review on the incorporation and potential mechanism of heavy metals on the recovered struvite from wastewater. *Water Research* 207, 117823. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117823>.

Ministry of Agriculture and Forestry of Finland (Maa- ja metsätalousministeriö). 2023. Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista | 964/2023 | Lainsäädäntö | Finlex [WWW Document]. URL <https://finlex.fi/fi/lainsaadanto/2023/964> (accessed 6.26.25).

Neofytou, G., Chrysargyris, A., Antoniou, M.G., Tzortzakis, N. 2025. Exploring the Potential of Struvite as a Partial Fertilization Component for Endive (*Cichorium endivia* L.) in Soilless Cultivation. *J Soil Sci Plant Nutr* 25, 4039–4056. <https://doi.org/10.1007/s42729-025-02382-3>.

Olson, C. 2010. Thames Water's Slough Sewage Works to Build Ostara Facility. Ostara. URL <https://www.ostara.com/thames-waters-slough-sewage-works-to-build-ostara-facility/> (accessed 6.24.25).

Otieno, B., Funani, C.K., Khune, S.M., Kabuba, J., Osifo, P. 2023. Struvite recovery from anaerobically digested waste-activated sludge: A short review. *Journal of Materials Research* 38, 3815–3826. <https://doi.org/10.1557/s43578-023-01108-4>.

Pérez-Piqueres, A., Ribó, M., Rodríguez-Carretero, I., Quiñones, A., Canet, R., 2023. Struvite as a Sustainable Fertilizer in Mediterranean Soils. *Agronomy* 13, 1391. <https://doi.org/10.3390/agronomy13051391>.

Rittl, T., Krogstad, T., Eikås, S., Saltnes, T., Sørensen, G., Glestad, H.E., Løes, A.-K., 2019. Effects of struvite application on soil and plants: a short-term field study (Report). Norwegian Centre for Organic Agriculture (NORSØK), Tingvoll, Norway.

Schöll, L. van & Postma, R., 2022. Legal framework for recycling derived fertilising products in the EU. Nutrient Management Institute BV, Wageningen, Report 1714.N.17-III. [PDF Document] <https://www.nmi-agro.nl/wp-content/uploads/2019/09/WP3.1-Final-report-1-formatted.pdf> (accessed 6.26.25).

Siciliano, A., Limonti, C., Curcio, G.M., Molinari, R., 2020. Advances in Struvite Precipitation Technologies for Nutrients Removal and Recovery from Aqueous Waste and Wastewater. *Sustainability* 12, 7538. <https://doi.org/10.3390/su12187538>.

Smol, M., Preisner, M., Bianchini, A., Rossi, J., Hermann, L., Schaaf, T., Kruopienė, J., Pamakštys, K., Klavins, M., Ozola-Davidane, R., Kalnina, D., Strade, E., Voronova, V., Pachel, K., Yang, X., Steenari, B.-M., Svanström, M., 2020. Strategies for Sustainable and Circular Management of Phosphorus in the Baltic Sea Region: The Holistic Approach of the InPhos Project. *Sustainability* 12, 2567. <https://doi.org/10.3390/su12062567>.

Soto, I.S. de Itarte, M., Virto, I., López, A., Gómez, J., Enrique, A., 2023. Evaluation of the Use of a Material with Struvite from a Wastewater Treatment Plant as N Fertilizer in Acid and Basic Agricultural Soils. *Agriculture* 13, 999. <https://doi.org/10.3390/agriculture13050999>.

Sun Chemicals Services Team, 2025. Summary of the key points of Regulation (EU) 2019/1009. Sun Chemicals Services. URL <https://sunchemicals.eu/summary-of-the-key-points-of-regulation-eu-2019-1009/> (accessed 6.19.25).

SUSFERT, 2023. Struvite – wastewater to fertiliser - Susfert.eu. URL <https://www.susfert.eu/struvite-wastewater-to-fertiliser/> (accessed 6.23.25).

von Bahr, B. & Kärrman, E., 2019. Tekniska processer för fosforåtervinning ur avloppsslam. RISE Rapport 2019:59. ISBN: 978-91-88907-86-8. RISE Research Institutes of Sweden AB, Stockholm. [PDF Document] <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1386080/FULLTEXT01.pdf> (accessed 6.26.25).

Wang, J., Xue, Lihong, Hou, P., Hao, T., Xue, Lixiang, Zhang, X., Sun, T., Lobanov, S., Yang, L., 2023a. Struvite as P Fertilizer on Yield, Nutrient Uptake and Soil Nutrient Status in the Rice–Wheat Rotation System: A Two-Year Field Observation. *Agronomy* 13, 2948. <https://doi.org/10.3390/agronomy13122948>.

Wang, J., Xue, Lihong, Hou, P., Hao, T., Xue, Lixiang, Zhang, X., Sun, T., Lobanov, S., Yang, L., 2023b. Struvite as P Fertilizer on Yield, Nutrient Uptake and Soil Nutrient Status in the Rice–Wheat Rotation System: A Two-Year Field Observation. *Agronomy* 13, 2948. <https://doi.org/10.3390/agronomy13122948>.

Wang, X., Meng, L., Hu, M., Gao, L., Lian, B., 2024. The competitive and selective adsorption of heavy metals by struvite in the Pb(II)-Cd(II)-Zn(II) composite system and its environmental significance. *Water Research* 250, 121087. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.121087>.

The accuracy of the work

The author has used the AI tool Chat-GPT 5.0 for text editing, finding relevant research articles, summarize the collected data from the academic articles. Specifically, AI was prompted in identifying relevant publications about EU regulation on struvite application and production. Definition of EU regulation terminology was simplified by assistant of AI. In addition, prompts were used to summarize information on EU regulations concerning struvite, based on materials from the EU Journal and European Commission webpages. All analysis, synthesis of ideas, and writing were performed by the author.

The author has reviewed and modified the content produced and assume full responsibility for the accuracy of the work.

Figure 1 was created by the AI program [Chat-GPT 5.0]. The initial figure was drafted by the author, and the process was described in detail. So, AI was used to produce a polished version. AI prompt was regulated to make a summary of challenges related to utilizing struvite and statues of its application among EU countries according to the provided articles. These summaries were used to present in Table 1 and 2.

STRUVIITIN SAOSTAMINEN JÄTEVESILIETTEEN MÄDÄTTEESTÄ

Jonna Hauvala & Miia Sourander & Vuokko Malk

Fosfori on yksi uusiutumaton ja elämälle välttämätön luonnonvara. On arveltu, että fosfori tulee loppumaan maapallolta seuraavan 50 vuoden kuluessa (Taube & Puhakka 2025). Fosforipitoisia mineraalikiiviä tavataan vain muutamilla alueilla maailmassa, kuten Marokossa, Irakissa ja Kiinassa, ja louhinnan jatkuessa kiihtyvään tahtiin tämä johtaa väistämättä vakavaan uhkaan maailman ruokaturvassa (Otieno ym. 2023).

Yksi merkittävimmistä vaihtoehtoista hillitä louhintaa on hyödyntää jätevesivirtoja saostamalla siitä fosforipitoista struviittia lannoitteeksi. Nykyään jätevesi nähdään uudelleen hyödynnettävänä resurssina käsiteltävän ja hävitettävän jätteen sijaan. Euroopan alueella jätevedenpuhdistamojen lietteessä on jopa 370 000 tonnia fosforia, ja on arveltu, että maailmanlaajuisesti jätevedestä uudelleen hyödynnetty energia ja ravinteiden tehokas talteenotto kattaisi jopa 13 prosenttia maailman maatalouden lannoitetarpeesta. (Otieno ym. 2023.) On arvioitu, että Suomessa viljeltyjen kasvien osalta jätevedestä talteen otetulla fosforilla voitaisiin kattaa jopa 35 prosenttia kokonaislannoitetarpeesta (Taube & Puhakka 2025). Suomen Bio- ja kiertotalousstrategian tavoitteena on, että yli 50 prosenttia jäteveden fosforista kierrätetään vuoteen 2030 mennessä (Valtioneuvosto 2021).

Jätevesilietteen sisältämä fosfori voidaan ottaa talteen muun muassa saostamalla se struviittina. Struviitti on hyvin lannoitteeksi sopivaa kiteistä ainetta, joka koostuu fosfaattista, ammoniumista ja magnesiumista ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Suomessa jäteveden kemiallisessa puhdistuksessa yleisesti käytetty ferrosulfaatti saostaa fosforin liukenemattomiksi rautafosfaattiyhdisteiksi, jotka painuvat lietteen mukana pohjalle. Tämä rautaan sitoutunut fosfori on huonosti liukenevaa, eivätkä kasvit voi sitä hyödyntää. (HSY s.a.) Struviitin muodostusta varten on oleellista, että kiintoaineksen fosfaatti saadaan liukoiseen muotoon.

Tässä artikkelissa esitellään Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun Y-MAX-hankkeessa toteuttamat kokeet, joissa testattiin struviitin saostusta jätevesilietteen mädätteestä sekä jätevesilietteen ja kananlannan seoksen yhteismädätteistä. Kokeiden tarkoituksena oli testata laboratoriomittakaavassa struviitin saostusmenetelmää, jossa fosfori uutetaan jätevesilietteen mädätteestä ensin liukoiseen muotoon (Junninen & Malk 2023, Pastushok ym. 2023). Menetelmän soveltuvuutta voidaan jatkossa arvioida biokaasulaitosten mädätteille myös todellisessa käyttöympäristössä.

Tutkittavat näytteet

Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun ympäristölaboratoriossa tutkittiin struviitin saostusta neljästä eri mädätenäytteestä. Näytteet olivat peräisin yhdestä täyden mittakaavan biokaasulaitoksesta sekä kahdesta laboratoriomittakaavan ja yhdestä pilot-mittakaavan koejärjestelmästä (taulukko 1). Koejärjestelmät on kuvattu tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa *Laboratorio- ja demonstraatiomittakaavan biokaasukokeet jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätyksen optimoimiseksi*.

Taulukko 1. Laboratoriokokeissa testattujen mädätteiden lähtötietoja. (ka = kuiva-aine)

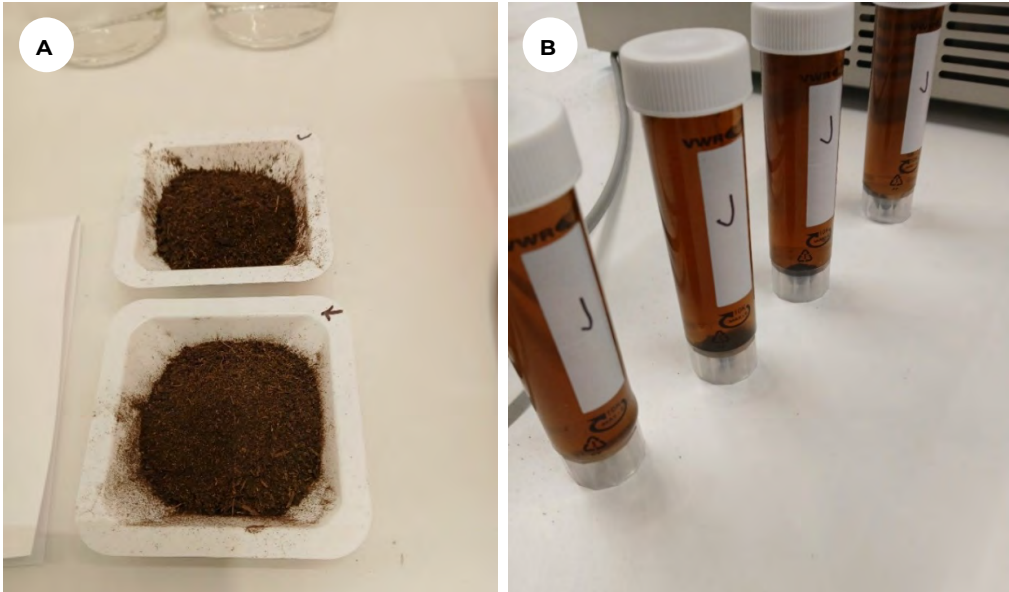
Mädäte-näytteet	Laitos-/koejärjestelyt	Mädätetyt syöteseokset
1	Täyden mittakaavan biokaasulaitos	Yhdyskuntajätevesiliete
2	Pilot-mittakaavan biokaasureaktori (500 litraa) (Y-MAX Bioluoppi koeajo 1)	Kanalanta 25 % (ka) Jätevesiliete 75 % (ka)
3	Laboratoriomittakaavan biokaasu-reaktori (panostoiminen, 15 litraa) (Y-MAX koesarja 3)	Kananlanta 25 % (ka) Jätevesiliete 75 % (ka)
4	Laboratoriomittakaavan biokaasu-reaktori (panostoiminen, 15 litraa) (Y-MAX koesarja 3)	Modifioitu kananlanta 25 % (ka) Jätevesiliete 75 % (ka)

Erilaiset syötemateriaalit ja biokaasuprosessit voivat tuoda saostettavien struviitinäytteiden välille eroavaisuuksia. Struviitin ominaisuudet ja laatutekijät tulee huomioida lannoitetuotteen käyttömahdollisuuksissa. Lannoitteiden valmistusta ja mädätteiden käsittelyä ohjataan lainsäädännöllä (Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 964/2023). EU:n lannoitevalmisteasetuksella (2019/1009) varmistetaan lannoitteiden laatuvaatimuksia, ja struviitti kuuluu ainesosaluokkaan 12 saostuneet fosfaattisuolat ja -johdannaiset.

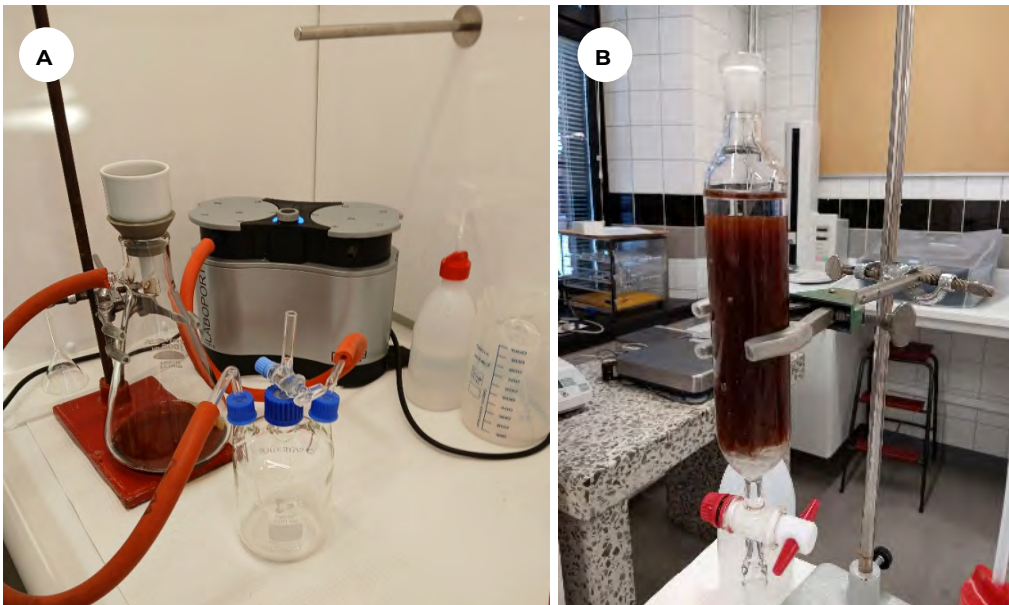
Näytteiden esikäsittely

Ennen struviitin saostamista mädätenäytteet kuivattiin 105 °C:ssa uunissa noin vuorokauden ajan, minkä jälkeen ne homogenisoitiin huhmaressa mahdollisimman hienojakoiseksi jauheeksi (kuva 1A). Seuraavassa työvaiheessa 20 grammaa näytettä uutettiin kahden tunnin ajan 0,5 molaarisessa rikkihappoliuoksessa (400 ml, 500–700 rpm). Uuttoliuokset sentrifugoitiin (5 min, 4 000 rpm) (kuva 1B) ja dekantoiitiin näytepulloihin. Dekantoidut liuokset imusuodatettiin 0,45 µm:n selluloosamembraanisuodatinpaperille (kuva 2A), minkä jälkeen tehtiin kationinvaihto ioninvaihtohartsipylvään (Amberlite IR120 H) avulla virtausnopeudella noin 5–7 ml/min (kuva 2B). Kationinvaihdon avulla saatiin eroteltua

kationit, kuten rauta ja anionit (fosfaatti), toisistaan. Ionivaihdettu näyteliuos imusuodattettiin 0,20 μm :n membraanisuodattimelle. Näytteistä mitattiin rauta- ja fosfaattipitoisuudet spektrofotometrisesti (HachLCK348) ennen ja jälkeen kationinvaihdon, jotta voitiin varmistaa kationinvaihdon onnistuminen.



Kuva 1. Vasemmalla kuvassa (A) kuivatut ja jauhetut näytteet punnituslaivoissa. Oikealla kuvassa (B) näytteet sentrifugoinnin jälkeen näytepulloissa. (Kuvat Miia Sourander).



Kuva 2. Vasemmalla kuvassa (A) dekantoidun näytteen imusuodatusta. Oikealla kuvassa (B) kationinvaihtoon käytetty hartsipylväs. (Kuvat Miia Sourander ja Jonna Hauvala)

Struviitin saostus

Struviitti (MgNH_4PO_4) on fosfaattimineraali, joka sisältää fosfaatin lisäksi myös magnesiumia ja ammoniumtyyppiä. Kiteisen struviitin muodostumiseen tarvitaan näiden kolmen yhdisteen läsnäoloa sekä optimaalista pH-aluetta 7–10. Ionivaihdettuun näyteliuokseen määritettiin fosforipitoisuuksien pohjalta lisättävän ammonium- ja magnesiumlisäyksen määrä. Ammoniumia lisättiin 1,2 mooliylimäärä käyttämällä ammoniumkloridia (NH_4Cl) 150 ml:n määrä näyteliuosta ja magnesiumkloridiheksahydraattia 2,5-kertainen mooliyli-määrä liuotettuna 50 ml:aan ultrapuhdasta vettä. Molempien reagenssien pH nostettiin natriumhydroksidilla pH-arvoon 9,5.

Lopuksi näyteliuos ja magnesiumheksahydraattiliuos yhdistettiin hitaasti sekoittaen dekantterilasiin 30 minuutin ajan, jolloin sekoituksen edetessä sakan muodostuminen käynnistyi. Muodostunut sakka imu suodatettiin 0,45 μm :n membraanin läpi (kuva 3) ja suodatinpaperit asetettiin kuivumaan eksikaattoriin punnituille ja taaratuille kellolaseille. Kuivuneet näytteet punnittiin ja tuloksista määritettiin saantoprosentti.



Kuva 3. Struviittisakan imusuodatus (Kuva Jonna Hauvala)

SEM-EDS- ja raskasmetallianalyysit

Jokaisesta näytteestä saostettu ja suodatettu sakka analysoitiin Kakkois-Suomen ammatikorkeakoulun materiaalitekniikan laboratoriossa (Mikpolis Oy). Struviittikiteitä karakterisoitiin pyyhkäisyelektronimikroskoopilla (Scanning Electron Microscope SEM, Hitachi

S-4800) yhdistettynä energiadiispersiiviseen (EDS) spektroskopiaan (XFlash 7 Bruker -analysointilaite). Elektronimikroskoopi skannaa näytteen pinnan elektronisuihkulla, jonka pinnasta heijastuneet elektronit antavat dataa näytteen rakenteesta, muodosta ja koostumuksesta. EDS-detektorin avulla voidaan tunnistaa alkuaineita niiden karakterististen röntgensäteiden perusteella. (Georget ym. 2020.) Lisäksi näytteille tehtiin alkuaineanalyysi ICP-SFMS-tekniikalla (ISO 1794-2:2023) ulkopuolisessa laboratoriossa (ALS Finland Oy).

Tulokset ja tarkastelu

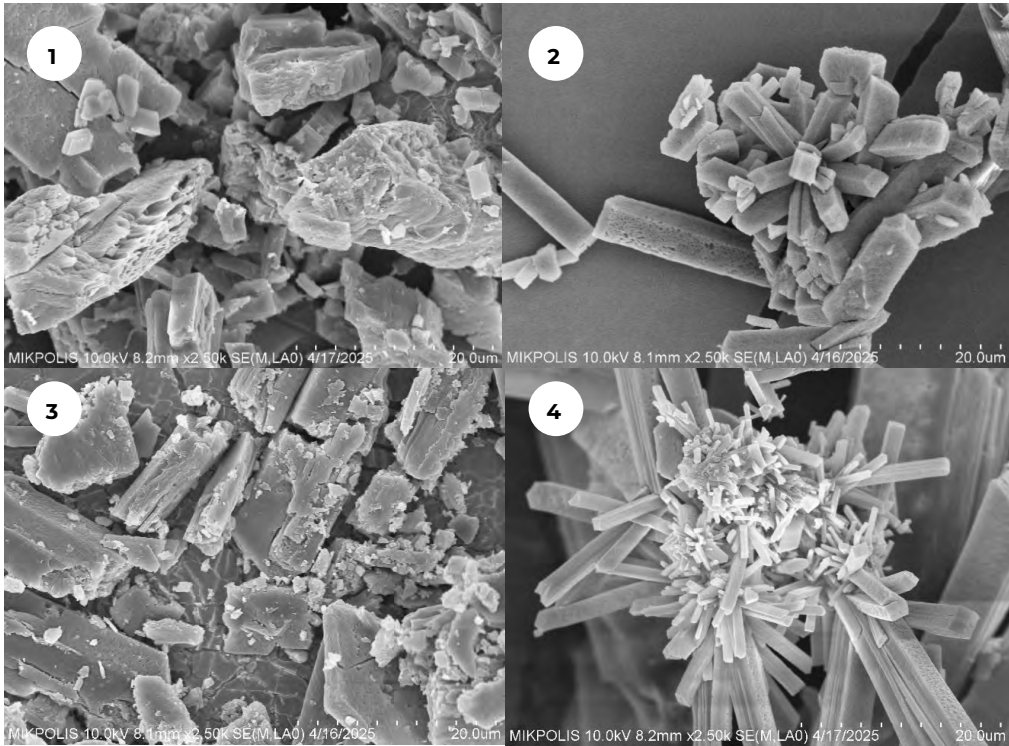
Struviitin saostaminen laboratorio-olosuhteissa on suhteellisen pitkä ja monivaiheinen prosessi, jonka jokainen työvaihe vaatii hallittuja olosuhteita. Mädätteen riittävä kuivaus, homogenisointi ja sekoittuminen uuttoliuokseen ovat magnesiumin lisäyksen ja optimaalisen pH:n säädön lisäksi ratkaisevia tekijöitä onnistuneeseen struviitin muodostumiseen. pH:n säätö on tarkka ja aikaa vievä vaihe ja se vaikuttaa siihen, millaisessa muodossa fosfaatti, ammonium ja magnesium esiintyvät liuoksessa ja miten ne reagoivat toistensa suhteen. (Rantala 2020.) Sopivan pH-tason saavuttaminen kuluttaa myös kemikaaleja. Gonzales-Ymoralesin ym. (2021) tutkimuksen mukaan optimaalinen pH-arvo struviitin muodostumiseen anaerobisen lietevedenpoiston jälkeisessä supernatantissa on 9 lämpötilan ollessa 25 °C. Tätä alempi tai korkeampi pH heikentää struviitin puhtautta. Yli 30 °C:n lämpötila puolestaan struviitin liukoisuuden ollessa suurimmillaan heikentää saostumista. Lämpötila struviittikokeiden aikana tässä kokeessa oli 21–22 °C.

Imusuodatettujen näyteliuosten rautapitoisuudet olivat kationinvaihdon jälkeen kaikissa sarjoissa alle määrittämissä rajojen < 0,2 mg/L, mikä osoittaa, että fosfaatti ja rauta saatiin onnistuneesti sitoutumaan hartsisiin. Tulos indikoi myös muiden metallien sitoutumista. Alle 1 µm:n suodatinpaperin käyttö varmistaa hienojakoisempienkin struviittikiteiden talteenoton. Laboratoriokokeessa käytetyt 0,45 µm:n selluloosamembraanisuodattimet todettiin toimiviksi, mutta olivat imusuodatuksesta riippumatta pitkäkestoisia. Jatkokokeita ajatellen voisi harkita esisuodatusta suuremmalla membraanisuodattimen silmäkoolla.

SEM- ja EDS-analyysit

Pyyhkäisyelektronimikroskoopilla (Hitachi S-4800) otetuissa kuvissa voidaan havaita kiemuraisen rakenteen perusteella struviittikiteiden onnistunut muodostuminen (kuva 4).

Arvioitaessa struviittikiteiden morfologisia ominaisuuksia näytteet 2 ja 4 täyttivät SEM-kuvien perusteella struviittikiteiden karakterisoidut tunnusmerkit (pitkänomaisia, usein monikulmaisia valkoisia monikulmaisia kiteitä). Näytteissä 1 ja 3 sen sijaan struviittikiteiden rakenne ei ollut yhtä selkeästi havaittavissa.



Kuva 4. SEM-kuvat neljästä struviittikiteestä (näytteet 1–4) 2500-kertaisella suurennoksella. (Kuvat Kai Möller, Mikpolis Oy)

Näytteiden 1 ja 3 morfologisia tuloksia tarkasteltaessa havaitaan, että kidemuoto ei ole säännöllinen eikä kristallisoituminen ole onnistunut toivotulla tavalla. Oikea moolisuhte magnesiumin, ammoniumin ja fosfaatin suhteen on ratkaiseva, jotta kristallisoitumista voisi tapahtua. Mikäli jotkut ionit ovat epätäydellisiä, voi struviitin sijaan muodostua muita yhdisteitä. Rodriguez-Alegren ym. (2025) tutkimuksen mukaan fosfaatin, ammoniumin ja magnesiumin alkuperäiset pitoisuudet vaikuttavat merkittävästi myös kiteiden kokoon ja rakenteeseen. Metallionit voivat häiritä kiteytymisprosessia, mikä voi ilmetä epämuodostuneina ja huokoisempina struviittikiteinä, kuten voidaan havaita esimerkiksi näytteessä 1 (kuva 4).

Suolojen saostumisen yhteydessä metallionit kilpailevat fosfaatti-ioneista ja voivat saostusvaiheessa heikentää näytteen puhtautta. Epäpuhtaudet vaikuttavat myös kidemuotoon ja -kokoon. (Rantala 2020.) Etenkin kalsium voi muodostaa amorfisia kalsiumfosfaattiyhdisteitä fosforin kanssa, mikä häiritsee struviitin muodostumista (Enyemadze ym. 2021). Ainoa testattavista näytteistä, jossa EDS-tulosten perusteella kalsiumia havaittiin, oli näyte 1.

Struviitin saannot

Struviitin saantoprosentti teoreettiseen saantoon verrattuna oli kaikilla näytteillä 59–63 prosenttia, eli näytteiden välillä ei ollut merkittävää vaihtelua saantoprosenteissa (taulukko 2). Struviitin saostuksessa teoreettisella saannolla (kaava 1, Helmetine 2016) tarkoitetaan sitä määrää struviittia, joka voidaan saavuttaa, mikäli kaikki lähtöaineet magnesium, ammonium ja fosfaatti reagoisivat kemiallisesti täydellisesti. Käytännössä näin ei kuitenkaan tapahdu, koska osa reagensseista voi muodostaa muita yhdisteitä tai jäädä liuokseen. (Otieno ym.2023.) Kananlannan käyttäminen syötteenä yhteismädätyksessä voi johtaa suurempaan struviittituotantoon korkeamman typpipitoisuuden vuoksi (Nagarajan ym. 2024).

$$\text{Saanto (\%)} = \frac{\text{Todellisuudessa saatu struviitin massa}}{\text{Laskettu teoreettinen maksimi}} \times 100 \quad (1)$$

Taulukko 2. Struviitin saostuksen saannot.

Struviitti $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$			
Näyte	Teoreettinen saanto (g)	Todellinen saanto (g)	Saantoprosentti %
1	2,004	1,252	62,45
2	1,213	0,752	61,98
3	1,2093	0,7887	65,22
4	1,2481	0,7334	58,76

Alkuaine- ja haitta-aineanalyysit

Struviittinäytteistä määritettiin alkuainepitoisuuksia kahdella eri menetelmällä. SEM-EDS-menetelmällä määritettiin alkuainepitoisuudet yksittäisistä kiteiden kohdista (taulukko 3) ja ICP-SFMS-tekniikalla kokonaismetallipitoisuudet koko sakasta (taulukko 4). Näytteiden koostumusta voidaan arvioida vertaamalla fosforin, magnesiumin, typen ja hapen pitoisuuksia niiden teoreettisiin massaprosentteihin struviitissa. SEM-EDS-menetelmällä määritettynä näytteiden tulokset poikkeavat jonkin verran teoreettisista arvoista. Esimerkiksi fosforin massaprosentit vaihtelivat 7,35–18,49 massaprosenttiin, kun teoreettinen arvo on 12,62 massaprosenttia. Kuitenkin ICP-SFMS-tekniikalla koko sakasta määritettynä fosforin pitoisuuksissa oli selvästi vähemmän vaihtelua näytteiden välillä, ja arvot 118 000–132 000 mg/kg ka eli 11,8–13,2 massaprosenttia ovat lähempänä teoreettista arvoa. Tulokset ovat samansuuntaiset myös magnesiumilla.

Analyysituloksissa näytteiden välillä havaittiin myös joitakin muita eroavaisuuksia. Esimerkiksi näytteessä 3 havaittiin korkein hiilipitoisuus (taulukko 3), jolloin seoksen or-

gaaninen aines voi häiritä kiteiden muodostusta. (Capdevielle ym. 2015.) Kananlantaa sisältävistä mädätteistä saostetuissa struviiteissa 2–4 puolestaan oli korkeimmat kaliumpitoisuudet, minkä voidaan ajatella olevan hyvä asia lannoitekäytön kannalta. Haitallisten aineiden osalta tuloksia verrattiin Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa (964/2023) epäorgaanisen pääravinnelannoitteen sallittuihin enimmäispitoisuuksiin. Haitallisten aineiden sallitut enimmäispitoisuudet eivät ylittyneet.

Taulukko 3. Alkuaineiden massaprosentit struviittinäytteissä SEM-EDS-menetelmällä määritettynä. (Tiedot: Mikpolis Oy 2025)

Näyte	1	2	3	4	Teoreettinen struviitti
Alkuaine	Wt %	Wt %	Wt %	Wt %	Wt %
Fe	3,05	4,81	0,02	0,67	
Cu		3,44			
C	10,24	7,44	40,44	15,67	
N	2,19	1	5,41	3,74	5,71
Zn		0,28	0,25	1,83	
O	60,39	56,91	42,38	46,21	65,2
Se		1,47	0,68	4,05	
P	14,33	7,35	8,78	18,49	12,62
I		13		4,56	
Mg	7,88	4,29	2,03	4,78	9,9
Ca	1,92				
	100	100	100	100	

Taulukko 4. Kokonaismetallit struviittinäytteissä ICP-SFMS-menetelmällä analysoituna.
(Tiedot: ALS Finland Oy 2025)

Alkuaineet	Yksikkö	Näyte 1	Näyte 2	Näyte 3	Näyte 4	Epäorgaanisen pääravinnelannoitteen sallitut enimmäispitoisuudet*
Al	mg/kg ka	52	681	6,17	113	
As	mg/kg ka	0,859	1,4	0,682	0,565	40
Ba	mg/kg ka	0,634	1,2	0,127	0,605	
B	mg/kg ka	<5	23	<5	5,65	
Cd	mg/kg ka	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	1,5
Ca	mg/kg ka	<200	<200	<200	<200	
Cr	mg/kg ka	11,1	10,9	3,19	19,5	300
Co	mg/kg ka	0,075	0,0543	<0,03	<0,03	
Cu	mg/kg ka	<0,6	0,799	<0,6	<0,6	600
Fe	mg/kg ka	1 040	3 060	44,5	318	
Pb	mg/kg ka	<0,2	0,447	<0,2	0,374	100
Mg	mg/kg ka	81 500	79 200	77 800	66 400	
Mn	mg/kg ka	<1	18,9	<1	10,1	
Hg	mg/kg ka	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	1
Mo	mg/kg ka	0,0427	0,0826	0,038	0,037	
Ni	mg/kg ka	13,4	19,5	0,537	0,583	70
P	mg/kg ka	130 000	119 000	132 000	118 000	
K	mg/kg ka	31,3	680	1040	902	
Si	mg/kg ka	663	1 410	<100	428	
Na	mg/kg ka	1 460	1 500	3 060	3 260	
Sr	mg/kg ka	<0,1	1,32	<0,1	<0,1	
S	mg/kg ka	3 460	4 520	4 710	4 100	
Zn	mg/kg ka	5,27	29,3	<1	4,96	1 500

*Maa- ja metsätalousministeriön asetus 964/2023.

Johtopäätökset

Laboratoriokokeet osoittivat, että kaikki tutkittavat näytteet soveltuivat struviitin saostamiseen saantoprosentin ollessa 59–63 prosenttia. Onnistunein kidemuoto havaittiin modifioidun kananlannan ja jätevesilietteen yhteismädätteestä saostetussa struviittisakassa. Huittisten jätevedenpuhdistamolla, jossa käytössä on biologinen fosforinpoisto, on testattu struviitin saostamista BioP-rec-hankkeessa, jolloin saantoprosentit vaihtelivat 65,5–96,8 prosenttiin (Taube & Puhakka 2025). Monivaiheinen struviitin saostusprosessi vaatii edelleen muun muassa kemikaalien käytön optimointia, jotta prosessi saadaan kannattavaksi.

Fosfori kiteytettynä struviittimuotoon on erinomainen lannoite sen vapauttaessa ravinteita hitaasti maaperään. Suomessa jätevedenpuhdistamoilla yleisesti käytössä oleva fosforin kemiallinen saostusmenetelmä haastaa jätevesilietteen uudelleenkierrätyksen lannoitteena, koska teknisesti struviitin muodostaminen kemiallisesti käsitellystä jätevesilietteestä on taloudellisesti ja teknisesti vaikeampaa. Monissa Euroopan maissa käytetään biologista fosforinpoistoa, joka helpottaa struviitin saostusprosessia, sillä fosforia ei tarvitse ensin muuttaa liukoiseen muotoon. Tauben ym. (2025) mukaan biologisen poiston etuna on kemikaalikustannusten ja lietteen kuljetuksen vähentyminen verrattuna kemialliseen poistoon. Toisaalta, jotta struviittia voidaan saostaa biologisen fosforinpoiston palautuslietteestä, täytyy lietettä vanhentaa noin kaksi viikkoa. Vanhennuksen aikana mikrobit vapauttavat varastoimansa vesiliukoisen fosforin takaisin nestejakeeseen. Vanhennusta voidaan myös nopeuttaa erilaisin tekniikoin.

Suomessa fosforin kierrätystä edistävät lainsäädännölliset ohjaukset ovat vielä kehitysvaiheessa. Jätevesilietteelle ja -mädätteelle toimiville ravinteiden talteenottotekniikoille on kuitenkin ilmeinen tarve, jotta fosfori ja muut ravinteet voitaisiin hyödyntää kiertotalouden periaatteiden mukaisesti tehokkaasti ja turvallisesti kierrätyslannoitteina.

LÄHTEET

ALS Finland Oy. Analysiraportti. 10.10.2025. PDF-dokumentti.

Capdevielle, A., Sýkorová, E., Béline, F. & Daumer, M.L. 2015. Effects of organic matter on crystallization of struvite in biologically treated swine wastewater. *Environmental Technology*, 37(7), 880–892. Saatavissa: <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2015.1088580> [viitattu 29.8.2025].

Enyemadze, I., Momade, F., Oduro-Kwarteng, S. & Essandoh, H. 2021. Phosphorus recovery by struvite precipitation: a review of the impact of calcium on struvite quality. *Journal of Water, Sanitation & Hygiene for Development* 11 (5) 706-718. Saatavissa: <https://doi.org/10.2166/washdev.2021.078> [viitattu 12.8.2025].

EU-lannoitevalmisteasetus (2019/1009).

Georget, F., Wilson, W. & Scrivener, K. 2021. Edxia: Microstructure characterization from quantified SEM-EDS hypermaps. Elsevier 141. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2020.106327> [viitattu 5.8.2025].

Gonzales-Morales B., Fenandez, B., Molina, F., Naranjo-Fernandez, D., Matamoros-Velozza, A. & Camargo-Valero, M. 2021. Influence of pH and Temperature on Struvite Purity and Recovery from Anaerobic Digestat. *MDPI* 13. Saatavissa: <https://doi.org/10.3390/su131910730> [viitattu 12.8.2025].

Helmestine, T. 2016. How to Calculate Theoretical Yield - Definition and Example. *Science Notes*. Päivitetty 7.8.2022. Saatavissa: https://sciencenotes.org/calculate-theoretical-yield-chemical-reaction-theoretical-yield-example-problem/#google_vignette [viitattu 4.9.2025].

HSY. s.a. Vesi ja viemärit. Jätevedenpuhdistusprosessi. Saatavissa: <https://www.hsy.fi/vesi-ja-viemarit/nain-vesihuolto-toimii/jatevedenpuhdistusprosessi/> [viitattu 20.8.2025].

Junninen, J. & Malk, V. 2023. Fosforin, raudan ja alumiinin talteenotto jätevesilietteen mädätteestä. Teoksessa: Junninen & Malk (toim.) Lietteen roolin vahvistaminen kierrätöissä – innovatiivinen hyötykäyttö vedenkäsittelyssä, akkumateriaaleissa ja 3D-tulostuksessa. *Xamk kehittää* 232. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-344-566-6> [viitattu 6.10.2025].

Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista (964/2023).

Nagarajan, A., Chen, Y., Raghavan, V., Goyette, B. & Rajagopal, R. 2024. Sustainable nutrient recovery through struvite precipitation from poultry and multi-substrate agricultural waste digestates. Elsevier. Bioresource Technology Reports. 27. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2024.101924> [viitattu 4.9.2025].

Otieno, B., Funani, C.K., Khune, S.M, Kabuba, J. & Osifo, P. 2023. Struvite recovery from anaerobically digested waste-activated sludge: A short review. Journal of Materials Research 38, 3815-3826. Saatavissa: <https://doi.org/10.1557/s43578-023-01108-4> [viitattu 4.8.2025].

Pastushok, O., Timilsina, H., Rumky, J., Laakso, E. & Repo, E. 2023. Phosphorus recovery from sewage sludge and utilization of sewage sludge residue in energy storage systems. Teoksessa: Junninen & Malk (toim.) Lietteen roolin vahvistaminen kiertotaloudessa – innovatiivinen hyötykäyttö vedenkäsittelyssä, akkumateriaaleissa ja 3D-tulostuksessa. Xamk kehittää 232. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-344-566-6> [viitattu 6.10.2025].

Rantala, V. 2020. Struviitin saostaminen sähkökemiallisesti. Oulun yliopisto. Kemian tutkinto-ohjelma. Kandidaatin tutkielma. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://oulurepo.oulu.fi/handle/10024/15756> [viitattu 15.8.2025].

Retkin, R. 2025. Lannoitevalmisteiden vaatimukset ja struviitti. Ravinteet talteen! Innovaatioita ja yhteistyötä jätevesien puhdistuksessa -webinaari 22.1.2025. Saatavissa: <https://www.prizz.fi/media/bio-ja-kiertotalous/bio-ja-kiertotalous-tapahtumat/bioprec-loppuwebinaari-ravinteet-talteen/webinaari-ruokavirasto-22.1.2025.pdf> [viitattu 14.8.2025].

Rodriguez-Alegre, R., Durán-Videra, S., Cepero-Sánchez, M., Megias, L., Saiz, C. & You, X. 2025. Feasibility of Struvite Crystals Obtained from Swine Wastewater and Urban Sewage Sludge Liquid Fraction as Fertilizing Product. MPDI [Verkkójulkaisu] <https://www.mdpi.com/2071-1050/17/13/6080> [viitattu 1.8.2025].

Ryu, H., Choo, Y. & Lee, S. 2013. Integrated Application of Struvite Precipitation and Biological Treatment in Treating Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion Supernatant Liquid. Environmental Engineering Science 31. Saatavissa: <https://doi.org/10.1089/ees.2013.0313> [viitattu 4.8.2025].

Taube, P. & Puhakka, I. 2025. BioP-Rec - Fosforin talteenotto ja hyödynnettävyys BioP-jätevesiprosessista. Ravinteet talteen! Innovaatioita ja yhteistyötä jätevesien puhdistuksessa -webinaari 22.1.2025. Saatavissa: <https://www.prizz.fi/media/bio-ja-kiertotalous/bio-ja-kiertotalous-tapahtumat/bioprec-loppuwebinaari-ravinteet-talteen/taube-puhakka-biop-rec.pdf> [viitattu 20.8.2025].

Taube, P., Puhakka, I. & Pihlavisto-Hakala, J. 2025. Fosforin talteenotto ja hyödynnettävyys BioP-jätevesiprosessissa. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.prizz.fi/media/loppuraportti_biop-rec.pdf [viitattu 13.10.2025].

Valtioneuvosto. 2021. Uusi suunta - Ehdotus kiertotalouden strategiseksi ohjelmaksi. Valtioneuvoston julkaisuja 2021:1. Saatavissa: https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/162654/VN_2021_1.pdf?sequence=1 [viitattu 4.9.2025].

SUOTONAUHAPURISTIN MÄDÄTTEEN LOPPUKÄSITTELYSSÄ

Riku Kettunen & Shila Jafari

Lietteen kuivaus erilaisissa puhdistamotyypeissä on keskeinen osa jätevedenkäsittelyprosessin toimivuutta ja kustannustehokkuutta. Mitä kuivempaa lopputuotetta kuivauslaitteistolta saadaan, sitä pienempiä ovat muun muassa kuljetus- ja käsittelykustannukset. Kuivauksen onnistuminen vaikuttaa suoraan myös laitoksen kokonaisenergiatehokkuuteen ja loppusijoituksen taloudellisuuteen.

Dewacolla on pitkä historia jätevedenkäsittelylaitteiden suunnittelusta ja valmistuksesta. Yritys on toimittanut ratkaisujaan yli 95 maahan ja tuhansiin asennuskohteisiin eri puolilla maailmaa. Vuoden 2023 lopulla markkinoille tuotu uusi AURA-suotonauhapuristin (kuva 1) edustaa yrityksen uusinta tuotekehitystä mekaanisen lietteenkäsittelyn saralla, jossa suuretkin laitekokonaisuudet saadaan mahtumaan logistisesti kustannustehokkaihin merikontteihin. Laite valittiin myös Y-MAX-hankkeen testauslaitteeksi, sillä sen avulla haluttiin saada lisätietoa mallin suorituskyvystä ja soveltuvuudesta biokaasulaitosten loppumädätteelle.



Kuva 1. Aura Press -suotonauhapuristin (kuva Riku Kettunen)

Dewacon rooli hankkeessa

Dewaco tutki hankkeessa biokaasutuotannon jälkeisen mädätteen kuiva- ja nestejakeen erottelun optimointia loppukäsittelyssä sekä sitä, miten loppumädätteen mekaaninen kuivaus sopii yrityksemme Solids-tuotelinjan laitteille.

Keskeistä on ollut ymmärtää, miten kyseessä oleva mädätetyyppi (riippuen esimerkiksi syötteen koostumuksesta ja reaktoriprosessista) käyttäytyy mekaanisessa kuivausvaiheessa. Loppumädäte poikkeaa merkittävästi perinteisestä yhdyskuntalietteestä niin partikkelikoon, kuitupitoisuuden kuin orgaanisen aineksen määrän osalta, mikä saattaa asettaa erityisiä vaatimuksia kuivauslaitteistolle.

Mädätteen ominaisuudet kuiva- ja nestejakeen erottelussa

Mädätysprosessi muuttaa merkittävästi syntyvän loppumädätteen fysikaaliskemiallisia ominaisuuksia, mikä puolestaan vaikuttaa sen kuiva- ja nestejakeen erotteluun. Mädätteen vedenpoistokyky on yleensä heikompi kuin raakalietteen (Wang ym. 2020), ja siihen vaikuttavat hienompi hiukkaskoko, suurempi hydrofiilisyyys sekä liukoisen orgaanisen aineksen lisääntynyt määrä. Nämä edistävät kiintoaineen ja vesimolekyylien välistä sitoutumista. Lisäksi rakenteeseen voi jäädä kaasukuplia, jotka häiritsevät flokkulointia ja heikentävät vedenpoistoa entisestään. (Li ym. n.a, Martínez ym. 2015, Wang ym. 2020, Ward ym. 2023.) Mädäte sisältää usein myös esimerkiksi solujen hajoamisesta syntyviä solun ulkopuolisia polymeerisiä aineita (*extracellular polymeric substances*, EPS) ja mikrobien jäämiä, joita tulee sekä syöttölietteestä että mädätyksen aikaisesta biologisesta toiminnasta. Nämä materiaalit voivat tukkia suodattimen huokosia ja vaikeuttaa veden poistumista, jolloin kuivauksen tehokkuus laskee (Wang ym. 2020).

Käytännön testaukset

Hankkeessa käytännön testaukset olivat tärkeässä roolissa. Projektia varten rakennettiin koeajokontti, joka mahdollistaa mahdollisimman todenmukaiset testausolosuhteet lähellä mädätteen syntypaikkaa (kuva 2). Konttiin on integroitu täydellinen lietteenkuivauslinjasto, joka sisältää muun muassa siirtolaitteiston, AURA-suotonauhapuristimen, tarvittavat rajapinnat yhteistyökumppaneiden analysointitarpeisiin sekä ohjausjärjestelmän. Ratkaisu mahdollistaa testien tekemisen hallituissa mutta käytännön toimintaa vastaavissa olosuhteissa.



Kuva 2. Koeajokontti (kuva Riku Kettunen)

Hankkeen alkuvaiheessa mädätteen ominaisuuksia tutkittiin IBC-konttimenetelmällä, josta saatiin peruskäsitys kuivattavan materiaalin koostumuksesta ja käyttäytymisestä. Näiden alustavien testien perusteella pyrittiin määrittelemään optimaaliset syöttöolosuhteet, esikuormitus ja puristimen ohjausparametrit AURA-laitteella tehtäviä koeajoja varten.

Koeajokontti on mahdollistanut käytännön testit suoraan laitosten yhteydessä, jolloin tulokset kuvaavat todellisia prosessiolosuhteita. Testeissä on tarkasteltu muun muassa seuraavia tekijöitä:

- loppumädätteen erotusastetta (kuiva- ja nestejake)
- puristustehon ja lietetyypin välistä suhdetta
- kuiva-ainepitoisuuden kehitystä eri asetuksilla
- mädätteen käyttäytymistä ilman polymeerin annostelua.

Käytännön kokeiden myötä on saatu arvokasta tietoa loppumädätteen käyttäytymisestä mekaanisessa kuivauksessa. Ensimmäiset tulokset viittaavat siihen, että ainakin ilman polymeerin käyttöä mädätteen käsittely on hyvin haastavaa. Mädätteessä ei ole juurikaan painovoimaisesti irtoavaa vettä, ja ilman polymeeriannostelua kuivaaminen osoittautui hyvin haastavaksi.

Johtopäätökset ja jatkotoimenpiteet

Y-MAX-hankkeen testit osoittivat, että loppumädätteen mekaaninen kuivaus suotonauhauristimella ainakaan ilman polymeerin käyttöä ei ole tällä hetkellä teknisesti realistista. Ilman polymeeriä erotusaste jäi selvästi alle tavoitetason, eikä laitteisto pystynyt tuottamaan stabiilia kuiva-ainetta.

Tulokset tarjoavat perustan jatkokehitykselle. Seuraavissa vaiheissa voidaan tarkastella muun muassa mädätteen esikäsitteilyä, kuivausparametrien optimointia ja mahdollisia lisäaineiden käyttöstrategioita. Näin voidaan kehittää ratkaisu, joka mahdollistaa loppumädätteen tehokkaan kuivaamisen ja samalla tukee ravinteiden kierrätystä sekä biokaasulaitoksen energiatehokkuutta.

Vaikka alkuperäinen tavoite toteuttaa kuivausprosessi täysin mekaanisesti ilman polymeeriä ei täytynyt, koeajot tuottivat arvokasta tietoa materiaalin käyttäytymisestä ja prosessin rajoista. Tämä tieto on keskeistä, kun jatkossa pyritään kehittämään kaupallisesti toimivia ja ympäristöystävällisiä kuivausratkaisuja biokaasulaitosten loppumädätteelle.

LÄHTEET

Li, Y., Liu, Y., Yu, X., Li, Q., Zhang, R. & Zhang, S. n.a. Enhancement of sludge electro-dewaterability during biological conditioning. *RSC Adv* 10, 3153–3165. <https://doi.org/10.1039/c9ra09126b>.

Martínez, E.J., Rosas, J.G., Morán, A. & Gómez, X. 2015. Effect of Ultrasound Pretreatment on Sludge Digestion and Dewatering Characteristics: Application of Particle Size Analysis. *Water* 7, 6483–6495. <https://doi.org/10.3390/w7116483>.

Wang, X., Wang, W., Zhou, B., Xu, M., Wu, Z., Liang, J. & Zhou, L., 2020. Improving solid-liquid separation performance of anaerobic digestate from food waste by thermally activated persulfate oxidation. *J Hazard Mater* 398, 122989. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122989>.

Ward, B.J., Nguyen, M.T., Sam, S.B., Korir, N., Niwagaba, C.B., Morgenroth, E. & Strande, L. 2023. Particle size as a driver of dewatering performance and its relationship to stabilization in fecal sludge. *J Environ Manage* 326, 116801. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116801>.

HAITTA-AINEET BIOKAASUPROSESSIN MATERIAALEISSA

Jonna Hauvala, Miia Sourander, Vuokko Malk

Jätevedessä esiintyy monenlaisia kotitalouksista ja teollisuudesta peräisin olevia haitta-aineita, kuten mikromuoveja, lääkeaineita ja PFAS-yhdisteitä. Jätevedenpuhdistamoilla haitta-aineista valtaosa päätyy vedenpuhdistusprosessissa jätevesilietteeseen. Haitta-aineiden määrä vaihtelee muun muassa eri jätevedenpuhdistamoilla käytettyjen käsittelytekniikkojen mukaan. Jätevesilietteet käsitellään tyypillisesti mädättämällä, jolloin haitta-aineet voivat inhiboida biokaasuprosessia ja heikentää siten biokaasuntuottoa. Ravinnerikkaat mädätysjäännökset halutaan yhä enenevässä määrin hyödyntää maanparannusaineina ja kierrätyslannoitteina, mutta riskinä on haitta-aineiden päätyminen maaperään ja vesistöihin sekä niiden aiheuttamat ympäristö- ja terveysvaikutukset. Nämä riskit jarruttavat jätevesilietteiden ravinteiden kierrätystä, ja tarvitaankin lisää tutkimustietoa mädätteiden haitta-ainepitoisuuksista sekä turvallisista ravinteiden talteenottotekniikoista. Myös haitta-ainepitoisuuksia koskevan lainsäädännön odotetaan tulevaisuudessa kiristyvän.

Kotitalouksissa ja teollisuudessa käytettävien kemikaalien määrä ja sen myötä myös jätevesilietteeseen mahdollisesti päätyvien aineiden lista on valtava. Y-MAX-hankkeessa keskityttiin PFAS-yhdisteiden, lääkeaineiden, mikromuovien sekä raskasmetallien analyysiin jätevesiliete- ja mädätenäytteistä. Tässä artikkelissa kerrotaan tarkemmin näistä haitta-aineryhmistä ja esitellään toteutettujen analyysien tulokset.

Mikromuovianalyysit kehittyvät edelleen

Kasvatavat muovien tuotantomäärät ja kulutuksen lisääntyminen aiheuttavat ympäristöongelmia, ja esimerkiksi valtaosa ympäristöön ajautuneista mikromuoveista on lähitöisin suuremmista muovikappaleista, jotka ovat ajan myötä kuluneet ja haurastuneet. Mikromuovit ovat kooltaan alle viiden millimetrin kokoisia partikkeleita, ja niiden ominaisuuksissa on vaihtelua muun muassa polymeerityypeissä, muodoissa ja kokoluokissa. Ominaisuudet puolestaan vaikuttavat siihen, miten helposti mikromuovit etenevät ympäristössä ja millaisia vaikutuksia niillä on. (Selonen ym. 2025, 11–12.) Erityisesti kevyet muovikappaleet, esimerkiksi mikromuovit, saattavat liikkua ympäristössä veden virtauksen avulla kauas lähtöpaikastaan. Niiden mukana voi kulkeutua eteenpäin myös esimerkiksi taudinaiheuttajia ja vieraslajeja. (Fjäder ym. 2022, 3, 62.)

Mikromuovit voidaan alkuperän mukaan jaotella primääriseen tai sekundääriseen ryhmään. Primäärisiä mikromuoveja vapautuu luontoon esimerkiksi synteettisten vaatteiden pesusta ja kosmetiikan tuotteista, joihin on tarkoituksella lisätty mikromuovia. Sekundääriset mikromuovit puolestaan syntyvät isompien muovikappaleiden, esimerkiksi muovipussien, hajotessa pienempään kokoon. Muovien aiheuttamat haitat ihmisen terveydelle ovat vielä tuntemattomia. Tiedetään kuitenkin, että muoveissa on usein erilaisia lisäaineita, kuten palonestoaineita tai muita myrkyllisiä kemikaaleja, jotka voivat vapautua nielemisen seurauksena eläimeen tai ihmiseen. (Mikromuovit: lähteet, haitat ja EU:n ratkaisut 2018.) Mikromuoveja kulkeutuu jätevedenpuhdistamolle kotitalouksien pesuvesistä, ja lisäksi sinne johdetaan jätevesiä esimerkiksi teollisuudesta ja sairaaloista (Selonen ym. 2025, 95).

Lainsäädännössä on lannoitevalmisteen ainesosana käytettävälle käsitellylle jätevesilietteelle (ainesosaluokka 10) tai mädätteelle (ainesosaluokka 4) raja-arvot yli 2 mm:n kokoisille muovin, lasin ja metallin epäpuhtauksille. Muovia, lasia tai metallia saa kuitenkin olla enintään viisi grammaa kilogrammassa kuiva-ainetta. Yhteensä näiden epäpuhtauksien määrä saa olla enintään kymmenen grammaa kilogrammassa kuiva-ainetta. Vuoden 2028 alusta epäpuhtauksien raja-arvot tiukkenevat. (Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 964/2023.) Hankkeessa analysoitiin täyden mitatakaan biokaasulaitoksen jätevesilietemädätteestä epäpuhtauksia lasin, metallin ja muovin osalta, ja se toteutettiin ulkopuolisessa laboratorioissa. Lasin, metallin ja muovin pitoisuudet näytteessä olivat <0,1 grammaa kilogrammassa kuiva-ainetta (Tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelut Oy).

Mikromuovien analyysimenetelmiin liittyy vielä epävarmuuksia, ja ne ovat työläitä ja kalliita toteuttaa, joten tutkimustietoa mädätteiden sisältämistä mikromuovimääristä on toistaiseksi hyvin vähän saatavilla. On kuitenkin havaittu, että jätevesiliete voi sisältää määrällisesti jopa yli 100 000 mikromuovihiukkasta kilossa. Jätevesiä tutkittaessa on huomattu, että mikromuovien määrät ja tulokset eri tutkimuksissa eroavat toisistaan, koska esimerkiksi tutkittavien muovipartikkeleiden kokoluokat ja analyysimenetelmät vaihtelevat. Tämä johtuu siitä, että mikromuovien osalta analyysimenetelmät ovat kehitysvaiheessa eikä niitä ole vielä standardoitu. Jätevesistä tunnistettuja muovilaatuja ovat esimerkiksi polypropyleeni (PP), polyeteeni (PE), polyamidi (PA), polyesteri (PE), polystyreeni (PS) ja polyuretaani (PUR). (Vieno ym. 2018, 30–33.) Tutkimuksissa on havaittu, että jopa 99 prosenttia mikromuoveista voidaan saada poistettua jätevedestä puhdistusprosessissa, mutta kuitenkin näistä partikkeleista kulkeutuu 80 prosenttia jätevesilietteeseen. Näin ollen on arvioitu, että jätevesiliete voi toimia mahdollisesti yhtenä mikromuovien lähteenä maatalousmaahan. Jätevesilieteperäiset lannoitteet ovat kuitenkin vain yksi mikromuovien päästölähde, sillä niitä kulkeutuu maahan myös esimerkiksi kasteluvvedestä, katekalvoista ja maassa käytettävistä muovituotteista. (Fjäder ym. 2022, 6, 62.)

Toteutetut mikromuovianalyysit

Mikromuovit analysoitiin täyden mittakaavan biokaasulaitoksen jätevesilietemädätteestä ulkopuolisessa laboratorioissa (Measurlabs). Analyysi oli tarkoitus toteuttaa kahdella eri menetelmällä eli μ FTIR- ja pyrolyysi-GC-MS-menetelmällä. μ FTIR-menetelmällä voidaan tunnistaa polymeerit ja saadaan määritettyä partikkeleiden määrä ja kokojakauma. Pyrolyysi-GC-MS-menetelmällä puolestaan voidaan määrittää mikromuovien pitoisuus mikrogrammoina litrassa. Myös pyrolyysi-GC-MS-menetelmä tunnistaa polymeerien laadut. (Measurlabs 2025.) Tässä tapauksessa mikromuovien määrittäminen pyrolyysi-GC-MS-menetelmällä mädätenäytteestä ei kuitenkaan onnistunut, koska tiheyserottelussa 90 prosenttia kiintoaineksesta kellui pinnalla ja mikromuovien erottelu kiintoaineksesta osoittautui hankalaksi.

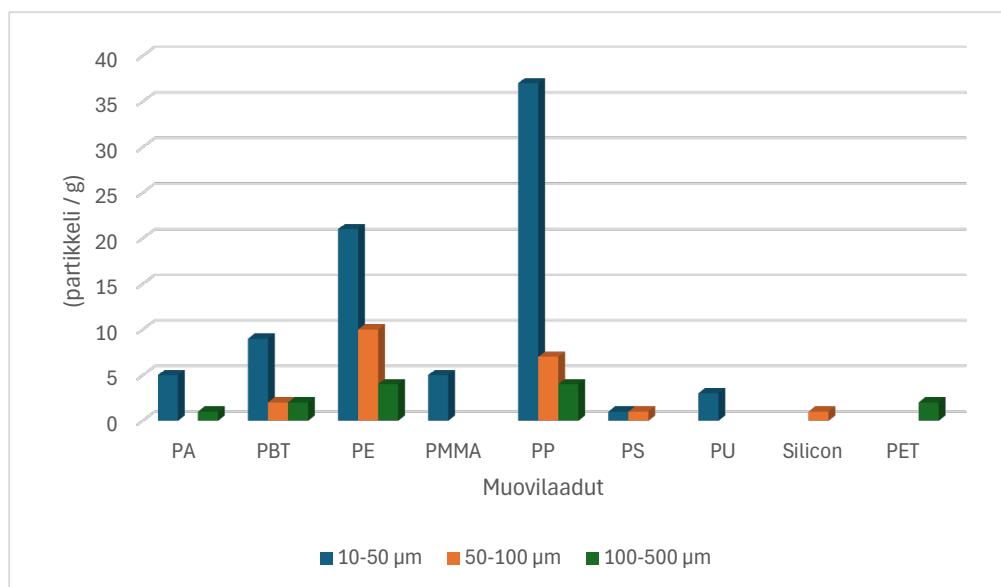
μ FTIR-menetelmällä määrittäminen onnistui ja jätevesilietemädätenäytteestä määritettyjen mikromuovipartikkeleiden lukumäärä, kokojakauma ja massa on esitetty taulukossa 1. Koska mikromuovien määrittäminen pyrolyysi-GC/MS menetelmällä epäonnistui, laboratorio teki μ FTIR-menetelmällä määritetyistä tuloksista ISO 241087 -standardin perusteella approksimoinnin mikromuovien massakonsentraatiosta eri polymeerityypeille sekä kokonaisuudelle. Massakonsentraatio on annettu näytteen märkätainetta kohden.

Taulukosta 1 ilmenee, että jätevesimädätenäytteestä tunnistettiin yhdeksän muovilaatua ja yhteensä 115 partikkelia grammassa. Näytteessä oli muovilaaduista polypropeenia (PP) ja polyeteenia (PE) runsaimmin, ja lukumääräisesti tarkastellen niiden osuus oli tunnistetuista mikromuoveista yli 70 prosenttia. Polypropeeni ja polyeteeni kuuluvat yleisemmin käytettyihin muovilaatuihin (Raninen ym. 2023, 23). On havaittu, että polyeteenin päätyminen ympäristöön voi esimerkiksi haitata kasvien juurien toimintaa (Vainio 2023, 18). Jyväskylän Nenäinniemen jätevesipuhdistamon tutkimuksessa mikromuoveja havaittiin lietteestä 100 ± 26 kpl g^{-1} kuiva-ainetta kohden, ja niistä 54 prosenttia oli laadultaan PET-muovia (Ryymän 2019, 21). Tässä tutkimuksessa saatu jätevesimädätenäytteen tulos on siis lukumääräisesti samaa suuruusluokkaa kuin Nenäinniemen jätevedenpuhdistamon lietteessä.

Jätevesimädätenäytteen mikromuovien kokojakaumasta voidaan havaita, että 10–50 μm :n kokoluokan mikromuoveja oli kappalemääräisesti eniten ja etenkin muovilaaduista polypropyleeni oli tässä kokoluokassa vallitseva (kuva 1). Jäteveden tai lietteen mikromuoveista, jotka ovat alle 20 μm , on vähänlaisesti tutkimustietoa johtuen näytteenoton haasteista. Tiedetään kuitenkin, että esimerkiksi merkittävä osa autojen renkaista irtaavasta mikromuovipartikkeleista voi olla kokoluokaltaan tätä pienempää. (Vieno ym. 2018, 92.)

Taulukko 1. Jätevesimädäntenäytteestä analysoidut mikromuovit. (Tiedot: Measurlabs 2025)

Polymeeri- tyyppi	Kokoluokat (partikkeli/g)				Pitoisuudet µg/g
	10–50 µm	50–100 µm	100–500 µm	Yhteensä	
PA	5		1	6	14,07
PBT	9	2	2	13	28,566
PE	21	10	4	35	58,494
PMMA	5			5	0,07
PP	37	7	4	48	58,058
PS	1	1		2	0,234
PU	3			3	0,042
Silikoni		1		1	0,22
PET			2	2	28
Yhteensä	81	21	13	115	187,754



Kuva 1. Jätevesimädäntenäytteestä tunnistetut muovilaadut kokoluokittain (Tiedot: Measurlabs).

PFAS-yhdisteiden tarkkailuun enemmän huomiota

PFAS-yhdisteet (per- ja polyfluoratut alkyyliryhdyhdisteet) ovat synteettisiä yhdisteitä, jotka eivät käytännössä hajoa luonnossa juuri lainkaan. Ikuisuuskemikaaleiksi kutsutut PFAS-yhdisteet voivat kertyä ihmisten ja eläinten kudoksiin ja aiheuttaa vakavaa terveyshaittaa,

kuten syöpää ja hormonihäiriöitä. PFAS-yhdisteet leviävät erittäin helposti ympäristössä ja päätyvät helposti vesistöihin. Yleisimmät päästölähteet PFAS-yhdisteille ovat teollisuus ja kotitalouksista peräisin oleva yhdyskuntajätevesi (Ilmanen ym. 2024). Reach-asetukset ja direktiivit säätelevät PFAS-yhdisteiden enimmäispitoisuuksia EU:n alueella esimerkiksi kalan, lihan, riistan ja kananmunien osalta (2023/915). Suomessa PFAS-yhdisteille vedessä ei vielä ole asetettu enimmäispitoisuuden raja-arvoja, mutta EU:n juomavesidirektiivi ja STM:n talousvesiasetus (1352/2015) tulevat viimeistään 12.1.2026 velvoittamaan, ettei PFAS-yhdisteiden 20:n eri yhdisteen summapitoisuus ylitä yli 100:aa ng/l.

Toteutetut PFAS-analyysit

PFAS-analyysit toteutettiin ulkopuolisessa laboratorioissa (Measurlabs). PFAS-yhdisteet analysoitiin US EPA 1633 -menetelmällä käyttäen nestekromatografiaa tandemmassaspektrometrialla (LC-MS QQQ). Analyysiin kuului 49 eri PFAS-yhdistettä, ja toteamisraja oli 1 µg/kg.

Analyysieihin lähetettiin kahdeksan eri näytettä (taulukko 2). Näytteet olivat yhdyskuntajätevesilietettä sekä sen mädätettä biokaasuprosessin jälkeen täyden mittakaavan laitokselta. Osa näytteistä oli hankkeessa toteutettujen biokaasukokeiden purkumädätteitä (ks. tämän julkaisun artikkeli *Laboratorio- ja demonstraatiomittakaavan biokaasukokeet jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätyksen optimoimiseksi*). Lisäksi mukana oli infrapunamenetelmään perustuvalla Paskier®-prosessilla kuivattu ja rakeistettu jätevesilietteen mädäte (näyte 2, kuva 2). Prosessilla oli tavoiteltu jätevesilietemädätteen tuotteistamista lannoiterakeeksi. Kuivaus ja rakeistus oli toteutettu Metsäsairila Oy:n BioLuuppi- demonstraatioympäristössä.

Taulukko 2. PFAS- ja lääkeaineanalyysieihin ulkopuoliseen laboratorioon lähetetyt näytteet.

Näyte	Analysoidut materiaalit	Mädätyksen syötemateriaalit
1	Jätevesilietteen mädäte täyden mittakaavan biokaasulaitokselta 15.9.2025	Jätevesiliete 100 %
2	Kuivattu ja rakeistettu jätevesilietteen mädäte (15.9.2025)	Jätevesiliete 100 %
3	Biokaasulaitokselle tuleva jätevesiliete 3.10.2025	
4	Jätevesilietteen mädäte täyden mittakaavan biokaasulaitokselta 3.10.2025	Jätevesiliete 100 %
5	Y-MAX Sarja 5 mädäte 15 litran reaktori	Kananlanta modifioitu 50 % + jätevesiliete 50 %
6	Y-MAX Sarja 5 mädäte 15 litran reaktori	Kananlanta, modifioitu + nestefaasi 50 % + jätevesiliete 50 %
7	Y-MAX BioLuuppi 2 mädäte 500 litran reaktori	Kananlanta, modifioitu, 50 % + jätevesiliete 50 %
8	Y-MAX Sarja 6 mädäte 2 litran reaktori	Kananlanta, modifioitu, 50 % + jätevesiliete 50 %



Kuva 2. Jätevesilietteen mädätteestä rakeistettu tuote. (Kuva Miia Sourander)

Tutkimuksilla haluttiin selvittää, kuinka paljon pelkkä yhdyskuntajätevesiliete sisältää PFAS-yhdisteitä verrattuna mädätteeseen ja kuinka mädätteet eroavat toisistaan, kun joukkoon on lisätty syötteenä kananlantaa. Pelkän jätevesilietteen ja siitä tehdyn mädätteen analyysitulokset antavat myös hyödyllistä tietoa siitä, miten mädätysprosessi vaikuttaa materiaalissa oleviin yhdisteisiin ja muuttaako mädätysprosessi PFAS-yhdisteitä esimerkiksi lyhyempiketjuiseen muotoon. Analyysit kuivatusta ja rakeistetusta mädätteestä kertovat, kuinka paljon haitta-aineita voi päätyä lannoitetuotteeseen.

Taulukosta 3 voi nähdä, että PFAS-yhdisteitä havaittiin erityisesti rakeistetussa jätevesilietteen mädätteessä (näyte 2). Täyden mittakaavan biokaasulaitoksen jätevesiliete- ja mädäntenäytteissä (näytteet 1, 3 ja 4) havaittiin yksittäisiä PFAS-yhdisteitä, mutta Y-MAX-hankkeen laboratorio- ja demonstraatiomittakaavan biokaasukokeiden mädätteissä (näytteet 1–4) PFAS-yhdisteitä ei havaittu lainkaan. Taulukossa 3 esitetyt pitoisuudet on annettu näytteen märkäpainoa kohden. Syynä rakeistetun mädätteen korkeampiin PFAS-pitoisuuksiin voi olla, että yhdisteitä olisi tullut näytteeseen kuivaus- ja rakeistuslaitteiston pinnoitteista. Lisäksi näytteen kuiva-ainepitoisuus on suurempi (80,1 %) kuin muissa näytteissä, jolloin yhdisteet ovat voineet konsentroitua näytteeseen. Jätevesilietteenäytteen (näyte 3) kuiva-ainepitoisuus oli 22,7 prosenttia ja mädätteiden (näytteet 1 ja 4) noin 14,5 prosenttia.

Jätevesilietenäytteessä (näyte 3) havaittiin perfluorodekaanisulfonihappoa (PFDoS), jota on aiemmin käytetty esimerkiksi pinnoitteissa ja erilaisissa teollisissa sovelluksissa. Nykyään pitkäketjuiset PFAS-yhdisteet, joihin PFDoS kuuluu, on enimmäkseen poistettu käytöstä (EWG s.a.). Jätevesimädätenäytteissä (näytteet 1 ja 4) todettiin 5:3 FTCA-yhdistettä, josta käytetään myös nimeä fluorattu karboksylihappo. Tätä PFAS-yhdistettä voi muodostua ympäristössä fluorotelomeerialkoholin (6:2 FTOH) hajoamisesta jätevesilietteessä ja maaperässä mikrobien toiminnan seurauksena. Molempia yhdisteitä käytetään teollisissa prosesseissa yleisesti pinnoitteina ja korroosion suoja-aineina. (BENCHCHEM 2025.)

Taulukko 3. Näytteissä 1–4 havaitut PFAS-yhdisteet (µg/kg). Pitoisuudet on ilmoitettu märkäpainoa kohden. (Tiedot: Measurlabs 2025)

PFAS-yhdiste	Näyte 1: JV-mädäte 15.9.2025	Näyte 2: Rakeistettu mädäte 15.9.2025	Näyte 3: JV-liete 3.10.2025	Näyte 4: JV-mädäte 3.10.2025
5:3 FTCA	1,97	11,90		2,13
7:3 FTCA		2,90		
10:2 FTS		1,88		
EtFOSE		1,01		
NEtFOSAA; EtFOSAA		3,39		
NMeFOSAA; MeFOSAA		1,24		
MeFOSE		2,46		
PFDA		1,94		
PFDoS		1,13	1,42	
PFOS Linear		2,82		
PFOS Total		2,82		

Aiempiä mädätteiden ja jätevesilietteen PFAS-tutkimuksia on tehty Suomessa vielä suhteellisen vähän. Perkola ym. (2023) raportoivat eri PFAS-yhdisteiden tutkimustuloksista jäteveden puhdistamoiden mädätteistä sekä kompostoiduista lietteistä Suomessa. Pitoisuuksissa havaittiin huomattavaa vaihtelua näytteenotokertojen välillä. Korkeimmat pitoisuudet havaittiin PFOA-, PFOS-, PFDA- ja PFHxA-yhdisteissä. Jätevesilietteestä sen sijaan on pohjoismaisessa tutkimuksessa havaittu Viikinmäen ja Viinikanlahden puhdistamoilla PFAS-yhdisteiden pitoisuudeksi 46 ja 69 ng/l vuonna 2019 (Kärman ym. 2019, 52).

Kakolanmäen jätevedenpuhdistamolla Turun seudun puhdistamo Oy:ssä seurattiin PFAS-yhdisteiden esiintymistä saapuvassa ja lähtevässä jätevedessä. Saapuvassa jätevedessä havaittiin yhteensä seitsemän erilaista PFAS-yhdistettä summapitoisuuden

ollessa keskimäärin 18 ng/l ja lähtevässä jätevedessä 16 erilaista PFAS-yhdistettä summapitoisuudella 36 ng/l. Jätevedenpuhdistuksen eri prosesseissa osa PFAS-yhdisteistä pilkkoutuu toisiksi lyhytketjuisimmiksi PFAS-yhdisteiksi, mikä on yksi syy lähtevän jäteveden korkeampiin tuloksiin. Tutkimustulokset eivät poikenneet muissa suomalaisissa jätevedenpuhdistamoissa aiemmin tehdyistä tutkimuksista. (Ilmanen ym. 2024.)

Tässä tutkimuksessa analysoidut pitoisuudet on määritetty muodossa µg/kg, joten eri yksiköiden vuoksi tuloksia ei voi suoraan verrata aiempien tutkimusten tuloksiin. Näytteiden tilavuuspainot vaihtelivat 610–1000 g/l (tiedot Eurofins Viljavuuspalvelu 2025). Alhaisin tilavuuspaino oli rakeistetussa mädätteessä. Esimerkiksi näytteen 1 tilavuuspaino oli 1 000 g/l, jolloin 5:3 FTCA-yhdisteen pitoisuus 1,97 µg/kg (taulukko 3) vastaisi pitoisuutta 1 970 ng/l. Tämänkaltaisessa näytteessä toteamisraja 1 µg/kg (1 000 ng/l) olisi siis korkeampi kuin edellä mainituissa tutkimuksissa havaitut pitoisuudet.

Lääkeaineet – aikamme mikrosaaasteet

Lääkeaineet päätyvät jäteveteen suurimmaksi osaksi viemäriverkoston kautta ja sitä kautta jätevedenpuhdistamoille. Lääkeaineet voivat olla peräisin niin kotitalouksista, teollisuudesta kuin esimerkiksi sairaaloista. Kuitenkin monien arvioiden mukaan on todettu, että ihmisten lääkkeiden käytön seurauksena jäteveteen päätyvät lääkeaineet ovat valtaosin suurin päästölähde ympäristössä havaituista lääkeaineista. Ihmisen elimistössä useimpien lääkeaineiden tulee muuntua rasvaliukoisesta vesiliukoisempaan muotoon, mutta osa saattaa poistua elimistöstä muuntumattomana. Näin ollen lääkeaineita ja muuntumistuotteita kulkeutuu jätevedenpuhdistusprosessiin. Ympäristön lääkejäämien päästölähteeksi on tunnistettu myös muun muassa lääkityn, laiduntavan karjan eritteet ja jätevedenpuhdistamon lietteen hyödyntäminen lannoitteena. Lääkeaineiden ympäristöriskejä arvioitaessa oleellisia ovat esimerkiksi tiedot aineen pysyvyydestä ja siitä, millaisina pitoisuuksina se aiheuttaa haitallisia vaikutuksia ympäristön eliöille. (Tepo & Äystö 2024, 9–14.)

Lääkeaineiden poistotehon raja-arvoja Euroopassa ohjaa yhdyskuntajätevesidirektiivi (EU) 2024/3019, jossa veloitetaan poistamaan vähintään 80 prosenttia tiettyjen lääkeaineiden pitoisuudesta. Direktiivissä luetellaan 12 eri lääkeaineryhmään kuuluvaa ainetta, jotka voivat aiheuttaa terveyshaittaa. Nämä lääkeaineet ovat yleisesti käytössä EU:n alueella ja edustavat eri lääkeaineluokkia. Luokituksia on kaksi, joista luokkaan 1 kuuluvat erittäin helposti käsiteltävät aineet ja luokkaan 2 helposti poistettavat aineet (taulukko 4). Direktiivissä mainitut lääkeaineet luetaan mikrosaaasteiksi (micropollutants). Direktiivin tarkoitus on parantaa jätevedenpuhdistusta ja minimoida lääkeaineiden pääsy vesistöihin. Lääkeainepitoisuuksia valvotaan sekä ennen että jälkeen viimeisen puhdistusvaiheen. Vaikka lääkeaine poistuisikin itse jätevedestä, se voi pidättäytyä jätevesilietteeseen tai muuntua sellaiseen muotoon, ettei sitä enää voida sellaisenaan havaita kemiallisilla analyseillä (Ahkola ym. 2020, 292).

Taulukko 4. Uudessa jätevesidirektiivissä (EU) 2024/3019 mainitut lääkeaineet ja niiden pääasiallinen käyttötarkoitus. (Duodecim Terveyskirjasto s.a, ECHACHEM s.a.)

Lääkeaine	Luokka	Pääasiallinen käyttötarkoitus
Amisulpridi	1	antipsykootti
Bentsotriatsoli	2	korroosion estäjä, ei varsinainen lääkeaine*
Kandesartaani	2	verenpainelääke
Karbamatsepiini	1	epilepsialääke
Sitalopraami (essitalopraami)	1	SSRI-masennuslääke
Klaritromysiini	1	makrolidiantibiotti
Diklofenaakki	1	tulehduskipulääke
Hydroklooritiatsidi	1	diureetti
Irbesartaani	2	verenpainelääke
Metoprololi	1	beetasalpaaja
4-Metyyli-bentsotriatsoli	2	korroosion estäjä, ei varsinainen lääkeaine*
Venlafaksiini	1	SNRI-masennuslääke

*ei lasketa lääkeaineeksi, mutta lasketaan kuuluvaksi emerging contaminant (suom. nousevat yhdisteet) -ryhmään, joka analysoidaan usein lääkeaineanalyysissä

Jätevedenpuhdistamoilla poistuvat hyvin jopa yli 95-prosenttisesti lääkeaineista muun muassa ibuprofeini, parasetamoli ja progesteroni. Alle 20 prosentin poistumistehokkuudet ovat esimerkiksi lääkeaineilla propranolol, karbamatsepiini ja diklofenaakki, ja lisäksi joidenkin määrä voi jopa lisääntyä puhdistusprosessin aikana metaboliittien hajotessa alkuperäisiin yhdisteisiin. (Mänttari ym. 2020, 13.) Lietteen mukana ympäristöön takaisin päätyessään yhdiste voi muuntua takaisin alkuperäiseen muotoonsa ja kasvattaa ympäristön haitta-ainepitoisuuksia (Ahkola ym. 2020). Suomessa, toisin kuin EU-tasolla, kaikki lääkejätteet on määritetty vaarallisiksi jätteiksi (978/2021) (Teppo & Äystö 2024, 15).

Toteutetut lääkeaineanalyysit

Lääkeainejäämien pitoisuuksia tutkittiin samoista näytteistä kuin PFAS-yhdisteitä (taulukko 2). Analyysit toteutettiin ulkopuolisessa laboratorioissa (Measurlabs). Analyysiin sisältyi 158 eri lääkeainetta, ja toteamisraja oli 0,1 µg/kg. Lääkeaineet analysoitiin käyttäen LC-Orbitrap HRAM- ja UPLC-MS/MS-menetelmiä.

Näytteistä havaittiin jäämiä yhdeksästä eri lääkeaineesta, joista neljä (amisulpridi, karbamatsepiini, metoprololi ja venlafaksiini) on jätevesidirektiivissä (EU) 2024/3019 mainittuja lääkeaineita (taulukko 5). Lääkeainejäämiä havaittiin enemmän täyden mittakaavan jätevesiliete- ja mädäthenäytteissä (näytteet 1–4) kuin laboratorio- ja demonstraatiomitta-

kaavan biokaasukokeiden jätevesilietteen ja kananlannan yhteismädätteissä (näytteet 5–8). Kuivauksen ja rakeistuksen seurauksena asetanalidin ja karbamatsepiinin pitoisuudet kasvoivat selvästi ja lisäksi näytteessä 2 havaittiin phenazonia ja venlafaksiinia, joita ei havaittu kuivaamattomassa mädätteessä (näyte 1). Usean lääkeaineen pitoisuudet olivat kuitenkin myös alhaisemmat kuivatussa ja rakeistetussa mädätteessä verrattuna lähtömädätteeseen. Verrattaessa liete- ja mädätnäytteiden tuloksia keskenään voitiin havaita, että joidenkin yhdisteiden pitoisuudet olivat mädätteessä korkeammat ja joidenkin alhaisemmat kuin syötteenä käytetyssä lietemateriaalissa. Täyden mittakaavan laitokselta otetuissa näytteissä on kuitenkin aina erävaihtelua eri ajankohtien välillä.

Taulukko 5. Näytteistä tunnistetut lääkeaineet ja niiden pitoisuudet (µg/kg). Pitoisuudet on ilmoitettu märkápainoa kohden.

	Näyte 1. JV-mädäte 15.9.2025	Näyte 2. Rakeistettu mädäte 15.9.2025	Näyte 3. JV-liete 3.10.2025	Näyte 4. JV-mädäte 3.10.2025	Näyte 5. Sarja 5 -mädäte	Näyte 6. Sarja 5 -mädäte	Näyte 7. BioLuuppi 2 -mädäte	Näyte 8. Sarja 6 -mädäte
Acetanilid	54,42	118,31	97,69					
Amisulpridi*	44,17	44,39	71,44	28,85				
Amitriptyliini	223,11	238,88	218,60	290,71			6,95	
Karbamatsepiini*	57,69	106,71	30,87	91,61				
Metoprololi*	32,90	21,86		18,70				
Phenazon		62,31		55,1	23,89	13,18	18,59	16,23
Propranolol	62,2	16,68	89,81	113,81				
Sertralin	96,23	49,13	78,42	103,66	5,90			
Venlafaksiini *		44,62	175,78	46,54	4,21			

*Jätevesidirektiivissä (EU) 2024/3019 mainittu lääkeaine.

Havaituista lääkeaineista sertraliinia, venlafaksiinia ja amitriptyliinia käytetään masennuslääkkeinä, ja ne ovat hyvin yleisiä reseptilääkkeitä maailmanlaajuisestikin. Phenazon, jota kutsutaan myös fenatsoniksi tai antipyriiniksi, oli ennen yleisestikin käytetty kipulääke, mutta nykyään sitä käytetään arvioimaan sitä, miten lääkkeet vaikuttavat maksan kykyyn metaboloida lääkeaineita (Gnee Bio s.a.). Asetanilidi oli aiemmin yleisesti käytetty kipu- ja kuumelääke, joka poistettiin käytöstä sen aiheuttaman methemoglobininianemian vuoksi. Asetanilidia käytetään nykyisin väri- ja lääkeaineiden valmistuksessa välituotteena. (Nbinno s.a.) Amisulpridea käytetään muun muassa antipsykoottina ja pahoinvoinnin estolääkkeenä leikkauksen jälkeen (DRUGBANK s.a.). Karbamatsepiini on yleisesti käytetty

tössä epilepsialääkeenä (Duodecim 2024). Metoprololi ja propranololi ovat molemmat beetasalpaajia (Duodecim 2016).

Raskasmetallit ympäristöhaasteena

Raskasmetalleja päätyy jäteveteen pääasiassa kotitalouksien jätevesistä sekä hulevesistä ja kaupunkialueiden valumavesistä. Kotitalouksien jätevesipäästöjä kuormittavat myös yhä enenevässä määrin ikääntyvän vesijohtoverkostomme kupari- ja lyijyputket, joista irtoaa jatkuvasti metalleja veteen. Myös teollisuusyrityksistä voi päätyä raskasmetalleja jäteveteen, mikäli niille ei ole erillistä esikäsitelyä. Koska valtaosa raskasmetalleista sioutuu jäteveden kiintoaineisiin, ne voivat päätyä lopulta jätevesilietteeseen puhdistusprosessin aikana. (Feng ym. 2023, 1040.)

Suomessa raskasmetalleista puhuttaessa niillä viitataan yleisesti metalleihin, jotka ovat ympäristölle ja terveydelle haitallisia. Raskasmetallit kertyvät helposti elimistöön ja voivat aiheuttaa pitkällä aikavälillä vakavia terveyshaittoja. Vaikka osa raskasmetalleihin luetuista metalleista, esimerkiksi sinkki ja kupari, ovat elimistölle välttämättömiä hivenaineita, voivat ne suurina pitoisuuksin olla myrkyllisiä, etenkin jos altistusaika on ollut pitkä. Raskasmetalleiksi luetaan arseeni, kadmium, kromi, kupari, elohopea, nikkeli, lyijy ja sinkki ja niille on asetettu sallitut enimmäispitoisuudet esimerkiksi lannoitevalmistekäytössä (964/2023). Näistä kadmium, elohopea, lyijy ja nikkeli luetaan vesipuitteidirektiivin mukaan vesiympäristölle vaarallisiksi ja haitallisiksi aineiksi (2006/1022).

Toteutetut raskasmetallianalyysit

Raskasmetallipitoisuudet analysoitiin taulukossa 2 esitetyistä näytteistä 1–4 (täyden mitakaavan biokaasulaitoksen liete- ja mädätnäytteitä) ja 7–8 (Y-MAX-biokaasukokeiden Bioluuppi 2 -mädäte ja Sarja 6 -mädäte). Analyysit toteutettiin ICP-tekniikalla ulkopuolisessa laboratorioissa (Eurofins Viljavuuspalvelu Oy). Lisäksi hankkeen aikana analysoitiin raskasmetallipitoisuuksia myös useista muista materiaaleista, kuten struviitista. Tuloksia on esitetty tarkemmin artikkeleissa *Struviitin saostaminen jätevesilietteen mädätteestä* ja *Jätevesilietteen mädätteestä koeseoksia kasvatus- ja ekotoksisuuskokeisiin*.

Analysoituja pitoisuuksia verrattiin Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa (964/2023) lannoitevalmisteista määritettyihin haitallisten aineiden sallittuihin enimmäispitoisuuksiin. Pitoisuudet eivät ylittäneet orgaanisen maanparannusaineen sallittuja enimmäispitoisuuksia missään näytteessä (taulukko 6). Sen sijaan havaittiin, että mädätteessä jotkut raskasmetallipitoisuudet olivat jätevesilietettä korkeammat. Tämä voi selittyä sillä, että mädätyksen aikana tuote konsentroituu ja menee tilavuudeltaan pienempään tilaan, jolloin myös raskasmetallipitoisuus suhteessa orgaanisen aineksen tilavuuteen näyttää kasvavan.

Taulukko 6. Raskasmetallipitoisuudet (kokonaispitoisuudet kuiva-aineessa) tutkituissa näytteissä (tiedot: Eurofins Viljavuuspalvelu Oy 2025)

Analyyysi	Yksikkö	Näyte 1. JV-liete 15.9.	Näyte 2. Rakeistettu JV-mädäte	Näyte 3. JV-liete 3.10.	Näyte 4. JV-mädäte 3.10.	Näyte 7. BioLuuppi 2 -mädäte	Näyte 8. Koesarja 6 -mädäte	Sallitut enimmäis- pitoisuudet orgaanisessa maanparannusainessa *
Arseeni (As)	mg/kg/ ka	<5,5	< 5,3	< 5,6	< 5,5	< 5,3	< 5,4	40
Kadmium (Cd)	mg/kg/ ka	0,41	0,47	0,28	0,4	0,27	0,24	1,5
Kromi (Cr)	mg/kg/ ka	21	41	17	20	7,7	8,5	300
Kupari (Cu)	mg/kg/ ka	260	240	180	260	170	130	600
Elohopea (Hg)	mg/kg/ ka	0,35	0,36	0,17	0,33	< 0,07	0,14	1
Nikkeli (Ni)	mg/kg/ ka	21	34	17	20	9,8	9,8	70
Lyijy (Pb)	mg/kg/ ka	9,7	9,8	6	10	3,2	< 2,1	100
Sinkki (Zn)	mg/kg/ ka	550	510	390	530	660	630	1 500

* Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 964/2023

Raskasmetallien lisäksi näytteistä 1–4 määritettiin myös rauta- ja alumiinipitoisuudet. Rautaa ja alumiinia käytetään jätevesiprosessissa saostuskemikaaleina, minkä vuoksi niiden pitoisuudet lietteessä ja mädätteessä voivat olla korkeat. Alumiinipitoisuudet näytteissä vaihtelivat välillä 28 000–36 0000 mg/kg ja rautapitoisuudet 34 000–58 0000 mg/kg kuiva-ainetta.

Johtopäätökset

Jätevesiliete voi sisältää mikromuoveja, PFAS-yhdisteitä, raskasmetalleja ja muita haitta-aineita, jotka päätyvät takaisin ympäristöön, mikäli jätevesilietettä käytetään esimerkiksi maanparannusaineena, kasvualustana tai lannoitteena. Jatkossa uusien jätevedenpuhdistustekniikoiden kehittäminen painottuu entistä enemmän ympäristöturvallisempaan ja puhtaampaan laatuun etenkin usein pieninä pitoisuuksina esiintyvien haitta-aineiden poistoon. EU (2024/3019) -direktiivi yhdyskuntajätevesien käsittelystä asettaa ensimmäistä kertaa vaatimuksia tiettyjen mikroepäpuhtauksien, kuten lääkeaineiden, poistamisesta esimerkiksi tiettyjen antibioottien ja tulehduskipulääkkeiden osalta. EU:n uusi jätevesidirektiivi on astunut voimaan vuoden 2025 alussa, ja Suomessa se tuodaan kansalliseen lainsäädäntöön heinäkuun 2027 loppuun mennessä (Saarinen 2025).

Tässä tutkimuksessa saatiin tärkeää uutta tutkimustietoa jätevesilietteen ja mädätteiden sisältämistä haitta-aineista. Jätevesilietteen mädätteestä löydettiin mikromuoveja yhdeksää eri laatua, joista lukumäärällisesti 10–50 µm:n kokoluokan partikkeleita oli eniten. Näytteessä polypropeeni ja polyeteeni olivat vallitsevia muovilaatuja. PFAS-yhdisteitä löydettiin liete- ja mädätenäytteistä muutamia. Lääkeaineista havaittiin yhdeksän eri yhdistettä, joista neljä kuuluu EU:n jätevesidirektiivissä (2024/3019) mainittuun lääkeaineryhmään, joka voi aiheuttaa terveyshaittaa. Raskasmetallipitoisuudet näytteissä jäivät varsin alhaisiksi, eivätkä pitoisuudet ylittäneet orgaaniselle maanparannusaineelle asetettuja sallittuja enimmäispitoisuuksia.

Jatkossa haitta-aineiden tutkimista voitaisiin laajentaa koskemaan myös niiden esiintyvyyttä syötävissä kasveissa esimerkiksi tilanteessa, jossa mädätettä hyödynnetään maanparannusaineena tai kasvualustan ainesosana. On havaittu, että puhdistetulla jätevedellä kasteluissa kasveissa on ollut lääkeainejäämiä ja esimerkiksi karbamatsepini- ja lamotrigiini-lääkeaineet voivat kertyä hyvinkin voimakkaasti kasveihin (Teppo 2024, 22). Lisätietoa tarvittaisiin myös etenkin mikrobilääkkeiden osuudesta tuotantoeläinten lannassa ja lannoitevalmisteissa. Lisäksi haitta-aineiden käyttäytymistä sekä niiden hajoamista Suomen ilmasto-olosuhteissa tulisi selvittää. (Vieno ym. 2018, 91.) Haitta-aineiden esiintymisestä jätevesilietepohjaisissa mädätteissä kaivataan lisätietoa, jotta biokaasuprosessin lopputuotteita pystytään hyödyntämään tehokkaammin.

LÄHTEET

Ahkola, H., Äystö, L., Karlsson, S., Pihjaja, T. & Kauppi, S. 2020. Lääkeaineiden ympäristöriskin arvioinnin epävarmuuslähteitä. Suomen Farmasialiitto Oy. DF-dokumentti. Saatavissa: https://dosis.fi/wp-content/uploads/2020/09/290-Dosis_3-2020_Ahkola_Aysto.pdf [viitattu 23.10.2025].

BENCHCHEM. 2025. 2H,2H,3H,3H-Perfluorooctanoic acid. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.benchchem.com/product/b155248> [viitattu 29.10.2025].

DRUGBANK. s.a. Amisulpride. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://go.drugbank.com/drugs/DB06288> [viitattu 5.11.2025].

Duodecim Terveyskirjasto. 2024. Lääkeopas. CARBAMAZEPINE ESSENTIAL PHARMA. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.terveyskirjasto.fi/sisalto/laakeopas/1054596> [viitattu 10.10.2025].

Duodecim Terveyskirjasto 2016. Metoprololi. Lääketieteen sanasto. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.terveyskirjasto.fi/ltt02114/metoprololi?q=metoprololi> [viitattu 5.11.2025].

Duodecim Terveyskirjasto 2016. Propranololi. Lääketieteen sanasto. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.terveyskirjasto.fi/ltt02750/propranololi?q=propranololi> [viitattu 5.11.2025].

ECETOC. 2025. Technical Report 123. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ecetoc.org/technical-report-123/measured-partitioning-property-data/partition-coefficient-kow-and-distribution-ratio-dow/regulatory-trigger-values-appropriateness-assumptions-and-gaps-in-science/> [viitattu 4.11.2025].

ECHACHEM.s.a. ECHA Chemicals Database. Saatavissa: <https://chem.echa.europa.eu/100.045.073/overview?searchText=Methyl-1H-benzotriazole> [viitattu 21.10.2025].

Eurofins Viljavuuspalvelut Oy. Tutkimustodistus. 8.10.2025, 15.10.2025, 20.10.2025 PDF-dokumentti.

Euroopan komission asetus (EU) 2023/915.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2024/3019.

EWG. s.a. EWG's Tap Water Database. Environmental Working Group. Perfluorodecane Sulfonic Acid (PFDoS). WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ewg.org/tapwater/contaminant.php?contamcode=E341> [viitattu 5.11.2025].

Feng, J., Burke I.T., Chen, X. & Stewart, D. 2023. Assessing metal contamination and speciation in sewage sludge: implications for soil application and environmental risk. *Rev Environ Sci Biotechnol* 22, 1037-1058. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09675-y> [viitattu 22.10.2025].

Fjäder, P., Korkalainen, M., Kauppi, S., Lehtiniemi, M., Salminen, J., Selonen, S., Setälä, O., Sillanpää, M., Sorvari, J., Suikkanen, S., Talvitie, J., Turunen, T., Virkkunen, H. & Ala-Ketola, U. 2022. Muovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17 / 2022. PDF-dokumentti. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/344374> [viitattu 21.10.2025].

GNEE BIO. s.a. Antipyriini CAS 60-80-0 Farmaseuttinen välituote. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://fi.chemmarkets.com/pharmaceutical-apl/analgesic-antipyretic/antipyrine-cas-60-80-0-pharmaceutical.html> [viitattu 30.10.2025].

Ilmanen, H., Salminen, L., Räisänen, R. & Vieno, N. 2024. Turun Seudun Puhdistamo OY Kakolanmäen jätevedenpuhdistamo ja purkualue PFAS-yhdisteet 2018–2023 Koosteraportti. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://turunseudunpuhdistamo.fi/wp-content/uploads/2024/08/TSP-Oy-PFAS-koosteraportti-2024_julkinen-ID-35710.pdf [viitattu 21.10.2025].

Kärrman, A., Wang, T., Kallenborn, R., Langseter, A.-M., Grønhovd, S., Røeder, E., Lyche, J.-L., Yeung, L., Chen, F., Eriksson, U., Aro, R. & Fredriksson, F. 2019. PFASs in the Nordic environment. Screening of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and Extractable Organic Fluorine (EOF) in the Nordic Environment. Nordic Council of Ministers. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1296387/FULLTEXT01.pdf> [viitattu 21.10.2025].

National Library of Medicine. s.a. PubChem Amitriptyline. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Amitriptyline> [viitattu 30.10.2025].

National Library of Medicine. s.a. PubChem. Venlafaxine. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Venlafaxine> [viitattu 30.10.2025].

Nbinno. s.a. The Role of Acetanilide in Pharmaceutical Synthesis: A Look at Key Intermediates. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.nbinno.com/article/dye-intermediates/acetanilide-pharmaceutical-synthesis-intermediates> [viitattu 5.11.2025].

Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 964/2023, 6.10.2023.

Measurlabs 2025. Offer – PFAS and Microplastics content.

Measurlabs. Test Report. 10.10.2025, 28.10.2025,3.11.2025.

Mikromuovit: lähteet, haitat ja EU:n ratkaisut. 2018. Euroopan parlamentti. WWW-dokumentti. Päivitetty 14.7.2025. Saatavissa: <https://www.europarl.europa.eu/topics/fi/article/20181116STO19217/mikromuovit-lahteet-haitat-ja-eu-n-ratkaisut> [viitattu 29.10.2025].

Mänttari, M., Kallioinen, M. & Vornamo, T. Tekniikat lääkeaineiden poistamiseen jätevesistä. *Vesitalous* 1/2020, Vesien lääkeaineet. 13–16. Verkkolehti. Saatavissa: https://vesitalous.fi/wp-content/uploads/2020/02/Vesitalous_01_2020_LOWRES.pdf [viitattu 22.10.2025].

Perkola, N., Mehtonen, J., Junntila, V., Reinikainen, J., Ahkola, H., Seppälä, T., Fjäder, P. & Juvonen, J. 2023. PFAS-yhdisteet ympäristössä -tietopaketti. Suomen ympäristökeskus, 27. PFD-tiedosto. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/sites/default/files/documents/PFAS_tietopaketti.pdf [viitattu 21.10.2025].

Raninen, K., Uurasjärvi, E., Peräniemi, S., Soininen, T., Vepsäläinen, J., Järvelä, E., Riekinen, K., Karim, S., Selenius, M., Savolainen, R., Visuri, R., Koistinen, A. & Tomppo, L. 2023. Mikromuovien analytiikan ja poistomenetelmien kehittäminen teollisuuden laadunvalvontaan. Kuopio: Itä-Suomen yliopisto, 2023. Publications of the University of Eastern Finland. Reports and Studies in Science, Forestry and Technology. No 4. PDF-dokumentti. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-61-4999-8> [viitattu 22.10.2025].

Ryymin, K. 2019. Mikromuovien prosessikohtalo Nenäinniemen jätevedenpuhdistamolla. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Ympäristötiede. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:NBN:fi:ju-201904032054> [viitattu 21.10.2025].

Saarinen, E. 2025. Yhdyskuntajätevesidirektiivi tiukentaa puhdistusvaatimuksia – Tiedossa isot investoinnit puhdistamoille. Uusiouutiset. Verkkolehti. 7.4.2025. Saatavissa: <https://uusiouutiset.fi/yhdyskuntajatevesidirektiivi-tiukentaa-puhdistusvaatimuksia-tiedossa-isot-investoinnit-puhdistamoille/> [viitattu 29.10.2025].

Selonen, S., Fjäder, P., Forsell, V., Kautto, P., Kärkkäinen, N., Lehtiniemi, M., Näkki, P., Setälä, O., Suikkanen, S., Tirroniemi, J. & Turunen, T. 2025. Mikromuovipäästöt ja niiden rajoittamiskeinot Mikrokeinot-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 18/2025. PDF-dokumentti. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-5773-8> [viitattu 24.10.2025].

Sosiaali- ja terveystieteiden tutkimuskeskuksen asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 1352/2015.

Teppo, J. 2024. Lääkeainejäämien kulkeutuminen ympäristössä. Teoksessa: Hanski, L., Lapatto-Reiniluoto, O., Lehtisalo, M., Riikonen, S., Sikanen, T., Sivén, M. & Teräsalmi, E. (toim.) 2024. Lääkkeet ja ympäristö. Kestävän lääkehuollon haasteita ja ratkaisuja. Helsingin yliopisto. 1. painos. Saatavissa: <https://doi.org/10.31885/9789528401261> [viitattu 29.10.2025].

Teppo, J. & Äystö, L. 2024. Miten lääkeaineet päätyvät ympäristöön? Teoksessa: Hanski, L., Lapatto-Reiniluoto, O., Lehtisalo, M., Riikonen, S., Sikanen, T., Sivén, M. & Teräsalmi, E. (toim.) 2024. Lääkkeet ja ympäristö. Kestävän lääkehuollon haasteita ja ratkaisuja. Helsingin yliopisto. 1. painos. Saatavissa: <https://doi.org/10.31885/9789528401261> [viitattu 29.10.2025].

Työterveyslaitos. s.a. Metallien määräytyminen työympäristöstä. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ttl.fi/palvelut/laboratoriopalvelut/naytteenotto-ohjeet/metallien-maaritys-tyo-ymparistosta> [viitattu 22.10.2025].

Vainio, A. 2023. Polyeteenin biohajotus maatalousmaassa. Kandidaatintyö. Tampereen yliopisto. Bio-, ympäristö- ja energiatekniikan tutkinto-ohjelma. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:NBN:fi:tuni-202304244258> [viitattu 31.10.2025].

Valtioneuvoston asetus jätteistä 978/2021.

Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 2006/1022.

Vieno, V., Sarvi, M., Salo, T., Rämö, S., Ylivainio, K., Pitkänen, T. & Kusnetsov, J. Puhdistamolietteiden sisältämien haitta-aineiden aiheuttamat riskit lannoitekäytössä. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 58/2018. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 129 s. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-661-2> [viitattu 31.10.2025].



XAMK
KEHITTÄÄ