

Elinkaaripäästöihin perustuva kulutusverotus

Remes Piia, Nissinen Ari, Ollikka Kimmo, Forsius Kaj, Heinonen Tero, Horn Susanna,
Judl Jáchym, Jurvanen Outi, Kosonen Tuomas, Laukkanen Marita, Salo Marja,
Savolainen Hannu, Soimakallio Sampo, Toivonen Teemu

VALTIONEUVOSTON SELVITYS- JA
TUTKIMUSTOIMINNAN JULKAISUSARJA 2023:23

tietokayttoon.fi

Elinkaaripäästöihin perustuva kulutusverotus

Remes Piia, Nissinen Ari, Ollikka Kimmo, Forsius Kaj,
Heinonen Tero, Horn Susanna, Judl Jáchym, Jurvanen Outi,
Kosonen Tuomas, Laukkanen Marita, Salo Marja,
Savolainen Hannu, Soimakallio Sampo, Toivonen Teemu

Julkaisujen jakelu

Distribution av publikationer

**Valtioneuvoston
julkaisuarkisto Valto**

Publikations-
arkivet Valto

julkaisut.valtioneuvosto.fi

Julkaisumyynti

Beställningar av publikationer

**Valtioneuvoston
verkkokirjakauppa**

Statsrådets
nätbokhandel

vnjulkaisumyynti.fi

Valtioneuvoston kanslia

CC BY-ND 4.0

ISBN pdf: 978-952-383-313-5

ISSN pdf: 2342-6799

Taitto Valtioneuvoston hallintoyksikkö, Julkaisutuotanto

Helsinki 2023

Elinkaaripäästöihin perustuva kulutusverotus

Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2023:23

Kustantaja Valtioneuvoston kanslia

Tekijä/t Remes Piia, Nissinen Ari, Ollikka Kimmo, Forsius Kaj, Heinonen Tero, Horn Susanna, Judl Jáchym, Jurvanen Outi, Kosonen Tuomas, Laukkanen Marita, Salo Marja, Savolainen Hannu, Soimakallio Sampo, Toivonen Teemu

Yhteisötekijä Valtion taloudellinen tutkimuskeskus (VATT) ja Suomen ympäristökeskus (Syke)

Kieli suomi **Sivumäärä** 127

Tiivistelmä Sekä kotimaisia että tuontituotteita koskeva elinkaaripäästöihin perustuva kulutusvero on yksi ehdotettu tapa kompensoida ilmastopolitiikan luomia eroja kustannustasossa sekä hillitä mahdollista hiilivuotoa.

Kulutusverot edellyttävät huolellista harkintaa ja laajaa tietopohjaa. Jotta voitaisiin arvioida veron tuottamia päästövähennyksiä suhteessa veron vaikutuksiin kuluttajien hyvinvointiin, tulisi tietää, missä määrin vero siirtyy tuotteen hintaan ja kuinka muuttunut hinta vaikuttaa kuluttajien valintoihin. Elinkaaripäästöihin perustuvassa kulutusverossa toinen suuri tietotarve liittyy päästötietoihin. Vaikka tuotteiden hiilijalanjälkiä koskeva tiedontuotanto on kehittynyt viime vuosina ja kasvaa nopeasti, niin se ei ole kuitenkaan vielä riittävän vakiintunut niin tarkaksi ja yksiselitteiseksi mitä kulutusvero vaatisi. Erityisesti maankäytöstä aiheutuvat päästöt tunnetaan vielä huonosti.

Rajatumpi päästöperusteinen kulutusvero voisi soveltua tuotteisiin, joiden päästöt ovat suuret eivätkä kuulu laajasti muun päästöohjauksen piiriin. Esimerkiksi eläinperäiset elintarvikkeet olisivat tällainen tuoteryhmä. Parhaat mahdollisuudet saavuttaa kokonaisuudessaan hyvinvointia lisäävä ohjausvaikutus on silloin, kun tuotteiden päästöt eivät ero merkittävästi tuottajien välillä. Nykytiedoilla tällaisen veron kustannukset voisivat kuitenkin monien tuotteiden osalta olla suuremmat kuin hyödyt.

Julkaisu on päivitetty 17.4.2023, s. 1, 1, 3, 4, 5, 8.

Klausuuli Tämä julkaisu on toteutettu osana valtioneuvoston selvitys- ja tutkimussuunnitelman toimeenpanoa. (tietokayttoon.fi) Julkaisun sisällöstä vastaavat tiedon tuottajat, eikä tekstisisältö välttämättä edusta valtioneuvoston näkemystä.

Asiasanat tutkimus, tutkimustoiminta, kulutusverotus, hiilijalanjälki, elinkaaripäästöt, ilmastopolitiikka, ohjauskeinot

ISBN PDF 978-952-383-313-5

ISSN PDF 2342-6799

Julkaisun osoite <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-313-5>

Konsumtionsbeskattning på basis av livscykelutsläpp

Publikationsserie för statsrådets utrednings- och forskningsverksamhet 2023:23

Utgivare Statsrådets kansli

Författare Remes Piia, Nissinen Ari, Ollikka Kimmo, Forsius Kaj, Heinonen Tero, Horn Susanna, Judl Jáchym, Jurvanen Outi, Kosonen Tuomas, Laukkanen Marita, Salo Marja, Savolainen Hannu, Soimakallio Sampo, Toivonen Teemu

Utarbetad av Statens ekonomiska forskningscentral, Finlands miljöcentral

Språk finska **Sidantal** 127

Referat En föreslagen metod för att kompensera de skillnader i kostnadsnivån som klimatpolitiken ger upphov till och att begränsa ett eventuellt koldioxidläckage vore en konsumtionsskatt som baserar sig på livscykelutsläpp och som skulle gälla både inhemska och importerade produkter.

Konsumtionsskatter förutsätter noga övervägande och en bred kunskapsbas. För att skatten ska leda till utsläppsminskningar och därtill inte onödigt minska konsumenternas välfärd, bör det finnas kännedom om i vilken mån skatten överförs till produktpriserna och hur de förändrade priserna påverkar konsumenternas val.

Ett annat stort behov av kunskap inom konsumtionsskatten som baserar sig på livscykelutsläpp gäller informationen om utsläpp. Även om framtagandet av information om produkternas koldioxidavtryck har utvecklats under de senaste åren och ökar i snabb takt, har den ännu inte stabiliserats till en så noggrann och entydig nivå som konsumtionsskatten skulle kräva. I synnerhet är kännedomen om utsläpp som orsakas av markanvändning fortfarande dålig.

En konsumtionsskatt som baserar sig på utsläpp kunde vara lämplig för produkter med stora utsläpp som inte i stor omfattning ingår i annan utsläppsstyrning. Livsmedel av animaliskt ursprung är ett exempel på en sådan produktgrupp. Enligt aktuella uppgifter skulle kostnaderna för en sådan skatt dock för många produkter vara större än fördelarna med skatten.

Publikation uppdaterades den 17 april 2023, s. 1, 1, 3, 4, 5, 8.

Klausul Den här publikation är en del i genomförandet av statsrådets utrednings- och forskningsplan.(tietokaytoon.fi) De som producerar informationen ansvarar för innehållet i publikationen. Textinnehållet återspeglar inte nödvändigtvis statsrådets ståndpunkt.

Nyckelord forskning, forkningsverksamhet, konsumtionsskatter, koldioxidavtryck, livscykelutsläpp, klimatpolitik

ISBN PDF 978-952-383-313-5

ISSN PDF 2342-6799

URN-adress <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-313-5>

Life-cycle emissions based consumption taxes

Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 2023:23

Publisher	Prime Minister's Office		
Author(s)	Remes Piia, Nissinen Ari, Ollikka Kimmo, Forsius Kaj, Heinonen Tero, Horn Susanna, Judl Jáchym, Jurvanen Outi, Kosonen Tuomas, Laukkanen Marita, Salo Marja, Savolainen Hannu, Soimakallio Sampo, Toivonen Teemu		
Group Author	VATT Institute for Economic Research, Finnish Environment Institute		
Language	Finnish	Pages	127

Abstract	<p>A consumption tax based on life cycle emissions placed on both domestic and foreign products has been suggested as an instrument to level cost differences among producers that are caused by climate policies, and to alleviate possible carbon leakage.</p> <p>Consumption taxes require careful consideration and lots of information. To assess the emission reductions and welfare effects of a consumption tax, to ensure that the welfare gains from emission reductions offset welfare losses from changes in consumption, information is needed on the pass-through of the tax to prices and on how the changed price affects consumers' choices.</p> <p>Another information requirement is products' carbon footprint data. The data on carbon footprints has improved recently both in terms of quality and coverage, but it is not yet accurate and harmonized enough to be applied as a base for a consumption tax. Especially the emissions associated with land-use are still quite poorly known.</p> <p>A carbon footprint tax could be applied to products that have high emissions and are not subject to other emission reduction instruments in a substantial way and when the emissions of a product do not significantly differ across producers. For example, animal-based food products are this kind of product group. With the current knowledge the cost of a carbon footprint tax could, in many cases, exceed the benefits.</p> <p>Publication was updated on 17th April 2023, p. 1, 1, 3, 4, 5, 8.</p>
-----------------	---

Provision	This publication is part of the implementation of the Government Plan for Analysis, Assessment and Research. (tietokayttoon.fi) The content is the responsibility of the producers of the information and does not necessarily represent the view of the Government.
------------------	--

Keywords	research, research activities, consumption taxes, life cycle emissions, carbon footprint, climate policy, policy instruments
-----------------	--

ISBN PDF	978-952-383-313-5	ISSN PDF	2342-6799
-----------------	-------------------	-----------------	-----------

URN-address	https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-313-5
--------------------	---

Sisältö

1	Johdanto	9
1.1	Tausta	9
1.2	Kotitalouksien kulutuksen hiilijalanjäljestä.....	13
2	Ilmastopolitiikan ohjauskeinoista - nykytila	16
2.1	Energiaverotus ja päästökauppa.....	17
2.2	Muu tuotannon ja tuotekehityksen ohjaus.....	26
2.2.1	Tuotannon ohjaus ja ympäristöluvut.....	26
2.2.2	Kestävän rahoituksen taksonomia.....	27
2.2.3	Kiertotalouden tuotepolitiikka.....	28
2.3	Hiilitullit.....	29
2.3.1	Hiilivuodon riskistä.....	31
2.3.2	EU:n hiilitullialoite	33
2.4	Ruoka ja maatalous	35
3	Elinkaaripäästöihin perustuvat kulutusverot ilmastopolitiikan ohjauskeinona	38
3.1	Kulutusverot ohjauskeinona	38
3.2	Kulutusverotuksen vaikutusten arviointia – empiirisen kirjallisuuden tuloksia	40
3.3	Elinkaaripäästöihin perustuvia veromalleja kirjallisuudessa	44
3.4	Yhteenveto kirjallisuuskatsauksesta.....	46
4	Kulutustuotteiden hiilijalanjälki	49
4.1	Hiilijalanjäljen määritysmenetelmät	49
4.1.1	Tuoteryhmäkohtainen hiilijalanjälki	50
4.1.2	Tuotekohtainen hiilijalanjälki	54
4.2	Tuoteryhmien ja tuotteiden hiilijalanjäljet.....	64
4.2.1	Tuoteryhmien osittaiset hiilijalanjäljet eli elinkaaren päästöt raaka-aineiden hankinnasta kaupan kassalle.....	64
4.2.2	Tuotetason hiilijalanjälki.....	72
4.3	Yhteenvetoa tuotteiden hiilijalanjälkeä koskevista päästötiedoista	73

5	Näkökohtia hiilijalanjälkeen perustuvasta kulutusverosta	75
5.1	Veron kohdentumisesta.....	75
5.2	Veropohjan määrittämisestä.....	79
5.3	Arvonlisäverojen eriyttämisestä päästöjen perusteella	82
5.4	Päästöperusteisista kulutustuotteiden valmisteveroista	85
5.5	Yhteenvetoa näkökohdista	89
6	Vaikutusten arvioinnista	90
7	Yhteenveto ja johtopäätöksiä	92
7.1	Elinkaaripäästöistä ei vielä ole kattavia ja yksiselitteisiä tietoja	92
7.2	Lainsäädännön asettamat reunaehdot lisäävät haastetta	93
7.3	Päästöperusteinen kulutusvero edellyttää valintoja ohjausvaikutuksen ja toteutettavuuden välillä	94
	Liitteet	96
	Liite 1 Tuotannon ohjaus, ympäristöluvat, BAT ja BREF	96
	Liite 2 Kulutusverojen joustoarvioita kirjallisuudesta.....	99
	Liite 3 Eri menetelmiä tuotteiden elinkaaristen kasvihuonekaasupäästöjen selvittämiseen	107
	Liite 4 Elinkaariarviointien ja hiilijalanjälkilaskelmien käyttö	110
	Lähteet	112

ESIPUHE

Ilmastopolitiikan tavoitteiden kiristyessä ja globaalin hiilen hinnan puuttuessa vaaditaan yhä enemmän myös kansallisia toimia ilmastopolitiikan tehostamiseksi ja kasvihuonekaasupäästöjen alentamiseksi. Sanna Marinin hallitusohjelmassa on asetettu tavoite selvittää mahdollisuuksia säätää sekä kotimaisia että tuontituotteita koskeva elinkaaripäästöihin perustuva kansallinen kulutusvero.

Valtion taloudellisen tutkimuskeskuksen (VATT) ja Suomen ympäristökeskuksen (Syke) yhteisessä tutkimushankkeessa selvitettiin sekä eri tuotteiden elinkaaripäästöjä että mahdollisuuksia toteuttaa Suomessa päästöihin perustuva kulutusvero.

Hankkeeseen osallistuivat Remes Piia (VATT), Nissinen Ari (Syke), Ollikka Kimmo (VATT), Forsius Kaj (Syke), Heinonen Tero (Syke), Horn Susanna (Syke), Judl Jáchym (Syke), Jurvanen Outi (VATT), Kosonen Tuomas (VATT), Laukkanen Marita (VATT), Salo Marja (Syke), Savolainen Hannu (Syke), Soimakallio Sampo (Syke), Toivonen Teemu (VATT).

Kiitämme Jenni Oksasen (VM) johtamaa ohjausryhmää monista hyödyllisistä keskusteluista ja kommenteista hankkeen aikana.

Huhtikuussa 2023
Piia Remes, VATT

1 Johdanto

1.1 Tausta

Suomen ilmastopolitiikkaa määrittävät niin EU-sitoumukset kuin Suomen kansallinen hiilineutraalisuustavoite vuodelle 2035. Päästökauppa on keskeinen, toimivaksi osoittautunut EU-tason keino vähentää päästöjä tavoitteiden mukaisesti. Päästökauppa ei kuitenkaan kohdistu kaikkiin sektoreihin eikä kata koko arvoketjun päästöjä. Globaaleja päästötavoitteita tukeva ilmastopolitiikka tarvitsee siksi myös muita ohjauskeinoja. Verotus ja erityisesti energiaverotus ovat tärkeimpiä kansallisia ohjauskeinoja, joiden avulla voidaan vähentää päästöjä niin tuotannosta kuin kulutuksestakin. Ilmastopolitiikan tavoitteiden kiristyessä myös muiden verojen mahdollisuuksia ja tehokkuutta on tarpeen selvittää. Vuosien 2030, 2035 ja 2050 kasvihuonekaasupäästöjen vähentämistavoitteiden saavuttaminen voi vaatia merkittäviä muutoksia kotitalouksien kulutuksessa. Kulutus onkin herättänyt huomiota sekä ilmasto- ja energiastrategiassa, keskipitkän aikavälin ilmastosuunnitelmassa (KAISU, YM 2022) että hallitusohjelmassa. Suomen kotimaan loppukäytön kasvihuonekaasupäästö (eli kulutusperäisesti määritetty päästö) oli 33 % suurempi kuin Suomen alueella syntynyt virallisissa tilastoissa esitettävä päästö vuonna 2015. Kulutusperusteisesti määritetystä päästöstä 66 % aiheutui kotitalouksien kulutuksesta, 12 % julkisesta kulutuksesta, ja 19 % investoinneista (joista suuri osa on rakentamista). Päästöjen suhteellinen väheneminen vuosien 2000 ja 2019 välillä ei ole ollut yhtä suurta kotitalouksien kulutukselle kuin Suomen aluepäästöille. (Nissinen ja Savolainen 2019, YM 2022).

Koska kulutuksesta ja tuotannosta syntyy ulkoisvaikutuksena päästöjä, joista aiheutuu kustannuksia koko yhteiskunnalle, on kulutukseen ja tuotantoon perusteltua kohdistaa julkisen vallan ohjaavia toimia. Talousteorian mukaan ohjauskeinojen valinnan tulisi pohjautua kustannustehokkuuteen, eli valitun ohjauskeinon tulisi toteuttaa asetetut päästövähennystavoitteet mahdollisimman pienin kustannuksin. Toisaalta ohjauskeinon valinnassa pitää huomioida myös tasapuolisuus eli kuinka ohjauskeino kohdistuisi ja vaikuttaisi eri toimijoihin. Lisäksi hallinnolliset kustannukset toimeenpanosta ja valvonnasta ovat tärkeitä kriteereitä ohjauskeinon valinnalle.

Vero-ohjauksen vaikutusta ilmastopolitiikassa on tutkittu paljon (mm. Pearce 1991, Metcalf ja Weisbach 2009, Marron ja Toder 2014). Teoriassa tehokkainta olisi mitata ja valvoa kaikkia päästöjä ja verottaa niitä yhtenevällä, rajahaitan suuruisella verolla. (Pigou 1920). Täydellisen kilpailun ja selkeästi havaittavien ulkoishaittojen tilanteessa ei olisi väliä verotettaisiinko tuottajia vai kuluttajia. Optimiverotus loisi tällöin tuottajille

kannustimen siirtyä vähempipäästöiseen tuotantoon ja kotitalouksille kannustimia valita vähähiilisempää kulutusta. Tällainen vero on kuitenkin käytännössä mahdotonta toteuttaa, koska yksinkertaisen mallin oletukset eivät toteudu. Niinpä käytännössä tehokkainta päästöjen verotus olisi tuotantoketjun siinä kohdassa, jossa päästöjä on helppo tarkkailla ja verotettavien toimijoiden lukumäärä vielä suhteellisen pieni. Tästä syystä iso osa ilmastonmuutoksen hillinnän ohjauksesta onkin keskittynyt tuotannon ohjaamiseen. Tuotantoa ohjaavat, ja erityisesti fossiilisten polttoaineiden käyttöön kohdistuvat, hiiliverot ovatkin olleet käytössä jo pitkään ja Suomessakin yhtenä ensimmäisistä maista. Empiirisessä tutkimuskirjallisuudessa näiden tehokkuutta on tutkittu enenevässä määrin (ks. esim. Martin ym. 2014, Anderson 2019, Leroutier 2022).

Globaalisti tuotannon ohjaaminen vähäpäästöisemmäksi verotuksella on edelleen melko harvinaista. Maailmanpankin arvion mukaan noin 25 % globaaleista kasvihuonekaasupäästöistä on hiilen hinnoittelun piirissä eli yhtenevä, globaali hiilen hinta ei vielä toteudu. (Maailmanpankki 2022). Sitovan ja globaalin ilmastopimuksen puuttessa toimijoihin kohdistuu alueittain eritasoista ilmastosäätelyä, kansallisten ilmastotoimien kunnianhimon tason vaihdeltaessa. Yleisesti lokaalit, hyvin rajatulle alueelle kohdistuvat verot voivat asettaa toimijoita eriarvoiseen asemaan, millä voi olla vaikutusta mm. ulkomaankauppaan ja veronvälttelyyn, mikä puolestaan heikentää veron tehokasta kohdistumista ja vaikuttavuutta. Myös mahdollisen hiilivuodon riski kasvaa.

Hiilivuoto tarkoittaa tilannetta, jossa päästöintensiivinen tuotanto pyritään siirtämään kevyemmän säätelyn alueelle. Tämä saattaisi johtaa globaalien hiilipäästöjen kasvuun. Mahdollisen hiilivuodon hillitsemiseksi kirjallisuudessa on ehdotettu ja päätöksenteossa otettu käyttöön erilaisia hiilirajamekanismeja, yhtenä esimerkkinä tästä EU:n 55 -valmiuspakettiin sisältyvät hiilirajamekanismit valituille tuoteryhmille. Hiilirajamekanismien toteuttaminen on kuitenkin haastavaa niin teknisesti, juridisesti kuin kauppapoliittisestikin. Yhdeksi vaihtoehtoiseksi ratkaisuksi mahdollisen hiilivuodon hillitsemiseksi ja kilpailukyvyyn säilyttämiseksi onkin ehdotettu elinkaaripäästöihin perustuvaa kulutusveroa. Elinkaaripäästöihin pohjautuva kulutusverotus ottaisi huomioon kulutettavien tuotteiden koko elinkaarten ajalta syntyvät päästöt ja niiden aiheuttamat ulkoisvaikutukset, tai ainakin tuotteiden luonnonvaroista valmistusvaiheiden kautta kaupan kassalle ulottuvan elinkaaren päästöt. Kulutusverot voivat olla perusteltuja silloin, kun vaihtoehdot tuotannon päästöjen vähentämiseen ovat rajattuja ja lopputuote on korvattavissa, eli riittävän läheisiä substituuotteja on olemassa (ks. esim. Schmutzler ja Goulder 1997). Kulutusverot voisivat myös olla hiilitulleja helpompi sovitella ulkomaankaupan sääntöihin sopivaksi (McAusland ja Najjar 2015). Erityisesti tällaisten verojen käyttöä on tarkasteltu elintarvikkeiden osalta mm. Gren ym. (2019) ja Forero-Cantor ym. (2020). Elintarvikkeiden elinkaarten aikana syntyvät päästöt eivät ole yhtä laajasti muun päästöohjauksen piirissä kuin useiden muiden kulutuksen sektoreiden tuotteet. Esimerkiksi asumiseen ja liikkumiseen sekä erilaisten tuotteiden valmistukseen liittyvä energiankulutus on jo melko kattavasti päästökaupan ja energiaverojen

piirissä, jolloin päästöperusteisten kulutusverojen lisääminen näihin tuoteryhmiin tuottaisi kaksoisverotusta ja aiheuttaisi tehottomuutta.

Yrityksiin kohdistuvat kansalliset päästöverot ja -maksut voivat heikentää Suomessa toimivien yritysten kustannuskilpailukykyä. Silloin huolena on, että tuotantoa saattaisi siirtyä pois Suomesta sellaisiin kilpailijamaihin, joissa päästöjen sääntely on löyhempiä tai päästöjä ei säädellä lainkaan. Toisaalta vähähiilisyys saattaa tuoda myös kilpailuetua yrityksille. Suomalaisten kulutuksen globaalit kasvihuonekaasupäästöt saattaisivat niin ikään kasvaa, mikäli löyhemmän sääntelyn maiden tuontituotteet korvaisivat kotimaisia tuotteita. Sekä kotimaisia että tuontituotteita koskeva päästöperusteinen kulutusvero voisi olla yksi tapa kompensoida ilmastopolitiikan luomia eroja kustannustasossa ja kilpailutilanteessa. Kulutusverojen veropohjan laajentamista päästöperusteiseksi onkin ehdotettu yhdeksi lisäyksenä ohjauskeinovalikoimaan.

Kulutusveron tehokkuuden ja vaikutusten kannalta oleellista on selvittää, mihin tuoteryhmiin vero kannattaisi kohdentaa ja millaisia vaikutuksia sillä olisi päästöihin ja kuinka mahdollinen hiilivuodon riski tulisi huomioida kohdentamisessa. Elinkaaripäästöihin perustuvalla kansallisella päästöverolla pyritään vaikuttamaan globaaleihin päästöihin veron kohdistuessa kaikkiin kulutustuotteisiin. Päästöperusteinen kulutusvero ei yleisesti ottaen vastaisi parhaiten tavoitteeseen vähentää Suomen aluepäästöjä, joita Suomen kansainväliset sitoumukset koskevat. Suomen alueella syntyviä päästöjä pystytään ohjaamaan tehokkaammin Suomen alueella syntyviin päästöihin perustuvalla päästöverolla. On hyvin epävarmaa, kuinka elinkaaripäästöihin perustuva kulutusvero vaikuttaisi Suomen alueellisiin päästöihin ja tukisiko se kansallisten päästötavoitteiden saavuttamista. Veropohjan laajentaminen elinkaaripäästöihin edellyttää yksityiskohtaista tietoa päästöistä niin tuotannon kuin kulutuksen osalta. Verojen vaikuttavuuden arviointi edellyttää lisäksi yksityiskohtaista tietoa verojen välittymisestä hintoihin ja hintojen vaikutuksesta kuluttajien valintoihin.

Asetettaessa kulutusveroja on huomioitava verotuksen aiheuttamat hyvinvointivaikutukset kokonaisuudessaan. Verotus muuttaa aina markkinoiden tasapainotilaa. Fisikaaliset verot pyritäänkin asettamaan mahdollisimman neutraalisti. Käytännössä esimerkiksi yhtenäinen vero kaikille hyödykkeille tai vain harvoja eri verokantoja käyttämällä voi minimoida hyvinvointitappiot. Ohjaavassa verossa puolestaan vero tulisi asettaa tarkasti ulkoisvaikutuksen aiheuttaman haitan mukaisesti, jotta se kannustaisi tavoitteen mukaisesti käyttäytymisvaikutuksiin eli siirtymään vähäpäästöisempään kulutukseen. Elinkaaripäästöihin perustuvien kulutusverojen tapauksessa haasteeksi muodostuukin ulkoisvaikutuksen määrittäminen tarkasti, ja siten veron tason sekä kohdentumisen oikea määrittäminen hyvinvointitappioiden minimoiseksi.

Kulutusverot voisivat kohdistua tuotteiden koko elinkaarten aikana syntyviin kasvihuonekaasupäästöihin, eli ei pelkästään kotimaassa syntyneisiin hiilipäästöihin. Tällöin

veropohja kattaisi niin tuotannosta, kulutuksesta kuin kierrätyksestä aiheutuneet päästöt. Vaihtoehtoisesti kulutusverot voisivat kohdistua valmiusvaiheeseen, logistiikkaan ja kauppaan, kattaen elinkaaren luonnonvaroista kaupan kassalle. Molemmat tällaiset kulutusverot kohtelisivat sekä kotimaisia että tuontituotteita yhtäläisesti.

Hiilijalanjälki¹ on keskeinen käsite tässä raportissa ja tarkoittaa tuotteiden elinkaaren aikaisia kasvihuonekaasupäästöjä. Käsitettä “osittainen hiilijalanjälki” käytetään tässä työssä kuvaamaan päästöjä raaka-aineiden hankinnasta lopputuotteeksi (eli “tehtaan portille” asti) ja edelleen kaupan kassalle asti, ilman tuotteen käyttövaihetta ja käytöstä poistoa. Tähän asti elinkaari on (ainakin osittain) valmistajan ja kaupan hallinnassa, ja toisaalta ympäristölaajennetut panos-tuotosmallit määrittävät tuoteryhmien päästöt raaka-aineiden hankinnasta kaupan kassalle asti. Lisäksi hiilijalanjälki-termiä käytetään joskus myös kuvaamaan kotitalouksien, yksilöiden ja valtioiden kulutuksen kasvihuonekaasupäästöjä (esim. luku 1.2), mutta näissä yhteyksissä se mainitaan erikseen.

Hiilijalanjälkeen perustuvan kulutusverotuksen toteuttamiseen liittyy kuitenkin monia avoimia kysymyksiä liittyen esimerkiksi päästöjen määrittämismenetelmien ja päästötietojen käytettävyyteen verotuksen pohjana. Hiilijalanjäljen mittaamiseen on olemassa eri menetelmiä niin tuote- kuin tuoteryhmätasolla. Jotta näitä tietoja voidaan käyttää verotuksen perustana, tulee tietojen olla tarkkoja, luotettavia, vertailukelpoisia ja valvottavissa. Hiilijalanjälkitietojen lisäksi pitäisi tuntea myös muu kulutustuotteisiin kohdistuva päästöohjaus päällekkäisen ohjauksen välttämiseksi. Lisäksi koska kulutusvero kohdistuisi sekä kotimaisiin että tuontituotteisiin, tietotarve päästöistä ja aiemmasta päästöohjauksesta koskisi myös tuontituotteita, mikä lisää entisestään haastetta. Siten veron asettaminen oikealle tasolle vastaamaan ulkoisvaikutusta ja toisaalta kohdentaminen vähäpäästöisempään tuotantoon kannustavaksi on keskeistä veron tavoitteiden saavuttamiseksi.

Tällaisen veron hallinnolliset kustannukset voivat nousta nopeasti hyvin korkeiksi. Hallinnolliset kustannukset syntyvät esimerkiksi siitä, että monella eri tuotteella on erisuuret hiilijalanjäljet, ja niille pitäisi tällöin asettaa erisuuret verot. Lisäksi hiilijalanjäljet voisivat vaihdella jopa siten, että samalla tuotteella ja jopa saman yrityksen eri laitosten tuotteilla voi olla erisuuret hiilijalanjäljet riippuen esimerkiksi tuotannossa

¹ Hiilijalanjälki on standardoitu menetelmä (ISO 14044, 14067) tuotteen tai palvelun aiheuttamien suorien ja epäsuorien kasvihuonekaasupäästöjen (hiilidioksidiekvivalenttien) arviointiin koko elinkaaren ajalta. Toisin sanoen, elinkaarellisissa laskelmissa on huomioitava koko tuotteen arvoketju kattaen raaka-aineen hankinnan, eri jalostus- ja valmistusprosessit, kuljetukset sekä tuotteen käytön ja käytöstä poiston. Usein lasketaan myös osittaisia hiilijalanjälkiä (ISO 14067) tuotteen valmistukselle, jotka sisältävät raaka-aineen hankinnan, jalostus- ja valmistusprosessit ja näiden väliset kuljetukset (ns. kehdestä-portille laskelma).

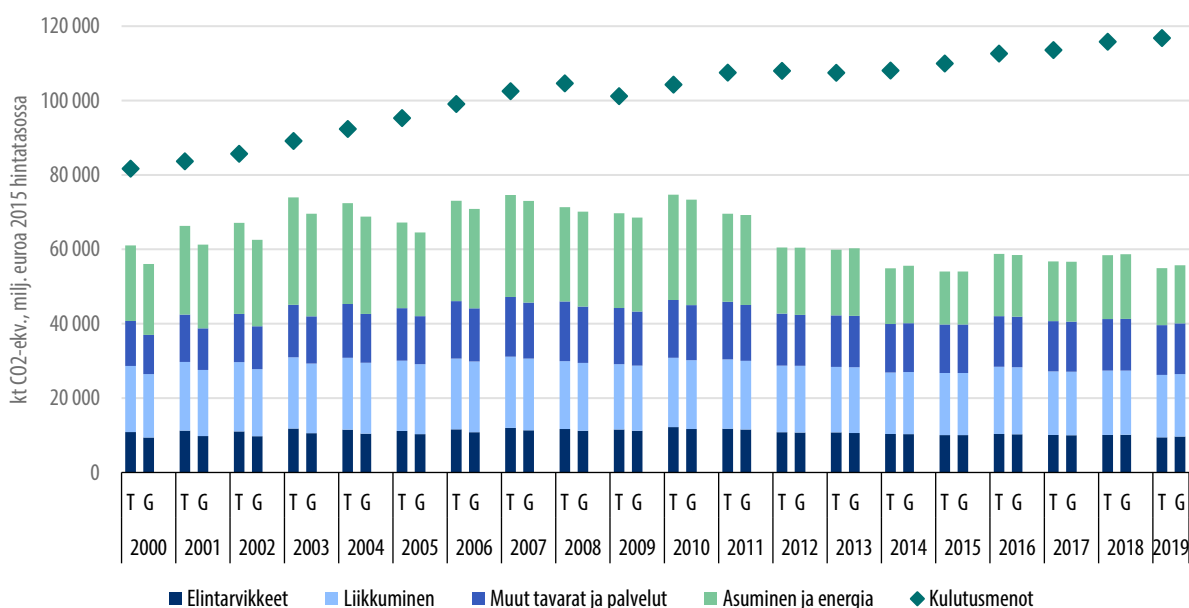
käytetyistä energiamuodosta ja sen päästöistä. Tämä puolestaan johtaisi hyvin seikkaperäiseen verojärjestelmään, jonka piirissä toimiminen olisi työlästä yrityksille. Tällaisen kirjavan verojärjestelmän valvonta voisi olla myös hankalaa. Jos vero asetettaisiin tuotetasoa karkeammalle, esim. tuoteryhmätasolle, se voisi luoda kannustimia siirtämään kulutusta tuoteryhmästä toiseen. Tuoteryhmätason päästöihin nojaava järjestelmä ei kuitenkaan loisi kannustimia tuoteryhmän sisällä päästöjen vähentämiseen. Lisäksi kysymykset yhteensopivuudesta kauppasäädösten kanssa sekä yhdenvertaisuudesta tuotteiden kesken olisi ratkaistava ennen toimeenpanoa. Toimiva kulu- tusverotus olisi siis tasapainoilua veromallin yksinkertaisuuden ja kattavuuden ja sen myötä tehokkuuden välillä.

1.2 Kotitalouksien kulutuksen hiilijalanjäljestä

Kotitalouksien kulutusperäiset päästöt aiheutuvat liikenteestä (30 %), asumisesta (28 %) ja ruoasta (18 %), sekä muiden tavaroiden ja palvelujen osuudesta, joka on noin 25 prosenttia. Kaikkiaan kulutusperäisiä päästöjä vuonna 2015 oli noin 9,9 tonnia CO₂ekv henkilöä kohti. (Nissinen ja Savolainen 2019, Salo ym. 2021, Savolainen ym. 2021, YM 2022.)

Nissinen ja Savolainen (2019) arvioivat kulutuksen hiilijalanjäljen aikasarjan 2000–2016, ympäristölaajennettuun panos-tuotosmallinnukseen (ENVIMAT) perustuen. Malli laskee kulutukselle osittaisen hiilijalanjäljen, joka kattaa raaka-aineen hankinnan, valmistus- ja jalostusprosessit sekä kuljetukset kauppaan asti. Tuotteiden käyttövai- hetta ja käytöstä poistoa ei mallissa voida määritellä tuotekohtaisesti, vaan esimer- kiksi sähkölaitteiden energiankulutus huomioidaan mallissa osana kotitalouksien ener- giankulutuksen kokonaisuutta. Savolainen ym. (2021) jatkoivat aikasarjaa vuosille 2017–2019 ja kehittivät menetelmän tuontituotteiden päästöjen tarkentamiseen (Kuvio 1, Savolainen ym. 2021 ja YM 2022). Aiempi laskentamenetelmä huomioi vuosittaiset muutokset tuontisähkön päästökertoimessa, mutta ei muissa tuontituotteissa. Uu- dessa, tuontituotteiden päästöjen muutokset huomioivassa laskennassa kunkin tuote- ryhmän tuontipäästökerroin huomioi alkuperämaittain painotetun päästöintensiteetin vuosittaisen vaihtelun. Lisäksi tehtiin vertailulaskelma, jossa käytettiin globaalia pääs- töintensiteetin kehitystä (maailman hiilidioksidipäästöt jaettuna maailman BKT:lla).

Kuvio 1. Kotitalouksien kulutusmenot (vuoden 2015 hinnoin) ja kotitalouksien kulutuksen vuosittainen hiilijalanjälki kahdella tavoin laskettuna (T ja G) vuosille 2000–2019. Tuoteryhmäkohtaiset päästöintensiteetit huomioivassa laskennassa ("T") kunkin tuoteryhmän päästökerroin on kerrottu tuontimaiden päästöintensiteettejä (eli kasvihuonekaasupäästöt/bruttokansantuote) kuvaavalla vuotuisella indeksiarvolla (2015=1). Vastaava globaali päästöintensiteetin kehitys on otettu huomioon pylväissä "G". (Savolainen ym. 2021 ja YM 2022)



Alkuperämaiden päästöintensiteeteillä lasketun tuloksen voisi olettaa kuvaavan tarkemmin tuontituotteiden päästökehitystä kuin globaalilla kertoimella lasketun, koska Suomen tuonin alkuperämaissa painottuvat eri maat kuin globaalissa kertoimessa. Tuotteen alkuperämaa ei kuitenkaan välttämättä ole merkittävin tuotteen kokonaisvalmistusketjun päästöjen kannalta. Tämän vuoksi kuviossa 1 esitetään kotitalouksien kulutusmenojen hiilijalanjälki molemmilla tavoilla arvioituna (YM 2022).

Arvio vuoden 2000 kotitalouksien kulutuksen vuosittaisesta hiilijalanjäljestä eroaa tuontituotteiden kahden tarkastelutavan välillä: tuoteryhmäkohtaiset päästöintensiteetit huomioivassa tarkastelussa 61,1 Mt CO₂ekv ja globaalin päästöintensiteetin huomioivassa tarkastelussa 56,1 Mt CO₂ekv (Kuvio 1). Vuosille 2016–2019 tarkastelutavat tuottavat varsin samansuuruiset tulokset, niin että vuodelle 2019 arvioidut päästöt ovat vastaavasti 54,9 Mt CO₂ekv ja 55,7 Mt CO₂ekv. Vuoden 2019 päästöt ovat vuoden 2000 tasoa pienemmät: tuoteryhmäkohtaisessa laskennassa ero on 6,1 Mt CO₂ekv ja globaalisen kehityksen huomioivassa 0,3 Mt CO₂ekv. Tarkasteluajavälillä hiilijalanjälki on vastaavasti pienentynyt 10 % tai 1 % tarkastelutavasta riippuen.

Henkilöä kohden laskettu keskimääräinen vuotuinen hiilijalanjälki on vaihdellut 9,9 tonnista 14,1 tonniin CO₂-ekv, ollen korkeimmillaan vuosina 2007 ja 2010 ja matalimmillaan vuonna 2015. Vuonna 2019 keskimääräinen hiilijalanjälki henkilöä kohti oli noin 10,0 t CO₂-ekv kummallakin tarkastelutavalla. Vuosien 2016–2019 aikana päästöt ovat pysyneet jokseenkin samalla tasolla. Merkittävin kotitalouksien kulutuksen hiilijalanjälkeä selittävä tekijä on tulotaso, joka vaikuttaa kulutusmenoihin ja kulutuksen hiilijalanjälkeen (Salo ym. 2021).

Henkilöä kohti laskettuja päästöjä voidaan esittää usealla eri tavalla laskettuina. Vuonna 2015 Suomen kasviuonekaasupäästöt olivat alueperusteisesti laskettuna 10,1 tonnia CO₂-ekv/hlö. Kulutusperusteiset päästöt kokonaisuudessaan olivat vastaavasti 13,4 tonnia CO₂-ekv/hlö, josta suurin osa aiheutui kotitalouksien kulutuksesta, mutta myös julkisesta kulutuksesta (esim. koulutus, terveydenhuolto, maanpuolustus) ja investoinneista (esim. rakentaminen). Kotitalouksien kulutusmenoista lasketut kulutusperäiset päästöt vuonna 2015 olivat 9,9 tonnia CO₂-ekv/hlö. Kuluttajien kannalta olennaisin tarkastelu näistä on viimeisin laskentatapa, sillä se on laskettu kotitalouksien kulutusmenoista.

Tässä raportissa käydään läpi elinkaari päästöjen määrittämismenetelmiä ja pohditaan niiden tuottaman päästötiedon mahdollisuutta toimia kulutusverotuksen pohjana. Lisäksi raportti keskustelee kulutusveron veropohjan, veromallien ja niiden toimeenpääntöön liittyvistä näkökohdista. Luvussa 2 on esitelty yhteenvedona Suomessa käytössä olevat, kulutustuotteiden hiilijalanjälkeen vaikuttavat ohjauskeinot. Luvussa 3 käydään kirjallisuuskatsaukseen pohjautuen läpi kulutusverojen vaikuttavuuteen liittyviä teki- jöitä sekä empiirisen kirjallisuuden tuloksia ohjaavista ns. haittaveroista. Luku 4 keskittyy kulutustuotteiden elinkaari päästöjen määrittämisen menetelmien ja niiden pohjalta käytettävissä olevien hiilijalanjälkitietojen esittelyyn. Luvussa 5 keskustellaan eri veromallien ja veropohjan vaikutuksista veron vaikuttavuuteen. Vaikutusten arviointia esitetty luvussa 6. Luku 7 kokoaa yhteenvedon ja johtopäätökset raportista.

2 Ilmastopolitiikan ohjauskeinoista - nykytila

Ohjauskeinojen nykytilaa asumisen, henkilöliikenteen ja ruoan suhteen on kuvattu mm. vuoden 2022 kansallisessa ilmasto- ja energiastrategiassa (VN 2022) sekä keskipitkän aikavälin ilmastopolitiikan suunnitelmassa (YM 2022). Näissä lähtökohtana on kuitenkin ensisijaisesti Suomen maaperällä olevan tuotannon päästötavoitteet ja ohjauskeinot, ei niinkään kulutusperäisiin päästöihin kohdentuvat ohjauskeinot.

Läpileikkaavasti kaikkiin kulutuksen sektoreihin kohdistuu hiilidioksidipäästöjen taloudellisia ohjauskeinoja, kuten EU:n päästökauppa ja kotimainen energiaverotus. Sähkötuotanto on kokonaisuudessaan EU:n päästökaupassa, ja sähköä tuottavat laitokset joutuvat ostamaan päästöjänsä vastaavan määrän päästöoikeuksia päästöoikeusmarkkinoilta. Liikennepolttoaineista ja rakennusten lämmitykseen käytettävistä polttoaineista maksetaan puolestaan energiaveroa, jonka yhtenä komponenttina on hiilidioksidivero. Osa suomalaisista kaukolämpölaitoksista on kaksinkertaisen ohjauksen piirissä maksaessaan käyttämistään, veronalaisista polttoaineista energiaveroja, minkä lisäksi ne kuuluvat vielä päästökauppaan. Kulutusperäisistä päästöistä liikenteessä ja rakennusten lämmityksessä maksetaankin päästöperusteista maksua joko päästökaupan tai energiaverojen kautta. Myös ne tuotteet, joiden tuotanto tai välituotteiden tuotanto on päästökaupan piirissä, tai joiden tuotannossa käytettävistä polttoaineista maksetaan energiaveroa, ovat taloudellisen päästöhinoittelun alaisia.

Keskipitkän aikavälin ilmastopolitiikan suunnitelmassa (YM 2022) esitetyt suoraan kulutukseen, ensi sijassa ruokaan, liikenteeseen ja asumiseen, kohdistuvat valtion toimet ovat suurelta osin tietopohjan lisäämistä edistäviä tai informaatio-ohjausta ja vaikuttavat korkeintaan epäsuorasti kulutusperäisiin päästöihin. Niiden vaikuttavuutta on erittäin vaikea arvioida. SYKE on aiemmin arvioinut asumisen, henkilöliikenteen ja ruoan ilmastovaikutusten hillintään liittyvien ohjauskeinojen vaikutuksia (Nissinen ym. 2012, 2015). Tutkimuksessa esiteltiin kattavasti jokaisen sektorin osalta ohjauskeinoja, jotka ovat olleet käytössä joko Suomessa tai jossain muualla, ja arvioitiin kirjallisuuteen ja asiantuntija-arvioihin perustuen niiden vaikutuksia Suomen vuoden 2020 kasvihuonepäästötavoitteeseen nähden. Raportissa arvioidut vaikutukset eivät kuitenkaan ole toteutuneita vaikutuksia, vaan sen aikaisia arvioita tulevista vaikutuksista. Huhtikuussa 2023 raportoitava valtioneuvoston selvitys ja tutkimustoimintaan (VN Teas) kuuluva hanke KULO tuottaa uusia arvioita laajasta joukosta erilaisia kulutuksen ohjauskeinoja.

Seuraavaksi esitellään ensin käytössä olevia kasvihuonekaasupäästöjen hinnoittelumekanismeja, energiaverotusta ja päästökauppaa. Tuotantoa ja tuotekehitystä ohjataan myös monilla muilla tavoin. Luvussa 2.2 esitellään keskeisiä tuotepolitiikkaan liittyviä ohjauskeinoja, kuten ympäristölupamenettelyä, kestävän rahoituksen taksonomiaa tai kiertotalouden tuotepolitiikkaa. Päästöperusteinen kulutusverotus on yksi tapa tasoiittaa kansallisen ilmastopolitiikan aiheuttamaa vääristynyttä kilpailuasetelmaa kotimaan markkinoilla, mikäli tuontituotteiden valmistukseen ei ole kohdistunut vastaavaa päästöjen ohjausta. Hiilitulli on kulutusverolle vaihtoehtoinen keino kilpailuasetelman tasaamiseksi ja mahdollisen hiilivuodon ehkäisemiseksi. Hiilitullia ja mm. EU:n hiilirajamekanismeja käsitellään luvussa 2.3. Kotimaan taakanjakosektorilla maatalous on suurin yksittäinen kotimaan sektori, johon ei kohdistu kattavasti kasvihuonekaasupäästöjen hinnoittelua. Maataloutta ja sen päästöohjausta tarkastellaan luvussa 2.4.

2.1 Energiaverotus ja päästökauppa

Suomessa kuluttajat maksavat hiilidioksidipäästöistään maksua ostaessaan bensiiniä tai dieselöljyä polttoainetankilla, maksaessaan asuinkiinteistön sähkö- tai lämmityslaskuaan tai ostaessaan tuotteita, joiden tuotantolaitokset ovat suoraan tai välituotteidensa kautta EU:n päästökaupan tai energiaverotuksen piirissä. Kuluttajien maksamat päästömaksut riippuvat lopulta siitä, miten energiaverot tai päästöoikeuksien hinnat heijastuvat kuluttajahintoihin.

Suomessa lämmitys- ja liikennepolttoaineiden energiaverotus koostuu kolmesta eri komponentista: energiasisältöverosta, hiilidioksidiverosta ja huoltovarmuusmaksusta.² Toisaalta esimerkiksi sähköstä, turpeesta tai mäntyöljystä maksetaan energiasisältö- ja hiilidioksidiveron sijaan pelkkää energiaveroa. Verottomia polttoaineita ovat muun muassa sähköntuotannon polttoaineet, tietyt teollisuuden prosesseissa käytettävät polttoaineet, kiinteä biomassa sekä meri- ja lentoliikenteen polttoaineet. Näiden päästöohjaus toteutuu pääosin EU:n päästökaupan kautta.

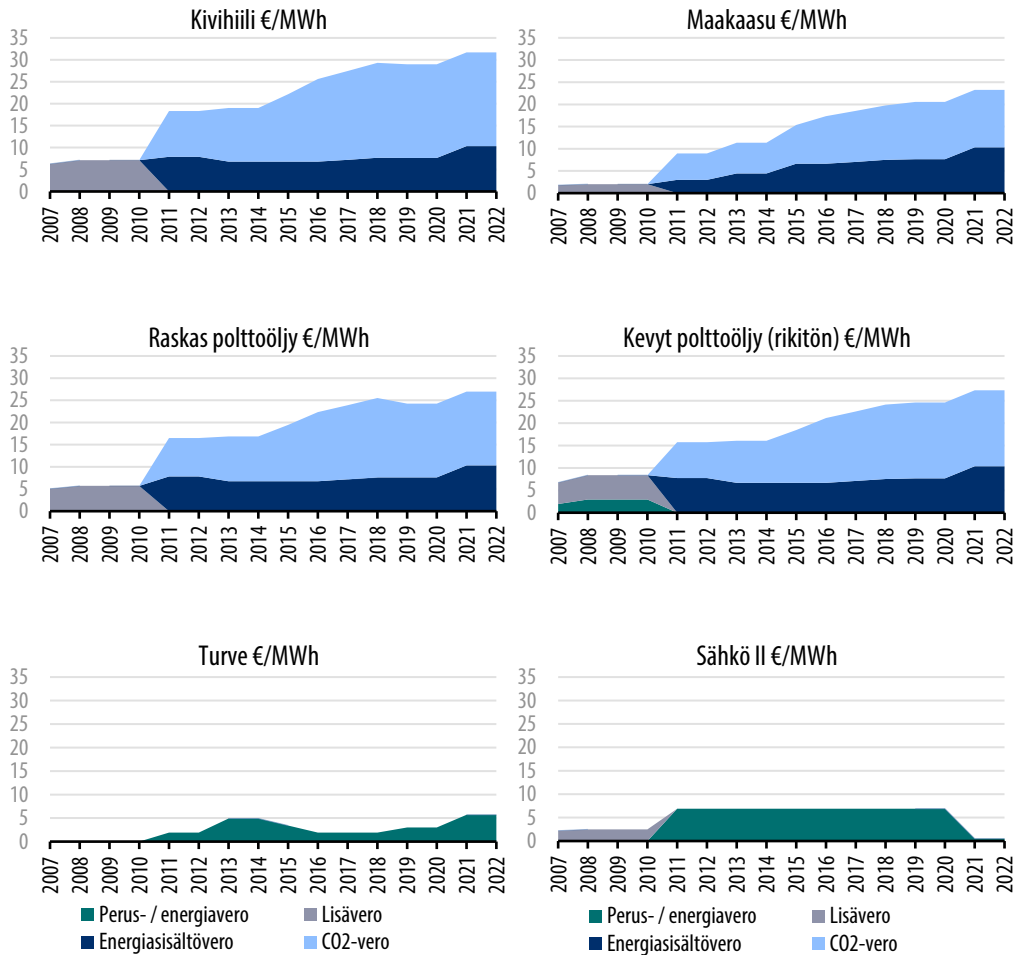
Hiilidioksidivero ja energiasisältövero otettiin erikseen käyttöön vuonna 2011 tehdyssä energiaverouudistuksessa. Tätä ennen energiavero koostui perus- ja lisäverosta, joista jälkimmäinen perustui hiilidioksidipäästöihin. Kuviossa 2 on esitetty energiaverojen kehitystä valituille lämmityspolttoaineille ja teollisuuden käyttämälle sähkölle vuosina 2007–2022. Kuvassa energiaveron eri komponentit on esitetty polttoaineen energiasisältöä kohden. Lämmityspolttoaineiden veroja on nostettu useaan kertaan vuo-

² Suomessa energiatuotteiden verotuksesta säädetään nestemäisten polttoaineiden valmisteverosta annetussa laissa (1472/1994) ja sähkön ja eräiden polttoaineiden valmisteverosta annetussa laissa (1260/1996).

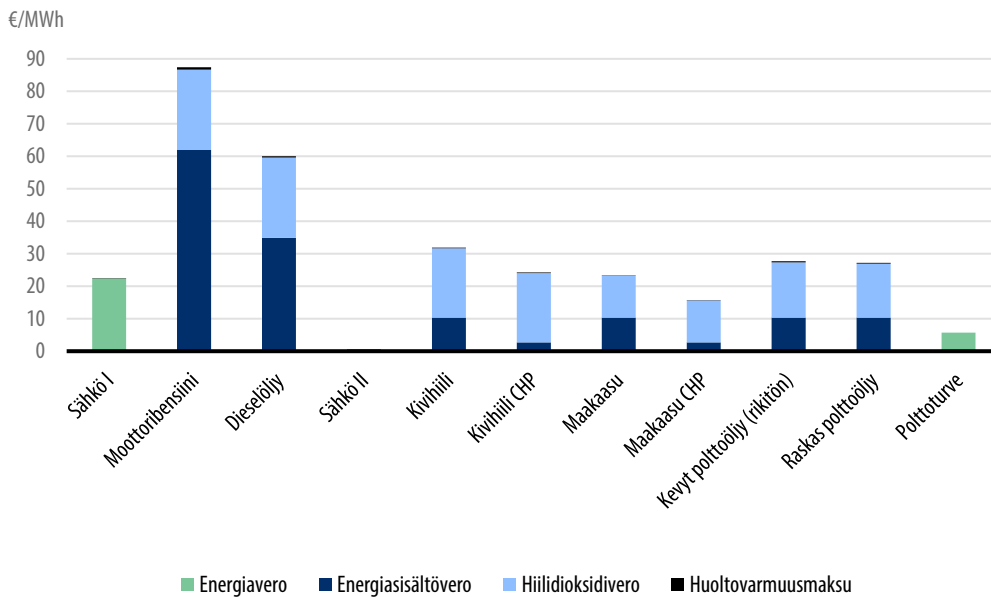
den 2011 jälkeen ja korotukset ovat kohdistuneet pääosin hiilidioksidiveroon. Kuvi-
ossa 3 puolestaan esittää valittujen liikenne- ja lämmityspolttoaineiden energiaverota-
soja vuonna 2022. Kuviosta 3 näkee, että lämmityspolttoaineilla hiilidioksidiveron
osuus on ollut energiasäiltöveroa suurempi. Liikennepolttoaineilla energiaverojen ko-
konaisverotasot ovat huomattavasti lämmityspolttoaineita korkeampia, mutta hiilidiok-
sidiveron osuus on puolestaan energiasäiltöveroa pienempi. Kuluttajan kannalta ei
kuitenkaan ole merkitystä, miten energiaverojen eri komponentit ovat suhteessa toi-
siinsa, vaan merkitystä on sillä, miten verot kokonaisuudessaan heijastuvat lopputuot-
teiden hintoihin.

Suomessa, kuten monessa muussakin maassa, energiaintensiivinen teollisuus on ol-
lut oikeutettu monenlaisiin energiaverojen alennuksiin. Suomessa tämä on toteutettu
energiaverojen palautuksina yrityksille, mikäli maksettujen verojen määrä on ollut kor-
kea suhteessa yritysten arvonnisään (katso Laukkanen ym. 2019). Tästä niin sano-
tusta energiaverojen veroleikkurista ollaan kuitenkin luopumassa vaiheittain vuoteen
2025 mennessä.

Kuvio 2. Tiettyjen lämmityspolttoaineiden sekä teollisuudessa käytettävän sähkön (veroluokka II) energiaverojen tasoja 2007–2022 (€/MWh).



Kuvio 3. Liikennepolttoaineiden sekä sähkön ja lämmityspolttoaineiden energiaverojen tasot 2022 (€/MWh). CHP-laitoksissa käytettävien polttoaineiden verotasot ovat nimellisiä. CO₂-veron laskentaperusteena olevan hiilidioksiditonniin arvo on liikennepolttoaineilla 77 €/tCO₂ ja lämmityspolttoaineilla 53 €/tCO₂ huomioiden polttoaineiden elinkaari päästöt.



Hiilidioksidiveron tai päästömaksun suuruus tulisi pohjautua hiilidioksidipäästöjen yhteiskunnalliseen kustannukseen (katso esim. Rennert ym. 2022). Vaihtoehtoisesti kasvihuonekaasupäästöjen hinnoittelu voi perustua arvioihin hintatasosta, joiden myötä saavutettaisiin asetetut päästövähennystavoitteet. Yksi usein käytetty mittatikka kasvihuonekaasupäästöille asetettavasta globaalista hinnasta on Maailmanpankin korkea-arvoisen tieteellisen komission arvio siitä hintaluokasta, jolla Pariisin ilmasopimuksen kahden asteen lämpötilatavoite olisi mahdollista saavuttaa (Maailmanpankki 2017). Arvioiden mukaan Pariisin tavoitteet olisivat saavutettavissa, mikäli globaalin kasvihuonekaasupäästöjen hinta olisi ollut noin 40–80 dollaria/tCO₂ vuoteen 2020 mennessä ja olisi noin 50–100 dollaria/tCO₂ vuoteen 2030 mennessä. Toisaalta mikäli halutaan pysyä alle 1,5 asteen lämpötilan nousun tavoitteessa, tulisi hiilineutraalisuus globaalilla tasolla saavuttaa vuoteen 2050 mennessä. Tämä puolestaan edellyttäisi joidenkin arvioiden mukaan noin 120 euron/tCO₂ hiilen hintaa vuonna 2030, mikäli hiilidioksidipäästöjen hintamekanismi olisi keskeinen ohjausinstrumentti (OECD 2021). Edellä mainitut arviot koskevat globaalisti kasvihuonekaasupäästöille asetettavia hintoja, mutta myös kansallisia hiilen hintoja voidaan verrata näihin arvioihin.

Taulukkoon 1 on koottu hiilidioksidiveron laskentaperusteena olevan hiilidioksiditonnin arvoja vuoden 2011 jälkeen. Tällä hetkellä liikennepolttoaineilla hiilidioksidivero perustuu arvoon 77 euroa/tCO₂.³ Lämmityspolttoaineilla vastaava hiilidioksiditonnin arvo on 53 euroa/tCO₂. Koska hiilidioksidiverossa otetaan huomioon myös polttoaineen elinkaarenaikainen hiilidioksidipäästö, tulee hiilidioksidiveron laskennassa käytettyä hiilidioksiditonnin arvoa (77 tai 53 euroa) korottaa noin 20 prosentilla, mikäli hiilidioksidiveroa halutaan verrata esimerkiksi EU:n päästöoikeuden hintaan, joka puolestaan perustuu pelkkään polton (pakoputken tai piipunpään kautta tulevaan) päästöön. (VM 2020).⁴ Sekä liikenne- ja lämmityspolttoaineilla fossiilisten polttoaineiden elinkaaren aikaiset, eli polton lisäksi tuotannon ja kuljetuksen, hiilidioksidipäästöt perustuvat Euroopan Euroopan Yhteisen Tutkimuskeskuksen (European Joint Research Centre, JRC) määrittelemiin oletusarvoihin.⁵ Polttoaineiden oletusarvojen määrittelyssä on kuitenkin jouduttu tekemään yksinkertaistuksia ja oletuksia, sillä polttoaineiden elinkaarisissa päästöissä esiintyy runsaasti vaihtelua riippuen esimerkiksi tuotannossa käytetyistä teknologioista ja polttoaineista sekä kuljetusmatkoista ja -tavoista (Sokka ym. 2018). Biopolttoaineilla elinkaaren aikaiset päästöt on otettu huomioon uusiutuvan energian direktiivin mukaisesti. Biopolttoaineiden hiilidioksidivero on porrastettu siten, että hiilidioksidiveroa on alennettu 50 prosenttia, mikäli polttoaine täyttää uusiutuvan energian direktiivissä asetetut kestävyyskriteerit. Täyden 100 prosentin alennuksen hiilidioksidiverosta saa, mikäli biopolttoaine on lisäksi valmistettu jätteistä tai tähteistä. Biopolttoaineiden osalta jokaisella toimijalla on erikseen velvoite laatia todennettu laskelma polttoaineiden tuotannon päästöistä ja kestävyyskriteerien täyttymisestä. Toiminnanharjoittaja voi osoittaa kestävyuden joko kansallisessa kestävyysjärjestelmässä, EU:n komission hyväksymällä vapaaehtoisella kestävyysjärjestelmällä tai kestävyystodistuksella.⁶

Hiilidioksidivero on kuitenkin vain yksi energiaveron komponentti. Mikäli tarkastellaan kokonaisuutena energiaverojen luomaa efektiivistä hiilen hintaa, eli paljonko esimerkiksi energiasisältö- ja hiilidioksidiveron sekä huoltovarmuusmaksun yhteenlaskettu vero on polttoaineen poltosta koituvaa hiilidioksiditonnia kohden, ovat hiilen hinnat huomattavasti korkeampia kuin edellä mainitut hiilidioksidiveroon liittyvät hiilidioksi-

³ Esimerkiksi vuonna 2022 moottoribensiinin hiilidioksidivero oli 21,49 snt/l ja dieselöljyn 24,56 snt/l. Molemmat perustuivat arvoon 77 euroa jokaiselta hiilidioksiditonnilta, jotka kertyvät polttoaineen elinkaaren aikaisista päästöistä (tuotanto, kuljetus, poltto).

⁴ Pelkästä poltosta koitua päästömäärä on pienempi kuin koko polttoaineen elinkaaren aikana koituvat päästöt. Mikäli polttoaineesta maksettava hiilidioksidivero ei muutu, on laskennallisen hiilidioksiditonnin arvo tällöin suurempi pelkkään poltoon perustuvien päästöjen suhteen laskettaessa kuin elinkaaren aikaisien päästöjen suhteen laskettaessa.

⁵ Katso HE 191/2018.

⁶ Katso lisää Energiaviraston ohje: Biopolttoaineita, bionesteitä ja biomassapolttoaineita koskeva toiminnanharjoittajan kestävyyskriteeriohje (<https://energiavirasto.fi/documents/11120570/12778928/OHJE-Toiminnanharjoittajan-kest%C3%A4vyyskriteeriohje.pdf>).

tonnin arvot. Esimerkiksi moottoribensiinille näin laskettu efektiivinen hiilen hinta vuoden 2022 verotasoilla olisi yli 300 euroa CO₂-tonnilta ja dieselöljylle yli 200 euroa/tCO₂. Lämmityspolttoaineista kivihiilen efektiivinen hiilen hinta olisi puolestaan vajaa 100 euroa/tCO₂ ja maakaasun päälle 100 euroa/tCO₂. Nämä hinnat ylittävät tai ovat linjassa Maailmanpankin (2017) tavoitetasojen kanssa.

EU:n päästökaupassa päästöoikeuden hinta on viime vuosien aikana tehtyjen uudistusten myötä noussut Maailmanpankin (2017) määrittämälle tavoitetasolle. Kuvio 4 esittää EU:n päästöoikeuden hintakehityksen koko päästökaupan voimassaolon ajalta. Vuoden 2022 aikana päästöoikeuden hintataso on vaihdellut 80 euron/tCO₂ ympärillä. Vuonna 2020 EU:n päästökauppa kattoi vajaat 40 prosenttia EU:n (ja Iso-Britannian) alueella toteutuneista hiilidioksidipäästöistä. Päästökauppaan Fit for 55 -lainsäädäntökokonaisuuteen liittyvät uudistukset kiristävät päästökattoja entisestään, mikä pitää päästöoikeuden hinnan jatkossakin suhteellisen korkealla tasolla.

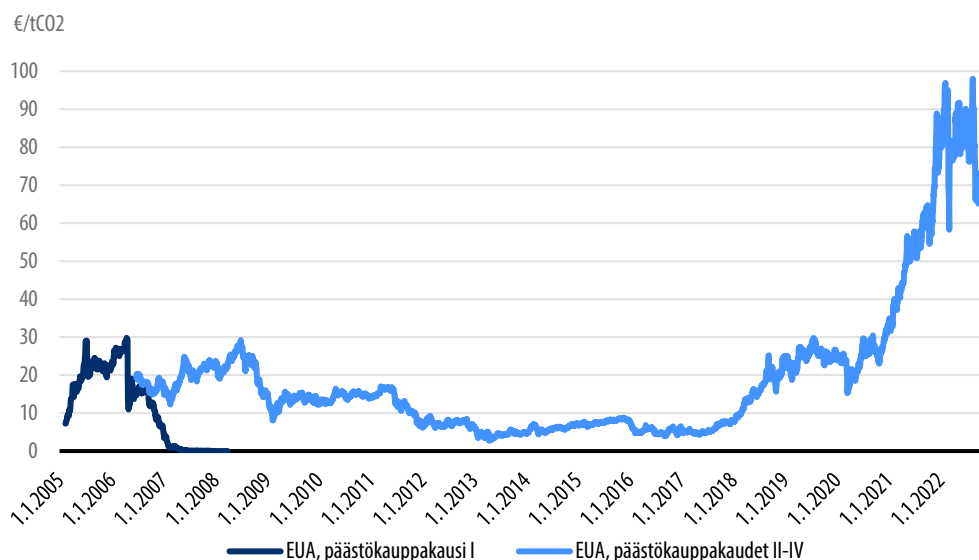
Taulukko 1. Lämmitys- ja liikennepolttoaineiden hiilidioksidiveron laskentaperusteena olevan hiilidioksiditonin arvo 2011–2022 (€/tCO₂).

	2010	-11	-12	-13	-14	-15	-16	-17	-18	-19	-20	-21	-22
Lämmitys- ja työkonepolttoaineet	20**	30	30	35	35	44	54	58	62	53*	53*	53*	53*
Liikennepolttoaineet	20**	50	60 / 50*	50*	58*	58*	58*	62*	62*	62*	62* / 77*	77*	77*

* Liikennepolttoaineilla vuodesta 2012 ja lämmityspolttoaineilla vuodesta 2019 tulee elinkaaripäästön huomioimisesta johtuen arvoa korottaa noin 20 prosentilla, jotta ne olisivat vertailukelpoisia pelkkään polton päästöihin perustuvan hiilidioksiditonin arvon kanssa. Mikäli taulukossa on yksittäiselle vuodelle kaksi eri hintaa, on lainsäädäntöön tehty muutos kesken vuoden.

** Vuoden 2010 osalta taulukossa on silloisen lisäveron perusteena käytetty hiilidioksiditonin arvo.

Lähteet: Hallituksen esitykset HE 147/2010, HE 53/2011, HE 26/2012, HE 91/2012, HE 110/2013, HE 128/2014, HE 34/2015, HE 136/2016, HE 138/2017, HE 191/2018, HE 66/2019.

Kuvio 4. Päästöoikeuden (EUA) hinnat EU:n päästökaupassa 1/2005–12/2022 (€/tCO₂)

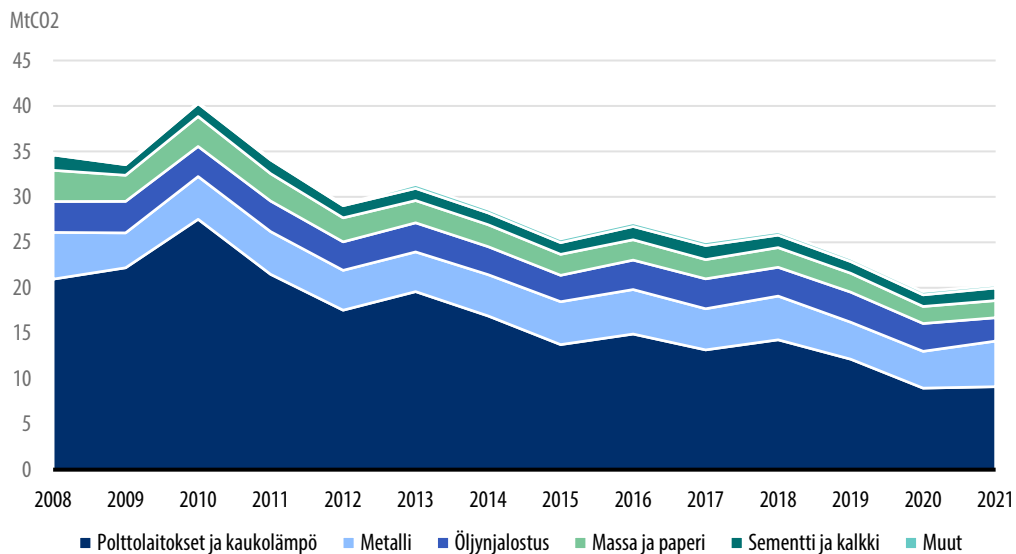
Tutkimuskirjallisuuden perusteella kasvihuonekaasupäästöjen hinnoittelulla on ollut päästöjä alentava vaikutus. EU:n päästökaupan päästöjä vähentävä vaikutus on havaittu niin aggregaattitasolla kuin myös sellaisissa yritystason tutkimusasetelmissä, joissa on pyritty selvittämään päästökaupan aitoa kausaali-vaikutusta hiilidioksidipäästöihin (Martin ym. 2016). Esimerkiksi usean maan aineistolla tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että EU:n päästökauppa on alentanut päästöjä päästökauppalaitoksissa noin 10 prosenttia verrattuna vastaaviin päästökaupan ulkopuolisiin laitoksiin vuosina 2005–2012 (Dechezleprêtre ym. 2018). Dechezleprêtre ym. mukaan päästöt alenivat erityisesti kemikaali- ja mineraaliteollisuudessa sekä sähköntuotannossa, ja vaikutus on ollut suurempi isoilla laitoksilla, mutta pienempi niillä laitoksilla, jotka ovat saaneet päästöoikeuksia runsaasti ilmaiseksi.

Mikäli tarkastellaan puhtaasti toteutunutta päästökehitystä, ovat päästöt laskeneet merkittävästi päästökaupasektorilla Suomessa. EU:n päästökaupassa mukana olevien suomalaisten polttolaitosten (sähkö- ja lämmöntuotanto) yhteenlasketut CO₂-päästöt vuonna 2010 olivat noin 27,5 MtCO₂, kun vuonna 2021 vastaavat päästöt olivat noin 9,1 MtCO₂ (Kuvio 5). Muilla päästökaupasektorin teollisuudenaloilla päästöt eivät ole vähentyneet samaan tahtiin.

Sähköntuotannon CO₂-päästöt olivat noin 19 miljoonaa tonnia hiilidioksidia vuonna 2010 ja sähköntuotannon ominaispäästöt, eli sähkön vuosituotannon hiilidioksidipääs-

töt sähkön tuotantoa kohden, olivat samana vuonna noin 227 gCO₂/kWh. Reilu kymmenen vuotta myöhemmin, vuonna 2022, sähköntuotannon kokonaispäästö olivat noin 4,4 MtCO₂ ja ominaispäästöt 64 gCO₂/kWh. (Energiateollisuus 2023.)

Kuvio 5. Suomalaisien laitosten verifioidut päästöt EU:n päästökaupassa 2008—2021 (miljoonaa tonnia CO₂). Lähde: European Union Transaction Log⁷.



Valitettavasti hiilidioksidipäästöjen hinnoittelu ei ole vielä kovin kattavaa globaalisti. Hiilen hinnoittelun vero- tai päästökauppajärjestelmät kattavat toistaiseksi vain noin 25 prosenttia globaaleista kasvihuonekaasupäästöistä ja eri järjestelmissä kasvihuonekaasuille asetettu hinta on yleisesti ollut hyvin matala (Maailmanpankki 2022). Taulukossa 2 on esitetty efektiivisten hiilen hintojen kattavuutta eri sektoreilla 44 eri OECD- ja G20-maassa vuonna 2018 (OECD 2021). Nämä maat kattoivat 80 prosenttia globaaleista hiilidioksidipäästöistä vuonna 2018. Hiilen hinnoittelu eroaa huomattavasti eri sektoreilla. Siinä missä tieliikenteen kasvihuonepäästöistä yli 90 prosentilla efektiiviset hiilen hinnat ylittivät 30 euroa tonnilta hiilidioksidia vuonna 2018, oli vastaava osuus sähköntuotannossa vain 10 prosenttia ja teollisuudessa 9 prosenttia. Korkeammilla efektiivisillä hiilen hinnoilla osuudet laskevat entisestään. Yli 120 euroa/tCO₂ hinnat kattoivat vain noin 12 prosenttia tarkasteltujen teollisuusmaiden kasvihuonekaasupäästöistä. On kuitenkin huomioitava, että näissä laskelmissa päästöihin on otettu huomioon myös biomassan käytöstä koituvat päästöt. Mikäli biomassan käytön

⁷ European Commission, EU Emissions Trading System (EU ETS), Union Registry, Phase IV (2021-2030), Reports, 01/04/2022 - Verified Emissions for 2021 ().

päästöt poistettaisiin, osuudet olisivat korkeampia. Tarkempi kuvaus biomassan käytön ja maankäyttösektorin päästöjen huomioimisesta ja siihen liittyvistä ongelmista laskettaessa efektiivisiä hiilen hintoja löytyy OECD:n raporteista (OECD 2021, Liite 4.A; OECD 2018, Liite 3.A). Vuoden 2018 jälkeen kasvihuonekaasupäästöille asetetut hinnat ovat kuitenkin nousseet erityisesti EU:n päästökaupan lisäksi muualla muussakin päästökauppajärjestelmässä. Verojärjestelmissä hiilen hintojen nousu on ollut maltillisempaa (Maailmanpankki 2022). Silti kasvihuonekaasupäästöjen hinnoittelu ei ole globaalisti vielä riittävän kattavaa, saati kireää vaikkapa Pariisin ilmastopimuksen tavoitteiden saavuttamiseksi. Vaikka energiaverotusta ohjataan EU:n sisällä yhteisellä energiaverodirektiivillä, vaihtelevat energiaverojen tasot myös EU:n sisällä. Eritoten lämmityspolttoaineiden verotus vaihtelee runsaasti EU-maiden välillä. Heikko tai puutteellinen hiilen hinnoittelu niin kotimaassa mutta erityisesti niissä maissa, joista tuodaan paljon hiili-intensiivisiä tuotteita Suomeen, on perusta sille, miksi kulutustuotteille asetettavaa hiilidioksidipäästöihin perustuvaa kulutusveroa on aiheellista pohtia.

Taulukko 2. Osuudet (%) kasvihuonekaasupäästöistä, joilla efektiivinen hiilen hinta eri sektoreilla ylitti 30, 60 tai 120 EUR/tCO₂ 44 eri OECD- ja G20-maassa vuonna 2018. Efektiiviset kasvihuonekaasupäästöjen hinnat perustuvat polttoaineiden hiilidioksidin- ja valmisteveroihin sekä päästökaupan päästömaksuihin. Lähde: OECD (2021)⁸.

Sektori	30 EUR/tCO ₂	60 EUR/tCO ₂	120 EUR/tCO ₂
Tieliikenne	91	80	58
Muu kuin tieliikenne	34	25	13
Maa-, metsä- ja kalatalous	43	38	23
Kotitaloudet, palvelut	14	10	6
Sähköntuotanto	10	5	3
Teollisuus	9	5	3
Kaikki sektorit yhteensä	24	19	12

Suomessa kulutusperäisten hiilidioksidipäästöjen hinnoittelumekanismit kohdentuvat kattavasti liikenteeseen ja asumiseen. Liikennepolttoaineiden verotus on jo nykyisellään suoraan yksittäiseen kulutukseen kohdistettu vero ja on tasoltaankin suhteellisen korkea. Lämmityspolttoaineissa vero kohdistuu myös suoraan kulutukseen esimerkiksi öljylämmitteisissä taloissa. Mikäli rakennuksia lämmitetään vaikkapa kaukolämmöllä

⁸ Tilastotieto löydettävissä myös OECD:n tilastosivuilta, OECD.stat: Effective Carbon Rates (<https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=ECR>).

tai sähköllä, on hiilidioksidipäästöistä koituvat maksut kohdistettu päästökaupan kautta sähkön tai lämmön tuotantoon.⁹ Liikenteeseen ja rakennusten lämmitykseen liittyy kuitenkin myös teknologinen transformaatio pois fossiilisten polttoaineiden käytöstä, mitä tulee tukea päästöperusteisten maksujen lisäksi myös erikseen. Teknologinen muutos ja uusien teknologioiden kehittäminen edellyttää yhteiskunnan tukea mm. tutkimukseen ja kehitystoimintaan sekä uusien teknologioiden markkinoille tulon helpottamiseksi. Asumiseen liittyy myös asuntojen rakentaminen ja rakennusmateriaaleihin (esim. sementti, metalli) liittyvät ilmastopäästöt. Niihin liittyviä kysymyksiä tarkastellaan jäljempänä mm. hiilitulleja koskevassa osassa (luku 2.3). Liikenteen ja asumisen lisäksi Suomessa teollisesti valmistettu tavaratuotanto on myös taloudellisen päästöohjauksen piirissä joko päästökaupan tai energiaverotuksen kautta. Myös kotimaisten palveluiden kulutusperäisistä päästöistä maksetaan päästömaksua, jos palveluiden päästöt ovat peräisin esimerkiksi liikenteestä tai rakennusten lämmityksestä. Luvussa 5.1 tarkastellaan, miten tiettyjen kulutusmenoluokkien kulutusperäiset päästöt jakautuvat kotimaassa päästökauppa- ja taakanjakosektorille ja toisaalta tuontituotteiden myötä ulkomaille. Maatalouden kasviuonekaasupäästöille ei Suomessa toislaiseksi ole kattavaa päästöhinoittelua. Maataloutta ja siihen liittyvää nykyistä päästöohjausta tarkastellaan tarkemmin luvussa 2.4.

2.2 Muu tuotannon ja tuotekehityksen ohjaus

Vero-ohjauksen ja päästökaupan lisäksi kulutuksen ja eri tuotteiden hiilijalanjälkiin vaikuttavat myös muut sääntelyn keinot, kuten yksittäisiin tuottajiin kohdistuvat ympäristölupavaatimukset, rahoituksen ohjauskeinot, kestävä tuotepolitiikka, maatalouspolitiikka ja tuontitullit. Seuraavassa tarkastellaan lyhyesti tätä tuotannon ja tuotteiden ympäristölähtöistä ohjausta, erityisesti kasviuonekaasupäästöjen vähentämisen näkökulmasta. Nämä ohjauskeinot edellyttävät monille tuoteryhmille valmistuksen päästöjen mittaamista, ja siten ne voivat parantaa päästötietojen saatavuutta myös tuotteiden hiilijalanjäljen määrittämiseen.

2.2.1 Tuotannon ohjaus ja ympäristöluvut

Paras käyttökelpoinen tekniikka BAT (Best Available Techniques) on määritelty ympäristönsuojelulaissa (katso myös Liite 1). Sillä tarkoitetaan mm. mahdollisimman tehok-

⁹ Sähköntuotannossa käytettävät polttoaineet ovat verottomia. Lisäksi sähkövero kohdistuu kaikkeen kulutukseen samanarvoisena, tuotantotavan päästöintensivisyydestä riippumatta.

kaita ja kehittyneitä, teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisia tuotanto- ja puhdistusmenetelmiä, joilla voidaan ehkäistä toiminnan aiheuttama ympäristön pilaantuminen tai tehokkaimmin vähentää sitä.

BATin soveltamisen taustalla on teollisuuden päästöjä koskeva direktiivi (Industrial Emissions Directive, IED). Teollisuuspäästädirektiivin soveltamisalaan kuuluvien laitteiden, ns. direktiivilaitosten, päästöraja-arvojen, tarkkailun ja muiden lupamääräysten on parhaan käyttökelpoisen tekniikan vaatimuksen toteuttamiseksi perustuttava toimialakohtaisiin BREF-asiakirjoihin. Suomessa on vajaa 1 000 teollisuuslaitosta tai suurta eläinsuojaa, jotka kuuluvat direktiivin soveltamisalaan. Nykyisen IED:n 9 artiklan mukaan päästökaupassa olevan laitoksen khk-päästöille ei saa antaa ympäristöluvassa päästöraja-arvoja, elleivät ne ole tarpeen merkittävän paikallisen ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi. EU:n komissio onkin ehdottanut teollisuuspäästädirektiivin tarkistamista vuonna 2021, mm. koska nykyinen teollisuuspäästädirektiivi ei ole kovin hyvin onnistunut kasvihuonekaasupäästöjen vähentämisessä. Komission nykyisessä uudistusehdotuksessa pykälää 9 ei kuitenkaan olla poistamassa, ja kasvihuonekaasupäästöjen vähentämisen kannalta keskeinen kysymys on, kuinka luoda synergiaa IED:n ja päästökauppajärjestelmän välille.

Liitteessä 1 on kuvattu myös, kuinka teollisuuslaitokset raportoivat kasvihuonekaasupäästöjään ja mitä tietojärjestelmiä näille on.

2.2.2 Kestävän rahoituksen taksonomia

EU on perustanut taksonomijärjestelmän, jotta rahoitusta pystyttäisiin ohjaamaan kestäviksi todetuille investoinneille ja muille toiminnoille. Taksonomian mukaisen kestävä rahoituksen saaminen edellyttää tiettyjen tuotannonalojen yrityksiltä kasvihuonekaasupäästöjen määrittämistä ja tuoteryhmille määriteltyjen raja-arvojen alittamista. Tuotteiden valmistukseen liittyviä päästörajoja on asetettu mm. sementille, alumiinille, raudalle ja teräkselle. (EU:n komissio 2023a, 2023b).

Yksi esimerkki on valokaariuunissa valmistettu hiiliteräs: Arviointikriteeri 'Ilmastonmuutoksen hillinnän merkittävä edistäminen' edellyttää, että valmistuksen päästö saa olla korkeintaan 0,209 tonnia hiilidioksidiekvivalenttia tuotetonna kohti (EU:n komissio 2021d). (Samalla tuotannon on täytettävä yleisemmät ns. DNSH-vaatimukset (Do No Significant Harm), jotka liittyvät: Ilmastonmuutokseen sopeutumiseen; Vesivarojen ja merten tarjoamien luonnonvarojen kestäväan käyttöön ja suojeluun; Kiertotalouteen siirtymiseen; Ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseen ja vähentämiseen; Biologisen monimuotoisuuden ja ekosysteemien suojeluun ja ennallistamiseen.)

2.2.3 Kiertotalouden tuotepolitiikka

Yleistä ympäristölähtöisestä kiertotalouden tuotepolitiikasta

Tuotteiden ilmastovaikutuksia säädellään EU:ssa tuotepolitiikan monipuolisen ohjauskeino-paletin kautta, joka kattaa ilmaston lisäksi myös muita ympäristövaikutuksia. Merkittävimpinä ohjauskeinoina tuodaan usein esiin ns. ekosuunnitteludirektiivi (2009/125/EY) energiaan liittyville tuotteille, julkiset hankinnat ja EU:n ympäristömerkki. Näiden rinnalla on myös laaja joukko muita tuotteiden ympäristönäkökohtiin kohdistuvia ohjauskeinoja (Nissinen ym. 2019, Kautto ym. 2021).

Tuotepolitiikan ohjauskeinoihin on ehdotettu suuria muutoksia, jotka vahvistaisivat ympäristölähtöistä ohjausta. Kiertotalouden toimintasuunnitelmaan liittyen EU:n komissio julkaisi 30.3.2022 Kestävien tuotteiden aloitteen (EU:n komissio 2022b). Siihen sisältyy ehdotus ekosuunnitteludirektiivin muuttamisesta ekosuunnitteluasetukseksi (EPSR, Ecodesign for Sustainable Products Regulation, EU:n komissio 2022f), jonka myötä tuoteryhmät laajenisivat energiaan liittyvistä tuotteista moniin erilaisiin tuotteisiin, mm. tekstiileihin, huonekaluihin ja pesuaineisiin. Samalla ohjaus laajeni koko elinkaaren erilaisiin ympäristönäkökohtiin (niin että on mahdollista ottaa mukaan myös hiilijalanjälki). Julkiset menot saivat lisää painoarvoa ympäristökestävämpien tuotteiden kysynnän lisäämisessä, kun asetettaisiin pakolliset kriteerit näiden tuotteiden julkisille hankinnoille.

Ehdotetun ekosuunnitteluasetuksen työkaluksi tiedon siirtämiseen kautta koko arvo- ketjun – valmistajista, maahantuojista ja jakelijoista jälleenmyyjiin, korjaamoihin, uudelleenvalmistajiin ja kierrättäjiin – ollaan kehittämässä digitaalista tuotepassia (Digital Product Passport, DPP, EU:n komissio 2022b s. 5-6). Kuluttajien vaikutusmahdollisuuksia lisätään direktiivimuutoksilla mm. sopimattomia kaupallisia menettelyjä koskevaan direktiiviin eli ns. UCPD-direktiiviin (EU:n komissio 2022a). Toista säädöspakettia, joka sisältää ehdotuksia liittyen ympäristöväittämien sääntelyyn ja ympäristöjalanjälki-menetelmään, odotettiin jo heinäkuussa ja sittemmin joulukuussa 2022, mutta sen julkaisu siirtyi uuden tiedon mukaan maaliskuuhun 2023.

Tuotepolitiikan keinot edistävät kasvihuonekaasupäästöjen määrittämistä ja käyttöä

Monissa ohjauskeinoissa on käytetty elinkaarista tietoa (eli elinkaariarviointeja ja hiilijalanjälkiarviointeja) säädöstä kehitettäessä (Nissinen ym. 2019 s. 26–27). Näitä arviointeja on käytetty erityisesti ekosuunnitteludirektiivin tuoteryhmäkohtaisia asetuksia laadittaessa, ja jonkun verran tyyppin 1 ympäristömerkkien kriteerien valmistelussa.

Muutamissa ohjauskeinoissa vaaditaan elinkaarista tietoa myös tuotteiden valmistajilta. Tuotteiden valmistajilta on vaadittu elinkaariarvioiteja uusiutuvien polttoaineiden direktiivin (RES) yhteydessä. Julkisissa hankinnoissa elinkaariarvioiteja tai hiilijalanjälkiarvioiteja on tarjouskilpailuissa pyydetty yksittäistapauksissa (Suikkanen ja Nissinen 2020, Standley ym. 2022). Pohjoismainen ympäristömerkki vaatii hiilijalanjälki-analyysejä pientaloille, kerrostaloille, ja koulu- ja päiväkotirakennuksille.

On syytä huomata, että tilanne voi muuttua nopeastikin, niin että elinkaarisen tiedon käytöstä tulee valtavirtaa säädösten valmistelussa, ja tietoja aletaan kysymään myös tuotteiden valmistajilta. Esimerkiksi rakennusnormeihin on ennakoitu hiilijalanjäljen raja-arvoja jo lähivuosien aikana [<https://mrluudistus.fi/>], ja Suomessa on jo käytössä SYKEN ylläpitämä tietokanta rakennustuotteiden hiilijalanjäljistä [<https://co2data.fi/>]. Kestävien tuotteiden aloite (EU:n komissio 2022b) ja sen mukana tulevat säädösehdotukset ja ympäristöjalanjäljen suositus (EU:n komissio 2021) sekä vuonna 2023 odotettava ympäristöväittämiä koskeva sääntely voivat yhdessä viedä nopeasti kehitystä eteenpäin.

2.3 Hiilitullit

Tuotteiden elinkaarisiin hiilidioksidipäästöihin kohdentuva hiilidioksidiverokulutusvero on yksi tapa pyrkiä ottamaan huomioon kotimaisen kulutuksen ilmastorasite niiden tuotteiden osalta, jotka on valmistettu maissa, joissa päästöohjaus ei ole yhtä kireää. EU:n Fit for 55 -lainsäädäntöpakettin liittyen EU on ottamassa käyttöön vaihtoehtoista keinoa: tietyille tuontituotteille kohdistettua hiilirajamekanismia (hiilitullia). EU:n suunniteltua hiilirajamekanismia esitellään tarkemmin jäljempänä.

Hiilirajamekanismilla ja päästöperusteisella kulutusverolla on paljon samankaltaisuuksia ja esimerkiksi niiden käyttöönotossa on monia samankaltaisia ongelmia. Jotta molemmat ohjauskeinot voitaisiin kohdentaa tehokkaasti, tulisi ensinnäkin tietää, minkä tuotteiden tai tuoteryhmien valmistuksessa on suuri riski hiilivuodolle, eli sille että kotimainen päästöohjaus siirtää tuotteiden ja tavaroiden valmistusta, ja siten päästöjä, niihin maihin, joissa ilmastosääntely ei ole yhtä kireää kuin kotimaassa (hiilivuodosta enemmän alla). Toisekseen tulisi tietää mahdollisimman tarkasti tuotteisiin niiden valmistuksen yhteydessä sitoutuneiden kasvihuonekaasupäästöjen määrä (mittausmenetelmistä enemmän luvussa 4). Kolmas keskeinen tietotarve liittyy jo olemassa olevaan päästöohjaukseen. Jotta päästöohjaus olisi yhtenevä kotimaisen ilmastopolitiikan kanssa, tulisi tuotteille asetettava vero tai tullimaksu olla sopuoinnussa kotimaassa asetetun hiilen hinnan kanssa. Ja jotta välttyttäisiin kaksinkertaiselta ohjaukselta, tuotekohtaisen päästöveron tai tuontituotteiden tullimaksun tulisi huomioida myös tuotteiden alkuperämaassa sen valmistukseen kohdistetut päästömaksut. Veron

tai tullimaksun tulisikin kattaa vain efektiivisen hiilen hinnan ero kotimaan ja tuotteen valmistusmaan välillä. Näin kotimaassa asetettu päästöohjaus ei syrji niitä tuotteita, joiden valmistusmaassa on jo asetettu maksuja päästöille.

Päästöperusteisella kulutusverolla ja hiilirajamekanismilla on myös eroja. Siinä missä hiilirajamekanismi kohdentuu vain tuontituotteisiin niiden maahantuonnin yhteydessä, kohdistuu kulutusvero myös kotimaassa valmistetuille tuotteille. Hiilirajamekanismin keskeinen tavoite on ehkäistä hiilivuotoa ja esimerkiksi EU:n hiilirajamekanismi on kohdennettu ensisijaisesti niille tuotteille, joilla hiilivuodon riski on suurin. Toisaalta, mikäli tuotteiden tai tavaroiden päästöohjaus ei ole kotimaassa kattavaa, voidaan tuotekohtaisella kulutuksen päästöverotuksella tällöin pyrkiä ohjaamaan myös kotimaassa tuotettujen tuotteiden kulutusta vähäpäästöisempiin tuotteisiin.

Toinen keskeinen ero päästöperusteisen kulutusveron ja hiilirajamekanismin välillä on se, miten ne kohtelevat kotimaassa valmistettuja tuotteita, joita viedään kansainvälisille markkinoille. Mikäli hiilirajamekanismi otetaan käyttöön päästökaupan ohella ja käyttöönoton yhteydessä luovutaan vientisektorille ilmaiseksi jaetuista päästöoikeuksista, kuten EU:n mekanismeissa on suunniteltu, kohdistuu päästökaupan kustannusrasite kokonaisuudessaan myös vientisektorille. Kulutusverojen tapauksessa päästöohjaus puolestaan ei ulotu ulkomaille myytäviin tuotteisiin. Tällä erolla saattaa olla vaikutuksia mahdolliseen hiilivuotoon. Toisaalta päästökaupan ja hiilirajamekanismin yhdistelmässä, jolloin päästöoikeuksia ei jaeta vientisektorille ilmaiseksi, hiilivuodon riskiä voidaan alentaa myöntämällä päästökaupassa mukana olevalle vientisektoreille vientitukea. Tämä alentaa päästökaupan kustannusrasitetta viennin osalta ja tasoittaa siten päästöohjauksen myötä syntynyttä kilpailueroa kansainvälisillä markkinoilla. Vientituki saattaa kuitenkin olla ristiriidassa kansainvälisen kaupan säännösten kanssa, mikä hankaloittaa sen käyttöönottoa (Grubb ym. 2022).

Kuten todettua, ovat hiilirajamekanismi ja kulutuksen päästöperusteinen verotus pitkälti vaihtoehtoisia ohjauskeinoja. Kun hiilirajamekanismi otetaan EU:ssa käyttöön, ei kulutusverolle ole tarvetta ainakaan niille toimialoille ja tuotteille, joille EU:n mahdollinen hiilirajamekanismi olisi tarkoitus kohdentaa: sementti, rauta- ja terästuotteet, alumiini, lannoitteet, sähkö ja vety. Näille tuotteille tai toimialoille on tunnistettu suurin hiilivuodon riski. EU:n alueella näiden valmistus on myös jo suurimmaksi osaksi päästökaupan piirissä.

2.3.1 Hiilivuodon riskistä

Samalla kun kasvihuonekaasupäästöjen sääntely on kiristynyt Euroopassa, ja päästöt ovat alentuneet, on esitetty huoli siitä, että päästöt eivät globaalilla tasolla alene, vaan ilmastopäästöt siirtyvät niin sanottuna hiilivuotona Euroopasta maihin, joissa ilmastopolitiikka ei ole yhtä kireää. Mahdollinen hiilivuoto onkin yksi keskeinen peruste kulu- tustuotteiden päästöperustaiselle verotukselle.

Kiristyvää ilmastopolitiikka nostaa lyhyellä aikavälillä tuotantokustannuksia, jolloin tuotantoa saattaa siirtyä maihin, joissa tuotantokustannukset ovat edullisempia. Lisäksi kiristynyt ilmastopolitiikka alentaa hiili-intensiivisten tuotantopanosten kysyntää. Mikäli kysynnän lasku heijastuu panosten maailmanmarkkinahintoihin, saattaa se puolestaan lisätä niiden käyttöä ja siten päästöjä maissa, joissa sääntely ei ole niin kireää. Pidemmällä aikavälillä erot tuotantokustannuksissa voivat vaikuttaa myös yritysten investointipäätöksiin aiheuttaen niin sanottua investointivuotoa. Nämä vaikutuskanavat saattavat aiheuttaa hiilivuotoa.

Toisaalta kiristynyt ilmastopolitiikka voi kannustaa yrityksiä teknologiseen kehitykseen. Parhaimmillaan päästöjen vähentäminen tehostaa tai luo uusia tuotantoprosesseja tuoden samalla kilpailuetua. Puhtaammat teknologiat leviävät mahdollisesti lopulta myös niihin maihin, joissa ilmastopolitiikka ei ole ollut yhtä kireää. Nämä tekijät vähentävät hiilivuodon riskiä.

Ilmastopolitiikkaan voidaan myös lisätä elementtejä, joilla hiilivuodon riskiä pyritään suoraan vähentämään. Esimerkiksi EU:n päästökaupassa hiilivuodolle alttiit toimialat ovat saaneet päästöoikeuksia ilmaiseksi, ja ne ovat siten suurelta osin välttyneet päästökaupan aiheuttamilta kustannuksilta. Koska ei ole varmuutta, mitkä vastakkaisiin suuntiin vaikuttavat tekijät ovat voimakkaimpia, on kiristyneen ilmastopolitiikan aiheuttama hiilivuoto lopulta empiirinen kysymys.

Ilmastopolitiikan kiristymisestä aiheutuvasta hiilivuodosta on esitetty jo jotain empiirisiä arvioita kansainvälisessä tutkimuskirjallisuudessa eritoten EU:n päästökauppaan liittyen (viimeaikaisia kirjallisuuskatsauksia esimerkiksi Verde (2020) tai Grubb ym. (2022)). Yleisenä tuloksena on, ettei EU:n päästökauppa ole aiheuttanut toistaiseksi merkittävää hiilivuotoa. Tutkimukset on kuitenkin laadittu ajankohtina, jolloin EU:n päästöoikeuden hinta on ollut varsin matala. Viime vuosina päästöoikeuden hinta on noussut voimakkaasti. Jääkin nähtäväksi, onko nousseella päästöoikeuden hinnalla jatkossa vaikutusta tuloksiin. Lisäksi päästöoikeuksien ilmaisjako hiilivuodolle alttiille toimialoille on ollut erittäin runsasta, mikä on lievittänyt päästökaupan kustannuspainetta vientisektoreilla.

Joitain merkkejä muun muassa investointivuodosta on kuitenkin havaittu tietyillä sektoreilla. Investointivuotoa ovat tutkineet muun muassa Koch ja Basse Mama (2016) ja Borghesi ym. (2020). Koch ja Basse Mama (2016) tutkivat EU:n päästökaupan vaikutuksia saksalaisten monikansallisten yritysten investointeihin EU:n ulkopuolisiin maihin, joissa ilmastopolitiikka on lievempää. Heidän aineistonsa kattavat vuodet 1999–2013. Vaikutukset ulkomaisiin investointeihin olivat kahdenlaisia. Pääomaintensiiviset päästökauppayritykset eivät lisänneet ulkomaisia investointeja. Sen sijaan ne monikansalliset yritykset, jotka eivät olleet pääoma-, energia- tai päästöintensiivisiä, kasvattivat investointejaan EU:n ulkopuolelle päästökaupan seurauksena. Näiden yritysten osuus kokonaispäästöistä tai ulkomaisista investoinneista on kuitenkin hyvin pieni. Borghesi ym. (2020) tutkivat puolestaan italialaisia monikansallisia yrityksiä vuosilta 2002–2010 ja havaitsivat, että italialaiset yritykset ovat lisänneet jonkin verran investointejaan erityisesti olemassa oleviin ulkomaisiin tytäryhtiöihinsä EU:n päästökaupan seurauksena.

Mikäli tuotanto siirtyy pois Euroopasta ilmastopolitiikan seurauksena, tulisi sen näkyä myös hiili-intensiivisten tuotteiden tuonnissa ja viennissä. Toisena tapana arvioida toteutunutta hiilivuotoa on ollutkin tutkia kauppavirtojen hiili-intensiteettiä EU-maiden ja Euroopan ulkopuolisten maiden välillä. Branger ym. (2016) eivät havaitse hiilivuotoon viittaavia muutoksia sementti- tai metalliteollisuuden tuotteiden tuonnissa, eikä Sartor (2013) alumiinisektorilla. Naegele ja Zaklan (2019) tarkastelivat nettotuontia ja maiden välisiä kauppavirtoja usealla teollisuussektorilla, mutta eivät havainneet viitteitä EU:n päästökaupan aiheuttamasta hiilivuodosta.¹⁰

Kun edellä mainitut tutkimukset tarkastelivat hiilivuotoa epäsuorasti päästökauppaan kuuluvien yritysten ulkomaisten investointien tai tuotteiden kauppavirtojen avulla, tutkivat Dechezleprêtre ym. (2022) hiilivuotoa suoraan päästöihin perustuen vuosilta 2007–2014. Dechezleprêtre ym. tarkastelevat monikansallisten yhtiöiden EU:n alueelta koituvien päästöjen osuutta yrityksen kokonaispäästöistä ja vertailevat tätä osuutta EU:n päästökauppaan kuuluvien ja päästökaupan ulkopuolisten monikansallisten yritysten välillä. Ennakoarviona on, että juuri monikansallisten yhtiöiden, joilla on tuotantolaitoksia useassa maassa, olisi helpointa siirtää tuotantoaan ja siten päästöjään ilmastopolitiikan seurauksena muualle. Tulosten perusteella EU:n päästökäypässa mukana olevien monikansallisten yritysten päästöt eivät kuitenkaan ole siirtyneet EU:n ulkopuolelle sen enempää kuin muissakaan vastaavan kaltaisissa yrityksissä. Yritysten päästöt ovat vähentyneet EU:n alueella, mutta ne eivät ole merkittävästi lisääntyneet muualla.

¹⁰ Toisaalta Kuusi ym. (2022) vielä referee-arvioimaton tutkimus havaitsee merkkejä vähäisestä hiilivuodosta EU:n viennin ja tuonnin päästödataa hyödyntävässä analyysissä.

2.3.2 EU:n hiilitullialoite

Osana Euroopan vihreän kehityksen ohjelmaa ja siihen sisältyvää ilmastopoliittista Fit for 55-lainsäädäntökokonaisuutta EU komissio ehdotti heinäkuussa 2021 hiilirajamekanismin (Carbon Border Adjustment Mechanism, CBAM) käyttöönottoa (Euroopan komissio 2021). Euroopan neuvosto ja parlamentti pääsivät sopuun lakialoitteesta joulukuussa 2022.¹¹

Hiilirajamekanismissa tietyille EU:n ulkopuolelta tuoduille tuotteille asetetaan niiden tuotantoon kytkeytyvien kasvihuonekaasupäästöjen perusteella maksu. Hiilirajamekanismin pääasiallisena tarkoituksena on ehkäistä huolta EU:n yksipuolisen ilmastopoliitiikan, erityisesti tiukentuvan päästökaupan kustannuskilpailukykyvaikutuksista, minkä seurauksena saattaisi syntyä hiilivuotoa EU:n ulkopuolelle.

Hiilirajamekanismin käyttöönottoa edeltäisi lokakuussa 2023 alkava noin kolmivuotinen siirtymävaihe, jolloin maahantuojilla on vain raportointivelvoite tuontituotteiden valmistuksessa aiheutuvista suorista hiilidioksidipäästöistä. Varsinainen hiilirajamekanismi on tarkoitus ottaa käyttöön asteittain vuosien 2026–2034 aikana. Sen kattavuus laajenisi vuosittain samalla, kun EU:n päästökaupassa ilmaiseksi jaettavien päästöoikeuksien määrä vähenisi hiilitullimekanismin piiriin kuuluvilla toimialoilla. Hiilirajamekanismi koskisi EU-alueelle tuotavia sementtiä, rauta- ja terästuotteita, alumiinia, lannoitteita, sähköä ja vetyä, jotka tuodaan EU-alueelle maista, jotka eivät ole linkitettyjä EU:n päästökauppaan (ts. pl. Islanti, Norja, Liechtenstein ja Sveitsi). Maahantuojien olisi ilmoitettava tuontituotteiden määrät ja niiden valmistuksessa tuotteisiin sitoutuneet hiilidioksidipäästöt. Tuontituotteiden päästömaksu toteutettaisiin sertifikaattien (CBAM-todistusten) avulla. Maahantuojien olisi hankittava hiilidioksidipäästöjä vastaava määrä CBAM-todistuksia ja palautettava nämä sertifikaatit vuosittain viranomaiselle. CBAM-todistusten hinta määräytyisi EU:n päästöoikeuksien huutokauppojen viikoittaisen keskiarvohinnan mukaan. Tarvittavien CBAM-todistusten määrää voitaisiin alentaa, mikäli maahantuoja voi todistaa, että tuotteiden valmistuksessa syntyneistä hiilidioksidipäästöistä on jo maksettu päästömaksuja tuotteen alkuperämaassa.

Menetelmät, joilla tuotteisiin sitoutuneet hiilidioksidipäästöt laskettaisiin, määriteltäisiin tarkemmin siirtymäkauden aikana. Komission ehdotuksen mukaan hiilirajamekanismin piirissä olevien muiden tavaroiden kuin sähköön sitoutuneet päästöt pyrittäisiin määrittämään tosiasiallisten päästöjen perusteella. Mikäli tosiasiallisia päästöjä ei voida määrittää, päästöt määritettäisiin oletusarvojen perusteella. Ne perustuisivat kunkin viejämään keskimääräisiin päästöintensiteetteihin tai tämän tiedon puuttuessa keskimääräisiin päästöintensiteetteihin tietyssä (vielä määrittelemättömässä) prosentissa

¹¹ https://taxation-customs.ec.europa.eu/green-taxation-0/carbon-border-adjustment-mechanism_en

EU:n laitoksia, jotka suoriutuvat heikoimmin kyseisen tavaralajin tuotannossa. Sähkön osalta sovellettaisiin ennalta määritettyjä oletusarvoja.

Tuotteisiin sitoutuneilla tosiasiallisilla päästöillä voidaan ymmärtää aktuaalisia, todennettavissa olevia päästöjä, joiden oletetaan aiheutuvan tuotteen arvoketjun elinkaareissa. Elinkaaren voidaan olettaa alkavan tuotteen tuotannosta ja sisältävän kaikki vaiheet aina tuotteen tuotantoon, käyttöön tai käytöstä poistoon saakka, rajauksesta riippuen. Arvoketjun elinkaareen kuuluvaksi oletettavien yksikköprosessien rajausta voidaan tehdä monin eri tavoin ja rajausta voi vaikuttaa merkittävästikin lopputulokseen riippuen siitä, mitä ja kuinka oleellisia yksikköprosesseja rajausta koskee. Komission ehdottama menetelmä tuotteisiin sitoutuneiden hiilidioksidipäästöjen määrittämiseksi noudattaa eräänlaista sovellusta elinkaarista lähestymistavasta.

Tosiasiallisiin päästöihin perustuva menetelmä vastaa periaatteeltaan tuotekohtaista hiilijalanjälkeä. Maiden tai alueiden keskimääräisiin päästöintensiteetteihin perustuvien oletusarvojen taustalla voidaan myös soveltaa tuotekohtaisia hiilijalanjälkitietoja, ja ne voivat mahdollisesti ainakin osittain perustua myös ympäristölaajennetun panos-tuotosmenetelmän tuottamiin tuoteryhmäkohtaisiin tietoihin. Tosiasiallisiin päästöihin perustuvan menetelmän yksi keskeinen puute on se, ettei siinä voida huomioida maankäyttöön liittyviä päästöjä, jotka tulee määrittellä suhteessa vertailutilanteeseen (ks. ISO 14067). Tämä puute on havaittu muun muassa EU:n biopoltoaineille asettamissa kestävyyskriteereissä, joiden kasvihuonekaasupäästökriteerit perustuvat niin ikään todellisten päästöjen määrittämiseen. Komission ehdottamassa hiilirajamekanismissa mukana olevat tuotteet eivät kuitenkaan ole kovin maankäyttöintensiivisiä, joten oletettavasti maankäyttöön liittyvä rajausta ei vaikuta merkittävästi kyseisten tuotteiden tuotannon hiilidioksidipäästöihin.

Kokonaisuutena ehdotettu hiilirajamekanismi edustaa suhteellisen suppeaa toteutus-tapaa, jossa mekanismeja testataan aluksi rajoitetulla määrällä päästöintensiivisiä tuotteita käyttämällä yksinkertaista tapaa hintamukautuksen määrittämisessä. Tämä lieventää toteutukseen liittyviä teknisiä ja juridisia haasteita, mutta toisaalta myös mekanismin vaikuttavuutta. Oletusarvojen käyttäminen saattaa vääristää päästötietoja. Lisäksi efektiivisen hiilen hinnan määrittely EU:ssa olevan hiilen hinnan perusteella ei suoraan, ilman erillistä prosessia huomioi mahdollista alkuperämaassa jo kertaalleen tuotteiden valmistuksessa maksettua hiilen hintaa, jolloin tuotteen valmistus olisi kaksinkertaisen päästöohjauksen alainen. Lisäksi efektiivisen hiilen hinnan määrittely tuotteen alkuperämaassa saattaa olla haasteellista. Nämä tekijät saattavat heikentää hiilitullimekanismin hyväksyttävyyttä EU:n ulkopuolella. Lisäksi hiilitullien piirissä olevia välituotteita käytetään sellaisten tuotteiden valmistuksessa EU:n ulkopuolella, jotka eivät ole mekanismin piirissä, mahdollistaen näin välillisen hiilivuodon. (Kaitila ym. 2022)

Periaatteessa hiilitullien vaikuttavuus saataisiin sitä paremmaksi, mitä laajempaa tuotejoukkoa ne koskisivat, mitä laajemmin tuotteiden tuotannossa syntyvät päästöt tulisivat huomioiduksi tuotteiden päästöintensiteetin määrittelyssä, ja mitä tarkemmin efektiivinen hiilen hinta jäljittelisi EU:n ja viejämaiden välistä eroa hiilen hinnassa. Tällöin tiedon tarve kuitenkin kasvaa oleellisesti suhteessa yksinkertaisempaan toteutukseen. Taloudellisten tutkimusten perusteella hiilivuodon riskiä saataisiin ehkäistä ulottamalla hiilitullit tuonnin lisäksi myös vientiin hyvityksinä tai tukina, joiden avulla kansainvälisille markkinoille menevien tuotteiden kilpailukykyä saataisiin turvattua, mikäli ilmaisista päästöoikeuksista niiden osalta luovutaan. Tällöin voi kuitenkin aiheutua haasteita WTO:n sääntöjen kanssa ja lisäksi saatetaan epätarkoituksenmukaisesti kannustaa kotimaisia tuottajia lisäämään viennin hiili-intensiteettiä, mikä voisi mahdollisesti johtaa päästöjen kasvuun. (Kuusi ym. 2021, Kaitila ym. 2022.)

2.4 Ruoka ja maatalous

Ruoan tuotannon ja maatalouden päästöjä, toimenpiteitä kasvihuonekaasupäästöjen alentamiseksi ja kuluttajien roolia ruoan ilmastovaikutusten vähentämiseksi on käsitelty laajasti muun muassa maatalouden ilmastotiekartassa (Lehtonen ym. 2020) ja Ilmastopaneelin raportissa (Seppälä ym. 2022).

Vuonna 2019 maatalouden päästöt olivat 6,6 Mt CO₂-ekv ja ne ovat pysytelleet samalla tasolla jo pidempään. Päästöt jakaantuivat viljelysmaan dityppioksidipäästöihin (54 %), kotieläinten ruoansulatuksen metaanipäästöihin (32 %), lannankäsittelyn dityppioksiidi- ja metaanipäästöihin (11 %) sekä kalkituksesta ja urealannoituksesta tuleviin hiilidioksidipäästöihin (3 %) (YM 2022). Mikäli edellä mainittuihin maatalouden päästöihin lisätään mukaan kasvihuonekaasuinventaariossa muille sektoreille kohdenetut maatalouden maankäyttösektorin (LULUCF) päästöt (7,9 Mt CO₂-ekv) ja tilojen lämmityksen, viljan kuivauksen ja työkoneiden käyttöön liittyvät päästöt (0,9 Mt CO₂-ekv), olivat yhteenlasketut päästöt kasvihuonekaasuinventaariossa esimerkiksi vuonna 2016 noin 15,4 Mt CO₂-ekv/v (Seppälä ym. 2022). Lisäksi ruoan tuotanto aiheuttaa päästöjä elintarviketeollisuudessa ja elintarvikkeiden kuljetuksen yhteydessä. Kuluttajien ruoan hiilijalanjälkeä laskettaessa on mukaan otettava vielä ulkomailta tuotetun ruoan kasvihuonekaasupäästöt. Lisäksi ruokahävikki vaikuttaa ruoan kulutusperäisiin päästöihin.

Ruoan kulutuksen ilmastovaikutusten arvioiminen on haastavaa ja eri arviot saattavat vaihdella runsaasti. Tämä vaikeuttaa myös päästöperusteisen kulutusveron määrittämistä. Tuloksiin vaikuttavat voimakkaasti käytetyt menetelmät ja rajaukset (Seppälä ym. 2022). Ympäristölaajennetun panos-tuotosmallin (ENVIMAT) laskelmien mukaan ruoankulutuksen hiilijalanjälki henkilöä kohden vuonna 2016 oli 2080 kg CO₂-

ekv/vuosi. Kasvisperäisen ruoan osuus tästä oli 42 prosenttia ja eläinperäisen ruoan osuus 58 prosenttia. Juomien aiheuttama hiilijalanjälki oli 150 kg CO₂-ekv/v. Laskelmissa on mukana kotimainen ja ulkomainen tuotanto. Tuonnin osuus oli kasvisperäisissä elintarvikkeissa ja kaloissa 56 prosenttia, eläinperäisissä elintarvikkeissa 44 prosenttia ja juomissa 60 prosenttia. Laskelmat eivät kuitenkaan sisällä maatalouden maankäyttösektorin (LULUCF) päästöjä. (Seppälä ym. 2022.)

Sen sijaan esimerkiksi ruoankäyttötutkimuksiin ja ruokatuotteiden elinkaariarviointeihin perustuva RuokaMinimi-malli laskee mukaan kotimaisten ja tuontielintarvikkeiden elinkaariset hiilijalanjäljet, peltojen hiilidioksidipäästöt (LULUCF), ruoanvalmistuksen päästöt ja kotitalouksien aiheuttaman ruokahävikin, mutta laskelmat eivät sisällä tuontielintarvikkeiden ja -raaka-aineiden maankäyttöön liittyviä hiilidioksidipäästöjä. Kotimaassa tuotettujen tuotteiden ja tuontituotteiden päästöt eivät ole täten täysin vertailukelpoisia. Tämän mallin mukaan suomalaisen henkilön ruokavalion hiilijalanjälki on noin 2216 CO₂-ekv/v, josta tuontituotteiden osuus on noin 27 prosenttia. (Seppälä ym. 2022, Saarinen ym. 2019.)

Elinkaariarvioiden perusteella suurin osa ruoan elinkaarisista ilmastovaikutuksista syntyy alkutuotannossa. Muiden tuotantovaiheiden, kuten teollisen jalostuksen, ruoan valmistuksen, pakkausten valmistuksen ja jätehuollon sekä kuljetusten osuudet ovat yleensä vähäisempiä (Seppälä ym. 2019, Saarinen ym. 2011). Alkutuotannon päästöihin voidaan vaikuttaa ensisijaisesti maatalouden politiikkatoimilla, kuten tukipolitiikalla. Oheiseen laatikkoon on listattu nykytoimia maatalouden kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseksi. Maatalouden ilmastotiekartan mukaan suurimpia päästövähennyksiä kotimaisessa maataloudessa saataisiin erityisesti lisätoimilla maatalouden turve- mailta, kivennäismaiden hiilensidontaa lisäämällä, ja tuottamalla enemmän biokaasua ja aurinkoenergiaa maatalouden yhteydessä. Toistaiseksi maatalouden kasvihuonekaasupäästöihin ei kohdistu kattavaa päästöjen hinnoittelumekanismia.

Kuluttajan mahdollisuudet vaikuttaa alkutuotannon päästöihin on varsin rajalliset. Ilmastopaneeli listaa kuluttajien keinoiksi vähentää ruoankulutuksen hiilijalanjälkeä seuraavia: ruokavalion muuttaminen ilmastoystävällisemmäksi, ilmastovaikutuksiltaan parhaiden tuotteiden valinta, ruokajätteen (hävikin) vähentäminen, ravintoaine- ja energiatarpeiden mukaisen ruokavalion noudattamine, kulutuksen aiheuttamien kasvihuonekaasupäästöjen kompensointi maatalouden päästövähennystoimilla ja nieluihin vaikuttavilla kompensatiotoimilla sekä toimijoiden muospaineiden kasvattaminen esimerkiksi kansalaisvaikuttamisen avulla (Seppälä ym. 2022).

Ruoan kulutukseen liittyvän päästövähennyspotentiaalın arvioiminen on myös erittäin hankalaa. RuokaMinimi-mallin mukaan erityisesti lihan ja lihatuotteiden osuus ruoan ilmastovaikutuksesta (45 %) on huomattavasti suurempi, jos sitä vertaa vaikkapa näiden tuotteiden osuuteen keskimääräisen ruokavalion energiansaannista (13 %) tai

proteiinisaannista (30 %). Erityisesti naudanlihalla on muihin tuotteisiin nähden selvästi suurempi ilmastovaikutus ja pelkästään naudanlihan vaihtaminen vaikkapa broileriin toisi merkittäviä päästövähennyksiä (Seppälä ym. 2022). Vaihtaminen kasviperäiseen ruokavalioon pienentäisi ilmastovaikutusta entisestään. Lisäksi on huomattava, että ruokavalion muuttamisella ilmastoystävällisemmäksi on myös terveysvaikutuksia. Suomalaiset, kuten muutkaan rikkaiden maiden ihmiset, eivät syö ravitsemussuosittelun mukaisesti. Syömme ravitsemussuosituksia enemmän punaista lihaa ja lihavalmisteita. Ravitsemussuosittelun mukaan meidän tulisi syödä enemmän kasviksia, palkokasveja, kokojyviviljoja ja kasvirasvoja (Seppälä ym. 2022).

MAATALOUS - KESKIPITKÄN AIKAVÄLIN ILMASTOPOLITIIKAN SUUNNITELMA: NYKYTOIMET (YM 2022)

Vuonna 2017 laadittu ensimmäinen keskipitkän aikavälin ilmastopolitiikan suunnitelma sisälsi seuraavat maataloussektorin toimet, jotka ovat kaikki joko jo toimeenpantu tai niiden toimeenpano on työn alla:

- Viljellään eloperäisiä maita monivuotisesti muokkaamatta (ympäristökorvaus monivuotisille nurmille turve- ja multamaalla, Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2014-2020; MMM 2014).
- Nostetaan pohjaveden pintaa säätösaloituksen avulla (investointituki ja hoitopalkkio säätösaloitukseen, Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2014–2020)
- Edistetään biokaasuntuotantoa (biokaasulaitosten investointituki, Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2014–2020).
- Metsitetään ja kosteikkometsitetään eloperäisiä maita (Laki metsityksen määräaikaisesta tukemisesta 1114/2020).
- Edistetään maaperän hiilen lisäämistä ja säilyttämistä sekä 4-promillen aloitteen (YK 2015) toimeenpanoa tutkimushankkeiden ja kokeiluiden avulla. EU:n yhteisen maatalouspolitiikan (YMP) toimia tähän liittyen ovat ympäristökorvaukset (talviaikainen kasvipeitteisyys, ravinteiden ja orgaanisten aineiden kierrättäminen, kerääjäkasvit, luonnonhoitonurmet, viherlannoitusnurmet, orgaanisen katteen käyttö puutarhakasveilla sekä saneerauskasvit), viherryttämistuki (pysyvän nurmen toimet) sekä sängen polton kieltö ja kesantojen sänki- tai kasvipeitevaatimus.
- Ruuan kulutukseen liittyvinä toimina keskipitkän aikavälin ilmastopolitiikan suunnitelmassa nostetiin esille ruokahävikin vähentäminen (ruokahävikin puolittaminen 2030 mennessä; kansallinen ruokahävikin seurantajärjestelmä, tiekartta) ja ravitsemussuosittelun mukainen syöminen (mm. VN TEAS RuokaMinimi -hanke)

3 Elinkaaripäästöihin perustuvat kulutusverot ilmastopolitiikan ohjauskeinona

3.1 Kulutusverot ohjauskeinona

Taloustieteellinen perustelu ohjaavien verojen käyttöön on markkinaepäonnistumien korjaaminen. Kulutuksen aiheuttamat kasvihuonekaasupäästöt ovat esimerkki ulkoisvaikutuksesta, jota voitaisiin yrittää vähentää ohjaamalla verotuksen avulla kulutusta vähäpäästöisemmäksi. Kulutusveroja asetetaan kuitenkin usein fiskaalisin perustein, jolloin tavoitteena on ensisijaisesti kerätä verotuloja valtiolle eikä erityisesti ohjata kulutusta. Tällöin huolena on, että verot voivat vääristää kulutustottumuksia. Taloustieteen termein veroista johtuvat kulutustapojen muutokset aiheuttaisivat tällöin hyvinvointitappiota (Slemrod ja Gillizer 2014). Ihanteellinen kulutusverojärjestelmä on sellainen, joka aiheuttaa mahdollisimman vähäisiä hyvinvointitappioita. Toisaalta onnistuessaan ohjaava haittavero puolestaan vähentäisi päästöjen aiheuttamaa hyvinvointitappiota.

Verotuksesta johtuvat hyvinvointitappiot ilmenevät siten, että verot ohjaavat kulutusta pois tuotteista, joita verotetaan, ja niitä voidaan mitata kysynnän hintajoustoilla (katso kooste joustoja koskevasta tutkimuksesta Liitteessä 2). Jos kulutukseen ei liity markkinaepäonnistumisia, ihanteellinen kulutusverojärjestelmä saattaa käytännössä sisältää esimerkiksi saman veroasteen kaikille tuotteille tai korkeintaan harvoja eri verokantoja. Tämä johtuu siitä, että asetettaessa sama kulutusveroaste kaikille tuotteille, ei verojärjestelmä ohjaa erityisesti minkään tuotteen kulutuksesta toisen tuotteen kulutukseen. Erityisesti tilanteessa, jossa hyvin samankaltaisia tuotteita verotetaan eri veroasteilla, järjestelmä voi aiheuttaa suuria vaikutuksia tuotteiden välisten ristijoustojen takia. Jos verojärjestelmä sisältääkin eri veroasteita, olisi erojen tästä näkökulmasta hyvä olla tuotteiden välillä, jotka eivät ole toisiaan korvaavia. Lisätekijänä sellaisen kulutusverojärjestelmän puolustukseksi, jossa on vain yksi tai harvoja verokantoja, mainitaan usein, että hyvin usean eri veroasteen sisältämä järjestelmä voi aiheuttaa kohuttoman suuria hallinnollisia kustannuksia sen piirissä toimiville.

Tilanteet, joissa kulutukseen tai tavaroiden tuotantoon liittyy ulkoisvaikutuksia, voivat kuitenkin poiketa yllä olevasta. Silloin kulutusveroilla saatetaan nimenomaan pyrkiä ohjaamaan kulutusta pois tällaisten tuotteiden kulutuksesta (Salanie 2011). Tällaisten ohjaavien verojen suuruuden tulisi määräytyä ympäristöhaittojen tai muun ulkoisvaikutuk-

sen suuruuden mukaan. Tällaisen ns. ohjaavan haittaveron tulisi pohjautua ulkoisvaikutuksista koituvaan haittaan ja sen tason määräytyä rajahaitan mukaisesti, jotta haluttu ohjausvaikutus saavutettaisiin kustannustehokkaasti. Hieman monimutkaisemmissa malleissa ohjaavien verojen suuruus määräytyisi myös niiden ohjausvaikutuksen mukaan. Tällainen ohjaava elementti voitaisiin asettaa yllä olevan ihanteellisen kulutusverojärjestelmän lisänä. Eli silloin järjestelmässä on yleinen kulutusvero (esim. arvonsävero) ja ohjaava vero, esim. valmistevero. Ohjaavan veron pitäisi liittyä pelkästään ulkoishaitan suuruuteen ja sen ohjaavuuteen ulkoishaittoja vähentävään suuntaan.

Jos tarkoituksiltaan ohjaava vero kohdennetaan tuotteisiin, jotka eivät aiheuta ulkoishaittaa, voi järjestelmä aiheuttaa suuriakin hyvinvointitappioita. Samankaltainen tilanne syntyy, jos ohjaavan veron suuruus ei ole oikeassa suhteessa ulkoishaitan kokoon, jolloin esim. paljon ympäristöhaittoja aiheuttavalla tuotteella olisi pienempi vero kuin vähemmän ympäristöhaittoja aiheuttavalla tuotteella. Tämä johtuu siitä, että tällöin ulkoishaittoja ohjaava vero päätyy ohjaamaan tuotteiden kulutusta eri suuntiin ilman, että tämä kuitenkin vähentäisi ulkoishaittoja kuten tuotteista syntyviä ympäristöpäästöjä, joka alun kuvauksen mukaisesti on siis hyvinvointitappiota. Erityinen riski tällaiseen on, jos hyvin läheisesti toisiaan korvaavia tuotteita verotetaan eri veroastein. Silloinkin kun nämä eri tuotteiden veroasteet eivät ole perusteltavissa tuotteiden aiheuttamien ulkoishaittojen suuruudella, voivat ne siis päätyä ohjailemaan kulutusta eri suuntiin. Tässä tapauksessa verojärjestelmä ei onnistuisi torjumaan ulkoishaittoja, mutta se silti aiheuttaisi suuren hyvinvointitappion.

Fiskaalisille eli ensisijaisesti valtiolle verotuloja tuottaville veroille hyvinvointitappion minimointi ja veron neutraalisuus eli käyttäytymisen muuttumattomuus ovat tärkeitä ominaisuuksia. Ohjaavalla verotuksella puolestaan pyritään tuottamaan muutoksia käyttäytymisessä. Tällaisessa verossa on keskeistä huomioida, että verotuksen tuottama yhteiskunnallinen hyöty on suurempi kuin neutraalisuuden vähentymisestä aiheutuvat hyvinvointitappiot. Veropohjan määrittelemisen lainsäädännön edellyttämälle tarkalle ja yksiselitteiselle tasolle voi olla haastavaa. Lisäksi veromalli pitäisi suunnitella siten, että se johtaisi tavoiteltuihin muutoksiin kulutuskäyttäytymisessä. Hallinnolliset kustannukset niin verovelvollisille kuin viranomaisillekin voivat nousta nopeasti korkeiksi, jos veropohja on hyvin laaja, veronkanto muodostuu monimutkaiseksi ja tietotarve sen toteuttamiseksi on suuri. Toimijoiden kannalta suuret hallinnolliset tappiot lisäisivät verotuksen tuottaman hyvinvointitappion suuruutta.

Verot eivät vaikuta tuotteiden loppuhintoihin välttämättä täsmälleen veron suuruuden verran. Usein veron hintavaikutuksen arvioinnissa korostetaan sitä osapuolta, jolle vero kohdistetaan, mutta todellisuudessa verotaakka kohdistuu osapuolille kysynnän ja tarjonnan suhteellisten joustojen mukaisesti. Nyrkkisääntönä voidaan pitää, että suhteellisesti joustamattomampi osapuoli maksaa suuremman osuuden verosta. Hin-

tavaikutuksen lisäksi joustot määrittävät myös veron aiheuttamat käyttäytymisvaikutukset, eli kuinka veron aiheuttama hinnan muutos näkyy tuotteen omassa kysynnässä tai korvaavien tuotteiden kysynnässä (ristijousto). Näiden vaikutusten arviointi uskottavasti on haastava empiirinen kysymys, ja joista on suhteellisen vähän uskottavilla menetelmillä laadittua tutkittua tietoa.

Usein käyttäytymisvaikutusten selvittämiseksi keskitytään tarkastelemaan verotettavan tuotteen kysynnän hintajoustoa. Tämä kuvaa sitä, kuinka paljon vero vaikuttaa tuotteen kysyntään. Nämä hintajoustopot ovat yleisesti negatiivisia eli tuotteen oman hinnan nousu laskee sen kysyntää. Jos esimerkiksi 10 % hinnannousu laskee kysyntää 10 % jousto saa arvoksi -1, jos taas kysyntä laskee vain 5 %, hintajousto on -0,5. Tällöin kysyntä on joustamatonta, kun hinnan muutos ei laske kysyntää yhtä paljon ja vastaavasti joustavaa, jos kysyntä laskisikin 15 % ja jouston arvo olisi -1,5. Ristijoustopolla tarkoitetaan sitä, miten toisen tuotteen kysyntä reagoi verotettavan tuotteen hinnan nousuun. Jos naudanlihan hinnan noustessa 10 % sianlihan kysyntä kasvaa 5 %, on ristijoustopot arvo 0,5 eli naudanlihan hinnan noustessa sen kysyntä laskee, mutta koska sianlihan hinta ei nouse, tulee se suhteessa halvemmaksi ja kuluttajat siirtyvät ostamaan sitä naudanlihan sijaan eli nämä tuotteet ovat substituutteja eli kuluttajalle vaihtoehtoisia tuotteita. Mitä korkeampi hintajousto tuotteella on, sitä paremmin kulutusverolla voidaan ohjailla kulutusta. Jäykän hintajoustopot omaavien tuotteiden verotaminen puolestaan johtaa ainoastaan suurempien verotulojen keräämiseen.

Veron mahdollisia vaikutuksia arvioitaessa tulee myös huomioida sen tulonjakovaikutukset sekä veron välttelyyn ja veron kiertoon liittyvät mahdolliset haasteet. Veron tulonjakovaikutukset riippuvat veron kohdistumisesta tuloluokittain. Jos hintojen muutokset vaikuttavat kulutustottumuksiin eri tavoin eri tuloluokissa, voi verolla olla tulonjaollisia vaikutuksia. Yleisesti kansalliset tai muutoin hyvin rajatulle alueelle kohdistuvat verot voivat asettaa samoilla markkinoilla toimivia eriarvoiseen asemaan, millä voi olla vaikutusta mm. ulkomaankauppaan ja veronvälttelyyn, mikä puolestaan heikentää veron tehokasta kohdistumista ja vaikuttavuutta. Lisäksi veron määräytyminen raja-arvojen mukaan saattaa johtaa tuotemuokkaukseen siten, että pyritään siirtämään tuote/tuoteryhmä luokkaan, jossa veroa ei kanneta tai vero on pienempi.

3.2 Kulutusverotuksen vaikutusten arviointia – empiirisen kirjallisuuden tuloksia

Elinkaaripäästöihin perustuvat kulutusverot olisivat kulutuksen muutokseen ohjaavia häittäveroja. Ohjaavan veron vaikuttavuus riippuu keskeisesti sen vaikutuksesta ihmisten kulutuskäyttäytymiseen. Tärkeitä kysymyksiä tällaisen veron vaikuttavuuden

arvioimissa ovat mm. kenelle kulutusvero koituu maksettavaksi eli mikä on veron kohtaanto? Vaikuttaako vero kulutusvalintoihin ja seuraako niistä päästövähennyksiä? Vai mukautuvatko kuluttajat uuteen tilanteeseen muuttamatta käytöstään? Entä löytyykö tuotteille läheisiä substituutteja, joihin kulutus mahdollisesti siirtyisi verotuksen kiristytessä. Lisäksi veron vaikuttavuuden arvioinnissa on mm. tulonjakovaikutukset ja veronkierto tai -välttelyyn liittyvät kysymykset ovat keskeisiä.

Ohjaavien kulutusverojen, ns. haitta- ja syntiverojen empiirinen tutkimus on tähän mennessä keskittynyt pitkälti joihinkin elintarvikkeisiin ja polttoaineisiin. Jotta voitaisiin arvioida ja ennakoida näihin kohdistuvan veron vaikutuksia, on tärkeä tietää arvioita näiden tuotteiden hintajoustoista. Liitteessä 2 Taulukossa 6 on koottuna tutkimuksia ja niiden joustoestimaatit sekä mallit, joihin tutkimus perustuu. Yhteenvetona voidaan yleisesti todeta, että näiden tutkimustulosten vaihteluväli on suuri ja maakohtaiset erot merkittäviä, joten näiden perusteella johtopäätösten tekeminen Suomen osalta on haastavaa. Lisäksi tutkimuksia on tehty monella eri menetelmällä, eri ajankohtina ja erilaisilla aineistoilla, mikä vaikuttaa osaltaan tulosten luotettavuuteen ja vertailtavuuteen.

Aikaisempaa elintarvikkeiden kysynnän hintajoustoja tutkivaa kirjallisuutta on tarjolla useista eri maista kuten Ruotsista, Norjasta, Yhdysvalloista ja Saksasta. Tutkimuksissa on pääosin keskitytty lihatuotteisiin ja sokeripitoisiin virvoitusjuomiin, mutta lisäksi on tarkasteltu myös laajempia elintarvikeryhmiä.

Tutkimusasetelmat pohjautuvat tyypillisesti joko selkeän veroreformin vaikutusten tarkasteluun, jolloin on mahdollista perustaa tulokset luonnolliseen koeasetelmaan, kuten (Kosonen ja Savolainen 2019) tai sitten hintajoustoja tarkastellaan rakenteellisten mallien avulla (ks. esim. Abadie ym. 2016), joissa talusteoriaan pohjaten kuvataan muuttujien suhdetta toisiinsa. Näiden estimaatit eivät luotettavuudessaan vastaa reformeihin perustuvia tutkimuksia, koska niissä ei yleensä hyödynnetä tilanteen luomaa luonnollista koeasetelmaa, vaan vertaillaan mallin kontekstissa tuotteiden kysyntää, joilla on erilaiset hinnat. Tällöin ongelmaksi voi jäädä, että kysynnän eroja tuotteiden välillä todellisuudessa selittää muutkin tekijät kuin hintaerot, eikä tätä tällaisissa tutkimuksissa pystytä täysin poissulkemaan.

Aikaisemmassa tutkimuksessa ja myös useiden maiden verotuksessa on keskitytty makeis- ja sokeriveroihin kohdistuen sokerituotteisiin kuten makeisiin ja virvoitusjuomiin. Tällöin motiivina on päästövähennysten sijaan terveysvaikutukset, mutta näissä tutkimuksissa on estimoitu uskottavilla menetelmillä kysynnän hintajoustoja, joten niiden tuottamat tulokset antavat kuvaa siitä, kuinka kuluttajat mahdollisesti reagoisivat elintarvikkeisiin kohdistuviin hinnan muutoksiin. Thow ym. (2022) luovat katsauksen EU-alueella toimeenpantuihin virvoitusjuomaveroihin ja niiden toimivuuteen myös terveystieteiden ohjauksena. Onnistuneen verotuksen perusteena he pitävät

tiivistä yhteistyötä vero- ja terveystalouden toimijoiden välillä takaamaan oikeanlaisen veropohjan muodostamisen vastamaan veron tavoitteita.

Muiden elintarvikkeiden ohjaava verotus on kohdistunut esimerkiksi rasvan käyttöön sekä päästöihin perustuvasti lihankulutukseen. Motiivina lihankulutusta tarkastelevalle kirjallisuudelle on lihantuotannon suuret päästöt sekä punaisen lihan kuluttamisen aiheuttamat terveyshaitat, joiden voidaan ajatella aiheuttavan tiedostamatonta haittaa itse kuluttajalle ja ylimääräisiä kustannuksia julkiselle taloudelle. Nämä mallit ovat kuitenkin suurimmaksi osaksi tehty rakenteellisilla ja simulaatiomalleilla, jolloin niiden tulokset eivät välttämättä ole yhtä uskottavia kuin esimerkiksi veroreformeja ja yksityiskohtaista dataa hyödyntävät mallit.

Polttoaineisiin liittyvässä kirjallisuudessa suurin osa tutkimuksista keskittyy Yhdysvaltoihin ja bensiinin verotukseen. Liitteessä 2 Taulukossa 7 on koottuna empiirisiä tutkimustuloksia polttoaineiden hintajoustoihin liittyen.

Näissä joustoarvoissa ei ole niin suurta vaihtelua kuin elintarvikkeiden osalta, mutta joustojen havaitaan vaihtelevan suuresti ajokilometrien mukaan sekä alueellisesti ja riippuvan myös substituuttien eli korvaavien liikennevälineiden olemassaolosta.

Aikaisempien tutkimustulosten avulla voidaan hahmottaa kokonais kuvaa, jonka mukaan hintajoustit ovat selkeästi tuotekohtaisia, ja myös maantieteellistä variaatiota on havaittavissa. Aikaisemman kirjallisuuden perusteella näyttäisi siltä, että lihatuotteiden kysyntä on verrattain jäykkää, kun taas samanaikaisesti virvoitusjuomien tapauksessa hintajoustit ovat usein korkeampia. Kososen ja Savolaisen (2019) tutkimuksen tulosten perusteella voidaan ajatella, että jos verotuksella halutaan nimenomaan ohjailta kulutusta, tulee olla varmoja siitä, että tarjolla on empiirisesti todennettuja substituutteja, joihin kulutuksen voidaan olettaa siirtyvän. Tästä syystä laajaan joukkoon tuotteita kohdistuvan kulutusverotuksen kääntöpuolena voi olla liian pieni kannustin kuluttajille muuttaa omia tottumuksiaan, koska myös lähimpien substituuttien hinnat nousevat.

Yksi keskeinen poliittinen ongelma voi olla verotuksen kohdentuminen regressiivisesti eli suhteessa enemmän pienempituloisiin. Esimerkiksi tutkimuksissa kuten Dubois ym. (2020) sekä Allcott ym. (2019) on havaittu sokeroitujen virvoitusjuomien kulutuksen olevan yleisempää tulojakauman häntäpäässä ja näin mahdollinen verotus kohdentuisi suhteessa enemmän pienempituloisiin. Tätä vaikutusta kuitenkin sokerijuomien tapauksessa kompensoi osittain se, että verotus vähentäisi eniten juuri pienempituloisten sokerinkäyttöä ja näin positiiviset terveysvaikutukset olisivat suurempia tulojakauman häntäpäässä. Säll (2018) puolestaan havaitsee, että Ruotsissa lihatuotteet edustavat samansuuruisia osuutta eri tuloluokkien kokonaismenoissa, joten lihatuot-

teiden verottaminen voisi olla neutraalia kulutusmenojen suhteen mutta tulojen suhteen verot voivat olla regressiivisiä. Suomessa tilanne on samankaltainen, lihan osuusosuus kulutusmenoista tuloluokittain vaihtelee vain vähän, ollen 1,5 % - 2,3% kotitalouksien kulutusmenoista. (Tilastokeskus, 2016). Useilla päästöperusteisilla elintarvikkeisiin liittyvillä veroilla voivoli olla yhtä aikaa myös terveydellisiä vaikutuksia. (Ks. esimerkiksi Funke ym. 2022, Springmann ym. 2017, Godfray ym. 2018)

Kulutusveroamallin kehittämisessä on tärkeä huomioida myös veronkierron mahdollisuus ja sen vaikutus veron tehokkuuteen. Erityisesti tähän tulisi kiinnittää huomiota maantieteellisillä raja-alueilla. Jos Suomi asettaisi korkeamman kulutusveron eri elintarvikkeille, ei mikään estäisi länsirajalla asuvia tekemästä ruokaostoksiaan Ruotsin puolella. Johansson ym. (2013) tutkivat minkälaisia vaikutuksia Suomen vuonna 2004 toimeenpanemalla alkoholiveron alennuksella oli lähellä rajaa asuvien ruotsalaisten alkoholinkulutukseen. Tutkimuksen mukaan rajalla asuvat ruotsalaiset hyödynsivät Suomen edullisempia hintoja siinä määrin, että heidän alkoholinkulutuksensa lisääntyi mahdollisesti jopa 24 % suhteessa verrokkiryhmään, joka asui vähintään 100 kilometrin päässä rajasta. Samansuuntaisia tuloksia saavat myös Asplund ym. (2007) joiden estimaattien mukaan Ruotsin alkoholiveroista keräämät tulot pienenevät 2,2 %, kun Tanskan viinaverolaski vuonna 2003. Veronlasku alensi väkiviinan hintaa Tanskassa 27 %. Kulutusverojen kiertäminen ulkomaita hyödyntämällä ei ainoastaan vähentäisi Suomen verotuloja, mutta myös samanaikaisesti heikentäisi verojen kulutusta ohjaavia vaikutuksia. Toki on mahdollista, että rajanaapurit tekevät yhdessä yhteneviä kulutusverouudistuksia, mutta käytännön tasolla tämä voi olla hyvin hankalaa. Pitää myös huomata, että edellä mainitut tutkimukset keskittyvät alkoholiin, jota voi olla huomattavasti helpompi hamstrata kuin elintarvikkeita. Tästä syystä elintarvikkeiden tapauksessa veron välttelyn vaikutukset voivat olla vähäisempiä ja ne voivat rajoittua pienemmälle maantieteelliselle alueelle – alkoholia voidaan hyvinkin lähteä hakemaan satojenkin kilometrien päästä, mutta ruokaostoksien vuoksi samaa ei ehkä ole taloudellisesti kannattavaa tehdä.

Veron välttelyä voi tapahtua myös siten, että verovelvolliset pyrkivät muokkaamaan tuotteitaan ilman varsinaista päästövähennystä niin, että tuotteet luokitellaan kuuluvaksi matalampaan veroluokkaan tai kokonaan veron ulkopuolelle. Veron välttely tuotteita vähäpäästöisemmiksi muokkaamalla ja siten matalamman veron piiriin pääsemällä puolestaan olisi veron tavoitteen mukaista toimintaa. Veron välttelyä puolestaan väärin tai puutteellisten tietojen antamisella veroilmoituksessa voidaan pyrkiä estämään tehokkaalla valvonnalla ja toimeenpanon tarkkuudella, mikä kuitenkin lisää viranomaistyön hallinnollista taakkaa.

3.3 Elinkaaripäästöihin perustuvia veromalleja kirjallisuudessa

De Camillis and Goralczyk (2013) ja Nguyen ym. (2016) ehdottavat ns. vihreää alv-järjestelmää, joka perustuisi elinkaarianalyysin perusteella tuotettuun pisteetykseen joko tuote- tai tuoteryhmätasolla. Tämän pisteetyksen perusteella säädettäisiin tuotteen alv-kanta. Tämä malli johtaisi kuitenkin useisiin eri alv-kantoihin, joka ei ole tehokas tapa ohjata kulutusta eikä nykyisen lainsäädännön mukaisesti mahdollista.¹²

Lisäksi esim. Stiglitz (2013) on ehdottanut arvonlisäveron kaltaista päästöihin perustuvaa kulutusveroa. Sekä Stiglitz ja McAusland ja Najjar (2015) kuitenkin korostavat, että tällaisten verojen tehokas käyttö vaatii huolellista suunnittelua ja oikeanlaista kohdentamista sekä sisältää monia metodologisia ja hallinnollisia haasteita. McLure (2010 ja 2014) kritisoikin kaikkien tuotteiden päästöintensivisyyden määrittämistä vaativaa, alv-tyyppistä hiiliveroa kustannustehottomaksi toteuttaa hallinnollisista syistä, sen vaatimien tietopohjan sekä uudenlaisen hallinnollisen järjestelmän rakentamiseksi.

McAusland ja Najjar (2015) esittelevät mahdollisia veromalleja, joilla elinkaaripäästöihin perustuva kulutusvero voitaisiin toteuttaa. Heidän esittelemä tehokkain vero olisi kuluttajiin kohdistuva kulutusvero. Se olisi tuotevero, mikä peritään ostopaikalla loppukuluttajalta, riippumatta tuotteen tuotantopaikasta. Vero kannettaisiin hyvitysmenettelmällä eli jokainen ostaja maksaa veroja koko hiilijalanjäljestä ja jokainen tuottaja saa palautuksia veroista, joita on maksettu välituotteista muualla. Veropohja olisi siis yhteenlaskettu summa tuotteeseen sitoutuneista päästöistä, joka määriteltäisiin elinkaarianalyysin avulla. Tällaisen järjestelmän etu on, että se vähentää kansallisen, yksipuolisen politiikan aiheuttamaa kilpailukykyhaittaa ja voi hillitä mahdollista hiilivuotoa, kohtelemalla sekä kotimaisia että ulkomaisia yrityksiä samanlailla. Tämä tuotekohtainen veromalli olisi kuitenkin hallinnollisesti liian raskas toimeenpantavaksi.

Toimivin ja käytännössä toteuttamiskelpoisin kulutusveromalli olisi McAusland ja Najjarin (2015) mukaan ns. hybridimalli, jossa tuotekohtaisen veron sijaan, tuoteryhmittäin olisi mahdollisuus käyttää veron perusteena joko annettua, tuoteryhmän odotusarvoista hiilijalanjälkeä, tai yritys voisi laskea oman yksilöllisen hiilijalanjäljen tarkasteltavan tuoteryhmän tuotteelle. Tällöin yritys itse vastaisi myös hiilijalanjäljen laskennan kustannuksista. Kaikki yritykset, niin kotimaiset kuin ulkomaiset, saisivat valita käyttävätkö oletusarvoista vai itse laskemaansa hiilijalanjälkeä. Tämä loisi kannustimen yritykselle, jonka tuotteen hiilijalanjälki olisi oletusarvoa pienempi, käyttämään omaa laskentaa. Yrityksen omat hiilijalanjälkilaskelmat olisivat satunnaistarkastettuja. Toisaalta

¹² EU:n komissio (2008).

oletusarvon käyttömahdollisuus olisi tärkeää esimerkiksi pienille yrityksille, joille kustannukset hiilijalan laskennasta voisivat olla kohtuuttomia. Oletusarvoiseen hiilijalan jälkeen perustuva vero ei kuitenkaan luo vahvoja kannustimia tuottajille päästöjen vähentämiseen tai kuluttajalle valita pienempipäästöisiä tuotteita tuoteryhmän sisällä, jos veropohja ei perustu todellisiin sitoutuneisiin päästöihin vaan odotusarvon laskennallisiin arvoihin. Lisäksi tähän hybridiveromalliinkin sisältyisi kysymyksiä hallinnollisia kysymyksiä verovapautuksista, kaksoisverotuksesta ja niiden vaikutuksesta hiilivuotoon ja kilpailukykyyn¹³. Näitä kysymyksiä on käsitelty tarkemmin luvussa 2.

Myös Edjabou ja Smed (2013) ovat esitelleet tuoteryhmien päästöihin perustuvan veromallin, joka ei edellytä tuotekohtaisten tietojen keräämistä. Artikkelissa tutkijat hyödynsivät 23 tuoteryhmälle muodostettuja tuoteryhmäkohtaisia päästöintensiteettejä. Tuoteryhmäkohtaisten päästöintensiteettien määrittämisessä voitaisiin Suomessa hyödyntää esimerkiksi ENVIMAT-mallilla muodostettuja päästökertoimia. Reilu ruokamurros -hankkeessa on kehitetty ENVIMAT-mallin ruoan tuotannon mallinnusta edelleen. Mallissa elintarviketeollisuuden tuotteet on jaettu noin 250 ryhmään (Kaljonen ym. 2022).

Hybridiveromalliin voi sisältyä myös monia yllättäviä vaikutuksia. Sen kautta voidaan esimerkiksi luoda tuottajille kannustin muokata tuotteitaan niin, että ne katsottaisiin kuuluviksi tuoteryhmään, jonka verokanta on alhaisempi. Bushnell ym. (2008) osoittavat myös, että säätelyn liittyessä tuotteisiin tuotannon sijaan, tuottajille syntyy kannustin järjestää tuotteiden sijoittelu eri markkinoille niin, että hiili-intensiiviset tuotteet myydään markkinoille, joilla sääntely on vähäisempää ja matalahiiliset tuotteet säädellylle markkinalle. Tätä uudelleenjärjestelyä (resuffling) hillitsee tosin korkeat kuljetuskustannukset hiiliveroon nähden ja jos hiili-intensiiviset ja vähäpäästöiset tuotteet eivät ole loppukuluttajalle substituuotteja.

Toinen vaikutus liittyy tuonti- ja vientisektoreiden suhteeseen. Negatiivinen hiilivuoto voi olla mahdollinen, jos tuotantoteknologia on puhtaampaa säädelyssä taloudessa kuin ulkomailla. Tällöin markkinaosuudet siirtyvät pois tuonnista ja vähentää siis ulkomaisia tuloja ja samalla, hiiliviisaat tuottajat lisäävät markkinaosuuttaan kotimaassa.

¹³ McAusland ja Najjar (2015) arvioivat tuotteiden hiilijalanjälkitietojen arvioinnin kustannuksia, jos se tehtäisiin Kanadan markkinoille. Jos vero perustuisi tuoteryhmille laskettuihin oletusarvoihin, eli tuoteryhmää edustavan tuotteen analysointiin, ja jos tuoteryhmien luokittelussa noudatettaisiin suhteellisen tarkkaa luokittelua jolloin luokkia tulisi 3299 kappaletta, niin kustannus olisi välillä 20–50 miljoonaa dollaria. Toisaalta, jos vero perustuisi tuotekohtaisiin hiilijalanjälkiin, niin McAusland ja Najjar (2015) olettivat 70 000 tuotetta, jokaiselle 10 eri tuotenimikettä, ja hiilijalanjälkianalyysin hinnaksi 9000 dollaria (jonka he arvioivat mahdollisimman alhaiseksi olettaen massatuotannon etuja). Näin he päätyivät kokonaiskustannukseen 6,3 miljardia dollaria. Lisäksi McAusland ja Najjar (2015) tuovat esiin myös panos-tuotosanalyysien käyttämisen, mutta he eivät esitä tälle kustannusarviota.

Teoriassa tämä markkinaosuuden nosto voi johtaa hyvinvoinnin kasvuun, jopa verrattuna säätelemättömään tilanteeseen. Böhringer ym. (2021) osoittavat tämän analyysin empiirisesti mahdolliseksi. He osoittavat, että verrattuna säätelemättömään talouteen, OECD:n laajuinen verotus yhdistettynä hiilitulleihin lisäisi hyvinvointia 0,21 %.

Timmermans ja Achten (2018) esittelevät DaVAT (Damage VAT) -yhdistelmämallin, joka koostuisi alv-osuudesta ja siihen lisäystä elinkaaripäästöihin perustuvasta valmisteverosta. Tässä mallissa ei siis olisi useita alv-kantoja, vain yksi yhteinen matala alv-kanta ja sen lisäksi hyvin yksityiskohtainen, tuotetasolla elinkaarianalyysin avulla määritetty haittavero. Traversa ja Timmermanns (2021) keskustelevat tämän uuden verolajin toimeenpanon mahdollisuuksista. Tekniset ominaisuudet olisivat valmisteveron, mutta rakenteeltaan alv:n kaltainen laajan veropohjan yleinen kulutusvero. Tietotarve olisi valtava ja vaikka he ehdottavat lähtökohdaksi tullinimikkeistön tuoteluokitte-
lua, niin hallinnollisesti tämän kaltaisen uuden verolajin rakentaminen on haastavaa. Lisäksi sen tulisi olla EU:n laajuinen ollakseen tehokas, joten on epätodennäköistä, että siitä saataisiin yksimielinen poliittinen päätös EU:n tasolla.

Kulutusverojen käyttöä ilmastopolitiikan ohjauksessa on teoreettisessa kirjallisuudessa esitetty käytettäväksi myös täydentämään ja tehostamaan muita ilmastopolitiikan ohjauskeinoja. Esimerkiksi Böhringer ym. (2017) ja Kaushal ja Roshendal (2020) esittävät päästöihin perustuvien kulutusverojen yhdistämistä päästökaupassa jaettujen ilmaisten päästölupien luomien ristiriitaisten kannustimien (päästöjen lisääntyminen) kompensoimiseksi. Tuotantoon perustuvat (output-based allocation) päästöoikeudet kannustavat päästöjen kysynnän kasvuun, mutta yhdistämällä tähän kulutusvero, voidaan saavuttaa jopa hyvinvointia kasvattava tulos. Näissä yleisen tasapainon malleissa kulutusvero kohdistuisi teollisuuden välituotteiden käyttöön eikä niinkään kotitalouksien loppukulutukseen. Tutkijat myös tuovat esiin tällaisen ohjauskeino käytännön toimeenpanon haasteet, vaikka teoriassa kulutusverojen lisääminen ohjaukseen hyvinvointia lisäiskin.

3.4 Yhteenveto kirjallisuuskatsauksesta

Verotusta suunniteltaessa tärkeä tunnistaa veron tavoite ja asettaa sekä veropohja että veromalli tukemaan tätä tavoitetta. Veron hinta- ja käyttäytymisvaikutusten arvioiminen on keskeistä veron vaikutusten tunnistamiseksi. Verolla voi myös olla ei-toivottuja vaikutuksia. Laaja veropohja vaikuttaa myös korvaavien tuotteiden hintoihin, jolloin vaikutukset kulutusvalinnoissa eivät ohjaa päästövähennyksiin ja toisaalta hyvin kapea ja lokaali vero voi johtaa veron välttelyyn joko tuotteiden uudelleenluokittelun tai rajakaupankäynnin kautta.

On selvää, että eri maiden kulutustottumuksissa on siinä määrin eroa, että ulkomais-ten hintajoustotutkimusten estimaatteja ei voida suoraan yleistää koskemaan Suomea. Lisäksi suurin osa tutkimuksista nojaa rakenteellisiin malleihin, joiden estimaatit ovat yleensä todellisuutta suurempia. Tästä syystä aiempien tutkimuksien hintajoustojen perusteella voi esittää ainoastaan melko varovaisia arvioita Suomen hintajoustoista. Tämän tutkimustiedon tuottamisen kannalta kuitenkin ongelmallista on muun muassa se, että laajempien ristikkäisvaikutusten tarkastelu nykytieteelle tutuilla metodeilla on erittäin haastavaa. Abadie ym. (2016) käyttävät tutkimuksessaan 16 eri tuoteryhmää ja pitävät tätä metodisesti lähes ylärajana.

Toinen ongelma on tarpeeksi tuoreen kuluttajadatan löytäminen. Elintarvikemarkkinoilla on viimeisien vuosien aikana tapahtunut isoja muutoksia kuten kasviproteiinien ja kasvipohjaisten juomien yleistyminen ja käytettäessä vanhentunutta aineistoa näiden ilmiöiden vaikutukset jäisivät tarkastelun ulkopuolelle. Toki kokeellinen asetelma pystyttäisiin toteuttamaan ottamalla päästöperusteinen vero käyttöön tai kokeiluun. Silloin tulisi yleisten hintajoustojen lisäksi huomioida hintajoustojen mahdollinen heterogeenisyys muun muassa tulojakauman sisällä.

Verotusta suunnitellessa tulee myös huomioida substituutioiden mahdolliset vaihtoehtokustannukset. Esimerkiksi kala sekä kanan- ja sianliha ovat naudanlihaa parempia vaihtoehtoja päästönäkökulmasta ja näin ollen päästöperusteinen vero ei niissä olisi yhtä suuri kuin naudanlihassa, mutta kuten muun muassa Bonnet ym. (2020) huomauttaa naudanlihan korvaaminen sianlihalla lisäisi kovan rasvan saantia eli olisi kuluttajien terveydelle haitallista.

Laajan veromallin heikkoutena on vaikutusten estimoinnin hankaluuden lisäksi myös eri tuotteiden luokittelun hankaluus. Minkälaisilla kriteereillä määritetään mitkä tuotteen kuuluvat samaan ryhmään?¹⁴ Lisäksi laaja veromalli vaikuttaa todennäköisesti voimakkaammin kuluttajien ostovoimaan ja siksi esimerkiksi Dogbe ja Gill (2018) eivät kannata mallia, missä yksinomaan verotetaan vaan kompensationsa joidenkin tuotteiden hintoja tulisi myös subventoida. Vaihtoehtoisesti myös tulonsiirtojen avulla voidaan vaikuttaa siihen, että vero ei syö kuluttajien ostovoimaa liikaa.

Suurin osa kirjallisuudessa esitellyistä veromalleista ei olisi nykyisen lainsäädännön puitteissa mahdollisia toteuttaa. Sekä kansallinen että EU-lainsäädäntö asettaa sekä alv-kannoille, että valmisteverotuksen luokitteluperusteille, veropohjan määrittämiseksi ja valvonnalle rajoituksia, joita edellä tässä luvussa esitetyt veromallit eivät sellaisenaan täyttäisi. Sopimus Euroopan unionin toiminnasta, verosyrjintää ja valtiontukea

¹⁴ Tällä hetkellä esimerkiksi Suomen lainsäädännössä on käytössä tullinimikkeistö luokitteluperiaatteena.

koskeva sääntely sekä WTO:n kansainväliset yleissopimukset asettavat tiukat edellytykset sekä kotimaisten ja tuontituotteiden, mutta myös kotimaisten tuotteiden keskinäiselle neutraalille kohtelulle. Myöskään näitä vaatimuksia ei ole ollut mahdollista arvioida ohjausmallien tarkastelun yhteydessä.

4 Kulutustuotteiden hiilijalanjälki

4.1 Hiilijalanjäljen määrittäminen

Tuotteiden tai palveluiden hiilijalanjälkeä, eli elinkaarisia kasvihuonekaasupäästöjä lasketaan elinkaariarviointimenetelmällä (englanniksi life cycle assessment, LCA). Menetelmän avulla tarkastellaan tuotteen koko elinkaarta, joka sisältää tyypillisesti raaka-aineen hankinnan, jatkojalostuksen, valmistuksen eri vaiheet, kuljetukset, käytön ja käytöstä poiston (standardit elinkaariarviointiin ja hiilijalanjäljestä eli ISO 14040:2006 ja ISO 14067:2018) (Kuvio 6). Laskelmaan sisällytetään kaikki tuotteen tai palvelun aiheuttamat kasvihuonekaasupäästöt¹⁵ ja -poistumat hiilidioksidiekvivalenteina¹⁶, jotka vapautuvat tai sitoutuvat eri elinkaaren vaiheissa, mukaan luettuna taustajärjestelmissä, kuten esimerkiksi sähkön- tai lämmöntuotannossa.

Kuvio 6. Tuotteen tyypillinen elinkaari eri elinkaarivaiheineen



¹⁵ Kasvihuonekaasut sisältävät hiilidioksidin, metaanin, otsonin, dityppioksidin, kloorifluoratut hiilivedyt, fluoriyhdisteet sekä bromiyhdisteet.

¹⁶ Kasvihuonekaasut yhteismitallisestaan hiilidioksidiekvivalenteiksi, eli muut yhdisteet kuin hiilidioksidi kerrotaan niiden vaikutuksella kasvihuoneilmaston voimistumiseen hiilidioksiin verrattuna.

Termiä elinkaariarviointi käytetään erilaajuisista tutkimuksista. Normaali hiilijalanjälki-laskelma kattaa tuotteen tai palvelun koko elinkaaren, raaka-aineiden hankinnasta jäte- ja kierrätysvaiheeseen, ja sitä kutsutaan usein myös kehdestä hautaan tai kehdestä kehtoon -hiilijalanjäljeksi (engl. cradle-to-grave ja cradle-to-cradle). Elinkaariarviointia käytetään kuitenkin usein myös tutkimuksissa, joissa ei oteta huomioon käyttöä ja käytöstä poistoa. Näitä kutsutaan osittaiseksi hiilijalanjäljeksi, kehdestä portille tai kehdestä kauppaan -hiilijalanjäljeksi (engl. partial carbon footprint, cradle-to-gate). Kulutusveromallissa kyseeseen tulisi luontevasti kehdestä kauppaan -hiilijalanjälki, toisin sanoen se hiilijalanjälki, joka tuotteesta on koitunut kulutusvaiheeseen mennessä elinkaartaan. Tietoja siitä eteenpäin koituvista päästöistä ei vielä ole, joten itse asiassa koko elinkaaren (ml. käyttö ja käytöstä poisto) kattavat luvut olisivat käytön ja käytöstä poiston osalta oletuksiin perustuvia lukuja. Toisaalta tuoteryhmäkohtaisissa ohjeissa määritellään tarvittavat oletukset näiden vaiheiden laskentaan, eli ne suoritetaan yhdenmukaisesti.

Tuotteiden hiilijalanjälkeä voidaan tarkastella joko tuoteryhmälähtöisesti tai tuotekohtaisesti, jotka molemmat voivat tukea elinkaariperusteista kulutusverotusta hieman eri näkökulmista. Nämä lähestymistavat kuvataan kappaleissa 4.1.1 ja 4.1.2.

4.1.1 Tuoteryhmäkohtainen hiilijalanjälki

Tuoteryhmätasolla johdonmukainen ja kattava kuva elinkaaren päästöistä kauppaan asti saadaan ympäristölaajennettujen maakohtaisten panos-tuotosmallien (Environmentally Extended Input-Output models EEIO-mallien,) avulla. Tuoteryhmäkohtainen lähestymistapa ei mahdollista tuotteiden vertailua tuoteryhmien sisällä, mutta silti vertailukelpoisen laskennan eri tuoteryhmien välille. EEIO-malleja ovat mm. Suomen kansantalouden ympäristövaikutuksia analysoiva panos-tuotosmenetelmä ENVIMAT-malli (Seppälä ym. 2009, Nissinen ja Savolainen 2019) ja globaali EXIOBASE3-malli (Stadler ym. 2018). EEIO-mallit perustuvat kansantalouden tilinpidon luokituksiin. Mallien tarkkuustasot, eli esimerkiksi toimialojen ja tuoteluokitusten lukumäärä vaihtelevat. Mallien tuoteluokituksia on mahdollista tarkentaa käyttotarpeiden mukaan. Esimerkiksi ENVIMAT-mallista tulostetaan yleensä 229 tuoteryhmää, mutta mallia on ruoan tuotannon osalta tarkennettu siten, että elintarviketuotteista voidaan erotella noin 250 tuoteryhmää (ks. Kaljonen ym. 2022, Liite 4). EEIO-mallit kattavat kotitalouksien kulutukselle myös tuotteiden käyttövaiheen ja jätevaiheen päästöt, mutta päästöt eivät kohdistu millekään kulutuksessa käytetylle tuoteryhmälle. Esimerkiksi kodinkoneiden sähkönkäyttö näkyy sähkön päästöissä, ja niiden kierrätys- ja jätevaiheen päästöt näkyvät asumiseen hankittujen jätteenpalveluiden päästöissä.

Seuraavassa on koottuna tuoteryhmälähtöisen ENVIMAT-mallin hiilijalanjälkilaskelmien keskeisiä näkökohtia:

- Hiilijalanjäljet on laskettu tuotteen elinkaarelle ostohetkeen eli kauppaan asti, ja käyttö ja jätevaihe eivät kuulu siihen (kotitalouksien kokonaispäästöjä laskiessa myös käyttö ja käytöstä poisto tulevat huomioiduksi, sillä esimerkiksi kodinkoneiden käytön ja ruoan valmistukseen energiankulutus on mukana asumisen energian kautta).
- Tuoteryhmät ovat laajoja ja sisältävät monenlaisia tuotteita, eikä tulos ole oikeasti minkään yksittäisen tuotteen (siis sen tuotannon ja kaupan) hiilijalanjälki, vaan keskimääräinen, tuoteryhmäkohtainen tulos. Mallin oletuksena on tuoteryhmän tuotteiden homogeenisuus. Mallin hienojakoisuuden kehityksellä voidaan lisätä tuoteluokkia, mikä voi pienentää tuoteryhmän sisäistä vaihtelua mutta siitä ei päästä kokonaan eroon.
- Tuoteryhmälähtöinen tarkastelu on koherentti menetelmä ja käsittelee kaikkia tuoteryhmiä samalla tavalla, ja päästöt summautuvat kansantalouden tasolla oikein.
- Mikäli tuotemäärän yksikkönä on ostohinta euroina, niin kalliimpi tuote saa laskennallisesti suuremmat päästöt kuin halvempi, mikä ei aina (tai useinkaan) vastaa oikeaa tilannetta yksittäisten tuotteiden hiilijalanjälkien suhteen.
- Jos kulutuksen euromäärää kohti laskettua päästökerrointa (esim. panos-tuotosmenetelmästä ENVIMAT) käytetään veronmäärityksen pohjana, niin se voi aiheuttomasti ja epäoikeudenmukaisesti suosia hinnaltaan halpoja tuotteita.
- Tässä raportissa esitetyt päästökertoimet perustuvat ENVIMAT-malliin, jonka panos-tuotosaineisto on vuotta 2015 kuvaavaa aineistoa. Ja 2015 päästökertoimien laskennassa maankäytön vaikutuksia ei vielä allokoitu tuoteryhmille, eli vuoden 2015 päästökertoimet eivät sisällä maankäytön vaikutusta. Uudemmat vuoden 2019 panos-tuotosaineistoon perustuvat päästökertoimet valmistuvat vuoden 2023 aikana, ja niihin tulee myös maankäytön vaikutukset mukaan.
- ENVIMAT-malliin epävarmuudet liittyvät esimerkiksi mallin rakenteeseen ja parametreihin (karakterisointikertoimet, referenssiarvot normalisoinnissa, ympäristövaikutusluokkien painokertoimet) ja mahdollisiin virheisiin lähtötiedoissa (ympäristökuormitustiedot, materiaali- ja rahavirrat). Mallin rakenteeseen liittyvät epävarmuudet syntyvät muun muassa puuttuvien ympäristövaikutusluokkien ja mallin rahamääräisen allokoinnin vaikutuksista lopputuloksiin.

ENVIMAT-mallista kerrotaan lisää alla olevassa Tietolaatikossa 1. Lisäksi sitä on kuvattu yksityiskohtaisesti lähteessä Seppälä ym. 2009 [<https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38010>].

TIETOLAATIKKO 1: YMPÄRISTÖLAAJENNETUT PANOS-TUOTOSMALLIT JA ENVIMAT-MALLI

Ympäristölaajennettujen panos-tuotosmallien (eli ns. EEIO-mallien, Environmentally Extended Input-Output Models) lähtöaineistossa kuvataan tuoteryhmien tarjonta toimialoittain ja käyttö toimialoittain välituotteina tai loppukäyttönä. Malli mahdollistaa monituotetuotannon eli yksi toimiala voi tuottaa useaa tuoteryhmää (esim. metsäteollisuus sellua ja muovituotteita) tai yhtä tuoteryhmää voidaan tuottaa usealla eli toimialalla (esim. polttoturve). Yritykset ryhmitellään toimialoille Tilastokeskuksen toimipaikka-aineiston pohjalta. Suorat ympäristökuormitukset (kuten khk-päästöt, vedenkäyttö tai ravinnepäästöt) allokoidaan joko toimialoille tai tuoteryhmille lähtöaineistosta riippuen. Tarjonta- ja käyttötaulukojen avulla lasketaan ns. tekninen matriisi, joka kuvaa kunkin toimialan panoskäytön suhteessa omaan tuotukseensa. Tämän jälkeen lasketaan ns. Leontiefin käänteismatriisi, joka kuvaa suorat ja välilliset ostot (ns. kokonaisvaikutus) muilta toimialoilta suhteessa omaan tuotokseen. Leontiefin käänteismatriisin sarakesumma siis kuvaa, kuinka paljon tuotosta tarkasteltava toimiala tarvitsee eri toimialoilta yhden euron arvoista tuotosta kohti. Tuoteryhmien tarjontaosuusmatriisin avulla voidaan laskea toimiala*tuoteryhmä-käänteismatriisi, joka vastaavasti kuvaa, kuinka paljon tuotosta tarvitaan eri toimialoilta tuoteryhmän yhden euron arvoa kohti. Tämän toimiala*tuoteryhmä-käänteismatriisin avulla voidaan toimialakohtaiset suorat kuormitukset allokoida tuoteryhmillä. Tulokset sisältävät koko tuotantoketjun kuormitukset ja ovat siten elinkaarisia. Kuormitukset allokoidaan monetariseen lähtöaineistoon (MSUT monetary supply and use tables) perustuvissa malleissa tuoteryhmien euroarvojen mukaisesti. Mikäli käytössä on ns. fyysiset tarjonta- ja käyttötaulut (PSUT, physical supply and use tables), voidaan kuormitukset allokoida tuotteiden painojen mukaisesti.

Tuontituotteiden päästökertoimet oli ENVIMAT2015-mallissa estimoitu hyödyntäen kansainvälisiä elinkaaritietokantoja (mm. Ecoinvent) ja LCA-tutkimuksia. Lisäksi niille tuotteille, joita tuotiin mutta päästökerroin oli vaikeaa määrittää, käytettiin DTA-oletusta (domestic technology assumption), jonka mukaan tuontituote oletetaan valmistetuksi vastaavalla teknologialla (ja ympäristökuormituksilla) kuin kotimainen tuote.

ENVIMAT2019-mallissa tuontituotteiden päästökertoimien estimointia on parannettu. Tuontituotteille lasketaan tuonnin alkuperämaiden perusteella painotettu keskiarvo (tuonnin arvo * alkuperämaan tuotteen päästökerroin). Alkuperämaiden päästökertoimet on estimoitu ympäristölaajennetulla monialuepanos-tuotosmallilla (EXIOBASE), joka sisältää 49 maata tai aluetta, 163 toimialaa ja 200 tuoteryhmää. Joissakin tapauksissa (kun EXIOBASEn tuoteluokitus on karkeampi kuin ENVIMAT-mallin) hyödynnetään edelleen elinkaarikirjastojen (Ecoinvent) tuloksia. Lisäksi joillekin tuonnin kannalta vähempiarvoisille palveluille estimoidaan kerroin DTA-menetelmällä.

ENVIMAT2019-mallissa maankäytön päästöt on allokoitu viljelykasveille ja siitä edelleen alkutuotannon tuoteryhmille hyödyntäen peltolohkoaineistoa, joka sisältää tiedon maaperätyypistä ja viljelykasveista. Lisäksi käytetään kasvihuonekaasuinventaarion hehtaariohtaisia päästökertoimia. Näin ollen pystytään kohdistamaan maaperän päästöt tuoteryhmille ja maatalouden tuotantosuunnille (toimialoille). Maaperän päästöt allokoituvat lopputuotteille mallissa sen mukaisesti, mitä kasveja missäkin tuotantoketjun solmukohdassa käytetään (esim. kotieläinten rehukasvit). Elintarvikkeiden valmistusketjujen maankäytön päästöjä ulkomailla arvioidaan eri maiden turvepeltojen hiilidioksidipäästöjen perusteella. Muiden maankäyttösektoreiden päästöt/nielut allokoidaan toimialoille mm. suorien maankäyttövarausten ja metsänraivauksen perusteella. Nämä päästöt allokoituvat lopputuotteille mallin normaalin ratkaisun (käänteismatriisi) kautta. Tuoteryhmäluokittelu perustuu olemassa oleviin, kansainvälisiin luokitteluihin. Näitä ovat mm. CPC (Central Product Classification) ja CPA (Classification of Products by Activities), joista on johdettu kansallisia versioita. Tavaroiden osalta käytössä on mm. HS-, CN- ja PRODCOM-luokitukset, jotka eivät kuitenkaan sisällä palveluita. Kulutusperäisen verotuksen lähtökohdaksi tarvitaan yksityiskohtaista tuoteryhmäluokittelua, mikä asettaa korkeat vaatimukset malleissa käytettävillä lähtöaineistoille. EEIO-mallien toimintaperiaate itsessään mahdollistaa hyvin aggregoidun tai disaggregoidun aineiston käyttämisen. Panos-tuotosmallin ratkaisussa tapahtuu monituotetuotantomalleissa kuormitustietojen keskimääräistymistä^[1]. Tätä voidaan välttää lisäämällä malliin toimiala- ja tuoteryhmäresoluutiota.

ENVIMAT tuottaa tietoa erilaisilla tuoteryhmäluokituksilla. Kulutustutkimuksissa käytetään usein ns. COICOP-luokitusta (Yksilöllisen kulutuksen käyttötarkoituksen mukainen luokitus, Tilastokeskus 2022), ja kulutuksen hiilijalanjälkeä onkin tarkasteltu aiemmissa ENVIMAT-tutkimuksissa pääasiassa tämän kulutusmenoluokituksen mukaisesti (mm. Seppälä ym. 2009, Nissinen ym. 2019). ENVIMAT-malli tuottaa tulokset 62 kulutushyödykkeelle. Sen sijaan tuotantotoiminta on ENVIMAT-mallissa jaettu 148 toimialaan ja niiden 229 tuotteeseen. Kotitalouksien kuluttamista rahamääräistä on panos-tuotosaineistoissa tietoja myös näiden tuotteiden osalta, jolloin saadaan kulutusmenoluokitusta yksityiskohtaisempaa kuvaa ostokseen liittyvistä khk-päästöistä. Kaikille luokille ei kuitenkaan ole kulutuksen osalta rahamääräistä arvoa kansantalouden tilinpidossa. Katso enemmän ENVIMAT-mallin menetelmästä: Nissinen ja Savolainen 2019 s. 11–14.

[1] Esimerkiksi muovituotteita valmistetaan eri toimialoilla, joiden panoskäyttö ja suorat kasvihuonekaasupäästöt vaihtelevat. Lähtökohtaisesti nämä eri toimialojen muovituotteet ovat suorilta päästöintensiteeteiltään erilaisia. Mallin ratkaisussa kuitenkin käy niin, että lopputuloksena lasketaan tarjontaosuuksittain painotettu keskiarvo muovituotteiden tuotantoketjuista, jolloin lopputuloksena on keskimääräisen, markkinoilla olevan tuotteen elinkaarinen päästökerroin. Tätä voidaan välttää lisäämällä toimialoja ja tuoteryhmiä malliin. Esimerkiksi ENVIMATfood-mallissa lihantuotannon ja -jalostuksen resoluutiota on lisätty, jotta erilaisten lihavalmisteiden elinkaarisisä päästöissä pysyvät erillään mm. kasvatuksessa käytettyjen rehujen päästövaikutukset.

4.1.2 Tuotekohtainen hiilijalanjälki

Tarkan tuotekohtaisen hiilijalanjäljen laskemiseen on olemassa useita hieman erilaisia menetelmiä, joita on kuvattu Liitteessä 3. Tuotekohtainen lähestymistapa hyödyntää tietoa yksittäisen tuotteen valmistusketjusta, ja se pystyy tuomaan esille tuotekohtaisia eroja tuoteryhmien sisällä¹⁷. Lähestymistavan haasteena on tarvittavien lähtötietojen saatavuus sekä tulosten vertailukelpoisuuden takaaminen. Tuotekohtaisen hiilijalanjäljen laskemiseen on määritelty hiilijalanjälkeä koskeva standardi (ISO 14067:2018). Standardi ei kuitenkaan määrittele menetelmää niin tarkasti, että se yksinään johtaisi vertailukelpoisiin tuloksiin, johtuen usein siitä, että oletuksia saatetaan (perustellusti) muokata sen mukaan, mihin tarkoitukseen hiilijalanjälkilaskelmaa käytetään. Joten vaikka hiilijalanjälkilaskelmia on tehty ja hyödynnetty päätöksenteossa jo pitkään, on sen käytössä oltava tietoinen tietyn asteisesta subjektiivisuudesta laskennan suorittamisessa, jotka vaikuttavat tulosten vertailukelpoisuuteen (Kalverkamp ja Karbe 2018; Turconi ym. 2013; Parisi ym. 2020; Rossmann ym. 2020). Ongelmaksi muodostuu se, että laskelmissa on usein päätetty tapauskohtaisesti, miten kattavasti elinkaarta mallinnetaan laskelmiin (raaka-aineiden louhinta, tuotantohyödykkeiden valmistus, maankäytön vaikutukset, substituutio, infrastruktuuri, jne.), mitä keskiarvoistuksia käytetään (sähkön ja lämmön tuotanto, vesien puhdistus, kuljetukset), miten sivutuotteiden tai monituoteprosessien vaikutukset jyvitetään eri tuotteille (arvon, massan tai asiantuntija-arvioiden perusteella) ja kuinka ajantasaista dataa käytetään (reaaliaikaisen datan saaminen on hankalaa, LCA-tietokannat päivittyvät usein vuosien viiveellä).

Jotta mahdollistettaisiin laskelmien parempi vertailukelpoisuus ja toistettavuus, aloitettiin EU:n ympäristöjalanjälkityö laajassa yhteistyössä eri sidosryhmien kanssa (EU:n komissio 2017), ja vuonna 2013 julkaistiin ensimmäinen suositus sen käyttämisestä. Työssä kehitettiin vuosina 2013–2021 tarkkoja, tuoteryhmäkohtaisia ohjeita (PEF Category Rules, PEFCR), jotka määrittelevät seikkaperäisesti mitkä elinkaaren vaiheet laskentaan on sisällytettävä, mitä sektorikohtaisia erityisvaatimuksia on, miten monitoimintoiset prosessit käsitellään (ns. allokaatio), mitä yritys kohtaista tietoa on käytettävä, mitä tietopankkeja voidaan hyödyntää, mitä muita laatuvaatimuksia lähtötiedolle on ja miten usein laskentaa on päivitettävä (ks. EU Komissio 2017 ja Tietolaatikko 2). Tuoteryhmäkohtaisia ohjeita on tällä hetkellä valmiina noin 20 kpl¹⁸ ja muutama PEFCR on parhaillaan työn alla. Komissio julkaisi uuden suosituksen menetelmän käytöstä joulukuussa 2021 (EU:n komissio 2021a, 2021b).

¹⁷ Elinkaariarviointista on kerrottu suomeksi mm. SYKE:n sivulla, <https://www.syke.fi/fi-FI/Elinkaariarviointi> Kattava esitys siitä, kuinka ympäristöjalanjäljen lähtötiedot on kerättävä, vaikutusarviointi on tehtävä ja tiedot on todennettava ja validoitava löytyy EU:n ympäristöjalanjälkeä koskevan suosituksen liitteestä 1 (EU:n komissio 2021b).

¹⁸ https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/PEFCR_OEFSR_en.htm

Tuontituotteita koskevat ympäristöjalanjäljen suhteen samat säännöt kuin kotimaassa valmistettuja tuotteita: jos niiden väitetään perustuvan ympäristöjalanjälkeen, niin niiden hiilijalanjälki pitää määrittää PEFCR:ää noudattaen.

EU:n ympäristöjalanjäljen lisäksi on myös ympäristöselosteissa (Environmental Product Declaration, EPD) laadittu tarkempia, tuoteryhmäkohtaisia ohjeita. Ympäristöselosteita on käytetty jo kauemmin ja niitä on saatavilla jo enemmän eri tuotteille¹⁹. Lisäksi löytyy erilaisin perustein laskettuja hiilijalanjäljen arvioita (Liite 3), joiden tarkkuus ja vertailukelpoisuus on edellisiä vähäisempi. (Nissinen ym. 2022)

EU:n ympäristöjalanjälkimenetelmää ja sen tuoteryhmäkohtaisia ohjeita sisällytetään vahvasti EU:n eri ohjauskeinoihin. Esimerkiksi hiljattain julkaistussa akkuja koskevan asetuksen kompromissitekstissä²⁰ EU:n ympäristöjalanjälkimenetelmä on ainoa hyväksyttävä menetelmä laskea Euroopan yhteismarkkinoilla myytävien akkujen pakolliset hiilijalanjäljet. Menetelmä on mainittu myös muissa direktiiviehdotuksissa, kuten ehdotuksessa kestävien tuotteiden ekologiselle suunnittelulle asetettävien vaatimusten puitteista (ESPR)²¹. Lyhyellä aikavälillä on myös odotettavissa vihreitä väitteitä koskeva direktiivi, jonka uskotaan vahvistavan entisestään EU:n ympäristöjalanjälkimenetelmän asemaa EU-lainsäädännössä.

Hiilijalanjälkiarvon luotettavuutta lisää verifiointi. EU:n ympäristöjalanjäljen luotettavuus perustuu todentamiseen; erityisesti siinä tapauksessa, että laskennan tulosta halutaan hyödyntää ulkoisessa viestinnässä. Menetelmä sisältää tarkastajalle tarkat ja yksityiskohtaiset vähimmäisvaatimukset. Kääntöpuolena on, että todennus lisää hiilijalanjälkilaskennan suorittamisen kustannuksia.

Maankäytön ja maankäytön muutosten päästölaskenta on viimeisimpiä elinkaari- ja hiilijalanjälkianalyysiin mukaan otettuja asioita. Vaikka niiden kuvaus perustuu tieteellisiin menetelmiin, on tulos kuitenkin paljon epävarmempi kuin teollisten prosessien päästöjen arviointi. Katso lisää Tietolaatikossa 4.

Hiilijalanjälkilaskelmien käyttökohteita on laajemmin kuvattu Liitteessä 4. Yksi päätehtävä on ollut tukea ekosuunnittelua, ja liitteessä tuodaan lisää esiin, mihin elinkaari- ja hiilijalanjälkiarviointeja yleensä käytetään. Nämä johtavat edelleen myös parempiin analyyseihin ja jatkossa entistä tarkempiin, luotettavampiin ja vertailukelpoisempiin tu-

¹⁹ <https://www.environdec.com/library>

²⁰ <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-5469-2023-INIT/en/pdf> (20.1.2023)

²¹ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022PC0142> (20.1.2023)

loksiin. Ympäristöjalanjäljelle tehty laskentaohjeistuksen kehittäminen vastaa tunnistettuun tarpeeseen tuottaa tarkkoja, luotettavia ja vertailukelpoisia tuloksia markkinoilla olevista tuotteista.

Määrällisten hiilijalanjälkiarvioiden lisäksi on olemassa ns. 'tyypin 1 ympäristömerkkejä', jotka perustuvat standardiin ISO 14024:2018. Suomessa tunnetuimpia ovat pohjoismainen ympäristömerkki ja Euroopan ympäristömerkki. Niissä tuoteryhmissä, joille merkintäjärjestelmä on määritellyt tuoteryhmäkohtaiset ympäristövaatimukset (eli ympäristökriteerit), yritys voi hakea merkin käyttöoikeutta osoitettuaan, että merkin vaatimukset täyttyvät. Ympäristömerkintäjärjestelmällä on omat menetelmänsä varmistaa, että vaatimukset täyttyvät.

Tyypin 1 ympäristömerkinnöillä on erilaisia lähestymistapoja tuotteen elinkaaren kasvihuonekaasupäästöjen huomioon ottamiseen. Niinpä pohjoismaisen ympäristömerkin myöntämisperusteissa voidaan esittää vaatimuksia 1) tuotteen hiilijalanjäljelle (talot), 2) tuotteen elinkaaren osan khk-päästöille (erilaisten paperituotteiden massan valmistus), tai 3) tuotteen ominaisuuksille, jotka ovat olennaisia sen hiilijalanjäljen kannalta (lukuisat merkityt tuotteet) (Standley ym. 2022). Tyypin 1 ympäristömerkki voisikin olla yksi vähäpäästöisen tuotteen tuntomerkki, varsinkin sitten kun merkintäjärjestelmät ovat edelleen täsmentäneet hiilijalanjälkeä koskevia vaatimuksiaan.

Tietovaatimukset tuotekohtaisen hiilijalanjäljen määrittämiselle

Kuten jo yllä mainittu, edellyttää luotettavan ja tarkan tuotekohtaisen hiilijalanjäljen arvioiminen tuote-, valmistaja-, ja paikkakohtaisten tietojen selvittämistä ja joissain tapauksissa tietokantojen käyttöä. Lisäksi se edellyttää tiedonhallintaa ja osaavaa tietojen yhdistämistä varsinaiseksi hiilijalanjäljen laskennaksi. Ohjelmistotyökalut ja tietokannat auttavat laskennan teknisessä suorittamisessa, mutta niiden avusta huolimatta tutkijan/arvioijan on kuitenkin itse käytävä alla (ja tarkemmin itse menetelmäliitteessä sekä tuoteryhmän PEFCR-ohjeessa) esiin tuodut asiat läpi.

Jokaisesta elinkaaren vaiheesta, joka laskentaan sisällytetään (joko kehdestä hautaan tai kehdestä portille tai kehdestä kaupan kassalle) on arvioitava a) prosessien kaikki tunnetut syötteet, kuten esim. energian, veden, maan ja materiaalien käyttö ja b) prosessien tuotokset, joita ovat tuotetut tuotteet, rinnakkaistuotteet, päästöt ja jätteet. Tiedot näistä yhdistellään ja hiilijalanjälki on kaikkien näiden yksittäisprosessien kasvihuonekaasupäästöjen ja kasvihuonekaasujen poistumien summa elinkaaren aikana, ilmaistuna hiilidioksidiekvivalentteina.

Hiilijalanjälkituloksen laatuun eli tarkkuuteen, luotettavuuteen ja vertailukelpoisuuteen vaikuttaa se, että mistä elinkaaren vaiheista tarvitaan ns. primääritietoa, eli suoraan

mitattavaa tietoa, ja mihin vaiheisiin voidaan hyödyntää tietopankeista tai kirjallisuudesta löydettäviä keskimääräisiä tai muuten edustavia arvoja, eli ns. sekundaaritietoja. PEF suosituksen liitteessä olevien yleisohjeiden mukaisesti ja tuoteryhmäkohtaisen PEFCR:n lisämääräysten mukaisesti valmistaja ei voi koskaan korvata omassa hallinnassaan olevien prosessien tietoja sekundaaritiedolla. Näistä on osoitettava suoraan mitattavat tiedot käytetyistä syötteistä, tuotoksista, päästöistä ja jätteistä. Sekundaaritiedon käyttöä on rajoitettu, mutta tietokantojen käyttö on perusteltua esimerkiksi tietyn valtion tai alueen sähkö- tai kaukolämpöverkosta ostetun sähkön ja lämmön, veden- ja jätteenkäsittelyn sekä tuotteesta riippuen tiettyjen muiden aineiden (kuten värien ja kemikaalien) vaikutusten arvioinnissa.

Hiilijalanjälkilaskelmaan vaadittujen tietojen keruu on usein aikaa vievä prosessi, sillä siinä joudutaan seuraamaan useita elinkaaren vaiheita, yleensä raaka-aineiden tuotanto- tai jalostusvaiheisiin asti. Kerättyjä tietoja voi olla lisäksi hankala yhdistellä tai tietojen laatu saattaa vaihdella. EU:n komissio edistää tiedonkulkua tuoteketjujen eri toimijoiden välillä, tietojen saatavuutta sekä koko elinkaaren aikaista läpinäkyvyyttä ja jäljitettävyyttä digitaalisten tuotepassien avulla (katso Tietolaatikko 3).

Seuraavassa Tietolaatikossa 2 on pieni ote EU:n ympäristöjalanjälkimenetelmän vaatimuksista arvioinnille, eri näkökulmista (koko dokumentissa on 211 sivua). Menetelmä sisältää muun muassa mallintamista koskevat vaatimukset tietyille elinkaarivaiheille, prosesseille ja muille tuotteen elinkaareen liittyville näkökohdille, monitoimintoisten prosessien käsittelyyn (ns. allokaatio), tiedonkeruuta ja tietojen laatua koskevat vaatimukset, sekä todentamiseen ja päivitettävyyteen liittyvät vaatimukset. Kuten vaatimuksista (Tietolaatikko 2) on nähtävissä, luo menetelmä pohjan sille, että hiilijalanjälkitiedot ovat luotettavasti ja vertailukelpoisesti määritettyjä, sekä todennettavissa ja validoitavissa, ja tuotetut tiedot pystytään jäljittämään.

TIETOLAATIKKO 2: OTTEITA EU:N YMPÄRISTÖJALANJÄLJEN VAATIMUKSISTA TUOTTEIDEN ELINKAARISILLE TIEDOLLE (EU:N KOMISSIO 2021A, 2021B, KOKO DOKUMENTISSA ON 211 SIVUA).

Elinkaarivaiheet

1. raaka-aineiden hankinta ja esikäsittely (ml. osien ja komponenttien tuotanto)
2. valmistus (päätuotteen tuotanto),
3. jakelu (tuotteen jakelu ja varastointi),
4. käyttö,
5. käytöstä poisto (ml. tuotteiden hyödyntäminen ja kierrätys).

Mallintamista koskevat vaatimukset tietyille elinkaarivaiheille, prosesseille ja muille tuotteen elinkaareen liittyville näkökohdille

(a) maataloustuotanto, (b) sähkönkäyttö, (c) kuljetukset ja logistiikka, (d) tuotantohyödykkeet (infrastrukturi ja laitteet), (e) varastointi jakelukeskuksessa tai vähittäismyymälässä, (f) otantamenettely, (g) käyttövaihe, (h) käytöstä poiston mallintaminen, (i) tuotteen käyttöiän pidentäminen, (j) kasvihuonekaasupäästöt ja -poistumat, (k) hyvitykset.

Monitoimintoisten prosessien käsittely (ns. allokaatio)

”Jos prosessilla tai laitoksella on useampi kuin yksi toiminto, eli sitä käytetään useiden tavaroiden ja/tai palvelujen tuotantoon (”rinnakkaistuotteet”), sitä kutsutaan monitoimintoiseksi prosessiksi. Tällaisissa tapauksissa kaikki prosessiin liittyvät syötteet ja päästöt on jaettava tarkasteltavan tuotteen ja muiden rinnakkaistuotteiden kesken vahvistettuja periaatteita noudattaen.”

Tiedonkeruuta ja tietojen laatua koskevat vaatimukset

1. Yrityskohtaiset tiedot (primääridata): prosessien syötteet ja tuotokset
2. Sekundaaridata: esimerkiksi (a) ammattikirjallisuudesta tai tieteellisistä julkaisuista saatavat tiedot, (b) toimialan keskiarvoa edustavat elinkaaritiedot, jotka ovat peräisin elinkaari-inventaariotietokannoista, teollisuusjärjestöjen raporteista, valtion tilastoista jne.
3. Käytettävät data-aineistot: EF- tai ILCD-EL-vaatimusten mukaiset data-aineistot. Jos ei ole saatavilla lainkaan, prosessi on jätettävä pois mallista. Tämä on ilmoitettava selkeästi PEF-tutkimuksen rajoituksia käsittelevässä raporttiosiossa tietovajeena, ja todentajan on validoitava se.

4. Rajaukset: Rajauksia on yleensä vältettävä. Prosessit ja perusvirrat voidaan rajata tarkastelun ulkopuolelle, mikäli niiden materiaali- ja energiavirtojen osuus ja osuus ympäristövaikutusten kokonaispistemäärästä on enintään 3,0 prosenttia (kumulatiivisesti).
5. Lähtötietojen laatuvaatimukset. Lähtötietojen laatutaso (asteikolla erinomaisesta heikkoon) voidaan määrittää lähtötietojen laatuluokituksen (DQR) perusteella. Kaksi vähimmäisvaatimusta: i) täydellisyys, ja ii) menetelmätekniinen tarkoituksenmukaisuus ja johdonmukaisuus. Neljä laatukriteeriä: teknologinen edustavuus, maantieteellinen edustavuus, ajallinen edustavuus, sekä tarkkuus. Näihin kriteereihin sovelletaan pisteytysmenettelyä. Kolme laatuakohdeta, eli dokumentaatio, nimikkeistö ja arviointi, jotka on raportoitava.

Todentaminen ja validointi

PEF-tutkimuksen todentaminen ja validointi on pakollista aina, kun tutkimusta tai osaa siinä olevista tiedoista käytetään ulkoisessa viestinnässä (eli viestinnässä muille asianomaisille osapuolille kuin PEF-tutkimuksen tilaajalle tai PEF-menetelmän käyttäjälle).

Todentamisella tarkoitetaan yhden tai useamman ympäristöjalanjäljen todentajan suorittamaa vaatimustenmukaisuuden arviointiprosessia sen määrittämiseksi, onko PEF-tutkimus toteutettu menetelmäliitteen mukaisesti.

Validoinnilla tarkoitetaan todentamisen suorittaneen yhden tai useamman ympäristöjalanjäljen todentajan antamaa vahvistusta siitä, että PEF-tutkimukseen, PEF-raporttiin ja validointihetkellä käytettävissä oleviin viestintävälineisiin sisältyvät tiedot ovat luotettavia, uskottavia ja paikkansapitäviä.

PEF-tutkimuksen tietojen validoinnilla varmistetaan, että (a) PEF-tutkimuksessa käytetyt tiedot ovat johdonmukaisia, luotettavia ja jäljitettävissä; (b) tehdyt laskelmat eivät sisällä merkittäviä virheitä.

PEF-raportin todentamisella ja validoinnilla on varmistettava, että (a) PEF-raportti on täydellinen, johdonmukainen PEF-raporttimallin mukainen; (b) tiedot ovat johdonmukaisia, luotettavia ja jäljitettävissä; (c) pakolliset tiedot ja kohdat on sisällytetty raporttiin ja täytetty asianmukaisesti; (d) kaikki tekniset tiedot, joita voidaan käyttää viestintätarkoituksiin valitusta viestintävälineestä riippumatta, sisältyvät raporttiin.

Todentajan on arvioitava ja vahvistettava, ovatko sovelletut laskentamenetelmät tarkkoja, luotettavia, asianmukaisia ja PEF-menetelmän mukaisia. Todentajien on oltava riippumattomia ja tultava PEF-tutkimuksen suorittaneen organisaation ulkopuolelta. Todentajan on varmistettava, että tietojen validoinnissa otetaan huomioon seuraavat seikat: a) kattavuus, tarkkuus, täydellisyys, edustavuus, johdonmukaisuus, toistettavuus, lähteet ja epävarmuus, b) elinkaariarviointiin perustuvien tietojen uskottavuus, laatu ja tarkkuus, c) täydentävien ympäristötietojen ja täydentävien teknisten tietojen laatu ja tarkkuus, d) taustatietojen laatu ja tarkkuus.

Todentamis- ja validointikertomuksen ja validointilausunnon voimassaoloaika saa olla enintään kolme vuotta niiden antamispäivästä. Voimassaolosta riippumatta PEF-tutkimusta (ja näin ollen myös PEF-raporttia) on päivitettävä valvontajakson aikana, jos jonkin vaikutusluokan ilmoitetut tulokset ovat heikentyneet yli 10,0 prosenttia todennettuihin tietoihin verrattuna tai jos kokonaispistemäärä on heikentynyt yli 5,0 prosenttia todennettuihin tietoihin verrattuna.

Tietovaatimuksia tuotekohtaisen hiilijalanjälkitiedon keräämiselle tukee myös EU:n komission ehdottama yritys vastuudirektiivi (EU:n komissio 2022e) ²². Siinä ehdotetaan, että yrityksillä olisi vastuu- ja selvilläövelvollisuus koko globaalista tuotantoketjustaan ja että niiden tulisi pyrkiä minimoimaan haitallisia ympäristö- ja sosiaalisia vaikutuksia. Jotta yritykset voisivat tehdä niin, oletettavasti myös elinkaariset tuotekohtaiset tiedot lisääntyisivät. Lyhyellä aikavälillä on myös odotettavissa uusi vihreitä väitteitä koskeva direktiivi, jonka uskotaan vahvistavan entisestään EU:n ympäristöjalanjälki-menettelmän asemaa EU-lainsäädännössä.

EU:n komissio edistää tiedonkulkua tuoteketjujen eri valmistajien välillä myös digitaalisten tuotepassien avulla (katso Tietolaatikko 3). Digitaalinen tuotepassi on väline päästötiedon välittämisen tuoteketjussa, mutta ei siis ole päästöjen määrittämismenetelmä.

²² https://ec.europa.eu/info/business-economy-euro/doing-business-eu/corporate-sustainability-due-diligence_en

TIETOLAATIKKO 3: DIGITAALINEN TUOTEPASSI

Digitaalitekniikoilla voidaan seurata tuotteiden, osien ja materiaalien kulkua ja niiden ympäristöominaisuuksia, sekä asettaa sen tuloksena saatava data turvallisesti saataville (EU:n komissio, 2020a). Digitaaliset tuotepassit (DPP) ovat tuotteisiin sisällytettyjä sovelluksia, jotka keräävät tarjoavat tätä tietoa esimerkiksi ilmastovaikutuksista ja muista ympäristövaikutuksista, sekä tuotteen komponenteista, materiaaleista ja niiden lähteistä, kemikaaleista, kunnosta, korjattavuudesta, elinkaaren pituudesta ja asianmukaisesta kierrätyksestä ja hävittämisestä (BMUV, 2022; Götz, 2021). Digitaalinen tuotepassi onkin herättänyt kiinnostusta useilla sektoreilla ja tällä hetkellä Suomessa kehitellään tekstiili- ja akkuarvoketjuihin liittyviä tuotepasseja (STJM 2022; Global Battery Alliance 2021).

Digitaalisen tuotepassin on suunniteltu keräävän, käsittelevän ja jakavan yksittäisiin tuotteisiin liittyviä tietoja koko elinkaaren ajalta eri toimijoilta ja sisältävän inventaaritietoja hiilijalanjäljen laskentaan sekä myös itse hiilijalanjälkitiedon (EU:n komissio 2022f). Digitaalisen tuotepassin tekninen toteutus on vielä kehitteillä ja se, miten tieto teknisesti tuotteeseen liitetään voi vaihdella tuoteryhmittäin. DPP kuitenkin tulisi helpottamaan hiilijalanjälkeenkin liittyvää tiedonkulkua elinkaaren aikana ja parantamaan elinkaaritiedon luotettavuutta. Mikäli DPP otetaan laajemmin käyttöön, tulee se tuottamaan kattavasti tietoja myös ohjauskeinojen käyttöönoton tueksi.

DPP:n käytännön merkitys vihreässä siirtymässä tulee olemaan merkittävä, koska EU:n Green Deal (EU:n komissio, 2019) ja sitä seuraavat lainsäädäntöaloitteet (EU:n komissio, 2020b; EU:n komissio, 2022c) ehdottavat pakollisia DPP:itä koko EU:n sisämarkkinoilla ja sen ulkopuolella. Ne on myös mainittu EU:n kiertotaloussuunnitelmassa (EU:n komissio, 2020a) ja EU:n tekstiilistrategiassa (EU:n komissio, 2022d).

DPP:itä suunnitellaan monenlaisille tuotteille, tekstiilistrategian ja akkuasetusehdotuksen lisäksi niitä on kehitelty myös elektronisille laitteille, rakennusmateriaaleille, ruokatuotteille ja tuotteille joissa on mahdollisesti huolta aiheuttavia aineita (Jansen ym., 2022). Jansen ym. (2022) raportin mukaan käynnissä on tällä hetkellä 76 erillistä digitaalisen tuotepassin kehitykseen liittyvää projektia, jotka ovat joko tutkimuspainotteisia, julkisia, yksityisiä tai kumppanuustoimintaan perustuvia aloitteita.

DPP:ien toivotaan vastaavan moneen ongelmaan, mutta vaikka niiden kehitys on alkanut vahvasti sekä yksityisellä että julkisella sektorilla, on niiden toiminta, rajoitukset ja kyky käsitellä vaikutuksia ovat edelleen huonosti ymmärretty. Lisäksi koko järjestelmän kehitys on vasta alkuvaiheissa ja tulee vaatimaan merkittäviä panostuksia Suomessa, EU:ssa sekä tuotteiden arvoketjuissa EU:n ulkopuolella. Mutta vaikka digitaaliset tuotepassit eivät olisikaan lähitulevaisuuden ratkaisu tukemaan elinkaarivaikutuksiin perustuvaa kulutusverotusta, on järjestelmän kehitys silti niin vahvaa tällä hetkellä, että se pitkällä aikavälillä tulee tuottamaan tarvittavaa tietoa tuotteiden ympäristöprofiilista myös verotusta tukemaan. Ottaen tämä huomioon, voidaan punnita tiettyjen sektorien ilmastotoimien kiireellisyyttä sitä vasten, tulisiko tiedonkeruuta kulutusverotusta varten aloittaa jo nopeammin kuin mitä DPP pystyy tarjoamaan.

Maankäytön ja maankäytön muutosten päästölaskenta on viimeisimpiä elinkaari- ja hiilijalanjälkianalyysieihin mukaan otettuja asioita. Vaikka niiden kuvaus perustuu tieteellisiin menetelmiin, on tulos kuitenkin paljon epävarmempi kuin teollisten prosessien päästöjen arviointi. Katso lisää seuraavassa Tietolaatikossa 4.

TIETOLAATIKKO 4: MAANKÄYTÖN PÄÄSTÖT

Elinkaariarvioinnissa (ja hiilijalanjälkilaskelmissa) maankäytön muutoksia (land transformation tai land-use change) ja maankäyttöä (land occupation tai land use) on käsitelty omina vaikutusluokkinaan (Mila i Canals ym. 2007). Maankäytön muutoksiin ja maankäyttöön liittyy sekä suoraan että välillisesti myös muihin elinkaariarvioinnissa huomioitaviin ympäristövaikutusluokkiin kuuluvia vaikutuksia. Tällaisia ovat esimerkiksi maankäytön muutosten ja maankäytön vaikutukset maaekosysteemien hiilivarastoihin ja siten ilmastomuutokseen.

Elinkaariarvioinnissa biogeenisen hiilidioksidin on tyypillisesti oletettu olevan hiilineutraalia perustuen oletukseen, että biomassan poltossa ja lahoamisessa vapautuva hiilidioksidi sitoutuu takaisin kasvavaan biomassaan (Agostini ym. 2020). Käytännössä tämä oletus tarkoittaa sitä, että maankäytön muutosten ja maankäytön vaikutukset maaekosysteemien hiilivarastoihin on jätetty huomioimatta tai niiden on oletettu olevan olemattomia (Soimakallio ym. 2015). Biomassan hankinnan vaikutukset maaekosysteemien hiilivarastoihin voivat kuitenkin olla erityisesti lyhyellä aikavälillä huomattavasti merkittävämpiä kuin muut biomassan käytön elinkaareen liittyvät kasvihuonekaasupäästöt yhteensä (Soimakallio ja Koponen 2011, Koponen ym. 2013). Näitä vaikutuksia voi syntyä suorista maankäytön muutoksista, esimerkiksi metsän raivaamisesta pelloksi (Fargione ym. 2008), maa-alan kilpailusta aiheutuista epäsuorista maankäytön muutoksista (Plevin ym. 2010) sekä maankäyttöön liittyvistä hiilivaraston muutoksista, esimerkiksi biomassan korjuun lisäyksestä johtuen (Searchinger 2010, Soimakallio ym. 2014, Soimakallio ym. 2021, Soimakallio ym. 2022).

Maankäytön muutosten ja maankäytön hiilivarastovaikutusten arviointi on erityisen oleellista sellaisille tuoteryhmille, joiden tuotanto vaatii paljon maa-alaa. Tällaisia ovat erityisesti erilaiset biomassatuotteet, kuten paperi-, kartonki- ja pahvituotteet, puiset huonekalut ja monet elintarvikkeet, erityisesti rehua kuluttava naudanlihan tuotanto. Maa-alan varaaminen biomassatuotteiden tuotantoa varten pitää tyypillisesti maaekosysteemien hiilivarastot selvästi alhaisempina kuin ne luonnostaan olisivat (Erb. ym. 2018). Tästä näkökulmasta tarkasteltuna maankäyttö estää maaekosysteemejä palautumasta luonnontilaansa, jossa hiilivarasto olisi suurempi maankäytössä. Toisaalta maa-alan tarve myös lisää kilpailua maankäyttömuotojen välillä. Tästä näkökulmasta tarkasteltuna maankäyttö syrjäyttää jonkun toisen maankäyttömuodon. Tällöin saattaa aiheutua markkinamekanismien kautta epäsuoria maankäytön muutoksia syrjäytetyn maankäytön lisäessä maankäyttöä toisaalla (Koponen & Soimakallio 2015).

Maankäytön muutosten ja maankäytön vaikutusten arvioimiseksi tulee valita, miten tarkastelu rajataan spatiaalisesti, minkälaisen ajan yli vaikutuksia tarkastellaan ja mihin vertailutilanteeseen nähden tarkastelut tehdään (Mila i Canals ym. 2007, Koponen ym. 2018). Näillä menetelmällisillä valinnoilla voi olla huomattavia vaikutuksia tarkastelun tuloksiin ja siihen, mitä tuloksista voidaan päätellä (Soimakallio ym. 2015). Näiden valintojen tulisi olla johdonmukaisia tarkastelun tavoitteen ja sovellutusalan kanssa (ISO 14040, 14044, 14067).

Joissain elinkaaristandardeissa annetaan ohjeistus sille, milloin ja miten maankäytön muutosten vaikutukset hiilivarastoihin tulee huomioida. ISO 14067 -standardissa ohjeistetaan, että maankäytön vaikutukset hiilivarastoihin tulee huomioida suhteessa vertailutilanteeseen, joka edelleen tulee valita tarkastelun tavoitteen ja sovellutusalan mukaisesti. Maankäyttövaikutusten arviointi edellyttää oletuksia maaekosysteemien dynaamisesta kehityksestä sekä tarkastellun maankäytön että sen vertailutilanteen osalta valitun tarkastelujakson aikana.

Ympäristöjalanjälkeä koskevan ohjeen mukaan maankäyttö otetaan huomioon, tietyn indikaattorin (soil quality index) avulla (EU:n komissio 2021b). Uusissa ENVIMAT2019 analyyseissä (eli vuoden 2019 aineistojen pohjalta tehtävissä analyyseissä) pyritään kohdentamaan maankäytön aiheuttamat päästöt (LULUCF-päästöt) tuoteryhmille. Tässä raportissa esitellyissä Envimat2015 tuloksissa sitä ei ole vielä tehty. Lopuksi on kuitenkin yhteenvetona todettava, että maankäytön muutosten ja jatkuvan maankäytön kasvihuonekaasupäästöjen arviointi on paljon epätarkempaa kuin teollisten prosessien päästöjen arviointi. Toisaalta se on nyt ympäristöjalanjäljessä ja ENVIMATissa tehty tieteellisillä menetelmillä.

Tuotekohtaisiin hiilijalanjälkianalyyseihin perustuvien päästötietojen osalta voidaan tehdä seuraava yhteenveto:

- Yksittäisten eri valmistajien tekemien hiilijalanjälkilaskelmien tulokset ovat yleensä heikosti vertailukelpoisia keskenään.
- Käytössä on ohjeistus, joiden avulla laskelmien vertailukelpoisuutta ja luotettavuutta on pyritty parantamaan (EU-ympäristöjalanjälki). Tämän avulla kerrytettyjä tietoja on kuitenkin vasta pienestä määrästä tuotteita.
- Tietoja löytyy myös erilaisista tutkimusraporteista ja tiedeartikkeleista, mutta nämä tiedot ovat hajallaan eivätkä yleensä riittävän vertailukelpoisia sillä ne on tehty eri tarkoituksiin ja osittain sen takia myös eri oletuksien.
- EU:n komission johtama työ ympäristöjalanjäljen vakiinnuttamiseksi ja digitaalisten tuotepassien käyttöönottamiseksi voivat lisätä vertailukelpoisen tuotekohtaisen tiedon määrää tulevaisuudessa. Tätä kehitystä tukee myös EU:n ympäristöjalanjäljen ja digitaalisen tuotepassin rinnakkainen kehitys.

- Tuotteiden hiilijalanjälkiä koskeva tiedontuotanto ei ole vielä riittävän vaikiintunut niin vaativaan ja laajaan käyttötarkoitukseen kuin elinkaaripe-rusteinen yleinen kulutusvero olisi.

4.2 Tuoteryhmien ja tuotteiden hiilijalanjäljet

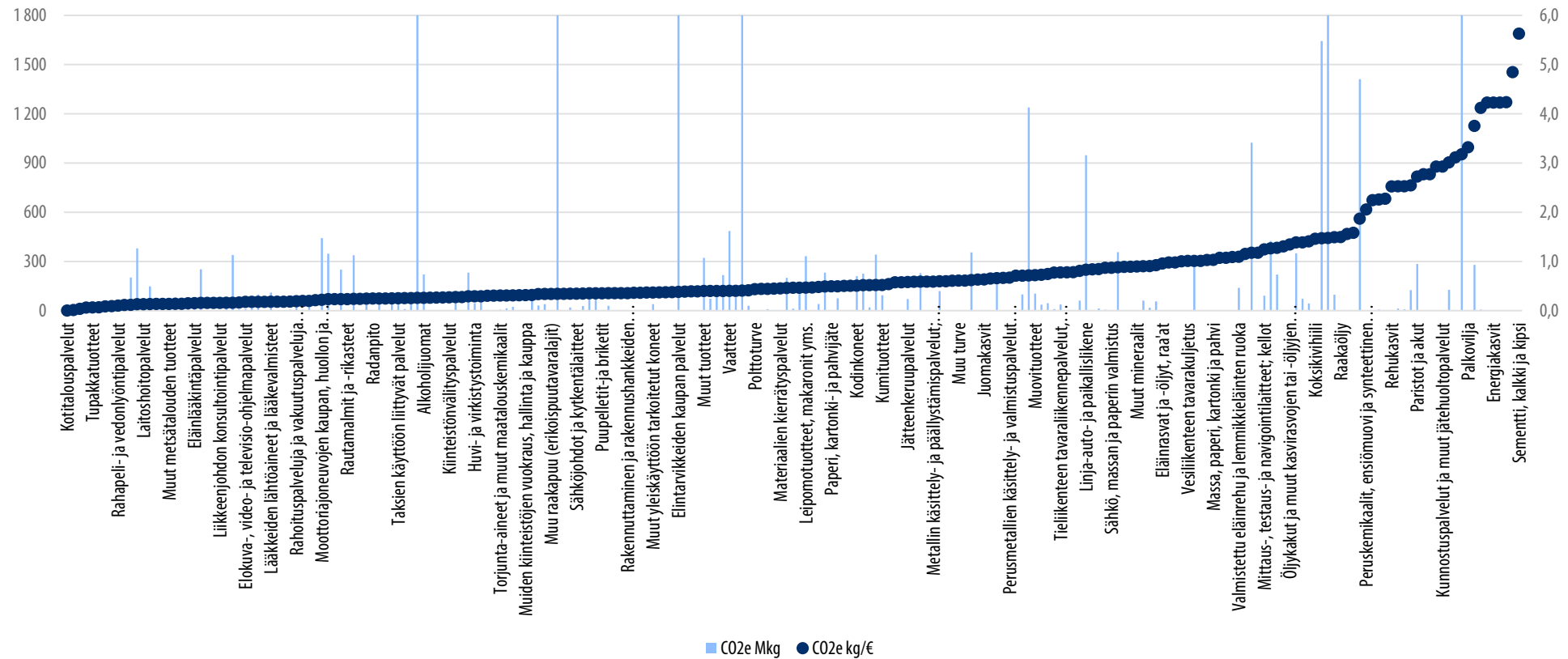
4.2.1 Tuoteryhmien osittaiset hiilijalanjäljet eli elinkaaren päästöt raaka-aineiden hankinnasta kaupan kassalle

Tuotannon tuoteluokille määritetyt kasvihuonekaasupäästökertoimet on esitetty alla kuvioissa 7-11. Samassa kuvassa näkyy myös tuoteryhmistä aiheutuva kokonais-päästö, joka siis näyttää tuoteryhmän merkitystä kotitalouksien kulutuksen päästöissä. Näissä vuoden 2015 panos-tuotosaineistoihin perustuvissa (ENVIMAT2015) päästö-kertoimissa ei ole mukana maankäytön vaikutusta, mutta vuoden 2023 aikana valmis-tuviin ns. ENVIMAT2019 päästökertoimiin maankäytön vaikutus pyritään saamaan mukaan.

Kuviossa 7-11 tuotannon tuoteryhmien kokonaispäästö kotitalouksien kulutuksessa ja päästökertoimet. Pystyakseli vasemmalla ja pylväät näyttävät khk-päästöä (Mkg CO₂e). Asteikkoa on rajoitettu niin, että max=1800. Pystyakseli oikealla ja siniset pyö-rylät näyttävät päästöintensiiteettiä eli päästökerrointa (kg CO₂e/€). Tuoteluokat on järjestetty (sortattu) päästökertoimen mukaan. - Suurin khk-päästön arvo on noin 10000 (Asuntojen vuokraus), ja muutamalla tuoteryhmällä on arvona noin 2000 eli ne menevät vain vähän asteikon yli. - Osassa tuoteryhmiä päästö on nolla, vaikka tuote-ryhmälle on laskettu päästökerroin ja on ilmeistä että kuluttajat ostavat tuotetta (esi-merkiksi sementti). Panos-tuotosaineistoissa ne kuitenkin allokoituvat tuotteen Asuin-rakennukset kautta, ja kulutuksen menotietoja ei ole.

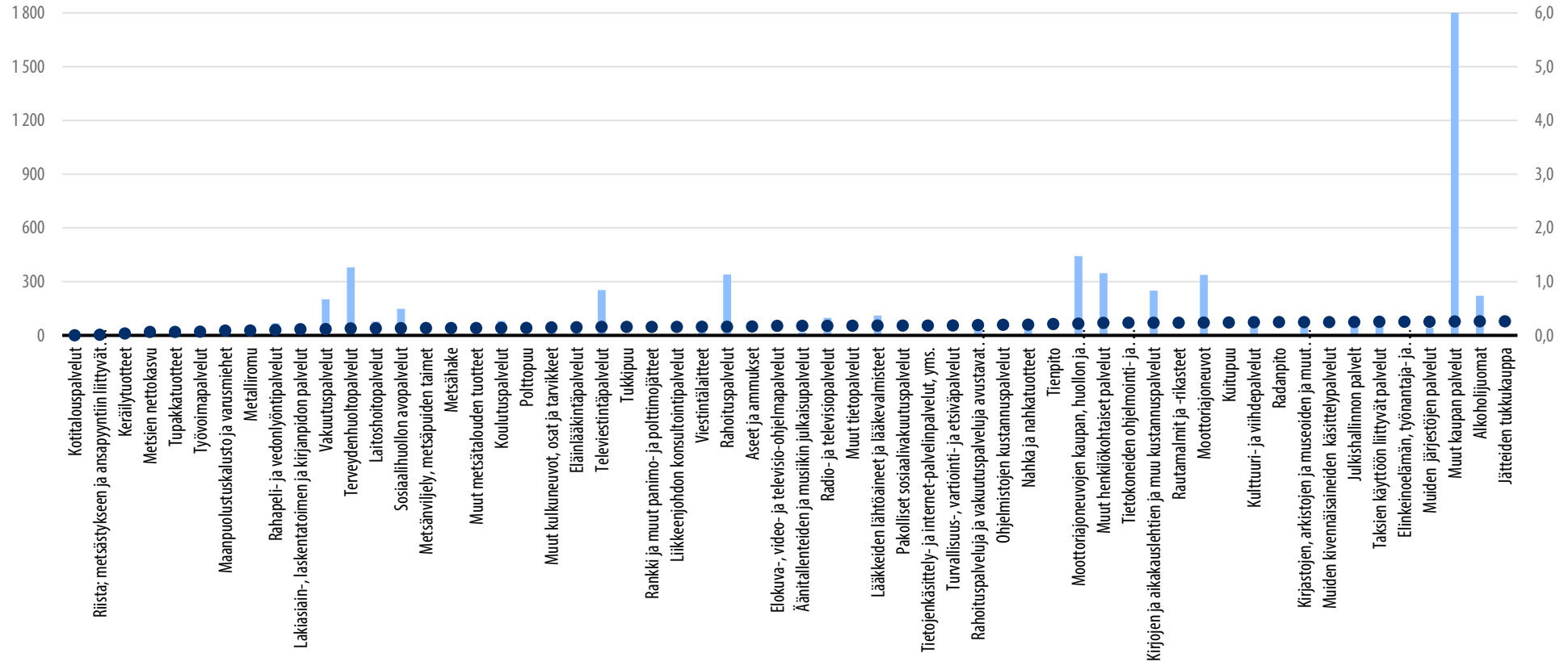
Kuvio 7. Koko aineiston yleiskuva

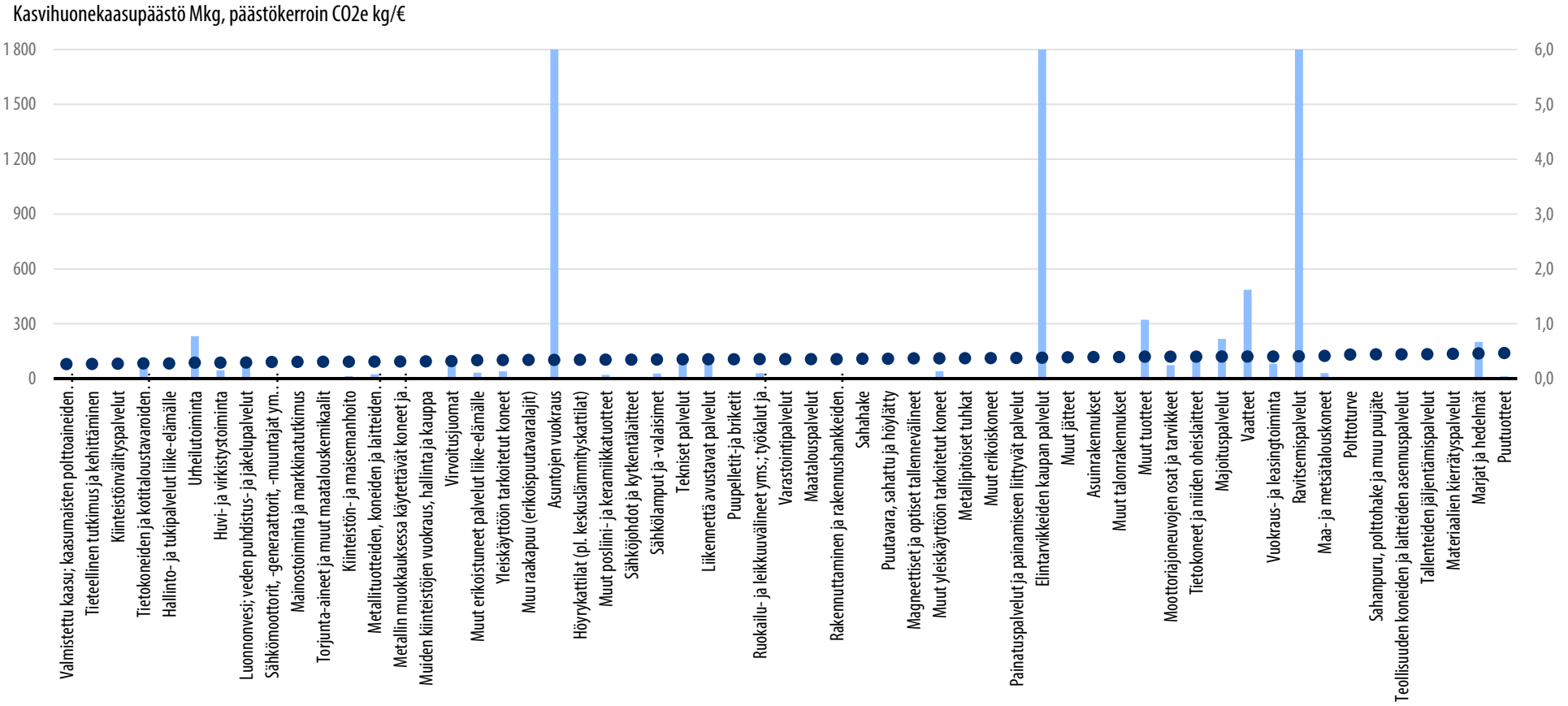
Kasvihuonekaasupäästö Mkg, päästökerroin CO2e kg/€

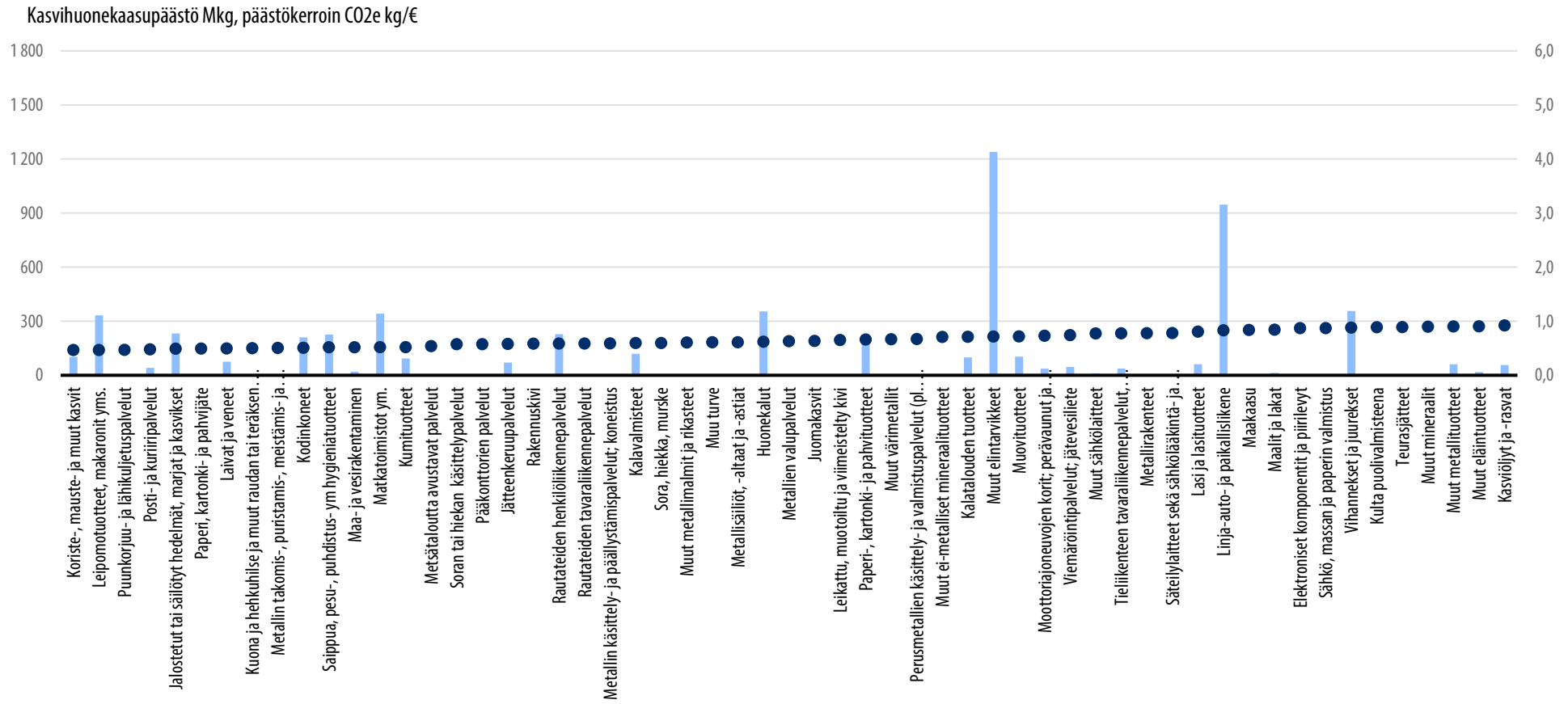


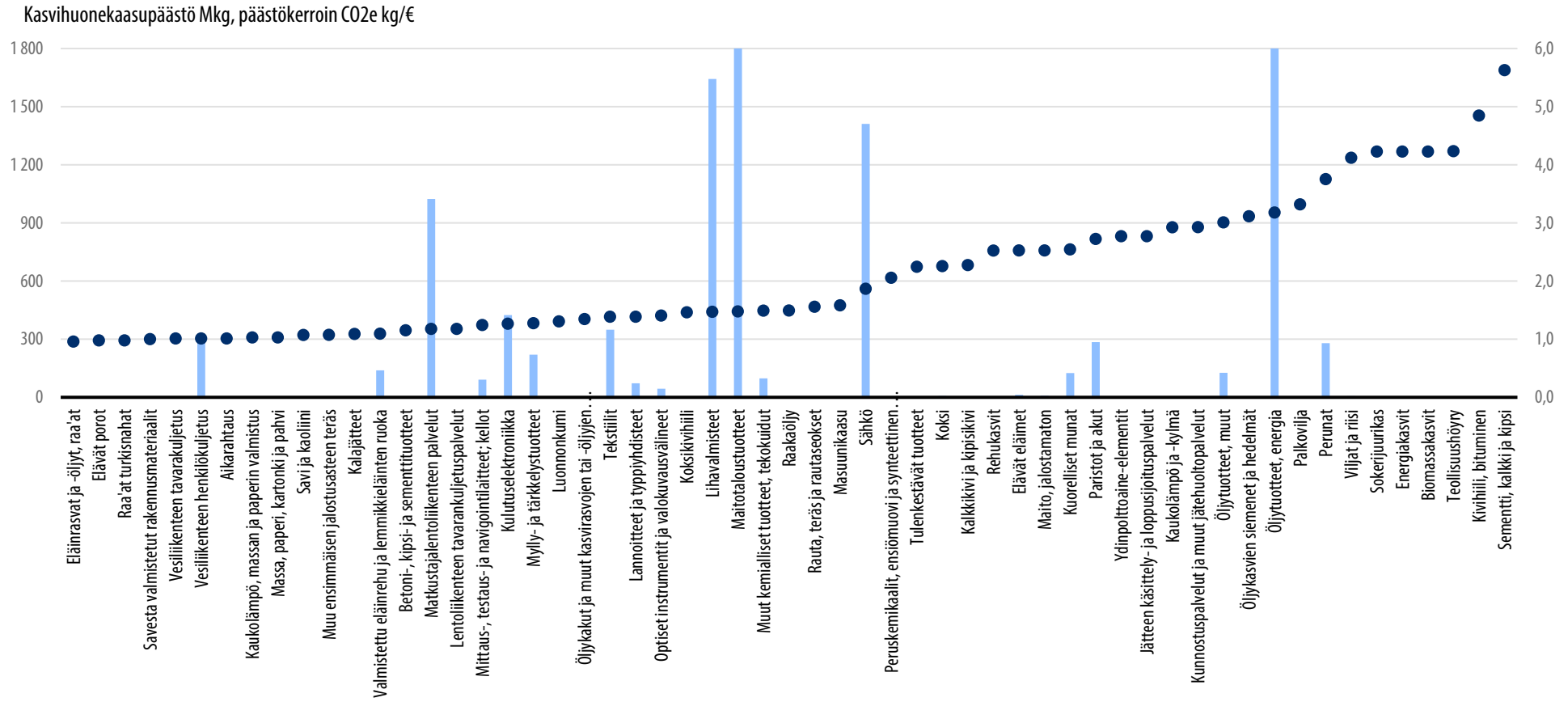
Kuvio 8. Tuoteryhmät, joilla on pienin päästökerroin

Kasvihuonekaasupäästö Mkg, päästökerroin CO2e kg/€



Kuvio 9. Tuoteryhmät, joilla on ”alempaa keskitasoa” oleva päästökerroin


Kuvio 10. Tuoteryhmät, joilla on ”ylempää keskitasoa” oleva päästökerroin


Kuvio 11. Tuoteryhmät, joilla on korkea päästökerroin


Nämä tuotteen hintaa kohti lasketut tuoteryhmien päästökertoimet vaihtelevat suuresti, pienimpien ollessa alle 0,1 ja suurimpien yli 4 kg CO₂e/€. Siten kulutukseen käytetty euro voi aiheuttaa kasvihuonekaasupäästöt, jotka ovat alle 0,1 kg CO₂e tai jopa yli 4 kg CO₂e.

Pieniä päästökertoimen arvoja on erityisesti erilaisilla palveluilla. Erityinen palvelu on korjauspalvelut, joka muiden tuotteiden elinikää pidentäessään pienentää niiden hiilijalanjälkeä käyttöaikaa kohti, ja samaan aikaan palvelun hiilijalanjälki on pieni. Esimerkiksi luokan 'Tietokoneiden ja kotitaloustavaroiden korjauspalvelut' päästökerroin on 0,27 kg CO₂e / €, ja luokan 'Metallituotteiden, koneiden ja laitteiden korjauspalvelut' päästökerroin on 0,31 kg CO₂e / €.

Kulutuksessa päästöiltään merkittäviä tuoteryhmiä, jotka eivät kuulu asumisen energiaan tai liikennepolttoaineisiin tai autoihin (joilla on jo kasvihuonekaasupäästöön perustuva vero), ovat mm. seuraavat:

- huonekalut
- paperi-, kartonki- ja pahvituotteet
- matkustajalentoliikenteen palvelut
- kulutuselektronikka
- tekstiilit
- paristot ja akut
- monet elintarvikkeet.

Elintarvikkeista tuoteryhmäkohtaista tietoa löytyy sekä ENVIMATin tuloksista, että elinkaarianalyysien perusteella LUKEn tuoteryhmille julkaisemista 'keskimääräisistä tai tyypillisistä' tuloksista (Taulukko 3). Näissä tuloksissa, kuten kirjallisuudessa yleisestikin, suuripäästöisinä erottuvat eläinperäiset tuotteet.

Taulukossa 3 on kuvattuna RuokaMinimi-mallissa Saarinen ym. 2019 käyttämät tuoteryhmien päästökerrointen vaihteluvälit. Saarinen ym. mukaan vaihtelu johtuu kahdesta tekijästä: 1) tuoteryhmän sisältää erilaisia tuotteita, ja 2) tuotteille on eri tutkimuksissa saatu erilaisia ympäristövaikutusten arvoja. Päästökertoimet on koottu monesta lähteestä. Kotimaisten tuotteiden päästökertoimet ovat pääosin joko suoraan tai johdettuja Luken (tai MTT:n) suomalaista tuotantoa koskevista aiemmista julkaistuista tai vielä julkaisemattomista (EnreBeef-hanke) julkisista tutkimuksista ja luottamuksellisista tilaustutkimuksista. Tuontituotteiden osalta pääasiallisena lähteenä on käytetty meta-analyysiin perustuvaa tieteellistä artikkelia. Näitä lähteitä on täydennetty edelleen joiltakin osin muilla kirjallisuustiedoilla. Lähteistä katso Saarinen ym. 2019.

Taulukko 3. Ilmastovaikutus kg CO₂e / kg tuotetta (ilman maankäytön päästöjä).

Elintarvike	Ilmastovaikutus kg CO ₂ e / kg tuotetta (ilman maankäytön päästöjä)	
	Kotimainen tuote	Tuontituote
Alkoholijuomat	0,35 – 1,9	0,80 – 2,1
Juomat	0,27 – 0,33	0,13 – 0,65
Vilja ja viljatuotteet, tärkkelys	0,30 – 2,32	0,70 – 31,8
Muna	2,7	2,6 – 6,6
Ravintorasvat	1,08 – 20	0,4 – 9,8
Kala	0,67 – 5,47	5,2 – 43,6
Mausteet	0,68 – 0,94	0,68 – 0,94
Hedelmät ja marjat	0,45 – 3,64	0 – 1,7
Palkokasvit ja pähkinät	0,8 – 2,26	0 – 10,9
Lihat	2,31 – 44	3,9 – 73,9
Maitotuotteet	0,91 – 15,2	1,7 – 21,8
Perunat ja perunatuotteet	0,03 – 0,45	0,3 – 0,7
Sokerit ja makeiset	0,77 – 3,84	0,21 – 3,84
Kasvikset ja kasvituotteet	0,06 – 5,42	0,21 – 12,4

Katso myös Kaljonen ym. 2022, kuva sivulla 42. ENVIMATfood-mallilla tehdyssä analyysissä muista elintarvikkeista erottuu erityisesti naudanliha, jonka päästö on noin 30 kg CO₂e / kg tuotetta (ilman maankäytön päästöjä). SYKE on kehittänyt elintarvikkeille ENVIMATfood-mallia, joka tarkentaa yleistä ENVIMAT-mallia. (Malli tarkentuu edelleen ENVIMAT2019 mallin myötä, ja maankäytön vaikutukset saadaan mukaan tuoteryhmien päästöihin. Tulokset valmistuvat vuoden 2023 aikana.) Elintarviketeollisuus on jaettu noin 30 toimialaan ja sen tuottamat elintarvikkeet on ryhmitelty noin 250 tuotteeseen. Malli tuottaa keskimääräiset toimiala- ja tuotekohtaiset osittaiset hiilijalanjäljet. Yksittäisten yritysten tai tuotteiden sijaan malli tuottaa keskimääräiset suorat ja epäsuorat ympäristövaikutuskertoimet, esimerkiksi kypsytetyille juustoille ja juustojen valmistuksen toimialalle.

4.2.2 Tuotetason hiilijalanjälki

Vertailukelpoisten tuotekohtaisten hiilijalanjälkiarvojen määrittämistä tukevat menetelmälliset kehitystyöt, eli EU:n ympäristöjalanjälki, ympäristöselostejärjestelmät ja tutkimuslaitosten tarjoama järjestelmällinen tiedonkeruu. Tuotekohtaisen tarkan ja luotettavan ja hiilijalanjäljen määrittäminen edellyttäisi näiden menetelmien hyödyntämistä, niiden todentamista sekä säännönmukaista päivittämistä.

Erilaisia elinkaariarviointeja ja hiilijalanjäljen arviointia koskevia artikkeleja löytyy muun muassa tieteellisistä sarjoista (esimerkiksi artikkeleiden tietokannat Web of Science ja Scopus), mutta kuten aiemmin on selitetty, näiden tulokset eivät ole vertailukelpoisia silloin kun ei ole noudatettu tuoteryhmäkohtaista ohjeistusta (PEFCR).

Joidenkin tuotteiden osalta tietoja löytyy myös kaupallisista tietopankeista, kuten ecoinvent²³ ja Sphera²⁴ sekä muutamien avointen tietopankkien OpenLCA:n²⁵ kautta. Näistä löytyy kuitenkin usein enemmän tietoja eri materiaaleista, teollisista prosesseista tai välituotteista kuin varsinaisista lopputuotteista. Lisäksi näiden taustalla saattaa olla erilaisia oletuksia (jotka kuitenkin ovat läpinäkyvästi saatavilla).

Tuotetasolla tarkimmalle tasolle päästään EU:n ympäristöjalanjälkimenetelmällä, joka luo harmonisoidun ohjeistuksen tuotetason tiedon tuottamiseksi, mutta siinäkin on ohjeet vasta noin 20 tuoteryhmälle eikä vielä juurikaan tuotekohtaisia tulosraportteja. Näille on olemassa tietopankki ('Repository of PEF and OEF studies') mutta sinne ei toistaiseksi ole kukaan tallentanut vielä tuloksiaan, minkä takia on mahdotonta arvioida niiden tuotteiden lukumäärää, joille ympäristöjalanjälkitulos ja sen sisältämä hiilijalanjälkitulos on määritetty.

Kaksi tuoteryhmää, joista Suomessa on tehty ehkä eniten järjestelmällistä työtä tuotekohtaisten elinkaariarviointien tekemiseksi, ovat rakennustuotteet ja elintarvikkeet.

Rakennustuotteet

Rakennustuotteille on ollut elinkaariarviointeihin perustuva tuotekohtainen ympäristöselostejärjestelmä (nykyisin nimeltään RTS EPD -ympäristöseloste) jo yli 20 vuoden ajan. <https://cer.rts.fi/epd-ymparistoseloste/>

²³ <https://ecoinvent.org/>

²⁴ <https://sphera.com/product-sustainability-gabi-data-search/>

²⁵ <https://nexus.openlca.org/search/countries=Switzerland>

Rakennustuoteryhmäkohtaisia tyypillisiä hiilijalanjälkiarvoja saa Syken ylläpitämästä tietokannasta <http://www.co2data.fi>. Ne perustuvat tuotekohtaisten tietojen (ympäristöselosteiden) tarkasteluihin.

Rakennustuotteet ovat kuitenkin suurelta osin välituotteita, joiden lopullinen ympäristövaikutus määräytyy osana rakennusta. Ja niistä valtaosan hankkii rakennusteollisuus eikä kuluttaja. Rakennuksille on myös valmisteilla elinkaariin khk-päästöihin perustuvaa normiohjausta (eli hiilijalanjäljen raja-arvot rakentamismääräyksiin). Siten niitä ei käsitellä tässä tutkimuksessa tämän enempää.

Elintarvikkeet

Elintarvikkeet ja ruoka ovat päästöiltään erittäin merkittävä kulutuksen sektori (katso myös luku 2.4). Elintarvikkeista on tuotettu elinkaarista päästötietoa kahdella eri lähestymistavalla, eli elinkaariarvioinnilla ja panos-tuotosmallinnuksella. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoimintaan kuulunut ns. Ruokaminimi-hanke tarkasteli ravitsemussuosituksen mukaisen syömisen ja kuluttajan ruokahävikin vähentämisen vaikutusta ruokavalion ilmastovaikutukseen ottaen huomioon myös ravitsemuksen tarpeet (Saarinen ym. 2019) ja käytti kotimaisten elintarvikkeiden elinkaaritutkimusten päästötietoja LUKEn julkaistuista tutkimuksista ja luottamuksellisista tilaustutkimuksista. LUKEn parhaillaan vetämässä LCAFoodPrint-hankkeessa kehitetään elintarvikkeiden ympäristöjalanjälkiarvioinneille yhdenmukaistettua menetelmäkehikkoa (<https://www.luke.fi/fi/projektit/lcafoodprint>). Harmonisoitu elinkaariarviointi mahdollistaa muun muassa eri tuotteiden ja tuoteryhmien nykyistä luotettavamman vertailun. Hanke kokoaa yhteen laajasti elintarvikealan toimijoita koko ruokaketjusta.

Tuotekohtaisen tarkan, luotettavan ja vertailukelpoisen hiilijalanjäljen määrittäminen edellyttäisi myös elintarvikkeille ympäristöjalanjälkimenetelmän määrittäminen edellyttäisi myös elintarvikkeille ympäristöjalanjälkimenetelmän käyttämistä (EU:n komissio 2021a, 2021b). Ohje eli PEFCR löytyy kuitenkin vasta meijerituotteille, pastalle, pullovedelle, viinille ja oluelle.²⁶

4.3 Yhteenvetoa tuotteiden hiilijalanjälkeä koskevista päästötiedoista

Jotta päästövähennyksiin ohjaava kulutusvero kohdentuisi täsmälleen oikein, kulutuksesta syntyvät ulkoisvaikutukset eli elinkaari päästöt pitäisi pystyä määrittämään tuote tai jopa laitostasolla. Määritysmenetelmän pitäisi olla harmonisoitu ja vertailukelpoinen

²⁶ https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/PEFCR_OEFR_en.htm

joka tarkalla, luotettavalla ja valvottavalla tavalla sekä epävarmuudet huomioimalla, kattaisi elinkaaresta kaikki sen osat kehdestä hautaan. Tämä tietopohjan vaatimus koskisi sekä kotimaisia, että tuontituotteita.

Päästöjen määrittäminen on kehittynyt viime vuosina nopeasti ja hiilijalanjälkitiedot lisääntyvät, mutta tietopohja ei vielä ole riittävällä tasolla näin tarkkaan tavoitetasoon nähden. Esimerkiksi ENVIMAT ja ENVIMATFood tuottavat kuitenkin tuoteryhmätasolla hintaan pohjautuvia päästökertoimia, mutta tuoteryhmät ovat laajoja eikä niiden sisällä pystytä tekemään tuotetasoista vertailua. Huomionarvoista kuitenkin on, miten paljon tuotteen hintaa kohti lasketut tuoteryhmien päästökertoimet vaihtelevat, pienimpien ollessa alle 0,1 ja suurimpien yli 4 kg CO₂e/€.

Tuotetasolla tarkimmalle tasolle päästään EU:n ympäristöjalanjälkimenetelmällä, joka luo harmonisoidun ohjeistuksen tuotetason tiedon tuottamiseksi, mutta siinäkin on ohjeet vasta noin 20 tuoteryhmälle eikä vielä juurikaan tuotekohtaisia tulosraportteja.

Voidaan todeta, ettei tuotteiden hiilijalanjälkiä koskeva tiedontuotanto ole vielä riittävän vakiintunut niin laajaan käyttötarkoitukseen kuin elinkaariperusteinen yleinen kulutusvero edellyttäisi. Kulutuksen sektoreista paras mahdollisuus elinkaariperusteisen kulutusveron jatkokehitykselle olisi elintarvikkeissa.

5 Näkökohtia hiilijalanjälkeen perustuvasta kulutusverosta

Tässä luvussa keskustellaan elinkaaripäästöihin perustuvien kulutusverojen mahdollisuuksista toimia ilmastopolitiikan ohjauskeinona ja erityisesti siitä, minkälaisia reuna-ehtoja veromallin muodostamiselle ja veropohjalle on niin päästöjen määrittämisen kannalta kuin hallinnollisesti. Elinkaaripäästöihin perustuva veron kohdentamisessa on keskeistä tuntea tuotteen elinkaaren aikainen muu päästöohjaus niin kotimaisten kuin tuontituotteiden osalta ja tunnistaa aloja, joissa mahdollinen hiilivuoto voisi olla riskinä. Veromallien hallinnollisten kustannusten ja veron vaikutuksen kannalta tärkeitä tarkasteltavia asioita ovat mm. minkälaisia mahdollisuuksia eri verolajeilla (kuten alv, valmistevero) on toimia elinkaaripäästöihin pohjautuvana kulutusverona. Veromallin tulisi olla riittävän yksinkertainen veronkannon ja valvonnan kannalta, mutta ohjausvaikutuksen saavuttamiseksi riittävän tarkasti ulkoisvaikutuksen huomioiva. Veromallin ja -pohjan määrittäminen vaikuttaa oleellisesti veron ohjaus- ja fiskaalisiin vaikutuksiin.

Kulutusverot ovat ns. välillisiä veroja ja ne voidaan luokitella yleisiin ja erityisiin kulutusveroihin. Suomessa arvonlisävero toimii yleisenä kulutusverona. Se kohdistuu laajaan joukkoon hyödykkeitä ja määräytyy hyödykkeen arvon mukaan. Erityiset kulutusverot, kuten valmisteverot, puolestaan kohdistuvat vain tiettyihin, valittuihin tuotteisiin. Valmisteverot perustuvat pääasiassa tuotteiden määrään ja laatuun/ominaisuuksiin eikä arvoon.

5.1 Veron kohdentumisesta

Tehokkaasti asetetun, kulutukseen kohdistetun päästöperusteisen verojärjestelmän tulisi perustua jokaiseen kulutustuotteeseen sitoutuneisiin tarkoin laskettuihin tuote-kohtaisiin hiilidioksidipäästöihin ja yhteiskunnan kannalta oikeaan hiilen hintaan tai jo muualla käytössä oleviin päästömaksuihin, kuten vaikkapa EU:n päästöoikeuden hintaan.²⁷ Lisäksi veron tulisi huomioida tuotteiden valmistusketjun eri vaiheissa toteutuneisiin päästöihin kohdistuneet päästömaksut tai -verot. Käytännössä tällaisen verojärjestelmän toteuttaminen ja käyttöönotto on mahdoton tehtävä. Tietotarpeet kasva-

²⁷ Globaalisti kustannustehokas järjestelmä edellyttäisi yhtäläistä maksua hiilidioksidipäästöille kaikkialla maapallolla. Sen sijaan kansalliset järjestelmät voivat olla kustannustehokkaita vain paikallisesti, mikäli hiilidioksidipäästöistä koituvat maksut ovat kansallisella tasolla yhtä suuria.

vat liki kohtuuttomiksi. Suunniteltaessa käytännön päästöperusteista kulutusveroa joudutaan väistämättä tyytymään kompromisseihin. Voidaankin kysyä, mitkä ovat ne kriteerit, joiden perusteella mahdollisimman tehokas päästöperusteinen kulutusvero voitaisiin asettaa.

Ensinnäkin päästöperusteisen kulutusveron käyttöönottoa voidaan perustella, mikäli tuotteiden valmistuksesta koituville kasvihuonekaasupäästöille ei ole asetettu muita päästömaksuja tai veroja. Lisäksi tuotteisiin sitoutuneet hiilidioksidipäästöt tulisi pysyttyä määrittämään riittävällä tarkkuudella. Käytännössä erilaisia verotasoja ei kuitenkaan voida asettaa jokaiselle tuotteelle erikseen, vaan kulutusverot perustuisivat todennäköisesti hyvin rajattuun määrään eri verokantoja. Siksi sopivia tuotteita tai tuoteryhmiä olisivat ne tuotteet, joiden tuotekohtaiset hiilidioksidipäästöt eivät poikkeaa paljoa tuoteryhmän sisällä. Tällöin sama verokanta soveltuisi laajalle joukolle tuotteita. Mahdollisimman suuren ohjausvaikutuksen aikaansaamiseksi tulisi verotus lisäksi kohdentaa sellaisiin tuoteryhmiin, joiden valmistukseen tai kulutukseen liittyvät päästöt ovat suuret. Näillä kriteereillä verotuksen hyödyt, kuten kulutusperäisten päästöjen kustannustehokas vähentäminen ja hiilivuodon ehkäiseminen, olisivat mahdollisimman suuret, mutta verojärjestelmän haitat, kuten esimerkiksi hallinnolliset tai toiminnanharjoittajille koituvat kulut, mahdollisimman pienet.

Taulukkoon 4 on koottu sellaisia tuoteryhmiä, jotka ovat vuoden 2015 päästöjen perusteella päästöiltään merkittäviä kulutusmenoluokkia, mutta jotka eivät kuulu suoraan liikenteen tai asumisen energiankäyttöön. Liikenne ja asuminen on jo nykyisellään varsin kattavan taloudellisen päästöohjauksen piirissä. Kulutusmenoluokat on valittu ympäristölaajennetun panos-tuotosmallin (ENVIMAT) laskelmien perusteella. On kuitenkin huomioitava, että näissä ENVIMAT2015-analyysiin perustuvissa tuoteryhmien päästötiedoissa ei ole mukana maankäyttösektorin päästöjä. Mallilaskelmien tarkempi kuvaus on luvussa 4. Päästöiltään merkittävien kulutusmenoluokkien päästöt on taulukossa jaoteltu vielä sen mukaisesti, kohdentuvatko niiden päästöt kotimaassa päästökauppa- vai taakanjakosektorille vai ulkomaille.

On myös huomattava, että eri kulutusluokilla saattaa merkittävä osa taulukkoon laskeutuista päästöistä kohdentua liikenteeseen tai asumiseen ja olla siten taloudellisten ohjauskeinojen piirissä. Esimerkiksi palveluille kuten hotellit, kahvilat ja ravintolat voidaan olettaa, että suuri osa päästöistä aiheutuu rakennusten kaukolämmön ja sähkön päästöistä, ja olisi siten päästökaupan ja/tai energiaverotuksen piirissä. Sama koskee myös kulutusmenoluokkaa kulttuuri ja vapaa-aika, joskin tähän kulutusmenoryhmään sisältyy palveluiden ohella myös paljon tavaroita. Palvelualojen sekä kulttuurin ja vapaa-ajan kotimaan päästöistä yli puolet syntyy taakanjakosektorilla. Osa näistä päästöistä aiheutuu muun muassa Suomessa tehtävän kuljetuksen öljynkulutuksesta (kuljetuskaluston polttoaineen kulutus) ja palveluiden osalta esimerkiksi ruoan tuotannon

päästöistä. Lisäksi ravintola- ja matkailupalveluissa sekä vapaa-ajan palveluissa suuri osa päästöistä kohdentuu ulkomaille.

Vaatteissa ja jalkineissa sekä kulutusluokassa kodin kalusteet, koneet ja tarvikkeet yli 80 prosenttia kulutuksen päästöistä aiheutuu ulkomailla, kun maankäyttösektorin päästöjä ei ole huomioitu. Voitaneen myös olettaa, että kotimaan päästöistä suuri osa kohdentuu tavaroiden kuljetuksiin tai energian käyttöön. Näin ollen kotimaiset päästöt ovat pitkälti päästökaupan tai energiaverotuksen ohjaamia, ja ulkomaille kohdistuviin päästöihin liittyy suuria tietotarpeita yhtäältä hiilidioksidipäästöjen laskemisen ja toisaalta eri maiden olemassa olevan taloudellisen päästöohjauksen määrittämisen suhteen. Lisäksi laajoja tuoteryhmiä koskeva yhtäläinen kulutusvero ei tee eroa tuotekohdainten päästöjen välillä eikä huomioi niiden valmistusmaassa toteutettua eritasoista taloudellista päästöohjausta.

Ruoan tuotannossa (kasvi- ja eläinperäiset elintarvikkeet) noin puolet kulutuksen päästöistä kohdentuu muualla kuin Suomessa aiheutuviin päästöihin. Merkittävä osa kulutuksen kotimaisista päästöistä on taakanjakosektorilla, eikä niihin kohdistu merkittävässä määrin muuta taloudellista päästöohjausta. Samoin voidaan olettaa olevan asian laita myös ulkomaisen elintarviketuotannon osalta: vain suhteellisen pientä osaa päästöistä ohjataan taloudellisilla ohjauskeinoilla. Lisäksi on vaikea määrittellä, miten nykyinen ruoantuotannon ympäristöohjaus kohdentuu lopputuotteiden osalta ohjauksella kasvihuonekaasupäästöihin. Päästöperusteisella kulutusverolla voisikin olla ohjaava vaikutus esimerkiksi eläinperäisten ja kasvipäisten elintarvikkeiden välillä. Ruokaan kohdistuvien yksityiskohtaisten verotusjärjestelmien tarkempi määrittely edellyttää tarkempaa selvitystä siitä, millä tarkkuustasolla tuoteryhmiä on mahdollista ja mielekkästä erotella, jotta verot kohdentuisivat mahdollisimman hyvin todellisten päästöjen mukaan.

Taulukko 4. Tiettyjen kulutusmenoluokkien päästöjen jakautuminen kotimaan päästökauppa- ja taakanjakosektoreille ja ulkomaille, Envimat-menetelmällä vuodelle 2015 määritettynä (Seppälä ym. 2022). Huomaa, että kulutusmenoluokat ovat aggregoidumalla tasolla kuin luvun 4 tarkastelussa. Tuoteryhmien päästöt eivät sisällä maan käytön päästöjä.

Tietty kulutusmenoluokat	Kotimaassa		Ulkomailla	Yhteensä
	Päästökauppa- sektorilla	Taakanjakosek- torilla		
Kasvipäiset elintarvikkeet	383	1591	2501 (56 %)	4475
Eläinperäiset elintarvikkeet	301	2723	2467 (45 %)	5491
Vaatteet ja jalkineet	97	148	1048 (81 %)	1293
Kodin kalusteet, koneet ja tarvikkeet	199	258	1943 (81 %)	2400
Kulttuuri ja vapaa-aika	351	598	2647 (69 %)	3596
Hotellit, kahvilat ja ravintolat	244	834	968 (47 %)	2046
Kaikki kulutusmenoluokat yhteensä	7266	18306	23050 (47 %)	48622

Päästöperusteinen kulutusvero vähentäisi myös mahdollista hiilivuodon riskiä, mikäli se kohtelisi ulkomailta tuotuja ja kotimaisia tuotteita tasa-arvoisesti. Taulukkoon 5 on toimialoittain koottu yritysten liikevaihdot ja näiden osuudet teollisuuden koko liikevaihdosta sekä tuonnin ja viennin arvojen suhde yritysten liikevaihtoon vuodelta 2021. Voidaan ajatella, että kulutusverotuksella voidaan ehkäisevästi vaikuttaa mahdolliseen hiilivuodon riskiin niillä toimialoilla, joiden osuus teollisuustuotannosta on suhteellisen suuri Suomessa ja joiden tuonnin osuus on merkittävä. Samalla on myös muistettava, että metsä-, metalli-, ja kemianteollisuus ovat suurelta osin EU:n päästökaupassa, jossa on jo omat hiilivuotoa ehkäisevät mekanisminsa (päästöoikeuksien ilmaisjako, EU:n hiilitullialoite). Muista toimialoista sekä liikevaihdoltaan että tuonnin määrän osalta merkittäviä toimialoja ovat esimerkiksi elintarviketeollisuus, elektroniikkateollisuus sekä muut koneet ja laitteet. Näillä toimialoilla päästöperusteinen kulutusvero voisi parantaa vähäpäästöisempien kotimaisten tuotteiden asemaa kotimarkkinoilla. Sen sijaan esimerkiksi tekstiiliteollisuuden, sähkölaitteiden valmistuksen ja huonekaluteollisuuden yritysten liikevaihdot ovat melko pieniä suhteessa suomalaisten teollisuusyritysten liikevaihtoon kokonaisuudessaan. Näillä toimialoilla kuitenkin tuonnin merkitys on suuri. Kulutusverotus kohdentuisikin tällöin suurelta osin sellaiseen kulu- tukseen, jonka tuotanto sijaitsee ulkomailla.

Taulukko 5. Yritysten liikevaihdot toimialoittain vuonna 2021, osuudet koko teollisuuden liikevaihdosta sekä tuonnin ja viennin arvojen suhde toimialojen liikevaihtoon. Lähde: Tilastokeskus, yritysten rakenne- ja tilinpäätöstilasto; Tulli, ulkomaankauppatilastot.

Toimiala	Yritysten liikevaihto (Mrd €)	Osuus koko teollisuuden liikevaihdosta (%)	Tuonnin arvon suhde kotimaan liikevaihtoon (%)	Viennin arvon suhde kotimaan liikevaihtoon (%)
10-12 Elintarvikkeet, juomat ja tupakka	11,5	8 %	33 %	13 %
13-15 Tekstiiliteollisuus	1,4	1 %	170 %	53 %
16-17 Metsäteollisuus	26,8	19 %	6 %	49 %
19-22 Kemianteollisuus	25,9	18 %	51 %	49 %
24 Metallien jalostus	11,9	8 %	41 %	84 %
25 Metallituotteet (pl. koneet ja laitteet)	9,0	6 %	27 %	17 %
26 Elektroniikka	18,2	13 %	34 %	20 %
27 Sähkölaitteet	6,2	4 %	66 %	65 %
28 Muut koneet ja laitteet	19,2	13 %	34 %	47 %
31 Huonekalut	1,4	1 %	50 %	16 %
Koko teollisuus	144,3	100 %	39 %	45 %

Lähde: Tilastokeskus, yritysten rakenne- ja tilinpäätöstilasto; Tulli, ulkomaankauppatilastot.

5.2 Veropohjan määrittämisestä

Veropohjalla tarkoitetaan niiden tuotteiden kokonaisuutta, josta veroa kannetaan. Veropohjan tulisi edistää verotukselle asetettuja tavoitteita (fiskaaliset/ohjausvaikutus). Veropohjan ulkopuolelle rajautuvat tuotteet, joiden verottaminen ei tukisi veron tavoitteen toteutumista. Elinkaaripäästöihin perustuvan kulutusveron veropohjan määrittämisessä oleellisia kysymyksiä ovat mm. seuraavat: Mitä kulutusta vero kattaisi? Millä perusteella tuoteryhmät ja tuotteet valitaan? Miten veropohjaan valittujen tuotteiden elinkaaripäästöt määritetään vertailukelpoisesti ja luotettavasti? Miten verotus luo kil-

pailuetua vähäpäästöisille tuotteille? Ja miten verotus jopa edistäisi innovaatioita yrityksissä, tuoteryhmien sisällä? Merkittäviä rajoituksia veropohjan muodostamiselle luo EU-oikeuden asettama syrjimättömyysperiaate ja valtioneuvoston päätökset. Hallinnolliset kustannukset niin julkiselle vallalle kuin verovelvollisille asettavat myös raameja veropohjan muodostamiselle; verotuksen hyötyjen tulisi olla suuremmat kuin siitä aiheutuvat kustannukset. Elinkaaripäästöihin perustuvan kulutusveron soveltaminen vaatii verolajista ja veromallista riippumatta tarkkaa ja kattavaa tietoa päästöistä, mikä vaikuttaa kustannuksiin ja toteuttavuuteen.

Veropohjan määrittelyn tarkkuus ja yksityiskohtaisuus riippuu verolajista. Nykyisten valmisteverojen veropohja on tarkkaan rajattu ja määritelty niin tuotekohtaisissa valmisteverotusdirektiiveissä kuin valmisteverotuslaeissa. Arvonlisävero yleisenä kulutusverona on hyvin kattava ja poikkeamat yleisestä alv-kannasta kattavat nekin yleensä laajoja tuoteryhmiä. Nykyinen lainsäädäntö ei mahdollista eriyttää alv-kantoja siten, että voitaisiin tarkalla tasolla huomioida tuotteiden erilaiset elinkaaripäästöt.

Jos kulutusverotuksen ajateltaisiin kohdistuvan vain osittain tai kokonaan muun päästöjen taloudellisen säätelyn ulkopuolella olevaan kulutukseen, tulisi tuntea vielä tarkemmin sekä kotimaisen tuotannon että ulkomailta tuotujen tuotteiden tuotantoketjut, tuotantoketjun eri vaiheissa aiheutuneet hiilidioksidipäästöt ja päästöihin kohdistunut sääntely. Kansallista kulutusveroa suunniteltaessa on tarkasteltava myös sen vaikutuksia vientisektoriin ja mahdollisen hiilivuodon riskiin. Lisäksi EU suunnittelee erillisen hiilirajamekanismin käyttöönottoa siirtymävaiheen jälkeen vuodesta 2026 alkaen. Hiilirajamekanismi on vaihtoehtoinen ohjauskeino kulutuksen päästöperusteiselle verotukselle, mutta kohdistuu aluksi vain rajatulle joukolle toimialoja tai tuotteita, joita EU:n sisällä ohjataan päästökaupalla: sementti, rauta- ja terästuotteet, alumiini, lannoitteet, sähkö ja vety. Näihin tuotteisiin ja toimialoihin on katsottu liittyvän suurin hiilivuodon riski. EU:n päästökauppaan kuuluvista toimialoista esimerkiksi massa- ja paperiteollisuuden tuotteet eivät kuitenkaan kuuluisi suunnitellun hiilitullin piiriin, mutta näiden hiilivuotoriskiä pyritään alentamaan jo nykyisellään päästöoikeuksien ilmaisjaolla. Hiilitullin käyttöönotto puolestaan poistaisi päästöoikeuksien ilmaisjaon hiilitullin piiriin kuuluvilta toimialoilta.

Veropohjaan voisi siten kuulua tuotteita tai tuoteryhmiä, joiden kulutusperäiset päästöt ovat suhteellisen suuret ja joiden päästöjä ei juuri säädellä muilla taloudellisilla ohjauskeinoilla. Lisäksi, mikäli veron asettamisessa joudutaan käyttämään rajattua joukkoa verokantoja, ohjauksen kustannustehokkuuden kannalta olisi keskeistä, että saman verotason tuoteryhmillä tai tuotteilla olisi mahdollisimman samankaltaiset hiilidioksidipäästöt. Suhteellisen suuriin päästöihin ja puuttuvaan taloudelliseen päästöohjaukseen perustuen esimerkiksi kasvi- ja eläinperäiset elintarvikkeet ja muista kulutusluokista vaatteet ja jalkineet tai kulutusluokan kodin kalusteet, koneet ja tarvikkeet voi-

sivat olla sellaisia tuoteryhmiä, joihin kulutuksen päästöperusteista veroa voisi olla taroituksenmukaisinta soveltaa. Käytännön veromallin suunnittelu vaatisi myös paljon lisätyötä ja voi olla, että osalle tuotteista kulutusveron asettaminen vaatii muun muassa niin suuria tietotarpeita, että verojärjestelmästä koituvat hyödyt ovat kustannuksiin nähden vähäisiä.

Elinkaaripäästöihin perustuvan kulutusveron veropohjan määrittämisen keskeisenä reunaehtona on tietopohja elinkaaripäästöistä. Jotta verotettavat tuotteet voisivat pohjautua näihin päästötietoihin, tulee tietojen saatavuuden, varmuuden sekä seuranta- ja valvontamahdollisuuksien olla riittävällä tasolla. Mitä laajemmalle ja tarkemmalle tasolle (tuote vs. tuoteryhmä) mentäisiin, sitä suurempi tietotarve ja kustannukset tämän tiedon saamiseksi sekä valvomiseksi syntyisi. Toisaalta tuoteryhmätasolla kannustimet päästöjen vähentämiseksi ryhmän sisällä ovat vähäiset. Tuoteryhmätason tieto ja sen mukaan määräytyvä vero voi kuitenkin ohjata kulutusta vähäpäästöisempiin kulutusmenoryhmiin, eli vaikuttaa kulutuskorin rakenteeseen.

EU- ja kansallinen lainsäädäntö asettavat rajoitteita veropohjan määrittämiselle. Syrjimättömyysperiaate on yksi tärkeimmistä määritettäessä veropohjaa ja verovapauksia. Veromallin syrjimättömyyttä tarkasteltaessa on vertailtava keskenään kotimaisten tuotteiden ja niiden kanssa samanlaisiksi luokiteltavien maahan tuotujen tuotteiden verorasitusta. Verotuksesta aiheutuvien hallinnollisten velvoitteiden on oltava yhdenmukaiset. Tämä tarkoittaa esimerkiksi sitä, että tuotteen elinkaaripäästöistä vaadittavien tietojen on oltava samat riippumatta siitä, onko kyseessä tuontituote vai kotimassa valmistettu tuote. Myös veroilmoituksen tekemiseen ja veron maksuun liittyvät menettelyt eivät voi olla tuontituotteille raskaampia. Veroa ei voida myöskään kantaa eri vaiheissa kotimaisilta ja tuontituotteilta, vaikka se olisi hallinnollisesti helpompaa. Lisäksi jos veromalli perustuisi veroluokkiin, niin luokkien rajat on oltava samat sekä kotimaisille että tuontituotteille. Tämä asettaa valtavia tietotarpeita tuontituotteiden elinkaaripäästöistä ja niiden säätelystä.

Kansallisten verojen on oltava myös yhteensopivia EU:n valtioneuvoston päätösten kanssa. Verojärjestelmän tulee olla sellainen, ettei kenenkään voida katsoa saavan perusteetonta kilpailuetua esimerkiksi verovapautuksen vuoksi. Valtioneuvoston kannalta verotuksen tavoitteilla ja tosiasiallisilla vaikutuksilla on suuri merkitys. Veron ulkopuolelle voidaan rajata tuotteita vain, jos se on objektiivisesti oikeutettua eikä vapautus rajoita tai heikennä määriteltyjen tavoitteiden toteutumista.

Veronalaisten tuotteiden luokittelu yksiselitteisesti lainsäädännön vaatimusten mukaisesti asettaa myös veropohjalle rajoitteita. Tullinimikkeistö on tällä hetkellä ainoa luokittelujärjestelmä valmisteverotuksessa ja sitä voitaisiin käyttää myös mahdollisten arvonlisäverokantojen eriyttämisessä veronalaisten tuotteiden määrittelyä varten. Luokitteluperiaatteena tullinimikkeistö voisi kuitenkin johtaa veron toivottujen

kannustimien heikentymiseen sekä rajanveto-ongelmiin. Tuoteryhmätasolla nimikkeen sisällä tuotteita voidaan tuottaa hyvin erilaisin päästöin, mutta näille kohdistuisi yhtäläinen verorasite. Toisaalta laajasti tai yksityiskohtaisella tasolla käytettynä tuotekohtaisen tiedon muodostaminen voisi olla erittäin kallis hallinnollisilta kustannuksiltaan.

Tuotekohtaisen hiilijalanjälkitiedon yhdistäminen viivakooditietokantoihin, joita tukku-porras ja vähittäismyyntikaupat yleisesti käyttävät, voisi tarjota hyvän teknisen keinon kuljettaa tietoa tuotteiden hiilijalanjäljistä. Hiilijalanjälkitieto olisi tällöin myös muiden tiedonkäyttäjien kuin vain verotuksen käytettävissä. Tuoteluokitus olisi ns. GTIN-tuoteluokituksen mukainen. (Nissinen ym. 2022.).

Veron vaikutukset riippuvat keskeisesti veropohjasta, sen laajuudesta ja laadusta. Eri-tyisesti veron vaikutukset niin yrityksiin, kotitalouksiin kuin yhteiskuntaan riippuvat kuitenkin veron tasosta sekä hinta- ja käyttäytymisvaikutuksista, jotka puolestaan ovat riippuvaisia tuotteiden omista sekä ristikkäisjoustojen arvoista. (Ks myös luku 3). To-teutuksesta riippuen, laajennus voi myös kasvattaa merkittävästi hallinnollisia kustan-nuksia.

5.3 Arvonlisäverojen eriyttämisestä päästöjen perusteella

Arvonlisävero on yhdenmukaistettu Euroopan unionissa Euroopan yhteisöjen neuvoston arvonlisäverodirektiivillä (2006/112). Suomessa arvonlisäveron yleinen verokanta on 24 %. Suomessa on käytössä lisäksi kaksi alennettua verokantaa. Elintarvikkeiden, ravintolaruuan ja rehun verokanta on 14 %. Lääkkeiden, kirjojen, henkilökuljetuksien, majoituksen, kulttuuri- ja viihdetilaisuuksien, liikuntapalveluiden, televisioluta-maksutulojen, tiettyjen taide-esineiden ja tekijänoikeuskorvausten sekä tilattujen sa-noma- ja aikakauslehtien arvonlisäverokanta on 10 %. Suomessa kaikkiin elintarvikkeisiin sovelletaan samaa 14 prosentin alennettua verokantaa, eikä elintarvikkeita ole eroteltu ryhmän sisällä. Eräillä jäsenvaltioilla on käytössään joillain elintarvikkeilla eriy-tetty verokanta, jonka soveltamisesta on sovittu liittymissopimuksessa.

Keväällä 2022 arvonlisäverotusta uudistettiin muutosdirektiivillä 2022/542, siten että luetteloa alennettujen alv-kantojen soveltamista päivitettiin ja laajennettiin. Jäsenvaltioiden tulee soveltaa vähintään 15 prosentin yleistä arvonlisäverokantaa, ja ne voivat soveltaa enintään kahta vähintään 5 prosentin alennettua verokantaa tiettyihin tava-roihin ja palveluihin. Lisäksi jäsenvaltiot voivat myös soveltaa yhtä viittä prosenttia alemmaa verokantaa ja verottomuutta vähennysoikeudella tiettyihin tuoteryhmiin.

Alv-uudistus ja sen mahdollistamat alv-kantojen laajentaminen on toisaalta vastoin EU:n aiempaa pyrkimästä alv-kantojen yhtenäistämiseen ja vaiheittaiseen alennettujen ja erityin alennettujen verokantojen poistamisiin (arvonlisäverodirektiivi (2006/112)) ja siten verojärjestelmän tehostamiseen.²⁸ Uudistus onkin kohdannut kritiikkiä ja sen tehokkuutta tavoitteiden saavuttamisessa on epäilty. (de la Feria ym. 2021).

EU:n piirissä on aiemmin selvitetty eriytettyjen alv-kantojen mahdollisuuksia toimia päästöjen vähentämiseen tärkeinä veroina.²⁹ Myös Suomessa on lyhyesti pohdittu arvonlisäveroporrastusta terveystaloudellisten syistä. Verotuksen kehittämistyöryhmän (2010) mukaan periaatteessa elintarvikkeiden porrastettu arvonlisäverotus niiden terveellisyden mukaan saattaisi olla perusteltua. Työryhmä päätyi kuitenkin siihen, että tällaista porrastusta olisi käytännössä vaikea toteuttaa. (VM 2010). Lisäksi Ilmastopaneeli raportissaan pohtii alv-kantojen eriyttämisen mahdollisuutta eläin- ja kasvipärisille elintarvikkeille ruuantuotannon päästöjen vähentämiseksi siten, että kanta olisi korkeampi eläinperäisille tuotteille (Seppälä ym. 2022).

De Camillis and Goralczyk (2013) ja Nguyen ym. (2016) ehdottavat ns. vihreää alv-järjestelmää, joka perustuisi elinkaarianalyysin perusteella tuotettuun pisteytykseen joko tuote- tai tuoteryhmätasolla. Tämän pisteytyksen perusteella säädettäisiin tuotteen alv-kanta. Tämä malli johtaisi kuitenkin useisiin eri alv-kantoihin, mihin liittyisi hallinnollisia haasteita. Myös tietotarpeet olisivat mittavat.

Eriytettyjen alv-kantojen haasteita verojärjestelmän ja tarvittavan tietopohjan näkökulmasta:

Hallinnolliset ja yritysten kustannukset. Mitä enemmän eri alv-kantoja on käytössä, sitä enemmän niiden soveltamisesta koituu hallinnollisia kustannuksia viranomaisille ja yrityksille (Crawford ym. 2010). Hallinnollisella tehokkuudella tarkoitetaan sitä, että verojen tavoitteet saavutetaan alhaisin hallinto- ja transaktiokustannuksin. Näitä kustannuksia ovat julkisvallalle aiheutuvat kustannukset, kuten säädösvalmistelusta aiheutuvat kustannukset ja verotuksen toimeenpanosta aiheutuvat kustannukset. Hallinnollisiin kustannuksiin kuuluvat myös verovelvollisille koituvat kustannukset. Useat verokannat hankaloittavatkin kirjanpitoa, verontilitystä, tilintarkastusta ja lisäävät arvonlisäveron palautusten maksatusta. Lisäksi useampi verokanta aiheuttaa rajanveto-ongelmia, päätettäessä minkä verokannan piiriin tietty tuote kuuluu.

²⁸ Ks. Rauhanen (2015) keskustelu ALV:n käytön tehokkuudesta ja EU:n komissio(2008): The Use of Differential VAT Rates to Promote Changes in consumption and Innovation.

²⁹ Copenhagen Economics: Reduced VAT on Environmentally Friendly Products, DG TAXUD, 2008

Hintavaikutuksen epävarmuus. Vaikka tutkimusten yksityiskohdat vaihtelevat, niin suuri osa empiirisistä tutkimuksista, jotka tutkivat alv-kantojen muutosten vaikutusta hintoihin löytävät vain osittaista alv:n muutoksen läpimenoa hintoihin. (Ks. esim. Kosonen 2015, Bernal 2018, Benedek ym. 2019). Lisäksi on havaittu, että hintavaikutus voi olla epäsymmetrinen – alv-korotukset voivat siirtyä hintoihin suuremmalta osin kuin alv-alennukset. Benzarti ja Carloni (2019), Benzarti ym (2020).

Käyttäytymisvaikutukset. Hinnan muutoksen aiheuttama vaikutus kuluttajien valintoihin ja tuotteen kysyntään riippuu tuotteiden hintajoustoista sekä tuotteiden keskinäisistä korvaavuudesta – ja täydentävyydestä. Hyvin joustamattomat kysynät eivät reagoi voimakkaasti suurinkaan hintamuutoksiin, ja keskeinen vaikutus on substituu-tien eli riittävän läheisten vaihtoehtoisten tuotteiden löytymisellä. Toisinaan veron muutoksilla voi myös yllättäviä ja ei-toivottuja vaikutuksia.

Rebound-vaikutus. Kulutus kasvaa, jos alv-kantaa alennetaan. Tämä johtaa kysynnän kasvuun, jolloin myös kokonaispäästöt saattavat kasvaa (Kosonen K. ja Nicodeme (2009)). On myös mahdollista, että hinnan muutos aiheuttaa ei-toivottuja vaikutuksia. Kulutus voikin siirtyä alv-muutoksen myötä ympäristölle haitallisempaan kulutukseen.

Tulonjakovaikutus. Kulutusverot voivat olla regressiivisiä ja kohdistuvat siis silloin pienituloisiin voimakkaammin. Erityisesti uusimmassa alv-direktiivin uudistuksessa alennetut kannat voisivat kohdistua tuotteisiin ja palveluihin, joita käyttävät suurituloiset, jotka mahdollisesti myös hyötyisivät siten uudistuksesta enemmän.

Veropetosten mahdollisuus. Mitä useampia alv-kantoja, sitä vaikeampi verotusta on valvoa ja väärinkäytösten mahdollisuus kasvaa.

Tuontituotteiden syrjimättömyys. EU-oikeus ja WTO-säännökset luovat rajoituksia eri kantojen käyttöön. Alv-direktiivi rajoittaa voimakkaasti sekä alv-kantojen lukumäärää että niihin luokiteltuja tuotteita.

Verotulojen vähentyminen. Alennetut alv-veroluokat vähentävät verotuloja, millä on suora vaikutus veron fiskaalisten tavoitteiden toteutumiseen.

Veropohjan määrittäminen. Mitä useampia alv-kantoja olisi, sitä enemmän joudutaan tekemään luokitteluja tuotteiden ja tuoteryhmien välille, mikä voi johtaa rajanveto-ongelmiin siitä mihin veroluokkaan tuote tai palvelu kuuluu.

Nykyinen lainsäädäntö ei myöskään salli kuin rajatun määrän alv-kantoja, joten kirjallisuudessa esitetyt mallit eivät sellaisenaan olisi sovellettavissa.

Arvonlisäkantojen eriyttäminen päästöperusteisesti voisi olla mahdollista rajatuille tuoteryhmille, mutta ei hinnoittelisi ulkoisvaikutuksia tarkasti.

Tuoteryhmätasolla nykyisiä hiilijalanjälkitietoja olisi mahdollista hyödyntää arvonlisäverokantojen eriyttämiseksi rajatulle joukolle sellaisia tuoteryhmiä, joille on olemassa verrattain luotettavat päästötiedot. Verrattain vähäpäästöisten tuoteryhmien verokannat voitaisiin silloin määritellä alemmiksi kuin suuripäästöisten tuoteryhmien. Päästöarvojen määrittelyyn voitaisiin käyttää panos-tuotosmallin (ENVIMAT) ohella rajoitetusti saatavilla olevia tuotekohtaisia tietoja, kuten EU:n ympäristöjalanjälkeä.

Esimerkiksi elintarvikkeissa on paljon toisiaan korvaavia ja päästöiltään eroavia vaihtoehtoja, myös tullinimikkeistön tuoteryhmien välillä. Osa tuoteryhmistä, kuten erityisesti monet lihatuotteet, on suhteellisen suuripäästöisiä. Kaikki elintarvikkeet kuuluvat tällä hetkellä alennettuun verokantaan (14 %).

Erilaisilla korjauspalveluilla kulutustuotteille, kuten vaatteille, kengille, huonekaluille ja tietokoneille, on puolestaan suhteellisen pienet päästöt. Ne ovat lisäksi erittäin tärkeitä sen vuoksi, että tuotteen käyttöään jatkaminen korjaamisen ja muodistamisen avulla on kuluttajan tärkein keino vähentää erilaisten tavaroiden kasvihuonekaasupäästöjä (VN-TEAS KULO-hanke, 2023). EU:ssa on jo erityisesti sallittu jäsenvaltioiden soveltaa alennettua verokantaa aurinkopaneelisiin, sähköpolkupyöriin ja jätteiden käsittelypalveluihin, joita pidetään ympäristöystävällisinä tavaroina ja palveluina.

Alv-kantojen eriyttäminen elinkaaripäästöjen perusteella ei kuitenkaan hinnoittele kulutuksen tuottamaa ulkoisvaikutusta tarkasti, eikä useimpien tuotteiden osalta voida tietää, lisäisikö vai vähentäisikö alv-kantojen eriyttäminen hyvinvointia. Joidenkin tuotteiden osalta vero voisi olla alhaisempi kuin niiden tuotannon aiheuttama ulkoisvaikutus, joidenkin tuotteiden osalta taas korkeampi.

5.4 Päästöperusteisista kulutustuotteiden valmisteveroista

Valmisteverotus on luonteeltaan erityinen kulutusvero, joka kohdistuu vain sen kohteeksi valittuihin tuotteisiin. Valmisteveroja käytetään yleisesti haittaveroina, joilla pyritään ohjaamaan kuluttajien valintoja ja vaikuttamaan kulutuksesta aiheutuvaan ulkoisvaikutukseen, kuten terveydelliseen tai ympäristölliseen haittaan. Veronalaisten tuot-

teiden määrittelyssä käytetään yleisesti ja vakiintuneesti tulliverotuksen tavaraluokittelua. Tullinimikkeistö on kansainvälinen ja kattava tavaraluokittelu siihen liittyvine soveltamissääntöineen³⁰.

Valmisteveroista suuri osa on yhdenmukaistettu EU:n tasolla, yhteisen valmisteverojärjestelmän puitteissa. Valmisteverotusdirektiivi (EU) 2020/262 ja sitä täydentävät tuotekohtaiset valmisteverodirektiivit luovat harmonisoiduille tuotteille yhdenmukaisen veropohjan ja vähimmäisverotasot sekä luo yhtenäisen verotuksen menettelytapa- ja valvontajärjestelmän. Jäsenvaltiot saavat kuitenkin ylittää direktiivin asettamat vähimmäisverotasot. Harmonisoituja valmisteveroja sovelletaan tupakkatuotteisiin, alkoholi-juomiin, nestemäisiin polttoaineisiin sekä sähköön ja eräisiin muihin energialähteisiin. Nämä valmisteverot ovat käytössä kaikilla EU-mailla. Harmonisoitujen valmisteverojen lisäksi jäsenmailla on oikeus säätää kansallisia valmisteveroja. Ne eivät saa kuitenkaan rajoittaa kilpailua eri jäsenmaissa toimivien yritysten välillä, eli verojen pitää kohdistua samalla tavalla niin kotimaisiin kuin muiden jäsenmaiden yrityksiin. Kansallisia valmisteveroja kannetaan Suomessa esimerkiksi tietyistä juomapakkauksista sekä kaatopaikkajätteestä.³¹

Valmisteverot perustuvat yksityiskohtaisiin, verolaeissa määritettyihin arvoihin. Valmisteveroja suunniteltaessa keskeistä on päättää veron malli, veropohja ja veron taso. Veropohjan määrittämisessä oleellisia kysymyksiä on mm. seuraavat: Mitä kulu-tusta vero kattaisi? Millä perusteella tuoteryhmät valitaan? Elinkaaripäästöihin perustuvien valmisteverojen kannalta tärkeitä kysymyksiä olisivat esim. seuraavat: Miten tuotteen elinkaariset päästöt määritetään? Vaikuttaako päästötiedon epävarmuus, joka riippuu päästön määritysmenetelmästä ja verifiointista, veroon? Minkä päästöjen mukaan veroja kannettaisiin? Perustuisiko vero yksittäiseen päästöarvoon vai veroluokkiin, kohdistuisiko päästötarkastelu ja veronkanto koko tuotantoketjuun? Olisiko kaksoisverotus tai verotuksen kertaantuminen ongelma? Esimerkiksi elintarvikkeissa raaka-aine liikkuu tuottajilta tukkukauppojen ja välivalmistajien kautta lopputuotteeseen ja lopputuotteet edelleen vielä eri tahojen välillä. Näin ollen veron kertaantumisen välttämiseksi pitäisi luoda järjestelmä, jossa välituotteista syntyneet päästöt vapautettaisiin verosta tai palautusjärjestelmä. Tämä olisi kuitenkin raskas järjestelmä

³⁰ Valmisteveronalaisten tuotteiden määrittelyssä käytetään apuna usein Euroopan yhteisön yhdistettyä tullinimikkeistöä (CN). Tullinimikkeistö on kansainvälinen, kattava ja looginen tavaraluokittelu, joka on luotu tullausta varten. Tullinimikkeistö perustuu Euroopan unionin vuonna 1987 annetun asetuksen N:o 2658/87 liitteeseen I, jota päivitetään vuosittain ottaen huomioon kansainvälisten järjestöjen, kuten Maailman kauppajärjestön (WTO) ja Maailman tullijärjestön (WCO) sopimukset yhdistetystä nimikkeistöä

³¹ Valmisteverojärjestelmään kuuluu verotukia. Merkittävimpiä energiaverotukia ovat dieselpolttoaineiden alennettu alennettu verokanta, työkoneiden kevyen polttoöljyn dieseliä alempi verokanta, teollisuuden, kaivosten, kasvihuoneiden ja yli 5 megawatin konealien alempi sähköverokanta sekä energiaintensiivisten yritysten energiaverojen palautus, joka poistetaan vaiheittain vuosina 2021–2024.

sekä verovelvollisille että viranomaisille ja valvonnalle. Myös verovelvollisten määrä voisi nousta nopeasti korkeaksi ja varsinkin pienille toimijoille hallinnolliset kustannukset suuriksi.

Valmisteverona kokonaispäästöihin perustuva vero joko yhden päästöluvun mukaan tai luokittain pitäisi toteuttaa samoilla periaatteilla kaikissa kilpailevissa tuoteryhmissä. Päästörajojen käyttö verotuksessa ei liene mahdollista, koska jakautuminen tuoteryhmiin voi olla satunnaista ja erot rajoissa tuoteryhmien välillä suuria ja aiheuttaa kannustimia järjestellä tuotteet, ilman varsinaisia päästövähennystoimia, alempaan veroluokkaan. Valmisteveron tasolla on ratkaiseva merkitys kulutuksen ohjaamisessa ja veron vaikuttavuudessa. Matalan veron vaikutus hintaan jää vähäiseksi, jolloin vero ei myöskään ohjaa kuluttajien valintoja. Korkea verotaso puolestaan voi johtaa veroturisiin. Samoin kuin alv:ssa myös valmisteverojen hintavaikutuksessa on eroja, ja veron aiheuttamat hintavaikutukset eivät välttämättä ole samanlaisia kaikissa kuluttajaryhmissä (ks. esim. Harju ym. 2022).

Pisteveromuotoisten valmisteveron käyttäminen laajamittaisesti elinkaaripäästöihin perustuvana kulutusverona useisiin tuotteisiin/tuoteryhmiin olisi hallinnollisesti työlästä ja sisältäisi lisäksi monia samoja haasteita kuin alv-tyyppinen vero liittyen hinta- ja käyttäytymisvaikutukseen sekä veropohjan määrittämiseen, veron välttelyyn kuin tuontituotteiden syrjimättömyyteen, regressiivisyyteen ja EU:n valtioneuvoston päätöksiksi. Lisäksi verifiointiin ja seurantaan tulisi luoda kestävä järjestelmä tuotekohtaisten päästötietojen valvomiseksi. Merkittävimmät rajoitukset veromallille asettavat EU-oikeuden syrjimättömyysperiaate ja valtioneuvoston määräykset. Syrjintäkielto vaikuttaa merkittävästi siihen, millainen vero kansallisesti voidaan ottaa käyttöön. Kotimaisilta tuotteilta ja tuontituotteilta kannettavan veron on oltava samansuuruinen ja veron määrätymisperusteiden tulee olla yhdenmukaiset.

Yksittäisten tuotteiden tai tuoteryhmien kohdalla valmisteverot voivat kuitenkin toimia ohjaavina ja ulkoisvaikutuksia korjaavina veroina. Polttoaineiden päästöperusteisia valmisteveroja on käytössä monissa maissa, myös Suomessa. Valmisteveroja on käytetty myös terveystieteellisistä perusteista monissa maissa jo vuosikymmenten ajan. Useissa maissa on lisäksi näiden verojen tuottoja korvamerkitty verotuksen hyväksyttävyyden lisäämiseksi. EU-lainsäädännön valtioneuvoston päätökset kuitenkin rajaavat ohjaavien verojen käyttöä. Verotus voidaan katsoa valtioneuvoston tueksi, jos eivät ole yleisen verojärjestelmän mukaisia tai jos sisältää veronalennuksia, -porrastuksia sekä verovapauksia.

Luvussa 3 on esitelty useita tutkimuksia liittyen elintarvikkeisiin, erityisesti sokeriin ja virvoitusjuomiin kohdistuviin haittaveroihin.

Elinkaaripäästöihin perustuvan valmisteveron edellyttämiä päästötietoja on nykyisellään saatavissa vain muutamille tuotteille

Luvussa 4 on keskusteltu elinkaaristen päästöjen määrittämisestä ja niiden tuottamista päästötiedoista. Tällä hetkellä elinkaaristen päästöjen määrittäminen ei vielä ole niin vakiintuneita, että niiden tuottaman tiedon käyttö sellaisenaan valmisteveron perusteena olisi mahdollista. ENVIMAT tuottaa mallin oletusten pohjalta tuoteryhmäkohtaisesti vertailukelpoista tietoa sekä kotimaan että tuontituotteiden elinkaaripäästöistä, mutta päästötiedot ovat arvoperusteisia. Tuoteryhmätasolla määritelty päästötieto tarkoittaa, että yksittäisten tuotteiden päästö voidaan ali- tai yliarvioida. Arvoperusteisuus lisää päästötietojen epätarkkuutta, kun todellinen päästö ei varsinkaan kuluttajatuotteissa usein ole juurikaan sidoksissa tuotteen hintaan. Tuoteryhmätasolle kohdistuva vero ei myöskään kannustaisi ryhmän sisällä päästövähennyksiin. Lisäksi luokittelu ei vastaa yleisesti valmisteverotuksessa käytettyä tullinimikkeistöä. Tullinimikkeistön käyttämä CN8-luokitus on huomattavasti tarkempi kuin CPA-luokituksen tarkintaan taso ja nykyisen ENVIMAT-mallin tarkkuustaso. Mikäli tullinimikkeistölle haluttaisiin päästökertoimet, jouduttaisiin käyttämään samaa kerrointa usealle eri nimikkeelle. Muuntoavaimet eri luokitusten välillä ovat olemassa (EU RAMON).

Tuotekohtaisen päästötiedon tuottamiseksi on olemassa useampia menetelmiä, mutta nämä eivät ole keskenään vertailukelpoisia. (Liite 2). Pisimmälle harmonisoinnissa on edetty EU:n ympäristöjalanjäljen kehittämisessä ja sen tietovaatimukset sisältävätkin tarkkoja kuvauksia tiedon keräämiselle, verifiointille ja valvonnalle. Näitä päästötietoja on kuitenkin saatavilla vasta vain muutamille tuotteille. Kehittyessään tämä menetelmä kuitenkin voisi tulevaisuudessa mahdollisesti vastata myös verotuksen pohjaksi tarvittavaan tietotarpeeseen.

Kirjallisuudessa on myös esitetty veromalli (McAusland ja Najjarin (2015), joka yhdistää tuoteryhmä- ja tuotetason päästötietoja veron pohjana. (Ks. myös luku 3.3). Tässä hybridimallissa veron perusteena käytettäisiin joko tuoteryhmän keskimääräistä hiilijalanjälkeä tai yrityksen tuotteelle määrittämää hiilijalanjälkeä. Kaikki yritykset, niin kotimaiset kuin ulkomaiset, saisivat valita, käyttävätkö keskimääräistä vai tuotekohtaista hiilijalanjälkeä. Mahdollisuus oman tuotteen hiilijalanjäljen määrittelyyn loisi yrityksille kannustimen päästövähennyksiin. Hiilijalanjälkien empiiristä arviointia käsitellään tarkemmin luvuissa 4.1.1 ja 4.1.2.

Pisimmällä päästötietojen määrittämisessä ollaan elintarvikkeissa. Tuoteryhmäkohtaisia päästötietoja määritetään parhaillaan ENVIMAT2019food-mallilla. Ympäristöjalanjäljen löytyy jo tuoteryhmäkohtaiset ohjeet ja kirjallisuudesta tuloksia muutamille elintarvikkeille, kuten meijerituotteille, pastalle, pullovedelle ja oluelle.

5.5 Yhteenvetoa näkökohdista

Tehokkaan elinkaaripäästöihin perustuvan kulutusveron veron tulisi kohdentua suuripäästöisiin tuotteisiin ja tuoteryhmiin, joihin ei vielä kohdistu laajasti muuta päästöohjausta. Niin kotimaisiin kuin tuontituotteisiin kohdistuva kulutusverotus voisi myös taivota mahdollista hiilivuotoriskiä, kohdistuessaan toimialoille, joilla sekä kotimainen tuotanto että tuonnin osuus ovat merkittäviä. Esimerkiksi elintarvikesektori on toimiala, joilla nämä kriteerit täyttyvät.

Veron ohjausvaikutuksen kannalta päästötiedot pitäisi pystyä määrittämään mahdollisimman tarkalla tuotetasolla, ainakin kilpailevien tuotteiden kesken, jolloin kannustinvaihtelu vähänpäästöisempiin kulutusvalintoihin ja tuotekehitykseen toteutuisi. Määrittelytapa pitää myös säätää tarkasti laissa, ja sen lisäksi verotettavat tuotteet on määriteltävä laissa. Laajan ja yleisen päästöperusteisen kulutusverotuksen kannalta tuotekohtaista, luotettavaa päästötietoa on vielä liian vähän. Tilanne tulee olemaan vielä pitkään samanlainen, vaikka sitä pyritäänkin parantamaan mm. EU:n ympäristöjalanjäljen ja tuotepassien kehittämistyön avulla.

Nykyisillä elinkaaripäästötiedoilla ENVIMAT tarjoaa vertailukelpoisen, tuoteryhmätason, mutta arvoon (hintaan) perustuvan päästötiedon. ENVIMAT kattaa myös tietoja tuontituotteista, ja uusi ENVIMAT2019 tulee kattamaan myös maankäytön päästöt allokoituina tuotteille. EU:n ympäristöjalanjäljen, PEF, tiedot voisivat olla käyttökelpoisia (vertailukelpoisia, verifioitavia), mutta näitä tietoja on vasta vähän valmisteveron pohjaksi käytettäväksi. Alv-kantojen eriyttäminen, nykyisten kantojen puitteissa elinkaaripäästöihin perustuen sen sijaan voisi olla mahdollista, mutta arvonlisäverotus fiskaalisena verona ei perustu haitan arvoon, vaan tuotteen arvoon ja ohjausvaikutus ei siis kohdistu oikein. Päästötietojen määrittämisen lisäksi, veron toimeenpanoon liittyy myös iso joukko niin lainsäädännöllisiä kuin verojärjestelmään liittyviä kysymyksiä, jotka tulisi ratkaista ja jotka osaltaan vaikuttavat verojärjestelmän tehokkuuteen. Esimerkiksi veropohjan määrittämiseen, veronkantoon ja valvontaan, niin julkisen vallan kuin toimijoidenkin näkökulmasta liittyy paljon yksityiskohtaisia kysymyksiä, joiden vaikutus hallinnollisiin kustannuksiin on myös keskeinen.

Lisäksi keskeinen tietotarve liittyy myös veron asettamisen hyvinvointivaikutuksiin. Hiilijalanjälkeen perustuvan kulutusveron vaikutuksia kulutuskäyttäytymiseen ja sitä kautta päästöihin olisi vaikea ennakoita. Esimerkiksi tutkimuskirjallisuudessa ei juuri ole Suomeen sovellettavaa empiiristä tutkimustietoa tällaisen veron hintavaikutuksista ja käyttäytymisvaikutuksista. Tämä tieto olisi kuitenkin keskeistä veron vaikutusten arvioinnin kannalta.

6 Vaikutusten arvioinnista

Tässä raportissa on keskusteltu mahdollisina kansallisina elinkaaripäästöihin perustuvina kulutusveroina eritettyjen alv-kantojen käyttöä ja valmisteveron kaltaista piste-mäistä haittaveroa.

Kun verolla pyritään ohjaamaan kulutusta päästöjä vähentäväksi, on keskeistä tuntea ja määritellä hyvin ulkoisvaikutuksesta aiheutuva haitta, jonka pienentämiseen verotuksella pyritään. Veron kohdentaminen ja verotason mitoittaminen oikein on haastavaa ja vaatii paljon tietoa. Veron vaikutuksia kulutukseen ja päästöjen vähentymiseen ei voida ennakolta tietää varmaksi. Lisäksi veron toimeenpanosta aiheutuvat hallinnolliset kustannukset niin julkiselle hallinnolle kuin yrityksille voivat nousta hyvinkin korkeiksi ottaen huomioon, että etenkin valmisteveroihin liittyy mittavia raportointi- ja seurantavelvoitteita. Verosta aiheutuvat taloudelliset ja ilmastolliset hyödyt saattavat jäädä siitä aiheutuvia yhteiskunnallisia kustannuksia pienemmiksi. Onnistuneessa vero-ohjauksessa keskeistä on se, että haitallisille, korkeapäästöisille tuotteille löytyy kuluttajien näkökulmasta riittävän samankaltaisia korvaavia tuotteita, joihin kulutus voi siirtyä. Lisäksi tuoteryhmien tai tuotteiden tulisi olla selkeästi määriteltävissä ja verovelvollisten määrän pitäisi olla rajallinen, jotta veronkannon hallinnolliset kustannukset pysyisivät kohtuullisina.

Elinkaaripäästöihin perustuvassa kulutusverossa tietotarve veron kohdentamista ja mitoittamista varten on suuri jo karkealla tuoteryhmätasolla ja mitä yksityiskohtaisemmalle ja ohjausvaikutuksen kannalta tehokkaammalle tasolle, jopa yksittäiselle tuotetasolle, mennään, sitä suuremmaksi tietotarve kasvaa. Lisäksi kuitenkin jopa tuotetasolle asetettu vero ei välttämättä ohjaa halutulla tavalla, jos saman tuotenimikkeen tuotteiden elinkaaripäästöissä on eroja.

Keskeistä veron vaikutuksen arvioinnin kannalta on hintavaikutus eli kuinka vero vaikuttaa hintaan ja käyttäytymisvaikutukset eli muuttuneen hinnan vaikutus kuluttajien valintoihin. Hintavaikutus eli se kuinka paljon lopulta verosta siirtyy tuotteen hintaan, riippuu markkinatilanteesta sekä hintajoustoista. Veron hintavaikutus voi myös olla erilainen esim. tuloluokittain ja alueittain, riippuen substituutiomahdollisuuksista. (Ks. esim. Harju ym. 2022). Riittävän läheisten substituuttien löytyminen vahvistaa veron käyttäytymisvaikutusta ja siten päästövähennyksienkin syntymistä. Näiden vaikutusten arvioiminen on haastava empiirinen kysymys.

Hallinnollisella tehokkuudella tarkoitetaan sitä, että verojen tavoitteet saavutetaan alhaisin hallinto- ja transaktiokustannuksin. Nämä kustannukset riippuvat mm. veromallista ja veropohjan laajuudesta (mm. verovelvollisten lukumäärästä) sekä päästöjen määrittämisen tarkkuudesta. Hallinnollisia kustannuksia koituu sekä julkiselle vallalle

valmistelusta ja verotuksen toimeenpanosta sekä verovelvollisille mm. kirjanpidosta että veron tilittämisestä. Lisäksi kovin laaja veropohja saattaisi tuoda verotuksen piiriin paljon pieniä tuottajia, jolloin verotuksesta ja valvonnasta koituvat kustannukset saataisivat nousta verotuottoja suuremmiksi. Toisaalta taas verotuksen ulkopuolelle jättäminen johtaisi helposti verohelpotuksen myötä ongelmia tasapuolisen kilpailun edellytyksiin. Veroluokkien ja -rajojen muodostaminen puolestaan loisi kannustimia tuotemuokkaukseen ja verovapautuksen tavoittelemiseen.

Verotuksen tuottama päästövähennys riippuu oleellisesti veromallin ja veropohjan laajuudesta sekä veron tuottamista hinta- ja käyttäytymisvaikutuksista sekä substitutiomahdollisuuksista eli mihin tuotteisiin ja palveluihin kulutus siirtyy. Näiden arvioiminen etukäteen hyvin haastavaa. Kirjallisuudessa on esitetty arvioita esim. lihankulutukseen liittyvistä joustoista. Näiden tulosten vaihteluväli on kuitenkin suuri riippuen estimointimallista ja aineistoista. Lisäksi niiden soveltaminen Suomeen ei sellaisenaan ole mahdollista. (Ks myös Luku 3.2 ja Liite 2). Verolla saattaa myös olla ei-toivottuja vaikutuksia, jotka vaikuttavat päästökehitykseen. Esimerkiksi alennettuun alvkantaan siirtyminen voisi aiheuttaa kysynnän kasvua ja sitä kautta kokonaispäästöjen kasvua. Kansallisen veron vaikutus globaaleihin päästöihin on myös sangen epävarmaa. Tuottajille saattaa syntyä kannustin järjestellä tuotteiden jakelu globaaleilla markkinoilla niin, että mikäli esimerkiksi Suomessa olisi käytössä kansallinen kulutusvero, Suomeen tuotaisiin jo valmiiksi vähäpäästöisempiä tuotteita ja suuripäästöisemmät tuotteet ohjautuisivat säätelemättömille markkinoille ja eivät jäisi tuottamatta. Toisaalta Suomessa toimiville yrityksille voisi syntyä kannustin viedä omaa suuripäästöistä tuotantoaan säätelemättömille markkinoille, jolloin aitoja päästövähennyksiä ei myöskään syntyisi.

Vaikutusten seurantaan liittyen, päästöperusteisesta verosta johtuvat mahdolliset muutokset päästöihin eivät ole havaittavissa tai mitattavissa lyhyellä aikavälillä. Veronalaisten tuotteiden kulutuksessa tai myynnissä tapahtuvia muutoksia, joilla on välillisesti vaikutus päästöihin, voidaan kuitenkin havaita ja mitata nopeammin. Tulevaisuuden päätösten tueksi olisi tärkeää saada yksityiskohtaista tietoa kulutuksen muutoksista sekä ajallisesti että tuotteittain. Esimerkiksi vähittäismyyntitietojen avulla voitaisiin seurata muutoksia eri tuotteiden kulutuksessa, mikä olisi tärkeää tuotteiden kysynnän hintajoukon lisäksi myös tuotteiden välisen ristijoukon selvittämiseksi. Joustojen avulla puolestaan päästäisiin arviomaan, saisivatko muutokset veroissa kuluttajia muuttamaan kulutuskäyttäytymistään niin, että päästöt vähenisivät.

7 Yhteenveto ja johtopäätöksiä

Sitovan globaalin ilmastopimuksen ja siten yhteisen hiilen hinnan puuttuessa monet maat etsivät myös kansallisia ratkaisuja ilmastopoliitikan tehostamiseksi. Tässä raportissa on selvitetty elinkaaripäästöihin perustuvan kulutusveron käytön mahdollisuuksia ilmastopoliitikan ohjausekeinona päästövähennysten saavuttamisessa. Päästöjen vähentäminen kulutusverotuksen avulla asettaa suuria tietotarpeita niin veron tehokkuuden arvioimiseksi kuin veropohjan ja veromallin muodostamiseksi.

7.1 Elinkaaripäästöistä ei vielä ole kattavia ja yksiselitteisiä tietoja

Veropohjan perustuminen elinkaaripäästöihin asettaa suuria tietotarpeita. Nykyisissä elinkaaripäästöjen määrittämismenetelmissä on suurta vaihtelua tietojen saatavuuden, tarkkuuden, varmuuden ja laajuuden välillä. EU:n ympäristöjalanjälki voisi olla hyvä menetelmä, mutta ohjeet ovat vasta vähäiselle tuotemäärälle, ja ympäristöjalanjälkimenetelmällä tuotettuja hiilijalanjälkitietoja on hyvin vähän. Ympäristölaajennettu panos-tuotosmenetelmä kuten ENVIMAT tuo esiin sitä suurta vaihtelua, mikä erilaisten tavara- ja palveluryhmien välillä on: vuotteen hintaa kohti lasketut tuoteryhmien päästökertoimet vaihtelevat suuresti, pienimpien ollessa alle 0,1 ja suurimpien yli 4 kg CO₂e/€. Siten kulutukseen käytetty euro voi aiheuttaa kasvihuonekaasupäästöt, jotka ovat alle 0,1 kg CO₂e tai jopa yli 4 kg CO₂e.

Tuoteryhmäkohtaisiin tuloksiin liittyy kuitenkin verotuksen kannalta useita ongelmia. Ensinnäkin tulokset eivät erottele tuotteita tuoteryhmän sisällä. Tällöin fossiilittomalla energialla tuotetun ja fossiilienergialla tuotetun tuotteen vero olisi sama, jos ne kuuluvat samaan tuoteryhmään. Toiseksi ENVIMAT tuottaa arvion hiilijalanjäljestä suhteessa tuotteiden keskimääräiseen arvoon, mikä voi myös tuottaa harhaa hiilijalanjälkitietoon ja tuoteryhmien välisiin vertailuihin. Jos yritykset saavat tuotteensa vaikuttamaan kuluttajien silmissä erilaisilta esimerkiksi uusia ominaisuuksia lisäämällä, brändiä rakentamalla tai muista erottuvalla pakkaamisella, tuotteet eivät kilpaile erityisesti hinnoilla. Tällaisten tuoteryhmien ENVIMAT-hiilijalanjälki saattaa arvoperusteisuuden vuoksi olla matalampi kuin vastaavat elinkaaripäästöt tuottavien mutta voimakkaammin hinnoilla kilpailevien tuoteryhmien.

Veropohjan muodostamisen kannalta keskeistä on myös tietotarve muusta päästöohjauksesta, jota tuotteisiin jo kohdistuu, mm. kaksoisverotuksen välttämiseksi. Tietotarve koskee myös tuontituotteita, joiden osalta tämä voi olla erityisen haastavaa. Li-

säksi EU on ottamassa käyttöön toista, kulutusverotukselle vaihtoehtoista ohjauskeinoja, hiilitullia. Tosin EU:n hiilirajamekanismi koskisi vain rajattua joukkoa toimialoja ja tuotteita, joihin kohdistuu suuri hiilivuodon riski.

Elinkaaripäästöihin perustuvat kulutusverot olisivat kulutuksen muutokseen ohjaavia haittaveroja. Ohjaavan veron vaikuttavuus riippuu keskeisesti sen vaikutuksesta kuluuskäyttäytymiseen. Tärkeitä kysymyksiä tällaisen veron vaikuttavuuden arvioimissa ovat päästötiedon osalta veron hintavaikutus eli kuinka suuri osa verosta siirtyy kuluttajahintoihin sekä kuinka muuttuneet hinnat vaikuttavat kuluttajien päätöksiin. Vaikuttaako vero kulutusvalintoihin ja seuraako siitä päästövähennyksiä? Vai mukautuvatko kuluttajat uutteen tilanteeseen muuttamatta käytöstään? Nämä valinnat riippuvat oleellisesti siitä, löytyykö tuotteille läheisiä substituuotteja, joihin kulutus mahdollisesti voisi siirtyä verotuksen kiristyessä. Sekä hintavaikutuksen että käyttäytymisvaikutuksen arvioimiseksi tulisi tuntea kulutustuotteiden joustoarvoja. Näiden arvioiminen on haastava empiirinen tehtävä. Tutkimuskirjallisuudessa esiintyvät joustoarviot ovat huonosti sovellettavissa Suomeen, sillä arviot ovat riippuvaisia mm. markkinatilanteesta ja maantieteellisestä kontekstista. Kirjallisuudessa käytetyissä estimointimalleissa ja datoina sekä tarkastelun aikaväleissa on vaihtelua, mikä rajoittaa niiden hyödynnettävyyttä sellaisenaan suomalaiseseen viitekehukseen.

7.2 Lainsäädännön asettamat reunaehdot lisäävät haastetta

Riippumatta veropohjasta tai veromallista lainsäädäntö asettaa rajoitteita kulutusverojen toimeenpanolle. Sekä EU-oikeus ja kauppapolitiikan säännökset, että kansallinen lainsäädäntö, lähtien perustuslain edellytyksistä verolainsäädännölle aina yksityiskohdaisiin valmisteveroja ja alv-kantojen lukumäärää koskevaan lainsäädäntöön, asettavat reunaehdot veropohjan määrittämisen tarkkuudelle ja tuotteiden luokittelulle. Lisäksi verolainsäädännön velvoite syrjimättömyydestä ja samanlaisten tuotteiden, niin kotimaisten kuin tuontituotteiden, yhtäläisestä kohtelusta lisää haastetta.

Tässä hankkeessa on tunnistettu lainsäädännön tuomat reunaehdot kulutusverotukselle, mutta niiden tarkastelu seikkaperäisesti ei ole ollut tämän hankkeen keskiössä. Kysymysten ratkaisut ovat kuitenkin edellytys verotuksen käytännön toimeenpanon kannalta ja niinpä näiden tarkempi selvittäminen mahdollisessa jatkotyössä on tärkeää.

7.3 Päästöperusteinen kulutusvero edellyttää valintoja ohjausvaikutuksen ja toteutettavuuden välillä

Raportissa on puntaroitu laajasti elinkaaripäästöihin perustuvan kulutusveromallin kehittämismahdollisuuksia ja haasteita. Asetettaessa kulutusveroja on huomioitava verotuksen aiheuttamat hyvinvointivaikutukset. Kun verotuksella pyritään ohjaamaan päästövähennyksiin, vero tulisi asettaa mahdollisimman tarkasti ulkoisvaikutuksen aiheuttaman haitan mukaisesti, jotta se kannustaisi tavoitteen mukaisiin käyttäytymisvaikutuksiin eli siirtymään vähäpäästöisempään kulutukseen. Elinkaaripäästöihin perustuvien kulutusverojen tapauksessa haasteeksi muodostuukin ulkoisvaikutuksen eli päästöjen määrittäminen tarkasti ja siten veron tason sekä kohdentumisen oikea määrittäminen. Tällä hetkellä tarkkaa, elinkaaripäästöihin perustuvaa tietoa ulkoisvaikutuksista on saatavilla vasta rajoitetusti.

Veron ohjausvaikutus riippuu siitä, mille tasolle asti päästöjä pystytään riittävän tarkasti määrittämään. Tuoteryhmätasolle jäävä päästöjen määrittäminen heikentää ohjausvaikutusta poistaen kannustimet tuoteryhmän sisällä tapahtuvalle päästöjen vähentämiselle. Toisaalta tuotetasolle ylettyvä päästöjen määrittäminen kasvattaa hallinnollista taakkaa suureksi. Hallinnolliset kustannukset syntyvät esimerkiksi siitä, että monella eri tuotteella on erisuuruiset hiilijalanjäljet, ja niille pitäisi tällöin asettaa erisuuruiset verot. Tämä puolestaan johtaisi hyvin yksityiskohtaiseen verojärjestelmään, jonka piirissä toimiminen olisi työlästä verovelvollisille. Raportissa on myös lyhyesti tarkasteltu hybridimallia, jossa veron perusteena käytettäisiin joko tuoteryhmän keskimääräistä hiilijalanjälkeä tai yrityksen tuotteelleen määrittämää hiilijalanjälkeä. Kaikki yritykset, niin kotimaiset kuin ulkomaiset, saisivat valita, käyttävätkö keskimääräistä vai tuotekohtaista hiilijalanjälkeä. Mahdollisuus oman tuotteen hiilijalanjäljen määrittelyyn loisi yrityksille kannustimen päästövähennyksiin. Tällainen kirjava verojärjestelmä olisi kuitenkin yhtä lailla yksityiskohtainen ja työläs ja sen toteutus ja valvonta olisi hankalaa. Toimiva kulutusverotus olisi siis tasapainoilua veromallin yksinkertaisuuden ja kattavuuden ja toisaalta sen ohjausvaikutuksen välillä.

Elinkaaripäästöihin perustuva kulutusverot, joita kirjallisuudessa on kuvattu, ovat joko alv-tyyppisiä tai valmisteveromallisia haittaveroja. Raportissa on keskusteltu nykyisten alv-kantojen ja päästötietojen hyödyntämisestä siten, että tuoteryhmät valikoituisivat niihin elinkaaripäästöihin perustuen: Verrattain vähäpäästöisten tuoteryhmien verokannat olisivat alemmat kuin suuripäästöisten tuoteryhmien.

Veron tehokkuuden kannalta vero tulisi kohdistaa sellaisiin tuotteisiin tai tuoteryhmiin, johon ei kohdistu tuotantoketjun aikana vielä päästöohjausta ja joiden elinkaaripäästöt

voitaisiin määrittää riittävällä tarkkuudella ja joiden osalta valvonta olisi mahdollista. Veron käytännön toimeenpano kannalta on kuitenkin vielä niin suuria kehitystarpeita päästöjen määrittämismenetelmissä ja päästötiedoissa sekä puutetta tutkitusta tiedosta hinta- ja käyttäytymisvaikutusten osalta, että erilaiset ohjauksen asettamisesta aiheutuvat kustannukset - myös ympäristö- ja muut hyvinvointivaikutukset laajasti huomioiden - voisivat olla suuremmat kuin hyödyt.

Liitteet

Liite 1 Tuotannon ohjaus, ympäristöluvut, BAT ja BREF

Paras käyttökelpoinen tekniikka BAT (Best Available Techniques) on määritelty ympäristönsuojelulaissa 527/2014 (YSL 5 §). Parhaalla käyttökelpoisella tekniikalla tarkoitetaan mahdollisimman tehokkaita ja kehittyneitä, teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisia tuotanto- ja puhdistusmenetelmiä ja toiminnan suunnittelu-, rakentamis-, ylläpito-, käyttö- sekä lopettamistapoja, joilla voidaan ehkäistä toiminnan aiheuttama ympäristön pilaantuminen tai tehokkaimmin vähentää sitä ja jotka soveltuvat ympäristölupamääräysten perustaksi.

BATin soveltamisen taustalla on teollisuuden päästöjä koskeva direktiivi (Industrial Emissions Directive, IED, 2010/75/EU). Teollisuuspäästädirektiivin tavoitteena on suojella ympäristöä ja terveyttä ja säädellä teollisuuslaitosten ympäristövaikutuksia ympäristöluvituksen kautta. Teollisuuspäästädirektiivin keskeiset vaatimukset on saatettu Suomessa voimaan osana ympäristönsuojelulakia (527/2014).

Teollisuuspäästädirektiivin soveltamisalaan kuuluvien laitosten, ns. direktiivilaitosten, päästöraja-arvojen, tarkkailun ja muiden lupamääräysten on parhaan käyttökelpoisen tekniikan vaatimuksen toteuttamiseksi perustuttava BAT-päätelmiin. Päästöille on ympäristöluvassa määrättävä päästöraja-arvot siten, että päätelmien päästötasoja ei ylitetä laitoksen normaaleissa toimintaolosuhteissa (YSL 75§). Toimialakohtaiset BAT-päätelmät ovat sitova osa parhaan käyttökelpoisen tekniikan vertailuasiakirjoja, eli BREFejä.

Suomessa on vajaa 1 000 teollisuuslaitosta tai suurta eläinsuojaa, jotka kuuluvat direktiivin soveltamisalaan. Teollisuuspäästädirektiivi pantiin täytäntöön ympäristönsuojelulailla (527/2014), joka tuli voimaan 1.9.2014.

EU:n komissio on ehdottanut teollisuuspäästädirektiivin tarkistamista vuonna 2021, kuten Euroopan vihreän kehityksen ohjelmassa (European Green Deal) sopimuksessa on ilmoitettu. Komissio on myös ehdottanut E-PRTR-asetuksen (EY/2006/166) uudistamista. IED ja Euroopan epäpuhtauksien päästö- ja siirtorekisteristä (E-PRTR) annettu asetus ovat toisiaan täydentäviä välineitä teollisuuden ympäristövaikutusten hallintaan.

Koska nykyinen teollisuuspäästädirektiivi ei ole onnistunut kasvihuonekaasupäästöjen vähentämisessä kovin hyvin, teollisuuspäästädirektiivin tarkistuksen yhtenä keskeisenä tavoitteena tukea ilmastopolitiikkaa.

Sitovammat energiatehokkuusvaatimukset ympäristöluvissa ovat yksi osa ilmastonmuutoksen hillinnän toimenpidepakettia. Nykykyiset vapaaehtoiset energiantehokkuussopimukset poistuvat vaihtoehtona energiatehokkuusvaatimuksille, millä on vaikutus Suomen lupakäytäntöihin.

Nykyisen IED:n 9 artiklan mukaan päästökaupassa olevan laitoksen khk-päästöille ei saa antaa ympäristöluvassa päästöraja-arvoja, elleivät ne ole tarpeen merkittävän paikallisen ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi. Komission nykyisessä uudistusehdotuksessa tätä pykälää ei olla poistamassa ja kasvihuonekaasupäästöjen (khk-päästöjen) vähentämisen kannalta keskeinen kysymys on, kuinka luoda synergiaa IED:n ja päästökauppajärjestelmän välille. EU:n tasolla päästökauppadirektiivin (2003/87/EY) ja teollisuuspäästädirektiivin yhteensovittamisesta säädetään päästökauppadirektiivin 8 artiklassa. Lainkohdan mukaan jäsenvaltioiden on toteutettava tarvittavat toimenpiteet varmistaakseen, että jos laitokset harjoittavat teollisuuspäästädirektiivin liitteeseen I sisältyvää toimintaa, kasvihuonekaasujen päästöluvan myöntämisehdot ja -menettely sovitetaan yhteen teollisuuspäästädirektiivissä säädettyjen luvan myöntämisehtojen ja -menettelyn kanssa. Jäsenvaltion on siten huolehdittava siitä, etteivät teollisuuspäästädirektiivin ja päästökauppadirektiivin edellyttämät lupamenettelyt ole ristiriidassa keskenään. Päästökauppadirektiivin 8 artikla mahdollistaa kuitenkin sen, että päästökauppalain mukaisen kasvihuonekaasujen päästöluvan vaatimukset yhdistettäisiin kansalliseen ympäristölupamenettelyyn. EU-säädöksissä jätetään harkintavalta lupamenettelyistä ja siten lupien mahdollisesta yhdistämisestä jäsenvaltioille.

ILU-raportissa (Silvo ym. 2021) arvioidaan erilaisten khk-päästöjen sääntelyvaihtoehtojen vaikutuksia ja mahdollisuuksia, esimerkiksi lupamääräysten antamisesta ilmastovaikutuksista. Hankkeen haastatteluissa selvitettiin viranomaisten ja toiminnanharjoittajien kantoja khk-päästöjen ja -vaikutusten kytkemistä ympäristölupaan nykyisen lainsäädännön puitteissa. Lähtökohtaisesti kytkemistä ei pidetty haastatteluissa kannatettavana ajatuksena.

Teollisuuspäästädirektiiville tehdyn vaikutusarvioinnin mukaan teollisuuden päästädirektiivin soveltamisalaan kuuluvien laitosten osuus EU:n kasvihuonekaasupäästöistä on noin 40 prosenttia (https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:32d55555-c550-11ec-b6f4-01aa75ed71a1.0005.02/DOC_1&format=PDF). IED:n piirissä on määritelty BAT-päästötasoja vain niille khk-päästöille, jotka eivät ole päästökaupan alla (kuten kylmäaineet ja metaani). Komission alustavien kantojen perusteella monien innovatiivisten tekniikoiden odotetaan vähentävän khk-päästöjä. Kun nämä tekniikat on tunnistettu

BAT-tekniikoiksi, niiden perusteella voidaan asettaa sitovia kasvihuonekaasujen BAT-päästötasoja kaikille päästökaupan piiriin kuulumattomille IED-toiminnoille. IED edistäisi näin ollen khk-päästöjä vähentävien BAT-tekniikoiden käyttöönottoa ja edistäisi tasapuolisia toimintaedellytyksiä. Uudistustyössä siis käsitellään erilaisten päästöjen estämiseen ja vähentämiseen tähtäävien tekniikoiden synergioita, tunnistetaan hiilettömiä tekniikoita sekä arvioidaan mahdollisuuksia asettaa energiatehokkuusstandardeja tai BAT-päästötasoja khk-päästöille.

Mitä ympäristötiedon tuotantoa järjestelmä edellyttää, ja miten tietoa todennetaan

Teollisuuslaitosten päästötietojen ilmoittaminen EU:n komissiolle perustuu IPPC-direktiivin nojalla annettuun komission päätökseen. EU:n jäsenmaiden tulee tehdä päästöinventaarioita E-PRTR -päästökseen toimialaluettelon mukaisista laitoksista ja raportoida ne EU:n komissiolle. Maiden ilmoittamat tiedot kootaan julkiseen E-PRTR -rekisteriin, jota ylläpitää Euroopan ympäristökeskus (European Environment Agency, EEA). E-PRTR -rekisteri sisältää tietoja 91 yhdisteen päästöistä ilmaan, veteen ja maaperään sekä tietoja jätteiden siirroista. Kasvihuonekaasuyhdisteitä kuuluu näihin raportoitavien parametrien listalle.

E-PRTR -rekisterin tarkoituksena on lisätä yleisön tietoisuutta ympäristökuormituksesta sekä edistää teollisuuden pyrkimyksiä ympäristönsuojelulle asetettujen tavoitteiden ja kansainvälisten sopimusten velvoitteiden saavuttamisessa.

Suomessa ELY-keskusten valvomien ympäristölupien raportointivelvoitteissa määrätään vuosittain raportoimaan kattilakohtaiset polttoainetiedot, mutta ei välttämättä khk-päästöjä (lähde: Syken ympäristöministeriölle tekemä IED-taustaraportti, julkaisematon). Direktiivilaitokset raportoivat kuitenkin polttoaineiden käytöstä syntyvät suorat hiilidioksidipäästöt (sekä lisäksi SOx-, NOx ja PM-päästöt) vuosiraportoinnin yhteydessä ELY-keskukselle YLVA-järjestelmään. Tietokantaan menevissä päästötiedoissa on siten mukana kattavasti vain polttoaineiden poltosta syntyvät päästöt. Joitakin prosessiperäisiä päästöjä tietokantaan on myös viety, mutta monia prosessiperäisiä päästöjä puuttuu tietokannasta. Epäsuoria khk-päästöjä ei ole raportoitu ELY-keskuksille. Ympäristöhallinnolla on käytettävissään kattilakohtaiset, päästölaskentaan riittävän tarkat tekniset tiedot ainoastaan vanhoista, VAHTI-järjestelmään tallennetuista laitoksista. Sen sijaan uuteen YLVA-järjestelmään on tallennettu vain yleispiirteiset kattilakohtaiset tekniset tiedot. YLVA-järjestelmästä polttoaine- ja päästötiedot siirretään Tilastokeskuksen ILMARI-järjestelmään, missä lasketaan vuositasen CO₂-, CH₄-, NMVOC- ja CO-päästöt. Tietoja verrataan Energiaviraston päästökaupparekisterin tietoihin.

Liite 2 Kulutusverojen joustoarvioita kirjallisuudesta

Taulukko 6. Elintarvikkeiden hintajoustoja koskevaa kirjallisuutta

Tutkimus	Tarkasteluma	Tuotteet	Jousto	Menetelmä	Data
Kosonen ja Savolainen 2019	Suomi	Makeiset, jäätelöt ja virvoitusjuomat	Makeisten ja jäätelön kulutus ei vähentynyt. Sokeripitoisten virvoitusjuomien kysyntä aleni 4,2% kun hinta nousi 7,3% vuoden 2014 veronkorotuksessa	Kokeellinen	S-ryhmältä vuosilta 2010-2015
Säll 2018	Ruotsi	Lihat tuotteet	kompensoitu välillä [-0,5 – 0]	rakenteellinen simulaatio	Lihankulutuksen survey vuosilta 2007-2009
Allcott, Lockwood Taubinsky 2019	USA	Sokeripitoiset juomat	-1,39	Rakenteellinen	Nielsen Homescan Panel 2006–2016
Jensen ym. 2015	Tanska	Jauheliha, kerma ja hapankerma	kompensoimattomat [-0,7 -1,0]. Veron nousu kasvatti hintajoustoja	Kokeellinen LAIDS	2010-2012
Long ym. 2015	Usa	Sokerijuomat	-1.21 95% [0.70, 2.63]	Rakenteellinen simulaatio	2011-2012 NHANES
Dogbe & Gill 2018	Katalonia	16 eri tuoteryhmää	kompensoimattomat	EASI malli rakenteellinen	Kantar home scan panel vuodelta 2012

Tutkimus	Tarkastelunmaa	Tuotteet	Jousto	Menetelmä	Data
			joustopääosin < 1. Märehtijöiden lihan hintajousto -0,16, sianliha -0,80 prosessoidut lihatuotteet -0,34		
Roosen ym. 2022	Saksa	Tuoreet lihatuotteet	Kompensoidut joustot [-0,771, -0,908] matala- vs. korkeatuloiset [-0,5 vs -0,9]	AIDS Rakenteellinen	2012-2014 GfK consumerScan FreshFood Panel
Abadie ym. 2016	Norja	16 eri tuoteryhmää	kompensoitu Märehtijöiden liha -1,20, sianliha -0,79 juusto -0,85, sokerijuomat -0,56	LN/AIDS Rakenteellinen	Ruokavaliota koskeva data 2010-2011. Hintavaihtelusta dataa 1986-2012
Säll ja Gren (2015)	Ruotsi	Liha ja maito	Kompensoitu Liha -0,614 ja maitotuotteet -0,275	AIDS rakenteellinen	1980-2022
Finkelstein ym. 2010	USA	Hiilihapotetut Sokerijuomat	-0,73 q3 -1,02 ja q1 -0,49	Rakenteellinen	2006 Nielsen homescan*
Dubois ym. 2020	UK	Sokeripitoiset virvoitusjuomat	-1,58	Rakenteellinen simulaatio	Kantar Worldpanel 2009-2014

* Nielsen Homescan paneelin aineisto koostuu satunnaisesti valituista henkilöistä, jotka raportoivat ostoksensa viikottain 12 kuukauden ajan.

Suomessa makeisveron vaikutuksia ovat tutkineet muun muassa Kosonen ja Savolainen (2019). Heidän tutkimuksessaan keskityttiin vuosina 2011–2014 käyttöön otettuun makeisveroon ja sen korotuksiin. Verotus koski makeisia, jäätelöä ja sokeripitoisia virvoitusjuomia. Tuloksien mukaan, vaikka verotus nosti makeisten hintaa noin 10 % vuosina 2011–2012 ei se kuitenkaan vaikuttanut merkittävästi kulutukseen. Toisaalta vuonna 2014 toteutettu sokeripitoisten virvoitusjuomien veronkorotus nosti sokerijuomien hintoja 7,5 % ja samalla alensi kulutusta 4,2 % suhteessa kontrolliryhmään ja puolestaan lisäsi sokerittomien virvoitusjuomien kulutusta 5,3 % suhteessa kontrolliryhmään. Kososen ja Savolaisen (2019) mukaan substituutiovaikutukset ovat keskeisin syy sille, miksi makeisten ja jäätelön kulutus ei reagoinut hinnan nousuun yhtä voimakkaasti kuin sokeripitoisten juomien kulutus. Sokerittomat virvoitusjuomat toimivat loistavana substituuttina vastatessaan sokeripitoisten virvoitusjuomien ominaisuuksia lähes täydellisesti itse sokeria lukuun ottamatta. Toisaalta makeisten tapauksessa, joko ihmiset eivät kokeneet verotuksen ulkopuolisia tuotteita, kuten leivonnaisia ja hedelmiä tarpeeksi houkuttelevina substituutteina tai sitten he eivät kiinnittäneet huomiota hintojen nousuun. Makeisten erittäin matala hintajousto on havaittu myös muissa tutkimuksissa. Esimerkiksi Abadie ym. (2016) arvioivat Norjassa makeisten hintajouston olevan -0,02.

Sokerijuomien hintajoustoja on tutkittu myös Yhdysvalloissa. Long ym. (2015) mukaan aikaisemman tutkimuskirjallisuuden perusteella sokerijuomien hintajousto olisi USA:ssa -1,22 ja 95 % luottamusväli olisi [-0,70, -2,63]. Allcott, ym. (2017) puolestaan määrittävät sokerijuomien hintajoustoksi 1,39 Yhdysvalloissa. Toisessa tutkimuksessaan Allcott, ym. (2019) tulevat siihen lopputulokseen, että Amerikassa kulutettaisiin 31–37 % vähemmän sokeroituja virvoitusjuomia, jos kuluttajat ymmärtäisivät yhtä paljon ravitsemustieteistä kuin ravitsemusterapeutit ja heillä olisi täydellinen itsekuri. Tämä havainto korostaa tiedonlevityksen ja valistuksen merkitystä kulutuksen ohjailussa. Aiemmin mainitussa tanskalaisessa rasvaverotutkimuksessa Jensen ym. (2015) havaitsivat, että veron toimeenpanon seurauksena korkearasvaisten tuotteiden hintajoustot nousivat. Tämä antaisi osviittaa siitä, että verouudistuksilla, jotka yleensä saavat voimakasta mediahuomiota, voi olla myös kuluttajia valistava vaikutus. Tämä on kuitenkin joltain osin spekulatiota, koska Jensen ym. (2015) eivät kontrolloineet hamstraamisen vaikutusta ja tämä voi selittää hintajoustojen muutoksen.

Myös virvoitusjuomien osalta hintajouston tarkastelussa on huomioitu mahdolliset erot tulojakauman sisällä. Toisaalta vaikka voitaisiin argumentoida, että pienempituloisten tulisi olla kulutuksessaan joustavampia, koska heidän budjettirajoitteensa on tiukempi, viittäisi ainakin osa tutkimustiedosta siihen, että näin ei ole. Finkelstein, ym. (2010) nimittäin havaitsivat Yhdysvaltoja koskevassa tutkimuksessaan, että vaikka heidän mukaansa sokeripitoisten virvoitusjuomien kokonaishintajousto on -0,73, näyttäisivät hintajoustot vaihtelevan tulotason mukaan. Toiseksi eniten ansaitsevan neljänneksen

hintajousto sokeripitoisille virvoitusjuomille oli nimittäin -1,02, kun taas vähiten ansaitsevalle neljännekselle se oli ainoastaan -0,49. Toisaalta Allcott ym. (2019) mukaan Yhdysvalloissa vuodessa 5000 dollaria ansaitsevien hintajousto on lähestulkoon sama kuin vuodessa 125 000 dollaria ansaitsevilla. Dubois, ym. (2020) puolestaan esimoivat rakenteellisen mallin avulla, miten eri ryhmät reagoisivat sokeripitoisten virvoitusjuomien verottamiseen Britanniassa. Tulosten mukaan 13–21-vuotiaiden soke-
rinkulutus vähenisi 40 % enemmän kuin yli 40-vuotiaiden. Lisäksi samaisessa tutkimuksessa havaittiin enemmän sokeria kuluttavien reagoivan hinnanmuutoksiin kaikista vähiten, johtuen heidän vahvoista kulutustottumuksistaan. Tutkimuksessa huomioitiin kuitenkin ainoastaan kodin ulkopuolista kulutusta. Voidaan kuitenkin sanoa tuotteiden kysynnän ja hintajoustojen olevan riippuvaisia tulotason lisäksi myös iästä ja yksilöiden omista kulutustottumuksista. Tämä aiheuttaa huomattavia hankaluuksia erityisesti monimutkaisten reformien vaikutuksien ennalta-arviointiin.

Seuraavassa on esitetty tuloksia lihatuotteiden hintajoustoista, joita on tutkittu useissa maissa. Motiivina tälle kirjallisuudelle on lihantuotannon suuret päästöt sekä punaisen lihan kuluttamisen aiheuttamat terveyshaitat, joiden voidaan ajatella aiheuttavan tiedostamatonta haittaa itse kuluttajalle ja ylimääräisiä kustannuksia julkiselle taloudelle.

Ruotsissa lihatuotteiden hintajoustoja on tutkittu kahdessa tutkimuksessa (Säll ja Gren, 2015) sekä (Säll 2018). Näistä ensimmäisessä tarkasteltiin naudan-, sian- ja kananlihan hintajoustoja. Kompensoidut hintajoustot olivat -0,661, -0,562 ja -0,435 (kompensoitamattomat -0,538, -0,370, -0,363) eli tutkimuksen mukaan lihatuotteiden kysyntä vaikuttaa joustamattomalta. Jälkimmäisessä tutkimuksessa hintajoustot olivat edeltäviä vielä pienempiä -0,500, -0,312, -0,341 (Säll, 2018). Negatiivisten hintajoustojen lisäksi tutkimuksissa havaittiin, että kana ja nauta ovat substituutteja toisilleen. Estimaattien mukaan naudanlihan hinnan nousu 10 % aiheuttaisi kanan kulutuksen lisääntymisen 1 %.

Abadie ym. (2016) tarkastelevat tutkimuksessaan, kuinka voimakkaasti tuotteiden kysyntää tulisi muuttaa, jotta voitaisiin nähdä merkittäviä vaikutuksia Norjan kasvihuonekaasupäästöihin. Lihatuotteiden hintajoustojen osalta tutkimuksessa raportoidaan märehtijöiden (nauta ja lammas) lihan joustoksi -1,20, sianlihan -0,79 ja kanan -0,49. (Marshallilaiset -1,20, -0,79, -0,50, -0,57) Tutkimuksessa tarkasteltiin myös kalaa, jonka hintajoustoksi saatiin -0,56. Toisin kuin Ruotsia käsittelevissä tutkimuksissa Abadien ym. (2016) tutkimuksessa havaitaan, että kanan lisäksi myös sianliha on substituutti märehtijöiden lihalle. Tutkimuksessa myös lasketaan, että saadakseen aikaan 5 % pienennyksen kasvihuonekaasupäästöissä norjalaisten tulisi muun muassa alentaa märehtijöiden lihan kulutusta 25 %, juuston 10 % ja virvoitusjuomien 9 %. Näissä vähennyksissä menetetyt ravinteet tulisi puolestaan korvata lisäämällä kanan kulutusta 12 % ja kalan 22 %. Arviot antavat osviittaa siitä kuinka suurien muutosten pitäisi olla, jotta niillä voidaan merkittävästi vaikuttaa kasvihuonekaasupäästöihin.

Tanskassa astui vuonna 2011 voimaan kulutusvero, joka kohdistui tuotteisiin, jotka sisälsivät vähintään 2,3 g tyydyttyynyttä rasvaa per 100 g. Veron taustalla oli halu kompensoida tuloverojen alennusta ja se ehtikin olla voimassa vain alle vuoden kohduttuaan poliittista vastustusta korkeiden hallintokulujen sekä heikoksi tulkittujen ohjausvaikeutusten takia. Tämän rasvaveron vaikutuksia tarkasteltiin tutkimuksessa (Jensen ym. 2015). Tutkimus keskittyy jauhelihaan, kermaan sekä hapankermaan pääosin sen takia, että niistä on tarjolla rasvaisuudessa eriäviä vaihtoehtoja ja näin voidaan tarkastella, saiko vero kuluttajat siirtymään vähempirasvaisiin vaihtoehtoihin. Tutkimuksessa arvioitiin, että vero ei vaikuttanut vähärasvaisten tai normaalirasvaisten tuotteiden hintoihin, mutta se nosti rasvaisempien vaihtoehtojen hintoja 13–16 %. Hyvin pitkälti tästä syystä veron voimaantuminen lisäsi substitutiota korkearasvaisesta jauhelihasta sekä hapankermasta vähemmän rasvaisiin versioihin ja kokonaisuudessaan alensi jauhelihasta ja kermasta saadun tyydyttyneen rasvan määrää 4–6 %. Kuitenkin koska rasvavero oli voimassa vain vuoden ei näiden tulosten perusteella voida arvioida pidemmän aikavälin vaikutuksia. Jensen ja Smed (2013) havaitsivat myös, että veron voimaantumista edelsi hyvin voimakas hamstraamisjakso. Tämä hamstraaminen voi osaltaan selittää, miksi kulutusmäärät laskivat, kun vero astui voimaan.

Roosen, ym. (2022) puolestaan tarkastelevat tuoreiden lihatuotteiden hintajoustoja Saksassa. Heidän tutkimuksessaan havaitaan hyvin samankaltaisia suuruusluokkia aiemmin mainittujen tutkimusten kanssa, esimerkiksi naudan hintajoustoksi arvioitiin noin -0,88. Kyseisessä tutkimuksessa estimoitiin hintajoustit myös eri tuloryhmille. Tutkimuksessa havaittiin, että pienempituloisten hintajoustit olivat huomattavasti alhaisempia jokaisen tarkastellun lihan tapauksessa. Esimerkiksi naudanlihan hintajousto oli puolet pienempi (-0,438) verrattuna korkeampituloisiin (-0,903). Tutkijoiden mukaan pienempituloisten matalammat hintajoustit saattavat johtua siitä, että he etsivät jo lähtökohtaisesti valikoimasta halvimpia tuotteita, eivätkä täten voi reagoida hintojen nousuun vaihtamalla vielä halvempaan, koska sellaista vaihtoehtoa ei ole tarjolla.

Dogbe ja Gill (2018) arvioivat tutkimuksessaan millaisia vaikutuksia päästöperusteisellä kulutusverolla olisi Kataloniassa. Kokonaisuudessaan he tarkastelevat 16 eri tuoteryhmää. Poikkeuksena muihin tutkimuksiin märentijöiden lihan hintajousto oli hyvin alhainen -0,16. Tämä voi mahdollisesti liittyä paikalliseen ruokakulttuuriin. Puolestaan sianlihan -0,80 ja kanan, kananmunien sekä muun lihan -0,85 hintajoustit olivat melko yhtäläisiä aiempien tutkimusten kanssa. Dogbe ja Gill (2018) tulevat siihen lopputulokseen, että kaikkien tuotteiden päästöperusteinen verottaminen ei olisi realistinen vaihtoehto, mutta tuloneutraali lähestymistapa, jossa suuripäästöisiä tuotteita verotettaisiin sekä matalapäästöisiä tuotteita subventoitaisiin, olisi kuluttajien hyvinvoinnin kannalta parempi vaihtoehto.

Taulukko 7. Polttoaineen hintajoustoa koskevia tutkimuksia.

Tutkimus	Tarkastelumaa	Tarkasteltu muuttuja	Jousto	Lisähuomioita
Goetzke & Vance (2021)	USA	Bensan kulutus	Vuonna 2009 -0,050 ja vuonna 2017-0,291. Mitä enemmän ajokilometrejä, sitä jäykempi jousto	Eniten ajavan viidenneksen hintajousto ei poikkea nolasta
Goglianese ym. (2016)	USA	Bensan kulutus	-0,37, ei tilastollisesti merkitsevä. Huomioi ainoastaan veronkorotukset	
Kaechele & Slutsky (2017)	USA	Ajokilometrit	-0,39	Rautatieverkolla ei havaittu olevan vaikutusta joustoon
Langer ym. (2017)	USA	Ajokilometrit	-0,1548	
Levin ym. (2017)	USA	Bensan kulutus	-0,36, kun huomioidaan ainoastaan pumpulla tehdyt transaktiot.	Visan transaktiodata 2006-2009

Goglianese, ym. (2016) päätyivät tutkimuksessaan tarkastelemaan instrumenttimuuttuja-mallin avulla bensan hintajoustoja. Instrumenttimuuttujana toimii bensiiniveron muutokset ja tutkijat myös huomioivat veronkorotuksia edeltävän hamstraamisen mal-leissaan. Tutkijat arvioivat vuodet 1989–2008 sisältävällä datalla bensiinin hintajous-toksi -0,37 ja vaikka tämä estimaatti ei ole tilastollisesti merkitsevä, se näyttäisi tutki-joiden mukaan olevan linjassa muiden viimeaikaisten tutkimuksien kanssa. Tutkijat myös uskovat, että heidän pelkästään verouudistuksiin perustuva estimaattinsa on suurempi kuin normaaleihin hinnanmuutoksiin perustuvat estimaatit olisivat, koska esimerkiksi verojen korottamisesta käydään mediassa huomattava määrä keskustelua ja tämä saattaa vaikuttaa kuluttajien ostokäyttäytymiseen. Tämän lisäksi Levin ym. (2017) argumentoivat, että verouudistuksiin kohdistuvat joustoestimaatit voivat olla suurempia myös, koska niihin kohdistuu vähemmän kysynnän muutoksista johtuvaa harhaa.

Levin ym. (2017) tarkastelevat bensanhinnan elastisuutta 243 Yhdysvaltojen metropo-lialueella käyttäen päiväkohtaista dataa, joka ulottuu vuoden 2006 alusta vuoden 2009 loppuun. Tutkijat argumentoivat, että heidän käyttämänsä korkean frekvenssin data on vähemmän altis harhoille, jotka ovat mahdollisesti olleet osasyllisiä matalille

joustoestimaateille, joita bensaan on tyypillisesti assosioitu. Tutkijat saavat hintajoustoksi -0,36, kun mallissa huomioidaan ainoastaan bensapumpulla tehdyt transaktiot.

Goetzke ja Vance (2021) tarkastelevat Yhdysvaltojen bensanhinnan elastisuutta vuoden 2009 ja 2017 National Household Transportation Surveyn (NHTS) avulla. Tulosten mukaan hintajousto oli -0,050 vuonna 2009, mutta vuoteen 2017 mennessä hintajousto on noussut arvoon -0,291. Tämän lisäksi tutkimuksessa havaitaan, että ainakin vuoden 2017 datassa ihmisten hintajoustopot vaihtelevat selkeästi ajokilometrien mukaan – Vähiten ajavan neljänneksen sisällä hintajoustopot ovat välillä (-0,612, -0,404), kun taas 65 fraktiilin kohdalla hintajousto on jo huomattavasti jäykempi -0,160 ja eniten ajavalla viidenneksellä hintajousto ei edes tilastollisesti poikkea nollostakaan. Eniten ajavien tapauksessa voi olla kyse siitä, että näillä ihmisillä ei ole vaihtoehtoisia tapoja esimerkiksi työmatkailuun, joten heidän ajokilometrinensä eivät voi reagoida bensanhinnan muutoksiin.

Myös Langer ym. (2017) estimoivat jouston riippuvan ajokilometreistä. Ajokilometrien hintajoustopot painotetuksi keskiarvoksi he arvioivat, hieman muista samoihin aikoihin julkaistuista tutkimuksista poiketen, melko alhaisen -0,1548. Tutkijat estimoivat, että keskimääräistä enemmän ajavilla hintajousto on muita alhaisempi, koska heidän on hankalampi muokata ajotottumuksiaan. Lisäksi maaseudulla³² asuvien hintajousto on jonkin verran suurempi kuin kaupunkilaisilla, osittain johtuen heikommasta tulotilasta. Tämän lisäksi artikkelissa argumentoidaan ajokilometreihin perustuvan veron olevan bensaveron mukautuvampi vaihtoehto. Mukautuvuudella tutkivat viittaavat erityisesti siihen, että ajokilometriverso voitaisiin asettaa kaupunkialueilla suuremmaksi kuin syrjäseuduilla, koska substituutteja on kaupungissa tarjolla enemmän ja autoilun negatiiviset ulkoisvaikutukset, joihin kuuluu fossiilisten polttoainepäästöjen lisäksi myös, kolarit sekä ruuhkien aiheuttamat viivästykset, ovat yleisempiä kaupungeissa. Toisaalta pitää tiedostaa, että ajokilometreihin keskittyvä vero ei palkitsisi yhtä voimakkaasti auton tai ajotyölin taloudellisuuden parantamisesta.

Ajokilometrien lisäksi mahdollista heterogeenisyyttä polttoaineen hintajoustopoihin voisi tuoda mahdollisten substituuttien kuten rautatieverkoston olemassaolo. Kaechele ja Slutsky (2017) tulevat kuitenkin siihen lopputulokseen, että ajokilometrien hintajousto ei merkittävästi eronnut niiden Yhdysvaltojen metropolialueiden välillä, jossa oli tai ei ollut rautatieverkostoa. Kokonaisuudessaan he arvioivat ajokilometrien hintajoustopoksi -0,39. Tutkimuksessa arvioidaan, että junamatkailu ei ole tarpeeksi hyvä substituutti autoilulle, koska se ei vastaa autoilua joustavuudessa, yksityisyydessä eikä helppokäyttöisyydessä.

³² Maaseuduksi on tässä tutkimuksessa määritelty ne piirikunnat, jotka kuuluvat alhaisimpaan kymmenekseen siinä, kuinka moni piirikunnan asukkaista asuu kaupungissa (Langer ym. 2017)

Harju ym. (2022) tarkastelevat vuoden 2012 dieselin hiilidioksidiveron hinnan korotusta Suomessa. Verouudistus luo luonnollisen koeasetelman, jonka avulla voidaan tutkia hiilidioksidiveron korotuksen kausaalista vaikutusta dieselin hintaan erillään muista polttoaineiden hintaan vaikuttavista tekijöistä. Tutkimus yhdistää koko maan päivittäiset asemakohtaiset dieselhintatiedot tulo- ja autorekisteritietoihin sekä Suomen ympäristökeskukseen tuottamaan tietoon alueiden kaupunki- ja maaseutumaisuudesta. Tutkimuksen perusteella 11 sentin korotus hiilidioksidiverossa siirtyi täysimääräisenä diesellitran hintaan vain maaseudulla. Kaupungeissa ja suurituloisimmilla alueilla dieselin hinta nousi keskimäärin 7,5 senttiä. Pienituloisimmilla alueilla hinnannousua oli noin 9 senttiä. Keskimäärin dieselin hinta nousi noin 8 senttiä.

Liite 3 Eri menetelmiä tuotteiden elinkaaristen kasvihuonekaasupäästöjen selvittämiseen

Menetelmät:	PEF eli Ympäristöjalanjälki	EPD eli Ympäristöseloste (ja Ilmastoseloste)	CF eli standardin mukainen Hiilijalanjälki (tai LCA)	Kevennetty ('streamlined') hiilijalanjäljen arviointi	EEIO-menetelmän mukainen tuoteryhmäkohtainen khk-päästöjen arvio
<i>Lähteet</i>	EU:n komissio 2021	ISO 14025:2006. Yksi järjestelmä on EPD (EPD International 2022).	ISO 14067:2018	Niemistö ym. 2019, Nissinen ym. 2022	Seppälä ym. 2009 ja 2011, Nissinen & Savolainen 2019, Stadler ym. 2021
<i>Elinkaarisuus</i>	Koko elinkaaren vaiheet (R, P, D, U, E) ¹	Koko elinkaaren vaiheet (R, P, D, U, E) ¹	Koko elinkaaren vaiheet (R, P, D, U, E) ¹	Periaatteessa koko elinkaari (R, P, D, U, E) ¹ , mutta perustellen osa vaiheista on voitu tarkastella kevyemmin	Tuoteryhmälle allokoituvat vaiheet kauppaan asti, eli R, P, ja D.
<i>Järjestelmien (schemes) määrä</i>	Yksi, EU:n järjestelmä	Useita, globaalisti noin 30 järjestelmää. Ilmastoseloste	Yksi standardi, ISO 14067:2018. Hiilijalanjälki-tutkimukset ovat yleensä 'irralaisia', eivätkä missään järjestelmässä.	Ei varsinaisia järjestelmiä.	Suomessa Envimat, kansainvälisesti mm. EXIOBASE3.

Menetelmät:	PEF eli Ympäristöjalanjälki	EPD eli Ympäristöseloste (ja Ilmastonseloste)	CF eli standardin mukainen Hiilijalanjälki (tai LCA)	Kevennetty ('streamlined') hiilijalanjäljen arviointi	EEIO-menetelmän mukainen tuoteryhmäkohtainen khk-päästöjen arvio
<i>Arvioitujen tuotteiden määrä</i>	19 tuotteelle on PEFCR:t. Arvion voi muille tuoteryhmille tehdä PEF-ohjeeseen perustuen.	Esim. Environdec.com järjestelmässä on 165 tuotteelle PCR:t (ohjeet), ja järjestelmässä on julkaistu yli 1800 selostetta.			Envimatissa 229 tuoteryhmää/product groups (products = goods and services).
<i>Subjektiiivisten valintojen mahdollisuus</i>	Pyritty minimoimaan PEF-ohjeilla ja tuoteryhmäkohtaisilla PEFCR-ohjeilla.	Pyritty minimoimaan EPD-ohjeilla ja tuoteryhmäkohtaisilla PCR-ohjeilla.	Mahdollisia mm. datalähteiden valinnassa, allokatiossa, cut-off kriteereitä koskien.	Valintoja tehdään, <i>ammattilaisen arviointiin ja kokemukseen perustuen</i> . 'Relaxed data requirements'.	Perusmenetelmä rajoittaa valintoja, mutta toisaalta erilaisia käytettäviä aineistoja on runsaasti.
<i>Tiedon laatu</i>	DQR (data quality requirements) ja laatuarvon laskenta.		Standardissa on lista arvioitavista asioista.	Vaihtelee	Lähtötiedot moninaisia mutta suuri osa perustuu virallisiin tilastoihin.
<i>Ovatko maankäytön päästöt mukana?</i>	Kyllä, maankäyttö ja maankäytön muutokset.		Kyllä kuuluvat standardiin.	Oletettavasti vaihtelee, koska arviointi ei ole vielä vakiintunut.	Ei ole Envimatissa vielä kohdistettu tuoteryhmille, vaikka tulostetaan erikseen.
<i>Todentaminen (verifiointi)</i>	[third-party audit/verification, based on the PEFCRs]	[third-party audit/verification, based on the PCRs]	[critical review, standard for the review, ISO/TS 14071]	Ei todennäköistä, koska ei voida suoraan verrata standardiin.	Tutkimuksen peer review kun tutkimus julkaistaan tieteellisessä sarjassa.

Menetelmät:	PEF eli Ympäristöjalanjälki	EPD eli Ympäristöseloste (ja Ilmastoseloste)	CF eli standardin mukainen Hiilijalanjälki (tai LCA)	Kevennetty ('streamlined') hiilijalanjäljen arviointi	EEIO-menetelmän mukainen tuoteryhmäkohtainen khk-päästöjen arvio
<i>Tuotepolitiikka: käyttö ohjauskeinoissa</i>	EU:n suositus käyttää kaikissa ohjaus-keinoissa (EU:n komissio 2021). Ekotuotesuunnittelun asetuksissa pilottina tuoteryhmissä 'aurinkopaneelit' ja 'akut'.	[Saatettu käyttää pohjatietona julkisissa hankinnoissa, mm. Ruotsin Upphandlings-myndighetenin menetelmä.]	Ekotuotesuunnittelua koskevassa direktiivissä LCA-metodi on ollut MEERP. Muista ohjaus-keinoista katso Liite 2.2 ja Nissinen ym. 2019.	Ei.	Taustatietona, ja julkisissa hankinnoissa Hanselin työkalussa 'Hankintapulssi' hankintaorgani-saatiolle.

¹⁾ Raw material acquisition (R), production (P), distribution (D), use (U) and end-of-life treatment (E). (Lähde ISO 14067:2018)

Liite 4 Elinkaariarviointien ja hiilijalanjälkilaskelmien käyttö

Ympäristöjalanjäljen eli PEF:n kehittämistä edeltäneiltä elinkaariarvioinneilta (LCA) ja hiilijalanjälkilaskelmilta ei odotettu täydellistä vertailukelpoisuutta. LCA-standardin mukaan niiden on kuitenkin todettu olevan käyttökelpoisia seuraaviin käyttökohteisiin (ISO 14040:2006):

- tunnistamaan mahdollisuudet vähentää tuotteiden ilmastovaikutuksia niiden elinkaaren eri vaiheissa
- tukemaan teollisuuden, julkisen sektorin ja järjestöjen päätöksentekijöitä ympäristötiedolla (strategisen päätöksenteon, linjausten ja suunnittelun tueksi, tuotekehityksessä, tuotanto- tai kierrätysprosessien kehityksessä, tms.)
- tuottamaan tietoa viestintään (mm. ympäristömerkkeihin, -väitteisiin ja -selosteisiin).

Ja standardin mukaan eri sidosryhmät voivat hyödyntää laskentaa ja sen tuloksia eri tarkoituksiin. Tyypillisimmät käyttäjät ovat esimerkiksi yritykset, poliittiset päätöksentekijät ja kuluttajat.

Yritykset pystyvät tyypillisesti saamaan helposti dataa omista toiminnoistaan, usein myös toimittajiensa toiminnoista. Lisäksi heillä on käytössään tuotteidensa suunnittelutiedot, joten he pystyvät laskemaan hiilijalanjäljet tarvittavalla tarkkuudella ja löytämään elinkaarelliset kipupisteet ("hotspots"), joihin muutostoimet kannattaa suunnata. Yritykset voivat hyödyntää näitä laskelmia omien tuotteidensa suunnitteluun ja kehitykseen, liiketoiminnallisten strategisten päätösten tukena, toimittajavalinnassa ja viestintään. Elinkaaristen ilmastovaikutusten määrittelyn on arvioitu olevan yritykselle jo itsessään tärkeä oppimisprosessi (Pesonen ja Horn 2014). Lisäksi yritykset ovat enenevässä määrin alkaneet sisällyttää hiilijalanjälkilaskentaa muihinkin työkaluihin, kuten mm. prosessinohjaukseen, CAD- ja tuotesuunnittelutyökaluihin, myyntisovelluksiin (Horn ym. 2023).

Poliittiset päätöksentekijät voivat hyödyntää hiilijalanjälkilaskemien tuloksia. Esimerkiksi vertailevat, skenaarioperusteiset tai alueelliset hiilijalanjälkimallit auttavat kohdentamaan tukitoimia, asettamaan tavoitteiden tärkeysjärjestystä, arvioimaan linjausten ilmastollista vaikuttavuutta ja suunnittelemaan yksittäisiä järjestelmiä (Christensen ym. 2020). Mikäli hiilijalanjälkilaskelmia käytetään sääntelyn tukena, joudutaan

kuitenkin toimimaan läpinäkyvämmiin, tuomaan oletukset julki ja viestimään myös niihin liittyvistä epävarmuuksista vahvemmin. Yksittäisen kvantitatiivisen tuloksen sijaan on tärkeämpi pystyä osoittamaan syy-seuraussuhteita ja suuruusluokkia laskelmien avulla.

Kuluttajat voivat hyödyntää tuotekohtaisia hiilijalanjälkilukuja kulutus päätöksissään; ostopäätösten ja käyttötottumusten (esim. käyttöajan pituus, korjaus, uudelleen käyttö) tukena. Näissä tosin on ongelmana vertailukelpoisuuden varmentaminen. EU:n tuotekategoriakohtainen ympäristöjalanjälkiohjeistus (PEF category rules) on seikkaperäinen ohjeistus valituille tuotekategorioille, joka mahdollistaa paremman vertailukelpoisuuden eri tuotteiden välillä. Ohjeistuksia on tähän mennessä laadittu vasta 19 kategorialle³³ ja sen perusteella tehtyjä laskelmia myös vasta hyvin vähän.

Vaikka hiilijalanjälkilaskelmia on tehty ja hyödynnetty päätöksenteossa jo pitkään, on se käytössä oltava tietoinen tietyn asteisesta subjektiivisuudesta laskennan suorittamisessa, jotka vaikuttavat tulosten vertailukelpoisuuteen (Kalverkamp ja Karbe, 2018; Turconi ym. 2013; Parisi ym. 2020; Rossmann ym. 2020), jos ei tukeuduta tuoteryhmäkohtaisiin ohjeistuksiin kuten PEF:ssä ja EPD:ssä. Laskennassa päätetään usein tapauskohtaisesti, miten kattavasti elinkaarta mallinnetaan laskelmiin (raaka-aineiden louhinta, tuotantohyödykkeiden valmistus, maankäytön vaikutukset, substituutio, infrastruktuuri, jne.), mitä keskiarvoistuksia hyödynnetään (sähkön ja lämmön tuotanto, vesien puhdistus, kuljetukset), miten sivutuotteiden tai monituoteprosessien vaikutukset jyvitetään (arvon, massan tai asiantuntija-arvioiden perusteella) ja kuinka ajantasaista dataa käytetään (reaaliaikaisen datan saaminen on hankalaa, LCA-tietokannat päivittyvät usein vuosien viiveellä).

Mallinnuksen edetessä joudutaan tekemään paljon oletuksia, yleistyksiä sekä arvioita, mutta hiilijalanjälkilaskelman teko ja sen lopputulokset mahdollistavat silti lukuisia käyttökohteita (ISO 14040: 2006; Guinee ym. 2001; Dong ym. 2018). Jo pelkkä havainto siitä, että tuotteidemme koko elinkaari aiheuttaa moninaisia suoria ja epäsuoria ilmastovaikutuksia lisää mahdollisuuksiamme vähentää niitä, ja jopa nopeat, kevenneet tarkastelut voivat saada aikaan muutoksia arvoketjussa (Cordella ja Hidalgo 2016).

³³ https://ec.europa.eu/environment/eusssd/smgrp/PEFCR_OEFSR_en.htm

Lähteet

- Abadie, L. M., Galarraga, I., Milford, A.B., Gustavsen, G.W., 2016. Using food taxes and subsidies to achieve emission reduction targets in Norway. *Journal of Cleaner Production* 134, 280-297. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.054>
- Agostini, A., Giuntoli, J., Marelli, L., Amaducci, S., 2020. Flaws in the interpretation phase of bioenergy LCA fuel the debate and mislead policymakers. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 25, 17-35.
- Allcott, H., Lockwood, B. B., Taubinsky, D., 2017. Should We Tax Sugar-Sweetened Beverages? An Overview of Theory and Evidence. *Journal of Economic Perspectives* 33(3), 202-227. <https://doi.org/10.1257/jep.33.3.202>
- Allcott, H., Lockwood, B. B., Taubinsky, D., 2019. Regressive Sin Taxes, With an Application to The Optimal Soda Tax. *The Quarterly Journal of Economics* 134(3), 1557–1626. <https://doi.org/10.1093/qje/qjz017>
- Andersson, J., 2019. Carbon Taxes and CO2 Emissions: Sweden as a Case Study. *American Economic Journal: Economic Policy* 11, 1-30.
- Asplund, M., Friberg, R., Wilander, F., 2007. Demand and distance: Evidence on cross-border shopping. *Journal of Public Economics* 91(1-2), 141-157. <https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2006.05.006>
- Benedek, D., De Mooij, R. A., Keen, M., Wingender, P., 2019. Varieties of VAT pass through. *International Tax and Public Finance* 27(4), 890–930.
- Benzarti, Y., Carloni, D., 2019. Who Really Benefits from Consumption Tax Cuts? Evidence from a Large VAT Reform in France. *American Economic Journal: Economic Policy* 11(1), 38-63.
- Benzarti, Y., Carloni, D., Harju, J., Kosonen, T., 2020. What Goes Up May Not Come Down: Asymmetric Incidence of Value-Added Taxes. *Journal of Political Economy* 128(12), 4438-4474.
- Bernal, A., 2018. Do Small Value-Added Tax Rate Decreases on Groceries Imply Lower Prices for Consumers? *Eastern European Economics* 56(1), 81-98.

BMUV, 2022. Umweltpolitische Digitalagenda: Ein Pass für den gesamten Produktkreislauf. German Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection. <https://www.bmuv.de/digitalagenda/so-funktioniert> [2.12.2022]

Bonnet, C., Boumra-Mechemache, Z., Réquillart, V., Treich, N., 2020. Viewpoint: Regulating meat consumption to improve health, the environment and animal welfare. Food Policy 97. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2020.101847>

Borghesi, S., Franco, C., Marin, G., 2020. Outward foreign direct investments patterns of Italian firms in the EU ETS. Scandinavian journal of economics 122(1), 219–256.

Branger, F., Quirion, P., Chevallier, J., 2016. Carbon leakage and competitiveness of cement and steel industries under the EU ETS: much ado about nothing. The Energy Journal 37(3), 109-135.

Bushnell, J., Peterman, C., Wolfram, C., 2008. Local Solutions to Global Problems: Climate Change Policies and Regulatory Jurisdiction. Rev. Environ. Econ. Policy 2, 175–193. <https://doi.org/10.1093/reep/ren007>

Böhringer, C., Rosendahl, K.E., Storrøsten, H., 2021. Smart hedging against carbon leakage. Econ. Policy 36, 439–484. <https://doi.org/10.1093/epolic/eiab004>

Böhringer, C., Rosendahl, K., Storrøsten, H.B., 2017. Robust policies to mitigate carbon leakage. Journal of Public Economics 149, 35-46. <https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2017.03.006>.

Christensen, T.H., Damgaard, A., Levis, J., Zhao, Y., Björklund, A., Arena, U., Barlaz, M.A., Starostina, V., Boldrin, A., Astrup, T.F., Bisinella, V., 2020. Application of LCA modelling in integrated waste management. Cleaner Logistics and Supply Chain 3, 100023.

Coglianesi, J., Davis, L., Kilian, L., Stock, J.H., 2016. Anticipation, Tax Avoidance, and the Price Elasticity of Gasoline Demand. NBER Working Paper No. 20980. <http://www.nber.org/papers/w20980>

Copenhagen Economics, 2008. Reduced VAT on Environmentally Friendly Products, DG TAXUD, 2008.

Cordella, M., Hidalgo, C., 2016. Analysis of key environmental areas in the design and labelling of furniture products: Application of a screening approach based on a literature review of LCA studies. *Sustainable Production and Consumption* 8, 64-77.

Crawford, I., Keen, M., Smith, S., 2010. Value Added Tax and Excises. In: Mirrlees, J. ym. (eds), 2010. *Dimensions of Tax Design: The Mirrlees Review*. Oxford University Press.

De Camillis, C., Goralczyk, M., 2013. Towards Stronger Measures for Sustainable Consumption and Production Policies: Proposal of a New Fiscal Framework Based on a Life Cycle Approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(1), 263–72. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0460-5>.

De la Feria, R. ym., 2021. The EU Council's New Agreement on VAT Rates Is A Poisonous Gift to Member States, Citizens, and Businesses," *TAX NOTES INTERNATIONAL* 104, DECEMBER 20, 2021.

Dechezleprêtre, A., Gennaioli, C., Martin, R., Muûls, M., Stoerk, T., 2022. Searching for carbon leaks in multinational companies. *Journal of Environmental Economics and Management* 112 (in print).

Dechezleprêtre, A., Nachtigall, D., Venmans, F., 2018. The joint impact of the European Union emissions trading system on carbon emissions and economic performance. *OECD Economics Department Working Papers*, No. 1515, OECD Publishing, Paris.

Dogbe, W., Gil, J.M., 2018. Effectiveness of a carbon tax to promote a climate-friendly food consumption. *Food Policy* 79, 235-246. <https://doi.org/10.1016/j.food-pol.2018.08.003>

Dong, Y., Miraglia, S., Manzo, S., Georgiadis, S., Sørup, H.J.D., Boriani, E., Hald, T., Thöns, S., Hauschild, M., 2018. Environmental sustainable decision making– The need and obstacles for integration of LCA into decision analysis. *Environmental Science & Policy* 87, 33-44. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.05.018>.

Dubois, P., Griffith, R., O'Connell, M., 2020. How Well Targeted Are Soda Taxes? *American Economic Review* 110(11), 3661-3704. <https://doi.org/10.1257/aer.20171898>

Edjabou L.D., Smed, S., 2013. The effect of using consumption taxes on foods to promote climate friendly diets – The case of Denmark. Food Policy 39, 84-96.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.12.004>

Energiateollisuus, 2023. Energiavuosi 2022: Sähkö. Energiateollisuus ry 12.1.2023.

https://energia.fi/files/4428/Sahkovuosi_2022.pdf

EPD International, 2022. Product category rules. <https://www.environdec.com/product-category-rules-pcr/the-pcr> [20.5.2022]

Erb, K. H., Kastner, T., Plutzer, C., Bais, A. L. S., Carvalhais, N., Fetzel, T., Luysaert, S., 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. Nature 553(7686), 73-76.

EU:n komissio, 2008. The Use of Differential VAT Rates to Promote Changes in Consumption and Innovation. European Commission. https://ec.europa.eu/environment/enveco/taxation/pdf/vat_final.pdf

EU:n komissio, 2017. PEFCR Guidance document - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.3, December 2017. https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

EU:n komissio, 2019. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, Eurooppaneuvostolle, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Euroopan vihreän kehityksen ohjelma. COM(2019) 640 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN>

EU:n komissio, 2020a. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Uusi kiertotalouden toimitasuunnitelma – Puhtaamman ja kilpailukykyisemmän Euroopan puolesta. COM(2020) 98 final. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9903b325-6388-11ea-b735-01aa75ed71a1.0021.02/DOC_1&format=PDF

EU:n komissio, 2020b. Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus akuista ja käytetyistä akuista, direktiivin 2006/66/EY kumoamisesta ja asetuksen (EU) N:o 2019/1020 muuttamisesta. COM(2020) 798 final. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:4b5d88a6-3ad8-11eb-b27b-01aa75ed71a1.0008.02/DOC_1&format=PDF

EU:n komissio, 2021a. KOMISSION SUOSITUS, annettu 16.12.2021, ympäristöjalanjälkeä koskevien menetelmien käyttämisestä tuotteiden ja organisaatioiden elinkaaren ympäristöhokkuuden mittaamiseen ja siitä tiedottamiseen. C(2021) 9332 final.

EU:n komissio, 2021b. KOMISSION SUOSITUS, annettu 16.12.2021, ympäristöjalanjälkeä koskevien menetelmien käyttämisestä tuotteiden ja organisaatioiden elinkaaren ympäristötehokkuuden mittaamiseen ja siitä tiedottamiseen. C(2021) 9332 final. Liite I. Tuotteen ympäristöjalanjälkeä koskeva menetelmä. 211 s.

EU:n komissio, 2021c. Ohjeet sopimattomista elinkeinonharjoittajien ja kuluttajien välisistä kaupallisista menettelyistä sisämarkkinoilla annetun Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2005/29/EY tulkintaa ja soveltamista varten (2021/C 526/01).

EU:n komissio, 2021d. KOMISSION DELEGOITU ASETUS (EU) 2021/2139, annettu 4 päivänä kesäkuuta 2021, Euroopan parlamentin ja neuvoston asetuksen (EU) 2020/852 täydentämisestä vahvistamalla tekniset arviointikriteerit, joilla määritetään, millä edellytyksillä taloudellista toimintaa pidetään ilmastonmuutoksen hillintää tai ilmastonmuutokseen sopeutumista merkittävästi edistävänä ja aiheuttaako kyseinen taloudellinen toiminta merkittävää haittaa millekään muulle ympäristötavoitteelle.

EU:n komissio, 2022a. Ehdotus direktiivien 2005/29/EY ja 2011/83/EU muuttamisesta siiltä osin kuin on kyse kuluttajien vaikutusmahdollisuuksien lisäämisestä vihreässä siirtymässä parantamalla suojaa sopimattomilta menettelyiltä ja tiedottamista. COM(2022) 143 final.

EU:n komissio, 2022b. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Kestävästä tuotteista normi. COM(2022) 140 final.

EU:n komissio, 2022c. Proposal for Ecodesign for Sustainable Products Regulation. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-ecodesign-sustainable-products-regulation_en

EU:n komissio, 2022d. Kestäviä ja kiertotalouteen perustuvia tekstiilejä koskeva EU:n strategia. COM(2022) 141 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52022DC0141>

EU:n komissio, 2022e. Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on Corporate Sustainability Due Diligence and amending Directive (EU) 2019/1937.

EU:n komissio, 2022f. Proposal for a regulation of the European parliament and of the council establishing a framework for setting ecodesign requirements for sustainable products and repealing Directive 2009/125/EC. COM(2022) 142.

EU:n komissio, 2023a. EU taxonomy for sustainable activities. https://finance.ec.europa.eu/sustainable-finance/tools-and-standards/eu-taxonomy-sustainable-activities_en

EU:n komissio, 2023b. Sustainable finance package. EU Taxonomy Climate Delegated Act. https://finance.ec.europa.eu/publications/sustainable-finance-package_en

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319(5867), 1235-1238.

Finkelstein, E. A., Zhen, C., Nonnemaker, J., Todd, J. E., 2010. Impact of Targeted Beverage Taxes on Higher- and Lower-Income Households. *Arch Intern Med* 170(22), 2028–2034.

Forero-Cantor, G., Ribal, J., Sanjuán, N., 2020. Levying carbon footprint taxes on animal-sourced foods. A case study in Spain. *Journal of Cleaner Production* 243, 118668. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118668>.

Funke, F., Mattauch, L., Bijgaart, I. V. D., Godfray, H. C. J., Hepburn, C., Klenert, D., Treich, N., 2022. Toward optimal meat pricing: is it time to tax meat consumption? *Review of Environmental Economics and Policy*, 16(2), 219-240.

Global Battery Alliance, 2021. www.globalbattery.org/media/publications/wef-gba-battery-passport-overview-2021.pdf

Godfray, H. C. J., Aveyard, P., Garnett, T., Hall, J. W., Key, T. J., Lorimer, J., Jebb, S. A., 2018. Meat consumption, health, and the environment. *Science* 361(6399), eaam5324.

Goetzke, F., Vance, C., 2021. An increasing gasoline price elasticity in the United States? *Energy Economics* 95. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2020.104982>

Gren, I.-M., Moberg, E., Säll, S., Rööf, E., 2019. Design of a climate tax on food consumption: Examples of tomatoes and beef in Sweden. *Journal of Cleaner Production* 211, 1576-1585.

Grubb, M., Jordan, N.D., Hertwich, E., Neuhoff, K., Das, K., Bandyopadhyay, K.R., van Asselt, H., Sato, M., Wang, R., Pizer, W.A., Oh, H., 2022. Carbon Leakage, Consumption, and Trade. *Annual Review of Environment and Resources* 47(1), 753-795.

Guinée, J.B., Huppés, G., Heijungs, R., 2001. Developing an LCA guide for decision support. *Environmental Management and Health* 12(3), 301-311.

<https://doi.org/10.1108/09566160110392416>

Götz, T., Adisorn, T., Tholen, L., 2021. Der digitale Produktpass als Politik-Konzept. Wuppertal Paper 20. Wuppertal Institute. <http://dx.doi.org/10.6027/tn2019-549>

Harju, J., Kosonen, T., Laukkanen, M., Palanne, K., 2022. The heterogeneous incidence of fuel carbon taxes: evidence from station-level data. *Journal of Environmental Economics and Management* 112. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102607>

Horn, S., Salo, H., Nissinen, A., 2023. Promoting ecodesign implementation: The role and development areas of national public policy. *Environmental Policy and Governance* (online).

ISO 14025, 2006. Environmental labels and declarations – Type III environmental declarations – Principles and procedures. The International Organization for Standardization, Geneva.

ISO 14040, 2006. Environmental management. Life cycle assessment. Principles and framework. International Organization for Standardization, Geneva.

ISO 14044, 2006. Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines. International Organization for Standardization, Geneva.

ISO 14067, 2018. (Ed 1) Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification. The International Organization for Standardization, Geneva.

Jansen, M. ym., 2022. Current approaches to the digital product passport for a circular economy: An overview of projects and initiatives, Wuppertal Papers, No. 198, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie, Wuppertal.

<https://doi.org/10.48506/opus-8042>

Jensen, J. D., Smed, S., 2013. The Danish tax on saturated fat – Short run effects on consumption, substitution patterns and consumer prices of fats. *Food Policy* 42, 18–31. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.06.004>

Jensen, J., Smed, S., Aarup, L., Nielsen, E., 2016. Effects of the Danish saturated fat tax on the demand for meat and dairy products. *Public Health Nutrition*, 19(17), 3085-3094. <https://doi.org/10.1017/S1368980015002360>

Johansson, P., Pekkarinen, T., Verho, J., 2014. Cross-border health and productivity effects of alcohol policies. *Journal of Health Economics* 36, 125-136.

<https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2014.04.002>

Kaechele A., Slusky, D.J.G., 2018. With and without the tracks: how railroad access impacts gas price elasticity, *Applied Economics Letters* 25(16), 1113-1116.

<https://doi.org/10.1080/13504851.2017.1397849>

Kaitila, V., Kuusela, O.-P., Kuusi, T., Pohjola, J., Soimakallio, S., 2022. Euroopan komission ehdottaman hiilirajamekanismin vaikutuksia Suomessa ja EU:ssa. ETLA Raportti No 128. <https://pub.etla.fi/ETLA-Raportit-Reports-128.pdf>

Kaljonen, M., Karttunen, K., Kortetmäki, T. (toim.), 2022. Reilu ruokamurros. Polkuja kestävään ja oikeudenmukaiseen ruokajärjestelmään. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 38/2022. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Kalverkamp, M., Karbe, N., 2018. Comparability of Life Cycle Assessments: Modelling and Analyzing LCA Using Different Databases. In: Pehlken, A., Kalverkamp, M., Wittstock, R. (eds), 2018. *Cascade Use in Technologies 2018*. Springer Vieweg, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-57886-5_8

Kaushal, K.R., Rosendahl, K.E., 2020. Taxing Consumption to Mitigate Carbon Leakage. *Environ Resource Econ* 75, 151–181. <https://doi.org/10.1007/s10640-019-00392-1>

Kautto P., Kalimo H., Salo H., Heinonen T., Lifset R., Mateo E., Nissinen A., Leskinen P., Miettinen M., Turunen T., Jukka A., 2021. The Circular Economy and product policy. 159 p. Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 2021:47. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-283-1>

Koch, N., Basse Mama, H., 2019. Does the EU Emissions Trading System induce investment leakage? Evidence from German multinational firms. *Energy Economics* 81, 479–492.

Koponen, K., Soimakallio, S., 2015. Foregone carbon sequestration due to land occupation—the case of agro-bioenergy in Finland. *The international journal of life cycle assessment* 20, 1544-1556.

Koponen, K., Soimakallio, S., Kline, K. L., Cowie, A., Brandão, M., 2018. Quantifying the climate effects of bioenergy—choice of reference system. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 81, 2271-2280.

Koponen, K., Soimakallio, S., Tsupari, E., Thun, R., Antikainen, R., 2013. GHG emission performance of various liquid transportation biofuels in Finland in accordance with the EU sustainability criteria. *Applied energy* 102, 440-448.

Kosonen, K., Nicodème, G., 2009. *Taxation Papers: The role of fiscal instruments in environmental policy*. Office for Official Publications of the European Communities, EU.

Kosonen, T., 2015. More and Cheaper Haircuts After VAT Cut? On the Efficiency and Incidence of Service Sector Consumption Taxes. *Journal of Public Economics* 131, 87-100.

Kosonen, T., Savolainen R., 2019. Makeisveron vaikutus makeisten hintoihin ja kulutukseen. Palkansaajien tutkimuslaitos. Raportteja 38.

Kuusi, T., Björklund, M., Kaitila, V., Kokko, K., Lehmus, M., Mehling, M., Oikarinen, T., Pohjola, J., Soimakallio, S., Wang, M., 2020. Carbon Border Adjustment Mechanisms and Their Economic Impact on Finland and the EU. Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 2020:48.

Kuusi, T., Wang, M., 2022. Trade Flows, Carbon Leakage, and the EU Emissions Trading System. ETLA Working Papers No 94. <http://pub.etla.fi/ETLA-Working-Papers-94.pdf>

Langer, A., Maheshri, V., Winston, C., 2017. From gallons to miles: A disaggregate analysis of automobile travel and externality taxes. *Journal of Public Economics* 152, 34-46. <https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2017.05.003>

Laukkanen, M., Ollikka, K., Tamminen, S., 2019. The impact of energy tax refunds on manufacturing firm performance: evidence from Finland's 2011 energy tax reform. Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 2019:32.

Lehtonen, H., Saarnio, S., Rantala, J., Luostarinen, S., Maanavilja, L., Heikkinen, J., Soini, K., Aakkula, J., Jallinoja, M., Rasi, S., Niemi, J., 2020. Maatalouden ilmastotiekartta – Tiekartta kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseen Suomen maataloudessa. Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto MTK ry. Helsinki. <https://www.mtk.fi/ilmastotiekartta>

Leroutier, M., 2022. Carbon pricing and power sector decarbonization: Evidence from the UK. *Journal of Environmental Economics and Management* 111.

Levin, L., Lewis, M. S., Wolak, F. A., 2017. High Frequency Evidence on the Demand for Gasoline. *American Economic Journal: Economic Policy* 9(3), 314-47.

<https://doi.org/10.1257/pol.20140093>

Long, M. W., Gortmaker, S. L., Ward, Z. J., Resch, S. C., Moodie, M. L., Sacks, G., Swinburn, B. A., Carter, R. C., Wang, Y. C., 2015. Cost Effectiveness of a Sugar-Sweetened Beverage Excise Tax in the U.S. *American Journal of Preventive Medicine* 49, 112-123. <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2015.03.004>

Maailmanpankki, 2017. Report of the High-Level Commission on Carbon Prices. Washington, DC: World Bank.

Maailmanpankki, 2022. State and Trends of Carbon Pricing 2022. Washington, DC: World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/37455>

Marron, D.B., Toder, E.J., 2014. Tax Policy Issues in Designing a Carbon Tax. *American Economic Review*, 104(5), 563-68.

Martin R., de Preux L.B., Wagner U.J., 2014. The impact of a carbon tax on manufacturing: Evidence from microdata. *J. Public Econ.* 117, 1-14.

Martin R., Muûls M., Wagner U.J., 2016. The impact of the European union emissions trading scheme on regulated firms: What is the evidence after ten years? *Review of Environmental Economics and Policy* 10(1), 129-148.

McAusland, C., Najjar, N., 2015. Carbon Footprint Taxes. *Environ. Resour. Econ.* 61, 37–70. <https://doi.org/10.1007/s10640-013-9749-5>

McLure, C.E., 2010. The carbon-added tax: A cat that won't hunt. *Policy Options*. <https://policyoptions.irpp.org/magazines/obama-at-midterm/the-carbon-added-tax-a-cat-that-wont-hunt/>

McLure, C.E., 2014. Selected International Aspects of Carbon Taxation. *Am. Econ. Rev.* 104, 552–556. <https://doi.org/10.1257/aer.104.5.552>

Metcalf, G., Weisbach, D., 2009. The design of a carbon tax *Harv. Environ. Law Rev.* 33, 499-556.

Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth Knuchel, R., Gailard, G., Rydgren, B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 5-15.

- MMM, 2014. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2014–2020. Maa- ja metsätalousministeriö. <https://mmm.fi/maaseutu/manner-suomen-maaseudun-kehittamisohjelma-2014-2020>
- Naegele, H., Zaklan, A., 2019. Does the EU ETS cause carbon leakage in European manufacturing? *Journal of Environmental Economics and Management* 93, 125–147.
- Nguyen, T. L. T., Laratte, B., Guillaume, B., Hua, A., 2016. Quantifying Environmental Externalities with a View to Internalizing Them in the Price of Products, Using Different Monetization Models. *Resources, Conservation and Recycling* 109, 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.018>
- Niemistö, J., Myllyviita, T., Judl, J., Holma, A., Sironen, S., Mattila, T., Antikainen, R., Leskinen, P., 2019. Benefits and challenges of streamlined life-cycle assessment for SMEs – findings from case studies on climate change impacts. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 26(7), 625-634.
- Nissinen, A., Heiskanen, E., Perrels, A., Berghall, E., Liesimaa, V., Mattinen, M.K., 2015. Combinations of policy instruments to decrease the climate impacts of housing, passenger transport and food in Finland. *Journal of Cleaner Production* 107, 455–466.
- Nissinen, A., Heiskanen, E., Perrels, A., Berghall, E., Liesimaa, V., Mattinen, M., 2012. Ohjauskeinoyhdistelmät asumisen, henkilöliikenteen ja ruoan ilmastovaikutusten hillintään. 78 s. *Suomen ympäristö* 11/2012.
- Nissinen, A., Savolainen, H. (toim.), Alhola, K., Mäenpää, I., Nurmela, J., Salo, M., 2019. Julkisten hankintojen ja kotitalouksien kulutuksen hiilijalanjälki ja luonnonvarojen käyttö. ENVIMAT-mallinnuksen tuloksia. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 15/2019. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/300737>
- Nissinen, A., Seppälä, J., Heinonen, T., 2022. Make carbon footprints available – And it is not just one value. *Cleaner Logistics and Supply Chain* 3, 100023. <https://doi.org/10.1016/j.clscn.2021.100023>
- Nissinen, A., Suikkanen, J., Salo, H., 2019. Product Environmental Information and Product Policies. How Product Environmental Footprint (PEF) changes the situation? *TemaNord* 2019:549. <http://dx.doi.org/10.6027/tn2019-549>

OECD, 2018. Effective Carbon Rates 2018. Pricing Carbon Emissions Through Taxes and Emissions Trading, OECD Publishing, Paris.

<https://doi.org/10.1787/9789264305304-en>

OECD, 2021. Effective Carbon Rates 2021: Pricing Carbon Emissions through Taxes and Emissions Trading, OECD Series on Carbon Pricing and Energy Taxation, OECD Publishing, Paris.

Parisi, M.L., Douzief, M., Tosti, L., Pérez-López, P., Mendecka, B., Ulgiati, S., Fiaschi, D., Manfreda, G., Blanc, I., 2020. Definition of LCA Guidelines in the Geothermal Sector to Enhance Result Comparability. *Energies* 13(14), 3534.

<https://doi.org/10.3390/en13143534>

Pearce, J., 1991. The role of carbon taxes in adjusting to global warming *Econ. J.*, 101, 938-948.

Pesonen, H.-L., Horn, S., 2014. Evaluating the climate SWOT as a tool for defining climate strategies for business. *Journal of Cleaner Production* 64, 562-571.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.013> .

Pigou, A. C., 1920. *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.

Plevin, R. J., Jones, A. D., Torn, M. S., Gibbs, H. K., 2010. Greenhouse gas emissions from biofuels' indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated. *Environ. Sci. Technol.* 44, 8015–8021.

Rauhanen, T., 2015. Laaja pohja ja yksi verokanta – visio tehokkaasta arvonlisäverosta. *Kansantaloustieteellinen aikakauskirja* 111.

Rennert, K., Errickson, F., Prest, B.C. ym., 2022. Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂. *Nature* 610, 687–692. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05224-9>

Roosen, J., Staudigel, M., & Rahbauer, S., 2022. Demand elasticities for fresh meat and welfare effects of meat taxes in Germany. *Food Policy* 106.

<https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2021.102194>

Rossmann, M., Stratmann, M., Rötzer, N., Schäfer, P., Schmidt, M., 2021. Comparability of LCAs — Review and Discussion of the Application Purpose. In: Albrecht, S., Fischer, M., Leistner, P., Schebek, L. (eds). *Progress in Life Cycle Assessment 2019*.

Sustainable Production, Life Cycle Engineering and Management. Springer, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-50519-6_15

Saarinen, M., Kaljonen, M., Niemi, J., Antikainen, R., Hakala, K., Hartikainen, H., Heikkinen, J., Joensuu, K., Lehtonen, H., Mattila, T., Nisonen, S., Ketoja, E., Knuutila, M., Regina, K., Rikkonen, P., Seppälä, J., Varho, V., 2019. Ruokavaliomuutoksen vaikutukset ja muutosta tukevat politiikkayhdistelmät: RuokaMinimi-hankkeen loppuraportti. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2019:47.

Saarinen, M., Kurppa, S., Nissinen, A., Mäkelä, J. (toim.), 2011. Aterioiden ja asumisen valinnat kulutuksen ympäristövaikutusten ytimessä. ConsEnv-hankkeen loppuraportti. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 14/2011. 97 s.

Salanie, B., 2011. The Economics of Taxation. MIT Press.

Salo, M., Savolainen, H., Karhinen, S., Nissinen, A., 2021. Drivers of household consumption expenditure and carbon footprints in Finland, Journal of Cleaner Production 289. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125607>

Sartor, O., 2013. Carbon Leakage in the Primary Aluminium Sector: What Evidence after 6.5 Years of the EU ETS? USAEE Working Paper No. 13-106.

Savolainen, H., Heinonen, T., Heikkinen, M., Nissinen, A., 2021. Kotitalouksien kulutuksen kasvihuonekaasupäästöt 2000–2019. Julkaisematon laskentataulukko ja siihen liittyvä käsikirjoitus.

Schmutzler, A., Goulder, L. H., 1997. The choice between emission taxes and output taxes under imperfect monitoring. Journal of Environmental Economics and Management 32(1), 51-64.

Searchinger, T. D., Hamburg, S. P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D. M., Tilman, G.D., 2009. Fixing a critical climate accounting error. Science 326(5952), 527-528.

Seppälä J. (toim.), 2022. Kuluttajien mahdollisuudet Suomen päästövähennysten vauhdittamiseksi - Taustaraportti asumiseen, ruokaan, liikkumiseen ja muuhun kulutukseen liittyvistä toimista. Suomen ilmastopaneelin raportti 6/2022.

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 materiaalivirtojen ympäristövaikutusten arviointi ENVIMAT-mallilla. 134 s. Suomen ympäristö 20/2009.

Seppälä, J., Mäenpää, I., Koskela, S., Mattila, T., Nissinen, A., Katajajuuri, J.-M., Härmä, T., Korhonen, M.-R., Saarinen, M., Virtanen, Y., 2011. An assessment of greenhouse gas emissions and material flows caused by the Finnish economy using the ENVIMAT model. *Journal of Cleaner Production* 19(16), 1833-1841.

Silvo, K., Belinskij, A., Attila, M., Honkonen, T., Horn, S., Huhta, K., Romppanen, S., Saastamoinen, U., Seppälä, J., Soimakallio, S., 2021. *Ilmastovaikutukset ja ympäristölupamenettely*. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2021:43. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-229-9>

Slemrod, J., Gillitzer, C., 2014. *Tax Systems*. MIT Press.

Soimakallio, S., 2014. Toward a more comprehensive greenhouse gas emissions assessment of biofuels: the case of forest-based Fischer–Tropsch diesel production in Finland. *Environmental science & technology* 48(5), 3031-3038.

Soimakallio, S., Böttcher, H., Niemi, J., Mosley, F., Turunen, S., Hennenberg, K. J., Fehrenbach, H., 2022. Closing an open balance: The impact of increased tree harvest on forest carbon. *GCB Bioenergy* 14(8), 989-1000.

Soimakallio, S., Cowie, A., Brandão, M., Finnveden, G., Ekvall, T., Erlandsson, M., Karlsson, P. E., 2015. Attributional life cycle assessment: is a land-use baseline necessary? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20, 1364-1375.

Soimakallio, S., Kalliokoski, T., Lehtonen, A., Salminen, O., 2021. On the trade-offs and synergies between forest carbon sequestration and substitution. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 26, 1-17.

Soimakallio, S., Koponen, K., 2011. How to ensure greenhouse gas emission reductions by increasing the use of biofuels?—Suitability of the European Union sustainability criteria. *Biomass and Bioenergy* 35(8), 3504-3513.

Sokka, L., Correia, S., Koljonen, T., 2018. Lämmityspolttoaineiden tuotannon elinkaariset kasvihuonekaasupäästöt. VTT Technical Research Centre of Finland. VTT Technology No. 336. <https://publications.vtt.fi/pdf/technology/2018/T336.pdf>

- Springmann, M., Mason-D’Croz, D., Robinson, S., Wiebe, K., Godfray, H. C. J., Rayner, M., Scarborough, P., 2017. Mitigation potential and global health impacts from emissions pricing of food commodities. *Nature Climate Change* 7(1), 69-74.
- Stadler K, Wood R, Bulavskaya T, ym., 2018. EXIOBASE 3. Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables. *Journal of Industrial Ecology* 22(3), 502-515.
- Standley, M., Nissinen, A., Engelbrechtsen Østerby Carlsen, M., Cosnier, M., Johansson, J., Thornèus, J., 2022. Climate Accounting in Public Procurement. Status in the Nordic Countries. *TemaNord* 2022:544. <http://dx.doi.org/10.6027/temanord2022-544>
- Stiglitz, J.E., 2013. 7. Sharing the Burden of Saving the Planet: Global Social Justice for Sustainable Development. Lessons from the Theory of Public Finance. In: Stiglitz, J.E., Kaldor, M. (eds), 2013. *The Quest for Security: Protection Without Protectionism and the Challenge of Global Governance*. New York Chichester, West Sussex: Columbia University Press, 161-204. <https://doi.org/10.7312/stig15686-012>
- STJM, 2022. Suomen tekstiili ja muoti. www.stjm.fi/uutiset/suomen-tekstiili-muoti-ja-teknologiateollisuus-kaynnistavat-digitaalisen-tuotepassin-kehittamishankkeen/
- Suikkanen, J., Nissinen, A., 2020. Tuotteiden ympäristöjalanjälkimenetelmä PEF. Käyttö julkisten hankintojen ilmastovaikutusten arvioinnissa. 28 s. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 15/2020.
- Säll, S., 2018. Environmental food taxes and inequalities: Simulation of a meat tax in Sweden. *Food Policy* 74, 147-153. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2017.12.007>
- Säll, S., Gren, I. M., 2015. Effects of an environmental tax on meat and dairy consumption in Sweden. *Food Policy* 55, 41–53. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.05.008>
- Thow, A. M., Rippin, H. L., Mulcahy, G., Duffey, K., Wickramasinghe, K., 2022. Sugar-Sweetened Beverage Taxes in Europe: Learning for the Future. *European Journal of Public Health* 32(2), 273–80. <https://doi.org/10.1093/eurpub/ckab211>
- Tilastokeskus, 2016. Kotitalouksien kulutusmenot tuloviidenneksittäin 1985–2016. https://pxdata.stat.fi/PxWeb/pxweb/fi/StatFin/StatFin__ktutk/statfin_ktutk_pxt_007.px/
- Tilastokeskus, 2022. Yksilöllisen kulutuksen käyttötarkoituksen mukainen luokitus COICOP. <https://tilastokeskus.fi/fi/luokitukset/coicop/> [Viitattu 15.9.2022]

- Timmermans, B., Achten, W.M.J., 2018. From value-added tax to a damage and value-added tax partially based on life cycle assessment: principles and feasibility. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 23, 2217-2247.
- Traversa, E., Timmermans, B., 2021. Value-Added Tax (VAT) and Sustainability in the European Union: A Radical Proposal Design Issues, Legal Aspects, and Policy Alternatives. *INTERTAX* 49(11).
- Turconi, R., Boldrin, A., Astrup, T., 2013. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 28, 555-565. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.013> .
- Verde, S.F., 2020. The impact of the EU emissions trading system on competitiveness and carbon leakage: The econometric evidence. *Journal of Economic Surveys* 34(2), 320-343.
- VM, 2010. Verotuksen kehittämistyöryhmän loppuraportti, Valtiovarainministeriön julkaisuja 51/2010.
- VM, 2020. Energiaverotuksen uudistamista selvittävän työryhmän raportti ehdotukseksi hallitusohjelman kirjausten ja tavoitteiden toteuttamisesta sekä energiaverotuksen muusta kehittämisestä. Valtiovarainministeriön julkaisuja 2020:62.
- VN, 2022. Hiilineutraali Suomi 2035 – kansallinen ilmasto- ja energiastrategia. Valtioneuvoston selonteko, VNS 6/2022 vp.
- YK, 2015. Neljän promillen aloite. <https://unfccc.int/sites/default/files/4-per-1000-initiative.pdf>
- YM, 2022. Keskipitkän aikavälin ilmastopolitiikan suunnitelma - Kohti hiilineutraalia yhteiskuntaa 2035. Ympäristöministeriön julkaisuja 2022:12.

tietokayttoon.fi

ISBN PDF 978-952-383-313-5
ISSN PDF 2342-6799