



HELSINGIN YLIOPISTO
MAATALOUS-METSÄTIETEELLINEN TIEDEKUNTA

Kosteikkoviljely ja siihen sopivien tuotteiden elinkaariarviointi

Laura Lahtinen
Maisterintutkielma
Helsingin yliopisto
Metsätieteiden maisteriohjelma
Metsien ekologia ja käyttö
Toukokuu 2020

Tiedekunta – Fakultet – Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Koulutusohjelma – Utbildningsprogram – Degree Programme Metsätieteiden osasto, metsätieteiden maisteriohjelma	
Tekijä – Författare – Author Laura Lahtinen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Kosteikkoviljely ja siihen sopivien tuotteiden elinkaariarviointi			
Oppiaine/Opintosuunta – Läroämne/Studieinriktning – Subject/Study track Metsien ekologia ja käyttö			
Työn laji – Arbetets art – Level Maisterin tutkielma		Aika – Datum – Month and year Toukokuu 2020	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 56
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>Suomi on yksi maailman soisimmista maista, joten soita on väistämättä otettu viljelykäyttöön. Turvellidoilta syntyy kuitenkin suuria kasvihuonekaasupäästöjä etenkin hiilidioksidin (CO₂) ja dityppioksidin (N₂O) osalta. Tämän vuoksi maatalouskäyttöä turvemailla pidetään ilmaston kannalta yhtenä epäsuotuisimmista maankäytön muodoista. Turvemaita on kuivatettu ruokapalveluiden parantamiseksi, mikä puolestaan vaikuttaa heikentävästi muihin ekosysteemipalveluihin. Alueiden uudelleen vettämisellä osa ekosysteemipalveluista voidaan palauttaa. Mikäli vettäminen yhdistetään kosteikkoviljelyyn, alueen tuotantopalveluita ei menetetä.</p> <p>Työn tavoitteena oli vertailla kahden kosteikkoviljelytuotteen elinkaaren kasvihuonekaasupäästöjä sekä niiden hiilijalanjälkiä. Vertailtavat tuotteet olivat osmankäämieristelevy ja järviruokokasvualusta. Tarkoituksena oli tuottaa vertailukelpoista tietoa eri vaihtoehdoista turvellidojen kosteikkoviljelyyn. Tuotteiden elinkaariarvioinnista saatavia tietoja verrattiin vastaaviin ei-kosteikkoviljelytuotteisiin eli kivillaeristelevyyden ja kasvuturpeeseen. Aineisto arvioitiin elinkaariarviointimenetelmällä ISO 14404 standardin mukaisesti, mutta työssä keskityttiin rajauksen vuoksi vain ilmastovaikutuksiin. Analyysin pohjalta tunnistettiin keskeisimmät vaikutuslähteet tuotejärjestelmässä ja mietittiin keinoja vaikutusten vähentämiseen. Tarkoituksena oli laskea hiilijalanjälki sekä tunnistaa missä päästöt muodostuivat elinkaareissa. Tämän jälkeen arvioitiin turvellidojen osuutta kaikista elinkaaren ympäristövaikutuksista.</p> <p>Aineisto tähän tutkimukseen kerättiin tieteellisestä tutkimuskirjallisuudesta ja elinkaariarvioinnin tietokannoista (ecoinvent v.3). Aineisto turvemaista ja prosessin muista vaiheista kerättiin eri puolilta maailmaa tehdyistä tutkimuksista borealiselta ja lauhkealta vyöhykkeeltä. Aineistosta koottiin malli, jossa on kosteikkoviljelyn tuotteen koko elinkaaren vaiheet sekä ilmastolliset vaikutukset hiilidioksidin (CO₂), metaanin (CH₄) ja dityppioksidin (N₂O) osalta.</p> <p>Kosteikkoviljelytuotteiden elinkaareissa päästöt muodostuvat pääasiassa sen viljelystä ja prosessoinnista. Hiilijalanjälki oli kummallakin kosteikkoviljelytuotteella suurella todennäköisyydellä negatiivinen eli ne hidastivat ilmastonmuutosta. Tutkimuksen perusteella suurimmat hyödyt syntyivät ohranviljelyn siirtämisestä turvellidoilta kivennäismaalle ja sen korvaamisesta kosteikkoviljelyllä. Kosteikkoviljelyllä voidaan vähentää turvellidoilta syntyviä kasvihuonekaasupäästöjä, mutta hiilineutraaliuteen sillä ei päästä. Tutkimuksessa on paljon epävarmuutta, joten lisätutkimuksia erityisesti Suomesta tarvitaan.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords kosteikkoviljely, elinkaariarviointi, hiilijalanjälki, turvellido, osmankäämi, järviruoko			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Professori Harri Vasander (Helsingin yliopisto) ja TkT Tuomas Mattila (SYKE)			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helsingin yliopiston kirjasto – Helda / E-thesis (opinnäytteet) ethesis.helsinki.fi			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Tiedekunta – Fakultet – Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Koulutusohjelma – Utbildningsprogram – Degree Programme Department of Forest Sciences	
Tekijä – Författare – Author Laura Lahtinen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Paludiculture and the life cycle assessment of applicable products			
Oppiaine/Opintosuunta – Läroämne/Studieinriktning – Subject/Study track Forest ecology and management			
Työn laji – Arbetets art – Level Master's thesis		Aika – Datum – Month and year May 2020	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 56
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>Finland has one of the highest percentage of peatlands in the world, so peatlands have inevitably been taken into cultivation use. Agricultural peatlands however generate a significant amount of greenhouse gas emissions, especially carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O). Thus, agricultural usage of peatlands is considered one of the most unfavorable uses of land for the climate. Peatlands have been drained in order to improve food services, which in turn negatively affects other ecosystem services. Some of the ecosystem services can be restored by rewetting the land. If rewetting is combined with paludiculture, the land's production services will not be lost.</p> <p>The goal of this thesis was to compare the greenhouse gas emissions and the carbon footprints of two paludicultural products' life cycles. The compared products were cattail insulation board and common reed seedbed. The intent was to produce comparable data on different options for the paludiculture of agricultural peatlands. The data obtained from the life cycle assessment of the products was compared to similar non-paludiculture products, rock wool insulation board and horticultural peat. The material was reviewed with the life cycle assessment method following the ISO 144040 standard, but the work was limited only on climatic effects. Based on the analysis, key sources of climatic effect in the product system were identified and means to reduce them were considered. The intent was to calculate the carbon footprint and to identify where in the life cycle the emissions were generated. After this, the portion of agricultural peatlands in in the life cycle's environmental effects was estimated.</p> <p>The material for this thesis was collected from scientific literature and life cycle assessment databases (ecoinvent v.3). The material of peatlands and other parts of the process were collected from studies made around the world in the boreal and temperate zone. A model was assembled based on the material, which included all phases of the paludicultural product's life cycle and their effects on the climate with regards to carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O),</p> <p>The emissions in a paludicultural product's life cycle are mostly generated during its cultivation and processing. The carbon footprint of both paludicultural products was most likely negative, so they slowed down climate change. Based on the study, the most benefit was achieved by moving the cultivation of barley from agricultural peatlands to mineral soil and replacing it with paludiculture. By using paludiculture, it's possible to reduce greenhouse gas emissions of agricultural peatlands, but it won't achieve carbon neutrality. The study had a significant amount of uncertainty, so further studies are recommended especially in Finland.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords paludiculture, life cycle assessment, carbon footprint, agricultural peatland, <i>Typha latifolia</i> , <i>Phragmites australis</i>			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Professor Harri Vasander (University of Helsinki) & D.Sc. (Tech) Tuomas Mattila (Finnish Environment Institute)			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helsingin yliopiston kirjasto – Helda / E-thesis (opinnäytteet) ethesis.helsinki.fi			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Sisällysluettelo

KÄSITTEITÄ:	3
1. JOHDANTO	4
1.1 Työn tausta	4
1.2 Tavoitteet	5
2. TEORIA	5
2.1 Kosteikkoviljely ja kasvihuonekaasupäästöt	5
2.2 Pellon ennallistaminen suoksi tai kosteikkoviljelyyn	8
2.3 Kosteikkoviljelyyn sopivat kasvit.....	10
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	13
3.1 Aineiston hankinta	13
3.2 Elinkaariarviointi	14
3.3 Aineiston käsittely	17
4. TULOKSET	19
4.1 Osmankäämieristelevyn elinkaariarviointi	19
4.1.1 Tuotejärjestelmän kuvaus	19
4.1.2 Inventaario	21
4.1.3 Epävarmuuskertoimet	26
4.2 Järviruokopohjaisen kasvualustan elinkaariarviointi	28
4.2.1 Tuotejärjestelmän kuvaus	28
4.2.2 Inventaario	29
4.2.3 Epävarmuuskertoimet	33
4.3 Vaikutusarviointi ja vaihtoehtojen vertailu	34
4.3.1 Osmankäämieristelevyn ja järviruokokasvualustan hiilijalanjälki	34
4.3.2 Prosesseissa muodostuvat kasvihuonekaasut.....	37
4.3.3 Kosteikkoviljelytuotteiden ja ohranviljelyn päästöjen korrelaatio	38
5. TULOSTEN TARKASTELU	40
5.1 Kosteikkopeltopäästön vaikutus tuoteketjussa	41
5.2 Tuotteiden hiilijalanjäljet	41
5.3 Hiilineutraaliuteen pääseminen	42
5.4 Herkkyystarkastelu ja tutkimuksen epävarmuudet	42

5.5 Lisätutkimustarpeet	44
6. JOHTOPÄÄTÖKSET	44
7. KIITOKSET	45
LÄHTEET:	46
LIITTEET:.....	55

Käsitteitä:

Kosteikkoviljely: Kosteikkoviljelyssä viljellään kasveja, jotka menestyvät märissä olosuhteissa. Kosteikkoviljelyä käytetään maataloudenmuotona turvemaidella, joissa pyritään estämään turpeen hajoaminen vedenpinta nostamalla.

Suo: on ekosysteemi, jolle on ominaista korkealla oleva vedenpinnan taso sekä turvetta muodostava kasvillisuus. Suo on mahdollista määrittää geologisesti, biologisesti sekä metsätieteellisesti. Geologisesti määriteltynä suo koostuu turvekerroksesta, jonka paksuus on yli 30 cm. Biologisen määritelmän mukaan suolle on tyypillistä korkealla oleva vedenpinnan taso sekä osittain hajoavan orgaanisen aineen muodostuminen turpeeksi.

Suosta muodostuvat kasvihuonekaasut: Kasvihuonekaasut ovat kasvihuoneilmiötä aiheuttavia aineita. Ne ovat kaasuja, jotka päästävät näkyvän valon lävitseen ollessaan ilmakehässä, mutta absorboivat infrapunasäteilyä, aiheuttaen kasvihuoneilmiön. Tärkeimmät kasvihuonekaasut, joita suosta muodostuu, ovat metaani (CH₄), hiilidioksidi (CO₂) ja dityppioksidi (N₂O). Ilman kasvihuonekaasuja Maan lämpötila olisi matalampi.

Lämmityspotentiaali (GWP): ilmaisee kasvihuonekaasun aiheuttamaa lämmitysvaikutuksen suhteellista voimakkuutta tietyn ajan kuluessa verrattuna hiilidioksidiin massayksikköä kohti. Lämmityspotentiaali lasketaan usein tietyn ajanjakson yli esim. 20, 100 tai 500 vuodelle. Yleisimmin on käytössä GWP 100.

Metanogeeni: Metaania hapettomissa oloissa tuottavat arkit.

Elinkaariarviointi: on menetelmä, joka pyrkii mallintamaan jokaisen tuotteen, prosessin tai toiminnon aiheuttaman ympäristövaikutukset sen koko elinkaaren ajalta.

Turve: on eloperäistä maa-ainesta, joka on muodostunut suokasvien jäännöksistä epätäydellisen hajoamisen tuloksena hapettomissa oloissa. Turpeeksi luokitellaan maalaji, jonka kuivamassasta vähintään 75 % on orgaanista ainesta. Maatalousluokituksessa yli 40 % orgaanisen aineen osuus luokitellaan turvemaaksi.

1. Johdanto

1.1 Työn tausta

Suomi on allekirjoittanut Pariisin ilmastosopimuksen, jonka tarkoituksena on vähentää kasvihuonekaasupäästöjä ja pitää maapallon keskilämpötilannousu 1,5 °C asteessa verrattuna esiteolliseen aikaan. Hiilidioksidin (CO₂), metaanin (CH₄) ja dityppioksidin (N₂O) pitoisuudet ilmakehässä ovat lisääntyneet merkittävästi ihmisen toiminnan seurauksena: hiilidioksidi 37 %, metaani 156 % ja dityppioksidi 19 % (Maljanen ym. 2010).

Suomi on yksi maailman soisimmista maista, jopa 30 % (10 miljoonaa ha) maastamme on suota (Turunen 2008), joten soita on ojitettu maatalouskäyttöön väistämättä. Turvemaan viljelyn merkittävimpana ongelmana ovat suuret kasvihuonekaasupäästöt, jotka muodostuvat pääosin hiilidioksidista ja dityppioksidista (Myllys 2008). Tämän vuoksi maatalouskäyttöä turvemailla pidetään ilmaston kannalta yhtenä epäsuotuisimmista maankäytön muodoista. Vedellä kyllästynyt suomaa kerää hiiltä ja tyypeä turpeeseen, kun eloperäisen aineen hajotus on hitaampaa kuin sen kertyminen. Kun suo kuivatetaan, muuttuvat olosuhteet radikaalisti (Kekkonen ym. 2019). Vedenpinnan lasku altistaa turpeen hapelle ja mikrobiselle hajoamiselle (Moore ja Dalva 1993; Dawson ym. 2010), jota vauhdittaa entisestään maanmuokkaus, lannoitus ja kalkitus (Maljanen ym. 2007). Turpeen hajoamisen seurauksena ovat suuret hiilidioksidipäästöt (Maljanen ym. 2007). Tietoisuus turvemaiden tarjoamista ekosysteemipalveluista on lisääntynyt huomattavasti viime vuosikymmeninä. Luonnontilaisten soiden tärkeimmät ekosysteemipalvelut ovat ylläpitää ravinne-, hiili- ja vesitasapainoa (Wichtmann ym. 2016). Turvemaita on kuivatettu ruokapalveluiden parantamiseksi, mikä puolestaan vaikuttaa heikentävästi muihin ekosysteemipalveluihin (Wichtmann ym. 2016). Alueiden uudelleen vettämisellä osa ekosysteemipalveluista voidaan palauttaa. Mikäli vettäminen yhdistetään kosteikkoviljelyyn, alueen tuotantopalveluita ei menetetä. Kosteikkoviljely vaatii kuitenkin uusien, korkeaan vedenpintaan sopeutuneiden, viljelykasvien hyödyntämistä.

1.2 Tavoitteet

Tämän työn tavoitteena on tutkia kosteikkoviljelystä saatavien tuotteiden elinkaarisia kasvihuonekaasupäästöjä sekä vertailla kahta kosteikkoviljelyvaihtoehtoa. Tarkoituksena on tuottaa vertailukelpoista tietoa eri vaihtoehtoista turvepeltojen kosteikkoviljelyyn. Tarkastelukohteena on 1 hehtaari vetettyä turvepeltoa, jolle perustetaan osmankäämi- tai järviruokoviljelmä.

Tutkimuksessa arvioidaan kahta kosteikkoviljelytuotetta: osmankäämipohjaista eristelevyä (*Typha latifolia*) sekä järviruokopohjaista kasvualustaa (*Phragmites australis*). Päättökysymys on: mikä on kosteikkopeltopäästön vaikutus koko tuoteketjun elinkaarisiin kasvihuonekaasupäästöihin. Kiinnostavaa on myös: 1) miten turvepeltojen päästöjä voitaisiin alentaa 2) onko mahdollista päästä hiilineutraaliuteen sopivia viljelymenetelmiä ja -kasveja käyttäen.

Kysymyksistä voidaan muodostaa seuraavat postulaatit:

- I) Kosteikkoviljely on ilmaston kannalta parempi kuin normaaliviljely orgaanisilla mailla.
- II) Suotuisilla viljelymenetelmillä ja sopivilla kasveilla on mahdollista päästä lähelle hiilineutraaliutta turvepelloilla.

2. Teoria

2.1 Kosteikkoviljely ja kasvihuonekaasupäästöt

Turvepellot ovat yksi merkittävimmistä ihmisen toiminnasta aiheutuvista hiilihävikkeistä Suomessa (Saarnio ym. 2008). Merkittävin kasvihuonekaasu suomalaisilla suopelloilla on hiilidioksidi (CO₂), sen osuus lämmityspotentialista on 80 % (Saarnio ym. 2008). Metaanin (CH₄) osuus lämmityspotentialista on noin 1 % ja dityppioksidin (N₂O) noin 19 % (Saarnio ym. 2008). Eri kasvihuonekaasujen lämmittävä vaikutus voidaan yhteismitallistaa hiilidioksidiekvivalenteiksi (kg CO₂ ekv) lämmityspotentialikertoimella. Yhteensä kasvihuonekaasupäästöt turvepelloilta Suomessa ovat Maljasen ym. (2010) mukaan 22,60 t CO₂ ekv/ha/vuosi. Kosteikkoviljelyä pidetään ratkaisuna ojitettujen turvemaiden kasvihuonekaasupäästöihin, koska se

yhdistää biomassan tuotannon kerryttäen silti turvetta (Wichtmann ja Tanneberger 2011; Don ym. 2012).

Ominaisuudet maaperässä muuttuvat, kun maa otetaan maatalouskäyttöön: pohjavesi laskee, maata muokataan, lannoitetaan sekä alueelle tuodaan mahdollisesti lisäkivennäismaata (Myllys 2008). Turpeen joutuessa hapellisiin oloihin mikrobit hajottavat sitä, jonka seurauksena peltomaan hiilidioksidipäästöt lisääntyvät (Maljanen ym. 2010) ja maa alkaa vajota (Evans ym. 2016). Maan vajoaminen johtuu kahdesta syystä: turpeen hajoamisesta ja veden tuen häviämisestä (Evans ym. 2016). Pellot voivat vajota jopa 2,5 cm/vuosi (Grønlund ym. 2008). Alkuvaiheessa ojituksen jälkeen maan vajoaminen on nopeampaa, kun veden tuki katoaa ja irtotiheys kasvaa (Grønlund ym. 2008; Wichtmann ym. 2016). Tämän jälkeen maan vajoamisen on tulkittu johtuvan hajoamisesta (Grønlund ym. 2008; Wichtmann ym. 2016). Jossain tapauksissa pitkälle jatkunut vajoaminen johtaa pellon vesitalouden ja viljelykunnan heikkenemiseen, kun pohjaveden pinta päätyy uudelleen lähelle pellon pintaa (Dawson ym. 2010).

Kun turvekerros on maatunut, vastassa on pohjamaa. Ohutturpeisilla alueilla pohjamaan viljavuus määrittää, onko pelto enää viljeltävissä. Paksuturpeisilla pelloilla turpeen etenevä vajoaminen johtaa ojien syventämiseen ja perkaamiseen (Wichtmann ym. 2016). Painumisen jatkuessa, peltoa ei voi kuivattaa luontaisesti, vaan tarvitaan pumppaamoja vedenpinnan keinotekoiseen alentamiseen (Wichtmann ym. 2016).

Jos aiemmin kuivatettu suopelto ennallistetaan vedenpintaa nostamalla, hiilidioksidi- ja dityppioksidipäästöt vähenevät merkittävästi, mutta metaanipäästöt voivat kuitenkin kasvaa (Günther ym. 2015). Raivauksen aikaisen vedenpinnan laskun myötä metaanipäästöt ovat vähentyneet (Maljanen ym. 2010), ja suopelto saattaa jopa kuluttaa jonkin verran ilmakehän metaania sitä hapettavien bakteerien (metanotrofien) toiminnasta johtuen (Saarnio ym. 2008). Kuivat pinnat päästävät vähemmän metaanipäästöjä ja siksi märkinä vuosina metaanipäästöt voivat olla merkittävästi korkeammat (Saarnio ym. 2008; Karki ym. 2014; Kandel ym. 2019). Karki ym. (2014) havaitsivat tutkimuksessaan vedenpinnan tason lisäksi, että maan lämpötila vaikuttaa metaanipäästöihin. Tutkimukset (Mahmood ja Strack 2011; Herbst ym. 2013; Karki ym. 2014) ovat osoittaneet maan lämpötilan tärkeyden mikrobitoiminnan säätelijänä, kun olosuhteet ovat suotuisat metaanin tuotantoon (eli vedenpinnan tason ollessa korkealla). Ojitus ja hapelle altistaminen muuttavat turpeen mikrobiyhteisön koostumusta ja

aktiivisuutta, ja voi kestää vuosia vedenpinnan tason nostamisen jälkeen, että mikrobipopulaatio palautuu ennalleen (Juottonen ym. 2012).

Luonnontilaiset turvealueet ovat lähes ilmastoneutraaleja, jos hiilen kertyminen kompensoi kasvihuonekaasupäästöt, tai niillä voi olla jopa ilmastoa lämmittävä vaikutus, jos metaanipäästöt ovat suuria (Nilsson ym. 2008; Evans ym. 2016). Suurin osa maasta peräisin olevista dityppioksidipäästöistä (N_2O) tulee maatalousmaista (Saarnio ym. 2008). Suomen dityppioksidipäästöistä jopa 25 % on peräisin suopelloista (Tilastokeskus; Saarnio ym. 2008), vaikka niiden pinta-ala on vain 10 % koko Suomen peltopinta-alasta (Maljanen ym. 2010). Kaiken kaikkiaan orgaaniset viljelymaat tuottavat jopa 50–60 % kaikista maatalouden päästöistä (Tilastokeskus). Hiilidioksidipäästöihin verrattuna dityppioksidipäästöt ovat pienet, mutta lämmityspotentiaali on noin 265-kertainen hiilidioksidiin verrattuna (IPCC 2014). Metaanilla puolestaan on 28 kertaa suurempi lämmityspotentiaali verrattuna hiilidioksidiin, kun tarkastellaan 100 vuoden aikajänteellä (IPCC 2014; Minke ym. 2016).

Vedenpinnan taso vaikuttaa dityppioksidipäästöihin turvemailla (Martikainen ym. 1993). Dityppioksidia syntyy etenkin typpiyhdisteiden nitrifikaatiossa ja denitrifikaatiossa (Butterbach-Bahl ym. 2013). Kun hapettomat ja hapelliset olot vuorottelevat, dityppioksidipäästöt ovat suuria (Tiemeyer ym. 2016). Dityppioksidipäästöt voivat olla korkeat, jos vedenpinnan taso on matalalla, vedellä kyllästynyt turve puolestaan voi jopa kuluttaa sitä hapettomissa oloissa (denitrifikaatio) (Martikainen ym. 1993; Huttunen ym. 2002). Luonnontilaisilla soilla dityppioksidipäästöt ovat usein merkityksettömiä, ja ne voivat toimia jopa sen nieluina (Martikainen ym. 1993; Regina ym. 1996). Luonnontilaisilla minerotrofisilla (ravinteikas suo) soilla pääosa kasvihuonekaasupäästöistä johtuu metaanista ja ombrotrofisilla (vähäravinteinen, karu suo) soilla hiilidioksidista ja metaanista (Maljanen ym. 2010). Suon ojitus kasvattaa happi- ja mineraalitypen käytettävyyttä, joka puolestaan lisää dityppioksidipäästöjä (Maljanen ym. 2010; Tiemeyer ym. 2016). Kuivatetun alueen N_2O päästöt riippuvat kuivatussyvyydestä, vedenpinnan vaihtelusta ja paikan rehevyydestä (Tiemeyer ym. 2016). Täten lannoitetulla peltomaalla voi olla enemmän kokonaistyyppiä kuin luonnontilaisella maalla (Tiemeyer ym. 2016).

Maanmuokkauksen vähentäminen orgaanisilla mailla voi mahdollisesti hidastaa mineralisaatiota, mutta todisteet sen vaikutuksista ovat vaihtelevia (Kekkonen ym. 2019).

Alueellinen suunnittelu voisi tuottaa parhaat keinot päästöjen vähentämiseksi viljelymaatoilla, joilla vedenpintaa on nostettu ojittamisen jälkeen, voivat olla päästöneutraaleja tai jopa hiilinieluisia (Kekkonen ym. 2019). Toisaalta luonnontilaiset boreaaliset suoekosysteemit ovat maailmanlaajuisesti tärkeitä metaanin lähteitä (Nykanen ym. 1995). Suuret metaanipäästöt kosteikkoviljelyssä voitaisiin välttää pitämällä pohjaveden taso syvemmällä kuin 20 cm maanpinnasta (Kekkonen ym. 2019). Pohjavedenpinnan säätely on kuitenkin käytännössä vaikeaa ja satunnaisia metaanipäästöjä ei voi välttää (Kekkonen ym. 2019). Myös Maljasen ym. (2010) ja Tiemeyer ym. (2016) mukaan vedenpinnan korkeus tai maaperän kosteus voivat olla keskeisiä tekijöitä kasvihuonekaasupäästöjen hallinnassa. Vedenpinnan korkeus on välttämätön, mutta ei riittävä edellytys korkeille metaanipäästöille, koska märät olosuhteet eivät aina johda suureen metaanivuohon (Tiemeyer ym. 2016).

Järviruo'olla (kuva 1), leveäosmankäämillä (kuva 2) ja saroilla muun muassa on aerenkymisolukkoa (ilmanjohtokanavia lehdistä juuriin), joiden avulla ne voivat kasvaa märissä ympäristöissä (Günther ym. 2015). Solukko siirtää happea ilmakehästä juuristoon hapettaen samalla metaania ja rajoittaa sen muodostumista (Wichtmann ym. 2016). Toisaalta aerenkymisolukko voi kuljettaa metaania suoraan ilmakehään ohittaen hapettoman turvekerroksen hapellisiin olosuhteisiin, jossa se voi hapettua hiilidioksidiksi (Wichtmann ym. 2016). Näillä kasveilla on tärkeä rooli metaanipäästöjen säätelyssä (Whiting ja Chanton 1996; Afreen ym. 2007). Jopa 90 % soiden metaanipäästöistä voi kulkea aerenkymikasvien kautta (Askaer ym. 2011). Jos näitä kasveja kerätään, se voi vaikuttaa metaanipäästöihin (Günther ym. 2015). Leikkuukoetulokset ovat kuitenkin olleet epä johdonmukaisia: joidenkin tutkimusten mukaan metaanipäästöt aerenkymikasveista vähenevät, kun kasveja leikataan (Van der Nat ja Middelburg 2000), ja toisissa tutkimuksissa on havaittu päästöjen vähenevän ainoastaan, kun kasvit leikataan vedenpinnan alapuolelta (Ding ym. 2004; Juutinen ym. 2004; Duan ym. 2006). Jos järviruokoa ja osmankäämiä käytetään satokasvina, niittotavalla ja rytmillä voidaan olettaa olevan vaikutuksia metaanipäästöihin.

2.2 Pellon ennallistaminen suoksi tai kosteikkoviljelyyn

Soita ja kosteikkoja on kuivatettu Suomessa 0,7 miljoonaa ha maatalouskäyttöön (Myllys ja Soini 2008). Osa maista on joko hylätty tai otettu metsätalouskäyttöön, mutta noin 0,3 miljoonaa ha on yhä peltokäytössä (Myllys ja Soini 2008). Kekkonen ym. (2019) jakoi

tutkimuksessaan pelot ei-intensiivisessä ja intensiivisessä käytössä oleviin orgaanisiin maihin sen mukaan tuotettiin niillä ruokakasveja. Tanskassa kosteikkojen kunnostusta toteutetaan, jotta jokien, järvien ja suistojen typpikuormitusta saataisiin pienemmäksi (Hoffmann ym. 2011; Kandel ym. 2019). Ennallistamista toteutetaan myös, jotta orgaanisen maaperän mineralisaatiosta johtuvia hiilidioksidipäästöjä saataisiin vähennettyä (Audet ym. 2014; Hahn ym. 2015; Kandel ym. 2019). Maatalouskäytössä ollut suo ei ennallistu tai muutu itsestään takaisin kosteikoksi, vaikka viljely lopetettaisiin, koska vedenpinnan taso on laskenut (Lamers ym. 2015). Ennallistamiseen kuuluu vanhojen ojien täyttäminen ja sitä kautta pohjaveden pinnan nostaminen (Holden ym. 2004).

Ojitetun turvemaan viljelykäyttöön liittyy joitakin ongelmia, kuten maan kaltevuussuhteet (epätasaiset painanteet), pohjamaan rakenteelliset ja kemialliset ominaisuudet sekä kuivuus tai märkyys (Reinikainen ym. 2008) (**muokkaa**). Usein ongelmana on myös happamuus ja ravinteiden niukkuus (etenkin P ja K) (Reinikainen ym. 2008). Myös liukoisen typen määrä voi jäädä alussa pieneksi, suoalueille on tyypillistä myös hallanarkuus ja maan pysyminen pitkään viileänä keväällä huokoisuuden takia (Reinikainen ym. 2008).

Viljelyn lopettaminen suopelloilla ei välttämättä vähennä hiilidioksidipäästöjä, sillä turpeen hajoaminen jatkuu ja se ei vähene viljelytoimenpiteiden loputtua (Saarnio ym. 2008). Myös dityppioksidipäästöt voivat olla normaalia suurempia vielä 20–30 vuoden jälkeen viljelyn loputtua (Saarnio ym. 2008). Päästöjen hillitsemiseksi tarvitaan siis aktiivista maaperänhoitoa.

Kosteikkoviljely (*paludiculture*) on biomassan viljelyä märillä tai uudelleen vetetyillä turvealueilla. Kosteikkoviljelyn edellytyksenä on, että maa on riittävän märkää, jotta turve säilyy ja sitä kertyy lisää. Kosteikkoviljelyssä viljellään kasveja, jotka viihtyvät märissä olosuhteissa, tuottavat riittävän määrän laadukasta biomassaa ja edistävät turpeen muodostumista (Tanneberger ja Wichtmann 2011). Kosteisiin olosuhteisiin soveltuvilla viljelykasveilla voi olla mahdollista jatkaa viljelyä pelloilla, joissa vedenpinta on nostettu takaisin tasolle, jossa hiilen hajoaminen pysähtyy (Kekkonen ym. 2019). Biomassan poisto märiltä alueilta on haastavaa. Jokainen ylimääräinen kulkeminen kosteikkoviljelyalueella lisää maaperän vaurioitumisriskiä tiivistymisen ja nurmipinnan rikkoutumisen

kautta (Wichtmann ym. 2016). Sadonkorjuu suoritetaan kosteikkoviljelyyn erikoistuneilla koneilla, käsin tai laiduntamalla (Wichtmann ym. 2016).

Kosteikkoviljely voisi parantaa ekosysteemipalveluita, kuten ravinteiden ja veden säilymistä sekä biodiversiteettiä (Wichtmann ym. 2016). Vedenpinnan tason nostaminen ja biomassan viljely voi vähentää huomattavasti hiilidioksidipäästöjä ojitetuilla soilla (Günther ym. 2016; Karki ym. 2016). Kosteikkoviljely voisi tarjota ratkaisuja kasvavaan bioenergian kysyntään sekä kasvihuonekaasujen vähentämiseen (Günther ym. 2015). Uudelleen vetetyllä turvemaalla on monia etuja (Tanneberger ja Wichtmann 2011) ja siksi sitä on suositeltu kestäväen maankäytön muodoksi (Wichtmann 2017). Se auttaa torjumaan ilmastonmuutosta (esim. korvaamalla fossiilisia polttoaineita), tukee biologista monimuotoisuutta (esim. säilyttämällä uhanalaisten kasvien ja eläinten elinympäristöjä) sekä tarjoaa taloudellisia etuja (Tanneberger ja Wichtmann 2011).

Kosteikkoviljelyn toteutus ei kuitenkaan ole ongelmaton. Viereisen suoalueen ojitus voi vaikuttaa myös ojittamattomaan alueeseen ja laskea sen vedenpinnan tasoa ja sen seurauksena muuttaa pitkällä aikavälillä lajistoa (Kekkonen ym. 2019). Samoin, jos joku viereisen alueen maanomistaja haluaa ennallistaa oman turvepeltonsa, voi siitä tulla vaikutuksia naapurin omistamaan maa-alueeseen. Suomessa tilakoko on pieni, joten maisematasolla maanomistajia on useita, jolloin yhteisymmärrys maankäytöstä olisi tärkeää (Kekkonen ym. 2019). Kosteikkoviljelyn laajamittainen lisääminen vaatisi aluetason suunnittelua.

2.3 Kosteikkoviljelyyn sopivat kasvit

Kosteikkoviljelyyn sopivia kasvilajeja voisivat olla muutenkin soilla ja märissä olosuhteissa viihtyvät lajit, kuten kihokki (*Drosera*), marjat tai hieskoivu (*Betula pubescens*) (Kekkonen ym. 2019). Muita biomassan tuotantoon sopivia kasveja kosteikkoviljelyyn voisivat olla järviruoko (*Phragmites australis*), leveäosmankäämi (*Typha latifolia*), hetesara (*Carex acutiformis*) (Tanneberger ja Wichtmann 2011), ruokohelpi (*Phalaris arundinacea*) ja tervaleppä (*Alnus glutinosa*) sekä yrttikasvit esim. suomyrtti (*Myrica gale*), raate (*Menyanthes trifoliata*), mesikasvit (Galambosi ja Jokela 2008; Abel ym. 2013; Wichtmann ym. 2016).



Kuva 1. Järviruoko (kuva: Johanna Kolehmainen)

aikana korjattu ruoko soveltuu myös polttoaineeksi, jota voidaan polttaa lämmityslaitoksissa puhtaassa muodossa tai sekoitettuna muiden biomassapolttoaineiden kanssa (Wichtmann ym. 2016). Rehukäyttöä varten ruoko korjataan tuoreena.

Järviruokoa on perinteisesti käytetty materiaalina olkikattojen tekemiseen ja talojen eristämiseen (Wichtmann ym. 2016). Sitä voidaan käyttää myös lämmityksessä ja biopolttoaineena (Wichtmann ym. 2016). Sadonkorjuuaika määrittää sen, kuinka biomassaa käytetään. Olkikattoa varten järviruokoa kerätään ensimmäisten pakkasten jälkeen, kun ruokovarret ovat kuivia ja suurin osa lehdistä on pudonnut (Wichtmann ym. 2016). Lämpökäyttöä varten ruoko korjataan talvikauden lopulla, koska palamisen aikana haitallisten aineiden pitoisuus vähenee kyseisen kauden aikana (Wichtmann ym. 2016). Talvikauden



Kuva 2.
Leveäosmankäämi (kuva:
van Beek ym. 2015)

Kaikki osmankäämi -lajit ovat erittäin tuottavia ja siksi kosteikkoviljelyn kannalta kiinnostavia (Wichtmann ym. 2016). Maanpäällistä biomassaa voidaan käyttää rakennusmateriaalina (esim. rakennusten eristyksenä), rehuksena, ravintokasvina tai energian tuotantoon (Wichtmann ym. 2016). Ravinteikkaat uudelleen vetetyt alueet ovat sopivia kohteita osmankäämin viljelyyn (Wichtmann ym. 2016). Korkean sadon aikaansaamiseksi kasvuympäristön on oltava riittävän märkä (Wichtmann ym. 2016). Osmankäämi sopii hyvin eristemateriaaliksi, kuten eristelevyksi, huokoisen aerenkymisolukonsa ansiosta (Krus ym. 2014; Wichtmann ym. 2016).

Sarojen biomassaa voidaan käyttää energiantuotantoon ja karjan kuivikkeena. Useat saralajit ovat tärkeitä turpeen muodostajia (Wichtmann ym. 2016). Saran biomassaa voidaan käyttää briketeissä ja pelleteissä (Wichtmann ym. 2016).

Ruokohelpi on monivuotinen ruoho, joka muodostaa monivuotisen hallitsevan kasvuston tulva-alueille ja jokien varsille (Wichtmann ym. 2016). Nykyään lajia viljellään Pohjois-Euroopassa ja Yhdysvalloissa energiasadoksi ja raaka-aineeksi paperintuotantoon (Pahkala ja Pihala 2000; Prochnow ym. 2009). Ruokohelpeä voidaan käyttää polttoaineena, tällöin korjuu tapahtuu talvella, koska silloin kerätyssä sadossa esiintyy vähemmän palamisessa haitallisia aineita (Wichtmann ym. 2016). Energiakäyttöön sopivan sadon laadun varmistamiseksi tarvitaan alhaiset ravinnepitoisuudet (Landström ym. 1996). Siksi kylmemmässä ilmastossa, kuten Pohjois-Euroopassa, ruokohelpi kerätään keväällä hieman ennen versojen puhkeamista, kun sato on tarpeeksi kuiva korjuuta ja varastointia varten (Landström ym. 1996). Talvella korjattu ruokohelpi sopii tiivistämättömäksi kiinteäksi polttoaineeksi, mutta myös pellettien ja brikettien tuotantoon. Jos ruokohelpi korjataan ennen kukintaa, sitä voidaan käyttää rehuna (Wichtmann ym. 2016) tai substraattina biokaasussa käymiskasveina (Geber 2002). Aiemmin kesällä korjattua biomassaa käytettiin säilörehuna tai heinänä lypsykarjan ruokinnassa ja maatalan eläinten kuivikkeena (Wichtmann ym. 2016).

Tervaleppä esiintyy märillä ja runsasravinteisilla soilla (Wichtmann ym. 2016). Tervaleppää voidaan käyttää polttoaineen tuotantoon tai puun tuotantoon (Wichtmann ym. 2016). Tervaleppän korjuu on haastavaa, koska turvemaan kantokyky on rajallinen. Puuta voidaan käyttää tukkipuuna ja pinnoitekäytössä sekä huonekalujen valmistuksessa (Wichtmann ym. 2016).

Monen yrttilajin viljely onnistuu viljelykäytöstä poistuneella suonpohjalla (Galambosi ja Jokela 2008). Lajit, jotka kestävät kylmää ja kasvavat nopeasti esim. kultapiisku (*Solidago virgaurea*), viherminttu (*Mentha spicata*), ratamot (*Plantago sp.*) sekä kosteassa viihtyvät lajit esim. suomyrtti, raate, mintut (*Mentha sp.*), rohtokalmojuuri (*Acorus calamus*) ja pajut (*Salix sp.*), sopivat viljelyyn (Galambosi ja Jokela 2008). Yrttien viljelyyn liittyy myös riskitekijöitä, kuten niukkaravinteisuus ja hallanarkuus (Galambosi ja Jokela 2008). Niukkaravinteisuutensa vuoksi suonpohja tarvitsee runsaan kalkituksen ja peruslannoituksen (Galambosi ja Jokela 2008). Hallanarkuus puolestaan rajoittaa varsinkin perinteisten lämpöä vaativien yrttien kasvua, ja sateisina aikoina

puolestaan märkyys voi haitata kasvua monen lajin kohdalla (Galambosi ja Jokela 2008; Wichtmann ym. 2016).

3. Aineisto ja menetelmät

Kosteikkoviljely on lupaava maankäyttömuoto viljelyssä olevien turvemaiden päästöjen vähentämiseen. Mahdollisia tuotteita on kirjallisuudessa lukuisia. Tietoa tuotteiden kokonaisilmastovaikutuksista on kuitenkin saatavilla niukasti. Tämän tutkimuksen tarkoituksena on vertailla kahden kosteikkoviljely-vaihtoehdon, elinkaaren aikaisia ilmastovaikutuksia. Vertailtavina tuotteina ovat osmankäämieristelevy ja järviruokokasvualusta. Tuotteet valittiin sen johdosta, että niiden mahdollinen tuotantomittakaava on suuri ja voi kattaa suuren osan maatalousmaita. Tuotteiden elinkaariarvioinnista saatavia tietoja verrataan vastaaviin ei-kosteikkoviljelytuotteisiin eli kivivillaeristelevyyn ja kasvuturpeeseen. Tuoteketjujen päästöjen lisäksi huomioidaan se, että kosteikkoviljely syrjäyttää tämänhetkistä maankäyttöä, joka siirtyy kivennäismaille. Vertailusta saatavia tuloksia voidaan käyttää eristelevyjen ja kasvualustojen vertailuun, kun halutaan ilmastoystävällisin vaihtoehto kosteikkoviljelyyn siirrettävälle turvepellolle. Aineisto arvioidaan elinkaariarviointimenetelmällä ISO 144040 standardin mukaisesti, mutta analyysissä keskitytään ainoastaan ilmastovaikutuksiin työn rajauksen ja lähtötietojen haasteellisuuden vuoksi.

Elinkaariarvioinnin tulosten pohjalta vastataan alussa esitettyihin tutkimuskysymyksiin. Analyysin pohjalta tunnistetaan keskeisimmät vaikutuslähteet tuotejärjestelmässä ja mietitään keinoja vaikutusten vähentämiseen. Epävarmuustarkastelun avulla tarkastellaan vetetyn turvemaan päästöjen merkitystä koko elinkaarisen ilmastovaikutuksen kannalta. Tarkoituksena on laskea hiilijalanjälki, tunnistaa missä vaiheessa elinkaarta vaikutukset muodostuvat ja selvittää voitaisiinko turvepeltojen päästöjä alentaa. Lisäksi arvioidaan päästäänkö kosteikkoviljelykasveja viljelemällä lähelle hiilineutraaliutta.

3.1 Aineiston hankinta

Aineisto tähän tutkimukseen on kerätty tieteellisestä tutkimuskirjallisuudesta, haastatteluin sekä elinkaariarvioinnin tietokannoista (ecoinvent v.3). Aineistoa

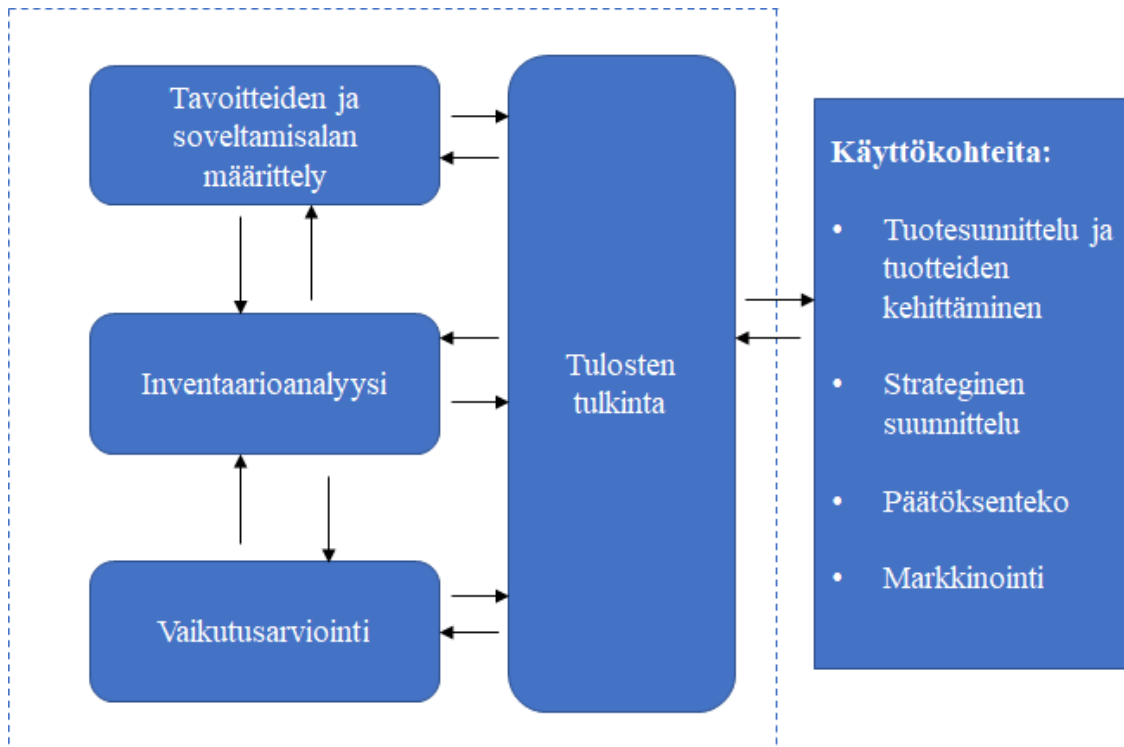
turvemaista on kerätty eri puolilta maailmaa tehdyistä tutkimuksista borealiselta ja lauhkealta vyöhykkeeltä.

3.2 Elinkaariarviointi

Elinkaariarviointi (life cycle assessment, LCA) kehitettiin 1960-luvulla, sitä on käytetty alun perin vertailemaan tuotteiden välisiä ympäristövaikutuksia. (Guinée ym. 2011). Monilla tuotteilla suurin osa ympäristövaikutuksista syntyy sen valmistuksessa, kuljetuksessa ja hävittämisessä eikä juurikaan niiden käytössä (Guinée ym. 2011). Tästä kehittyi ajatus elinkaariarvioinnista, jossa kootaan tuotteen tai palvelun ympäristövaikutukset koko elinkaaren ajalta arviointiin ja analysointiin (Guinée ym. 2011). Tarkoituksena on selvittää käytön ja valmistuksen elinkaaren vaikutukset ns. ”kehdosta hautaan” (Guinée ym. 2011).

1970 ja -80-luvuilla LCA:ssa ei ollut vielä vakiintuneita tutkimuskäytäntöjä, joten tutkimuksissa käytettiin eri menetelmiä ilman yhteistä teoreettista kehystä. ISO -standardi otettiin käyttöön LCA:han vuonna 1994. LCA siis standardoitiin 1990-luvulla, mutta ei kuitenkaan yksityiskohtaisesti (Guinée ym. 2011). Bioperäisten tuotteiden arvioinnin sovellukset lisääntyivät vasta 2000 -luvulla, kun biopolttoaineita ryhdyttiin valmistamaan suuremmissa mittakaavassa (Guinée ym. 2011). Nykyään yritykset käyttävät LCA:ta tuotteiden suunnittelussa ja kehittämisessä, strategisessa suunnittelussa, erilaisen päätöksenteon tukena sekä markkinoinnissa (Guinée ym. 2011).

Tässä luvussa esitellään elinkaariarvioinnin vaiheet kirjan Life Cycle Assessment: Theory and Practise -kirjan kappaleiden 7-12 mukaan (Hauschild ym. 2018), ellei toisin mainita. ISO 144040 –standardissa on neljä vaihetta (Kuva 3): tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely (goal and scope), inventaarioanalyysi (life cycle inventory), vaikutusarviointi (impact assessment) ja tulosten tulkinta (interpretation). Työ etenee kehityskehinä, jossa laskelman tulosten perusteella tehdään uudelleenrajausta ja täsmennystä, kunnes tulkinnassa saadaan riittävät vastaukset tarkastelukohteeseen. Tavoitteiden määrittelyssä on hyvä mainita tutkimuksen mahdolliset eturistiriidat, syyt, tarkoitus, vaatimukset, arviointia rajoittavat tekijät sekä kuka rahoittaa tutkimusta. Soveltamisalan määrittelyn tehtävänä on dokumentoida ja varmistaa menetelmien, oletusten ja tietojen johdonmukaisuus ja vahvistaa tutkimuksen toistettavuus. Se tehostaa ja selkeyttää arvioinnin suorittamista.



Kuva 3. Elinkaariarvioinnin vaiheet ISO 144040 mukaan

Seuraavana vaiheena on inventaarioanalyysi, joka on usein aikaa vievin osa elinkaariarviointia. Sen aikana kerätään tarvittavia tietoja koko tuotejärjestelmästä eli yksikköprosesseista, joita materiaali- ja energiavirrat yhdistävät. Jokaisesta yksikköprosessista kootaan sen tarvitsemat panokset ja tuottamat tuotteet, sekä prosessin ympäristöstä ottamat resurssit ja tuottamat päästöt. Kun yksittäiset prosessit kytketään toisiinsa panosten ja tuotosten avulla, saadaan tuotteen elinkaarta kuvaava tuotejärjestelmä. Inventaarioanalyysin tiedoilla on tarkoitus kuvata tuotteen koko elinkaarta. Arvioinnin soveltamisala ja tavoitteet määrittävät tiedon tarpeen ja yksityiskohtaisuuden. Toiminnallinen yksikkö on inventaarioanalyysin perustana. Toiminnallinen yksikkö muodostaa vertailupohjan. Tässä tutkimuksessa toiminnallisena yksikkönä käytettiin ”1 ha turvepeltoa vetettynä ja käytettynä kosteikkoviljelyyn”. tuoteketjujen tuottamat varsinaiset tuotteet (rakennuslevy ja kasvualusta) laskettiin hyvityksinä tuotejärjestelmälle, jotta voitiin verrata pelkästään kahta pellonkäyttömuotoa.

Kolmantena vaiheena on vaikutusarviointi, jonka tarkoituksena on arvioida kunkin tuotejärjestelmän päästöjen tai resurssien käytön vaikutus ympäristöön. Inventaariovaiheen aikana kerättyjä tietoja käytetään vaikutusarvioinnin vaiheessa. Kun inventaario saadaan koottua, tulokset lasketaan peltohehtaaria kohden ja karakterisoidaan ilmastovaikutukseksi lämmityspotentialilla kertomalla.

Vaikutusarvioinnissa tavoitteena on tarkastella tuotejärjestelmää ympäristön näkökulmasta käyttämällä vaikutusluokkia ja luokkien indikaattoreita yhdessä inventaarioanalyysin tulosten kanssa. Tarkoituksena on siis luokitella inventaarioanalyysin tiedot yhteen tai useampaan vaikutusluokkaan. Vaikutusarvioinnissa voidaan käyttää valinnaisia vaiheita ISO – standardin mukaan: normalisointia, painotusta ja ryhmittelyä. Normalisoinnissa tuotejärjestelmän mahdollisia vaikutuksia verrataan vertailujärjestelmän, kuten maan, maailman tai teollisuussektorin vaikutuksiin. Tulosten suhteuttaminen helpottaa ymmärtämistä (esim. ”50 % keskimääräisen eurooppalaisen kuluttajan hiilijalanjäljestä ja 2 % rehevöittävästä vaikutuksesta”). Painotusta voidaan käyttää määrittämään, mitkä vaikutukset ovat tärkeimpiä ja kuinka tärkeitä ne ovat. Vaihetta voidaan käyttää normalisointivaiheen jälkeen, siinä muunnetaan painotustekijöiden avulla indikaattorituloksia. Painotusmenetelmästä riippuen, painotus perustuu aina yhden henkilön tai ryhmän yksilöiden subjektiivisiin valintoihin. Ryhmittelyssä vaikutusluokat lajitellaan yhteen tai useampaan ryhmään mahdollisesti tärkeysjärjestyksessä.

Neljäs vaihe on tulosten tulkinta, johon sisältyvät johtopäätökset ja tulosten perusteella saatujen toimenpidesuositusten tekeminen sekä tuloksiin vaikuttavien tekijöiden, johdonmukaisuuden, täydellisyyden ja herkkyuden tunnistaminen. Tulosten tulkinnassa tuloksia tarkastellaan yhdessä ja analysoidaan sovellettujen tietojen epävarmuustekijöiden ja oletusten perusteella. Tarkoitus on esittää elinkaariarvioinnin päätelmät ymmärrettävällä tavalla ja autettava tutkimuksen käyttäjiä arvioimaan niiden luotettavuutta ja mahdollisia heikkouksia.

Yleisimmin käytetty epävarmuuden arvioimistapa on numeerinen Monte Carlo-simulaatio. Sen peruserätoistaa mallilaskelmaa satunnaisesti valituin syöttömuuttujin ja selvittää, miten herkkiä laskennan lopputulokset ovat lähtötietojen epävarmuudelle. Monte Carlo -simulaatiota on kuvattu seuraavasti:

1. generoi näytteitä satunnaisarvoista kaikille tulomuuttujille
2. laske mallin tulokset eri satunnaisarvoilla
3. analysoi tilastollisesti mallin tuloksen.

Tyypillisesti mallia ajetaan satoja tai tuhansia kertoja (Hauschild ym. 2018, s. 271–321). Tässä tutkimuksessa laskelma toistetaan Monte Carlo -simulaatiossa 2000 kertaa ja

tuloksista lasketaan jakaumat. Mallin tuloksia voidaan siis esittää todennäköisyysjakaumalla yksittäisen arvon sijasta. Tulosten tilastoanalyysi mahdollistaa sen, että tunnistetaan ne lähtömuuttujat, joille tarkastelun johtopäätökset ovat herkimpiä. Tavoitteena on tuottaa vertailukelpoista tietoa eri vaihtoehtoista turvepeltojen kosteikkoviljelyyn. Tarkastelukohteena on 1 hehtaari vetettyä turvepeltoa, jolle perustetaan osmankäämi- tai järviruokoviljelmä. Systemin rajaus, inventaario, päästöt ja vaikutukset esitellään myöhemmin tuloksissa.

3.3 Aineiston käsittely

Aineistoa käsiteltiin matriisipohjaisen elinkaariarvioinnin Excel-taulukolla nimeltä LCA-Spreadsheet, jossa on kosteikkoviljelyn tuotteen koko elinkaaren vaiheet sekä ilmastolliset vaikutukset (Mattila 2007). Taulukko on ladattavissa vapaasti Internetistä, ja se on lisensoitu avoimella lähdekoodilla, joten taulukon käyttäjä voi varmistua laskennan oikeellisuudesta.

Taulukko perustuu siihen, että ensin lasketaan, paljonko tarvitaan eri prosessien tuotantoa (**s**) toiminnallisen yksikön (**f**) tuottamiseen (Suh ja Huppes 2005) kaavalla 1:

$$\mathbf{s} = \mathbf{A}^{-1}\mathbf{f}$$

missä

s = tarkasteltavien prosessien tuotantomäärä (skaalausvektori)

f = vektori, joka kuvaa järjestelmästä ulos tulevaa toiminnallista yksikköä

A = virtausmatriisi, joka kuvaa järjestelmän prosessien panoksia ja tuotoksia (yksikköprosessimatriisi)

Tämän jälkeen skaalausvektorilla kertomalla voidaan laskea, paljonko järjestelmä tuottaa päästöjä ja ympäristövaikutuksia kaavalla 2:

$$\mathbf{g} = \mathbf{C} \mathbf{B} \mathbf{s}$$

missä

g = järjestelmän ympäristövaikutukset (esim. kg CO₂-ekv/tuoteyksikkö)

C = karakterisointimatriisi (vaikutus/päästö, esim. kg CO₂-ekv/kg CH₄)

B = yksikköpäästömatriisi (päästöt/prosessin toiminta)

Jos tulokset halutaan esittää vuokaaviona, tarvittavia lopputuotteita vastaavat tuotteiden virrat saadaan laskettua kaavalla $\mathbf{X} = \mathbf{A} \text{diag}(\mathbf{s})$, missä $\text{diag}(\mathbf{s})$ on \mathbf{s} -vektorista koottu diagonaalimatriisi.

Matriisipohjaisella tarkastelulla voidaan laskea helposti elinkaariarviointijärjestelmiä, jotka ovat hyvin laajoja (kymmeniä tuhansia prosesseja) ja hyvin kytkeytyneitä (paljon tuotteita prosessia kohden).

Osa työn kuvista piirrettiin ja tilastotestit tehtiin R:n versiolla 3.6.2, käyttäen ggplot2 kirjastoa. Kuvia piirrettiin myös Excelillä ja powerpointilla. Työssä testattiin ohranviljelyn kasvihuonekaasupäästöjen ja kosteikkoviljelytuotteiden päästöjen välistä riippuvuutta. Korrelaatiot testattiin Pearsonin korrelaatiolla. Siinä korrelaatiokertoimella mitataan kahden muuttujan välistä lineaarista riippuvuutta välillä -1:stä 1:een. Korrelaatiokertoimen ollessa -1 pistekuvion pisteet muodostavat laskevan suoran ja arvon ollessa 1 pistekuvion pisteet muodostavat nousevan suoran. Arvon ollessa 1 tai -1 muuttujien välillä on etuliitteestä riippuen täydellinen positiivinen tai negatiivinen korrelaatio. Arvon ollessa 0 lineaarista riippuvuutta ei ole. Korrelaatiokerroin laskettiin kaavalla 3:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{n s_x s_y}$$

missä

n on lukuparien x_i, y_i lukumäärä

s_x, s_y ovat muuttujien x ja y keskihajonnat ja

\bar{x}, \bar{y} ovat muuttujien x ja y keskiarvot.

T-testillä testataan kahden riippumattoman otoksen kasvihuonekaasujen keskiarvojen välisiä tilastollisia eroja. Tilastollisten testien tuloksena saadaan aina p-arvo. Se kertoo virheellisen päätelmän todennäköisyyden. Mitä pienempi p-arvo on, sitä merkitsevämpi on (päästöjen) keskiarvojen välinen ero. Tulosten tulkinta tehdään seuraavasti:

- Jos p-arvo on alle 0,05, niin tulos on tilastollisesti melkein merkitsevä*
- Jos p-arvo on alle 0,01, niin tulos on tilastollisesti merkitsevä**
- Jos p-arvo on alle 0,001, niin tulos on tilastollisesti erittäin merkitsevä***

Työssä tilastotesti tehtiin R:n funktiolla `cor()` ja `cor.test()`.

Suurelle osalle muuttujista löydettiin päästöille hyvät arvot kirjallisuudesta, joista tehtiin jakauma kyseisellä vaihteluvälillä. Kirjallisuuden arvojen perusteella muuttujille saatiin laskettua epävarmuuskertoimet. Muuttujille, joille ei löydetty kirjallisuudesta vaihteluväliä, käytettiin Pedigree matrix -menetelmä. Epävarmuustarkastelu pohjautui epävarmuuskertoimiin. Epävarmuuskertoimien pohjaksi valittiin ns. peruserroin tuotantoprosessien perusteella ja tätä skaalattiin eri tekijöiden muodostamien lisäepävarmuuskertoimien perusteella (Ciroth ym. 2016). Epävarmuustarkastelussa jokaiselle viidelle tiedon laadun indikaattorille ja viidelle tiedon laadun kriteerille on määritetty epävarmuustekijä (liitteet 1 ja 2). Jakaumien muodoksi arvioitiin lognormaali jakauma vastaten yleistä elinkaariarvioinnin käytäntöä. Jakauman 95% peitto saatiin kertomalla ja jakamalla mediaani epävarmuuskertoimilla (esim, mediaani 10, epävarmuuserroin 2 peitto 5-20). Lognormaali jakauma kuvaa hyvin ilmiötä, joissa epävarmuus voi olla toiseen suuntaan vino ja huomattavan suuri, mutta muuttuja ei voi pienentyä rajattomasti. Oletetut ja lisäepävarmuustekijät yhdistetään yhdeksi kokonaisepävarmuustekijäksi kaavan 4 avulla:

$$U_T = \left(\sqrt{(\ln U_b)^2 + \sum_i (\ln U_i)^2} \right)$$

missä,

U_b on perusepävarmuustekijä

U_i on lisäepävarmuustekijä

U_T on kokonaisepävarmuus

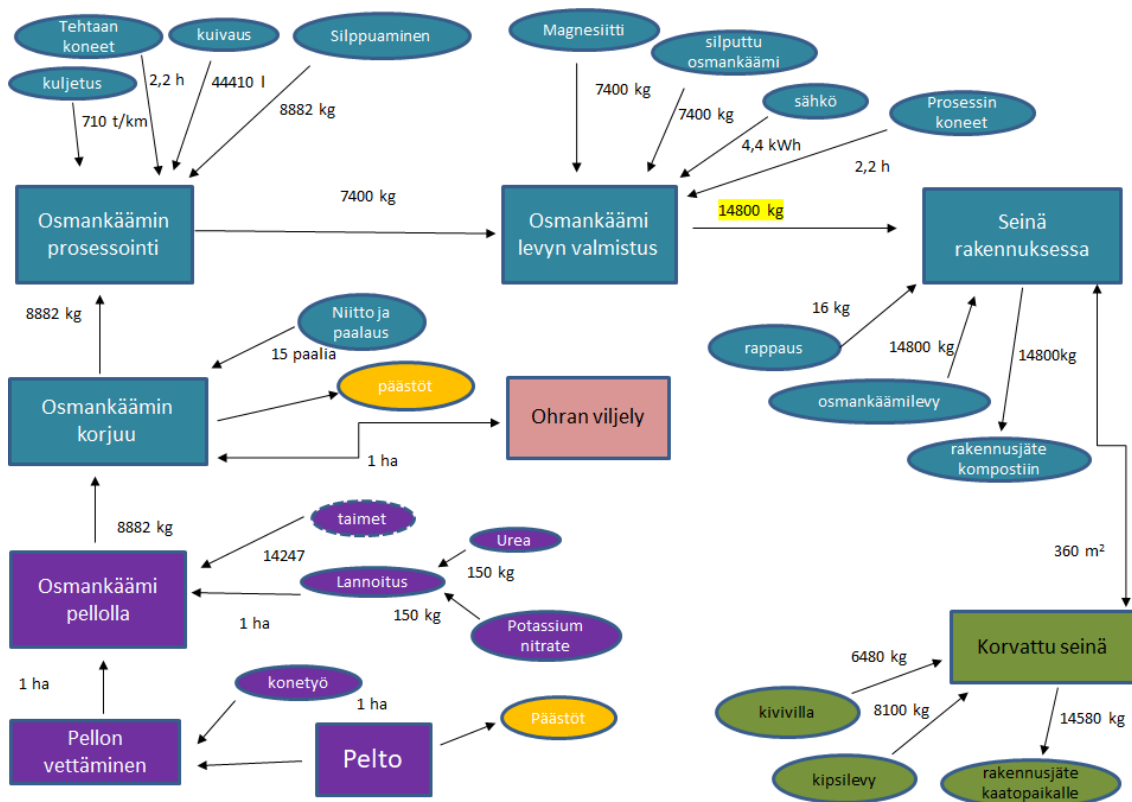
4. Tulokset

4.1 Osmankäämieristelevyn elinkaariarviointi

4.1.1 Tuotejärjestelmän kuvaus

Tässä esitetään yleiskatsaus tuotejärjestelmän rakenteeseen ja seuraavissa kappaleissa kuvataan eri vaiheiden tiedot tarkemmin. Kuvassa 4 esitellään osmankäämieristelevyn elinkaaren vaiheet. Aluksi 1 ha peltoa muokataan ja vetetään. Peltoa lannoitetaan urealla ja kaliumnitraatilla sekä sinne istutetaan taimet. Kahden vuoden jälkeen taimien

istutuksesta osmankäämi niitetään ensimmäisen kerran ja paalataan. Seuraavaksi osmankäämi kuljetetaan tehtaalle, jossa se kuivataan ja silputaan. Tämän jälkeen osmankäämimassa sekoitetaan sidosaineen eli magnesiitin kanssa, johon kuluu koneiden sähköä. Seos laitetaan muottiin ja muotoillaan seinän eristelevyksi. Seinän valmistamisesta syntyy rakennusjätettä, joka kompostoituu. Seinä viimeistellään rappauksella. Inventaariokappaleen loppuun on kerätty kahteen taulukkoon (taulukot 1 ja 2) osmankäämieristelevyn, kivivillaeristelevyn sekä ohranviljelyn päästötiedot. Taulukoiden lukujen lähdetiedot löytyvät inventaario tekstistä.



Kuva 4. Osmankäämieristelevyn elinkaaren vaiheet ja eri vaiheiden välille lasketut tuotevirrat esitettynä vuokaaviossa.

4.1.2 Inventaario

Osmankäämiviljelmän perustaminen

Aluksi peltoa vetettäessä alueelta ajetaan nurmi pois, poistetaan pintamaata (Pijlman ym. 2019) sekä tukitaan mahdolliset ojat. Jos on tarvetta, alueelle lasketaan vettä. Vettä ei löydetty, joten niitä ei huomioitu. Osmankäämiviljelmiä voidaan perustaa joko siemeniä kylvämällä tai taimia istuttamalla (Wichtmann ym. 2016). Taimien istuttaminen on kuitenkin kalliimpaa. Tärkeä tekijä osmankäämiviljelmää perustettaessa on vedenpinnan korkeus varsinkin siemeniä kylväessä, jolloin vedenpinnan tason tulisi olla 0-5 cm (Geurts ja Fritz 2018). Taimia istuttaessa vedenpinnan tasolla ei ole niin suurta merkitystä (Geurts ja Fritz 2018). Taimikasvatuksen elinkaariarviointiin ei löydetty tarvittavia tietoja, joten sitä ei huomioitu.

Optimaaliseksi vedenpinnan korkeudeksi osmankäämin kasvun kannalta on havaittu 20 cm maanpinnan yläpuolella (Geurts ja Fritz 2018). Kasvihuonekaasujen minimoimiseksi ja sadon korjaamisen helpottamiseksi vedenpinnan tason olisi oltava maanpinnan alapuolella noin -10 tai -20 cm. Osmankäämi kestää sekä happamia että emäksisiä kasvuolosuhteita (van Beek ym. 2015). Osmankäämiviljelmiä kannattaa perustaa alueelle, joka on luonnostaan runsasravinteinen (Wichtmann ym. 2016). Vedenpinnan tasolla on merkitystä myös satotasoa ajatellen. Satotaso voi olla jopa kaksi kertaa isompi vedenpinnan ollessa +20 cm kuin sen ollessa -30 cm (Geurts ja Fritz 2018).

Taimien istutukselle paras ajankohta on kesä-heinäkuussa, koska silloin lämpöolosuhteet ovat sopivat (Wichtmann ym. 2016). Pellolle istutetaan taimia 1-2 kpl/m², sillä osmankäämi leviää tehokkaasti juurakkonsa avulla (Wichtmann ym. 2016). Juurakolla on mahdollisuus pysyä elinkelpoisena 10 vuotta (Wichtmann ym. 2016). Osmankäämin taimien istutustietoja kerättiin artikkeleista (Wild ym. 2001), raportista (van Beek ym. 2015) sekä Paludiculture –kirjasta (Wichtmann ym. 2016). Löydetyistä arvoista laskettiin taulukkoon keskiarvo, joka on 14 247 taimea/ha.

Osmankäämiviljelmän vuotuinen hoito

Osmankäämin korjuussa poistuu ravinteita. Lannoituksen avulla palautetaan sadonkorjuussa poistuneet ravinteet. Osmankäämipeltoa lannoitetaan urealla (N) sekä kaliumnitraatilla (K), jonka kaliumsisältö on 39 %, kumpaakin käytetään 150 kg/ha

(Pijlman ym. 2019). CO₂-päästöt ovat urean osalta 3,03 kg CO₂-ekv ja kaliumnitraatin osalta 2,48 kg CO₂-ekv (Wernet ym. 2016).

Osmankäämikasvusto tuottaa vuosittaisia kasvihuonekaasupäästöjä. Päästötasoja etsittiin artikkeleista, joista saatiin päästöjen vaihteluväliksi hiilidioksidille -1560–9410 kg CO₂ ha/vuosi (Grosshans 2014; Günther ym. 2015) ja metaanille 9,7–130 kg CH₄ ha/vuosi (Wild ym. 2001; Günther ym. 2015). Dityppioksidipäästöt eivät tutkimuksissa juuri eronneet nolasta, joten niitä ei huomioitu. Hiilidioksidin keskiarvopäästöksi ja mediaaniarvoksi saatiin 4198 kg CO₂ ha/vuosi ja 3450 kg CO₂ ha/vuosi. Metaanin keskiarvopäästöksi ja mediaaniarvoksi saatiin 43 kg CH₄ ha/vuosi ja 35 kg CH₄ ha/vuosi.

Sadonkorjuu ja kuljetus

Osmankäämin korjuu tehdään talvella, jotta maa ja juuristo eivät kärsisi mekaanisia vaurioita (Wichtmann ym. 2016). Ensimmäinen korjuu kannattaa tehdä vasta toisena vuonna istutuksesta, sillä ensimmäisen vuoden satotasot saattavat jäädä melko pieniksi (Geurts ja Fritz 2018). Jatkossa korjuu suoritetaan vuosittain talvikorjuuna. Osmankäämi niitetään ja paalataan. Satotasoiksi oletetaan 8 963 kg ka/ha. Artikkelit ja kirja, joista satotasojen tiedot kerättiin, ovat Hollannista (Pijlman ym. 2019), Saksasta (Günther ym. 2015; Wichtmann ym. 2016), Kanadasta (Grosshans 2014) ja Virosta (Maddison ym. 2009). Muutamissa artikkeleissa sadon vaihteluväli oli suuri, joten niistä laskettiin keskiarvo pienien ja suurien arvojen tasoittamiseksi. Lisäksi on hyvin todennäköistä, ettei Suomen oloissa päästä kirjallisuudesta löytyneisiin korkeimpiin satotasoihin kuten 17,6 t ha/vuosi (Maddison ym. 2009). Satotason vaihteluväliksi arvioitiin kirjallisuuden perusteella 5000 – 12000 kg ha/vuosi ja mediaaniksi 8900 kg ha/vuosi.

Paalauksen ja niiton ilmastovaikutuksena käytettiin ecoinvent 3.1 (Wernet ym. 2016) tietokannan tietoja maatalousprosessien elinkaaristapäästöistä. Päästöt ovat paalauksen osalta 6 kg CO₂/paali ja niiton osalta 19,86 kg CO₂/ha. Paalien määrä laskettiin jakamalla satotason keskiarvo (8963 kg/ha) paalin painolla. Paalin painoksi arvioitiin 600 kg, joten paalien määräksi saatiin 14,9 kpl/ha.

Osmankäämi tehtaalla ja kuivasilpunta

Osmankäämin prosessoinnissa osmankäämi kuljetetaan tehtaalle, kuivatetaan ja silputaan. Kuljetuksen päästöt ovat 77,38 g CO₂/km, 0,083 g CH₄/km ja 0,0033 g

N₂O/km, jotka on mallinnettu rahdin kuljetuksesta kuorma-autolla (Wernet ym. 2016). Kuivauksesta ja silppuamisesta syntyy myös kasvihuonekaasupäästöjä. Kuivauksesta päästöjä tulee 44,46 g CO₂/l, 0,12 g CH₄/l ja 0,00805 g N₂O/l, jotka on mallinnettu ruohon kuivauksesta (Wernet ym. 2016). Silppuamisesta päästöt puolestaan ovat 9,99 g CO₂/kg, 0,026 g CH₄/kg ja 0,00033 g N₂O/kg, jotka on mallinnettu puuhakkeen silppuamisesta sähkösilppurilla (Wernet ym. 2016).

Osmankäämieristelevyn valmistus ja prosessointi

Silputtu osmankäämi sekoitetaan yhdessä magnesiittisidosaineen kanssa ja asetetaan muottiin. Seoksessa magnesiittia on 50 % ja osmankäämiä 50 % (Krus ym. 2014). Magnesiitista päästöjä syntyy 1038,1 g CO₂/kg, 0,32 g CH₄/kg ja 0,008 g N₂O/kg. Koneiden kuluminen huomioitiin käyttämälläecoinvent:n (Wernet ym. 2016) tietoja koneiden valmistuksesta ja olettamalla 10 000 tunnin työikä. Karkeasti arvioituna konetyötä prosessiin kuluu 0,0001 tuntia ja sähköä 0,0003 kWh. Tehtaan koneista syntyy päästöjä 53397,38 kg CO₂/h, 109,75 kg CH₄/h ja 0,9651 kg N₂O/h, jotka mallinnettiin anaerobisesta kasvien hajoamisesta (Wernet ym. 2016). Koneisiin tarvittavasta sähköstä syntyy kasvihuonekaasupäästöjä 359,9 g CO₂/kWh, 1,1 kg CH₄/kWh ja 0,025 g N₂O/kWh, jotka mallinnettiin matalajännitteisestä sähköstä (Wernet ym. 2016).

Seos puristetaan kasaan puristuskoneessa, jossa levy voidaan puristaa halutun paksuiseksi, jonka jälkeen levy viedään kuivaushuoneeseen yhden viikon ajaksi. Kuivaamisen jälkeen levy on valmis jatkokäsittelyyn. Jatkokäsittelyssä osmankäämieristelevy (kuva 5) muotoillaan halutun kokoiseksi ja muotoiseksi eristelevyksi. Lopuksi seinä viimeistellään rappauksella. Rakennusjäte voidaan kompostoida sillä osmankäämi ja magnesiittisidosaine ovat biohajoavia. Biojätteen käsittelystä päästöjä syntyy 14,14 g CO₂, 5,47 g CH₄ ja 0,15 g N₂O, jotka mallinnettiin biojätteen kompostoinnista (Wernet ym. 2016). Rappaus materiaalista syntyy myös kasvihuonekaasupäästöjä 26,86 g CO₂, 0,067 g CH₄ ja 0,00078 g N₂O (Wernet ym. 2016).



Kuva 5. Osmankäämieristelevy (kuva: <https://edepot.wur.nl/429929>)

Kivivillaeristelevy

Osmankäämieristelevyn tarkoituksena on korvata kivivillaeristelevyä. Kivivillasta syntyy päästöjä 1316,27 g CO₂/kg, 5,06 g CH₄/kg ja 0,022 g N₂O/kg (Wernet ym. 2016). Eristeen päällystäminen tapahtuu kipsilevyllä, josta syntyy päästöjä 175,6 g CO₂/kg, 0,48 g CH₄/kg ja 0,0102 g N₂O/kg (Wernet ym. 2016). Tuotetta ei voi kompostoida, joten kaatopaikalle viemisestä koituu myös päästöjä 5,13 g CO₂/kg, 0,0102 g CH₄/kg ja 0,00016 g N₂O/kg (Wernet ym. 2016).

Korvattu ohranviljely

Kosteikkoviljelyllä on tarkoitus korvata ohranviljelyä suopelloilla ja siirtää ohranviljely kivennäismaalle. Ohranviljelystä syntyvien päästöjen tietoja etsittiin kirjallisuudesta. Hehtaaria kohden syntyviä päästöjen vaihteluvälit ovat hiilidioksidille 7710 – 42000 kg, metaanille 0 – 2,4 kg ja dityppioksidille 13 – 23,8 kg (Maljanen ym. 2007; Maljanen ym. 2010; Grönroos ym. 2013). Keskimäärin ohranviljelystä syntyy päästöjä 19720 kg CO₂/ha, 0,43 kg CH₄/ha ja 15,31 kg N₂O/ha. Mediaaniarvot päästöille puolestaan ovat 18000 kg CO₂, 0,2 kg CH₄ ja 15 kg N₂O. Kivennäismaalla tarvitaan lisä typpilannoitusta. Tässä oletettiin määrän olevan 21,2 kg perustuen lannoitusraja-arvoihin. Lisälannoitukselle laskettiin sekä lannoituksen valmistuksen päästöt että lannoituksesta koituvat lisä N₂O-päästöt, jotka olivat 0,016 kg N₂O/ha.

Taulukko 1. Eri prosessivaiheille käytetyt lähtötiedot osmankäämituotejärjestelmälle.

Prosessivaihe	Prosessi	Tuotantopa- nokset	Päästöt kg		
			CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Vettäminen					
Vuotuinen hoito	taimet	14247			
	lannoitus	150 kg ureaa 150 kg kalium	3,03 2,48		
	viljely	ha	2197,76	43,35	
Osmankäämin korjuu (ha)	niitto	8963 kg	19,86		
	paalaus	14,938 paalia	6		
Prosessointi	tehtaan koneet	0,00015 h	53397,38	109,75	0,97
	sähkö	0,0003 kWh	0,36	0,001	0,00003
	lämpö	1 MJ	0,07	0,0003	0,0000007
	kuljetus	0,08 t/km	0,08	0,00008	0,000003
	kuivaus	1 l	0,05	0,0001	0,000008
	silppuaminen	1 kg	0,01	0,00003	0,0000003
Käyttö (eristelevynä)	eristelevyn valmistus	50% magnesiitti	1,04	0,0003	0,000008
	rappaus	0,045 kg	0,03	0,00007	0,0000008
Jätehuolto (m²)	kompostointi	41,12 kg	0,014	0,006	0,0002

Taulukko 2. Ohranviljelyn ja kivivillaeristelevyn prosessivaiheille käytetyt tiedot.

Prosessivaihe: Ohranviljely	Prosessi	Tuotantopa- nokset	Päästöt kg		
			CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Viljely	Lannoitus	ha			0,016
	viljely	ha	19720	0,43	15
Prosessivaihe: Kivivillaeristelevy	kivivilla	kg	1,32	0,0051	0,00002
	ripsilevy	kg	0,18	0,0005	0,00001
	jäte kaatopaikalle	kg	0,005	0,00001	0,0000002

4.1.3 Epävarmuuskertoimet

Epävarmuus on inventaariin kerättyjen prosessien epävarmuutta. Osmankäämieristelevyn inventaariosta epävarmuuskertoimet laskettiin muuttujille, joille ei löydetty vaihteluväliä kirjallisuudesta. Epävarmuuskertoimet taulukkoon 3 laskettiin aineiston käsittelyssä esitetyllä kaavalla 4 sekä liitteenä (liitteet 1, 2 ja 3) olevien taulukoiden avulla. Liitteen 1 taulukossa ovat sanalliset selitykset liitteen 2 numeerisille arvoille, joiden pohjalta valittiin taulukkoon 3 epävarmuustekijät. Epävarmuuskertoimien pohjaksi valittiin ns. peruserroin tuotantoprosessien perusteella ja tätä skaalattiin eri tekijöiden muodostamien lisäepävarmuuskertoimien perusteella (liite 3). Suurin epävarmuuskerroin oli koneiden kulumisella ja pienin rakennusjätteen käsittelyllä, levytehtaan sähkönkulutuksella ja magnesiitin valmistuksen päästöillä.

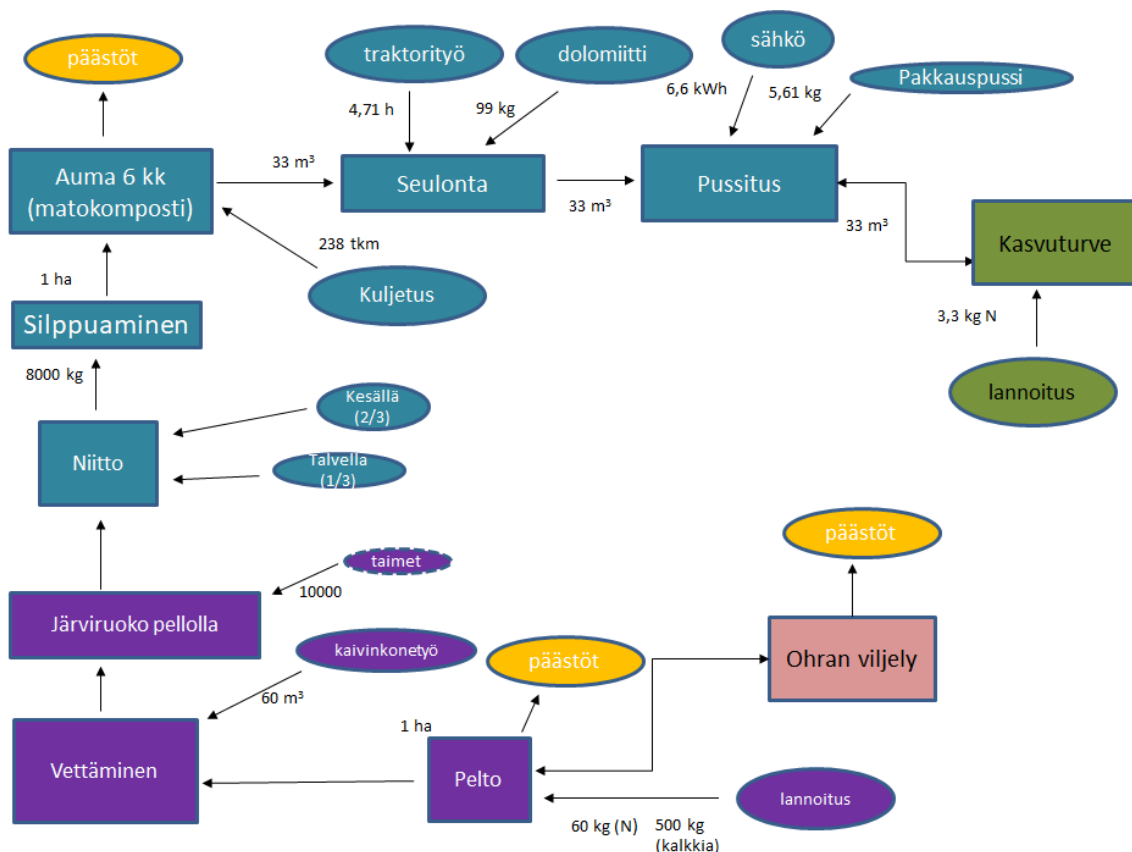
Taulukko 3. Epävarmuuskertoimet osamankäämituotejärjestelmän muuttujille, joille ei löydetty arvoja kirjallisuudesta. Selitykset lyhenteille Rel, Com, Tem, Geo ja Tech löytyvät liitteestä 1.

	U_i					U_b	
	Rel	Com	Tem	Geo	Tech	Peruskerroin	U_T
Rakennusjätteen käsittelyn päästöt	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	1,05	1,76
Levytehtaan sähkönkulutus	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	1,05	1,76
Magnesiitin valmistuksen päästöt	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	1,05	1,76
Koneiden kuluminen	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	3	3,43
Kuljetus etäisyydet	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	2	2,44
Kuivauksen päästöt	1,69	1,08	1,03	1,11	2,08	1,05	2,49
Silppuamisen päästöt	1,69	1,08	1,03	1,11	2,08	1,05	2,49
Lannoituksen N ₂ O -päästöt	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	1,5	2

4.2 Järviruokopohjaisen kasvualustan elinkaariarviointi

4.2.1 Tuotejärjestelmän kuvaus

Järviruoko-pohjaisen kasvualustan elinkaaren vaiheet on esitetty kuvassa 6. Ensin peltoa perustettaessa alueella tehdään kaivinkonetyötä sekä lannoitusta, jonka jälkeen alue vetetään ja sinne istutetaan taimet. Järviruokoviljelmä kasvaa pellolla, jonka jälkeen sille tehdään kesä- ja talviniitto. Seuraavaksi järviruoko silputaan ja kuljetetaan matokompostiin kuudeksi kuukaudeksi, josta on seurauksena päästöjä. Tämän jälkeen massa seulotaan ja sekaan laitetaan dolomiittikalkkia. Seulonnan jälkeen valmis järviruokomassa pussitetaan. Inventaariokappaleen loppuun on kerätty kahteen taulukkoon (taulukot 5 ja 6) järviruokokasvualustan ja kasvuturpeen päästötiedot. Taulukoiden lukujen lähdetiedot löytyvät inventaario tekstistä.



Kuva 6. Järviruokokasvualustan elinkaaren vaiheet ja eri vaiheiden välille lasketut tuotevirrat esiteltynä vuokaaviossa.

4.2.2 Inventaario

Järviruokoviljelmän perustaminen

Tärkein tekijä järviruokoviljelmää perustettaessa on vedenpinnan korkeus. Pitkäaikaisessa järviruo'on viljelyssä vedenpinnan tason tulee olla välillä 0,5 m maanpinnan alapuolella ja 2 m maanpinnan yläpuolella (Wichtmann ym. 2016). Tässä tutkimuksessa vedenpinnan korkeudeksi valittiin -20 cm maanpinnasta, korjuun helpottamiseksi. Aluksi pellon pintaa muokataan kaivinkoneella, lannoitetaan ja vetetään. Kaivinkoneella muokataan noin 60 m³ maata, josta päästöjä syntyy 530 g CO₂/m³, 0,5 g CH₄/m³ ja 0,02 g N₂O/m³, jotka mallinnettu kaivurilla kaivamisen tiedoista (Wernet ym. 2016). Alustan lannoittamiseen ja kalkitsemiseen käytettiin 60 kg typpeä ja 500 kg kalkkia (Mattila suullinen arvio, 2020). Vettäamisen tietoja ei löydetty, joten se jätettiin huomioimatta.

Pellolle istutetaan järviruo'on taimia 0,25 – 4 kpl/m² (Wichtmann ym. 2016). Järviruoko levittäytyy istutetulle alueelle kolmessa vuodessa kasvullisesti (Wichtmann ym. 2016). Tämän perusteella hehtaarille kosteikkopeltoa istutetaan noin 10000 taimea. Taimet tuotetaan kasvihuoneessa ja istutetaan avoimelle pellolle kesä-elokuun välillä (Wichtmann ym. 2016). Paras tapa perustaa järviruokoala on istuttaa taimia, joiden siemenet on kerätty talvella lähialueen järviruo'oista (Wichtmann ym. 2016). Siementen itävyys paranee kylmälaituksessa ja on noin 80 %, kun käytetään hyvälaatuisia siemeniä (Wichtmann ym. 2016). Taimet istutetaan avoimelle alueelle kesäkuun ja elokuun välisenä aikana (Wichtmann ym. 2016). Ensimmäisen kahden vuoden ajan istutuksen jälkeen vedenpinnan tason tulisi olla mieluiten hieman maanpinnan alapuolella (Wichtmann ym. 2016). Järviruo'on suoraa kylvöä tai istutusta ei suositella, koska pienet taimen alut ovat alttiita tulville, pakkaselle ja kilpailulle (Wichtmann ym. 2016). Taimien istutuksen tietoja ei löydetty, joten se jätettiin huomioimatta.

Järviruokoviljelmän vuotuinen hoito

Järviruokoa korjattaessa sen mukana poistuu ravinteita. Lannoituksen tarkoituksena on palauttaa korjuun mukana poistuneita ravinteita. Aikaisemmin kerrottiin, että lannoituksessa käytetään typpeä ja kalkkia. Kasvihuonekaasupäästöt typpilannoituksen osalta ovat 2173,47 g CO₂/vuosi, 4,48 g CH₄/vuosi ja 15,07 g N₂O/vuosi, jotka mallinnettiin ammoniumnitraattifosfaatin tiedoista (Wernet ym. 2016). Kalkituksen

kasvihuonekaasupäästöt puolestaan ovat 3,44 g CO₂/vuosi, 0,0068 g CH₄/vuosi ja 0,00011 g N₂O/vuosi, jotka on mallinnettu tuhkan levityksestä, jossa prosessina kuivalannan lastaus ja levitys (Wernet ym. 2016).

Järviruokokasvusto tuottaa vuosittaisia kasvihuonekaasupäästöjä. Pääasiassa päästöt koostuvat hiilidioksidista, metaanista ja dityppioksidista. Näiden päästöjen taso riippuu vedenpinnan korkeudesta. Kasvustojen päästötasoja etsittiin tieteellisistä artikkeleista, joista saatiin päästöjen vaihteluväliksi hiilidioksidille -8 940 – 2 500 kg ha/vuosi (Günther ym. 2015; Berg ym. 2016; Wilson ym. 2016) ja metaanille 75 – 1 200 kg ha/vuosi (Koch ym. 2014; Günther ym. 2015; Berg ym. 2016; Wilson ym. 2016; Geurts ja Fritz 2018). Hiilidioksidin keskiarvopäästöksi ja mediaaniarvoksi saatiin -3 489 ja -3 000 kg CO₂ ha/vuosi. Metaanin keskiarvopäästöksi ja mediaaniarvoksi saatiin 381 ja 300 kg CH₄ ha/vuosi. Dityppioksidipäästöt eivät eronneet juurikaan nolasta, joten niitä ei huomioitu.

Sadonkorjuu ja kuljetus

Ensimmäinen korjuu järviruo'olle tehdään kolme vuotta istuttamisen jälkeen (Wichtmann ym. 2016). Ruoko niitetään niittokoneella ja korjataan tarkkuussilppurilla peräkärriyn ja kuljetetaan lähistöllä sijaitsevaan aumaan. Satotason keskiarvoksi oletetaan 8 t/ha vuodessa (katso seuraava kappale). Päästöt niittämisen osalta ovat 24,95 kg CO₂/t, 0,044 kg CH₄/t ja 0,00083 kg N₂O/t, jotka mallinnettiin niitosta niittokoneella (Wernet ym. 2016). Silppuamisesta syntyvät päästöt puolestaan ovat 22,61 kg CO₂/t, 0,044 kg CH₄/t ja 0,00075 kg N₂O/t (Wernet ym. 2016).

Satotason vaihteluväliksi arvioitiin kirjallisuuden perusteella 6400 – 10000 kg ha/vuosi ja mediaaniarvoksi 8000 kg ha/vuosi (Granéli 1989; Schulz ym. 2011; Wichtmann ym. 2016). Korjuista 1/3 suoritetaan talvella ja 2/3 kesällä. Oletettu kuljetus on yhteensä 30 km eli 15 km per suunta tästä koituvat päästöt ovat 355,54 g CO₂/km, 0,835 g CH₄/km ja 0,011 g N₂O/km, päästötiedot mallinnettu traktorikuljetuksesta, jossa perävaunu (Wernet ym. 2016).

Matokompostointi

Aumaan kerätty materiaali matokompostoidaan 5 kk ajan. Kompostilierot (*Eisenia fetida*) ovat peräisin seulontaprosessista, joten alkulisäyksen jälkeen niitä ei tarvita enempää.

Matokompostoitua orgaanista ainetta voidaan käyttää uudelleen ravinteikkaina orgaanisina lannoitteina (Lim ym. 2016).

Metaanipäästöt ovat vähäisiä ja dityppioksidipäästöt hieman suuremmat. Matokompostin päästötiedot kerättiin tieteellisten artikkelien pohjalta (Wang ym. 2014; Lim ym. 2016). Matokompostoinnin päästöinä käytettiin seuraavia arvoja, jotka on esitetty taulukossa 4. Metaanilla päästöjen vaihteluväli oli 2 – 30 g/t CH₄. Keskiarvopäästö ja mediaani olivat 12 ja 4 g/t CH₄. Dityppioksidilla päästöjen vaihteluväli oli 13 – 200 g/t N₂O. Keskiarvopäästö ja mediaani olivat 55 ja 91,7 g/t N₂O.

Taulukko 4. Matokompostista aiheutuvat CH₄- ja N₂O-päästöt.

Lähde	CH ₄ g/kg	N ₂ O g/kg	Lähtöaine
Lim ym. 2016	0,002	0,062	ankan lanta
Lim ym. 2016	0,03	0,013	kotitalousjäte
Wang ym. 2014	0,004	0,2	ankan lanta

Seulonta ja pakkaus

Seulonta toimii sähkömoottorikäyttöisellä hihnakuljettimella ja traktorikäyttöisellä seulalla. Traktorityöstä syntyy kasvihuonekaasupäästöjä enimmäkseen CO₂:ta, jota syntyy 24,2678 kg ha/h, CH₄-päästöjä 0,04234 kg ha/h ja N₂O-päästöjä 0,00082 kg ha/h (Wernet ym. 2016). Traktorityö on mallinnettu niittokoneen tiedoistaecoinvent:stä (Wernet ym. 2016), jossa työsaavutus on noin 2 ha/t, joten 0,5 yksikköä tuottaa yhden traktoritunnin. Seulonnan yhteydessä tuotteeseen lisätään dolomiittikalkkia Mg-lannoitteeksi 3 kg/m³ sekä 1,5 % hiekkaa. Dolomiittikalkin päästöt ovat 25,46 g CO₂/kg, 0,064 g CH₄/kg ja 0,0013 g N₂O/kg, jotka mallinnettiin dolomiitin tuotannosta (Wernet ym. 2016). Kompostoitua ruokoa saadaan aumasta 7 m³, joten dolomiittikalkkia lisätään 21 kg (www.matojamulta.com). Tuotteet pakataan 40 litran polyeteeni pusseihin, jonka painoksi arvioidaan pussin paksuuden ja mittojen perusteella 0,17 kg. Pussittamiseen kuluu sähköä 0,2 kWh, josta päästöjä syntyy 351,91 g CO₂/h, 1,07 g CH₄/h ja 0,024 g N₂O/h (Wernet ym. 2016). Pussinvalmistuksen kasvihuonekaasupäästöt muovikalvon osalta ovat 2443,38 g CO₂/kg, 18,69 g CH₄/kg ja 0,027 g N₂O/kg (Wernet ym. 2016).

Korvattu turvepohjainen kasvualusta

Järviruokokasvualustalla on tarkoitus korvata turvepohjaista kasvualustaa. Kasvuturpeeseen lisättiin mallissa kalkkia. Sen lisäksi päästöihin lisättiin kasvuturpeen hajoamisen päästöt. Kasvuturpeen CO₂-päästöt ovat 120 kg (Pohjala 2014). Turvepohjaisen kasvualustan kaikki valmistuksen päästöt ovat puolestaan 161,33 kg CO₂.

Taulukko 5. Eri prosessivaiheille käytetyt lähtötiedot järviruokotuotejärjestelmälle.

Prosessivaihe	Prosessi	Tuotantopa- nokset	Päästöt kg		
			CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Ruovikon perustaminen	vettäminen				
	kaivinkonetyö	m ³	0,53	0,0005	0,00002
	taimet	10000			
	niitto	ha	24,95	0,04	0,0008
	lannoitus:				
	typpi	60 kg	2,17	0,004	0,02
	kalkki	500 kg	0,003	0,000007	0,0000001
Ruo'on tuotanto	kesä tuotanto	5333,33	-2511,5	381,5	
	talvi tuotanto	2666,67			
	silppuaminen	241 kg	22,61	0,04	0,0008
	matokomposti	m ³		0,012	0,055
Seulonta	traktORITYÖ	7 m ³	24,27	0,04	0,001
	dolomiitti	21 kg	0,03	0,00006	0,000001
Pussitus	pakkausussin valmistus	0,17 kg	2,44	0,02	0,00003
	sähkö	0,2 kWh	0,35	0,001	0,00002

Taulukko 6. Turpeen päästötiedot elinkaariarviointiin.

Prosessivaihe	Prosessi	Tuotantopa- nokset	Päästöt kg		
			CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Kasvuturve	kasvuturve	m ³	120 kg		
	turvepohjaisen kasvualustan valmistus	m ³	161,33		

4.2.3 Epävarmuuskertoimet

Järviruo'on inventaariosta laskettiin epävarmuuskertoimet muuttujille, joille ei löydetty kirjallisuudesta vaihteluväliä. Epävarmuuskertoimet taulukkoon laskettiin aineiston käsittelyssä esitetyllä kaavalla 4 sekä liitteenä (liitteet 1, 2 ja 3) olevien taulukoiden avulla. Liitteen 1 taulukosta löytyvät sanalliset selitykset liitteen 2 numeerisille arvoille, joiden pohjalta valittiin taulukkoon 7 epävarmuustekijät. Epävarmuuskertoimien pohjaksi valittiin ns. peruserroin tuotantoprosessien perusteella ja tätä skaalattiin eri tekijöiden muodostamien lisäepävarmuuskertoimien perusteella (liite 3). Suurin epävarmuuserroin oli kalkin päästöillä ja pienimmät pussituksen sähkön päästöillä, pussituksen pussin (valmistuksen) päästöillä ja turvepohjaisen kasvualustan LCA:lla.

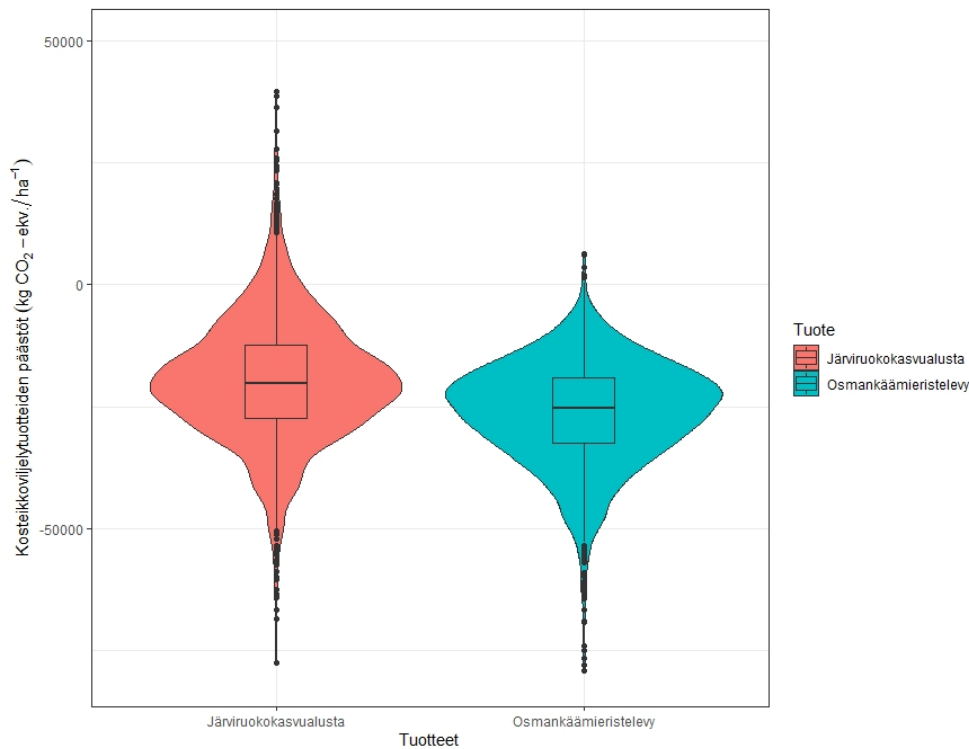
Taulukko 7. Epävarmuuskertoimet järviruokotuotejärjestelmän muuttujille, joille ei löydetty arvoja kirjallisuudesta. Selitykset lyhenteille Rel, Com, Tem, Geo ja Tech löytyvät liitteestä 1.

	U_i					U_b	
	Rel	Com	Tem	Geo	Tech	Peruskerroin	U_T
Pussituksen sähkö	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	1,05	1,76
Pussituksen pussi	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	1,05	1,76
Turvepohjaisen kasvualustan LCA	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	1,05	1,76
Kalkin päästöt	1,69	1,08	1,03	1,11	2,08	1,05	2,49
Kuljetusetäisyydet	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	2	2,44
Kaivinkonetyö perustamisessa	1,69	1,08	1,03	1,11	1,18	2	2,45
Järviruo'on silppuaminen	1,69	1,08	1,03	1,08	1,18	1,05	1,76
Lannoituksen N₂O-päästöt	1,69	1,08	1,03	1,08	1,65	1,5	2,31

4.3 Vaikutusarviointi ja vaihtoehtojen vertailu

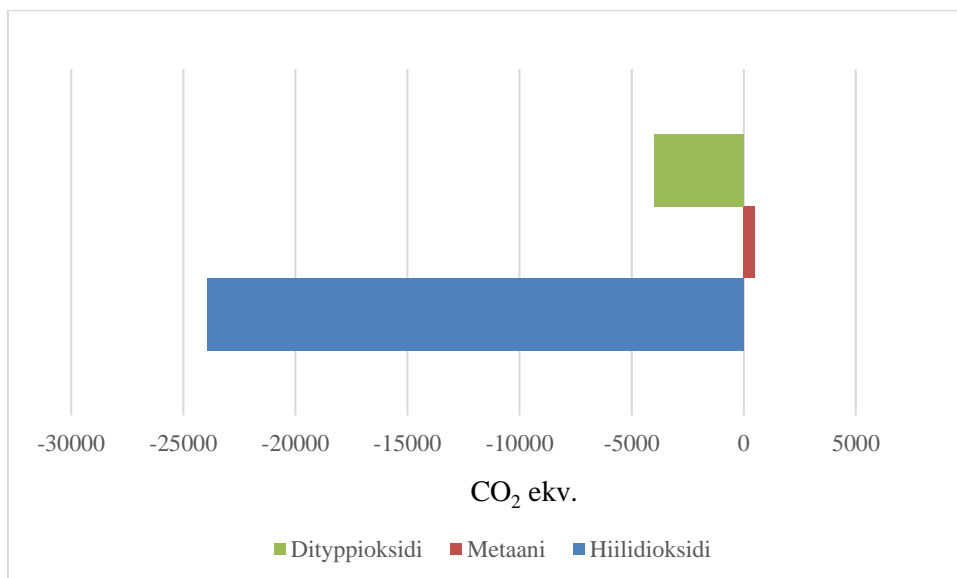
4.3.1 Osmankäämieristelevyn ja järviruokokasvualustan hiilijalanjälki

Osmankäämieristelevyn ja järviruokokasvualustan tuotejärjestelmän hiilijalanjäljet on esitetty kuvassa 7. Tulosten perusteella molempien vaihtoehtojen mediaanit ja 50% luvuista (laatikko) asettuvat x-akselin alapuolelle, eli molemmat ovat ilmastovaikutuksiltaan ilmastonmuutosta hillitseviä. Osmankäämieristelevyn päästöt ovat esitetyissä tuloksissa hieman pienemmät kuin järviruokokasvualustan ja se on tulosten perusteella hieman parempi korvaamaan ohranviljelyä suopelloilla. Tulosten perusteella voidaan sanoa, että kumpikin vaihtoehto on hyvä käyttömuoto kasvihuonekaasupäästöjen vähentämisen puolesta.



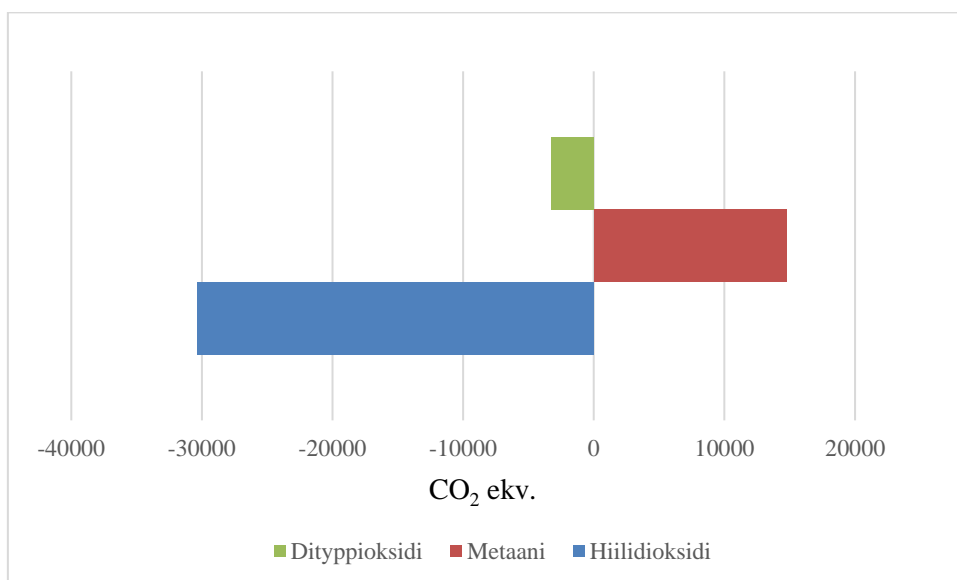
Kuva 7. Kuvassa x-akselilla näkyvät tuotteen päästöt hiilidioksidiekvivalentteina ja y-akselilla päästöjen jakautuminen. Laatikko, joka on kuvioiden sisällä, kertoo mihin 50% luvuista sijoittuu. Laatikon läpi menevä viiva on päästöjen mediaani. Kuvan akseli on katkaistu yksittäisten havaintojen poistamiseksi. Pisteitä oli yhteensä kummassakin kuvaajassa 2000 ja poistuneita pisteitä kummassakin 5.

Osmankäämieristelevyn kokonaispäästöistä CO₂:n osuus on -23936 kg, CH₄:n 500 kg CO₂ ekv ja N₂O:n -4009 kg CO₂ ekv (kuva 8). Inventaariossa arvioitu hiilijalanjälki on osmankäämieristelevyn osalta -27445 kg CO₂ ekv/ha. Osmankäämieristelevyllä päästöt koostuvat metaanista. Hiilidioksidin ja dityppioksidin osalta se on kokonaispäästöiltään nielu. Vaikutus johtuu siitä, että laskennassa vältetään ohranviljelyn päästöt, jotka ovat huomattavasti suurempia kuin osmankäämieristelevyn tai järviuokkasvualustan tuotannon päästöt.



Kuva 8. Osmankäämieristelevyn päästöjen osuudet kaasuittain.

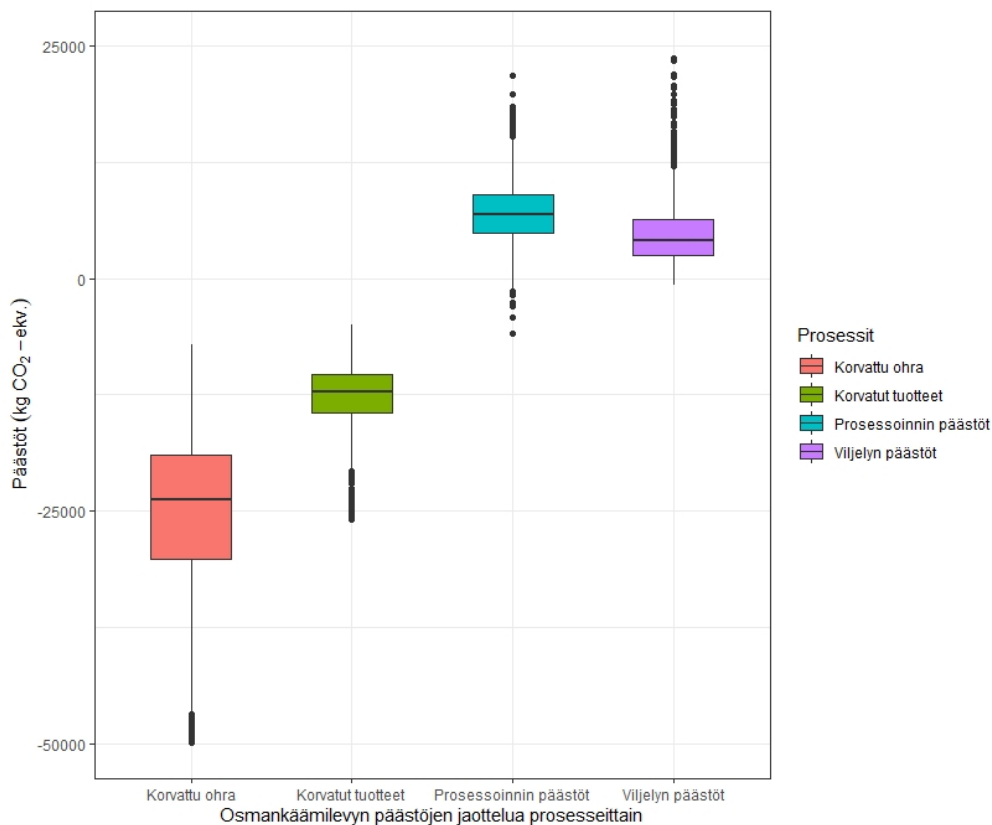
Järviruokokasvualustan kokonaispäästöistä hiilidioksidin osuus on -30378 kg, metaanin 14747 kg CO₂ ekv. ja dityppioksidin -3273 kg CO₂ (kuva 9). Inventaariossa arvioitu hiilijalanjälki on järviruokokasvualustan osalta -18742 kg CO₂ ekv. Järviruokokasvualustalla päästöt aiheutuvat metaanista. Hiilidioksidin ja dityppioksidin osalta se on kokonaispäästöiltään nielu.



Kuva 9. Järviruokokasvualustan päästöjen osuudet kaasuittain.

4.3.2 Prosesseissa muodostuvat kasvihuonekaasut

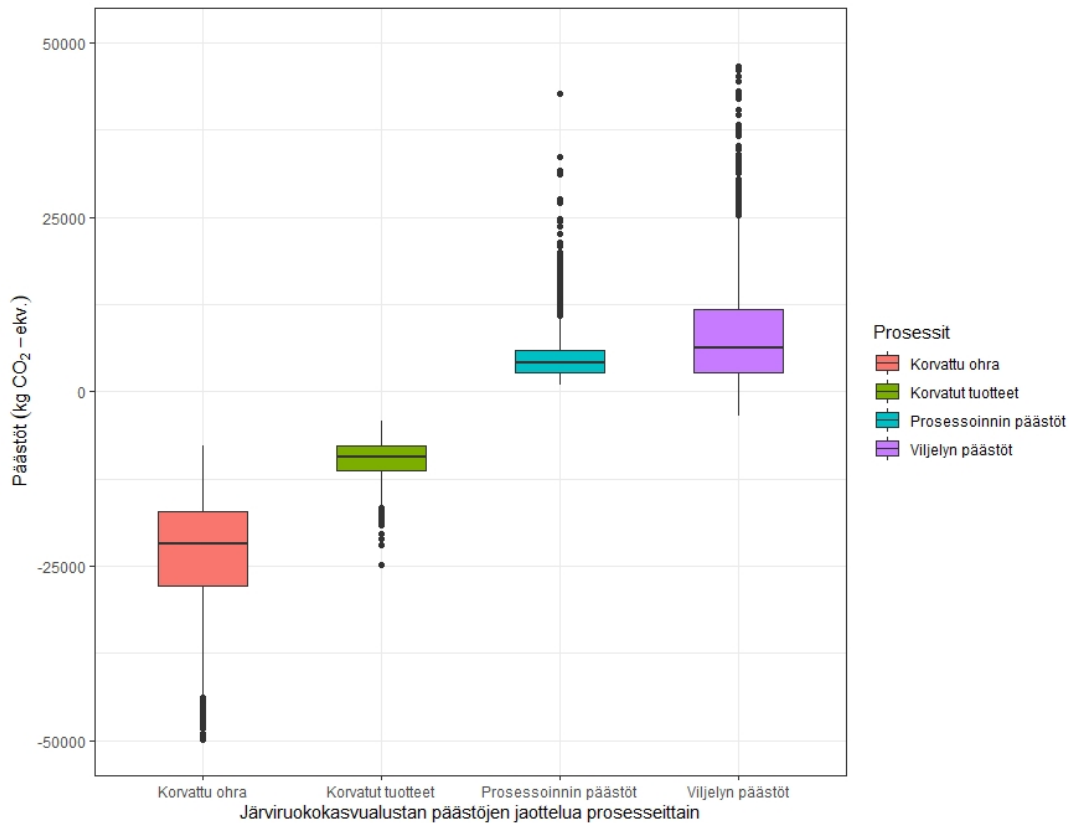
Kuvassa 10 osmankäämieristelevyn päästöt on jaoteltu päästöjen kannalta merkittävimpiin prosesseihin. Suurin osa hyödyistä syntyy tulosten perusteella ohran siirtymisestä (korvattu ohra) kivennäismaalle sekä korvatusta rakennustuotteesta. Korvatulla ohralla päästöjen vaihteluväli on suuri, kun taas korvatuilla tuotteilla vaihteluväli on pienempi. Osmankäämieristelevyn tuotannon vaiheista suurimmat toteutuneet kasvihuonekaasupäästöt aiheutuvat sen viljelystä ja tuotteen prosessoinnista. Vaihteluväli on prosessoinnissa ja viljelyssä lähes sama ja muutenkin päästöt ovat lähes samaa suuruusluokkaa. Negatiiviset päästöt ovat säästyneitä kasvihuonekaasupäästöjä.



Kuva 10. Osmankäämieristelevyn päästöt jaoteltuna prosesseittain. Päästöt on esitetty hiilidioksidiekvivalentteina. Kuvan akseli on katkaistu yksittäisten poikkeavien havaintojen poistamiseksi. Pisteitä oli yhteensä 2000 ja poistuneita pisteitä 42.

Kuvassa 11 on jaoteltu järviruokokasvualustan prosessin merkittävimmät päästölähteet. Merkittävimmät hyödyt tulisivat tulosten mukaan siirretystä ohranviljelystä (korvattu ohra) ja korvatusta tuotteesta samoin kuin osmankäämieristelevyn kohdalla. Korvatulla

ohranviljelyllä on suurempi vaihteluväli. Sen hyöty on ilmaston kannalta suurempi kuin korvattujen tuotteiden. Suurimmat päästölähteet ovat viljelyn ja prosessoinnin päästöt. Päästölähteinä ne ovat samaa suuruusluokkaa. Negatiiviset päästöt ovat säästyneitä kasvihuonekaasupäästöjä.

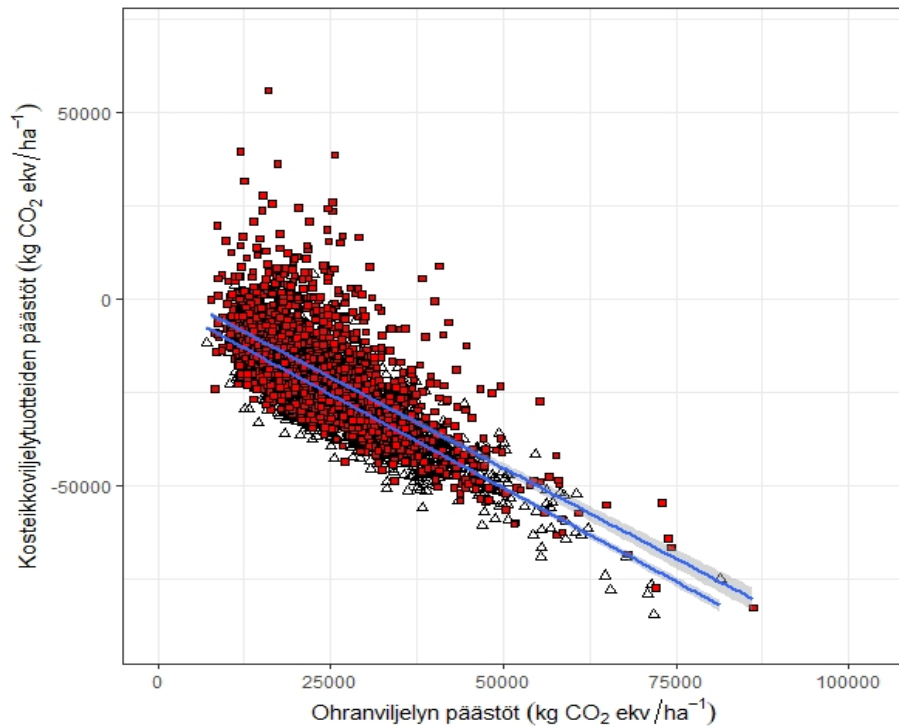


Kuva 11. Järviruo'on päästöjen jaottelua prosesseittain. Päästöt on esitetty hiilidioksidiekvivalentteina. Kuvan akseli on katkaistu yksittäisten poikkeavien havaintojen poistamiseksi. Pisteitä oli yhteensä 2000 ja poistuneita pisteitä yhteensä 35.

4.3.3 Kosteikkoviljelytuotteiden ja ohranviljelyn päästöjen korrelaatio

Eristelevyn ja kasvualustan päästöt korreloivat negatiivisesti ohranviljelyn päästöjen kanssa kuvassa 12. Suuri negatiivinen korrelaatio johtuu siitä, että ohranviljelyn päästöt ovat positiiviset (päästölähde) ja kosteikkoviljelytuotteiden negatiiviset (hiilinielu). Mitä isompi ero päästöjen välillä on, sitä jyrkempi kuvaajan käyrä on. Korrelaation selitysasteeksi osmankäämieristelevylle $R^2 = 0,74^{***}$ ja järviruokakasvualustalle $R^2 = 0,44^{***}$. Selitysasteesta voidaan todeta, että 74 % osmankäämieristelevyn päästöjen vaihtelusta voidaan selittää ohranviljelyn kokonaispäästöjen vaihtelulla. Järviruokakasvualustalla puolestaan 44 % päästöjen vaihtelusta voidaan selittää

ohranviljelyn kokonaispäästöjen vaihtelulla. Selitysaste oli korkea ja tilastollinen merkitsevyys merkittävä.

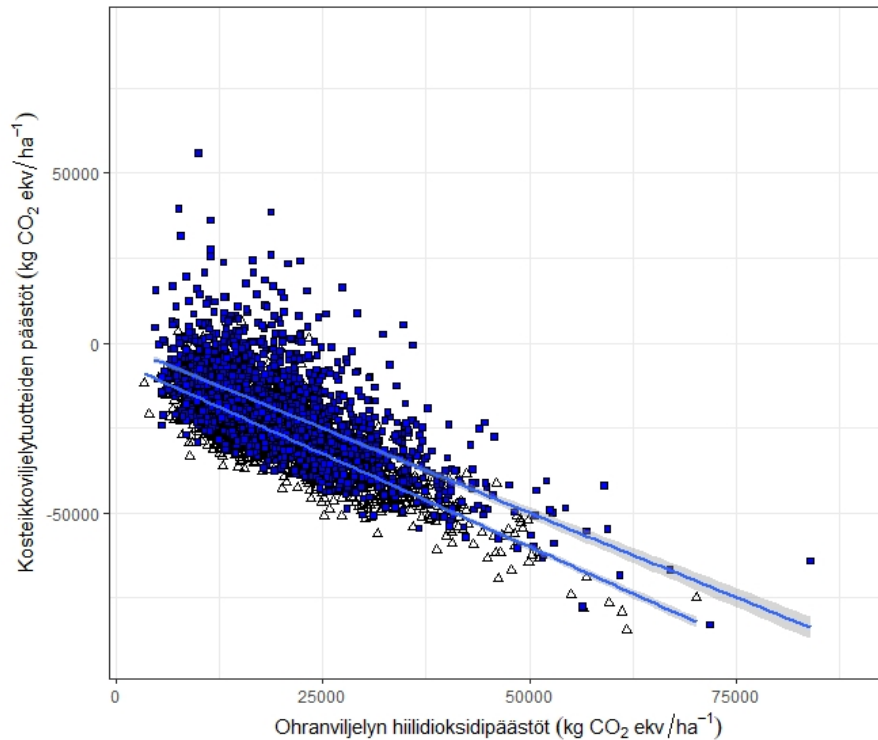


Kuva 12. Kosteikkoviljelytuotteilla ja ohranviljelyn päästöillä on negatiivinen korrelaatio. Kuvassa valkoinen pistejoukkoon osmankäämieristelevyn ja punainen järviruokokasvualustan päästöt. Kuvan akseli on katkaistu yksittäisten havaintojen poistamiseksi. Pisteitä oli yhteensä 2000 ja poistuneita pisteitä 2.

Kosteikkoviljelytuotteilla on negatiivinen korrelaatio myös pelkän ohranviljelyn hiilidioksidipäästöjen kanssa. Koska kosteikkoviljelytuotteiden hiilijalanjäljet ovat negatiivisia ja ohranviljelyn hiilidioksidipäästöt ovat positiiviset (päästölähde), on korrelaatio kummankin kosteikkoviljelytuotteen kohdalla negatiivinen verrattuna ohranviljelyyn. Suurin osa epävarmuudesta ja myös ilmastovaikutuksesta oli peräisin hiilidioksidipäästöistä (Kuva 13). Selitysaste pelkästään hiilidioksidipäästöihin nähden oli korkea osmankäämille $R^2 = 0,72^{***}$ ja järviruokokasvualustalle $R^2 = 0,42^{***}$. Selitysasteen perusteella 72 % osmankäämieristelevyn päästöjen vaihtelusta voidaan selittää ohranviljelyn hiilidioksidipäästöjen vaihtelulla. Järviruokokasvualustalla 42 %

päästöjen vaihtelusta voidaan selittää ohranviljelyn hiilidioksidipäästöjen vaihtelulla. Selitysaste oli kummallakin korkea ja tilastollinen merkitsevyys merkittävä.

Kuvaajasta oli myös havaittavissa, että vaikka ohranviljelyn päästöt olisivat hyvin pienet tai vaikka ne jätettäisiin kokonaan huomiotta, kosteikkoviljelytuotteet olisivat suurella todennäköisyydellä ilmastoneutraaleja (ts. hiilijalanjälki 0).



Kuva 13. Kosteikkoviljelytuotteilla ja ohranviljelyn hiilidioksidipäästöillä on negatiivinen korrelaatio. Valkoinen pistejoukko on osmankäämieristelevyn ja sininen järviruokokasvualustan päästöt. Kuvan akseli on katkaistu yksittäisten havaintojen poistamiseksi. Pisteitä oli yhteensä 2000 ja poistuneita pisteitä 2.

5. Tulosten tarkastelu

Kosteikkoviljelytuotteiden elinkaariarviointia ei ole tehty aiemmin osmankäämieristelevyn ja järviruokokasvualustan osalta, sillä kosteikkoviljely on viljelymuotona vielä uusi. Järviruo'on niittämisestä ja hyötykäytöstä on tehty yksi elinkaariarviointitutkimus (Myllyviita ym. 2015). Lisäksi hain tietoa järviruo'on elinkaariarvioinnista Google scholar:ssa hakusanoilla "Phragmites australis Life cycle

assessment” ja “Phragmites australis LCA”. Hakusanoilla löytyi yksi tutkimus Kiinasta, jossa arvioitiin järviruokopohjaisen bioetanolin elinkaarta (Shuai ym. 2016). Tein osmankäämille samanlaisen haun Google scholar:ssa hakusanoilla ”Typha latifolia LCA” ja ”Life cycle assessment Typha latifolia”. Osmankäämille tehdyillä hauilla ei löytynyt yhtäkään elinkaariarvioinnin artikkelia.

5.1 Kosteikkopeltopäästön vaikutus tuoteketjussa

Molempien kosteikkoviljelytuotteiden viljelypäästöjen osuus oli huomattava tuoteketjussa (kuvat 10 ja 11). Osmankäämieristelevyillä suurimmat päästöt syntyivät prosessoinnista ja toiseksi suurimmat viljelystä. Ero prosessivaiheiden välillä johtui prosessoinnissa esiintyvien tehtaan koneiden suurista hiilidioksidi- ja metaanipäästöistä. Viljelyn päästöihin verrattuna koneiden hiilidioksidi- ja metaanipäästöt olivat yli kaksinkertaiset. Osmankäämin viljelystä puuttui kuitenkin turvepellon vettämisen tiedot, joten todellisuudessa viljelyn päästöt olisivat voineet olla hieman suuremmat.

Järviruokokasvualustalla suurimmat päästöt syntyivät sen viljelystä ja prosessoinnista. Toisin kuin osmankäämieristelevyillä järviruokokasvualustalla viljelyn päästöt olivat suuremmat kuin prosessoinnin päästöt. Tämä johtui järviruo'on viljelyssä esiintyvistä suurista metaanipäästöistä. Viljelyssä esiintyneitä suuria metaanipäästöjä voidaan selittää korkealla vedenpinnan tasolla ja lämpötilalla (Karki ym. 2014).

5.2 Tuotteiden hiilijalanjäljet

Osmankäämieristelevyn ja järviruokokasvualustan hiilijalanjäljessä vaihtelua oli jonkin verran (kuva 7). Kuitenkin epävarmuus vaihtoehtojen paremmuuden välillä oli pienempi, koska molemmat hiilijalanjäljet riippuivat korvatun ohranviljelyn päästöistä (kuvat 12 ja 13). Osmankäämieristelevyillä kokonaispäästöt olivat kuitenkin pienemmät kuin järviruokokasvualustalla. Järviruokokasvualustalla metaanipäästöt olivat merkittävästi suuremmat kuin osmankäämieristelevyillä (kuvat 8 ja 9), jonka takia osmankäämin viljely voisi olla parempi viljelymuoto kuin järviruo'on viljely. Hiilidioksidin ja dityppioksidin osalta päästöjen erot eivät olleet niin suuret ja järviruokokasvualusta on jopa hiilidioksidinieneluna suurempi kuin osmankäämieristelevy.

Hiilijalanjälki määritettiin inventaarion perusteella karakterisoimalla peltohehtaarin päästöt ilmastovaikutukseksi lämmityspotentialilla kertomalla. Ilmastovaikutukset

määritettiin 100 vuoden aikajänteelle. Hyvin suurella todennäköisyydellä kosteikkoviljelytuotteiden hiilijalanjälki oli negatiivinen eli ne hidastivat ilmastonmuutosta (kuva 7). Lisäksi negatiivinen korrelaatio ohranviljelyn päästöjen ja kosteikkoviljelytuotteiden välillä osoittaa, että kosteikkoviljelytuotteita valmistamalla voitaisiin vähentää kasvihuonekaasupäästöjä merkittävästi (kuva 12). Tulosten perusteella voidaan todeta, että molemmat kosteikkoviljelyvaihtoehdot olivat ilmaston kannalta parempia kuin ohranviljely turvepelloilla.

5.3 Hiilineutraaliuteen pääseminen

Pääsääntöisesti ilmastonmuutoshyödyt syntyivät turvepelloilta pois siirretystä ohranviljelystä ja korvatuista tuotteista (kuvat 10 ja 11). Päästöt puolestaan syntyivät prosessoinnista ja viljelystä. Kuitenkin verrattuna kosteikkoviljelyn päästöjä ohranviljelyn päästöihin ovat ne huomattavasti matalammat. Kosteikkoviljelyllä ja siihen soveltuvilla kasveilla voidaan siis madaltaa kasvihuonekaasupäästöjä turvepelloilla, mutta ei välttämättä päästä hiilineutraaliuteen. Toisaalta kasvihuonekaasupäästöjen vaihteluväli oli inventaariossa suuri ja osassa tutkimuksia kosteikkoalueet olivat päästöjen nieluja. Osa kirjallisuuden kosteikkoalueista oli hiilinieluja, joten mielenkiintoista olisi voidaanko samat olosuhteet toistaa kosteikkoviljelyssä, jotta päästäisiin hiilineutraaliuteen.

Ohranviljely siirrettiin turvepelloilta kivennäismaille, jotta turvepeltojen päästöjä saataisiin madallettua. Siirtäminen voi olla kuitenkin haastavaa, sillä todennäköisesti ohraa on alettu viljellä turvepelloilla, koska sopivia kivennäismaita ei ole ollut viljeltäviksi. Hyödyt olivat osmankäämieristelevyllä suuremmat kuin järviruokokasvualustalla, kun huomioidaan rakennuslevyn hiilivaraston pysyvyys. Osmankäämieristelevyn käyttöikä voi olla useita vuosia tai jopa vuosikymmeniä, kun taas järviruokokasvualustalla käyttöikä olisi vuodesta muutamaan vuoteen.

5.4 Herkkyystarkastelu ja tutkimuksen epävarmuudet

Herkkyystarkastelussa selvitettiin, mille muuttujille vertailu on herkkä eli mitkä yksittäiset prosessit vaikuttavat eniten kokonaispäästöihin. Tulokset laskettiin tuottamalla Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin eri syöttömuuttujien ja tulosmuuttujien välillä. Osmankäämieristelevyllä eniten herkkyteen vaikuttavat yksittäiset muuttujat eli ne, joilla olivat suurimmat Spearmanin järjestyskorrelaation tulokset, olivat korvattu

ohranviljely (0,86) ja ohranviljelyn CO₂-päästöt (-0,85). Muita merkittäviä yksittäisiä prosesseja, jotka erottuvat selvästi positiivisina olivat osmankäämin viljelyn päästöt (0,33), osmankäämin prosessoinnin päästöt (0,29) ja korvatut tuotteet (0,28).

Järviruo'olla eniten herkkyyteen vaikuttivat ja selkeimmin erottuneet yksittäiset muuttujat olivat Järviruo'on viljelyn kokonaispäästöt (0,69), Järviruo'on viljelyn CH₄-päästöt (0,66) ja korvattu ohranviljely (0,64). Muita selkeästi erottuvia kokonaispäästöihin vaikuttavia yksittäisiä prosesseja olivat ohranviljelyn CO₂-päästöt (-0,62), järviruo'on prosessoinnin päästöt (0,26) ja turvealustan päästöt (0,21).

Eniten kokonaispäästöihin vaikuttavilla muuttujilla epävarmuuskertoimet olivat korkeat, joten päämuuttujien osalta tulos on epävarmaa kummallakin kosteikkoviljelytuotteella. Ohran CH₄-päästöillä epävarmuuskerroin oli valtava verrattuna muihin. Yksittäisenä muuttujana ohran CH₄-päästöillä ei kuitenkaan ole suurta merkitystä, koska päästöt ovat niin vähäisiä ohranviljelypelloilla.

Johtopäätösten herkkyyttä ohranviljelylle testattiin tekemällä korrelaatio ohranviljelyn päästöjen ja tuotteiden kokonaishiilijalanjäljen välille (kuva 12). Tulokset olivat herkkiä oletuksille siitä, että kosteikkoviljely syrjäyttäisi onnistuneesti ohrantuotantoa, joka siirtyisi kivennäismaille.

Suurimmat epävarmuuslähteet olivat kosteikkoviljelyn syrjäyttämän ohranviljelyn päästöt, jotka laskettiin tässä tuotteelle hyvitettyiksi, sekä kosteikkoviljelyn päästöt. Epävarmuus on kuitenkin pääosin sama molemmille tuoteketjuille, joten osmankäämieristelevy vaikuttaa paremmalta vaihtoehdolta useimmissa simulaatioissa (kuvat 12 ja 13).

Kosteikkoviljelystä saatavien tuotteiden inventaariotietoja ei ole juurikaan tutkittu ja siksi niitä on jouduttu arvailemaan, joten tästä johtuen tutkimus pitää sisällään useita virhelähteitä. Kasvihuonekaasut ja satotasot vaihtelevat kosteikkoviljelykasveilla paljon, ja koska kirjallisuudesta löydetty arvot ovat pääosin etelämpää kuin Suomi, ovat arvot lähinnä suuntaa antavia. Kasvihuonekaasujen mittausmenetelmät erosivat tutkimuksissa toisistaan, joka voi lisätä tulosten epävarmuutta. Kaikkiin elinkaaren vaiheisiin ei löydetty päästötietoja ja niitä jouduttiin soveltamaan samantyyppisistä tiedoista. Kosteikkoviljelmän perustamisen (vettämisen) kasvihuonekaasupäästöjä ei löytynyt lainkaan ja tämäkin tuo epävarmuutta tutkimukseen. Yleensä pois jätetyn

tuotantoprosessin virheen osuus on noin 30% (Lenzen 2000). Lisäksi monet elinkaariarviointiin saadut arvot on kerätty vain yhdestä lähteestä (Wernet ym. 2016). Myös yksittäiset mittausvirheet tutkimuksista kerätyistä arvoista ovat voineet tuoda tutkimukseen satunnaisvirheitä. Työn tutkimuskysymyksen kannalta kosteikkoviljelyn päästöt ja niihin liittyvä epävarmuus on huomattavasti suurempi epävarmuustekijä kuin tuotteiden valmistus, hiilivarasto ja niillä korvatut lopputuotteet.

5.5 Lisätutkimustarpeet

Kosteikkoviljelyä ja siitä saatavien tuotteiden elinkaarta on tutkittu melko vähän, sillä se on vielä varsin uusi menetelmä hyödyntää turvepeltoja. Osmankäämin ja järviruo'on kasvatuksesta tai päästöistä Suomen olosuhteissa ei löytynyt juuri ollenkaan tietoa. Laskelman lopputulos on herkkä oletuksille siirtyvän ohranviljelyn päästöihin liittyen. Epävarmuudet viljelypäästöissä ovat merkittäviä (kuvat 10 ja 11) ja niistä tarvitaan lisää tutkimustietoa, kuten myös hyvien viljelykäytäntöjen määrittämisestä. Jatkotutkimuksia olisi syytä kohdentaa kosteikkoviljelyn päästöihin sekä päästöjen vähentämisen keinoihin.

Kosteikkoviljelyolosuhteet tulisi selvittää Suomessa, sillä Keski-Euroopan lauhkean kasvillisuusvyöhykkeen kasvuolosuhteiden tietoja ei sellaisenaan voi hyödyntää boreaalisella kasvillisuusvyöhykkeellä. Prosessivaiheiden lisätutkimus Suomessa lisäisi elinkaariarvioinnin luotettavuutta. Varsinkin kasvihuonekaasujen osalta lisätutkimusta tarvitaan. Lisäksi erilaiset mittaustavoilla voitaisiin tuottaa toisiaan täydentäviä tuloksia. Myöskään kansainvälistä tutkimustietoa osmankäämi- tai järviruokoviljelmän perustamisesta aiheutuvista kasvihuonekaasupäästöistä (kuten uudelleen vettäamisen vaikutuksista päästöihin) ei ollut saatavilla.

Tulokset ovat herkkiä vedenpinnan korkeudelle, joten kosteikkoviljelyn käyttöönottamiseksi tarvittaisiin käytännön peltokokeita, jossa saataisiin selvitettyä viljelyn käytännön rajoitteet ja eri viljelytoimien vaikutukset päästöihin.

6. Johtopäätökset

Tutkimuksessa tutkittiin kahta kosteikkoviljelytuotetta: osmankäämieristelevyä ja järviruokokasvualustaa. Kummankin tuotteen hiilijalanjälki oli hyvin suurella

todennäköisyydellä negatiivinen eli ne olisivat hiilinieluja. Tästä voidaan päätellä, että korvaamalla ohranviljely kosteikkoviljelyllä ja valmistamalla kosteikkoviljelytuotteita voidaan päästä lähelle hiilineutraaliutta. Suurin osa kummankin tuoteketjun päästöistä syntyi niiden viljelystä, joten pelkällä kosteikkoviljelyllä ei voida päästä hiilineutraaliuteen. Ohranviljelyn siirtäminen pois turvepelloilta, vedenpinnan nostaminen ja ottamalla alue kosteikkoviljelykäyttöön alensi merkittävästi turvepeltojen kasvihuonekaasupäästöjä.

Kosteikkoviljelytuotteiden elinkaariarviointia ei ole tehty aiemmin, joten tässä tutkimuksessa saatiin uutta tietoa elinkaaren vaiheiden mahdollisista päästöistä. Työn tavoitteena oli tutkia osmankäämieristelevyn ja järviruokokasvualustan elinkaarisia kasvihuonekaasupäästöjä sekä vertailla tuotteiden hiilijalanjälkiä keskenään. Arvioinnin tekeminen on haastavaa, sillä lähtötietojen kattavuudessa oli merkittäviä puutteita ja tuloksia voidaan siten pitää suuntaa antavina. Työn perusteella osmankäämieristelevy osoittautui hieman paremmaksi vaihtoehdoksi, johtuen lähinnä järviruokon viljelyn suurista metaanipäästöistä.

Kaikki kasvihuonekaasupäästöjen ja satojen tiedot kerättiin kirjallisuudesta ympäri maailmaa borealiselta ja lauhkealta vyöhykkeeltä, joten kenttätutkimuksia kosteikkoviljelystä nimenomaan Suomesta tarvitaan. Tulevaisuudessa etenkin maatalouden päästöihin tullaan kiinnittämään erityisen paljon huomiota sekä Suomen että EU:n tasolla. Kosteikkoviljely voisi olla kestävä keino säilyttää turvepeltojen tuotantopalvelut ja samalla vähentää kasvihuonekaasupäästöjä turvepelloilla.

7. Kiitokset

Kiitokset pääsemisestä mukaan tutkimushankkeeseen kuuluvat professori Harri Vasanderille sekä erikoistutkija Tuomas Mattilalle. Heiltä sain neuvoja hyviä neuvoja koko prosessin ajan sekä palautetta ja ohjeita. Lisäksi haluan kiittää ryhmäpäällikköäni Sampo Soimakalliota hyvistä neuvoista ja kannustuksesta sekä ryhmäläisistäni erityisesti tutkija Suvi Lehtorantaa sekä tutkija Annika Johanssonia tuesta ja neuvoista graduprosessin aikana. Lopuksi haluan kiittää Suomen ympäristökeskusta mukavasta työilmapiiristä sekä perhettäni, avopuolisoani Teemua ja ystäviäni tuesta ja tsemppauksesta syksyn ja talven aikana. Tutkimus on osa SOMPA-hanketta ja olin palkattuna SYKE:llä Viikin toimipisteellä.

Lähteet:

- Abel, S., J. Couwenberg, T. Dahms, ja H. Joosten. 2013. The Database of Potential Paludiculture Plants (DPPP) and results for Western Pomerania. *Plant Diversity and Evolution*. 130.
- Afreen, F., S. M. A. Zobayed, J. Armstrong, ja W. Armstrong. 2007. Pressure gradients along whole culms and leaf sheaths, and other aspects of humidity-induced gas transport in *Phragmites australis*. *J Exp Bot*. 58(7):1651–1662.
- Askaer, L., B. Elberling, T. Friborg, C. J. Jørgensen, ja B. U. Hansen. 2011. Plant-mediated CH₄ transport and C gas dynamics quantified in-situ in a *Phalaris arundinacea*-dominant wetland. *Plant Soil*. 343(1):287–301.
- Audet, J., C. C. Hoffmann, P. M. Andersen, A. Baattrup-Pedersen, J. R. Johansen, S. E. Larsen, C. Kjaergaard, ja L. Elsgaard. 2014. Nitrous oxide fluxes in undisturbed riparian wetlands located in agricultural catchments: Emission, uptake and controlling factors. *Soil Biology and Biochemistry*. 68:291–299.
- van Beek, L., D. van den Berg, W. Zheng, X. Leng, M. Verhoog, ja E. B. Wesselink. 2015. *Cattail Production Chain Development in Northeast Friesland*. Knowledge Centre Northeast Friesland, Friesland, Netherlands. Saatavilla: <http://kenniswerkplaatsnoordoostfryslan.nl/uploads/files/Rapport-Better-Wetter-Lisdodde-2015.pdf>; last accessed October 25, 2019.
- Berg, M. van den, J. Ingwersen, M. Lamers, ja T. Streck. 2016. The role of *Phragmites* in the CH₄ and CO₂ fluxes in a minerotrophic peatland in southwest Germany. *Biogeosciences*. 13(21):6107–6119.
- Butterbach-Bahl, K., E. M. Baggs, M. Dannenmann, R. Kiese, ja S. Zechmeister-Boltenstern. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 368(1621):20130122.
- Ciroth, A., S. Muller, ja Weidema. 2012. Refining the pedigree matrix approach in ecoinvent. :88.

- Ciroth, A., S. Muller, B. Weidema, ja P. Lesage. 2016. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 21(9):1338–1348.
- Dawson, Q., C. Kechavarzi, P. B. Leeds-Harrison, ja R. G. O. Burton. 2010. Subsidence and degradation of agricultural peatlands in the Fenlands of Norfolk, UK. *Geoderma*. 154(3):181–187.
- Ding, W., Z. Cai, ja H. Tsuruta. 2004. Diel variation in methane emissions from the stands of *Carex lasiocarpa* and *Deyeuxia angustifolia* in a cool temperate freshwater marsh. *Atmospheric Environment*. 38(2):181–188.
- Don, A., B. Osborne, A. Hastings, U. Skiba, M. S. Carter, J. Drewer, H. Flessa, ym. 2012. Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *GCB Bioenergy*. 4(4):372–391.
- Duan, X., X. Wang, ja Z. Ouyang. 2006. Plant-Mediated CH₄ Emission from a Phragmites-Dominated Wetland in an Arid Region, China. *Journal of Freshwater Ecology*. 21(1):139–145.
- Evans, C. D., F. Renou-Wilson, ja M. Strack. 2016. The role of waterborne carbon in the greenhouse gas balance of drained and re-wetted peatlands. *Aquat Sci*. 78(3):573–590.
- Galambosi, B., ja K. Jokela. 2008. Yrttien viljely turvemaalla. P. 222–229 in *Suomi-suomaa*, Suoseura ry, Maahenki ry.
- Geber, U. 2002. Cutting frequency and stubble height of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.): influence on quality and quantity of biomass for biogas production. *Grass and Forage Science*. 57(4):389–394.
- Geurts, J., ja C. Fritz. 2018. *Paludiculture pilots and experiments with focus on cattail and reed in the Netherlands*.
- Granéli, W. 1989. Influence of standing litter on shoot production in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Aquatic Botany*. 35(1):99–109.

- Grønlund, A., A. Hauge, A. Hovde, ja D. P. Rasse. 2008. Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 81(2):157–167.
- Grönroos, J., J. Seppälä, S. Koskela, A. Kilpeläinen, P. Leskinen, A. Holma, J.-P. Tuovinen, ym. 2013. Life-cycle climate impacts of peat fuel: calculation methods and methodological challenges. *Int J Life Cycle Assess.* 18(3):567–576.
- Grosshans, R. 2014. Cattail (*Typha* spp.) biomass harvesting for nutrient capture and sustainable bioenergy for integrated watershed management. Saatavilla: <https://mspace.lib.umanitoba.ca/xmlui/handle/1993/23564>; last accessed September 19, 2019.
- Guinée, J. B., R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonamici, T. Ekvall, ja T. Rydberg. 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environ. Sci. Technol.* 45(1):90–96.
- Günther, A., V. Huth, M. Hoffmann, G. Jurasinski, K. Albrecht, J. Augustin, ja S. Glatzel. 2016. Paludiculture as a chance for peatlands and climate: case studies from three sites in northern Germany.
- Günther, A., V. Huth, G. Jurasinski, ja S. Glatzel. 2015. The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. *GCB Bioenergy.* 7(5):1092–1106.
- Hahn, J., S. Koehler, S. Glatzel, ja G. Jurasinski. 2015. Methane Exchange in a Coastal Fen in the First Year after Flooding - A Systems Shift. *PLoS One.* 10(10):e0140657.
- Hauschild, M. Z., R. K. Rosenbaum, ja S. I. Olsen, eds. 2018. *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Springer International Publishing, Charm, Switzerland. 1216 p.
- Herbst, M., T. Friberg, K. Schelde, R. Jensen, R. Ringgaard, V. Vasquez, A. G. Thomsen, ja H. Soegaard. 2013. Climate and site management as driving factors for the atmospheric greenhouse gas exchange of a restored wetland. *Biogeosciences.* 10(1):39–52.

- Hoffmann, C. Chr., B. Kronvang, ja J. Audet. 2011. Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands. *Hydrobiologia*. 674(1):5–24.
- Holden, J., P. J. Chapman, ja J. C. Labadz. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*. 28(1):95–123.
- Huttunen, J. T., H. Nykänen, J. Turunen, O. Nenonen, ja P. J. Martikainen. 2002. Fluxes of nitrous oxide on natural peatlands in Vuotos, an area projected for a hydroelectric reservoir in northern Finland. *Suo*. 53:87–96.
- IPCC. 2014. *Climate change 2014: synthesis report*. Pachauri, R.K., and L. Mayer (eds.) IPCC, Geneva, Switzerland. 151 p.
- Juottonen, H., A. Hynninen, M. Nieminen, T. T. Tuomivirta, E.-S. Tuittila, H. Nousiainen, D. K. Kell, K. Yrjälä, A. Tervahauta, ja H. Fritze. 2012. Methane-Cycling Microbial Communities and Methane Emission in Natural and Restored Peatlands. *Appl. Environ. Microbiol.* 78(17):6386–6389.
- Juutinen, S., J. Alm, T. Larmola, S. Saarnio, P. J. Martikainen, ja J. Silvola. 2004. Stand-specific diurnal dynamics of CH₄ fluxes in boreal lakes: Patterns and controls. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 109(D19) Saatavilla: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2004JD004782>; last accessed July 23, 2019.
- Kandel, T. P., P. E. Lærke, C. C. Hoffmann, ja L. Elsgaard. 2019. Complete annual CO₂, CH₄, and N₂O balance of a temperate riparian wetland 12 years after rewetting. *Ecological Engineering*. 127:527–535.
- Karki, S., L. Elsgaard, J. Audet, ja P. E. Laerke. 2014. Mitigation of greenhouse gas emissions from reed canary grass in paludiculture: effect of groundwater level. *Plant Soil*. 383(1–2):217–230.
- Karki, S., L. Elsgaard, T. P. Kandel, ja P. E. Laerke. 2016. Carbon balance of rewetted and drained peat soils used for biomass production: a mesocosm study. *GCB Bioenergy*. 8(5):969–980.

- Kekkonen, H., H. Ojanen, M. Haakana, A. Latukka, ja K. Regina. 2019. Mapping of cultivated organic soils for targeting greenhouse gas mitigation. *Carbon Management*. 10(2):115–126.
- Koch, S., G. Jurasinski, F. Koebsch, M. Koch, ja S. Glatzel. 2014. Spatial Variability of Annual Estimates of Methane Emissions in a *Phragmites Australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Dominated Restored Coastal Brackish Fen. *Wetlands*. 34(3):593–602.
- Krus, M., W. Theuerkorn, T. Großkinsky, ja H. Künzel. 2014. New load-bearing insulation material made of cattail. P. 1252–1260 in *NSB 2014 - 10th Nordic Symposium on Building Physics - Full Papers*, Building Physics, LTH, Lund University. Saatavilla: <http://lup.lub.lu.se/record/8147435>.
- Lamers, L. P. M., M. A. Vile, A. P. Grootjans, M. C. Acreman, R. van Diggelen, M. G. Evans, C. J. Richardson, ym. 2015. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*. 90(1):182–203.
- Landström, S., L. Lomakka, ja S. Andersson. 1996. Harvest in spring improves yield and quality of reed canary grass as a bioenergy crop. *Biomass and Bioenergy*. 11(4):333–341.
- Lenzen, M. 2000. Errors in Conventional and Input-Output—based Life—Cycle Inventories. *Journal of Industrial Ecology*. 4(4):127–148.
- Lim, S. L., L. H. Lee, ja T. Y. Wu. 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *Journal of Cleaner Production*. 111:262–278.
- Maddison, M., T. Muring, K. Remm, M. Lesta, ja Ü. Mander. 2009. Dynamics of *Typha latifolia* L. populations in treatment wetlands in Estonia. *Ecological Engineering*. 35(2):258–264.
- Mahmood, Md. S., ja M. Strack. 2011. Methane dynamics of recolonized cutover minerotrophic peatland: Implications for restoration. *Ecological Engineering*. 37(11):1859–1868.

- Maljanen, M., J. Hytonen, P. Makiranta, J. Alm, K. Minkkinen, J. Laine, ja P. J. Martikainen. 2007. Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environ. Res.* 12(2):133–140.
- Maljanen, M., B. D. Sigurdsson, J. Guomundsson, H. Oskarsson, J. T. Huttunen, ja P. J. Martikainen. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries - present knowledge and gaps. *Biogeosciences.* 7(9):2711–2738.
- Martikainen, P. J., H. Nykänen, P. Crill, ja J. Silvola. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature.* 366(6450):51.
- Mattila, T. 2007. Life Cycle Assessment Spreadsheet. Saatavilla: <http://sourceforge.net/projects/rlca/>. [katsottu 5.5.2020]
- Minke, M., J. Augustin, A. Burlo, T. Yarmashuk, H. Chuvashova, A. Thiele, A. Freibauer, V. Tikhonov, ja M. Hoffmann. 2016. Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation. *Biogeosciences.* 13:3945–3970.
- Moore, T. R., ja M. Dalva. 1993. The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. *Journal of Soil Science.* 44(4):651–664.
- Myllys, M. 2008. Soiden maatalouskäyttö. P. 138–143 in *Suomi-suomaa*, Suoseura ry, Maahenki ry.
- Myllys, M., ja S. Soini. 2008. Suot maanviljelyssä. P. 93–95 in *Suomi-suomaa*, Suoseura ry, Maahenki ry.
- Myllyviita, T., T. Mattila, ja P. Leskinen. 2015. *Järviruo'on niittäminen ja hyötykäyttö – Elinkaariarviointi ympäristövaikutuksista*. Suomen ympäristökeskus. Saatavilla: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/155660>; last accessed May 11, 2020.
- Nilsson, M., J. Sagerfors, I. Buffam, H. Laudon, T. Eriksson, A. Grelle, L. Klemedtsson, P. Weslien, ja A. Lindroth. 2008. Contemporary carbon

- accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire – a significant sink after accounting for all C-fluxes. *Global Change Biology*. 14(10):2317–2332.
- Nykanen, H., J. Alm, K. Lang, J. Silvola, ja P. J. Martikainen. 1995. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a Virgin Fen and a Fen Drained for Grassland in Finland. *Journal of Biogeography*. 22(2/3):351–357.
- Pahkala, K., ja M. Pihala. 2000. Different plant parts as raw material for fuel and pulp production. *Industrial Crops and Products*. 11(2):119–128.
- Pijlman, J., J. Guerts, R. Vroom, M. Bestman, C. Fritz, ja N. van Eekeren. 2019. The effects of harvest date and frequency on the yield, nutritional value and mineral content of the paludiculture crop cattail (*Typha latifolia* L.) in the first year after planting. *Mires and Peat*. (25):1–19.
- Pohjala, M. 2014. Mika on energia- ja kasvuturpeen elinkaaren vaikutus? Master's thesis, University of Helsinki. Saatavilla: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:hulib-201507212281>; last accessed May 10, 2020.
- Prochnow, A., M. Heiermann, M. Plöchl, B. Linke, C. Idler, T. Amon, ja P. J. Hobbs. 2009. Bioenergy from permanent grassland – A review: 1. Biogas. *Bioresource Technology*. 100(21):4931–4944.
- Regina, K., H. Nykänen, J. Silvola, ja P. J. Martikainen. 1996. Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry*. 35(3):401–418.
- Reinikainen, O., K. Pahkala, ja M. Suominen. 2008. Suopohjien viljely. P. 217–221 in *Suomi-suomaa*, Suoseura ry, Maahenki ry.
- Saarnio, S., K. Minkkinen, M. Maljanen, ja J. Laine. 2008. Soiden hiilitaseet ja kasvihuonekaasujen vaihto. P. 56–66 in *Suomi-suomaa*, Suoseura ry, Maahenki ry.
- Schulz, K., T. Timmermann, P. Steffenhagen, S. Zerbe, ja M. Succow. 2011. The effect of flooding on carbon and nutrient standing stocks of helophyte biomass in rewetted fens. *Hydrobiologia*. 674(1):25–40.

- Shuai, W., N. Chen, B. Li, D. Zhou, ja J. Gao. 2016. Life cycle assessment of common reed (*Phragmites australis* (Cav) Trin. ex Steud) cellulosic bioethanol in Jiangsu Province, China. *Biomass and Bioenergy*. 92:40–47.
- Suh, S., ja G. Huppes. 2005. Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production*. 13(7):687–697.
- Tanneberger, F., ja W. Wichtmann, eds. 2011. *Carbon credits from peatland rewetting. Climate - biodiversity - land use*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, Germany.
- Tiemeyer, B., E. A. Borraz, J. Augustin, M. Bechtold, S. Beetz, C. Beyer, M. Drösler, ym. 2016. High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology*. 22(12):4134–4149.
- Tilastokeskus. Suomenkielinen raportti. Saatavilla:
https://tilastokeskus.fi/tup/khkinv/khkaasut_suominir.html; last accessed [katsottu 12.2.2020].
- Turunen, J. 2008. Suopinta-alan ja hiilivarastojen muutokset. P. 67–75 in *Suomi-suomaa*, Suoseura ry, Maahenki ry.
- Van der Nat, F.-J., ja J. J. Middelburg. 2000. Methane emission from tidal freshwater marshes. *Biogeochemistry*. 49(2):103–121.
- Wang, J., Z. Hu, X. Xu, X. Jiang, B. Zheng, X. Liu, X. Pan, ja P. Kardol. 2014. Emissions of ammonia and greenhouse gases during combined pre-composting and vermicomposting of duck manure. *Waste Management*. 34(8):1546–1552.
- Wernet, G., C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz, ja B. Weidema. 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int J Life Cycle Assess*. 21(9):1218–1230.
- Whiting, G. J., ja J. P. Chanton. 1996. Control of the diurnal pattern of methane emission from emergent aquatic macrophytes by gas transport mechanisms. *Aquatic Botany*. 54(2):237–253.

Wichmann, S. 2017. Commercial viability of paludiculture: A comparison of harvesting reeds for biogas production, direct combustion, and thatching. *Ecological Engineering*. 103:497–505.

Wichtmann, W., C. Schröder, ja H. Joosten. 2016. Paludiculture - productive use of wet peatlands. s. 3-20, 21-57, 79-108. Saatavilla:
<https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510652839>; last accessed August 2, 2019.

Wild, U., T. Kamp, A. Lenz, S. Heinz, ja J. Pfadenhauer. 2001. Cultivation of *Typha* spp. in constructed wetlands for peatland restoration. *Ecological Engineering*. 17(1):49–54.

Wilson, D., D. Blain, J. Couwenberg, C. D. Evans, D. Murdiyarso, S. E. Page, F. Renou-Wilson, ym. 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires Peat*. 17:UNSP 04.

Internet-lähteet:

<https://www.matojamulta.com/tuoteryhma/1298055> [katsottu 1.2.2020]

Suulliset lähteet:

Mattila, T. Suullinen, 2020 tiedonanto.

Liitteet:

Liite 1. Epävarmuustarkastelussa käytetyt sanalliset selitykset liitteen 2 arvoille (Ciroth ym. 2016).

Indicator score	1	2	3	4	5 (default)
Reliability	Verified ³ data based on measurements ⁴	Verified data partly based on assumptions or non-verified data based on measurements	Non-verified data partly based on qualified estimates	Qualified estimate (e.g. by industrial expert)	Non-qualified estimate
Completeness	Representative data from all sites relevant for the market considered, over an adequate period to even out normal fluctuations	Representative data from >50% of the sites relevant for the market considered, over an adequate period to even out normal fluctuations	Representative data from only some sites (<<50%) relevant for the market considered or >50% of sites but from shorter periods	Representative data from only one site relevant for the market considered or some sites but from shorter periods	Representativeness unknown or data from a small number of sites and from shorter periods
Temporal correlation	Less than 3 years of difference to the time period of the dataset	Less than 6 years of difference to the time period of the dataset	Less than 10 years of difference to the time period of the dataset	Less than 15 years of difference to the time period of the dataset	Age of data unknown or more than 15 years of difference to the time period of the dataset
Geographical correlation	Data from area under study	Average data from larger area in which the area under study is included	Data from area with similar production conditions	Data from area with slightly similar production conditions	Data from unknown or distinctly different area (North America instead of Middle East, OECD-Europe instead of Russia)
Further technological correlation	Data from enterprises, processes and materials under study	Data from processes and materials under study (i.e. identical technology) but from different enterprises	Data from processes and materials under study but from different technology	Data on related processes or materials	Data on related processes on laboratory scale or from different technology

Liite 2. Epävarmuustarkasteluun käytetyt numeeriset arvot (Ciroth ym. 2016).

Table 6 Summary of tentative uncertainty factors for all pedigree matrix indicators, as GSD

Indicator score	1	2	3	4	5
Reliability	1	1.54 ^a	1.61	1.69	(n.a.)
Completeness	1	1.03	1.04	1.08	(n.a.)
Temporal correlation	1	1.03	1.10	1.19	1.29
Geographical correlation	1	1.04	1.08	1.11	(n.a.)
Further technological correlation	1	1.18	1.65	2.08	2.80

^a Interim

Liite 3. Peruskertoimen valitsemiseen käytetyt arvot (Ciroth ym. 2012).

input / output group	c	p	a	input / output group	c	p	a
demand of:				pollutants emitted to air:			
thermal energy, electricity, semi-finished products, working material, waste treatment services	1.05	1.05	1.05	CO ₂	1.05	1.05	
transport services (tkm)	2.00	2.00	2.00	SO ₂	1.05		
Infrastructure	3.00	3.00	3.00	NM VOC total	1.50		
resources:				NO _x , N ₂ O	1.50		1.40
primary energy carriers, metals, salts	1.05	1.05	1.05	CH ₄ , NH ₃	1.50		1.20
land use, occupation	1.50	1.50	1.10	individual hydrocarbons	1.50	2.00	
land use, transformation	2.00	2.00	1.20	PM>10	1.50	1.50	
pollutants emitted to water:				PM10	2.00	2.00	
BOD, COD, DOC, TOC, Inorganic compounds (NH ₄ , PO ₄ , NO ₃ , Cl, Na etc.)		1.50		PM2.5	3.00	3.00	
individual hydrocarbons, PAH		3.00		polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)	3.00		
heavy metals		5.00	1.80	CO, heavy metals	5.00		
pesticides			1.50	inorganic emissions, others		1.50	
NO ₃ , PO ₄			1.50	radionuclides (e.g., Radon-222)		3.00	
pollutants emitted to soil:							
oil, hydrocarbon total		1.50					
heavy metals		1.50	1.50				
pesticides			1.20				