

Allokointimenettelyt elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa

Hanna Hartikainen
Helsingin yliopisto
Taloustieteen laitos
Ympäristöekonomia
Pro gradu -tutkielma
Marraskuu 2011

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Laitos Taloustieteen laitos	
Tekijä Hanna Hartikainen			
Työn nimi Allokointimenettelyt elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa			
Oppiaine Ympäristöekonomia			
Työn laji Pro gradu -tutkielma		Aika Marraskuu 2011	Sivumäärä 104
<p>Tiivistelmä</p> <p>Elintarvikkeiden tuotannon ja kulutuksen aikaiset ympäristövaikutukset ovat tiedettävästi merkittävät, mistä syystä on tärkeää että niiden vaikutuksia selvitetään ja niistä viestitään. Elinkaariarviointi on sovelias menetelmä määrittäessä tuotteiden, kuten elintarvikkeiden ympäristövaikutuksia. Sitä käytetään muun muassa poliittisen päätöksenteon pohjalla, yritysten strategisessa suunnittelussa ja viestittäessä tuotteiden ympäristövaikutuksista. Elinkaariarviointia käytetään nykyään aktiivisesti: esimerkiksi Suomessa on laskettu ja viestitty viimeisen vuoden aikana muutamien elintarvikkeiden hiilijalanjäljet, jotka perustuvat elinkaariarviointiin.</p> <p>Elinkaariarvioinnin metodologiaa on kehitetty viimeisinä vuosikymmeninä, mutta kaikista metodologian vaiheiden yksityiskohdista ei ole päästy yhteisymmärrykseen. Merkittävä metodologinen haaste on allokointitilanne, missä tulee määrittää kuinka tuotejärjestelmässä syntyvät syötteet ja tuotokset, kuten kasvihuonekaasupäästöt, jaetaan tarkasteltavalle tuotteelle ja tuotejärjestelmässä samanaikaisesti tuotetuille rinnakaistuotteille. Esimerkiksi jos elinkaariarvioinnissa tarkasteltava tuote on maito, tulee määrittää kuinka maitokarjatilalla muodostuvat syötteet ja tuotokset jaetaan tilalla tuotettavan naudanlihan ja raakamaidon välillä, ja edelleen raakamaitoa prosessoitaessa tulee määrittää kuinka meijerin syötteet ja tuotokset jaetaan maidon ja muiden tehtaassa syntyvien maitoperäisten tuotteiden välillä. Tutkielma tarkastelee allokointiongelmia elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa, sekä esittää ja vertailee eri allokointimenettelyjen ja -ohjeiden heikkouksia ja vahvuuksia kirjallisuuskatsauksessa ja suomalaiselle kasvatetulle kirjolohelle tehdyssä case-tarkastelussa.</p> <p>Tutkielmassa selvitettiin, että allokointimenettelyn valinta vaikuttaa merkittävästi tuotteelle laskettuihin ympäristövaikutuksiin. Laskettiin esimerkiksi, että kirjolohifileen tuotannon ilmastovaikutukset ja rehevöittävät päästöt vesiin voivat jopa puolittua tai kaksinkertaistua riippuen valitusta allokointimenettelystä. Eri allokointimenettelyjä tunnistettiin useita, joihin lukeutuvat tavat välttää allokointitilanne ja ratkaista se joltain allokointiperustetta käyttäen, eli jakamalla tuotejärjestelmässä syötteet ja tuotokset esimerkiksi tuotteiden hintojen perusteella.</p> <p>Elintarvikkeiden elinkaariarviointien yhdenmukaistamisen edistämiseksi ja subjektiivisten valintojen vähentämiseksi pidettiin tärkeänä, että allokointimenettelyjen valintaa ohjataan. Tarkasteltujen nykyisten elinkaariarviointiohjeiden allokointisuositusten ei kuitenkaan nähty tukevan yhdenmukaisia allokointimenettelyjä, sillä ohjeet tarjoavat toisistaan poikkeavia suosituksia. Ne eivät ole myöskään kovin tarkkoja allokointiohjeissaan mahdollistaen lopulta lähes minkä tahansa allokointimenettelyn. Yksityiskohtaisemmille ohjeille vaikuttaisikin olevan tarvetta, mikä tarkoittaa, että allokointimenettelyjen soveltuvuudesta eri elintarvikkeiden allokointitilanteissa on syytä keskustella ja sopia. Lisäksi epävarmuuksien vallitessa viestinnässä tulisi olla varovainen ja ympäristövaikutusten tarkkojen arvojen viestimisen sijasta tulisi harkita karkeampaa tapaa ilmaista tulokset, kuten esittämällä eri allokointimenettelyillä saatujen tuloksien vaihteluvälit.</p>			
Avainsanat allokointi, allokointimenettely, ympäristövaikutukset, elinkaariarviointi (LCA), elintarvikkeet			
Säilytyspaikka Viikin tiedekirjasto, Viikinkaari 11 A, 00014 Helsingin Yliopisto			
Muita tietoja			

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Department Department of Economics and Management	
Author Hanna Hartikainen			
Title Allocation methods in the life cycle assessment of food			
Subject Environmental economics			
Level Master's thesis	Month and year November 2011	Number of pages 104	
<p>Abstract</p> <p>The environmental impacts of food production and consumption are substantial, and therefore, it's important that their impacts are investigated and communicated. Life cycle assessment (LCA) is one promising method to assess the environmental impacts of products, like food products. It's a process to assess products' environmental impacts through their life-cycle, and it's used, for example, in policy making, companies' strategic decision making and when communicating products' environmental impacts. LCA is used actively nowadays, for example, over the past year few Finnish food companies have decided to calculate and communicate their products' carbon footprints using LCA.</p> <p>LCA methodology has clearly developed during the past decades. However, there isn't a shared view on all of the methodological issues. In fact, one essential methodological challenge is allocation situation. In allocation situation all inputs and outputs, such as, green house gas emissions produced in the product system are to be distributed between the studied product and its co-products. For instance, when the studied product is milk it should be determined how the inputs and outputs produced in the dairy cattle farm are to be divided between the farm's products: beef and raw milk. Furthermore, in the dairy factory it needs to be decided how the inputs and outputs are to be divided between the further processed milk and other dairy products produced in the factory. The aim of the thesis is to investigate the allocation situations in the LCAs of food, as well as, to present, compare and find weaknesses and strengths of different ways of handling allocation situations and ways of guiding them. This is done in a literature study and in a LCA case-study made for Finnish farmed rainbow trout.</p> <p>It was calculated that the choice of how to handle the allocation situation has a major impact on the environmental impacts directed to the product under investigation. For example, climate change impacts and eutrophication of water bodies caused by production of a trout fillet can halve or double depending on the choice of the allocation method. Several different allocation methods were indentified, including ways to avoid allocation and ways to allocate the inputs and outputs, for instance, on the basis of the products' prices.</p> <p>To improve the harmonization of food LCAs and to reduce subjectivity it is important that there is guidance when choosing the allocation method. However, the existing LCA guides investigated don't give enough support for the allocation situations. They provide divergent instructions and recommendations; they aren't very specific in the allocation instructions and they allow choosing almost any allocation method, and therefore there is clear need for more specific instructions. Thus, it is evident that there is need to discuss and agree on the suitability of allocation methods to be used in LCAs of different food products. Also, because of the existing uncertainty one should be really careful when communicating exact environmental impacts, instead, one should consider presenting environmental impacts in a more coarse scale, for example, by presenting the scale of the results when using different allocation methods.</p>			
Keywords allocation, allocation method, environmental impacts, life cycle assessment (LCA), food			
Where deposited Viikki Science Library, Viikinkaari 11 A, (PL 62), 00014 University of Helsinki			
Further information			

Sisällys

1 Johdanto.....	7
2 Elintarvikkeiden ympäristövaikutukset ja niiden ohjaaminen.....	10
2.1 Elintarvikkeiden ympäristövaikutukset	10
2.2 Elintarvikkeiden ympäristövaikutusten ohjaaminen Suomessa	13
3 Elinkaariarviointi	15
3.1 Elinkaariarvioinnin vaiheet	17
3.2 Elinkaariarvioinnin yleistyminen ja käyttökohteita.....	25
3.3 Elinkaariarvioinnin metodologian kehittäminen.....	26
4 Allokointimenettelyt elintarvikeketjussa.....	29
4.1 Allokointiongelma	29
4.2 Allokoinnin välttäminen	33
4.3 Erilaisia allokointiperusteita.....	37
4.3.1 Fyysis-kausallinen allokointi	38
4.3.2 Fyysinen allokointi.....	40
4.3.3 Taloudellinen allokointi	44
4.3.4 Muita allokointiperusteita.....	48
5 Ohjeita allokointitilanteisiin	51
5.1 ISO-standardi ja muut yleisohjeet	51
5.1.1 Yleisohjeiden valinta ja taustaa	51
5.1.2 Suositukset allokointitilanteisiin monituotejärjestelmässä.....	54
5.1.3 Yleisohjeiden kritiikkiä	59
5.2 Tuoteryhmäkohtaiset ohjeet elintarvikkeille.....	62
5.2.1 Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden valinta ja taustaa.....	62
5.2.2 Suositukset allokointitilanteisiin.....	63
5.2.3 Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden kritiikkiä.....	66
5.3 Keskustelua allokoinneista ja allokointiohjeista	68
6 Case: Suomalaisen kasvatetun kirjolohen elinkaariarviointi.....	71
6.1 Kirjolohi-casen taustaa	71
6.2 Allokointitilanteiden esittely ja menettelyjen valinta	73
6.3 Allokointimenettelyjen tarkastelua.....	77
6.4 Case-tarkastelun johtopäätökset	82
7 Johtopäätökset.....	86
Lähteet.....	91
Liitteet	100

Keskeiset käsitteet

Termi	Selitys
Allokointitilanne, -ongelma	Tuotejärjestelmän syöte- ja tuotosvirtojen jakaminen tarkasteltavan tuotejärjestelmän ja yhden tai useamman tuotejärjestelmän välillä (ISO 14044 2006, 18)
Allokoinnin välttäminen	Keino ratkaista allokointitilanne ilman, että käytetään allokointiperustetta
Allokointi, kohdentaminen	Tuotejärjestelmän syöte- ja tuotosvirtojen jakaminen tarkasteltavan tuotejärjestelmän ja yhden tai useamman tuotejärjestelmän välillä allokointiperustetta käyttäen (muok. ISO 14044 2006, 18)
Allokointikerroin	Allokointiperusteen mukainen, tuotteelle kohdennettavien syötteiden ja tuotoksien painoarvo (esim. taloudellisessa allokoinnissa tuotteen hinta), mikä yhdessä tuotteen tuotantomäärän kanssa määrittää allokointisuhteen
Allokointimenettely, -ratkaisu	Tapa ratkaista allokointiongelma; Yhteisnimitys allokointiperusteelle ja allokoinnin välttämiseksi
Allokointiperuste	Jokin peruste (esim. massa, hinta), minkä pohjalta syöte- ja tuotosvirrat kohdennetaan tarkasteltavan tuotejärjestelmän ja yhden tai useamman tuotejärjestelmän välillä
Allokointisuhde	Ilmaisee sen suhteellisen määrän, mikä kohdennetaan tarkasteltavalle tuotteelle tuotejärjestelmässä syntyvistä syöte- ja tuotosvirroista; Allokointisuhteen määrittelee tuotteen tuotantomäärä ja allokointikerroin
Elinkaariajattelu, LCT	Lähestymistapa, missä tarkastellaan tuotteen tai organisaation elinkaaren aikaisia potentiaalisia ympäristövaikutuksia
Elinkaariarviointi, LCA	Yksi elinkaariajattelun lähestymistavoista; Tuotejärjestelmän elinkaaren aikaisten syötteiden ja tuotosten sekä potentiaalisten ympäristövaikutusten koostamista ja arviointia (ISO 14044 2006, 12)
Hiilijalanjälki	Tuotteen tai muun toiminnon elinkaaren aikaiset khk-päästöt valittua toiminnallista yksikköä kohden
Inventaarioanalyysi, LCI	Elinkaariarvioinnin vaihe, missä määritetään kaikki ne syötteet ja tuotokset, jotka syntyvät valittua toiminnallista yksikköä kohden (ISO 14044 2006, 12)
ILCD-käsikirja	Esitellään epävirallisesti ISO-standardin käsikirjaksi
ISO-standardi	ISO-standardilla tarkoitetaan tässä ISO 14040 -sarjaa, eli elinkaariarvioinnin standardeja
Khk-päästöt	Khk- eli kasvihuonekaasupäästöt, käsittävät ne päästöt joiden on tutkittu vaikuttavan ilmastonmuutokseen; Yleisimmin niihin sisällytetään ainakin: hiilidioksidi- (CO ₂), metaani- (CH ₄) ja dityppioksidipäästöt (N ₂ O), jotka painottamalla hiilidioksidiekvivalenteiksi (CO ₂ -ekv) mahdollistavat hiilijalanjäljen laskennan
Monituotejärjestelmä	Tuotejärjestelmässä tuotetaan yhtäaikaaisesti kahta tai useampaa tuotetta

Perusvirta	Käsittää tuotos- ja syötevirrat
Rinnakkaistuote	Tuotejärjestelmässä tarkasteltavan tuotteen ohella syntyvä tuote
Syöte(virta)	Yksikköprosessiin tulevat raaka-aineet ja energia
Toiminnallinen yksikkö	Tarkasteltavan tuotteen suorituskyvyn yksikkö
Tuote	Tavara tai palvelu (ISO 14044 2006, 14)
Tuotteen elinkaari	Käsittää tuotteen raaka-aineiden hankinnan luonnosta ja päättyy materiaalien palauttamiseen takaisin luontoon; Usein tarkastelussa on vain osa tuotteen elinkaarta
Tuotejärjestelmä	Sarja yksikköprosesseja, jotka yhdessä kuvaavat yhtä tai useampaa tuotejärjestelmän toiminnoista, jotka puolestaan kuvaavat tuotteen elinkaarta (ISO 14044 2006, 18)
Tuoteryhmäkohtainen ohje, PCR	Tuoteryhmälle laadittu elinkaariarviointiin pohjautuva ohje
Tuotos(virta)	Yksikköprosessista poistuvat jätteet, päästöt ja muut ympäristöä kuormittavat tekijät
Vaikutusten arviointi, LCIA	Inventaarioanalyysin tulosten pohjalta selvitetään tuotteen lopulliset potentiaaliset ympäristövaikutukset (ISO 14044 2006, 14)
Yksikköprosessi	Pienin inventaarioanalyysissa huomioon otettava osa, jonka syöte- ja tuotosvirrat määritellään (ISO 14044 2006, 18)
Yleisohje	Yleinen elinkaariarviointiohje (vrt. Tuoteryhmäkohtainen ohje), joihin lukeutuvat tässä esimerkiksi ISO-standardi ja ILCD-käsikirja

1 Johdanto

Ruuan tuotannolla ja kulutuksella on tiedettävästi merkittävä vaikutus ympäristöön ja luonnonvarojen käyttöön (Earthscan 2007, 2; Foley ym. 2005, 570). Maataloudessa syntyy huomattavasti vesistöjä ja maaperää rehevöittäviä päästöjä sekä kasvihuonekaasupäästöjä (khk-päästöjä) (IPCC 2007b). Ruuan osuus kulutuksen ympäristövaikutuksista on yksinään merkittävä. Suomessa elintarvikkeiden yksityisen kulutuksen ympäristövaikutusten osuus on arviolta jopa 15–40 prosenttia kokonaiskulutuksesta, rajauksista ja tarkasteltavista ympäristövaikutusluokista riippuen (Seppälä ym. 2009). Elintarvikeketjun ympäristövaikutusten ohjaaminen onkin yksi tärkeä lähtökohta Suomen kansallisessa ruokastrategiassa, minkä mukaan elintarvikeketjun ympäristövaikutuksista pitäisi pyrkiä luomaan kokonaisvaltaisempi näkemys (Huomisen ruoka 2010, 10–11).

Yksi keino arvioida ympäristövaikutuksia ja keskeisiä parannuskohtia, sekä ohjata siten paremmin elintarvikeketjussa syntyviä ympäristövaikutuksia, on elinkaariarviointi (LCA), missä selvitetään tuotteen ympäristövaikutukset sen elinkaaren ajalta. Elinkaariajattelu, jonka yksi lähestymistapa on elinkaariarviointi, on valittu ensisijaiseksi lähtökohdaksi EU:n ympäristöpolitiikassa (Euroopan komissio 2010b), ja elinkaariarviointia pidetään muun muassa EU:n integroidun tuotepolitiikan (Integrated Product Policy, IPP) perustana (Euroopan komissio 2010c). Elinkaariarviointi on myös useimmiten hiili- ja ympäristömerkintöjen taustalla. Elintarvikkeiden hiilimerkinnot ovatkin tällä hetkellä erityisen ajankohtainen aihe, sillä viimeisen vuoden aikana yhä useammat suomalaiset elintarvikeyritykset ovat laskeneet tuotteelleen hiilijalanjäljen ja tuoneet sen esille tuotteen pakkauksen hiilimerkinällä (Fazer 2011; Jyväbroiler 2011; Pirkka 2011; Potwell 2011). Myös laajempaa elinkaariarviointiin pohjautuvaa ympäristömerkintää on kaavailtu ensimmäistä kertaa Suomessa, ja sen olisi tarkoitus tulla ainakin ensin leiville ja leipomoille (Motiva 2011).

Elinkaariarviointia on tehty jo 1960-luvulta lähtien, mutta 90-luvulla syntyi tarve yhteisille toimintaohjeille, jotta elinkaariarvioinnit olisivat yhdenmukaisia ja keskenään vertailtavissa. Tätä tarvetta vastaamaan luotiin ISO 14040 -sarjan standardit (ISO-standardi), mitkä ilmestyivät vuonna 1997. (SAIC 2006, 4–5.) ISO-standardi tarjoaa

kuitenkin vain suuntaa-antavia neuvoja antaen elinkaaren aikaisten ympäristövaikutusten laskijoille melko vapaat kädet toimia. Onkin laadittu useampia ISO-standardia täydentäviä yleisohjeita, joilla pyritään tarkentamaan elinkaariarvioinnin tekoa (ks. esim. ILCD 2010; PAS2050 2011; WRI/WBCSD 2011). Lisäksi elinkaariarvioinnin useista vielä yhteisymmärrystä kaipaavista haasteista keskustellaan eri foorumeilla (ks. mm. Euroopan komissio 2010a; SAIC 2006, 4–5). Elinkaariarviointitutkimuksissa yksi haasteellisimmista ja tuloksien kannalta keskeisimmistä metodologisista kysymyksistä on allokointitilanne, millä tarkoitetaan tässä yhteydessä tuotejärjestelmässä syntyvien syötteiden ja tuotoksien, kuten energian käytön ja khk-päästöjen, kohdentamista tarkasteltavan tuotejärjestelmän ja yhden tai useamman tuotejärjestelmän välillä. Esimerkiksi tehtäessä vehnän elinkaariarviointi, vehnän viljelyvaiheessa muodostuvat syötteet ja tuotokset tulee allokoida jossakin suhteessa syntyvien jyvien ja oljenkorsien välillä. Tämä allokointisuhde tuotteiden välillä pohjautuu valittuun allokointiperusteeseen, kuten muun muassa tuotteiden massoihin tai hintoihin. Vaihtoehtoisesti allokointia voidaan pyrkiä välttämään erilaisin keinoin. Kaiken kaikkiaan on esitetty, että valitun allokointimenettelyn tulisi perustua yhteisesti määriteltyihin ja hyväksi havaittuihin ohjeisiin. Allokointisuosituksista ei ole kuitenkaan muotoutunut yhteistä selvää näkemystä tutkijapiireissä, ja tämä epävarmuus heikentääkin osaltaan elinkaariarviointien tulosten luotettavuutta ja vertailtavuutta.

Tämän Pro gradu -tutkielman tarkoituksena on keskittyä tarkastelemaan allokointiongelmia, erityisesti elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa, sekä kuvata ja vertailla eri allokointimenettelyjen ja -ohjeiden heikkouksia ja vahvuuksia. Menettelyjä havainnollistetaan kirjallisuuskatsauksessa, mikä perustuu pääosin viimeisimpään tutkimustietoon allokointimenettelyistä monituotejärjestelmissä. Tämän lisäksi allokointiongelmia havainnollistetaan myös case-tarkastelussa, missä käsitellään suomalaisen kasvatetun kirjolohen elinkaariarvioinnin allokointitilanteita. Tutkielma on osa MTT:n vetämää Foodprint-hanketta (MTT 2009), minkä yhtenä keskeisimpänä tutkimuskysymyksenä käsitellään toimintatapoja eri allokointitilanteissa elintarvikeketjussa. Hankkeessa luodaan suositukset elintarvikkeiden ympäristö- ja ennen kaikkea ilmastovaikutusten elinkaariarviointeihin. Yhtenäisempien ja tarkempien ohjeiden kautta hankkeen pyrkimyksenä on parantaa elintarvikeketjuista tuotetun hiilijalanjälki- ja muun ympäristövaikutustiedon laatua ja luotettavuutta sekä tietojen keskinäistä vertailtavuutta. Tuonnempana nämä yhtenäisemmät ohjeet voivat

toivottavasti myös viitoittaa elintarvikkeiden ilmasto- ja muiden ympäristövaikutusten laskentaa Suomessa.

Tutkielman tarkoituksena ei ole antaa suosituksia elintarvikkeiden allokointitilanteisiin, vaan ensisijaisena tavoitteena on kartoittaa allokointiongelman laatua ja tapoja ratkaista se, ja tarjota siten tärkeät pohjatiedot varsinaisen suosituksen laadintaan. Lisäksi vaikka käytetyt esimerkit ja tarkastelunäkökulma keskittyvät elintarvikeketjuun, elinkaariarvioinnin ja allokointimenettelyjen teoriaosuudet soveltuvat myös pitkälti muidenkin tuotteiden kuin elintarvikkeiden tarkasteluun. Erityisesti yleisohjeiden allokointisuositusten tarkastelu soveltuu kokonaisuudessa muidenkin tuotteiden tarkasteluun. Vastaavanlaista allokointiongelmää ja sen ratkaisuja käsittelevää laajaa kriittistä selvitystä, varsinkaan elintarvikenäkökulmasta, ei ole tehty aiemmin ainakaan suomeksi. Lisäksi koska tilanne elinkaariarviointien ympärillä kehittyy jatkuvasti, on tähän työhön koottu tuorein tieto ja kansainvälinen keskustelu allokointimenettelyistä, eli tutkielmalla on myös uutuusarvoa nykytutkimukselle.

Tutkielma etenee siten, että luvuissa kaksi ja kolme käsitellään lyhyesti elintarvikkeiden ympäristövaikutuksia ja niiden ohjaamista sekä esitellään elinkaariarviointimenetelmää sekä sen käyttökohteita ja kehitystarpeita. Luvuissa neljä ja viisi kuvaillaan allokointiongelmää elintarvikesektorilla ja tapoja ratkaista ongelma sekä tarkastellaan annettuja ohjeita allokointitilanteeseen. Edellä mainitut luvut 2-5 perustuvat pääosin kirjallisuuskatsaukseen, minkä lisäksi kuudennessa luvussa kuvataan suomalaisen kasvatetun kirjolohen case. Siinä tarkastellaan eri allokointitilanteita kirjolohen elinkaariarvioinnissa, kuten allokointitilannetta kirjolohifileen ja perkuujätteiden välillä. Kirjolohifileen ympäristövaikutusten laskennan ja tiedonkeruun on toteuttanut MTT:n tutkija Frans Silvenius. Tutkielman lisäpanos case-tarkastelussa on allokointitilanteiden kartoitus ja valinta, sekä allokointimenettelyjen herkkyyksianalyysissa saatujen tuloksien kriittinen tarkastelu. Tutkielman seitsemännessä luvussa esitetään vielä johtopäätökset sekä ehdotuksia jatkoon.

2 Elintarvikkeiden ympäristövaikutukset ja niiden ohjaaminen

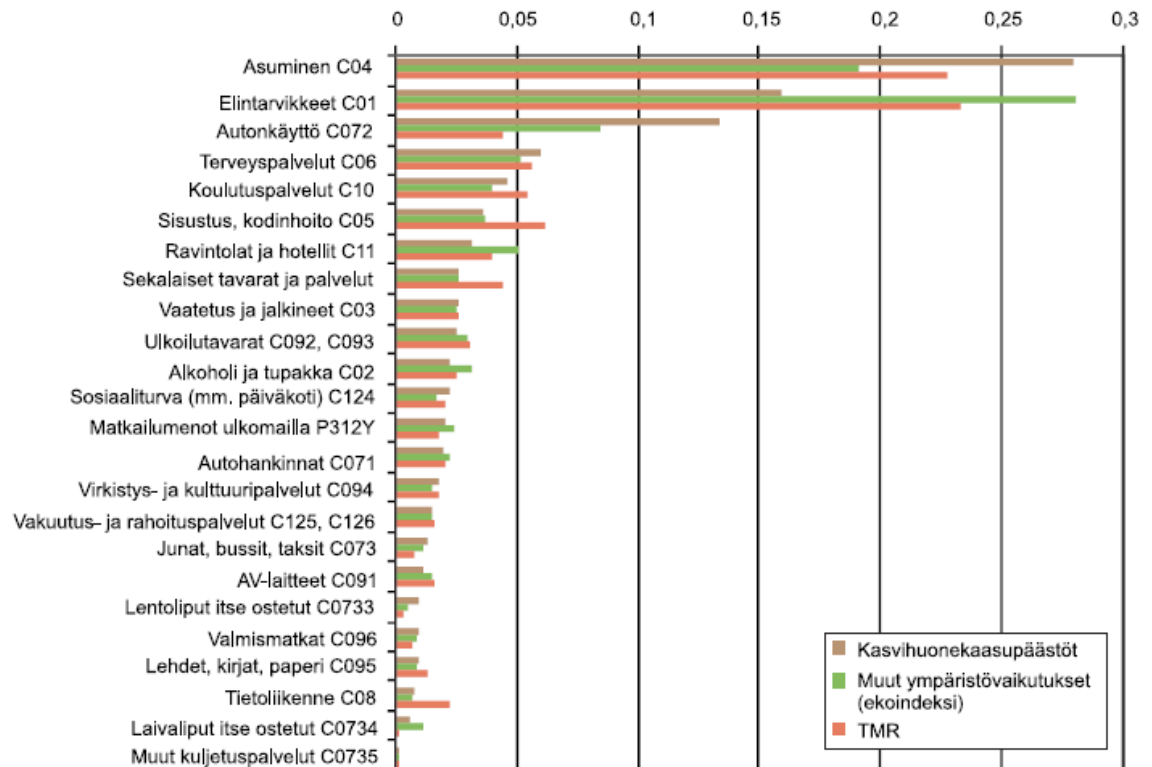
2.1 Elintarvikkeiden ympäristövaikutukset

On tiedossa että ruuan tuotannolla ja kulutuksella on merkittävä vaikutus ympäristöön ja luonnonvarojen käyttöön. Maanviljelyssä ja karjantuotannossa vallataan ja muokataan maata huomattavasti: arviolta noin 40 prosenttia maapallon maa-alasta on maatalouden käytössä (Foley ym. 2005, 570). Maataloudessa kuluu myös arviolta kaksi kolmasosaa vuotuisesta makean veden kulutuksesta (Earthscan 2007, 2). Lisäksi maataloudessa syntyy paljon typpi- ja fosforipäästöjä sekä kasvihuonekaasupäästöjä (khk-päästöjä). Ympäristövaikutuksien uskotaan niin ikään nousevan maataloudessa edelleenkin huomattavasti, sillä väestönkasvun, ja sen vuoksi ruuan kysynnän kasvun, on ennustettu jatkuvan vahvana vielä seuraavina vuosikymmeninä. Vuoteen 2050 mennessä väkiluvun oletetaan kohoavan 9–10 miljardiin, eli tulevaisuudessa on useampi miljardi suuta enemmän ruokittavana. (UNEP 2010, 78, 81).

Ruuan ympäristövaikutukset ovat jo yksinään merkittävät kun verrataan erilaisten kulutustuotteiden ympäristövaikutuksia. Esimerkiksi Tukker ja Jansen (2006) tarkastelivat Euroopan Unionin 25 jäsenmaan kulutuksen ympäristövaikutuksia vertailemalla useissa eri tutkimuksissa saatuja tuloksia. Tukker ja Jansen havaitsivat vertailussaan, että ruoka kapusi kulutuksen ympäristövaikutuksissa kolmen kärkeen asumisen ja kuljetusten kanssa. Yhdessä nämä kolme kulutusluokkaa kattoivat useimmissa ympäristövaikutusluokissa 70 prosenttia kaikista ympäristövaikutuksista. Suomalainen ENVIMAT-tutkimus tukee Tukkerin ja Jansenin havaintoja. Tutkimuksen mukaan Suomessa todellisen yksilöllisen kulutuksen¹ khk-päästöt ovat suurimmillaan kolmessa kulutusluokassa: asuminen, elintarvikkeet ja autonkäyttö (Kuvaaja 1). Kun tutkimuksessa huomioitiin muut kuin khk-päästöt, kuten rehevöittävät päästöt, oli kolmenkärki sama, mutta elintarvikkeiden osuus oli selvästi suurin: kattaen yli neljänneksen todellisen yksilöllisen kulutuksen ympäristövaikutuksista. Elintarvikkeiden ympäristövaikutuksien osuus oli suurimmillaan otettaessa huomioon

¹ Todellisella yksilöllisellä kulutuksella tarkoitetaan tässä kotitalouksien kuluttamia tavaroita ja palveluita. Lisäksi todelliseen yksilölliseen kulutukseen luetaan mukaan myös voittoa tavoittelemattomien yhteisöjen ja julkisyhteisöjen kustantamat kotitalouksille suunnatut tavarat ja palvelut. (Seppälä ym. 2009, 8.)

elintarvikkeiden kulutukseen välittömästi liittyvät toimet, kuten kauppamatkat ja ruuan valmistus. Riippuen siis siitä, että mitä elintarvikeketjun vaiheita ja ympäristövaikutusluokkia tutkimuksessa huomioitiin, elintarvikkeiden ympäristövaikutusten osuudet kokonaiskulutuksesta vaihtelivat 15–40 prosentin välillä. (Seppälä ym. 2009.)



Kuvaaja 1. Todellisen yksilöllisen kulutuksen khk-päästöt, muut ympäristövaikutukset ja luonnonvarojen kokonaiskäyttö (TMR) kulutushyödykeryhmittäin Suomessa vuonna 2005 (Seppälä ym. 2009, 54).

Tuotteiden ympäristövaikutukset syntyvät koko niiden elinkaaren ajalta. Elintarvikeketjussa rehevöittävien ja happamoittavien päästöjen osuus on usein suurin alkutuotannossa. Alkutuotannossa muodostuu myös merkittävä osa elintarvikeketjun khk-päästöistä. (Foster ym. 2006.) Keskeisiä khk-päästölähteitä ovat maaperän typpipäästöt, joita syntyy erityisesti viljelyssä käytetystä lannasta ja lannoitteista, sekä lisäksi karjantuotannossa muodostuu merkittäviä määriä metaania. (IPCC 2007b.) Toisaalta, vaikka merkittävä osa elintarvikeketjun ympäristövaikutuksista on peräisin alkutuotannosta, niin toki yhtäläillä elintarvikeketjun muissakin vaiheissa, kuten ruuan jalostus- ja kuljetusvaiheissa voi muodostua merkittävä osa tuotteen elinkaarenaikaisista ympäristövaikutuksista (EEA 2005, 24–25). Jopa elintarvikeketjun loppupäässä,

kulutusvaiheessa, syntyy mahdollisesti huomattava osa ketjun ympäristövaikutuksista. Esimerkiksi kun selvitettiin kaurahiutaleiden ja niistä valmistettavan puuron elinkaaren aikaisia khk-päästöjä, havaittiin, että puuron valmistusvaihe oli suurin yksittäinen ympäristökuormittaja puuron elinkaaren aikana, kun puuro valmistettiin sähköhellalla. Tällöin puuron valmistusvaiheessa syntyi valtaosa puuron elinkaaren aikaisista hiilidioksidipäästöistä (CO₂-päästöistä). (Katajajuuri ym. 2003, 34.)

Tutkimukset osoittavat, että ruuantuotannon ja kulutuksen ympäristövaikutukset ovat vahvasti riippuvaisia tarkasteltavasta ruokatuotteesta. Esimerkiksi eläinperäisten ruokatuotteiden tuotannossa, kuten maidon ja lihan tuotannossa, kuluu luonnonvaroja sekä syntyy rehevöittäviä - ja khk-päästöjä keskimäärin enemmän kuin useimpien muiden, etenkin kasviperäisten, ruokatuotteiden tuotannossa (ks. Tukker ym. 2006). Steinfeld ym. (2006) havaitsivat tutkimuksessaan, että eläinten ruokintaan kuluu kolmannes peltoviljelyn maa-alasta ja yhteensä eläinten kasvattaminen vie jopa 70 prosenttia maatalouden käytössä olevasta maa-alasta. Eläinperäisten tuotteiden ohella myös esimerkiksi kasvikset ja hedelmät, joita kasvatetaan kasvihuoneissa, sekä pakasteet ja ilmateitse kuljetettavat ruokatuotteet rasittavat ympäristöä suhteessa enemmän kuin kausittaiset ja lähellä tuotetut vastaavat ruokatuotteet (UNEP 2010, 79).

On myös tutkittu, että samat ravintoaineet on mahdollista saada vähäisemmällikin ympäristövaikutuksilla. Esimerkiksi suomalaisessa ConsEnv-tutkimuksessa vertailtiin karkeasti ravintoarvoiltaan samankaltaisia ruoka-annoksia toisiinsa ja tulokset osoittivat merkittäviä eroja eri annosten välillä, kun tarkasteltiin rehevöittäviä - ja khk-päästöjä. Yhden annoksen ympäristövaikutukset saattoivat olla jopa viisinkertaiset toiseen annokseen nähden. Tutkimuksen mukaan ruuankulutuksessa on siis mahdollisuus ympäristömyötäisiin valintoihin ilman, että ravintoarvoista tingittään. (Kurppa 2009.) Toki on hyvä muistaa, että on myös merkitystä kuinka paljon syödään ja kuinka suuri osa ravinnosta lopulta kulutetaan. Resursseja haaskaantuu jos ruokaa päätyy roskiin. Lisäksi ylensyönti on etenkin kehittyneissä maissa merkittävä ongelma, ja sillä on arvioitu myös olevan vaikutus ympäristöön muun muassa sen takia, että ruokaa yksinkertaisesti tuotetaan silloin enemmän (Michaelowa & Dransfeld 2008).

2.2 Elintarvikkeiden ympäristövaikutusten ohjaaminen Suomessa

Kuluttajatutkimusten mukaan suomalaiset ovat kiinnostuneita tuotteiden ympäristövaikutuksista. Esimerkiksi vuonna 2009 valmistuneen Climate Focus Nordic - tutkimuksessa jopa 35 prosenttia suomalaisista olisi valmiita toimimaan ympäristön hyväksi omilla ruokavalinnoillaan (Raisio 2011). Edelleen vuoden 2009 Eurobarometri-tutkimuksen mukaan moni suomalaisista kuluttajista (43 % vastaajista) pitää ympäristömerkittyjä tuotteita tärkeänä vaikuttavana tekijänä ostotensa teossa, mutta suuri osa suomalaisista (55 % vastaajista) uskoo tietävänsä vain vähän tai ei ollenkaan tuotteiden ympäristövaikutuksista (Euroopan komissio 2009). Kuluttajien tiedontarpeen lisäksi myös elintarvikeketjun eri toimijat, kuten maatila ja kauppa, tarvitsevat tietoja ketjunsä ympäristövaikutuksista kehittääkseen toimintaansa. Myös viranomaiset voivat ohjata ruuantuotantoa kestävämpään suuntaan muun muassa luomalla erilaisia kannustimia tai muokkaamalla olemassa olevia kannustimia (esimerkiksi veroja ja tukia), kuitenkin edellyttäen, että heillä on käsitys syntyvistä ympäristövaikutuksista.

Suomessa elintarvikeketjun ympäristövaikutusten kokonaisvaltainen ohjaaminen nähdään tärkeänä. Ehdotuksessa Suomen kansalliseksi ruokastrategiaksi esitetään, että Suomen tulisi toimia aktiivisesti saadakseen paremman ja kokonaisvaltaisemman näkemyksen elintarvikeketjun ympäristövaikutuksista. Strategiassa ehdotetaan tuotekohtaisia ilmastovaikutuksen mittareita, missä tuotekohtaiset hiilijalanjäljet ovat yksi käyttökelpoinen vaihtoehto. (Huomisen ruoka 2010, 10–11.) Muutamat Suomalaiset elintarvikeyritykset ovatkin laskeneet tuotteelleen hiilijalanjäljen ja tuoneet sen esille tuotteen pakkauksessa olevalla hiilimerkinnällä. Hiilimerkintöjä löytyy Suomessa muun muassa useammalta Raision tuotteelta, kuten Elovena-kaurahiutaleilta (Raisio 2008), Fazerin ruispuikulalta (Fazer 2011), Hunajayhtymän hunajalta (Hunajayhtymä 2011) ja Saarioisten jyväbroilerilta (Jyväbroiler 2011). Pakkausmerkinnän sijaan hiilijalanjäljestä viestitään myös esimerkiksi nettisivuilla (Soya 2011).

Kokonaisvaltaista ympäristönäkökulmaa on korostettu Suomessa myös julkisissa hankinnoissa. Valtioneuvosto esitti vuonna 2009, että julkisissa hankinnoissa, kuten ruokapalveluissa, tulisi ottaa huomioon tuotteiden koko elinkaaren aikaiset

ympäristövaikutukset. Esimerkiksi valtion keskushallinnolta edellytetään ympäristönäkökulman huomiointia kaikissa omissa hankinnoissa vuodesta 2015 alkaen. Valtioneuvoston päätöksessä esitettiin edelleen, että esimerkiksi ympäristömerkeissä käytettyjä kriteerejä voitaisiin käyttää ympäristövaatimusten määrittämisessä. (VNP 2009, 1–2.) Varsinaisia ympäristömerkkejä, eli merkkejä joissa huomioidaan myös muita ympäristövaikutuksia kuin ilmastovaikutukset, suomalaisissa ruokatuotteissahan ei vielä ole, joten merkit itsessään eivät vaikuta ruokapalveluiden hankintoihin. Tosin elintarvikkeiden mukaan ottamista ympäristömerkintäohjelmaan on ryhdytty valmistelemaan, ja pohjoismainen ympäristömerkintä (joutsenmerkki) on mahdollista myöntää leiville ja leipomoille lähivuosina. (Motiva 2011.)

Kaiken kaikkiaan, jotta elintarvikeketjun ympäristövaikutuksia pystyttäisiin ohjaamaan ja niistä voitaisiin viestiä yhdenmukaisesti, tulisi vaikutuksia kartoittaa tarkemmin. Ruuan ympäristövaikutuksista on tarjolla jonkun verran tietoa, mutta ympäristövaikutusten laskennassa ja tiedonkeruussa elintarvikeketjusta on vielä paljon haasteita ja epävarmuutta (ks. mm. MMM 2003). Elintarvikkeiden ympäristövaikutuksia selvitetessä on perusteltua, että niitä selvitetään koko ketjun ajalta, sillä kuten todettua ympäristövaikutuksia voi syntyä yhtälailla tuotannon alku- kuin loppupäässäkin. Kokonaisvaltaista tarkastelua motivoi myös se, että eri elinkaaren vaiheiden vaikutusten suuruutta ei pystytä muuten varmuudella osoittamaan ja löytämään ne ketjun vaiheet, missä ensisijaisesti olisi syytä parannuksiin. Kaikkiaan on olemassa erilaisia mahdollisia tapoja tarkastella elintarvikeketjua kokonaisvaltaisemmin, joista yksi yhä enemmän yleistynyt ja kannatustaan kasvattanut metodi on elinkaariarviointi (Life Cycle Assessment, LCA), mikä perustuu tuotteiden tarkkojen elinkaaren aikaisten ympäristövaikutusten selvittämiseen. Metodien suosio kertoo muun muassa se, että elinkaariajattelu on keskeisessä osassa Euroopan ympäristöpolitiikassa (Euroopan komissio 2010b). Niin ikään metodi on saanut laajalti kannatusta tutkijapiireissä, mikä näkyy muun muassa elinkaariarviointiin perustuvien tieteellisten julkaisujen suurena määränä. Seuraavassa luvussa esitellään elinkaariarviointia tarkemmin.

3 Elinkaariarviointi

Elinkaariajattelu (Life Cycle Thinking, LCT) on menetelmä, missä tarkastellaan tuotteiden (tavaroiden tai palvelujen) tai organisaatioiden elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia (SAIC 2006, 5). Elinkaariarviointi on puolestaan yksi elinkaariajattelun lähestymistapa, jossa pyritään systemaattisesti selvittämään tuotteen elinkaaren aikaiset ympäristövaikutukset. ISO-standardin määritelmän mukaan elinkaariarviointi on: ”tuotejärjestelmän elinkaaren aikaisten syötteiden ja tuotosten sekä potentiaalisten ympäristövaikutusten koostamista ja arviointia” (ISO 14044 2006, 12). Elinkaariarvioinnissa lasketaan yhteen tuotteen eri elinkaaren vaiheiden ympäristövaikutukset, ja tarkoituksena on lopulta saada mahdollisimman kokonaisvaltainen ja totuudenmukainen kuva tuotteen ympäristövaikutuksista (SAIC 2006, 1).

Täydellisessä elinkaariarvioinnissa, puhutaan myös ns. kehdestä hautaan - lähestymistavasta (”gradle to grave” -approach), tarkastelu alkaa raaka-aineiden hankinnasta luonnosta ja päättyy materiaalien palauttamiseen takaisin luontoon. *Syötteinä* on raaka-aineita ja energiaa, ja *tuotoksina* on puolestaan päästöt ilmaan, veteen ja maahan, sekä jätteet ja muut ympäristöä kuormittavat tekijät (Kuva 1). Syötteiden ja tuotoksien yhteisnimityksenä käytetään tässä termiä: *perusvirrat*. Kokonaisvaltaiseen elinkaaritarkasteluun sisältyy tarkasteltavasta kohteesta riippuen sen raaka-aineiden hankinnan, prosessoinnin, kuljetuksien, valmistamisen, jakelun, käytön, uudelleenkäytön, huollon, kierrätyksen ja käytöstä poiston aikaiset ympäristövaikutukset (Kuva 1). (Seppälä 2001, 15–16.) Elintarvikkeiden tuotannossa selvitettäviä ketjunvaiheita ovat usein ainakin maatilan eri toiminnot, maatilan panoksien (kuten rehujen) tuotantoketjut, ruokatuotteiden valmistus/jalostus, pakkausketju, kauppa/ravintola- ja kuluttajavaihe, sekä jätteenkäsittely.



Kuva 1. Elinkaaren vaiheet (muok. Seppälä 2001, 16)

Elinkaariarvioinnista voi olla myös kyse silloinkin kun tarkastelulle asetetaan rajoja - esimerkiksi kun tarkastelu keskittyy yhteen tuotejärjestelmän osaan, kuten tuotteen valmistukseen, jolloin on kyseessä osittainen elinkaariarviointi (partial life cycle assessment). Käytännössä elinkaariarvioinnissa tehdään useita erilaisia yksinkertaistuksia tutkimuksen tavoitteista riippuen. Jos tutkimuksen tarkoituksena on verrata kahden tuotteen ympäristövaikutuksia keskenään ja löytää tuotteissa eroja, on perusteltua sulkea tarkastelusta pois kaikki ne vaiheet, jotka ovat samoja tarkasteltavilla tuotteilla. Esimerkiksi, kun halutaan verrata perinteisesti tuotettua perunaa luonnon mukaisesti tuotettuun perunaan ja tiedetään, että ainoastaan perunanviljelytavoissa on eroja, voi olla järkevintä tarkastella vain viljelyvaihetta. Silloin kun puolestaan halutaan selvittää ainoastaan tuotteen vaikutukset ilmastoon elinkaariarviointia käyttäen, eli laskettaessa tuotteen hiilijalanjälki, keskitytään tutkimuksessa tuotteen elinkaaren aikaisiin khk-päästöihin.

Kaiken kaikkiaan elinkaariarviointi on yksi monista ympäristöjohtamisen menetelmistä. Muita vaihtoehtoisia menetelmiä ovat esimerkiksi ekologinen selkäreppu (Material Input Per Service unit, MIPS) sekä ainevirta-analyysi (Substance Flow Analysis, SFA). Eri menetelmillä on omat hyvät ja huonot puolensa, eikä elinkaariarviointi ole välttämättä aina se kaikkein soveliaimainen menetelmä (ISO 14040 2006, 10).

Elinkaariarvioinnissa näkökulma on ensinnäkin melko suppea, sillä elinkaariarviointeja tehdään perinteisesti tuotteille (ISO 14040 2006, 8) – eikä siis useinkaan suuremmille kokonaisuuksille. Elinkaariarviointia pidetään myös työläänä, aikaa ja resursseja vievänä menetelmänä. Tosin haluttaessa siinä voidaan tehdä myös useita yksinkertaistuksia, kuten laatimalla edellä mainittu osittainen elinkaariarviointi, jolloin tarkastelu helpottuu, joskin nämäkään helpotukset eivät tee menetelmästä kovin vaivatonta. Elinkaariarvioinnissa ei myöskään käsitellä ympäristövaikutusten ohella taloudellisia tai yhteiskunnallisia tekijöitä. Nämä seikat on huomioitu esimerkiksi lähestymistavoissa kuten LCC:ssä (Life Cycle Costing assessment), missä käsitellään taloudellisia vaikutuksia, ja SLCA:ssa (Social Life Cycle Assessment), missä tarkastelun kohteena ovat sosiaaliset vaikutukset. Taloudellisten ja sosiaalisten näkökohtien huomiointi on tärkeää ja onkin käyty keskustelua näiden kolmen eri lähestymistavan yhdistämisestä samaan tarkasteluun (Finkbeiner ym. 2010).

Elinkaariarvioinnin vahvuuksia ovat puolestaan ennen kaikkea sen perusteellisuus ja kokonaisvaltaisuus. Siinä pyritään monipuoliseen, jäljitettävään ja koko tuoteketjun kattavan informaation tuottamiseen. Kokonaisuuden hallinnan kautta pyritään välttämään ympäristövaikutusten siirtymistä ketjun toisesta vaiheesta toiseen. (Finnveden ym. 2009, 2–3.) Esimerkiksi raakojen pakastepullien tuottaja ei paista pullia, eikä ole siis vastuussa niiden paiston päästöistä, mutta pullat paistetaan kuitenkin väistämättä käyttövaiheessa, joten elinkaariarvioinnin ajattelun mukaisesti paiston päästöt tulee ottaa huomioon tarkasteluun yhtenä osana pullien elinkaarta. Yleisesti ottaen elinkaariarviointi on hyvä metodi paljastamaan ennalta arvaamattomia ja keskeisiä ympäristövaikutuksia tuoteketjusta (SYKEra7/2010, 12). Lisäksi elinkaariarvioinnilla on vahva tieteellinen pohja: menetelmä on saanut alkunsa jo 1960-luvulla ja metodologiaa on pyritty kehittämään edelleen, etenkin viimeisen 20 vuoden aikana (SAIC 2006, 4–5). Elinkaariarvioinnin metodologiasta on julkaistu muun muassa useita oppikirjoja ja ohjeita, kuten ISO 14040 sarjan standardit (ISO-standardi).

3.1 Elinkaariarvioinnin vaiheet

Tutkijoiden yhteistyön tuloksena elinkaariarvioinnin metodologinen perusta on siis vahvistunut vuosien saatossa. On yleisesti hyväksytty, että elinkaariarviointi jakaantuu

neljään eri vaiheeseen (Kuva 2): tavoitteiden ja soveltamisalan määrittelyyn, inventaarioanalyysiin (Life Cycle Inventory, LCI), vaikutusarviointiin (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) ja tulosten tulkintaan. Vaiheista puhuttaessa elinkaariarviointi saatetaan ehkä helposti mieltää suoraviivaisena ja asteittaisena prosessina, jossa liikutaan elinkaaren alusta loppuun. Niin kuin Kuva 2 kuitenkin osoittaa, elinkaariarviointi on iteratiivinen prosessi, jossa palataan usein uudelleen takaisin edeltäviin vaiheisiin muokkaamaan aikaisempia valintoja. (ISO 14040 2006, 24 & 26).



Kuva 2. Elinkaariarvioinnin vaiheet (muok. ISO 14040, 24)

Tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely

Elinkaariarvioinnin ensimmäisessä vaiheessa, eli määrittäessä tavoitteita ja soveltamisalaa, mietitään mikä on tutkimuksen tavoitteiden saavuttamiseksi mielekästä ja kannattavaa. Tavoitteiden määrittelyssä pohditaan muun muassa miten yksityiskohtainen tutkimuksesta halutaan ja millä aikavälillä tutkimus toteutetaan. Tässä vaiheessa määritetään siis tutkimuksen laajuus, rajaukset, allokointimenettelyt, raportointivaatimukset sekä datan laatuvaatimukset, eli esimerkiksi milloin kerätään tarkkaa prosessikohtaista dataa ja milloin riittää karkeampi kirjallisuustieto. Lisäksi alussa valitaan toiminnallinen yksikkö, mikä on tutkimuksessa tarkastellun tuotteen suorituskyvyn yksikkö, jota kohden syötöt ja tuotokset määritetään. (ISO 14040 2006.) Mahdollisia toiminnallisia yksiköitä esimerkiksi leivän elinkaariarvioinnissa ovat muun muassa: pala, 100 grammaa tai kilo leipää.

Elinkaariarvioinnin ensimmäisessä vaiheessa tehdään myös tärkeä valinta tutkimuksen lähestymistavasta. Yleensä tällä tarkoitetaan valintaa haitanjaollisen (attributional) ja seurausvaikutuksellisen (consequential) elinkaariarvioinnin väliltä. Näiden kahden lähestymistavan eroista ei ole kiistatonta näkemystä tutkijayhteisössä, mutta tässä työssä tukeudutaan Finnvedenin ym. (2009) tarjoamaan näkemykseen lähestymistavoista, minkä myös moni tutkija hyväksynee (ks. mm. Thomassen ym. 2008). Finnvedenin ym. mukaan siinä missä haitanjaollisessa lähestymistavassa kuvataan perinteiseen tapaan tuotejärjestelmää ja sen ympäristövaikutuksia, seurausvaikutuksellisessa lähestymistavassa keskitytään vain niihin tuotejärjestelmän osiin, joiden uskotaan muuttuvan esimerkiksi markkinoiden muuttuessa. Käsittelyssä ei ole tällöin ainoastaan tarkasteltu tuotejärjestelmä, vaan elinkaariarviointi ulotetaan myös niihin muihin tuotejärjestelmiin, joihin tarkasteltava tuotejärjestelmä vaikuttaa. (Finnveden ym. 2009, 3–4.) Esimerkki tarkastelun laajentamisesta toisiin tuotejärjestelmiin on vaikkapa palmuöljyn tuotanto ja siinä syntyvät khk-päästöt. Palmuöljyn tuotannossa rinnakkaistuotteena syntyy väistämättä palmunydinjauhoa, jota käytetään muun muassa eläinten rehuna. Palmuöljyn tuotannon kasvaessa muodostuu yhä enemmän palmuydinjauhoa, ja tuotetun jauhon määrän lisääntyessä on mahdollista vähentää rehuntuotantoa toisaalla. Tällöin seurausvaikutuksellisessa lähestymistavassa yhdistetylle palmuöljyn ja -ydinjauhon tuotannolle tehdään *korvaus*, eli tuotannosta vähennetään vältetyt rehuntuotannon khk-päästöt. (ks. lisää kohdasta 4.2). (Reinhard & Zah 2009, 47.)

Loppupeleissä lähestymistavan valinnalla on ratkaiseva merkitys koko tutkimuksen luonteeseen. Molemmat edellä mainitut lähestymistavat soveltunevat niin skenaariotarkasteluun kuin parannuskohtien etsintään, mutta niissä on myös lähtökohtaisia eroja. Seurausvaikutuksellinen lähestymistapa tukee etenkin pidemmän tähtäimen - ja muutoslähtöistä päätöksentekoa. Haitanjaollinen lähestymistapa soveltuu taas menneen ja nykyisen tilan seurantaan ja kuvaamiseen. (ILCD-käsikirja 2010, 71–72.) Käytännössä lähestymistavan valinta vaikuttaa lopulta useampiin metodologisiin valintoihin, eli ainakin järjestelmärajauksiin, tiedon laatuvaatimuksiin sekä allokointiratkaisuihin (Finnveden ym. 2009, 3). Lähestymistapojen merkittävien eroavuuksien johdosta tässä tutkielmassa keskitytään ainoastaan haitanjaolliseen lähestymistapaan, mikä on sopiva lähestymistapa esimerkiksi ympäristömerkintöjen

taustalla olevassa laskennassa (Hofstetter 1998, 11). Kiinnostuneet voivat lukea enemmän seurausvaikutuksellisesta elinkaariarvioinnista muun muassa Weideman (2003) sekä Weideman ja Schmidtin (2010) tutkimuksista.

Inventaarioanalyysi

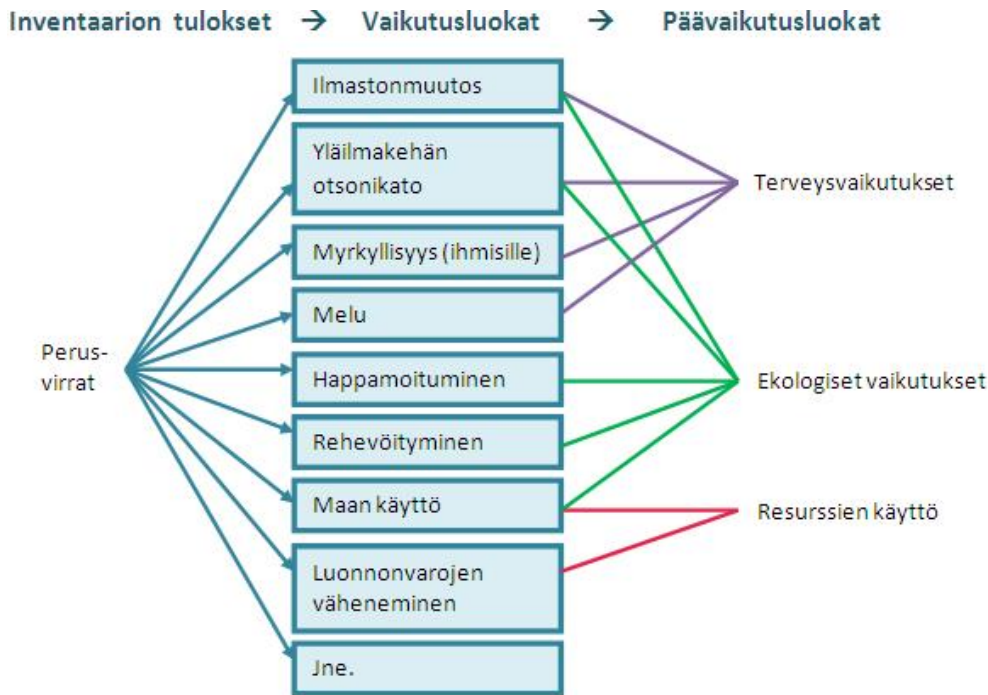
Elinkaariarvioinnin toinen vaihe, inventaarioanalyysi, on koko elinkaariarvioinnin perusta. Siinä selvitetään kaikki ne syötteen ja tuotokset jotka syntyvät valittua toiminnallista yksikköä kohden. Tiedonkeruuta ohjaavat aiemmat tehdyn metodologiset valinnat. (ISO 14040 2006, 32 & 34.) Jos tarkasteltavassa tuotejärjestelmässä syntyy tarkasteltavan tuotteen ohella yksi tai useampi rinnakkaistuote, on kyseessä *monituotejärjestelmä* (ks. lisää kohdasta 4.1). Kyseisessä tilanteessa tulee määrittää kuinka tuotejärjestelmässä syntyvät syöte- ja tuotosvirrat kohdennetaan, eli allokoidaan (allocation, partitioning), tarkastelevalle tuotteelle sekä muille yhtäaikaisesti tuotejärjestelmässä syntyville tuotteille. (Azapagic & Clift 1999, 102.) Esimerkiksi jos tarkastellaan maidon elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia, tulee erottaa, mikä osa syötteistä, kuten primäärienergian kulutuksesta, sekä tuotoksista, kuten lehmän elinkaaren aikaisista hiilidioksid- ja metaanipäästöistä, kohdentuu maidolle ja mikä lihalle ja vasikoille. Allokoinnissa tulee valita jokin allokointiperuste, kuten tuotteiden väliset hinnat (ks. lisää kohdasta 4.3), mutta allokointitilanne voidaan pyrkiä ratkaisemaan allokointia välttämällä, jolloin ei tarvitse määrittää allokointiperustetta (ks. lisää kohdasta 4.2). Allokoinnin välttäminen ja allokointiperuste ovat vaihtoehtoisia tapoja ratkaista allokointitilanne ja niistä käytetään tässä yhteisnimitystä: *allokointimenettely*.

Päätuote, eli tarkastelun kohteeksi valittu tuote ja rinnakkaistuotteet erotetaan toisistaan jo ensimmäisessä vaiheessa eli, tutkimustavoitteissa. Jos halutaan esimerkiksi tarkastella ainoastaan juuston elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia, ohessa syntyvä hera suljetaan tarkastelun ulkopuolelle. Jos taas tarkoituksena on tarkastella heran ympäristövaikutuksia, voidaan juustoa käsitellä rinnakkaistuotteena, joka suljetaan tarkastelun ulkopuolelle. Edelleen sen lisäksi, että tuotejärjestelmässä tuotetaan rinnakkaistuotteita, syntyy järjestelmässä myös jätteitä. Allokointitilanteessa on tarpeellista erottaa tuotejärjestelmässä rinnakkaistuotteet jätteistä, sillä se vaikuttaa allokointimenettelyyn. ISO-standardin mukaan tuotejärjestelmässä syntyvät rinnakkaistuotteet on tärkeää erottaa jätteistä, sillä syötteen ja tuotokset allokoidaan vain

rinnakkaistuotteille (ISO 14044 2006, 38). Raja jätteen ja rinnakkaistuotteen välillä on kuitenkin usein epäselvä, ja tulisikin määrittää, milloin tuotejärjestelmässä muodostuvaa tuotetta pidetään rinnakkaistuotteena ja milloin jätteenä. ISO-standardi määrittelee, että jäte on aine tai esine, jonka haltija suunnittelee hävittävänsä tai joka vaaditaan hävitettävän (ISO 14044 2006, 20). Jäte on määritelty myös muillakin tavoilla, kuten että tuote on jäte, kun tuotteen taloudellinen arvo on negatiivinen (Frischknecht 1998, 95) ja kun tuotteella ei ole taloudellista arvoa (WRI/WBCSD 2011, 62). Yhden määritelmän mukaisesti tuote on myös jäte, kun sen taloudellinen arvo tuottajan kokonaistuotoista on vähäinen (EPD 2008b, 13).

Vaikutusarviointi

Elinkaariarvioinnin kolmannessa vaiheessa, vaikutusten arvioinnissa selvitetään inventaarioanalyysin tulosten pohjalta, tuotteen lopulliset ympäristövaikutukset. Siinä jaetaan eli *luokitellaan* tuotteelle kohdennetut perusvirrat, eri ympäristövaikutusluokkiin. (ISO 14040 2006, 36) Esimerkiksi elinkaaren aikana syntyvät hiilidioksidi-, dityppioksidi- sekä metaanipäästöt luokitellaan ilmastonmuutosvaikutusluokkaan. Vaikutusluokat voidaan kohdentaa edelleen kolmeen pääluokkaan: 1) terveysvaikutuksiin, 2) ekologisiin vaikutuksiin ja 3) resurssien käyttöön (luonnonvarat, maa-ala, energia) (Kuva 3):



Kuva 3. Perusvirtojen (syötteiden ja tuotoksien) kohdentuminen eri vaikutusluokkiin ja edelleen päävaikutusluokkiin (muok. Euroopan komissio 2010b))

Luokiteltaessa tarkastelu yksinkertaistuu, kun useiden eri syöte- ja tuotosvirtojen sijaan tarkastellaan pienempää määrää vaikutusluokkia. Edelleen vaikutusluokat ovat myös helpommin käsitettävissä kuin jos tarkasteltaisiin joukkoa erilaisia päästöjä, joiden varsinaisia vaikutuksia voi olla muuten vaikea hahmottaa. Vaikutusluokat osoittavat suoraan minkälaisia vaikutuksia perusvirroilla on ympäristöön ja ihmisten terveyteen. (SYKE7/2010, 25.) Kun päästöt luokitellaan, tarvitaan *karaktisointikertoimia*, joita käyttämällä vaikutusluokan päästöt pystytään suhteuttamaan toisiinsa nähden. Vaikutusluokka voidaan siis määrittää kertomalla kunkin vaikutusluokan päästötyyppi karakterisointikerroimella ja summaamalla tulot yhteen. Matemaattisesti esitettynä karakterisointi on seuraavanlainen (SY673 2004, 8):

$$I_i = \sum_j C_{i,j} * E_j \quad (1)$$

missä I_i = vaikutusluokan i indikaattoritulos

$C_{i,j}$ = kuormitusvaikutustekijän j karakterisointikerroin vaikutusluokassa i

E_j = kuormitustekijän j määräärvio

Esimerkiksi ilmastonmuutokseen vaikuttavat niin hiilidioksidi- kuin dityppioksidipäästöt, ja koska dityppioksidipäästöt ovat huomattavasti voimakkaampia khk-päästöjä kuin hiilidioksidipäästöt, IPCC:n kertoimien mukaisesti lähes 300-kertaisia hiilidioksidipäästöihin verrattuna (IPCC 2007a), tulee päästöjä myös painottaa siinä suhteessa. Päästöt tulevat siten yhdenmukaisiksi ja ne saavat yhteisen nimittäjän: esimerkiksi khk-päästöt muutetaan useimmiten hiilidioksidiekvivalenteiksi (CO₂-ekv).

Jos vaikutusluokka ei ole luonteeltaan globaali (kuten ilmastonmuutos) vaan paikallinen, tulee paikalliset olosuhteet huomioida karakterisointikertoimessa. Tämä johtuu siitä, että sama päästö määrä vaikuttaa mahdollisesti ympäristöön eritavalla erilaisissa tilanteissa. Esimerkiksi Suomen olosuhteissa happamoittavilla päästöillä on toisenlainen vaikutus maaperään kuin esimerkiksi Kreikassa. Kun paikalliset olot otetaan huomioon, tulee yhtälö (1) korvata seuraavalla yhtälöllä (2), missä ohjataan käyttämään paikallisia päästökertoimia (SY673 2004, 8-9):

$$I_i = \sum_j \sum_a C_{i,j}(a) * E_j(a) \quad (2)$$

missä $C_{i,j}(a)$ = paikkariippuva karakterisointikerroin eli alueen a päästön j karakterisointikerroin vaikutusluokassa i
 $E_j(a)$ = alueen a päästön j määräärvio

ISO-standardin mukaan karakterisointikertoimien määrittämisen jälkeen saatuja vaikutusluokkien tuloksia on mahdollista käsitellä vielä lisää: suhteuttamalla tulokset suurempaan kokonaisuuteen (normalisointi) ja lopulta toisiinsa nähden (painottaminen). Nämä vaiheet ovat kuitenkin standardin mukaan vapaaehtoisia vaiheita. (ISO 14044 2006, 50 & 52.)

Vaikutusluokan suhteellinen suuruus on usein mielekästä selvittää, sillä siinä nähdään kuinka suuret vaikutukset tuotteen aiheuttamilla ympäristövaikutuksilla on verrattuna suurempaan kokonaisuuteen. Käytännössä jos esimerkiksi tiedetään syntyvät ilmastovaikutukset laajemmalla tasolla, kuten maakohtaisesti, voidaan tuotekohtaiset ilmastovaikutukset jakaa maakohtaisilla ilmastovaikutuksilla. Tällöin vaikutusluokat siis *normalisoidaan*, eli määritetään saatujen tuotekohtaisten tulosten suhteellinen

suuruus vertaamalla sitä vertailutietoon nähden (ISO 14044 2006, 50). Kun kaikki vaikutusluokat käsitellään, eli normalisoidaan, pystytään lopulta hahmottamaan paremmin, mitkä ympäristövaikutukset ovat suhteessa merkittäviä tarkasteltavan tuotteen osalta.

Lisäksi normalisoinnin jälkeen, haluttaessa selvittää alueen ympäristövaikutusten kokonaisvaikutukset, tulee normalisoidut vaikutusluokat vielä *painottaa* (ISO 14044 2006, 52). Käytännössä painotukset toimivat samalla periaatteella kuin karakterisointikertoimien tapauksessa - tosin painoarvojen antaminen on usein vielä hyvin subjektiivinen valintatilanne. Painotettaessa eri ympäristövaikutusluokat siis kerrotaan painoarvoilla (Taulukko 1), mitkä perustuvat esimerkiksi asiantuntija-arvion tai arvottomistutkimuksen kautta saatuihin painotuksiin. Lisäksi kuten karakterisointikertoimia määritettäessä, kun painotukset on annettu, lopulta eri vaikutusluokat voidaan laskea yhteen yhdeksi luvuksi. Saavutettu luku, eli kokonaisympäristövaikutusarvio auttaa täten havainnollistamaan useampia ympäristövaikutuksia samanaikaisesti. (SY673 2004, 9.) Painottamisen subjektiivisuus heikentää kuitenkin saavutetun luvun tieteellistä arvoa ja läpinäkyvyyttä. Lisäksi vaikka luku havainnollistaa ympäristövaikutuksia yhtäaikaisesti, ei se ole välttämättä kuitenkaan kovin informatiivinen.

Taulukko 1. Esimerkki painoarvojen antamisesta eri vaikutusluokille (muok. Nissinen ym. 2004)

Ympäristövaikutusluokka	Painoarvo
Ilmastonmuutos	0,30
Vesien rehevöityminen	0,26
Happamoituminen	0,16
Alailmakehän otsonin muodostuminen	0,10
Primäärienergian kulutus	0,18

Tulosten tulkinta

Viimeisessä elinkaariarvioinnin vaiheessa: tulosten tulkinnassa, tunnistetaan lopulta kaikki tuloksiin keskeisesti vaikuttavat seikat (kuten lähestymistapa, rajaukset ym.), arvioidaan vaikutusten kokonaisvaltaisuutta, luotettavuutta, herkkyyttä ja johdonmukaisuutta. Lisäksi lopussa muodostetaan johtopäätökset tulosten pohjalta,

kerrotaan tutkimuksen rajoituksista ja esitetään tutkimuksen tulokset ja sen mukaiset suositukset. (ISO 14040 2006, 56.)

3.2 Elinkaariarvioinnin yleistyminen ja käyttökohteita

Elinkaariarvioinnin kerrotaan saaneen alkunsa 1960-luvun alkupuolella, jolloin huoli luonnonvarojen ja energialähteiden riittävydestä nousi tärkeäksi kansainväliseksi keskustelunaiheeksi. Myöhemmin, kiinnostuksen ympäristöasioihin kasvaessa, on mielenkiinto elinkaariarviointia kohtaan niin ikään kasvanut, ja vaikkakin elinkaariarviointia pidetään työläänä metodina, sen käyttö on yleistynyt huomasti. (SAIC 2006, 4–5.) Aiheesta ilmestyneet tieteelliset julkaisut ovat oiva esimerkki: jos vielä 80-luvulla puhuttiin muutamista aihetta käsittelevistä tieteellisistä julkaisuista, niin parin viime vuosikymmenen aikana julkaisujen määrä on lisääntynyt valtavasti. Kiinnostuksen kasvaessa elinkaariarviointia on kehitetty edelleen, mikä on parantanut luottamusta metodiin, ja vakiinnuttanut elinkaariarvioinnin yhdeksi ympäristösektorin tärkeimmistä työkaluista. Lisäksi koska elinkaariarviointi pohjautuu vahvasti tiedon saantiin ketjun eri vaiheista, on inventaaritietokantojen kehittyminen osaltaan helpottanut elinkaariarviointien tekoa. (SYKEra7/2010, 42–43.)

Elinkaariarvioinnin käyttökohteet voidaan nykyään luokitella pääasiassa tuotteiden kehittämiseen ja parantamiseen, strategiseen suunnitteluun, julkiseen politiikkaan sekä viestintään ja markkinointiin (Seppälä 2001, 16). Yritysmailmassa elinkaariarviointia tehdään erityisesti suurissa yrityksissä, mutta menetelmä on kasvattanut suosiota myös pienemmissä pk-yrityksissä. Elinkaariarviointi on yleistynyt myös poliittisella tasolla ja saavuttanut vahvan kannatuksen eripuolilla maailmaa, kuten Pohjois-Amerikassa ja Euroopassa. (SYKEra7/2010, 42.) Suosiosta Euroopassa kertoo muun muassa se, että Euroopan ympäristöpolitiikan tärkeimpänä kulmakivenä pidetään elinkaariajattelua (Euroopan komissio 2010b). Edelleen Euroopan komission integroidun tuotepolitiikan (IPP) pohjana on elinkaariarviointi. Tuotepolitiikan päätavoitteena on tuotteiden ympäristövaikutuksien minimointi ottaen huomioon koko tuotteen elinkaari ja vähentäen ympäristövaikutuksia siellä, missä se on tehokkainta (Euroopan komissio 2010c). IPP:n kaltaiset linjaukset lisäävät elinkaariarvioinnin harjoittamista kannustaen elinkaariarvioinnin käytännön sovelluksiin.

Elinkaariarviointi voi olla ympäristöviestinnän taustalla. Esimerkiksi tuotteiden ympäristömerkinnät ja ympäristöselosteet ovat elinkaariarvioinnin standardoituja sovelluskohteita (ks. ISO 14020 2000). Myös elinkaariarviointiin pohjautuva standardi hiilimerkintöjen laskentaan, ISO 14067, on valmisteilla ja julkaistaneen lähivuosina (BSI 2011). Yleistyneet, usein elinkaariarviointeihin nojaavat hiili- ja ympäristömerkinnät (ks. esim. Fazer 2011; Jyväbroiler 2011; Pirkka 2011; Potwell 2011) ja ympäristöselonteot toimivat kuluttajien tuotekohtaisen informaation lähteinä ja mahdollistavat tuotekohtaisen vertailun. Merkintöjen ja ympäristöselontekojen taustalla on usein tavoite tuotteen tai tuotejärjestelmän ympäristövaikutusten hallinnasta (SYKEra7/2010, 12), mutta lisäksi yritys voi erottua viestinnällä kilpailijoistaan, jolloin se on siis myös osana yritysten strategista suunnittelua.

Etenkin tuotteiden ympäristövaikutuksista viestittäessä on tärkeää, että elinkaariarvioinnin metodologia tarjoaa selvät ja yhdenmukaiset toimintaperiaatteet. Tällöin on tarkoituksenmukaista, että tulokset olisivat mahdollisimman luotettavia ja tarvittaessa myös tuotekohtaisten ympäristötietojen vertailu olisi mahdollista. Vertailutilannetta nimittäin tuskin voidaan välttää, etenkin kun tuotteiden ympäristövaikutukset viestitään lukuarvoina. Elinkaariarvioinnin metodologinen vahvuus onkin ensiarvoinen tekijä, jotta menetelmään ja siihen pohjautuvaan viestintään voidaan luottaa.

3.3 Elinkaariarvioinnin metodologian kehittäminen

1990-luvun alussa elinkaariarvioinnin käyttö tuotteiden markkinoinnissa loi epäluuloja metodia kohtaan. Elinkaariarviointiin ei ollut saatavilla selkeitä ohjeita, ja heräsikin huoli, että elinkaariarviointia tehtäisiin lähinnä vain tuotteiden markkinointi mielessä, mikä loi epäilyksen tuloksien luotettavuudelle. Tähän pyrittiin vastamaan ISO 14040-sarjan standardeilla (ISO-standardi), joissa annettiin tarkempia metodologisia neuvoja elinkaarilaskentaan. (SAIC 2006, 5.) Myöhemmin on ilmestynyt muitakin elinkaariarviointia tarkentavia yleisohjeita, kuten the British Standard Institute:n (BSI:n) luotsaama kansainvälinen ohje: PAS2050, joka ohjaa tuotteiden elinkaaren aikaisten khk-päästöjen laskemista (PAS2050 2011). Niin ikään Yhdysvalloissa on kehitetty kansainvälinen ohje: KHK-protokolla (The GHG Protocol) khk-päästöjen laskemiseen

(WRI/WBCSD 2011). Euroopan komission alainen tutkimuskeskus Joint Research Center on kehittänyt käsikirjan, International Reference Life Cycle Data System Handbook (ILCD-käsikirja), elinkaariarviointiin. ILCD-käsikirja tukee Euroopan komission integroitua tuotepolitiikkaa (IPP) ja tarjoaa teknisen ja yksityiskohtaisen opastuksen elinkaariarviointiin ISO-standardin pohjalta. Käsikirja painottaa, että tutkimuksien erilaiset lähtökohdat johtavat myös erilaisiin valintoihin elinkaariarvioinneissa (ks. kohta 3.1), ja selventää kuinka näissä erilaisissa tilanteissa tulisi toimia. (ILCD-käsikirja 2010, ii & 1 & 3.)

Standardien ja ohjeiden ohella, myös tutkimustyö on jatkunut elinkaariarvioinnin metodologian kehittämiseksi. Aiheesta on ilmestynyt lukuisia tieteellisiä julkaisujen ja muutamia oppikirjoja (ks. esim. Heijungs & Suh, 2002). Lisäksi esimerkiksi Yhdistyneiden kansakuntien ympäristöohjelma (the United Nations Environmental Programme, UNEP) sekä Ekotoksikologian- ja kemian kansainvälinen yhdistys (the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC) ovat yhdistäneet voimavaransa "The Life Cycle Initiative" -hankkeessa, jonka tarkoituksena on lisätä elinkaariajattelua käytännössä ja kehittää elinkaariarviointia (LCInitiative 2011). Niin ikään myös Euroopan komissio on perustanut elinkaarifoorumia (European Platform on LCA), jonka pyrkimyksenä on parantaa elinkaaritietojen saatavuutta sekä ohjeistaa elinkaariarvioinnin laadintaa (Euroopan komissio 2010a).

Katsottaessa ajassa taaksepäin on selvää, että elinkaariarvioinnin metodologia on kehittynyt huomattavasti 1960-luvulta ja sitä kehitetään jatkuvasti lisää. Metodologia ei ole kuitenkaan vielä niin vahvalla pohjalla, että se esimerkiksi takaisi tutkimusten yhdenmukaisuuden ja siten vertailukelpoisuuden. Esimerkiksi ISO-standardia kohtaan on esitetty kritiikkiä – sen on muun muassa sanottu antavan lähinnä vain suuntaa-antavia neuvoja ja suuren toimintavapauden tutkimuksen tekijälle (Heijungs & Guinée 2007). Monet yleisohjeet antavat myös osittain toisistaan poikkeavia suosituksia elinkaariarviointiin, mikä vähentää yhdenmukaisuutta (ks. lisää kohta 5.1). Reap ym. (2008) toteavat, että useat tutkijat ovat kommentoineet elinkaariarviointien metodologiaa ja sen eri vaiheita, mutta sopivista menettelytavoista ei olla vielä yksimielisiä. Esimerkiksi toimintatavoista toimintayksikön valinnassa, rajauksissa ja allokointimenettelyssä ei ole saavutettu konsensusta. Myös

elinkaariarviointitutkimuksien laajuudet ja käytetyn datan laatu vaihtelevat. Tältä pohjalta tehdyt tutkimukset eivät ole siis useinkaan yhdenmukaisia. Lisäksi erilaiset lähtökohdat vaikeuttavat tulosten vertailua sillä eroavaisuuksien huomaamiseen kuluu aikaa, eikä vertailu edes luonnistu jos elinkaariarviointitutkimuksissa ei raportoida selvästi niissä tehtyjä valintoja, niin kuin tilanne usein onkin. (Reap ym. 2008.)

Erityisesti allokointilannetta pidetään yhtenä haasteellisimmista elinkaariarvioinnin vaiheista, minkä toimintatavoista ei ole kuitenkaan siis päästy yksimielisyyteen. Isossa osassa elinkaariarvioinnin kirjallisuutta käsitelläänkin allokointitilanteen problemaattisuutta (Finnveden ym. 2009, 5). Sitä on käsitelty myös muutamien väitöskirjojen pääteemana (ks. mm. Ekvall 1999; Frischknecht 1998). Luvussa 5 esitellään ja tarkastellaan kriittisesti annettuja yleisiä ja tarkempia tuoteryhmäkohtaisia ohjeita allokointitilanteisiin, sekä allokoinneista käytyä yleistä keskustelua. Sitä ennen seuraavassa luvussa esitellään allokointimenettelyjen teoriaa. Tarkoituksena on selventää, mikä tekee allokointitilanteesta niin haasteellisen, etteivät tutkijat ole vielääkään päässeet sen menettelytavoista yhteisymmärrykseen. Luvussa esitellään myös tapoja ratkaista allokointiongelmia, sekä osoitetaan kuinka erilaisia tuloksia eri allokointimenettelyillä saavutetaan, ja miksi yhdenmukaiset toimintatavat niissä ovat siis olla perusteltuja.

4 Allokointimenettelyt elintarvikeketjussa

ISO-standardi määrittelee allokointitilanteen seuraavanlaisesti (ISO 14044 2006, 16):

”[Allokoinnilla tarkoitetaan] prosessin tai tuotejärjestelmän syöte- ja tuotosvirtojen jakamista tutkittavan tuotejärjestelmän ja yhden tai useamman muun tuotejärjestelmän välillä.”

Käytännössä allokointitilanteessa on siis haasteena kohdentaa kullekin tuotteelle ne syötteet ja tuotokset, jotka sille kuuluvat (Azapagic ja Clift 1999, 108). On kuitenkin yleisesti esitetty, että allokointitilanne on vain keinotekoinen ja usein mielivaltainen tilanne siinä pyrittäessä erottamaan syötteet ja tuotokset eri tuotteille tuotejärjestelmässä, missä tuotteiden tuotantoprosessit linkittyvät toisiinsa lähes saumattomasti (Heijungs & Guinée 2007, 1004; ks. myös mm. Lundie ym. 2007). Tästä huolimatta lähtökohtana on, etteivät allokointimenettelyt olisi täysin mielivaltaisia ja että ne onnistuisivat kuvaamaan tuotteen synnyttämiä ympäristövaikutuksia niin hyvin kuin mahdollista (ISO 14044, 38). Seuraavassa alaluvussa 4.1 kuvataan allokointiongelmia tarkemmin, sekä havainnollistetaan, miten elinkaariarviointien tulokset muuttuvat kun allokointitilanne ratkaistaan eri allokointiperiaatteisiin nojaten. Alaluvussa 4.2 on esitetty keinot välttää allokointia ja alaluvussa 4.3 esitellään erilaisia allokointiperusteita.

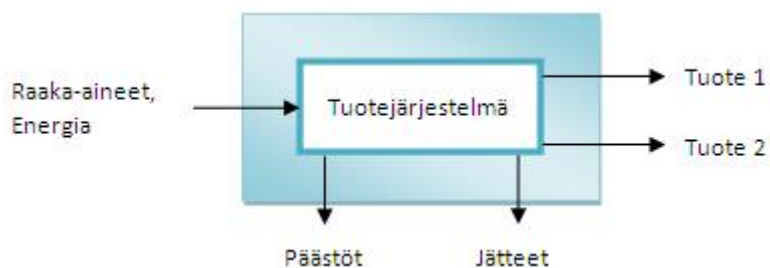
4.1 Allokointiongelma

Allokointimenettelyä on esitetty tarvittavan karkeasti katsoen kolmenlaisissa tilanteissa, kun (Azapagic & Clift 1999, 102; ks. myös Guinée ym. 2004):

- 1) tuotejärjestelmässä syntyy yhtäaikaisesti useita tuotteita (co-production, multi-output),
- 2) tuotejärjestelmä ottaa vastaan yhtäaikaisesti useampia jätetuotteita (multi-input), eli esimerkiksi jätteiden tullessa jätteenpolttolaitokseen, ja kun
- 3) kyseessä on avoin kierrätys (open-loop recycling), eli tuotetta kierrätetään edelleen toiseen tuotejärjestelmään: esimerkiksi pakkausketjussa paperikuitujen kierrättäminen.

Koska elintarvikeketjuja tarkasteltaessa tilanteet 2) ja 3) tulevat lähinnä kyseeseen vain muutamissa tilanteissa, keskitytään tässä tutkielmassa ainoastaan tilanteeseen 1), mistä käytetään tässä nimitystä *monituotejärjestelmä*. On silti hyvä ymmärtää, että vaikka tilanteet 2) ja 3) sivuutetaan, on esitetty, että etenkin avoimen kierrätyksen tilanne eroaa merkittävästi monituotejärjestelmän tilanteesta. Kiinnostuneet voivatkin lukea lisää 2) tilanteesta muun muassa Ekvallin ja Tillmanin (1997) tutkimuksesta ja 3) tilanteesta Heijungsin ja Guinéen (2007) tutkimuksesta.

Monituotejärjestelmäksi kutsutaan siis tilannetta, missä tuotejärjestelmässä syntyy useampi kuin yksi tuote (Kuva 4). Maidon, lihan ja vasikoiden, sekä juuston ja heran tuotanto ovat esimerkkejä monituotejärjestelmästä. Näissä tilanteissa valmistuvat tuotteet ovat valmistusvaiheessa kiinteässä yhteydessä toisiinsa, ja kun tuotteet lopulta erkanevat toisistaan fyysisesti (esimerkiksi juuston valmistuksessa hera erotetaan muusta tuotteesta), on kyseessä allokointiongelma. Toisaalta myös esimerkiksi tehdas, missä valmistetaan toisistaan täysin erillisiä tuotteita, kuten vaikkapa lihaa ja kasvisperäisiä tuotteita, mielletään tässä yhdeksi monituotejärjestelmän tilanteeksi. Tehtaan tuotannossa tarvitaan nimittäin yhteisesti muun muassa energiaa ja vettä, mitkä tulee jakaa tehtaassa valmistettavien tuotteiden välillä. Teknisesti tilanne ei ole monituotejärjestelmä, sillä tuotteet eivät ole fyysisessä suhteessa toisiinsa. Kuitenkin koska tuotteiden tuotantoprosessit veden ja energiankulutuksineen eivät ole tällöinkään aina helposti eroteltavissa toisistaan, luokitellaan kyseinen tilanne tässä niin ikään monituotejärjestelmän tilanteeksi (ks. lisää kohta 4.2: alaprosesseihin jako).



Kuva 4. Havainnollistus monituotejärjestelmästä (muok. Azapagic & Clift 1999, 102)

Allokointiongelma voidaan lopulta ratkaista kahdella eri tavalla: joko välttämällä allokointia muun muassa muuttamalla toiminnallista yksikköä, tai sitten allokoimalla erilaisiin periaatteisiin nojaten. Tässä luvussa myöhemmin esiteltävät toimintatavat allokointitilanteessa on koottu Taulukkoon 2. Tarkasteluun valittujen menettelyjen

tärkeimpinä perusteina oli, että niitä on käsitelty elinkaariarviointien kirjallisuudessa ja että niitä on käytetty, tai että ne nähdään vähintäänkin potentiaalisina vaihtoehtoina, elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa. Menettelyistä teki erityisen potentiaalisia se, että suurinta osaa niistä esitetään allokointiratkaisuuina elinkaariarvioinnin yleisohjeissa (ks. lisää 5.1) ja edelleen vaikka *ravintoarvokorjausta*, *allokointiperusteiden yhdistelmää* ja *fyysis-kemiallista allokointimatriisia* ei ehdoteta suoraan ohjeissa, on niitä käytetty nimenomaan elintarvikkeiden elinkaariarviointitutkimuksissa (Feitz ym 2007; Flysjö 2011; Schau & Magerholm Fet 2008).

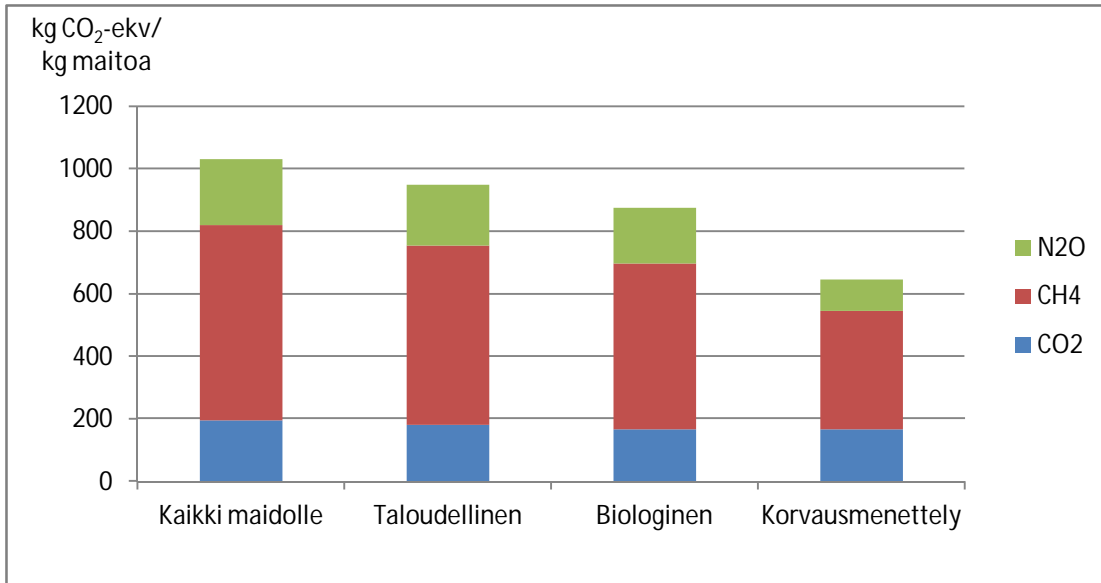
Taulukko 2. Tässä tutkielmassa esitellyt allokointimenettelyt

Allokoinnin välttäminen (alaluku 4.2)	<ul style="list-style-type: none"> · Alaprosesseihin jakaminen (ml. virtuaalinen alaprosesseihin jakaminen) · Toiminnallisen yksikön uudelleen määrittäminen · Korvausmenettely
Allokointiperusteet (alaluku 4.3)	<ul style="list-style-type: none"> · Fyysis-kausallinen suhde · Fyysinen suhde (ml. biologinen suhde) <ul style="list-style-type: none"> - Massa, volyymi - Energiasisältö - Ravintoarvo, ravintoarvokorjaus (QCFU) · Taloudellinen allokointi · Muu <ul style="list-style-type: none"> - Eri allokointiperusteiden yhdistelmä - Fyysis-kemiallinen allokointi-matriisi - 50-50 - ja 100-0 -menettelyt, neuvottelu, mielivaltainen arvio

Valittu menettely voi vaikuttaa olennaisesti tarkastellulle tuotteelle laskettujen lopullisten ympäristövaikutusten suuruuteen. Esimerkiksi Cederbergin ja Stadigin (2003) tutkimuksessa raakamaidolle laskettujen khk-päästöjen suuruus vaihteli huomattavasti eri menettelyillä. Taloudellisessa allokoinnissa (käytettäessä hintoja: ks. kohta 4.3) raakamaidon khk-päästöjen osuudeksi laskettiin 92 prosenttia tuotejärjestelmän kaikista khk-päästöistä, ja lehmästä saatavalle lihalle sekä vasikoille kohdennettiin loput päästöistä (Kuvaaja 2). Kun allokointi perustui puolestaan biologiseen suhteeseen, eli tässä, tuotteiden valmistamiseksi tarvittuun rehun määrään, raakamaidon khk-päästöjen osuudeksi laskettiin 85 prosenttia. Sovellettaessa korvausmenettelyä osuudeksi laskettiin 63 prosenttia (ks. kohta 4.2 korvausmenettelystä, sekä perustelut tälle alhaiselle tulokselle). Käytännössä

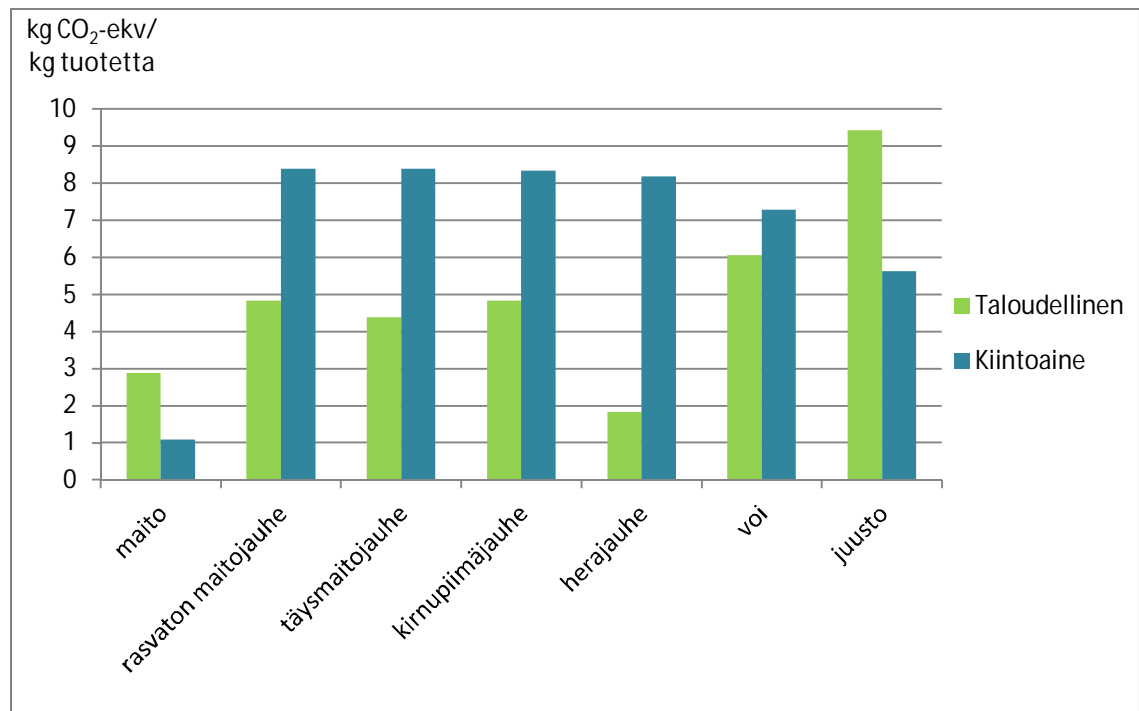
raakamaidon hiilijalanjälki vaihteli täten allokointimenetelmästä riippuen välillä 0,6–1 kg CO₂-ekv/kg maitoa. (Cederberg & Stadig 2003, 351 & 353.)

Kuvaaja 2. Khk-päästöjen jakaantuminen raakamaidolle eri allokointimenetelmillä (muok. Cederberg & Stadig 2003, 354)



Feitz ym. (2007) laskivat taasen raakamaidosta jalostetuille tuotteille, kuten maidolle, juustolle ja maitojauheelle kohdentuvat khk-päästöt. Tutkimuksessa havaittiin, että käytettäessä eri allokointiperusteita, kuten massaa, kiintoaineen massaa, proteiini-/rasvapitoisuutta tai hintoja, saavutettiin hyvin erilaisia tuloksia. Esimerkiksi voille allokoituneet khk-päästöt olivat lähellä nollaa kun allokointiperusteena oli tuotteiden proteiinipitoisuus. Toisaalta voin khk-päästöt olivat yli 20-kertaiset maitoon nähden ja muutenkin selvästi muita tuotteita suuremmat, kun allokointiperusteeksi valittiin tuotteiden rasvapitoisuudet. (Feitz ym. 2007.) Lisäksi Feitz ym. artikkelista saatujen tietojen pohjalta tehtiin yksi allokointimenettelyjen välinen vertailu eri maitotuotteille, kun allokointiperusteina käytettiin kiintoainetta ja hintoja (Kuvaaja 3). Kuvaajasta 3 voidaan havaita, kuinka muun muassa juusto ja herajauhe muodostavat kiinnostavan vertailuparin. Taloudellisessa allokoinnissa kilolle herajauhetta kohdentuu alle neljännes juustokilolle kohdentuvista khk-päästöjen määrästä. Sen sijaan kiintoaineen ollessa allokointiperusteena kohdentuu herajauheelle selvästi enemmän khk-päästöjä kuin juustolle. (Liite 1.)

Kuvaaja 3. Meijerin eri tuotteiden khk-päästöt (kg CO₂-ekv) per kilo tuotetta allokointiperusteen ollessa taloudellinen arvo (hinta) ja kiintoaine (Liite 1)



Vastaavanlaisia Cederbergin ja Stadigin sekä Feitz ym. tutkimuksien havaintoja voitaisiin esittää lukuisia, mutta huomio on selvä: valituilla allokointimenettelyillä voi olla merkittävä vaikutus elinkaariarvioinnin lopputulokseen. Tarkasteltavassa tuotejärjestelmässä kohdataan usein monta allokointitilannetta, joihin kuhunkin tulee löytää ratkaisu, ja tämä luo entistä suuremman paineen valintatilanteeseen. Esimerkiksi juuston elinkaaren aikana tulee ratkaista muun muassa allokointitilanne lihan, vasikoiden ja raakamaidon välillä, kuinka raakamaidolle kohdennetut syötteet ja tuotokset jaetaan edelleen eri meijerituotteiden välillä ja kuinka tehtaan prosessien perusvirrat kohdennetaan valmiille tuotteille. Etenkin silloin, kun tuotteiden ympäristövaikutukset ovat suhteessa suuret, kuten tavallisesti lihalla ja eri maitotuotteilla, allokointimenettelyissä tehdyt erilaiset valinnat johtavat helposti hyvinkin näkyviin eroihin elinkaariarvioinneissa. Allokointiongelmassa käytettäviä allokointimenettelyjä tulisi siis harkita huolella.

4.2 Allokoinnin välttäminen

Allokointi on mahdollista välttää joissakin tilanteissa. Tässä esiteltäviä keinoja välttää allokointia ovat alaprosesseihin jako (subdivision), toiminnallisen yksikön

uudelleenmäärittäminen ja korvausmenettely (avoided burden approach, substitution method)². Valitut menettelyt eivät ole ainoita kirjallisuudessa suositeltuja keinoja, mutta koska ne ovat kuitenkin yleisimmin esitettyjä keinoja, eikä esimerkiksi ISO-standardissa mainita muita tapoja välttää allokointia, ei näitä muita keinoja avata myöskään tässä tutkielmassa. Muu keino välttää allokointia on esimerkiksi niin sanotun pseudo-inversen muodostaminen (ks. lisää mm. Heijungs & Frischknecht 1998).

Alaprosesseihin jako

Alaprosesseihin jakamisella tarkoitetaan yksikköprosessin jakamista kahteen tai useampaan osaan, eli alaprosessiin (ISO 14044, 38). On esitetty, että tuotejärjestelmien paremmalla tuntemisella on mahdollista kohdentaa syötteet ja tuotokset ainakin osittain niille prosesseille, joille ne kuuluvat. Tällöin allokointiongelmaa voidaan minimoida, mutta harvemmin ongelma poistuu kokonaan. (Ekvall & Finnveden 2001, 199.) On mahdollista tehdä myös ns. virtuaalinen alaprosesseihin jako, jolloin allokointi ei perustu alaprosessien tarkkaan tunnistamiseen ja perusvirtojen jakamiseen niille, vaan esimerkiksi asiantuntijan prosessi-/teknologiakohtaiseen ymmärrykseen virtojen jakautumisesta. Esimerkiksi tuotantolaitoksessa on useita vaiheita, missä kuluu energiaa, mutta jos tunnetaan vain energian kokonaiskulutus, asiantuntija voi tehdä valistuneen arvion, miten energiankulutus jakaantuu laitoksessa. (ILCD-käsikirja 2010, 193.)

Käytännössä alaprosesseihin jako ja virtuaalinen alaprosesseihin jako ovat mahdollisia silloin, kun tuotejärjestelmän eri prosessit ovat eroteltavissa toisistaan ajallisesti tai fyysisesti (Ekvall & Finnveden 2001, 199). Vaikkapa tehtaassa, missä eri tuotantolinjoilla valmistettavat tuotteet valmistetaan fyysisesti tai ajallisesti toisistaan erillään, voidaan tarkempien mittausten kautta selvittää kuinka paljon kullekin tuotteelle kohdentuu muun muassa sähköä ja vettä. Lundie ym. (2007, 17) toteavat, ettei kyseessä edes ole todellinen allokointiongelma, jos tuotejärjestelmä on mahdollista jakaa alaprosesseihin. Lisäksi vaikka alaprosesseihin jako olisikin teoriassa mahdollinen, käytännössä tarkempien prosessikohtaisten tietojen kerääminen on usein hyvin työlästä

² Korvausmenettelystä käytetään myös joskus termiä "järjestelmän laajennus" (system expansion), mutta koska tätä käsitettä ei käytetä yhdenmukaisesti, vaan usein myös laajemmassa mittakaavassa (kun laajennetaan tarkastelu muihin tuotejärjestelmiin), niin väärinkäsityksien välttämiseksi termiä ei käytetä tässä yhteydessä.

(Ekvall & Finnveden 2001, 201), jolloin voi olla perusteltua yrittää ratkaista allokointiongelma muulla tavoin kuin alaprosesseihin jaolla.

Toiminnallisen yksikön uudelleen määrittäminen

Toiminnallisen yksikön huolellisella valinnalla voidaan joissakin erityistapauksissa ratkaista allokointiongelma. Tätä voidaan havainnollistaa juomapullo-esimerkillä. Jos toiminnallisena yksikkönä on juoma, joudutaan ne syötteen ja tuotokset, jotka aiheutuvat pullon täytössä ja täyden pullon kuljetuksessa tehtaalta kauppaan, kohdentamaan osittain pullolle ja osittain juomalle. Tämä allokointitilanne kuitenkin vältetään, jos toiminnallista yksikköä muutetaan käsittämään juoman lisäksi myös pullon. (WRI/WBCSD 2011, 65.) Toiminnallisen yksikön muuttaminen on suhteellisen helppo tapa välttää allokointi, mutta loppupeleissä se ei useinkaan paranna tarkastelun laatua. Jos esimerkiksi ollaan kiinnostuneita selvittämään maidon ympäristövaikutuksia, mutta toiminnallista yksikköä laajentamalla tarkastellaankin kokonaista lehmää, se ei ole kovin mielekäästä.

Korvausmenettely

Korvausmenettely on myös mahdollinen keino välttää allokointia. Kuten aiemmin kohdan 3.1 palmuöljy ja -ydinjauho -esimerkissä kerrottiin, korvausmenettelyssä tuotejärjestelmässä syntyvälle rinnakkaistuotteelle etsitään vastine toisesta tuotejärjestelmästä. Tämän vastineen khk-päästöt selvittämällä paljastetaan, mikä osa tarkasteltavan tuotejärjestelmän khk-päästöistä tulisi kohdentaa rinnakkaistuotteelle ja kuinka paljon tarkasteltavalle tuotteelle kohdistuu tällöin päästöjä. Korvausmenettelyä käytettiin myös jo aiemmin kohdassa 4.1 esitetyssä Cederbergin ja Stadigin (2003) tutkimuksessa, missä maidolle kohdentuvat khk-päästöt osoittautuivat korvausmenettelyssä selvästi pienemmiksi muihin allokointimenettelyihin nähden (ks. Kuvaaja 2). Tulokseen päästiin melko monimutkaisen käsittelyn jälkeen. Ensimmäinen lähtökohdaksi oli, että korvausmenettelyssä maitokarjatila laajennettiin kattamaan myös lihakarjatila. Seuraavaksi tehtiin oletus, että lihakarjatuotannossa tuotettu lihakilo vastaa maitokarjatilalla syntyvää lihakiloa. Tämän oletuksen johdosta lihakarjatuotannossa tuotetun lihakilon khk-päästöt voitiin vähentää maitokarjatila-järjestelmästä, ja tuloksena saatiin maidon hiilijalanjälki. Syy, miksi maidon hiilijalanjälki oli tällä korvausmenettelyllä pienempi, johtui siitä, että maitokarjatilalla syntyi vähemmän

metaani- ja dityppioksidipäästöjä suhteessa lehmästä saatujen tuotteiden määriin (maitoon ja lihaan), ja lihakarjatilalla syntyi enemmän päästöjä suhteessa lehmästä saatujen tuotteiden määriin (lihaan). Täten korvausmenettelyssä lihalle allokoitiin enemmän päästöjä ja maidon hiilijalanjälki jäi siten pienemmäksi. (Cederberg & Stadig 2003, 353–354.)

Edellisessä maito-lihakarjatila -esimerkissä tehty korvaus on ainakin osittain perusteltu ratkaisu. Tutkimus on nimittäin peräisin Ruotsista, missä maidontuotanto lehmää kohden tehostui 1990-luvulla, minkä johdosta maitolehmien määrää, ja siten samalla naudanlihan tuotantoa, vähennettiin rajusti. Samaan aikaa lihakarjatuotanto kasvoi voimakkaasti vastaamaan (lisääntyneen lihantuonnin ohella) naudanlihan kysyntää ruotsalaisilla markkinoilla. (Swedish Dairy Association 2001, Cederberg & Stadig 2003, 355 mukaan.) Nämä tapahtumat markkinoilla osoittavat siis, että lihakarjantuotannosta saatava liha todella korvaa maitokarjatuotannon lihaa - ainakin osittain. Toki Cederbergin ja Stadigin tutkimuksessa on oletettu uskaliaasti, että lihakarjatuotannon lihakilo vastaa automaattisesti maitokarjatuotannon lihakiloa, vaikka lihojen laaduissa ja siten muun muassa niiden kysynnässä voi olla eroja.

Kaiken kaikkiaan korvausmenettely mahdollistaa toiminnan epäsuorien vaikutusten huomioimisen, kun tarkastelu ulotetaan niihin tuotejärjestelmiin, joihin tarkasteltu tuotejärjestelmä todella vaikuttaa. Tätä ominaisuutta pidetäänkin korvausmenettelyn yhtenä selvänä etuna. (ks. mm. Cederberg & Stadig 2003; Ekvall & Finnveden 2001.) Menettely vaatii kuitenkin usein myös enemmän tutkimukselta kuin monet muut allokoitioingelman ratkaisutavat. Tarvitaan muun muassa enemmän aikaa ja aineistoa, kun tarkastelu laajennetaan kattamaan myös rinnakkaiset tuotejärjestelmät. Lisäksi tarkastelun laajetessa kasvavat epävarmuudet. Heijungs ja Guinée (2007, 1004) pitävätkin korvausmenettelyä erittäin riskialttiina, sillä siinä ajaututaan usein tekemään vain monia oletuksia siitä, miten toinen tuotejärjestelmä vaikuttaa toiseen, ja miten siis korvaus tarkkaan ottaen tapahtuu. On myös mahdollista, ettei allokoitioingelmasta edes päästä eroon jos toisessa tuotejärjestelmässä kohdataan uusi allokoitioingelma. Lisäksi, jotta lopulta todella ymmärrettäisiin, minkälaisia vaikutuksia tuotannolla on läheisiin tuotejärjestelmiin, tulee tarkastelun perustua erittäin kattavaan käsitykseen tilanteesta, kuten käsitykseen korvaussuhteista. Tämä on haastava edellytys, sillä eri

tuotejärjestelmien väliset vuorovaikutussuhteet ovat käytännössä usein perin monimutkaisia. (Ekvall & Finnveden 2001, 202–203.)

Kirjallisuudessa on myös esitetty väittämiä puolesta ja vastaan, voidaanko korvausmenettelyä ylipäänsä sallia haitanjaolisessa tarkastelussa, missä on lähtökohtana kuvata vain tarkasteltavan tuotejärjestelmän ympäristövaikutuksia (Curran 2007, 77). Finnveden ym. (2009, 6) sanovat tämän riippuvan paljon siitä, miten haitanjaollinen lähestymistapa lopulta määritetään. Weideman (2003, 82) mukaan esimerkiksi haitanjaolisessa lähestymistavassa korvausmenettely on mahdollinen, jos tutkimuksen lähtökohtana on tarkastella takautuvasti ”*mitä olisi voinut tapahtua*” valmistetun tuotteen ollessa toinen. Heijungs ja Guinée (2007, 1004) ehdottavat puolestaan, että korvausmenettelyä voisi käyttää haitanjaolisessa lähestymistavassa erilaisten skenaarioiden luonnissa muun laskennan rinnalla, mikä mahdollisesti auttaa pidemmän aikavälin päätöksenteossa.

4.3 Erilaisia allokointiperusteita

Jos allokointia ei pystytä välttämään, tulee valita jokin allokointiperuste. Menettelyn hyvänä piirteenä pidetään sitä, että valittu peruste yleensä ratkaisee allokointiongelman verrattuna yrityksiin välttää allokointia. Kuten edellä todettiin, esimerkiksi alaprosesseihin jako ei useinkaan ratkaise allokointiongelmaa, vaan lähinnä minimoi sitä. Allokointi voi olla myös parhaimmillaan verrattain helppo ja nopea menettely. Allokoinnissa on tarkoitus muodostaa allokointisuhde tarkasteltavan - ja rinnakkaistuotteen välille, mikä esitetään yhtälömuodossa seuraavanlaisesti (muok. Feitz ym. 2007, 113):

$$\text{Allokointisuhde}_{tuote_i} = \frac{tuote_i * AK_i}{\sum_{i,j} tuote_{i,j} * AK_{i,j}} \quad (3)$$

missä $tuote_i$ = määrä tarkasteltavaa tuotetta (kiloa/litraa ym.)
 $tuote_{i,j}$ = kaikkien tuotejärjestelmässä syntyvien tuotteiden määrä
(kiloa/litraa ym.)
 AK_i = tarkasteltavan tuotteen allokointikerroin
 $AK_{i,j}$ = kaikkien tuotejärjestelmässä syntyvien tuotteiden
allokointikertoimet

Yhtälöstä (3) laskettu allokointisuhde ilmaisee siis sen syötteiden ja tuotoksien suhteellisen määrän, mikä kohdennetaan tarkasteltavalle tuotteelle. Relatioon vaikuttaa lopulta se kuinka paljon tarkasteltavaa tuotettava muodostuu tuotejärjestelmässä ja mikä on allokointikerroin. Allokointikerroin on luku, joka kuvastaa tuotteelle kohdentuvia syötteitä ja tuotoksia per yksikkö (kilo/litra ym.) syntyvää tuotetta. Allokointikerroin pohjautuu valittuun allokointiperusteeseen, eli jos allokointiperusteeksi valitaan esimerkiksi taloudellinen allokointiperuste ja tarkemmin sanoen markkinahinnat, ovat hinnat myös tällöin allokointisuhteen muodostamisessa käytettäviä allokointikertoimia.

ISO-standardi ohjaa allokointia sanoen, ettei allokointiperuste saa vaikuttaa syötteiden ja tuotoksien summaan, vaan sen tulee olla sama niin allokoinnin jälkeen kuin ennen allokointia. Tätä sääntöä kutsutaan ns. 100 % -säännöksi, missä tarkasteltavan tuotteen ja sen rinnakkaistuotteiden allokointisuhteet ovat yhteensä 100 %:ia. Lisäksi standardin mukaan allokoinnin tulisi heijastaa tuotejärjestelmän syöte-tuotos suhteita mahdollisimman hyvin. Näin ollen tarkasteltavan tuotteen ja sen rinnakkaistuotteiden tuotantomäärien muuttuessa tulisi myös syötteiden ja tuotoksien määrien muuttua (määritelmää on tarkennettu seuraavassa kohdassa 4.3.1). (ISO 14044 2006, 36 & 38.)

4.3.1 Fyysis-kausallinen allokointi

Fyysis-kausalliseen suhteeseen (determining physical causality, underlying (causal) physical relationship) perustuvalla allokoinnilla tarkoitetaan, että tuotteiden tuotantosuhteiden muutokset muuttavat myös syötteiden ja tuotoksien määriä (ISO 14044 2006, 38). Toisin sanoen kullakin tuotetulla tuotteella ja sille kohdennetuilla

syötteillä ja tuotoksilla on kausaalinen kytkös toisiinsa. Schau ja Magerholm Fet (2008) havainnollistavat fyysis-kausaalista suhdetta lypsykarjatila-esimerkillä. Tilalla tuotettavan lihan ja maidon määriin pystytään vaikuttamaan muuttamalla lehmälle syötettävän rehun koostumusta ja edelleen rehun koostumusta muuttamalla vaikutetaan rehuketjun päästöihin, kuten siinä syntyyiin khk-päästöihin. Jos siis rehun koostumusta muuttamalla saadaan lisättyä maidontuotantoa kilolla lihantuotannon pysyessä vakiona, mutta rehun khk-päästöjen kasvaessa, oletetaan tämän päästöjen kasvun heijastavan sitä päästöjen määrää kuinka paljon yhden maitokilon tuottaminen aiheuttaa khk-päästöjä. (Schau & Magerholm Fet 2008, 260–261.) Rehun valmistuksen khk-päästöjen suhdetta syntyviin liha- ja maitotuotteisiin on myös tutkittu isomman otoksen kautta, eli tarkastelemalla yhtä aikaa useampaa maitokarjatilaa. Tutkimuksessa tiloilla käytettiin eri rehukoostumuksia, mikä vaikutti edelleen lihan ja maidon tuotantoon. Lopulta otoksen kautta ja eri rehukoostumuksien khk-päästöt tunnistamalla oli mahdollista muodostaa lineaarinen yhtälö, mikä kuvastaa kuinka rehun khk-päästöt jaetaan lihan ja maidon välillä. (IDF 2010, 35–37.)

ILCD-käsikirja tarkentaa ISO-standardin määritelmää kausaalisesta suhteesta toteamalla, että siinä (ILCD-käsikirja 2010, 258): "kullakin "virralla" on useimmiten oma fyysis-kausaalinen suhteensa". Fyysis-kausaalissa allokoinnissa ei tulisi siis käyttää samaa allokointisuhdetta, ja siten samaa allokointiperustetta, kaikille tuotteeseen kohdentuville syöte- ja tuotosvirroille, sillä suhde on usein erilainen eri syöte- ja tuotosvirroille. Käytännössä tämän määritelmän mukaisesti fyysis-kausaalinen allokointi on lähellä virtuaalista alaprosesseihin jakoa (ks. kohta 4.2), sillä molemmissa pyritään selvittämään, missä suhteissa erilaiset syöte- ja tuotosvirrat kohdennetaan kullekin tuotteelle. (ILCD-käsikirja 2010, 258.)

Esimerkiksi vehnän viljelyssä voidaan osoittaa kuinka tuotannon typpipäästöt jakaantuvat jyvien ja oljen välillä selvittämällä tuotteiden proteiinisällöt, jotka heijastavat (ainakin osittain) tuotteiden valmistukseen tarvittujen typen määrää. Kuitenkaan tämä allokointiperuste ei ole yhtäläillä toimiva ratkaisu, kun määritetään esimerkiksi pellolla käytettyjen työkoneiden polttoainekulutuksen jakautumista oljelle ja jyvälle. Tarvitaan siis ehkä toinen allokointiperuste kuvaamaan polttoaineen kulutusta. Loppujen lopuksi vaikka siis allokointimenettelyjä kartoitettaessa löydetään

fyysis-kausaalinen allokointiperuste, mikä kuvastaa muodostuvia syötteitä ja tuotoksia, se ei ole välttämättä kuitenkaan paras valinta allokointiperusteeksi, jos siinä ei huomioida kaikkia syntyviä perusvirtoja. Tällöin toinen allokointitilanteen kokonaisvaltaisemmin huomioiva menettely voisi ollakin paremmin perusteltavissa. (ILCD 2010, 265.)

Muissa allokointiperusteissa ei oteta yleensä huomioon kutakin syöte- ja tuotosvirtaa erikseen, vaan allokointisuhde on niissä usein vakio kaikille syötteille ja tuotoksille. Toki teoriassa on mahdollista käyttää eri allokointiperusteita eri syötteille ja tuotoksille, kuten Heijungs ja Guinée pohtivat (2007, 1002). Tällainen menettely on kuitenkin oletettavasti työläs. Lisäksi ratkaisua voi olla vaikea perustella ja on aina vaarana, että se heikentää tarkastelun läpinäkyvyyttä. Menettelytapa vaikuttaisi olevan myös vielä aika harvinainen elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa, ainakin tämän tutkielman kirjallisuuskatsauksen pohjalta arvioituna.

Kaiken kaikkiaan fyysis-kausalisestakaan allokoinnista ei ole juuri kokemuksia elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa. Ayerin ym. (2007, 484) mukaan lehmän rehu - esimerkki on yksi niistä harvoista tilanteista kun fyysis-kausaalista allokointia on sovellettu elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa. Todettakoon myös, että vaikka fyysis-kausaalinen allokointi on ehkä suositeltava menettely (ks. ISO 14044 2006, 38), ei sitä voida edes käyttää kaikissa tilanteissa. Azapagicin ja Cliftin mukaan fyysis-kausaaliseen suhteeseen perustuva allokointi ei ole aina mahdollinen, sillä joidenkin tuotteiden välillä on kiinteä suhde, mikä ei juuri muutu toisen tuotantoa pyrittäessä kasvattamaan/pienentämään. Esimerkiksi rypsiöljyn ja rypsikakun välinen tuotantosuhde on lähestulkoon vakio, missä toisen tuotteen tuotantoa kasvattamalla/pienentämällä myös toisen tuotteen tuotanto kasvaa/pienenee. (Azapagic & Clift 1999, 106.)

4.3.2 Fyysinen allokointi

Fyysinen allokointi, tai ruokatuotteiden kohdalla puhutaan joskus myös biologisesta allokoinnista (Schau & Magerholm Fet 2008, 261), voi perustua esimerkiksi massaan, volyyymiin, energiasisältöön tai ravintosisältöön. Teoriassa fyysinen (tai biologinen) allokointiperuste voi olla fyysis-kausaalinen, kuten rehuesimerkissä havaittiin, mutta

yleensä näin ei kuitenkaan vaikuttaisi olevan, ainakin elintarvikeketjuissa fyysis-kausaalisen allokointiperusteen muodostaminen on osoittautunut haasteelliseksi (Ayer ym. 2007, 484).

Massa ja volyyymi

Fyysisperusteisista allokoinneista yksi käytetyimmistä on massa-alkointi (ks. mm. Curran 2007; Heijungs & Guinée 2007; Lundie ym. 2007), minkä käyttöä selittänee ennen kaikkea menettelyn helppous. On myös tilanteita, jolloin massa-alkointi perusteltu menettely elintarvikkeiden allokoinneissa. Esimerkiksi kun samanaikaisesti kuljetetaan eri tuotteita, voi olla perusteltua kohdentaa kuljetuksien ympäristövaikutukset tuotteille kuorman massan mukaan. Vaihtoehtoisesti allokointi voi myös pohjautua volyyymiin. Kuljetuksissa valinta massan ja volyymin välillä perustuu kuljetuksia rajoittavaan tekijään, eli jos kuorman suuruuden rajoitteena ovat kuljetettavien tuotteiden volyymit, tulisi allokoida volyymin perusteella (ISO 14049, 22).

Yksi kiinnostava allokointitilanne on muun muassa eläimestä saatujen eri lihapalojen väliset allokoinnit. Esimerkiksi naudasta saatavien erityyppisien lihojen välisissä hinnoissa voi olla suuriakin eroja. Kuitenkin lihat ovat pääosin tarkoitettu ihmisten ruuaksi, eli niiden käyttötarkoitus on sama ja myös fyysiset ominaisuudet ovat lähellä toisiaan, jolloin massa vaikuttaisi taloudellista allokointia ymmärrettävämmältä perusteelta. (Agri-footprint 2011.) Toinen massa-alkoinnin tilanne on kohdan 4.1 meijeri-esimerkissä, missä vaihtoehtoiseksi allokointiperusteeksi ehdotettiin kiintoaineen massaa tuotettua tuotekiloa kohden. Kuten Kuvaaja 3 osoittaa, esimerkiksi maidolle kohdennettavat khk-päästöt olisivat kiintoaineperusteisessa allokoinnissa reilu kolmannes siitä, mitä ne olisivat taloudellisessa allokoinnissa. Kiintoaineperusteinen allokointi voisi olla siinä mielessä aiheellisempi, että se on vain jonkun verran raakamaidon hiilijalanjälkeä korkeampi (Liite 1). On ainakin vaikea selittää, miksi raakamaidon prosessointi kaupassa myytäväksi maidoksi lähes kolminkertaistaisi maidon hiilijalanjäljen, kun tiedetään, että maidon prosessoinnin khk-päästöt ovat melko vähäiset suhteessa maitokarjatilalla syntyviin päästöihin (ks. mm. Feitz ym. 2007, 113).

Molemmassa edellä esitettyissä esimerkeissä puolustellaan massa-allokointia sillä argumentilla, ettei taloudellinen allokointi vaikuttanut sopivalle ratkaisulle. Allokointiperustetta motivoitiin vähiten huonoimpana kahdesta esitetystä vaihtoehdosta, eli esimerkeissä ei onnistuttu kuitenkaan varsinaisesti vastaamaan, miksi taloudellisen allokoinnin sijaan valittiin juuri massa-allokointi. Tämänkaltaisia ratkaisuja ehdotetaan joskus elinkaariarviointitutkimuksissa (ks. myös esim. WRI/WBCSD 2011, 70), eli luodaan illuusio, että toisen allokointiperusteen huonous tekee toisesta hyvän perusteen. Tämä ei ole kuitenkaan välttämättä tilanne, ja ainakaan perusteluna se ei ole riittävä. Massa-allokointia onkin kritisoitu kirjallisuudessa sen keinotekoisuudesta, eikä sille ole nähty useinkaan kunnan perusteita (Azapagic & Clift 1999, 117; Weidema 2003, 82).

Energiasisältö ja ravintoarvot

Tuotteen energia- tai ravintosisältö voi olla myös fyysinen allokointiperuste. Esimerkiksi kun raakamaidosta valmistetaan erilaisia tuotteita, kuten kevytmaitoa, juustoa, voita ja kermaa, voi allokointisuhde näiden tuotteiden välillä perustua muun muassa tuotteiden proteiini- tai rasvapitoisuuksiin (Feitz ym. 2007). Schau ja Magerholm Fet (2008, 260–262) ehdottavat, että jokin ravintoarvo tai muutamien ravintoarvojen yhdistelmät voisivat olla mahdollisia allokointiperusteita. Ravintoarvojen yhtäaikaiseen huomioimiseen he ehdottavat ns. *ravintoarvokorjausmenettelyä* (Quality Corrected Functional Unit, QCFU), missä otetaan huomioon yhtäaikaisesti esimerkiksi tuotteiden rasva-, proteiini- ja hiilihydraattipitoisuudet, kuten yhtälössä (4) on esitetty (muok. 2008, 262):

$$QCFU = \text{tuotteen määrä (kg)} * (X * \text{rasva} \left(\frac{g}{kg}\right) + Y * \text{proteiini} \left(\frac{g}{kg}\right) + Z * \text{hiilihydraatit} \left(\frac{g}{kg}\right) + k) \quad (4)$$

missä X, Y ja Z ovat kertoimia ja k on vakiotermi

Ravintoarvokorjaus-menettelyssä tulee määrittää tuotteiden ravintoarvopitoisuuksien ohella kullekin ravintoaineelle annettavat kertoimet ja vakiotermi, jotka Schau ja Magerholm Fet:n mukaan voidaan määrittää asiantuntijoiden yhteistyönä (Schau & Magerholm Fet 2008, 262). Kertoimien valinnassa voidaan käyttää esimerkiksi päivittäisiä ravintosaantisuosituksia, jolloin isoimman painoarvon saavat ne

ravintoaineet, joiden päivittäinen tarve on suurin. Lisäksi mallia voitaneen hienosäätää huomioiden esimerkiksi erityyppiset rasvat (kovat ja pehmeät rasvat) ja niiden tarpeet.

Tutkijat Ayer ym. (2007) pitävät tuotteiden energiasisältöä kelvollisena allokointiperusteena, sillä se heijastaa ruuantuotannon perimmäistä tarkoitusta ruokkia eläimet ja ihmiset. Lisäksi tutkijoiden mukaan energiasisältöön pohjautuva allokointi heijastaa taloudellista allokointia paremmin materiaali- ja energiavirtojen jakautumista tuotejärjestelmässä. (Ayer ym. 2007, 485–486.) Toisaalta on lausuttu, että vaikka ruuan tarjoamat ravintoaineet ovat olennainen osa ruokaa, eivät ne ole välttämättä kuitenkaan sopivia allokointiperusteita. Esimerkiksi ruuan energiasisältö ei ole kovin haluttu ruuan ominaisuus, etenkin maissa, joissa ruuan saantia ei pidetä juuri ongelmana, vaan ennemminkin ongelmana on ihmisten liikalihavuus (Svanes ym. 2011b).

Kuten energiasisältöä, niin myös ravintoarvoihin perustuvaa allokointia voidaan motivoida eri näkökulmista. Esimerkiksi meijerituotannossa rasvaa voidaan pitää erityisen tärkeänä ravintoaineena, jolloin sille annetaan suuri painoarvo. Edelleen allokointiperuste voidaan toki myös johtaa täysin toisenlaisesta lähtökohdasta – muun muassa perustaen allokointi ravintoaineiden haitallisuuteen. Tällöin jos rasvaa saadaan ravinnossa keskimäärin ihmisten terveyden kannalta liikaa, kohdennetaan rasvalle myös enemmän syötteitä ja tuotoksia. Kaiken kaikkiaan ravintoaineiden keskinäistä vertailua ja yhden tai useamman niistä nostamista allokointiperusteeksi on mahdollista motivoida hyvin monin eri tavoin. Esimerkiksi tässä tapauksessa molemmat edelliset hyvin erilaiset perustelut johtavat lopulta siihen, että rasvalle kohdennetaan merkittävä osa syötteistä ja tuotoksista. Meijerituotannossa tämä käytännössä kuitenkin tarkoittaisi sitä, että voimaympäristövaikutukset arvioidaan suuriksi, vaikka voita muodostuu tuotannossa väistämättä, eikä se sisällä juuri lainkaan ihmiselle tärkeitä proteiineja toisin kuin useat muut meijerituotteet. Edelleen ravintoarvokorvausmenettelyssä voidaan toki taasen huomioida useampia ravintoaineita yhtäaikaisesti, mutta niiden keskinäinen arvottaminen on lopulta melko subjektiivinen näkemys ja useiden ominaisuuksien yhtäaikainen huomiointi voi myös heikentää laskennan läpinäkyvyyttä. On myös tärkeä muistaa, että ruuan kysyntään ja arvostukseen vaikuttavat monet muutkin seikat kuin ravitsevuus, kuten elintarvikkeen ulkoasu, kulttuuriset tekijät sekä ihmisten maku- ja syöntitottumukset.

4.3.3 Taloudellinen allokointi

Tämän tutkielman kirjallisuuskatsauksen pohjalta on vaivatonta päätellä, että taloudellinen allokointi on massa-allokoinnin rinnalla yksi käytetyimmistä allokointimenettelyistä. Se voi perustua tuotteiden välisiin hintoihin, ja itse asiassa koska hintoja on käytetty ylivoimaisesti useimmiten taloudellisessa allokoinnissa (Curran 2007, 68), ei muihin mahdollisiin tapoihin muodostaa taloudellista allokointiperustetta tulla keskittymään tässä tutkielmassa. Eri hintatyypppeihin tullaan kuitenkin puuttumaan, sillä hinnat voivat muodostua eri vaiheissa tuotteen elinkaarta ja on merkitystä, minkä elinkaaren vaiheen hintoja käytetään, kuten pian tullaan huomaamaan.

Hintoihin pohjautuva allokointi on perusteltavissa sen vaivattomuudella, sillä tuotteiden hinnat, tai ainakin markkinahinnat, ovat helposti saatavilla. Vahvimmin taloudellista allokointia on kuitenkin puolusteltu sillä, että hintoja käyttämällä varmistetaan, että taloudelliselta arvoltaan korkeimmalle tuotteelle, ja itse asiassa usein myös siis tarkasteltavalle tuotteelle, osoitetaan suuri osa syötteistä ja tuotoksista (Ayer ym. 2007, 485). Lisäksi hinta toki myös heijastaa kuluttajien halukkuutta maksaa tuotteesta sekä tuottajan rajakustannusta (Varian 2006, 8), ja siten tuottajan kannustimia tuottaa tuotetta (Ayer ym. 2007, 481; Ziegler & Hansson 2003, 311). Verrattuna esimerkiksi massa-allokointeihin, hintaan perustuva allokointi kuvastaa siis lähtökohtaisesti paremmin elintarvikeketjun toimijoiden "arvostuksia" (Svanes ym. 2011b).

Esimerkki hummereiden kalastuksesta auttaa havainnollistamaan hinnan ja tuotannon ympäristövaikutusten välistä suhdetta. Hummereita kalastettaessa saadaan sivusaaliina kalaa, minkä kilohinta on hummeria huomattavasti alhaisempi, mutta kalasaaliin massa koko saaliista on suhteellisen iso. Taloudellinen allokointi on tällöin massa-allokointia suositeltavampi menettely sillä kalastajat tuskin kalastaisivat rinnakkaistuotteena saatua kalaa samoilla raskailla menetelmillä, jos he eivät pyydystäisi taloudellisesti arvokasta hummeria samanaikaisesti. Rinnakkaistuotteena saatavaa kalaa voidaan nimittäin pyytää vaatimattomamminkin menetelmin. (WRI/WBCSD 2011, 70.) Toinen havainnollistava esimerkki löytyy kanan tuotannosta. Yhdysvaltalainen kanantuottaja, GNP Company, laski kananrintafileelleen hiilijalanjäljen, ja kohdentaessaan khk-päästöjä fileen ja

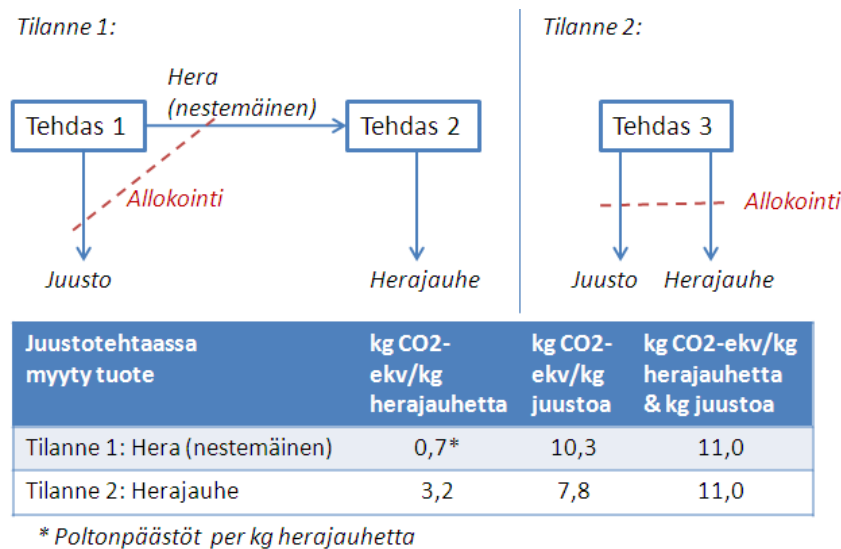
muiden kanan osien välillä valittiin menettelyksi taloudellinen allokointi. Tähän valintaan päädyttiin, sillä kananrintafilee on noin kuudennes kanan painosta, mutta samalla fileen myynti kattaa jopa kolmanneksen kanan eri osien myyntihinnasta, sillä fileen kysyntä on selvästi suurin verrattuna muihin kanan osiin. Todettiin, että muita rinnakkaistuotteita, kuten siipi-, koipi- ja reisipaloja tuskin tuotettaisiin, jollei samalla myös tuotettaisi rintafileetä. (WRI/WBCSD 2011, 69.)

Hinnan muodostaminen

Taloudellisessa allokoinnissa käytettävät hinnat on mahdollista valita eri elinkaaren vaiheista. Hinnat voivat olla esimerkiksi markkinahintoja, eli markkinoilla tuotteille muodostuvia hintoja, joita käytetäänkin usein, sillä ne ovat helposti saatavilla. Taloudellinen allokointiperuste voi pohjautua myös hintoihin, jotka tuotteilla on niiden lähtiessä tarkasteltavasta järjestelmästä (esim. tehtaasta), jolloin markkinahinnoista periaatteessa vähennetään usein ainakin jatkojalostuksen ja jakelun kustannukset (Azapagic & Clift 1999, 106). Lisäksi voidaan käyttää hintoja, jotka arvioidaan tuotteille sillä hetkellä kun tuotteet eroavat toisistaan tuotantoprosessissa.

Blonkin ja Ponsioenin (2009) herajauhe ja juusto -esimerkki havainnollistaa käytetyn hinnan valinnan kriittisyyttä. Tutkijat vertasivat kahta juustonvalmistus-tilannetta toisiinsa. Ensimmäisessä tilanteessa juustotehtaassa muodostuva hera myytiin toiseen tehtaaseen, missä siitä valmistettiin herajauhetta ja toisessa tilanteessa juustotehtaassa valmistettiin juuston ohella herasta herajauhetta (Kuva 5). Esimerkissä juuston ja herajauheen yhteenlasketut khk-päästöt olivat suurin piirtein yhtä suuret riippumatta siitä, valmistettiinko tuotteet osittain eri tehtaissa vai ei. Tästä huolimatta, kun khk-päästöt kohdennettiin tuotteille taloudellisen arvon mukaan siinä pisteessä, kun tuotteet lähtivät juustotehtaasta, kohdentui tuotteille päästöjä eri määrät tilanteesta riippuen. Kun nestemäinen hera myytiin eteenpäin, oli sen arvo niin vähäinen, että heran khk-päästöiksi arvioitiin vain sen polton päästöt (0,7 kg CO₂-ekv/kg herajauhetta), eli päästöt jotka syntyisivät myöhemmin kun nestemäisestä herasta tehtäisiin herajauhetta. Kun herajauhe valmistettiin juustotehtaassa, nousi tuotteen arvo huomattavasti, jolloin sille myös kohdistettiin enemmän päästöjä sen lähtiessä tehtaasta. Juustolle kohdennetut khk-päästöt olivatkin jopa neljänneksen pienemmät, kun tehtaassa tuotettiin yhtäaikaaisesti myös herajauhetta ja osa päästöistä osoitettiin sille. (Blonk & Ponsioen

2009, 23.) Yhtä kaikki juustolle kohdennetut khk-päästöt olisivat olleet yhtä suuret, jos molemmissa tapauksissa allokointi olisi perustunut valmiiden lopputuotteiden hintoihin tai mahdollisesti myös hintoihin, jotka tuotteilla on juuston ja nestemäisen heran erotessa toisistaan. Toki tällöinkin elinkaariarviointien tulokset olisivat olleet selvästi erilaiset eri valinnoilla, mutta ainakin tulokset olisivat olleet yhdenmukaiset.



Kuva 5. Herajauheen ja juuston hiilijalanjäljet allokoitaessa khk-päästöt hintojen mukaan, jotka ovat tuotteilla niiden lähtien juustotehtaasta (luvut peräisin: Blonkin & Ponsioenin (2009))

Haasteet hintojen käytössä

Hintojen käytöllä allokointiperusteina on myös kääntöpuoli, sillä saatavilla olevat hinnat voivat olla vääristyneet, jolloin hinnat eivät välttämättä heijasta tilannetta enää niin hyvin. Hintoihin vaikuttavatkin useat vääristävät tekijät, kuten epätäydellinen informaatio ja - kilpailu. Suomessa muun muassa kahden ison päivittäistavarakauppaketjun, S- ja K-ryhmän, lähes duopolinen kilpailutilanne³ vaikuttanee elintarvikkeiden hintoihin. Poliittiset säätelykeinot, kuten elintarvikeverot sekä maatalouspolitiikassa käytetyt erilaiset tuet ja verot vaikuttavat niin ikään hintoihin (MMM 2011; ks. myös Varian 2006, 26–29). Lisäksi hintojen vääristymien ohella hintojen heilahtelut ja trendit luovat omat haasteensa niiden käytölle.

Hintojen käytön ongelmana on myös se, että ne voivat poiketa toisistaan eri markkinoilla. Esimerkiksi Flysjö ym. (2011) vertailivat uusiseelantilaisen ja

³ Ketjujen yhteenlaskettu markkinaosuus oli vuonna 2009 lähes 80 prosenttia (PTY 2010, 16)

ruotsalaisen maidon khk-päästöjä, ja tutkijat havaitsivat uusiseelantilaisten maitotilallisten saavan maidostaan paremman tuoton lihaan verrattuna kuin ruotsalaiset maitotilalliset. Tämä johti siihen, että taloudellista alokointia käytettäessä uusiseelantilaisen maidon hiilijalanjälki oli korkeampi kuin ruotsalaisen maidon. Samanaikaisesti esimerkiksi proteiinipitoisuuteen ja massaan perustuvat alokointisuhteet eivät riippuneet alueellisista hinnoitteluista ja olivatkin lähes samat uusiseelantilaiselle ja ruotsalaiselle maidolle. (Flysjö ym. 2011, 425.) Lisäksi erilaisten markkinoiden ohella monet hinnoitteluun vaikuttavat tekijät, kuten tuotebrändit, vaikuttavat myös hintasuhteisiin. Esimerkiksi markkinahintaperusteisessa allokoinnissa ravintoarvoiltaan ja tuotantoprosesseiltaan samankaltaisten juustojen hiilijalanjäljistä tulee erisuuruiset jos juustojen brändit johtavat erilaisiin hinnoitteluihin. Näin voi käydä siitäkin huolimatta, että juustojen tuotantoprosesseissa syntyy yhtä paljon khk-päästöjä. (ks. WRI/WBCSD 2011,70.)

Hintatrendit, hintojen heilahtelut ja vääristymät sekä useat hinnoittelutekijät ja erilaiset alueelliset hinnoittelut vaikeuttavat hintojen käyttöä alokointiperusteina - erityisesti tuotteiden ympäristövaikutuksista viestittäessä. Hintojen vaihdellessa muuttuvat myös alokointisuhteet. Nämä muutokset tuotteille kohdistetuissa syötteissä ja tuotoksissa, kuten tuotteiden hiilijalanjäljissä, ovat vaikeasti selitettävissä ymmärrettävästi kuluttajille. On mahdollista, että vaikka tarkasteltavan tuotteen ketjussa jopa vähennetään ympäristövaikutuksia, kuten khk-päästöjä, eivät nämä parannukset välttämättä kuitenkaan näy tuotteen hiilijalanjäljessä. Tarkasteltavan tuotteen hiilijalanjälki saattaa jopa kasvaa hintasuhteen muuttuessa.

Yleisesti ottaen vaikka hintaperusteinen alokointi on laajalti käytetty ja perusteltu metodi elinkaariarvioinnissa, vaikuttaisi siltä, että menettelyn useisiin heikkouksiin on kuitenkin esitetty yllättävän vähän ratkaisukeinoja elinkaariarviointien kirjallisuudessa. Guinée ym. (2004, 24–25) tarjoavat muutamia neuvoja kuinka hintojen heilahteluihin, trendeihin ja vääristymiin voidaan puuttua. He esimerkiksi ehdottavat, että hintojen vaihtelua voidaan tasoittaa ottamalla hinta useamman vuoden keskiarvona. Tätä menettelyä ovat ehdottaneet useat muutkin tutkijat (ks. mm. Blonk & Ponsioen 2009). Guinée ym. (2004, 25) eivät myöskään koe hinnoissa esiintyviä trendejä ongelmallisina, kunhan tarkastelussa käytetään yhtenäisesti samaa perusvuotta. Jos säätelykeinot

puolestaan vaikuttavat tuotteiden hintoihin, tulee heidän mukaansa markkinahinnan sijasta käyttää tuottajahintaa, eli hintaa jonka tuottaja todellisuudessa saa tuotteesta. Edelleen ratkaisuna hintojen vaihteluihin on myös esitetty, että kun vaihtoehtoisessa allokointimenettelyssä (kuten massa-allokoinnissa) allokointisuhde on lähellä taloudellista allokointia, käytettäisiin taloudellisen allokoinnin sijasta tätä toista vakaampaa allokointimenettelyä (Eyjólfsdóttir ym. 2003).

Loppujen lopuksi markkinoiden epävakaudet ja yhteisten pelisääntöjen puuttuminen hinnan valinnassa, eivät ole välttämättä edes vielä niitä suurimpia haasteita, mitä kohdataan kun hintaa käytetään allokointiperusteena. Herää nimittäin kysymys, että heijastaako hinta kuitenkin riittävän hyvin tuotteen aiheuttamia syötteitä ja tuotoksia? Ayer ym. (2007) esimerkiksi ymmärtävät useiden tutkijoiden näkemyksen, että hinta heijastaa "motiivia" tuottaa tuote, mutta eivät pidä tätä perustelua tieteellisesti riittävänä. He toteavat ISO-standardia mukailleen, että elinkaariarvioinnin päätarkoituksen on kohdentaa kullekin tuotteelle ne syötteet ja tuotokset, mitkä ne synnyttävät (ks. ISO 14044, 38), ja heidän mukaansa taloudellinen allokointi ei lähtökohtaisesti takaa tätä pyrkimystä. Taloudellinen allokointi ei nimittäin heijasta pohjimmaista fyysis-kausaalista yhteyttä muodostuviin syötteisiin ja tuotoksiin. Tästä heidän mukaansa on osoituksena se, että vaikka tuotantoprosessi, ja siten perusvirrat pysyisivät täysin muuttumattomina, voivat allokointisuhteet kuitenkin muuttua tuotteiden välisten hintojen vaihdellessa. (Ayer ym. 2007, 485.)

4.3.4 Muita allokointiperusteita

Edellä esitettyjen fyysis-kausaalisten, fyysisten, biologisten ja taloudellisten allokointiperusteiden ohella on toki muunkinlaisia tapoja kohdentaa syötteet ja tuotokset tuotteille. Allokointiperuste voi olla esimerkiksi jo esitettyjen eri allokointiperusteiden yhdistelmä. Flysjö (2011) ehdotti meijerituotteiden väliseksi allokointiperusteeksi tuotteiden sisältämien ravintoarvojen ja niiden taloudellisten arvojen yhdistelmää. Ravintoarvoista hän tarkasteli rasvoja ja proteiineja, joita hän edelleen painotti ravintoaineiden taloudellisilla arvoilla, arvioiden proteiinin rasvaa 1,7 kertaa arvokkaammaksi ravintoaineeksi. (Flysjö 2011, 18.) Tämänkaltaisia allokointiperusteiden yhdistelmiä ei ole tämän tutkielman kirjallisuuskatsauksen mukaan juurikaan käytetty aiemmin, eli tämän käsityksen mukaan niistä ole juuri

kokemuksia. Lähtökohtaisesti on kuitenkin odotettavissa, että kyseinen vaikkakin erittäin kiinnostavalta vaikuttava menettely edellyttää kuitenkin ymmärrystä eri ravintoarvojen arvokkuuksista, mikä on varmastikin tuotteiden hintoja haasteellisempi tieto selvittää. Lisäksi tällaisissa astetta monimutkaisemmissa allokointiperusteissa on vaarana, että saatujen elinkaariarviointien tulosten jäljitettävyyks heikkenee.

Allokointi voi myös pohjautua esimerkiksi yksinkertaiseen menettelyyn, missä syötteet ja tuotokset jaetaan tasan tuotejärjestelmässä tuotettavien tuotteiden välillä (50–50 -menettely), tai missä kohdennetaan kaikki syötteet ja tuotokset yhdelle tuotteesta (100–0 -menettely) (ks. mm. Heijungs & Guinée 2007; WRI/WBCSD 2010). Erityisesti jos tarkasteltavalle tuotteelle kohdentuu arviolta selvästi valtaosa syötteistä ja tuotoksista, esimerkiksi muiden tuotteiden taloudellisten arvojen ollessa suhteessa selvästi vähäisemmät, voi olla yksinkertaisinta, mutta silti perusteltua, kohdentaa tarkasteltavalle tuotteelle kaikki syötteet ja tuotokset. Edelleen allokointi voi pohjautua myös mielivaltaiseen arvioon (Heijungs & Guinée 2007, 1002), tai vaikkapa eri osapuolien yhteiseen sopimukseen sopivasta allokointisuhteesta. Neuvottelut voivat ollakin sopiva lähestymistapa, kun allokoinneissa tehdyt ratkaisut koskettavat useampaa kuin yhtä osapuolta. Tällöin on nimittäin mahdollisuus sopia kaikille osapuolille tasapuolisesta/reilusta syötteiden ja tuotoksien jaosta. Toisaalta neuvottelut voivat olla usein myös hyvin haasteelliset – ratkaisuun voi vaikuttaa vahvasti kunkin osapuolen neuvotteluvahvuus eikä niinkään reiluus. Lisäksi neuvottelut voivat osoittautua hyvinkin työläiksi ja aikaa vieviksi, etenkin jos mukana on paljon neuvottelevia osapuolia. (Frischknecht 1998, 102 & 118.)

Fyysis-kemiallinen⁴ allokointi-matriisi (physico-chemical allocation matrix) on niin ikään yksi tapa vastata allokointiongelmaan. Matriisi kertoo samankaltaisten tuotantolaitosten prosessien syötteiden ja tuotoksien keskimääräisestä jakautumisesta eri tuotteille. Sen muodostamiseksi kerätään tietoja eri tuotantolaitoksista sekä kirjallisuudesta. (Feitz ym. 2007.) Periaatteiltaan matriisi vaikuttaisikin olevan lähellä virtuaalista alaprosesseihin jakoa, mutta merkittävänä erona on, että se perustuu muiden

⁴ Kirjallisuudessa ei ole täsmennetty, miksi menettelyn nimessä on käytetty termiä: ”fyysis-kemiallinen”, mutta se viitanee siihen, että matriisin muodostamiseksi voidaan käyttää myös tietämystä tuotteiden fyysisistä ja kemiallisista ominaisuuksista.

tuotantolaitosten keskimääräisiin tietoihin. Tällöin on jopa mahdollista ottaa matriisi käyttöön, vaikka ei selvitetäisikään ja pyrittäisi syvällisemmin ymmärtämään, kuinka syötteet ja tuotokset jakautuvat eri tuotteille juuri tarkasteltavassa tuotantolaitoksessa. Esimerkki tällaisesta matriisista on Feitz ym. (2007) muodostama allokointi-matriisi meijerituotannolle. Tutkimuksessaan Feitz ym. keräsivät 17 teknologioiltaan samankaltaisen meijerin prosessikohtaista dataa sekä hyödynsivät saamiensa kirjallisuustietoja data-aukkojen täydentämiseksi. Valmiissa allokointi-matriisissa tutkijat esittivät ne suhteet missä muun muassa meijereissä kuluva sähkö ja vesi keskimäärin jakautuivat eri tuotteille. (Feitz ym. 2007, 112.) Matriisia voidaan pitää kohtuullisen hyvänä arviona tuotteille allokoitavista tehtaan syötteistä ja tuotoksista kuitenkin vain silloin kun tarkasteltava tuote valmistetaan tehtaassa, missä tuotteet ja teknologia ovat samankaltaisia kuin matriisissa. Haasteena onkin laatia eri matriisit eri teknologioille ja eri teollisuudenaloille. Tämä voi viedä merkittäviä määriä resursseja, ja lisäksi allokointiongelma tuskin ratkeaa tällöinkään kokonaisuudessaan. Esimerkiksi Feitz ym. (2007, 111) mukaan matriisi ei edes kerro millä perusteilla ketjussa aiemmin maitotilalla muodostuvat syötteet ja tuotokset jaetaan raakamaidon ja naudanlihan kesken, sekä kuinka raakamaidolle allokoidut syötteet ja tuotokset jaetaan edelleen sen jatkovalmisteille. Näihinkin allokointiongelmiin tulisi löytää täten myös ratkaisut.

Käytännössä allokointi voi siis pohjautua lähes mihin tahansa tapaan jakaa syötteet ja tuotokset eri tuotejärjestelmien kesken. Tässä luvussa on esitelty useita tapoja ratkaista allokointiongelma sekä menettelyjen heikkouksia ja vahvuuksia. Teoreettinen tarkastelu ei kuitenkaan vielä nosta esille yhtä menettelytapaa, joka toimisi kaikissa tilanteissa moitteettomasti, eikä sen pohjalta voida myöskään neuvoa suoraan elinkaariarviointien laskijaa allokointitilanteessa. Ennemminkin tarkastelu havainnollistaa kuinka sekava ja monitahoinen allokointitilanne ja siitä käyty keskustelu onkaan. Ei ole siis ihme, miksi keskustelu allokointien ympärillä jatkuu yhä vuodesta toiseen. Jotta elinkaariarviointien tulokset olisivat keskenään vertailukelpoisia, on ilmiselvää, että allokointitilanteisiin tarvitaan yhteiset pelisäännöt, jotka opastavat elinkaariarviointien laadintaa. Seuraavassa luvussa esitellään sekä tarkastellaan kriittisesti erilaisia yleisohjeita ja tarkempia elintarvikkeille laadittuja tuoteryhmäkohtaisia ohjeita, joissa on pyritty luomaan myös sääntöjä allokointitilanteisiin.

5 Ohjeita allokointitilanteisiin

Jotta elintarvikkeille laadittavat elinkaariarvioinnit tulisivat mahdollisimman yhdenmukaisiksi, tarvitaan allokointitilanteisiin selvät ja yksityiskohtaiset ohjeet. Toisaalta oman haasteensa luo myös pyrkimys mahdollisimman hyvin perusteltaviin allokointiratkaisuihin, eli ohjeisiin kaivataan joustoa tapauskohtaisten ratkaisujen löytämiseksi. Seuraavassa esitellään allokointiohjeita ja niiden antamia vastauksia muun muassa näihin tavoitteisiin. Käsittelyssä on yleisohjeita elinkaariarviointeihin (kohta 5.1) ja tuoteryhmäkohtaisia ohjeita (Product Category Rules, PCR), jotka tarkentavat tuotekohtaisten elinkaariarviointien laadintaa (kohta 5.2). Lisäksi lopuksi kohdassa 5.3 esitellään lyhyesti kirjallisuudessa käytyä keskustelua allokoinneista.

5.1 ISO-standardi ja muut yleisohjeet

Elinaariarviointia käsitteleviä yleisohjeita, eli yleisen tason elinkaariarviointiohjeita, on olemassa useampia, ja seuraavassa tarkastellaan luonnollisesti elinkaariarvioinnin tärkeintä ohjekirjaa, eli ISO-standardia (ISO 14040/44 standardit). Tämän lisäksi tarkasteluun on valittu viisi muuta yleistä elinkaariarviointiohjetta. Näitä ovat jo aiemmin esitellyt ohjeet: ILCD-käsikirja, PAS2050 ja KHK-protokolla. Lisäksi tarkastellaan PAS2050 ohjetta täydentävää Alankomaissa kehitettyä Hollantilaista puutarhatuote-ohjetta (DHCF 2009), mikä tarjoaa tarkempia neuvoja puutarhatuotteiden elinkaaren aikaisten khk-päästöjen laskemiseksi. Tarkastelussa on myös Australialainen ohje (RIRDC 2009), jossa annetaan metodologisia suosituksia australialaisen maataloustuotannon elinkaariarviointiin⁵.

5.1.1 Yleisohjeiden valinta ja taustaa

Tarkasteluun valittujen elinkaariarviointien yleisohjeiden määrä haluttiin pitää riittävän pienenä, jotta tarkastelu ei laajenisi liikaa. Mukaan valitut ohjeet ovat myös siinä mielessä merkittäviä, että ne ovat yhteydessä viralliseen ylempään tahoon. Kuten todettua ILCD-käsikirja on saanut alkunsa Euroopan komission aloitteesta ja muita

⁵ Ohje on tarkoitettu meijeri-, nautakarja-, siipikarja-, sika-, sokeriruoko- ja puuvillatuotantoon (RIRDC 2009, 1).

yleisohjeita on laadittu yhteistyössä ministeriön/ministeriöiden kanssa tai niiden toimeksiantoina. (Blonk Milieu Advies 2010; PAS2050 2011, iii; RIRDC 2009.) KHK-protokollan takana on puolestaan jopa 200 kansainvälisen yrityksen koalitio: WBCSD (Greenhouse Gas Protocol 2011). Kaiken kaikkiaan tämän hetkisen parhaimman tiedon mukaan ei ole saatavilla juuri muita vastaavanlaisia laajoja ja yleisluontoisia ohjeita elinkaariarviointeihin, joten tarkastelussa on verrattain kattava otos yleisohjeista. Tässä työssä käsittelyn ulkopuolelle rajattu ohje on ranskalaisten laatima elinkaariohje: BP X 30–323, sillä se jää muihin ohjeisiin nähden vieläkin yleisluonteisemmaksi ja lyhyemmäksi (ks. Afnor Groupe 2010), ja siten tuskin tarjoaa merkittävää lisäarvoa tarkasteluun.

Yleisohjeiden välinen hierarkia ei ole puolestaan täysin yksiselitteinen, mutta pääpiirteittäin ISO-standardi nähdään ylemmän tason ohjeena, johon PAS2050, KHK-protokolla ja Australialainen ohje nojaavat, tosin tarjoten myös omia enemmän tai vähemmän standardista poikkeavia linjauksiaan (PAS2050 2011, v; RIRDC 2009, ix; WRI/WBCSD 2011, 21). Hollantilainen puutarhatuote-ohje puolestaan nojaa pääosin PAS2050:een (DHCF 2009, 2), ja ILCD-käsikirja pyrkii syventämään ISO-standardia ehdottaen muun muassa toimintatapoja miten eri päätöksentekotilanteissa tulisi menetellä (ILCD 2010, iv–v). Kohdassa 5.2 esiteltävät tarkemmat tuoteryhmäkohtaiset ohjeet voidaan nähdä yleisohjeiden hierarkiassa alimpina tarjotessaan erilaisille tuoteryhmille tarkemmat, yksilöidyt ohjeet. Myös Hollantilainen puutarhatuote-ohje on oikeastaan tuoteryhmäkohtainen ohje, sillä se tarkentaa puutarhatuotteiden elinkaariarviointia. Se on kuitenkin tuoteryhmäkohtaiseksi ohjeeksi verrattain laaja, ja lisäksi koska se poikkeaa PAS2050:stä muun muassa allokointisuosituksissa, on se valittu tarkasteluun muiden yleisohjeiden rinnalle.

Paitsi hierarkkisesti, poikkeavat valitut yleisohjeet toisistaan myös käyttötarkoituksissaan ja sovelluskohteissaan. Ohjeista PAS2050, KHK-protokolla ja Hollantilainen puutarhatuote-ohje käsittelevät ainoastaan khk-päästöjen laskemista, kun taas Australialainen ohje ja ILCD-käsikirja soveltuvat useampien ympäristövaikutusten tarkasteluun. ISO-standardissa ei puolestaan oteta kantaa, mitkä ympäristövaikutusluokat tulisi sisällyttää tarkasteluun. Ohjeet eroavat toisistaan lähtökohdiltaan myös muutamissa muissa kohdissa: esimerkiksi Hollantilainen puutarhatuote-ohje on tarkoitettu vain yritysten väliseen viestintään (DHCF 2009, 2) ja

KHK-protokolla ei tue eri tuotteille laskettujen hiilijalanjälkien välisiä vertailuväittämiä (WRI/WBCSD 2011, 5). Edelleen ISO-standardi ei ota kantaa elinkaariarvioinnin lähestymistapoihin, kun taas ILCD-käsikirja tarkentaa suosituksiaan eri tilanteisiin, erottaen myös toisistaan haitanjaollisen - ja seurausvaikutuksellisen lähestymistavan. (ILCD-käsikirja 2010, iv-v.) Muut tässä esiteltyt yleisohjeet ilmaisevat taasen noudattavansa haitanjaollista lähestymistapaa (DHCF 2009, 8; PAS2050 2011, 7; RIRDC 2009, 5; WRI/WBCSD 2011, 21).

Näistä kaikista esitetyistä eroavaisuuksista huolimatta yhteistä kaikille yleisohjeille on, että niitä on mahdollista hyödyntää tuotettaessa tietoa elintarvikkeiden elinkaaren aikaisista ympäristövaikutuksista. Kaikki ohjeet esimerkiksi siis myös linjaavat kuinka tulisi toimia allokointitilanteissa. Koska ohjeet poikkeavat kuitenkin toisistaan jo lähtökohdissaan, tulee allokointisuositusten vertailussa olla erityisen varovainen. Lähtökohtaisten erojen takia ohjeita ja niiden allokointisuosituksia ei tullakaan laittamaan paremmuusjärjestykseen, vaan tarkoituksena on kuvata mahdollisimman objektiivisesti yleisohjeiden välisiä eroja ja etsiä hyviä käytäntöjä allokointitilanteiden ohjaamiseen.

Tässä havainnollistettujen muutamien lähtökohtaisten erojen ohella on myös hyvä tiedostaa, että elinkaariarviointien metodologian kehitys on vielä murrosvaiheessa, ja esitetyt ohjeet tulevat vielä hyvin mahdollisesti muuttumaan ainakin osin – jo seuraavien lähivuosien aikana. Kuten aiemmin mainittiin, hiilimerkintöjen laskentaa ohjaava standardi, ISO 14067, on parhaillaan valmisteilla. PAS2050:in laatija BSI on myös ryhtynyt valmistelemaan yhdessä hollantilaisten tahojen kanssa PAS2050:in tarkennusta puutarhatuotteille (BSI 2011), mikä tuo jatkoa Hollantilaiselle puutarhatuote-ohjeelle. Niin ikään muitakin yleisohjeiden aloitteita on kehitteillä, kuten valmisteilla oleva ohje tuotteiden ekologisen jalanjäljen laskemiseen (Product Environmental Footprint - General Guide), mitä luotsaa Euroopan Komissio (Euroopan komissio 2011). Myös jo olemassa olevia yleisohjeita tullaan todennäköisesti päivittämään vastaisuudessa, jopa melko lyhyellä aikavälillä. Tästä kertoo esimerkiksi PAS2050:en päivitys, mikä valmistui vuoden 2011 syksyllä vain kolme vuotta sitä edeltävän version jälkeen.

5.1.2 Suositukset allokointitilanteisiin monituotejärjestelmässä

Seuraavassa on esitelty yleisohjeiden allokointisuosituksia monituotejärjestelmässä, eli tutkielman rajausten mukaisesti ohjeiden linjauksia avoimiin kierrätystilanteisiin ei ole käsitelty (ks. kohta 4.1). Ohjeet on pyritty esittämään mahdollisimman yksityiskohtaisesti, joten jos suosituksia ei ole tarkennettu kerrottua enempää tai jos niitä ei ole perusteltu, on tämä tulkittavissa siten, ettei ohjeissakaan ole sen enempää tarkennettu tai perusteltu annettuja suosituksia. Lisäksi on tärkeää ymmärtää, että vaikka esiteltyjen yleisohjeiden allokointisuosituksia on pyritty esittelemään mahdollisimman tarkasti ja totuudenmukaisesti, niin on mahdollista, että suosituksia tulkitaan joltain kohdin tässä esitetystä eriävälläkin tavalla. Onkin toivottavaa, että ohjeista ja niiden mahdollisista erilaisista tulkinnoista keskusteltaisiin vastaisuudessa.

Yleisohjeet linjaavat, että allokointia tulisi ensisijaisesti välttää, ja tapoina välttää allokointeja esitetään alaprosesseihin jakoa, korvausmenettelyä ja toiminnallisen yksikön uudelleen määrittämistä (Taulukko 3). Hollantilainen puutarhatuote-ohje ei tosin suoraan ehdota allokoinnin välttämistä lähtökohtaisena vaihtoehtona. Sen sijaan ohjeen taustaraportin mukaan yhdistetyssä sähkön- ja lämmöntuotannossa korvausmenettely on mahdollinen. Raportin mukaan myös alaprosesseihin jako on mahdollinen, jos tarkastelu sitä vaatii, eikä se heikennä tulosten laatua. (Blonk ym. 2010, 24–25.)

Taulukko 3. Suositukset allokointitilanteisiin monituotejärjestelmässä

Standardi, ohje	1. suositus	2. suositus	3. suositus	4. suositus
Australialainen ohje (RIRDC 2009, 25)	Alaprosesseihin jako Toiminnallisen yksikön uudelleen määrittäminen Korvausmenettely	Fyysis-kausallinen allokointi	Taloudellinen allokointi	
Hollantilainen puutarhatuote-ohje (DHCF 2009, 24)	<i>Tuotteella samankaltaisia ominaisuuksia ja/tai toiminnallisuuksia:</i> Fyysinen allokointi <i>Tuotteella erilaisia ominaisuuksia ja/tai toiminnallisuuksia:</i> Taloudellinen allokointi			
ILCD-käsikirja, (2010, 255 & 257) - Haitanjaollinen (Attributional)	Alaprosesseihin jako /virtuaalinen alaprosesseihin jako	Fyysis-kausallinen allokointi	Taloudellinen allokointi ⁶	
ILCD-käsikirja (2010, 174–175) - Seurausvaikutuksellinen (Consequential)	Alaprosesseihin jako /virtuaalinen alaprosesseihin jako	<i>Fyysisesti toisistaan riippuvat rinnakkais-tuotteet</i> ⁷ : Korvausmenettely <i>Fyysisesti riippumattomat:</i> Fyysis-kausallinen allokointi		
ISO-standardi (14044 2006, 38; 14049 2000)	Alaprosesseihin jako Toiminnallisen yksikön uudelleen määrittäminen Korvausmenettely	Fyysis-kausallinen allokointi	Muu allokointiperuste, mikä heijastaa tuotteiden välistä suhdetta: esim. Taloudellinen allokointi	
KHK-protokolla (WRI/WBCSD 2011, 63 & 69–70)	Alaprosesseihin jako Toiminnallisen yksikön uudelleen määrittäminen Korvausmenettely	Fyysis-kausallinen allokointi	Fyysinen allokointi Taloudellinen allokointi	Muu allokointiperuste
PAS2050 (2011, 22)	Alaprosesseihin jako	Korvausmenettely	Muu allokointiperuste (kriteerit)	Taloudellinen allokointi

⁶ Erityistapauksissa taloudellista allokointia suositeltavampi allokointimenettely on QFD(Quality Function Deployment)-menettely. ILCD-käsikirjan mukaan menettely on kuitenkin sovelias vain erityisissä elinkaariarvioinnin sovelluksissa, eli vain silloin kun verrataan kahta ominaisuuksiltaan riittävän erilaista, mutta ympäristövaikutus-profiileiltaan riittävän samanlaista tuotetta keskenään. (ILCD-käsikirja 2010, 263–264.)

⁷ Kun rinnakkaistuotteet ovat toisistaan täysin riippumattomia, on kyseessä ”combined production” -tilanne, ja voidaan tehdä fyysis-kausallinen allokointi. Muussa tapauksessa rinnakkaistuotteiden ollessa riippuvaisia, on kyseessä ”joint production” -tilanne, jolloin korvausmenettely on suositeltava (ILCD-käsikirja 2010, 174.)

ISO-standardissa ehdotetaan, että jos allokointia ei ole mahdollista välttää, tulee pyrkiä käyttämään allokointiperusteena tuotteiden välistä fyysis-kausaalista suhdetta. Myös KHK-protokolla, Australialainen ohje ja ILCD-käsikirja (haitanjaollinen lähestymistapa) ehdottavat ensisijaiseksi perusteeksi fyysis-kausaalista allokointia jos sitä ei voida välttää. Edelleen jos fyysis-kausaalinen allokointi ei ole mahdollinen, tulee allokoinnin perustua tällöin ISO-standardin mukaan johonkin muuhun tuotteiden väliseen suhteeseen, kuten taloudelliseen arvoon. ISO-standardissa ei kuitenkaan kerrota paremmuusjärjestystä, mikä suhde on tällöin suositeltavin, kun taas ILCD-käsikirja ja Australialainen ohje suosittelevat taloudellista allokointia. Edelleen KHK-protokolla ehdottaa fyysistä ja taloudellista allokointia vaihtoehtoisina tapoina kohdentaa khk-päästöt tuotteiden välillä neuvon kumpaa allokointiperustetta tulisi milloinkin suosia (em. neuvot on esitetty myöhemmin). Lisäksi protokolla myös toteaa, että jos nämä kaksi allokointimenettelyä eivät ole mahdollisia, voidaan käyttää ”muuta allokointiperustetta”, mikä pohjautuu laskijan ”käsitykseen” sopivasta allokointisuhteesta. (WRI/WBCSD 2011, 69–71.) PAS2050 puolestaan ehdottaa ensisijaisesti allokointiperustetta, joka toteuttaa ohjeen esittämät yhdeksän kriteeriä, joita ovat esimerkiksi laaja tunnustus, läpinäkyvyys ja saatavuus. Jos näitä kriteerejä täyttävää perustetta ei ole saatavilla, suosittelee ohje seuraavana taloudellista allokointia. (PAS2050, 2011 7 & 22.)

Kuten edellä mainittiin, ILCD-käsikirja tarjoaa eri ohjeet haitanjaolliseen ja seurausvaikutukselliseen tarkasteluun. Lähestymistapojen erojen havainnollistamiseksi on Taulukossa 3 esitetty myös allokointisuositukset seurausvaikutuksellisessa tarkastelussa. ILCD-käsikirjan merkittävimpiä linjauksia onkin, että seurausvaikutuksellisessa lähestymistavassa on mahdollista käyttää korvausmenettelyä, kun taasen haitanjaollisessa lähestymistavassa sitä vaihtoehtoa ei lähtökohtaisesti tarjota. Kuitenkin ILCD-käsikirjassa myönnetään, että korvausmenettelyä voidaan käyttää myös haitanjaollisessa lähestymistavassa silloin, kun halutaan tarkastella rinnakkaisten järjestelmien välisiä todellisia vuorovaikutussuhteita ("to include existing interactions with other systems"). (ILCD-käsikirja 2010, 43 & 77.)

Taulukosta 3 voidaan havaita, että Hollantilainen puutarhatuote-ohje poikkeaa eniten muista yleisohjeista. Ohje ehdottaa allokointiperusteeksi fyysistä allokointia, kun

tuotteilla on samankaltaisia ominaisuuksia ja/tai toiminnallisuuksia ("characteristics and/or functionality"), ja vastaavasti taloudellista alokointia, kun tuotteilla ei ole samankaltaisia ominaisuuksia ja/tai toiminnallisuuksia. Ohjeessa ei kuitenkaan selvitetä, kumpi alokointiperuste tulisi valita, kun alokointitilanne sopisi molempiin ehtoihin, eli jos esimerkiksi ominaisuudet ovat samat, mutta toiminnallisuudet erilaiset. Ohjeessa ei myöskään ylipäänsä tarjota tarkennusta, mitä samankaltaisilla ominaisuuksilla ja toiminnallisuuksilla tarkkaan ottaen tarkoitetaan. Blonk ja Ponsioen (2009, 21) täsmentävät raportissaan hollantilaisen ohjeen toiminnallisuuden määritelmää näkemyksellään, että kun rinnakkaistuotteet ovat toiminnallisuuksiltaan erilaisia, osa tuotteista päätyy ihmisten ruuaksi ja osa muuhun tarkoitukseen kuten esimerkiksi eläinten rehuksi tai polttoaineeksi. Erilaisilla ominaisuuksilla puolestaan tarkoitettaneen, ettei rinnakkaisia tuotteita ole mielekästä määritellä samoissa yksiköissä, kuten energiasisällön mukaan.

Tarkennuksia alokointisuositukseen

ISO-standardissa, KHK-protokollassa ja ILCD-käsikirjassa vaaditaan lisätarkastelua, jos ei ole selvää käsitystä tapaukseen soveltuvasta alokointimenettelystä. ILCD-käsikirjassa sanotaan, ettei laskennassa tulisi valita tarkasteltavaa tuotetta selvästi suosivaa alokointimenettelyä ja mahdolliset epävarmuudet tulee ottaa huomioon ja raportoida tulosten tulkintavaiheessa (ILCD, 84). ISO-standardin mukaan käytetyt alokointimenettelyt tulee kuvata selvästi, ja jos useampi alokointimenettely vaikuttaa sovelialta tulee tehdä herkkyysanalyysi (ISO 14044 2006, 36). KHK-protokolla kehottaa niin ikään vertailemaan eri alokointimenettelyillä saatuja tuloksia epäselvissä tilanteissa, ainakin kun käytetään ”muuta alokointiperustetta”. Protokollan mukaan tällöin tulisi myös perustella käytetty menettely ja valita konservatiivisempi vaihtoehto, eli esimerkiksi käyttää alokointimenettelyä, missä tarkasteltavalle tuotteelle kohdentuu enemmän khk-päästöjä. (WRI/WBCSD 2011, 70–71.)

Korvausmenettelyn valintatilannetta on tarkennettu KHK-protokollassa ja PAS2050:ssä. PAS2050:n mukaan korvausmenettely on mahdollinen, kun ”tuote, jota yksi tai useampi rinnakkaistuotteista korvaa, voidaan tunnistaa” (PAS2050 2011, 22). KHK-protokollassa korvausmenettelyn käytön ehtona on, että tiedetään tarkalleen mitä tuotetta korvataan. (WRI/WBCSD 2011, 66–67.) Molemmissa ohjeissa on lisäksi

ehtona, että menettelyssä käytetään korvattavan tuotteen keskimääräisiä khk-päästöjä (PAS2050 2011, 22; WRI/WBCSD 2011, 67).

ISO-standardia lukuun ottamatta ohjeissa tarkennetaan myös taloudellisen arvon määritelmää. Australialainen ohje ei tarkenna määritelmää, mutta tarjoaa taloudellisten arvojen välisestä suhteesta pari esimerkkiä. Sen mukaan arvojen suhde voi perustua esimerkiksi tuotteiden vuosittaisiin keskimääräisiin rahallisiin tuottoihin, mitkä puolestaan pohjautuvat useamman tuottajan tuottojen keskiarvoihin. (RIRDC 2009, 25–26.) PAS2050:n mukaan taloudellinen arvo on tuotteen markkina-arvo tuotantovaiheessa (2011, 3), ja ILCD-käsikirjassa taloudellinen allokointi perustuu markkina-arvoon sillä hetkellä, kun tuotteet eroavat toisistaan. ILCD-käsikirjassa täydennetään, että esimerkiksi allokointi jyvän ja oljen välillä tapahtuu tuotteiden erkanemisvaiheessa, jolloin tuotteiden markkinahinnoista vähennetään mahdolliset muut tuotteiden hintoja nostavat vaiheet, kuten jatkojalostus ja kuljetukset. (ILCD 2010, 264–265.) KHK-protokollassa taloudellisen allokoinnin tulisi samalla tavoin nojata tuotteiden arvoihin siinä vaiheessa, kun tuotteet eroavat toisistaan. Ohje täydentää lisäksi ILCD-käsikirjan mukaisesti, että jos tuotteiden erkanemisvaiheen arvoja ei ole saatavilla, voidaan käyttää myös myöhemmin markkinoilla muodostuvaa hintaa, ja hintaa erkanemisvaiheen jälkeen nostavat tekijät tulee pyrkiä vähentämään tuotteiden arvoista siinä määrin kuin mahdollista. (WRI/WBCSD 2011, 69.) Hollantilaisen puutarhatuote-ohjeen mukaan taloudellisen arvon tulee perustua tuotteiden hintoihin tuotteiden lähtiessä pois tuotejärjestelmästä. Lisäksi arvon tulee muodostua hintojen keskiarvosta viiden vuoden ajalta ja myös mahdollisesta hintatrendistä tulee raportoida. (DHCF 2009, 24–25.) Ohjeen taustaraportissa esitetään edelleen, että hintojen tulee muodostua markkinoilla, missä tuotteet ovat vapaasti vaihdettavissa (Blonk ym. 2010, 24).

Fyysisen allokointiperusteen määritelmään annetaan tarkennuksia vain parissa yleisohjeessa. Hollantilainen puutarhatuote-ohje ei suoranaisesti tarkenna fyysistä allokointiperustetta, mutta toteaa lisäksi, kuinka fyysinen allokointi voi pohjautua yhteen tai useampaan fyysiseen perusteeseen (DHCF 2009, 24). KHK-protokolla kertoo fyysisen allokoinnin tarkoittavan allokointisuhdetta, mikä heijastaa syntyvien tuotteiden ja päästöjen välistä suhdetta. Protokolla kuitenkin tarjoaa hieman myöhemmin lievennyksen edelliselle määritelmälle sanoen, että fyysisessä allokoinnissa tulisi valita

se fyysinen allokointiperuste, mikä kuvastaa *tarkimmin* syntyvien tuotteiden ja päästöjen välistä suhdetta. Tällöin protokollan mukaan esimerkiksi ruokatuotteissa on mahdollista käyttää allokointiperusteena proteiinisältöä. (WRI/WBCSD 2011, 63 & 69.)

Vielä muista yleisohjeista poiketen KHK-protokollassa on annettu useita tarkentavia neuvoja siitä, tulisiko allokoinnin perustua fyysiseen vai taloudelliseen allokointiin. Fyysinen allokointi on perusteltu ainakin silloin, kun löytyy yhteinen fyysinen tekijä, mikä heijastaa tuotteiden ja khk-päästöjen välistä suhdetta. Fyysinen allokointi on myös taloudellista allokointia parempi vaihtoehto tilanteissa, missä brändi vaikuttaa hintoihin (ks. kohta 4.3). Taloudellista allokointia on puolestaan suositeltu protokollassa silloin, kun ei ole saatavilla dataa fyysisistä suhteista, tarkasteltavien tuotteiden välillä ei ole yhteistä fyysistä allokointiperustetta tai voidaan muuten olettaa, ettei fyysinen allokointiperuste heijastaisi oikeassa suhteessa syntyviä päästöjä. Taloudellinen allokointi on myös perusteltu tilanteessa, missä tuote on jäte, mutta saavuttaa taloudellisen arvon korvattaan jonkun muun markkinoilla olevan tuotteen. Lisäksi KHK-protokollan mukaan taloudellinen allokointi on aiheellinen myös silloin, kun rinnakkaistuotetta tuotetaan tarkasteltavassa tuotantoketjussa valitulla tuotantotavalla vain koska tuotantoprosessissa syntyy samalla toinen arvokkaampi tuote (ks. kohta 5.3: esimerkki hummereiden kalastuksesta). (WRI/WBCSD 2011, 70.)

5.1.3 Yleisohjeiden kritiikkiä

Standardissa ja yleisohjeissa kehoitetaan ensisijaisesti välttämään allokointia, mutta tämä kehoitus tuntuu olevan usein muodollinen lähtökohta. Kohdassa 4.2 kerrottiin jo kuinka alaprosesseihin jako ja funktionaalisen yksikön uudelleen määrittäminen harvemmin ratkaisevat allokointiongelmaa. Korvausmenettelyn käyttö on puolestaan mahdollinen, mutta kuten alaluvussa 4.2 todettiin, se on haastava. Korvausmenettely on vaihtoehtona PAS2050:ssa, KHK-protokollassa ja Australialaisessa ohjeessa, eikä niissä ei ole tuotu esiin mahdollisia epäilyksiä kuinka korvausmenettely loppujen lopuksi soveltuu ohjeiden omiin lähtökohtiin. Ohjeissa viitataan ISO-standardiin, missä korvausmenettely on niin ikään vaihtoehtona allokointia vältettäessä, mutta koska standardi on muita ohjeita kattavampi ja sopii useisiin lähtökohtiin, eivät sen tarjoamat

allokointisuositukset ole välttämättä toimivia lähtökohdiltaan haitanjaollisissa ohjeissa. Yhdessäkään yleisohjeessa ei myöskään esitetä korvausmenettelyn monia haasteita, kuten allokointiongelman siirtymistä toiseen tuotejärjestelmään. Lisäksi vaikka KHK-protokollassa ja PAS2050:ssä tarkennetaan kriteereitä korvattaville tuotteille, ei niissä puhuta esimerkiksi tuotteiden välisten todellisten korvaussuhteiden huomioimisesta. Kuten kohdassa 4.2 pohdittiin, lehmä-casessa lihakarjatuotannosta saatu lihakilo ei välttämättä korvaa suoraan maitokarjailta saatavaa lihakiloa, sillä lihoissa on todennäköisesti laadullisia eroja. Korvaussuhteena voi olla siis joku muukin kuin 1:1.

Ekvallin ja Finnvedenin (2001) mukaan ISO-standardi jättää paljon tilaa sen eri sovelluskohteille, mikä ei kuitenkaan tue tutkimusten harmonisointia. Standardissa ei myöskään esitetä tutkimuksien päämäärien ja niihin soveltuviin menetelmien välistä yhteyttä, eikä siinä oteta kantaa menetelmien käytännöllisyyteen, työn määrään tai tiedon laatuun. (Ekvall & Finnveden 2001, 198.) Tämä tutkijoiden standardia kohtaan nostama kritiikki tuntuu pätevän yhtäläillä muihinkin tässä tarkasteltaviin yleisohjeisiin - ainakin kaikkien ohjeiden selkeydessä ja yksityiskohtaisuudessa näyttäisi olevan puutteita. ISO-standardin käsikirjana esitelty ILCD-käsikirja tarjoaa jonkun verran kaivattuja tarkennuksia, esimerkiksi lähtökohtien välisiin eroihin. Sekään ei kuitenkaan esittele ja etsi ratkaisuja taloudellista arvoa vääristäviin tekijöihin, joilla voi olla todistetusti merkittäviä vaikutuksia lopputuloksiin, kuten edellä kohdassa 4.3 todettiin. KHK-protokollassa otetaan esille brändivaikutus ja kuinka silloin tulisi valita hintojen sijaa fyysinen allokointiperuste. Muuten kuitenkin vain Hollantilaisessa puutarhatuote-ohjeessa ja sen taustaraportissa (Blonk ym. 2010) tunnustetaan hintojen haasteita ja esitetään keinoja vaikuttaa hintojen vaihteluihin. Vaikka ohje ja sen taustaraportti antavat jo askeleen verran enemmän ohjeita, eivät ne kuitenkaan kommentoi useita muita taloudellisen allokoinnin haasteita. Niistä ei esimerkiksi selviä kuinka tuotteiden vapaa vaihdettavuus määritellään, eikä ohjeessa myöskään tarjota selvennystä, kuinka esimerkiksi EU:ssa veroilla ja tukiaisilla vahvasti säädeltyjen maataloustuotteiden hintoihin tulisi suhtautua.

Korvausmenettelyn ja taloudellisen allokoinnin ohella myös fyysiseen allokointiin annetut ohjeet jättävät laskijalle paljon valinnanvaraa. Edellä kohdassa 5.1.2 kerrottiin, kuinka vähän ohjeissa on tarkennettu fyysisistä allokointia. Tuotteiden väliltä voidaan kuitenkin löytää useita fyysisiä allokointiperusteita, ja jos käytettävää

allokointiperustetta ei ilmaista tarkemmin, on mahdollista että eri tutkimuksissa allokointi perustuu eri fyysisiin perusteisiin, mikä voi johtaa hyvinkin erilaisiin lopputuloksiin. Esimerkiksi Ekvallin ja Finnvedenin (2001, 2005) selvityksen mukaan ISO standardin kolmatta suositusta (ks. Taulukko 3) on tulkittu kirjallisuudessa mahdollisuutena allokoida taloudellisen suhteen lisäksi lähes mielivaltaisesti muun muassa tuotteiden väliseen massa-, volyymi- tai energiasuhteeseen nojaten.

Yleisohjeissa on myös muita epätarkkuuksia. Esimerkiksi PAS2050:n ehdotus allokointiperusteen valinnasta useiden kriteerien pohjalta voi johtaa eri tulkintoihin sopivasta kriteerit täyttävästä allokointiperusteesta. KHK-protokollan ehdottama ”muu allokointiperuste”, jonka laskija voi itse määrittää, on myös erittäin subjektiivinen valintatilanne. Sen lisäksi, että ohjeet eivät välttämättä siis ohjaa yhdenmukaisiin elinkaariarviointeihin, löyhät ja epätäsmälliset suositukset voivat myös johtaa niiden virheellisiin tulkintoihin (ks. esim. Ayer ym. 2007). Kaikkiaan standardissa ja muissa yleisohjeissa on yksi merkittävä puute: niissä ei juuri perustella annettuja allokointisuosituksia. Laskijoilla ei ole siis juuri mahdollisuuksia verrata kriittisesti vaihtoehtoisia menettelytapoja.

Jotta elintarvikkeiden ketjuista tuotettava ympäristövaikutustieto olisi yhdenmukaisempaa, on kasvanut tarve tarkemmille ohjeille, jotka täsmentävät löyhiä yleisohjeita. Tämän tutkielman taustalla olevan Foodprint-hankkeen (MTT 2009) ohella myös esimerkiksi Euroopan Komission, UNEP:n (YK:n ympäristöohjelman) ja Euroopan Ympäristökeskuksen (European Environment Agency 2011) ohjaama Kestävän eurooppalaisen ruoankulutuksen ja tuotannon ryhmän (European Food SCP Round Table) tavoitteena on valmistella metodologia, mikä tarkentaa ruokatuotteiden ja juomien elinkaariarviointien ohjeita (European Food SCP... 2011b). Ranskassa on puolestaan aloitettu kesällä 2011 laaja kenttäkokeilu, missä 168 yrityksessä ympäri maailmaa, mukaan lukien elintarvikeyrityksissä, tarkastellaan tuotekohtaisesti khk-päästöjä, monimuotoisuuden heikkenemistä sekä veden käyttöä ja päästöjä vesistöihin. Kokeilun yhtenä keskeisenä tavoitteena on löytää yhteiset metodologiset toimintatavat eri tuoteryhmille, eli esimerkiksi määrittää elintarvikkeiden allokointisuositukset. (Vergez 2011.) Muitakin aloitteita toki on, esimerkiksi Hollantilainen konsulttifirma

(Blonk Milieu Advies) on niin ikään luonnostelemassa ohjetta ruokatuotteiden elinkaaren aikaisten ympäristövaikutusten laskemiseksi (Agri-footprint 2011).

Eri tuoteryhmille, mukaan lukien myös muutamille elintarvikeryhmille, kuten leipomotuotteille ja maidolle, on myös jo laadittu tarkempia tuoteryhmäkohtaisia elinkaariarviointiin pohjautuvia ohjeita (PCR:iä). Yleisohjeissakin viitataan monesti näihin tuoteryhmäkohtaisiin ohjeisiin yleisohjeita täydentävinä ja tarkentavina ohjeina (ks. mm. ILCDD 2010, 1; PAS 2011, 12). Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden kautta pyritään lisäämään elinkaariarviointien välistä yhdenmukaisuutta, eli ne vastaavat ennen kaikkea harmonisoinnin puutteeseen. Muihin lähtökohtiin, kuten pidemmän aikavälin poliittiseen päätöksentekoon ne eivät ole välttämättä yksinään paras lähtökohta, mutta toki ne tukevat osaltaan myös päätöksentekoa. Seuraavassa esitellään tarkemmin tuoteryhmäkohtaisia ohjeita, sekä pohditaan onnistuvatko ne tarkoituksessaan.

5.2 Tuoteryhmäkohtaiset ohjeet elintarvikkeille

5.2.1 Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden valinta ja taustaa

Tuoteryhmäkohtaisia ohjeita on tehty jo sadoille eri tuotteille ja useille tuoteryhmille, ja lisää ohjeita on jatkuvasti kehitteillä (Environdec 2011d). Ohjeita on muun muassa erilaisilla elintarvikkeilla, huonekaluilla, materiaaleilla ja palveluilla, eli niitä löytyy laidasta laitaan (Environdec 2011c). Useat ohjeista ovat lyhyitä ja yksinkertaistettuja, mutta on myös laadittu tarkempia vaiheittaisia ohjeita. Tarkempia ohjeita on laadittu niin laajemmille tuoteryhmille, kuten viljatuotteille, kuin yksittäisille tuotteillekin, kuten perunalastuille. (Environdec 2011c; PCR Library 2011b.) Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden tekoa luotsaa muun muassa yleinen ohjekirja, EPD-ohje⁸, jonka ylläpitäjä on ruotsalainen instituutio Environdec (EPD 2008a). Vastaavanlainen taho on japanilainen Jemai, eli japanilainen ympäristöjohtamisen yhdistys, joka on tehnyt niin ikään tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden laadintaa opastavan ohjekirjan TS Q 0010:n (Japanilaisen ohjeen) (TS Q 0010 2009). Lisäksi on olemassa useita muita yleisiä ohjeita ja aloitteita tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden tekoon, kuten edellä mainittu

⁸ EPD-ohje on vuodelta 2008, mutta sen uusi versio on luonnosvaiheessa ja näillä näkymin se julkaistaan vuonna 2012 (Environdec 2011b).

Ranskan aloite, jonka tuloksena on jo julkaistu pari tuoteryhmäkohtaista ohjetta - ei tosin vielä yhdellekään ruokatuotteelle (Vergez 2011). Koska EPD-ohjeen ja Japanilaisen ohjeen mukaisia tarkempia ohjeita on kuitenkin tehty elintarvikkeille, ja jotta tarkastelu ei laajenisi liikaa, tarkastellaan seuraavaksi lähinnä näiden kahden mukaisia tuoteryhmäkohtaisia ohjeita.

Japanilainen ohjeen mukaiset tuoteryhmäkohtaisia ohjeet opastavat tuotekohtaisten khk-päästöjen selvityksiä (TS Q 0010 2009), ja EPD-ohjeen mukaiset ohjeet puolestaan opastavat elinkaariarviointiin perustuvien lyhyiden selvitysten, EPD:iden (Environmental Product Declarations) tekoa. EPD:t kuvaavat tiivistetysti tuotteisiin käytettyjä raaka-aineita ja tuotteen elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia, sisällyttäen tarkasteluun siis muitakin päästöluokkia kuin khk-päästöt. EPD-ohje nojaa ISO 14040 ja 14044 standardien ohella ISO 14025 standardiin, eli standardiin ympäristömerkintöjen ja ohjeiden laadinnasta. (EPD 2008a.) Valmis EPD voikin olla esimerkiksi hiilijalanjäljen laadinnan pohjalla (PCR Library 2011a).

Seuraavassa on esitelty lyhyesti 13 elintarvikkeille tehdyn (sekä Japanilaisen - että EPD-ohjeen mukaista) tuoteryhmäkohtaisen ohjeen allokointisuositukset. Tarkastelu ei kata kaikkia tähän mennessä elintarvikkeille laadittuja tuoteryhmäkohtaisia ohjeita, mutta kuitenkin merkittävän osan tämän hetkisistä saatavilla olevista tarkemmista ohjeista. Tarkasteluun valittiin mukaan monipuolisesti erilaisia elintarvikkeita, kuten liha-, maito-, vilja- ja kasvituotteita.

5.2.2 Suositukset allokointitilanteisiin

Japanilaisen - ja EPD-ohjeen yleiset allokointisuositukset tuoteryhmäkohtaisille ohjeille poikkeavat toisistaan. Japanilaisessa ohjeessa todetaan lyhyesti, että käytetty allokointimenettely tulee aina esitellä, ja tavallisesti allokointimenettelyksi ehdotetaan massa-allokointia (TS Q 0010 2009, 8–9). EPD-ohjeen mukaan valitut allokointimenettelyt tulee avata ja kuvata selvästi. Pääosin allokointimenettelyjen tulee olla samoja tuotteen elinkaaren aikana, mutta tuotteen valmistuksessa ja loppukäsittelyssä voidaan käyttää jossain määrin erilaisia allokointiratkaisuja. Lisäksi ohje ei salli korvausmenettelyä, sillä ohjeen lähestymistapa on haitanjaollinen, jolloin

mitataan vain tarkasteltavassa tuotejärjestelmässä muodostuvia syötteitä ja tuotoksia. (EPD 2008b, 10.)

Taulukkoon 4 kootuista 13 ohjeesta voidaan havaita, että niissä suositellaan joko taloudellista - tai fyysisperusteista, usein massaperusteista, allokointia. Useissa EPD-ohjeissa ehdotetaan vain yhtä allokointiperustetta, mutta japanilaisissa tuoteryhmäkohtaisissa ohjeissa gluteenittoman riisin ja rypsiöljyn tapauksissa esitetään kahta allokointiperustetta. Näissä ohjeissa ketjun eri vaiheissa syntyvät syötteet ja tuotokset suositellaan kohdennettavan muuten massan mukaisesti, mutta valmistusvaiheessa, kun rypsiöljyn ohessa tuotetaan rypsikakkua ja riisin ohessa riisilesettä, suositellaan taloudellista allokointia. Tätä valintaa perustellaan sillä, että päätuotteet, riisi ja rypsiöljy, ovat molemmat huomattavasti taloudellisesti arvokkaampia tuotteita kuin ohessa syntyvät rinnakkaistuotteet. Lisäksi valintaa perustellaan myös sillä, että jos sovellettaisiin massaperustetta, aliarvioitaisiin tällöin päätuotteiden valmistuksen khk-päästöjen määrää. (CFP 2009a, 26; CFP 2009c, 23.) Lisäksi todettakoon vielä, että vaikka EPD-ohjeen mukaisissa ohjeissa suositellaan lähinnä yhtä allokointiperustetta kussakin, niin muutamissa tässä esiteltyissä EPD-ohjeissa (mm. PCR 2011a; PCR 2011b; PCR 2010d) huomautetaan lisäksi, että tuotejärjestelmässä tuotettavia huonompilaatuisia (”not compliant with the quality requirements”) ja muita kuin ihmisten ruuaksi päätyviä tuotteita tulisi käsitellä jätteinä, mille on omat allokointiohjeensa (ks. EPD 2008b, 11–15).

Taulukko 4. Eri elintarvikkeiden tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden allokointisuositukset

Tuote, maa missä tehty	Allokointi- peruste	Lisähuomioita
EPD-ohje		
Eri viljoista tehdyt rouheet, jauhot ja pelletit, Ruotsi (PCR 2010c)	<i>taloudellinen</i>	Pää- ja rinnakkaistuotteiden välisen allokoinnin tulee perustua taloudelliseen allokointiin.
Hedelmämehu, Italia (PCR 2011b)	<i>massa</i>	Jos tehtaassa valmistetaan useampia eri mehuja, tulee allokoinnin perustua mehujen väliseen fyysis-kausaaliseen (massa) suhteeseen.
Maito: jalostettu, nestemäinen, Italia (PCR 2010b)	<i>massa</i>	Jos tehtaassa valmistetaan erilaisia maitovalmisteita (juustoa, jogurttia ym.), tulee allokoinnin perustua valmisteiden väliseen fyysis-kausaaliseen (massa) suhteeseen.
Meijerituotteet ja munat (PM ⁹), (maata ei ole kerrottu) (PCR Basic Module 2010b)	<i>fyysinen</i>	Allokoinnin tulee perustua fyysiseen suhteeseen. Muu allokointimenettely, kuten taloudellinen allokointi tulee perustella
Kala ja muut merenelävät (PM), (maata ei ole kerrottu) (PCR Basic Module 2010a)	<i>fyysinen</i>	Allokoinnin tulee perustua fyysiseen suhteeseen. Muu allokointimenettely, kuten taloudellinen allokointi tulee perustella
Kastikkeet, Italia (PCR 2010e)	<i>massa</i>	Jos tehtaassa valmistetaan esimerkiksi erityyppisiä kastikkeita, tulee allokoinnin perustua kastikkeiden väliseen fyysis-kausaaliseen (massa) suhteeseen.
Kiivi, Uusi-Seelanti (PCR 2011a)	<i>fyysinen</i>	Allokoinnin tulee perustua fyysiseen suhteeseen. Jos käytetään muuta perustetta, tulee se perustella. Syötäväksi tarkoitettuja kiivejä tulee käsitellä samanarvoisina (vaikka olisivatkin eri lajikkeita).
Pasta, Italia (PCR 2010d)	<i>massa</i>	Jos tehtaassa valmistetaan erilaisia tuotteita, kuten pastaa eri raaka-aineista, tulee allokoinnin perustua valmisteiden väliseen fyysis-kausaaliseen (massa) suhteeseen.
Siipikarjan liha, Ruotsi (PCR 2010a)	<i>taloudellinen</i>	Allokoinnin tulee perustua taloudelliseen suhteeseen. On suositeltavaa käyttää markkinahintaa viimeisiltä viideltä vuodelta. Valittu allokointimenettely tulee perustella hyvin.
Viini (tuoreet rypäleet), Italia (PCR 2011c)	<i>massa</i>	Pää- ja rinnakkaistuotteiden välisen allokoinnin tulee perustua massaan.
Japanilainen ohje (TS Q 0010)		
Gluteeniton riisi), Japani (CFP 2009a)	<i>massa, riisi/-lese: taloudellinen</i>	Muuten käytetään massaperusteista allokointia, mutta riisi ja -leseet allokoidaan taloudellisin perustein, koska riisin hinta on 20-kertainen leseisiin nähden. Mahdolliset muut allokointimenettelyt tulee perustella.
Perunalastut, Japani (CFP 2009b)	<i>massa</i>	Mahdolliset muut allokointimenettelyt tulee perustella.
Rypsiöljy, Japani (CFP 2009c)	<i>massa, öljy/-kaku: taloudellinen</i>	Muuten käytetään massaperusteista allokointia, mutta rypsiöljy ja -kaku allokoidaan taloudellisin perustein, koska öljyn hinta on yli viisinkertainen leseisiin nähden. Mahdolliset muut allokointimenettelyt tulee perustella.

⁹ PM tarkoittaa perusmoduulia (basic module), jonka pohjalta voidaan tehdä vielä tarkempi tuoteryhmäkohtainen ohje, jossa on siis vielä mahdollista tarkentaa myös allokointiohjetta.

5.2.3 Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden kritiikkiä

Ainakin tässä esiteltyssä tuoteryhmäkohtaisissa ohjeissa yksi merkittävä ongelma on, että vain muutamassa tuoteryhmäkohtaisessa ohjeessa on kerrottu perustelut ehdotetuille allokointimenettelyille (Taulukko 4). Samoin kuin yleisohjeiden tilanteessa jo havaittiin: ilman motiivointeja on erittäin vaikea tarkastella ohjeita kriittisesti ja sanoa tulisiko ennemmin harkita toisenlaista allokointiperustetta. Edelleen ohjeet eivät näytä onnistuvan vastaamaan niin ikään yleisohjeissa havaittuihin moniin muihinkaan ongelmiin. Joissakin ohjeissa ei ole esimerkiksi tarkennettu fyysistä allokointia, mikä voi siten perustua lähes mihin tahansa fyysiseen suhteeseen. Useimmissa ohjeissa ei ole myöskään tarkennettu, mihin tuotteen elinkaaren vaiheeseen hintojen tulisi perustua taloudellisessa allokoinnissa, eikä hintoja vääristäviin tekijöihin ole myöskään puututtu, saati esitetty niihin ratkaisuja. Lisäksi jos suositeltavaa allokointiperustetta ei valita, kehoitetaan useissa ohjeissa perustelemaan muu allokointitapa. Tällöin ei ole kuitenkaan tarkennettu ohjeita riittävälle perustelulle, eikä yhdessäkään tässä esiteltyssä tuoteryhmäkohtaisessa ohjeessa ehdoteta tekemään herkkyyksianalyysiä eri allokointimenettelyjen välillä.

Kaiken kaikkiaan tässä esitellyt elintarvikkeiden tuoteryhmäkohtaiset ohjeet on laadittu parin viimeisen vuoden sisällä, joten ohjeet perustuvat otaksuttavasti tuoreeseen ymmärrykseen soveliaista allokointimenettelyistä. Kuitenkin monet esitellyistä ohjeista muuttuivat aikaisemmasta luonnosversiosta nimenomaan allokointisuosituksissaan (ks. mm. PCR Basic Module 2010a-d). Tämä herättääkin epäilyksen, että mahtaako allokointimenettelyjen valinnassa olla yhä niin paljon epävarmuuksia, ja että suositukset mahdollisesti muuttuvat pian uudestaan. Ohjeiden päällekkäisyyttä voidaan myös pitää ongelmallisena. Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden laadintaa opastavien ohjekirjojen, kuten EPD-ohjeen ja Japanilaisen ohjeen, pohjalta tehdyt elinkaariarviointit eivät ole yhdenmukaisia, sillä ainakin niiden lähtökohtaisissa allokointisuosituksissa on eroja. Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden laadintaa ei ole myös juurikaan koordinoitu, joten jo tällä hetkellä esimerkiksi Environdec (ks. Taulukko 4) ja kansainvälinen meijeriliitto: IDF (IDF 2010), ovat molemmat julkaisseet omat toisistaan poikkeavat ohjeet maidon elinkaariarviointiin. Environdecin ohjeessa raakamaidon jakamisperuste eri meijerituotteille on massa, kun taas IDF esittää perusteeksi kiintoainetta. Edelleen Environdecin ohjeessa ei esitetä muita allokointiperusteita tai tilanteita, mutta IDF antaa

eri allokointiratkaisuja eri elinkaaren vaiheisiin. Esimerkiksi parissa tilanteessa IDF ehdottaa ratkaisuksi korvausmenettelyä, mikä ei ole siis sallittu EPD-ohjeessa. (IDF 2010, 24.)

Ekvall ja Tillman (1997, 161) ehdottivat jo yli kymmenen vuotta sitten, että eri allokointimenettelyjen soveliaisuutta tulisi testata ja demonstroida eri case-tutkimuksissa, ja lisäksi valintojen toimivuudesta tulisi keskustella kansainvälisesti. Ainakin EPD-ohjeeseen pohjautuvia tuoteryhmäkohtaisia ohjeita valmistellaan tällaisessa avoimessa prosessissa, jolloin kaikilla on mahdollisuus kommentoida keskeneräisiä ohjeita (Environdec 2011a). Tosin, vaikka on tarjottu foorumi avoimien keskustelujen mahdollistamiseksi, vaikuttaisi kuitenkin siltä, ettei ohjeiden laadinnassa ole vielä saavutettu toivottavaa interaktiivista keskustelua. Muutamat yksittäiset tahot ovat laatineet ohjeita, ja esimerkiksi Environdecin sivuilla pidettävällä avoimella foorumilla valmisteltuja ohjeita on kommentoitu harvakseltaan (Environdec 2011a). On myös kyseenalaista, voiko puolueellinen taho, eli yritys kuten Barilla tai etujärjestö, kuten kansainvälinen meijeriliitto IDF, laatia itse tuoteryhmäkohtaisia ohjeita, niin kuin nyt on toimittu (IDF 2010; ks. mm. PCR 2010d). Etenkin allokointisuositusten valinnassa voidaan nimittäin tehdä näennäisesti perusteltuja, mutta omia tuotteita suosivia valintoja. Niin kuin jo todettiin, IDF esimerkiksi suosittelee kiintoainetta raakamaidon allokointiperusteeksi eri meijerituotteille (IDF 2010, 24), mutta kuten Kuvaajassa 3 nähtiin, voi kiintoaineperusteinen allokointi johtaa esimerkiksi selvästi pienempään juustolle laskettuun hiilijalanjälkeen verrattuna taloudelliseen allokointiin. IDF:n ehdottaman kiintoaineperusteen voisikin siis olettaa olevan ainakin juuston valmistajien etujen mukainen allokointiratkaisu.

Jollei toimintaa siis ohjata ja säädellä vastedes paremmin, puolueelliset tahot voivat laatia ohjeita edelleen vapaasti, päällekkäisiä ohjeita voi tulla lisää, ja tarkempien perustelujen puuttuessa allokointiratkaisut eivät ole kovin läpinäkyviä. Tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden yksi tärkeä lähtökohta on yhtenäisten ohjeiden tarjoaminen elinkaariarviointien vertailujen mahdollistamiseksi (Environdec 2011d), mutta ohjeet tuntuvat antavan paljon joustovaraa, mahdollistaen muunkinlaiset allokointimenettelyt, kunhan ne vain perustellaan. Jousto vaarantaa vertailukelpoisuuden ja voi tehdä vertailusta jopa mahdottoman - ainakin silloin, kun

lähtökohtaisia eroja ei viestitä selkeästi. Yleisohjeiden joustavuus ja jotkin mainitut puutteellisuudet ovat vielä osittain ymmärrettäviä, sillä yleisohjeiden tarkoituksena on tarjota laajempia linjauksia, mitkä soveltuvat paremmin useille eri tuotteille ja eri tilanteisiin. Sen sijaan tuoteryhmäkohtaisissa ohjeissa joustot ja edelleen jo yleisohjeissa havaitut puutteellisuudet eivät ole enää yhtäläillä perusteluilla, sillä ohjeiden pyrkimyksenä on taata kullekin tuoteryhmälle yhdenmukaiset laskentaohjeet. Herääkin kysymys, että onnistuvatko tuoteryhmäkohtaiset ohjeet tarjoamaan juuri minkäänlaista lisäarvoa tällä hetkellä, jos ne epäonnistuvat näin kriittisissä seikoissa? Lisäksi ainakin EPD-ohjeen alaisissa tuoteryhmäkohtaisissa ohjeissa on yksi merkittävä rajoite. EPD-ohje nimittäin tukee saman tuoteryhmän välistä vertailua (EPD 2008a, 23), mutta eri tuoteryhmien välistä vertailua se ei kerro tukevansa. Tämä on haastava tilanne, sillä esimerkiksi viestittäessä tuotteiden hiilijalanjäljistä lukuarvoina, asettuvat tuotteet helposti vertailuasemaan, vaikka tätä vastakkainasettelua ei tuettaisikaan.

5.3 Keskustelua allokoinneista ja allokointiohjeista

Edellisessä luvussa esitettiin allokointiongelmaa ja tässä luvussa on esitetty yleisohjeiden sekä tarkempien ohjeiden pyrkimyksiä ohjata eri allokointiratkaisuja. Ohjeiden antaminen onkin osoittautunut katsauksen perusteella haasteelliseksi tehtäväksi. Seuraavassa raotetaan vielä lyhyesti kirjallisuudessa käytyä keskustelua muutamista allokointien ja niiden ohjeiden rajoitteista sekä mielipiteistä allokointien pohjimmallisesta luonteesta.

Ensinnäkin allokointimenettelyistä ja niiden ohjeista käydyn keskustelun täydennykseksi on todettava, että todellisuudessa hyväksi koetun ja perustellun allokointimenettelyn rajoitteina ovat aina lopulta resurssit, kuten aika ja raha. ILCD-käsikirjassa ja Australialaisessa ohjeessa tämä ongelma on tunnistettu, molemmissa todettaessa, että allokointimenettelyn valinta riippuu aina lopulta tiedon saatavuudesta (ILCD, 74; RIRDC 2009, 2). Nämä rajoitteet selittänevät osittain, miksi tutkimuksissa on usein lopulta valittu helppo allokointiratkaisu, kuten taloudellinen - tai massa-alkointi (ks. mm. Curran 2007), mitä nähtävästi myös tuoteryhmäkohtaisissa ohjeissa suositetaan. Samasta syystä taloudellisessa allokoinnissa on varmaankin päädytty usein käyttämään helposti saatavilla olevaa (tai ylipäänsä saatavaa) tietoa, eli markkinahintoja, vaikka voisi olla syytä käyttää aikaisempia hintoja, kuten tuotteiden

hintoja siinä vaiheessa kun ne erkanevat toisistaan. Koska allokointiratkaisuilla on merkittävä vaikutus elinkaariarviointien tuloksiin, ei allokointitilanteissa tulisi kuitenkaan päätyä harkitsemattomiin ratkaisuihin. Kuten Reap ym. (2008, 297) toteavat, hätäillyt ratkaisut allokointitilanteissa johtavat helposti ”virheellisiin” ja/tai keskenään vertailukelvottomiin elinkaariarviointeihin.

Heijungs ja Guinée (2007, 1004) muistuttavat, että allokointimenettelyt, kuten hinta ja massa, ovat lopulta keinotekoisia tapoja ratkoa allokointiongelma. Toisaalta allokointitilanne on jo itsessään keinotekoinen. Tutkijakaksikon mukaan allokointiongelman ratkaiseminen keinotekoisilla keinoilla onkin ainut oikea ratkaisu. ”Ei tulisi väittää tehtävän tosiasioihin pohjautuvaa analyysia ja ratkaisuja tilanteessa, missä ei ole olemassa yhtä totuutta”, he toteavat (Heijungs & Guinée 2007, 1004). Heijungs ja Guinée (2007, 1002) väittävätkin vahvimmin perusteltujen allokointimenettelyjen tulevan lopulta valituiksi tässä keinotekoisessa allokointitilanteessa. Retoriikkaa käyttäen ei kuitenkaan saavuteta vakaita ratkaisuja, koska kuten kohdassa 4.3 esimerkissä rasvapitoisuuden perustuvassa allokoinnissa havainnollistettiin: valinta voidaan aina perustella suuntaan taikka toiseen. Curranin mukaan (2007) allokointiohjeiden löysyys on ongelma, sillä se johtaa helposti pelaamiseen, jolloin kukin toimija pyrkii maksimoimaan omaa hyötyään, mikä voi vähentää toiminnan yhdenmukaisuutta. Pelaaminen voitaisiin välttää, jos allokointitilanteesta tehtäisiin vähemmän joustava vaatimalla aina saamaa allokointimenettelyä samantyyllisissä tilanteissa. Tässä on toki omat haasteensa, sillä samalla kun asetetaan tiukemmat allokointiohjeet, niin on vaarana, että tilanteeseen soveltuisikin paremmin joku toinen menettely kuin ohjeissa esitetään (Curran 2007, 77–78). Onkin siis toisaalta perusteltua, että jokainen tilanne tarkasteltaisiin tapauskohtaisesti, sillä ei ole tiedossa ratkaisua, joka olisi sopiva kaikkiin tilanteisiin (SAIC 2006, 37).

Guinée ym. (2004, 33) toteavat, että vaikkei ole olemassa yhtä oikeaa tapaa ratkaista ongelmaa, voidaan allokointimenettelyiltä kuitenkin vaatia muutamia ominaisuuksia. Edellä on jo puhuttukin *yhdenmukaisuudesta*, mutta myös muita vaateita on syytä luonnehtia. Esimerkiksi ratkaisun on syytä olla yhdenmukainen metodologisten pääperiaatteiden kanssa, ja siten *yleisesti hyväksytty*. ISO-standardi on saanut laajan

kannatuksen tutkijoiden keskuudessa, joten sen mukaisesti toimimista voidaan pitää hyväksyttävänä. Menettely on myös hyväksyttävämpi, jos allokointimenettelyn pohjalla olevat motiivit on helppo kommunikoida ja ymmärtää (Ekvall & Tillman 1997, 158). Esitettyjä kriteereitä ovat myös *käytettävyys*, eli esimerkiksi kun aineistoa on saatavilla (Ekvall & Finnveden, 2001, 205) ja *reiluus*, etenkin kun allokointiratkaisu koskettaa useita osapuolia (Frischknecht 1998, 102). Kuitenkin vaikka edellä mainitut kriteerit vaikuttavat kaikin puolin järkeviltä, tätä hyvien kriteerien listaa voidaan jatkaa vielä vaikka kuinka pitkään, jolloin monikin allokointimenettely voi olla muutaman kriteerin mukainen, mutta kaikkien tärkeiksi koettujen kriteerien täyttävää allokointimenettelyä on varmasti vaikea, jollei mahdotonta löytää. Tällöin on olennaisinta tietää, mitä tutkimukselta halutaan. Jos nimittäin pyritään esimerkiksi tässä tutkielmassa jo useamman kerran todettuun yhdenmukaisuuteen, tulisi valita lähtökohtaisesti jotenkin perusteltavissa olevat allokointimenettelyt, mutta ennen kaikkea verrattain helposti toteutettavat menettelyt.

Kaiken kaikkiaan tähän mennessä allokointeja on tarkasteltu lähinnä teoriassa, tosin sitä on pyritty myös hahmottamaan jonkun verran käytännössä muutamien elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa kohdattujen allokointitilanteiden esittelyjen kautta. Tämän jatkoksi seuraavassa luvussa 6 tullaan tarkastelemaan allokointiongelmia ja sen ratkaisukeinoja todellisessa tilanteessa, tutkimalla suomalaisen kasvatetun kirjolohen ympäristövaikutuksia. Pyrkimyksenä on selvittää, kuinka case heijastaa kirjallisuutta, sekä saada mahdollisesti uutta näkökulmaa teoreettisen tarkastelun rinnalle.

6 Case: Suomalaisen kasvatetun kirjolohen elinkaariarviointi

Tutkielmassa on esitetty tiivistetysti alan kirjallisuutta allokointiongelman ja sen ohjeiden ympärillä. Kirjallisuuskatsauksen vastapainona tässä luvussa havainnollistetaan vielä edellä esitettyä suomalaisen kirjolohen case-tarkastelussa. Case-tarkastelussa hyödynnettiin *Suomen kalankasvatuksen elinkaariarvioinnin päivittäminen* -hankkeessa¹⁰ kerättyä aineistoa. Kirjolohen ympäristövaikutuslaskelmat, joita analysoidaan seuraavassa tarkemmin, on tehnyt MTT:n tutkija Frans Silvenius.

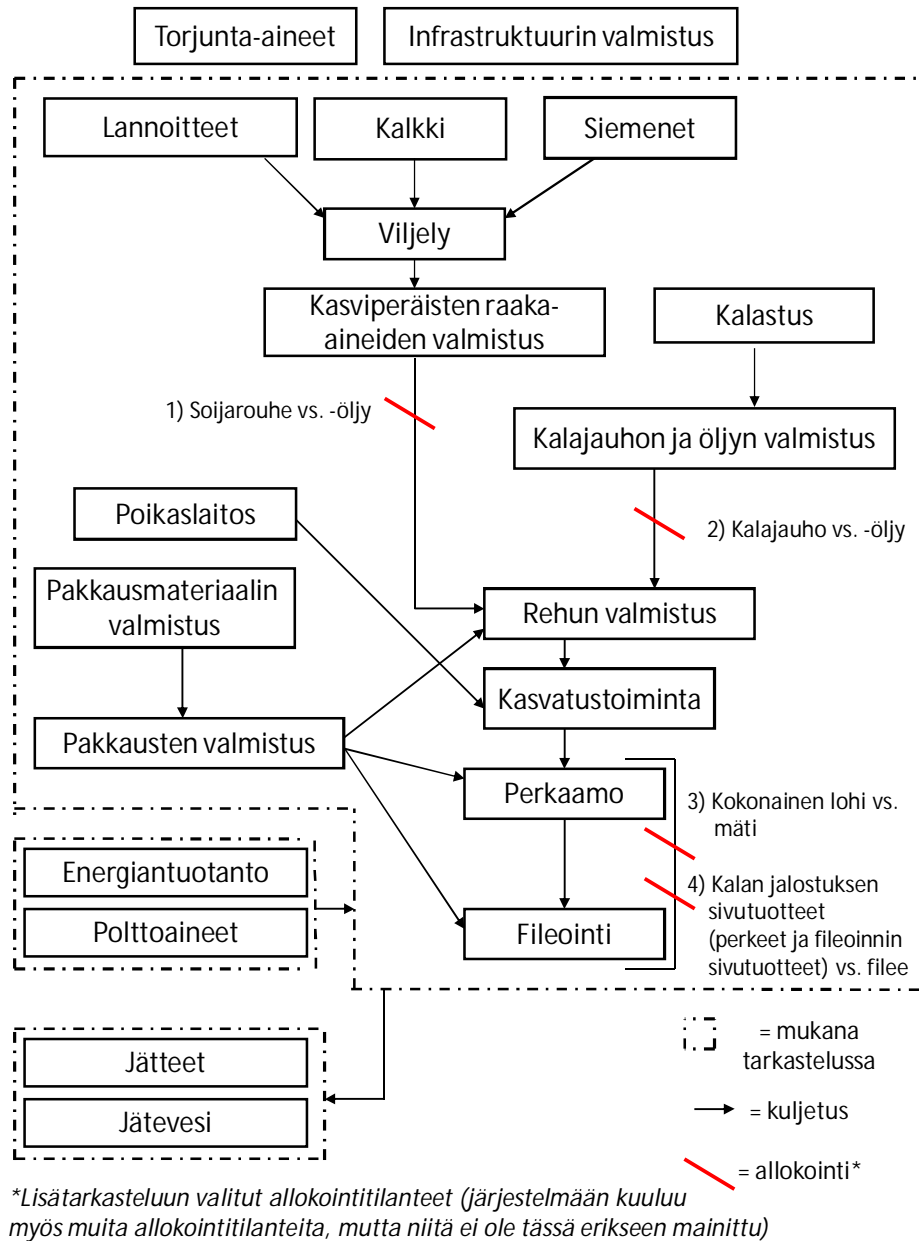
6.1 Kirjolohi-casen taustaa

Kirjolohen istutukset aloitettiin Suomessa 1900-luvun alkupuolella, ja ajan myötä kirjolohta on istutettu luonnonvesiin ympäri Suomea. Kirjolohen pysyviä luonnonkantoja ei ole kuitenkaan toistaiseksi muodostunut. Lohen poikastuotanto kohdentuu pääosin sisävesiin ja varsinainen ruokakalatuotanto tapahtuu merialueilla. Yleisesti ottaen kirjolohta pidetään maamme merkittävimpänä elintarvikkeeksi viljeltyinä kalalajina. (Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus 2009.) Muun muassa merkittävyytensä johdosta onkin hyvä, että kirjolohen elinkaarenaikaisia ympäristövaikutuksia on pyritty selvittämään. Tässä tutkielmassa tarkasteltaviksi ympäristövaikutusluokiksi valittiin kaksi vaikutusluokkaa: ilmastomuutos ja vesien rehevöityminen. Vesien rehevöityminen otettiin tarkasteluun, sillä on laskettu, että Suomessa vesistöihin joutuvista fosforipäästöistä 2 prosenttia ja typpipäästöistä prosentti johtuvat kalankasvatuksesta. Kalankasvatus on siis merkittävä yksittäinen vesien kuormittaja. (Suomen Kalankasvattajaliitto ry 2010.) Kirjolohen ilmastovaikutuksia tarkasteltiin siksi, että lohta voidaan pitää punaisen lihan substituuttina, jolla on tunnetusti korkeat khk-päästöt. On tutkittu, että kun khk-päästöt suhteutetaan tuotteista saataviin proteiineihin, ovat ne selvästi vähäisemmät lohelle kuin punaiselle lihalle. (González ym. 2011, 564 & 566.) Lisäksi khk-päästöt ovat globaaleja, eli niitä on kohtalaisen helppo verrata muuallakin kuin Suomessa syntyviin khk-päästöihin, ja niistä on myös siten helpompi viestiä.

¹⁰ Hankkeen on määrä valmistua vuoden 2011 lopulla (MTT 2010).

Kirjoloihen elinkaarilaskennassa huomioidut päästöt sekä vaikutusluokkien muodostamiseksi käytetyt päästöjen karakterisointi-, kulkeutumis- ja vaikutuskertoimet on esitetty tarkemmin Liitteessä 2. Khk-päästöjen laskemiseksi on käytetty Liitteen 2 karakterisointikertoimia, jotka on edelleen laskettu Yhtälön (1) mukaisesti. Vesien rehevöitymisvaikutusten laskemiseksi on käytetty niin ikään Liitteen 2 kertoimia ja Suomen Ympäristökeskuksen 529-raportissa esitettyä laskentamallia (SY529 2001, 38–39). Ympäristövaikutusten inventaariossa saatiin kerättyä pääosin tarkempaa keskimääräistä tietoa Suomalaisen kirjoloihen kasvatuksesta, ja muuten käytetty aineisto perustui kirjallisuusarvioihin. Tarkemmat tiedot ympäristövaikutustietojen keruusta, laadusta ja lähteistä on luettavissa Silveniuksen ym. (*tulossa joulukuussa 2011*) laatimasta *Kirjoloihen kasvatuksen ympäristövaikutukset* -raportista. Tässä tutkielmassa on esitetty käytettyjä datalähteitä tarkemmin lähinnä tarkastelluissa erilaisissa allokointimenettelyissä.

Kirjoloihen ympäristövaikutusten tarkastelun järjestelmärajaukset näkyvät Kuvassa 6. Tarkasteluun sisällytettyjä vaiheita olivat kasvatuksessa käytetyt rehut (rehuraaka-aineet ja niiden valmistus), poikaslaitos ja kasvatustoiminta sekä lohen jatkojalostus fileeksi. Myös kuljetukset ja pakkausketjut huomioitiin, ja tarkastelu rajattiin lopulta kalanjalostusyrityksen portille, missä kirjolohi fileoitiin. Tarkastelun toiminnalliseksi yksiköksi valittiin kilo kirjolohifileetä, jonka rinnakkaistuotteita olivat kalanjalostuksen sivutuotteet, eli perkeet ja fileoinnin sivutuotteet, ja mäti. Kirjoloihen rehusta noin kaksi kolmasosaa rehun raaka-aineista koostui rehukaloista (joihin lukeutuivat mm. ankerias, kilohaili ja tuulenkala) saadusta kalajauhosta ja -öljystä sekä brasilialaisesta soijaproteiinista, eli soijarouheesta.



Kuva 6. Kirjolohifileen järjestelmärajauskaavio ja tarkasteltavat allokointitilanteet

6.2 Allokointitilanteiden esittely ja menettelyjen valinta

Kirjolohifileen elinkaarenaikaisia allokointitilanteita on useita. Ensinnäkin rehun raaka-aineista tulee muun muassa määrittää kuinka allokointitilanteet ratkaistaan kalajauhon ja -öljyn sekä soijarouheen ja -öljyn välillä (Kuva 6). Kalajauhon ja -öljyn välillä tarvitaan allokointimenettelyä, sillä yhdestä rehuksalasta saadaan kalajauhoa keskimäärin yli kolminkertainen määrä kalaöljyyn nähden (TripleNine 2010), mutta molempia raaka-

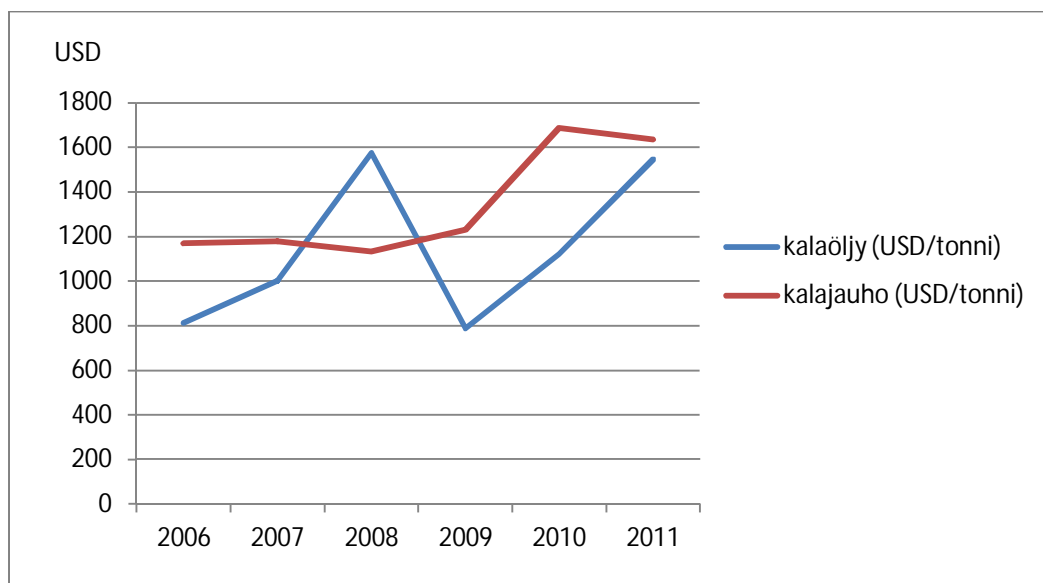
aineita tarvitaan kirjolohen rehuun lähes samassa suhteessa. Soijasta saatavista soijaöljystä ja -rouheesta käytetään rehussa taasen vain rouhe. Edelleen rehun raaka-aineiden lisäksi lohen käsittelyvaiheessa tulee esittää allokointiratkaisut kokonaisen kalan ja mädin, sekä fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden välillä. Näiden neljän allokointitilanteen lisäksi kirjolohi-casessa on myös muitakin allokointitilanteita, kuten rehun raaka-aineista vehnäjauhon ja -leseeseen sekä rypsiöljyn ja -rouheen väliset allokointitilanteet. Kyseisiä allokointitilanteita ei ole kuitenkaan tarkasteltu tässä tarkemmin, sillä tarkastelu pyrittiin pitämään riittävän suppeana ja lisäksi poisrajaatuilla allokointitilanteilla sekä niissä tehdyillä allokointiratkaisuille arvioitiin olevan vähäisempi vaikutus tuloksiin kuin mukaan tarkasteluun valituilla allokointitilanteilla.

Useiden eri allokointimenettelyjen vertailun helpottamiseksi tarkasteluun valittiin perustilanne, missä allokointitilanteet ratkaistiinkin lopulta niitä allokointimenettelyjä käyttäen, jotka nähtiin eri tilanteisiin perustelluimpina tai ainakin sopivimpina. Korvausmenettelyä ei pidetty vaihtoehtona, sillä kuten kirjallisuuskatsauksessa ilmeni – menettelyssä on vielä paljon epävarmuustekijöitä. Kokonaisen kalan ja mädin, sekä fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden allokointitilanteisiin valittiin taloudellinen allokointi. Kalanjalostuksen sivutuotteet kattavat nimittäin noin puolet kokonaisen kirjolohen painosta, mutta niiden taloudellinen arvo on arviolta hyvin vähäinen, joten taloudellinen allokointi nähtiin sopivimpana vaihtoehtona. Taloudellisen allokoinnin valintaa kokonaisen kalan ja mädin väliseen allokointitilanteeseen taasen perusteli se, että mäti on arvokas tuote, mutta massaltaan vähäinen. Kalan ja mädin välinen allokointi perustui Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskuksen ilmoittamiin keskimääräisiin kirjolohen tuottajahintoihin¹¹ viiden vuoden (2006–2010) keskiarvona (Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus 2011). Fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden välillä taloudellinen allokointi perustui niin ikään tuottajahintoihin, joihin saatiin tiedot kalantuottajilta (perkeet: *Henkilökohtainen tiedonanto: Karl Halme, Matti Halme Oy 6.5.2011*; fileoinnin sivutuotteet: *Henkilökohtainen tiedonanto: Mika Jääskeläinen, Kalatukku E. Eriksson 6.7.2011*).

Soijarouheen ja -öljyn välisessä allokointitilanteessa perustilanteessa tehtiin myös taloudellinen allokointi, mikä perustui FAO:n julkaisemiin maailmanmarkkinahintoihin

¹¹ Kalastajille maksettuihin kalahintoihin

vuosilta 2007–2011 (FAO 2011). Taloudellinen allokointi valittiin, koska soijarouheen arvo on kolmannes soijaöljyn taloudellisesta arvosta, mutta rouhe on massaltaan jopa neljä kertaa suurempi (Jungbluth ym. 2007, 472). Kalajauhon ja -öljyn välisessä allokointitilanteessa taas päädyttiin massa-alkokointiin vaikka taloudellinen allokointi olisi voinut olla samalla tavoin perusteltavissa kuin rypsiöljyn ja -rouheen kohdalla, sillä rehukalasta saadaan kalajauhoa öljyyn nähden yli kolminkertainen määrä (TripleNine 2010). Tähän ratkaisuun päädyttiin kuitenkin siksi, että useamman vuoden maailmanmarkkinahintojen keskiarvoihin perustunut allokointisuhte ei poikennut merkittävästi massaperusteisesti lasketusta allokointisuhteesta, ja siksi että kalajauhon ja -öljyn hintojen vuosittaiset vaihtelut olivat voimakkaita (FAO 2011). Kuvaajassa 4 on havainnollistettu kalajauhon ja -öljyn hintojen vaihtelua. Vaihtelu oli niin suurta, että viiden vuoden keskiarvokin olisi tarjonnut verrattain erilaisen tuloksen, jos olisi laskettu esimerkiksi vuosien 2006–2010 tai 2007–2011 hintojen keskiarvot. Toisaalta valittua massa-alkokointia voidaan mahdollisesti joutua harkitsemaan myöhemmin uudelleen. Kalaöljy on nimittäin myös hyvä ravintolisä, joten on odotettavissa, että vastaisuudessa sen kysyntä kasvaa nostaen siten kalaöljyn hintaa.



Kuvaaja 4. Kalaöljyn ja -jauhon vuosittaiset hinnanvaihtelut (vuosina 2006–2011) USA:n dollareissa (USD) (FAO 2011)

Parhaaksi valittujen allokointimenettelyjen tilanteessa, eli perustilanteessa saaduille tuloksille tehtiin myös herkkyyksianalyysi. Tällöin perustilanteen rinnalle valittiin

vaihtoehtoisia allokointimenettelyjä havainnollistamaan kuinka eri allokointiratkaisut muuttavat perustilannetta. Kokonaisen kirjolohen ja mädin välisten tuloksien muutoksia tarkasteltiin taloudellisessa allokoinnissa, kun viimeisimmän viiden vuoden ajalta valittiin alhaisin ja korkein tuottajahintojen suhteellinen ero. Korkeimmillaan mädin hinta oli 11 %:ia kokonaistuotoista ja alhaisimmillaan 5 %:ia (Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus 2011). Soijarouheen ja -öljyn välinen hintasuhde oli puolestaan melko vakaa, lukuun ottamatta vuotta 2009, jolloin hinnat olivat suhteessa selvästi toisiaan lähempänä (FAO 2011). Suhdetta pidettiin kuitenkin niin vakaana, ettei hinnoille päätetty tehdä herkkyyksianalyysia. Edelleen fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden hintojen herkkyyksianalyysia ei pidetty järkevänä, sillä sivutuotteiden arvo oli niin vähäinen, etteivät hintojen mahdolliset vaihtelut olisi juurikaan vaikuttaneet lopputulokseen.

Mädin ja kokonaisen kalan sekä fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden tilanteessa vaihtoehtoinen allokointiperuste oli massa-alkokointi, ja muita perustilanteeseen muunneltuja allokointimenettelyitä olivat soijarouheen ja -öljyn välinen massa-alkokointi (ks. Jungbluth ym. 2007) sekä kalajauhon ja öljyn välinen taloudellinen allokointi, missä hinnat perustuivat FAO:n julkaisemiin maailmanmarkkinahintoihin vuosilta 2006–2011 (FAO 2011). Lisäksi tarkasteltiin korvausmenettelyä, missä kalanjalostuksen sivutuotteita oletettiin käytettävän edelleen turkiseläinten rehuina. Tarkemmin sanoen niiden oletettiin korvaavan Norjasta tuotavia kalanperkeitä, joita käytettäisiin muuten Suomessa turkiseläinten rehuina. Samassa tuotejärjestelmässä oletettiin myös, että soijaöljyä käytetään rypsiöljyn substituuttina. Korvauksen taustalla oli käsitys, että molempia öljyjä tarvitaan samoihin käyttökohteisiin, oletettavasti lähinnä ruokiin, joten soijaöljyä pidettiin rypsiöljyn potentiaalisena korvaajana. Korvaussuhteeksi valittiin 1:1, molempien öljyjen ollessa koostumukseltaan rasvaa, vaikkakin rasvakoostumuksissa oli jonkun verran eroja. (Fineli 2011a; Fineli 2011b.)

Edellä mainittujen allokointimenettelyjen ohella herkkyyksianalyysissä oli myös tilanne missä kaikissa neljässä tarkasteltavassa allokointitilanteessa päästöt kohdennettiin kirjolohifileelle, joten yhteensä tarkasteluun valittiin siis seitsemän perustilanteesta poikkeavaa tapausta (Taulukko 5). Edelleen allokointimenettelyt rajoittuvat siis neljään elinkaariarvioinneissa tyypillisesti käytettyyn menettelyyn: taloudelliseen - ja massa-alkokointiin, korvausmenettelyyn sekä 100-0 menettelyyn (kaikki päästöt fileelle).

Tarkastelun pitämiseksi riittävän suppeana, muut mahdollisesti potentiaalisetkin allokointimenettelyt, kuten energiasisältöön perustuva allokointi, rajattiin käsittelystä pois. Karkeasti voidaan kuitenkin sanoa, että jos esimerkiksi allokointi kirjolohen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden välillä olisi perustunut tuotteiden energiasisältöihin, olisi tulos oletettavasti ollut lähellä massa-allokoinnilla saatua tulosta (ks. Svanes ym. 2011a).

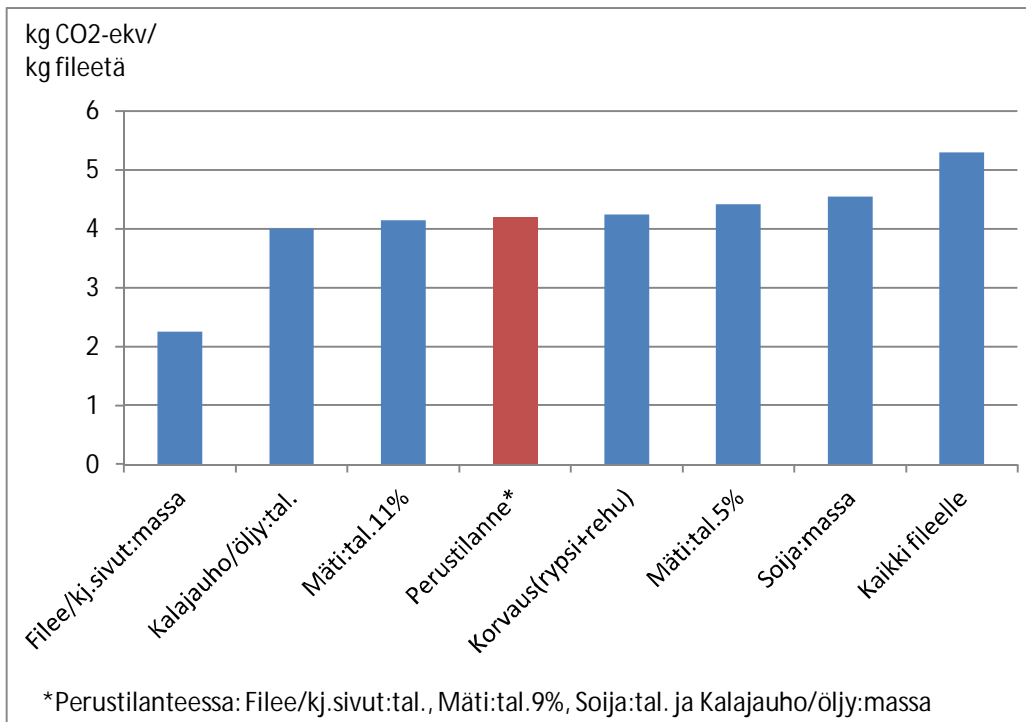
Taulukko 5. Kirjolohifileen elinkaariarvioinnit allokointimenettelyjen eri variaatioilla

Allokointimenettelyt
1. Perustilanne: <i>Taloudellinen allokointi</i> : kalanjalostuksen sivutuotteet ja filee, kokonainen lohi ja mäti (hintojen keskiarvot: mädin osuus on 9 %:ia tuotoista), soijarouhe ja -öljy; <i>Massa-alkointi</i> : kalajauhe ja -öljy
2. Perustilanne, mutta <i>Massa-alkointi</i> : kalanjalostukset sivutuotteet ja filee
3. Perustilanne, mutta <i>Taloudellinen allokointi</i> : kalajauhe ja -öljy
4. Perustilanne, mutta <i>Massa-alkointi</i> : soijarouhe ja -öljy
5. Perustilanne, mutta valittiin vuosi, jolloin mädin osuus oli 11 %:ia tuotoista
6. Perustilanne, mutta valittiin vuosi, jolloin mädin osuus oli 5 %:ia tuotoista
7. Perustilanne, mutta <i>Korvausmenettely</i> : soijarouhe ja -öljy (soijaöljy korvaa rypsiöljyä), kalanjalostuksen sivutuotteet ja filee (kalanjalostuksen sivuotteet korvaavat rehua)
8. Kaikki allokoidaan fileelle

6.3 Allokointimenettelyjen tarkastelua

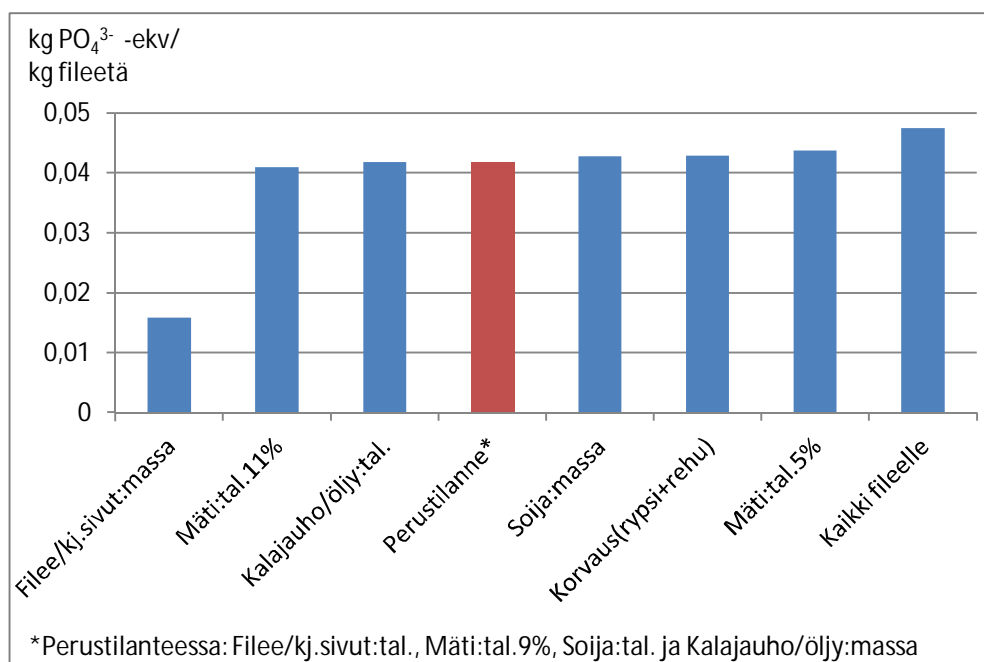
Kirjolohifileen hiilijalanjälki perustilanteessa ja käytettäessä allokointimenettelyjen eri variaatioita, on nähtävissä Kuvaajassa 5. Selvä ero perustilanteeseen nähden saatiin ainoastaan kohdennettaessa khk-päästöt fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden (Filee/kj.sivut) välillä massaperusteisesti. Tällöin kirjolohen hiilijalanjälki oli puolet perustilanteesta. Rehuissa tehtävillä allokointiratkaisuilla (Kalajauho/öljy & Soija), fileen ja mädin välisten taloudellisten arvojen muutoksilla (Mäti:tal.11% ja Mäti:tal.5%) ja korvausmenettelyllä, ei sen sijaan näyttänyt olevan suurta vaikutusta lopputulokseen. Tarkastelussa vaihtelu hiilijalanjäljessä oli näissä tapauksissa muutamia prosenttiyksiköitä perustilanteesta molempiin suuntiin. Selvästi enemmän eroa

perustilanteeseen nähden tuli, kun kaikki khk-päästöt kohdennettiin fileelle (Kaikki fileelle).



Kuvaaja 5. Kirjolahifileen tuotannon elinkaaren aikaiset khk-päästöt eri allokointimenettelyillä

Kirjolahifileen tuotannon synnyttämät rehevöittävät päästöt vesiin olivat hiilijalanjälkituloksien kanssa samansuuntaisia (Kuvaaja 6). Tulokset, jotka muutettiin fosfaattiekvivalenteiksi (PO_4^{3-} -ekv), osoittivat jälleen kuinka fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden välinen massa-allokointi antoi selvästi erilaisen tuloksen, eli yli puolet perustilannetta pienemmän tuloksen, ja muuten erot olivat melko pieniä.



Kuvaaja 6. Kirjolohifileen tuotannon elinkaaren aikaiset rehevöittävät päästöt vesiin eri allokoitimenettelyillä

Korvausmenettely

Edellä esitettiin korvausmenettelyn tilanne, missä soijaöljyn oletettiin korvaavan rypsiöljyä ja kalanjalostuksen sivutuotteita oletettiin käytettävän edelleen rehuina. Valitut menettelyt nähtiin mielekkäinä, sillä kalanjalostuksen sivutuotteet päätyvät rehuiksi, ja soijaöljyn oletettiin olevan potentiaalinen rypsiöljyn korvaava tuote, sillä öljyjen koostumukset ja käyttökohteet ovat samankaltaisia. Koska korvausmenettelyssä on useita epävarmuustekijöitä (ks. lisää kohdasta 4.2), tehtiin niille vielä pienimuotoinen herkkyysanalyysi hiilijalanjäljen osalta. Mukana olivat korvausmenettelyn tilanteesta muunnetut versiot: missä lähtökohtana oli perustilanne, mutta korvaus tehtiin ensimmäisessä tilanteessa ainoastaan soijaöljylle ja toisessa ainoastaan kalanjalostuksen sivutuotteille. Näitä menettelyjä verrattaessa tilanteeseen, missä tehtiin molemmat korvaukset, hiilijalanjälki pieneni, kun kalanjalostuksen sivutuotteet korvasivat rehua ja kasvoi soijaöljyn korvatessa rypsiöljyä. Loppupeleissä hiilijalanjälki oli jopa viidenneksen pienempi, kun kalanjalostuksen sivutuotteet korvasivat rehua, verrattuna soijaöljyn korvaustilanteeseen. Tarkemmin sanoen hiilijalanjälki vaihteli tilanteesta riippuen välillä 3,8 – 4,6 kg CO₂-ekv/kg fileetä, mikä osoittaa, että korvauksissa tehdyt valinnat voivat joskus vaikuttaa silmännähtävästi lopputulokseen.

Allokointimenettelyt eri ohjeita käyttäen

Edellä esitetyn tarkastelun lisäksi on seuraavassa laskettu vielä kirjolohifileen hiilijalanjälki ja rehevöittävät päästöt vesiin käytettäessä eri ohjeiden allokointisuosituksia. On tärkeä ymmärtää, että tässä tarkastelussa ei ole huomioitu ohjeiden muita laskentasuosituksia, kuten annettuja suosituksia järjestelmärajauxsiin. Seuraavassa on siis pyritty ainoastaan selvittämään kuinka eri ohjeiden allokointisuositukset vaikuttavat elinkaariarviointien tuloksiin, muiden tuloksiin mahdollisesti vaikuttavien tekijöiden pysyessä muuttumattomina. Lisäksi seuraavassa tutkitaan kuinka selviä neuvoja ohjeet tarjoavat allokointitilanteisiin. Ohjeita on tulkittu parhaimman ymmärryksen mukaan, mutta on mahdollista, että niitä voidaan tulkita toisinkin. Tulkinnat ja niiden mahdolliset epävarmuudet on kuitenkin pyritty osoittamaan. Tarkastelussa ovat mukana luvun 5 ohjeista ISO-standardi, ILCD-käsikirja, KHK-protokolla, PAS2050 ja tuoteryhmäkohtainen ohje (PCR Basic Module 2010a), mikä on laadittu kaloille ja mereneläville. Australialaista ohjetta ja Hollantilaista puutarhatuote-ohjetta ei otettu mukaan tarkasteluun, sillä ne rajoittuvat tiettyihin tuotteisiin, joihin kirjolohi ei lukeudu.

ILCD-käsikirjaa käytettäessä kaikkiin tapauksiin valittiin taloudellinen allokointi sillä allokointia ei voitu välttää, eikä fyysis-kausaalinen allokointiperuste ollut saatavilla (ks. Taulukko 3). Toimittaessa ISO-standardin mukaisesti valittiin taasen korvausmenettely niissä tilanteissa joissa sitä pidettiin mahdollisena, eli kalanjalostuksen sivutuotteiden ja soijaöljyn allokointitilanteissa. Tosin korvausmenettelyn sopivuudesta soijaöljyn osalta ei ollut täyttä varmuutta. Edelleen, muut allokointitilanteet ratkaistiin standardissa sekä taloudelliseen arvoon että massaan pohjaten, sillä se ei suosittelen yhtä allokointiperustetta ylitse muiden.

KHK-protokollaa käytettäessä vain kalanjalostuksen sivutuotteille tehtiin korvaus. Protokolla pitää nimittäin korvausmenettelyä niin ikään allokointia parempana vaihtoehtona, mutta sen käytön ehtona tulee myös tietää tarkalleen, mitä tuotetta korvataan (WRI/WBCSD 2011, 66–67). Kuten edellä esitettiin, kalanjalostuksen sivutuotteilla nämä ehdot täytyivät, mutta tuotteesta mitä soijaöljyn korvaisi, ei ollut kunnan käsitystä. Muissa tilanteissa käytettiin sekä taloudellista - että massa-alkokointia,

sillä protokollan esitys valinnasta taloudellisen ja fyysisen allokoinnin väliltä jätti tulkinnanvaraa tilanteeseen sopivasta menettelystä (ks. WRI/WBCSD 2011, 70).

Kun allokointitilanteet ratkottiin niin kuin PAS2050:ssa neuvotaan, valittiin myös ensin korvausmenettely, jossa korvaus tehtiin sekä kalanjalostuksen sivutuotteille että soijaöljylle. Tosin ei ollut selvyyttä kuinka korvausmenettelylle annettu ehto (PAS2050 2011, 22): ”tuote, jota yksi tai useampi rinnakkaistuotteista korvaa, voidaan tunnistaa”, olisi tullut tulkita soijaöljyn osalta, eli toimittiinko ohjeen mukaisesti oletettaessa soijaöljyn korvaavan rypsiöljyä. Muissa tilanteissa valittiin taloudellinen allokointi, sillä vaikka PAS2050 ehdottaa, että allokointiperuste tulisi valita sen esittämien useiden kriteerien pohjalta (PAS2050 2011, 7 & 22), eivät kriteerit osoittaneet selvästi yhtä sopivaa allokointiperustetta.

Käytettäessä tuoteryhmäkohtaista ohjetta (PCR Basic Module 2010a) kalalle ja mereneläville, esitti se menettelyksi fyysistä allokointia, joten allokointiperusteeksi valittiin massa-alkokointi, mikä vaikuttaisi olevan tuoteryhmäkohtaisissa ohjeissa usein käytetty fyysinen allokointiperuste (ks. Taulukko 4). Massa-alkokoinnin valinta ei ollut kuitenkaan yksiselitteinen, sillä tuoteryhmäkohtaisia ohjeita tarkentavassa liitteessä on todettu, että (EPD 2008b, 13): ”suhteellisesti vähäarvoista rinnakkaistuotetta tulisi kohdella jätteenä”. Koska käsite ”suhteellisen vähäarvoinen” jättää tulkinnanvaraa, ja koska siinä tehdyillä tulkinnoilla on suuri vaikutus lopputuloksiin, päätettiin tulokset esittää lopulta kahdessa eri tilanteessa. Tilanteet erosivat toisistaan siten, että toisessa sivutuotteita käsiteltiin jätteinä ja toisessa rinnakkaistuotteina. Edelleen liitteen mukaisesti jätteelle saatetaan kohdentaa vähäisessä määrin tai ei ollenkaan ympäristövaikutuksia (EPD 2008b, 11–15), mutta tilanteen yksinkertaistamiseksi tilanne ratkaistiin tässä siten, ettei jätteille (eli vähäarvoisille kalanjalostuksen sivutuotteille) kohdennettu lainkaan päästöjä. Tulokset esitettiin siis ensinnäkin ratkaisten kaikki allokointitilanteet massa-alkokoinnilla ja toisena allokoinnilla muuten massaperusteisesti, mutta kohdentaen kaikki päästöt fileelle fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden allokointitilanteessa.

Ohjeiden mukaisesti lasketut tulokset on koottu Taulukoon 6, ja siitä on nähtävissä kuinka tulokset vaihtelivat eri ohjeita käytettäessä. ISO-standardista, KHK-protokollasta

ja tuoteryhmäkohtaisesta ohjeesta esitettiin syntyvien päästöjen vaihteluväli vaihtoehtoisilla allokointimenettelyillä. Rehevöittäviä päästöjä vesiin ei laskettu KHK-protokollaa ja PAS2050:iä käytettäessä, sillä molemmat tukevat vain khk-päästöjen laskemista.

Taulukko 6. Kirjolahifileen (tuotannon) hiilijalanjälki ja rehevöittävät päästöt vesiin eri ohjeiden allokointisuositusten mukaisesti laskettuina

Standardi/ ohje	Allokointimenettely	Hiilijalanjälki (kg CO ₂ -ekv/ kg fileettä)	Rehevöityminen (kg PO ₄ ³⁻ -ekv/ kg fileettä)
ILCD-käsikirja (haitanjaollinen)	Taloudellinen	4,0	0,04
ISO-standardi	Korvausmenettely(rehu & rypsiöljy), fyysinen(massa)/ taloudellinen	4,0 – 4,6	0,04
KHK-protokolla	Korvausmenettely(rehu), fyysinen(massa)/taloudellinen	3,6 – 4,2	-
PAS2050	Korvausmenettely(rehu & rypsiöljy), taloudellinen	4,0	-
PCR Basic Module (2010a)	Massa – massa (mutta kalanjalostuksen sivutuotteille ei allokoida mitään)	2,4 – 4,3	0,02 – 0,04

6.4 Case-tarkastelun johtopäätökset

Tarkasteltaessa kasvatetun kirjolohen tuotannon khk-päästöjä ja rehevöittäviä päästöjä vaihtoehtoisia allokointimenettelyjä käytettäessä oli haastavaa löytää tilanteeseen sopivat allokointimenettelyt ja saada aineistoa niitä varten. Alaprosesseihin jakoa ja toiminnallisen yksikön muuttamista ei nähty toimivina ratkaisuina. Lisäksi, kuten kohdassa 4.3 esitettiin, fyysis-kausallinen allokointi on harvinainen tapa ratkaista ongelma elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa, joten sitäkään menettelyä ei yritetty soveltaa tässä case-tarkastelussa. Menettelyt siis rajoittuivat taloudelliseen - ja massa-alkokointiin sekä korvausmenettelyyn. Taloudellisissa allokointiperusteissa käytettiin niitä hintoja, jotka olivat saatavilla, vaikka joidenkin ohjeiden suositukset hintojen valinnassa poikkesivat käytetyistä hinnoista (ks. 5.1.2). Massa-alkokointi valittiin taasen helppouden ja datan saatavuuden perusteella. Lisäksi koska taloudellisen allokoinnin ohella massa-alkokointi on myös usein käytetty menettely, haluttiin se sisällyttää tarkasteluun. Korvausmenettely otettiin mukaan tarkasteluun, sillä moni yleisohjeista pitää sitä potentiaalisena tapana välttää allokointia.

Korvausmenettelyssä kalanjalostuksen sivutuotteilla korvattavasta tuotteesta, eli rehusta oli käsitys, mutta soijaöljyn kohdalla voitiin lähinnä olettaa, että soijaöljy korvaa jotain muuta öljyä, joista rypsiöljy nähtiin potentiaalisena vaihtoehtona. Kuten edellä todettiin, korvausmenettely oli kuitenkin haasteellinen ja epävarma menettely. Elinkaariarviointien tulokset riippuivat valitusta korvattavasta tuotteesta ja muista oletuksista, kuten korvaussuhteesta. Tarkastelun oletukset olivat hyvin vahvoja, etenkin rypsiöljylle. Ensinnäkään ei ole takeita, korvaako soijaöljy juuri rypsiöljyä, eikä rypsi- ja soijaöljyn välillä käytetty korvaussuhde 1:1 ole välttämättä sovelias, muun muassa siksi, että rasvojen laaduissa on eroja. Lisäksi rypsiöljyn päästöjen laskennassa kohdataan uusi allokointitilanne kun rypsiöljy erotetaan kakusta. Allokointiongelma ei siis poistu, vaan siirtyy korvattavan tuotteen tuotejärjestelmään. Käytetyn rypsiöljyn arvon saamiseksi allokointitilanne rypsiöljyn ja -kakun välillä olikin lopulta ratkaistu taloudellisella allokoinnilla (Ecoinvent 2006). Kaiken kaikkeaan tarkastelu paljastaa, että korvausmenettelyssä tulisi olla varovainen. Jos korvaavasta tuotteesta ja muista korvausmenettelyyn olennaisesti vaikuttavista seikoista ei ole tarkkaa käsitystä, tulisi epävarmuus vähintäänkin osoittaa, ellei epävarmaa korvausmenettelyä jopa kokonaan kielletä, kuten KHK-protokolla linjaa (WRI/WBCSD 2011, 66–67).

Selvästi tuloksiin vaikuttava allokointitilanne oli fileen ja kalanjalostuksen sivutuotteiden välinen allokointitilanne. Massa-alkokoinnilla hiilijalanjälki ja rehevöittävät päästöt puolittuivat muihin allokointimenettelyihin verrattuna. Kalanjalostuksen sivutuotteet olivat taloudelliselta arvoltaan lähellä nollaa ollen lähellä rajaa, jossa niitä käsiteltäisiin jätteinä, jolloin niille ei yleensä kohdennettaisi ollenkaan päästöjä (ks. kohta 3.1). On siis pienestä kiinni, kuinka paljon kirjolohifileelle kohdennetaan lopulta päästöjä. Jätteen määrittelyä olisikin syytä pohtia vastedes tarkemmin, ja ylipäänsä vaikuttaisi perustellulta allokoida aina vähemmän päästöjä vähäarvoisille ja massaltaan suhteessa suurille rinnakkaistuotteille.

Yleisohjeilla ja tuoteryhmäkohtaisilla ohjeilla on tärkeä rooli tarkentaa allokointitilanteita ja -menettelyjä, jotta osataan valita eri vaihtoehtojen väliltä parhaimmat tavat toimia. Kirjolohen case-tarkastelussa eri ohjeiden allokointisuositukset eivät kuitenkaan aivan onnistuneet tässä tehtävässä. Ohjeita oli

haastava tulkita, ja Taulukossa 6 kunkin ohjeen kohdalla valituista allokointimenettelyistä onkin todettava, että ne ovat vain yksi tulkinta ohjeiden antamista allokointisuosituksista. Kuten todettua kolme ohjeista jätti jopa niin paljon tulkinnanvaraa, että niistä päätettiin esittää tuloksien haitari (Taulukko 6). Lisäksi tulokset olisivat voineet olla toisenlaisiakin muun muassa siksi, että vaikka fyysiseksi allokointiperusteeksi valittiin massa-alkoointi, olisi ohjeiden pohjalta voitu valita lähes mikä tahansa muu fyysinen allokointiperuste, kuten esimerkiksi energiasisältö.

Herääkin lopulta kysymys, että miten elinkaariarvioinneista saaduista tuloksista tulisi viestiä? Jos kirjolohifileen pakkauksessa viestitään esimerkiksi fileen khk-päästöt tarkkana lukuarvona, voidaanko tätä tarkkaa lukuarvoa pitää kovin informatiivisena tai hyvänä? Vaikka tuloksien kokoluokka säilyy tuotejärjestelmän inventaarioanalyysin rajoissa, eli maksimissaankin tulos olisi niin suuri kuin tilanteessa, missä kaikki päästöt kohdennettiin tarkasteltavalle tuotteelle (ks. Kuvaajat 5 ja 6: Kaikki fileelle), on allokointimenettelyillä usein merkittävä vaikutus lopulliseen tarkkaan lukuarvoon. Toki tällöin voidaan vaatia konservatiivisempia allokointiratkaisuja, eli esimerkiksi valitaan vaihtoehtoisista allokointimenettelyistä se vaihtoehto, millä tarkasteltavalle tuotteelle kohdentuu eniten päästöjä, kuten KHK-protokollassa ehdotetaan (WRI/WBCSD 2011, 71). Kuitenkaan tämäkään ei ole aina se paras ratkaisu, etenkin kun allokointitilanne on kahden arvokkaan tuotteen välillä, kuten kirjolohen ja mädin välillä. Jos nimittäin fileelle kohdennetaan "konservatiivisuus-periaatteen" mukaisesti enemmän päästöjä sen ollessa tarkasteltavana tuotteena, aliarvioidaan helposti mädille osoitettavat päästöt. Vastaavasti jos tarkasteltava tuote olisi mäti, tulisi konservatiivisuus-periaatteen mukaisesti allokoida enemmän päästöjä mädille, eli periaate johtaisi eri tuloksiin sen mukaan, mikä olisi tarkasteltavana tuotteena. ISO-standardin mukaan allokointisuhteet eivät saa olla yhteensä yli tai alle 100 %:ia, eli inventaarioanalyysissä laskettujen syötteiden ja tuotoksien summa ei saa muuttua allokointimenettelyssä (ISO 14044 2006, 36). Tämä taasen johtaa siihen tosiasiaan, ettei kaikkien samassa tuotejärjestelmässä syntyvien tuotteiden kohdalla voida toteuttaa konservatiivisuus-periaatetta.

Kaiken kaikkiaan kirjolohi-case osoitti, että eri elinkaariarviointiohjeilla voidaan päätyä eri tuloksiin ja ylipäänsä ne jättävät vielä melko paljon tulkinnanvaraa. Jos kukin elinkaariarviointia laativa taasen ratkoo allokointitilanteet parhaaksi näkemällään tavalla, kuten kohdan 6.2 esitettyssä perustilanteessa tehtiin, ei sekään oletettavasti johda

yhdenmukaisiin elinkaariarviointeihin. Edelleen tässä tutkielmassa ei ole edes otettu kantaa muihin metodologisiin valintatilanteisiin, kuten rajauksiin ja laskennassa käytettäviin päästömalleihin. Näillä muilla metodologisilla valinnoilla on omat vaikutuksensa elinkaariarviointien tuloksiin ja oletettavasti erilaiset metodologiset valinnat heikentävät tuloksien vertailtavuutta entisestään.

7 Johtopäätökset

Elintarvikkeiden ympäristövaikutuksia voidaan tutkia eri menetelmillä. Yksi tärkeä menetelmä on elinkaariarviointi, mikä eroaa muista selvitystavoista muun muassa kokonaisvaltaisuudellaan ja tarkkuudellaan, siinä keskityttäessä tuotekohtaisiin ympäristövaikutuksiin. Elinkaariarviointimetologiassa on useita haasteita ja tässä tutkielmassa on syvennytty yhteen keskeisimmistä metodologisista haasteista – allokointiongelmaan monituotejärjestelmässä. Kyseisessä allokointitilanteessa tulee määrittää kuinka tarkasteltavassa tuotejärjestelmässä syntyvät syötteet, eli energia ja raaka-aineet, ja tuotokset, eli jätteet ja päästöt ympäristöön, jaetaan tarkasteltavan tuotteen ja mahdollisten muiden tuotejärjestelmässä yhtäaikaisesti syntyvien tuotteiden kesken. Tilanne on haastava sillä syötteet ja tuotokset eivät ole useinkaan jaettavissa yksiselitteisesti tuotteiden välillä. Tämän tutkielman pyrkimyksenä oli tarkastella allokointiongelmaa elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa, sekä esittää ja vertailla eri allokointimenettelyjen ja -ohjeiden heikkouksia ja vahvuuksia. Lisäksi allokointimenettelyjä arvioitiin käytännössä kirjolohon elinkaariarviointi -casessa.

Katsaus elintarvikkeiden elinkaariarviointien allokointitilanteisiin havainnollisti, että allokointimenettelyn valinnalla voidaan vaikuttaa keskeisesti eri elintarvikkeille kohdennettuihin syötteisiin ja tuotoksiin. Meijerituotteiden allokointi -esimerkki paljasti, kuinka tuotejärjestelmässä muodostuvat khk-päästöt voidaan kohdentaa meijerituotteille hyvin eri tavoin. Esimerkiksi maidon hiilijalanjälki oli kolmannes kiintoaineperusteisessa allokoinnissa verrattuna taloudellisella allokoinnilla laskettuun hiilijalanjälkeen. Samoin kirjolohi-casessa osoitettiin, kuinka helposti tulokset muuttuvat eri allokointimenettelyillä khk-päästöjen vaihdellessa välillä 2,2–5,3 kg CO₂-ekv/kg kirjolohifileetä. Etenkin jätteen määrittely ilmeni kriittiseksi vaiheeksi kirjolohi-casessa, sillä kalanjalostuksen sivutuotteiden arvo on vähäinen ja jos ne tulkitaan jätteiksi, ei niille allokoida yleisesti mitään. Jos ne taasen tulkitaan rinnakkaistuotteiksi, on allokointimenettelyn valinnalla suuri vaikutus lopputulokseen – massa-alkokoinnilla fileen rehevöittävät - ja khk-päästöt arvioitiin puolet pienemmiksi kuin taloudellisella allokoinnilla.

Tarkasteltaessa vaihtoehtoisia allokointimenettelyjä, oli niissä kaikissa puutteita. Allokointitilannetta on vaikea täysin välttää ja korvausmenettelyssä joudutaan lisäksi tekemään usein oletuksia, mitkä vähentävät menettelyn luotettavuutta ja elinkaariarviointien vertailtavuutta. Sopivaa allokointiperustetta on puolestaan hankala motivoida. Esimerkiksi usein käytettyä massaperustetta ei ole juurikaan onnistuttu motivoimaan kirjallisuudessa. Taloudellista allokointia on perusteltu onnistuneemmin kuin monia muita allokointiperusteita. On nimittäin esitetty, että kun hinnat eivät ole vääristyneet, heijastavat ne kuluttajien maksuhalukkuutta ja tuottajien kohtaamaa rajakustannusta, ja siten ”kannustinta” tuottaa tuotetta. Taloudellisessa allokoinnissa on kuitenkin useita ongelmia, kuten hintojen heilahtelut ja hintoja vääristävät tekijät, kuten epätäydellinen kilpailu, mitkä heikentävät hintojen sopivuutta allokointiperusteena. Muita allokointiperusteita on myös motivoitu, ja esimerkiksi ruuan ravintoarvot ja energiasisältö voidaan nähdä potentiaalisina allokointiperusteina, joskaan ne eivät (vääristymättömien) hintojen tapaan heijasta useinkaan välttämättä kannustimia tuottaa tuotetta.

Elinkaariarviointiohjeiden käsittelyssä havaittiin erilaisia tapoja ohjata toimintaa allokointitilanteissa, mikä vähentää laskennan yhdenmukaisuutta ainakin silloin kun useampi ohjeista on sovelias. Lisäksi vaikka joissakin ohjeissa annettiin tarkempia ohjeita allokointitilanteisiin, kaikki ohjeet jättivät toivomisen varaa tarkkuudessaan. Niissä ei onnistuttu vastaamaan allokointitilanteissa kohdattaviin useisiin haasteisiin, kuten taloudellisen allokoinnin käytössä ilmeneviin kysymyksiin ja korvausmenettelyn tarkennusta kaipaaviin seikkoihin, kuten korvaussuhteeseen. Siinäkin tapauksessa kun valitaan ohjeen ehdottama allokointimenettely, voidaan tehdä vielä erilaisia ratkaisuja, esimerkiksi fyysisessä allokoinnissa käyttämällä lähes mitä tahansa fyysistä suhdetta, kuten energiasisältöä tai massaa. Edelleen tarkemmat tuoteryhmäkohtaiset ohjeet eivät vaikuttaisi myöskään onnistuvan tarkentamaan allokointitilannetta juuri yleisohjeita paremmin. Yleisohjeiden ja tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden allokointisuositukset eivät siis takaa tutkimusten välistä yhdenmukaisuutta ja käytännössä ne mahdollistavat usein valinnat, mitkä suosivat tarkasteltavaa tuotetta. Lisäksi sekä yleisohjeiden että tarkempien tuoteryhmäkohtaisten ohjeiden ongelmana on, etteivät ne juuri perustele antamiaan allokointisuosituksia, jolloin elinkaariarvioinnin laatijoiden on erittäin vaikea

tarkastella suosituksia kriittisesti ja sanoa tulisiko ennemmin harkita toisenlaista allokointimenettelyä.

Edellä esitettyjen tutkielman tuloksien lisäksi on tärkeää tiedostaa tässä tutkielmassa saatuja tuloksia heikentävät ja tarkastelusta pois rajatut aihealueet. Ensinnäkin tutkielman kirjallisuuskatsauksessa keskityttiin elintarvikkeisiin ja edelleen niissä monituotejärjestelmän tilanteeseen, eli esimerkiksi allokointimenettelyjä avoimessa kierrätystilanteessa ei tarkasteltu. Eri allokointimenettelyjen tarkasteluun, mukaan lukien tapoihin välttää allokointia, valittiin useita menettelyjä, mutta kartoituksen ulkopuolelle jäi joitakin mahdollisesti potentiaalsiakin, mutta vähemmän tutkittuja ja harvoin elintarvikkeiden elinkaariarvioinneissa käytettyjä allokointimenettelyjä. Elinkaariarviointiohjeiden tarkasteluun valittiin ISO-standardin ohella viisi muuta elinkaariarvioinnin yleisohjetta sekä 13 tarkempaa elintarvikkeille laadittua tuoteryhmäkohtaista ohjetta. Valitut ohjeet olivat tuoreita ja oletuksena oli, että ne edustivat merkittävimpiä yleisiä ja/tai elintarvikkeille laadittuja elinkaariohjeita, eli tarkastelu oli siis tässä mielessä suhteellisen kattava, muttei täydellinen. Lisäksi vaikka ohjeiden allokointisuosituksia pyrittiin tulkitsemaan mahdollisimman tarkasti ja totuudenmukaisesti, niin suosituksia voitaneen tulkita joltain kohdin tässä esitetystä eriävälläkin tavalla. Onkin toivottavaa, että ohjeista ja niiden mahdollisista erilaisista tulkinnoista keskusteltaisiin vastaisuudessa.

Edelleen, vaikka tässä tutkielmassa esitellyillä allokointimenettelyillä ja -ohjeilla pyrittiin luomaan mahdollisimman kokonaisvaltainen kuva allokoinneista nykyhetkellä, keskustelu tutkijoiden piirissä kuitenkin jatkuu ja tilanne todennäköisesti vielä elää. Mitä enemmän elinkaariarviointia käytetään esimerkiksi yritysten viestinnässä ja poliittisen päätöksenteon tukena, sitä suuremmaksi kasvaa paine menetelmän edelleen kehittämiseksi ja yhdenmukaistamiseksi, mikä taasen tarkoittaa, että käsitys allokoinneista voi hyvinkin muuttua lähivuosina. Parhailaan on kehitteillä uusia yleisohjeita olemassa olevien ohjeiden puutteita korvaamaan/täydentämään, kuten Euroopan Komission luotsaama ohje tuotteiden ekologisen jalanjäljen laskemiseen (Product Environmental Footprint - General Guide). Kehitteillä olevista ohjeista herää kuitenkin kysymys, että onnistutaanko niillä tuomaan jotain uutta ja ratkaisevaa esimerkiksi allokointitilanteisiin? Riskinä on nimittäin, että ohjeiden kenttä hajoaa entisestään, mutta aiempien ohjeiden ongelmat, kuten allokointitilanteiden haasteet eivät

ratkea. On siis oleellista, että jo olemassa olevien ohjeiden puutteellisuudet ja ongelmakohdat tunnistettaisiin, niistä keskusteltaisiin avoimesti ja keskityttäisiin tarjoamaan ratkaisut ennen kaikkea havaittuihin ongelma-kohtiin. Allokointimenettelyistä - etenkin taloudellisesta allokoinnista ja sen useista haasteista olisi suotavaa keskustella avoimesti vastaisuudessa ja pohtia ratkaisuja muun muassa hintojen vaihteluihin, vääristymiin ja kuinka erilaisiin hinnoitteluihin eri markkinoilla tulisi suhtautua hintaperusteisessa allokoinnissa.

Käytännötilanteet auttavat myös havainnollistamaan allokointitilanteita syvällisemmin. Kirjolohi-case nostikin jo esille tärkeitä seikkoja allokointitilanteista. Jotta elintarvikkeiden allokointitilanteet voitaisiin ottaa huomioon kattavammin, onkin suotavaa, että vastedes tutkitaan ja puhutaan avoimesti eri tuotteiden allokointitilanteista ja tehdään herkkyyksianalyseja, jotta ymmärretään kriittiset allokointitilanteet ja kuinka niissä tehdyt valinnat vaikuttavat lopputuloksiin. Esimerkiksi kiinnostavana tutkimuksen aiheena voisi olla nykyiset elintarvikkeille laaditut hiilijalanjäljet, niiden laskennassa tehdyt allokointiratkaisut ja kuinka hiilijalanjäljet muuttuvat vaihtoehtoisilla allokointimenettelyillä. Lisäksi vaikka esimerkiksi kirjolohi-casessa tarkasteltiin vain khk-päästöjä ja rehevöittäviä päästöjä vesiin, myös monien muiden syötteiden ja tuotoksien, kuten luonnonvarojen kulumisen ja happamoittavien päästöjen, huomiointi on toivottavaa vastaisuudessa, ja luonnollisesti allokointimenettelyjen rinnalla tulisi myös tarkastella elinkaariarvioinnin muita metodologisia haasteita.

Loppujen lopuksi tässä tutkielmassa on kritisoitu runsaasti allokointimenettelyjä ja niiden ohjeita, mutta toki samalla ei tule myöskään unohtaa, että allokointitilanteissa tehtyjen valintojen tärkeys ja kriittisyys riippuu lopulta elinkaariarvioinnin käyttökohteesta. Allokointimenettelyillä ei ole niin suurta roolia silloin kun tarkoituksena on tunnistaa koko tuotejärjestelmässä syntyvät ympäristövaikutukset, sekä lopulta vähentää vaikutuksia siellä missä se on tehokkainta. Jos ympäristövaikutuksista kuitenkin halutaan viestiä tuotekohtaisesti, muun muassa yritysten välillä tai kuluttajille, on valitulla allokointimenettelyllä suurempi rooli – varsinkin kun tuotteelle osoitettuja ympäristövaikutuksia vertaillaan muiden tuotteiden ympäristövaikutuksiin. Tässä tilanteessa on suotavaa, että laskennan heikkoudet tunnustetaan ja viesti kuluttajille sekä muille tietoa hyödyntäville toimijoille on oikea. Sen sijaan, että metodologisia

heikkouksia kuten allokointiongelmia siis peiteltäisiin, on elinkaariarvioinnin luotettavuuden ja osittain myös menetelmän kehityksen kannalta tärkeää, että allokointimenettelyjen keinotekoisuus ja niiden valintojen epävarmuudet avataan yhä useammin. Kuten todettiin, herkkyysanalyysi on tärkeä väline, jotta ymmärretään kuinka tulokset voivat muuttua eri allokointimenettelyillä, ja herkkyysanalyysi voisikin toimia myös viestinnän pohjana. Tarkkojen lukuarvojen kertomisen sijaan olisi siis suotavaa, että ympäristövaikutukset esitetään karkeammin esimerkiksi vaihteluvälillä antamalla ala- ja yläraja, mille välille ympäristövaikutukset arviolta asettuvat. Tällöin viestitty ympäristövaikutustieto ei ole niin tarkka, mutta toisaalta karkeampi arvio ei välttämättä vähennä tiedon tuomaa lisäarvoa sitä hyödyntävälle sillä ympäristövaikutusten suuruusluokka on kuitenkin kerrottu. Voi myös olla, että karkean vaihteluvälin antaminen on luotettavampi menettely etenkin niiden toimijoiden näkökulmasta, jotka jo ymmärtävät elinkaariarvioinnin useat epävarmuudet. Karkea esittämistapa ei toki myöskään tarkoita, että varsinaisessa laskennassa tulisi ”oikoa kulmia” yhtään sen enempää ja tarkastella tuotejärjestelmää karkeammin kuin aikaisemmin – lähinnä viestinnässä oltaisiin tällöin vain varovaisempia.

Lähteet

Afnor Groupe (2011) BP X30-323-0 Juin 2011, http://www.boutique.afnor.org/NEL5DetailNormeEnLigne.aspx?&nivCtx=NELZNELZ1A10A101A107&ts=2333601&CLE_ART=FA170405 (viitattu 13.10.2011)

Agri-footprint (2011), Methodology, <https://www.agri-footprint.com/Methodology/Pages/default.aspx> (viitattu 8.8.2011)

Ayer N. W, Tyedmers P. H., Pelletier N. L., Sonesson U., Sholz A. (2007) Co-Product Allocation in Life Assessments of Seafood Production Systems: Review of Problems and Strategies, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12(7):480-487

Azapagic A., Clift R. (1999), Allocation of environmental burdens in multiple-function systems, *Journal of Cleaner Production* 9:101-119

Blonk H., Kool A., Luske B., Ponsioen T., Scholten J. (2010) Methodology for assessing carbon footprints of horticultural products, A study of methodological issues and solutions for the development of the Dutch carbon footprint protocol for horticultural products, *Blonk Milieuadvies*, March 2010

Blonk Milieu Advies (2010) Publications, 2010 Carbon footprints of horticultural products http://www.blonkmilieuadvies.nl/en/publications/pub_1002_pt_vertaling.php (viitattu 31.10.2011)

Blonk H., Ponsioen T. (2009) Towards a tool for assessing carbon footprints of animal feed, *Blonk Milieuadvies*, November 2009

BSI (2011) PAS 2050, Related activity <http://www.bsigroup.com/Standards-and-Publications/How-we-can-help-you/Professional-Standards-Service/PAS-2050> (viitattu 31.10.2011)

Cederberg C., Stadig M. (2003) System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8(6):350-356

CFP (2009a) Product Category Rules (PCR), Nonglutinous Rice (Japonica), Release date: November 30, 2009, CFP Calculation and Labeling Pilot Program, www.cfp-japan.jp/english/gpl/data/japan/PCR_PA-AA-01.pdf (viitattu 25.5.2011)

CFP (2009b) Product Category Rules (PCR), Potato Chips (The products made with domestic potatoes direct from contracted farmers), Release date: September 4, 2009, CFP Calculation and Labeling Pilot Program, www.cfp-japan.jp/english/gpl/data/japan/PCR_PA-AG-01.pdf (viitattu 25.5.2011)

CFP (2009c) Product Category Rules (PCR), Rapeseed Oil, Release date: September 4, 2009, CFP Calculation and Labeling Pilot Program, www.cfp-japan.jp/english/gpl/data/japan/PCR_PA-AB-01.pdf (viitattu 25.5.2011)

Curran M. A. (2007) Co-Product and Input Allocation Approaches for Creating Life Cycle inventory Data: A Literature Review, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, Special Issue 1 (2007):65-78

DHCF (2009) Carbon Footprinting of Horticultural Products for business to business communication, Calculating greenhouse gas emissions of horticultural products as a specification of the PAS2050 protocol

Earthscan (2007) Summary: Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, http://www.fao.org/nr/water/docs/Summary_SynthesisBook.pdf (viitattu 11.5.2011)

Ecoinvent (2006) Dataset information, rape oil, at oil mill, RER, [kg] (#6575), Ecoinvent Centre

EEA (European Environmental Agency) (2005) Household consumption and the environment, EEA Report No 11/2005, Copenhagen

Ekvall T. (1999) System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment, With Implications for Wastepaper Management, Thesis for the degree of doctor of philosophy, technical Environmental Planning, Chalmers University of technology, Göteborg 1999

Ekvall T., Finnveden G. (2001) Allocation in ISO 14041-a critical review, Journal of Cleaner Production 9:197-208

Ekvall T., Tillman A-M. (1997) Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures, The International Journal of Life Cycle Assessment 2(3):155-162

Environdec (2011a) PCR Forum, <http://www.environdec.com/en/Product-Category-Rules/Forum/> (viitattu 29.8.2011)

Environdec (2011b) Programme Instructions, <http://www.environdec.com/en/The-EPD-system/Programme-Instructions/> (viitattu 4.8.2011)

Environdec (2011c) Search for PCR's <http://www.environdec.com/en/Product-Category-Rules/PCR-Search/> (viitattu 25.3.2011)

Environdec (2011d) What are Product Category Rules? <http://www.environdec.com/en/Product-Category-Rules/What-are-product-category-rules/> (viitattu 25.5.2011)

EPD (2008a) General Programme Instructions, For Environmental Product Declarations, Version 1.0 dated 2008-02-29 http://www.environdec.com/Documents/GPI/EPD_instructions_080229.pdf (viitattu 25.5.2011)

EPD (2008b) Supporting Annexes, International EPD system for Environmental Product Declarations, Version 1.0 dated 2008-02-29 http://www.environdec.com/Documents/GPI/EPD_annexes_080229.pdf (viitattu 25.5.2011)

Euroopan komissio (European commission) (2009) Europeans' attitudes towards the issue of sustainable consumption and production, Analytical report, Flash EB Series 256

Euroopan komissio (European commission) (2010a) European Platform on Life Cycle Assessment (LCA) <http://ec.europa.eu/environment/ipp/lca.htm> (viitattu 31.10.2011)

Euroopan komissio (European commission) (2010b) Life Cycle Thinking and Assessment: Assessment: Our Assessment, European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, <http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment> (viitattu 20.5.2011)

Euroopan komissio (European commission) (2010c) What is Integrated Product Policy?, Environment, Industry, Integrated Product Policy <http://ec.europa.eu/environment/ipp/integratedpp.htm> (viitattu 2.5.2011)

Euroopan komissio (European commission) (2011) DRAFT Product Environmental Footprint - General Guide http://ec.europa.eu/environment/eusd/pdf/PEF_methodologyguide.pdf (13.10.2011)

European Food SCP Round Table (2011) Environmental assessment methodology – Working Group 1. <http://www.food-scp.eu/node/25> (viitattu 5.8.2011)

Eyjólfsdóttir H. R., Jónsdóttir H., Yngvadóttir E., Skúladóttir B. (2003) Environmental effects of fish on the consumers dish – Life cycle assessment of Icelandic frozen cod products. Icelandic Fisheries Laboratory, Report 06-03, Technological Institute of Iceland

Fazer (2011) Ruispuikula-leivän hiilijalanjäljen laskemiseen periaatteet <http://fazer.fi/Vastuullisuus/Yritysvastuun-osa-alueet1/Vastuuymparistosta/hiilijalanjalki/Ruispuikulan-hiilijalanjalki/> (viitattu 18.5.2011)

FAO (2011) International commodity prices <http://www.fao.org/es/esc/prices> (viitattu: 12.10.2011)

Feitz A. J., Lundie S., Dennien G., Morain M., Jones M. (2007) Generation of an Industry-Specific Physico-Chemical Allocation Matrix, Application in the Dairy Industry and Implications for Systems Analysis, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12(2): 109–117

Fineli (2011a) Rypsiöljy, <http://www.fineli.fi/food.php?foodid=535&lang=fi> (viitattu 18.10.2011)

Fineli (2011b) Soijaöljy, <http://www.fineli.fi/food.php?foodid=542&lang=fi> (viitattu 18.10.2011)

Finkbeiner M., Schau E. M., Lehmann A., Traverso M. (2010) Towards Life Cycle Sustainability Assessment, *Sustainability* 2010, 2, 3309-3322; doi:10.3390/su2103309

Finnveden G., Hauschild M. Z., Ekvall T., Guinée J., Heijungs R., Hellweg S., Koehler A., Pennington D., Suh S. (2009) Recent developments in Life Cycle Assessment, *Journal of Environmental Management* 91:1–21

Flysjö A. (2011) Carbon Footprint of dairy products, 3rd NorLCA symposium, September 15-16, 2011, Finnish Environmental Institute, Helsinki, Finland, Abstract book, Presentations, p.17–20

Flysjö A., Cederberg C., Henriksson M., Ledgard S. (2011) How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16(5):420-430

Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin F. S., Coe M. T., Daily G. C., Gibbs H. K., Helkowski J. H., Holloway T., Howard E. A., Kucharik C. J., Monfreda C., Patz J. A., Prentice I. C., Ramankutty N., Snyder P. K., (2005) Global Consequences of Land Use, *Science* 309:570-574

Foster C., Green K., Bleda M., Dewick P., Evans B., Flynn A., Mylan J., (2006). Environmental Impacts of Food Production and Consumption: A report to the Department for Environmental, Food and Rural Affairs. Manchester Business School. Defra, London

Frischknecht R. (1998) Life Cycle Inventory Analysis For Decision-Making, Scope-dependent Inventory System Models and Context-specific Joint Product Allocation, Doctor Thesis

González A. D., Frostell B., Carlsson-Kanyama A. (2011) Protein efficiency per unit energy and per unit greenhouse gas emissions: Potential contribution of diet choices to climate change mitigation, *Food Policy* 36:562–570

Guinée J. B., Heijungs R., Huppes G. (2004), Economic Allocation: Examples and Derived Decision Tree, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9(1):23–33

Greenhouse Gas Protocol (2011) About WRI and WBCSD <http://www.ghgprotocol.org/about-ghgp/about-wri-and-wbcd> (viitattu 1.11.2011)

Heijungs R., Frischknecht R. (1998) A Special View on the Nature of the Allocation Problem, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3(5):321–332

Heijungs R., Guinée J. B. (2007) Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems, *Waste Management* 27:997–1005

Heijungs R., Suh S. (2002) *The Computational Structure of life Cycle Assessment, Eco-efficiency in Industry and Science*, Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0672-1

Hunajayhtymä (2011) Suomalaisen Kukkaishunajan hiilijalanjälki laskettu <http://www.hunajayhtyma.fi/?id=69F9EFEB-844A41198771-0C2155821799> (viitattu 18.5.2011)

Huomisen ruoka (2010) *Huomisen ruoka – Esitys kansalliseksi ruokastrategiaksi* 18.6.2010. Ruokastrategian johtoryhmä, Vammalan Kirjapaino, 2010

IDF (2010) A common carbon footprint approach for dairy, The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector, *Bulletin of the International Dairy Federation* 445/2010 <http://www.idf-lca-guide.org/Files/media/Documents/445-2010-A-common-carbon-footprint-approach-for-dairy.pdf> (viitattu 22.7.2011)

ILCD-käsikirja (2010) *International Reference Life Cycle Data System, General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance*, First edition, JRC, European Commission, European Union 2010

IPCC (2007a) *Climate Change 2007: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K. B., Tignor M., Miller H. L. (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.

IPCC (2007b) *Climate Change 2007: Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007* Metz B., Davidson O. R., Bosch P. R., Dave R., Meyer L. A. (eds) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

ISO 14020 (2000) (EN ISO) *Environmental labels and declarations – General principles*, European Standard, European committee for standardization October 2001

ISO 14040 (2006) (SFS-EN ISO) Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Periaatteet ja pääpiirteet, Suomen Standardisoimisliitto SFS, Standardi, Joulukuu 2006

ISO 14044 (2006) (SFS-EN ISO) Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Vaatimukset ja suuntaviivoja, Suomen Standardisoimisliitto SFS, Standardi, Joulukuu 2006

ISO 14049 (2000) (ISO/TR) Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis, ISO 2000, First edition, March 2000

Jungbluth N., Chudacoff M., Dauriat A., Dinkel F., Doka G., Faist Emmenegger M., Gnansounou E., Kljun N., Spielmann M., Stettler C., Sutter J. (2007) Life cycle Inventories of Bioenergy, Final reportecoinvent data v2.0, Uster, December 2007, 755 pp.

Jyväbroiler (2011) Hiilijalanjälki, Saarioisten Jyväbroiler <http://www.jyväbroiler.fi/filosofia/hiilijalanjalki?gclid=CJey4ZyKgawCFYNJ3godWwIzJw> (viitattu 21.10.2011)

Katajajuuri J-M., Voutilainen P., Tuhkanen H-R., Honkasalo N. (2003) Elovena-kaurahiutaleiden ympäristövaikutukset, Maa- ja elintarviketalous 33, 47 s., Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT)

Kurppa S (2009) Lounaslautaset vertailussa, ConsEnv, Biotekniikka ja elintarviketutkimus, Elintarvike-ekologian tutkimusryhmä, 16.9.2009, ppt-kalvosarja, <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=109313&lan=fi> (viitattu 20.5.2011)

LCInitiative (2011) About Us, The Life Cycle Initiative, UNEP/SETAC http://lcinitiative.unep.fr/default.asp?site=lcinit&page_id=9FDF7FDF-261F-4F0E-A8E3-5FF4E16B33C2 (viitattu 28.9.2011)

Lundie S., Ciroth A., Huppel G. (2007) UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, Life Cycle Inventory (LCI), Task Force 3, Methodological Consistency: Inventory methods in LCA: towards consistency and improvement. Final Report, June 2007

Michaelowa A., Dransfeld B. (2008) Greenhouse gas benefits of fighting obesity Original Research Article, Ecological Economics 66(2-3):298–308, 15 June 2008

MMM (2003) Elintarvikkeiden ympäristövaikutukset FOODCHAIN, Katajajuuri J-M., Virtanen Y., Voutilainen P., Tuhkanen H-R., Kurppa S. (MTT), MMM:n julkaisu 6/2003 http://wwwb.mmm.fi/julkaisut/julkaisusarja/MMMjulkaisu2003_6.pdf (viitattu 20.5.2011)

MMM (2011) EU:n yhteinen maatalouspolitiikka http://www.mmm.fi/fi/index/etusivu/maatalous/maatalouspolitiikka/eunyhteinenmaatalouspolitiikka/eu_yhteinen_maatalouspolitiikka.html (viitattu 3.11.2011)

Motiva (2011) Tiedotteet 2011: Joutsenmerkki laajentaa ympäristömerkinnän leipomoihin ja leipiin, 22.3.2011 http://www.motiva.fi/ajankohtaista/motivan_tiedotteet/2011/joutsenmerkki_laajentaa_ymparisto_merkinnan_leipomoihin_ja_leipiin.html (viitattu 20.5.2011)

MTT (2009) Elintarvikeketjun jalanjäljen tiedonkeruu- ja laskentamenetelmien ja työkalujen kehitys, Foodprint, www.mtt.fi/foodprint (viitattu 11.5.2011)

MTT (2010) Kirjoloheen "hiilipyrstönjälki" selvitetään (6.8.2010)
<https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt/mtt/ajankohtaista/uutiset/2010/9B5CC0BDBDB3A9E0E040A8C0023C17FA> (viitattu 28.9.2011)

Nissinen A., Grönroos J., Heiskanen E., Honkanen A., Katajajuuri J.-M., Kettunen J., Kurppa S., Mäkinen T., Seppälä J., Silvenius F., Timonen P., Virtanen Y., Voutilainen P. (2004). Development of benchmarking for the environmental impacts of different products, services and consumption patterns, Sustainable Consumption: The Contribution of Research, Workshop 10-12, February 2005, Gabels Hus, Oslo, p. 98-114. Norwegian University for Science and Technology (NTNU), Industrial Ecology program, Report 1/2005, Trondheim, Norway

PAS2050 (2011) Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, Publicly available specification, BSI 2011

PCR (2010a) CPC 2112: Meat of poultry, fresh or chilled, CPC 2114: Meat of poultry, frozen, The International EPD system, version 1.0 dated 2010-07-07, Swedish Environmental Research Institute, Sweden

PCR (2010b) CPC 2211: Processed liquid milk, The International EPD system, version 1.0 dated 2010-06-24, Granarolo S.p.a./ Life Cycle Engineering, Italy

PCR (2010c) CPC 2313: Groats, meal and pellets of wheat and other cereals, The International EPD system, version 1.0 dated 2010-04-29, Swedish Environmental Research Institute, Sweden

PCR (2010d) CPC 2371: Uncooked pasta, not stuffed or otherwise prepared, The International EPD system, version 1.0 dated 2010-06-18, Barilla/Life Cycle Engineering, Italy

PCR (2010e) CPC 23995: Sauces, The International EPD system, version 1.0 dated 2010-11-09, Life Barilla/Life Cycle Engineering, Italy

PCR (2011a) UN CPC 01342: Kiwi fruit, The International EPD system, version 1.0 dated 2011-05-18 Landcare Research, New Zealand

PCR (2011b) CPC 2143: Fruit juice, The International EPD system, version 1.0 dated 2011-08-03, Life Cycle Engineering/Barilla/Siena University, Italy

PCR (2011c) CPC 24212: Wine of fresh grapes, except sparkling wine; grape must, The International EPD system, version 1.0 dated 2011-10-19, Unioncamere, Italy

PCR Library (2011a) Explanation about PCRs <http://pcr-library.edf.org.tw/index.asp> (viitattu 20.8.2011)

PCR Library (2011b) PCR lists for Agriculture http://pcr-library.edf.org.tw/product_category/agriculture.asp (viitattu 20.8.2011)

PCR Basic Module (2010a) CPC Division 04: Fish and other fishing products, The International EPD system, Version 1.1 dated 2010-08-31

PCR Basic Module (2010b) CPC Division 22: Dairy products and egg products, The International EPD system, Version 1.1 dated 2010-11-30

PCR Basic Module (2010c) CPC Division 23: Grain mill products, starches and starch products; other food products, The International EPD system, Version 1.1 dated 2010-09-03

PCR Basic Module (2010d) CPC Division 24: Beverages, The International EPD system, Version 1.1 dated 2010-11-30

Pirkka (2011) Hiilijalanjälkimerkintä Pirkka-tuotteissa <http://www.pirkka.fi/pirkka-lehti/vastuullisuus/hiilijalanjalkimerkint%C3%A4-Pirkka-tuotteissa> (viitattu 31.10.2011)

Potwell (2011) Hiilijalanjäljen laskeminen <http://www.potwell.fi/hiilijalanj-ljen-laskeminen> (viitattu 31.10.2011)

PTY (2010), Päivittäistavarakauppa 2010-2011 http://www.pty.fi/fileadmin/pty_tiedostot/Julkaisut/pty_2010.pdf (viitattu 20.8.2011)

Raisio (2011) Climate focus Nordic – tutkimuksen tuloksia <http://www.raisio.com/www/page/2591> (viitattu 27.5.2011)

Raisio (2008) Raision hiilimerkki <http://www.raisio.com/www/page/4228> (viitattu 18.5.2011)

Reap J., Roman F., Duncan S., Bras B. (2008) A survey of unresolved problems in life cycle assessment, Part 1: goal and scope and inventory analysis, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13:290–300

Reinhard J., Zah R. (2009) Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment, *Journal of Cleaner Production* 17:46–56

Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus (2009) Kirjolohi (Muokattu 17.9.2009) http://www.rktl.fi/kala/tietoa_kalalajeista/kirjolohi/kirjolohi.html (viitattu 5.8.2011)

Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus (2011) Vesiviljely (Muokattu 8.7.2011) <http://www.rktl.fi/tilastot/vesiviljelytilastot/vesiviljely/> (viitattu 5.8.2011)

RIRDC (Rural Industries and Research Development Corporation) (2009) Life Cycle Assessment Methodology for Australian Rural Industries, March 2009, RIRDC Publication No 09/028

SAIC (Scientific Applications International Corporation) (2006) Life Cycle Assessment: Principles and Practice, EPA/600/R-60/060, May 2006 <http://www.epa.gov/nrmrl/lcaccess/pdfs/600r06060.pdf> (viitattu 7.8.2011)

Schau E. M., Magerholm Fet A. (2008) LCA Studies of Food Products as Background for Environmental Product Declarations, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(3):255–264

Seppälä J. (2001) Elinkaariarviointi ja Luonnonvarat, Life Cycle Assessment and Natural Resources, Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti — Geological Survey of Finland, Report of Investigation 153, Idman H., Rönkä E. (toim.)

Seppälä J., Knuutila S., Silvo K. (2004) Eutrophication of Aquatic Ecosystems, A New Method for Calculating the Potential Contributions of Nitrogen and Phosphorus, *The International Journal of life cycle assessment* 9(2):90–100.

Seppälä J., Mäenpää I., Koskela S., Mattila T., Nissinen A., Katajajuuri J-M., Härmä T., Korhonen M-R., Saarinen M., Virtanen Y. (2009) Suomen kansantalouden materiaali- ja energia-
virtojen

ympäristövaikutusten arviointi ENVIMAT-mallilla, Suomen Ympäristö 20/2009, Suomen ympäristökeskus (SYKE)

Silvenius F., Mäkinen T., Grönroos J., Kurppa S., Kankainen M., Vielma J., Tahvonen R., Silvennoinen K., Setälä J., Kaustell S., Hartikainen H. (*julkaistaan joulukuussa 2011*) Kirjoloheen kasvatuksen ympäristövaikutukset, Maa- ja elintarviketalous XX, MTT 2011 (luonnos)

Soya (2011) Hiilijalanjälki, Kohti tietoisia valintoja <http://www.soya.fi/co2> (viitattu 31.10.2011)

Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C. (2006) Livestock's long shadow, Environmental issues and options, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2006

Suomen Kalankasvattajaliitto ry (2010) Vesistöjen kuormitus Suomessa, <http://www.kalankasvatus.fi/sivut/vesist%C3%B6jen-kuormitus-suomessa> (viitattu 18.10.2011)

Svanes E., Vold M., Hanssen O. J. (2011a) Effect of different allocation methods on LCA results of products from wild-caught fish and on the use of such results, The International Journal of Life cycle Assessment, DOI 10.1007/s11367-011-0288-4

Svanes E., Vold M., Hanssen O. J. (2011b) Environmental assessment of cod (*Gadus morhua*) from autoline fisheries, The International Journal of Life cycle Assessment, DOI 10.1007/s11367-011-0298-2

SYKEra7/2010 Elinkaarimetodiikkojen nykytila, hyvät käytännöt ja kehitystarpeet, Riina Antikainen (toim.), Suomen ympäristökeskuksen raportteja 7/2010, 83 s, Suomen ympäristökeskus (SYKE)

SY673 (2004) Ympäristövaikutusten arviointi elinkaariarvioinnissa -alailmakehän otsonin muodostuminen, happamoituminen, pienhiukkaset ja ekotoksisuus Jyri Seppälä (toim.), 2004. Suomen ympäristö 673, ympäristönsuojelu, 85 s.

SY529 (2001) Kirjoloheen tuotanto ja ympäristö, Seppälä J., Silvenius F. Grönroos J., Mäkinen T., Silvo K., Storhammar E., Suomen ympäristö 529, ympäristönsuojelu, 166 s.

Thomassen M. A., Dalgaard R., Heijungs R., de Boer I. (2008) Attributional and consequential LCA of milk production, The International Journal of Life Cycle Assessment 13:339–349

TripleNine (2010) TripleNine fish Protein a.m.b.a., Environmental efforts, Objectives and results 2010 <http://999.dk/media/28019/miljoelihgtengelsk2010.pdf> (viitattu 18.10.2011)

TS Q 0010, General principles for the assessment and labeling of Carbon Footprint of Products, Japanese Technical Specification. <http://www.cfp-japan.jp/english/specifications/pdf/CFP%20TS%20Q%200010%20En.pdf> (viitattu 5.8.2011)

Tukker A., Huppel G., Guinée J., Heijungs R., de Koning A., van Oers L., Suh S., Geerken T., Van Holderbeke M., Janse B., Nielsen P. (2006) Environmental Impact of Products (EIPRO) Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25, Main report, IPTS/ESTO project, May 2006, Technical Report EUR 22284 EN

Tukker A., Jansen B. (2006) Environmental Impacts of Products, Journal of Industrial Ecology 10(3):159-182, July 2006

UNEP (2010) Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials, A Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management. Hertwich, E., van der Voet, E., Suh, S., Tukker, A., Huijbregts M., Kazmierczyk, P., Lenzen, M., McNeely, J., Moriguchi, Y.

Varian H. R (2006) Intermediate Microeconomics, A Modern Approach, Seventh Edition, W. W. Norton & Company, New York, London

Vergez A. PCF World Summit, 2nd Round-Table on PCR (ppt-esitys) French Ministry of Ecology and Sustainable Development http://www.pcf-world-forum.org/wp-content/uploads/2011/05/5-2nd-PCR-Round-Table_ANTONIN-VERGEZ_French-Product-Environmental-Declaration-Scheme.pdf (viitattu 1.11.2011)

VNP (2009) Valtioneuvoston periaatepäätös kestävien valintojen edistämisestä julkisissa hankinnoissa. 8.4.2009. Liite 1. www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=101162&lan=en (viitattu 7.5.2011)

Weidema B. P., (2003) Market Information in Life Cycle Assessment. In: Environmental Project No. 863. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen

Weidema B. P., Schmidt J. H. (2010) Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited, *Journal of Industrial Ecology* 14(2), DOI: 10.1111/j.1530-9290.2010.00236.x

WRI/WBCSD (2011) Greenhouse Gas Protocol, Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard, World Resources Institute, WBCSD

Ziegler F., Hansson P-A. (2003) Emissions from fuel combustion in Swedish cod fishery, *Journal of Cleaner Production* 11:303–314

Liitteet

Liite 1. Kuvaajan 3 muodostamisen taustatiedot

Kuvaajan 3 muodostamiseksi käytetyt tiedot on saatu pääosin Feitz ym. (2007) artikkelista, missä on esitetty meijerin keskimääräinen tuotantorakenne ja sen syötteet ja tuotokset. Laskennassa on hyödynnetty artikkelista saatuja tietoja syötteistä ja tuotoksista (Taulukko 7), sekä eri meijerin tuotteille annettuja raakamaidon allokointikertoimia (Feitz ym. 2007, 114). Lisäksi kuvaajan 3 muodostamiseksi raakamaidon hiilijalanjäljeksi arvioitiin 1 kg CO₂-ekv/kilo raakamaitoa (Cederberg & Stadig 2003), tuotantolaitossa käytetyn sähkön hiilijalanjäljeksi arvioitiin 0,07 kg CO₂-ekv/MJ ja polttoaineen (maakaasu) hiilijalanjäljeksi 0,08 kg CO₂-ekv/MJ (*Henkilökohtainen tiedonanto: Heli Yrjänäinen 5.5.2011*). Laskennassa sekä raakamaidon että tehtaan prosessien khk-päästöt allokoitiin samalla allokointiperusteella. Tarkastelussa olivat siis mukana tuotteiden khk-päästöt meijerin portille saakka.

Taulukko 7. Syötteet ja tuotokset meijerissä (muok. Feitz ym. 2007, 113)

Syötteet (vuodessa)	Tuotokset (vuodessa)
Raakamaito - 774 000 kg	Tuotokset -100 000 kg kaupanmaitoa - 30 000 kg SMP - 20 000 kg WMP - 5 000 kg BMP - 5 000 kg herajauhoa - 15 000 kg voita - 20 000 kg juustoa
Tehtaassa käytetyt panokset - 140 000 MJ sähköä - 720 000 MJ maakaasua - 1 100 000 litraa vettä - 800 kg alkalia - 200 kg happoa (pesuaine)	Jätevesi - 1 100 000 litraa jätevettä

Liite 2. Kirjolahifileen elinkaariarviointitarkasteluun valituissa vaikutusluokissa käytetyt karakterisointi-, vaikutus- ja kulkeutumiskertoimet (Taulukko 8)

Taulukko 8 Ilmastonmuutoksen ja vesien rehevöitymisen vaikutusluokkien muodostamiseksi käytetyt karakterisointi-, vaikutus- ja kulkeutumiskertoimet

Vaikutusluokka	Karakterisointikertoimet	Lähde
Ilmastonmuutos	kg CO₂-ekv/kg	
- CO ₂	- 1	IPCC 2007a
- CH ₄	- 25	
- N ₂ O	- 298	
Vesien rehevöityminen	kg PO₄³⁻-ekv/kg	
- NH ₃ ilmaan	- 0,04	Seppälä ym. 2004
- NO _x ilmaan	- 0,015	
- N-tot* (liukoinen)	- 0,42	
- P-tot (liukoinen)	- 3,06	
	Vaikutuskertoimet	Lähde
Vesien rehevöityminen		
- N-tot	- 0,9	Seppälä ym. 2004
- P-tot	- 0,36	
	Kulkeutumiskertoimet	Lähde
Vesien rehevöityminen		
- N-tot	- 0,92	Seppälä ym. 2004
- P-tot	- 1	

*tot: kokonais-