

# Turvetta korvaavien kuivikemateriaalien ilmastovaikutukset

Suvi Lehtoranta, Annika Johansson, Tanja Myllyviita,  
Juha Grönroos, Katariina Manni



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 51 / 2021

# Turvetta korvaavien kuivikemateriaalien ilmastovaikutukset

**Suvi Lehtoranta, Annika Johansson, Tanja Myllyviita,  
Juha Grönroos ja Katariina Manni**



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 51 | 2021

Suomen ympäristökeskus

Kulutuksen ja tuotannon keskus

Kirjoittajat: Suvi Lehtoranta<sup>1)</sup>, Annika Johansson<sup>1)</sup>, Tanja Myllyviita<sup>1)</sup>,  
Juha Grönroos<sup>1)</sup>, Katariina Manni<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Suomen ympäristökeskus

<sup>2)</sup> Luonnonvarakeskus

Vastaava erikoistoimittaja: Ari Nissinen

Rahoittaja/toimeksiantaja: (Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma)

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)

Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Taitto: Suvi Lehtoranta ja Annika Johansson

Kannen kuva: Annika Johansson

Julkaisu on saatavana veloituksetta internetistä: [www.syke.fi/julkaisut](http://www.syke.fi/julkaisut) | [helda.helsinki.fi/syke](http://helda.helsinki.fi/syke)

ISBN 978-952-11-5454-6 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

Julkaisuvuosi: 2021

## Tiivistelmä

### Turvetta korvaavien kuivikemateriaalien ilmastovaikutukset

Turpeen kuivikekäytön ilmastovaikutukset eivät merkittävästi poikkea turpeen energiahyödyntämisen vaikutuksista, joten ilmastosyistä turpeen kuivikekäyttöä tulee vähentää ja tilalle tarvitaan pienemmän ilmastovaikutuksen omaavia tuotteita. Myös turpeen saatavuuden arvioidaan heikentyvän ja hinnan nousvan jo lähitulevaisuudessa energiaturpeen käytön vähenemisen seurauksena. Kotieläintilat tarvitsevat kuiviketurpeen tilalle nopeasti vaihtoehtoja. Ratkaisuja etsittiin Euroopan maaseudun kehittämisen maatalousrahaston rahoittamassa Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit (TURVEKE 2019-2021) -hankkeessa, jossa tutkittiin turpeelle vaihtoehtoisten kuivikemateriaalien ominaisuuksia ja käytettävyyttä. Tilakokeisiin valittujen kuivikemateriaalien – turve, rahkasammal, järviruokosilppu, ruokohelpisilppu ja -pelletti, puupohjainen murukuivike ja tekstiilibriketti – tuotannolle laskettiin hiilijalanjälki. Hiilijalanjälkilaskennan rajaukset, käytetty tausta-aineisto ja tulokset on esitetty tässä raportissa.

Tutkimuksen tulokset osoittavat, että lähes kaikkien tutkittujen materiaalien hiilijalanjälki oli turvetta pienempi, mutta huomattavaa vaihtelua esiintyi materiaalien tuotantotavasta ja käytetyistä laskentaoletuksista riippuen. Mitatun tutkimustiedon niukkuus ja erot raaka-aineiden lähteissä, ominaisuuksissa sekä tuotantotavoissa aiheuttivat tuloksiin epävarmuutta, jota on syytä vähentää jatkotutkimuksilla.

Tutkituista kuivikemateriaaleista järviruokosilpun hiilijalanjäljen arvo oli negatiivinen, eli sen käytöllä voidaan vähentää kasvihuonekaasupäästöjä. Myös tekstiilibriketin, kivennäismaalla viljellyn ruokohelven ja rahkasammaleen hiilijalanjäljet osoittautuivat turvetta pienemmiksi. Puupohjaisen murukuivikkeen hiilijalanjälki oli sen sijaan turvetta suurempi valitulla lähestymistavalla tarkasteltuna. Ruokohelven hiilijalanjälki puolestaan vaihtelee merkittävästi riippuen mm. pellon maalajista, satotastosta ja juurimassan osuudesta.

Kun kuivikkeena käytetään uusiutuvaa biomassaa, aiheuttaa sen tuotanto, korjuu ja hyödyntäminen muutoksia ekosysteemien hiilitaseisiin sekä maaperäpäästöihin. Tätä kutsutaan maankäytön vaikutukseksi, ja sen merkitys on suuri näiden materiaalien tuotannossa. Maankäytön päästöjen arviointiin liittyy kuitenkin suurta vaihtelua sekä epävarmuuksia tutkimustiedon niukkuuden takia.

Kuivikemateriaalien prosessointi ja kuljettaminen osoittautuivat kokonaisuudessa vaikutuksiltaan vähäisiksi. Näin ollen erityisesti kierrätysmateriaalien sekä erilaisten sivutuotteiden jalostaminen kuivikekäyttöön voisi olla ilmastovaikutusten kannalta kannattavaa. Jalostamisella voidaan myös parantaa materiaalien soveltuvuutta kuivikkeeksi sekä varmistaa niiden hygieenisuus ja turvallisuus.

Kuivikemateriaalien ominaisuudet vaikuttavat käyttömäärien lisäksi myös esimerkiksi typen haihtumiseen ammoniakkinä ja nesteen pidätyskykyyn. Myös lannasta muodostuvat metaanipäästöt voivat vaihdella kuivikelajin mukaan. Näitä ei laskennassa huomioitu tutkimustiedon puutteen vuoksi. Jotta turvetta korvaavilla materiaaleilla voidaan saavuttaa riittävät kuivikeominaisuudet ja taata niiden saatavuus, on selvää, että tarvitaan useita eri raaka-aineita sekä niiden seoksia. Uusien kuivikkeiden tulee myös mahdollistaa kuivikelannan ravinteiden hyödyntäminen.

Uusien kuivikemateriaalien tuotanto aiheuttaa muutoksia raaka-aineiden hyödyntämisessä sekä vaikuttaa siten myös vallitseviin tuotantorakenteisiin. Siten hiilijalanjälki ei yksinään kuvaa tuotteen tuotannon ilmastovaikutuksia riittävästi, vaan tulisi arvioida myös, millaisia seurausvaikutuksia uusien materiaalien tuotanto ilmastolle aiheuttaa. Muut ympäristövaikutukset, kuten vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen ja vesistöihin, tulee myös sisällyttää arviointiin. Parhaimmillaan turvetta korvaavat kuivikemateriaalit voivat tuoda uusia työpaikkoja, tukea kiertotaloutta ja hillitä ilmastonmuutosta.

**Asiasanat:** ilmastovaikutukset; hiilijalanjälki; kuivikkeet; kotieläimet; maatilat; tuotantoeläimet; turve; kierrätys; maankäyttö

## Sammandrag

### Klimatpåverkan av alternativa bäddmaterial för torv

Klimatkonsekvenserna av att använda torv som bäddmaterial för djur skiljer sig inte nämnvärt från torvförbränning, så av klimatskäl måste användningen av torv som strö för djur minskas och ersättas med produkter med lägre koldioxidavtryck. Tillgången på torv förväntas också minska och priset stiga inom en snar framtid på grund av minskad användning av energitorv. Tamdjurgårdar behöver akut alternativ till bäddtorv. Lösningar söktes i den europeiska jordbruksfonden för landsbygdsutvecklings (EJFLU) finansierade Förnybara bäddmaterial för att ersätta användning av torv (TURVEKE 2019-2021) - projektet, som undersökte egenskaperna och användbarheten hos alternativa bäddmaterial till torv. Ett koldioxidavtryck beräknades för produktionen av bäddmaterial som valts ut för fältförsöken - torv, sphagnummossa, strimlat sjöväss (*Phragmites australis*), flis och pellets av rörflen (*Phalaris arundinacea*), träbaserat pellets och textila briketter. Gränserna för beräkningen, det bakgrundsmaterial som används och resultaten presenteras i denna rapport.

Resultaten av studien visar att nästan alla studerade materialen hade ett mindre koldioxidavtryck än torv, men det var stor variation beroende på tillverkningsmetod och de beräkningsantaganden som användes. Bristen på de uppmätta forskningsdata och skillnaderna i råvarornas källor, egenskaper och produktionsmetoder skapade en osäkerhet i resultaten, som borde minskas genom ytterligare forskning.

Av de studerade strömaterialen var koldioxidavtrycket för vass negativt, så användningen kan minska utsläppen av växthusgaser. Koldioxidavtrycken från textilibriketter, rörflen odlad på mineraljord och sphagnummossa visade sig också vara mindre än torv. Koldioxidavtrycket för träpellets var däremot större än torv enligt det valda tillvägagångssättet. Koldioxidavtrycket för rörflen varierar däremot avsevärt beroende på t.ex. jordarten, skördenivån och andelen av rotmassa.

När förnybar biomassa används som bäddmaterial, orsakar dess produktion, skörd och utnyttjande förändringar i ekosystemens kolbalanser samt markutsläpp. Detta kallas markanvändnings effekten och det har en betydande roll i produktionen av dessa material. Det finns dock stora variationer och osäkerheter i bedömningen av markanvändnings utsläpp på grund av bristen på forskningsdata.

Bearbetningen och transporten av strömaterial visade sig ha en låg total påverkan. Därför skulle framför allt bearbetning av återvunnet material och olika biprodukter till bäddmaterial kunna vara lönsamt sett till klimatpåverkan. Bearbetning kan också förbättra materialens lämplighet som bäddmaterial och säkerställa deras hygien och säkerhet.

Utöver användningsmängde påverkar strömaterialens egenskaper även till exempel avdunstning av kväve som ammoniak och förmågan att hålla kvar vätska. Metanutsläpp från gödsel kan också variera beroende på typ av strömaterial. Dessa togs inte med i beräkningen. För att torversättningsmaterial ska uppnå tillräckliga ströegenskaper och garantera tillgängligheten är det tydligt att det behövs en rad olika råvaror samt blandningar därav. Man måste också komma ihåg att nytt strömaterial också måste möjliggöra utnyttjande av gödselnäring.

Produktionen av nya strömaterial orsakar förändringar i utnyttjandet av råvaror och påverkar därmed även befintliga produktionsstrukturer. Sålunda speglar inte koldioxidavtrycket ensamt strömaterialproduktionens klimatpåverkan på ett adekvat sätt, men de andra följd effekterna av produktionen av nya material på klimatet bör också bedömas. Andra negativa miljöpåverkan, såsom påverkan på biodiversitet och vattenförekomster, bör inte glömmas. Som bäst kan ersättningsmaterial till torv skapa nya jobb, stödja den cirkulära ekonomin och bromsa klimatförändringarna.

**Nyckelord:** klimatpåverkan; koldioxidavtryck; strömaterial; bäddmaterial; husdjur; gårdar; bondgårdsdjur; torv; återvinning; markanvändning

## Abstract

### The climate impact of alternative litter materials for peat

The climate impact of using peat as bedding material does not significantly differ from peat incineration, so for climatic reasons, the use of peat as litter must be reduced and replaced by products with a lower carbon footprint. The availability of peat is also expected to decline and the price to rise in the near future due to the reduction of peat's energy use. Livestock farms urgently need alternative bedding materials to peat. Solutions were sought in the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) funded Renewable litter materials to replace the use of peat (TURVEKE 2019-2021) - the project, which investigated the properties and usability of alternative litter materials for peat. A carbon footprint was calculated for the production of litter materials selected for the field trials - peat, sphagnum moss, shredded common reed (*Phragmites australis*), shreds and pellets of reed canary grass (*Phalaris arundinacea*), wood-based pellets and textile briquettes. The limits of the calculation, the background data used, and the results are presented in this report.

The results of the study show that almost all of the materials considered had a smaller carbon footprint than peat, but there was considerable variation depending on the method of production and the calculation assumptions used. The scarcity of the measured research data and the differences in the sources, properties and production methods of the raw materials created an uncertainty in the results, which should be reduced through further research.

Of the studied bedding materials, the carbon footprint of common reed shreds was negative, thus its use can reduce greenhouse gas emissions. The carbon footprints of textile briquettes, reed canary grass grown on mineral soil and sphagnum moss also proved to be smaller than that of peat. The carbon footprint of wood pellets, on the other hand, was larger than peat's according to the chosen approach. The carbon footprint of reed canary grass, on the other hand, varies significantly depending on e.g., the soil type, yield level and proportion of root mass.

When renewable biomass is used as bedding material, its production, harvesting and utilization cause changes in the carbon balances of ecosystems as well as soil emissions. This is called the land use effect and it has a significant role in the production of these materials. However, there are large variations and uncertainties in the assessment of land use emissions due to the scarcity of research data.

The processing and transport of the litter materials proved to have a low overall impact. Therefore, the processing of recycled materials as well as various by-products for bedding material use could be recommended in terms of climate impact. Processing can also improve the suitability of materials as bedding material and ensure their hygiene and safety.

In addition to the usage amounts, the properties of the bedding materials also affect, for example, the evaporation of nitrogen as ammonia and the ability to retain liquid. Methane emissions from manure can also vary depending on the type of bedding material. These were not taken into account in the calculation. In order for alternative materials to achieve sufficient properties and guaranteed availability, it is clear that a number of alternative materials as well as their mixtures are needed. It should also be remembered that alternative materials must also support the further utilization of manure nutrients.

The production of new litter materials causes changes in the utilization of raw materials and thus also affects the existing production structures. Thus, the carbon footprint alone does not adequately reflect the climate impact of litter production, and the other consequential effects of the production of new materials on the climate should also be assessed. Other negative environmental impacts, such as impacts on biodiversity and water bodies, should not be forgotten. At their best, alternative litter materials to peat can create new jobs, support the circular economy and curb climate change.

**Keywords:** climate impact; carbon footprint; bedding material; livestock; farms; farm animals; peat; recycling; land use





## Esipuhe

Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelman (2014–2020) rahoittamassa Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit (TURVEKE) -hankkeessa (2019–2021) etsittiin uusia, turvetta korvaavia, kohtuuhintaisia ja tilojen nykykäytäntöihin soveltuvia kuivikevaihtoehtoja. Hankkeessa todennettiin niiden toimivuus käytännön olosuhteissa sekä selvitettiin potentiaalisimpien kuivikevaihtoehtojen hiilijalanjälki ja taloudellinen kannattavuus. Turvetta korvaavilla tuotteilla voidaan saada teollisuuden alihyödynetyille sivujakeille, jätteelle ja luonnonmateriaaleille uusia käyttökohteita ja samalla edistää kiertotaloutta. Tämän seurauksena on mahdollista synnyttää uutta yritystoimintaa esimerkiksi kuivikemateriaalien tuotantoon.

TURVEKE-hanke oli Luonnonvarakeskuksen (Luke) ja Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) yhteishanke, joka toteutettiin yhteistyössä alan toimijoiden (Suomen Siipikarjaliitto ry, Suomen Broileryhdistys ry, Hippolis Hevosalan osaamiskeskus ry ja Pihvikarjaliitto ry) kanssa. Tässä raportissa on dokumentoitu hankkeessa toteutetuissa hiilijalanjälkilaskelmissa käytetyt rajaukset, aineisto ja tulokset. Muut hankkeen tulokset on koottu Luken julkaisemaan raporttiin Manni (2022).

Haluamme kiittää hankkeen ohjausryhmää aktiivisesta osallistumisesta ohjausryhmän kokouksiin ja saamastamme arvokkaasta palautteesta hankkeen toteuttamisen tueksi. Ohjausryhmän puheenjohtajana toimi Hanna Hamina (Suomen Siipikarjaliitto ry) ja muut jäsenet olivat Lassi Hurskainen (Hämeen ELY-keskus), Sari Luostarinen (Luke), Erja Mattila (Hippolis Hevosalan osaamiskeskus ry), Mika Puotunen (Suomen Broileryhdistys ry), Jänne Räisänen (Pihvikarjaliitto ry) ja Kimmo Silvo (SYKE). Lisäksi haluamme kiittää hankkeen koordinoinnista Maarit Hellstedtiä (päähakija ja koordinaattori vuosina 2019-2020). Haluamme myös kiittää ryhmäpäällikkö Sampo Soimakalliota (SYKE) menetelmällisestä asiantuntijatuesta hankkeen toteutuksen aikana. Lisäksi kiitämme seuraavia henkilöitä asiantuntijuuden sekä lähtötietojen jakamisesta: Paavo Ojanen (Luke/HY), Anu Akujärvi (SYKE), Tuomas Mattila (SYKE), Hannamaija Fontell (Biolan Group), Tuomas Pelto-Huikko (Biolan Group), Janne Pitkänen (Biolan Group), Teija Hartikka (Neova), Päivi Peronius (Neova) sekä Sakari Jaara (Neova).

Helsingissä joulukuussa 2021

Raportin kirjoittajat

# Sisällys

Tiivistelmä.....	3
Sammandrag.....	4
Abstract.....	5
Esipuhe .....	7
<b>1 Johdanto.....</b>	<b>11</b>
1.1 Turpeen tuotanto ja käyttö kuivikkeena.....	11
1.2 Turvetta korvaavia kuivikemateriaaleja.....	13
1.2.1 Tarkasteluun valitut materiaalit.....	14
<b>2 Ilmastovaikutusten arviointi – menetelmäkuvaus ja laskennan rajaukset.....</b>	<b>15</b>
2.1 Systeemirajaukset .....	16
2.2 Maankäytön vaikutusten arviointi .....	17
2.3 Tarkasteltavat elinkaarivaiheet .....	18
<b>3 Hiilijalanjälkilaskennassa käytetyt lähtötiedot.....</b>	<b>19</b>
3.1 Turve.....	19
3.1.1 Laskennan rajausta .....	19
3.1.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot.....	21
3.1.3 Epävarmuudet .....	22
3.2 Rahkasammal .....	22
3.2.1 Laskennan rajausta .....	23
3.2.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot.....	24
3.2.3 Epävarmuudet .....	26
3.3 Järviruokosilppu.....	26
3.3.1 Laskennan rajausta .....	28
3.3.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot.....	29
3.3.3 Epävarmuudet .....	31
3.4 Ruokohelpisilppu- ja pelletti.....	31
3.4.1 Laskennan rajausta .....	32
3.4.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot.....	33
3.4.3 Epävarmuudet .....	36
3.5 Murukuivike.....	37
3.5.1 Laskennan rajausta .....	37
3.5.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot.....	39
3.5.3 Epävarmuudet .....	41
3.6 Tekstiilibriketti.....	41
3.6.1 Laskennan rajausta .....	42
3.6.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot.....	43
3.6.3 Epävarmuudet .....	44
<b>4 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....</b>	<b>45</b>
4.1 Turve.....	45
4.2 Rahkasammal .....	47
4.3 Järviruokosilppu.....	50
4.4 Ruokohelpisilppu ja -pelletti.....	53
4.5 Murukuivike.....	57
4.6 Tekstiilibriketti.....	59

4.7 Yhteenveto kuivikemateriaalien hiilijalanjäljistä massaa kohden laskettuna.....	61
4.8 Kuivikemateriaalien hiilijalanjälki broilereilla, lihanaudoilla ja hevosilla tilakokeiden käyttömäärien perusteella .....	65
<b>5 Johtopäätökset.....</b>	<b>68</b>
Lähteet.....	71
Liite 1. Nostetun turpeen hajoamisnopeus.....	79
Liite 2. Rahkasammaleen korjuusyvyyden vaikutus hiilidioksidipäästöihin.....	80



# 1 Johdanto

Turve on eläinten terveyden ja hyvinvoinnin kannalta hyvä kuivike. Monien tuotantoeläinten kuivitus nojaa lähes yksinomaan turpeeseen. Sen käyttöön kuivikemateriaalina liittyy kuitenkin ympäristöhaasteita, ja turpeen saatavuuteen ja hintaan on odotettavissa muutoksia lähiaikoina. Uusille, turvetta korvaaville kuivikemateriaaleille on siten kysyntää jo lähitulevaisuudessa.

Kuivikkeet pitävät eläimet ja rakennetun ympäristön puhtaana ja raikkaana, sitovat kosteutta, pehmentävät eläinten makuualustaa, estävät hiertymiä, eristävät kylmältä ja toimivat virikkeenä. Kuivikkeiden käyttö edistää siten eläinten puhtautta, hyvinvointia ja terveyttä. Kuivikkeisiin imeytyvät lannan ja virtsan ravinteet ja kuivikelanta voidaan hyödyntää pelloilla lannoitteena ja maanparannusaineena.

Turpeella on hyvät kuivitusominaisuudet, minkä vuoksi sen suosio on kuivikemateriaalina säilynyt. Turpeen alhainen pH vähentää bakteerien ja taudinaiheuttajien aiheuttamia riskejä eläinten terveydelle ja hyvinvoinnille (TEM 2021). Turpeen hyvien kuivitusominaisuuksien lisäksi sen hinta ja saatavuus ovat tukeneet sen käyttöä.

Kuiviketurvetta tuotetaan pääasiassa energiaturpeen sivuvirtana. Turpeen energiakäytön väheneminen on tapahtunut ennakoitua nopeammin, mikä aiheuttaa haasteita kuiviketurpeen saatavuuteen. Toistaiseksi korvaavia materiaaleja ei ole saatavilla riittävässä määrin kotieläintilojen tarpeeseen. Soilta voidaan nostaa turvetta vain ympäristöturvekäyttöä (sisältää kuiviketurpeen lisäksi mm. kasvualustaturpeet sekä kompostoinnin tukiaineena ja öljyntorjunnassa käytettävät turpeet) varten, mutta uusia tuotantoalueita avataan harkiten. Lisäksi ilman samanaikaista energiaturpeen tuotantoa kuiviketurpeen hinnan odotetaan nousevan liian korkeaksi kotieläintiloille. Biolan Oy:n arvion mukaan energiaturpeen käytön vähetessä ympäristöturpeen arvo saattaa jopa tuplaantua (TEM 2021). Myös kuiviketurpeen käyttöön liittyvät ympäristöhaasteet tulevat rajoittamaan sen käyttöä tulevaisuudessa. Pitkällä aikavälillä turpeen käytöstä tulisi luopua kokonaan ja siirtyä uusiutuviin ja/tai kierrätyspohjaisiin materiaaleihin myös kuivikekäytössä. Haasteena on löytää kohtuuhintaisia turvetta korvaavia materiaaleja, joilla voidaan saavuttaa vastaavat kuivikeominaisuudet kuin turpeella ja joita olisi lisäksi hygieenistä ja turvallista käyttää. Parhaimmillaan turvetta korvaavat kuivikemateriaalit voivat luoda uusia työpaikkoja, mahdollistaa sivuvirtojen tehokkaamman hyödyntämisen, tukea kiertotaloutta, ja vähentää ympäristöön kohdistuvia haittoja.

Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit (TURVEKE) -hankkeessa (2019-2021) selvitettiin teollisuuden sivujakeiden ja muiden kuitumateriaalien soveltuvuutta kuivikekäyttöön testaamalla niiden ominaisuuksia laboratoriomittakaavassa ja käytännön olosuhteissa. Laboratoriossa saatujen tulosten ja osin materiaalien saatavuuden perusteella tilakokeisiin valittiin viisi raaka-ainetta turpeen rinnalla testattavaksi. Jotta uusien kuivikemateriaalien ilmastovaikutukset suhteessa turvekuivikkeeseen voitaisiin todentaa, hankkeessa tuotettiin elinkaaristen ilmastovaikutusten (hiilijalanjälki) arviointi valituille kuivikemateriaaleille. Näiden materiaalien hiilijalanjäljen laskennan taustatiedot ja tulokset on koottu tähän raporttiin. Laboratoriokokeet, tilakokeet, kuivikelantojen ravinteiden hyödyntämiseen liittyvä koe ja kuivikemateriaaleihin liittyvät kannattavuuslaskelmat on raportoitu erillisessä raportissa (Manni ym. 2022).

## 1.1 Turpeen tuotanto ja käyttö kuivikkeena

Turvetta muodostuu soilla kosteissa ja hapettomissa olosuhteissa, kun suokasvimateriaali hajoaa epätäydellisesti. Suomen maapinta-alasta noin kolmannes, eli 9,3 miljoonaa hehtaaria, on soita. Siitä noin puolet on ojitettu maa- ja metsätalousmaaksi. Turpeen tuotannossa on noin 0,7 % suopinta-alasta (YLVA 2020) ja sitä tuotetaan koko Suomessa lukuun ottamatta Ahvenanmaata. Suurin osa ympäristöturpeiksi

soveltuvista ja teknisesti käyttökelpoisista turvevaroista sijaitsee Lounais-Suomen ja Pohjanmaan soilla (Väyrynen ym. 2008).

Turvemaat ovat suurin maanpäällinen orgaanisen hiilen varasto (IUCN 2021), vaikka ne kattavat vain alle 3 prosenttia maapallon pinta-alasta (Parish ym. 2008). Metsiin verrattuna turvemaihin on varastoituneena hiiltä kaksikertainen määrä (UNEP 2019).

Turpeenosto kuivike- ja energiakäyttöön edellyttää suon kuivaamista ojitamalla, jolloin suosta poistuu vettä. Turve alkaa kuivuessaan vähitellen hajota, jolloin sen sisältämää hiiltä vapautuu ilmakehään hiilidioksidina. Turpeen tuotannon ja käytön elinkaariset ilmastovaikutukset riippuvat muun muassa siitä, minkälaiselta suolta turvetta nostetaan ja mitä turvetuotantoalueelle tehdään turpeen noston päättyessä, ja minkälaista aikajännettä ja metriikkaa ilmastovaikutusten arvioinnissa käytetään (Kirkinen 2007, 2008, 2010, Seppälä ym. 2010, Väisänen 2014, Soimakallio ym. 2020). Suurin osa (n. 75 %) turpeen tuotannosta tapahtuu aiemmin metsätalouskäyttöön ojitetuilla ja kuivatuilla turvemaiilla. Loput (n. 25 %) turvetuotantoon otetuista alueista on luonnontilaisia soita. (Leinonen 2010). Turpeen tuotannon jälkeen maa-ala voidaan ennallistaa, metsittää, säätösalaajittaa tai kosteikkoviljellä. Säätösalaajituksella voidaan muuttaa pohjaveden pinnan korkeutta ja huomioida esim. viljelykasvin vedentarve sekä hidastaa turpeen hajoamista (Niemi 2020).

Metsätalouskäyttöön kuivatut turvemaat vapauttavat hiilidioksidia, mutta myös muita kasvihuonekaasuja, kuten metaania ja typpioksiduulia, voi vapautua. Luonnontilainen suo on puolestaan hiilen nielu, mutta metaanin lähde. Käytännössä kuitenkin soiden kasvihuonekaasutaseet vaihtelevat ja ovat riippuvaisia sääoloista ja kasvillisuustyypeistä. Sadan vuoden tarkastelujaksolla ja hiilidioksidiekvivalenteiksi muutettuna luonnontilaiset suot, metsäojitetut suot ja suopellot ovat kasvihuonekaasujen nettolähteitä, eli vapauttavat kasvihuonekaasuja enemmän kuin sitovat. Päästöt ovat suurimpia viljelyksessä olevilla suopelloilla, sitten hylätyillä suopelloilla ja metsäojitetuilla soilla ja alhaisimpia luonnontilaisilla soilla. (Seppälä ym. 2010, Soimakallio ym. 2020.)

Turvetuotannosta poistuneen maa-alan jälkikäsitteily vaikuttaa muodostuviin kasvihuonekaasupäästöihin. Etenkin pitkällä aikavälillä tarkasteltuna jälkikäyttötavan vaikutus päästöihin on suuri (Seppälä ym. 2010). Metsitetyillä alueilla turpeen hajoamisessa vapautuva hiili saattaa olla suurempi kuin puustoon sitoutuva hiilimäärä. Metsittämisen kasvihuonekaasutaseeseen vaikuttaa myös metsän käsittely ja mahdollinen puun korjuu (Nieminen ym. 2018). Ennallistamisessa hiiltä kertyy suokasvillisuuden palautuessa alueelle. Ennallistaminen lisää kuitenkin metaanipäästöjä (Ojanen 2019).

Kuiviketurpeen elinkaariset päästöt eivät merkittävästi poikkea energiaturpeen päästöistä pitkällä aikavälillä tarkasteltuna. Turpeen käytön vähentäminen kuivikemateriaalina on siten ympäristösyistä perusteltua. Ilmastovaikutusten lisäksi turvetuotanto kuormittaa vesistöjä sekä vähentää luonnon monimuotoisuutta. Turvetuotanto hävittää suoluontoa, ja alueen palauttaminen ennalleen on mahdotonta. Valtaosa, eli noin 83 prosenttia suoluontotyypeistä, on uhanalaisia niillä kasvillisuusvyöhykkeillä, joilla turvetuotanto pääosin sijaitsee (Kontula ja Raunio 2018).

Ympäristöturpeina, johon myös kuiviketurve lukeutuu, käytetään usein suon pintakerroksen heikosti maatuneita vaaleita turpeita, jotka eivät sovellu energiantuotantoon. Kuiviketurvetta tuotetaan pääosin metsätalouskäyttöön kuivatuilla turvemaiilla. Heikosti maatuneet turpeet soveltuvat parhaiten kuiviketurpeeksi koska ne pidättävät hyvin nestettä, ravinteita, ammoniakkia ja muita kaasuja. (Iivonen 2008, Bioenergia ry 2020). Suomessa turvetta käytetään kuivikkeena vuosittain arviolta 0,6 – 1,3 miljoonaa kuutiota (Iivonen 2008, Luostarinen ym. 2017, Aro ym. 2021) (taulukko 1). Turve soveltuu ominaisuuksiltaan kuivikkeeksi useille koti- ja tuotantoeläimille, kuten lypsykarjalle, lihanautoille, emakoille, porsaille, siipikarjalle, hevosille ja turkiseläimille. Määrällisesti eniten turvetta käytetään hevos- ja nautatiloilla. Myös broileritiloilla turve on merkittävä kuivike, etenkin sen jalkaterveyttä ylläpitävien ominaisuuksien vuoksi (Kaukonen 2017). Kuivikekäytön jälkeen turvelanta soveltuu hyvin peltolevitykseen tai biokaasulaitoksen syötteeksi.

**Taulukko 1.** Turpeen prosenttiosuus eläintiloilla käytetyistä kuivikkeista sekä turpeen eläin- ja eläinlaji-kohtainen vuosikulutus (livonen 2008, Luostarinen ym. 2017, Hamina 2021).

	Turpeen osuus käytetyistä kuivikkeista (%)	Turpeen kulutus (m <sup>3</sup> /eläin/vuosi)	Turpeen kulutus (1000 m <sup>3</sup> /eläinlaji/vuosi *)
Lihanauta	29 – 44	5,9	180 – 280
Lypsylehmä	6 – 24	4	65 – 260
Hevonen	46	10 – 26	310 – 800
Lihasika	14	0,5	35
Broileri	98 – 99	0,007	120

\*) laskettu v. 2018 tilastoitujen eläinmäärien perusteella (Luke 2019), paitsi hevosten määränä käytetty 60 000 hevosta + 15 000 ponia ja broilereita koskeva tieto Suomen siipikarjaliitosta (Hamina 2021)

## 1.2 Turvetta korvaavia kuivikemateriaaleja

Jotta kuiviketurpeen käyttöä voidaan vähentää, tarvitaan uusia korvaavia materiaaleja nykyisten olemassa olevien kuivikemateriaalien rinnalle. Kuivikkeen tulee olla kuivitusominaisuuksiltaan ja hygieeniseltä laadultaan hyvä, ja sen käytön pitää olla turvallista. Lisäksi hinnan tulee olla kilpailukykyinen ja saatavuus tulee taata. Kuivikkeen jälkikäyttöominaisuuksien tulee mahdollistaa lannan ravinteiden hyötykäyttö esimerkiksi peltojen lannoitteena ja maanparannusaineena, kasvualustana tai jatkokäsittely biokaasulaitoksessa. Kuivikkeen tuotannon ja käytön tulee myös olla ympäristönäkökulmasta kestävä. Kuivikkeena on siten syytä suosia sivutuotteina muodostuvia materiaaleja tai sellaisia materiaaleja, joiden tuotanto ei kilpaile ruuan tuotannon kanssa. Jotta kuivikkeiden saatavuus voidaan taata sekä saavuttaa riittävät kuivitusominaisuudet, on todennäköistä, että turvetta korvaamaan tarvitaan erilaisia raaka-aineita ja niiden seoksia.

Turpeen rinnalla käytetään nykyisin vähäisessä määrin useita kuivikemateriaaleja, kuten olkea, ruokohelpeä, hamppua ja puupohjaisia materiaaleja (esim. kutteria ja sahanpurua). Materiaaleja voidaan käyttää sellaisenaan tai sekoittaa turpeen kanssa. Nyt olemassa olevien, turpeen rinnalla käytettävien materiaalien käytön lisäämistä hidastavat mm. korkeampi hinta, heikko saatavuus sekä huonommat kuivitusominaisuudet.

Tällä hetkellä yleisimpiä turpeen rinnalla käytettäviä kuivikemateriaaleja ovat puupohjaiset kuivikkeet sekä olki. Materiaalina olki on usein lähes ilmaista, mutta korkeat korjuukustannukset sekä korjuuajankohdan ajoittuminen kiireiseen aikaan heikentävät sen suosiota. Oljesta voidaan myös jalostaa esimerkiksi pellettejä, mikä helpottaa sen käsiteltävyyttä ja parantaa sen ominaisuuksia kuivikkeena (Jansson ja Särkijärvi 2010). Olkipohjainen kuivikelanta soveltuu hyvin esimerkiksi biokaasulaitoksen syötteeksi ja sen jälkeen peltolevitykseen. Sen sijaan puupohjaisten kuivikkeiden jälkikäyttöominaisuudet ovat selvästi heikommät. Puupohjainen kuivike maatuu heikosti ja kuluttaa hajotessaan maaperän typpivarastoja (Myllymäki ym. 2014). Tästä syystä puupohjaiset kuivikelannat eivät ole haluttua maanparannusainetta. Lannan poltossa menetetään lannan sisältämä orgaaninen aines ja typpi, jolloin tuhkaan jää ainoastaan niukkaliukoisessa muodossa oleva fosfori. Lannan poltto ei siten tue ravinteiden ja orgaanisen aineksen kierrättämistä, mutta mahdollistaa lannan energiahyödyntämisen etenkin kaupunkialueilla, missä pinta-alaa lannan levitykseen on niukasti. Polton sijasta puupohjaista kuivikelantaa voitaisiin käsitellä esimerkiksi pyrolyysillä. Prosessissa muodostuvaa biohiiltä voidaan käyttää esimerkiksi maanparannusaineena tai kierrättää takaisin kuivikkeen tai kasvualustan raaka-aineeksi. Kuivikelannan pyrolysointia ja biohiilen käyttökohteita on kuitenkin toistaiseksi tutkittu melko vähän (Myllymäki ym. 2014, Lehtoranta ym. 2020, Sarvi ym. 2020).

Lietelannasta separoidun kuivajakeen ja kuivikelannan kierrätys takaisin kuivikkeeksi saattaa olla yksi potentiaalinen tulevaisuuden kuivikeratkaisu. Kuivalannan kierrätys onkin herättänyt kasvavaa kiinnostusta viime aikoina etenkin nautatiloilla. Kuivalannan kierrätys tarjoaa vaihtoehdon kuivittamiseen ja sen avulla pyritään myös pienentämään kuivituksesta aiheutuvia kustannuksia. Lietelannasta

separoidun kuivajakeen käytöstä lypsylehmien makuuparsien kuivituksessa on saatu lupaavia tuloksia turvetta korvaavana kuivikemateriaalina (Frondelius ym. 2020). Lihanaudoilla puolestaan on tutkittu kompostoimattoman turvepohjaisen hevosen kuivikelannan käyttöä kuivikkeena (Manni ja Huuskonen 2021, Tuomisto ym. 2021). Hevosen kuivikelannalla kuivitettaessa eläimet pysyivät puhtaina. Sen lämmöntuotto-kyky ei kuitenkaan ollut kovin hyvä, mikä saattaa rajoittaa käyttöä erityisesti kylmänä aikana eristämättömissä tuotantorakennuksissa.

Kiinnostus turvetta korvaavia kuivikemateriaaleja kohtaan on kasvanut voimakkaasti viime vuosien aikana, mutta sitä ennen aihetta on tutkittu varsin vähän. Useat saatavissa olevat materiaalit ja teollisuuden sivuvirrat eivät välttämättä sovellu sellaisenaan kuivikekäyttöön, vaan niiden hyödyntäminen edellyttää jonkinlaista prosessointia. Esimerkiksi metsäteollisuuden sivuvirtana muodostuva nollakuitu on sellaisenaan liian märkää kuivikkeeksi, mutta kuivattuna se voisi olla käyttökelpoinen kuivikemateriaali. Lisäksi erilaiset nykyisin peltoon jätettävät oljet, kuten rapsinolki, voisi soveltua hierrettyinä kuivikkeen raaka-aineeksi. Osmankäämiä, järviruokoa tai ruokohelpeä voitaisiin tuottaa vetetyillä turvepelloilla ja samalla vähentää myös turvepeltojen kasvihuonekaasupäästöjä (Karki ym. 2014, Günther ym. 2015, Lahtinen 2020). Kierrätysmateriaaleista kuivikkeeksi voisi soveltua myös paperisilppu, pahvi tai puujäte ja niistä tuotetut pelletit. Kierrätysmateriaalien hyödyntäminen kuivikekäytössä edellyttää, että niiden turvallisuus ja hygieenisuus varmistetaan esimerkiksi jatkojalostuksen keinoin.

### 1.2.1 Tarkasteluun valitut materiaalit

TURVEKE-hankkeessa ilmastovaikutukset arvioitiin viidelle tilakokeisiin valitulle turvetta korvaavalle kuivikemateriaalille. Nämä olivat rahkasammal, järviruokosilppu, ruokohelpisilppu ja -pelletti, murukuivike (kutterinlastusta valmistettu kuivikepuriste) ja tekstiilibriketti (briketöity jätetekstiili). Kuivikkeet valittiin tilakokeita edeltävien laboratoriossa tehtyjen kokeiden ja sen hetkisen saatavuuden perusteella. Broilereilla tehdyssä kuivikevertailussa oli mukana järviruoko- ja ruokohelpisilppu sekä rahkasammal, hevosilla ruokohelpipelletti, murukuivike ja tekstiilibriketti ja lihanaudoilla ruokohelpisilppu. Lisäksi kaikissa vertailuissa turve toimi vertailumateriaalina. Kuivikemateriaaleja käytettiin aina yksinomaaisina kuivikkeina, ei seoksina. Tilakokeet tehtiin syksyn 2020 ja kevään 2021 aikana. Broilereilla tehdyn kuivikevertailun kesto oli 35 vuorokautta, hevosilla kaksi viikkoa ja lihanaudoilla neljä viikkoa. Tulokset laboratorio- ja tilakokeista on esitetty erillisessä raportissa (Manni ym. 2022).



## 2 Ilmastovaikutusten arviointi – menetelmäkuvaus ja laskennan rajaukset

Kuivikemateriaalien elinkaarisia ilmastovaikutuksia tarkasteltiin elinkaariarviointiin (Life Cycle Assessment, LCA) perustuvalla standardoidulla menetelmällä (ISO 14040). Sen avulla on mahdollista eritellä kuivikemateriaalien tuotannon eri vaiheiden ilmastovaikutuksia sekä tunnistaa tekijöitä, joiden ilmastovaikutukset ovat toiminnan elinkaaren aikana merkittävimpiä. Standardin tulkinta on kuitenkin aina tapauskohtaista. Tässä luvussa on eritelly tarkemmin laskennassa käytettävät rajaukset.

Haitanjaollista elinkaariarviointia (Attributional Life Cycle Assessment, ALCA) käytetään, kun kuvataan staattista tilaa. Lähestymistapaa käytetään tyypillisesti tuotteiden hiilijalanjälkilaskennassa. Vaihtoehtoinen tapa tehdä elinkaariarviointia on seurausvaikutuksellinen (Consequential Life Cycle Assessment, CLCA), jonka tarkoituksena on kuvata tietyn päätöksen seurauksia. Haitanjaolisessa elinkaariarvioinnissa raaka-aineen vaihtoehtoisia käyttötapoja ei sisällytetä tarkasteluun, koska vaihtoehdon määrittely ohjaisi tuloksia. Vaihtoehtoisten toimintojen sisällyttäminen elinkaariarviointiin vastaa eri kysymykseen, mihin haitanjaolisessa elinkaariarvioinnissa etsitään vastausta. Seurausvaikutuksellisen elinkaariarvioinnin avulla voidaan tarkastella, miten vaikutukset muuttuvat, jos raaka-ainetta hyödynnetäänkin toisella tavalla (Ekvall ja Weidema 2004). Tässä tutkimuksessa tarkastelun lähtökohdaksi valittiin haitanjaollinen elinkaariarviointi, koska tarkoituksena on vertailla erilaisten turvetta korvaavien tuotteiden aiheuttamaa ilmastokuormaa, eli hiilijalanjälkeä.

Hiilijalanjälki koostuu kasvihuonekaasuista, joista tyypillisimmät hiilidioksidi (CO<sub>2</sub>), metaani (CH<sub>4</sub>) ja typpioksiduuli (N<sub>2</sub>O) sisällytettiin tarkasteluun. Kasvihuonekaasujen ominaislämmitysvaikutus ja elinikä ilmakehässä vaihtelevat. Hiilidioksidipäästöt poistuvat ilmakehästä hitaasti ja aiheuttavat 100 vuoden aikajänteellä tarkasteltaessa suuremman säteilypakotteen kuin esim. lyhytikäiseksi, mutta voimakkaaksi kasvihuonekaasuksi luokiteltu metaani (Seppälä ym. 2015). Hiilijalanjälkeä mitataan elinkaariarvioinnissa tyypillisesti GWP-menetelmällä (Global Warming Potential). Menetelmä muuntaa eri kasvihuonekaasujen yksikköpäästöjen lämmitysvaikutuksen hiilidioksidiekvivalentiksi ottaen huomioon lämmitysvaikutuksen valitun ajanjakson aikana. Menetelmän epävarmuus kasvaa, mitä pidempi tarkastelujakso on. Tyypillisesti tarkastellaan 100 vuoden (GWP100) ajanjaksoa, koska se on yhdenmukainen YK:n ilmastosopimuksen ja sen alaisen Kioton pöytäkirjan kanssa. Myös tässä tutkimuksessa valittiin tarkasteltavaksi ajanjaksoksi 100 vuotta. Päästöjen karakterisoinnissa käytettiin ReCipe Midpoint H-menetelmää (ReCiPe Midpoint H 2016), jota täydennettiin päivitettyillä GWP-kertoimilla metaanille ja typpioksiduulille (IPCC 2014).

Kasvihuonekaasupäästöjen ja -nielujen ajallinen esiintyminen on myös keskeinen tekijä, kun arvioidaan bioperäisten tuotteiden hiilijalanjälkeä. Arvioinnissa voidaan käyttää dynaamisia indikaattoreita, jotka ottavat huomioon kasvihuonekaasupäästöjen ja -nielujen ajallisen esiintymisen. Tässä tutkimuksessa kasvihuonekaasupäästöjen ajallisen esiintymisen (valitun 100 vuoden tarkastelujakson aikana) huomioimiseen käytettiin REFUGE3-mallia (Pingoud ym. 2012, Helin ym. 2016, Koponen ja Soimakallio 2015).

Elinkaaristen ympäristövaikutusten laskennassa päästöt suhteutettiin 1000 kg kuivikemateriaalia kohden (toiminnallinen yksikkö). Mallinnus toteutettiin Microsoft Excelillä sekä SimaPro-ohjelmistolla, johon on kytketty laaja ecoinvent-tietokanta (Ecoinvent v3.5).

Tarkastelun kohteena olevien kuivikemateriaalien tuotantoketjut eroavat toisistaan mm. raaka-aineen syntyperän ja biomassan uusiutumisenopeuden suhteen. Elinkaariarvioinnissa vertailtavien tuotteiden ja niitä koskevien vaikutusten arvioinnin ajallinen rajausta tulee olla samanlainen, mutta tuotannon ja sitä koskevien vaikutusten ajallinen rajaaminen voivat olla keskenään kuitenkin erilaisia (Koponen ym. 2018). Siten jokaiselle kuivikemateriaalille määritettiin tyypillinen tuotantocykli, joka sisältää

biomassan tuotannon ja sen palautumisajan (pois lukien turve, jonka tapauksessa palautuminen vastaa turpeennoston jälkikäyttötilaa, sekä tekstiili). Laskennan yksinkertaistamiseksi tuotantosyklin aikana tapahtuvat päästöt laskettiin keskimääräisenä tuotantotonttia kohden.

## 2.1 Systemirajaukset

Jotta turvetta korvaavista kuivikemateriaaleista voidaan tuottaa vertailukelpoista tietoa, tulee kiinnittää erityistä huomiota tarkasteltavien systeemien rajauksiin, jotta ne ovat kaikissa tapauksissa yhtenäiset ja johdonmukaiset. Haitanjaollisessa lähestymistavassa panokset ja tuotokset, kuten kasvihuonekaasupäästöt, kohdennetaan tarkasteltavalle tuotteelle ja samanaikaisesti tuotetuille rinnakaistuotteille allokoidulla. Allokointi nähdään tarpeelliseksi mm. tilanteissa, joissa syntyy useita tuotteita samanaikaisesti tai kun tuote hyödynnetään uusiomateriaalina toisessa tuotejärjestelmässä. Allokoinnin haasteena on päästöjen ja syötteiden oikeudenmukainen kohdentaminen kullekin tuotetulle tuotteelle. Suosituksena onkin pyrkiä välttämään allokointia, mikäli mahdollista esim. korvausmenetelmällä tai vähentämällä allokointitilanteita alaprosesseihin jaolla. Näistä korvausmenettely ei kuitenkaan sovellu haitanjaolliseen lähestymistapaan. (Hartikainen ym. 2012)

Allokointi voi olla fyysis- kausaalinen, taloudellinen tai massaperusteinen. Tässä tutkimuksessa käytettiin fysikaalista massa-alkokointia, jota ISO-standardissa 14040 (2006) suositellaan ensisijaisena allokointimenetelmänä (Chen ym. 2010). Käytännössä tämä tarkoittaa sivutuotteiden hyödyntämisessä sitä, että sivutuotteen ja päätuotteen massa määrittää, kuinka suuri osa raaka-aineen tuotannon ilmastovaikutuksista kohdistetaan sivutuotteelle. Toinen yleisesti käytetty allokointimenetelmä on taloudellinen allokointi, jossa ilmastovaikutukset jaetaan syntyville jakeille niiden taloudellisen arvon mukaan. Tätä menetelmää hyödynnetään mm. silloin, kun massa-alkokointi kohtelee epäoikeudenmukaisesti arvollisesti alhaisempia sivutuotteita, esimerkiksi kun sivutuotteita syntyy massamääräisesti enemmän kuin päätuotteita ja samalla sivutuotteiden arvo on päätuotteita pienempi. (WRI/WBCSD 2011, Ponsioen 2015.) Massa-alkokointiin päädyttiin, koska tässä tutkimuksessa hiilijalanjälkilaskennan tarkoituksena oli pyrkiä kuvaamaan hiilitaseiden muutoksia, joita kuivikkeen tuotanto ja käyttö aiheuttaa. Lisäksi kuivikemateriaalien tuotanto ja kysyntä ovat murrosvaiheessa ja on todennäköistä, että raaka-aineiden arvo muuttuu lähiaikoina. ISO-standardin (14040, 2006) suosituksen mukaan, herkkyysanalyysin avulla tarkasteltiin massa-alkokoinnin ja taloudellisen allokoinnin vaikutuksia tuloksiin (Chen ym. 2010).

Raaka-aineella, jolla ei toistaiseksi ole taloudellista arvoa (esim. tekstiilijäte), systeemin rajaus alkaa siinä vaiheessa, kun se luovutetaan ilmaiseksi (WRI/WBCSD 2011). Tätä rajausmenetelmää, joka on yleinen kierrätystä koskevissa elinkaariarvioinneissa, kutsutaan ns. katkaistuksi malliksi (cut-off approach). Tässä mallissa jätteellä ei ole edeltävien elinkaarivaiheiden taakkaa, eli materiaalin tuotannon ja käytön ilmastovaikutuksia, vaan elinkaariarviointi aloitetaan jätteen vastaanotosta (Ekvall ym. 2007, Ponsioen 2015). Tässä tarkastelussa rajaus alkaa siten tekstiilijätteen kuljetuksesta kierrätettäväksi. Suomessa ei tällä hetkellä ole tekstiilijätteen erilliskeräystä, valtakunnallinen alueellinen erilliskeräys on määrä alkua vuonna 2023 ja siksi tekstiilijätteen jalostus uusiksi tuotteiksi on vielä vähäistä (Dahlbo ym. 2015). Mikäli tilanne muuttuu tulevaisuudessa mm. erilliskeräyksen myötä ja tekstiilijätteen taloudellinen arvo kasvaa, tulisi tekstiilijätteestä valmistetun tuotteen synnyn ja käytön aikaisen taakan allokointia harkita uudelleen. Muita mahdollisia vaihtoehtoja jätteenkäsittelyä koskevissa elinkaariarvioinneissa on joko verrata eri jätteen hyödyntämiskenaarioita ja niiden ympäristövaikutuksia toisiinsa, kuten esim. tekstiilijätteen materiaalihyödyntäminen vs. energiahyödyntäminen (Ekvall ym. 2007) tai verrata jätteen materiaalihyödyntämistä neitseelliseen raaka-aineeseen, kun jätteellä korvataan neitseellisen raaka-aineen käyttöä (Woolridge ym. 2006).

## 2.2 Maankäytön vaikutusten arviointi

Maata tarvitaan kuivikemateriaalien tuotantoon, ja myös maankäytöllä on ympäristövaikutus. Hiilijalanjälkilaskennassa huomioitiin biomassan korjuusta aiheutuvat vaikutukset hiilivarastoon ja niitä verrattiin maankäytön vertailutilanteeseen. Vaikka kuivikkeen loppukäyttöä ei tässä tutkimuksessa tarkasteltu, laskennassa huomioitiin kuivikkeen hajoamisen hiilipäästöt.

Vertailutilanne on elinkaariarvioinnissa keskeinen menetelmällinen oletus, johon ihmisen toiminnan aiheuttamaa muutosta verrataan. Jos maankäytön vertailutilanteeksi valitaan muuttumaton pelto tai metsä, ne eivät huomioi maaekosysteemin dynaamisuutta ja pyrkimystä palata kohti luonnontilaa. Maankäytön ympäristövaikutukset onkin usein aliarvioitu elinkaariarvioinneissa (Soimakallio ym. 2015). Koska tässä tutkimuksessa käytettiin haitanjaollista elinkaariarviointia ja hiilijalanjälkilaskennan tarkoituksena on arvioida ihmisen toiminnan vaikutuksia, määriteltiin vertailutilanteeksi tilanne, josta poistetaan ihmisen toiminnan vaikutus eli ns. teknosfääri. Vertailutilanteessa biomassaa ei siten korjata ja maankäyttö palautuu kohti luonnontilaa, joka Suomessa oletettavimmin tarkoittaa metsittymistä (Cannals ym. 2007, Koponen ja Soimakallio 2015, Soimakallio ym. 2015, Helin ym. 2016). Kunkin kuivikemateriaalin maankäytön vertailutilanteen tausta-aineisto on kuvattu luvussa 3.

Hiiltä sitoutuu ilmakehästä biomassan maanpäälliseen osaan ja juuristoon. Maaperään hiiltä päätyy lisäksi mm. kuolleen kasviaineksen ja mahdollisten muiden hiilisyötteiden, kuten orgaanisten lannoitteiden myötä. Hiiltä poistuu luonnollisen hajoamisen kautta sekä biomassan korjuun yhteydessä. Korjatun biomassan (sekä kuolleen kasviaineksen) sisältämä hiili vapautuu ilmakehään sen ominaisuuksista riippuen. Vaihteleva osa biomassan sisältämästä hiilestä on pysyvämmässä muodossa ja hajoaa hitaammin kuin helposti hajoavassa muodossa oleva hiili. Hiiltä poistuu maaperästä orgaanisen aineksen hajoamisen lisäksi myös huuhtoutuessa ja eroosion mukana. Maan muokkaus ja biomassan korjuu vähentävät maaperään päätyvän hiilen määrää. (Heinonsalo 2020). Ilmaston lämpeneminen ja muutokset maanviljelykäytännöissä voivat myös vaikuttaa hiilen kertymiseen ja hajoamiseen maaperässä.

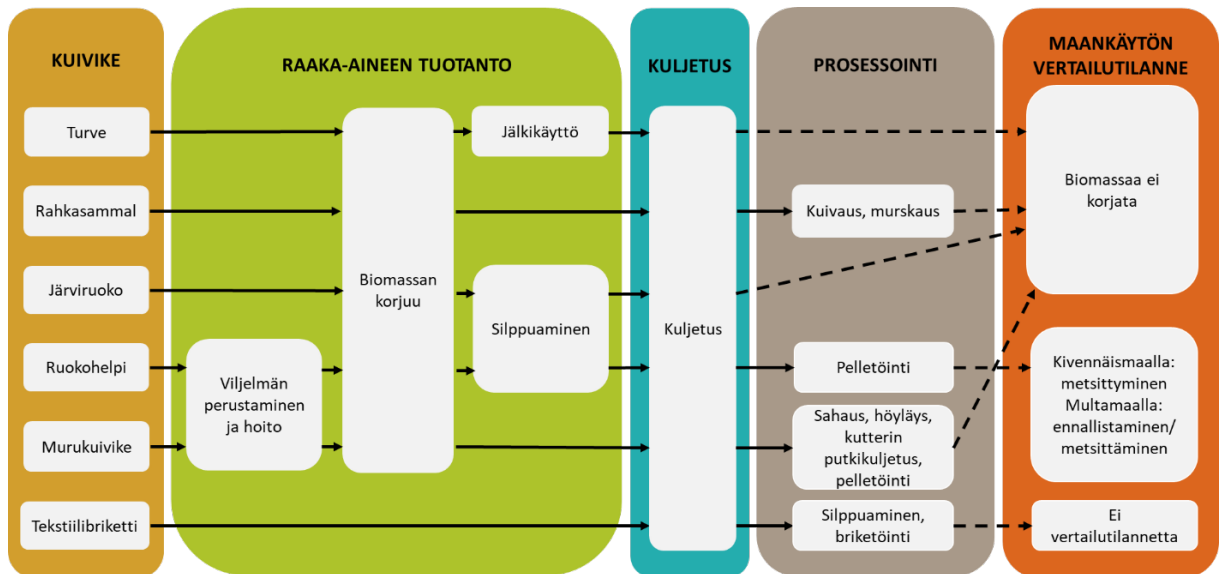
Maahan päätyvän orgaanisen aineksen helposti hajoava hiili, eli labiili aines on tärkeä maaperän eliöstölle, jonka hajotustoiminnassa orgaaniseen ainekseen sitoutuneita ravinteita vapautuu takaisin kasvien käyttöön. Vilkas pieneliötoiminta vaikuttaa myös positiivisesti maan rakenteeseen (Heinonsalo 2020). Maaperän mikrobeilla on tärkeä vaikutus hiilen varastointiin, sillä ne hajottavat hiiltä pysyväm-  
pään muotoon (Liang ym. 2017, Wiesmeier ym. 2019). Maaperän mikrobien merkitys hiilen kierrolle tunnetaan toistaiseksi kuitenkin puutteellisesti (Liang ym. 2017, Chenu ym. 2019).

Kuivikkeen hajoamisen hiilidioksidipäästö sisällytettiin maankäytön päästöjen arviointiin. Koska kuivikkeen käytön jälkeen kuivikelanta oletettiin levitettävän pellolle tai poltettavan (käytettävästä materiaalista riippuen), päätyy kuivikelanta joko hiilisyötteeksi maaperään tai vapautuu poltossa ilmakehään. Pellolle levitettäessä kuivikkeen sisältämästä hiilestä osa vapautuu nopeammin ja osa hitaammin muodostaen osan maan pysyvästä hiilivarastosta. Maaperän hiilen muutosten mallintamiseen ja sisällyttämiseen hiilijalanjälkilaskentaan ei ole kuitenkaan vielä vakiintuneita menetelmiä. Erityisesti nopeasti vapautuvan hiilen huomioonottavia menetelmiä ei toistaiseksi ole olemassa (Celestina ym. 2019), mutta myös hitaasti hajoavien hiiliyhdisteiden hajoamisen arviointi on epävarmaa (Brandão ym. 2011, Petersen ym. 2013, Arzoumanidis ym. 2014). Tässä tutkimuksessa sovellettiin järviruo'on, ruokohelven sekä murukuivikkeen tuotannon vaikutusten arvioinnissa vastaavaa lähestymistapaa, kuin Heinonsalo (2020) ja Lehtoranta ym. (2020). Laskennassa oletettiin siten, että maaperään päätyvästä hiilisyötteestä (kuivike, peltobiomassan juuristo ja kasvintähteet) hitaammin vapautuva hiili muodostaa ns. pysyvän hiilivaraston, josta hiilen hajoamista tapahtuu noin 1 % vuosivauhdilla (Heinonsalo 2020). Nopeammin vapautuva osa hiilestä oletettiin vapautuvan keskimäärin noin viiden vuoden sisällä (Roberts ym. 2010). Sen sijaan turpeella käytettiin laskentatapaa, joka perustuu Karhun ym. (2012) tutkimukseen turpeen hajoamisesta. Rahkasammaleen oletettiin vastaavan ominaisuuksiltaan enemmän turvetta, joten sen hajoamisen päästöjen laskennassa hyödynnettiin vastaavaa tapaa kuin turpeella. Käytetty lähestymistapa ei ota huomioon sitä, että käytännössä kuivikkeen hajotessa osa hiilestä vapautuu metaanina. Päästöjä tarkasteltiin 100 vuoden aikaperspektiivillä.

## 2.3 Tarkasteltavat elinkaarivaiheet

Tulosten yhtenäisen esitystavan vuoksi kuivikkeiden tuotantoon liittyvät prosessit ryhmiteltiin elinkaarivaiheittain kuvan 1 mukaisesti. Raaka-aineen tuotanto sisältää prosessit, jotka liittyvät biomassan tuotantoon (esim. viljely) ja korjuuseen. Turvetuotantoalueen jälkikäytön päästöt sisällytettiin myös raaka-aineen tuotantovaiheeseen. Materiaalien ja raaka-aineiden kuljetus sekä prosessointi eriytettiin omiksi elinkaarivaiheiksi. Maankäyttö kattaa biomassan korjuun sekä kuivikkeen hajoamisen vaikutukset hiilitaseeseen, vertailutilanne huomioiden.

Kuivikemateriaalien tuotanto ei ole vakiintunutta tekniikaltaan ja tuotantovoiltaan ja vaihtelua esiintyy huomattavasti. Tästä syystä tarkasteltiin lähemmin raaka-aineesta riippuen eri laskentaoletuksien vaikutusta tulokseen sekä vaihtoehtoisia tapoja/käytäntöjä raaka-aineen tuotannossa. Eri laskentaoletuksien vaikutusta tarkasteltiin vaihteluväleinä, jotka on raportoitu sulkeissa kunkin materiaalin laskentaoletuksissa luvussa 3. Vaihtoehtoisia tuotantotapoja/käytäntöjä tarkasteltiin eri skenaarioissa. Laskennassa määritettiin jokaiselle tarkasteltavalle materiaalille perusoletus, joka pyrkii kuvaamaan tyyppillistä tapaa tuottaa kyseistä raaka-ainetta.



Kuva 1. Yhteenvetokuva laskennassa huomioidusta kuivikekohtaisista tuotantoprosesseista elinkaarivaiheittain ja maankäytön vertailutilanne.

## 3 Hiilijalanjälkikalkennassa käytetyt lähtötiedot

Tarkasteltujen kuivikemateriaalien tuotantoketjut eroavat paljon toisistaan raaka-aineiden alkuperän ja tuotannon suhteen tuoden haasteita niiden yhtäläiseen vertailuun. Tässä luvussa on avattu käytettyjä materiaaliikohtaisia rajauksia, laskennan lähtötietoja ja näihin molempiin liittyviä epävarmuuksia.

### 3.1 Turve

Kuiviketurpeen (kuva 2) elinkaaristen ilmastovaikutusten laskennassa hyödynnettiin Seppälän ym. (2010) raporttia polttoturpeen ilmastovaikutuksia tarkastelleiden suomalaisten ja ruotsalaisten elinkaariarviointitutkimusten kriittisestä arvioinnista ja sen lisäksi Pohjalan (2014) pro gradu -työtä kasvuturpeen ilmastovaikutuksista, sekä kansallisessa kasvihuonekaasuinventaariossa (Statistics Finland 2021) turpeentuotannon päästölaskennassa käytettyjä tietoja.



*Kuva 2. Kuiviketurpe hevosilla tehdyssä kuivikevertailussa Ypäjällä.  
Kuva: Annika Johansson, SYKE.*

#### 3.1.1 Laskennan rajaus

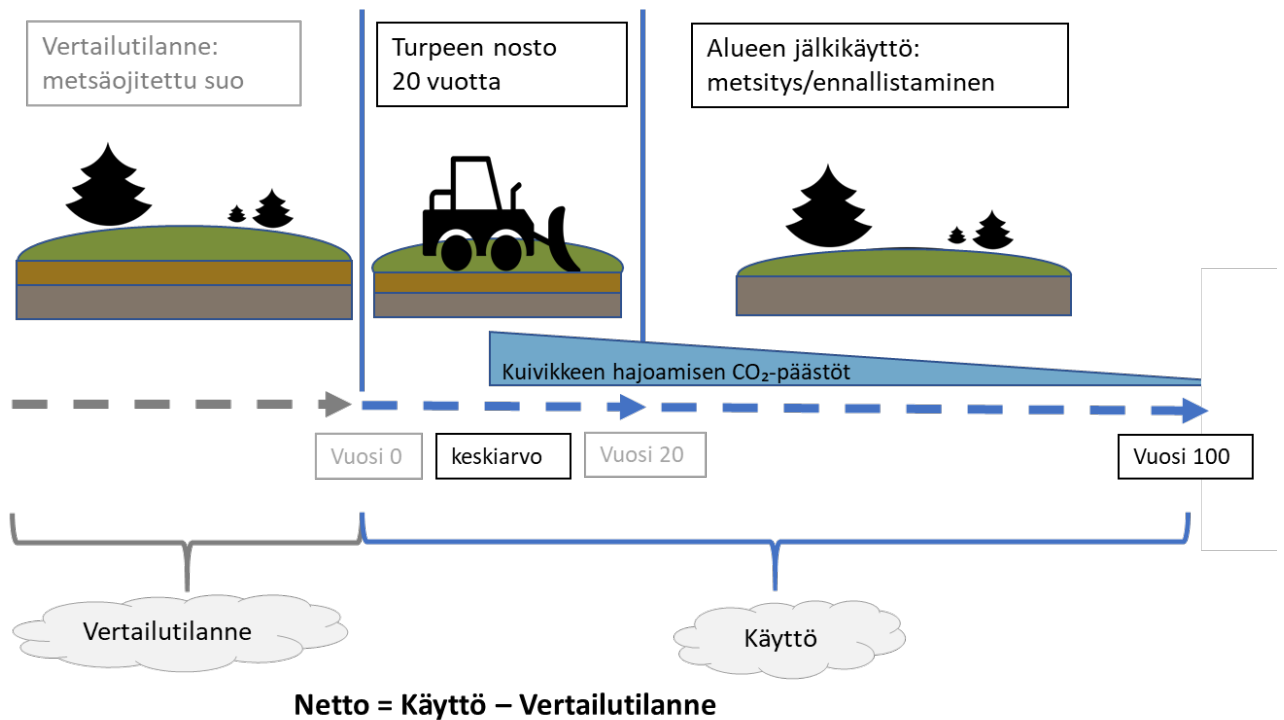
Turpeen elinkaaristen ilmastovaikutusten laskennassa hyödynnettiin samaa periaatetta kuin esimerkiksi Seppälän (2010) tutkimuksessa (kuva 3). Siinä huomioitiin turpeen tuotannon ja käytön sekä turvetuotantoalueen jälkikäytöstä aiheutuvat päästöt ja niistä vähennettiin vertailutilanteen päästöt (=vältetyt päästöt). Vertailutilanteella tarkoitetaan suoaluetta ennen turpeen noston aloittamista. Vertailutilanne voi olla esimerkiksi luonnontilainen tai metsäojitettu suo. Tässä tarkastelussa oletettiin, että vertailutilanteena on metsäojitettu suo. Tätä valintaa tukee soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistelleen työryhmän mietintö (MMM 2011), jonka mukaan soita merkittävästi muuttava toiminta tulisi kohdentaa jo ojitetuille tai muuten luonnontilaltaan merkittävästi muuttuneille soille ja turvemaille. Jälkikäyttötapa tarkasteltiin vaihtoehtoisesti sekä turvetuotantoalueen metsitystä (perusoletus) että ennallistamista.

Tarkastelu kattoi sadan vuoden aikajänteen turpeen noston aloittamisesta lähtien päättyen alueen jälkikäyttöön. Samaa periaatetta on noudatettu myös Pohjalan (2014) työssä. Seppälän ym. (2010) johdopäätöksissä todetaan, että sadan vuoden aikaskaala on parempi kuin polttoturvetöissä aiemmin tyypillisesti käytetty 300 vuoden tarkastelujakso, koska sadan vuoden jälkeistä tilannetta kuvaavien tulosten käyttö päätöksenteossa on tieteellisesti epävarmaa, ja koska ilmastonmuutoksen hillintä vaatii nopeita toimia seuraavien vuosikymmenien aikana.

Turpeen nostoa tarkasteltiin 20 tuotantovuoden keskiarvona, vuotta kohden laskettuna. Näin ollen laskennassa oletettiin, että keskimäärin 10 tuotantovuoden kuluttua alueella alkaa jälkikäyttö, jonka päästöjä seurattiin laskennassa vuoteen 100 saakka. Laskennassa huomioitiin myös kuiviketurpeen haajoamisen päästöt, jotka on raportoitu tuloksissa maankäytön päästöjen yhteydessä. Turpeen tuotannon ja alueen jälkikäytön maaperäpäästöt sekä konetyön (sisältäen turpeen kuljetuksen) päästöt raportoitiin turpeen tuotannon päästöinä. (kuva 4)

Päästöt laskettiin vuosikohtaisesti ja kullekin kasvihuonekaasulle (hiilidioksidi, metaani, typpioksiduuli) erikseen. Tietojen keruuvaiheessa päästöjen yksikkönä oli grammaa neliömetriltä vuodessa. Seuraavassa vaiheessa pinta-alakohtaiset päästötiedot muutettiin koskemaan tuhatta kiloa 20 vuoden aikana nostettua turvetta käyttämällä kerrointa 2,9. Luku perustuu siihen, että kun turvetonnin tehollinen lämpöarvo on noin 9800 MJ (Alakangas 2000) ja kun suo- neliömetrin keskimääräinen energiasisältö on noin 3384 MJ (Leinonen ja Hillebrand 2000), niin turvetonnin tuottamiseksi tarvitaan noin 2,9 neliometriä suopinta-alaa.

Laskentatapa kuvaa suolta nostetun turpeen ilmastovaikutusta yleensä, erottelematta nostetun turpeen käyttötarkoitusta. Käytännössä suolta nostetaan usein sekä energiaturvetta että ympäristöturvetta, johon kuiviketurpe lukeutuu. Kuiviketurpeena käytetään suon vähiten maatuneita turvekerroksia, joka on ominaisuuksiltaan erilaista, kuin pidemmälle maatuneet turvekerrokset. Kuiviketurpeen nostoaika suolla vaihtelee suotyypeistä johtuen, joten sitä myös nostetaan vaihtelevan ajan. Lisäksi vähemmän maatunut turve on tiheydeltään, hiilipitoisuudeltaan ja ominaispainoltaan erilaista kuin pidemmälle maatunut turve. Jotta turpeentuotannon päästöjä voitaisiin tarkentaa koskemaan erilaisia turvelajeja (ja allokoida tuotannon päästöt eri turvejakeille), tarvittaisiin tietoa mm. eri turvejakeiden nostoajoista, tuotantomääristä ja ominaisuuksista. Tätä tutkimusta tehdessä ei tarvittavia tietoja ollut saatavissa laskennan edellyttämällä tarkkuudella.



Kuva 3. Turpeen elinkaarien ilmastovaikutusten laskentaperiaate, jossa turpeen käytön (=nosto ja noston jälkeen tapahtuva suoalueen jälkikäyttö ja turpeen hajoaminen käyttökohteessa) päästöistä vähennetään vertailutilanteen päästöt. Laskennassa on käytetty sadan vuoden aikaperspektiiviä alkaen turpeen noston aloittamisesta.



Kuva 4. Kuiviketurpeen tuotannon prosessikaavio ja vertailutilanne.

### 3.1.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot

Laskennassa käytetyt lähtötiedot eri elinkaarivaiheiden kasvihuonekaasupäästöistä on koottu taulukkoon 2. Turpeen käytön aikaiset turpeen hajoamisesta johtuvat hiilidioksidipäästöt laskettiin käyttämällä Karhun ym. (2012) arvioimaa turpeen hiilen vapautumisnopeutta. Sen mukaan 1, 10, 20, 30 ja 100 vuoden kuluttua turpeen alkuperäisestä hiilestä oli jäljellä 97, 77, 62, 50 ja 14 prosenttia. Vuosikohtaisesti vapautunut hiili (liite 1) laskettiin näistä tiedoista johdetun funktion avulla, kunkin tuotantovuoden (20 v.) aikana nostetulle turpeen hiilelle erikseen. Jokaisen tuotantovuoden turpeen hiilen vapautumisen määrää seurattiin niin kauan, kunnes turpeen tuotannon aloittamisesta tuli sata vuotta täyteen.

Turvetonnissa olevan hiilen määrä laskettiin käyttämällä turpeen kuiva-ainepitoisuutena 53 % ja turpeen kuiva-aineen hiilipitoisuutena 54 % (Alakangas 2000). Näin saatu hiilimäärä (286 kg C/1000 kg turvetta) jaettiin kahdellekymmenelle vuodelle ja saatu luku kerrottiin 3,664:lla jotta hiilen määrä saatiin muutettua hiilidioksidiksi (52 kg CO<sub>2</sub>/v/1000 kg turvetta).

Jälkikäytön ollessa metsitys, päästöjen laskennassa tulee huomioida maaperästä vapautuvien päästöjen (mm. jäännösturpeen hajoamisen CO<sub>2</sub>-päästöt) lisäksi myös puustoon ja karikkeeseen sitoutuvan hiilen määrä. Tässä hyödynnettiin Seppälän ym. (2010) hiililaselaskelmia. Seppälän ym. (2010) tutkimuksessa ennallistamisen hiilinielun ja metaanipäästön arvioitiin olevan sama kuin luonnontilaisen

suon. Turvetuotannon vaikutuksia tuotantoaluetta ympäröiville alueille ei huomioitu koska turvetuotannon vaikutuksista niihin ei ole luotettavaa tietoa ja koska ympäröivän alueen huomioon ottaminen ei varsinkaan sadan vuoden aikajänteellä näyttäisi vaikuttavan merkittävästi lopputuloksiin (Seppälä ym. 2010). Lisäksi, kun vertailutilanteena on metsäojitettu suo, ei turvetuotannolla oleteta olevan samantyyppistä vaikutusta ympäröivään alueeseen kuin jos vertailutilanteena olisi luonnontilainen suo, koska suoalue on jo ojitettu ja kuivatettu metsätalouden tarpeisiin.

**Taulukko 2.** Turpeen ilmastovaikutuksen laskennassa käytetyt päästöjen lähtötiedot elinkaarivaiheittain (g/m<sup>2</sup>/v).

Elinkaarivaihe	CO <sub>2</sub> (g/m <sup>2</sup> /v)	CH <sub>4</sub> (g/m <sup>2</sup> /v)	N <sub>2</sub> O (g/m <sup>2</sup> /v)	Lähde
Vertailutilanne: - metsäojitettu suo	200,0	1,0	0,35	Pohjala 2014, Seppälä ym. 2010
Turpeen nosto: - maaperäpäästöt - konepäästöt	1390,0 169,2 (1 g/MJ)	2,6 *	0,10 *	Pohjala 2014 Uppenberg ym. 2001
Turpeen käyttö:	ks. teksti	*	*	
Jälkikäyttö: - metsitys - ennallistaminen	ks. teksti -112,0	-0,05 17,0	0,35 0,00	Seppälä ym. 2010 Seppälä ym. 2010

\* Ei huomioitu

### 3.1.3 Epävarmuudet

Turpeen tuotantoalueella tuotetaan erilaisia turvelajeja, joista vain osa, päällimmäinen kerros, soveltuu kuiviketurpeeksi. Laskennassa ei voitu erottaa kuiviketurpeen tuotantoa muusta turpeen tuotannosta saatavilla olevien lähtötietojen puutteesta johtuen. Jotta laskentaa olisi voitu täsmentää koskemaan nimenomaisesti kuiviketurvetta, tulisi päästöt allokoida turvetuotantoalueelta kuiviketurpeeseen sekä muuhun käytettyyn turpeeseen. Eri turvelajien ominaisuudet vaihtelevat (mm. maatuneisuus, hiilipitoisuus, kuiva-aine), mutta myös niiden tuotantoon käytettävä ajanjakso vaihtelee tuotantoalueesta riippuen. Vastaavasti myös kuiviketurpeen hajoamisnopeus todennäköisesti eroaa keskimääräisen turpeen hajoamisnopeudesta.

Lisäksi turvetuotantoalueen maaperästä vapautuvissa vertailutilanteen, tuotannon aikaisten ja jälkikäyttövaiheen päästöissä on todellisuudessa suurta vaihtelua, kuten myös kuiviketurpeen hajoamisnopeudessa. Näihin liittyvää vaihtelua ei ole arvioitu.

## 3.2 Rahkasammal

Rahkasammalta (*Sphagnum*, kuva 5) kasvaa koko maassa monenlaisilla kosteilla kasvupaikoilla, pääasiassa soilla ja ojitusalueilla. Metsätaloudellisesti kannattamattomista ojitetuista soista on arvioitu rahkasammalen korjuuseen soveltuvan n. 280 000 ha (Silvan ym. 2017). Suomessa esiintyy 42 rahkasammalalajia, jotka ovat erikoistuneet erilaisiin olosuhteisiin kosteuden, ravinteisuuden ja happamuuden suhteen. Kasvupaikat ovat pääasiassa karuja ja keskiravinteisia. Rahkasammalilla on suuri merkitys soiden kehityksessä, turpeen muodostumisessa ja suoekosysteemien toiminnassa. Se imee tehokkaasti vettä ja



säilyy kosteana myös kuivina kausina. Rahkasammal kasvaa jatkuvasti pituutta ja kuolleista osista muodostuu turvetta. Leviäminen tapahtuu sekä itiöiden avulla että kasvullisesti. (Reinikainen ym. 2000.)

Rahkasammalta voidaan korjata suon pinnasta. Korjuuseen soveltuvien alojen tulisi olla enimmäkseen rahkasammalen peittämiä (vähintään 50 %) ja muiden kasvien, kuten puiden ja varpujen määrä tulisi olla mahdollisimman vähäinen (Silvan ym. 2017). Rahkasammalkasvuston on arvioitu toipuvan korjuusta entiselleen 15 – 30 vuodessa, mutta suokohtainen vaihtelu on suurta ja erityisesti korjuusyvyys sekä korjaamatta jätetyn rahkasammalen osuus vaikuttavat palautumisnopeuteen (Silvan ym. 2019).

Rahkasammaleella on useita käyttömahdollisuuksia esimerkiksi kuivikkeena, kasvualustana ja rakentamisessa. Rahkasammalta on hyödynnetty Suomessa vuosisatojen ajan mutta hyödyntäminen on kuitenkin ollut melko vähäistä. Kiinnostus rahkasammaleen hyödyntämiseen on kasvanut viime vuosina sen hyvien kasvualusta- ja kuivikeominaisuuksien sekä turpeen käytön vähenemisen vuoksi. Rahkasammaleen korjuu voi kuitenkin muuttaa suotyyppejä pysyvästi heikentäen suon luontoarvoja ja vaikuttaen myös suon hiilen sidontakykyyn ja päästöihin. Rahkasammalta tulisi korjata vain soilta, joiden luontoarvot ovat vähäiset eli vain ihmisen jo muuttamilta suoaloilta (Silvan ym. 2019, Rahkasammaleen kestävä keruun työohje 2021). Luonnontilaisten soiden säilyttäminen ja suoluonnon tilan parantaminen on tärkeää paitsi luonnon monimuotoisuuden, myös niiden tarjoamien ekosysteemipalvelujen turvaamiseksi. Suot tuottavat turvetta ja puuta, mutta myös sitovat hiiltä, puhdistavat vettä ja tarjoavat riistaa, marjoja ja muita keruutuotteita (Jäppinen ym. 2013).



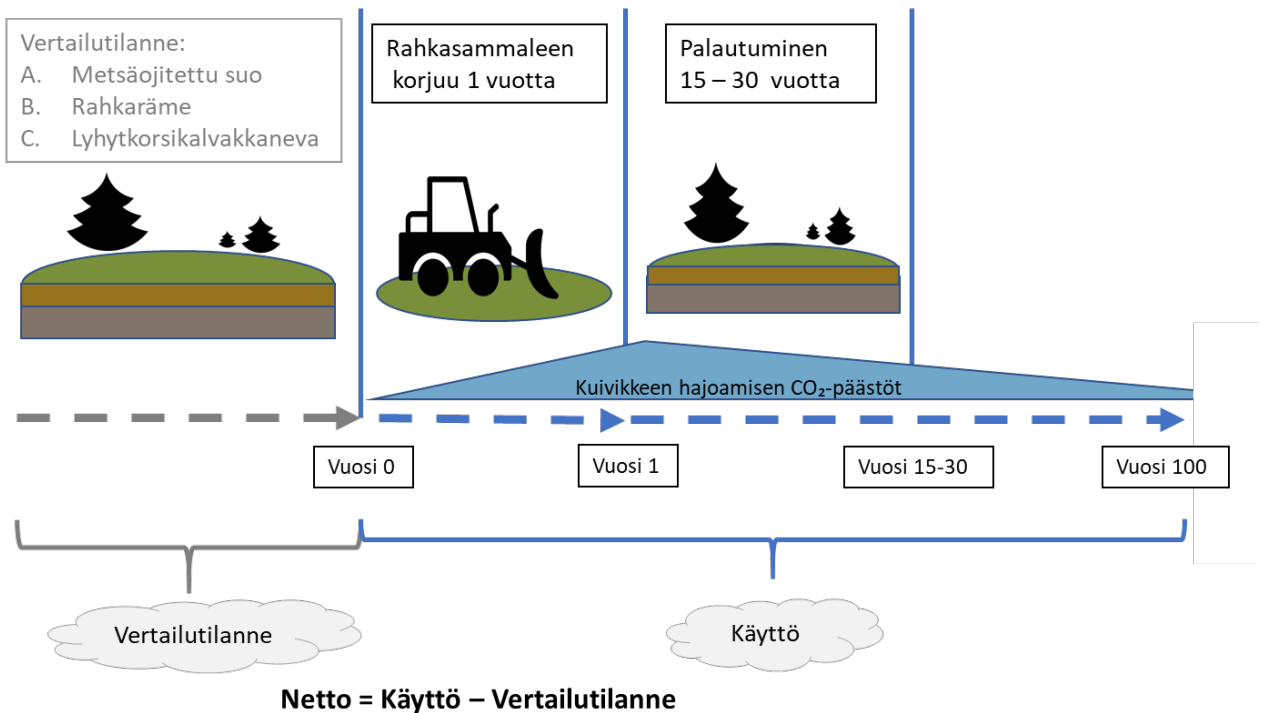
*Kuva 5. Rahkasammal, Biolan. Kuva: Annika Johansson, SYKE.*

### 3.2.1 Laskennan rajaus

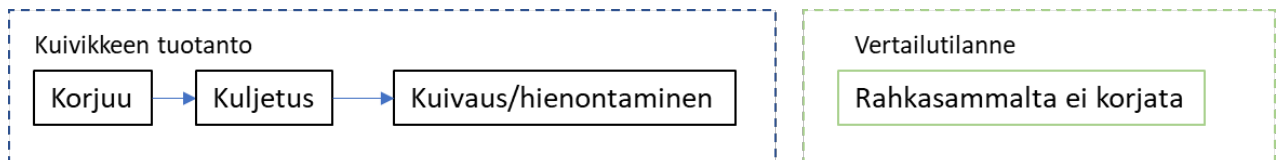
Rahkasammalkuivikkeen tuotannon hiilijalanjälkilaskennassa huomioitiin tuotannosta ja käytöstä aiheutuvat päästöt ja niistä vähennettiin vertailutilanteen päästöt (=vältetyt päästöt) (kuva 6). Vertailutilanteella tarkoitetaan suoaluetta ennen rahkasammalkuivikkeen noston aloittamista. Rahkasammalkuivikkeen tuotannon hiilijalanjälki laskettiin kolmelle eri vertailutilanteelle; metsäojitetulle suolle, rahkarämeelle sekä lyhytkorsikalvakkanevalle. Näistä kaksi viimeisintä, rahkaräme ja lyhytkorsikalvakkaneva, ovat luonnontilaisia suotyyppejä, joista lyhytkorsikalvakkaneva on rahkarämettä märempi suotyyppi. Perusoletukseksi määritettiin, että rahkasammalta pyritään keräämään ensisijaisesti suosituksen mukaisesti ihmisen jo muuttamilta metsäojitetuilta soilta.

Rahkasammalkuivikkeen tuotantoketju on esitetty kuvassa 7. Korjuun hiilijalanjäljen arvioinnissa huomioitiin aiheutettuina päästöinä korjuukoneiston, raaka-aineen kuljetuksen ja prosessoinnin päästöt ja korjatulta suolta aiheutuvat päästöt. Vältettyjä päästöjä ovat vertailutilanteen, eli korjaamattoman

suon päästöt, jotka vähennetään korjuun aiheuttamasta hiilijalanjäljestä. Lisäksi laskennassa huomioitiin korjuun vuoksi kertymättä jäänyt hiili sekä rahkasammalkuivikkeen hajoaminen. Hiilijalanjälkilaskennassa hyödynnettiin mm. Punkan (2019) pro gradu -tutkielmaa.



Kuva 6. Rahkasammaleen elinkaarien ilmastovaikutusten laskentaperiaate, jossa käytön (rahkasammaleen korjuu, kasvuston palautuminen ja kuivikkeen hajoaminen) päästöistä vähennetään vertailutilanteen päästöt. Laskennassa on käytetty sadan vuoden aikaperspektiiviä.



Kuva 7. Prosessikaavio rahkasammalen tuotannosta kuivikkeeksi ja vertailutilanne.

### 3.2.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot

#### Korjuutyö ja prosessointi

Rahkasammal korjataan suolta erikoisvalmisteisella kauhakuormaajalla ja lastataan puoliperävaunuun. Nostotyön polttoaineen kulutus on 2 l polttoöljyä/m<sup>3</sup> märkää sammalta. Rahkasammal kuljetetaan noin 100 km (vaihteluväli 20 – 200 km) päähän käsittelylaitokselle. Käsittelylaitoksella rahkasammaleen jalostaminen kuivikemateriaaliksi kuluttaa polttoöljyä noin 0,09 l/m<sup>3</sup> valmista rahkasammalkuivikettä (Fontell ja Pelto-Huikko 2021). Polttoaineen hankintaketjun lähtötietoina käytettiin ecoinvent-tietokantaa (Ecoinvent v3.5). Kuljetuksen oletettiin tapahtuvan puoliperävaunulla (Euro 5). Kuljetuksen päästöt arvioitiin hyödyntämällä Lipasto-tietokannan tietoja ajoneuvon päästöistä (VTT Oy 2017). Kuljetusten vaikutusten arvioinnissa sisällytettiin sekä kuljetus että tyhjän ajoneuvon ajo korjuupaikalle. Ilmastovai-  
 kutusten laskennassa käytetyt lähtötiedot on koottu taulukkoon 3.

**Taulukko 3.** Rahkasammaleen ilmastovaikutusten laskennassa käytetyt lähtötiedot.

Laskentaoletuksia		Lähde
Tilavuuspaino (tuore)	270 kg/m <sup>3</sup>	Fontell ja Pelto-Huikko 2021
Tilavuuspaino (kuivike)	120 kg/m <sup>3</sup>	Fontell ja Pelto-Huikko 2021
Tuoreen sammaleen kosteuspitoisuus	84 %	Fontell ja Pelto-Huikko 2021
Kuivikkeen kosteuspitoisuus	50 %	Fontell ja Pelto-Huikko 2021
Korjuusyklin pituus	15 tai 30 vuotta	Punkka 2019

## Maankäyttö

Rahkasammal kasvaa suon pintakerroksessa korkeutta noin 1 cm vuodessa (Punkka 2019). Kosteissa ja hapettomissa olosuhteissa rahkasammaleen hajoaminen on epätäydellistä ja se kerryttää pitkän ajan kuluessa hiilivarastoa, eli turvetta syvempiin kerroksiin. Kaikki kasvillisuus ei kuitenkaan muodosta pitkäaikaista hiilivarastoa, vaan suurin osa kasvillisuuden sitomasta hiilestä hajoaa nopeasti ja vapautuu ilmaan rahkasammalkerroksen pintaosissa. Arviot rahkasammaleen hajoamisnopeudesta vaihtelevat, mutta joidenkin arvioiden mukaan pinnalla olevan rahkasammaleen hiilestä hajoaisi jopa 90 % lyhyellä aikavälillä (Ojanen 2021). Suon syvempiin kerroksiin on puolestaan kertynyt pysyvämpää hiiltä. Esimerkiksi 30 cm syvyydessä noin 75 % hiilestä on arvioitu pysyväksi hiilivarastoksi (Ojanen 2021) ja yli 30 cm syvyydessä rahkasammalmassa on pääsääntöisesti suon hapettomiin oloihin kerrostunutta kuollutta sammalmateriaalia eli turvetta (Silvan ym. 2017). Eli mitä syvemältä rahkasammalta ja sen muodostamaa turvetta korjataan, sitä enemmän poistetaan hiiltä, joka olisi ilman korjuuta jäänyt pysyvään hiilivarastoon. (Punkka 2019.)

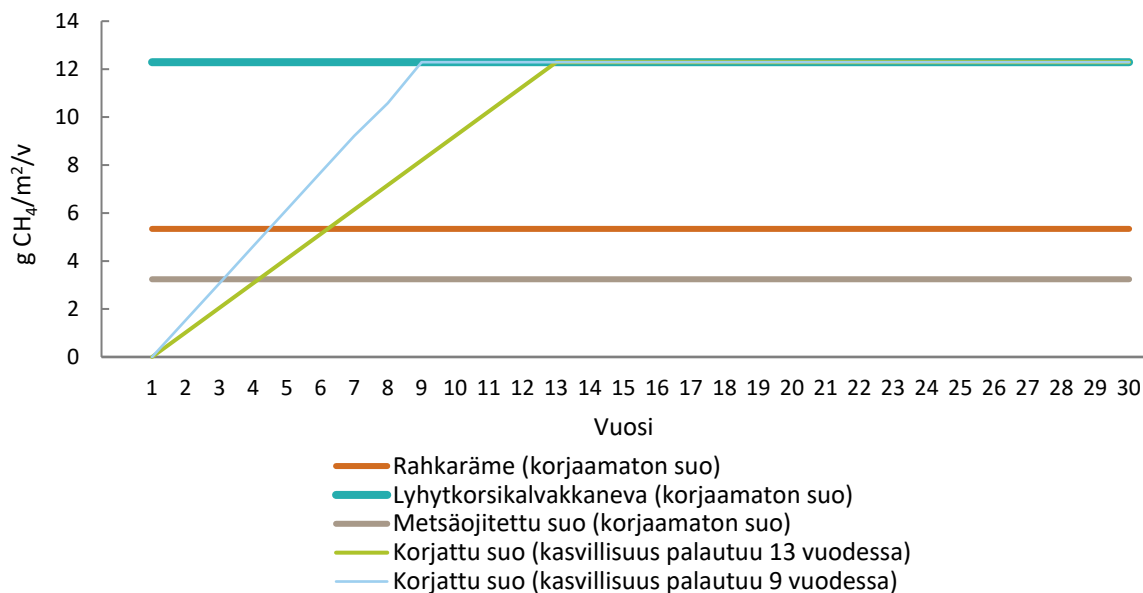
Rahkasammaleen sisältämän hiilen arvioinnissa hyödynnettiin Punkan (2019) arvioita rahkasammaleen sisältämän hiilen määrästä (liite 2) Suurin osa kuivikkeeksi korjatun rahkasammaleen sisältämästä hiilestä vapautuu ilmaan kuivikekäytön jälkeen. Rahkasammalkuivikkeen hajoamisen peltoon levityksen jälkeen oletettiin vastaavan turpeen hajoamista (katso luku 3.1.2).

Koska rahkasammalkerroksen paksuus vaihtelee, uusiutumisen kannalta sopiva korjuusyvyys on aina suokohtainen. Yleisesti kuitenkin suositellaan, että korjuusyvyys ei ylittäisi 30 cm ja että puolet pinta-alasta jätettäisiin korjaamatta uusiutumisen varmistamiseksi. Rahkasammaleen korjuusyvyys vaikuttaa hiilen poistumisen lisäksi suon kasvillisuuden palautumiseen sekä suon kasvihuonekaasutaseeseen. Liian suuri korjuusyvyys voi hidastaa kasvillisuuden palautumista, ja jopa muuttaa suoalueen kasvilajistoa etenkin karuilla ja kuivilla soilla (Punkka 2019). Tällöin erityisesti saramaiset kasvit voivat vallata alueen ja lisätä sen kasvihuonekaasupäästöjä, koska saramaiset kasvit kuljettavat kortensa kautta metaania ilmaan (Silvan ym. 2012). Punkan (2019) tutkimuksessa esimerkiksi havaittiin, että korjatut rahkarämeet alkoivat muistuttaa kasvillisuudeltaan sarakasvivaltaista lyhytkorsikalvakkanevaa. Muutos kasvillisuudessa voi kuitenkin johtua myös aiemmin käytössä olleesta korjuutekniikasta, jonka seurauksena suohon on saattanut jäädä painaumia, joihin kosteutta kertyy enemmän ja kasvillisuus muuttuu muuttuneiden olosuhteiden seurauksena (Ojanen 2021). Tutkimustietoa korjuutekniikan vaikutuksista suotyypin muutoksiin ja rahkasammaleen palautumiseen ei toistaiseksi ole kuitenkaan saatavilla.

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin kolmea suotyyppiä - metsäojitettua suota, rahkarämettä ja lyhytkorsikalvakkanevaa - kuivikerahkasammaleen tuotantoalana, jotka samalla muodostavat kolme erilaista vertailutilannetta. Korjuusyvyudeksi oletettiin vaihtoehtoisesti 20 cm tai 30 cm (perusoletus). Laskelmissa hyödynnettiin Punkan (2019) arvioita korjaamattoman suon metaanipäästöistä lyhytkorsikalvakkanevalla ja rahkarämeellä. Metsäojitetun karun suon metaanipäästöjen arvioinnissa hyödynnettiin Minkkisen ja Laineen (2006) tutkimusta. Kasvillisuuden oletettiin palaavan rahkasammalvaltaiseksi 13 vuoden kuluttua sammaleen korjaamisesta, kun korjuusyvyys oli 30 cm, ja vastaavasti korjuusyvyiden ollessa 20 cm, alueen oletettiin palaavan rahkasammalvaltaiseksi 9 vuoden kuluttua (Punkka 2019).

On arvioitu, että rahkasammaleen korjuu on mahdollista toteuttaa jo 15 vuoden kuluttua edellisestä korjuusta (Näkkilä ym. 2015), mutta myös maltillisempia arvioita korjuuvälien pituudesta on esitetty

(Silvan ym. 2017). Tässä tutkimuksessa korjuuvälien pituutena käytettiin vaihtoehtoisesti 15 tai 30 vuotta (perusoletus). Laskennassa oletettiin, että kaikilta kolmelta suotyypiltä korjattaessa suon metaanipäästöt asettuvat lyhytkorsikalvakkanevan metaanipäästöjen tasolle kasvillisuuden palaamisen jälkeen Punkan (2019) tutkimuksen mukaisesti (kuva 8).



Kuva 8. Korjattujen ja korjaamattomien soiden metaanipäästöt (Minkkinen ja Laine 2006, Punkka 2019). Rahkasammaleen korjuu 20 cm syvyydeltä (kasvillisuuden palautuminen 9 vuodessa) ja rahkasammaleen korjuu 30 syvyydeltä (kasvillisuuden palautuminen 13 vuodessa).

### 3.2.3 Epävarmuudet

Rahkasammalen korjuun ja siitä valmistettavan kuivikkeen hiilijalanjälki sisältää huomattavia epävarmuuksia. Erityisesti vertailutilanteiden, eli korjaamattomien soiden kasvihuonekaasupäästöt muodostavat merkittävän epävarmuuden lähteen rahkasammalen korjuun hiilijalanjäljen laskemiselle. Korjaamattomien soiden päästöt vaihtelevat huomattavasti (Pohjala 2014) ja vertailutilanteen päästöjen oletusarvo vaikuttaa rahkasammalen korjuun hiilijalanjälkeen.

Tässä tutkimuksessa korjuusyvyuden oletettiin olevan 20 tai 30 cm, mutta todellisuudessa korjuusyvyys voi vaihdella rahkasammalkerroksen ja korjuuseen käytetyn kaluston mukaan. Olennaisinta on varmistaa suon uudistuminen korjuun jälkeen, mutta tutkimustiedot kasvillisuuden palautumisesta ovat vielä puutteelliset (YM 2021) eikä suositeltavaa korjuusykliä ole Suomessa toistaiseksi määritelty. Korjuusyklin pituus vaikuttaa rahkasammalkuivikkeen päästöihin, koska rahkarämeen ja metsäojitetun suon päästöt oletettiin tässä tutkimuksessa olevan korjuun jälkeen kasvillisuuden palaututtua suuremmat kuin vertailutilanteen (korjaamaton rahkaräme tai metsäojitettu suo). Oletus korjatun suon korkeammista päästöistä perustuu Punkan (2019) tutkimuksessa tehtyyn havaintoon. On kuitenkin huomattava, että Punkan (2019) tutkimus perustui vain vähäiseen tutkimusaineistoon ja nykyisin käytössä olevaan korjuutekniikkaan ja -koneistoon.

## 3.3 Järviruokosilppu

Järviruoko (kuva 9) on monivuotinen rannoilla kasvava ruohovartinen kasvi, jota esiintyy maailmanlaajuisesti. Se muodostaa kosteilla kasvupaikoilla laajoja kasvustoja. Suomessa järviruokoa arvioidaan olevan rannikkoalueilla noin 30 000 hehtaaria, mutta sisävesiltä ei ole toistaiseksi saatavissa luotettavia

arvioita. Ruovikot ovat lisääntyneet rehevöitymisen ja laiduntamisen vähentymisen seurauksena. Ruovikon tuottavuus vaihtelee kasvupaikasta ja olosuhteista riippuen 4 – 20 tonnin välillä hehtaaria kohden. (Ympäristöhallinto 2015.)

Korjaamaton ja mätänevä ruoko tuottaa ilmastoa lämmittäviä metaanipäästöjä, kuluttaa rantavesien happea ja edistää rantojen umpeenkasvua. Brix ym. (2001) arvioivat, että järviruokokosteikot ovat lyhyellä aikavälillä hiilen lähteitä metaanin muodostumisen vuoksi, mutta pitkällä aikavälillä tarkasteltuna ne toimivat hiilinieluna sillä ruovikkoon sitoutuu hiiltä uuden kasvuston ja kuolleiden ruokojen muodostavan hiilivaraston avulla. Tutkimuksessa ei kuitenkaan huomioitu ruovikon sitoman hiilen pysyvyyttä, joka vaikuttaa keskeisesti hiilinielun suuruuteen.

Ruovikoita niitetään tällä hetkellä pääasiassa ranta-alueiden virkistyskäytön kohentamiseksi. Samalla parannetaan vesien tilaa poistamalla ravinteikasta kasvimassaa ja parantamalla veden virtausta. Ruovikoiden niittäminen lisää myös ranta-alueiden monimuotoisuutta tarjoamalla elintilaa monille taantuneille lajeille. Samaan aikaan ruovikot kuitenkin tarjoavat elinympäristön monille lajeille, toimivat kutualueina kaloille ja vähentävät mm. sedimentin ravinteiden uudelleen vapautumista. (Ympäristöhallinto 2015.) Järviruoko on myös tärkeä elinympäristö talvehtiville hyönteisille (Huhta 2007).

Loppukesällä niitettäessä saavutetaan suurin vesistönhoidollinen hyöty, sillä silloin niittomassa ja ruo'on fosforipitoisuus on suurimmillaan. Järviruoko on tuottoisinta matalassa vedessä rantaviivan molemmin puolin, mistä se on kuitenkin nyky menetelmin hankalin niittää. Järviruoko on niittäminen tuleekin suunnitella aina huolellisesti haittavaikutusten minimoimiseksi. Kaikkea ruovikkoa ei tulisi poistaa, sillä pienimuotoiset ruovikot tarjoavat suojaa eläimille. Ympäristön kannalta kestävä korjuumäärää ei ole toistaiseksi määritetty. Myös korjuutekniikat ovat kehittymässä. Järviruokoa voidaan myös kosteikkoviljellä esimerkiksi vetetyillä turvepelloilla ja siten vähentää turvepeltojen elinkaarisia kasvihuonekaasupäästöjä (Lahtinen 2020).

Niitetyn ruokomassan hyödyntäminen on Suomessa toistaiseksi vähäistä, mutta kiinnostus sen hyödyntämiseen etenkin kasvualustojen ja kuivikkeiden raaka-aineena on viime aikoina lisääntynyt. Kuivikekäyttöön tarkoitettu järviruoko tulisi saada jatkojalostukseen pian korjuun jälkeen, ettei sen laatu heikkene. Järviruoko on käytön edistäminen edellyttääkin korjuumenetelmien ja koko korjuuketjun kehittämistä. Järviruokoa voidaan hyödyntää myös kattomateriaalina, eristeenä tai energiana. Hajautetut biojalostamot -hankkeessa (2011 – 2014) tutkittiin järviruokopellettien käyttöä kuivikkeena hevostalleilla.

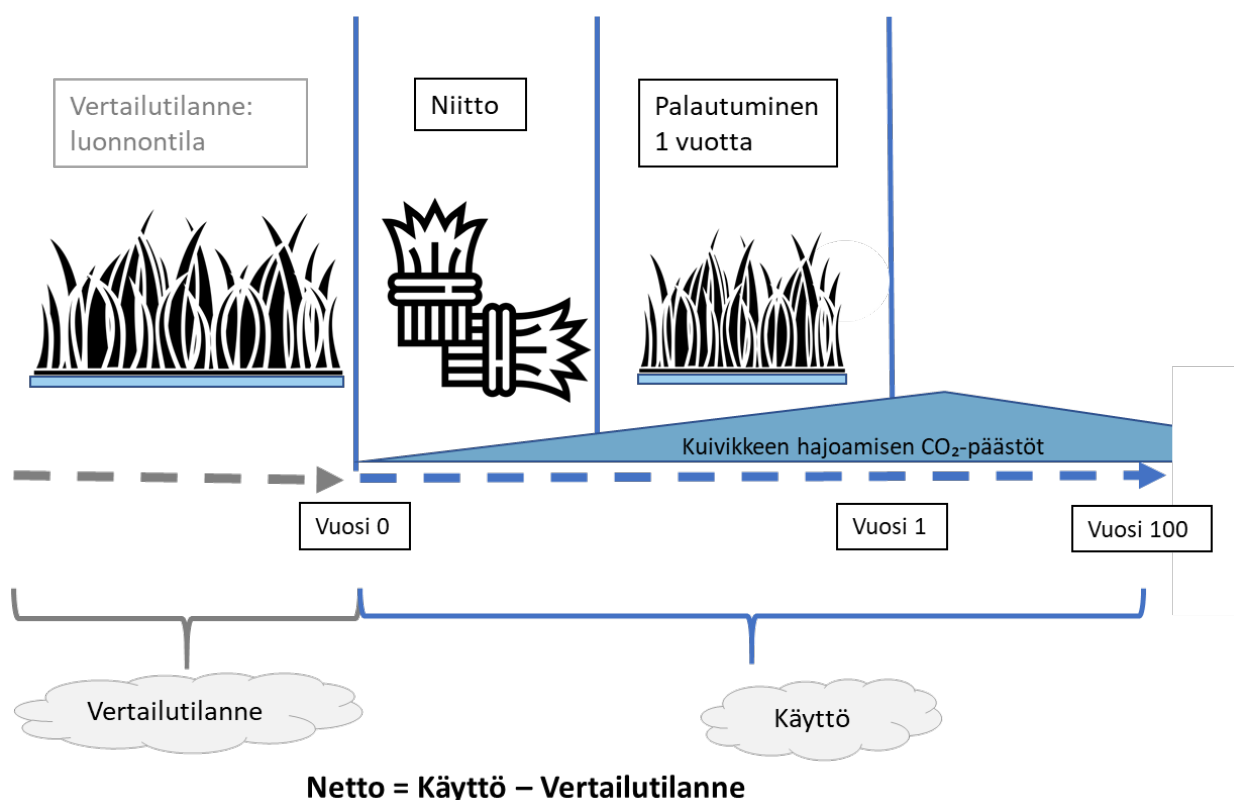


*Kuva 9. Järviruoko. Kuva: Suvi Lehtoranta, SYKE.*

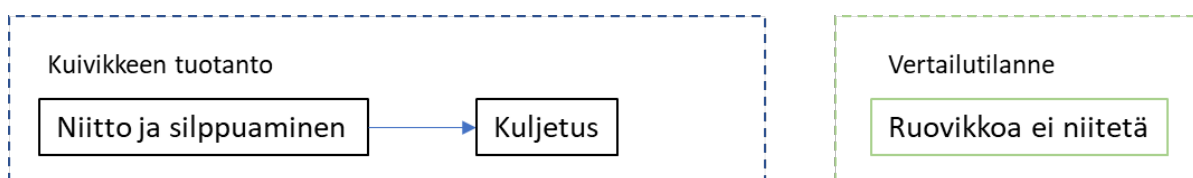
### 3.3.1 Laskennan rajaus

Järviruokosilppukuivikkeen tuotannon hiilijalanjälkilaskennassa huomioitiin tuotannosta ja käytöstä aiheutuvat päästöt ja niistä vähennettiin vertailutilanteen päästöt (=vältetyt päästöt) (kuva 10). Järviruo' on niittämisen vertailutilanteessa järviruokoa ei niitetä, jolloin ruovikon oletettiin pysyvän stabiilina ekosysteeminä. Järviruokosilpun tuotannon hiilijalanjälki laskettiin talvella niitetylle järviruo'olle, joka silputaan niittämisen yhteydessä. Niiton oletettiin tapahtuvan matalalta rantavyöhykkeeltä, jossa kasvusto on tiheää ja vastaavan kuiva-ainesadoltaan kesäniiton satotasoa (noin 5 t ka/ha). Laskentaoletukset on esitetty taulukossa 4 ja elinkaaren vaiheet kuvassa 11.

Korjuun hiilijalanjäljen arvioinnissa huomioitiin aiheutettuina päästöinä korjuukoneiston päästöt ja niitetyn ruovikon päästöt. Vältettyjä päästöjä ovat vertailutilanteen, eli niittämättömän ruovikon päästöt, jotka vähennetään niiton aiheuttamasta hiilijalanjäljestä. Lisäksi laskennassa huomioitiin niiton vaikutus kasvuston palautumiseen (hiilen sidontaan) sekä kuivikkeen hajoaminen.



Kuva 10. Järviruo' on elinkaaristen ilmastovaikutusten laskentaperiaate, jossa käytön (järviruo' on niitto, kasvuston palautuminen ja kuivikkeen hajoaminen) päästöistä vähennetään vertailutilanteen päästöt. Laskennassa on käytetty sadan vuoden aikaperspektiiviä.



Kuva 11. Prosessikaavio järviruo' on tuotannosta kuivikkeeksi ja vertailutilanne.

**Taulukko 4.** Järviruokosilpun ilmastovaikutusten laskennassa käytetyt lähtötiedot.

Laskentaoletuksia	
Uusiutumisnopeus niiton jälkeen	1 vuotta
Niitetty sato	5 t ka/ha
Sadon kosteuspitoisuus	10 %
Sadon hiilipitoisuus	38 % C/kg ka <sup>1</sup>
Niittoalan tarve	0,18 ha / t kuiviketta

<sup>1</sup>Duarte 1992

### 3.3.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot

#### Korjuutyö ja prosessointi

Ruukomassan talvikorjuuta toteutetaan Suomessa toistaiseksi vain pienessä mittakaavassa, eikä käytettävä korjuuteknikka ole vakiintunutta. Tässä laskennassa niiton oletettiin tapahtuvan kuitenkin suuremmissa mittakaavassa ja vastaavan siten tarkkuussilppurilla tehtävää niittotyötä (vastaava kuin ruukohelven niitto) (Mäkinen ym. 2006). Kasvin maanpäällisestä osasta oletettiin saatavan talteen 70 %. Talviniitetty ruukomassa on valmiiksi kuivaa (kuiva-ainepitoisuus 90 %) ja silppuna korjattu järviruoko voidaan kuljettaa varastoitavaksi kuivikekäyttöä varten.

Silputtu ruukomassa oletettiin kuljetettavan 100 (50 – 250) km etäisyydelle varastointia varten. Kuljetuksen polttoaineen kulutuksen lähtötietoina käytettiin ecoinvent-tietokantaa ja VTT:n Lipastotietokantaa (Ecoinvent v3.5, VTT Oy 2017).

#### Maankäyttö

Kosteikot ovat metaanin lähteitä. Tuuletussolukolliset kasvit, kuten järviruoko, kuljettavat metaania ilmakehään sedimentin hapettomista olosuhteista. Järviruokokosteikoista muodostuu metaanipäästöjä sekä vanhojen katkenneiden onttojen korsien pumppaamana että sedimentistä (diffuusio ja kupliminen) (mm. Brix 2001, Günther ym. 2015). Osa metaanista hapettuu hiilidioksidiksi ennen kuin se vapautuu ilmakehään. Korsi kuljettaa myös happea maaperään, joka lisää metaanin hapettumista hiilidioksidiksi millä on ilmastomuutosta hillitsevä vaikutus.

Kankaalan ym. (2004) tutkimuksessa ruovikon päästöjä mitattiin kolmena peräkkäisenä vuotena Vesijärvellä. Tutkimuksen mukaan ruovikon päästöt tiheästi kasvavalla rannan läheisellä ruovikkoalueella vaihtelevat avoveden aikaan 22 – 58 g CH<sub>4</sub> /m<sup>2</sup>/v ja ollen talvella n. 4 g CH<sub>4</sub> /m<sup>2</sup>/v. Suurimmat päästöt muodostuvat heinä-elokuussa (11 – 1180 mg CH<sub>4</sub> /m<sup>2</sup>/vrk), jolloin ruovikon sedimentin lämpötila on korkea ja maaperän mikrobiologinen aktiivisuus vilkasta. Matalilla alueilla, joissa kasvusto on usein tiheää, korsien kuljettaman metaanipäästön (korsien pumppaus) osuus on suurempi kuin sedimentistä aiheutuvien diffuusio- ja kuplimispäästöjen. Syvemmillä vesistöissä, jossa ruovikko on harvempaa, kuplintapäästöjen on todettu olevan merkittävämpiä. Metaanipäästöjen suuruus todettiin riippuvan pääasiassa sedimentin lämpötilasta, mutta selvä syy-yhteys havaittiin myös verson biomassan kanssa. (Käki ym. 2001, Kankaala ym. 2004.)

Sekä kesä- että talviniiton vaikutukset ruovikon kykyyn pumpata metaania ovat puutteellisesti tutkittuja ja tulokset ristiriitaisia. Mittaustietoa niiton jälkeisistä ruovikoista on vähän saatavilla ja olemassa oleva tieto rajoittuu muutaman päivän mittausjaksoihin. Viime vuosina tehdyissä tutkimuksissa on arvioitu, että kosteikkojen biomassan niitto kasvukauden aikana voi merkittävästi lisätä metaanipäästöjä välittömästi niiton jälkeen (Keyport ym. 2019, Xu ym. 2019, Kasak ym. 2020). Kasvukauden ulkopuolella tapahtuva niitto sen sijaan aiheuttaa merkittävästi vähemmän päästöjä (Kasak ym. 2020). Tutkimustuloksia kosteikoista ei voi kuitenkaan välttämättä yleistää myös järviruokoa koskeväksi. Saksassa

toteutetun Van den Berg ym. (2020) tutkimuksen mukaan, kasvukauden aikana toteutettu niittäminen vähensi ruovikon metaanipäästöjä, koska järviruo' on metaanin pumppaus korsien kautta vähenee paineerojen tasaantuessa niiton myötä. Toisaalta taas maaperästä aiheutuvat kuplintapäästöt voivat lisääntyä. Van den Berg ym. (2020) mukaan metaanipäästöt vähenevät kaiken kaikkiaan niittämisen seurauksena 23 – 45 % vertailutilanteeseen verrattuna. Mittaukset tehtiin kuitenkin vain muutamana päivänä kesäaikaa.

Myös järviruo' on talviniittoa ja sen vaikutuksia ruovikkoon on toistaiseksi tutkittu melko vähän ja arviot ruovikon palautumiskyvystä ovat ristiriitaisia. Talviniitto voi parantaa ruovikon kasvua tuomalla valoa uusille versoille (Ditlhogo ym. 1992, Huhta 2007). Ruotsissa tehdyn tutkimuksen mukaan talviniitto ei kuitenkaan vaikuttanut järviruo' on palautumiskykyyn (van der Sluis 2013). Viime vuosina Suomessa tehtyjen talviniittojen on kuitenkin todettu heikentävän ruovikon kasvukykyä (Kukkola 2021). Talviniiton vaikutus ruovikon palautumiseen on siten epäselvää ja siihen todennäköisesti vaikuttavat useat tekijät, kuten ruovikon kunto ja kasvuolosuhteet. Elinkaarilaskennassa oletettiin siten, että talviniitto ei vaikuta ruovikon kasvukykyyn (perusoletus), mutta lisäksi tarkasteltiin vaihtoehtoja, joissa talviniiton seurauksena ruovikon kasvukyky lisääntyy tai vähenee seuraavana vuonna 10 %. Vuosittain toistuvan niiton vaikutuksia ruovikon palautumiseen ei tässä tutkimuksessa arvioitu puutteellisten tutkimustietojen vuoksi.

Järviruoko kasvaa luonnonvaraisena, ja lämpenevä ilmasto sekä rehevöityminen kiihdyttävät sen kasvua. Arvioita siitä, miten muuttuvat olosuhteet vaikuttavat jo olemassa olevan ruovikon kasvuun, ei ollut saatavilla tätä tutkimusta tehtäessä.

Puutteellinen ja epäjohdonmukainen tutkimustieto talviniiton vaikutuksista ruovikon metaanipäästöihin vaikeuttaa niiton aiheuttamien päästöjen arvioimista. Koska talviniiton seurauksena hajoavaa ruokomassaa päätyy vähemmän vesistöön, voidaan olettaa muodostuvan myös vähemmän sedimenttiin päätyvää ja rannalle ajautuvaa mädäntyvää ruokomassaa. Koska Suomessa tehdyssä tutkimuksessa (Kankaala ym. 2004) todettiin, että etenkin matalassa vedessä kasvavan ruovikon pumppaamat metaanipäästöt riippuvat ruovikon biomassasta ja tässä elinkaariarvioinnissa lähtökohtana talviniitosta palautumiselle oli neutraali vaikutus palautumiskykyyn, oletettiin että metaanipäästöt vähenevät siinä suhteessa, mitä kasvustoa poistetaan. Jos niitto kuitenkin lisäisi biomassan tuotantoa, oletettiin että metaanipäästöt myös lisääntyvät niittoa seuraavana vuonna (niitettävä osuus huomioon ottaen). Vastavasti, jos niitto vähentää biomassan tuotantoa, oletettiin metaanipäästöjen vähentyvän niittoa seuraavana vuonna.

Ruovikon tuottamat metaanipäästöt arvioitiin perustuen Kankaala ym. (2004) tutkimukseen, jossa kasvin maanpäällisen osuuden sitomasta hiilestä 13,9 % vapautuu kasvin pumppaamana metaanina ilmakehään (Kankaala ym. 2004) (vedensyvyys alle 10 cm). Luku vastaa Brix (2001) arviota, jonka mukaan metaanina vapautuu noin 15 % kasvin sitomasta hiilestä (maanpäällinen ja maan alapuolinen osuus mukaan lukien). Koska rannalle ja vesistöön päätyvistä kuolleiden ruovikoiden mätänemisen päästöistä ei erikseen löydetty luotettavaa tutkimustietoa, oletettiin kuolleen ruovikon hajoamisen päästöjen sisältävän ruovikosta aiheutuviin mitattuihin päästöihin.

Arviot ruovikon juuriston ja maanpäällisen kasvuston suhteesta vaihtelevat myös merkittävästi ja niiden välinen suhde on todettu olevan korkeampi kylmemmissä olosuhteissa (Brix 2001, Kankaala ym. 2004). Järviruo' on juurakko ylettää 35 cm syvyyteen ja juuret noin 50 cm syvyyteen ja ruoko voi tuottaa versoja jopa 10 metrin päähän juurakosta (Huhta 2007). Tässä tutkimuksessa hyödynnettiin Kankaala ym. (2004) tutkimusta biomassan suhteista, jonka mukaan 73 % ruovikon sitomasta hiilestä päätyy maan yläpuolisiin osiin ja 27 % juuristoon ja juurakkoon. Niitossa oletettiin korjattavan 70 % maanpäällisestä kasvustosta. Järviruo' on korressa olevan hitaasti vapautuvan hiilen osuudeksi oletettiin olevan vastaava kuin viljoilla, eli n. 22 % (Jebali ym. 2016), ja kasvin sitoman hiilen hajoamisen oletettiin tapahtuvan sekä vertailutilanteessa että järviruokosilpun tuotannossa vastaavasti kuin luvussa 2.3 on esitetty (taulukko 5).



**Taulukko 5.** Ruovikon biomassan hiilisisältö ja laskennalliset metaanipäästöt kuiviketonna kohden.

Laskentaoletuksia	kg C/ t kuiviketta
Biomassan hiilisisältö yhteensä	670
Juuriston biomassa	181
Maanpäällinen biomassa	489
Niitetty biomassa	342
Ruovikon metaanipäästöt	kg CH <sub>4</sub> -C/ t kuiviketta
Vertailutilanne	68
Niitto	20

### 3.3.3 Epävarmuudet

Järviruo'on niiton päästövaikutusten arviointiin liittyy huomattavia epävarmuuksia vähäisestä tutkimustiedosta ja ristiriitaisista tuloksista johtuen. Käytännössä ruovikoita koskevia muuttujia on mahdoton yleistää, sillä olosuhteet vaikuttavat merkittävästi ruovikoista aiheutuviin päästöihin. Lisäksi ulkomaisien tutkimusten hyödyntäminen on kyseenalaista erilaisten ilmasto-olosuhteiden vuoksi, mutta ne voivat toimia suuntaa antavina tietolähteinä. Tässä tutkimuksessa kuitenkin oletettiin, että ruoko niitettäisiin rehevältä Etelä-suomalaiselta ruovikolta, jonne niitot ovat myös taloudellisinta kohdentaa. Käytetty lähestymistapa ei ota huomioon sitä, että käytännössä kuivikejärviruokosilpun hajotessa osa hiilestä vapautuu metaanina, vaan hajoamisen päästön oletettiin olevan hiilidioksidia.

## 3.4 Ruokohelpisilppu- ja pelletti

Ruokohelpi on monivuotinen heinäkasvi, jota kasvaa Suomessa luonnonvaraisena. Ruokohelpi muodostaa tiheitä ja pitkäikäisiä kasvustoja, jonka juuret ulottuvat yli metrin syvyyteen. Kasvusto on korkeudeltaan 1,5 – 2 m. Viljeltynä ruokohelpi soveltuu kaikille maalajeille ja tuottaa satoa vähintään 10 – 12 vuotta. Ruokohelpeä voidaan käyttää energian tai kuidun raaka-aineeksi, rehuksi tai kotieläintiloilla kuivikkeena esimerkiksi pelletöitynä (kuva 12) tai silppuna. Kasvusto säilyy tiheänä ja tuottoisana, jos se niitetään keväisin. Ensimmäinen sato korjataan vasta toisen kasvukauden jälkeisenä keväänä. (Pahkala ym. 2005.)

Ruokohelven niittotapa vaikuttaa merkittävästi sadon korjuutappioihin, ja käytännössä jopa 50 % sadosta voidaan menettää. Tarkkuussilppurivaunun ja swather-karhelleniittokoneen yhdistelmällä voidaan kuitenkin saada talteen jopa 80 % sadosta. (Lötjönen ja Isolahti 2007.) Ruokohelven paalaaminen tiiviisti kanttipaaleihin on kustannustehokas ratkaisu kuljettamisen näkökulmasta (Lötjönen ja Paappanen 2013).

Ruokohelven viljely turvepelloilla ja entisillä turpeen tuotantoalueilla vähentää turvemaiden hiilidioksidipäästöjä (Tavi 2014). Suopohja tulee ensin sarkaojittaa, kentät tasata sekä poistaa kivet (Virtanen ym. 2009). Ruokohelven viljelyn kannalta on eduksi, jos turvetta jätetään 10 – 20 cm kerros viljelyalustaksi. Ravinneköyhät ja happamat kasvualustat tulee lannoittaa ja kalkita. (Pahkala ym. 2005.)



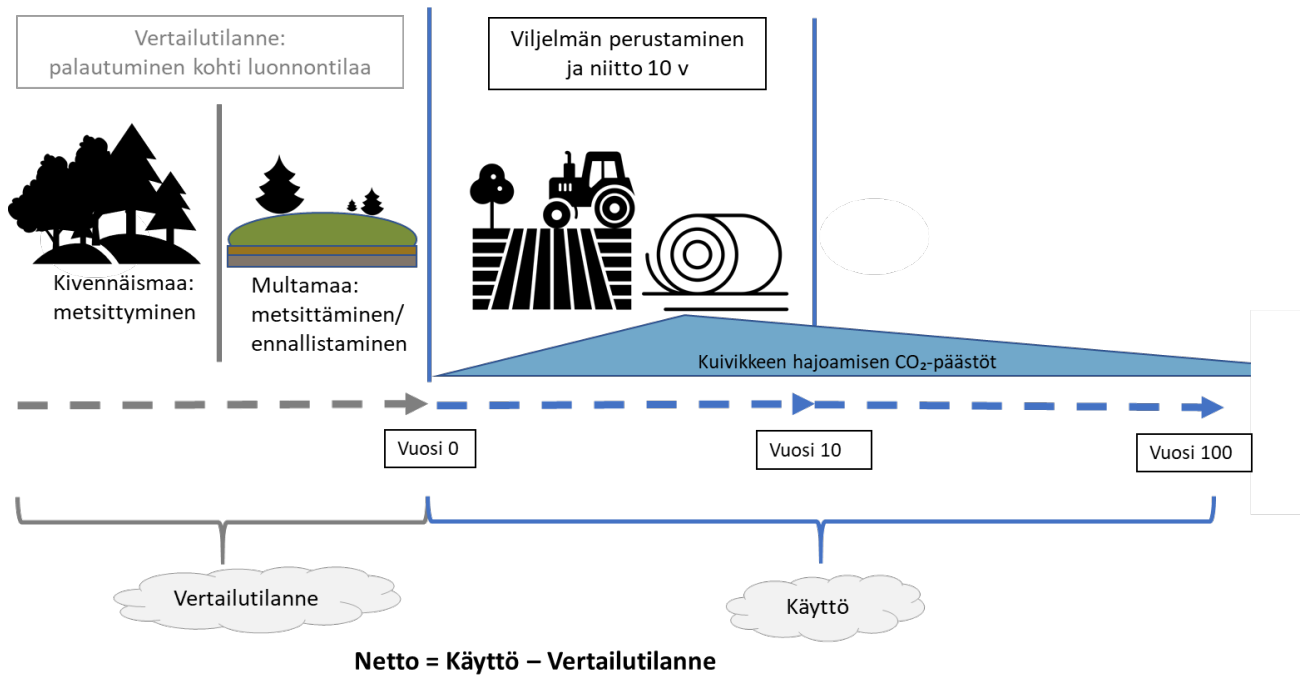
*Kuva 12. Ruokohelpipelletti hevosilla tehdyssä kuivikevertailussa Ypäjällä.  
Kuva: Suvi Lehtoranta, SYKE.*

### 3.4.1 Laskennan rajaus

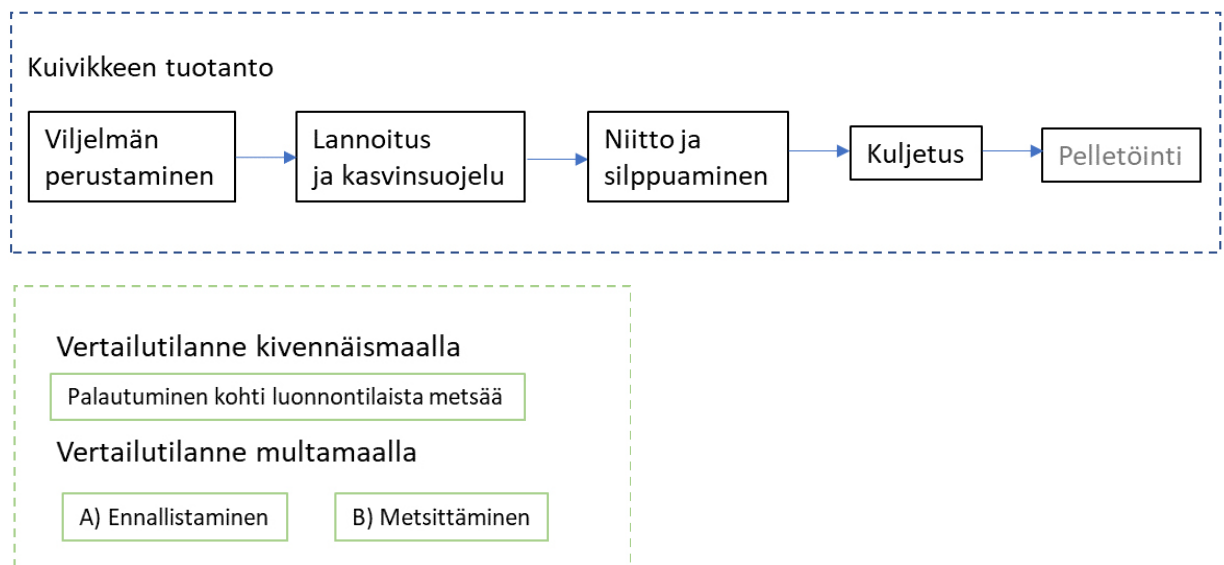
Ruokohelven tuotanto laskettiin sekä kivennäismaalla että turvetuotannosta poistuneella maalla viljelynä. Turvetuotannon jälkeen maaperän orgaanisen aineksen osuus vaihtelee siihen jätetyn turvekerroksen (keskimäärin n. 20 cm) paksuudesta riippuen (Seppälä ym. 2010). Tässä tutkimuksessa oletetaan maaperän olevan vähäturpeinen, joten siihen viitataan jäljempänä multamaana (orgaanisen aineksen pitoisuus 20 – 40 %) turvepellon (orgaanisen aineksen yli 40 %) sijaan.

Laskennassa huomioitiin ruokohelven tuotannosta ja käytöstä aiheutuvat päästöt ja niistä vähennettiin vertailutilanteen päästöt (=vältetyt päästöt) (kuva 13). Vältettyjä päästöjä ovat maankäytön vertailutilanteen päästöt, jotka vähennetään ruokohelven viljelyn aiheuttamasta hiilijalanjäljestä. Ruokohelven viljelyn vertailutilanteeksi määritettiin kivennäismaalla tilanne, jossa peltoa ei viljellä ja pelto palautuu kohti luonnontilaa, eli metsittyy. Multamaalla vertailutilanteeksi määritettiin vastaavat tilanteet kuin turpeen tuotannon jälkikäytöllekin (luku 3.1.), eli maa-ala oletettiin ennallistettavan suoksi tai metsitettävän. Laskennassa huomioitiin myös ruokohelpikuivikkeen hajoaminen.

Ruokohelpikuivikkeen hiilijalanjäljen arvioinnissa huomioitiin aiheutettuina päästöinä viljelmän perustaminen, lannoitus ja kasvinsuojelu, niitto ja silppuaminen sekä kuljetus välivarastoon, että mahdollinen pelletointi (kuva 14). Ruokohelven tuotantoa tarkasteltiin 10 vuoden tuotantosyklin keskiarvona, vuotta kohden laskettuna. Koska kyseessä on viljeltävä kuivikeraaka-aine, ei palautumisjaksoa määritetty.



Kuva 13. Ruokohelven elinkaaristen ilmastovaikutusten laskentaperiaate, jossa käytön (viljelmän perustaminen, niitto ja kuivikkeen hajoaminen) päästöistä vähennetään vertailutilanteen päästöt. Laskennassa on käytetty sadan vuoden aikaperspektiiviä.



Kuva 14. Prosessikaavio ruokohelven tuotannosta kuivikkeeksi ja vertailutilanne.

### 3.4.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot

#### Raaka-aineen tuotanto

Ruokohelven kylvöväliksi oletettiin laskennassa 10 vuotta, mutta ensimmäisenä vuonna satoa ei vielä korjata. Elinkaarilaskennassa viljelmän perustamisvaiheen toimet ja lannoitus ositettiin tarkastellulle viljelyajalle (10 vuotta). Satotasot vaihtelevat vuosittaisten sääolosuhteiden mukaan ja kirjallisuudesta löytyvät arviot satomääristä vaihtelevat merkittävästi. Myös kasvuston ikä vaikuttaa satomääriin sekä

juuriston biomassan osuuteen. Luotettavaa tutkimustietoa satotasojen vaihtelusta viljelykierron aikana ei ollut saatavilla, joten vuosina 2 – 10 biologiseksi satotasoksi oletettiin 7 t ka/ha (Pahkala ym. 2005). Käytännössä satomäärissä voi esiintyä huomattavia vaihteluita etenkin kuivina vuosina. Satotason oletettiin olevan sama sekä kivennäismaalla että multamaalla. Ilmastovaikutusten laskennassa käytetyt lähtötiedot löytyvät taulukosta 6.

Kivennäismaalla viljeltäessä pelto kynnetään ja äestetään perustamisvaiheessa, jonka jälkeen ruokohelpi kylvetään kylvölannoittimella ilman suojaviljaa. Rikkakasvitorjunta suoritetaan ensimmäisenä vuonna. (Pahkala ym. 2005). Kivennäismaalla viljeltäessä maa kalkitaan perustamisen yhteydessä nurmikasvien tapaan 4000 kg/ha ja lannoitetaan typellä 40 kg/ha, fosforilla 20 kg/ha ja kaliumilla 40 kg/ha (Pahkala ym. 2005, Pahkala 2004). Satovuosina viljelmä lannoitetaan typellä 80 kg/ha (vaihteluväli 60 – 80 kg/ha), fosforilla 10 kg/ha (vaihteluväli 5 – 10 kg/ha) ja kaliumilla 40 kg/ha (vaihteluväli 30 – 50 kg/ha) (Pahkala ym. 2005). Lisäksi viljelyala kalkitaan joka viides vuosi (perusoletus 6000 kg/ha, vaihteluväli 5000 – 7000 kg/ha).

Turvetuotannosta poistuneella suopohjalla viljeltäessä maa muokataan ja kalkitaan perustamisen yhteydessä nurmikasvien tapaan (perusoletus 9000 kg/ha, vaihteluväli 8000 – 10000 kg/ha) (Virtanen ym. 2009) ja kylvömuokataan ja lannoitetaan typellä 40 kg/ha, fosforilla 40 kg/ha ja kaliumilla 80 kg/ha (Pahkala ym. 2005). Satovuosina viljelmä lannoitetaan typellä 60 kg/ha (vaihteluväli 50 – 60 kg/ha), fosforilla 30 kg/ha (vaihteluväli 15 – 30 kg/ha) ja kaliumilla 75 kg/ha (vaihteluväli 70 – 80 kg/ha) (Pahkala ym. 2005). Lisäksi viljelyala kalkitaan joka viides vuosi (perusoletus 6000 kg/ha, vaihteluväli 5000 – 7000 kg/ha).

Sato korjataan toisen kasvukauden jälkeisenä keväänä irtokorjuuna, jolloin ruokohelpi ensin niitetään ja ajetaan karhelle, jonka jälkeen se silputaan tarkkuussilppurilla perävaunun kyytiin. Sadosta saadaan näin talteen 80 % (Paappanen 2008). Sato kuljetetaan puoliperävaunulla 50 (30 – 100) km pelletöitäväksi ja varastoitavaksi tai sellaisenaan varastoitavaksi (ruokohelpisilppu). Viljely lopetetaan käyttämällä glyfosaattia 3 l/ha (Pahkala ym. 2005, Ruttunen ja Kapuinen 2020).

Viljelyyn käytettävän fosforilannoitteen, kalkin ja glyfosaatin tuotannon lähtötietoina hyödynnettiinecoinvent-tietokantaa (Ecoinvent v3.5). Typpilannoitteen tuotannon päästöt perustuivat Brentrup ym. (2016) julkaisuun.

**Taulukko 6.** Ruokohelven ilmastovaikutusten laskennassa käytettyjä lähtötietoja.

Laskentaoletuksia	
Viljelykierron pituus	10 vuotta
Tilavuuspaino	Silppu 141 kg / m <sup>3</sup> Pelletti 604 kg / m <sup>3</sup>
Satotaso (vuosina 2 – 10)	7 t ka / ha
Sadon kosteuspitoisuus	15 %
Sadon hiilipitoisuus	46 % C / kg ka
Viljelyalan tarve	0,17 ha / t kuiviketta

### Prosessointi ja konetyö

Maatalouskoneiden polttoaineen kulutuksen lähtötietoina käytettiin ecoinvent-tietokantaa ja VTT:n Lipasto-tietokantaa (Ecoinvent v3.5, VTT Oy 2017). Silppuaminen tarkkuussilppurilla kuluttaa polttoainetta 12 l/ha (Mäkinen ym. 2006). Typpi- ja fosforilannoitteiden kuljetusmatkaksi oletettiin 200 km ja kalkin kuljetusmatkaksi 100 km. Pelletöinnin energiankulutuksena käytettiin 110 kWh/t pellettejä (Kinnunen 2021). Sähkönkulutuksen päästötietoina käytettiin Suomen vuoden 2018 sähkönkulutuksen keskimääräistä päästökerrointa (Lounasheimo ym. 2020).

## Maankäyttö

Biomassan korjuu vähentää maaperään sitoutuvan hiilen määrää, jolloin pellon hiilivarasto pienenee. Keskimäärin suomalaisten peltujen hiilivarasto pienenee 5,0 g/m<sup>2</sup> vuodessa, mutta se vaihtelee voimakkaasti satotasojen mukaan (Heikkinen ym. 2013, Palosuo ym. 2016). Peltoa edeltäneen metsämaan hiilivaraston koko vaikuttaa pellon hiilivaraston muutosnopeuteen merkittävästi (Akujärvi ym. 2014).

Eloperäisiin maihin luetaan sekä turvemaat (orgaanisen aineksen pitoisuus yli 40 %) että multamaat (orgaanisen aineksen pitoisuus 20 - 40 %). Eloperäisillä mailla viljelyn seurauksena arviolta 0,5 – 2 cm turpeesta hajoaa vuosittain aiheuttaen usean tonnin hiilipäästöt per hehtaari pellon multavuudesta riippuen (Grønlund ym. 2008, Regina ym. 2018, Heinonsalo 2020). Peltujen hiilikatoa lisäävät entisestään maanmuokkaus, kalkitus ja lannoitus. Yksivuotisten kasvien viljely eloperäisillä mailla aiheuttaa lähes kaksi kertaa enemmän päästöjä verrattuna monivuotisiin kasveihin (Regina ym. 2018). Monivuotisten kasvien viljely voi kuitenkin vähentää hiilen häviöitä (mm. Tavi 2014). Tutkimusten mukaan ruokohelven kasvatusta eloperäisillä mailla voi toimia hiilinieluna etenkin kosteissa olosuhteissa (Shurpali ym. 2009, Shurpali ym. 2010). Ruokohelven kasvatukseen on todettu lisäävän maaperän hiilivaraston kannalta tärkeää mikrobien biomassaa ja niiden aktiivisuutta verrattuna viljelemättömään suopeltoon (Tavi 2014).

Maaperän hiilivaraston muutoksien arviointi peltoviljelyssä on vaikeaa useista osin tuntemattomistakin muuttujista johtuen, eikä vakiintuneita menetelmiä arviointiin ole toistaiseksi määritetty. Hiilen hajoamiseen maaperässä vaikuttaa mm. maalaji, lannoitus, lämpötila, kosteus sekä pieneliötoiminta. Ruokohelven viljelyn vaikutuksia maaperän hiilivarastoon voidaan kuitenkin kuvata yksinkertaistetulla menetelmällä, jonka antaa käsityksen vaikutusten suuruusluokista. Tässä tutkimuksessa ruokohelven viljelyn vaikutukset maaperän hiilivarastoon arvioitiin soveltaen Heinonsalon (2020) julkaisussa esitettyä menetelmää. Kivennäismaalla pellon multavuudeksi oletettiin 4 – 6 % (perusoletus 4 %) ja multailla 20 – 40 % (perusoletus 20 %). Pellolla tapahtuvan vuosittaisen hajoamisen vuoksi n. 1 % orgaanisen aineksen sisältämästä hiilestä oletettiin hajoavan vuodessa (tarkastelusyvyys 20 cm). Näin lasketuna pellon luontainen hiilikato on kivennäismailla 600 – 900 kg/ha ja multailla 3000 – 6000 kg/ha, joka vastaa hyvin kasvihuonekaasuinventaariossa käytettyjä arvoja turvepeltujen hiilikadolle (Heinonsalo 2020).

Ruokohelven viljelyn hiilisyöte laskettiin erilaisille juuri-versosuhteille. Juuriston ja maanpäällisen kasvuston osuuksissa esiintyy huomattavaa vaihtelua. Maan rakenne ja sääolosuhteet vaikuttavat merkittävästi satomääriin ja kasvupaikasta riippuen juuret voivat kasvaa jopa yli metrin syvyyteen. Etenkin vanhemmilla kasvustoilla juuriston osuuden on todettu olevan huomattavasti maanpäällistä biomassaa suurempi (Zhang ym. 2013). Laskennassa juuriston osuus biomassasta oletettiin olevan 50 % (Zhang ym. 2013), jota käytettiin laskennan perusoletuksena. Lisäksi laskenta tehtiin juuriston korkeammalla biomassaosuudella (70 % ja maanpäällinen kasvuston osuus 30 %) Pohjois-Karjalassa toteutettujen viljelykokeiden perusteella (Ge ym. 2012). (taulukko 7)

Kasvibiomassan hajoamisen oletettiin jakautuvan yksinkertaistetusti kahteen eri vaiheeseen. Ensimmäisen viiden vuoden aikana kasvintähteistä ja kuivikkeesta peräisin olevasta hiilisyötteestä hajoaa nopeasti haihtuva hiilen osuus, eli arviolta 80 % kokonaishiilestä (Heinonsalo 2020). Seuraavien vuosien aikana hajoaminen hidastuu noin 1 % vuosivauhtiin. Juuribiomassan sisältämästä hiilestä sen sijaan on jäljellä 5 vuoden kuluttua 40 % (Heinonsalo 2020). Näin lasketuna ruokohelven hiilisyötteestä jää maaperään hiiltä noin 122 – 230 kg C/ t kuiviketta (riippuen juuriston biomassan osuudesta) 100 vuoden aikaperspektiivillä tarkasteltuna.

Maatalousmaiden typpioksiduulipäästöjä (N<sub>2</sub>O) aiheutuu peltoon lisätystä lannoitetyypeistä ja kasvijäänteiden ja maan orgaanisen aineksen hajoamisesta. Typpioksiduulia vapautuu maaperän mikrobitoiminnan aiheuttamana nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosesseissa, johon vaikuttavat useat tekijät (typen määrä ja kemiallinen muoto, maan happitila, lämpötila jne).

Osa typpilannoitteen tyypestä muuntuu maaperässä typpioksiduuliksi, mutta arviot päästön suuruudesta vaihtelevat (mm. IPCC 2006, Monni ym. 2007, Regina ym. 2013, Regina ym. 2018, IPCC 2019).

Osa lannoitteen tpestä haihtuu ilmaan typen oksideina ja ammoniakkinä, joista osa muuntuu maaperässä typpioksiduuliksi laskeuman jälkeen. Suopelloilla eloperäisen aineksen hajoamisessa vapautuvasta tpestä aiheutuvat typpioksiduulipäästöt ovat merkittävä päästölähde (Maljanen ym. 2010). Maaperästä muodostuu myös ilmastoa lämmittäviä metaanipäästöjä. Elinkaarilaskennassa käytetyt päästökertoimet maaperän metaani- ja typpioksiduulipäästöille perustuvat Regina ym. (2018) julkaisussa esitettyihin keskiarvoihin monivuotisille kasveille kivennäismailla ja orgaanisilla mailla. Sen mukaan monivuotisten kasvien viljelyn N<sub>2</sub>O-päästöt orgaanisilta mailta ovat 1,14 (+1,47) g/m<sup>2</sup>/a ja kivennäismailla 0,43 (+0,31) g/m<sup>2</sup>/a (sisältäen lannoitetypen päästöt). Kivennäismaat ovat metaanin vähäisiä nieluja -0,05 (+0,03) g/m<sup>2</sup>/a ja multamaat metaanin lähteitä 0,15 (+0,34) g/m<sup>2</sup>/a. Kalkitukselle laskennassa huomioitiin kalsiumkarbonaatin ilmakehään vapauttama hiilidioksidi, joka on 440 kg CO<sub>2</sub>/ t CaCO<sub>3</sub> (IPCC 2003).

Vertailutilanteen maankäytön päästöt arvioitiin kirjallisuuden perusteella. Kivennäismaalla vertailutilanteen oletuksena oli, että pelto palaa kohti luonnontilaa, eli metsittyy. Hiilen sidonnan vertailuarvona käytettiin Müller-Wenkin ja Brandäon (2010) tutkimukseen perustuvaa arviota, jonka mukaan boreaalisella vyöhykkeellä peltomaan luonnollinen palautuminen sitoo hiiltä keskimäärin 0,63 t/ha/a. Orgaanisella maalla sen sijaan oletettiin, että vertailutilanteessa maa metsitetään (perustilanne) tai ennallistetaan suoksi. Lähtötietoina käytettiin vastaavia arvoja, kuin turpeennostoalueen ennallistamisessa ja metsittämisessä (luku 3.2.2, Seppälä 2010). Ennallistamisessa päästöt oletettiin olevan siten samat kuin luonnontilaisella suolla. Kivennäismaan vertailutilanteessa, eli peltomaan metsittyessä, ei muodostu metaanipäästöjä, mutta typpioksiduulipäästöt vastaavat kuusi ja mäntymetsän keskiarvoa (Machacova ym. 2019).

**Taulukko 7.** Ruokohelven hiilitase 7 t ka/ha satotasolla laskettuna sekä ruokohelven viljelyn vaikutukset hiilivarastoon. Hiilivaraston negatiiviset lukuarvot kuvaavat päästöjä, positiiviset hiilinieluvaiikutusta.

Laskentaoletuksia	Juuri-versosuhde 50/50 (t C/ha)	Juuri-versosuhde 70/30 (t C/ha)
Biomassan hiilisisältö yhteensä	5,8	9,7
Juuriston biomassa	2,9	6,8
Maanpäällinen biomassa	2,9	2,9
Pysyvän hiilen osuus 100 vuoden aikajänteellä tarkasteltuna (yhteensä)	0,7	1,3
<b>Hiilivaraston muutos</b>		
Kivennäismaa (4 % multavuus)	0,07	0,7
Multamaa (20 % multavuus)	-2,3	0,17
<b>Hiilivaraston muutos referenssitila huomioiden</b>		
Kivennäismaa (4 % multavuus)	-0,56	0,04
Multamaa (20 % multavuus)	-3,4	-2,8

### 3.4.3 Epävarmuudet

Ruokohelven viljelyyn liittyy useita muuttujia, jotka vaikuttavat etenkin maankäytön vaikutusten arviointiin. Ensinnäkin vaihtelu satotasoissa on merkittävää ja siihen vaikuttaa mm. sääolosuhteet (erityisesti sateisuus) ja maalaji. Joidenkin arvioiden mukaan eloperäisillä mailla satotaso saattaa olla kivennäismaata suurempi. Laskennassa käytetty satotaso vaikuttaa välillisesti myös arvioon juuriston ja juurieritteiden biomassasuudesta. Tutkimustietoa juuriston kasvusta vuositason 10 vuoden viljelykieron aikana ei ollut saatavilla tätä tutkimusta tehdessä. Kaiken kaikkiaan maaperän ja sen mikrobiston toimintojen vaikutus hiilen sidontaan tunnetaan varsin heikosti eikä vakiintuneita menetelmiä vaikutusten arvioimiseen ole toistaiseksi olemassa (Liang ym. 2017, Celestina ym. 2019, Chenu ym. 2019).

Ruokohelven maanpäällisen ja maanalaisen biomassan suhteeseen liittyy merkittäviä epävarmuuksia. Ruokohelven hiilensidontakykyyn ja juuriston biomassan osuuteen liittyviä epävarmuuksia tutkittiin

laskemalla tulokset kahdella eri juuri-verso-suhteella. Tulee kuitenkin ottaa huomioon, että on epäselvää, kuinka paljon juuribiomassa kasvaa vuosittain ja mikä osa juuristosta kuolee ja jää osaksi maaperän hiilivarastoa.

Joidenkin tutkimusten mukaan kivennäismaalla ruokohelven viljely sitoo hiiltä 256 – 262 g C/m<sup>2</sup> vuodessa (Lind ym. 2016), joka on vähemmän kuin tässä laskennassa käytetty arvio. Turvepelloilla puolestaan hiilen sidonnan on todettu olevan vähäisempää (Shurpali ym. 2008, 2009, 2010, Hyvönen ym. 2009, Gong 2013).

### 3.5 Murukuivike

Metsäteollisuuden sivuvirtana syntyvä kutterinlastu on yksi yleisimmistä kuivikkeista turpeen ja oljen lisäksi (Sormunen 2018). Sen vaalea väri heijastaa valoa eläinsuojiiin sekä helpottaa eritteiden erottumista ja siten eläinsuojien siivousta (Seppänen ym. 2013). Murukuivike (kuva 15) on kutterinlastusta valmistettu, puupelletin kaltainen, uusi, kuivikekäyttöön kehitetty puupohjainen tuote. Kutterinlastun pelletöinti murukuivikkeeksi parantaa kutterinlastun ominaisuuksia kuivikkeena lisäten mm. kutterin imukykyä lisäämällä sen imupinta-alaa ja vähentäen sen käsittelyn aikaista pölyävyyttä ja varastointitilan tarvetta (Jansson ja Särkijärvi 2010). Kostuessaan murukuivike turpoo noin nelinkertaiseksi.

Puupellettejä hyödynnetään ensisijaisesti energiantuotannossa. Suomessa tuotettiin vuonna 2020 noin 322 000 tonnia pellettejä. (Luke 2021.) Muualla, kuten esimerkiksi Ruotsissa ja Pohjois-Amerikassa on pellettehtaita, joissa raaka-aineena käytetään myös runkopuuta (Ihalainen ja Sikanen 2010).



*Kuva 15. Murukuiviketta hevosilla tehdyssä kuivikevertailussa Ypäjällä. Kuva: Annika Johansson, SYKE.*

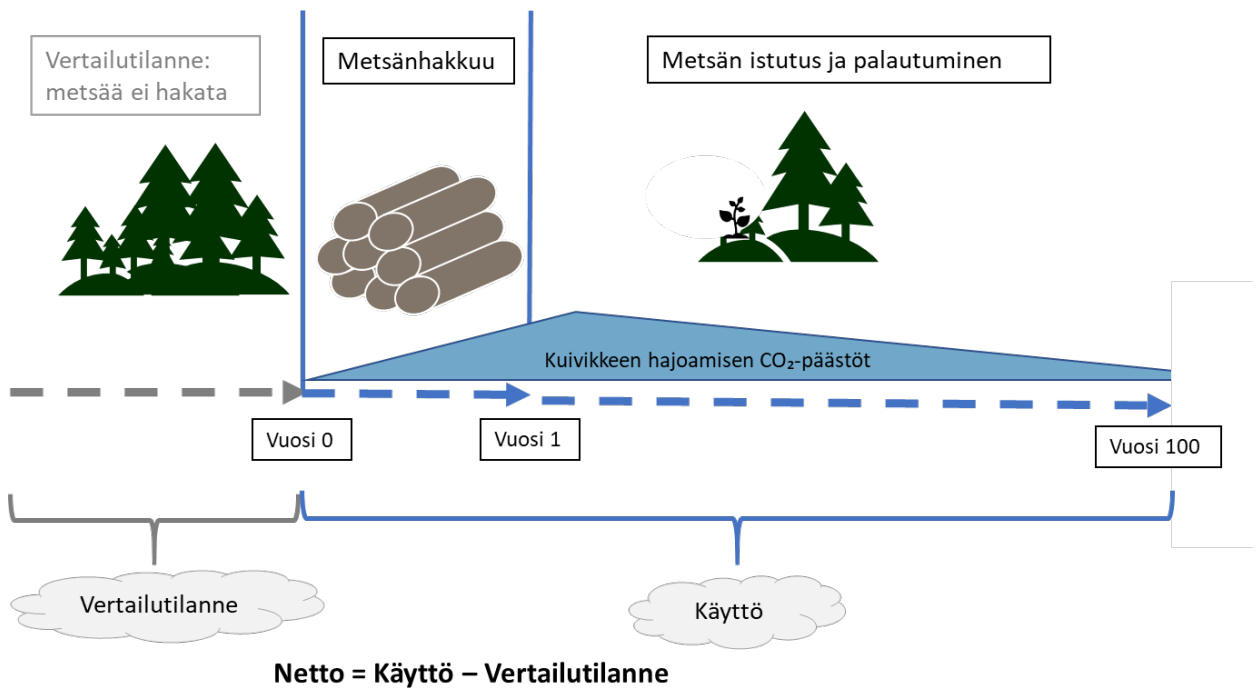
#### 3.5.1 Laskennan rajaus

Puuntuotanto tapahtuu tyypillisesti 60 – 100 vuoden sykleissä, johon sisältyy metsän istutusta, lannoitusta, harvennuksia, ohennuksia ja päätehakkuita. Laskennassa huomioitiin yhden päätehakkuihin ilmastovaikutukset jatkuvan kasvatuksen sijaan niin, että hakkuu tapahtuu ensimmäisenä vuotena ja metsän annetaan palautua seuraavat 99 vuotta. Metsän hakkuuta verrattiin tilanteeseen, jossa metsää ei kaadeta, eli ns. vertailutilanteeseen (kuva 16). Tarkastelussa otettiin huomioon puun kasvussa sitoutuva ja hiljalleen hajoavista kuolleista puista ja juurista vapautuva hiili sekä hakkuiden yhteydessä, hakkuutähteistä vapautuva hiili. Laskenta perustui Helinin ym. (2016) artikkelissa julkaistuihin tuloksiin energiana ja materiaaleina hyödynnetyn puun ilmastovaikutuksista. Lisäksi huomioitiin kuivikemateriaalin

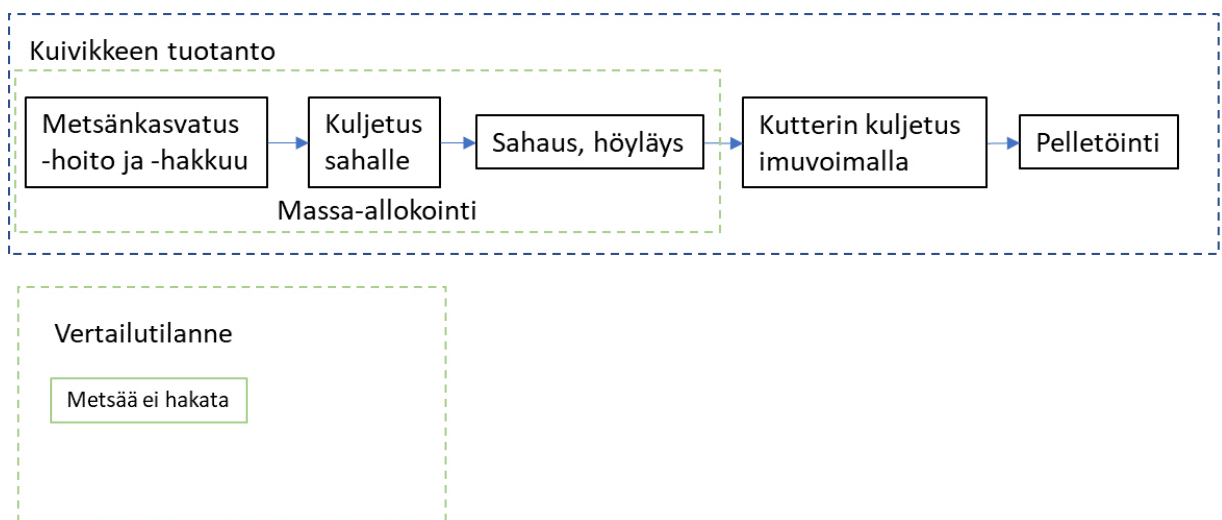
loppukäytön vaikutus murukuivikkeen hiilen hajoamiseen. Koska puupohjaiset kuivikemateriaalit kompostoituvat ja maatuvat verrattain hitaasti rajoittaen kiinnostusta niiden käytön jälkeiseen peltolevitykseen (Manninen ym. 2016), tarkasteltiin kuivikkeen hajoamista loppukäytön ollessa joko peltolevitys (hiilen vapautuminen vähitellen) tai poltto (hiilen vapautuminen nopeasti).

Murukuivikkeen valmistamisessa hyödynnetään sahateollisuuden sivuvirtoja ja sen tuotanto on yhtenevä energiaksi hyödynnettävän puupelletin tuotannon kanssa (Punkari 2021). Murukuivikkeen tuotantoa kuvaava prosessikaavio on esitetty kuvassa 17.

Sahateollisuuden ja sitä edeltävien elinkaarivaiheiden ilmastovaikutukset allokoitiin sivuvirtana muodostuvalle kutterinlastulle massa-allokointimenetelmällä, kun taas kutterinlastun prosessointi murukuivikkeeksi jyvitetiin yksin murukuivikkeelle. Lisäksi tarkasteltiin taloudellisen allokoinnin (ilmasto-vaikutuksien kohdentuminen murukuivikkeelle raaka-aineen hinnan mukaan) vaikutuksia tuloksiin.



Kuva 16. Murukuivikkeen elinkaaristen ilmastovaikutusten laskentaperiaate, jossa käytön (metsänhakkuu, istutus, palautuminen ja kuivikkeen hajoaminen) päästöistä vähennetään vertailutilanteen päästöt. Laskennassa on käytetty sadan vuoden aikaperspektiiviä.



Kuva 17. Prosessikaavio murukuivikkeen tuotannosta ja vertailutilanne.



### 3.5.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot

Murukuivikkeen tuotannossa sahauksen sivuvirtaa hyödynnettäessä, murukuiviketonnin tuottamiseen tarvitaan noin 22 m<sup>3</sup> runkopuuta. Sahateollisuus käyttää pääraaka-aineenaan havupuuta (Luke 2020) ja murukuivikkeen tuotanto laskettiin koskemaan mäntyä. Tarvittava hakkuumäärä perustuu siten männyn 385 kg/m<sup>3</sup> kuiva-tuoretiheyteen (Alakangas 2000), murukuivikkeen kuiva-ainemäärään 467 kg/m<sup>3</sup> (Sepänen ym. 2013) ja kutterinlastun osuuteen (10,6 %) runkopuusta (Räty 2021). Murukuiviketoniin kuuluu noin 2,3 m<sup>3</sup> puuta.

Metsänhoidon ja -hakkuun sekä tarvittavan infran rakentamiseen liittyvien työkoneiden päästöjen laskennassa huomioitiin mm. havupuiden istutuksesta, lannoittamisesta, metsän harvennuksesta ja lopullisesta kaadosta sekä havupuiden kuljettamisesta lähimmälle metsätielle aiheutuvat ilmastovaikutukset. Lähtötietoina metsänhoidolle ja hakkuulle käytettiin ecoinvent v3.5 tietokantaa (Ecoinvent v3.5).

Puun kuljetuksesta sahalle aiheutuvat päästöt perustuivat Venäläisen ja Sandströmin (2021) arvioon puun tie-, rautatie ja vesikuljetusten keskimääräisestä hiilidioksidipäästöstä, ollen 4,6 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Sahauksen, höyläyksen, kutterinlastun siirtoon putkistoa pitkin imuvoimalla ja pelletöinnin elinkaarisina päästötietoina käytettiin ecoinvent-tietokantaa (Ecoinvent v3.5). Pelletöinnissä hyödynnettiin puupellettien valmistuksen energiankulutusta. Metsänhoidon ja -hakkuun, kuljetusten, sahauksen ja höyläyksen päästöistä massa-allokoitiin murukuivikkeelle 10,6 %. Kutterinlastua ei tarvitse esikuivata ennen pelletointiä. Sähkökulutuksen päästöinä käytettiin Suomen vuoden 2018 sähkökulutuksen keskimääräistä päästökerrointa 115,6 t CO<sub>2</sub> ekv./GWh (Lounasheimo ym. 2020). Laskennassa käytetyt lähtötiedot on koottu taulukkoon 8.

**Taulukko 8.** Murukuivikkeen tuotannon ilmastovaikutuksen laskennassa käytettyjä lähtötietoja.

Laskentaoletuksia	
Hakkuumäärä	22 m <sup>3</sup> / t murukuiviketta
Kutterinlastun osuus runkopuusta	10,6 %
Murukuivikkeen tilavuuspaino	518,72 kg / m <sup>3</sup>
Murukuivikkeen kosteuspitoisuus	10 %
Puun hiilipitoisuus	50 % C / kg ka

### Maankäyttö

Suomen metsien puusto ja maaperä sitovat enemmän hiilidioksidia ilmakehästä kuin vapauttavat sitä ja toimivat siten hiilinieluinä. Hiilidioksidipäästöjen lisäksi metsissä syntyy orgaanisen aineksen hajoamisen ja metsän lannoittamisen yhteydessä typpioksiduulipäästöjä ja turvemailta metaanipäästöjä. Vanhat metsät voivat olla myös niin sanotussa tasapainotilassa, jossa hiilen sidonta ja hajonta ovat yhtä suuria. Kuitenkin Suomen metsien ikärakenteesta johtuen kotimaisten metsien katsotaan toimivan hiilinieluinä tulevina vuosikymmeninä. (Seppälä ym. 2015.)

Metsän hiilivarasto pienenee hakkuiden vaikutuksesta ja metsän hakkuu vaikuttaa metsän hiilivaraston kehittymiseen vuosikymmenien tai jopa vuosisatojen ajan (Holtmark 2015). Metsän hiilivarastoon lasketaan puuston biomassan lisäksi kuolleen puun ja maaperän hiili. Puuston poistumaan lasketaan hakkuiden lisäksi myös mm. luonnonpoistuma. (Seppälä ym. 2015.) Metsän hakkuuta verrattiin tilanteeseen, jossa metsää ei kaadeta, eli ns. vertailutilanteeseen. Vertailujaksone käytettiin 100 vuotta, niin että hakkuut tapahtuvat ensimmäisenä vuotena ja metsän annetaan kasvaa seuraavat 99 vuotta. Metsänhakkuun ilmastovaikutukset tasoittuvat puun uudelleen kasvaessa ja sitoessa hiiltä (Helin ym. 2016). Kasvunopeuteen vaikuttaa mm. puulaji, sijainti ja kasvuolosuhteet. Suomessa männyn uudelleenkasvu on verrattain hidasta ja sen arvioidaan kestävän noin 100 vuotta (Seppälä ym. 2015).

Metsän hiilivaraston kasvun arviointiin liittyy huomattavaa epävarmuutta. Luontaisia häiriöitä ja ilmastomuutoksen vaikutusta metsän kasvu- ja puun hajoamisnopeuteen ei voida luotettavasti ennakoita. Metsän hiilivaraston arvioidaan kasvavan noin 90 – 220 t C/ha sadassa vuodessa sekä ensimmäisenä vuotena tapahtuvien hakkuiden jäljiltä kasvamaan jääneessä metsässä että vertailutilanteessa (Helin ym. 2016). Tämän arvion mukaan hiilensidonta sijoittuu välille 0,2– 2,6 t C/ha vuodessa, joka on kirjallisuuden perusteella arvioitu keskimääräinen maaperän ja kasvillisuuden yhteenlaskettu hiilensidonta Suomessa (Koponen ja Soimakallio 2015). Lyhyemmällä ajanjaksolla tarkasteltaessa metsä toimii hakkuiden jälkeisinä vuosina hiilen päästölähteenä, koska hakkuutähteistä ja maaperästä hajoaa enemmän hiiltä kuin uusi biomassa kasvaessaan kykenee aluksi sitomaan (Seppälä ym. 2015).

Murukuivike valmistetaan Suomessa tällä hetkellä pääasiassa sahateollisuuden menevän päätehakatun runkopuun sivuvirtana syntyvästä kutterinlastusta. Pellettejä valmistetaan myös runkopuusta tai ensi- ja väliharvennettua puusta. Murukuivikkeen valmistuksessa voitaisiin siten mahdollisesti hyödyntää myös ensi- tai väliharvennuksista peräisin olevaa pienempää puuta, joskin se saattaisi vaikuttaa kuivikkeen ominaisuuksiin. Ensiharvennetulla ja päätehakatulla puulla on arvioitu olevan suuremmat ilmastovaikutukset kuin väliharvennuksista peräisin olevalla puulla (Helin ym. 2016). Tämän vuoksi tarkasteltiin myös ensi- ja väliharvennuspuun hyödyntämistä murukuivikkeen raaka-aineena.

Metsän hakkuusta aiheutuvien päästöjen laskennassa hyödynnettiin Helinin ym. (2016) artikkelin eri hakkuita koskevia  $GWP_{bio}^1$ - kertoimia, joiden vaihteluväli oli noin 0,5 – 0,99 (taulukko 9). Laskenta pohjautuu REFUGE3-malliin ja huomioi päästöjen ja nielujen ajallisen esiintymisen. Lähtöaineistossa korjattu puu on peräisin Etelä- Suomesta ja hakkuumäärät noudattavat kestävän metsänhoidon periaatteita.

Murukuiviketonnissa on 450 kg hiiltä, kun murukuivikkeen kuiva-ainepitoisuus on 90 % ja puun hiilipitoisuus 50 % (Thuille ym. 2000, Seppänen ym. 2013). Murukuiviketonnin vastaavan päätehakkuun ilmastovaikutus 100 vuoden aikajänteellä saadaan kertomalla murukuiviketonnin sisältämä hiili päätehakkuuta koskevilla  $GWP_{bio}$  kertoimilla (taulukko 9). Laskennan perusoletuksena käytettiin päätehakatun puun  $GWP_{bio}$ -kertoimien minimi- ja maksimiarvojen keskiarvoa.

Ilmastovaikutusten laskennassa huomioidaan myös käyttöön otetun puun sisältämän hiilen vapautumisnopeus hiilidioksidina ilmaan. Murukuiviketta sisältävän lannan päätyessä poltettavaksi sen sisältämä hiili vapautuu heti. Peltolevityksessä murukuivikkeen sisältämä nopeasti hajoava hiili (71 % hiilestä; Liski ym. 2009) vapautuu ensimmäisen viiden vuoden aikana, ja hitaasti hajoava osuus yhden prosentin vuosivauhdilla (Heinonsalo 2020).

Maankäytön ilmastovaikutukset allokoitiin murukuivikkeelle massaperusteisesti. Vertailun vuoksi laskettiin maankäytön ilmastovaikutukset myös taloudellista allokointia käyttäen. Taloudellisen allokoinnin perusteella maankäytön ilmastovaikutuksista murukuivikkeelle jyvitetään kutterinlastun arvon mukaisesti 2 % (Räty 2021). Murukuiviketonnin tarvittava hakkuumäärä on noin 4245 kg C. Laskenta perustuu murukuiviketonnin hiilipitoisuuteen (450 kg) ja osuuteen runkopuusta (10,6 %) (Thuille ym. 2000, Seppänen ym. 2013, Räty 2021).

**Taulukko 9.** Eri hakkuita koskevat  $GWP_{bio}$  kertoimien minimi- ja maksimiarvot (Helin ym. 2016).

$GWP_{bio}$ kertoimet eri hakkuille	minimiarvo	maksimiarvo
Ensiharvennus	0,7	0,99
Väliharvennus	0,5	0,73
Päätehakkuu	0,64	0,9
Kaikki kaadot yhteensä	0,61	0,83

<sup>1</sup>  $GWP_{bio}$ -käsite kuvaa bioperäisten hiilidioksidipäästöjen ilmaston lämmitysvaikutusta.

### 3.5.3 Epävarmuudet

Tässä tutkimuksessa hyödynnetty metsänhakkuiden ilmastovaikutuksia koskeva lähdeaineisto koskee nykyistä vallitsevaa ilmastoa ja nykyisiä metsänhoidon menetelmiä. Kuitenkin ilmastomuutos tulee oletettavasti lisäämään puuston kasvua ja siten metsän hiilinielua (Kallio ym. 2014). Toisaalta ilmastomuutoksen johdosta myös metsänpoistumaa lisäävien häiriöiden ja hajoamisen oletetaan myös lisääntyvän (Seppälä ym. 2015). Ilmastomuutoksen lisäksi myös hakkuiden vaikutuksesta metsän hiilinielun kehitykseen tehtyjen skenaarioiden välillä on todettu suurta vaihtelua (Kalliokoski ym. 2019).

Tässä tutkimuksessa hiilijalanjälkilaskenta tehtiin massan perusteella. Käytännössä kuitenkin kutterinlastun osuus puusta voi vaihdella mm. puun alkuperän ja laadun sekä tuotettujen tuotteiden mukaan. Jos massa-allokoinnin sijaan käytettäisiin esimerkiksi taloudellista allokointia, tulokset olisivat riippuvaisia sivutuotteen arvosta. Turvetta korvaavat kuivikemateriaalit ja niiden kysynnän kasvu sekä sen vaikutus sivuvirran arvoon ovat kuitenkin vaikeasti ennustettavissa. Hintaan vaikuttaa myös se, miten puun hyödyntäminen ylipäättään muuttuu tulevaisuudessa. Sivutuotteen arvo saattaa kasvaa tulevaisuudessa ja murukuivikkeesta tulla yksi päätuotteista.

Maankäytön ilmastovaikutusten arvioitiin käytetyn säteilypakotteen ( $GWP_{bio}$ ) arvoon liittyä myös epävarmuutta, koska lähteestä johtuen arvot jouduttiin tulkitsemaan kuvasta. Toisaalta epävarmuus pienenee käytetyn vaihteluvälin ansiosta.

## 3.6 Tekstiilibriketti

Suomessa muodostuu vuosittain noin 85 773 tonnia poistotekstiilejä. Tällä hetkellä suurin osa päättyy sekajätteen mukana polttoon, ja noin 18 prosenttia hyödynnetään materiaalina. Tekstiilijätteen materiaalihyödyntämistä tulee edistämään alueellinen tekstiilijätteen erilliskeräys, jonka suunnitellaan alkavan valtakunnallisella tasolla vuonna 2023 (Dahlbo ym. 2021). Tekstiilijätettä keräävät nykyään mm. yritykset, hyväntekeväisyysjärjestöt ja jättepalvelukeskukset (Sipponen 2021).

Tekstiilituotteet voivat mennä joko sellaisenaan uudelleenkäyttöön tai niin sanottuun mekaaniseen kierrätykseen, jossa tekstiilijäte hyödynnetään mm. autonistuinten pehmusteissa ja äänieristeinä. Kemiallista kierrätystä ollaan myös kovaa vauhtia kehittämässä ja sen myötä tekstiilikuidut voitaisiin kierrättää takaisin tekstiilien valmistukseen korvaamaan neitseellisten raaka-aineiden käyttöä. Tekstiilijätteellä viitataan materiaaliin, joka ei sellaisenaan kelpaa uudelleenkäyttöön. Sen sijaan poistotekstiili on käsitteenä laajempi, ja kattaa tekstiilijätteen lisäksi myös kierrätyskelpoiset tekstiilituotteet. (Salmenperä 2017.)

EU:n uuden tekstiilistrategian tavoitteena on tukea uusia innovaatioita ja tekstiilien uusiokäytön markkinoita (EU 2020). Uusien tavoitteiden mukaisesti tekstiilijätteelle pyritään löytämään uusia hyödyntämistapoja. Esimerkiksi puuvillapohjaista tekstiilijätettä voitaisiin hyödyntää kuivikemateriaalina. Puuvillakuitu on vahvaa, huokoista ja lämpöä varaavaa (Ruohola 2016). Tutkimustietoa tekstiilijätteen kuivikekäytöstä on vielä vähän olemassa. Tekstiilijätteen hygienia, turvallisuus ja mahdollisten haitta-aineiden riskit tulisi myös selvittää ennen laajempaa tekstiilijätteen hyödyntämistä eläinten kuivikemateriaalina.

Tekstiilibrikettiä (kuva 18) sisältävän lannan peltovetykseen sisältyy haasteita. Tekstiilin mahdollisesti sisältämät väriaineet ja kemikaalit voivat vapautuessaan saastuttaa maaperää sekä vesistöjä (Liekola 2016). Vaikka esimerkiksi puuvilla on biohajoavaa ja soveltuisi esim. kompostoitavaksi (Räisänen ym. 2017), on sen todettu hajoavan huonosti kompostissa (Pelto-Huikko 2021).

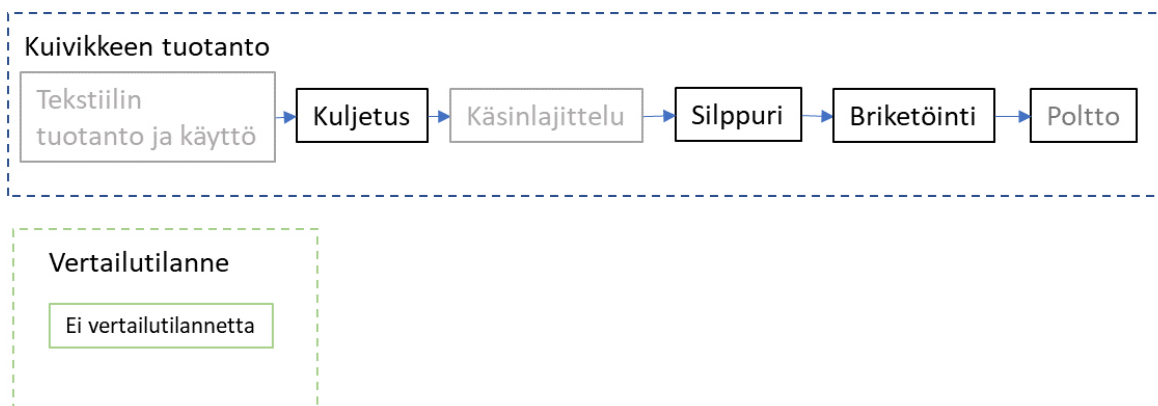


*Kuva 18. Tekstiilibrikettiä hevosilla tehdyssä kuivikevertailussa Ypäjällä.  
Kuva: Annika Johansson, SYKE.*

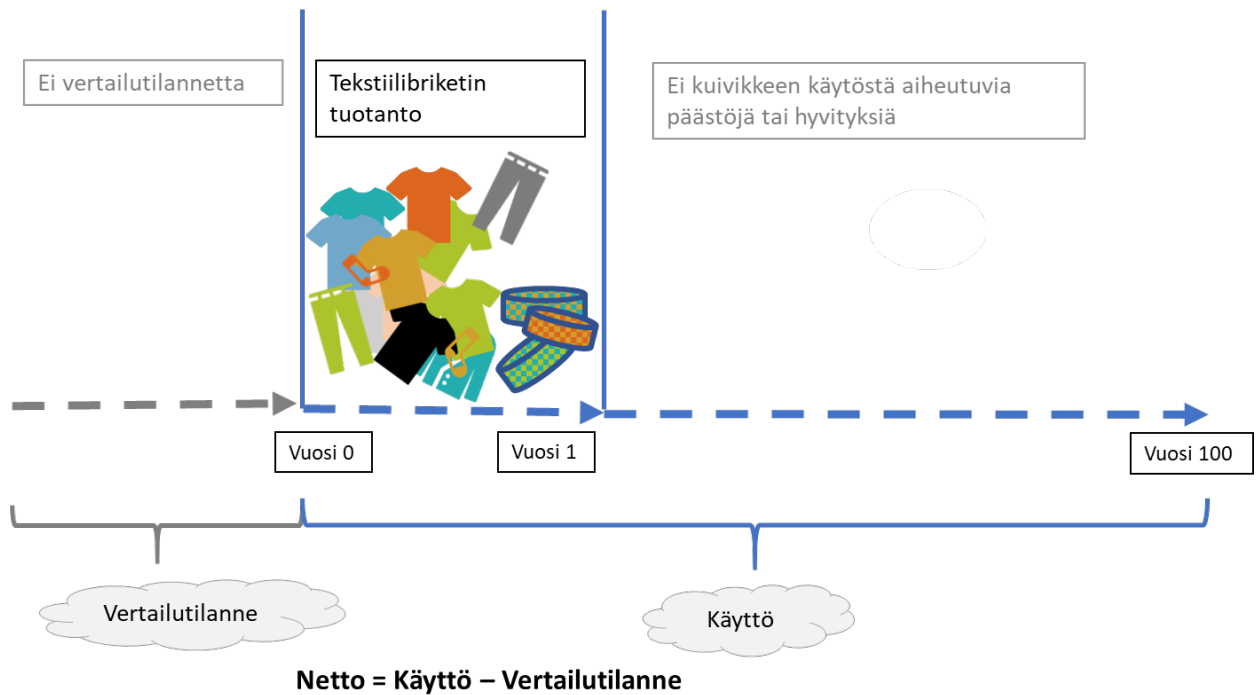
### 3.6.1 Laskennan rajausta

Tekstiilibriketin raaka-aineena käytettävän tekstiilin oletettiin olevan erilliskerättyä tekstiilijätettä. Jätteen hyödyntämiselle hiilijalanjälkilaskennassa käytettiin ns. cut-off mallia (Ponsioen 2015), jossa tekstiilijätteelle ei allokoida tekstiilin tuotannon ja käytön aikaisia ilmastovaikutuksia eikä vältettyjä päästöjä aiheudu (ks. luku 2.2.). Näin ollen tekstiilijätteelle ei allokoida tekstiilin tuotannosta aiheutuvia maankäytön vaikutuksia lainkaan. Tekstiilijätettä koskevissa elinkaariarvioinneissa cut-off malli on yksi yleisimmin käytetyistä allokointimenetelmistä (Sandin ja Peters 2018).

Tekstiilibriketin tuotantoketju alkaa tekstiilin kuljetuksesta lajittelupisteeseen. Lajittelussa kankaasta irrotetaan mahdolliset napit, vetoketjut ja muut ylimääräiset osat käsin, jonka jälkeen tekstiili menee silppurin kautta brikettipuristimeen. Tekstiilijätteen lajittelun, silppuamisen ja briketöinnin oletettiin tapahtuvan samassa laitoksessa. Tekstiilin mahdollisesti sisältämien kemikaalien ja tekstiilin huonon maatumisen vuoksi tekstiilibriketillä kuivitetun lannan oletettiin päätyvän polttoon peltolevityksen sijaan. Tekstiilin sisältämä hiili vapautuu siten ilmakehään. Alla kuva elinkaaristen ilmastovaikutusten laskentaperiaatteista (kuva 19) ja prosessikaavio tekstiilibrikettien tuotannosta (kuva 20).



*Kuva 19. Prosessikaavio tekstiilibriketin tuotannosta. Elinkaarilaskentaan sisällytettiin mustat tekstilaatikat.*



*Kuva 20. Tekstiilibricketin elinkaarien ilmastovaikutusten laskentaperiaate, jossa huomioidaan käytön (tekstiilibricketin tuotannon) päästöt. Laskentaan ei sisälly vertailutilannetta tai kuivikkeen käytöstä aiheutuvia päästöjä tai hyvityksiä. Laskennassa on käytetty sadan vuoden aikaperspektiiviä.*

### 3.6.2 Laskennassa käytetyt lähtötiedot

Tulevan tekstiilin erilliskeräyksen keskimääräiseksi kuljetusmatkaksi lajittelupisteeseen on arvioitu 97 km (Dahlbo ym. 2015). Kuljetuksen oletettiin tapahtuvan jakelukuorma-autolla. Yhdeksän tonnin täydellä kuormalla suuri jakelukuorma-auto tuottaa kilometriä kohden kasvihuonekaasupäästöjä 445 g CO<sub>2</sub>-ekv. ja tyhjällä kuormalla 373 g CO<sub>2</sub>-ekv. (VTT Oy 2007).

Tekstiili silputaan 1 – 2 cm kokosiin paloihin Penope-merkkisellä puujättemurskaimella (Näränen 2021). Laitteen energiankulutuksen ja prosessointikapasiteetin arvioinnissa hyödynnettiin laitekohtaisia tietoja, 22 kW ja 4 – 9 m<sup>3</sup>/h.

Silppurista tekstiilijäte siirtyy briketöitäväksi, jolloin tekstiilisilppu puristuu kooltaan noin 4,5 – 5 cm levyiseksi ja 1 – 2 cm korkeiksi briketeiksi. Briketöinnin energiankulutuksen ja prosessointikapasiteetin arvioinnissa hyödynnettiin Adelman brikettipuristimen tehoa 37 kW ja prosessointikapasiteetin minimi- ja maksimiarvoja, 400 ja 700 kg/h. Molemmat laitteet; puujättemurskain ja briketöintipuristin toimivat sähköllä ja päästöjen arvioinnissa hyödynnettiin Suomen vuoden 2018 sähkönkulutuksen keskimääräistä päästökerrointa 115,6 t CO<sub>2</sub>-ekv./GWh (Lounasheimo ym. 2020). (taulukko 10.) Prosessointia koskevan laskennan perusoletuksena käytettiin silppuamisen ja briketöinnin energiankulutuksen minimiarvoa. Tekstiilin tilavuuspainona käytettiin hankkeeseen kuuluvissa astiakokeissa mitattua 250 kg/m<sup>3</sup> (Luke 2020), jolloin briketitonnin valmistukseen kuluu 4 m<sup>3</sup> tekstiiliä.

**Taulukko 10.** Tekstiilibricketin tuotannon ilmastovaikutuksen laskennassa käytettyjä lähtötietoja.

Laskentaoletuksia		Lähde
Tekstiilin tilavuuspaino	250 kg/m <sup>3</sup>	Saimaan Virta 2020
Silppuamisen energiankulutus	2,4 – 5,5 kWh/m <sup>3</sup>	Penope 2021
Briketöinnin energiankulutus	18,5 – 32,4 kWh/m <sup>3</sup>	Larissa 2021

### 3.6.3 Epävarmuudet

Tekstiilibrikettä koskevaan lähtötietoaineistoon kohdistuu merkittäviä epävarmuuksia, sillä tuotantoa ei ole toistaiseksi suuressa mittakaavassa olemassa eikä tuotannon tietoja siten saatavilla. Saimaan Virta ry:llä tapahtuva tekstiilijätteen käsinlajittelu ja prosessointi ei siten vastaa laajassa mittakaavassa toteutetun erilliskerätyn tekstiilijätteen käsittelyä ja jalostamista kuivikekäyttöön. Tekstiilijätteen silppuamisen ja briketöinnin energiankulutus on tiiviisti sidoksissa mm. syötetyn materiaalin ominaisuuksiin. Tekstiilijätteen ominaisuudet ja tilavuuspaino vaihtelee kankaan laadusta riippuen. Tutkimustiedon puutteen vuoksi laskennassa hyödynnettiin laitekohtaisia tietoja ja siten tulokset ovat vain suuntaa antavia.

Tekstiilijätteen erilliskeräyksen kehittymisen myötä on myös oletettavaa, että tekstiilijätteelle muodostuu taloudellinen arvo, mikäli kannattavia uusiokäyttökohteita muodostuu. Mikäli tekstiiliä ei tällöin enää luokiteltaisi jätteeksi, tulisi sille hiilijalanjälkilaskennassa esimerkiksi allokoida osa tekstiilin raaka-aineen tuotannon ja käytön aikaisista ilmastovaikutuksista (ks. luku 2.1).

## 4 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Kasvihuonekaasupäästöjen laskemisessa hiilidioksidiekvivalenteiksi käytettiin luvussa 2 esitettyä tapaa painottaa tulevaisuudessa tapahtuvia päästöjä sen perusteella, kuinka kaukana tulevaisuudessa päästö (tai hiilen sidonta) tapahtuu. Tässä luvussa esitellään ensin hiilijalanjälkilaskelmat kuivikelajeittain ja sen jälkeen niitä verrataan toisiinsa. Lisäksi tulokset esitellään tilakokeissa tehtyjen käyttömäärien perusteella erikseen hevosille, broilereille ja lihanaudoille.

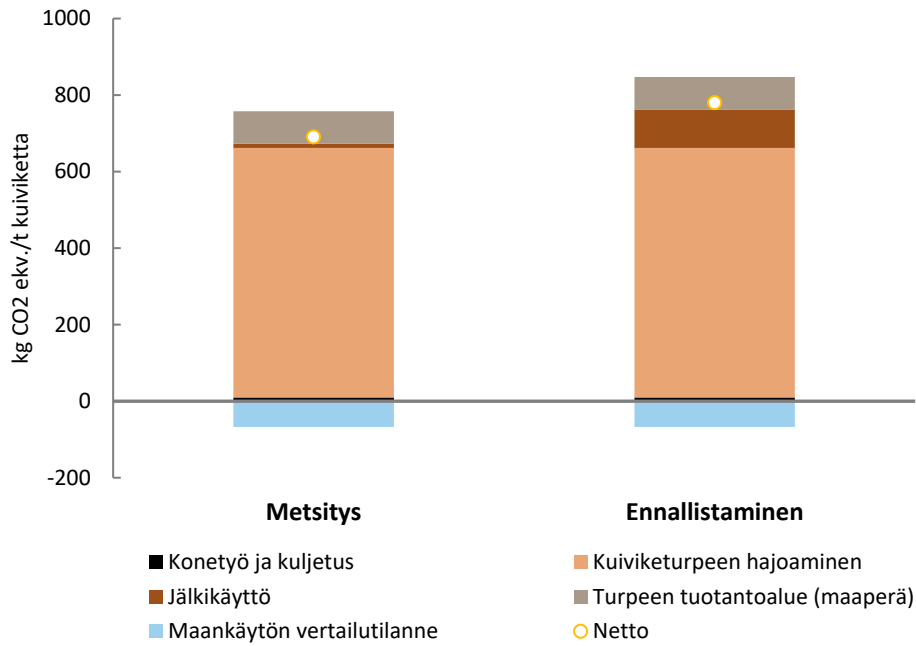
### 4.1 Turve

Hiilijalanjälki laskettiin metsäojitetulta suolta nostetulle turpeelle ja alueen jälkikäyttönä tarkasteltiin vaihtoehtoisesti metsitystä tai ennallistamista. Turpeen hiilijalanjälki tuhatta turvekiloa kohti oli yhteensä 690 kg CO<sub>2</sub>-ekv., kun jälkikäyttötapana oli metsitys, ja 780 kg CO<sub>2</sub>-ekv., kun jälkikäyttötapana oli ennallistaminen (kuva 21). Hiilijalanjälki koostuu lähes yksinomaan kuiviketurpeen hajoamisesta aiheutuvista hiilidioksidipäästöistä. Turvetta ei tarvitse erikseen prosessoida kuivikekäyttöä varten. Ero jälkikäyttötapojen välillä selittyy eroilla jälkikäyttövaiheen päästöissä: ennallistaminen aiheuttaa metaanipäästöjen lisääntymisen myötä suuremman ilmastovaikutuksen huolimatta siitä, että se on hiilen sitoja, metsityksen ollessa jäännösturpeen hajoamisen seurauksena hiilidioksidin nettopäästölähde (kuva 22).

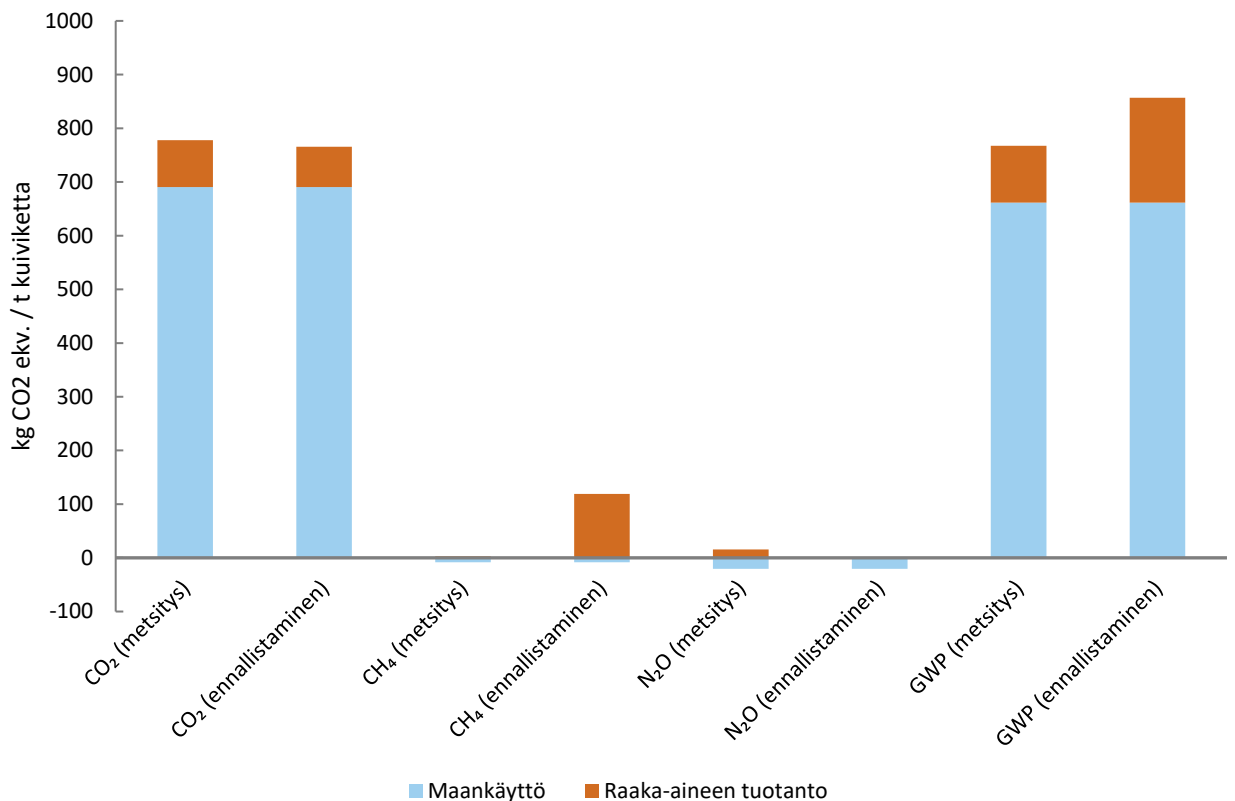
Kuiviketurpeen hiili vapautuu ilmakehään hiilidioksidina peltoon levitettynä hitaammin, kuin poltettaessa. Kuiviketurpeen hajoamisen ilmastovaikutus oli tämän tutkimuksen mukaan noin 65 % turpeen polton päästöistä (1039 kg CO<sub>2</sub>, kun turvetonnin tehollinen lämpöarvo on noin 9800 MJ (Alakangas 2000) ja turpeen polton päästöt 106 g CO<sub>2</sub> / MJ (IPCC 2006)), kun huomioidaan sadan vuoden aikana tapahtuva kuiviketurpeen hajoaminen ja hajoamisessa vapautuvan hiilen ajallinen jaksottuminen sadan vuoden ajalle.

Käytännössä kuiviketurpeen hiilijalanjälki vaihtelee tässä esitettyjä tuloksia enemmän, mm. valitusta suotyypistä ja sen jälkikäyttötavasta riippuen. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin keskimääräistä metsäojitettua suota. Suot ovat kuitenkin erilaisia ja kuivikekäyttöön soveltuvan turpeen paksuus ja nosto aika vaihtelevat. Myös turpeen ominaisuudet, kuten kuiva-ainepitoisuus vaihtelee huomattavasti mm. tuotantosääolosuhteiden mukaan. Mikäli turve on kosteampaa, on se myös painavampaa, jolloin tuotettua kuiviketonna tarkasteltaessa hiilen pitoisuus – ja siten myös hiilijalanjälki olisivat pienemmät. Nyt laskelmissa käytettiin keskimääräistä arviota kuiviketurpeen kosteudesta.

Turpeen hajoamisnopeus saattaa vaihdella eri turvelajeilla niiden erilaisen hiilen koostumuksen vuoksi, mutta tutkimustietoa hiilen hajoamisesta oli rajoitetusti saatavilla tätä tutkimusta tehdessä. Vähemmän maatuneessa turpeessa on jäljellä enemmän nopeasti hajoavaa hiiltä, eli kuiva-ainetta kohden se sisältää enemmän hiiltä, kuin pidemmälle maatunut turve. Näin ollen on mahdollista, että kuiviketurpeen hajoaminen tapahtuu nopeammin, kuin tässä tutkimuksessa oletettiin. Mikäli hajoaminen on nopeampaa, turpeen hiilijalanjälki on suurempi, kuin tässä esitetty. Turpeen hajoamisnopeuteen vaikuttavat myös olosuhteet. Tässä tutkimuksessa hiilen hajoamisnopeutena käytettiin Karhun ym. (2008) arviota, joka ei erottele eri turvejakeita toisistaan. Karhun ym. tutkimuksen mukaan turpeen hiilestä on jäljellä 14 % sadan vuoden kuluttua.



Kuva 21. Turpeen elinkaarin ilmasto vaikutus (kg CO<sub>2</sub> ekv./t turvetta) tuotantovaiheittain jaoteltuna jälkikäyttötavan ollessa metsitys tai ennallistaminen.



Kuva 22. Turpeen tuotannon ja maankäytön kasvihuonekaasupäästöt päästölähteittäin hiilidioksidiekvivalenteiksi muutettuna. Maankäyttö sisältää turpeen hajoamisen päästöt sekä turvetuotantoalueen maaperäpäästöt, joista on vähennetty referenssitilanteen (metsäojitettu suo) päästöt. Raaka-aineen tuotanto sisältää konetyön ja kuljetuksen sekä alueen jälkikäytön.



## 4.2 Rahkasammal

Kuivikerahkasammalen hiilijalanjälki laskettiin kolmelle suotyypille (metsäojitettu suo, rahkaräme ja lyhytkorsikalvakkaneva). Perustilanteessa, eli metsäojitetulta suolta korjattaessa rahkasammaleen hiilijalanjälki oli 460 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta (vaihteluväli 302 – 528 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta) (kuva 23). Rahkarämeeltä korjattaessa rahkasammaleen hiilijalanjälki vaihteli 366 – 490 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta ja lyhytkorsikalvakkanevalta 302 – 390 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta.

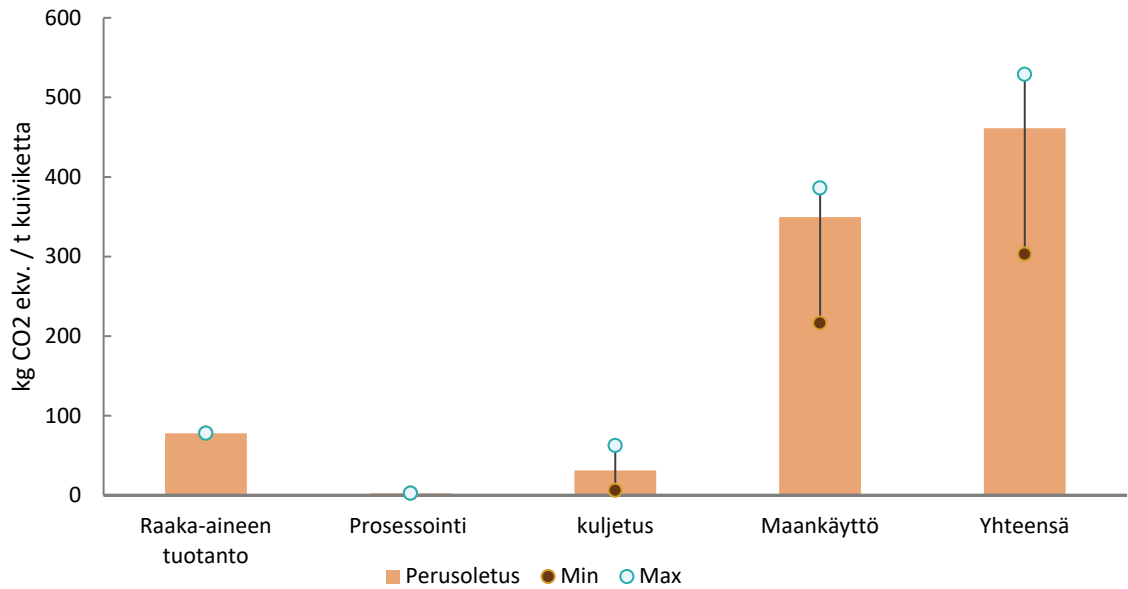
Rahkasammalen hiilijalanjälki riippuu useasta samanaikaisesta tekijästä (suotyyppi, korjuusyvyyden ja sykli), jotka voivat toisaalta pienentää tai kasvattaa hiilijalanjälkeä riippuen hiilidioksidi- ja metaanipäästöjen dynamiikasta (kuvat 24 ja 25). Samanaikaisesti tuloksiin liittyy huomattavia epävarmuuksia tutkimustiedon puutteesta johtuen. Suurin osa rahkasammalkuivikkeen tuotannon päästöistä aiheutuu maankäytöstä, ja erityisesti korjatun rahkasammalen sisältämän hiilen hajoamisesta. Korjattaessa rahkasammalta 30 cm paksuudelta, on kuivikkeen hajoamisen päästöt suuremmat kuin korjuusyvyyden ollessa 20 cm. Mitä syvemältä rahkasammalta ja sen muodostamaa turvetta korjataan, sitä enemmän poistetaan hiiltä, joka olisi ilman korjuuta jäänyt suon pysyvään hiilivarastoon (Punkka 2019). Matalammalta korjattaessa tarvitaan kuitenkin enemmän pinta-alaa, jotta voidaan tuottaa sama määrä kuivikerahkasammalta, kuin korjuusyvyyden ollessa suurempi.

Korjuusyvyyden ollessa maltillinen on kasvillisuuden palautuminen nopeampaa, mikä vaikuttaa puolestaan suolta aiheutuviin metaanipäästöihin. Tässä tutkimuksessa oletettiin, että kuivilta suotyypeiltä (metsäojitetulta suolta ja rahkarämeeltä) korjattaessa suon metaanipäästöt kasvavat suotyypin muuttuessa kosteammaksi, ollen suuremmat kuin vertailutilanteen eli korjaamattoman suon päästöt, kuten Punkkan (2019) tutkimus osoittaa. Mikäli suotyyppi muuttuu pysyvästi kosteammaksi ja korjuuväli on pitkä, sitä kauemmin vettyneempi korjuualue tuottaa vertailutilannetta suurempia metaanipäästöjä. Koska 20 cm korjuusyvyyden mahdollistaa kasvillisuuden nopeamman toipumisen (arviolta 9 vuotta) 30 cm korjuusyvyyteen (arviolta 13 vuotta) verrattuna, ovat rahkasammaleen korjuun jälkeiset metaanipäästöt näillä suotyypeillä korkeammat kuin vertailutilanteen päästöt (kuva 24). Ja mitä pidempi korjuusykli näillä suotyypeillä on, sitä enemmän kasvillisuuden muutos vaikuttaa rahkasammaleen hiilijalanjälkeen. Metsäojitetulta suolta ja rahkarämeeltä korjattaessa maankäytön hiilijalanjälki oli siten pienempi, mikäli korjuu tehtiin 15 vuoden välein kuin korjuuvälin ollessa 30 vuotta. Sen sijaan korjuusykli ei vaikuta lyhytkorsikalvakkanevan hiilijalanjälkeen, koska sen tapauksessa suotyypin ei oleteta muuttuvan (Punkka 2019). Oletus suotyypin muuntumisesta on kuitenkin hyvin epävarma ja siihen voi vaikuttaa kehitymättömät korjuumenetelmät, jolloin suohon muodostuviin painanteisiin kerääntyy enemmän kosteutta. Viimeisimmät tutkimustulokset osoittavat, että nykyisillä korjuumenetelmillä rahkasammal ei uudistu juuri lainkaan (Syrjänen 2021). Rahkasammaleen kestävä keruun työohjeen (2021) mukaan rahkasammal tulee kerätä niin ettei synny kuoppia eikä painanteita ja syvät painanteet ja ajourat keruualueella tasoitetaan keruun lopuksi. Näillä toimenpiteillä voidaan vähentää suotyypin muuttumisen riskiä.

Kuivikerahkasammalen hiilijalanjälkeen vaikuttaa korjuualueen suotyyppi, sillä korjatun ja korjaamattomien soiden päästöt eroavat merkittävästi toisistaan. Lisäksi suotyyppi on merkittävä epävarmuuden lähde, sillä myös saman suotyypin päästöt voivat vaihdella huomattavasti. Erityisesti metsäojitetut karut suot voivat olla eri lähteistä peräisin olevien mittaustulosten perusteella joko hiilen nieluja tai lähteitä (Pohjala 2014). Metsäojitetut suot saattavat olla myös merkittäviä metaanin lähteitä esimerkiksi ojituksen epäonnistumisesta johtuen (Minkkinen ja Laine 2006). Jos laskennassa oletettaisiin, että metsäojitetut suot ovat hiilen lähteitä, olisi kyseiseltä suotyypiltä kerätyn kuivikerahkasammaleen hiilijalanjälki pienempi kuin tässä tutkimuksessa esitetyt tulokset osoittavat.

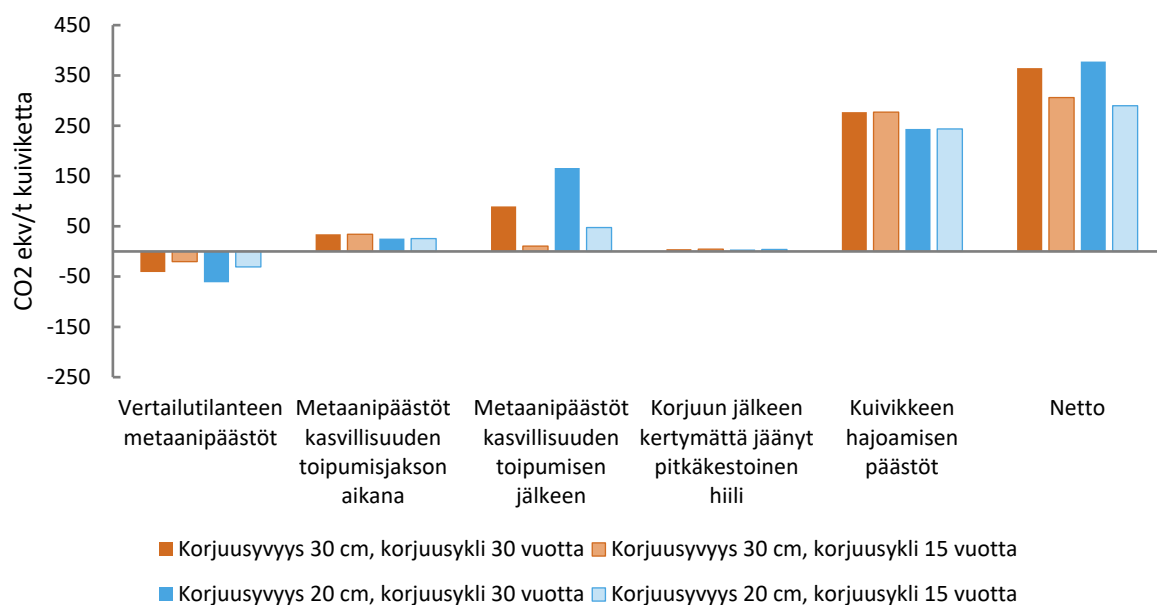
Rahkasammalkuivikkeen kuljetuksen ja prosessoinnin päästöt ovat keskimäärin 113 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta. Rahkasammalkuivikkeen kuljetuksen ja prosessoinnin päästöt ovat korkeammat kuin muiden tässä raportissa kuvattujen kuivikemateriaalien. Raaka-aineen kuljetus tuottaa enemmän päästöjä mitä painavampi raaka-aine on kyseessä, sillä tässä tutkimuksessa hyödynnettiin kuljetuksen hiilijalanjäljen arvioinnissa massaan perustuvaa arviointitapaa. Rahkasammalen korkea kosteusprosentti

(84 %) aiheuttaa sen, että sekä korjuu että kuljetus kuluttavat lopputuotteeseen nähden enemmän energiaa, kuin muiden kuivikkeiden tuotannossa. Rahkasammalen korjuutekniikkaa kehitetään parhaillaan tehokkaammaksi, jolloin myös polttoaineen kulutus ja sen aiheuttamat päästöt tulevat pienemmään (Fontell 2021). Lisäksi rahkasammaleen kuivatus kuluttaa jonkin verran energiaa. Kuivikerahkasammalen hiilijalanjäljen kannalta prosessoinnin päästöillä on kuitenkin kokonaispäästöjen kannalta vähemmän merkitystä, sillä suurin osa päästöistä tapahtuu korjatulla suolla ja kuivikerahkasammalen hajotessa käytön jälkeen.

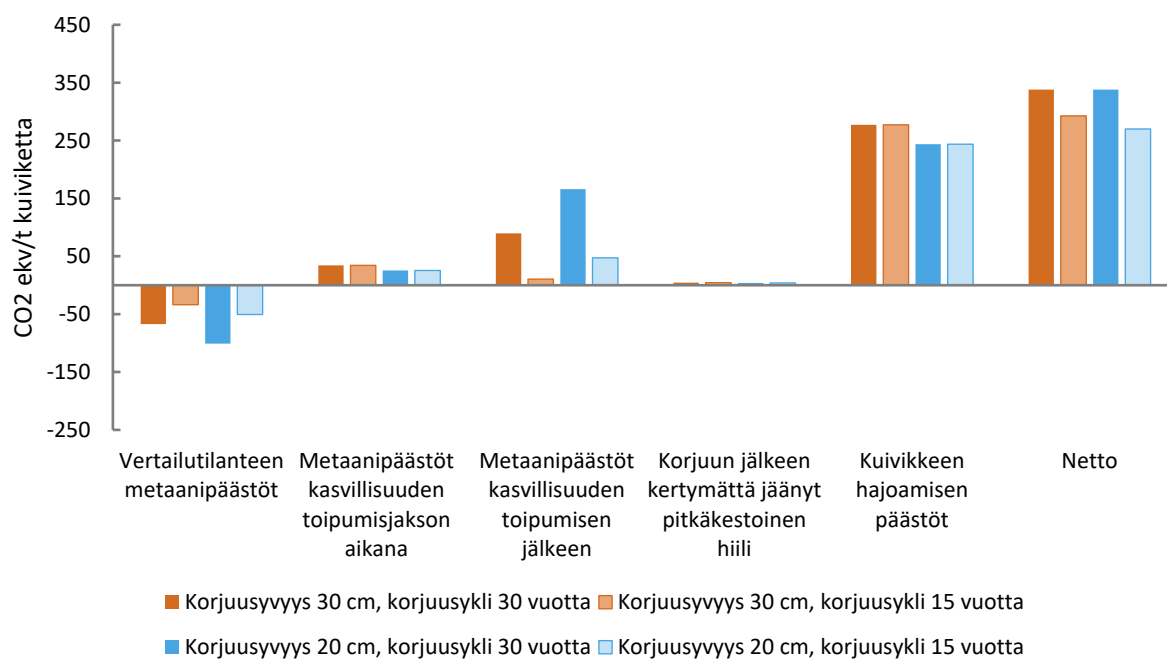


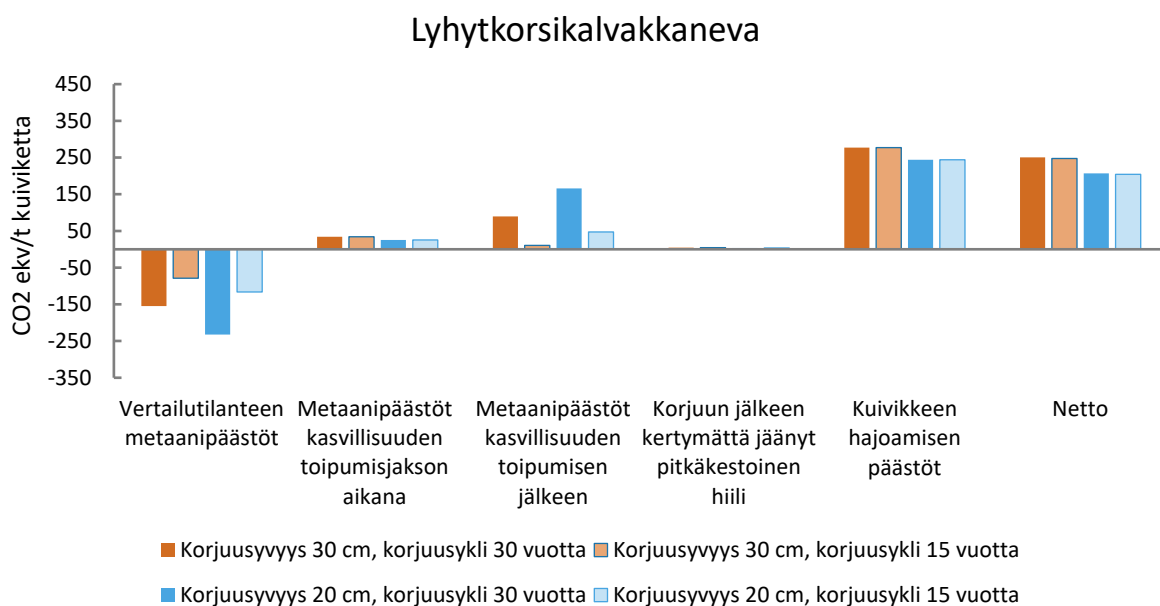
*Kuva 23. Rahkasammalkuivikkeen tuotannon kasvihuonekaasupäästöt kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta (minimi-maksimi) tuotantovaiheittain eriteltynä. Perusoletuksena on metsäojitettu suo 30 cm syvyydestä korjattuna ja 30 vuoden korjuusykillä. Vaihteluväli kuvaa eri laskentaoletuksien (suotyypä, korjuusyvyys, korjuusykli) vaikutusta tuloksiin. Vertailutilanteen päästöt on vähennetty kuivikkeen tuotannon maankäytön päästöistä.*

## Metsäojitettu suo

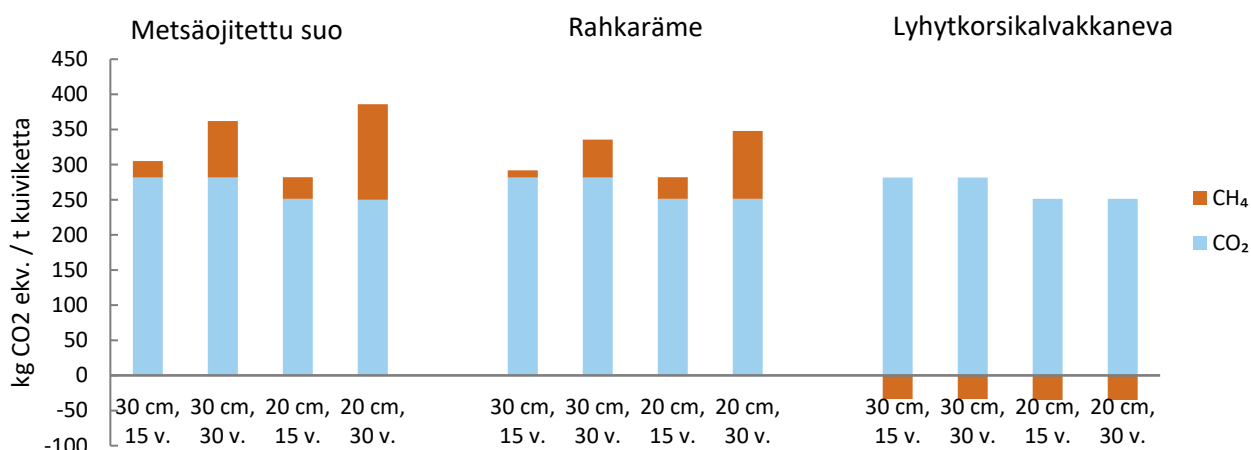


## Rahkaräme





Kuva 24 (sivuilla 49 ja 50). Korjuusyvyiden ja -syklin vaikutus rahkasammalkuivikkeen maankäytön ilmastovaikutuksiin korjuualueen ollessa metsäojitettu suo, rahkaräme tai lyhytkorsikalvakkaneva.



Kuva 25. Korjuusyvyiden ja -syklin vaikutus rahkasammalkuivikkeen maankäytön hiilidioksidi- ja metaanipäästöihin korjuualueen ollessa metsäojitettu suo, rahkaräme tai lyhytkorsikalvakkaneva.

### 4.3 Järviruokosilppu

Tiiviisti kasvavalta rantavyöhykkeeltä niitetyn ja siitä silputun järviruokosilppukuivikkeen hiilijalanjälki oli negatiivinen, -1438 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta, eli järviruo'on kuivikekäytöllä voidaan vähentää kasvihuonekaasupäästöjä. Järviruokosilpun negatiivisesta hiilijalanjäljestä valtaosa aiheutuu maankäytöstä, ja siinä erityisesti ruovikon niiton seurauksena vältettävistä metaanipäästöistä (kuva 26 ja 27). Ruokomassan niittotyön ja kuljetuksen osuus päästöistä on vähäinen. Laskennassa oletettiin yksinkertaistetusti ruovikon metaanipäästöjen vähenevän samassa suhteessa kuin ruovikkoa niitetään. Tulee ottaa kuitenkin huomioon, että ruovikon niiton vaikutus hiilitaseeseen on monimutkaisempi, eikä riittävää tutkimustietoa niiton vaikutuksista ole saatavilla tarkempia arvioita varten.

Järviruo' on satotaso ja ruovikon päästöt riippuvat sekä niittoalueen ominaispiirteistä (mm. maantieteellinen sijainti, vesistön rehevyys ja avoimuus) että veden syvyydestä. Tässä tutkimuksessa arvioitiin matalalla kasvavan ruovikon talviniiton vaikutuksia, mutta tuloksia voidaan soveltaa myös kesällä niitettävään ruovikkoon. Jos ruovikkoa niitetään alueilta, joissa vesi on syvempää ja ruovikko harvempaa, satotaso on usein pienempi niitettyä hehtaaria kohden.

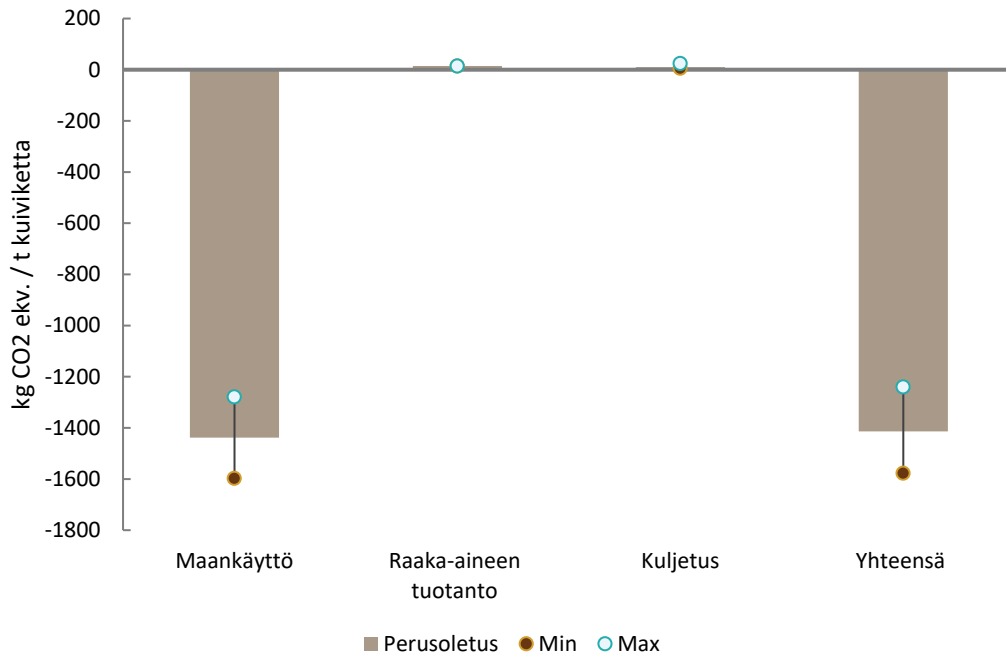
Tutkimustietoa talviniiton vaikutuksista ruovikon kykyyn pumpata metaania sedimentistä ei ole saatavilla. Talviniitto ei välttämättä vaikuta merkittävästi ruovikon kykyyn pumpata metaania, sillä paine-erot eivät todennäköisesti muutu vastaavasti kuin kesäniitossa, koska kuollut ruovikko katkeaa usein muutenkin jäiden vaikutuksesta. Katkennutta ruovikkoa voi myös ajautua syvemmältä vesistöstä rantavyöhykkeelle, jonka mädäntyminen rantavyöhykkeellä ei ole kytköksissä rantavyöhykkeellä kasvavan ruovikon hajoamisesta muodostuviin päästöihin. Näin ollen rantavyöhykkeeltä niittäminen ei välttämättä aiheuta yhtä suuria päästösäästöjä, kuin tässä tutkimuksessa on oletettu, jos vertailutilanteessa rantavyöhykkeen ruovikon päästöt aiheutuvat osin syvemmältä vesistöstä ajautuvien kuolleiden ruovikoiden mädäntymisestä.

Jos ruovikkoa niitetään vesistönhoidollisista syistä, voidaan niiton seurauksena muodostuva päästöjen väheneminen tai osa niistä allokoida myös kunnostustoimille. Tässä tapauksessa kuivikkeena hyödynnetyn järviruo' on hiilijalanjälki olisi suurempi kuin tässä tutkimuksessa on esitetty, koska niiton tuottama päästöhyöty kohdennettiin kokonaan tuotetulle kuivikkeelle.

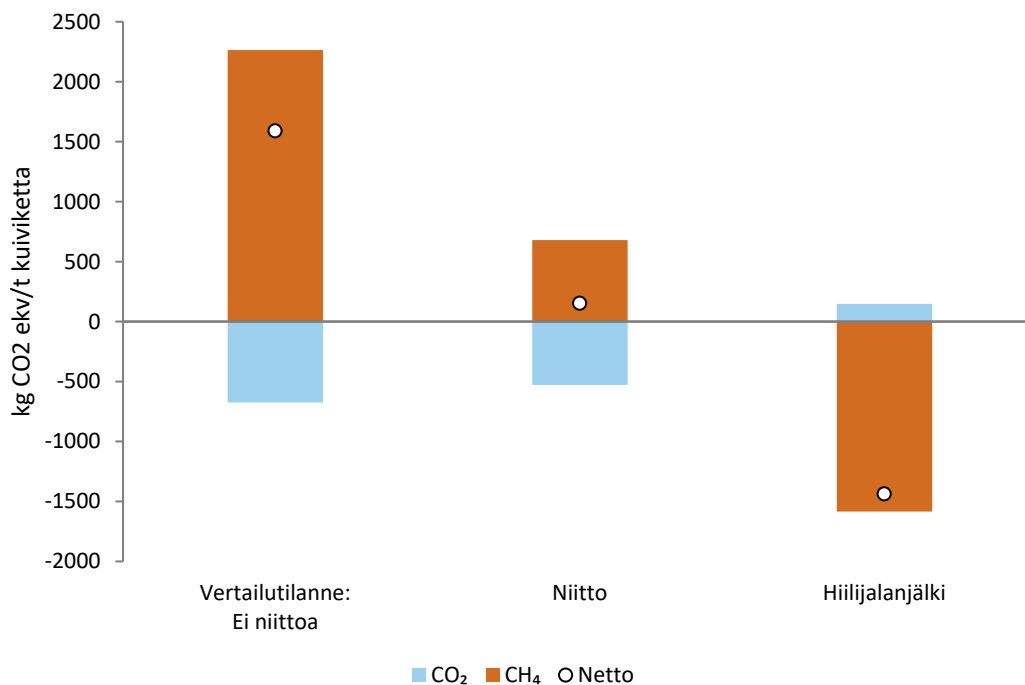
Koska myös ruovikon palautumiskyky talviniiton jälkeen tunnetaan puutteellisesti, tarkasteltiin tässä tutkimuksessa lisäksi palautumiskyvyn vaikutuksia tulokseen herkkyytarkasteluna (kuva 28). Jos ruovikon niittämisen oletettiin lisäävän kasvua 10 %, hiilijalanjälki oli yhteensä noin 160 kg CO<sub>2</sub> ekv. suurempi. Tällöin niiton jälkeisenä vuonna hiilen sidonta lisääntyy, mutta vastaavasti metaanipäästöt kasvavat vertailutilanteeseen nähden. Jos taas niitto heikentäisi ruovikon palautumiskykyä 10 %, hiilijalanjälki olisi noin 160 kg CO<sub>2</sub> ekv. pienempi. Tällöin puolestaan hiilen sidonta heikkenee vertailutilanteeseen nähden, mutta päästöjä hallitsevat metaanipäästöt vähenevät.

Hiilijalanjälki ei sisällä järviruo'kosilpun kuivikekäytön päästöjä, mutta ottaa huomioon silpun sisältämän eloperäisen aineksen hajoamisen. Niitetyn järviruo'kosilpun hiilen oletettiin hajoamisen seurauksena vapautuvan hiilidioksidina, mikä edellyttää hapellisia olosuhteita. Vertailutilanteessa ruovikon sisältämä hiili vapautuu sekä metaanina että hiilidioksidina. Riippuen kuivikkeen käsittelyketjusta, metaanipäästöjä voi kuitenkin muodostua mahdollisen kompostoitumisen yhteydessä, jolloin hiilijalanjälki kasvaa ja on suurempi kuin nyt esitetty.

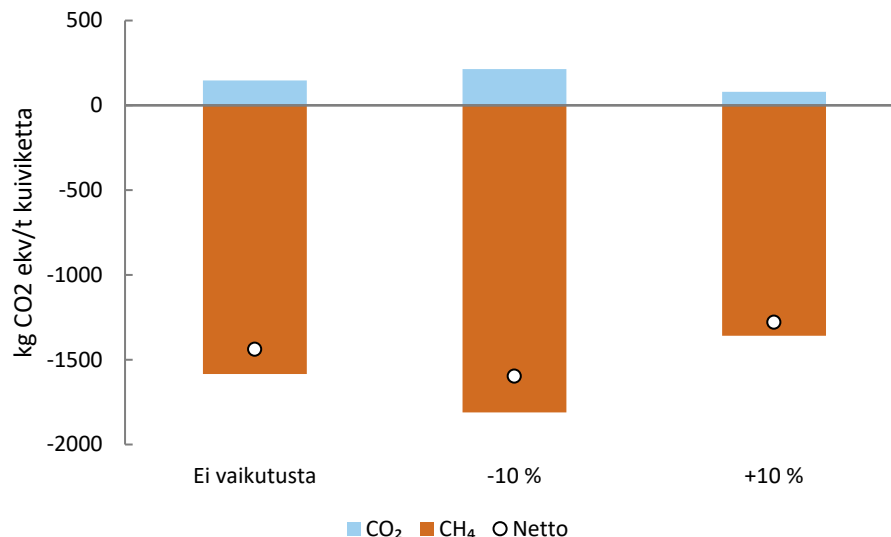
Hiilijalanjälkilaskennan tarkentamiseksi ruovikon niiton vaikutuksia metaanipäästöihin on syytä tarkentaa ja kiinnittää huomio etenkin toistuvien niittojen vaikutusten arvioimiseen. Samalla alueella toistuvien niittojen vaikutuksia ei tässä tutkimuksessa arvioitu.



Kuva 26. Järviruokosilpun tuotannon kasvihuonekaasupäästöt kg CO<sub>2</sub> ekv./ t kuiviketta (minimi-maksimi) tuotantovaiheittain eriteltynä. Perusoletus kuvaa tilannetta, jossa talviniitto ei vaikuta ruovikon palautumiskykyyn. Vaihteluväli kuvaa eri laskentaoletuksien (mm. palautumiskyky) vaikutusta tuloksiin. Vertailutilanteen päästöt on vähennetty kuivikkeen tuotannon maankäytön päästöistä.



Kuva 27. Järviruo'on maankäytön kasvihuonekaasupäästöt (kg CO<sub>2</sub> ekv./ t kuiviketta) vertailutilanteessa (ei niittoa) ja tuotantotilanteessa (niitto). Järviruo'on maankäytön nettoilmastovaikutus saadaan, kun tuotantotilanteen päästöistä vähennetään vertailutilanteen päästöt.



*Kuva 28. Ruovikon palautumisen vaikutus järviruokosilpun hiilijalanjälkeen. Perusoletuksen (niitto ei vaikuta palautumiseen) lisäksi tarkasteltiin vaihtoehtoja, joissa niiton seurauksena ruovikon kasvukyky heikentyy 10 % tai lisääntyy 10 %.*

#### 4.4 Ruokohelpisilppu ja -pelletti

Ruokohelpisilpun ja -pelletin hiilijalanjälki (-97– 3714 kg CO<sub>2</sub> ekv/ tonni kuiviketta) on voimakkaasti riippuvainen mm. maalajista, satotasosta ja juuriston ja maanpäällisen biomassan välisestä suhteesta. Saatujen tulosten mukaan kivennäismaalla tuotettu ruokohelpi on hiilijalanjäljeltään pienempi verrattuna multamaalla tuotettuun ruokohelpeeseen (kuva 29). Tämä johtuu siitä, että multamaalla hiiltä haihtuu orgaanisen aineksen hajotessa kivennäismaata huomattavasti suurempi määrä, eikä ruokohelven viljely välttämättä riitä kompensoimaan multamaiden luontaista hiilikatoa. Kivennäismaan orgaanisen aineksen pitoisuuden ollessa 4 % ja kasvin juuriston osuuden ollessa jopa 70 % koko kasvin biomassasta, ruokohelven hiilijalanjälki voi olla kokonaisuudessaan negatiivinen (-246 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta), eli hiiltä sitova (kuva 30). Kivennäismaan orgaanisen aineksen pitoisuudesta ja juuriston osuudesta riippuen, hiilijalanjälki vaihteli välillä -246 – 613 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta. Multamaalla ruokohelpi-kuivikkeen tuotannon hiilijalanjälki oli huomattavasti suurempi (748 – 3716 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta). Suurin osa hiilijalanjäljestä aiheutui raaka-aineen tuotannossa pellon vaatimasta lannoituksesta ja kalkituksesta (kivennäismaalla 123 – 145 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta (kuva 31), multamaalla 164 – 196 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta). Pelletöinnin ja kuljetuksen vaikutus hiilijalanjälkeen oli vähäinen, yhteensä n. 18 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta (kuva 29).

Maankäytön päästöt vaikuttavat eniten ruokohelpikuivikkeen hiilijalanjälkeen (kuva 29). Juuriston osuuden ollessa suurimmillaan (70 %), ruokohelpi sitoo maaperään hiiltä, joka kompensoi maaperästä haihtuvan hiilen määrää. Multamailla hiilen hävikki on huomattavasti kivennäismaita korkeampi, jolloin ruokohelven sitoma hiili ei riitä kompensoimaan maaperästä haihtuvaa hiilen määrää. Tulee ottaa kuitenkin huomioon, että tässä tutkimuksessa maankäytön vertailutilanteeksi määritettiin teknosfäärin poistaminen ja maa-alan palautuminen kohti luonnontilaa (kivennäismaa) tai ennallistetaan/metsitetään (multamaa) johdonmukaisen vertailun mahdollistamiseksi. Mikäli vertailutilanteeksi olisi määritetty nykyinen maankäyttö, olisivat tulokset erilaiset kuin nyt esitetty. Jos tarkasteltaisiin eloperäisten maiden erilaisia käyttömuotoja ja vertailutilanteena olisi esimerkiksi jonkin toisen peltobiomassan, kuten ohran, viljely, olisi ruokohelven viljelyn hiilijalanjälki pienempi suuremman hiilensidonnan vuoksi. Ruokohelven viljely eloperäisillä mailla voi siis vähentää viljelymaiden kasvihuonekaasupäästöjä viljan viljelyyn verrattuna, kuten useissa tutkimuksissa on todettu (mm. Shurpali et al. 2009, Tavi 2014). Toisaalta,

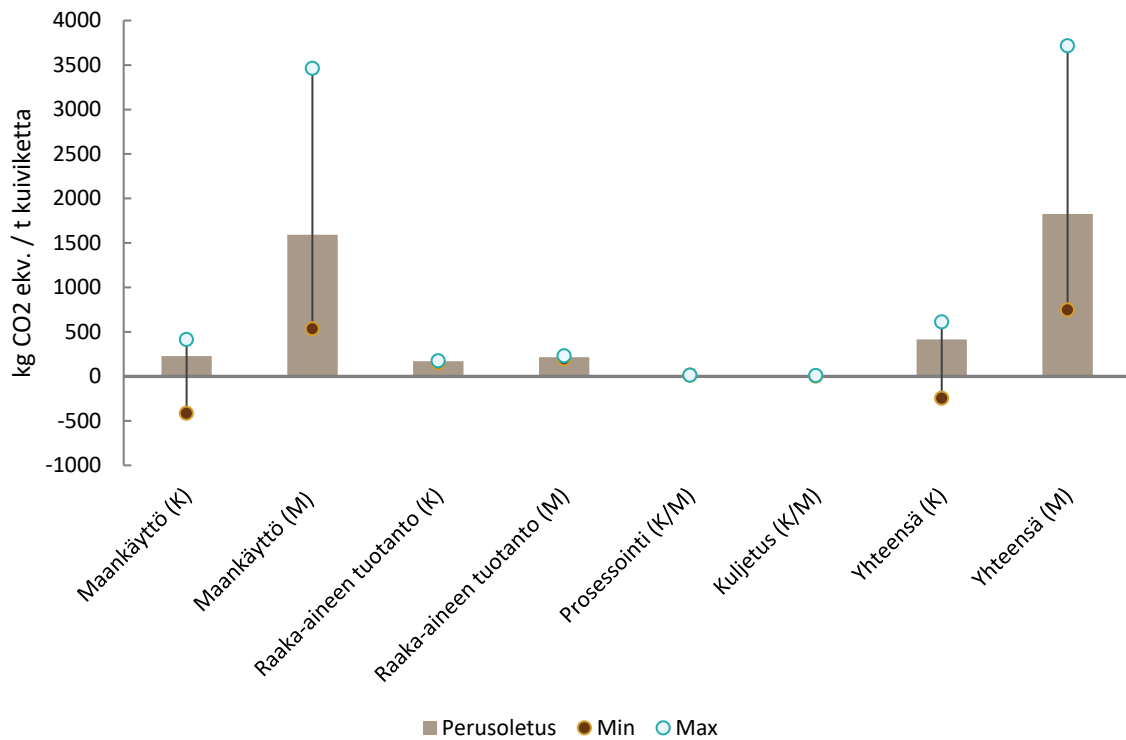
mikäli ruokohelven viljely lisääntyisi, tulisi huomioida mistä lisääntynyt peltopinta-alan tarve otetaan ja mihin pellolla aiemmin viljelty tuotanto siirtyy. Turvepitoisilla mailla ruokohelven kosteikkoviljely on myös yksi keino vähentää maaperän kasvihuonekaasupäästöjä (Naukkarinen 2021).

Tarkasteltaessa kasvihuonekaasupäästöjä kuiviketonna kohden, pelletin ja silpun ero jää vähäiseksi. Materiaalien tilavuuspainossa on kuitenkin huomattava ero, sillä tonni ruokohelpisilppua vastaa noin seitsemää kuutiota, kun taas tonni ruokohelpipellettiä vastaa noin 1,5 kuutiota. Myös muilta ominaisuuksiltaan pelletti oli hyvin erilaista silppuun verrattuna. Pelletti on erittäin tiivistä, mutta käytössä se hajoaa hieman turvetta muistuttavaksi patjaksi. Pelletin säilyvyys, säilytettävyyys ja käsiteltävyys on myös hyvin erilainen silputtuun ruokohelpeen verrattuna. Pelletti sisältää tilavuutta kohden enemmän hiiltä, kuin silppuna korjattu ruokohelpi. Näin ollen ruokohelpipelletin ja silpun käyttömääriin on syytä kiinnittää erityistä huomiota myös ilmastönäkökulmasta.

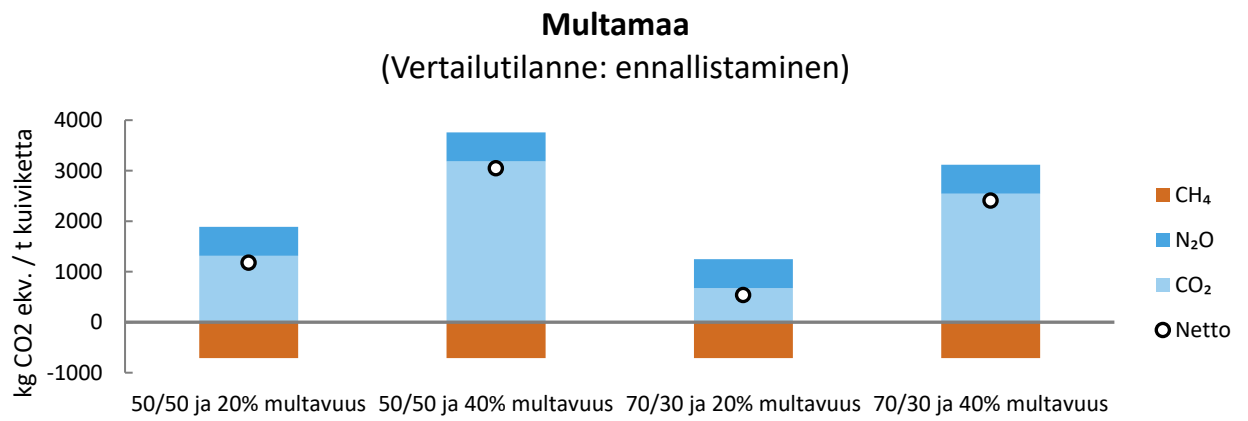
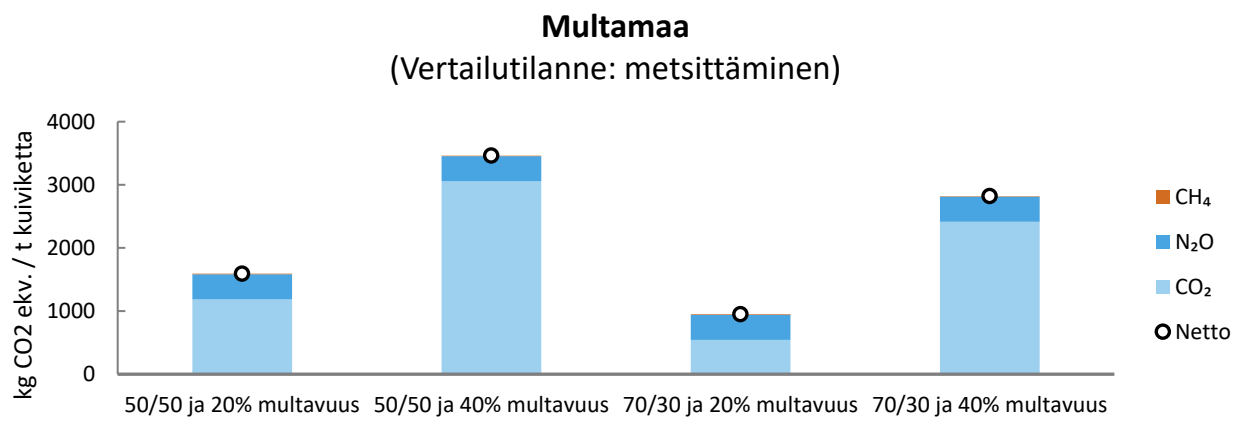
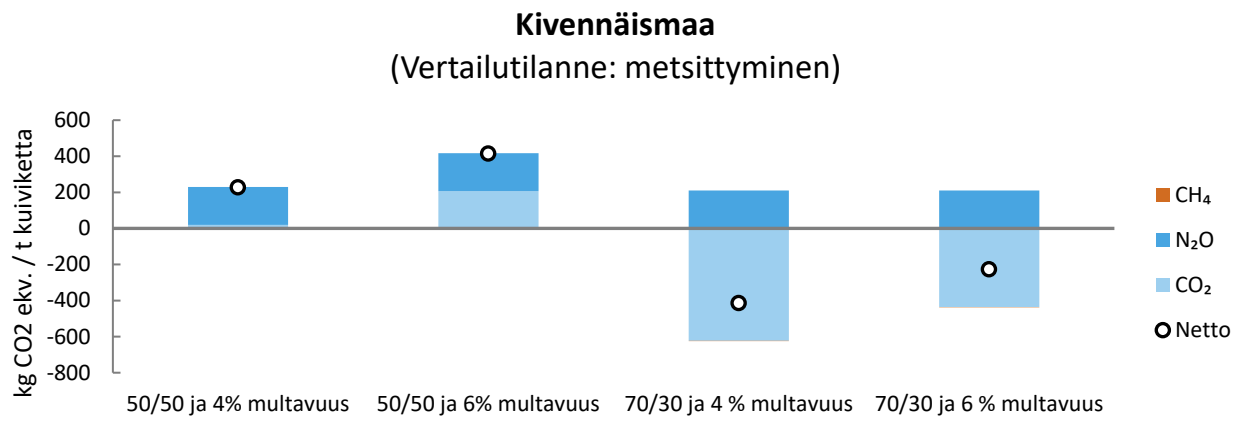
Shurpaliin ym. (2010) mukaan turvepelloilla viljeltäessä ruokohelven hiilidioksidipäästöt on 160 – 249 kg CO<sub>2</sub>/ha vuodessa (ei sisällä maankäytön vertailutilannetta), mikä on huomattavasti vähemmän kuin tässä tutkimuksessa käytetty arvio. Shurpaliin ym. (2010) tutkimuksen mukaan myös lannoituksen päästöt ovat merkittävästi pienemmät kuin tässä tutkimuksessa on arvioitu, ja maankäytön päästöt on sisällytetty arvioon puutteellisesti (ilman vertailutilannetta). Mäkisen ym. (2006) tekemän selvityksen mukaan, energiakäyttöön viljellyn ruokohelven hiilijalanjälki on noin 1600 kg CO<sub>2</sub> ekv./ha ilman maankäytön päästöjen sisällyttämistä. Mäkisen ym. (2006) laskelma vastaa paremmin tässä tehtyä laskentaa, mikäli maankäytön päästöjä ei huomioida. Kuiviketonna kohden laskettuna päästöt ovat Mäkisen ym. (2006) mukaan siten 268 kg CO<sub>2</sub> ekv./t ja tässä tutkimuksessa vastaavasti 168 – 253 kg CO<sub>2</sub> ekv/t. Laskennan rajaukset eivät ole kuitenkaan täysin yhteneväiset.

Ilmastohyötyjen kannalta on keskeistä, että satotaso ja sen myötä hiilen sidonta pysyvät korkeina. Kuivina satovuosina satotaso voi kuitenkin jäädä merkittävästikin hiilijalanjälkilaskennassa arvioitua pienemmäksi. Pienempi satotaso edellyttää siten suuremman peltopinta-alan saman kuivikemäärän tuottamiseen, jolloin maankäytön päästöt kasvavat suuremmiksi kuin nyt on arvioitu.



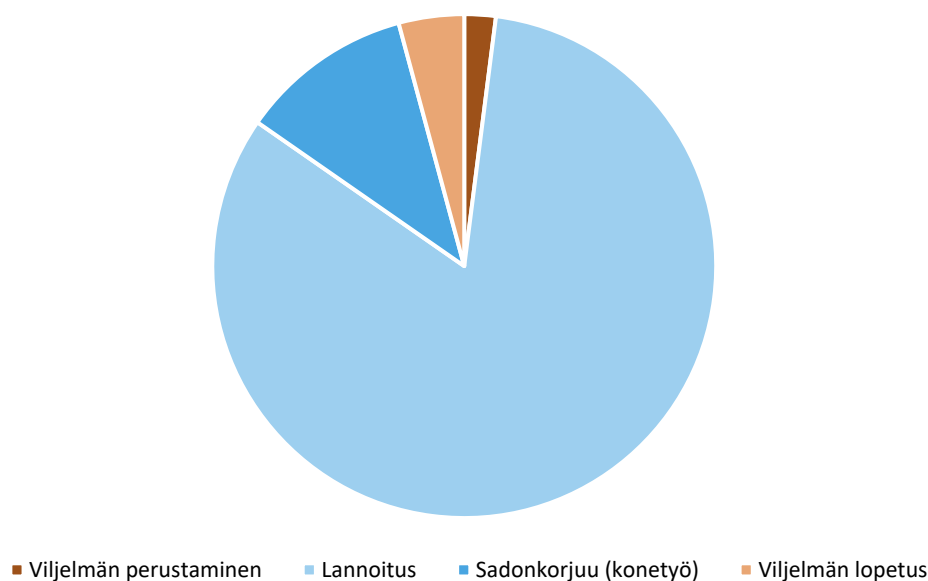


*Kuva 29. Ruokohelpipelletin tuotannon kasvihuonekaasupäästöt kg CO<sub>2</sub> ekv./ t kuiviketta (minimi-maksimi) tuotantovaiheittain eriteltynä kivennäismaalla (K) ja multamaalla (M). Perusoletuksena käytettiin multamaalla ja kivennäismaalla maanpäälliselle biomassalle ja juuristolle 50/50 suhdetta. Kivennäismaan perusoletuksessa maaperän orgaanisen aineksen oletettiin olevan 4 % ja multamaalla 20 %. Vaihteluväli kuvaa eri laskentaoletuksien (mm. lannoitus, orgaanisen aineksen pitoisuus sekä juuriston ja maanpäällisen biomassan suhde) vaikutusta tuloksiin. Vertailutilanteen päästöt on vähennetty kuivikkeen tuotannon maankäytön päästöistä.*



*Kuva 30. Maalajin (kivennäismaa ja multamaa), multavuuden (kivennäismaalla 4 % / 6 %, multamaalla 20 % / 40 %) sekä maanpäällisen biomassan ja juuriston suhteen (50/50 ja 30/70) vaikutus maankäytön kasvihuonekaasupäästöihin vertailutilanne huomioiden.*

## Ruokohelven viljely



Kuva 31. Kivennäismaalla tuotetun ruokohelven tuotannon kasvihuonekaasupäästöjen (yhteensä 170 kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta) jakautuminen osavaiheisiin.

### 4.5 Murukuivike

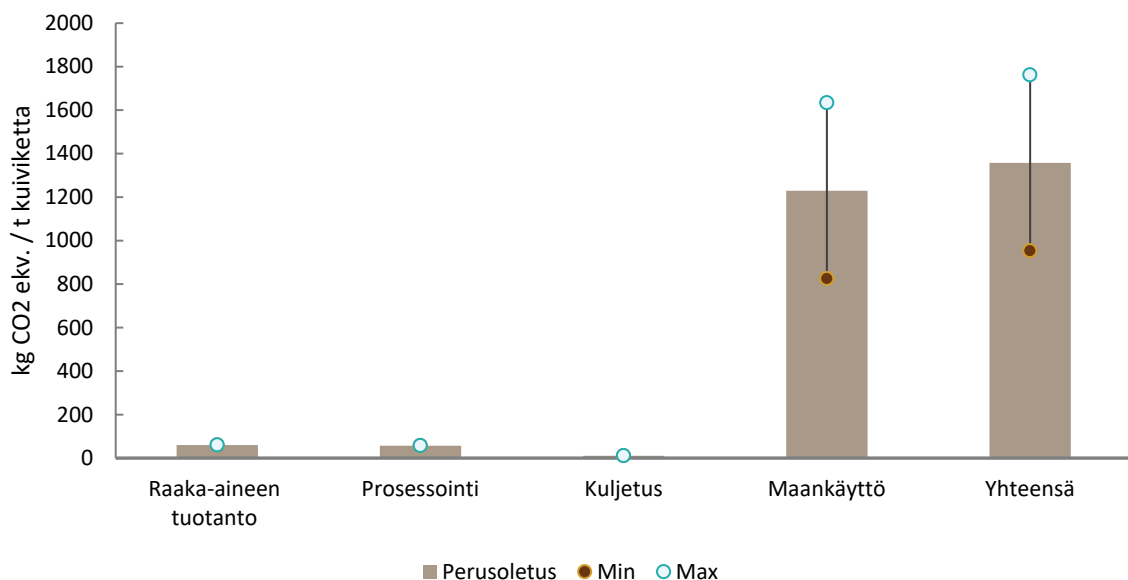
Murukuivikkeen hiilijalanjälki oli 953 – 1762 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta, kun raaka-aineena käytetään sahateollisuuden sivuvirtana syntyvää kutterinlastua päätehakatusta puusta. Raaka-aineen tuotannon, prosessoinnin ja kuljetuksen osuus hiilijalanjäljestä oli vähäinen, noin 7 – 13 % (128 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta). Päästöjä hallitsee siten maankäyttö, noin 87 – 93 % hiilijalanjäljestä (825 – 1634 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta) (kuva 26). Maankäytön päästöjen suuruuteen vaikuttaa murukuivikkeen raaka-aineena käytettävän puun hidas uusiutumismisnopeus sekä metsän hakkuun negatiivinen ilmastovaiikutus suhteessa vertailutilanteeseen, jossa metsää ei hakata. Lisäksi murukuivikettonni on tiivistä ja kuivaa, joten sen hiilisisältökin on suuri.

Laskennassa oletettiin, että murukuivikelanta päätyy polttoon, jolloin kuivikkeen sisältämä hiili vapautuu ilmakehään samana vuonna. Jos kuivike sen sijaan päätyisi kompostointiin ja peltolevitykseen, hiili vapautuisi hitaammin ja murukuiviketonnin hiilestä olisi 100 vuoden aikajänteellä jäljellä n. 27 kg. Loppukäytön merkitys jää kuitenkin vähäiseksi, koska peltoikä polton sijaan alentaa hiilijalanjälkeä vain noin 0,5 %. Puuperäisellä kuivikelannalla voisi olla myös muita loppukäyttökohteita peltoikäntön sijaan. Esimerkiksi pyrolysoimalla kuivikelantaa voitaisiin tuottaa biohiiltä erilaisiin käyttökohteisiin, kuten kasvualustojen ja kuivikkeiden raaka-aineeksi tai maanparannusaineeksi. Puupohjainen kuivike kompensoi lannan korkeaa tuhkapitoisuutta pyrolyysiprosessissa ja tuottaisi todennäköisesti parempilaatuista biohiiltä kuin pelkkää lantaa pyrolysoimalla.

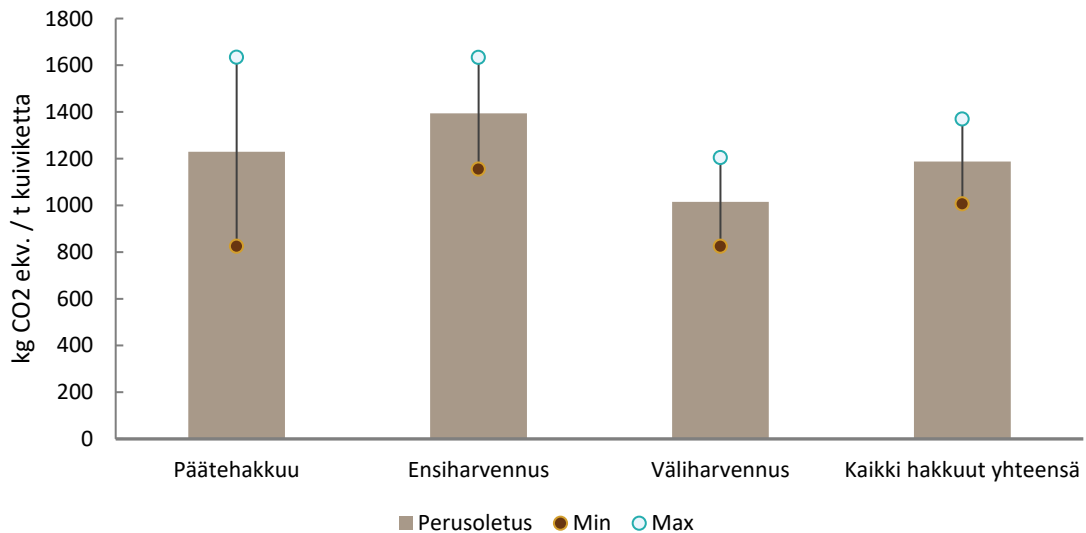
Murukuivikkeen raaka-aineena käytetään nykyisin kutterinlastua, jota syntyy päätehakatun puun höyläyksestä sivuvirtana. Jos murukuivikkeen kysyntä kasvaa ja tuotantoprosessi kehittyy, voi raaka-aineeksi ohjautua enemmän runkokuu- tai muita puujakeita, kuten ensi- ja väliharvennuspuuta, hakkuutähteitä tai jätetuuta. Erilaiset puuraaka-aineet voivat vaikuttaa murukuivikkeen ominaisuuksiin, ja niiden alkuperällä on keskeinen vaikutus kuivikkeen hiilijalanjälkeen. Lisäksi ilmastovaikutusten arvioinnissa tulee ottaa huomioon mahdolliset muutokset raaka-aineen hyödyntämisessä. Jos esimerkiksi osa nyt energiahyödyntämiseen päätyvästä kutterinlastusta päätyy kuivikkeeksi, tulee energiantarve kattaa toisella tapaa.

Alla olevassa kuvassa (32) on arvioitu ensi- ja väliharvennuspuun sekä kaikkien hakkuiden (ensi-, väliharvennus ja päätehakattu puu) maankäytön ilmastovaikutuksia murukuiviketonnia kohden Helin ym. (2016) artikkeliin pohjautuen. Mikäli murukuivikkeen tuotannossa voitaisiin hyödyntää väliharvennettua puuta päätehakatun puun sijaan, pienenisivät maankäytön ilmastovaikutukset murukuiviketonnia kohden noin 20 %. (kuva 33). Myös muiden muuten metsään hajoamaan jäävien jakeiden, kuten nopeasti hajoavien hakkuutähteiden ja oksien, hyödyntäminen murukuivikkeen raaka-aineena tuottaa pienemmän hiilijalanjäljen kuin hitaammin hajoavien kantojen hyödyntäminen (Seppälä ym. 2015). Metsään lahoamaan jäänyt puuainekes on tärkeä osa metsän hiilivarastoa, käsittäen noin 8 % maailman metsien hiilivarastosta, ja tärkeä elinympäristö monipuoliselle eliöstölle (Seibold ym. 2021). Lidner ym. (2019) mukaan metsänhakkuun ilmastovaikutusten arvioinnin yhteydessä tulisikin aina ottaa huomioon myös vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen.

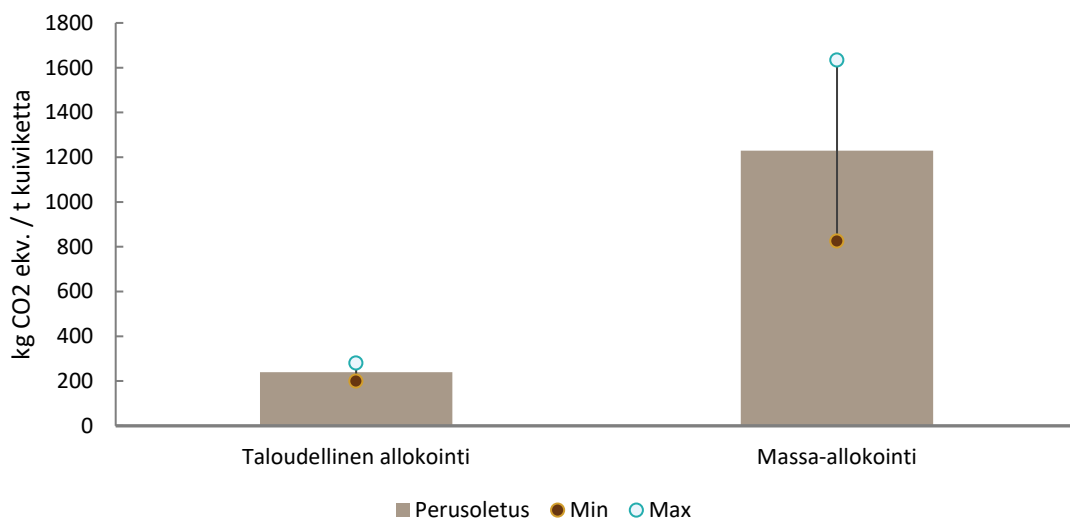
Hiilijalanjälkilaskelmien allokointimenetelmäksi valikoitui massa-allokointi (luku 2.1). Mikäli lähestymistapa olisi ollut raaka-aineen taloudelliseen arvoon perustuva allokointi, kutterinlastun tuotannon ilmastovaikutuksista murukuivikkeelle jyvitetäisiin vain 2 % nyt käytetyn 10,6 % sijaan (luku 3.5). Maankäytön hiilijalanjälki olisi taloudellista allokointia käyttämällä jopa noin 81 % pienempi massa-allokointiin verrattuna. Massa-allokoinnilla maankäytön päästöt ovat 1056 – 1485 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta ja vastaavasti taloudellisella allokoinnilla 199 – 280 kg CO<sub>2</sub> ekv./ tonni murukuiviketta. Allokointimenetelmän valinnalla on siten suuri vaikutus laskennallisiin tuloksiin. (kuva 34)



*Kuva 32. Murukuivikkeen elinkaarin ilmastovaikutus (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta) tuotantovaiheittain jaoteltuna. Perusoletuksena käytettiin päätehakkuun GWP<sub>bio</sub>-kertoimien minimi- ja maksimiarvojen keskiarvoa (Helin ym. 2016). Vaihteluväli kuvaa GWP<sub>bio</sub>-kertoimien vaihteluvälin vaikutusta tuloksiin.*



*Kuva 33. Erilaisten hakkuiden vaikutus maankäytön ilmastovaikutukseen vertailutilanteeseen verrattuna (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta). Perusoletuksena käytettiin erilaisten hakkuiden GWP<sub>bio</sub>-kertoimien minimi- ja maksimiarvojen keskiarvoa (Helin ym, 2016). Vaihteluväli kuvaa GWP<sub>bio</sub>-kertoimien vaihteluvälin vaikutusta tuloksiin.*



*Kuva 34. Allokointimenetelmän valinnan vaikutus maankäytön ilmastovaikutuksen laskentaan, taloudellinen allokointi vs. massa-alkokointi (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta). Perusoletuksena käytettiin päätehakkuun GWP<sub>bio</sub>-kertoimien minimi- ja maksimiarvojen keskiarvoa (Helin ym, 2016). Vaihteluväli kuvaa GWP<sub>bio</sub>-kertoimien vaihteluvälin vaikutusta tuloksiin.*

#### 4.6 Tekstiilibriketti

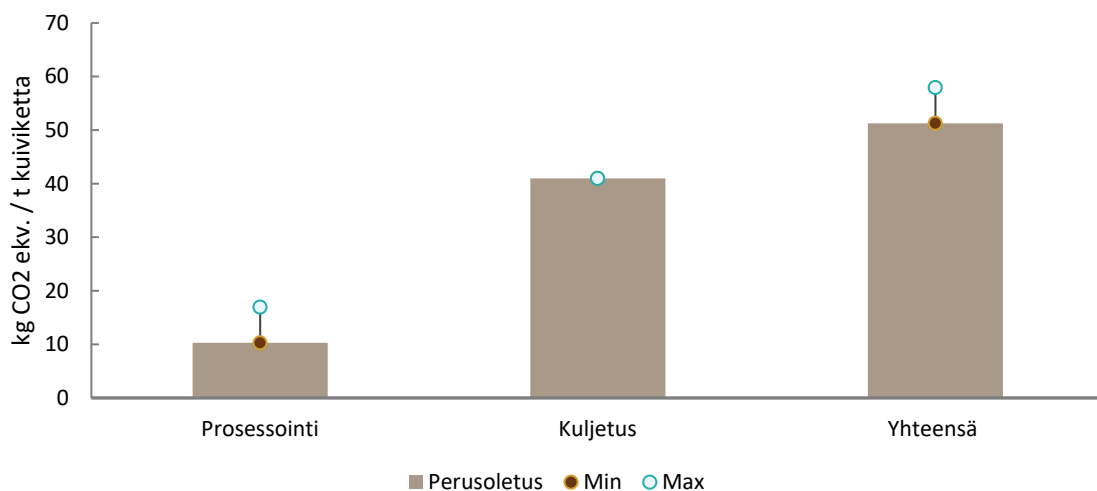
Tekstiilibrikettitonin hiilijalanjälki vaihteli välillä 51 – 58 kg CO<sub>2</sub> ekv./ tonni kuiviketta (kuva 35). Hiilijalanjälki koostuu pääasiassa erilliskerätyn tekstiilijätteen kuljetuksesta käsittelylaitokselle. Kuljetuksen hiilijalanjälki on 41 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta, joka perustuu arvioon tulevan erilliskeräyksen keskimääräisestä kuljetusmatkasta. Raaka-aineen prosessointi aiheuttaa hiilijalanjäljestä vain pienen osan, 10 – 17 kg CO<sub>2</sub> ekv./tonni kuiviketta. Prosessoinnin päästöissä huomioidaan ainoastaan tekstiilijätteen silppuamisesta ja briketöinnistä aiheutuvat ilmastovaikutukset.

Tällä hetkellä tekstiilibrikettiä ei tuoteta suuressa mittakaavassa kuivikekäyttöön. Tekstiilibriketin prosessoinnille ei ollut saatavilla päästötietoja soveltuvaan mittakaavassa, vaan laskennassa hyödynnettiin mm. puujätteen murskauksen energiankulutustietoja. Näin ollen prosessoinnin päästöt saattavat olla yliarvioituja. Toisaalta, mikäli tekstiilijätteen keräys ja prosessointi kuivikkeeksi yleistyy tulevaisuudessa, saattaa se edellyttää tekstiilijätteen jatkojalostusta kuivikeominaisuuksien parantamiseksi ja siten lisätä energiankulutusta.

Tekstiilibriketin pieni hiilijalanjälki johtuu jätteiden elinkaariarvioinnissa käytetystä cut-off rajauksesta, jossa tekstiilijätteen tuotannon ja käytön aikaisia ilmastovaikutuksia ei huomioida. Näin ollen myöskään tekstiilin tuotannon maankäytön päästöt eivät sisälly tässä tarkastelussa tekstiilibriketin hiilijalanjälkeen. Tekstiilibriketin alhainen hiilijalanjälki osoittaa siten, että kierrätysmateriaalien hyödyntäminen kuivikkeiden tuotannossa voisi olla ilmastovaikutusten hillinnän kannalta hyödyllistä. Tämä pätee etenkin alihyödynnettyjen kierrätys- ja sivutuotemateriaalien kohdalla, sillä Sandin ja Petersin (2018) tekstiilin kierrätystä ja uudelleenkäyttöä koskevan kirjallisuuskatsauksen perusteella, tekstiilin uudelleenkäyttöä tulisi suosia kierrätyksen sijaan.

Tekstiilibriketin arvioitiin soveltuvan huonosti peltolevitykseen huolimatta siitä, että tekstiilibriketti oli valmistettu kierrätyspuuvillasta (Salo ym. 2022). Tekstiilijätteen sisältämät mahdolliset haitalliset yhdisteet sekä huono maatuvuus eivät tue tekstiilibriketillä kuivitetun lannan ravinteiden jatko- ja hyödyntämistä peltokäytössä. Mikäli tekstiilijätettä hyödynnettäisiin tulevaisuudessa kuivikkeena, tulee kuivike-materiaalin kehitystyössä kiinnittää huomiota sen jatkokäyttömahdollisuuksiin, hygieenisyyteen ja riskittömyyteen.

Mikäli tulevaisuudessa tekstiilijätteen hyötykäyttö lisääntyy ja tekstiilijätteelle muodostuu kysynnän kautta taloudellinen arvo, tulisi hiilijalanjälkilaskennassa ottaa huomioon myös raaka-aineen tuotannon ja käytön vaikutus. Tällöin päästöt tulisi allokoida tekstiilin eri käyttövaiheille, mikä voi osoittautua haastavaksi ilman riittävää tutkimustietoa tekstiilien käyttöiästä. Tekstiilituotteiden hiilijalanjäljet ovatkin usein tapauskohtaisia, etenkin kun värjäys- ja viimeistelyprosessit, käyttövaihe ja loppukäyttö on otettu mukaan analyysiin (van der Velden ym. 2014).



*Kuva 35. Tekstiilibriketin elinkaarinen ilmastovaikutus (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta) tuotantovaiheittain esitettynä. Perusoletuksena käytettiin silppuamisen ja briketöinnin pienempää energiankulutusta. Vaihteluväli kuvaa energiankulutuksen vaihtelun vaikutusta tuloksiin.*

## 4.7 Yhteenveto kuivikemateriaalien hiilijalanjäljistä massaa kohden laskettuna

Tämän tutkimuksen mukaan rahkasammaleella, järviruo'olla, ruokohelvellä ja tekstiilibriketillä on kuiviketonnia kohti tarkasteltuna turvetta pienempi hiilijalanjälki, ja murukuivikkeen hiilijalanjälki on kuiviketurvetta suurempi (kuvat 36 – 40). Kun tarkastellaan kuivikemateriaalien eri elinkaaren vaiheita, voidaan todeta, että maankäytön päästöt aiheuttavat suurimman osan hiilijalanjäljestä kaikissa vaihtoehdoissa, lukuun ottamatta tekstiilibrikettiä, jolla ei tässä tutkimuksessa oletettu olevan maankäytön vaikutuksia. Sen sijaan raaka-aineiden prosessoinnilla yhdessä kuljetusten kanssa on pienin vaikutus.

Tässä tutkimuksessa tarkastelujen kuivikemateriaalien tuotanto on vasta kehitysvaiheessa ja raaka-aineen alkuperä ja niiden prosessointi sekä kuljetusmatkat voivat vaihdella huomattavasti. Näin ollen hiilijalanjälki laskettiin usealle vaihtoehdoiselle skenaariorolle. Tuloksissa esitetyt vaihteluvälit (kuvat 30 – 34) eivät siten kuvaa esitetyn tuloksen luotettavuutta, vaan ne kuvaavat tässä tutkimuksessa kullekin materiaalille tehtyjä vaihtoehdoisia tarkasteluita. Vaihtoehdoiset tarkastelut vähentävät tuloksiin kohdistuvaa epävarmuutta. Esitetty vaihteluväli sisältää myös jonkin verran käytettyjen parametrien vaihteluvälejä, mutta niiden vaikutus ei ole esitetyissä tuloksissa merkittävä. Tuloksia tarkasteltaessa tulee ottaa huomioon lähtöaineistona käytetyn tutkimustiedon rajallisuus sekä aineistoon liittyvät huomattavat epävarmuudet. Käytännössä hiilijalanjälki vaihtelee enemmän kuin mitä tämän tutkimuksen tulokset osoittavat. Parametreihin kohdistuvaa epävarmuutta ei tässä tutkimuksessa tarkasteltu syvällisesti kaikkien valittujen materiaalien kohdalla ja lisäksi vaihtoehdoiset skenaariotarkastelut olivat rajatut. Esitettyjä tuloksia voidaan siten pitää suuntaa antavina, ja ne pätevät tässä tutkimuksessa käytetyille laskentaoletuksille. Vaihtoehdoisten materiaalien lisätutkimuksen tarve on ilmeinen.

Tähän tutkimukseen sisällytettiin maankäytön vertailutilanteen vaikutukset eri kuivikkeiden hiilijalanjälkeen. Tekstiilibrikettikuivikkeella maankäytön ilmastovaikutukset jätettiin kuitenkin huomiotta, sillä vallitsevan käytännön mukaan maankäytön ilmastovaikutuksia ei kohdenneta raaka-aineille, joilla ei ole tällä hetkellä taloudellista arvoa. Materiaaleilla, joilla vertailutilanteen hiilensidonta on suuri, allokoituu tässä lähestymistavassa enemmän ilmastovaikutuksia kuin niille materiaaleilla, joilla ei vertailutilanteessa ole merkittävää hiilensidontaa. Tästä syystä esimerkiksi murukuivikkeen hiilijalanjälki on suurempi kuin muiden tässä tutkimuksessa tarkasteltavien kuivikemateriaalien.

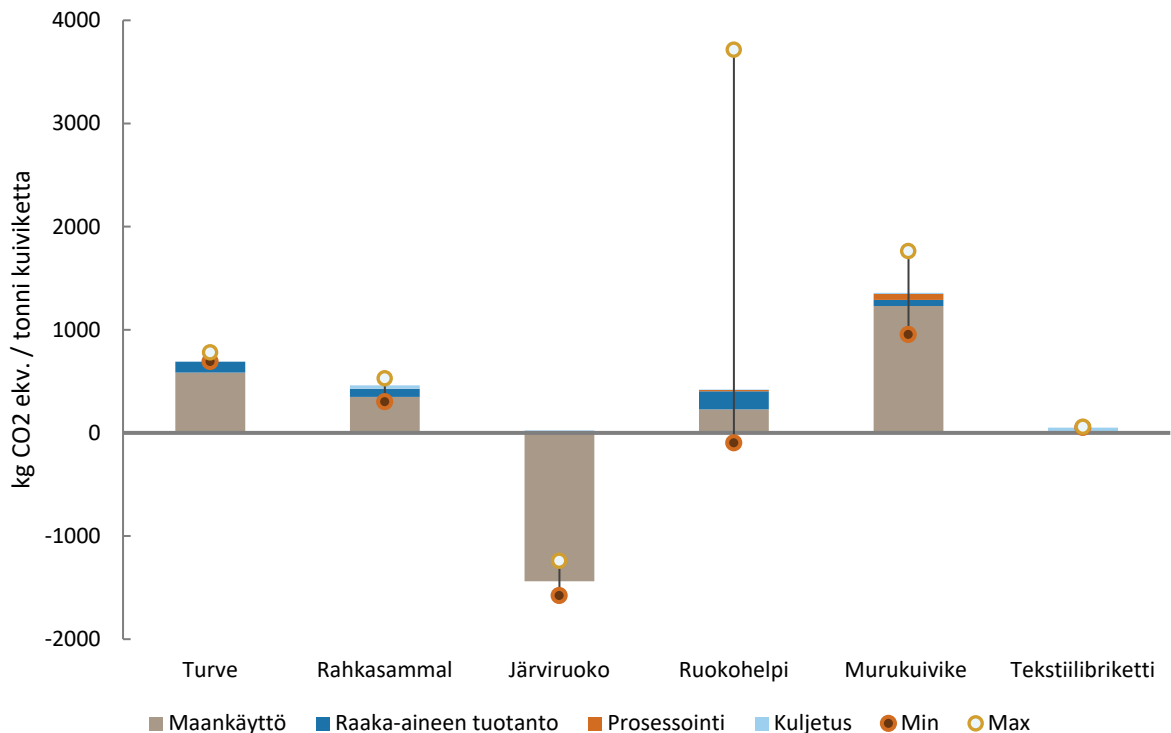
Tässä tutkimuksessa käytetty aineisto maankäytön vertailutilanteista ei ole täysin yhteneväinen vertailtavien materiaalien välillä osin puutteellisesta tutkimustiedon saatavuudesta johtuen. Tutkimustietoa etenkin siitä, miten teknozfääriin poistaminen vaikuttaa luonnolliseen palautumiseen, on hyvin rajallisesti olemassa ja olemassa olevaan tietoon kohdistuu huomattavia epävarmuuksia. Luontoympäristön monimuotoisuus ja olosuhteiden vaihtelu aiheuttavat huomattavaa vaihtelua vertailutilanteen hiilen sidontaan ja maaperäpäästöihin. Luotettavaa tietoa siitä, miten biomassan korjuu vaikuttaa kasvun palautumiseen ja siten hiilen sidontaan ja myös maaperän päästöihin, ei toistaiseksi ole saatavilla. Mallit, jotka kuvaavat näitä muutoksia, ovat aina yksinkertaistuksia luonnon monimutkaisesta dynamiikasta, mutta ne antavat suuntaa antavaa tietoa siitä, miten merkittävästä asiasta on kysymys.

Tässä tutkimuksessa kuivikkeen hajoamisessa oletettiin vapautuvan vain hiilidioksidia. Käytännössä olosuhteet kuitenkin määrittävät, vapautuuko kuivikkeen hiili hiilidioksidina (hapelliset olosuhteet) vai metaanina (hapettomat olosuhteet). Mikäli osa hiilestä vapautuu metaanina, on kuivikkeen hajoamisen ilmastovaikutus suurempi, kuin nyt arvioitu. Tätä tutkimusta tehdessä ei ollut tutkimustietoa siitä, miten tarkastelussa olleet kuivikemateriaalit hajoavat kuivikekäytössä, joten hiilen oletettiin hajoavan kaikilla materiaaleilla samalla tavalla. Poikkeuksena tästä oli turve ja rahkasammal, joiden hajoamisnopeus oli erilainen muihin biomassoihin verrattuna. Kuivikevalinta vaikuttaa myös lannan kompostoitumiseen sekä lannasta aiheutuviin metaani- ja ammoniakkipäästöihin. Uusia kuivikemateriaaleja kehitettäessä olisikin syytä tutkia, miten kuivikkeet vaikuttavat lannasta aiheutuviin kaasumaisiin päästöihin.

Sivutuotteen ja ns. päätuotteen tuotannossa muodostuvia päästöjä voidaan allokoida kummallekin lopputuotteelle eri menetelmin. Tässä tutkimuksessa käytettiin pääasiallisena menetelmänä massa-allokointia. Toista allokointimenetelmää (esim. taloudellinen allokointi) käyttäen tulokset olisivat erilaisia.

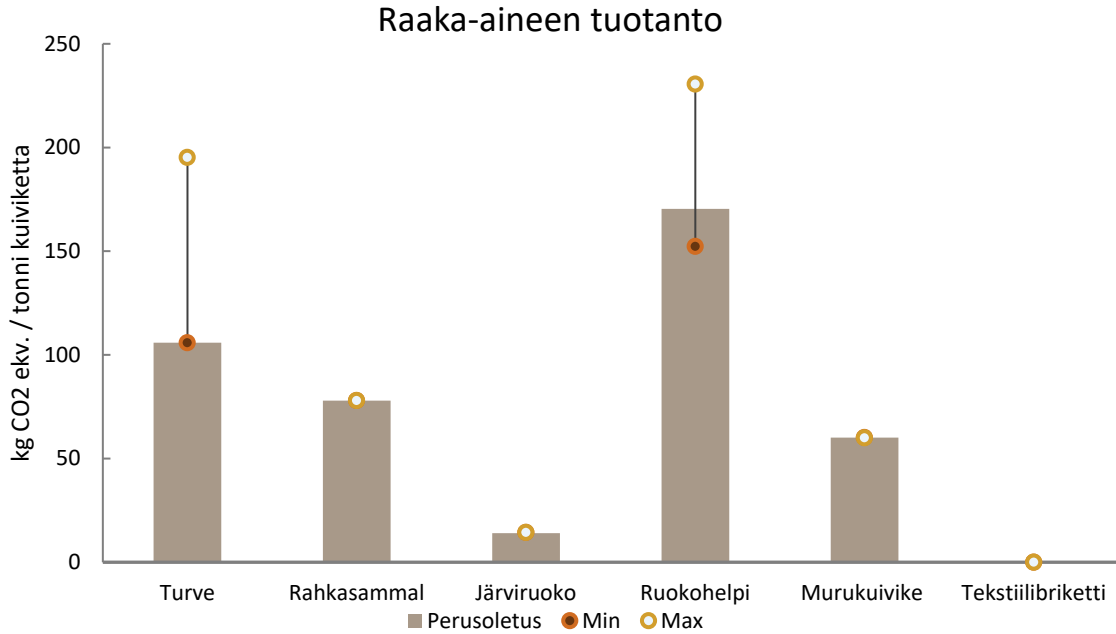
Mikäli järviruoko niitetään esimerkiksi vesistökuunnostuksen näkökulmasta eikä kuivikeraaka-aineen hankkimiseksi, voitaisiin niitosta saavutettava ilmastohyöty, tai osa siitä, allokoida kuunnostustoimenpiteelle – ei kuivikkeen tuotannolle. Myös kuiviketurpeen vaikutukset voitaisiin eriyttää allokoimalla turpeen tuotannosta joko massa- tai taloudellista allokoointia hyödyntäen. Allokointimenetelmän valinnalla on keskeinen vaikutus tuloksiin ja niiden tulkintaan, kuten murukuivikkeelle lasketussa esimerkissä todettiin (luku 4.5). Tässä tutkimuksessa lähestymistavaksi valittiin massa-allokointi, koska hiilijalanjälkilaskennan tarkoituksena oli pyrkiä kuvaamaan hiilitaseiden muutoksia ympäristössä, joita kuivikkeen tuotanto ja käyttö aiheuttaa.

Tässä tutkimuksessa tarkasteluun valitut kuivikemateriaalit ovat keskenään hyvin erilaisia, mutta lisäksi kunkin kuivikkeen ominaisuudet voivat vaihdella huomattavasti. Esimerkiksi laboratoriossa ja tilakokeissa mitatut tilavuuspainot, kosteus ja siten myös hiilimäärä kuiviketonnia kohden vaihtelevat huomattavasti ja ne voivat erota myös toimittajan ilmoittamista (Da Silva Viana ym. 2022, Manni ym. 2022, Saastamoinen ym. 2022a, Saastamoinen ym. 2022b, Salo ym. 2022). Esimerkiksi turvekuivikkeen kosteus voi käytännössä vaihdella huomattavasti turve-erien välillä ja on riippuvainen muun muassa tuotantosääolosuhteista. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin kuiviketonnejä, joten materiaalien kosteus ja tilavuuspaino ovat olennaisia kuivikkeiden hiilijalanjälkiin ja niiden välisiin suhteisiin vaikuttavia tekijöitä.

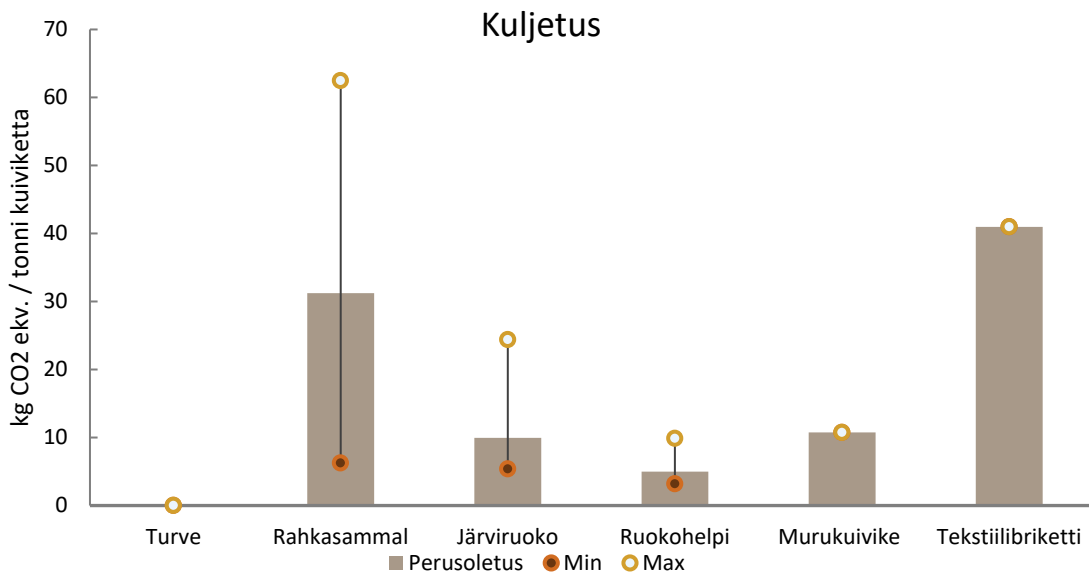


*Kuva 36. Tarkasteltujen kuivikemateriaalien elinkaarinen ilmastovaikutus (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta) perustilanteessa (palkki) ja vaihtoehtoisten tarkastelujen vaihteluväli. Perusoletus kuvaa materiaalien tyypillistä tuotantotapaa (kuvattu tarkemmin kunkin materiaalin kohdalla luvussa 3). Vaihteluväli kuvaa laskennassa materiaaleille tehtyjen kaikkien vaihtoehtoisten tarkastelujen tulosten vaihteluväliä. Ruokohelven tapauksessa perusoletuksena on tässä kuvassa käytetty kivennäismaalla viljeltyä ruokohelpipellettiä.*

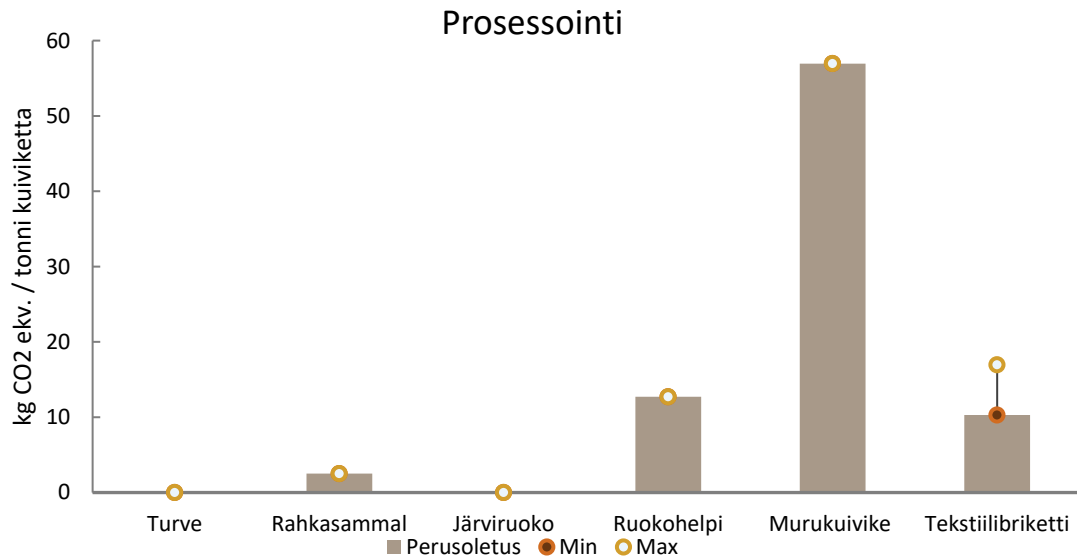




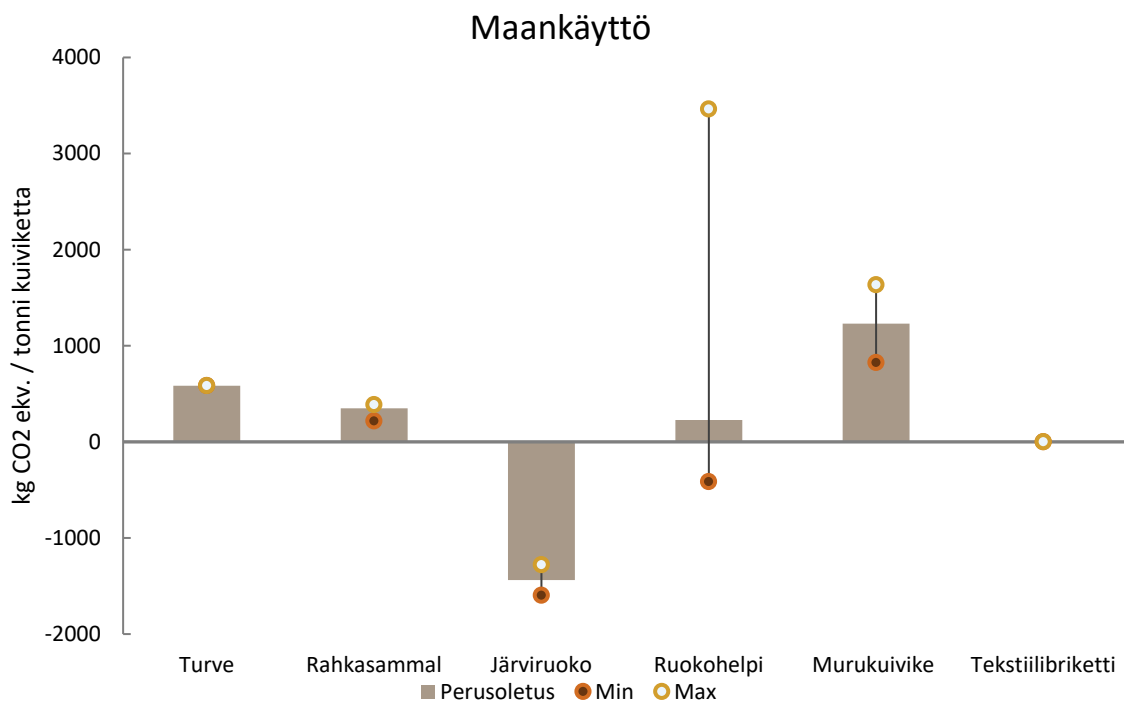
*Kuva 37. Tarkasteltujen kuivikemateriaalien raaka-aineen tuotannon ilmastovaikutus (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta) perustilanteessa (palkki) ja vaihtoehtoisten tarkastelujen vaihteluväli. Perusoletus kuvaa materiaalien tyypillistä tuotantotapaa (kuvattu tarkemmin kunkin materiaalin kohdalla luvussa 3). Tekstiilibriketillä ei huomioitu raaka-aineen tuotantoa. Vaihteluväli kuvaa laskennassa materiaaleille tehtyjen kaikkien vaihtoehtoisten tarkastelujen tulosten vaihteluväliä. Ruokohelven tapauksessa perusoletuksena on tässä kuvassa käytetty kivennäismaalla viljeltyä ruokohelpipellettiä. Turpeen kuljetus sisältyy raaka-aineen tuotantoon.*



*Kuva 38. Tarkasteltujen kuivikemateriaalien kuljetuksen ilmastovaikutus (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta) perustilanteessa (palkki) ja vaihtoehtoisten tarkastelujen vaihteluväli. Perusoletus kuvaa materiaalien tyypillistä kuljetusmatkaa (kuvattu tarkemmin kunkin materiaalin kohdalla luvussa 3). Vaihteluväli kuvaa laskennassa materiaaleille tehtyjen kaikkien vaihtoehtoisten tarkastelujen tulosten vaihteluväliä. Turpeen kuljetus sisältyy raaka-aineen tuotantoon (kuva 37).*



Kuva 39. Tarkasteltujen kuivikemateriaalien prosessoinnin ilmastovaikutus (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta) perustilanteessa (palkki) ja vaihtoehtoisten tarkastelujen vaihteluväli. Turvetta ja järviruokoa ei prosessoida. Perusoletus kuvaa materiaalien tyypillistä prosessointia (kuvattu tarkemmin kunkin materiaalin kohdalla luvussa 3). Vaihteluväli kuvaa laskennassa materiaaleille tehtyjen kaikkien vaihtoehtoisten tarkastelujen tulosten vaihteluväliä.



Kuva 40. Tarkasteltujen kuivikemateriaalien maankäytön ilmastovaikutus (kg CO<sub>2</sub> ekv./t kuiviketta) perustilanteessa (palkki) ja vaihtoehtoisten tarkastelujen vaihteluväli. Tulokset sisältävät myös kuivikkeen hajoamisen päästöt. Maankäytön vertailutilanteen päästöt ovat vähennetty kuivikkeen tuotannon maankäytön päästöistä. Tekstiilibriketillä ei ole maankäytön ilmastovaikutusta. Perusoletus kuvaa materiaalien tyypillistä maankäytön oletusta (kuvattu tarkemmin kunkin materiaalin kohdalla luvussa 3). Ruokohelven tapauksessa perusoletuksena on tässä kuvassa käytetty kivennäismaalla viljeltyä ruokohelpisilppua. Vaihteluväli kuvaa laskennassa materiaaleille tehtyjen kaikkien vaihtoehtoisten tarkastelujen tulosten vaihteluväliä.

## 4.8 Kuivikemateriaalien hiilijalanjälki broilereilla, lihanaudoilla ja hevosilla tilakokeiden käyttömäärien perusteella

Kuivikemateriaalien käyttömäärät vaihtelevat kuivikkeesta, tuotanto-olosuhteista ja kuivitettavasta eläimestä riippuen. Hiilijalanjäljet laskettiin siksi myös eläinakohtaisesti tilakokeissa käytettyjä kuivikemääriä hyödyntäen (taulukko 11). Tilakokeissa käytetyt kuivikemäärät olivat hankkeen koeolosuhteissa määritettyjä, joten niitä voidaan pitää vain suuntaa antavina eikä niitä tule yleistää vuosittaisia käyttömääriä koskeviksi. Lisäksi on syytä huomioda, että tilojen väliset kuivikkeiden käyttömäärät saattavat vaihdella huomattavastikin. Tässä laskennassa vertailua kuivikkeiden käyttömäärissä voitiin kuitenkin tehdä kunkin eläinryhmän sisällä. Broilereilla tehdyssä kuivikevertailussa kuivikemateriaalit levitettiin karsinoihin ennen lintujen tuloa eikä kuiviketta lisätty 35 päivän mittaisen kasvatusjakson aikana. Hevosilla ja lihanaudoilla kuivikepatjat perustettiin kuivikevertailun alussa ja kuiviketta lisättiin koko vertailujakson ajan tarpeen mukaan. Kuivikevertailun kesto hevosilla oli kahdeksan ja lihanaudoilla neljä viikkoa. Taulukossa 11 esitetyissä kuivikemäärissä on mukana aloituskuivituksen lisäksi hevosilla ja lihanaudoilla myös vertailujakson aikana tehty kuivikkeiden lisäys. Tuotanto-olosuhteissa tehdyt kuivikevertailut sekä niistä saadut tulokset on raportoitu erillisessä raportissa (Manni 2022).

**Taulukko 11.** Kuivikkeen keskimääräiset käyttömäärät kg/pvä/eläin tilakokeissa. Lihanautojen ja hevosten kuivikemäärissä on huomioitu sekä perustamiskuivitus että sen jälkeinen kuivitus. Broilereilla kuivikepohja perustettiin ennen lintujen tuloa eikä kuiviketta lisätty kasvatuskauden aikana.

Kuivike	Broilerit (kg/eläin)	Lihanaudat (kg/pvä/eläin)	Hevoset (kg/pvä/eläin)
Turve	0,416	21,4	8,1
Rahkasammal	0,583	-	-
Järviruokosilppu	0,2	-	-
Ruokohelpisilppu	0,225	10,4	-
Ruokohelpipelletti	-	-	8,8
Murukuivike	-	-	8,2
Tekstiilibriketti	-	-	11,7

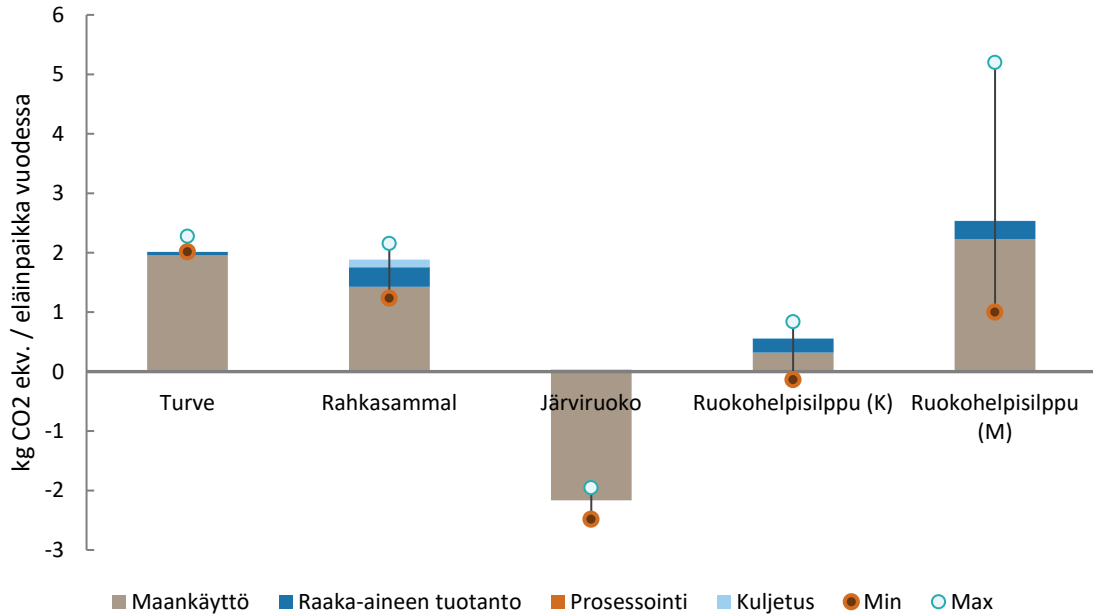
Kuivikkeiden käyttömäärien perusteella laskettuna turvetta korvaavien materiaalien hiilijalanjäljet olivat lähes kaikissa tapauksissa turvetta pienemmät (kuvat 41 – 43) ja noudattelivat kuiviketonna kohden tehtyä tarkastelua (luvut 4.1– 4.7). Näin ollen kuivikkeen käyttömäärissä esiintyvä vaihtelu ei muuttanut kuivikkeiden hiilijalanjälkien välisiä suhteita. Lihanaudoilla käytetyn ruokohelpisilpun hiilijalanjälki (perusoletus) oli kivennäismaalla tuotettuna pienempi kuin turpeen. Multamaalla tuotettuna ruokohelpi oli laskennan perusoletuksilla turvetta suurempi, mutta vaihteluvälin ollessa suuri, alimmillaan hiilijalanjälki oli noin puolet turpeen hiilijalanjäljestä. Hevosilla hiilijalanjäljeltään turvetta suurempia kuivikemateriaaleja olivat murukuivike sekä multamaalla viljelty ruokohelpipelletti. Broilereilla vastaavasti multamaalla viljelty ruokohelpi oli perusoletuksella laskettuna hiilijalanjäljeltään suurin verrattuna muihin kuivikkeisiin. Hiilijalanjälkiin vaikuttavat tekijät on esitetty kunkin materiaalin kohdalla luvuissa 4.1 – 4.6 sekä yhteenvedossa luvussa 4.7.

Kuivitusominaisuudet samasta raaka-aineesta valmistetuilla kuivikkeilla, kuten ruokohelpisilpulla ja ruokohelpipelletillä, voivat olla hyvin erilaisia. Kuivikkeen käyttömäärät, ominaisuudet ja käytettävyys voivat vaihdella, jos niitä käytetään saman eläinryhmän sisällä. Tällaista tarkastelua ei tässä tutkimuksessa tehty. Myös esimerkiksi puupohjaisia kuivikkeita, kuten kutterinlastua tai murukuiviketta käytettäessä, käyttömäärällä on suuri vaikutus kuivittamisen hiilijalanjälkeen. Tiiviin kuivikkeen käyttömäärä saattaa massamääräisesti olla suurempi kuin ilmavamman, kutterinlastun käyttömäärä. Kehittämällä kuivikemateriaaleja, joiden ominaisuudet mahdollistavat kotieläintilalla pienemmän massamääräisen käyttömäärän, voidaan vaikuttaa kuivikkeen käytön hiilijalanjälkeen.

Kuivikkeen käyttömäärät vaikuttavat lannan kompostoitumiseen ja lannasta muodostuviin metaani- ja ammoniakkipäästöihin. Näitä vaikutuksia ei tutkimustiedon puutteista johtuen voitu arvioida tässä

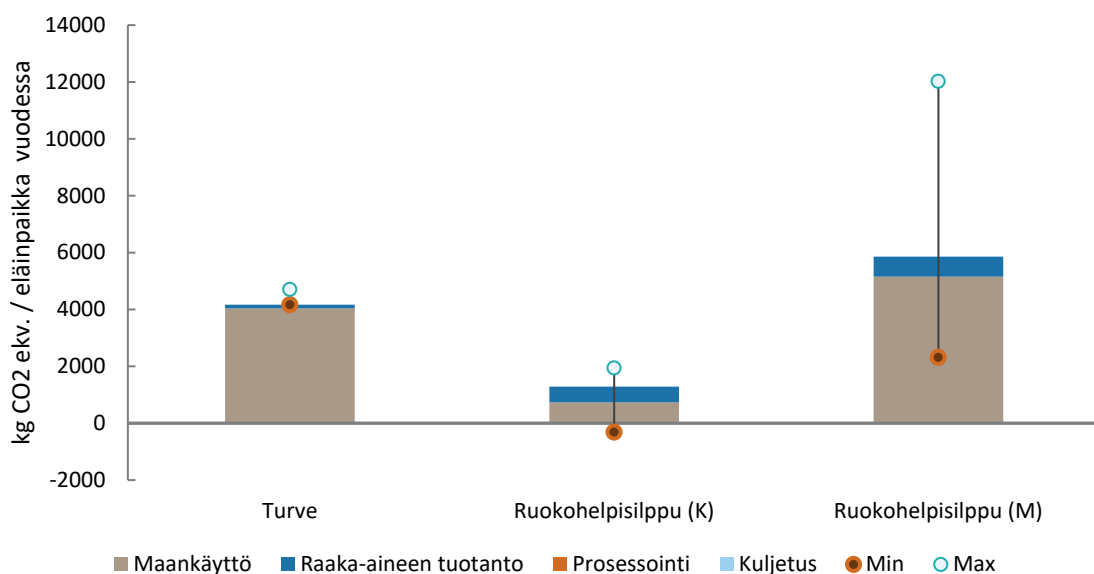
tutkimuksessa. Jatkotutkimuksissa on syytä tarkentaa kuivikkeiden käyttömääriä ja ottaa huomioon kuivikkeen tuotanto- ja käyttövaiheesta sekä kuivikelannan jatkokäytöstä aiheutuvat päästöt ja niiden minimointi. Ilmastovaikutusten lisäksi käytettävä kuivikemäärä vaikuttaa muun muassa eläinten terveyteen ja hyvinvointiin, tuotantoympäristön puhtauteen ja ilmanlaatuun, muodostuvan kuivikelannan määrään sekä kustannuksiin.

### Broilerit



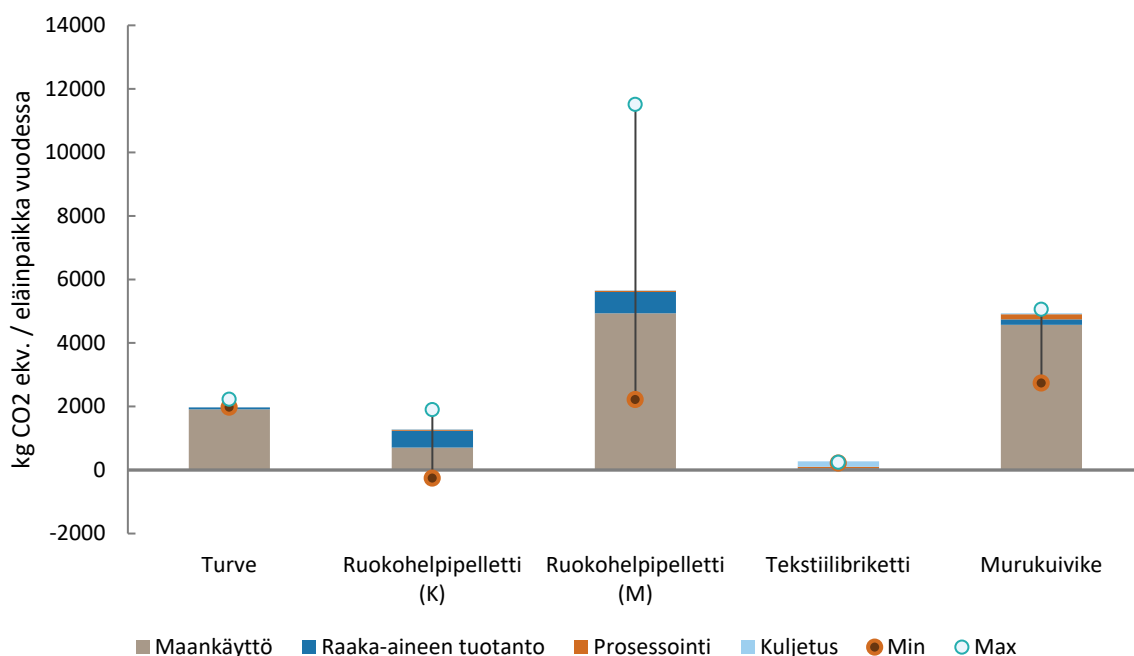
*Kuva 41. Kuivikkeiden hiilijalanjälki broilereilla kg CO<sub>2</sub> ekv./eläinpaikka vuodessa perustilanteessa (palkki) ja vaihtoehtoisten tarkastelujen vaihteluväli. Perusoletus kuvaa materiaalien tyypillistä tuotantotapaa (kuvattu tarkemmin kunkin materiaalin kohdalla luvussa 3). Ruokohelpisilppu (K) on kivennäismaalla viljelty ruokohelpi ja ruokohelpisilppu (M) on multamaalla viljelty. Vaihteluväli kuvaa laskennassa materiaaleille tehtyjen kaikkien vaihtoehtoisten tarkastelujen tulosten vaihteluväliä.*

## Lihanaudat



Kuva 42. Kuivikkeiden hiilijalanjälki lihanaudoilla kg CO<sub>2</sub> ekv./eläinpaikka vuodessa perustilanteessa (palkki) ja vaihtoehtoisten tarkastelujen vaihteluväli. Perusoletus kuvaa materiaalien tyypillistä tuotantotapaa (kuvattu tarkemmin kunkin materiaalin kohdalla luvussa 3). Ruokohelpisilppu (K) on kivennäismaalla viljelty ruokohelpi ja ruokohelpisilppu (M) on multamaalla viljelty. Vaihteluväli kuvaa laskennassa materiaaleille tehtyjen kaikkien vaihtoehtoisten tarkastelujen tulosten vaihteluväliä.

## Hevoset



Kuva 43. Kuivikkeiden hiilijalanjälki hevosilla kg CO<sub>2</sub> ekv./eläinpaikka vuodessa perustilanteessa (palkki) ja vaihtoehtoisten tarkastelujen vaihteluväli. Perusoletus kuvaa materiaalien tyypillistä tuotantotapaa (kuvattu tarkemmin kunkin materiaalin kohdalla luvussa 3). Ruokohelpipelletti (K) on kivennäismaalla viljelty ruokohelpi ja ruokohelpipelletti (M) on multamaalla viljelty. Vaihteluväli kuvaa laskennassa materiaaleille tehtyjen kaikkien vaihtoehtoisten tarkastelujen tulosten vaihteluväliä.

## 5 Johtopäätökset

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin ja verrattiin kuiviketurpeen ja viiden sitä korvaavan materiaalin ilmastovaikutuksia ja laskettiin niiden tuotannon hiilijalanjälki. Hiilijalanjälki ei yksinään kuvaa riittävästi korvaavien kuivikemateriaalien tuotannon ilmastokestävyyttä, vaan sen rinnalla tulisi arvioida myös raaka-aineiden käytössä ja tuotannossa tapahtuvien muutosten seurausvaikutuksia. Turvetta korvaavia materiaaleja tarvitaan pikaisesti, mutta samalla tulee varmistaa, että siirtyminen kohti kestävämpiä vaihtoehtoja todella tapahtuu. Ilmastovaikutukset ovat vain yksi kestävyuden indikaattori ja sen lisäksi tulisi arvioida vaikutuksia esimerkiksi luonnon monimuotoisuuteen ja vesistöihin.

Kuiviketurpeen käyttöä tulee ilmastosyistä vähentää ja tilalle tarvitaan pienemmän ilmastovaikutuksen omaavia tuotteita. Kuiviketurpeen hintaan ja saatavuuteen on odotettavissa muutoksia, kun energiaturpeen kysynnän heiketessä sivutuotteena muodostuvien ympäristöturpeiden tuotanto vähenee. Turpeelle vaihtoehtoisten kuivikemateriaalien tulee olla kuivitusominaisuuksiltaan hyviä ja turvallisia käyttää, ja niiden ympäristövaikutusten tulisi kokonaisuudessaan olla turvetta pienempiä.

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin viiden turvetta korvaavan kuivikemateriaalin hiilijalanjälkiä. Tarkasteltavat materiaalit valikoituivat ensisijaisesti laboratoriotestien ja materiaalien sen hetkisen saatavuuden perusteella. Materiaaleiksi valikoituivat rahkasammal, vesistön rantavyöhykkeeltä talviniitetty järviruokosilppu, kivennäis- ja multamaalla viljelty ruokohelppi, jota käytettiin joko silppuna tai pelletöitynä, puupohjainen murukuivike ja kierrätyspuuvillasta valmistettu briketti. Hiilijalanjäljen perusteella kaikki vaihtoehdot murukuiviketta ja multamaalla viljeltyä ruokohelpeä lukuun ottamatta osoittautuivat turvetta paremmiksi vaihtoehtoiksi sekä massamääräisesti että erilaiset käyttömäärät huomioon ottaen.

Järviruoko osoittautui hiilijalanjäljeltään negatiiviseksi, eli päästöjä vähentäväksi kuivikkeeksi, koska sen niiton oletettiin vähentävän ruovikosta aiheutuvia metaanipäästöjä. Myös ruokohelpikuivikkeen tuotanto osoittautui parhaimmillaan hyvissä kasvuolosuhteissa hiilijalanjäljeltään negatiiviseksi. Vaihtelu on kuitenkin suurta. Multamaalla viljellyn ruokohelven hiilijalanjälki oli vaihtoehtoista suurin, jos maaperän orgaanisen aineksen pitoisuus on korkea eikä ruokohelven viljely riitä kompensoimaan maaperästä luonnollisen hajoamisen yhteydessä haihtuvaa hiiltä. Myös murukuivikkeen hiilijalanjälki oli turvetta suurempi tutkimuksessa käytetyllä lähestymistavalla tarkasteltuna. Puusta valmistetun murukuivikkeen maankäytön vertailutilanne (tilanne, kun metsää ei hakata) sitoo enemmän hiiltä kuin kuiviketta tuottaessa (metsä hakataan). Lisäksi murukuivike on ominaisuuksiltaan hyvin erilaista, kuin turve. Se on kuivempaa, tiheämpää ja siten myös hiilipitoisempaa kuin turve. Jos murukuivikkeen tuotannon päästöt allokoidaan perusoletuksena käytetyn massa-allokoinnin sijasta taloudellisen arvon mukaan nykyisiin markkinahintoihin perustuen, on murukuivikkeen hiilijalanjälki huomattavasti pienempi kuin turpeen. Rahkasammaleen hiilijalanjälki oli noin 60 % turpeen hiilijalanjäljestä, mutta tulos vaihteli suotyypin, korjuuvälin ja korjuusyvyyden mukaan. Lisäksi päästöjen kannalta olennaista on, miten suotyyppi ja sen päästöt muuttuvat korjuun jälkeen. Tekstiilibriketin hiilijalanjälki oli vain murto-osa turpeeseen verrattuna, koska se luokitellaan jätteeksi, eikä tekstiilin tuottamisen panoksia ja vaikutuksia maankäyttöön huomioida laskennassa.

Hiilijalanjäljestä suurin osa aiheutui maankäytössä muodostuvista päästöistä (biomassan korjuun ja uusiutumisen vaikutus maaperän hiilivarastoon ja maaperäpäästöihin sekä kuivikkeen hajoaminen) kaikilla muilla materiaaleilla paitsi ei tekstiilibriketillä, koska sen tuotannon ja käytön aikaisia ilmastovaikutuksia ei huomioida. Maankäytön ympäristövaikutukset usein aliarvioidaan tai jätetään huomioimatta elinkaariarvioinnissa (Soimakallio ym. 2015). Tässä tutkimuksessa maankäytön vaikutukset sisällytettiin hiilijalanjälkilaskentaan, vaikka niihin todettiin kohdistuvan merkittäviä epävarmuuksia tietopuutteista ja lähtöaineiston saatavuudesta johtuen. Maankäytön vertailutilanteeksi määritettiin kaikille materiaaleille palautuminen kohti luonnontilaa, jotta materiaaleille laskettavat hiilijalanjäljet olisivat keskenään vertailukelpoisia. Esimerkiksi puun, rahkasammaleen ja järviruo'on kohdalla maankäytön

vertailutilanteessa biomassaa ei korjata. Sen sijaan ruokohelvellä oletettiin, että ruokohelpeä ei viljellä alueella ja alue palautuu kohti luonnontilaa. Maankäytön vertailutilanteen hiilen sidonta ja maaperän päästöt sekä niiden muutokset biomassan korjuun jälkeen vaikuttavat keskeisesti maankäytöstä aiheutuvaan hiilijalanjälkeen. Hiilivarastojen kehitys luonnollisessa uudistumisessa on kuitenkin epävarmaa (Koponen ym. 2018). Aikaisempien tutkimusten ja tämän tutkimuksen tulosten perusteella maankäytön ja luontaisen uudistumisen välinen ero hiilen sidonnassa voi olla merkittävä (Koponen ja Soimakallio 2015).

Kaiken kaikkiaan materiaalien raaka-aineen tuotannolla, prosessoinnilla ja kuljetuksella oli maankäyttöä pienempi vaikutus kuivikkeiden hiilijalanjälkeen. Etenkin alihyödynnettyjen jäte- ja kierrätysraaka-aineiden jalostaminen kuivikemateriaalikäyttöön saattaisi siten olla ilmastonäkökulmasta kannattavampaa kuin uuden biomassan tuottaminen, koska jalostamisen hiilijalanjälki on todennäköisesti pienempi kuin uuden biomassan tuotannosta aiheutuva maankäytön hiilijalanjälki.

Käytännössä kuivikemateriaalien hiilijalanjälki vaihtelee enemmän kuin mitä tässä tutkimuksessa on esitetty. Kuivikkeiden tuotantotavat (korjuualue- ja ajankohta, korjuumenetelmä, kuljetusmatka) sekä esimerkiksi satotaso ovat keskeisiä hiilijalanjälkeen vaikuttavia tekijöitä. Näitä epävarmuuksia pyrittiin vähentämään tässä tutkimuksessa tehdyillä vaihtoehtoisilla skenaariotarkasteluilla, joiden tulosten vaihteluväli on esitetty tulosten yhteydessä. Puutteellinen tutkimustieto mm. mitatuista päästöistä vaikeuttaa hiilijalanjäljen arviointia ja aiheuttaa epävarmuutta tuloksiin. Maankäyttöön kohdistuvien epävarmuuksien lisäksi kuivikkeiden ominaisuudet ja käyttömäärät vaihtelevat todellisuudessa merkittävästi, joka heijastuu myös niiden käytöstä aiheutuvaan hiilijalanjälkeen. Tuloksia voidaan siten pitää vain suuntaa antavina.

Ilmastovaikutusten arvioinnissa käytettiin 100 vuoden aikaperspektiiviä, joka on yleisesti ilmasto-vaikutusten arvioinnissa käytetty lähestymistapa. Jos kuitenkin halutaan tarkastella vaikutuksia lyhyellä aikavälillä, kuten nopeat ilmastotoimet saattavat edellyttää, voitaisiin vaikutuksia tarkastella myös lyhyemmällä aikaperspektiivillä. Lyhyemmän aikaperspektiivin valinnalla pienennettäisiin myös käytettyjen oletusten epävarmuuksia, kuten esim. oletuksia ilmastomuutoksen vaikutuksista ja maankäytön palautumisesta. Toisaalta tässä tutkimuksessa käytetty REFUGE3-malli painottaa lyhyen aikavälin ilmasto-vaikutuksia.

Uusien materiaalien käyttöönotto aiheuttaa muutoksia tuotantorakenteissa kysynnän ja tarjonnan muuttuessa, mutta raaka-aineiden käytön muutokset eivät sisälly hiilijalanjälkilaskentaan. Jos esimerkiksi puupohjaisten kuivikkeiden käyttö ja kysyntä lisääntyy, tulisi ilmastovaikutusten arvioinnissa huomioida myös sen seurausvaikutukset muuhun puun käyttöön. Vastaavasti, jos turvepeltojen päästövähennyksiä tavoiteltaessa viljellään yksivuotisen viljan sijasta monivuotisia kasveja kuten ruokohelpeä, voidaan turvepeltojen päästöjä vähentää. Samaan aikaan tulisi kuitenkin huomioida, mihin ja miten vähentyvä viljantuotanto mahdollisesti vaikuttaa. Näin ollen hiilijalanjäljen lisäksi ilmastovaikutuksien arvioinnissa tulisi myös arvioida niitä seurausvaikutuksia, mitä korvaavan materiaalin tuottaminen ympäristölle aiheuttaa.

Tutkimus korvaavista kuivikemateriaaleista on vasta aluillaan ja lisää tutkimustietoa erilaisista kuivikemateriaaleista, niiden ominaisuuksista ja käytännön soveltuvuudesta sekä saatavuudesta ja ympäristövaikutuksista tarvitaan lisää. Kuivikehuollon turvaamiseksi tarvitaan erilaisia kuivikemateriaaleja ja niiden seoksia, jotta voidaan turvata riittävä kuivikemateriaalien saatavuus ja hyvät kuivitusominaisuudet erilaisissa tilanteissa. Uuden raaka-aineen tuottamisen sijaan kuivikkeiden raaka-aineena voitaisiin hyödyntää sellaisia kierrätysmateriaaleja ja sivuvirtoja, joille ei ole muuta käyttötarkoitusta tällä hetkellä eikä niiden tuotanto kilpaile ruuan tuotannon kanssa. Alihyödynnettyjen kierrätysmateriaalien ja sivuvirtojen, kuten nollakuidun tai rapsin oljen jalostus kuivikkeeksi voi olla ilmastovaikutusten kannalta siten hyvä vaihtoehto. Myös lannan kierrätyksestä kuivikkeeksi on saatu lupaavia tuloksia naudoilla. Murukuivikkeen raaka-aineena voitaisiin tutkia myös esimerkiksi puujätettä tai erilaisia pahvi- tai paperijätteitä. Kierrätys- ja jätemateriaaleja sekä teollisuuden sivuvirtoja hyödynnettäessä tulee ottaa huomioon niiden mahdollisesti sisältämät epäpuhtaudet, haitta-aineet sekä hygieenisuus ja turvallisuus eläimelle. Näiden raaka-aineiden hyödyntäminen edellyttää materiaalien jatkojalostusta, jotta niiden

turvallisuus ja hygieenisuus kuivikekäytössä voidaan taata. Jalostamalla kierrätysmateriaaleja ja sivuvirtoja voidaan parantaa niiden ominaisuuksia ja soveltuvuutta kuivikekäyttöön.

Jos kuivikkeiden raaka-aineina käytetään uusiutuvaa biomassaa, olisi syytä suosia sellaisia vaihtoehtoja, joiden tuotannolla voidaan vähentää maankäytöstä aiheutuvia päästöjä. Esimerkiksi Suomessa vielä harvinaisen kosteikkoviljelyn avulla voidaan vähentää turvepeltojen päästöjä. Kosteikkoviljelyssä menestyviä ja kuivikkeeksi soveltuvia lajeja ovat osmankäämi, järviruoko ja ruokohelvi. Myös esimerkiksi järviruo'on niitto vähentää tässä tutkimuksessa käytetyn lähtöaineiston perusteella ruovikon päästöjä vertailutilanteeseen nähden. Mitattua tutkimustietoa biomassan korjuun vaikutuksesta ruovikoiden päästöihin on kuitenkin vähän olemassa. Rahkasammaleen tuotannossa luonnontilaisten ja metsäojitetujen soiden sijaan olisi syytä tutkia rahkasammaleen tuotantoa myös kasvatettuna turvetuotannosta poistetuilta suoalueilla.

Vaihtoehtoisten kuivikemateriaalien ilmastovaikutuksia arvioitaessa tulee huomioida materiaalin tuotannon, käytön ja jälkikäytön elinkaari. Tässä tutkimuksessa keskityttiin vain raaka-aineiden tuotantoon, sillä käyttövaiheesta ei ollut soveltuvaa tutkimustietoa saatavilla. Kuivikemateriaalien ominaisuudet vaikuttavat kuitenkin esimerkiksi typen haihtumiseen ammoniakkinä ja ravinteiden pidätyskykyyn. Myös lannasta muodostuvat metaanipäästöt voivat vaihdella kuivikelajista riippuen. Kuivikemateriaali vaikuttaa lannan jälkikäyttömahdollisuuksiin; esimerkiksi puupohjainen kuivikelanta ja tekstiilibriketti soveltuvat todennäköisesti huonosti maanparannuskäyttöön niiden huonon maatumisen ja tekstiilin mahdollisesti sisältämien epäpuhtauksien vuoksi (Salo 2022).

Ilmastovaikutus on vain yksi kestävyysmuuttuja, jota tulee tarkastella korvaavien materiaalien kehitystyön yhteydessä. Muita kestävyteen liittyviä indikaattoreita ovat mm. vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen ja vesistöihin. Tällä hetkellä luonnon monimuotoisuuden sisällyttämiseen elinkaariarviointiin on tarjolla vain karkeita menetelmiä. Monimuotoisuus voi myös välillisesti vaikuttaa hiilitaseisiin, mutta tutkimus sen osalta on toistaiseksi alkutekijöissään.



## Lähteet

- Akujärvi, A., Heikkinen, J., Palosuo, T. & Liski, J. 2014. Carbon budget of Finnish croplands — Effects of land use change from natural forest to cropland. *Geoderma Regional* 2–3: 1–8.
- Alakangas, E. 2000. Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia. VTT Tiedotteita 2045. Espoo: VTT. 172 s. + liitt. 17 s.
- Aro, L., Kotilainen, T., Latvala, T., Saastamoinen, M., Silvan, N. & Tolvanen, A. 2021. Viisi näkökulmaa turpeeseen maa- ja puutarhataloudessa. Julkaisussa: Latvala, T., Väre, M. & Niemi, J. (toim.). Maa- ja elintarviketalouden suhdannekatsaus 2021. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 33/2021. Luonnonvarakeskus. [https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/547545/luke\\_luobio\\_33\\_2021.pdf?sequence=7&isAllowed=y](https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/547545/luke_luobio_33_2021.pdf?sequence=7&isAllowed=y) [Vierailtu 25.11.2021]
- Arzoumanidis, I., Fullana-i -Palmer, P., Raggi, A. & Gazulla, C. 2014. Unresolved issues in the accounting of biogenic carbon exchanges in the wine sector. *Journal of Cleaner Production* 82: 16–22.
- Bioenergia ry. 2020. Tutkittua tietoa turpeesta <http://turveinfo.fi/kayttotavat/turpeen-muu-kaytto/turve-on-parasta-kuiviketta>. [Vierailtu 13.10.2021]
- Brandão, M., Milà i Canals, L. & Clift, R. 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass Bioenergy* 35: 2323–2336.
- Brix, H., Sorrell, B.K. & Lorenzen, B. 2001 Are Phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany* 69: 313–324
- Brentrup, F., Hoxha, A. & Christensen, B. 2016. Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions. Conference paper. The 10<sup>th</sup> International Conference on Life Cycle Assessment of Food (LCA Food 2016). University College Dublin, Ireland.
- Canals, L. M., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R.F., Gallaird, G., Michelsen, O., Muller-Wenk, R. & Rydgren, B. 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12:5-15.
- Celestina, C., Hunt, J.R., Sale, P.W.G. & Franks, A.E. 2019. Attribution of crop yield responses to application of organic amendments: A critical review. *Soil and Tillage Research* 186: 135–145.
- Chen, C., Habert, G., Bouzidi, Y., Jullien, A. & Ventura, A. 2010. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. *Resources, Conservation and Recycling* 54 (12): 1231-1240.
- Chenu, C., Angers, D.A., Barre, P., Derrien, D., Arrouays, D. & Balesdent, J. 2019. Increasing organics stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research* 188: 41-52.
- Dahlbo, H., Aalto, K., Salmenperä, H., Eskelinen, H., Pennanen, J., Sippola, K. & Huopalaainen, M. 2015. Tekstiilien uudelleenkäytön ja tekstiilijätteen kierrätyksen tehostaminen Suomessa. Ympäristöministeriö 4/2015. [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/155612/SY\\_4\\_2015.pdf](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/155612/SY_4_2015.pdf)
- Dahlbo, H., Rautiainen, A., Savolainen, H., Oksanen, P., Nurmi, P., Virta, M. & Pokela, O. 2021. Textile flows in Finland 2019. Reports from Turku University of Applied Sciences 276. <http://julkaisut.turkuamk.fi/isbn9789522167873.pdf>
- Da Silva Viana, G., Högel, H., Manni, K. & Hellstedt, M. 2022. Kuivikemateriaalien vertailu broilereilla. Julkaisussa: Manni, K. (toim.). Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus XX /2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. XX–XX. Julkaisematon raporttiluonnos.
- Ditlhogo M.K.M., James R., Laurence B.R. & Sutherland W.J. 1992. The Effects of Conservation Management of Reed Beds. *International Journal of Applied Ecology* 29: 265-276.
- Duarte C.M. 1992. Nutrient concentration of aquatic plants: Patterns across species. *Limnology and Oceanography* 37: 882–889.
- Ecoinvent v3.5. Tietokanta. <https://ecoinvent.org/>
- Ekvall, T., Assefa, G., Bjorklund, A., Eriksson, O. & Finnveden, G., 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management* 27(8): 989–996.
- Ekvall, T. & Weidema, B. P. 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9: 161-171.
- EU, 2020. Tuotanto- ja kulutustapojen muuttaminen: Uusi kiertotalouden toimintasuunnitelma viitoittaa tietä kohti ilmastoneutraalia ja kilpailukykyistä taloutta, jossa kuluttajilla on paremmat valinnanmahdollisuudet. Euroopan komission lehdistötiedote 11.3.2020. [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fi/ip\\_20\\_420](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fi/ip_20_420) [Vierailtu 13.10.2021]

- Fontell, H. 2021. Henkilökohtainen tiedonanto rahkasammaleen korjuuketjun kehittämisestä. Turveke-hankkeen ohjausryhmän kokous 5. 20.09.2021. Biolan Oy.
- Fontell, H. ja Pelto-Huikko, T. 2021. Henkilökohtainen tiedonanto. Sähköpostikeskustelu rahkasammaleen ominaisuuksista, nostotyön polttoaineen kulutuksesta sekä prosessoinnista. Biolan Oy.
- Frondeus, L., Lindeberg, H. & Pastell, M. 2020. Recycled manure solids as a bedding material: Udder health, cleanliness and integument alterations of dairy cows in mattress stalls. *Agricultural and Food Science*. 29: 420-431.
- Ge Z-M., Zhou X., Kellomäki S., Biasi C., Wang, K-Y., Peltola, H. & Martikainen, P. J. 2012. Carbon assimilation and allocation (13 C labeling) in boreal perennial grass (*Phalaris arundinacea*) subjected to elevated temperature and CO<sub>2</sub> through growing season. *Environmental and Experimental Botany* 75:150-158.
- Gong, J. 2013. Climatic sensitivity of hydrology and carbon exchanges in boreal peatland ecosystems, with implications on sustainable management of reed canary grass (*Phalaris arundinacea*, L.) on cutaway peatlands. Dissertation <https://doi.org/10.14214/df.166>
- Grønlund, A., Hauge, A., Hovde, A. & Rasse, D. 2008. Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 8: 157-167
- Günther, A., Huth, V., Jurasinski, G. & Glatzel, S. 2015. The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. *Global Change Biology Bioenergy* 7(5): 1092–1106.
- Hamina, H. 2021. Suomen Siipikarjaliitto. Henkilökohtainen tiedonanto broileritilojen vuotuisista kuiviketurpeen käyttömäärästä. 16.11.2021.
- Hartikainen, H., Katajajuuri, J-M., Krogerus, K., Pulkkinen, H., Saarinen, M., Silvenius, F., Uska, K. & Yrjänäinen, H. 2012. Liite 3. Tukimateriaali laskentasuositukselle. Suositus elintarvikkeiden ilmastovaikutusten arvioimiseksi elinkaariarvioinnilla. MTT. [https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt/hankkeet/foodprint/laskentasuositus/LIITE%203%20Tukimateriaali%20suositukselle\\_7.11.2012.pdf](https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt/hankkeet/foodprint/laskentasuositus/LIITE%203%20Tukimateriaali%20suositukselle_7.11.2012.pdf)
- Heikkinen J, Ketoja E, Nuutinen V & Regina K. 2013. Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009. *Global Change Biology* 19(5):1456–1469.
- Heinonsalo, J. (Toim.) 2020. Hiiliopas. Katsaus maaperän hiileen ja hiiliviljelyn perusteisiin. <https://carbonaction.org/wp-content/uploads/2020/01/BSAG-hiiliopas-1.-painos-2020.pdf>.
- Helin, T., Salminen, H., Hynynen, J., Soimakallio, S., Huuskonen, S. & Pingoud, K. 2016. Global warming potentials of stemwood used for energy and materials in Southern Finland: differentiation of impacts based on type of harvest and product lifetime. *GCB Bioenergy* 8: 334-345.
- Holtmark, B. 2015. Quantifying the global warming potential of CO<sub>2</sub> emissions from wood fuels. *Global Change Biology Bioenergy* 7:195-206.
- Huhta, A. 2007. To cut or not to cut? The relationship between Common Reed, mowing and water quality. Reed up on reed. Edited by Ikonen, I. & Hagelberg, E. Turku.
- Hyvönen, N. P., Huttunen, J. T., Shurpali, N. J., Tavi, N. M., Repo, M. E. & Martikainen, P. J. 2009. Fluxes of nitrous oxide and methane on an abandoned peat extraction site: effect of reed canary grass cultivation. *Bioresource Technology* 100: 4723-4730.
- ISO (International Standardisation Organisation) 14040: environmental management-life cycle assessment—principles and framework; ISO 14040. International Standardisation Organisation; 2006.
- Ihalainen, T. & Sikanen, L. 2010. Kustannustekijöiden vaikutukset pelletintuotannon arvoketjussa. Metlan työraportteja. <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2010/mwp181.pdf>
- Ivonen, S. 2008. Ympäristöturpeet ja niiden käyttö. Helsingin yliopisto, Ruralia instituutti. Raportteja 32. ISBN 978-952-10-4156-3.
- IPCC 2003. LUCF Sector Good Practice Guidance. Chapter 3. Section 3.3 Cropland. Teoksessa: Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. & Wagner, F. (toim.). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Hayama, Japani: The Institute for Global Environmental Strategies.
- IPCC 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories.
- IPCC 2014. Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change. Intergovernmental panel on climate change. WGIII. Working group III contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge university press 2014.
- IPCC 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2021. Peatlands and climate change. <https://www.iucn.org/resources/issues-briefs/peatlands-and-climate-change> [Vierailtu 13.10.2021]
- Jansson, H. & Särkijärvi, S. 2010. Tallympäristöopas. Toinen painos 3/2010. MTT Hevostutkimus. Julkaistu yhteistyössä Vapon kanssa.
- Jebali, Z., Nabili, A., Mounir, N., Namsi, A. & Majdoub, H. 2016. Extraction and characterization of cellulose from common reed stems (*Phragmites Australis*). Conference paper: Chimie organique et polymères – Tunisie At: Monastir, Tunisie Volume: 2nd edition.
- Jäppinen, J.-P., Aapala, K., Horne, P., Kettunen, M., Saaristo, L., Tuittila, E.-S., Hokkanen, T., J., Haltia, E., Heikkilä, R., Ilola, N., Joensuu, S., Lilja-Rothstén, S., Luotonen, H., Maanavilja, L., Mäki, O., Ohtonen, A., Sallantausta, T., Salojärvi, N., Silvennoinen, S., Tukia, H. & Vihervaara, P. 2013. Soiden ja turvemaiden ekosysteemipalvelujen arviointi ja arvottaminen (SuoEko-hanke) – Loppuraportti. <http://www.syke.fi/download/noname/%7BD83636DB-9619-4961-A9EB-A6BDDDB778596%7D/59854> [Vierailtu 13.10.2021]
- Kallio, M., Salminen, O. & Sievänen, R. 2014. Low Carbon Finland 2050 -platform: skenaariot metsäsektorille. Metlan työraportteja 308. <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2014/mwp308.pdf> [Vierailtu 29.9.2021]
- Kalliokoski, T., Heinonen, T., Holder, J., Lehtonen, A., Mäkelä, A., Minunno, F., Ollikainen, M., Packalen, T., Peltoniemi, M., Pukkala, T., Salminen, O., Schelhaas, M.-J., Seppälä, J., Vauhkonen, J. & Kanninen, M. 2019. Skenaarioanalyysi metsien kehitystä kuvaavien mallien ennusteiden yhtäläisyyksistä ja eroista. Suomen Ilmastopaneelin Raportti 2/2019. [https://www.ilmastopaneeli.fi/wp-content/uploads/2019/02/Ilmastopaneeli\\_mets%C3%A4mallit\\_raportti\\_180219.pdf](https://www.ilmastopaneeli.fi/wp-content/uploads/2019/02/Ilmastopaneeli_mets%C3%A4mallit_raportti_180219.pdf)
- Kankaala, P., Ojala, A. & Käki, T. 2004. Temporal and spatial variation in methane emissions from a flooded transgression shoe of a boreal lake. *Biogeochemistry* 68: 297-311.
- Karhu, K., Gärdenäs, A.I., Heikkinen, J., Vanhala, P., Tuomi, M. & Liski, J. 2012. Impacts of organic amendments on carbon stocks of an agricultural soil - Comparison of model-simulations to measurements. *Geoderma* 189-190: 606-616.
- Karki, S., Elsgaard, L., Audet, J., & Laerke, P-E. 2014. Mitigation of greenhouse gas emissions from reed canary grass in paludiculture: Effect of groundwater level". *Plant and Soil* 383(1–2): 217–30.
- Kasak, K., Valach, A.C., Rey-Sanchez, C., Kill, K., Shortt, R., Liu, J., Dronova, I., Mander, U., Szutu, D., Verfaillie, J. & Baldocchi, D.D. 2020. Experimental harvesting of wetland plants to evaluate trade-offs between reducing methane emissions and removing nutrients accumulated to the biomass in constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 715.
- Kaukonen, E. 2017. Housing conditions and broiler and broiler breeder welfare; the effect of litter condition on contact dermatitis in broilers and breeders, and the effect of elevated structures on broiler leg health. University of Helsinki, Faculty of Veterinary medicine. Academic dissertation. ISBN 978-951-51-3235-2
- Keyport, S., Carson B.D., Johnson, O., Lawrence, B.A., Lishawa S.C., Tuchman, N. C. 2019. Effects of experimental harvesting of an invasive hybrid cattail on wetland structure and function. *Restoration Ecology* 27: 389-398.
- Kinnunen, R. 2021. Henkilökohtainen tiedonanto ruokohelpipelletin pelletöinnin sähkönkulutuksesta sähköpostitse 21.3.2021. Penerg Oy.
- Kirkinen, J., Minkkinen, K., Penttilä, T., Kojola, S., Sievänen, R., Alm, J. & Savolainen, I. 2007. Greenhouse impact due to different peat fuel utilisation chains in Finland—a life-cycle approach. *Boreal Environment Research* 12:211-223.
- Kirkinen, J., Palosuo, T., Holmgren, K., & Savolainen, I. 2008. Greenhouse impact due to the use of combustible fuels: Life cycle viewpoint and relative radiative forcing commitment. *Environmental Management* 42(3), 458.
- Kirkinen, J., Soimakallio, S., Mäkinen, T., & Savolainen, I. 2010. Greenhouse impact assessment of peat-based Fischer–Tropsch diesel life-cycle. *Energy Policy* 38(1): 301-311.
- Kontula, T. & Raunio, A. (toim.) 2018. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. 388 s.
- Koponen, K. & Soimakallio, S. 2015. Foregone carbon sequestration due to land occupation—the case of agro-bioenergy in Finland. *The International Journal for Life Cycle Assessment* 20:1544–1556.
- Koponen, K., Soimakallio, S., Kline, K.L., Cowie, A. & Brandao, M. 2018. Quantifying the climate effects of bioenergy-Choice of reference system. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 81(2): 2271-2280.
- Kukkola, T. 2021. Henkilökohtainen tiedonanto järviruo'on talviniiton vaikutuksista kasvuston palautumiskykyyn. Järviruo'on korjuuketju ja hyötykäyttö- kehittämishankkeen osa-aikainen projektipäällikkö.
- Käki, T., Ojala, A. & Kankaala, P. 2001. Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. and *Typha latifolia* L. in a boreal lake. *Aquatic Botany* 71(4): 259-271.

- Lahtinen, L. 2020. Kosteikkoviljely ja siihen sopivien tuotteiden elinkaariarviointi. Pro gradu. Helsingin yliopisto. [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/315889/Lahtinen\\_Laura\\_Pro\\_gradu\\_2020.pdf?sequence=3&isAllowed=y](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/315889/Lahtinen_Laura_Pro_gradu_2020.pdf?sequence=3&isAllowed=y)
- Lehtoranta, S., Johansson, A., Malila, R., Rankinen, K., Grönroos, J., Luostarinen, S. & Kaistila, K. 2020. Vaihtoehtoja kestävämpään turkiseläinten lannan hyödyntämiseen. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 35/2020. [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/318398/SYKEra\\_35\\_2020\\_Turkisteho.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/318398/SYKEra_35_2020_Turkisteho.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Leinonen, A. (toim.) 2010. Turpeen tuotanto ja käyttö. Yhteenveto selvityksistä. VTT Tiedotteita 2550. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2010/T2550.pdf>
- Leinonen, A. & Hillebrand, K. 2000. Turpeen asema bioenergiana. Loppuraportti. Finbio, Publication 15. Jyväskylä.
- Liang, C., Schimel, J. P. & Jastrow, J. D. 2017. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature Microbiology* 2, 17105.
- Liekkola, H. 2016. Kierrätysmateriaalien mahdollisuudet vaatetusalan yritykselle. Case: Nurmi. Opinnäytetyö Lahden ammattikorkeakoulu. [https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/111763/Liekkola\\_Heini.pdf?sequence=1](https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/111763/Liekkola_Heini.pdf?sequence=1) [Vierailtu 13.10.2021]
- Lind, S. E., Shurpali, N. J., Peltola, O., Mammarella, I., Hyvönen, N., Maljanen, M., Rätty, M., Virkajärvi, P. & Martikainen, P. J. 2016. Carbon dioxide exchange of a perennial bioenergy crop cultivation on a mineral soil. *Biogeosciences* 13: 1255–1268.
- Lindner, J.P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bloemer, J. & Knuepffer, E. 2019. Valuing biodiversity in life cycle impact assessment. *Sustainability* 11, 5628
- VTT Oy. 2017. Lipasto yksikköpäästöjen tietokanta. <http://lipasto.vtt.fi/yksikkopaastot/tavaliikenne/tieliikenne/kajakuuri-tie.htm> [Vierailtu 13.10.2021]
- Liski, J., Tuomi, M. & Rasinmäki, J. 2009. Yasso07 user-interface manual. <https://en.ilmatieteenlaitos.fi/documents/31422/303050324/Yasso07+user-interface+manual/f154f7dc-f068-4c81-8470-c21f37533c16> [Vierailtu 13.10.2021]
- Lounasheimo, J., Karhinen, S., Grönroos, J., Savolainen, H., Forsberg, T., Munther, J., Petäjä, J. & Pesu, J. 2020. Suomen kuntien kasviuonekaasupäästöjen laskenta. ALas-mallin menetelmäkuvaus ja laskentojen tuloksia 2005–2018. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 25. [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/316216/SYKEra\\_25\\_2020\\_ALas\\_menetelma.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/316216/SYKEra_25_2020_ALas_menetelma.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Luke 2019. Kotieläinten lukumäärät keväällä 2018. <https://stat.luke.fi/kotiel%C3%A4inten-lukum%C3%A4%C3%A4r%C3%A4t-kev%C3%A4%C3%A4ll%C3%A4-2018.fi> [Vierailtu 13.10.2021]
- Luke 2020. Sahatavaran ja puulevyjen tuotanto (1000 m<sup>3</sup>) muuttujina vuosi ja tuote. Tilastotietokanta. [http://statdb.luke.fi/PXWeb/pxweb/fi/LUKE/LUKE\\_04%20Metsa\\_08%20Muut\\_Metsateollisuus/10.01\\_Sahatavaran\\_ ja\\_puulevyjen\\_tuotanto\\_1955.px/table/tableViewLayout2/?rxid=001bc7da-70f4-47c4-a6c2-c9100d8b50db](http://statdb.luke.fi/PXWeb/pxweb/fi/LUKE/LUKE_04%20Metsa_08%20Muut_Metsateollisuus/10.01_Sahatavaran_ ja_puulevyjen_tuotanto_1955.px/table/tableViewLayout2/?rxid=001bc7da-70f4-47c4-a6c2-c9100d8b50db) [Vierailtu 13.10.2021]
- Luke 2021. Domestic production of wood pellets decreased in 2020 while imports increased. 25.3.2021. <https://www.luke.fi/en/news/domestic-production-of-wood-pellets-decreased-in-2020-while-imports-increased/> [Vierailtu 13.10.2021]
- Luostarinen, S., Grönroos, J., Hellstedt, M., Nousiainen, J. & Munther, J. 2017. Suomen normilanta –laskentajärjestelmän kuvaus ja ensimmäiset tulokset. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 47/2017: 54 s
- Lötjönen, T. & Isolahti, M. 2007. Ruokohelven korjuutappiot pienemmiksi. Koetoiminta ja käytäntö nro 1, 64. vuosikerta. <https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/464085/mtt-kjak-v64n01s14.pdf?sequence=1&isAllowed=y> [Vierailtu 13.10.2021]
- Lötjönen, T. & Paappanen, T. 2013. Bale density of reed canary grass spring harvest. *Biomass and energy* 51: 53-59.
- Machacova, K., Vainio, E., Urban, O. & Pihlatie, M. 2019. Seasonal dynamics of stem N<sub>2</sub>O exchange follow the physiological activity of boreal trees. *Nature Communications* 10, 2989.
- Maljanen, M., Sigurdsson, B.D., Guðmundsson, J. Óskarsson, H., Huttunen, J.T. & Martikainen, P.J. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences* 7: 2711-2738.
- Manni, K. (toim.). 2022. Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus XX/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. Julkaisematon raporttiluonnos.
- Manni, K., Saastamoinen, M. & Hellstedt, M. 2022. Kuivikemateriaalien vertailu lihanaudoilla. Julkaisussa: Manni, K. (toim.). Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus XX /2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. XX–XX. Julkaisematon raporttiluonnos.

- Manni, K. & Huuskonen, A. 2021. Kuivikkeet vertailussa lihanaudoilla. Julkaisussa: Manni, K. & Huuskonen, A. (toim.). Nautatilojen kuivikehuolto. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 54/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 22–49.
- Manninen, K., Grönroos, J., Luostarinen, S. & Saastamoinen, M. 2016. Hevosenlannan energiakäytön ympäristövaikutukset. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 30/2016. [https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/535278/luke-luobio\\_30\\_2016.pdf?sequence=1](https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/535278/luke-luobio_30_2016.pdf?sequence=1)
- Minkkinen, K. & Laine, J. 2006. Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry. *Plant and Soil* 285(1- 2): 289-304.
- MMM (Maa- ja metsätalousministeriö) 2021. Metsien taloudellinen merkitys Suomessa. <https://mmm.fi/documents/1410837/22836561/Metsien+taloudellinen+merkitys.pdf/3e1220c1-b210-bb7e-7c6a-a60d84824607/Metsien+taloudellinen+merkitys.pdf>
- MMM (Maa- ja metsätalousministeriö) 2011. Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kannalliseksi strategiaksi. Työryhmämuistio 2011:1. [https://mmm.fi/documents/1410837/1724539/trm2011\\_1\\_Suostrategia.pdf/40955cea-9891-4192-9f0b-971258e021f1/trm2011\\_1\\_Suostrategia.pdf](https://mmm.fi/documents/1410837/1724539/trm2011_1_Suostrategia.pdf/40955cea-9891-4192-9f0b-971258e021f1/trm2011_1_Suostrategia.pdf)
- Monni, S., Perälä, P. & Regina, K. 2007. Uncertainty in agricultural CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from Finland - possibilities to increase accuracy in emission estimates. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12: 545–571.
- Müller-Wenk, R & Brandão, M. 2010. Climatic impact of land use in LCA – carbon transfers between vegetation/soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15: 172-182.
- Myllymäki, M., Särkijärvi, S., Karppinen, T., Kumpula, H. & Virkkunen, E. 2014. Hevosenlannan hyötykäytön lisääminen, Case Kainuu. Biojäte ja hepolanta –hankkeen selvityksiä 2/4. [https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/485500/Hevosen%20lannan%20hy%C3%B6tyk%C3%A4yt%C3%B6n%20lis%C3%A4%C3%A4minen%20case%20Kainuu\\_fi\\_nal.pdf](https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/485500/Hevosen%20lannan%20hy%C3%B6tyk%C3%A4yt%C3%B6n%20lis%C3%A4%C3%A4minen%20case%20Kainuu_fi_nal.pdf)
- Mäkinen, T., Soimakallio, S., Paappanen, T., Pahkala, K. & Mikkola, H. 2006. Liikenteen biopolttoaineiden ja peltoenergian kasvihuonekaasutaseet ja uudet liiketoimintakonseptit. VTT Tiedotteita 2357, Espoo 2006. 176s. <https://www.vttresearch.com/sites/default/files/pdf/tiedotteet/2006/T2357.pdf>
- Naukkarinen, V. 2021. Kosteikkoviljelyn kasviopas. Baltic Sea Action Group 2021. [https://carbonaction.org/wp-content/uploads/2021/02/Kosteikkoviljelyn\\_kasviopas\\_2021.pdf](https://carbonaction.org/wp-content/uploads/2021/02/Kosteikkoviljelyn_kasviopas_2021.pdf)
- Nieminen, M., Hökkä, H., Laiho, R., Juutinen, A., Ahtikoski, A., Pearson, M., Kojola, S., Sarkkola, S., Launiainen, S., Valkonen, S., Penttilä, T., Lohila, A., Saarinen, M., Hahti, K., Mäkipää, R., Miettinen, J. & Ollikainen, M. 2018. Could continuous cover forestry be an economically and environmentally feasible management option on drained boreal peatlands? *Forest Ecology and Management* 424: 78–84.
- Niemi, J. 2020. Monitavoitteinen päätösanalyysi turvepeltojen käyttömuotojen vertailussa. Pro-gradu tutkielma. Helsingin yliopisto. [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/315888/Niemi\\_Jari\\_pro\\_gradu\\_2020.pdf?sequence=3&isAllowed=y](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/315888/Niemi_Jari_pro_gradu_2020.pdf?sequence=3&isAllowed=y)
- Näkkilä, J., Silvan, N., Jokinen, K., Särkkä, L. & Tahvonen, R. 2015. Rahkasammalen tuotanto ja käyttö kasvihuonekasvien kasvualueena. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT. <https://core.ac.uk/download/pdf/52253729.pdf>
- Näränen, P. 2021. Saimaan Virta ry. Henkilökohtainen tiedonanto tekstiilibraketin tuotantoprosessista. 14.04.2021.
- Ojanen, P. 2019. Suometsien käytön vaikutus ilmastoon - kolme tietä tulevaisuuteen. Ilmansuojelupäivät, 21.8.2019.
- Ojanen, P. & Minkkinen, K. 2019. The dependence of net soil CO<sub>2</sub> emissions on water table depth in boreal peatlands drained for forestry. *Mires and Peat*, 24(27): 1–8.
- Ojanen, P. 2021. Luke. Henkilökohtainen tiedonanto. Tiedot suolla hajoavan hiilen osuudesta rahkasammalkerroksen syvyyden mukaan. 21.6.2021.
- Paappanen, T., Lindh, T., Kärki, J., Impola, R., Rinne, S., Lötjönen, T., Kirkkari, AM., Taipale, R. & Leino, T. 2008. Ruokohelven polttoaineketjun kehittäminen liiketoimintamahdollisuuksien parantamiseksi. VTT tiedotteita 2452. Helsinki. 158 s. + liitt. 9 s.
- Pahkala, K. 2004. Ruokohelpitiedote 1/2004. 11s. [https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/441293/Ruokohelpitiedote\\_1\\_2004.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/441293/Ruokohelpitiedote_1_2004.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Pahkala, K., Isolähti, M., Partala, A., Suokannas, A., Kirkkari, A-M., Peltonen, M., Sahramaa, M., Lindh, T., Paappanen, T., Kallio, E. & Flyktman, E. 2005. Ruokohelven viljely ja korjuu energian tuotantoa varten. MTT:n verkkojulkaisu. Saatavissa: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met1b.pdf>
- Pahkala, K., Hakala, K., Kontturi, M. & Niemeläinen, O. 2009. Peltobiomassat globaalina energianlähteenä. Maa- ja elintarviketalous 137. 48 s.

- Palosuo, T., Heikkinen, J. & Regina, K. 2016. Method for estimating soil carbon stock changes in Finnish mineral cropland and grassland soils. *Carbon Management* 6(5-6): 1-14.
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silviu, M. & Stringer, L. (Eds.). 2008. Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen. [http://www.imcg.net/media/download\\_gallery/books/assessment\\_peatland.pdf](http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf)
- Pelto-Huikko, T. 2021. Henkilökohtainen tiedonanto tekstiilijätteen hajoamisesta Biolanilla tehdyissä kompostointikokeissa. Turveke-hankkeen ohjausryhmän kokous 5. 20.09.2021 Biolan Oy.
- Petersen, M. B., Knudsen, M. T. & Hermansen, J. E. 2013. An approach to include soil carbon changes in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 52: 217–224.
- Pohjala, M. 2014. Mikä on energia- ja kasvuturpeen elinkaaren ilmastovaikutus? Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Metsätieteiden laitos. *Metsien ekologia ja käyttö* 9/2014. 70 s. + liitteet.
- Pingoud, K., Ekholm, T. & Savolainen, I. 2012. Global warming potential factors and warming payback time as climate indicators of forest biomass use. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 17:369–386.
- Ponsioen, T. 2015. Finding your way in multifunctional processes and recycling. <https://pre-sustainability.com/articles/finding-your-way-in-allocation-methods-multifunctional-processes-recycling/> [Vierailtu 13.10.2021]
- Punkari, M. 2021. Henkilökohtainen tiedonanto murukuivikkeen tuotannosta 29.03.2021. Neova Oy.
- Punkka, E. 2019. Rahkasammalen keruun ilmastovaikutukset. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Metsätieteiden laitos. 48 s. Saatavilla: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/310109> [Vierailtu 13.10.2021]
- Rahkasammaleen kestävän keruun työohje. 2021. [https://www.kasvualusta.org/files/200000118-10aab10aad/Sammaleen%20kest%C3%A4v%C3%A4n%20keruun%20ty%C3%B6ohje%20\(toimialakohtainen%20ohje%2017.5.2021%20p%C3%A4ivitys\).pdf](https://www.kasvualusta.org/files/200000118-10aab10aad/Sammaleen%20kest%C3%A4v%C3%A4n%20keruun%20ty%C3%B6ohje%20(toimialakohtainen%20ohje%2017.5.2021%20p%C3%A4ivitys).pdf)
- ReCiPe. ReCiPe methodology for Life Cycle Impact Assessment (LCIA).
- Regina, K., Kaseva, J. & Esala, M. 2013. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural mineral soils-Statistical models based on measurements. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164:131–136.
- Regina, K., Heikkinen J., Maljanen M. 2018. Greenhouse gas fluxes of agricultural soils in Finland. In: Shurpali N., Agarwal A., Srivastava V. (eds) *Greenhouse Gas Emissions. Energy, Environment, and Sustainability*. Springer, Singapore.
- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J-P. 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Kustannusosa-kehtiö Tammi.
- Roberts, K.G., Gloy, B.A., Joseph, S., Scott, N. R. & Lehmann, J. 2010. Life cycle assessment of biochar systems: Estimating the energetic, economic and climate change potential. *Environmental Science & Technology* 44: 827–833.
- Ruttunen, P. & Kapuinen, P. 2020. Nestemäisten kierrätysravinteiden käyttö maataloudessa. Glyfosaatin ja muiden rikkakasvien torjunta-aineiden käyttö tankkiseoksena ammoniumsulfaatin kanssa – Nesteravinne-hankkeen loppuraportti. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 17/2020.
- Ruohola, A. 2016. Selluloosapohjaiset muuntokuidut (viskoosi, lyocell ja ioncell) puuvillan korvaajina tekstiiliteollisuudessa – kuitujen valmistusprosessit ja rakenne-erot. Tekniikan kandidaatintyö. <https://lutpub.lut.fi/bitstream/handle/10024/130612/Kandidaatinty%C3%B66.AnninaRuohola.11.04.2016.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Räisänen, R., Rissanen, M., Parviainen, E., & Suonsilta, H. 2017. Tekstiilien materiaalit. *Finn Lectura*. 19s. [https://finnlectura.fi/assets/naytesivut/Tekstiilien\\_materiaalit\\_naytesivut.pdf](https://finnlectura.fi/assets/naytesivut/Tekstiilien_materiaalit_naytesivut.pdf)
- Räty, T. 2021. Asiantuntija-arvio sivuvirtana muodostuvan kutterinlastun massaprozentista ja taloudellisesta arvosta. Henkilökohtainen tiedonanto. Luonnonvarakeskus.
- Saastamoinen, M., Manni, K. & Hellstedt, M. 2022a. Kuivikemateriaalien ominaisuuksien vertailu. Julkaisussa: Manni, K. (toim.). *Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus XX/2022*. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. XX–XX. Julkaisematon raporttiluonnos.
- Saastamoinen, M., Manni, K. & Hellstedt, M. 2022b. Kuivikemateriaalien vertailu hevosilla. Julkaisussa: Manni, K. (toim.). *Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus XX/2022*. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. XX–XX. Julkaisematon raporttiluonnos.
- Salmenperä, H. 2017. Poistotekstiileihin kytkeytyvät juridiset ja hallinnolliset tulkinnat sekä menettelyt. SYKE 20.12.2017. [https://storage.googleapis.com/turku-amk/2018/02/termit-ja-lainsaadanto\\_syke.hannasalmenpera.2017.pdf](https://storage.googleapis.com/turku-amk/2018/02/termit-ja-lainsaadanto_syke.hannasalmenpera.2017.pdf)
- Salo, T., Manni, K. & Hellstedt, M. 2022. Kuivikelantojen ominaisuudet ja tyyppien käyttökelpoisuus. Julkaisussa: Manni, K. (toim.). *Turvetta korvaavat uusiutuvat kuivikemateriaalit. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus XX/2022*. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. XX–XX. Julkaisematon raporttiluonnos.

- Sarvi, M., Rasi, S., Salo, T., Rasa, K., Vainio, M., Ylivainio, K. & Luostarinen, S. 2020. Pyrolyysi turkiseläinten lannan käsittelymenetelmänä. Turkisteho-hankkeen osaraportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 44/2020.
- Seibold, S., Rammer, W., Hothorn, T., Seidl, R., Ulyshen, M.D., Lorz, J., Cadotte, M.W., Lindenmayer, D.B., Adhikari, Y.P., Aragón, R., Bae, S., Baldrian, P., Varandi, H.B., Barlow, J., Bässler, C., Beauchêne, J., Berenguer, E., Bergamin, R.S., Birkemoe, T., Boros, G., Brandl, R., Brustel, H., Burton, P.J., Cakpo-Tossou, Y.T., Castro, J., Cateau, E., Cobb, T.P., Farwig, N., Fernández, R.D., Firm, J., Gan, J.K., González, G., Gossner, M.M., Habel, J.C., Hébert, C., Heibl, C., Heikkala, O., Hemp, A., Hemp, C., Hjältén, J., Hotes, S., Kouki, J., Lachat, T., Liu, J., Liu, Y., Luo, Y.-H., Macandog, D.M., Martina, P.E., Mukul, S.A., Nachin, B., Nisbet, K., O'Halloran, Oxbrough, J.A., Pandey, J.N., Pavlíček, T., Pawson, S.M., Rakotondrany, J.S., Ramanamanjato, J.-B., Rossi, L., Schmidl, J., Schulze, M., Seaton, S., Stone, M.J., Stork, N.E., Suran, B., Sverdrup-Thygeson, A., Thorn, S., Thyagarajan, G., Wardlaw, T.J., Weisser, W.W., Yoon, S., Zhang, N. & Müller, J. 2021. The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature* 597: 77-81.
- Seppälä, J., Grönroos, J., Koskela, S., Holma, A., Leskinen, P., Liski, J., Tuovinen, J.-P., Laurila, T., Turunen, J., Lind, S., Maljanen, M., Martikainen, P.P.J. & Kilpeläinen, A. 2010. Climate impacts of peat fuel utilization chains – a critical review of the Finnish and Swedish life cycle assessments. *Finnish Environment* 16/2010. The Finnish Environment 16/2010, Environmental Protection. 122 p.
- Seppälä, J., Kanninen, M., Vesala, T., Uusivuori, J., Kalliokoski, T., Lintunen, J., Saikku, L., Korhonen, R. & Repo, A. 2015. Metsien hyödyntämisen ilmastovaikutukset ja hiilinielujen kehittyminen. Ilmastopaneelin raportti 3/2015. <https://www.ilmastopaneeli.fi/wp-content/uploads/2018/10/Metsien-hyodyntamisen-ilmastovaikutukset-ja-hiilinielujen-kehittyminen.pdf>
- Seppänen, R., Anttila, K., Kulkas, L., Mattila, S., Mustonen, R., Raussi, S., Alasuutari, S., Palva, R., Elstob, T., Hellstedt, M., Kivinen, T., Luohelainen, K. & Mänttälä, J. 2012. Kuivitus osaksi kannattavaa lypsykarjataloutta. <https://www.ett.fi/wp-content/uploads/2019/07/Kuivitus-osaksi-kannattavaa-lypsykarjataloutta-tutkimushankkeen-loppuraportti.pdf>
- Silvan, N., Jokinen, K., Näkkilä, J. & Tahvonen, R. 2017. Swift recovery of sphagnum carpet and carbon sequestration after shallow sphagnum biomass harvesting. *Mires and Peat* 20(1):1-11.
- Silvan, N., Sarkkola, S. & Laiho, R. 2019. Rahkasammalbiomassa ja sen korjuuseen soveltuvat suot Suomessa. *Suo* 70(2-3): 41-53.
- Sipponen, T. 2021. Tekstiilijätteen kierrätysmahdollisuuksien vastuullisuustarkastelu Finlaysonilla. Kandidaatintyö. <https://finix.aalto.fi/wp-content/uploads/2021/01/Kandi-11.1.2021.pdf>
- Shurpali, N.J., Hyvönen, N.P., Huttunen, J.T., Biasi, C., Nykänen, H., Pekkarinen, N. & Martikainen, P.J. 2008. Bare soil and reed canary grass ecosystem respiration in peat extraction sites in Eastern Finland. *Tellus* 60B: 200–209.
- Shurpali, N. J., Hyvönen, N. P., Huttunen, J. T., Clement, R. J., Reichstein, M., Nykänen, H., Biasi, C. & Martikainen, P. J. 2009. Cultivation of a perennial grass for bioenergy on a boreal organic soil – carbon sink or source? *GCB Bioenergy* 1: 35–50.
- Shurpali, N. J., Strandman, H., Kilpeläinen, A., Huttunen, J., Hyvönen, N., Biasi, C., Kellomäki, S., & Martikainen, P. J. 2010. Atmospheric impact of bioenergy based on perennial crop (reed canarygrass, *Phalaris arundinacea*, L.) cultivation on a drained boreal organic soil. *GCB Bioenergy* 2:130–138.
- Soimakallio, S., Cowie, A., Brandao, M., Finnveden, G., Ekvall, T., Erlandsson, M. Koponen, K. & Karlsson, P.-E. 2015. Attributional life cycle assessment: is a land-use baseline necessary? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20: 1364-1375.
- Soimakallio, S., Sankelo, P., Kopsakangas-Savolainen, M., Sederholm, C., Auvinen, K., Heinonen, T., Johansson, A., Judl, J., Karhinen, S., Lehtoranta, S., Rasanen, S. & Savolainen, H. 2020. Turpeen rooli ja sen käytöstä luopumisen vaikutukset Suomessa. Tekninen raportti Sitra. <https://media.sitra.fi/2020/06/31150012/turpeen-rooli-ja-sen-kaytosta-luopumisen-vaikutukset-suomessa-tekninen-raportti.pdf>
- Sormunen, A. 2018. Kuivikeopas. RUTI-kuivikkeet. Opinnäytetyö. Maaseutuelinkeinojen koulutusohjelma. Luonnonvara- ja ympäristöala. Jyväskylän ammattikorkeakoulu. [https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/158503/Sormunen\\_Anika.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/158503/Sormunen_Anika.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Statistics Finland 2021. Greenhouse gas emissions in Finland 1990 to 2019. National Inventory Report under the UNFCCC and the Kyoto Protocol. Submission to the European Union 15 January 2021 (Draft).
- Syrjänen, K. Henkilökohtainen tiedonanto rahkasammaleen uudistumisesta. Sähköpostikeskustelu 15.11.2021. Suomen ympäristökeskus.
- Tavi, N. 2014. Soil Carbon Cycling and Microbial Dynamics in Boreal Organic Soil Cultivated with a Perennial Crop. *Dissertations in Forestry and Natural Sciences* 144. University of Eastern Finland.
- TEM (Työ- ja elinkeinoministeriö) 2021. Turvetyöryhmän loppuraportti. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja 2021:24. Saatavissa osoitteesta: <https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/163045> [Vierailtu 13.10.2021]

- Thuille, A., Buckmann, A. & Schultze, E.-D. 2000. Carbon stocks and soil respiration rates during deforestation, grassland use and subsequent Norway spruce afforestation in the Southern Alps, Italy. *Tree Physiology* 20: 849–857.
- Tuomisto, L., Mononen, J., Hyvönen, J., Manni, K., Frondelius, L. & Huuskonen, A. 2021. Nuorten lihanautojen kuivikemiel-  
tymykset: vertailussa olki, ruokohelpi ja hevosen kuivikelanta. Julkaisussa: Manni, K. & Huuskonen, A. (toim.). Nautati-  
lojen kuivikehuolto. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 54/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 50–68.
- UNEP (UN environment programme). 2019. Peatlands store twice as much carbon as all the world's forests. Saatavissa osoit-  
teesta: <https://www.unep.org/news-and-stories/story/peatlands-store-twice-much-carbon-all-worlds-forests> [Vierailtu  
13.10.2021]
- Uppenberg S., Zettenberg L. & Åhman M. 2001. Climate impact from peat utilisation in Sweden. IVL B-1423. Stockholm,  
Sweden.
- van den Berg, M., van den Elzen, E., Ingwersen, J., Kosten, S., Lamers, L., Streck, T. Contribution of plant-induced pressurized  
flow to CH<sub>4</sub> emission from a Phragmites fen. *Scientific Reports* 10, 12304.
- van der Sluis, T., Poppens, R., Kraitsvitnii, P. Rii, O., Lesschen, J.P., Galytska, M. & Elbersen, W. 2013. Reed harvesting from  
wetlands for bioenergy. Technical aspects, sustainability and economic viability of reed harvesting in Ukraine. Wagenin-  
gen UR. Alterra report 2460. Saatavissa osoitteesta: <https://edepot.wur.nl/282354> [Vierailtu 13.10.2021]
- van der Velden, N., Patel, M.K. & Vogtländer, J.G. 2014. LCA benchmarking study on textiles made of cotton, polyester,  
nylon, acryl, or elastane. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19:331–356.
- Venäläinen, P. & Strandström, M. 2021. Puun korjuun ja kuljetusten päästöjen nykytila ja vähennyskeinot- Päivitys.  
Metsätehon tulosalvosarja 2/2021.
- Virtanen, Y., Usva, K., Silvenius, F., Sinkko, T., Nurmi, P., Kauppinen, T. & Nousiainen, J. 2009. Peltoenergian tuotantojärjes-  
telmien ympäristövaikutukset. [https://mmm.fi/documents/1410837/1801176/Peltobioenergia\\_2011.pdf/7843b6f6-79e2-  
4339-9c7a-a82f65f2878a/Peltobioenergia\\_2011.pdf](https://mmm.fi/documents/1410837/1801176/Peltobioenergia_2011.pdf/7843b6f6-79e2-4339-9c7a-a82f65f2878a/Peltobioenergia_2011.pdf)
- Väisänen, S. 2014. Greenhouse gas emissions from peat and biomass-derived fuels, electricity and heat — Estimation of vari-  
ous production chains by using LCA methodology. *Acta Universitatis Lappeenrantaensis* 567. Lappeenranta University  
of Technology. 161 p.
- Väyrynen, T., Aaltonen, R., Haavikko, H., Juntunen, M., Kalliokoski, K., Niskala, A-L. & Tukiainen, O. 2008. Turvetuotannon  
ympäristönsuojeluopas. Ympäristöopas. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Ympäristönsuojeluosasto.  
ISBN 978-952-11-3072-4.
- Wiesmeier, M., Urbanski L., Hobley, E., Lang, B., von Lutzow, M., Marin-Spiotta, E., van Wase-mael, B., Rabot, E., Ließ, M.,  
Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H-J. & Kögel-Knabner, I. 2019. Soil organic carbon storage as a key func-  
tion of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333: 149-162
- Woolridge, A.C., Ward, G.D., Phillips, P.S., Collins, M. & Gandy, S. 2006. Life cycle assessment for reuse/recycling of donate  
waste textiles compared to use of virgin material: An UK energy saving perspective. *Resources, Conservation and  
Recycling* 46: 95- 103.
- WRI/WBCSD 2011. Greenhouse Gas Protocol, Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard, World Resources  
Institute, WBCSD. [https://files.wri.org/d8/s3fs-public/pdf/ghgp\\_product\\_life\\_cycle\\_standard.pdf](https://files.wri.org/d8/s3fs-public/pdf/ghgp_product_life_cycle_standard.pdf)
- Xu G.M., Li, Y., Wang, S., Kong, F.L. & Yu, Z.D. 2019. An overview of methane emissions in constructed wetlands: how do  
plans influence methane flux during the wastewater treatment. *Journal of Freshwater Ecology* 34: 333-350.
- YLVA 2020. Ympäristönsuojelun valvonnan sähköinen asiointijärjestelmä: turvetuotantoalueiden pinta-alat alueittain.
- YM 2021. Ympäristöministeriö on asettanut yhteistyöryhmän selvittämään rahkasammalen korjuun kestävää käyttöä. Tiedote  
3.2.2021. Saatavissa osoitteesta: [https://ym.fi/-/ymparistoministerio-on-asettanut-yhteistyoryhman-selvittamaan-rahka-  
sammalen-korjuun-kestavaa-kayttoa](https://ym.fi/-/ymparistoministerio-on-asettanut-yhteistyoryhman-selvittamaan-rahka-<br/>sammalen-korjuun-kestavaa-kayttoa) [Vierailtu 13.10.2021]
- Ympäristöhallinto 2015. Järviruoko. [https://www.ymparisto.fi/fi-fi/ruoko/Jarviruoko/Ruoko\\_kasvina](https://www.ymparisto.fi/fi-fi/ruoko/Jarviruoko/Ruoko_kasvina) [Vierailtu 13.10.2021]
- Zhang, C., Ge, Z.-M., Kellomäki, S., Wang, K-Y., Gong, J-N. & Zhou, X. 2013. Effects of elevated CO<sub>2</sub> and temperature on  
biomass growth and allocation in a boreal bioenergy crop (*Phalaris arundinacea* L.) from young and old cultivations.  
*Bioenergy Research* 6: 651-662.



## Liite 1. Nostetun turpeen hajoamisnopeus

Turpeen hajoamisesta johtuvat hiilidioksidipäästöt laskettiin käyttämällä Karhun ym. (2012) arviota, jonka mukaan 1, 10, 20, 30 ja 100 vuoden kuluttua turpeen alkuperäisestä hiilestä oli jäljellä 97, 77, 62, 50 ja 14 prosenttia. Taulukossa on näistä tiedoista johdetun funktion avulla lasketut vuosikohtaiset vapautuneen hiilen määrät suhteessa turpeen alkuperäiseen hiilimäärään.

Vuotta nostosta	Hiilestä vapautunut yhteensä (%)	Hiilestä vapautunut vuodessa (%)
0	0,0 %	0,00 %
1	3,0 %	3,00 %
2	6,0 %	3,00 %
3	8,3 %	2,30 %
4	10,2 %	1,90 %
5	12,1 %	1,88 %
6	13,9 %	1,86 %
7	15,8 %	1,84 %
8	17,6 %	1,82 %
9	19,4 %	1,80 %
10	21,2 %	1,78 %
11	23 %	1,76 %
12	25 %	1,74 %
13	26 %	1,72 %
14	28 %	1,70 %
15	30 %	1,68 %
16	31 %	1,32 %
17	32 %	1,30 %
18	34 %	1,27 %
19	35 %	1,25 %
20	36 %	1,22 %
21	37 %	1,20 %
22	39 %	1,18 %
23	40 %	1,16 %
24	41 %	1,14 %
25	42 %	1,11 %
26	43 %	1,09 %
27	44 %	1,07 %
28	45 %	1,05 %
29	46 %	1,03 %
30	47 %	1,01 %
31	48 %	0,99 %
32	49 %	0,98 %
33	50 %	0,96 %
34	51 %	0,94 %
35	52 %	0,92 %
36	53 %	0,90 %
37	54 %	0,89 %
38	55 %	0,87 %
39	55 %	0,85 %
40	56 %	0,84 %
41	57 %	0,82 %
42	58 %	0,81 %
43	59 %	0,79 %
44	60 %	0,78 %
45	60 %	0,76 %
46	61 %	0,75 %
47	62 %	0,73 %
48	62 %	0,72 %
49	63 %	0,71 %
50	64 %	0,69 %
51	65 %	0,68 %

Vuotta nostosta	Hiilestä vapautunut yhteensä (%)	Hiilestä vapautunut vuodessa (%)
52	65 %	0,67 %
53	66 %	0,65 %
54	67 %	0,64 %
55	67 %	0,63 %
56	68 %	0,62 %
57	68 %	0,61 %
58	69 %	0,60 %
59	70 %	0,58 %
60	70 %	0,57 %
61	71 %	0,56 %
62	71 %	0,55 %
63	72 %	0,54 %
64	72 %	0,53 %
65	73 %	0,52 %
66	73 %	0,51 %
67	74 %	0,50 %
68	74 %	0,49 %
69	75 %	0,48 %
70	75 %	0,47 %
71	76 %	0,46 %
72	76 %	0,46 %
73	77 %	0,45 %
74	77 %	0,44 %
75	78 %	0,43 %
76	78 %	0,42 %
77	78 %	0,41 %
78	79 %	0,41 %
79	79 %	0,40 %
80	80 %	0,39 %
81	80 %	0,38 %
82	80 %	0,38 %
83	81 %	0,37 %
84	81 %	0,36 %
85	81 %	0,36 %
86	82 %	0,35 %
87	82 %	0,34 %
88	82 %	0,34 %
89	83 %	0,33 %
90	83 %	0,32 %
91	83 %	0,32 %
92	84 %	0,31 %
93	84 %	0,31 %
94	84 %	0,30 %
95	85 %	0,29 %
96	85 %	0,29 %
97	85 %	0,28 %
98	85 %	0,28 %
99	86 %	0,27 %

## Liite 2. Rahkasammaleen korjuusyvyyden vaikutus hiilidioksidipäästöihin

Rahkasammaleen korjuun vuoksi aiheutuneet hiilidioksidipäästöt suhteessa korjuusyvyyteen (Punkka 2019). Tässä tutkimuksessa oletettiin korjuusyvyyden olevan 20 cm (päästö 3,9 kg CO<sub>2</sub> ekv./m<sup>2</sup>) tai 30 cm (6,9 kg CO<sub>2</sub> ekv./m<sup>2</sup>).

Turvenäytteen syvyys	g CO <sub>2</sub> / 1cm*100cm*100cm turvepala
1 cm	60
2 cm	60
3 cm	60
4 cm	70
5 cm	75
6 cm	120
7 cm	125
8 cm	170
9 cm	180
10 cm	200
11 cm	260
12 cm	260
13 cm	265
14 cm	270
15 cm	275
16 cm	280
17 cm	280
18 cm	290
19 cm	300
20 cm	310 <span style="float: right;">summa 3910 g CO<sub>2</sub> ekv./m<sup>2</sup></span>
21 cm	300
22 cm	300
23 cm	300
24 cm	300
25 cm	300
26 cm	300
27 cm	300
28 cm	300
29 cm	300
30 cm	300 <span style="float: right;">summa 6910 g CO<sub>2</sub> ekv./m<sup>2</sup></span>





ISBN 978-952-11-5454-6 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkköj.)