

MIPS ja ekologinen selkäreppu tuotteiden potentiaalisten
ympäristövaikutusten vertailun menetelminä
– ongelmakohtien tarkastelu

Heli Koskinen
Ympäristönsuojelutieteen pro gradu -työ
Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos
Elokuu 2001

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Laitos — Institution — Department Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos	
Tekijä — Författare — Author Koskinen Heli			
Työn nimi — Arbetets titel — Title MIPS ja ekologinen selkäreppu tuotteiden potentiaalisten ympäristövaikutusten vertailun menetelminä — ongelmakohtien tarkastelu			
Oppiaine — Läroämne — Subject Ympäristönsuojelutiede			
Työn laji — Arbetets art — Level Pro gradu -työ		Aika — Datum — Month and year Elokuu 2001	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 95 s.
Tiivistelmä — Referat — Abstract			
<p>Tutkimuksen tarkoituksena oli kartoittaa MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttöön tuotteiden potentiaalisten ympäristövaikutusten vertailun menetelminä liittyviä ongelmia. Näkökulmana oli menetelmäkritiikki ja menetelmänä laadullinen sisällönanalyysi aiemmin esitetystä suoraan ja epäsuorasti MIPSiin ja ekologiseen selkäreppuun kohdistuvasta kritiikistä. Aineisto kerättiin pääasiassa tieteellisistä julkaisuista. Kritiikki lajiteltiin aihepiireittäin, sen pätevyyttä ja epäsuoran kritiikin sovellettavuutta arvioitiin ja sitä täydennettiin paikoin omalla kritiikillä. Analyysissä nousi esiin monentyypisiä ongelmia, joista osa kyseenalaistaa voimakkaasti MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttökelpoisuuden. Indikaattorien jakaminen viiteen luokkaan ei ole tuonut ongelmiin helpotusta.</p> <p>Entropia ei tarjoa MIPSille ja ekologiselle selkäreppulle pitävää teoriataustaa, eikä ole perusteita olettaa aineen määrän olevan ratkaisevassa asemassa ympäristövaikutusten suuruuden kannalta, kun muutkin tekijät muuttuvat. Näin aggregoidun massan käytölle potentiaalisten ympäristövaikutusten suuruuden mittarina ei ole teoreettisia perusteita. MIPS ja ekologinen selkäreppu eivät eksplisiittisesti arvioi materiaalivirtojen ympäristövaikutuksia. Ne eivät kykene kuvaamaan tuotteen aiheuttamien ympäristövaikutusten määrää, koska ne käytännössä antavat saman painoarvon kaikille päästöille luontoon ja poistoille sieltä huolimatta niiden yksilöllisistä ja suuruudeltaan toisistaan paljon poikkeavista ympäristövaikutuksista. Koska MIPS ja ekologinen selkäreppu eivät kykene arvioimaan ympäristövaikutuksia suoraan, eikä aggregoidun massan käytölle välillisessä arvioinnissa ole pitävää teoriaperustaa, ne eivät ole tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattoreita. Sen sijaan ne indikoivat tuotteiden haitallisuutta dematerialisaatiotavoitteen kannalta. Dematerialisaation nostamiselle tuotelähtöisen ympäristönsuojelun ensisijaiseksi tavoitteeksi ei ole perusteita.</p> <p>MIPS ja ekologinen selkäreppu käyttävät sisäänrakennettua arvottamista, jolloin arvoalinnat on tehty käyttäjän puolesta. Arvoalintoja ei kuitenkaan tulisi piilottaa tai jättää indikaattorien kehittäjille. MIPS ja ekologinen selkäreppu ovat äärimmäisessä yksinkertaisuudessaan menetelmiä, jotka eivät vaadi arvioinnin tekijöiltä tai päätöksentekijöiltä käsillä olevien ongelmien ymmärtämistä tai niiden merkityksen arviointia. Ne eivät myöskään mahdollista eturyhmien osallistumista arviointiprosessiin. Dematerialisaation ainoaksi tavoitteeksi asettamisen taustalla oleva käsitys ympäristöongelmista voi jäädä käyttäjälle hämäräksi. Tämä on ongelmallista, sillä MIPS ja ekologinen selkäreppu arvottavat kaikki päästö- ja poistokilogrammat samanarvoisiksi, mikä on järjetöntä ellei käyttäjä ole nimenomaisesti halunnut asettaa dematerialisaatiota ainoaksi tavoitteeksi.</p> <p>Näiden merkittävimpien ongelmien lisäksi relevanteiksi ongelmiksi osoittautuivat epävarmuuksien arvioinnin puute, datan keräämisen ja valmiiden tietokantojen käytön ongelmat, rajausten erot ja keinotekoinen rajanveto ihmisen ja luonnon systeemien välillä sekä menetelmien vaatima työmäärä.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords MIPS, ekologinen selkäreppu, dematerialisaatio, tuotteet, ympäristövaikutukset, arviointi			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Viikin tiedekirjasto ja Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, ympäristönsuojelutieteen osasto.			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information			

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	3
1. Johdanto	7
1.1 Tutkimuksen taustaa	9
1.2 Tutkimuksen tavoitteet	12
2. Tuotteiden ympäristövaikutusten arviointi	17
2.1 Tuotteiden ympäristövaikutusten arviointi ympäristönsuojelun kentässä	17
2.1.1 Ympäristönsuojelun osa-alueita	17
2.1.2 Tuotelähtöinen ympäristönsuojelu	17
2.2 Tuotteiden ympäristövaikutusten arvioinnin menetelmiä	19
2.2.1 Yksityiskohtainen elinkaariarviointi	20
2.2.1.1 Tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely	21
2.2.1.2 Inventaarioanalyysi	21
2.2.1.3 Vaikutusarviointi	21
2.2.1.4 Tulosten tulkinta	23
2.2.2 Yksinkertaistettu elinkaariarviointi	23
2.2.3 Tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattoreita	24
3. MIPS ja ekologinen selkäreppu taustoiheen	28
3.1 Teoreettista ja näkökulmallista taustaa	28
3.1.1 Ekologinen modernisaatio	28
3.1.2 Ekologinen taloustiede ja entropia	30
3.1.2.1 Termodynamiikka	30
3.1.2.2 Läpivirtaus ja vakaan tilan talous	32
3.2 Materiaalivirta-ajattelu ja palvelunäkökulma tuotteisiin	33
3.2.1 Factor 10	33
3.2.2 Kohtuullisuus	35
3.2.3 Tavarat palvelun tuottajina	35
3.3 MIPS ja ekologinen selkäreppu	35
3.3.1 Luonnonvaratuottavuus ja MIPS	35
3.3.2 MIPSin viisi luokkaa	36

3.3.3 Ekologinen selkäreppu	38
3.3.4 Luonnonvarojen kokonaiskäyttö (TMR)	38
3.3.5 MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttötarkoitukset	39
4. Aineisto ja menetelmät	40
4.1 Aineiston kerääminen	40
4.2 Aineistoon kuuluvat artikkelit ja julkaisut	41
4.3 Aineiston analysointi	44
5. Tulokset	47
5.1 Factor 10 -tavoitteen epärealistisuus	47
5.2 Arvottamisen ongelmat	49
5.2.1 Mittareiden subjektiivisuus myönnettävä	49
5.2.2 Implisiittinen (sisäänrakennettu) arvottaminen	50
5.2.3 Oikeus omiin arvoihin ja niiden mukaisiin indikaattoreihin	52
5.2.4 Muuta arvoihin liittyvää kritiikkiä	55
5.2.4.1 Tarve eri indikaattoreille sisäiseen ja ulkoiseen raportointiin	55
5.2.4.2 Indikaattorien kehittäminen tulisi erottaa poliittisesta päätöksenteosta	55
5.2.4.3 Raja-arvojen subjektiivisuus ja erot käsityksissä ympäristöuhan vakavuudesta	56
5.2.4.4 Tiedon keräämisen subjektiivisuus	56
5.3. Yhteenlaskettu massa ei kuvaa ympäristövaikutuksia	57
5.3.1 Syvyyden puute analyysissä	57
5.3.2 Ympäristövaikutuksiltaan erilaisten materiaalien yhteenlaskeminen	58
5.3.3 Muut huomiotta jätetyt ympäristövaikutusten suuruuteen vaikuttavat tekijät	60
5.4 Entropiaan taustateoriana liittyvät ongelmat	61
5.4.1 Entropia pettävä lähtökohta ympäristövaikutusten arvioinnille	62
5.4.2 Exergia vaihtoehtoisena indikaattorina	64
5.5 Keinotekoinen rajanveto ihmisen ja luonnon systeemien välillä	65
5.6 Epävarmuuden huomioonottamisen puute	68

5.7	Datan keräämisen ongelmat	69
5.8	Muuta kritiikkiä menetelmän luotettavuutta kohtaan	71
5.8.1	Indikaattorien validoimattomuus	71
5.8.2	Tuotekohtaisten indikaattorien tarve	72
5.8.3	Ennustavuuden puute	72
5.8.4	Ei suoraa yhteyttä nykyisiin ympäristöpolitiikan tavoitteisiin	72
5.9	Taloudelliset perusteet vaihtoehtona materiaalien yhteenlaskemisessa	73
5.10	Työmäärä	74
6.	Johtopäätökset	76
6.1	Yhtenä lukuna ilmaistavien MIPSin ja ekologisen selkäreppun ongelmat	76
6.1.1	Merkittävimmät ongelmat	76
6.1.2	Muut ongelmat	78
6.2	MIPSin ja ekologisen selkäreppun viiteen luokkaan jakamisen vaikutukset	79
6.2.1	Vesi	80
6.2.2	Ilma	80
6.2.3	Maa- ja metsätalouden maansiirrot	81
6.2.4	Abioottiset materiaalit	81
6.2.5	Bioottiset materiaalit	82
6.2.6	Arvottaminen	82
6.3	MIPS ja ekologinen selkäreppu tuotteiden ympäristövaikutusten vertailun indikaattoreina	83
6.4	Jatkotutkimustarpeet	86
	Lähteet	88

1. Johdanto

Tämän tutkimuksen kohteina on kaksi tuotteiden potentiaalisten ympäristövaikutusten indikaattoria: MIPS (Material Intensity Per Service Unit, materiaalien palvelusuoritetta kohden) ja ekologinen selkäreppu. Tutkimuksen tarkoituksena on kartoittaa näiden indikaattoreiden käyttöön tuotteiden potentiaalisten ympäristövaikutusten vertailun menetelminä liittyviä ongelmia. Näkökulmana on menetelmäkriittikki ja metodina laadullinen sisällönanalyysi aiemmin esitetystä kriittikistä. Tutkimus on ympäristönsuojelutieteen pro gradu -työ, tehty Helsingin yliopiston Limnologian ja ympäristönsuojelun laitokselle. Tässä yhteydessä haluan esittää kiitokset arvokkaasta avusta työtäni ohjanneille professoreille Janne Hukkiselle (Teknillisestä korkeakoulusta) ja Ilmo Massalle sekä niille monille henkilöille, jotka ovat kommentoineet työtäni sen eri vaiheissa.

Tutkimuksen johdantoluvussa esitellään aluksi lyhyesti tutkimuksen kohteena olevat indikaattorit sekä niiden taustaa ja merkitystä (luku 1.1). Luvussa 1.2 esitetään tutkimuksen tavoitteet, tutkimusongelma rajauksineen, käytetty näkökulma ja menetelmä sekä tutkimuskohteiden osalta käytetty kirjallisuus. Seuraavat kaksi lukua muodostavat katsauksen MIPSin ja ekologisen selkärepun kontekstiin, taustaan ja itse indikaattoreihin.

Toinen luku käsittelee MIPSin ja ekologisen selkärepun kontekstia, tuotteiden ympäristövaikutusten arviointia ja vertailua. Aluksi ne asetetaan laajempaan yhteyksiinsä ympäristönsuojelussa ja esitellään tuotelähtöistä ympäristönsuojelua, johon ne kuuluvat (luku 2.1). Tämän jälkeen esitellään muita tuotteiden ympäristövaikutusten arvioinnin menetelmiä. Aluksi esitellään yksityiskohtainen ja yksinkertaistettu elinkaariarviointi (luvut 2.2.1 ja 2.2.2). Nämä ovat MIPSin ja ekologisen selkärepun näkökulmasta sekä kilpailevia menetelmiä että konteksti niiden käytölle, sillä indikaattoreita voidaan käyttää (etenkin yksinkertaistetun) elinkaariarvioinnin osana. Luvun lopussa esitellään muita tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattoreita (luku 2.2.3).

Kolmannessa luvussa luodaan katsaus MIPSin ja ekologisen selkärepun taustoihin sekä itse indikaattoreihin. Aluksi esitellään laajempaa näkökulmallista ja teoreettista taustaa. Luvussa 3.1.1 esitellään ekologinen modernisaatio, ympäristönsuojelullinen näkökulma,

jonka piiriin MIPSin ja ekologisen selkärepun taustalla olevan ajattelun voidaan katsoa kuuluvan, ja luvussa 3.1.2 esitellään ekologisen taloustieteen entropiaan pohjautuvia näkemyksiä, joihin MIPSin ja ekologisen selkärepun perustana oleva materiaalivirta-ajattelu osin pohjautuu. Tämän jälkeen esitellään materiaalivirta-ajattelu ja MIPSiin oleellisesti kuuluva näkemys tavaroista palvelujen tuottajina luvussa 3.2. Luvussa 3.3 esitellään itse indikaattorit tarkemmin ja pohditaan niiden käyttötarkoituksia.

Neljännessä luvussa esitellään käytetty aineisto, sen kerääminen ja käsittely.

Viidennessä luvussa esitetään kirjallisuusanalyysin tulokset. Tulokset on jäsennetty ja otsikoitu kritiikin aihepiirien mukaisesti. Aluksi esitetään factor 10

-dematerialisaatiotavoitteen realistisuutta epäilevä kritiikki, seuraavaksi pohditaan moninaisia arvottamiseen liittyviä ongelmia luvussa 5.2. MIPSin kykyä kuvastaa ympäristövaikutuksia epäilevä kritiikki esitetään luvussa 5.3 ja MIPSin

termodynamiikan taloustieteelliseen tulkintaan perustuvaan teoriapohjaan liittyvä kritiikki luvussa 5.4. Luvussa 5.5 pohditaan ihmisen ja luonnon systeemien välisen rajanvedon ongelmallisuutta. Luvussa 5.6 esitetään epävarmuuksien arvioinnin puutteeseen liittyvä kritiikki ja luvussa 5.7 datan keräämiseen liittyviä ongelmia.

Lukuun 5.8 on koottu muu menetelmän luotettavuutta kohtaan esitetty kritiikki. Luvussa 5.9 pohditaan sitä, tulisiko materiaalit laskea yhteen taloudellisilla perusteilla, ja luvussa 5.10 MIPSin vaatimaa työmäärää.

Viimeinen luku sisältää johtopäätökset. Sen ensimmäisessä alaluvussa vedetään yhteen kirjallisuusanalyysissä ilmenneet ekologisen selkärepun ja MIPSin ongelmat, toisessa arvioidaan MIPSin ja ekologisen selkärepun viiteen eri luokkaan jakamisen vaikutukset niihin. Luku 6.3 sisältää keskustelua MIPSin ja ekologisen selkärepun käyttökelpoisuudesta tuotteiden ympäristövaikutusten vertailun menetelminä, ja lopuksi esitetään jatkotutkimustarpeita (luku 6.4).

1.1 Tutkimuksen taustaa

Tuotteiden ympäristövaikutuksia vähentämään pyrittäessä on tärkeää voida arvioida ja vertailla keskenään yksittäisten tuotteiden ympäristövaikutuksia. Tuotteiden ympäristövaikutusten arviointi on voimakkaassa kehitysvaiheessa. Merkittävimmälle metodille, elinkaariarvioinnille, valmistui kansainvälinen standardikokonaisuus vuosina 1997–2000 (Suomen standardoimisliitto SFS 1997, Suomen standardoimisliitto SFS 1998, Suomen Standardoimisliitto SFS 2000a, Suomen standardoimisliitto SFS 2000b). Erilaisia indikaattoreita tuotteiden ympäristövaikutuksien vertailemiseksi on kehitetty runsaasti ja kehitetään jatkuvasti lisää.

Tässä tutkimuksessa tuotteella tarkoitetaan sekä tavaroita että palveluja. Tämä määritelmä on sopusoinnussa elinkaariarvioinnin kansainvälisessä standardissa (Suomen standardoimisliitto SFS 1997 s. 6) käytetyn määritelmän kanssa, jossa termi tuote sisältää myös palvelut. MIPS ja ekologinen selkäreppu on tarkoitettu sekä tavaroiden että palvelujen ympäristövaikutusten vertailuun. Niiden taustalla oleva ajattelu myös haastaa perinteisen jaon tavaroiden ja palvelujen välillä määrittelemällä myös tavaroille *palvelusuoritteen* (ks. luvut 3.2.3 ja 3.3.1).

MIPS (materiaalipanoksen palvelusuoritetta kohden) on Wuppertal-instituutissa Saksassa kehitetty materiaalivirta-ajatteluun perustuva tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattori. Se saadaan jakamalla materiaalipanoksen (tuotteen aiheuttama luonnossa olevien materiaalien liikuttaminen) palvelusuoritteella (tuotteesta saatavilla palveluilla). MIPS ilmoitetaan massayksikköinä (kilogrammoja, tonneja). Sen rinnakkaiskäsite ekologinen selkäreppu kuvaa materiaalipanosta vähennettynä tuotteen omalla massalla. (Schmidt-Bleek 2000.) MIPSiä vastaava kansantaloudellisen tason mittari on luonnonvarojen kokonaiskäyttö. Tuotteiden ja kansantalouksien ympäristövaikutusten arvioinnin lisäksi materiaalivirta-ajattelun pohjalta on kehitetty menetelmä myös tuotesuunnitteluun. MIPSiä on esitetty uudenlaisen tuotteiden ympäristömerkinnän perustaksi (Schmidt-Bleek 2000). Suomessa on esitetty ajatus, että tuotteisiin merkittäisiin niiden ekologinen selkäreppu (Ympäristöuutiset... 1999).

Materiaalivirta-ajatteluun perustuu myös ns. factor 10 -tavoite, jonka ajatuksena on kehittyneiden maiden materiaalikulutuksen pudottaminen kymmenesosaan nykyisestä. Factor 10 -tavoitteeseen pyrittäessä MIPS on keskeisessä asemassa, sillä sen avulla mitataan yksittäisten tuotteiden materiaalikulutukset ja voidaan vertailla niitä keskenään.

Materiaalikulutuksen pienentämisestä käytetään myös nimityksiä luonnonvaratuottavuuden parantaminen, dematerialisaatio ja ekotehokkuuden parantaminen. Ekotehokkuus on tosin varsin monimerkityksinen käsite, jolla usein tarkoitetaan yleisesti tuotteesta saatavan hyödyn ja siitä aiheutuvien ympäristöhaittojen suhdetta.

Factor 10 -tavoitetta ajetaan aktiivisesti poliittisesti eteenpäin. Kansainvälisesti tätä tekee erityisesti tämän tavoitteen ajamiseen perustettu Factor 10 Club, joka julkaisi 1997 Carnoulesin julistuksen maailman poliittisille ja taloudellisille päättäjille (The International... 1997). Vuonna 2000 julkaistiin vastaavatyypinen vetoomus G8-maille tutkijoiden ja yritysjohtajien nimissä (Our Commitment... 2000).

Ajatus on myös saanut vastakaikua kansainvälisessä ympäristöpolitiikassa. Itävallan hallitus otti 1995 factor 10 -tavoitteen mukaan ympäristöohjelmaansa (Schmidt-Bleek 2001 s. 20). Vuonna 1994 YK:n ympäristöjärjestön alainen UNEP-IE ja Business Council of Sustainable Development ehdottivat tavoitteeksi kerrointa 20 (emt. s. 20). EU teki 1997 YK:lle ekotehokkuuden edistämisaloitteen, jossa viitattiin factor 10 -tavoitteeseen (Ekotehokkuus... 1998). Rio de Janeiron ympäristö- ja kehityskonferenssin seurantakokouksessa 1997 (UNGASS) EU:n kannanotossa katsottiin tarvittavan luonnonvarojen ja energiankäytön tehokkuuden kymmenkertaistamista viidessäkymmenessä vuodessa (Kok 1997). Kokouksen loppuasiakirjassa on mukana tarve selvittää luonnonvaratuottavuuden kymmenkertaistamista pitkällä aikavälillä (Ekotehokkuus... 1998). Euroopan Unionin ympäristövirasto EEA on ottanut luonnonvarojen kokonaiskäytön (TMR) mukaan ympäristöindikaattoreihinsa (Environmental... 2000 s. 100–106).

Suomessa on ollut kauppa- ja teollisuusministeriön asettama ekotehokkuustyöryhmä, joka julkaisi 1998 raporttinsa Ekotehokkuus ja factor-ajattelu (Ekotehokkuus... 1998). Suomen kansantaloudellisen tason luonnonvarojen kokonaiskäytön (TMR) laskemiseksi järjestettiin (Ympäristöministeriön koordinoimaan ekotehokkuuteen keskittyvään Ympäristöklusterin tutkimusohjelmaan kuulunut) Ekotehokas Suomi -projekti (Luonnonvarojen... 2000, Inkeröinen 2001 s. 9). Siinä oli mukana yliopistoja ja tutkimuslaitoksia sekä Suomen ympäristökeskus. Hankkeen loppujulkaisu valmistui 2000. (Luonnonvarojen... 2000.)

Tuotetasolla menetelmiä on Suomessa sovellettu ainakin laskemalla Lahden MM-kisojen yhteydessä mäkihypyn ekologinen selkäreppu ja Nokian matkapuhelintukiasemien MIPS (Häkkinen ym. 2000, Pesonen 2001). Vuonna 1999 alkoi Suomen ympäristökeskuksen koordinoima Materiaalitehokkuuden neuvontaprojekti, jota varten laaditussa koulutusaineistossa materiaalitehokkuus on ymmärretty (MIPSin avulla mitattavaksi) dematerialisaatioksi (Materiaalitehokkuuden neuvontaprojekti... 2001, Materiaalitehokkuuden kehittäminen 2001). Suomen Luonnonsuojeluliiton Kestävä tuotanto ja kulutus -kampanja ajaa MIPSin ja sen taustalla olevan ajattelun käyttöönottoa. Aihe oli mm. keskeinen teema liiton järjestämällä Kestävä Suomi -messuilla 1998. Liitto on myös julkaissut opasmateriaalia aiheesta.

MIPS on saanut sijan myös alan opetuksesta. Helsingin yliopiston Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos järjesti 1999 aiheesta kurssin Materiaalivirrat ja ympäristö. Teknillisen korkeakoulun koulutuskeskus Dipoli järjestää vuosina 2000–2001 Factor X – Ekotehokkaasti markkinoille -hankkeen, jossa yrityksiä ja konsultteja koulutetaan MIPS-pohjaiseen tuotesuunnitteluun (Lettenmeier 2000, Factor X 2001). Muita MIPS-aiheista opetusta järjestäviä tai järjestäneitä tahoja ovat ainakin Johtamistaidon opisto ja Lahden ammattikorkeakoulu.

1.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tämä tutkimus keskittyy MIPSin ja ekologisen selkärepun käyttöön tuotteiden ympäristövaikutusten arvioinnissa ja vertailussa. Näitä indikaattoreita voidaan käyttää myös ympäristökasvatuksessa ja tuotesuunnittelussa, mutta näitä käyttötapoja ei tässä tutkimuksessa käsitellä.

Tuotteiden kaikkien todellisten ympäristövaikutusten täydellinen selvittäminen on käytännössä mahdotonta. Tämän vuoksi kaikki tuotteiden ympäristövaikutusten arvioinnin menetelmät ovat todellisuudessa *potentiaalisten* ympäristövaikutusten arviointimenetelmiä. Elinkaariarvioinnin standardi toteaaakin siinä arvioitavan tuotteisiin liittyviä (ympäristönäkökohtia ja) *potentiaalisia* ympäristövaikutuksia (Suomen Standardoimisliitto SFS 1997 s. 6). MIPSin ja ekologisen selkärepun kohdalla tämä on erityisen korostunutta, sillä ne eivät pyri mittaamaan ympäristövaikutuksia suoraan, vaan niiden on tarkoitus mitata ympäristöongelmien perussyyksi nähtyä materiaalien liikuttamista (ks. Schmidt-Bleek 2000, ks. luku 3.2.1).

Tämän tutkimuksen tavoitteena on kartoittaa MIPSin ja ekologisen selkärepun käyttöön potentiaalisten ympäristövaikutusten vertailun menetelminä liittyviä ongelmia. Tarkastelun näkökulmaksi on siten valittu menetelmäkritiikki. Keskittyminen menetelmien sisältämiin ongelmiin rajoittaa mahdollisuutta arvioida menetelmien käyttökelpoisuutta tämän tutkimuksen perusteella. Kattava analyysi menetelmien kaikista hyvistä ja huonoista puolista muodossa olisi kuitenkin ollut aivan liian laaja pro gradu -työksi.

Tutkimus on tehty analysoimalla aiemmin esitettyä kritiikkiä. Aineisto koostuu kritiikkiä sisältävistä artikkeleista. Se on kerätty käymällä läpi alan tieteellisiä julkaisuja vuosikerroittain ja valitsemalla aineistoon kritiikkiä sisältäneet artikkelit. Aineistossa on myös muita, ennestään tiedossa olleita, tietokantahakujen perusteella löytyneitä tai tutkimuksen teon aikana julkaistuja, kritiikkiä sisältäviä artikkeleita ja julkaisuja. Suoraan MIPSiin ja ekologiseen selkäreppuun kohdistuvan kritiikin lisäksi on analysoitu niiden taustalla olevaa factor 10 -tavoitetta, materiaalien massaansa perustuvaa yhteenlaskemista ja yleisesti ympäristövaikutusten indikaattoreita kohtaan esitettyä

kritiikkiä. Factor 10 -tavoitetta ja aggregoidun massan käyttöä indikaattorina olen käsitellyt taustana ja perusteluna MIPSin ja ekologisen selkäreppun käytölle. Tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattoreiden kritiikistä olen ottanut mukaan ne kohdat, joita voidaan soveltaa myös MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttöön.

Aineiston analyysimenetelmänä on ollut laadullinen sisällönanalyysi. Kvalitatiivisessa (laadullisessa) sisällönanalyysissä tarkastellaan, mikä on jonkin tekstin, puheen tms. sisältö (Toivonen 1999 s. 125). Siinä muodostuva tulkinta sisällöstä ei synny minkään tiukasti määrätyn normiston tai mittausten perusteella (emt. s. 125). Laadullisen sisällönanalyysin perustavoite on järjestää ja yksinkertaistaa monimutkainen data merkityksellisiin ja käsiteltävissä oleviin kategorioihin (Patton 1990 s. 149). Siinä kerätään aineistosta tutkimuskysymykseen liittyvä data ja jaotellaan se yhtenäisiin luokkiin ja alaluokkiin (Patton 1990 s. 149).

Aineiston artikkeleista (ja julkaisuista) on poimittu erilleen kritiikki. Tämä on sitten luokiteltu aihepiireittäin. Kritiikkiä myöhemmin analysoitaessa on kuitenkin tukeuduttu jatkuvasti itse artikkeleihin, kritiikin kontekstiin. Analyysiä on jatkettu arvioimalla tämän aineistosta kootun kritiikin pätevyyttä. Epäsuorasti MIPSiin ja ekologiseen selkäreppuun kohdistuvan kritiikin osalta on lisäksi arvioitu sen sovellettavuutta niihin. Kirjallisuutta analysoimalla saatua kritiikkiä on paikoin täydennetty omalla kritiikillä samasta aihepiiristä. Koska kaikki suoraan MIPSiä koskeva aineisto koski vanhaa, yhtenä lukuna ilmoitettavaa MIPSiä, käsitellään analyysin tulokset sisältävässä luvussa viisi vain alkuperäistä, yksiosaista MIPSiä. Johtopäätöksissä on luvussa 6.1 koottu yhteen relevantiksi osoittautunut kritiikki. Luvussa 6.2 arvioidaan sitten viiteen luokkaan jakamista mahdollisena vastauksena tähän kritiikkiin. Luvussa 6.3 esitetään keskustelua MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttökelpoisuudesta tuotteiden potentiaalisten ympäristövaikutusten vertailun menetelminä.

Kirjallisuuteen pohjautuvan analyysin vaihtoehtona olisi ollut tapaustutkimus, jossa olisi laskettu joidenkin tuotteiden MIPS ja ekologinen selkäreppu. Tällöin olisi kuitenkin ollut tarpeen selvittää vertailukohdaksi ympäristövaikutukset myös jollakin muulla menetelmällä, kuten elinkaariarvioinnilla. Ympäristövaikutuksille ei kuitenkaan ole laskettavissa yleisesti hyväksytyä määrää niiden laadullista eroista ja

arvosidonnaisuudesta johtuen. Ympäristövaikutuksia ei myöskään tunneta läheskään täysin. Näin ollen MIPSin kannattaja voisi aina väittää MIPSillä saatujen tulosten erilaisuuden johtuvan niiden paremmuudesta ja vastustaja taas huonommuudesta. Yksittäisiä tuotteita koskevia tulokset eivät myöskään olisi olleet perustellusti yleistettävissä muihin, erityyppisiä ympäristöongelmia aiheuttaviin tuotteisiin. Useita tuotteita koskeva vertailu tai case-tutkimuksen ja kirjallisuuden analysoinnin yhdistäminen taas olisivat olleet pro gradu -työksi liian laajoja.

Pelkästään MIPSin ja ekologisen selkärepuun laskemiseen perustuva tapaustutkimus taas ei olisi tuonut esille niinkään menetelmän luotettavuuteen liittyviä ongelmia, vaan lähinnä käytännön laskentaprosessiin liittyviä. Tämän tutkimuksen taustana on ollut epäily menetelmän luotettavuudesta ja sen teoriaperusteiden kestävyydestä. Näin teoreettisempi aiempaan kritiikkiin pohjautuva analyysi on ollut tapaustutkimusta soveltuvampi valinta.

Tämän tutkimuksen tutkimusongelmana on: "Mitä ongelmia on MIPSin ja ekologisen selkärepuun käytössä tuotteiden potentiaalisten ympäristövaikutusten indikaattoreina? "

Tätä lähestytään tutkimuskysymyksellä: "Millaista kritiikkiä MIPSistä, ekologisesta selkärepuusta, niiden taustalla olevasta factor 10 -tavoitteesta, materiaalien yhteenlaskemisesta massan perusteella ja tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattoreista on aiemmin esitetty?"

MIPSin muodostavia osakäsitteitä materiaalipanos ja palvelusuorite olisi mahdollista käyttää myös erillään toisistaan. Myös mikä tahansa muu tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattori voitaisiin haluttaessa laskea palvelusuoritetta kohden. Elinkaariarvioinnissa vertailukohtana käytetään toiminnallista yksikköä, joka käytännössä vastaa palvelusuoritetta (Suomen standardoimisliitto SFS 1997 s. 14). Itse materiaalipanoksen käyttöön liittyvät ongelmat taas ovat samoja riippumatta siitä, millä tekijällä se jaetaan. Näin ollen ympäristövaikutusten vertailun yhteydessä on mahdollista tutkia palvelusuoritetta ja materiaalipanosta erillään toisistaan. Mikäli sen sijaan tutkittaisiin MIPSin soveltuvuutta tuotekehittelyn pohjaksi, palvelusuoritteen käsitteellä olisi erittäin suuri merkitys, koska tuotekehittely tällöin lähtee nimenomaan

palvelusuoritteiden määrittämisestä ja pyrkimyksestä kehittää kokonaan uudentyyppisiä tapoja tuottaa palvelusuorite.

Palvelusuorite-käsitteen taustalla on ajatus tavaroista palveluiden tuottajina (ks. luku 3.2.3). Tavaroiden korvaamisen palveluilla ja palvelusuoritelähtöisen tuotesuunnittelun katsotaan edistävän dematerialisaatiota monin tavoin. Tätä näkökulmaa on jo tutkittu vuonna 1999 alkaneessa Helsingin Kauppakorkeakoulun tutkimusprojektissa Dematerialisaatio: Palvelusuuntautumisen ja informaatioteknologian potentiaali (Dematerialization... 2000). Sen osana ovat Heiskanen ja Jalas (2000) tehneet kirjallisuusanalyysin dematerialisaation tavoittelusta palvelujen avulla.

Tässä tutkimuksessa olen työmäärän rajoittamiseksi rajannut käsittelyn MIPSin osalta pelkkään materiaalipanoksen kritiikkiin jättäen pois palvelusuoritteiden arvioinnin. Materiaalipanokseen kohdistuva kritiikki on suoraan myös MIPSiin sovellettavaa kritiikkiä, koska ympäristövaikutukset arvioidaan siinä nimenomaan materiaalipanoksen avulla (joka sitten jaetaan tuotteesta saatavalla hyödyllä eli palvelusuoritteella). Materiaalipanos on lähes sama kuin ekologinen selkäreppu, erotuksena on, että materiaalipanokseen on laskettu myös tuotteen oma paino. Näitä on siten luonnollista käsitellä yhdessä.

MIPSin ja ekologisen selkärepun ja niiden taustatekijöiden ja perustelujen kuvaamisessa on käytetty lähteinä saatavilla olleita englannin- ja suomenkielisiä teoksia ja artikkeleita. Tekijän kielitaidon puutteellisuus esti käyttämästä saksankielisiä teoksia. MIPSiä ja sen taustaa kuvatessa on pohjaututtu tieteellisiin artikkeleihin (Hinterberger ym. 1997, Hinterberger ja Schmidt-Bleek 1999), aiheesta Euroopan Unionin ympäristövirastolle (EEA) tehtyyn raporttiin (Spangenberg ym. 1999) sekä suomennokseen menetelmän esitelleestä saksankielisestä teoksesta (Schmidt-Bleek 2000). Suomennettua laitosta on kevyesti lyhennetty ja siihen on liitetty osia saman tekijän myöhemmästä teoksesta. Milloin suomennoksessa on ilmoitettu kohdan olevan uudemmassa teoksesta Das MIPS Konzept, on se mainittu viitteessä. Molemmat alkuteokset ovat saksankielisiä, jälkimmäistä ei ole julkaistu englanniksi. Menetelmästä on julkaistu saksankielinen käsikirja, jota tässä tutkimuksessa ei ole suoraan käytetty. Koska kritiikki liikkuu varsin

yleisellä tasolla menemättä menetelmän teknisiin yksityiskohtiin, ei tästä ole merkittävää haittaa.

2. Tuotteiden ympäristövaikutusten arviointi

2.1 Tuotteiden ympäristövaikutusten arviointi ympäristönsuojelun kentässä

2.1.1 Ympäristönsuojelun osa-alueita

Ympäristönsuojelussa on erotettavissa kaksi toisistaan poikkeavaa tarkastelunäkökulmaa. Ensimmäinen tarkastelun keskipisteenä voi olla tietty ympäristöongelma ja sen ratkaiseminen. Tältä pohjalta ovat muodostuneet perinteiset ympäristönsuojelun osa-alueet, kuten vesiensuojelu, ilmansuojelu ja maaperänsuojelu. Toisaalta tarkastelun keskipisteenä voi olla ongelmien aiheuttaja, jolloin tutkitaan sen kaikkia tai tärkeimpinä pidettyjä ympäristövaikutuksia. Tällaisia menetelmiä ovat hankkeille ja suunnitelmille ympäristövaikutusten arviointi (YVA), organisaatioille ympäristöraportointi ja tuotteille tuotteiden ympäristövaikutusten arviointi, esim. elinkaariarviointi tai MIPS ja ekologinen selkäreppu. Näkökulmat ovat luonnollisesti toisiaan täydentäviä, eikä jälkimmäinen ole mahdollista ilman ensimmäisen avulla kerättyjä tietoja ympäristöongelmista ja niiden aiheuttajista.

2.1.2 Tuotelähtöinen ympäristönsuojelu

Heiskanen ym. (1995b) kutsuvat tuotteiden aiheuttamien ympäristövaikutusten pienentämiseen pyrkivää toimintaa tuotelähtöiseksi ympäristönsuojeluksi. Tuotteet aiheuttavat ympäristöhaittoja niin niitä valmistettaessa ja käytettäessä kuin jätteeksi päätyessään. Tuotteiden määrä on myös jatkuvasti kasvanut. Tuotteista aiheutuvia päästöjä on käyttäjien paljouden takia vaikea valvoa ja säädellä samaan tapaan kuin pistemäisistä lähteistä peräisin olevia päästöjä, joten on vaikutettava itse tuotteeseen. Yksittäisten kysymysten ja erillisten päästöjen tarkastelu ei tähän riitä, sillä se voi johtaa päästöjen siirtymiseen toiselle, huomiotta jätetylle osa-alueelle ilman todellista vähennystä ympäristövaikutuksissa. (Heiskanen ym. 1995b s. 1–2.) Tuotelähtöinen tarkastelu voidaan nähdä jatkona siirtymälle päästöjen puhdistuksesta tuotantoprosessien muokkaamiseen vähemmän kuormittaviksi (Heiskanen ym. 1995b s.

2, Ryding 1994 s. 6). Tuotteet ovat pidemmälle menevä lähtökohta tarkastelulle, koska ne ovat tuotantoprosessien olemassaolon tarkoitus (Heiskanen ym. 1995b s. 2).

Yrityksen kannalta tuotelähtöiseen ympäristönsuojeluun kuuluvia menetelmiä ovat mm. tuotteiden ympäristövaikutusten arviointi, ympäristövaikutusten pienentämiseen tai minimointiin tähtäävä tuotesuunnittelu sekä erilaiset laskentatoimen uudistukset (esim. piilevien ympäristökustannusten kohdentaminen). (Heiskanen ym. 1995b s. 25–41.)

Hallinnon tuotelähtöiseen ympäristönsuojeluun (tuotelähtöiseen ympäristöpolitiikkaan) liittyvät ohjauskeinot voidaan jakaa lainsäädännölliseen, taloudelliseen, sopimus- ja informaatio-ohjaukseen. Lainsäädännöllisiä keinoja ovat suora ohjaus (kiellot, määrärajoitteet, ennakkohyväksymismenettelyt ja informaatiovelvoitteet), tuottajalle asetettava vastuu valmistamiensa tuotteiden jätehuollosta, käyttäjiin kohdistuvat velvoitteet (esim. pakokaasupäästöjen mittausta autoja katsastettaessa) ja ympäristöväittämiin perustuvaa markkinointia koskevat säännökset. Taloudellisia ohjauskeinoja ovat tuotemaksut, tuoteverot ja panttimaksut. Sopimusohjauksessa viranomaiset ja yritys-elämä sopivat joko sitovasti tai ns. herrasmiehsopimuksilla (ilman sanktioiden uhkaa sopimusta rikottaessa) ympäristönsuojelutoiminnasta. Informaatio-ohjauksessa hankitaan ja levitetään tuotteiden ympäristöominaisuuksia koskevaa tietoa niille ryhmille, joiden toimintaan halutaan vaikuttaa. Tähän kuuluvat mm. pakolliset tuote- ja varoitusmerkinnät, kuten Euroopan Unionin kodinkoneiden energiamerkintädirektiivi ja vapaaehtoiset ympäristömerkinnät, kuten pohjoismaainen ympäristömerkki. (Heiskanen ym. 1995b s. 45–47, 55.) Ympäristömerkintöjen tarkoituksena on antaa informaatiota kuluttajille ja suurostajille, toimia mittapuuna tuotekehitykselle ja kontekstina ympäristönsuojelun prioriteeteista sopimiselle, sekä siistiä ympäristömarkkinointia (Heiskanen ym. 1998 s. 31). Kaikissa edellämainituissa ohjauskeinoissa tarvitaan tietoa tuotteiden ympäristövaikutuksista.

Kuluttajilla voidaan nähdä olevan tuotelähtöisessä ympäristönsuojelussa kolme roolia: yleisen mielipiteen muodostajien, tuotteiden ostajien sekä tuotteiden käyttäjien ja poisheittäjien roolit (Heiskanen ym. 1995a s. 11). Kuluttaja voi vähentää kulutustaan ylipäättään, siirtää kulutustaan ympäristön kannalta vähemmän haitallisiin tuotteisiin sekä muuttaa tapaa, jolla käyttää tuotteita (esim. kestävyuden lisäämiseksi tai

energiankulutuksen pienentämiseksi), sekä poistaa tuotteet käytöstä ympäristön kannalta asianmukaisesti (Heiskasta ym:ita 1995a s. 10–11 mukailten). Kuluttajien ympäristötietoisuus ja kiinnostus ympäristöystävällisiä tuotteita kohtaan on tarjonnut mahdollisuuden niin ympäristöväittämiin perustuvaan markkinointiin kuin tuotteisiin liittyvään ympäristövalistukseen (Heiskanen 1995b s. 1).

Voidakseen valita ympäristön kannalta vähemmän haitallisia tuotteita kuluttaja tarvitsee luotettavaa tietoa tuotteiden ympäristövaikutuksista. Tässä ovat apuna ympäristömerkinnät, kuten pohjoismainen ympäristömerkki (joutsenmerkki) ja EU:n ympäristömerkki (EU-kukka). Näiden myöntämiseen ja myöntämisperusteiden laatimiseen tarvitaan tuotteiden ympäristövaikutusten arviointia ja vertailua.

Tuotteiden ympäristövaikutusten arvioimiseen on olemassa monia menetelmiä (näitä esitellään luvussa 2.2). Tuotteiden ympäristövaikutuksia tarkasteltaessa tulisi ottaa huomioon koko tuotteen elinkaari raaka-aineiden käyttöönotosta aina jätehuoltoon saakka (Heiskanen ym. 1998 s. 15).

Huomioon tulisi myös ottaa sekä päästöt luontoon että poistot luonnosta. Päästöillä ja vastaavasti poistolla tarkoitetaan tässä tutkimuksessa Willamo (1997 s. 89) mukailten mitä tahansa fyysistä elementtiä, jonka määrää ihmisen toiminta muuttaa luonnossa, olipa se sitten ainetta tai energiaa, esim. eliöitä, maamassaa, kemikaaleja tai melua.

2.2 Tuotteiden ympäristövaikutusten arvioinnin menetelmiä

Tuotteiden ympäristövaikutusten arvioimiseen on olemassa monia menetelmiä. Vakiintunein niistä on elinkaariarviointi, josta on laadittu kansainvälinen standardi. Christiansenin (1997 ref. Loikkanen ym. 1999 s. 17) mukaan elinkaariarvioinnissa voidaan erottaa kolme tasoa: yksityiskohtainen elinkaariarviointi, yksinkertaistettu elinkaariarviointi ja elinkaariajattelu. Ensimmäisissä alaluvuissa esitellään standardin määrittelemä yksityiskohtainen elinkaariarviointi ja sen tyypistetty muoto elinkaari-inventaario (luku 2.2.1) sekä yksinkertaistettu elinkaariarviointi (luku 2.2.2). Elinkaariajattelulla tarkoitetaan yksinkertaista tarkastelua, jonka tarkoituksena on tunnistaa tärkeimmät elinkaaren vaiheet ja/tai potentiaaliset ympäristövaikutukset. Sen

aineisto on tyypillisesti laadullista ja geneeristä. (Christiansen 1997 ref. Loikkanen ym. 1999 s. 17.)

Tuotteiden ympäristövaikutuksien arviointiin on kehitetty monia indikaattoreita, joihin MIPS ja ekologinen selkäreppukin kuuluvat. Näitä indikaattoreita esitellään luvussa 2.2.3. MIPS ja ekologinen selkäreppu esitellään kolmannessa luvussa. Edellämainittujen lisäksi on olemassa muitakin tuotteiden ympäristövaikutusten arvioinnin menetelmiä, kuten PLA eli tuotelinja-analyysi, joka tarkastelee ympäristövaikutusten lisäksi myös taloudellisia ja sosiaalisia (ulkois-) vaikutuksia. Se on pääasiassa kvalitatiivinen, laaja-alainen menetelmä (Osnowski ja Rubik 1987, ref. Heiskanen ym. 1995b s. 12).

2.2.1 Yksityiskohtainen elinkaariarviointi

Vuosina 1997–2000 valmistui elinkaariarvioinnin menetelmänä määrittelevä kansainvälinen standardisarja ISO 14040–14043 (Suomen standardoimisliitto SFS 1997, Suomen standardoimisliitto SFS 1998, Suomen standardoimisliitto SFS 2000a, Suomen standardoimisliitto SFS 2000b). Tässä tutkimuksessa käytetään standardin määrittelemästä elinkaariarvioinnista nimitystä yksityiskohtainen elinkaariarviointi erotukseksi yksinkertaistetusta elinkaariarvioinnista (ks. Loikkanen ym. 1999). Tässä luvussa esitellään yksityiskohtainen ja seuraavassa yksinkertaistettu elinkaariarviointi.

Elinkaariarviointi jaetaan neljään vaiheeseen (Loikkanen ym. 1999 s. 2, Suomen standardoimisliitto SFS 1997 s. 12):

1. Tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely
2. Inventaarioanalyysi
3. Vaikutusarviointi
4. Tulosten tulkinta

Luvuissa 2.2.1.1–2.2.1.4 tarkastellaan kutakin näistä vaiheista erikseen.

2.2.1.1 Tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely

Tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely sisältää mm. selvityksen tavoitteiden ja aiotun soveltamiskohteen, selvityksen kohteena olevan tuotejärjestelmän ja siihen liittyvien rajausten sekä toiminnallisen yksikön määrittelyn (Loikkanen ym. 1999 s. 2).

Tuotejärjestelmä koostuu käytännössä kaikista toiminnoista jotka tarvitaan tuottamaan määrätty tuote (emt. s. 18, 21). Toiminnallinen yksikkö on tuotejärjestelmän toiminnallisten tuotosten suorituskyvyn mittayksikkö. Esim. maaliteollisuudessa se voi olla tietyksi aikaväliksi suojattu yksikköpinta-ala. (Suomen standardoimisliitto SFS 1997 s. 14) Lisäksi tässä vaiheessa määritellään alustavasti mukaan otettavat ainevirrat ja muut käytettävät lähtötiedot (Suomen standardoimisliitto SFS 1998 s. 16).

2.2.1.2 Inventaarioanalyysi

Inventaarioanalyysissä selvitetään tuotejärjestelmään kuuluvat ympäristökuormitukset, eli kaikki tuotejärjestelmän osaprosesseihin tuleva ja niistä poistuva materiaali ja energia, esim. käytetyt luonnonvarat tai ilma- ja vesipäästöt. Näistä selvitetään määrät toiminnallista yksikköä kohden. (Loikkanen ym. 1999 s. 2.) Selvityksen rajoja tarkastellaan tämän jälkeen uudestaan, ja tarvittaessa muutetaan niitä (Suomen standardoimisliitto SFS 1998 s. 22).

Menetelmää, jossa inventaariovaiheen tuloksia ei enää käsitellä systemaattisilla vaikutusarviointimenetelmillä, kutsutaan elinkaari-inventaarioksi. Useimmat tehdyistä elinkaaritarkasteluista ovat käytännössä olleet elinkaari-inventaarioita. (Loikkanen ym. 1999 s. 21.)

2.2.1.3 Vaikutusarviointi

Vaikutusarvioinnissa arvioidaan potentiaalisten ympäristövaikutusten merkittävyyttä inventaarioanalyysin tulosten avulla (Loikkanen 1999 ym. s. 2). Se on pakollinen vain tuotteita keskenään vertailtaessa (Suomen standardoimisliitto SFS 1997 s. 12, 16).

Standardin mukaan vaikutusarviointiin kuuluu kolme pakollista vaihetta:

vaikutusluokkien, vaikutusluokkaindikaattorien ja karakterisointimallien valinta,

luokittelu ja luonnehdinta (Suomen standardoimisliitto SFS 2000a s. 8).

Ympäristökuormitukset jaetaan ympäristövaikutusluokkiin (luokittelu), minkä jälkeen arvioidaan, mikä on kunkin kuormituksen merkittävyys kyseisessä vaikutusluokassa (luonnehdinta eli karakterisointi) (Loikkanen ym. 1999, Suomen standardoimisliitto SFS 2000a s. 8).

Vaikutusarviointiin voi kuulua myös muita vaiheita, kuten normalisointi ja painotus (Suomen standardoimisliitto SFS 2000a s. 8). Normalisointivaiheessa luonnehdintavaiheen tulos suhteutetaan jakamalla vaikutusluokkien arvot vertailuarvolla, esim. jonkin maantieteellisen alueen vastaavilla luvuilla (Suomen standardoimisliitto SFS 2000a s. 16–18, Loikkanen ym. 1999 s. 23). Eri vaikutusluokkia voidaan vielä arvottaa suhteessa toisiinsa (painotus) (Loikkanen ym. 1999 s. 2). Tähän on monia erityyppisiä menetelmiä (emt. s. 23). Standardi kieltää kvantitatiivisen painottamisen vertailevissa arvioinneissa (Loikkanen ym. 1999 s. 24, Suomen standardoimisliitto SFS 2000a s. 20,18). Se ei kuitenkaan kiellä kvalitatiivisia painotuksia (esim. suuri/kohtalainen/pieni vaikutus) (Loikkanen ym. 1999 s. 24). Mikäli painotuksessa silti käytetään kvantitatiivisia painokertoimia, voidaan vaikutusarvioinnissa laskea erilaisia ympäristöindeksejä (emt. s. 24).

Standardi on avoin erilaisille vaikutusarviointimenetelmille. Yleisesti hyväksytyjä menetelmiä vaikutusarviointiin ei ole olemassa. Tämän takia on erityisen tärkeää, että vaikutusarviot tehdään avoimesti. (Loikkanen ym. 1999 s. 22.) Vertailevissa selvityksissä ei saa tehdä paremmuutta koskevia johtopäätöksiä pelkästään elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinnin perusteella (Loikkanen 1999 ym. s. 24, Suomen standardoimisliitto SFS 2000a s. 20) . Tällöin tarvitaan lisäksi tuloksia esim. riskinarvioinnista tai ympäristövaikutusarvioinnista (Loikkanen 1999 ym. s. 24). Vertailuväitteitä tukevien selvitysten tuloksille tulee tehdä herkkyys- ja epävarmuusanalyysit (Suomen standardoimisliitto SFS 2000a s. 22). Herkkyysanalyysissä arvioidaan valittujen menetelmien ja lähtötietojen vaikutuksia tuloksiin, epävarmuusanalyysissä selvitetään syötettävän tiedon epävarmuuden ja vaihtelun kumuloitumisesta johtuva tulosten epävarmuus (Loikkanen ym. 1999 s. 64).

2.2.1.4 Tulosten tulkinta

Tulosten tulkinnassa arvioidaan ja tarkastellaan inventaarioanalyysin ja vaikutusarvioinnin tuloksia asetettujen tavoitteiden ja soveltamisalan mukaisesti (Loikkanen ym. 1999 s. 2). Se tähtää suosituksiin ja johtopäätöksiin, jotka tukevat päätöksentekoa (emt. s. 24). Tulosten tulkinta on järjestelmällinen menettely, jossa tunnistetaan, määritellään, tarkistetaan ja arvioidaan inventaarioanalyysin ja vaikutusarvioinnin tulokset, sekä esitetään ne avoimesti selvityksen tavoitteita ja sovellusalan vaatimuksia vastaavassa muodossa (Suomen standardoimisliitto SFS 2000b s. 4). Se koostuu kolmesta osasta: aiempien vaiheiden tuloksiin perustuvien merkittävien asioiden tunnistaminen, arviointi, sekä johtopäätökset, suositukset ja raportointi (emt. s. 8). Arvioinnin tavoitteena on aiempien vaiheiden tulosten luotettavuuden määrittäminen ja parantaminen. Siinä pyritään varmistamaan, että kaikki olennainen tulosten tulkintaan tarvittava tieto on saatavilla ja riittävää, tehdään herkkyystarkistus sekä pyritään määrittelemään ovatko oletukset, menetelmät ja lähtötietojen johdonmukaisuus tavoitteiden ja soveltamisalan mukaisia. (Emt. s. 10–12.) Herkkyystarkistuksessa pyritään selvittämään oletusten, menetelmien ja lähtötietojen vaihtelun vaikutukset tuloksiin (emt. s. 28).

Standardit vaativat, että elinkaariarvioinnin tulokset raportoidaan kohderyhmälle tarkasti kokonaisuudessaan. Tarkastelun mahdollinen supistaminen esim. elinkaaren vaiheita poisjättämällä on tuotava julki raportissa. Vertailuselvityksiltä standardi vaatii sidosryhmien muodostaman paneelin tekemää kriittistä arviointia. (Loikkanen ym. 1999 s. 25.)

2.2.2 Yksinkertaistettu elinkaariarviointi

Yksityiskohtainen elinkaariarviointi vaatii runsaasti tietoa ja on aikaavievä ja kallis. Tämän vuoksi on kehitetty myös halvempia ja nopeampia yksinkertaistettuja elinkaariarviointeja. Ne pyrkivät antamaan samat tulokset kuin yksityiskohtainen elinkaariarviointi, mutta niitä on yksinkertaistettu esim. keskittymällä vain joihinkin ympäristöongelmiin. Yksinkertaistus saattaa kuitenkin heikentää tulosten luotettavuutta ja oikeellisuutta. Tavoitteena on pyrkiä löytämään tarkastelusta poistettavat tai

yksinkertaistettavat alueet heikentämättä silti tulosten luotettavuutta. (Loikkanen ym. 1999 s. 25–26.)

Yksinkertaistettu elinkaariarviointi muodostuu Loikkasen ym. (1999 s. 26) mukaan kolmesta vaiheesta:

1. *Kartoitus*: Tunnistetaan ne avainalueet, jotka ovat tärkeitä tai joissa esiintyy tiedollisia puutteita.
2. *Yksinkertaistus*: Kartoituksen havaintojen perusteella kohdennetaan jatkoselvitys järjestelmän kannalta tärkeisiin osa-alueisiin.
3. *Luotettavuuden arviointi*: Varmistetaan, ettei yksinkertaistus vähennä merkittävästi tulosten luotettavuutta.

Kartoitusvaiheessa tehdään kattava selvitys koko tuotejärjestelmästä, minkä pohjalta tunnistetaan jatkotarkastelusta poisjätettävät tekijät (Loikkanen ym. 1999 s. 26). Tässä käytetään apuna erilaisia indikaattoreita (emt. s. 26). Loikkanen ym. (1999 s. 26) suosittelevat useiden indikaattorien käyttöä yhdessä. Kartoitusta voidaan käyttää myös itsenäisenä työkaluna muiden arviointi- tai päätöksenteon tukimenetelmien apuna (emt. s. 26).

Yksinkertaistusvaiheessa määritellään, miten tutkittavan tuotejärjestelmän elinkaari-inventaario, vaikutusarviointi ja tulosten tulkinta toteutetaan. Yksinkertaistetussa vaikutusarvioinnissa voidaan myös käyttää indikaattoreita kuten EPS- ja ekoindikaattori 95 -menetelmiä. (Loikkanen ym. 1999 s. 27–28.)

Luotettavuuden arvioinnissa arvioidaan aineiston luotettavuutta ja riittävyttä sekä metodologisia valintoja, kuten rajauksia (Christiansen 1997, ref. Loikkanen ym. 1999 s. 28).

2.2.3 Tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattoreita

Tässä tutkimuksessa olen määritellyt tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattoreiksi ne tuotteiden ympäristövaikutuksia arvioivat menetelmät, joissa lopputuloksena on yksittäinen luku tai joitakin lukuja (vastakohtana menetelmille, joissa lopputulos on

avoimempi, kuten elinkaariarvioinnille). Indikaattoreita voidaan käyttää itsenäisesti tai, kuten luvussa 2.2.2 todettiin, osana yksinkertaistettua elinkaariarviointia.

Tuotteiden ympäristövaikutuksien arviointiin on kehitetty runsaasti erilaisia indikaattoreita. Esim. Hunkeler (1999 s. 297–298) luettelee kolmekymmentä eri mikroekonometristä (eli käytännössä yritystasolla käytettävää) ympäristöindikaattoria listassa, jota ei edes ole tarkoitettu kattavaksi. Osa indikaattoreista ottaa huomioon tuotteen elinkaaren, osa on pikemminkin yrityksen päästöjen indikaattoreita. Tässä luvussa on esitelty esimerkinomaisesti joitakin indikaattoreita: energia-analyysi, EMERGY-analyysi, kriittinen tilavuus, sveitsiläiset ekopisteet (SEP), kestävä prosessi-indeksi (SPI), ekologinen jalanjälki, ekoniukkuus, EPI-indikaattorit ja EPS-menetelmä. MIPS ja ekologinen selkäreppu esitellään kolmannessa luvussa.

Energia-analyyseissä selvitetään (taloudellisen) systeemin tuotteen tuottamiseksi suoraan ja epäsuorasti tarvitsema energiamäärä (IFIAS 1974 ref. Brown ja Herendeen 1996 s. 220). Esim. auton valmistuksessa otetaan huomioon myös muualla kuin itse autoteollisuudessa käytetty energia. Jos energia-analyysiin otetaan mukaan uusiutuvat energianlähteet, ne pidetään laskelmissa erillään uusiutumattomista. (Brown ja Herendeen 1996 s. 220.)

EMERGY-analyysi (EMA) on kvantitatiivinen analyysimenetelmä joka määrittää resurssien ja tuotteiden arvon käyttäen yksikkönä aurinkoenergiaa, joka niiden tekemiseen on tarvittu (Brown ja Herendeen 1996 s. 220). EMERGY määrittellään määräksi yhdentyypistä energiaa (aurinkoenergia), joka tarvitaan tuottamaan toisentyypistä energiaa. EMERGY voidaan ilmaista kulutettuna aurinkoenergiana tuotettua energiaa kohti (esim. uusiutuvat energianlähteet, katkaravut). (Emt. s. 221.) Menetelmän perustana on ajatus, että keskenään kilpailevista prosesseista pääsevät väijäämättä lopulta voitolle ne, jotka hyödyntävät EMERGY-resurssinsa tehokkaimmin ja itseään vahvistaen, niin että, jos mahdollista, EMERGY-resurssien saanti lisääntyy (emt. s. 220–221).

Sveitsin ympäristöministeriön kehittämä kriittinen tilavuus -indikaattori arvioi samaan ympäristön osa-alueeseen (veteen, maahan, ilmaan) kohdistuvia päästöjä (Niskala ja

Mätäsaho 1996 s. 133). Kriittisellä tilavuudella tarkoitetaan tilavuutta, joka tarvitaan päästön laimentamiseksi lain säätämälle pitoisuustasolle (emt. s. 133). Esimerkiksi kriittinen ilmatilavuus on se puhtaan ilman määrä, joka tarvittaisiin kaikkien ilmaan laskettujen päästöjen laimentamiseksi täyttämään lailliset päästörajat. Se lasketaan jakamalla ainemäärä sallitulla pitoisuudella. (Linnanen ym. 1994 s. 125.) Kriittistä tilavuutta voidaan soveltaa vain sellaisiin aineisiin, joille on asetettu pitoisuusstandardi (Niskala ja Mätäsaho 1996 s. 133). Niskalan ja Mätäsahon (emt. s. 133) mukaan sitä on kritisoitu kyvyttömyydestä tuoda esiin todelliset ympäristöön kohdistuvat vaikutukset, eikä sitä ole pidetty riittävän tieteellisenä. Se ei myöskään ole sellaisenaan siirrettävissä muihin maihin (emt. s. 133).

Sveitsiläiset ekopisteet (SEP) ja kestävä prosessi-indeksi (SPI) muistuttavat paljolti kriittisen tilavuuden menetelmää. SEP suhteuttaa päästöt maksimaaliseen määrään, joka voitaisiin laimentaa hyväksyttävälle tasolle ja kyseessä olevan alueen yhteispäästöihin (Hertwich ym. 1997 s. 14). SPI määrittelee pinta-alan, joka tarvitaan tuottamaan tuotannon panokset kestävästi, ja pinta-alan, joka tarvittaisiin päästöjen "sulattamiseen" niin, ettei ympäristölaatustandardeja rikota (emt. s. 14).

Pinta-alaan perustuu myös ekologinen jalanjälki (Wackernagel & Rees 1998). Tuotteisiin sovellettuna sen on tarkoitus ilmaista pinta-ala, joka tuotteen takia on sen koko elinkaaren aikana käytetty (emt. s. 10–11, 68). Mukaan voidaan ottaa myös tuotteesta aiheutuvat elämäntyylin muutokset (esim. sillan vaikutus liikenteeseen ja asutukseen) (emt. s. 110). Mukaan luetaan periaatteessa sekä resurssien tuottamiseen tarvittava että luonnon siihen joutuvien päästöjen käsittelemiseen tarvitsema pinta-ala (esim. pelto, hiilidioksidin ilmasta yhteyttämällä poistamiseen tarvittava maa-ala) (emt. s. 10–11). Käytännössä päästöjen osalta huomioidaan vain hiilidioksidipäästöjen viemä laskennallinen pinta-ala (emt. s. 76). Tämän lisäksi ekologiseen jalanjälkeen lasketaan maankulutus rakennetun ympäristön, puutarhojen, peltojen, laidunten, hoidettujen ja koskemattomien metsien ja tuottamattomien alueiden osalta, kustakin erikseen. Edellä mainittujen luokkien yhteissumma on tuotteen ekologinen jalanjälki. (Emt. s. 68.)

Sveitsissä kehitetyn ekoniukkuuden käsitteen ajatuksena on suhteuttaa tutkittavan tuotteen päästöt sekä raaka-aineiden ja energian käyttö alueen sietokykyyn, käytännössä

suurimpaan lain sallimaan tai ekologian kannalta kestävään kuormitukseen. Se esitetään yhtenä lukuna, joka lasketaan kertomalla tuotteen ekotaseen aineiden määrät kunkin aineen haittakertoimella ja laskemalla nämä lopuksi yhteen. (Niskala ja Mätäsaho 1996 s. 133.) Hollannissa kehitetyt yrityksen ympäristösuorituskykyä kuvaavat EPI-indikaattorit (Environmental Performance Indicators) vastaavat Niskalan ja Mätäsahon (1996 s. 133) mukaan pitkälti ekoniukkuudessa käytettävää pisteytysmenetelmää. Painotuskertoimet perustuvat EPI:ssä kuitenkin kunkin vaikutusluokan kestäviksi arvioituille tasoille. Näiden tasojen arvioiminen on kuitenkin vaikeaa. (Emt. s. 133–134.)

EPS-menetelmässä (Environmental Priority Strategies in Product Design) otetaan huomioon sekä materiaaliresurssien käyttö että päästöt (Linnanen ym. 1994 s. 126). Niitä painotetaan kertoimilla, jotka kuvaavat kyseisen ympäristökuorman yhteiskunnallista voimakkuutta tai esiintymistiheyttä, laajuutta, kestoja, päästön osuutta ympäristövaikutusilmiöstä sekä päästön vähentämiskustannusta. Ympäristövaikutukset luokitellaan Ruotsissa poliittisesti määriteltyihin kategorioihin: biologinen monimuotoisuus, uusiutuva tuotanto, ihmisten terveys, luonnonrikkauksien (esim. mineraalien) kulutus/riittävyys ja esteettiset arvot. Tuotteen ympäristökuormitus ilmaistaan yhtenä lukuna, ELU:ina (Environmental Load Unit). (Emt. s. 126.) Linnanen ym. (emt. s. 126) mukaan tämän luvun taakse kätkeytyy niin paljon oletuksia ja arvoja, etteivät kaikki osapuolet voi käytännössä koskaan olla yksimielisiä lopputuloksesta.

3. MIPS ja ekologinen selkäreppu taustoineen

3.1 Teoreettista ja näkökulmallista taustaa

3.1.1 Ekologinen modernisaatio

Ekologinen modernisaatio perustuu ajatukseen, että taloudelliset edut ja ympäristön edut eivät ole toisilleen vastakkaisia vaan vahvistavat toisiaan (Seippel 2000 s. 299).

Toisaalta sen pohjana on varovaisuusperiaate (Andersen ja Massa 2000 s. 338–339).

Ekologinen modernisaatio syntyi 1980-luvulla vastineena 1960 ja 1970 lukujen saastepäästöjen kontrollointipolitiikkojen epäonnistumisiin (emt. s. 337).

Ekologiseen modernisaatioon, kuten modernisaatioon yleensä, kuuluu usko tieteeseen, teknologiaan ja edistykseen (Seippel 2000 s. 292). Tieteen avulla havaitaan mahdolliset vaarat ja teknologinen innovaatio luo ratkaisukeinot (Andersen ja Massa 2000 s. 338–339). Varovaisuusperiaatteen mukaisesti pyritään torjumaan myös ne vaarat, joista ei ole tieteellistä varmuutta, sekä pyritään minimoimaan ympäristövaikutukset (emt. s. 339). Uusien teknologioiden kehittämisen avulla katsotaan voitavan vähentää raaka-aineiden kulutusta ja saasteita samalla kun luodaan kilpailukykyisiä tuotteita (emt. s. 337).

Ekologinen modernisaatio voidaan käsittää tapahtuneena muutoksena useimpien tai useiden poliittisten toimijoiden ideologiassa tai normatiivisena teoriana siitä, mitä tulisi tehdä ympäristön pelastamiseksi (Seippel 2000 s. 292). Jälkimmäinen näkökulma on tämän tutkimuksen lähtökohdan, tuotteiden ympäristövaikutusten vertailun, kannalta oleellisempi, joten käsittelen tässä ekologista modernisaatiota tästä näkökulmasta.

Näkemyksen kannattajien käsitykset siitä, millaista teknologian muutosta ympäristön pelastamiseksi tarvitaan, vaihtelevat. Huber (2000) esittelee kolme strategiaa kestävä kehitykseen pyrkimiseksi: kohtuullisuuden, tehokkuuden ja teollisen ekologian.

Kohtuullisuudella Huber (emt. s. 275) tarkoittaa kulutuksen ja väestönkasvun

rajoittamista ympäristön kestäville tasolle. Sen toteuttamiskeinoista hän mainitsee vapaaehtoiset elämäntapavalinnat ja autoritäärisen ekodiktatuurin (emt. s. 275).

Tehokkuutta ja teollista ekologiaa voidaan pitää ekologisen modernisaation kahtena eri muotona. Sen sijaan ajatus kulutuksen ja väestönkasvun rajoittamisesta pohjaa varsin toisenlaiselle ajattelulle, siinä ei luoteta tieteeseen ja teknologiaan ongelmien ratkaisijoina. Seuraavassa esitellään tarkemmin tehokkuusajattelu ja teollinen ekologia.

Tehokkuus perustuu materiaalien ja energian tuottavuuden parantamiseen (Huber 2000 s. 279). Tuote halutaan tuottaa pienimmällä mahdollisella energian ja materiaalien käytöllä. Tavoitteena on saada aikaan suhteellinen, ehkä jopa absoluuttinen väheneminen resurssien kulutuksessa ja ympäristön saastekuormituksessa. Keinoina ovat teknologia ja kierrätystalous. Materiaaleja on tarkoitus käyttää uudelleen niin kauan kuin mahdollista. Tuotteiden halutaan olevan kestäviä. (Emt. s. 279.)

Teollisessa ekologiassa taas on kyse laadullisesta muutoksesta teollisessa metaboliassa¹ (Huber 2000 s. 280). Modernisoimalla teknologian ja tuotteiden perusrakenteet saataisiin Huberin (emt. s. 280) mukaan aikaan tilanne, jossa laajan skaalan ja volyymin materiaalivirrat olisivat pysyvästi mahdollisia. Teollisuuden materiaalivirtojen ja energiankäytön tulisi olla ympäristön kanssa yhteensopivia. Ihmisen aiheuttamat ja geogeeniset materiaalivirrat vahvistaisivat toisiaan symbioottisesti ja synergistisesti tai eivät häiritsisi toisiaan. Materiaalivirrat olisivat siten joko suljetussa teknologisessa kierrossa tai niin sopusointuisia luonnon prosessien kanssa, että ne aiheuttaisivat vain suhteellisen vähän ongelmia suurinakin määrinä. (Emt s. 282.)

Ekologisen modernisaation edustajien käsitys siitä, kuinka paljon yhteiskunnan puuttumista tarvitaan muutoksen toteutumiseksi, vaihtelee suuresti (Andersen ja Massa

¹Teollinen metabolia, toiselta nimeltään yhteiskunnan metabolia, on kuvaannollinen nimitys taloudellisen toiminnan ja ympäristön vuorovaikutukselle. (Opschoor 1997 s. 274). Se voidaan määritellä setiksi fysikaalis-kemiallisia muutoksia, jotka muuttavat raaka-aineet, energian ja työn valmiiksi tuotteiksi ja jätteiksi (emt s. 274).

2000). Jotkut ovat katsoneet talouden tuottavan teknologian muutoksen itsekseen. Toiset taas katsovat tieteen ja teknologian kehityksen vaativan tukea ja aktiivista edistämistä julkisen vallan taholta. (Emt. s. 344.) Verotuksen uudistaminen siirtämällä verotuksen painopistettä tulojen verotuksesta ympäristöhaittojen ja luonnonvarojen kulutuksen verottamiseen on oleellinen osa ekologista modernisaatiota. Tämän katsotaan olevan edullista sekä ympäristölle että työllisyydelle. (Emt s. 339.)

MIPSin ja ekologisen selkärepun taustana oleva materiaalivirta-ajattelu yhdistää tehokkuuden ja kohtuullisuuden tavoitteet (Huber 2000 s. 280, Schmidt-Bleek 2000). Luonnonvarojen käytön tuottavuutta tehostamalla ja tyytymällä nykyiseen (teollisuusmaiden) elintasoon pyritään pienentämään ihmisen vaikutus luonnon sietokyvyn kestäälle tasolle (Schmidt-Bleek 2000). Luonnonvarojen tuottavuuden parantamisessa nähdään kuitenkin teknologisten ratkaisujen lisäksi tärkeänä kuluttajien oma toiminta. Luonnonvarojen käytöltään tehokkaampien tuotteiden valinnan lisäksi kuluttaja voi itse innovoida tehokkaampia kulutusratkaisuja.² (Emt.)

3.1.2 Ekologinen taloustiede ja entropia

Ekologinen taloustiede tutkii ekosysteemien ja taloudellisen toiminnan suhdetta (Faber ym. 1996 s. 10). Se on kansantaloustieteen koulukunta, joka on etsinyt taloustieteelle lähtökohtia luonnontieteiden alueelta, etenkin evoluutioteoriasta, ekologiasta ja termodynamiikasta (Raumolin 1995 s. 64). Näistä termodynamiikkaan pohjautuvat ajatukset ovat vaikuttaneet vahvasti MIPSin ja ekologisen selkärepun taustalla olevaan materiaalivirta-ajatteluun.

3.1.2.1 Termodynamiikka

Termodynamiikka eli lämpöoppi on fysiikan osa-alue. Eräs termodynamiikan keskeisistä käsitteistä on entropia. Se kuvaa epäjärjestystä: kun epäjärjestys kasvaa, entropia kasvaa (Laitinen ja Toivonen 1991 s. 51). Termodynamiikan toisen pääsäännön

²Esimerkkejä ks. Schmidt-Bleek 2000 s. 188 (alkuteos Das MIPS Konzept s. 109), s. 199–201 (alkuteos Das MIPS Konzept s. 270–271), s. 196, s. 206, s. 293–311

mukaan todennäköisimmät prosessit, jotka voivat tapahtua eristetyssä systeemissä³, ovat ne, joissa entropia joko lisääntyy tai pysyy samana (Alonso ja Finn 1980 s. 451). Eristetty systeemi pyrkii luonnostaan kohti (termodynaamista) tasapainoa, jossa entropia on suurimmillaan (systeemin muiden fysikaalisten ominaisuuksien asettamissa rajoissa) (emt. s. 450). Systeemin, joka ei ole eristetty, entropia voi vähetä reaktioista toisten systeemien kanssa, mutta myös niiden entropian on muututtava siten, että kokonaisuuden yhteenlaskettu entropia lisääntyy tai pysyy samana. Entropia osoittaa prosessit, jotka ovat todennäköisimpiä tapahtumaan maailmankaikkeudessa kokonaisuutena. (Emt. s. 453.) Maailmankaikkeus pyrkii kohti lisääntyvää epäjärjestyttä (Laitinen ja Toivonen 1991 s. 51).

Koska maailmankaikkeus pyrkii kohti epäjärjestyttä, oletetaan maailmankaikkeuden lopulta päätyvän ns. lämpökuolemaan eli tilanteeseen, jossa maailmankaikkeuden entropia on maksimaalinen ja energia ja materia jakautuneet tasaisesti läpi maailmankaikkeuden (Faber ym. 1996 s. 105). Georgescu-Roegen (1979 s. 1029) kehitti termodynamiikan toisen lain pohjalta "termodynamiikan neljännen lain". Hän katsoi termodynamiikan toisen lain koskevan ainoastaan energiaa (Faber ym. 1996 s. 106, Georgescu-Roegen 1979 s. 1029, 1032). Neljäs laki koskeekin materiaa: siinä missä termodynamiikan toisen lain mukaan kaikissa prosesseissa osa käyttökelpoisesta energiasta menetetään väistämättä lämpönä, neljännen lain mukaan materia väistämättä sekoittuu ja huononee käyttämättömissä olevaan muotoon (Georgescu-Roegen 1979 s. 1029, 1032, 1034, 1039). Tämä pätee suljetussa systeemissä, joka ei vaihda ainetta muiden systeemien kanssa, mutta saattaa vaihtaa energiaa (emt. s. 1029–1039, Faber ym. s. 106). Tätä materiaalien sekoittumista ja huononemista kutsutaan "materian entropian" lisääntymiseksi (Faber ym. 1996 s. 106). Lopulta materian entropia saavuttaisi maksimiarvonsa ja kaikki materia olisi niin sekoittunutta, että se olisi kokonaan käyttämättömissä (Faber ym. 1996 s. 106). Tämä kaikkien materiaalien välisten erojen katoaminen sekoittumisen seurauksena olisi lämpökuolemaa vastaava "materiaalikuolema" (Bianciardi, Tiezzi ja Ulgiati 1993 s. 2).

³Systeemi joka ei vaihda ainetta eikä energiaa ympäristönsä kanssa.

Tätä ajatusta kaikkien materiaalien sekoittumisesta niiden käsittelemisen seurauksena lopulta käyttökelvottomaksi seokseksi on käytetty MIPSin ja ekologisen selkärepun taustalla olevan dematerialisaatiopyrkimyksen perusteluna (Schmidt-Bleek 2000 s. 181). Kritiikkiä tätä näkemystä kohtaan on esitetty kirjallisuusanalyysin tuloksissa (luku 5.4.1).

3.1.2.2 Läpivirtaus ja vakaan tilan talous

Daly (1991) vaatii väestönkasvun ja talouden fyysisen kasvun pysäyttämistä ("Steady-State-Economy", vakaan tilan talous). Hän katsoo termodynamiikan toisen lain rajoittavan materiaalien ja energian läpivirtauksen (engl. throughput) yhteiskunnassa jollekin tasolle (absoluuttinen niukkuus), sillä matalaa entropiaa on saatavissa rajallisesti. Palvelut eli hyöty on Dalyn (emt. s. 36) määritelmän mukaan tavaroiden varannosta tuleva virta. Tätä varantoa puolestaan ylläpitää materiaalien ja energian läpivirtaus, sillä tavarat eivät voi kestää ikuisesti, vaan ne tarvitsevat huoltoa ja niiden tilalle on tehtävä uusia. (emt s. 33, 36). Termodynamiikan toisen lain mukaisesti kaikissa fyysisissä prosesseissa energian ja materiaalin entropia lisääntyy, niin että poistuessaan energia ja materia sisältävät enemmän entropiaa kuin tullessaan prosessiin (emt. s. 22). Matalan entropian omaavaa energiaa ja materiaalia syötetään prosesseihin, ja ulos tulee korkean entropian omaavaa materiaalia ja energiaa (emt s. 22). Tämä pätee myös ihmiskunnan talouden läpivirtaukseen kokonaisuudessaan (emt. s. 22). Koska saatavilla olevan matalan entropian määrä on rajallinen, ei talous voi (fyysisessä mielessä) kasvaa loputtomiin (emt. s 41–42). Matalaa entropiaa saadaan kahdesta lähteestä: maapallolle eri muodoissa varastoitunutta, jonka kokonaismäärä (varanto) on rajallinen, ja auringosta säteilyenergiassa tulevaa, jonka saapuva määrä (virtaus) on rajallinen (emt s. 21, 42). Lisäksi kaikki läpivirtaus aiheuttaa entropian lisääntymistä biosfäärissä, eli biosfäärin epäjärjestyksen lisääntymistä. Tämä taas vahingoittaa ekosfäärin toimintaa (emt. s. 34). Kritiikkiä tätä käsitystä kohtaan on esitetty kirjallisuusanalyysin tuloksissa (luku 5.4.1).

Hinterbergerin ym. (1997 s. 10) mukaan MIPS on läheistä sukua läpivirtauksen käsitteelle. Materiaalipanoksen lähestymistapa on heidän mukaansa läpivirtauksen määrän mittari (emt. s. 9). Dematerialisaation tarvetta on myös perusteltu yleisemmin entropian

lisääntymisellä ja sen aiheuttamalla häiriöllä luonnolle (Spangenberg ym. 1999 s. 7, 11). Krozer ym. (1996) esittävät MIPSin tavoitteena olevan mitata entropian lisääntymistä ympäristön vaurioitumiseen johtavana häiriöpotentiaalina.

3.2 Materiaalivirta-ajattelu ja palvelunäkökulma tuotteisiin

3.2.1 Factor 10

MIPSin taustalla on oletus, että globaaleja materiaalivirtoja on vähennettävä 50 % seuraavien 30–50 vuoden aikana. Resurssien oikeudenmukaisen jaon takia länsimaille suositellaan kymmenkertaista materiaalivirtojen pienentämistä. (Hinterberger ja Schmidt-Bleek 1999.) Tätä tavoitetta kutsutaan nimellä factor 10, kerroin 10 (Hinterberger ym. 1997, Schmidt-Bleek 2000). Hinterberger ja Schmidt-Bleek (1999) ehdottavat sitä ympäristöpolitiikan perustaksi. Globaalien materiaalivirtojen vähentämistä samoin kuin yksittäisiin tuotteisiin liittyvien materiaalivirtojen vähentämistä kutsutaan dematerialisaatioksi (Schmidt-Bleek 2000).

Kutsun tässä tutkimuksessa Schmidt-Bleekin (2000) esittämää factor 10 -tavoitteen perustana olevaa käsitystä ympäristöongelmien luonteesta ja perussyystä materiaalivirta-ajatteluksi. Factor 10 -tavoite perustuu käsitykseen, että ympäristöongelmat aiheuttaa pohjimmiltaan luonnon materiaalien liikuttaminen (eli käyttöönotto hyvin laajassa mielessä) (Schmidt-Bleek 2000 s. 43, 92, 108). Käyttöönotettu materiaali "virtaa" sitten ihmisen systeemin läpi poistuaakseen siitä jätteinä (laajassa mielessä). Koska termodynamiikan lakien mukaan aine on häviämätöntä, oletetaan käyttöönotetun ja käytöstä poistuvan aineen määrät samoiksi. Tällöin riittää mitata käyttöönotettua materiaalia, mikä on helpompaa kuin päästöjen mittaaminen. (Schmidt-Bleek 2000.)

Hinterbergerin ym. (1997) mukaan kaikki luonnon materiaalien liikuttaminen luonnollisista virroistaan ja varastoistaan aiheuttaa peruuttamattomia ympäristövaikutuksia. Mitä enemmän materiaaleja liikutetaan, sitä enemmän aiheutuu häiriötä luonnolle, mikä aiheuttaa ympäristöongelmia (Schmidt-Bleek 2000). Schmidt-Bleek (emt.) katsoo suurten materiaalmäärien liikuttamisen olevan erityisesti globaalisesti merkittävien ympäristöongelmien takana. Empiirisenä perusteluna

esitetään että ihmisen aiheuttamat materiaalien siirrot ylittävät luonnon aiheuttamat ja kasvavat jatkuvasti (Schmidt-Bleek 2000, Hinterberger ym. 1997 s. 11). Lisäksi nykyisiä ympäristöongelmia pidetään osoituksena materiaalivirtojen kasvun vaarallisuudesta (Schmidt-Bleek 2000, Hinterberger ym. 1997 s. 8). Materiaalivirtojen pienentämisen katsotaan voivan ennaltaehkäistä sellaisiakin ympäristöongelmia, joita ei vielä lainkaan tunneta, sehän keskittyy kaikkien ympäristöongelmien yhteiseen perussyhyyn näkyvissä olevien ongelmien sijasta (Schmidt-Bleek 2000, Hinterberger ym. 1997). Lisäksi eri aineiden kaikkien ympäristövaikutusten selvittäminen ja erilaisten ympäristömuutosten arvottaminen yhteismitallisiksi katsotaan mahdottomaksi, minkä vuoksi halutaan välttää kaikkea painokerrointen käyttöä (Hinterberger ym. 1997 s. 8–9).

MIPSin pohjana olevan materiaalivirta-ajattelun taustalla on ekologinen taloustiede (Raumolin 1995 s. 69). Yksi ekologisen taloustieteen rakennuspuista on ollut termodynamiikka (emt. s. 64). Hinterberger ym. (1997 s. 10) toteavatkin MIPSin olevan läheistä sukua käsitteelle läpivirtaus (ks. luku 3.1.2.2). Heidän mukaansa läpivirtaus on se, joka lopulta määrittelee yhteiskuntien pitkän tähtäimen kestävyuden (emt. s. 9). Materiaalipanos-lähestymistapa on läpivirtauksen määrän mittari (emt. s. 9). Tämän lisäksi yhtenä perusteluna sille, että ympäristövaikutuspotentiaalia voidaan mitata liikutetun materiaalin määrän perusteella, on esitetty termodynamiikan toisesta pääsäännöstä johdettu ajatus ns. aineiden entropiasta, joka lisääntyisi materiaalien siirtämisen myötä ja päättyisi teoriassa lopulta maapallon aineiden sekoittumiseen "ikuisesti käyttökelvottomaksi ainesoseeksi" (Schmidt-Bleek 2000 s. 181). Paljon tätä ennen maapallo kuitenkin muuttuisi ihmiselle asuinkelvottomaksi (emt. s. 181–182). Dematerialisaation tarvetta on myös perusteltu yleisemmin entropian lisääntymisellä ja sen aiheuttamalla häiriöllä luonnolle (Spangenberg ym. 1999 s. 7, 11).

Tässä luvussa esitetyn perusteella materiaalivirta-ajattelussa katsotaan, että jotakin toimintoa varten siirrettyä materiaalmäärää (kilogrammoina tai tonneina mitattuna) voidaan käyttää kyseisen toiminnon ympäristövaikutusten suuruuden indikaattorina (Hinterberger 1997 s. 9, Schmidt-Bleek 2000).

3.2.2 Kohtuullisuus

Pelkkä tuotekohtaisen materiaalikulutuksen vähentäminen ei riitä dematerialisaation aikaansaamiseksi (Schmidt-Bleek 2000). Mikäli entistä pienemmällä materiaalivirroilla tuotettuja tuotteita kulutettaisiin entistä enemmän, kumoutuisivat ympäristölle materiaalivirtoja pienentämällä saadut hyödyt. Niinpä materiaalivirta-ajatteluun kuuluu oleellisena osana kohtuullisuus, tyytyminen nykyiseen elintasoon (palvelusuoritteiden tasoon) teollisuusmaissa. Kehitysmaiden elintason nostaminen teollisuusmaiden tasolle nähdään välttämättömäksi. (Emt.)

3.2.3 Tavarat palvelun tuottajina

Toinen keskeinen tekijä MIPS-indikaattorin taustalla on näkemys tavaroista palvelujen tuottajina. Tavaroiden katsotaan olevan palveluntuotantokoneita, jotka ovat olemassa vain tuottaakseen palvelun, esim. tietokoneet tarjoavat mm. tekstinkäsittelypalvelua ja tuolit istumispalveluita (Hinterberger ym. 1997). Tästä seuraa aiempaa laajempi ja luovempi lähestymistapa tuotteiden ympäristövaikutusten vähentämiseen. Tavaroiden sijasta pyritään kehittämään palveluntuotantoa, jolloin voidaan jopa korvata tavara kokonaan palvelulla (esim. puhelinvastaajan vaihtaminen vastauspalveluun) (Schmidt-Bleek 2000).⁴

3.3 MIPS ja ekologinen selkäreppu

3.3.1 Luonnonvaratuottavuus ja MIPS⁵

Luonnonvaratuottavuus (materiaalitehokkuus, ekotehokkuus) kuvaa sitä, kuinka paljon luonnossa olevien materiaalien käyttöönottoa (liikuttamista) tuotteen tai palvelun

⁴ Palvelujen potentiaalista dematerialisaation edistäjinä käytyä keskustelua ovat analysoineet Heiskanen ja Jalas (2000).

⁵Tämä luku perustuu kokonaisuudessaan teokseen Schmidt-Bleek 2000, ellei toisin mainita.

aikaansaaminen vaatii. Mitä vähemmän materiaaleja liikutetaan saatua palveluyksikköä kohti, sitä parempi luonnonvaratuottavuus.

Luonnonvaratuottavuuden käänteinen suure on materiaali-intensiteetti. Materiaali-intensiteetin mittarina käytetään MIPS:iä. Mitä suurempi materiaali-intensiteetti (MIPS), sitä huonompi luonnonvaratuottavuus.

Materiaali-intensiteettianalyysi (MAIA) on menetelmä MIPSin mittaamiseksi⁶.

MIPS = Materiaalipanos palvelusuoritetta kohti eli

Materiaalipanos (MI)

Palvelusuorite (S)

Materiaalipanos = Tuotteen koko elinkaarensa aikana aiheuttama luonnossa olevien materiaalien liikuttaminen tuoteyksikköä kohti. Tähän lasketaan mukaan myös nk. piilovirrat, jotka eivät ole mukana lopullisen tuotteen painossa (esim. malmia louhittaessa syntyvä sivukivi, valmistusprosessissa syntyvät jätteet). Myös energiankulutus huomioidaan laskemalla mukaan energian tuotannossa liikutetut materiaalit.

Palvelusuorite = Tuotteesta koko käyttöikänsä aikana saatavat palvelut.

Mitä pienempi MIPS, sitä parempi luonnonvaratuottavuus. Luonnonvaratuottavuutta voidaan parantaa (eli MIPS:iä pienentää) pienentämällä materiaalipanosta tai suurentamalla palvelusuoritetta.

3.3.2 MIPSin viisi luokkaa

Alunperin yhdeksi luvuksi laskettua MIPS:iä on kehitetty eteenpäin siten että nykyisin se ilmoitetaan viiteen luokkaan jaoteltuna (Hinterberger ym. 1997):

⁶Alkuteos tässä Das MIPS Konzept s. 133–137.

Abioottiset materiaalit

Bioottiset materiaalit

Maansiirrot

Vesi

Ilma

Kaikki viisi arvoa ilmoitetaan kilogrammoina tai tonneina.

Abioottisiin materiaaleihin (eli elottomiin perusmateriaaleihin) kuuluvat elottomat ainekset, jotka louhitaan tai kaivetaan ja siirretään pois kaivuupaikalta joko raaka-aineena tai hylkymaana. Siihen kuuluvat ensinnäkin epäorgaaniset mineraaliraaka-aineet, kuten kivet, malmit ja hiekka. Toiseksi siihen kuuluvat elottomat orgaaniset aineet, kuten fossiiliset polttoaineet. Kolmanteen luokkaan kuuluvat kivi- ja maamassat, joita siirretään muiden abioottisten raaka-aineiden louhinnassa. Viimeinen ryhmä on (esim. talojen ja teiden rakentamisesta syntyvät) ylijäämämaat. (Schmidt-Bleek 2000 s. 132–134, alkuteos Das MIPS Konzept, s. 81–90.)

Bioottisiin materiaaleihin (elolliset perusmateriaalit) lasketaan ihmisen käyttämä kasvien biomassa eli kaikki viljeltyt, poimitut, kerätyt tai muuten hyödynnetyt kasvit. Eläinten biomassa lasketaan sen tuottamiseen tarvittuna kasvipanoksena. Lisäksi tähän luokkaan kuuluu ihmisen käyttämien viljelemättömien alueiden biomassa eli villieläimet, kalat ja luonnonkasvit (ml. puut). Tämän luokan erityispiirre on siihen kuuluvien raaka-aineiden uusiutuvuus. (Emt. s. 132–134, alkuteos Das MIPS Konzept, s. 81–90.)

Maansiirtoihin lasketaan maa- ja metsätalouden aiheuttama eroosio. Käytännön syistä mekaanista maanmuokkausta (auraus, äestys), jossa tarkkaan ottaen myös siirretään maata, ei lasketa mukaan materiaalipanokseen. Luokan erityispiirteenä esitetään, että siihen kuluvia materiaaleja siirretään paikan muokkausta, ei materiaalin käyttöä, varten. (Emt. s. 132–134, alkuteos Das MIPS Konzept, s. 81–90.)

Luokkaan vesi lasketaan se vesimäärä, joka otetaan luonnosta teknisin toimenpitein. Tähän lasketaan myös patoaminen. Luonnolliseen uomaan laitettun siipirataan tai laivan

potkurin siirtämää vettä ei huomioida. (Emt. s. 132–134, alkuteos Das MIPS Konzept, s. 81–90.)

Luokkaan ilma lasketaan se ilma tai ne ilman ainesosat, joita ihminen käyttää aktiivisesti, erottaa ilman kemiallisia osia toisistaan tai muuttaa niitä kemiallisesti. Tähän kuuluvat polttamisessa kuluva ilma ja kemiallis-fysikaalisiin reaktioihin käytettävä ilma. Mukaan luetaan vain ilman muutettujen komponenttien massa, esimerkiksi polttoprosessissa kulunut osuus hapesta. (Emt. s. 132–134, alkuteos Das MIPS Konzept, s. 81–90.)

MIPS voidaan ilmoittaa myös tarkemmin jaoteltuna, niin että edellämainitut luokat jaetaan alaluokkiin (Schmidt-Bleek ym. 1999 ref. Spangenberg ym. 1999 s. 16).

3.3.3 Ekologinen selkäreppu

Ekologinen selkäreppu tarkoittaa niiden tuotteen valmistuksessa liikutettujen materiaalien painoa, jotka eivät päädy valmiiseen tuotteeseen. Se on lähes sama kuin materiaalipanokseen, erotuksena on, että materiaalipanokseen lasketaan myös tuotteen oma paino. Myös ekologinen selkäreppu ilmoitetaan edellisessä luvussa mainittuihin viiteen luokkaan jaoteltuna. (Schmidt-Bleek 2000 s. 131–133, alkuteos Das MIPS Konzept s. 81–90.)

3.3.4 Luonnonvarojen kokonaiskäyttö (TMR)

Materiaali-intensiteettianalyysiä voidaan käyttää tuotetason lisäksi yritys-, talouden sektorien, alueellisella tai kansallisella tasolla (Spangenberg 1999 s. 17).

Kansantaloudellisella tasolla näin saadusta mittarista käytetään nimitystä luonnonvarojen kokonaiskäyttö (TMR, total material requirement, käytössä myös termi TMI, total material input) (Spangenberg 1999 s. 19, Luonnonvarojen... 2000). Siihen on laskettu koko kansantalouden materiaalipanokset. Se suhteutetaan yleensä bruttokansantuotteeseen. Sitä käytettäessä on yleisesti jätetty pois laskelmista vesi ja ilma. (Luonnonvarojen... 2000).

3.3.5 MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttötarkoitukset

MIPSiä ja ekologista selkäreppua voidaan käyttää niin ympäristövaikutusten arviointiin ja vertailuun kuin tuotesuunnittelussa tai havainnollistajana opetuksessa ja ympäristökasvatuksessa. Tässä tutkimuksessa keskitytään pelkästään niiden käyttöön ympäristövaikutusten vertailussa ja arvioinnissa. Tässä tarkoituksessa MIPSiä ja ekologista selkäreppua voidaan käyttää useilla eri tavoilla. Tuotteiden ympäristövaikutuspotentiaalien vertailu voidaan ensinnäkin tehdä pelkän materiaali-intensiteettianalyysin pohjalta. Toinen ääripää olisi sen käyttäminen lisänä täysimittaiseen elinkaariarviointiin. Se voi myös olla yksi (tai ainoa) yksinkertaistetussa elinkaariarvioinnissa kartoitus- ja/tai arviointivaiheessa käytettävistä indikaattoreista. Menetelmän kehittäjä on tarkoittanut sen käytettäväksi yhdessä (eko-)toksisuustietojen kanssa (Schmidt-Bleek 2000). MIPS-lukemaa(-ia) on myös ehdotettu merkittäväksi tuotteisiin osana ympäristömerkintää (Schmidt-Bleek 2000). Se voisi olla myös osakriteeri nykyisentyypisiin ympäristömerkintöihin.

4. Aineisto ja menetelmät

4.1 Aineiston kerääminen

Aineisto on kerätty pääsääntöisesti kolmesta alan tieteellisestä lehdestä: The Journal of Industrial Ecology, The International Journal of Life Cycle Assessment ja Ecological Economics.

Industrial Ecology -lehti keskittyy teolliseen ekologiaan. Sen aihepiirejä ovat mm. dematerialisaatio ja materiaalivirtatutkimus. Ecological Economics on ekologiseen taloustieteeseen, johon materiaalivirta-ajattelu pohjautuu, keskittyvä julkaisu. Life Cycle on elinkaariarviointiin keskittyvä lehti. Kaikki ovat ensimmäisiä merkittäviä oman alansa julkaisuja.

Näistä lehdistä on käyty lävitse kaikki syyskuussa 2000 saatavilla olleet numerot. Industrial Ecology -lehdestä on käyty läpi vuosikerrat 1–3 ja numerot 1 ja 2 vuosikerrasta 4. Tätä lehteä ei kuitenkaan ollut Suomesta saatavilla, joten läpikäynti on tehty lehden virallisten (vuosikerrat 1–3) ja epävirallisten (vuosikerta 4, nämä osoittautuivat sittemmin ennakkotiedoiksi) internet-sivujen varassa⁷. Osasta artikkeleita on ollut käytössä koko artikkeli, osasta abstrakti ja osasta vain otsikko. Tämä on saattanut johtaa jonkin aineistoon soveltuvan artikkelin jäämiseen pois. Life Cycle -lehdestä on käyty lävitse vuosikerrat 1–4 ja vuosikerrasta 5 numerot 1–3. Ecological Economics -lehdestä on käyty lävitse vuosikerrat 1–34 ja numerot 1–2 vuosikerrasta 35. Industrial Ecology -lehdestä on aineistossa kolme artikkelia, Life Cycle - ja Ecological Economics -lehdistä kummastakin yksi.

Industrial Ecology lehden epävirallisilla WWW-sivuilla ja Life Cycle -lehden WWW-sivuilla on "letters to the editor" -osasto, joissa olevia kommentteja ja vastakommentteja lehdissä ilmestyneisiin artikkeleihin oli myös tarkoitus käyttää. Niissä ei kuitenkaan

⁷Viralliset sivut osoitteessa <http://mitpress.mit.edu/JIE>, epäviralliset sivut osoitteessa <http://www.yale.edu/jie/>.

ollut vastineita aineistoon valittuihin artikkeleihin (poikkeuksena yksi lisäkirjallisuutta esittelevä vastine).

Ennen edellämainittujen lehtien läpikäyntiä tiedossani oli kaksi indikaattoreita vertailevaa tutkimusta, joissa oli esitetty MIPSin kritiikkiä (Hertwich ym. 1997, Krozer ym. 1996) sekä MIPSiä lyhyesti käsittelevä ympäristöjohtamisen oppikirja, jossa kuitenkin oli sellaista kritiikkiä, mitä muista lähteistä ei löytynyt (Linnanen ym. 1994). Nämä kuuluvat myös aineistoon. Lisäksi mukana on tuoretta suomalaista tutkimusta: Thule-instituutin koordinoiman Ekotehokas Suomi -projektin loppujulkaisu Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa (2000). Yhteensä aineistoon kuuluu yhdeksän artikkelia ja julkaisua.

4.2 Aineistoon kuuluvat artikkelit ja julkaisut

Ecological Economics -lehdestä aineistoon tuli Ayresin (1998) artikkeli Eco-thermodynamics: economics and the second law. Siinä Ayres esittää ympäristövaikutuspotentiaalin mittariksi exergiaa. Mitä enemmän exergiaa päästöllä on, sitä enemmän se kykenee teoriassa häiritsemään ekosysteemejä kemiallisesti. MIPSiin artikkelissa viitataan epäsuorasti (viite Schmidt-Bleekin sitä esitteleviin teoksiin) ja pidetään exergiaa parempana mittarina kuin yhteenlaskettuja materiaalipanoksia. Ayres kritisoi artikkelissaan myös ekologisessa taloustieteessä aiemmin esitettyjä käsityksiä entropiasta ja termodynamiikan toisesta laista, mikä soveltuu myös MIPSin ja ekologisen selkäreppun kritiikiksi, vaikkei Ayres sitä sellaisena esitäkään.

Life Cycle Assessment -lehdestä aineistoon tuli Hunkelerin (1999) artikkeli Ecometrics for Life Cycle Management – A Conflict Between Sustainable Development and Family Values? Artikkelissa arvioidaan teoreettisesti mikro- ja makrotason ekoindikaattoreita yleensä, se ei käsittele yksittäisiä indikaattoreita. (MIPS ja ekologinen selkäreppu eivät olleet mukana artikkelissa esitetyssä indikaattoriluettelossa.) Artikkelissa esitettiin runsaasti kritiikkiä indikaattoreita kohtaan. Aineistona on käytetty sitä osaa kritiikistä, joka oli sovellettavissa MIPSiin ja ekologiseen selkäreppuun. (Esimerkiksi sellaisia vaiheita, joita MIPSiä laskettaessa ei ole, koskeva kritiikki on jätetty pois.)

Industrial Ecology -lehdestä mukana aineistossa ovat Reijndersin (1998) artikkeli The Factor X Debate: Setting Targets for Eco-efficiency, Clevelandin ja Ruthin (1999) artikkeli Indicators of Dematerialization and the Materials Intensity of Use ja Kleijnin (2001) artikkeli Adding It All Up – The Sense and Non-Sense of Bulk-MFA.

Reijndersin (1998) artikkeli kuvaa ja analysoi factor-X -ekotehokkuuskeskustelua. Factor X voi tarkoittaa monta asiaa, yhteisymmärrystä ei ole sen enempää siitä, mikä kertoimen tulisi olla (4–50 ehdotettu), kuin mitä oikeastaan ollaan tehostamassa: yksittäisiä parametrejä (kuten jätteet), dematerialisaatiota vai elinkaariarviointipohjaista painokertoimilla laskettua ekotehokkuutta. Artikkelissa päädytään pitämään factor X:n käyttöä yhteiskunnallisesti järkevänä. Luonnonvarojen kokonaiskäyttöä (TMR) ja MIPSiä kohtaan esitetään kritiikkiä, mutta päädytään siihen, että ne ovat riittäviä ensimmäisiä arvioita mielekkäitä poliittisia keskusteluja varten.

Clevelandin ja Ruthin (1999) artikkelissa vertaillaan erilaisia tapoja mitata dematerialisaatiota ja arvioidaan, onko sitä todella tapahtunut. Kirjoittajat pitävät materiaalinkulutusta bruttokansantuotetta kohden taloudellisena indikaattorina ja päätyvät pitämään hintoihin perustuvaa Divisia-indeksiä parhaana tapana mitata materiaalien kulutusta. Mitään menetelmää ei kuitenkaan pidetä riittävän hyvänä. Artikkelissa pohditaan dematerialisaatiota myös ympäristön kannalta. MIPSin todetaan tarjoavan käyttökelpoisen kehyksen materiaalivirtojen analysointiin ja korostetaan, että se on nostanut esille tärkeän asian eli "tarpeen vähentää yhteiskunnan materiaalijalanjälkeä". MIPSissä katsotaan kuitenkin olevan vakavia ongelmia ratkaistavana ennen kuin siitä tulee luotettava kestävyuden mittari. Artikkelissa esitetään kritiikkiä sekä itse MIPSiä että materiaalien painoon perustuvaa yhteenlaskemista kohtaan.

Kleijnin (2001) artikkeli on kolumni, jossa arvioidaan alueellisen tason pelkästään yhteenlaskettuun massaun pohjautuvia indikaattoreita, kuten luonnonvarojen kokonaiskäyttöä (TMR). Siinä todetaan, etteivät ne ole kovin hyviä ympäristövaikutusten indikaattoreita, mutta pidetään niitä muiden hyödyllisten ominaisuuksiensa ansiosta arvokkaina työkaluina, joskin niiden rajoituksista tulisi olla tietoisia.

Lisäksi aineistoon kuuluvat Krozerin ym. (1996) lyhyt tutkimusraportti Operational Indicators for Progress Towards Sustainability, Hertwichin, Peasen ja Koshlandin (1997) artikkeli Evaluating the environmental impact of products and product processes: a comparison of six methods lehdestä The Science of the Total Environment, tutkimusraportti Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa (2000) sekä Linnasen, Boströmin ja Miettisen (1994) laatima oppikirja Ympäristöjohtaminen – Elinkaariajattelu yrityksen toiminnassa.

Krozer ym. (1996) artikkelissa on kokeiltu ja verrattu neljää indikaattoria: MIPS, Sustainable Process Index, Pollution Control Cost assessment ja exergia. Case-tutkimusten kohteina olivat autokuljetukset (polttoaineet), pakkausmateriaalit (virvoitusjuomapakkaukset) ja kaksi maantieteellistä aluetta. Indikaattoreita päädytään pitämään toisiaan täydentävinä. Raporttia on ollut tekemässä peräti 12 henkilöä, näiden joukossa MIPSin kehittänyt Schmidt-Bleek, sitä kannattanut Spangenberg (ks. Spangenberg ym. 1999) sekä toisen aineistoon kuuluvan artikkelin kirjoittaja Ayres.

Hertwichin ym. (1997) artikkelissa vertaillaan kuutta menetelmää päästö- ja raaka-aineinventarioiden vertailuun ja arvottamiseen: HHS, AHP, MIPS, SEP, SPI ja SETAC LCA. Vertailu on tehty teoreettisesti, ilman menetelmien soveltamista käytäntöön. MIPSiä pidetään sopivana havainnollistamiseen ja opetukseen mutta kelvottomana ympäristövaikutusten mittariksi. Mitään mittaria ei nosteta esiin erityisen onnistuneena vaan esitetään yleisiä kehittämistarpeita. Kaikkien indikaattoreiden katsotaan eriasteisesti saattavan antaa vääriä tuloksia ja monia pidetään liian työläinä tai herkkinä datan epätäydellisyydelle käytön kannalta.

Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa (2000) -tutkimusraportissa on laskettu Suomen luonnonvarojen kokonaiskäyttö (TMR) useille vuosille ja tarkempia tietoja luonnonvarojen kulutuksesta vuodelle 1995. Teoksessa esitellään myös menetelmän ongelmia.

Linnasen ym. (1994) oppikirja esittelee MIPSin sivuilla 164–165. He toteavat, ettei päätöksiä voi tehdä "pelkästään MIPSeihin tuijottaen", mutta pitävät sitä askeleena oikeaan suuntaan, sillä siinä on otettu huomioon koko elinkaari.

Yhteensä aineistoon kuuluu yhdeksän artikkelia tai julkaisua, joista seitsemässä asiaa oli lähestytty teoreettiselta kannalta ja kahdessa sovellettu menetelmää tai menetelmiä käytäntöön.

4.3 Aineiston analysointi

Aineiston analysoinnin menetelmänä oli laadullinen sisällönanalyysi. Aineiston artikkeleista poimin kritiikkiä sisältävät kohdat erilleen, minkä jälkeen lajittelin ne aihepiireittäin aineistolähtöisesti ilman edeltäkäsini tehtyä luokittelua. Laajoihin aihepiireihin liittyvät luokat jaoin alaluokkiin. Näin syntyneitä jaottelua muokkasini huomattavasti analysoinnin edetessä. Lopullinen luokitus on esitetty taulukossa 1 (seuraavalla sivulla).

Saman aihepiirin kritiikin olen koonnut yhteen siten että analyysin tulosten esitys noudattaa jäsenykseltään taulukossa 1 (seuraavalla sivulla) esitettyä jaottelua. Analyysin seuraavassa vaiheessa arvioin aineistosta kootun kritiikin pätevyyttä sekä epäsuorasti MIPSiin kohdistuvan kritiikin osalta sen sovellettavuutta MIPSin. Analyysin aikana tukeuduin jatkuvasti aiheittain lajitellun kritiikin lisäksi itse artikkeleihin (kritiikin kontekstiin). Joissain kohdin täydensin aineistoon pohjautuvaa kritiikkiä omalla kritiikilläni samasta aihepiiristä. Aineistosta kerätty kritiikki ja sen arviointi on tuloksissa esitetty yhdessä. Johtopäätösten alla luvussa 6.1 on yhteenveto relevantiksi osoittautuneesta kritiikistä. Luvussa 6.2 on arvioitu MIPSin ja ekologisen selkärepun jakamista viiteen luokkaan mahdollisena vastauksena esitettyyn kritiikkiin. Luku 6.3 sisältää edellisiin lukuihin pohjautuvaa keskustelua MIPSin ja ekologisen selkärepun käyttökelpoisuudesta tuotteiden potentiaalisten ympäristövaikutusten arvioinnin menetelminä.

Linnasen (1994) teoksen ja Ayresin (1998) artikkelista termodynamiikkaa ja entropiaa koskevan kritiikin liitin aineistoon vasta, kun analyysin tulosten kirjoitus oli jo edennyt pitkälle. Samoin Kleijnin (2001) kolumnin, jonka sain käsiini vasta analysoinnin loppuvaiheessa.

Taulukko 1. Kritiikin luokittelu aihepiireittäin. Alaluokat esitetty sisennettyinä pääluokkansa alapuolella.

Factor 10 -tavoitteen epärealistisuus

Arvottamisen ongelmat

Mittareiden subjektiivisuus myönnettävä

Implisiittinen (sisäänrakennettu) arvottaminen

Oikeus omiin arvoihin ja niiden mukaisiin indikaattoreihin

Muuta arvoihin liittyvää kritiikkiä

Tarve eri indikaattoreille sisäiseen ja ulkoiseen raportointiin

Indikaattorien kehittäminen tulisi erottaa poliittisesta päätöksenteosta

Raja-arvojen subjektiivisuus ja erot käsityksissä ympäristöuhan vakavuudesta

Tiedon keräämisen subjektiivisuus

Yhteenlaskettu massa ei kuvaa ympäristövaikutuksia

Syvyiden puute analyysissä

Ympäristövaikutuksiltaan erilaisten materiaalien yhteenlaskeminen

Muut huomiotta jätetyt ympäristövaikutusten suuruuteen vaikuttavat tekijät

Entropiaan taustateorian liittyvät ongelmat

Entropia peittävä lähtökohta ympäristövaikutusten arvioinnille

Exergia vaihtoehtoisena indikaattorina

Keinotekoinen rajanveto ihmisen ja luonnon systeemien välillä

Epävarmuuden huomioonottamisen puute

Datan keräämisen ongelmat

Muuta kritiikkiä menetelmän luotettavuutta kohtaan

Indikaattorien validoimattomuus

Tuotekohtaisten indikaattorien tarve

Ennustavuuden puute

Ei suoraa yhteyttä nykyisiin ympäristöpolitiikan tavoitteisiin

Taloudelliset perusteet vaihtoehtona materiaalien yhteenlaskemisessa

Työmäärä

Ekologista selkäreppua käsittelevää kritiikkiä ei löytynyt lainkaan. Se on kuitenkin niin samankaltainen MIPSin ja erityisesti tässä tutkimuksessa käytännössä käsitellyn materiaalipanoksen kanssa, että siihen on suoraan sovellettavissa kaikki MIPSiin kohdistuva kritiikki.

5. Tulokset

5.1 Factor 10 -tavoitteen epärealistisuus

Clevelandin ja Ruthin (1999 s. 40) mukaan ei ole todisteita siitä, että dematerialisaatiota olisi todella tapahtunut. He arvostelevat tutkimuksia, joiden perusteella näin on esitetty tapahtuneen, eri tavoin virheellisiksi ja toteavat eräiden tutkimusten päätyneen päinvastaisiin johtopäätöksiin: materiaalikulutuksen ja BKT:n välillä on yhä vahva linkki (emt. s. 16, 40, 42–43). He katsovat, ettei ole empiirisiä todisteita siitä, että factor 10:n saavuttaminen olisi mahdollista (emt. s. 40).

Samansuuntaisesti Reijnders (1998 s. 15) toteaa, ettei niissä maissa, joissa on ollut poliittista kiinnostusta factor-tavoitteita kohtaan, ole juurikaan todisteita, että todellista dematerialisaatiota olisi tapahtunut. Lisäksi hän mainitsee (emt. s. 15), että esimerkit suuresta dematerialisaatiopotentialista kattavat vain osan maailmanlaajuisista taloudellisista toiminnoista. Hän myös (emt. s. 16) toteaa, ettei väitetyissä johonkin dematerialisaatiokertoimeen yltäneissä saavutuksissa yleensä ole kunnolla (esim. MIPSin avulla) arvioitu, onko dematerialisaatiotavoitteeseen todella päästy.

Factor 10 -tavoite ei kuitenkaan perustu tähänastisen kehityksen arviointiin. Schmidt-Bleek (2000 s. 186) puhuu luonnonvaratuottavuuden vallankumouksesta.

Olemassaolevien teknologioiden kehittämisen sijasta tarvitaan hänen mukaansa uusien prosessien, tuotteiden, laitosten ja palvelujen tarjonnan muotoja, jotka on alusta lähtien suunniteltu aiheuttamaan mahdollisimman pieniä ainevirtoja (emt. s. 186).

Dematerialisaatiotavoitteisiin pääsyä haittaavina tekijöitä mainittiin talouskasvu, rebound-efekti, tekniset rajoitteet ja tarvittavan tekniikan kalleus (Cleveland ja Ruth 1999, Reijnders 1998). Cleveland ja Ruth (1999 s. 16) toteavat, että vaikka yksittäisten materiaalien käyttötehokkuus voi nousta, yleinen talouskasvu voi lisätä materiaalien kulutusta. Lisäksi he katsovat, ettei rebound-efektin merkitystä ole huomioitu riittävästi dematerialisaatiota arvioitaessa (emt. s. 16). Rebound-efektillä tarkoitetaan tehokkuusparannusten potentiaalia todellisuudessa lisätä materiaalienkäyttöä (emt. s.

16). Käytännössä on kyse siitä, että tuotteen materiaalikäytön pienentyessä sitä valmistetaan ja ostetaan entistä suurempia määriä. Kansantalouden tasolla tätä vastaa se, että kansantalouden (s.o. kulutuksen) kasvu mitätöisi tuottavuusparannukset. Factor 10 -tavoitteen taustalla olevaan ajatteluun kuuluukin luonnonvaratuottavuuden parantamisen lisäksi kohtuullisuus: teollisuusmaiden asukkaiden olisi tyydyttävä nykyiseen elintasoon ("palvelutasoon") jatkuvan kasvun sijasta (Schmidt-Bleek 2000 s. 110–111).

Reijnders (1998 s. 16–17) puolestaan toteaa, että teknisten rajoitusten takia mahdollisuus dematerialisaatioon voi vaihdella merkittävästi eri alojen välillä. Niiden alojen, jotka eivät kykene factor 10 -parannuksiin, osuus dematerialisaatiosta olisikin katettava muiden alojen vastaavasti suuremmilla tuottavuusparannuksilla. Tämä luonnollisesti vaatii, että monilla aloilla on mahdollisuus selvästi yli kymmenkertaisiin tuottavuusparannuksiin. Lisäksi edellämainittu kokonaan uusien tuotteiden ym. suunnittelu vaikuttanee merkittävästi teknisten rajoitusten merkitykseen.

Reijnders (1998 s. 18) toteaa teknologisen optimismin leimaavan keskustelua dematerialisaatiotavoitteista. Hän toteaa dematerialisaatioteknologian kalleuden ja muiden syiden hidastavan sen leviämistä ja päätyy menetelmän kehittäneen Schmidt-Bleekin tavoin pitämään hallituksen puuttumista tarpeellisena (Reijnders 1998 s. 18–19, Schmidt-Bleek 2000 s. 250–277). Lisäksi Reijndersin (1998 s. 15) mukaan artikkelia kirjoitettaessa ei ollut merkittävää teknologista tai taloudellista painetta, joka tähtäisi factor 4–50 dematerialisaatioteknologian toteuttamiseen.

Reijnders (1998 s. 17) mainitsee myös joitakin perusteita olla ylipäätään käyttämättä kvantitatiivisia dematerialisaatiotavoitteita, vaikka päätyykin itse niiden kannalle. Hän esittää ensinnäkin voitavan ajatella, että koska tieto siitä, mikä on mahdollista ja millä hinnalla, on rajallista, ei pitäisi asettaa kvantitatiivisia tavoitteita. Hän päätyy kuitenkin itsekin siihen, että mikäli on olemassa raja, jota enempää ympäristö ei kestä resurssienkäyttöä, voidaan tämän perusteella periaatteessa määritellä kvantitatiivinen tavoite dematerialisaatiolle. Tämähän on ajatuksena myös factor 10 -tavoitteessa, joka pohjautuu ajatukseen, että globaalit materiaalivirrat on puolitettava ekosfäärin kestäville tasolle. Toiseksi Reijnders (emt. s. 17) esittää, että nopean taloudellisen

muutoksen aikana voi olla vaikea asettaa selviä, hallittavia dematerialisaatiokerrointavoitteita.

Yhteenvedona edellisistä voidaan sanoa, ettei dematerialisaatio kertoimella kymmenen ole niiden perusteella mahdotonta, joskin se vaatii niin yhteiskunnan puuttumista, teknologioiden uudelleensuunnittelua kuin, kenties epärealistisestikin, ihmisten vapaaehtoista tyytymistä nykyiseen elintasoon. MIPSin tuotteiden ympäristövaikutusten vertailussa käyttämisen kannalta ei kuitenkaan ole merkityksellistä se, millä täsmällisellä kertoimella dematerialisaatioon pyritään. Tuotetason vertailuissa paras on aina se tuote jonka MIPS on pienin, riippumatta globaalista tavoitetasosta.

5.2 Arvottamisen ongelmat

5.2.1 Mittareiden subjektiivisuus myönnettävä

Hunkeler (1999 s. 295) vaatii ekoindikaattoreiden subjektiivisuuden myöntämistä. Jo sen valitseminen, mitä mitataan, on subjektiivista (emt. s. 291). Kestävä kehitys on itsessään subjektiivinen arvo (emt. s. 291). Siten se voi olla ristiriidassa muiden arvojen kanssa. Tämän lisäksi kestävän kehityksen päämäärät ovat asianomistajasta riippuvaisia. Yksilön, yhteiskunnan, ympäristöinfrastruktuurin ylläpitämisen ja sukupolvienvälisen vastuun intressit eroavat merkittävästi toisistaan. Ne voivat myös olla keskenään yhteensopimattomia tai mahdottomia saavuttaa samanaikaisesti. Vaikka suurin osa ihmisistä ja yhteiskunnista voikin olla yhtä mieltä näistä arvoista, niiden keskinäinen järjestys vaihtelee. (Emt. s. 291.) Hunkeler (emt. s. 292) toteaaakin, että myös yhden tai useamman ekoindikaattorin asettaminen muiden edelle on subjektiivista

Ympäristövaikutusten arvioinnissa voidaan, toisin kuin aidossa kestävän kehityksen arvioinnissa, keskittyä ainoastaan ympäristöarvoihin ts. kestävän kehityksen ekologiseen ulottuvuuteen. Tällöin arvottaminen helpottuu huomattavasti, kun sosiaalisia, kulttuurisia ja taloudellisia intressejä ei tarvitse arvioinnissa ottaa huomioon, vaan ne jätetään päätöksentekijän harkinnan tai muiden, lisänä käytettävien, arviointimenetelmien varaan. Ympäristövaikutusten arvioinnissa itsessään ei ole tarpeen pohtia kysymystä siitä, onko ekologisesti kestävä kehitys (tai ympäristövaikutusten

minimoiminen) sinänsä päätöksentekijän tai muiden asianosaisten kannalta tavoiteltava arvo, eikä sitä, miten se suhteutuu muihin arvoihin.

Itse ympäristövaikutuksien arvottamisessa on kuitenkin luonnollisesti myös huomattavia eroja. Erilaisille ympäristövaikutuksille annetaan hyvinkin erilaisia arvotuksia.

Materiaali-intensiteettianalyyseissä käytännössä oletetaan, että ympäristövaikutuspotentiaalia voidaan mitata täysin objektiivisesti, ottamatta lainkaan huomioon ihmisten erilaisia arvostuksia. Menetelmän yhtenä etuna pidetään sitä, ettei siinä jouduta arvottamaan erilaisia ympäristövaikutuksia (Hinterberger ym. 1997 s. 9). Kaikkiin tuotteen koko ympäristövaikutuspotentiaalia mittaaviin menetelmiin liittyy kuitenkin väistämättä arvottaminen. Seuraavassa luvussa käsitellään lähemmin tätä aihetta.

5.2.2 Implisiittinen (sisäänrakennettu) arvottaminen

Hertwich (1997) ja Hunkeler (1999) (sekä epäsuorasti Krozer ym. (1996)) arvostelevat implisiittistä arvottamista. Hunkelerin (1999 s. 293) mukaan tulisi tunnustaa, että indikaattoreilla voi olla implisiittisiä (sisäänrakennettuja), ei-läpinäkyviä arvojärjestelmiä. Hän suosittelee, että indikaattoreilta ja laskelmien pohjana olevalta dataalta vaadittaisiin läpinäkyvyyttä. Lisäksi hän kaipaa indikaattorin kehittäjien ilmoittamista. (Emt. s. 294.)

Krozer ym. (1996) puolestaan toteavat MIPSin (kuten muidenkin tutkittujen indikaattorien) olevan hyvin kvantitatiivinen. Siinä muunnetaan vaikutukset kvantitatiivisesti esitettävään, yhtenäiseen muotoon, ja siten se sisältää asiantuntijoiden testaamattomia sopimuksia vaikutuksista, huomioimatta tähän liittyviä (post-normaalien tieteen edustajien esiintuomia) ongelmia. He eivät kuitenkaan tarkenna asiaa. Tulkitsin tämän kohdan voivan viitata menetelmien sisältämiin oletuksiin arvotuksista ja painotuksista (implisiittinen arvottaminen) ja/tai oletuksiin poistojen ja päästöjen osuudesta ympäristövaikutuksiin. MIPSin kohdalla nämä ovat oikeastaan sama asia, sillä siinä huomioon otetaan vain yksi "vaikutus", materiaalien liikuttaminen.

Hertwich ym. (1997 s. 27) toteavat vertailututkimuksensa osoittaneen, että arvotusmenetelmän valinnalla on kriittinen vaikutus siihen, millä todennäköisyydellä menetelmä tuottaa ei-toivotun lopputuloksen.

Vaikka MIPSiin ei kuulu minkäänlaista arvotusvaihetta, ei se kuitenkaan ole vapaa arvottamisesta. Arvovalinnat voidaan tehdä joko eksplisiittisesti, jolloin arvotukset (esim. painokertoimet) määritellään arviointiprosessin osana, tai implisiittisesti, jolloin jo arviointimenetelmä pitää sisällään analyysissä käytettävät arvotukset (Hertwich ym. s. 15). Hertwich ym. (emt. s. 16, 25) toteavat MIPSiin sisältyvän arvottamisen olevan implisiittistä. (MIPS asettaa esim. 1 kg:lle trooppista puuta saman arvon kuin 1 kg:lle soraa.) He myös toteavat implisiittisen arvottamisen ottavan MIPSissä äärimmäisen yksinkertaisen muodon, minkä takia se on läpinäkyvämpää kuin muissa metodeissa, joissa implisiittinen arvottaminen on hienovaraisempaa. (Hertwich 1997 s. 25)

Hertwich ym.:iden (1997 s. 25) mukaan implisiittisen arvottamisen (ei-aiotut) vaikutukset ovat yksi merkittävä syy ei-toivottuihin lopputuloksiin analyyseistä. He suosittelevatkin eksplisiittisen arvottamisen käyttämistä ja päämäärien selkeää määrittämistä alusta lähtien (emt. s. 27). He myös ehdottavat eksplisiittistä arvottamista yhdeksi painopisteeksi vaikutusarvioinnin kehittämisessä (emt. s. 27). He toteavat, että "paras" valinta on riippuvainen päätöksentekijän arvoista ja arvioinnin (implisiittisestä tai eksplisiittisestä) päämäärästä (emt. s. 25). Arvottamisessa on kyse puhtaasti ihmisen valinnoista, se vaatii päätöksentekijää päättämään (määrittelemään) "kuinka monta appelsiinia vastaa yhtä omenaa" eli mikä määrä mitäkin ympäristövaikutusta vastaa tiettyä jotakin toista tiettyä ympäristövaikutusta: esim. missä vaiheessa lisääntynyt syöpäriski vastaa jotakin pinta-alaa menetettyä (jonkin lajin) elinympäristöä (emt. s. 25).

Vaikka MIPS mittaa vain tuotteen aikaansaamiseen tarvittavia panoksia, sen on tarkoitus ilmaista sitä kautta myös päästöjen vaikutuspotentiaali. Näin MIPS (yksin käytettynä) arvottaa kaikki päästö- ja poistokilogrammat samanarvoisiksi. Vaikutus on sama kuin niillä olisi elinkaariarvioinnissa sama painokerroin.

Hinterberger ym. (1997 s. 9) pitävät MIPSin etuna sitä, että siinä ei tarvitse arvottaa erilaisia vaikutuksia, minkä he katsovat olevan mahdotonta tehdä yhteismitallisesti.

Täysin yhteismitallista indikaattoria tavoiteltaessa pyritään kuitenkin vain välttelemään arvovalintoja. MIPSin kaltaista indikaattoria käytettäessä arvovalinnat on todellisuudessa jo tehty menetelmän käyttäjän puolesta, tiedosti tämä sitä tai ei. Arvovalinnat ovat todellisia, eikä niitä pitäisi kätkeä pois silmistä tai jättää indikaattorinkehittäjien huoleksi, ei ainakaan elleivät he avoimesti esitä ja perustele valintojaan. MIPSin tapauksessa itse valinta (dematerialisaatiotavoitteen asettaminen indikaattorin ainoaksi prioriteetiksi) on varsin selvästi esillä. Sen sijaan tämän tavoitteen taustalla oleva käsitys ympäristöongelmista voi jäädä hämäräksi käyttäjälle, ellei tämä panosta asiaan syventymiseen.

5.2.3 Oikeus omiin arvoihin ja niiden mukaisiin indikaattoreihin

Hunkeler (1999 s. 295) vaatii asianomistajaryhmille oikeutta määrittellä sisäisiä indikaattoreita omaan käyttöönsä. Hän jopa rinnastaa vapauden määrittellä mittarit uskonnon- ja sananvapauteen (emt. s. 292). Perusteena tälle on kestävän kehityksen ja sitä mittaavien indikaattoreiden subjektiivisuus.

Hunkeler (emt. s. 291) katsoo oletuksen, jonka mukaan kestävä kehitys on tai sen "täytyy" olla hyödyllistä kaikille, vieraannuttavan joitakin asianomistajaryhmiä osallistumasta keskusteluun. Hän jopa toteaa, että tässä mielessä kestävän kehityksen kannattajat eivät ole vielä tunnustaneet muiden eturyhmien oikeutta omiin arvoihinsa. Hän esittää, että tarvitaan setti skaala- ja arvospesifisiä indikaattoreita edustamaan eri eturyhmien⁸ prioriteetteja. Tämän vuoksi indikaattoreiden määrän rajoittaminen aiheuttaisi riskin riistää joitakin eturyhmiltä oikeuden osallistua päätöksentekoon ja aggregoitujen indikaattorien luominen riskin, että nämä indikaattorit olisivat epävalideja. (Emt. s. 291.)

Kaikilla voidaan toki katsoa olevan oikeus määrittellä ja laskea indikaattoreita omaan käyttöönsä. Kuitenkaan ei voida vaatia, että tuottajat tai ympäristömerkintöjen laatijat

⁸Yksilöt, uskonnolliset organisaatiot, poliittiset ja julkiset eturyhmät, kansalaisjärjestöt, yritykset ja teollisuuden yhdistykset sekä kansalliset ja kansainväliset instituutiot (Hunkeler 1999 s. 291).

laskisivat kaikkien eturyhmien itselleen määrittelemät indikaattorit. Näin ollen olisi syytä tehdä yhteistyötä eri osapuolten välillä ympäristövaikutusten arvioinnin menetelmää valittaessa, jotta se vastaisi mahdollisuuksien mukaan osapuolten vaatimuksia.

Indikaattorien subjektiivisuuden myöntämisen lisäksi tulisi Hunkelerin (1999 s. 291) mukaan tunnistaa arviointien ns. lopulliset asiakkaat: perheet, yhteiskunnat, tulevat sukupolvet, ekosysteemi yms. Puutteet näissä kahdessa ovat hänen mukaansa syynä siihen, että ne ryhmät, jotka eivät ole osallistuneet (tai joita ei ole kutsuttu mukaan) keskusteluun kestävästä kehityksestä, voisivat (oikeutetusti) tuntea, että jotkut ympäristöpäämäärät ovat vastoin heidän perususkomuksiaan (emt. s. 291).

Tämä olisi tehtävissä tuomalla selkeästi esille arvioinnin päämäärät, huomioidut ympäristövaikutukset ja niiden valinnan perustelut ja tehdyt arvotukset. MIPSiä käytettäessä tämä sinänsä on selkeää, sillä ainoa huomioonotettu päämäärä on dematerialisaatio. Kuitenkin tämän valinnan perustelut (sen taustalla oleva näkemys ympäristöongelmista ja niiden ratkaisusta) voi jäädä käyttäjälle hämäräksi, ellei tämä panosta asiaan syventymiseen.

Edellä esitettyjen näkemystensä pohjalta Hunkeler (1999 s. 294) esittää, että voitaisiin kerätä ja taulukoida ekoindikaattoreita, jotta sukupolvet ja niiden eturyhmät, nykyiset ja tulevat, voisivat käyttää niitä indikaattoreita, joita pidettäisiin sopivimpina kulloinkin vallitsevissa tai odotettavissa olevissa ympäristökriiseissä. Näin ekoindikaattorit kuvastaisivat sukupolvien välistä valuuttaa tai vaihtoa. Lisäksi hänen mukaansa on usein esitetty mielipide, että ekoindikaattoreiden karsiminen tällä hetkellä voi olla haitallista. Ennen kuin asianosaiset voivat päästä yhteisymmärrykseen yksilön, perheen, populaation, ympäristön, tulevien sukupolvien tai minkä tahansa muun arvonnallisuuden (mikä voi viedä vuosikymmeniä), voi olla parasta laatia mahdollisimman hyvä, todennäköisesti lukumäärältään ajan myötä kasvava, setti ekoindikaattoreita ja taulukoida ne.

Hunkelerin ajatus on varsin kaukana käytännön arvioinnintekijän tilanteesta.

Ympäristöongelmia ei voida jättää huomiotta kunnes niistä päästään "yksimielisyyteen".

Tuotteiden(kin) ympäristövaikutusten arviointia tarvitaan tässä ja nyt. On myös mahdotonta laskea jokaiselle tuotteelle hyvin monia eri indikaattoreita. Niinpä on joko valittava joku tai jotkut tai käytettävä muita menetelmiä. Tällöin parhaiksi vaihtoehtoiksi (arvoihin liittyvien erojen kannalta) nousevat menetelmät, joissa arvotukset tehdään mahdollisimman eksplisiittisesti (ks. edellinen luku), joiden pohjana ovat arvot ja niissä käytetyt arvotukset esitetään avoimesti ja selkeästi ja joissa olisi mahdollisimman selkeästi esillä arvoitusten vaikutus lopputulokseen.

Hunkeler (emt. s. 295) myös suosittelee ulkoisille ekoindikaattoreille luotavaksi edustavia asianosaisten keskusteluja ja katselmusprosesseja. Elinkaariarvioinnissa on käytössä tämänkaltainen järjestelmä: vertailevilta tutkimuksilta vaaditaan sidosryhmien muodostaman paneelin tekemää kriittistä arviointia (Loikkanen ym. 1999 s. 25). MIPS on luonteeltaan varsin mekaaninen ja arvovalinnat sisältyvät menetelmään. Siten se ei käytännössä anna sidosryhmille mahdollisuutta osallistua arviointiin.

Luvussa 5.2.3 esitetty MIPSin ympäristövaikutusten vertailussa käyttämisen kannalta merkityksellinen kritiikki voidaan tiivistää kolmeen kohtaan. Ensinnäkin MIPS ottaa ympäristönsuojelun päämääristä huomioon vain dematerialisaation eli (yksin käytettynä) arvottaa sen ainoaksi merkitykselliseksi ympäristöarvoksi. Tämä valinta on sinällään melko selkeästi esillä, mutta sen perustelut (valinnan taustalla oleva näkemys ympäristöongelmista ja niiden ratkaisusta) voivat jäädä menetelmän käyttäjälle hämäräksi, ellei tämä panosta asiaan syventymiseen. Toiseksi, parhaiksi vaihtoehtoiksi arvoihin liittyvien näkemuserojen kannalta nousevat menetelmät, joissa arvotukset tehdään mahdollisimman eksplisiittisesti (päinvastoin kuin MIPSissä), joiden pohjana ovat arvot ja niissä käytetyt arvotukset esitetään avoimesti ja selkeästi ja joissa olisi mahdollisimman selkeästi esillä arvoitusten vaikutus lopputulokseen. Kolmanneksi MIPS ei mekaanisuutensa ja arvovalintojen menetelmään sisällymisen takia anna sidosryhmille mahdollisuutta osallistua arviointiin eikä vaikuttaa käytettyihin arvotuksiin.

5.2.4 Muuta arvoihin liittyvää kritiikkiä

5.2.4.1 Tarve eri indikaattoreille sisäiseen ja ulkoiseen raportointiin

Hunkeler (1999 s. 291, 295) suosittelee organisaation sisäisessä raportoinnissa ja ulkoisissa useita asianosaisia koskevilla päätöksentekotilanteilla käytettäväksi eri indikaattoreita.

Tuotteiden ympäristövaikutuksia arvioidaan kuitenkin lähes aina tilanteessa, joka koskee vähintäänkin sekä kuluttajia että arvioinnin tekevää (teettävää) tuottajaa. Mikä ympäristövaikutuksiin liittyvä päätöksentekotilanne tahansa koskee käytännössä myös tuotteen ostajaa. Näin on erityisesti eri tuotteiden tai tuotteen tuottamistapojen ympäristövaikutuksia vertailtaessa. Niinpä ympäristövaikutusten vertailussa ei olisi käyttöä pelkästään yritysten sisäisille indikaattoreille.

5.2.4.2 Indikaattorien kehittäminen tulisi erottaa poliittisesta päätöksenteosta

Hunkeler (1999 s. 282) suosittelee, että potentiaalisia ekoindikaattoreita kehittävät henkilöt pysyisivät erillään sosiopoliittisista prosesseista, joita indikaattorien tarkoituksenmukaisuuden määrittelyyn kuuluu. Perusteluna tälle on tällaisten sosiopoliittisten päätösten subjektiivisuus.

MIPSin kehittäjä Friedrich Schmidt-Bleek on ollut vahvasti mukana myös MIPSin käyttöönoton ja factor 10 -tavoitteeseen sitoutumisen poliittisessä eteenpäinajamisessa (ks. The International... 1997, Our Commitment... 2000) Hänen mukaansa tiedemiesten tulisi osallistua myös tutkimustulostensa poliittiseen tulkintaan (Schmidt-Bleek 2000 s. 79).

Molemmilla näkökannoilla on perustelunsa. Itse menetelmän käyttökelpoisuuden kannalta ei kuitenkaan ole merkitystä sillä, ovatko sen kehittäjät osallistuneet sitä eteenpäin ajamaan poliittiseen toimintaan vai eivät, joten asiaa ei ole tarpeen pohtia syvemmin tässä tutkimuksessa.

5.2.4.3 Raja-arvojen subjektiivisuus ja erot käsityksissä ympäristöuhan vakavuudesta

Hunkeler (1999 s. 293) toteaa makrotason ekoindikaattoreihin liittyvien raja-arvojen, jotka osoittavat, minkä tason ala- tai yläpuolella tarvitaan toimenpiteitä, olevan subjektiivisia, koska reaktio niihin on riippuvainen asianosaisen arvoista.

Tämä on sovellettavissa MIPSiin, sillä sen pohjana oleva factor 10 -tavoite pohjautuu siihen, että luonnon kestokyvyn arvioidaan olevan suurinpiirtein puolet nykyisistä ihmisen aiheuttamista materiaali- ja energia- (Hinterberger ym. 1997 s. 8).

Reijnders puolestaan (1998 s. 17) toteaa dematerialisaatiokerroin -tavoitteisiin (kuten factor 10) liittyvän arvion ympäristöuhan vakavuudesta ja että näkemykset tästä vaihtelevat suuresti eri maiden välillä.

Käsitykset siitä, tarvitaanko dematerialisaatiota ja missä määrin, epäilemättä vaihtelevat. Kuten jo luvussa 5.1 todettiin, sillä mikä arvioitu raja-arvo (tavoiteltu globaalien luonnonvarojen kokonaiskulutuksen taso) tai dematerialisaatiokerrointavoite lukuna on, ei ole merkitystä MIPSin tuotetason vertailuissa käytettäessä, sillä alhaisemman MIPS-lukeman omaava tuote on aina parempi. Kuitenkin se, mihin asemaan dematerialisaatio nostetaan ympäristönsuojelun tavoitteiden joukossa, on subjektiivista. MIPS (yksin käytettynä) ottaa huomioon vain dematerialisaatiotavoitteen.

5.2.4.4 Tiedon keräämisen subjektiivisuus

Hunkeler (1999 s. 292) toteaa tiedon keräämisen riippuvan asianomistajakohtaisesta tulkinnasta ja tiedon suodattamisesta. Tiedon järjesteleminen ja valikointi vaikuttaa lukijan käsitykseen siitä, mitä on mitattu (emt. s. 293).

MIPSin kohdalla tiedonkeruun subjektiivisuus ilmenee mukaanotettavien ainevirtojen ja arvioinnin kohteena olevan tuotejärjestelmän rajauksissa (ks. luvut 5.5 ja 5.7.).

Luvussa 5.2.4 esitetystä kritiikistä MIPSin kannalta merkityksellisiksi osoittautuivat dematerialisaation aseman ympäristönsuojelun tavoitteiden joukossa subjektiivisuus sekä tiedonkeruun subjektiivisuus.

5.3. Yhteenlaskettu massa ei kuvaa ympäristövaikutuksia

Useissa aineiston artikkeleista epäiltiin aggregoidun massan kykyä kuvastaa ympäristövaikutuksia (Hertwich ym. 1997, Cleveland ja Ruth 1999, Reijnders 1998, Luonnonvarojen... 2000, Linnanen 1994, Klejn 2001). Yksinkertaisimmillaan huolen aggregoitujen indikaattorien käytöstä esittää Hunkeler (1999 s. 292): "Voidaan väittää ettei systeemejä voida järkevästi kuvata yhdellä indeksillä". Aggregoidun massan käyttöä koskeva kritiikki jakautuu kolmeen osaan. Aluksi esitetään Hertwich ym. (1997) esittämä kritiikki ympäristövaikutusten eksplisiittisen arvioinnin poisjättämistä kohtaan (luku 5.3.1). Eri materiaalien erilaisten ympäristövaikutusten merkitystä käsitellään luvussa 5.3.2, muita MIPSin huomioimatta jättämiä ympäristövaikutuksen suuruuteen vaikuttavia tekijöitä luvussa 5.3.3.

Cleveland ja Ruth (1999 s. 41–42) kritisoivat massaperusteista aggregointia myös koko elinkaaren huomioon puutteesta. MIPS kuitenkin kattaa tuotteen elinkaaren, joten tämä kritiikki ei siihen sovellu.

5.3.1 Syvyyden puute analyysissä

Hertwich ym. (1997) kritisoivat MIPSiä materiaalivirtojen ympäristövaikutusten eksplisiittisen arvioinnin puuttumisesta. He toteavat MIPSillä olevan korkea potentiaali suositella vaihtoehtoa, jolla todellisuudessa on suuremmat ympäristövaikutukset kuin muilla vaihtoehdoilla (emt. s. 16). Heidän mukaansa MIPS-menetelmässä analyysi on erittäin "matala", sillä se ei ota eksplisiittisesti huomioon erilaisia ympäristövaikutuksia (emt. s.19). Tällainen syvyyden puute analyysissä johtaa heidän mukaansa säännöllisesti datan väärintulkintaan ja tärkeiden vaikutusten huomioimatta jättämiseen lisäten siten vääristyneen lopputuloksen mahdollisuutta (emt. s. 26). He päätyvät jyrkän kielteiseen käsitykseen MIPSistä: "Jos MIPS on ympäristövaikutuksen mittari, se implisiittisesti olettaa jokaisen materiaalivirran olevan yhtä epätoivottava, olipa se sitten voimassa

polttoaineena käytettävä maakaasu tai sitä jäähdyttävä vesi. Suunnitteluun tai hallinnan optimointiin käytettynä MIPS johtaisi säännöllisesti vääristyneisiin lopputuloksiin." (Hertwich ym. 1997 s. 19).

5.3.2 Ympäristövaikutuksiltaan erilaisten materiaalien yhteenlaskeminen

Useat kirjoittajat kritisoivat ympäristövaikutuksiltaan erilaisten materiaalien massamääräistä yhteenlaskemista (Cleveland ja Ruth 1999, Reijnders 1998, Kleijn 2001, Luonnonvarojen... 2000, Linnanen ym. 1994).

Cleveland ja Ruth (1999) toteavat (Wernickiin ym. (1996) viitaten) ettei materiaalinkulutusta voi tyydyttävästi tiivistää yhteen perusindikaattoriin, koska materiaaleilla on ainutkertaisia ominaisuuksia, kuten ympäristövaikutuksia. He toteavat, ettei materiaalin ympäristölle aiheuttamalla haitalla useinkaan ole juurikaan tekemistä materiaalin massan kanssa (Cleveland ja Ruth 1999 s. 43). Lisäksi he toteavat, että jokainen substituutio ja tekninen muutos, joka muuttaa materiaalien tyyppejä ja laatua, omaa ainutkertaisen setin ympäristövaikutuksia (emt. s. 41). Clevelandin ja Ruthin (1999 s. 41) mukaan aggregoidulla tasolla ei voidakaan millään tarkkuudella arvioida dematerialisaation tuottamia nettoympäristöhyötyjä. He pitävätkin massaan perustuvaa arviointia soveltuvana metodina vain, jos analyysin kohteena on yksittäinen materiaali virta (emt. s. 39).

Reijnders (1998 s. 16) puolestaan toteaa, että MIPSin ja TMR:n voidaan väittää olevan riittämättömiä ympäristöindikaattoreita, sillä materiaalien ympäristövaikutuksilla on suuria laadullisia ja määrällisiä eroja sekä ennen että jälkeen niiden käyttöönottoa taloudessa. Kleijn (2001 s. 8) toteaa, etteivät aggregoituun massaan perustuvat indikaattorit ole kovin hyviä ympäristöpaineen indikaattoreita, koska ne jättävät huomiotta erot materiaalien ympäristövaikutuksissa. Teoksessa Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa (2000 s. 8) todetaan luonnonvarojen kokonaiskäytön (TMR) olevan hyvin karkea ympäristövaikutusten kuvaaja, koska siinä lasketaan tonnimäärinä yhteen kovin erilaisia ja taloudessa hyvin eri tavalla prosessoitavia materiaaleja. (Tämä soveltuu suoraan myös MIPSiin.) Linnanen ym. (1994) taas toteavat, että "MIPSin

ilmeinen heikkous on ettei se ota huomioon eri materiaalien ja energiamuotojen suhteellista haitallisuutta – kilo vettä aiheuttaa yhtä monta MIPSiä kuin kilo CFC:tä".

Vastaavia esimerkkejä esittävät muutkin kirjoittajat: Reijnders (1998 s. 16) toteaa, että tonnilla elohopeaa on varsin erilaiset ympäristövaikutukset kuin tonnilla alfa-alfa-heinää. Cleveland ja Ruth (1999 s. 38) toteavat plutoniumin ja hiekan suhteellisella painomittaisella kulutuksella olevan selvästikin vähän tai ei mitään tekemistä niiden suhteellisen potentiaalin aiheuttama ympäristövaikutuksia kanssa. Hertwich ym. (1997 s. 19) käyttävät esimerkkinä MIPSin käytön vaaroista suuren määrän myrkyttöä ainetta vaihtamista pieneen määrään hyvin myrkyllistä ainetta, jolloin ympäristökuormitus kasvaisi. Klejn (2001 s. 8) puolestaan toteaa materiaali-intensiivisten prosessien vaihtamisen pieniä määriä myrkyllisiä päästöjä sisältäviin prosesseihin pienentävän aggregoituun massaan perustuvien indikaattorien lukemaa, mutta todennäköisimmin lisäävän ympäristövaikutuksia.

Esimerkeissä, joissa verrataan hyvin myrkyllisen ja täysin myrkyttömän aineen ympäristövaikutuksia, on se heikkous, ettei MIPS varsinaisesti pyrikään kattamaan aineiden myrkyllisyyttä, vaan sen lisäksi on tarkoitus käyttää perinteisiä ekotoksisuusanalyysijä (Schmidt-Bleek 2000 s. 129, 130). Ajatuksena kuitenkin on, että todella merkittävät, globaalisti ekosysteemiä uhkaavat, ongelmat johtuvat suurista materiaalivirroista. Tämä saattaa jopa pitää paikkansa, mutta ei sinänsä oikeuta pitämään materiaalivirran suuruutta ympäristöongelman suuruuden mittarina. Globaaleissakin ongelmissa päästön laatu on kuitenkin ratkaisevaa, esim. CFC-aineita tarvittaisiin suunnattoman paljon vähemmän tuhoamaan otsonikerros, kuin hiilidioksidia aikaansaamaan yhtä katastrofaalinen ilmaston lämpeneminen. Myös suurina määrinä liikutettavien aineiden merkitys ympäristöongelmien aiheuttajina vaihtelee paljon.

Yhteenvetona tästä luvusta voidaan sanoa, että MIPS ei kykene kuvaamaan tuotteen ympäristövaikutuksia, koska se ei huomioi eri materiaalien erilaisia ympäristövaikutuksia. Seuraavassa luvussa tarkastellaan, mitä muita ympäristövaikutuksen suuruuteen vaikuttavia tekijöitä jää MIPSiä käytettäessä huomioimatta.

5.3.3 Muut huomiotta jätetyt ympäristövaikutusten suuruuteen vaikuttavat tekijät

Cleveland ja Ruth (1999 s. 42) toteavat, että muutos materiaalien käytössä tietää muutosta jätteen laadussa sekä media- ja ekosysteemityypeissä, joihin ne joutuvat. Sama määrä samaa jätettä vapautettuna eri mediaan ja eri ekosysteemeihin eri paikoissa aiheuttaa eri ympäristövaikutukset (emt. s. 43). Lisäksi ekosysteemien herkkyyks vaihtelee (emt. s. 42). Siten määrien lisäksi tarvitaan myös jokin tapa verrata erilaisten materiaalivirtojen vaikutuksia ihmisten ja ekosysteemien terveydelle (emt. s. 42).

Hertwich ym. (1997, s. 17) puolestaan toteavat paikallisten ympäristöolosuhteiden, joita MIPS ei ota huomioon (emt. s. 16), vaikuttavan saasteiden aiheuttamaan vahinkoon. Tällaisista paikallisista tekijöistä he mainitsevat reaktionopeudet, meteorologiset olosuhteet ja jokien virtaukset (emt. s. 17).

Edellämainitut seikat eivät koske vain päästöjä. Myös materiaalin poistojen luonnosta (luonnonvarojen käytön) vaikutuksiin vaikuttaa huomattavasti se, millaisista ekosysteemeistä samaakin materiaalia poistetaan. Ekosysteemien herkkyydessä muutoksille on huomattavia eroja. Lisäksi esim. viljelymetsän ja aarniometsän ero on merkittävä. Sekä päästöihin että poistoihin vaikuttaa se, miten ne jakautuvat: sama massansiirto aiheuttaa erilaiset vaikutukset riippuen siitä, kohdistuuko se pieneen vai laajaan alueeseen. Paikalliset olosuhteet vaikuttavat myös poistojen suhteen. Ajankohdalla on vaikutusta sekä päästöjen että poistojen suhteen: eri vuodenaikoina samankin päästön tai poiston vaikutus voi olla hyvinkin erilainen. Myös muutoksen nopeus ja kesto vaikuttavat.

Linnanen (1994 s. 165) mainitsee, ettei MIPS huomioi luonnon monimuotoisuutta eikä yhteiskunnallisia tekijöitä. Tuotteiden *ympäristövaikutusten* indikaattorin ei tosin tarvitsekaan kattaa jälkimmäistä. Aidon kestävän kehityksen indikaattorin sen sijaan olisi kyettävä kattamaan myös yhteiskunnalliset tekijät (kestävän kehityksen sosiokulttuurinen ulottuvuus). Tätä MIPS ei kuitenkaan edes tavoittele.

MIPS-indikaattorin kehittäjä Schmidt-Bleek (2000 s. 129) mainitsee itsekin, ettei MIPSillä ole suoraa yhteyttä luonnon monimuotoisuuden kanssa. Hän pitää kuitenkin

perusteltuna arvella, että eliölajien eloonjäämisen mahdollisuudet riippuvat siinä määrin maan ja luonnonvarojen käytön laajuudesta, että MIPSin voidaan ajatella kuvastavan myös vaikutusta eliölajien häviämiseen. (emt. s. 129) Hinterberger ym. (1997 s. 9) toteavat ihmisen aiheuttamien materiaaivirtojen uhkaavan yhä useampia lajeja.

Erilaisten luonnonvarojen käyttöönotto luonnollisestikin vaikuttaa ekosysteemeihin eri tavoin. Ekosysteemien herkkyys ja muut erot sekä paikalliset olosuhteet vaikuttavat suuresti myös eliöiden levinnäisyyteen ja yleisemmin luonnon monimuotoisuuteen kohdistuvissa vaikutuksissa. Suuri merkitys on käyttöönoton suhteella eliökannan kantokykyyn.

Schmidt-Bleek (2000 s. 128–129, 167) toteaa lisäksi itse, ettei MIPS kata maapallon pinta-alan käyttöä, jolle hän katsoo tarvittavan erillisen indikaattorin.

Kaikkia päästöjä luontoon ei ylipäättään voida mitata kilogrammoina. Melu jää MIPSiä käytettäessä periaatteessa kokonaan huomioimatta, koska siinä ei ole kyse materiaalin vaan paineaallon päästämisestä luontoon. Myöskään uuden lajin päästämistä jollekin alueelle ei voida järjestelmällisesti arvioida päästettyjen yksilöiden painon perusteella.

Yhteenvedona luvussa 5.3 esitetystä kritiikistä voidaan todeta, että MIPS ei kykene kuvaamaan tuotteen aiheuttamien ympäristövaikutusten määrää, koska se käytännössä antaa saman painoarvon kaikille (kilogrammamääräisille) poistoille luonnosta ja päästöille luontoon huolimatta niiden yksilöllisistä ja suuruudeltaan toisistaan paljon poikkeavista ympäristövaikutuksista. Tämä on seurausta siitä, ettei MIPS arvioi eksplisiittisesti materiaalien ympäristövaikutuksia.

5.4 Entropiaan taustateoriana liittyvät ongelmat

Edellisen luvun pohjalta on varsin selvää, ettei MIPS kykene kuvaamaan tuotteen ympäristövaikutuksia. Asia ei kuitenkaan ole aivan näin yksinkertainen. Kuten Krozer ym. (1996) toteavat, MIPSin yhteys ympäristövaikutusten arviointiin on korkeintaan epäsuora. MIPS pyrkii kattamaan suoraan mitattavissa olevien ympäristövaikutusten sijasta häiriöpotentiaaleja (eli entropian lisääntymisiä), jotka tulevat johtamaan

ympäristövahinkoihin (emt.). Tähän liittyy kaksi kritiikin aihetta. Ensinnäkin entropian käyttäminen ympäristövaikutusten potentiaalinen mittarina on arveluttavaa. Luvussa 5.4.1 esitellään ne materiaalivirta-ajattelun perustelut, jotka liittyvät entropian käsitteeseen, sekä Ayresin (1998) niitä koskeva kritiikki (jota ei ole esitetty MIPSin vaan yleisesti entropiaa koskevien väärinkäsitysten kritiikkinä). Toisaalta on olemassa suuremminkin entropiaan liittyvä mittari, exergia (emt.), mistä enemmän luvussa 5.4.2.

5.4.1 Entropia pettävä lähtökohta ympäristövaikutusten arvioinnille

MIPSin kehittäjä Friedrich Schmidt-Bleek esittää kaksi termodynamiikan pääsääntöjen tulkintaan pohjaavaa perustetta materiaalivirta-ajattelulle (Schmidt-Bleek 2000). Toinen niistä on ajatus ns. aineiden entropian lisääntymisestä ihmisen toiminnan seurauksena, mikä teoriassa johtaisi lopulta aineiden sekoittumiseen käyttökelvottomaksi soseeksi (emt. s. 180, ks. luku 3.1.2.1). Tämä ns. termodynamiikan neljäs laki on kuitenkin osoittautunut taloustieteilijöiden väärintulkinnaksi fysiikan laeista (Ayres 1998 s. 197). Todellisuudessa on olemassa vain yhdenlaista entropiaa, joka koskee sekä ainetta että energiaa (Alonso ja Finn 1980 s. 446–447).

Tämä jättäisi perusteluna jäljelle Dalyn (1991, ks. luku 3.1.2.2) esittämän ajatuksen rajallisesta matalasta entropiasta materiaalien läpivirtauksen rajoittajana. Auringosta tuleva energiavirta on kuitenkin suunnaton ja biosfääri käyttää siitä vain pienen osan (n. 3 %) (Ayres 1998 s. 196). Näin ollen sen mukana saapuvaa matalaa entropiaa on runsaasti käytettävissä (emt. s. 197). Aurinkoenergian vähäisen käytön syyt ovat teknisiä ja taloudellisia, eivät sen riittävydestä johtuvia (emt. s. 196–197).

Toinen Dalyn (1991 s. 34) esittämä argumentti, jota voidaan käyttää materiaalivirta-ajattelun perusteluna (ks. Spangenberg 1999, s. 7, 11) on, että talouden rakenne ja järjestys pidetään väistämättä yllä aiheuttamalla epäjärjestystä biosfäärissä, mistä sen toiminta kärsii. Taloudellinen toiminta johtaisi väistämättä entropian lisääntymiseen biosfäärissä (Daly 1991 s. 34). Tämä pitäisi kuitenkin paikkansa vain suljetussa systeemissä, johon ei tulisi energiaa ulkopuolelta (Ayres 1998 s. 195). Maapallolle tulee kuitenkin suuria määriä energiaa auringosta (emt. s. 195).

Ayres (emt. s. 200) pitää kuitenkin materiaalien sisältämää ns. matalaa entropiaa käyttökelpoisena toisaalta luonnonvarojen laadun ja toisaalta päästöjen potentiaalisten ympäristövaikutusten mittarina. Jälkimmäisestä tarkemmin seuraavassa luvussa.

Toinen päätelmä, jota Schmidt-Bleek perustelee termodynamiikan pääsäännöillä, on se, että mitä enemmän ainetta saatetaan liikkeelle, sitä suurempi on seurausten (myös kielteisten) todennäköisyys (Schmidt-Bleek 2000 s. 108). Tämähän ei sinänsä vaatisi tuekseen termodynamiikkaa. Massavaikutuksen lakiin pohjautuen hän toteaa, että jokainen toimenpide, jolla vaikutetaan biosfääriin jonkin osan aineelliseen koostumukseen, pakottaa biosfääriin sopeutumaan uuteen tilanteeseen. Mitä laajempia ja materiaali-intensiivisempiä nämä toimet ovat, sitä suurempi on ekologinen reaktio.

Sinänsä nämä ajatukset pitävät paikkansa. Ekosysteemit joutuvat toki sopeutumaan uuteen tilanteeseen niiden kemiallisen koostumuksen muuttuessa. Sama pätee tietenkin myös energiavirtojen ja biologisten tekijöiden muutoksiin, koko ekosysteemin hävittämisestä puhumattakaan. Kyse on luonnon reunaehtoien muuttumisesta, jonka perustelemiseen ei termodynamiikkaa edes tarvita. Niissä ei kuitenkaan ole mitään sellaista, mikä oikeuttaisi olettamaan siirretyn massan määrän olevan ratkaisevassa asemassa ekologisen muutoksen suuruuden kannalta silloin, kun muutkin tekijät muuttuvat. Taloustieteen termein sääntö "mitä enemmän materiaaleja liikutetaan, sitä suurempi ympäristövaikutus" on voimassa *ceteris paribus* eli muiden tekijöiden pysyessä ennallaan.

Entropia ei siten tarjoa MIPSille pitävää teoriataustaa. Useimmat siitä tehdyt johtopäätökset ovat perustuneet väärinkäsityksille. Ajatus, että mitä enemmän ainetta saatetaan liikkeelle, sitä suurempi on ekologinen reaktio, on sinällään *ceteris paribus* pätevä. Ei ole kuitenkaan perusteita olettaa aineen määrän olevan ratkaisevassa asemassa ympäristövaikutusten suuruuden kannalta tilanteessa, jossa muutkin tekijät muuttuvat. Näin materiaalipanoksen (aggregoidun massan) käytölle ympäristövaikutusten suuruuden mittarina ei ole teoreettisia perusteita.

5.4.2 Exergia vaihtoehtoisena indikaattorina

Ayres (1998 s. 202) katsoo, että tarvitaan yksi yhdistelmäindikaattori. Hän näkee myös välttämättömäksi käyttää yhtenäistä mittayksikköä. Ayres (emt. s. 202) pitää kuitenkin massaa parempana vaihtoehtona exergiaa. Hän toteaa massan, kuten materiaali-intensiteetin, käytön indikaattorina omaavan vakavia puutteita käytäntöön sovellettaessa. Hän katsoo, ettei materiaali-intensiteettiin perustuva eri vuosien välinen vertailu olisi uskottavaa. Ayres (emt. s. 202) myös toteaa exergian olevan selvästi parempi indikaattori kuin massa (tai nettoenergia), koska se sisältää niiden käyttökelpoiset ominaisuudet ja voittaa jotkin niiden rajoituksista. Valitettavasti hän ei artikkelissaan täsmennä edellämainittuja argumentteja.

Exergia määritellään suurimmaksi määräksi työtä, jonka systeemi voi tehdä ympäristössään, kun se lähestyy termodynamista tasapainoa palautuvasti (Ayres 1998 s. 192). Se mittaa etäisyyttä termodynaamisesta tasapainosta, eli kuvastaa aineeseen varastoitunutta matalaa entropiaa. (emt. s 192,193).

Ayresin mukaan tuotteiden ja jätepäästöjen exergiasisältöä voidaan pitää yleisimpänä ihmisen toiminnasta aiheutuvien potentiaalisten ympäristövaikutusten indikaattorina (Ayres ja Martínás 1995 ref. Ayres 1998 s. 200). Koska exergialla on potentiaali repiä rikki (eliöiden) rakenteita, jätteiden sisältämän exergian voidaan katsoa olevan (*ceteris paribus*) potentiaalinen ympäristöhaittojen aiheuttaja (Ayres ja Martínás 1995 ref. Ayres 1998 s. 194). Tämän takia jätteiden exergiapitoisuus pitäisi (*ceteris paribus*) minimoida (Ayres 1998 s. 194).

Exergian käyttöä ympäristövaikutusten potentiaalinen mittarina ovat kritisoineet liian yleistäväksi ainakin Cleveland ja Ruth (1999 s. 38–39). Lisäksi sillä voitaisiin parhaassakin tapauksessa arvioida vain päästöjen, ei luonnonvarojen käytön, ympäristövaikutuksia. Exergian käyttökelpoisuuden arviointi ei kuitenkaan kuulu tämän tutkimuksen kysymyksenasettelun piiriin, joten aiheeseen ei mennä tässä syvemmillä.

5.5 Keinotekoinen rajanveto ihmisen ja luonnon systeemien välillä

Teoksessa Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa (2000 s. 10) pohditaan luonnonvarojen kokonaiskäyttöön mukaanluettavien materiaalivirtojen rajauksen ongelmia. Koska MIPS rajataan samalla periaatteella⁹ (lukuunottamatta sitä, että TMR:stä on käytännössä jätetty pois vesi ja ilma), koskevat nämä ongelmat myös sitä. Teoksessa todetaan erityisesti piilovirtojen rajauksen olevan ongelmallista ja viitataan Adriaanse ym:den (1997 ref. Luonnonvarojen... 2000 s. 10) tekemässä neljän maan TMR-tutkimuksessa eri maiden käyttäneen osin toisistaan poikkeavia rajauksia. Teoksen Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa (2000 s. 10) mukaan yhtenä ongelmana on bioottisten aineiden, erityisesti puun, käyttämättä jäänyt sivubiomassa. Esimerkkinä teoksessa esitetään edellämainittu neljän maan tutkimus (Adriaanse ym. 1997 ref. Luonnonvarojen... 2000 s. 10), jossa Saksaa koskevissa laskelmissa hakkuutähteitä ja kantoja ei ole sisällytetty mukaan piilovirtoihin, kun taas Yhdysvaltojen vastaavissa laskelmissa ne on sisällytetty. Teoksessa Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa (2000 s. 10) arvioidaan eron johtuvan siitä, että Saksassa talousmetsien puu tulkitaan ihmisen tuottamaksi, jolloin luonnonvarojen kokonaiskäyttöön luetaan vain metsästä raakapuuna poiskuljetettava osuus. (Kuten peltokasvien suhteen menetellään.) Yhdysvalloissa käytetyssä laskentamenetelmässä taas puusto käsitetään osaksi luontoa ja koko kaadetun puun biomassa lasketaan mukaan luonnon muuntamiseen. (Raportin tekijät päätyivät käyttämään jälkimmäistä tapaa Suomen vastaavissa laskelmissa). (Luonnonvarojen... 2000 s. 10.)

Toinen biomassaan liittyvä ongelma on bioottisten aineiden kosteusvaihtelu, jonka seurauksena myös biomassan paino vaihtelee. Bioottisten aineiden massat lasketaan

⁹Raportissa käytetty jaottelu (kasvit ja luonnoneläimet, puu, mineraalit, rakentamisen maa-ainekset, tuontijalosteet) poikkeaa luvussa 3.3.2 esitetystä MIPSin jaosta (Luonnonvarojen... 2000 s. 9). Mukana ovat kuitenkin bioottiset materiaalit (kasvit ja luonnoneläimet ja puu), abioottiset materiaalit (mineraalit, rakentamisen maa-ainekset) ja maa- ja metsätalouden maansiirrot (käytännössä eroosio, kasvien ja luonnoneläinten ja puun piilovirtoihin sisällytettynä) (emt. s. 9, 13, Schmidt-Bleek 2000 s.130–134, alkuteos Das MIPS Konzept s. 81–90).

tuoretonneina, sellaisena kuin kosteus on keskimäärin korjuun jälkeen.

(Luonnonvarojen... 2000 s. 11.)

Teoksessa (emt. s. 10) todetaan rajanvedon olevan ongelmallista myös maa-aineksien käytössä. Rajanveto on teoksen mukaan tässä kohdin lähinnä sopimuksenvaraista (emt. s. 10). Tätä kuvaa seuraava lainaus:

"Luonnontilaisen maa-aineksen ensikertainen siirto ja palautumaton muunto sisällytetään laskelmissa luonnonvarojen kokonaiskäyttöön. Sen sijaan sellainen maa-aineksen käsittely jossa maa-aines palautetaan alkuperäiselle paikalleen ilman että sen ominaisuudet oleellisesti muuttuvat, rajataan laskelmien ulkopuolelle.

Siten avo-ojitus, jossa maa-aines siirretään pysyvästi pois ojalinjalta lasketaan maa-aineskäytöksi. Mutta tämä koskee vain uudisojitusta: kunnostusojitus on jo, kertaalleen muunnetun maaperän uudelleen käsittelyä eikä ole siten alkuperäisen luonnon muuntoa. Salaojituksessa ja maanalaisten putkistojen vedossa kaivettu maa-aines, joka palautetaan kaivantoon, jää myös luonnonainekäytön ulkopuolelle.

Maanmuokkaus - peltomaan kyntö ja metsämaan äestys - on myös maa-aineksen muuntoa. Molemmissa kuitenkin maa-aines palautuu entiselle sijalleen. Peltomaan kynnön jättäminen pois luonnonvarojen käytöstä on sikäli selkeämpi, että kyse on vuosittain toistuvasta, ihmisen käyttöön jo aiemmin otetusta maapohjasta. Jos kyse olisi uudisraivauksesta, luonnontilaisen maapohjan ottamisesta pysyvästi viljelykäyttöön, tulisi ehkä tällaisen maa-alan humuskerroksen maa-aines sisällyttää luonnonainekäyttöön. Suomessa uudisraivausta ei kuitenkaan enää juuri tehdä.

Metsämaan muokkaus on peltomaan muokkausta ongelmallisempi, koska se Suomessa tehdään useimmin aiemmin muokkaamattomalle maapohjalle. Kuitenkin äestetty maapohja palaa pian luonnontilaansa ilman oleellisia muutoksia." (Luonnonvarojen... 2000 s. 10.)

Teoksessa (Luonnonvarojen... 2000 s. 11) on laskettu Suomen TMR, josta on jätetty pois vesi ja ilma. Tästä menettelystä teoksessa todetaan olleen seurauksena

epäkonsistenssia: kotimaiseen luonnonaineskäyttöön ei ole laskettu ilman ja veden aineksia, kun taas tuontituotteiden suoriin panoksiin niitä sisältyy, sillä esim. juomiin sisältyy vettä ja typpilannoitteisiin ilmasta sidottua typpeä. Lisäksi todetaan energiantuotannon polton muuntavan ilmakehän kemiallista koostumusta (hiilen, typen ja rikin oksidien synty) tarkoittaen ilmeisimmin, että tämän vuoksi kuuluisi ilmakehän oikeastaan ottaa mukaan laskelmiin. (Emt. s 11.) Nämä ongelmat eivät kuitenkaan kosketa MIPSiä, johon lasketaan mukaan myös vesi ja ilma.

Eroavaisuudet mukaanluettavien materiaalivirtojen rajauksessa heikentävät MIPSin vertailukelpoisuutta. Mahdollisuus verrata suoraan hyvinkin erilaisia tuotteita (palvelusuoritteiden tuottamistapoja ja erilaisia palvelusuoritteita) on kenties merkittävin esitetty peruste yhdeksi (tai viideksi) luvuksi aggregoidun indikaattorin käytölle.

Edelläkuvatun kaltaiset rajauksen ongelmat luonnon ja ihmisen systeemeihin kuuluvien materiaalien välillä johtuvat pohjimmiltaan itse systeemijaon keinotekoisuudesta.

MIPSiä laskettaessa on pakko määritellä hyvin tarkasti, milloin materiaalia on siirretty eli milloin se on siirtynyt ihmisen systeemiin. Ihmisen systeemistä käytetään nimitystä tekno sfääri ja luonnon systeemistä vastaavasti nimitystä ekosfääri (Schmidt-Bleek 2000 s. 42, 135). Teknosfäärin katsotaan olevan ekosfäärin osa (emt. s. 135). Sama piirre liittyy yleisemminkin yhteiskunnan metabolian tarkasteluihin (ks. esim. Baccini ja Brunner 1991 s. 11). Materiaali-intensiteettianalyysissä se on kuitenkin äärimmillään: teoriassa jokaisen molekyylin tulkitaan olevan joko tekno sfäärissä tai sen ulkopuolella. Käytännössäkin raja vedetään hyvin tiukaksi. Koska tekno sfääri ei todellisuudessa ole mikään fyysisesti erotettavissa oleva systeemi, vaan keinotekoinen konstruktio, maailman mieltämisen tapa, sen rajaa ei voi koskaan määritellä "oikein".

Vaihtoehtoisen lähestymistavan tarjoaa ns. Hahtolan malli (Hahtola 1990, Willamo ja Stambej 1996), jossa ympäristö jaotellaan ekologiseen ympäristöön, sosiokulttuuriseen ympäristöön ja taloudelliseen eli resurssi ympäristöön. Jaottelu on toiminnallinen, systeemit jäsennetään sen mukaan, miten ne toimivat. (Vastakohtana rakenteellinen jaottelu, jossa systeemit jaotellaan sen mukaan, mitä niissä on.) Jokainen systeemi tai kappale, kuten puu, kukkapenkki tai tietokone, kuuluu osin jokaiseen näistä.

Esimerkiksi ihminen voi olla ekologisesti ottaen esim. nisäkäslaji ja uhka ekosysteemeille, kulttuurisesti taas ystävystyvä ja valtaa haluava kulttuurin jäsen, ja kuulua taloudelliseen ympäristöön esim. työntekijänä. Samalla tavoin metsä on yhtäaikaisesti ekologian kannalta ekosysteemi, kulttuurisesti tärkeä suomalaisen kulttuurin muovaaja ja taloudellisesti luonnonvara. (Willamo ja Stambej 1996, Hahtola 1990.)

Tästä näkökulmasta katsottuna ympäristön jakaminen ihmisen teknosfääriin ja siitä veitsenterävästi erotettavaan muuhun biosfääriin muuttuu luonnottomaksi. Kysymys, kuuluuko kukkapenkki luonnon vai ihmisen systeemiin, saa luonnollisen vastauksen: molempiin yhtäaikaan. Onhan se niin pienoisekosysteemi, esteettisen elämyksen tuottaja, kuin tontin arvoa nostava taloudellinen tekijä.

Koska mikä tahansa rajausta luonnon ja ihmisen systeemien välillä on väistämättä keinotekoinen, käytännössä veteen piirretty viiva, olisi parempi perustaa ympäristövaikutuksia arvioitaessa huomioonotettavien ainesierrojen määrä suoraan (oletetulle) merkittävyydelle ympäristömuutosten kannalta. Näinhän on kuitenkin jouduttu myös MIPSiä rajattaessa osin tekemään (maa- ja metsätalouden maansiirrot, ilma). Tällaiseen antaa paremman mahdollisuuden elinkaariarvioinnin kaltainen menetelmä, jossa voidaan käyttää harkintaa mukaanotettavien ainevirtojen valinnassa. Tämä luonnollisesti johtaa siihen, että eri tapauksissa voidaan tehdä eri valintoja. Tämä ei kuitenkaan ole sen huonompi tilanne kuin se, että rajausta määritellään kaikilla samaksi, mutta kyseisen tapauksen kannalta käytännössä mielivaltaiseksi.

5.6 Epävarmuuden huomioonottamisen puute

Krozer ym. (1996) ja Hertwich ym. (1997) nostavat esiin kysymyksen epävarmuuden huomioimisesta. Hertwich ym. (1997 s. 25) esittävät riittämättömän epävarmuuden huomioinnin yhdeksi syyksi siihen, että heidän tutkimansa indikaattorit saattavat antaa vääriä tuloksia. He suosittelevat eksplisiittistä epävarmuuden analysointia, tulosten esittämistä niin, että päätöksentekijät ovat tietoisia epävarmuuksista, sekä pienen todennäköisyyden ja suuren vaikutuksen omaavien riskien erityislaadun huomioimista. Hertwich ym. (emt.) eivät erittele, mitä heidän tutkimistaan indikaattoreista ongelmia

koskee. Esimerkkeinä he esittävät päästöjen määrien, niiden kohtalon ekosysteemissä, myrkyllisyyden, tuntemattomien vaikutusten, populaatioiden välisten herkkyyserojen tarkan arvioinnin mahdottomuuden (emt. s. 25). Osaksi juuri tällaisten ongelmien takia MIPSissä on päädytty käyttämään vain materiaalipanosten massaa (Hinterberger ym. 1997 s. 8).

Krozer ym. (1996) puolestaan toteavat MIPSin (ja muiden tutkittujen indikaattorien) olevan hyvin kvantitatiivisia, eli niissä muunnetaan ympäristövaikutukset kvantitatiiviseen muotoon päätöksentekoa varten. Tulokset ilmoitetaan yhtenäisessä ja kvantitatiivisessa muodossa, minkä he toteavat jättävän huomiotta mm. systeemin epävarmuuksiin liittyvät ongelmat (joita ns. post-normaalien tieteen kannattajat ovat ottaneet esille). (Emt.)

MIPS ei mitenkään arvioi, kuinka luotettava tulos on. Arvio siitä, millä tarkkuudella materiaalipanoksen on voitu laskea, olisi toki mahdollista liittää sen yhteyteen. Arvio siitä, millä varmuudella tulos kuvaa tuotteen ympäristövaikutuksia, on sen sijaan mahdoton, koska MIPS ei ylipäätään kuvaa ympäristövaikutuksia vaan tuotteen haitallisuutta dematerialisaatitavoitteen kannalta. Koska materiaalipanoksen laskeminen sisältää datan keräämisen lisäksi vain yhteenlaskua, tuloksen luotettavuus on kiinni rajausten määrittelyn ja tietojen kokoamisen luotettavuudesta. Tätä käsitellään seuraavassa luvussa.

5.7 Datan keräämisen ongelmat

Hunkeler (1999 s. 293) toteaa makrotaloudellisten ekoindikaattorien olevan epäluotettavia, mikäli datankeräys on epätäydellistä (perustuivatpa ne sitten rahamääräistämiseen, energiaan tai materiaaleihin). Sama pätee luonnollisesti myös tuotetason indikaattoreihin.

Krozer ym. (1996) käsittelevät datan keräämiseen liittyviä vaikeuksia MIPSissä. He nostavat esille laskelmia varten kerätyssä datassa ilmenevien puutteiden ongelmallisuuden. Koska tutkittujen menetelmien (ml. MIPS) tulokset ilmaistaan kvantitatiivisena, yhtenäisenä arvona, jää laskelmien pohjana olevan datan mahdollinen

alhainen luotettavuus huomioimatta (emt.). He myös toteavat (alueellisten MIPSiä ja SPI/DA:ta¹⁰ käyttävien case-tutkimuksien pohjalta) tutkittavan alueen sekä mukaanotettavien ja alueeseen kohdennettavien panosten ja päästöjen rajauksen ja määrittelyn tarvitsevan kehittämistä (emt.). Lisäksi toisaalla artikkelissa (emt.) erilaisten tulkintojen toiminnallisista yksiköistä ja palveluyksiköistä todetaan tuottavan ongelmia datan käsittelylle sitä kerätessä.

Edellisten lisäksi Krozer ym. (1996) toteavat, että tiedon kerääminen voi olla vaikeaa, koska yritykset eivät halua luovuttaa tietoja materiaalipanoksista.

Eroavaisuudet arvioinnin kohteena olevan (operationaalisen) yksikön rajauksessa heikentävät MIPSin vertailukelpoisuutta. Mahdollisuus verrata suoraan hyvinkin erilaisia tuotteita (palvelusuoritteiden tuottamistapoja ja erilaisia palvelusuoritteita) on yksi esitetty merkittävä peruste yhdeksi (tai viideksi) luvuksi aggregoidun indikaattorin käytölle.

Krozer ym. (1996) katsovat, että olisi merkittävä parannus, jos perusdata, indikaattorit ja oletukset dokumentoitaisiin riittävän tarkasti. Lisäksi he ehdottavat validaatioprosessia, jotta saavutettaisiin korkea datan ja oletusten laatu. Tiedon käsittelyä kerätessä on heistä ongelmallista, koska täysin vertailukelpoiset massataseet puuttuvat ja operationaaliset yksiköt ja palveluyksiköt tulkitaan eri tavoin. He katsovat käsikirjojen ja tietokantojen, jotka tarjoavat massadataa, olevan tässä avuksi. Kuitenkin erot datan tuottajien välillä on tunnistettava ja tiedot päivitettävä ja levitettävä säännöllisesti. (Krozer ym. 1996.)

Wuppertal-instituutissa on pyritty luomaan tietokantoja, joista olisi saatavissa raaka-aineiden ja tuotteiden MIPS-lukemia laskelmissa käytettäväksi. Wuppertal-instituutin WWW-sivuilla on vapaasti saatavissa yli sadan eri raaka-aineen materiaalipanokset (viiteen luokkaan jaettuna) käsittävä julkaisu (Wuppertal Institut 1998). Lisäksi menetelmästä on tehty käsikirja (Schmidt-Bleek ym. 1999 ref Spangenberg ym. 1999).

¹⁰Sustainable Process Index per Dissipation Area

Saman raaka-aineen materiaalipanos vaihtelee luonnollisesti valmistustavan ja muiden tekijöiden mukaan. Valmiiksi laskettujen keskimääräisten tietojen käyttö lisää siten lopputuloksen epätarkkuutta. Epävarmuuden arviointi tulee mahdottomaksi, jos käytettyjen selkäreppukerrointen epävarmuutta ei tiedetä. (Edellämainitussa Wuppertal-instituutin materiaalipanosjulkaisussa (Wuppertal Institut 1998) ei oltu ilmoitettu epävarmuuksia.)

Tässä luvussa tuli esille useita MIPSin luotettavuutta ja tarkkuutta heikentäviä seikkoja. MIPS ei huomioi pohjadatan mahdollista epäluotettavuutta. Erilaiset tulkinnat toiminnallisista yksiköistä heikentävät tulosten vertailukelpoisuutta. Tarvittavat tiedot eivät välttämättä ole aina saatavilla. Materiaalipanostietokantojen käyttö lisää yhtenäisyyttä tarkkuuden kustannuksella. Se tekee myös mahdottomaksi arvioida tuloksen epävarmuutta, ellei arviota tuloksen epävarmuudesta lisätä materiaalipanos-tietokantoihin.

5.8 Muuta kritiikkiä menetelmän luotettavuutta kohtaan

5.8.1 Indikaattorien validoimattomuus

Hunkelerin (1999 s. 291, 294, 295) mukaan mikrotason ekoindikaattorien validisuus kestävän kehityksen indikaattoreina tulisi arvioida elinkaariarviointien avulla. Näin saataisiin yhteys globaalien tason ilmiöihin. Lisäksi tarvittaisiin ajoittaista uudelleenarviointia. Hänen mukaansa mm. ekoindikaattorien yleinen validoimattomuus uhkaa riistää osallistumisen päätöksentekoon joiltakin kestävyyskeskusteluissa yleisesti aliedustetuilta eturyhmiltä (erityisesti uskonnollisilta organisaatioilta). (Emt. s. 294–295.)

MIPSillä on itsessään yhteys globaalitasolle, perustuuhan se globaaliin dematerialisaatitavoitteeseen. Elinkaariarvioinnilla voidaan parhaimmillaankin validoida vain indikaattorin pätevyys ympäristövaikutusten mittarina ja sitä kautta tuotteen haitallisuus ekologisesti kestäväälle kehitykselle. MIPSin ei tosin pyrikään kattamaan kestävästä kehityksestä kuin ekologisen ulottuvuuden. Koska MIPS ei kuvaa

tuotteen ympäristövaikutuksia vaan sen haitallisuutta dematerialisaatiotavoitteen kannalta, ei sen toimivuuden arviointi elinkaariarvioinnin perusteella olisi mielekästä.

5.8.2 Tuotekohtaisten indikaattorien tarve

Lisäksi Hunkeler (emt. s. 294) katsoo, että mikrotason ekoindikaattorien tulisi olla tuotekohtaisia, sillä eri tuotteilla eri ympäristötekijät ovat merkittävimpiä. Tämä tekisi kuitenkin mahdottomaksi erilaisten tuotteiden vertailun keskenään. Tämä on tarpeen, koska saman palvelusuorituksen voi periaatteessa tuottaa useilla hyvinkin erilaisilla tavoilla. Tätä taas voi pitää yhtä hyvin perusteena yhtenäiselle indikaattorille kuin elinkaariarvioinnin käytölle indikaattorien sijasta.

5.8.3 Ennustavuuden puute

Hunkelerin (1999 s. 294–295) mukaan makrotason indikaattorien vaikea mitattavuus, niiden "kriittisten tasojen" määrittelemättömyys tai konsensuksen puute niistä, aiheuttavat sen, etteivät makrotason mittarit ole ennustavia. Lisäksi hän (emt. s. 292) toteaa, että yhdistelmäindikaattorit tapaavat olla lyhyen tähtäimen tapahtumia kuvaavia ja niistä puuttuu kestävän kehityksen mittarilta tarvittava ennustavuus. Mm. tästä aiheutuva kiistely uhkaa hänen mukaansa viedä mahdollisuuden osallistua päätöksentekoon niiltä eturyhmiltä, jotka yleensä ovat aliedustettuja kestävyyskeskusteluissa (erityisesti uskonnolliset organisaatiot).

Tämä kritiikki ei kuitenkaan sovellu MIPSiin, sillä MIPSiä vastaavalla makrotason indikaattorilla, TMR:llä on selkeästi määritelty, joskin karkeaan arvioon perustuva, tavoitetaso. MIPS myös nimenomaan pyrkii ennustavuuteen, sillä dematerialisaation tavoitteena on ehkäistä niitäkin ympäristövaikutuksia, joita ei vielä tunneta.

5.8.4 Ei suoraa yhteyttä nykyisiin ympäristöpolitiikan tavoitteisiin

Reijnders (1998 s. 16) arvostelee MIPSiä siitä, ettei sillä ole suoraa yhteyttä nykyisiin ympäristöpolitiikan tavoitteisiin, kuten torjunta-aineisiin ja happamoittaviin aineisiin liittyviin raja-arvoihin. Koska MIPSin kehittäjien tavoitteena on ollut luoda uudenlainen

ympäristöpolitiikka, tämä on varsin ymmärrettävää. Vanhoja ympäristöpolitiikan tavoitteita ei myöskään ole ollut tarkoitus kokonaan korvata.

Yhteenvedona luvusta 5.8 voidaan todeta, ettei siinä esitetty kritiikki osoittautunut merkitykselliseksi MIPSin tuotteiden ympäristövaikutusten vertailussa käyttämisen kannalta.

5.9 Taloudelliset perusteet vaihtoehtona materiaalien yhteenlaskemisessa

Pohtiessaan, onko dematerialisaatiota todella tapahtunut ja millaisilla mittareilla (talouden) dematerialisaatiota tulisi mitata, Cleveland ja Ruth (1999) esittävät, että materiaalien paino ei sovellu niiden yhteenlaskemisen perustaksi, koska se ei kuvasta materiaalien erilaisia ominaisuuksia. Materiaalien erilaista ympäristövaikutuksista johtuvia ongelmia käsitellään luvussa 5.3.2. Cleveland ja Ruth (emt. s. 45) esittävät kuitenkin myös, että materiaaleja yhteenlaskettaessa pitäisi ottaa huomioon myös materiaalien taloudelliset ominaisuudet. Painoon perustuvan indeksin heikkoutena nähdään, ettei se ota huomioon materiaalien laatua. Laatu puolestaan määritellään taloudelliseksi marginaalituotokseksi, joka saadaan materiaalipanoksesta massayksikköä kohti. (Emt. s. 35.) Käytettävän indeksin tulisi heistä kuvata arvoja, jonka käyttäjät eri materiaaleille antavat. Sen tulisi kuvastaa materiaalien suhteellisia hintoja, teknologiaa, tuloja ja muita taloudellisia kriteerejä, joiden perusteella käyttäjät valitsevat materiaaleja. Sen tulisi myös heijastaa osittaista mutta epätäydellistä korvaavuutta materiaalien välillä. Indeksissä käytettävien painotusten tulisi heistä kuvata suhteellista arvoa, jonka käyttäjät erilaisille materiaaleille antavat. (Emt s. 45.)

Clevelandin ja Ruthin toivomalla tavalla laskettu indeksi saattaisi olla taloustieteellisesti kiinnostava, mutta on selvää, ettei se soveltuisi lainkaan kansantalouden ympäristövaikutusten arviointiin.

5.10 Työmäärä

Hunkeler (1999 s. 294) toteaa useimpien arvioimiensa (ei sisällä MIPSiä) mikrotason ympäristöindikaattorien olevan käytännössä elinkaari-inventaariodatan laajennoksia. Tämän vuoksi ne vaativat suhteellisen merkittäviä määriä aikaa ja ihmisresursseja dataa kerättäessä. Tämän hän toteaa voivan vähentää näiden mittareiden hyväksyntää joissakin organisaatioissa, etenkin niissä, jotka käyttävät yksinkertaistettua elinkaarihallintaa ja ns. design for environment -lähestymistapaa laajempien elinkaariarviointien sijaan. (Emt. s. 294.)

Tämä ongelma koskee myös MIPS-indikaattoria. Hertwich ym. (1997 s. 16) luokittelevat MIPSin tarvitseman datamäärän suureksi (ainoana tutkimistaan indikaattoreista). Lisäksi heidän mukaansa joillakin tutkituista metodeista tarvittavan datan määrä on niin suuri ja epätäydellisen datan sietokyky niin pieni, että menetit ovat liian monimutkaisia sovellettaviksi monimutkaisiin tuotteisiin (emt. s. 27). He kuitenkin luokittelevat MIPSin sietävän hyvin epätäydellistä dataa (emt. s. 16).

Krozer ym. (1996) taas ovat artikkelissaan selvittäneet eräiden tuotteiden ja alueiden MIPS-lukemat. Tämän pohjalta he toteavat MIPSin vaativan (niin tuotteisiin kuin alueisiinkin sovellettuna) valtavan määrän dataa tuotteiden elinkaaren varrelta. Lisäksi he toteavat datan keräämisen tuotteista olevan monimutkaista. Säännöllisten laskelmien tekeminen (kestävää kehitystä kohti etenemisen arvioimiseksi) on heidän mukaansa siten monimutkainen tehtävä, joka vaatii yksityiskohtaisen datan säännöllistä keräämistä laajalta alalta. (Emt.)

Työmäärän vähentämiseksi on Wuppertal-instituutissa pyritty keräämään tietokantaa, jossa olisi raaka-aineille ja tuotteille valmiiksi laskettuja materiaalipanoslukemia, joihin laskelmat voisivat pohjautua. Tähän liittyvistä ongelmista luvussa 5.7. Tähän mennessä on julkaistu yli sadan raaka-aineen materiaalipanoslukemat (Wuppertal Institut 1998). Tämä kattaa kuitenkin vasta murto-osan tarpeesta. Ilman erittäin kattavia tietokantoja MIPS ei täyty yhtä yksinkertaisen indikaattorin käytölle esitetyistä merkittävimmistä perusteista, laskelman tekemisen helppoutta. Lisäksi, jotta voitaisiin laskea eri materiaalien yhteismassa, on ensin selvitettävä määrät materiaaleittain. Näin kerätty

valtava tietomäärä typistetään sitten viideksi luvuksi. Tällöin jää käyttämättä tietoa, jonka keräämiseen on jo merkittävästi panostettu.

6. Johtopäätökset

6.1 Yhtenä lukuna ilmaistavien MIPSin ja ekologisen selkärepun ongelmat

Merkittävimmiksi ongelmiksi osoittautuivat massaan pohjautuvan aggregoinnin käytön perustelevan pitävän teoriataustan puute, kyvyttömyys kuvata tuotteiden ympäristövaikutuspotentiaalia sekä implisiittisen arvottamisen mukanaan tuomat ongelmat. Näistä lähemmin ensimmäisessä alaluvussa.

Menetelmien muita ongelmia ovat tuloksen luotettavuuden arvioinnin puute, tiedon keräämiseen ja valmiiden materiaalipanostietokantojen käyttöön liittyvät ongelmat, toiminnallisen yksikön rajauksen erot, keinotekoinen jako ihmisen ja luonnon systeemeihin sekä työmäärän suuruus. Näitä käsitellään toisessa alaluvussa.

Muut esitetyt kritiikin aiheet osoittautuivat perusteettomiksi, (periaatteessa tai käytännössä) tuotteiden ympäristövaikutusten vertailua koskemattomiksi tai käytännössä merkityksettömiksi. Näitä ei enää tässä luvussa käsitellä.

6.1.1 Merkittävimmät ongelmat

Entropia ei tarjoa MIPSille pitävää teoriataustaa. Useimmat siitä tehdyt johtopäätökset ovat perustuneet väärinkäsityksille. Ajatus, että mitä enemmän ainetta saatetaan liikkeelle, sitä suurempi on ekologinen reaktio, on sinällään *ceteris paribus* (eli muiden tekijöiden pysyessä ennallaan) pätevä. Ei ole kuitenkaan perusteita olettaa aineen määrän olevan ratkaisevassa asemassa ympäristövaikutusten suuruuden kannalta tilanteessa, jossa muutkin tekijät muuttuvat. Näin materiaalipanoksen (aggregoidun massan) käytölle potentiaalisten ympäristövaikutusten suuruuden mittarina ei ole teoreettisia perusteita.

(Vastaavanlaiseksi entropiapohjaiseksi yleisindikaattoriksi on ehdottu exergiaa, jolla kuitenkin on omat ongelmansa. Niiden käsittely ei kuulu tämän tutkimuksen piiriin.)

MIPS ei eksplisiittisesti arvioi materiaalivirtojen ympäristövaikutuksia (ns. matala analyysi). Se ei kykene kuvaamaan tuotteen aiheuttamien ympäristövaikutusten määrää, koska se käytännössä antaa saman painoarvon kaikille kilogrammamääräisille poistoille luonnosta ja päästöille luontoon huolimatta niiden yksilöllisistä ja suuruudeltaan toisistaan paljon poikkeavista ympäristövaikutuksista.

Kykenemättömyys kuvata ympäristövaikutusten määrää suoraan yhdistettynä välillisen (potentiaalisten ympäristövaikutusten määrän) arvioinnin perustelevan teoriataustan puuttumiseen aiheuttavat sen, ettei MIPS ole tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattori. Sen sijaan se on indikaattori tuotteen haitallisuudesta demateriaalisaatiotavoitteen kannalta. Se, mihin asemaan dematerialisaatio asetetaan ympäristönsuojelun tavoitteiden joukossa, taas on subjektiivista.

Erilaisille ympäristövaikutuksille annetaan hyvinkin erilaisia arvotuksia. MIPSiä käytettäessä käytännössä oletetaan, että ympäristövaikutuspotentiaalia voidaan mitata täysin objektiivisesti, ottamatta lainkaan huomioon ihmisten erilaisia arvostuksia. Menetelmän yhtenä etuna pidetään sitä, ettei siinä jouduta arvottamaan erilaisia ympäristövaikutuksia (Hinterberger ym. 1997 s. 9). Kaikkiin tuotteen koko ympäristövaikutuspotentiaalia mittaaviin menetelmiin liittyy kuitenkin väistämättä arvottaminen. Se voi olla joko eksplisiittistä, jolloin arvotukset määritellään arviointiprosessin osana, tai implisiittistä, jolloin arviointimenetelmä pitää sisällään käytettävät arvotukset. Siten, vaikka MIPSiin ei kuulukaan minkäläistä arvotusvaihetta, ei se kuitenkaan ole vapaa arvottamisesta, vaan siinä käytetään implisiittistä arvottamista. MIPS (yksin käytettynä) arvottaa kaikki päästö- ja poistokilogrammat samanarvoisiksi. Vaikutus on sama kuin niillä olisi elinkaariarvioinnissa sama painokerroin.

MIPSin kaltaista indikaattoria käytettäessä arvovalinnat on todellisuudessa jo tehty menetelmän käyttäjän puolesta, tiedosti tämä sitä tai ei. Arvovalinnat ovat todellisia, eikä niitä pitäisi kätkeä pois silmistä tai jättää indikaattorinkehittäjien huoleksi, ei ainakaan, elleivät he avoimesti esitä ja perustele valintojaan. MIPSin tapauksessa itse valinta (dematerialisaatiotavoitteen asettaminen indikaattorin ainoaksi prioriteetiksi) on varsin selvästi esillä. Sen sijaan tämän tavoitteen taustalla oleva käsitys

ympäristöongelmista voi jäädä hämäräksi käyttäjälle, ellei tämä panosta asiaan syventymiseen.

Parhaiksi vaihtoehtoiksi arvoihin liittyvien näkemyserojen kannalta nousevat menetelmät, joissa arvotukset tehdään mahdollisimman eksplisiittisesti (päinvastoin kuin MIPSissä), joiden pohjana ovat arvot ja niissä käytetyt arvotukset esitetään avoimesti ja selkeästi ja joissa olisi mahdollisimman selkeästi esillä arvotusten vaikutus lopputulokseen. MIPS ei mekaanisuutensa ja arvovalintojen menetelmään sisällymisen takia anna sidosryhmille mahdollisuutta osallistua arviointiin eikä vaikuttaa käytettyihin arvotuksiin.

6.1.2 Muut ongelmat

Vähemmän merkittäviä ongelmia oli useita. MIPSiä laskettaessa ei mitenkään arvioida tuloksen luotettavuutta. Arvio siitä, millä varmuudella MIPS kuvaa tuotteen ympäristövaikutuksia, olisikin mahdoton, sillä se kuvaa vain tuotteen haitallisuutta dematerialisaatiotavoitteen kannalta. Koska materiaalipanoksen laskeminen sisältää datan keräämisen lisäksi vain yhteenlaskua, tuloksen luotettavuus on kiinni rajauksen määrittelyn ja tietojen kokoamisen luotettavuudesta. MIPS ei huomioi pohjadata mahdollista epäluotettavuutta. Valmiiden materiaalipanoskerrointen käyttö lisää tulosten yhtenäisyyttä tarkkuuden kustannuksella, sillä kertoimet ovat väistämättä keskimääräisiä arvioita. Se tekee myös mahdottomaksi arvioida tuloksen epävarmuutta, ellei arviota tuloksen epävarmuudesta lisätä materiaalipanostietokantoihin. MIPSin laskemiseen tarvittavat tiedot eivät välttämättä ole aina saatavilla.

MIPS ei myöskään kykene olemaan aivan niin yksiselitteinen kuin sen toivotaan olevan. Datan keräämisen subjektiivisuus näkyy rajausten (mukaan otettavat ainevirrat, toiminnallinen yksikkö) ongelmissa. Erilaiset tulkinnat toiminnallisten yksikköjen rajauksista heikentävät tulosten vertailukelpoisuutta.

MIPSiä laskettaessa on pakko määritellä hyvin tarkasti, milloin materiaali siirtyy luonnon systemistä ihmisen systeemiin. Tällainen jaottelu on kuitenkin keinotekoinen, eikä rajaa voida koskaan määritellä "oikein". Vaihtoehtoisen tarkastelutavan tarjoaa ns.

Hahtolan malli, jossa ympäristö jäsenellään toiminnallisesti ekologiseen, sosiokulttuuriseen ja teknistaloudelliseen ympäristöön siten, että jokainen systeemi tai kappale (puu, kukkapenkki, tietokone...) kuuluu osin jokaiseen niistä. Koska mikä tahansa rajausta luonnon ja ihmisen systeemien välillä on väistämättä keinotekoinen, olisi parempi perustaa ympäristövaikutuksia arvioitaessa huomioonotettavien ainesierrojen määrä suoraan (oletetulle) merkittävyydelle ympäristömuutosten kannalta. Tällaiseen antaa paremman mahdollisuuden elinkaariarvioinnin kaltainen menetelmä, jossa voidaan käyttää harkintaa mukaanotettavien ainevirtojen valinnassa. Tällöin voidaan eri tapauksissa päätyä eri valintoihin, mikä ei kuitenkaan ole sen huonompi tilanne kuin kaikkialla samaksi määritelty, mutta kyseisen tapauksen kannalta käytännössä mielivaltainen rajausta.

Ilman erittäin kattavia tietokantoja MIPS ei täyty yhtä merkittävimmistä perusteista yksinkertaisen indikaattorin käytölle, laskelman tekemisen helppoutta. Lisäksi tällöin joudutaan keräämään suuri määrä tietoa, joka sitten jää käyttämättä, kun vain yhteismassa huomioidaan.

6.2 MIPSin ja ekologisen selkäreppun viiteen luokkaan jakamisen vaikutukset

Osin ratkaisuna edellisessä luvussa kuvattujen kaltaisiin ongelmiin on MIPSiä ja ekologista selkäreppua kehitetty edelleen niin, että ne nykyisin jaetaan viiteen eri luokkaan. Dematerialisaatioon pyritään kaikissa luokissa erikseen. Luokkia ei kuitenkaan painoteta suhteessa toisiinsa. Tässä luvussa arvioidaan tämän viiteen luokkaan jakamisen merkitystä edellä kuvattujen ongelmien mahdollisena ratkaisuna. MIPS ja ekologinen selkäreppu voidaan myös jakaa vielä tarkemmin alaluokkiin, mutta tätä ei ole käsitelty, koska käytettävissä olleissa lähteissä ei oltu esitetty jaon perusteluja. Useampaan kuin viiteen luokkaan jaetun MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttökelpoisuus tuotteiden ympäristövaikutusten mahdollisena vertailumenetelmänä jätetään myöhemmän tutkimuksen arvioitavaksi.

MIPSin jakamisella viiteen osaan ei ole vaikutusta luotettavuuden arviointiin, datan keräämiseen ja materiaalipanostietokantojen ongelmiin, operationaalisen yksikön

rajaukseen tai ihmisen ja luonnon systeemien väliseen rajanvetoon, eikä se vähennä työmäärää. Niinpä seuraavissa luvuissa keskitytään merkittävimpiin ongelmiin: teoriataustan puutteeseen, kyvyttömyyteen kuvata ympäristövaikutuksia ja arvottamisen ongelmiin. Kategoriat ovat keskenään hyvin erityyppisiä, joten niiden kykyä ilmaista ympäristövaikutuksia ja niiden mahdollista teoriapohjaa on tässä käsitelty kutakin erikseen luvuissa 6.2.1–6.2.5. Luvussa 6.2.6 käsitellään (osin lukujen 6.2.1–6.2.5 pohjalta) arvottamisen ongelmia ja esitetään yhteenveto jaon merkityksestä edellä mainittujen ongelmien kannalta.

6.2.1 Vesi

Luokkaan vesi lasketaan se vesimäärä, joka otetaan luonnosta teknisin toimenpitein. Tähän lasketaan myös patoaminen. (Schmidt-Bleek 2000 s. 132–134, alkuteos Das MIPS-Konzept s. 81–90.) Veden ottamisen ja päästämisen vaikutus vaihtelee runsaasti. Veden patoaminen, käyttäminen jäähdytysvetenä, teollisissa prosesseissa tai kasteluun maataloudessa omaavat hyvin erityyppisiä vaikutuksia: ekosysteemien jäämistä veden alle, lämpöpäästöjä, veden likaantumista muilla aineilla (jolloin ei tarkalleen ottaen ole kysymys veden päästämisestä), suolaantumista ja jokien virtaaman muutoksista aiheutuvia muutoksia joen ja sen alajuoksun ekosysteemeissä. Näiden muutosten aiheuttamien ympäristövaikutusten arviointi pelkästään siirretyn veden määrän perusteella on mahdotonta, eikä yhteenlasketun siirretyn vesimäärän käytölle indikaattorina ole esitetty teoriapohjaa.

6.2.2 Ilma

Luokkaan ilma kuuluvat käytännössä polttoprosesseissa kuluva happi (ja typpi) ja typpilannoitteisiin sidottu typpi. Näiden poistuminen ilmasta ei sinänsä ole ongelmallista. Sen sijaan nämä aineet tuottavat ongelmia päästöinä: happi hiilidioksidipäästöjen osana ja muissa palamistuotteissa (esim. rikkidioksidi, hiilivedyt), typpi vesistöihin ym. pääsevinä rehevöittävinä typpiyhdisteinä sekä typpi ja happi yhdessä happamoittavina typpioksideina. Niinpä näiden ympäristövaikutusten arviointi olisi luontevampaa suoraan päästömäärinä mitattuna. Näiden lisäksi ilmasta otetaan

huomattavasti pienemmässä mittakaavassa argonia. Tämän reagoimattoman jalokaasun poistaminen ilmasta tai sen päästäminen luontoon ei aiheuta ympäristöongelmia.

Hiilidioksidi-, happamoittavien, rehevöittävien ym. päästöjen yhteenlaskeminen ilman painotuksia ei anna kuvaa ympäristövaikutuksen suuruudesta, eikä niiden yhdistämiselle ole teoriapohjaa.

6.2.3 Maa- ja metsätalouden maansiirrot

Maa- ja metsätalouden maansiirrot käsittää käytännössä eroosion (Schmidt-Bleek 2000 s. 132, alkuteos Das MIPS-Konzept s. 81–90). Se on siten ainoana luokituksista samalla myös ympäristöongelma. Sellaisena se on varsin luonteva (ympäristövaikutus)luokka. Eroosionkin merkitykseen luonnollisesti vaikuttaa huomattavasti, miten herkästä alueesta on kyse ja miten laajalle alueelle eroosio jakaantuu. Mustanmullan alueiden satoja metrejä paksu ja sademetsien lähes olematon tuottava maakerros reagoivat luonnollisesti hyvin eri tavoin samaan määrään eroosiota. Myös eroosion vaikutus maamassan päästönä jokiin ym. ekosysteemeihin vaihtelee. Vaikka luokka kaipaisikin alueellista jaottelua, se on kuitenkin sinänsä täysin käyttökelpoinen. (MIPSin seuraavassa luokittelutasossa eroosiota ei ole enää lähdetty jakamaan alaluokkiin (Schmidt-Bleek 1999 ref. Spangenberg ym. s. 16).)

6.2.4 Abioottiset materiaalit

Luokka abioottiset materiaalit sisältää kaikki ne elottomat materiaalit, jotka eivät kuulu luokkiin vesi, ilma tai maansiirrot (Schmidt-Bleek 2000 s. 132–134, alkuteos Das MIPS-Konzept s. 81–90). Siten se kattaa materiaaleja hiekasta uraaniin ja on samantapainen aggregoitu indikaattori kuin alkuperäinen yksiosainen MIPS. Se on perinyt myös sen ongelmat. Abioottistenkaan materiaalien aggregoimiselle ei ole olemassa teoriapohjaa. Kyky heijastaa sen enempää poistojen kuin etenkin päästöjen ympäristövaikutuksia ei ole juuri parempi kuin yksiosaisella indikaattorilla. Muiden luokkien laskeminen pois ei juurikaan vaikuta.

6.2.5 Bioottiset materiaalit

Bioottisiin materiaaleihin lasketaan ihmisen käyttämä viljely- ja luonnonkasvien (ml. puut), villieläinten ja kalojen biomassa. Kotieläinten biomassa lasketaan sen tuottamiseen tarvittuna kasvipanoksena. Tähän luokkaan kuuluvat raaka-aineet ovat uusiutuvia. (Schmidt-Bleek 2000 s. 132–134, alkuteos Das MIPS-Konzept s. 81–90.)

Luokka on samaan tapaan eri materiaaleja aggregoiva kuin yksiosainen MIPS. Luonnontilaiselta alueelta, viljelymetsästä tai pellolta otetun materiaalin vaikutus esim. luonnon monimuotoisuuteen on hyvin erilainen. Ekosysteemien herkkyyserot luonnontilaisten(kin) alueiden välillä ovat suuria. Eri kasvi- ja eläinmateriaalien käyttöönotto vaikuttaa luonnon monimuotoisuuteen eri tavoin. Suuri merkitys on käyttöönoton suhteella kannan kantokykyyn. Kasvi- ja eläinmateriaalin tai niistä jalostettujen tuotteiden luontoon päästämisen vaikutuksessa on eroja samaan tapaan kuin abioottisillakin materiaaleilla. Tämäkään luokka ei kykene kuvaamaan suoraan ympäristövaikutuksia eikä ole teoreettisia syitä olettaa sen kuvaavan potentiaalisia ympäristövaikutuksia juurikaan yksiosaista MIPSiä paremmin.

6.2.6 Arvottaminen

Koska viisijakoiseen MIPSiin nimenomaisesti kuuluu, ettei luokkia painoteta (Hinterberger ym. s. 9), ei sillä ole arvottamisen kannalta suuria eroja alkuperäiseen yksiosaiseen MIPSiin. Tavoitteena on edelleen yksinomaan dematerialisaatio, joskin nyt erikseen kaikissa luokissa. Näin ollaan välttytty esim. dematerialisaation toteuttamiselta pelkästään veden kulutusta pienentämällä. Arvottaminen on myös edelleen täysin sisäänrakennettu menetelmään. Veden, ilman, eroosion, abioottisten materiaalien ja bioottisten materiaalien arvottaminen yhtä merkittäviksi ympäristön kannalta sekä muiden luokkien kuin eroosion sisäinen arvottaminen yhtä merkittäviksi on järjetöntä, ellei arvioinnin tekijä ole nimenomaisesti halunnut asettaa dematerialisaatiota ainoaksi tavoitteeksi (muita menetelmiä voidaan luonnollisesti käyttää samanaikaisesti).

Edellisten lukujen pohjalta MIPSin jakaminen viiteen luokkaan ei näyttäisi tarjoavan ratkaisua menetelmän ongelmiin. Ainoastaan eroosio on suoran ympäristövaikutusten

arvioinnin kannalta käyttökelpoinen luokitus. (Se olisi lisäksi kehitettävissä edelleen ottamaan huomioon alueelliset erot, jolloin sen käyttökelpoisuus paranisi huomattavasti.) Muut luokat vastaavat ongelmiltaan yksijakoista MIPSiä ja ovat indikaattoreita tuotteen haitallisuudesta dematerialisaatiotavoitteelle, eivät sen ympäristövaikutuksista.

6.3 MIPS ja ekologinen selkäreppu tuotteiden ympäristövaikutusten vertailun indikaattoreina

Tässä luvussa esitetään keskustelua MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttökelpoisuudesta tuotteiden ympäristövaikutusten vertailun indikaattoreina edellisissä luvuissa esitetyn pohjalta. Tämä tutkimus on käsitellyt vain materiaalipanosta, ei palvelusuoritetta, jonka käyttökelpoisuutta ei siten voida tässä arvioida. Sama koskee MIPSin ja ekologisen selkäreppun käyttöä tuotesuunnittelussa ja ympäristökasvatuksessa. Tässä tutkimuksessa on käsitelty ainoastaan kritiikkiä (eikä menetelmän etuja), mikä rajoittaa menetelmän käyttökelpoisuuden arviointia. MIPSiä ja ekologista selkäreppua ei myöskään ole verrattu muihin menetelmiin eikä arvioitu niiden heikkouksia. Tässä tutkimuksessa esiin nousseet ongelmat ovat kuitenkin siinä määrin vakavia, että niiden perusteella voidaan tehdä arvioita myös menetelmien käyttökelpoisuudesta potentiaalisten ympäristövaikutusten vertailussa.

Merkittävimmät tässä tutkimuksessa esille tulleet ongelmat MIPSin ja ekologisen selkäreppun käytössä potentiaalisten ympäristövaikutusten indikaattoreina olivat tämän perustelevan teoreettisen taustan puute, kykenemättömyys kuvastaa tuotteiden ympäristövaikutuksia ja implisiittisen arvottamisen mukanaan tuomat ongelmat. MIPSin jakaminen viiteen luokkaan ei ole tuonut muutosta tähän tilanteeseen.

Teoriaperustan puuttuminen yhdistettynä kykenemättömyyteen kuvata tuotteen ympäristövaikutusten määrää tekevät selväksi, etteivät MIPS ja ekologinen selkäreppu ole tuotteiden ympäristövaikutusten indikaattoreita. Sen sijaan ne indikoivat tuotteiden haitallisuutta dematerialisaatiotavoitteen kannalta. Dematerialisaatio taas on vain yksi ympäristönsuojelun tavoitteista.

Globaalin materiaalinkulutuksen vähentämisen hyödyllisyys riippuu muista samalla muuttuvista tekijöistä aivan kuten tuotetasollakin, joskin vaihtelun voi epäillä olevan pienempää erisuuntaisten vaihtelujen tasatessa enemmän toisiaan. Dematerialisaatio ei kuitenkaan voi olla yksin riittävä ratkaisu ympäristöongelmiin. Koska tarvittavaa tietoa sen vaikutuksista ei voida saada etukäteen, jää sen merkittävyys ympäristönsuojelun tavoitteiden joukossa itsekunkin toimijan subjektiivisen arvion varaan.

Materiaalinkulutuksen vähentämisen etujen lisäksi MIPSin puolesta puhuu sen pyrkimys toistaiseksi tuntemattomien ympäristövaikutusten minimointiin. Nykyisin tiedossa olevia ympäristöongelmia ei kuitenkaan voida jättää huomiotta tulevaisuuden mahdollisten ongelmien välttämiseksi. Kansantalouden tasolla, jossa on väistämättä turvaututtava varsin karkeisiin mittareihin, voi olla hyödyllistä laskea kokonaismateriaalinkulutuksen kaltaisia indikaattoreita. Ei kuitenkaan ole perusteita nostaa dematerialisaatiota tuotelähtöisen ympäristönsuojelun ensisijaiseksi tavoitteeksi.

MIPS ja ekologinen selkäreppu perustuvat käytännössä oletukselle, että ympäristövaikutuspotentiaalia voidaan mitata ottamatta lainkaan huomioon ihmisten ja eturyhmien välisiä eroja arvotuksissa. Se ei yrityksestä huolimatta ole onnistunut pakenemaan arvottamista vaan on vain tehnyt sen menetelmän käyttäjän puolesta. Arvovalinnat ovat todellisia ja väistämättömiä, eikä niitä tulisi kätkeä pois silmistä tai jättää indikaattorinkehittäjien huoleksi. Ympäristövaikutusten arvioinnin ja vertailun menetelmien tulisi tukea päätöksentekijöitä arvottamisessa, ei tehdä sitä päätöksentekijöiden puolesta. MIPS ja ekologinen selkäreppu ovat äärimmäisessä yksinkertaisuudessaan menetelmiä, jotka eivät vaadi arvioinnin tekijöiltä tai päätöksentekijöiltä käsillä olevien ongelmien ymmärtämistä tai niiden merkityksen käsittämistä tai arviointia.

MIPS ja ekologinen selkäreppu arvottavat dematerialisaation ainoaksi huomioonotettavaksi arvoksi. Tämä valinta on tosin selvästi esillä, mutta sen taustalla oleva käsitys ympäristöongelmien luonteesta ja perussyystä voi jäädä käyttäjälle hämäräksi, ellei tämä panosta asiaan syventymiseen. MIPS ja ekologinen selkäreppu (yksin käytettyinä) arvottavat kaikki päästö- ja poistokilogrammat samanarvoisiksi. Näin ollen ne arvottavat käytännössä järjettömästi, ellei arvioija ole nimenomaisesti halunnut arvottaa dematerialisaatiota ainoaksi arvoksi.

Tuotteiden ympäristövaikutuspotentiaalien vertailuun MIPS ja ekologinen selkäreppu sopivat siten huonosti. Niiden perusteella voidaan arvioida, mikä tuote tai vaihtoehto on paras dematerialisaatiotavoitteen saavuttamisen kannalta, mutta varsinaista potentiaalisten ympäristövaikutusten suuruutta koskevaa vertailua ei niiden perusteella voida tehdä.

MIPSiä ja ekologista selkäreppua tulisikin käyttää vain silloin, kun tietoisesti on valittu tavoitteeksi nimenomaan dematerialisaatio. Tällöinkin on syytä tiedostaa sen rajoitteet ja ongelmat. Mikäli tavoitteena on tuotteiden ympäristövaikutusten tätä kattavampi arviointi, voidaan MIPSiä tai ekologista selkäreppua käyttää korkeintaan yhtenä useammista indikaattoreista tai (mieluummin) lisänä (yksinkertaistetussa) elinkaariarvioinnissa saatuihin tietoihin. Toksisten päästöjen (ihmiselle ja ympäristölle) arviointi MIPSin tai ekologisen selkäreppun käytön lisäksi ei riitä, sillä muutkin ympäristövaikutukset kuin toksisuus vaihtelevat paljon ainevirtojen massasta riippumatta. Kartoitusvaiheen ainoiksi indikaattoreiksi MIPS ja ekologinen selkäreppu eivät sovellu lainkaan, sillä ne eivät tuo esille, mitä ympäristövaikutuksia olisi jatkovaiheessa syytä selvittää tarkemmin. Ympäristömerkintöjen perustaksi ne soveltuvat varsin huonosti, sillä merkintöjen on tarkoitus kattaa ympäristövaikutukset laajasti.

Olisikin syytä pikemminkin käyttää tai kehittää menetelmiä, jotka ottavat mahdollisimman laajasti huomioon erilaiset ympäristövaikutukset ja niihin liittyvät tekijät ja joissa arvottaminen on tehty eksplisiittisesti ja mahdollisimman avoimesti. Tässä tutkimuksessa ei ole arvioitu muita menetelmiä, joten niiden käyttökelpoisuutta suhteessa MIPSiin ja ekologiseen selkäreppuun ei voi suoraan arvioida. Kuitenkin elinkaariarvioinnit (yksityiskohtainen ja yksinkertaistettu) vaikuttavat lupaavilta edellä mainittujen seikkojen suhteen. Ne ovat lisäksi menetelminä siinä määrin avoimia, että ne olisivat kehitettävissä korjaamaan niistä epäilemättä vielä löytyvät puutteet. MIPS ja ekologinen selkäreppu sen sijaan ovat muutoksille hyvin jäykkiä menetelmiä. Alaluokkiin jakaminen ei ole tuonut oleellista helpotusta menetelmän ongelmiin. Vielä tarkempien luokitusten, joita jo onkin kehitetty, ei voitane olettaa tuovan merkittävää parannusta tilanteeseen ennen kuin menetelmä alkaa jo muistuttaa enemmän elinkaari-inventaariota kuin alkuperäistä MIPSiä. Mikäli menetelmien peruseriaatteet, vain

luonnosta otettavan materiaalin huomioiminen ja niiden keskenäinen arvottaminen vain massan perusteella, haluttaisiin säilyttää, seurauksena olisi lähes väistämättä päästöjen vaikutusten arvioinnin kannalta heikko luokitus, jonka avulla ei voitaisi vertailla ympäristövaikutuksia sen paremmin kuin nykyisilläkään MIPSillä ja ekologisella selkärepulla.

Käytettäessä keskenään hyvinkin erilaisia ympäristövaikutuksia laajasti huomioivia, avoimempia, eksplisiittisesti arvottavia ja kenties tulokset kvalitatiivisessa muodossa ilmaisevia ympäristövaikutusten vertailun menetelmiä ongelmaksi nousee vertailun moniselitteisyys. Samoista tuloksista on vedettävissä erilaisia johtopäätöksiä, eivätkä menetelmät välttämättä anna yksiselitteistä vastausta kysymykseen, millä tuotteella tai tuotantotavalla on pienimmät ympäristövaikutukset. Tällä voitaisiin perustella yksinkertaisten indikaattorien käyttöä niiden ongelmista huolimatta.

Tällöin on periaatteessa kyse valinnasta olennaisten kysymysten esittämisen ja niihin edes suuntaa-antavan vastauksen etsimisen ja tarkkojen, helposti keskenään vertailtavien tulosten saamisen käyttötarkoituksen kannalta epäolennaisempiin tai vajaisiin kysymyksiin. Päätöksenteko on luonnollisesti helpompaa jälkimmäisten perusteella. Jos tavoitteena kuitenkin on mahdollisimman oikeiden (jos se ylipäätään on määriteltävissä) valintojen tekeminen, olisi parempi keskittyä olennaisiin kysymyksiin. K. William Kappin sanoin (Turtiainen 1991): "Parempi saada edes likimääräisiä vastauksia oikeisiin kysymyksiin kuin tarkkoja vastauksia väärin kysymyksiin".

6.4 Jatkotutkimustarpeet

Tämän tutkimuksen kuluessa nousi esiin joitakin tarpeita jatkotutkimukseen. Tämä tutkimus ei käsitellyt MIPSin ja ekologisen selkärepun käyttökelpoisuutta tuotesuunnittelun pohjana eikä opetuksen menetelminä. Näitä olisi tarpeen tutkia, sillä MIPSin ja ekologisen selkärepun ongelmat tuotteiden ympäristövaikutusten vertailussa kyseenalaistavat myös niiden käyttökelpoisuuden muissa tarkoituksissa. Mitään johtopäätöksiä muita käyttötarkoituksia koskien ei kuitenkaan voida vetää tämän tutkimuksen perusteella.

Yhteiskunnalliselta kannalta nousi esiin kysymys siitä, kuinka laajasti MIPSiä ja ekologista selkäreppua ollaan ottamassa käyttöön, ja mitä seurauksia tällä tulee olemaan ympäristöpolitiikassa.

MIPSin jakaminen viiteen luokkaan ei ole tuonut ratkaisua MIPSin ja ekologisen selkäreppun ongelmiin. MIPS sisältää kuitenkin positiivisia puolia, joiden ottaminen mukaan muihin tuotteiden ympäristövaikutusten arvioinnin ja vertailun menetelmiin (kuten elinkaariarviointiin) olisi hyödyllistä. Jatkossa olisikin parempi keskittyä, MIPSin edelleen kehittämisen sijasta, kehittämään muita menetelmiä MIPSin hyvillä ominaisuuksilla. Esimerkiksi yksityiskohtaisen elinkaariarvioinnin määrittelevässä standardissa ei ole erikseen mainittu piilovirtojen huomioonottamista. Ne materiaalivirrat, jotka eivät missään vaiheessa tule varsinaisiin tuotantoprosesseihin mukaan, kuten eroosio, jäävät siten helposti huomiotta.

Tässä tutkimuksessa ei edetty MIPSin viisijako tarkemman jaottelun arviointiin, mikä saattaisi olla tarpeen lopullisten johtopäätösten tekemiseksi menetelmän kehittämiskelpoisuudesta.

Exergiaa on ehdotettu ympäristövaikutusten yleisindikaattoriksi, mutta siihenkin liittyy ongelmia. Sen mahdollista käyttökelpoisuutta jätepäästöjen vaarallisuuden karkeana indikaattorina tulisikin tutkia, ainakin mikäli sitä oltaisiin ottamassa laajemmin käyttöön.

Lähteet

Adriaanse, A., Bringezu, S., Hammond, A., Moriguchi, Y., Rodenburg, E., Rogish, D. & Schütz, H. 1997: Resource Flows: The material basis of industrial economies. World Resource Institute Report. New York, Washington. Ref. Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa 2000.

Alonso, M. & Finn, E.J. 1980: Fundamental University Physics. Volume I. Mechanics and Thermodynamics. Second edition. Reading, Massachusetts; Menlo Park, California; Don Mills, Ontario; Wokingham, England; Amsterdam; Bonn; Sydney; Singapore; Tokyo; Madrid; Bogota; Santiago; San Juan. 538 s.

Andersen, M.S. & Massa, I. 2000: Ecological modernization – Origins, Dilemmas and Future Directions. *Journal of Environmental Policy & Planning* 2:337–345.

Ayres, R.U. 1998: Eco-thermodynamics: economics and the second law. *Ecological Economics* 26(2):189–209.

Ayres, R.U. & Martínás, K. 1995: Waste potential entropy: the ultimate ecotoxic? *Economie Appliquee XLVIII (2):95–120*. Ref. Ayres 1998.

Baccini, P. & Brunner, P.H. 1991: *Metabolism of the Anthroposphere*. Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona, Budapest. 157 s.

Bianciardi, C., Tiezzi, E. & Ulgiati, S. 1993: Complete recycling of matter in the framework of physics, biology and ecological economics. *Ecological Economics* 8:1–5.

Brown, M.T., Herendeen, R.A. 1996: Embodied energy analysis and EMERGY analysis: a comparative view. *Ecological Economics* 19(3):219–235.

- Christiansen, K. (ed.) 1997: Simplifying LCA: Just a Cut? SETAC EUROPE LCA Screening and Streamlining Working Group. Final Report. 53 s. Ref. Loikkanen ym. 1999.
- Cleveland, C. J. & Ruth, M. 1999: Indicators of Dematerialization and the Materials Intensity of Use. *Journal of Industrial Ecology* 2(3):15–50.
- Daly, H.E. 1991: *Steady-State Economics. Second Edition with New Essays.* Washington, D.C.; Covelo, California. 302 s.
- Dematerialization: the Potential of Service-Oriented and Information Technology 2000: [Online.] Saatavilla www-muodossa:
<URL: <http://www.hkkk.fi/organisaatiot/research/programs/dema/dema2.htm>>. Päivitetty 5.1. 2000. [Viitattu 9.5. 2001].
- Ekotehokkuus ja factor-ajattelu 1998: Kauppa- ja teollisuusministeriön työryhmä- ja toimikuntaraportteja 1/1998. 43 s.
- Environmental signals 2000. 2000: European Environment Agency. Environmental assessment report No 6. Copenhagen. 108 s.
- Georgescu-Roegen, N. 1979: Energy analysis and economic valuation. *Southern Economic Journal* 45:1023–1058.
- Faber, M., Manstetten, R. & Proops, J. 1996: *Ecological Economics.* Cheltenham, Brookfield. 342 s.
- Factor X [2001]: [Online.] Saatavilla www-muodossa:
<URL: <http://www.dipoli.hut.fi/ymparisto/kurssit/factorx.htm>>. [Ei päivitystietoa.][Viitattu 10.4. 2001].
- Hahtola, K. 1990: Pragmatic-hermeneutical human action model for environmental planning. *Hallinnon tutkimus* 9(4):272–288.

- Heiskanen, E. & Jalas, M. 2000: Dematerialization Through Services – A Review and Evaluation of the Debate. *The Finnish Environment* 436. 43 s.
- Heiskanen, E., Kärnä, A. & Lovio, R. 1995a: Improving the Environmental Quality of Products. *Kuluttajatutkimuskeskus Keskustelualoitteita* 18/1995. 42 s.
- Heiskanen, E., Kärnä, A. & Lovio, R. 1995b: Tuotelähtöinen ympäristönsuojelu. *SITRA* 143. 190 s. + liitt. 8 s.
- Heiskanen, E., Kärnä, A., Niva, M., Timonen, P., Munck af Rosenschöld, E., Pripp, E. & Thidell, Å. 1998: Environmental Improvement in Product Chains. *TemaNord* 1998:546. 198 s.
- Hertwich, E.G, Pease W.S. & Koshland, C.P. 1997: Evaluating the environmental impact of products and production processes: A comparison of six methods. *The Science of the Total Environment* 196(1):13–29.
- Hinterberger, F., Luks, F. & Schmidt-Bleek, F. 1997: Material flows vs. ‘natural capital’ – What makes an economy sustainable? *Ecological Economics* 23:1–14.
- Hinterberger, F. & Schmidt-Bleek, F. 1999: Dematerialization, MIPS and Factor 10 – Physical sustainability indicators as a social device. *Ecological Economics* 29:53–56.
- Huber, J. 2000: Towards Industrial Ecology: Sustainable Development as a concept of Ecological Modernization. *Journal of Environmental Policy & Planning* 2:269–285.
- Hunkeler, D. 1999: Ecometrics for Life Cycle Management – A Conflict Between Sustainable Development and Family Values? *International Journal of Life Cycle Assessment* 4(5):291–298.

- Häkkinen, S., Hämäläinen, R., Laitinen, K., Lettenmeier, M. & Ruti, L. 2000: Mäkihydyn ekologinen selkäreppu. *Ympäristö ja terveys* 7–8 2000:44–49.
- IFIAS 1974: Energy Analysis Workshop on Methodology and Conventions. International Federation of Institutes for Advanced Study, Nobel House, Sturegatan 14, Box 5344, S-102 Stockholm, Sweden. 89 s. Ref. Brown & Herendeen 1996.
- Inkeröinen, J. (toim.) 2001: Ekotehokkuus, yhteistyö ja yrittäminen. Suomen ympäristö 474. 220 s.
- Kleijn, R. 2001: Adding It All Up – The Sense and Non-Sense of Bulk-MFA. *Journal of Industrial Ecology* 4(2):7-8.
- Kok, W. 1997: Statement on behalf of the European Union. Special Session of the General Assembly for the Overall Review and Appraisal of the Implementation of Agenda 21. New York 23 June 1997. [Online.] Saatavissa [www-muodossa: <URL: gopher://gopher1.un.org:70/00/ga/docs/S-19/statements/gov/KOK>](http://www.muodossa.com/gopher://gopher1.un.org:70/00/ga/docs/S-19/statements/gov/KOK). [Viitattu 23.4. 2001.]
- Krozer, J., Schelleman, F., Heijnes, H., Narodolawsky, M., Eder, P., Dielacher, T., Schmidt-Bleek, Spangenberg, J., Malley, J., Stiller, H., Ayres, R.U., & Martinas, K. 1996: Operational Indicators for Progress towards Sustainability. Summary Final Report. [Online.] [EU-tutkimusraportti] EV5V-CT94-0374. Saatavissa tiedostona internet-julkaisukokoelmasta Cordis Document Library. Kokoelman URL: <http://dbs.cordis.lu>. [Viitattu 28.4.2000].
- Laitinen R. & Toivonen, J. 1991: Yleinen Ja Epäorgaaninen Kemia. Kuudes korjattu painos. Hämeenlinna. 339 s.
- Lettenmeier, M. 2000: MIPS – Materiaalivirrat ympäristöpaineen mittarina. *Ympäristö ja terveys* 7–8 2000:32–43.

- Linnanen, L., Boström, T. & Miettinen, P. 1994: Ympäristöjohtaminen – Elinkaariajattelu yrityksen toiminnassa. Juva. 252 s.
- Loikkanen, T., Mälkki, H., Virtanen, Y., Katajajuuri, J.-M., Seppälä, J., Leivonen, J. & Reinikainen, A. 1999: Elinkaariarviointi yritysten ja viranomaisten ympäristöhallinnan päätöksenteon tukena. TEKES Teknologian kehittämiskeskus Teknologiakatsaus 68/99. 73 s.
- Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa 2000: Suomen ympäristö 428. 90 s.
- Materiaalitehokkuuden kehittäminen 2001: [Online.] Saatavilla www-muodossa: <URL: <http://www.vyh.fi/tutkimus/eu/matnep/matkeh.htm>>. Päivitetty 17.1.2001. [Viitattu 16.5.2001].
- Materiaalitehokkuuden neuvontaprojekti 1999–2002. 2001: [Online.] Saatavilla www-muodossa: <URL: <http://www.vyh.fi/tutkimus/eu/matnep/matnep.htm>>. Päivitetty 24.4.2001. [Viitattu 16.5.2001.]
- Niskala, M. & Mätäsaho, R. 1996: Ympäristölaskentatoimi. Porvoo. 381 s.
- Opschoor, J.B. 1997: Industrial metabolism, economic growth and institutional change. Teoksessa: Redclift, M. & Woodgate, G. (eds.). The International Handbook of Environmental Sociology. Cheltenham, Northampton. Ss. 274–286.
- Osnowski, R. & Rubik, F. (toim.) 1987: Produktlinieanalyse. Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Köln. Ref. Heiskanen ym. 1995b.
- Our Commitment for the 21st Century. 2000: [Online.] Statement of GREB21 Meeting, Tokyo, 22.May, 2000. 4 s. Saatavissa pdf-tiedostona internetistä: URL: <<http://www.factor-10Institute.org/STATE%20TOKYO.pdf>>. Factor10Institute/Publications in English Language as PDF-Files. <http://www.factor10-Institute.org/Pdf-Files.htm> [Viitattu 27.2.2001].

- Patton, M.Q. 1990. How to use Qualitative Methods in Evaluation. Sixth printing. Newbury Park, London, New Delhi. 176 s.
- Pesonen, I. 2001: Development of Eco-efficiency of Base Stations by means of the MIPS Indicator. *The Finnish Environment* 470. 43 s.
- Raumolin, J. 1995: Ympäristötaloustieteen koulukuntia ja suuntauksia. Teoksessa: Massa, I. & Rahkonen, O. (toim.). *Riskiyhteiskunnan talous*. Helsinki. ss. 41–96
- Reijnders, L. 1998: The Factor X Debate: Setting Targets for Eco-Efficiency. *Journal of Industrial Ecology* 2(1):13–22.
- Ryding, S-O. 1994: International Experiences of Environmentally Sound Product Development Based on Life Cycle Assessment (LCA). *Avfallforskningsrådet*. AFR-Report 36. Stockholm. 95 s.
- Seippel, Ø. 2000: Ecological Modernization as a Theoretical Device: Strengths and Weaknesses. *Journal of Environmental Policy & Planning* 2:287–302.
- Schmidt-Bleek, F. 2000: Luonnon uusi laskuoppi – Ekotehokkuuden mittari MIPS. Helsinki. 311 s. Toimitettu valikoiden alkuteoksista: *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? : MIPS – das Mass für ökologisches Wirtschaften (1994) ja Das MIPS Konzept. Weniger Naturverbrauch – mehr Lebensqualität durch Faktor 10 (1998)*.
- Schmidt-Bleek, F. [2001]: Factor 10: Making Sustainability Accountable – Putting Resource Productivity into Praxis. [Online.] Saatavissa pdf-tiedostona internetistä: URL: <<http://www.factor10-Institute.org/F10Report.pdf>>. [Julkaisuvuosi ei tiedossa.] [Viitattu 27.2.2001].
- Schmidt-Bleek, F. ym. 1999: MAIA, Einführung in die Materialintensitätsanalyse. Ref. Spangenberg ym. 1999, ollut tuolloin painossa.

- Spangenberg, J.H., Femia, A., Hinterberger, F. & Schütz, H. 1999: Material Flow-based Indicators in Environmental Reporting. European Environment Agency: Environmental Issues Series No 14. 58 s.
- Suomen Standardoimisliitto SFS 1997: Standardi SFS-EN ISO 14040. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Periaatteet ja pääpiirteet. Helsinki. 22 s.
- Suomen Standardoimisliitto SFS 1998: Standardi SFS-EN ISO 14041. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely sekä inventaarioanalyysi. Helsinki. 39 s.
- Suomen Standardoimisliitto SFS 2000a: Standardi SFS-EN ISO 14042. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Vaikutusarviointi. Helsinki. 29 s.
- Suomen Standardoimisliitto SFS 2000b: Standardi SFS-EN ISO 14043. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Tulosten tulkinta. Helsinki. 35 s.
- The International Factor 10 Club's 1997 Carnoules Statement to Government and Business Leaders. 1997: [Online.] 7 s. Saatavilla pdf-tiedostona internetistä: Factor10Institute/Publications as PDF Files. <http://www.factor10-Institute.org/Pdf-Files.htm> [Viitattu 27.2.2001].
- Toivonen, T. 1999: Empiirinen sosiaalitutkimus. Filosofia ja metodologia. Porvoo, Helsinki, Juva. 447 s.
- Turtiainen, M. 1991: Institutionaalinen ympäristötaloustiede. Teoksessa: Massa, I & Sairinen, R. (toim.). Ympäristökysymys. Helsinki. Ss. 142–161.
- Wackernagel, M. & Rees, W. 1998: Our Ecological Footprint. Sixth printing. Gabriola Island, BC & Stony Creek, CT. 160 s.

Wernick, I. K., Herman, R., Govind, S. & Ausubel J. H. 1996: Materialization and Dematerialization: Measures and Trends. *Dædalus* 125(3):171–198.

Willamo, R. 1997: Mikä ympäristönsuojelussa on olennaista. *Ympäristö ja terveys* 3–4 1997:86–93.

Willamo, R. & Stambej, V. 1996: Luonnontiede on makeeta! Ympäristömuutosten arviointi (YMPS 2.2). Kurssin oppimateriaali. Ympäristönsuojelun opetusmoniste N:o 25. Helsingin Yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. 2. painos. Helsinki. 10+10+133+21 s.

Wuppertal Institut 1998: Abteilung Stoffströme und Strukturwandel [online]. Saatavilla pdf-tiedostona internetistä: <URL: <http://www2.wupperinst.org/Projekte/mipsonline/download/MIWerte.pdf>>. [Päivätty 17.7.1998.][Viitattu 19.4. 2001.]

Ympäristöuutiset. Juttuarkisto. Lähetys 12.12.1999. 1999: [Online.] Saatavilla www-muodossa: <URL: <http://www.yle.fi/ympuut/991212.htm>>. [Viitattu 9.5. 2001].