



A fogyasztási szemlélet jelentősége a természeti erőforrások és a CO₂-kibocsátások elszámolásában

Vetőné Móznér Zsófia

I. Bevezetés

A világ országai a globalizáció során egyre jelentősebb gazdasági függésbe kerültek egymással, részesei a nemzetközi gazdasági és kereskedelmi rendszernek. Ezért a természeti erőforrások felhasználásnak és az emissziók környezetterhelésének vizsgálatánál nem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy nyitott gazdaságú országokkal állunk szemben, vagyis a nemzetközi kereskedelem környezeti hatását is meg kell vizsgálni. Sok ország a nemzetközi kereskedelem révén biokapacitást is importál és így függőségbe kerül az exportáló országok gazdaságától és ökológiai tőkétől is. Mivel a termelés és a fogyasztás egymástól térben is elkülönül, ezért lényeges kérdés, hogy a nemzetközi kereskedelem milyen hatással van egy ország természeti tőkéjére és fenntarthatóságára. A természeti tőke vizsgálatán túlmenően a CO₂ kibocsátások esetében is felmerül a felelősség kérdése is; a termelőkre vagy a fogyasztókra hárítsák a kormányok a szén-dioxid kibocsátás felelősségét és költségét.

A tanulmány célja a fogyasztási szemlélet jelentőségének bemutatása a természeti erőforrások és a CO₂ kibocsátások tekintetében. A tanulmány bemutatja az ökológiailag egyenlőtlen csere elméletét, valamint a termelési és fogyasztási alapú CO₂ kibocsátás-elszámolás összehasonlítását, ezek a példák jól alátámasztják a fogyasztási szemlélet szükségességét. Az ökológiailag egyenlőtlen csere vizsgálatánál osztrák szocio-metabolizmus iskola elméleti megközelítését is bemutatjuk, valamint ismertetjük az ökológiailag egyenlőtlen csere mérésére alkalmas indikátorokat. Az indikátorok bemutatása azért is fontos, mert a környezeti hatás mérésének szükségessége elfogadott, ugyanakkor nincs konszenzus az indikátorok kiválasztásával és használatával kapcsolatban.

II. A természeti erőforrások és kibocsátások egyenlőtlen cseréje, mérése

A Kyotoi egyezmény a fejlett ipari országok számára jogi értelemben előírja, hogy mennyi CO₂ kibocsátás-csökkentést kell az országoknak teljesíteniük 2012-ig. Az egyezmény a termelési alapú elszámolásra épül, így a jegyzőkönyvet ratifikáló országok az országhatáron belüli, termelésből származó CO₂-kibocsátásokért felelősek. Ugyanakkor az importból származó, keresletvezérelt kibocsátásokat nem tartalmazzák a nemzeti emissziós kvóták és célok. Az üvegházhatású-gáz emissziócsökkentési kötelezettséggel rendelkező fejlett országok, az ENSZ megfogalmazása szerint ún. Annex I országok számára az is lehetővé vált, hogy a kibocsátásaikat exportálják a fejlődő (nem Annex) országokba és ezáltal a termelési alapú kibocsátás elszámolás alapján nem náluk keletkeznek azok a kibocsátásokat, amelyek ténylegesen az ő fogyasztásuk miatt keletkezett. Sok ország nettó CO₂-importőr lett, ami azt jelenti, hogy nagyobb az importált termékekben beágyazott kibocsátások mennyisége, mint amennyi az általuk megtermelt és exportált termékekben található, valamint ezek az országok nem vállalnak felelősséget teljese mértékben a fogyasztásukból származó kibocsátásokért. A termelési alapú kibocsátáselszámolási rendszerben, ami a jelenleg érvényben levő Kyoto egyezményen alapul, a nettó CO₂-exportőrök túladóztatása, a nettó CO₂-importőrök aluladóztatása valósul meg.

Az EU 2001-ben 13%-kal több CO₂-t importált, mint amennyit exportált (Peters és mtsai. 2009). A kibocsátások és a felelősség allokálása egy ilyen globális mretű problémánál nem egyszerű, különösen, ha a nemzetközi egyezmények és megoldások hatékonyságát és eredményességét kívánjuk növelni. A CO₂-emisszió elszámolását és a nemzetközi kereskedelembe beágyazott karbon emissziók kapcsolatát szükséges elemezni, hiszen a kereskedelem sokszor elhomályosítja a termelés és a fogyasztás környezeti hatása miatti felelősséget. A kereskedelem meghosszabbítja a kapcsolatot a fogyasztás és annak következményei között (Andersson és Lindroth, 2001).

2.1. A termelési és a fogyasztási alapú kibocsátás elszámolási módszertanok bemutatása

Kormányzintű döntéseknél felmerül a kérdés, hogy az ún. felelősségi elvet milyen módon érvényesítsék az emissziócsökkentési határozatokban. A nemzetközi kereskedelem környezeti hatásainak vizsgálatánál kívánatos lenne, hogy az emissziókat a fogyasztást igénylő országhoz rendeljük, és a fogyasztásból származó kibocsátások részét képezze a nemzeti emisszió egységeknek (Peters, 2008). A jelenlegi rendszert sok kritika éri amiatt, hogy a termelésialapú emisszió-megállapítások vannak érvényben, ahol a termelés tartalmazza még az exportra termelt termékek emisszióját is.

A fogyasztási alapú emisszió allokálási módszertan alapján egy ország felelős lenne azért az emisszióért, amelyet a fogyasztása okozott egy másik országban, az importált termékek által.

Összefoglalóan az 1. táblázat mutatja a termelési és a fogyasztási alapú allokáció különbségeit.

1. táblázat: Az emisszió allokálás lehetőségei (Peters 2008)

	Emisszió-alkokálás	
	Termelési (területi) alapú	Fogyasztási alapú
Emisszió kezelésének hatásköre	Adminisztrált terület	Globális
Allokáció alapja	Hazai termelés	Hazai fogyasztás
Kereskedelemből származó emissziók allokálása	Export figyelembe vétele, import nem	Import figyelembe vétele, export nem
Összehasonlíthatóság alapja	GDP	Nemzeti fogyasztás
Kereskedelmi politikával konzisztens	Nem	Igen
Módszertani komplexitás	Alacsonyabb	Magasabb
Átláthatóság	Magasabb	Alacsonyabb
Bizonytalanság	Alacsonyabb	Magasabb
Enyhítési politika alapja	Országon belüli intézkedések	Globális intézkedések

Forrás: Peters 2008

A termelési alapú allokálás statisztikai értelemben megbízhatóbb, kisebb módszertani bizonytalanság jellemző rá, ami pozitívuma az elszámolási rendszernek. Ugyanakkor nem a hazai fogyasztás, hanem a hazai termelés következtében létrejövő kibocsátásokat tartalmazza, ami napjaink erőteljes kereskedelmi tevékenységet folytató fejlett országaiban nem tükrözi az ország fogyasztása miatt keletkezett kibocsátásokat. A fogyasztási alapú hozzárendelés az importált termékek kibocsátásának figyelembe vétele által módszertani szempontból bonyolultabb és több bizonytalanságot hordoz magában. Az importált termékekből származó emissziók országokhoz illetve felhasználási szektorokhoz való hozzárendelése csökkenti az elszámolás átláthatóságát, viszont a nemzetközi kereskedelmi politikával konzisztens, ami egyre fontosabb szempont a kibocsátások elszámolásában. A kereskedelmi politikának való megfelelés hiányossága miatt, a jelenlegi termelési alapú rendszert sok kritika éri hiszen az exportra termelt termékek emisszióját tartalmazza, az importált termékek kibocsátását azonban nem.

A fogyasztási alapú elszámolásnak számos előnye lenne Peters és Hertwich (2008) alapján:

- a nemzetközi kereskedelemből származó környezeti hatásokat pontosabban kezelné,
- a tisztább termelési technológiákat ösztönözné,
- nagyobb mennyiségű globálisan kibocsátott emisszió lenne hozzárendelhető a fogyasztói csoportokhoz és szektorokhoz,
- motiválná kibocsátás-csökkentés enyhítésére irányuló intézkedéseket, és felértékelődne a háztartási fogyasztások környezeti hatása.

A fogyasztási felelősség elvének alkalmazása azonban hátrányokkal is rendelkezik. A környezeti hatások allokációja fogyasztási szemszögből komplexebb számításokat igényel, mint a termelői felelősség rendszere, így nő a bizonytalanság a kapott eredményeket illetően.

A fogyasztási felelősség alkalmazása a termelői felelősség helyett tulajdonképpen az emissziók allokációjának egy véglete, és mivel módszertani szempontból kevésbé átlátható, nem feltétlenül a fogyasztási alapú elszámolás önmagában való alkalmazása jelentené a megoldást a jelenleg termelési alapú rendszer korrekciójára. Lenzen és mtsai és mtsai. (2007) azt javasolják, hogy az ún. megosztott felelősségi elv alapján kerüljenek számításra az emissziók. Ennek a módszertanának a kidolgozása azonban, még további kutatásokat igényel.

A legfontosabb tanulmányok, amelyek a termelési vagy a fogyasztási alapú elszámolást vizsgálják a következők: Proops és mtsai, 1993; Steenge, 1999; Munksgaard és Pedersen, 2001. Steckel és mtsai (2010) felvetik a kérdést, hogy a jelenlegi elszámolást felváltsa-e a fogyasztási alapú elszámolás. Sok szerző támogatja ezt az elgondolást főként a hatékonyság (Peters és Hertwich, 2008a; Pan és mtsai, 2008) illetve az igazságosság szempontjából is (Munksgaard és Pedersen, 2001; Bastianoni és mtsai, 2004; Yunfeng és Laike, 2009; Lin és Sun, 2010). A fogyasztási elszámolás módszertana a felelősség kérdéséhez vezet, aminek a megítélése korántsem egyszerű. Az igazságosság kérdéskörét heves viták övezik a szakirodalomban és politikai szinten egyaránt. A következőkben a felelősségről szóló szakirodalmi viták, álláspontok kerülnek bemutatásra

2.2. *Felelősség a környezeti kibocsátásokért*

Hanley (2000) országhatárokon átívelő szennyezések allokálását vizsgálja és arra a következtetésre jutott, hogy nem lehet teljesen pontosan meghatározni a kibocsátások megfelelő allokálást, és mindegyik indikátor más megvilágítást ad a közpolitikai számára. Így kérdéses és vitatható lehet, hogy milyen szempontból vizsgáljuk és értékeljük a globális emissziókat, termelési vagy fogyasztási alapon. Az indikátorok és a módszertanok alkalmazása tükrözi a mögöttük lévő legfőbb feltevéseket és a jelenlegi környezeti politikai uralkodó nézetét is.

Ekins (2001) Bosch és Ensing (1995) tanulmányát követve három lehetséges allokálási módot vizsgált meg, amelyek abban különböznek, hogy a felelősséget hogyan osztják el a kiegyenlített erőforrás- és emisszióáramlások kezelésére. Sok érv van amellet, hogy az erőforrásokért és az emissziókért a teljes felelősséget fogyasztó országhoz allokáljuk, hiszen annak a fogyasztása támasztotta a keresletet a termelő országban és ezáltal kibocsátást okozott nála. Ez az érv különösen helytálló amennyiben az importáló ország sokkal gazdagabb, és/vagy több gazdasági ereje van, mint az exportáló országnak, és így az importőr könnyebben tud tenni a környezeti hatások csökkentése érdekében (Ekins, 2000, pp. 85.). Az exportra termelésből származó haszon általában megosztott a termelő (munka, jövedelem, termelői többlet) és a fogyasztó (fogyasztói többlet) között. Ha a felelősséget a hasznokhoz kötjük, akkor Ekins (2000) érvelése alapján felelősségnek is megosztottnak kell lenni a termelők és a fogyasztók között. Így nem biztos, hogy a termelési vagy a fogyasztási emisszió allokálás a megfelelő megoldás, hanem egy megosztott felelősségen alapuló emissziós rendszer, ami már Peters (2008) tanulmányában is megjelenik.

Nemcsak a CO₂ vagy üvegházhatású-gázok kibocsátását szükséges vizsgálni, ha a kereskedelem miatti egyenlőtlenséget akarjuk elemezni. A nemzetközi kereskedelem révén ma már előfordulhat az is, hogy több ország biokapacitást importál és függésbe kerül az exportáló országok gazdaságától és ökológiai tőkéjétől is (Prónay és Málóvics, 2008). A nemzetközi kereskedelmi rendszer a természeti erőforrásokkal kapcsolatos fogyasztói információk mennyiségét is csökkentheti (Princen, 2003), további veszélyt jelentve a bioszférára. Mivel a termelés és a fogyasztás egymástól térben is elkülönül, ezért lényeges kérdés, hogy a nemzetközi kereskedelem milyen hatással van egy ország természeti tőkéjére és fenntarthatóságára. A következőkben bemutatjuk az ökológiailag egyenlőtlen csere elméletét, ami a környezeti erőforrások és kibocsátások ökológiai cseréjét vizsgálja.

III. Az ökológiailag egyenlőtlen csere elmélete

3.1. Az ökológiailag egyenlőtlen csere bemutatása

A kereskedelem hatásait környezeti szempontból sokáig nem vizsgálták. Az egyenlőtlen áramlásokat a világ különböző részei között korábban a vásárlóerő tekintetében vizsgálták a közgazdászok (Prebisch, Singer) illetve a munkaerő és munkaidő szempontjából (Emmanuel, 1972). Az egyenlőtlen csere elmélete később kibővült, és Andersson és Lindroth (2001) kutatásuk alapján megállapították, hogy az anyagáramlás és emissziók ökológiailag egyenlőtlen cseréje létezik az EU és a világ többi régiója között.

Az ökológiailag egyenlőtlen csere eredete a különböző kitermelési és termelési típusoknak helyi és globális szinten való komplex összjátéka és kölcsönhatása, amiből következően értéktranszfer jön létre ún. beágyazott energiaként és beágyazott természeti erőforrásként is (Bunker, 1985; Hornborg, 2001).

Andersson és Lindroth (2001) alapján a nemzetközi kereskedelem monetáris értelemben lehet kiegyensúlyozott, de egyenlőtlen lehet a biomassza és az elnyelőképeség cseréjét tekintve. Az ökológiailag egyenlőtlen csere esete akkor áll fenn, amikor pénzügyi szempontból a kereskedelmi partnereknek kölcsönösen előnyös kereskedelmi mérleggel rendelkeznek, de az ökológiai kereskedelmi mérleg aszimmetrikus.

Ez a csere egyoldalúan vagy kölcsönösen fenntarthatatlan lehet, ha ez legalább az egyik kereskedelmi partnernél vagy mindkettőnél a biokapacitás túlhasználását jelenti. A csere ökológiailag egyenlőtlen, ha kiegyensúlyozatlan az import és az export tevékenység. Fenntarthatatlan, ha az ökológiai tőke folyamatos csökkenésével jár legalább az egyik kereskedelmi partnernél.

Andersson és Lindroth (2001) az ökológiai lábnyom példáján mutatják be az ökológiailag egyenlőtlen csere elméletét.

A külföldi biokapacitás nettó használata kétféleképpen valósulhat meg:

1. Egy ország olyan termékek gyártására specializálódik, ami relatíve kevés biológiai inputot igényel, pl. magas munkaerő és technológiai ismeretet igénylő termékek gyártása. Ezeket a termékeket exportálhatja, és helyettük olyan termékeket importál, amelyeknek az előállításuk relatív módon több ökológiailag produktív területet igényel. Ebben az esetben a biomassza nettó importjáról van szó.

2. Egy ország olyan terméket fogyaszt, aminek az ökológiai lábnyoma nem egy helyhez köthető, elszórt, diszperz a Földön, ilyen lehet például szén. Ha egy ország elnyelő képessége, pl. az erdő területe kisebb, mint amennyi kibocsátás keletkezett, akkor az ország globális viszonylatban fogyasztja a természeti tőkét, ez az eset a nettó elnyelőképeség importja.

Ezekből következően egy ország természeti tőkéje nem csökken, ha egy ország ökológiai deficitje kisebb, mint a biomassza nettó importjának és az elnyelőképeség nettó importjának az összege.

Ez alapján az **országok különböző csoportjait** különböztethetjük meg Andersson és Lindroth (2001):

1. Ökológiai többlet, ami túllépi a biomassza és elnyelőképeség nettó exportját. Az ökológiai tőke érintetlen vagy nő. Pl. Ausztrália, ahol 5 hektár/fő ökológiai többlet jellemző.

2. Ökológiai többlet, ami kisebb, mint a biomassza és elnyelőképeség nettó exportjának összege. Csökkenő ökológiai tőke, annak ellenére, hogy a népességnek kevesebb biomasszára van szüksége, de az export miatt csökken az ökológiai tőkéje. Pl.: Argentína, ahol 0,7 ha/fő ökológiai többlet áll rendelkezésre.

3. Ökológiai deficit, amelyek biomassza és elnyelőképeség nettó exportja. A helyi használat miatt is csökken az ökológiai tőkék ezeknek az országoknak, de ezt még fokozzák az exporttal. Ilyen ország Bangladesh (-0,2 ha/fő) és Etiópia (- 0,3 ha/fő).

4. Ökológiai deficit, ami nagyobb, mint a biokapacitás és elnyelőképeség nettó importja. Csökkenő ökológiai tőke. Pl.: Hollandia (-3,6 ha/fő) , Egyiptom (-1 ha/fő).

5. Ökológiai deficit kisebb, mint a biokapacitás és elnyelőképeség nettó importja. Érintetlen vagy növekvő ökológiai tőke. Pl.: Ausztria (-1 ha/fő)

6. Ökológiai többlet, de biokapacitás és elnyelőképeség nettó importja. Az ország növeli az ökológiai tőkét, mert helyi szinten mérsékelten használja az erőforrásokat, és mert külső erőforrásokat is használ. Pl. Norvégia (0,1 ha/fő) , Svédország (1,1 ha /fő), Finnország (2,6 ha/fő).

Az elmélet azokra a kérdésekre keresi a választ, hogy:

- Számít-e egy országnak, hogy milyen természeti tőkét használ?
- Számít-e hogy milyen módon változik a helyi természeti tőkéje?
- Ha globálisan az erős fenntarthatóságot állítjuk mércének, szükséges-e nemzeti, regionális szinten is az erős fenntarthatóságnak megfelelni?

Az ökológiailag egyenlőtlen csere három típusát különböztethetjük meg Andersson és Lindroth (2001) szerint:

1. Egyszerű ökológiailag egyenlőtlen csere

Abban az esetben, ha egy ország több biokapacitást importál a fogyasztási szükségleteinek kielégítése érdekében, mint amennyit exportál más országokba, akkor az ökológiailag egyenlőtlen csere egyszerű változatról beszélünk. Ebben az esetben az adott ország más ország természeti tőkéjének nettó importőre. Ez azonban lehet fenntartható helyzet mindkét ország számára. Ez a helyzet akkor nem fenntartható, ha a természeti tőke kimerüléséhez vezet az exportáló és importáló országban is a megtermelt javak előállítására.

2. Egyoldalúan nem fenntartható csere

Egy ország lehet egy másik ország biokapacitásának nettó importőre úgy, saját biokapacitását azonban megőrzi és nincsen ökológiai deficitben (képes lenne a fogyasztási szükségleteit saját természeti tőkéből kielégíteni, azonban nem ezt teszi, hanem más országból importál). Eközben azonban az exportáló ország természeti tőkéje folyamatosan csökken, mivel saját biokapacitásának nettó exportőre, így miközben pénzügyi szempontból kedvező helyzetben lehet, addig hosszú távon a természeti tőkéjének csökkenése más ország fogyasztása miatt fenntarthatatlan lesz.

Costa Rica jó példa egy ilyen nettó exportőr országra, ahol a mezőgazdasági termények (kávé, banán, cukor) nagymértékű exportja a talaj kimerüléséhez vezetett és a jelenlegi mezőgazdasági művelési technikák már nem fenntarthatóak, valamint energiahordozókból behozatalra szorul. Így állt elő az a helyzet, hogy Costa Rica másfélszer annyi energiát exportált (az exportált termékekbe beágyazva), mint amennyi energiát importált (Brown és mtsai. 2000, p.711).

3. Kölcsönösen nem fenntartható csere

Az egyoldalúan nem fenntartható csere átváltozhat kölcsönössé is abban az esetben, ha a biokapacitást exportáló ország ökológiai deficitje annyira súlyos lesz, a természeti tőkéje annyira kimerül, hogy nem tudja a termékeit importáló országot ellátni tovább.

A nem fenntartható csere másik esete lehet az, hogy mindkét ország ökológiai deficitben van, kereskedelmi tevékenységük ezt a deficitet tovább növeli.

Az ökológiailag egyenlőtlen csere elméleti keretbe önti azokat a folyamatokat és a szerkezeti, strukturális kapcsolatokat, amelyek világ rendszerében lévő kiegyenlítetlen energia és anyagáramlásokat állandósítják, és formálják a kiegyenlítetlen fejlődés mintázatait (Rice, 2007). Lehetővé vált a gazdagabb országok számára, hogy biokapacitást importáljanak a szegényebb országokból, megőrizve saját helyi természeti tőkéjüket, valamint több biomasszát és elnyelőképeséget fogyasztanak az exportáló országokból, mint ami a saját területi határaikon belül rendelkezésükre áll (Andersson és Lindroth, 2001). A külföldi biokapacitás nettó használata a biomassa és az elnyelőképeség nettó importja. A CO₂-kibocsátás az egyik központi témája a tanulmánynak, így az elnyelőképeség nettó importját elemezzük a továbbiakban.

Rice (2007) tanulmányában elemzi az ökológiailag egyenlőtlen cserét nemzetek közötti összehasonlítást végezve, disztribúciós szempontból. Az ipari tevékenységek miatt létrejövő energia, természeti erőforrás és hulladék globálisan kiegyenlítetlen áramlására hívja fel a figyelmet az elmélet által, empirikusan alátámasztva. Rice (2007) alapján az ökológiailag egyenlőtlen csere elmélete egy jó keretet nyújthat arra, hogy a gazdaságilag fejlett és jó hatalmi pozícióban lévő országok, az ún. mag-országok szocio-gazdasági metabolizmusa és anyagáramlása mennyire negatívan érinti a globális gazdaság marginalizáltabb helyet elfoglaló országait. Az elmélet magában foglalja az egyenlőtlen környezeti költség-áthárítást, és ezáltal kapcsolódik a CO₂ emisszió elszámoláshoz is. Az egyenlőtlen környezeti költség-áthárítás része az ökológiailag egyenlőtlen cserének. Az ökológiai import- és exportáramlások közötti különbség kapcsolódik a kétfajta karbon elszámolási módszertanhoz, mert azok pontosan abban különböznek, hogy melyik félhezallokálják az emissziókat és hogy számítsanak-e az ökológiailag kiegyenlítetlen kereskedelmi egyenleg vagy sem.

Az elmélet alapján az ipari országok az ökológiai rendszer globális természeti tőkéjét és a globális elnyelőképeségét is egyre növekvő mértékben kihasználják és kisajátítják (Martinez-Alier, 2002). Martinez-Alier (1993) és Torras (2003) szerint a gazdagabb országok eladósodottak a szegényebb országok felé a környezeti degradáció miatt, ami azért jött létre, hogy a szegényebb országok olcsó árukat biztosítsanak a gazdagabb országok számára. Ez a kiegyensúlyozatlanság nem más, mint a „karbon tartozás”, ahol az ipai országok a szegényebb országok aránytalanul nagymértékű környezeti tőkéjét használják, anélkül, hogy őket monetárisan vagy más módon kompenzálnák (Martinez-Alier, 2002, p.229).

Jorgenson (2004) és Jorgensson és Rice (2005) alapján a magasabb szintű természeti erőforrás fogyasztást maguknak mondható nemzetek általában alacsonyabb szintű hazai környezeti degradációt tapasztalnak, ezt a jelenséget gyakran hívják fogyasztási vagy környezeti degradációs paradoxonnak is. A termelési alapú elszámolás módszertana lehetővé teszi az Annex I országoknak hogy „környezeti költség áthelyezést” vagy környezeti teher áthelyezést” valósítsanak meg, ahogyan ezt Muradian és Martinez-Alier (2001) definiálta.

Ezen szerzők szerint a termékek és szolgáltatások importjával egy ország élvezi ezeknek a termékeknek a fogyasztását anélkül, hogy teljesen megfizetnék ezeknek a termékeknek az előállításuk során okozott környezeti költségeket, hatásokat.

Andersson és Lindroth (2001) tanulmánya alapján a környezeti Kuznetz görbék létezése, jó magyarázatot szolgáltat az egyes országok környezeti teljesítményének javulására, azonban egy másik lehetséges magyarázat arra mutat rá, hogy a gazdagabb országok importálhatnak biokapacitást a szegényebb országoktól és így megőrzik természeti tőkájüket. Az emisszió-elszámolás szempontjából ez azt jelenti, hogy az ország olyan termékeket és szolgáltatásokat fogyaszt, amelyeket más országban állítottak elő, a kibocsátásért azonban nem vállalja a felelősséget. Ez azt is jelenti, hogy a gazdasági növekedés és a környezeti degradáció szétválik (amelyet empirikus kutatások is alátámasztanak bizonyos szennyezőanyagok esetében, például SO₂, CO, NO₂ és a jövedelem kapcsolata (Dinda, 2004)). Ez a szétválás azonban nem a hatékonyságjavulás miatt következik be, hanem a szennyezés és környezeti hatás más régióba való áthelyezése miatt, ahol a kereskedelem is nagy szerepet játszik (Arrow és mtsai., 1995; Stern és mtsai., 1996).

Kerekes (2010) több ország GDP-jének és egy főre eső CO₂ kibocsátásának a kapcsolatát vizsgálja és felteszi a kérdést, hogy lehetséges-e egy „alagút” az energiafogyasztást és kibocsátásokat illetően, ami arra utal, hogy nem a környezeti Kuznetz-görbe által valósul meg az energiafogyasztás és a gazdasági növekedés szétválása.

3.2. Az osztrák szocio-metabolizmus iskola elméleti megközelítése ökológiai egyenlőtlen csereéről

Az ökológiai egyenlőtlen csere elemzése során, a szociometabolisztikus elméletet és az osztrák iskola nézeteit is szükséges ismerni és bemutatni. A szocio-gazdasági metabolizmus fogalma az emberi társadalmak és az ökológiai rendszerek biogeofizikai áramlások váltakozó ciklusaira utal (Fischer-Kowalski és Haberl, 1998). A szocio-gazdasági metabolizmus fogalma Ayres és Simonis, 1994; Fischer-Kowalski és mtsai., 1997; Weisz és mtsai., 2001) alapján a teljes energia és anyagáramot magába foglalja, amely szükséges ahhoz, hogy az ember gazdasági tevékenységeit fenntartsa (az ökológiai lábnyom definíciója pontosan az emberi tevékenységek erőforrásigényét fejezi ki, lásd később).

Az emberi társadalmakat az energia és természeti erőforrások nemzetközi cseréjének rendszere szövi át. Az elmúlt években néhány tanulmány foglalkozott a gazdaság-környezet kapcsolattal, amelyek a társadalmak biogeofizikai metabolizmusának környezeti eredményére fókuszálnának (Döppe és mtsai., 2002; és Fischer-Kowalski és Amann, 2001). A szociometabolizmus a környezeti javak és környezeti terhelés megoszlását, disztribúcióját elemzi. Giljum-Eisenmenger (2004) tanulmánya jó összefoglalást és elemzést ad elméleti és empirikus megközelítéssel az Észak és Dél kereskedelmének környezeti hatásainak, illetve azok disztribúciójának vizsgálatára. Giljum-Eisenmenger (2004) azzal érvel, hogy a nemzetközi kereskedelembe beágyazott anyag- és energiaáramoknak csak a közvetlen, direkt része kerül elszámolásra, és a beágyazott és közvetlen anyag, energia és hulladékáramlások nincsenek figyelembe véve. Még akkor is, ha a közvetlen anyag és energiaáramok kiegyenlítették és kiegyensúlyozottak, a közvetett áramlások miatt a környezeti hatások disztribúciója egyenlőtlen lehet. Ez egy fontos megállapítás a CO₂ emisszió nemzetközi elszámolását illetően is. Giljum-Eisenmenger (2004) politikai megoldásokat is bemutat, ilyen például az el nem számolt költségek (környezeti) kompenzálása, bizonyos támogatások megvonása, strukturális változások a déli gazdaságokban.

A szerzők nem említik magát a klímaváltozással kapcsolatos leszámolás fogalmát, de az érveik fontos alapot szolgáltatnak a jelenlegi rendszer felülvizsgálatára és a fejlődő, exportáló országok kiegyenlített költségeinek kompenzálására. Martinez-Alier (2006) tanulmánya a szociometabolizmus elméletét vizsgálja az ökológiai közgazdaságtan és a politikai gazdaságtan szemszögéből, és egy anyagáram-elemzésen alapuló keretrendszert ajánl, amelyet a CO₂ emisszió elszámolásánál is alkalmazni lehetne.

Haberl és mtsai. (2011) tanulmányában összefoglalja a szociometabolizmus elméletét, az agrár- és az ipari társadalmak kölcsönhatásait és környezeti hatásait vizsgálva. Elemzik, hogy az ipari társadalom mennyiben különbözik a jövő fenntartható társadalmától, összehasonlítva az agrár és az ipari társadalmak különbözőségét. Az agrár-ipari átalakulás még tart, ahogyan ezt más korábbi tanulmányok is megállapították (Kowalski és Haberl, 2007; Krausmann és mtsai., 2008a), és a világ népességének döntő része egy szocio-metabolikus transzformációs folyamat közepén találja magát jelenleg az agrártársadalomtól haladva az ipari társadalmak felé, természetesen különböző szinteken a különböző régiókban. Mivel ez a transzformáció még tart, ebből következően a környezeti erőforrások és emissziók áramlása is kiegyensúlyozatlan és a felelősség kérdésköre is nyitva marad. Az emberiség szociometabolizmusa miatt a természeti erőforrásoknak egyre növekszik a kereslete és így az emissziók is, mindez klímaváltozást és környezeti degradációt eredményez (Haberl és mtsai., 2011).

Giljum-Eisenmenger (2004, pp.95.) és Schütz és mtsai. (2004) a fejlődő és a fejlett országok monetáris és fizikai értelemben vett kereskedelmi mérlegét tanulmányozták. Azzal érvelnek, hogy az EU országai a környezeti terheiket a déli országokba helyezték át, ökológiai hátizsák (anyagáram) és emisszió, ökológiai lábnyom tekintetében is.

További érvek születtek arra, hogy miért szükséges biogeofizikai indikátorokkal mérni az ökológiailag egyenlőtlen cserét.

3.3. A természeti erőforrás-felhasználás biofizikai mérésének okai

Moran (2007) öt érvet említ, hogy miért van szükség a kereskedelmi mérleg biogeofizikai indikátorokkal való mérésére és miért nem megfelelő a neoklasszikus közgazdaságtan azon feltevése, ami szerint a jól működő piacokon a szűkös gazdasági erőforrásoknak pontosan az optimális allokációja valósul meg.

1. A hatékony piac hipotézise elleni érvek. A környezetgazdaságtan és az ökológiai közgazdaságtan is amellet érvel, hogy az ökológiai eszközök és erőforrások alulárázottak és nincsenek hatékonyan allokálva a piacon. A biogeofizikai mérés és elszámolás segíti a piaci árak reálisabb alakulását. Daly és Townsend (1993), Norgaard (1990), Rees és Wackernagel (1999), az ökológiai közgazdaságtan szemszögéből mutatják be érvelésüket, amely szerint a természeti erőforrások szisztematikusan alulárázottak. Ez a nézet az erős fenntarthatósági paradigmából ered elsősorban Ayres és mtsai.(2001).

Farrow (1995) tanulmánya két esettanulmányon keresztül mutatja be, hogy a piaci árak alakulása nem jelezte előre az észak-amerikai bölény és a galambok számának, mint természeti tőkének a radikális csökkenését.

A biogeofizikai alapon történő számítás és mérés olyan információt próbál adni, amely segíthet az alul-és félreárázott természeti erőforrások árának kiigazításában. A félreárázás miatt szükség van a biofizikai mutatókra, élelmiszer és energiabiztonság a kiemelt kérdésköre az ökológiai függőség kockázatának.

2. Bio-biztonsági érvek. Vannak olyan természeti erőforrások, amelyek szükségesek a nemzetek egységéhez, integritásához. A népesség növekedésével és a természeti környezet egyre nagyobb fokú degradálódásával egyre több ország fordulhat a biobiztonság kérdésköre felé. A nemzetek felismerték a kereskedelmi mérleg pénzügyi érelemben vett ellenőrzésének fontosságát. Ugyanez lenne szükséges a biofizikai kereskedelmi mérlegre, ahhoz, hogy tudják, ha az ökológiai feltételek rosszabbra fordulhatnak azokon a területeken, amelyekre az adott ország jelenleg támaszkodik, és onnét erőforrást importál.

Az ökoszisztéma veszélyeztetett állapotára több tanulmány is felhívta a figyelmet, UNEP (2002), the World Resources database from the World Resource Institute, The State of the World and Vital Statistics from Worldwatch (2007), the Living Planet Report series from WWF International (2006), IPCC reports on climate change (2001), IGBPs Global Change and Earth System (Steffen, és mtsai., 2005).

A bioregionalista iskola régóta hangoztatott álláspontja szerint, az államok szuverenitását a rendelkezésre álló természeti erőforrások is befolyásolják (McGinnis, 1999), ezenkívül a biztonságban lévő természeti erőforrások és azok rendelkezésre állása a nemzeti fejlődés egyik meghatározó tényezője (Bunker és Ciccantell, 1999). Mindezek miatt fontos, hogy az országok tisztában legyenek az ökológiai függőségeikkel.

3. A természeti erőforrások Földön való eloszlása nem egyenletes. Andersson és Lindroth (2001) alapján a természeti erőforrások árai alulértékelték, ezek aránytalanul érintik a szegényebb országokat, mivel azok jellemzően jobban függenek az erőforrás exportoktól és így alulkompenzáltakká válnak. Mások kárára fogyasztanak a gazdagabb országok, környezetszennyezést okoznak és ezért felelősségét kellene vállalniuk.

Egy országban egy másik ország fogyasztása által okozott környezeti kár értéke nem jelenik meg megfelelően a termékek piaci árában. Ezt a biofizikai elszámolások tudják megfelelően kimutatni (Muradian és Martinez-Alier, 2001; Schutz és mtsai., 2004)

4. Mélyökológia szerint a kereskedelemnek minden fajtája környezetromboláshoz vezet, és helyrehozhatatlan károkat okoz a környezetben. Továbbá, geopolitikai instabilitáshoz vezethet a különböző természeti erőforrások koncentrált ellenőrzése.

Ahhoz, hogy az ökológiailag egyenlőtlen cserét mérni tudjunk, szükség van olyan biogeofizikai indikátorokra, amelyek az indirekt hatásokat és a beágyazott erőforrás-tartalmat, emissziót mérni tudják.

IV. Az erőforrás-felhasználás fogyasztási alapú indikátorainak bemutatása

Az indikátor fogalma Gudmundsson's (2009) alapján: „az indikátorok olyan változók, amelyeket úgy hoznak létre vagy választanak ki, hogy egy többé-kevésbé jól meghatározott „ reprezentációs cél” tulajdonságait kifejezze és mutassa; azzal a céllal, hogy segítse az egyszerűsített kommunikációt. Az indikátorok döntéstámogató eszköznek tekinthetők, hatásuk azonban nem teljesen közvetlen. Az indikátorok használatánál figyelni kell arra, hogy azok csak eszközök egy cél elérése érdekében, és ne váljanak magává a céllá.

Lehtonen (2010) szerint az indikátorok erőteljes hatást gyakorolhatnak a politikára és a társadalomra, valamint lehet egy ún. túlsordulási hatásuk, azaz befolyásolhatnak más politikai területet is a saját specifikus politikai célon és területen túl. Környezetpolitikai döntéseknek lehet például tágabb értelemben vett társadalmi vagy egészségügyi hatásuk is.

Több eszköz és módszertan létezik arra, hogy hogyan mérjük a kereskedelmi áramlások ökológiai súlyát, jelentőségét, melyek az anyag, energia, biotikus termelés vagy a felhasznált terület mértékét mérik. A biofizikai indikátorok használatának nem az a célja, hogy egyetlen tökéletes eszközt találjon, több módszertan együttes alkalmazása szükséges (Wackernagel és mtsai, 2002; Norgaard, 1989).

A következőkben röviden bemutatok öt biofizikai környezeti indikátort, amelyek alkalmasak a kereskedelem hatásainak és az ökológiailag egyenlőtlen csere mérésére.

1. MFA (Material Flow Analysis)- anyagáramelemzés

Az MFA az anyagáramelemzés indikátora, amely súlymértékben mér. Más néven ökológiai hátizsáknak is nevezik, amennyiben közvetett anyagáramlásokat is számszerűsít.

Az anyagáramlásokat méri súlymértékben, legtöbbször tonnában kifejezve, ahol az országok az anyagfelhasználás alapján lehetnek nettó importőrök vagy exportőrök (Fischer-Kowalski, 1998; Haberl és mtsai., 2004; Schmidt-Bleek, 1994). Az MFA számítás hátránya, hogy a környezeti hatást kizárólag a nyersanyag súly alapján méri, nem pedig az anyag ökológiai értéke alapján. Így állhat elő az a furcsa eredmény, ami alapján az ásványi nyersanyagok (ásványok, ércek, fosszilis tüzelőanyagok) teszik ki a nemzetközi kereskedelemben lévő nyersanyagok mintegy 50%-át, és ez az érték aránytalanul felnagyítja a környezeti hatásukat a többi nyersanyaghoz képest, pusztán azért mert fizikai értelemben nagyobb súllyal rendelkeznek.

Az anyagáramláson kívül, magáról a környezeti hatásról nem ad információt ez az indikátor, a vízáramlások nem szerepelnek a modellben, az indikátort a nagy tömeggel rendelkező, de alacsony adatminőségű anyagok dominálják (Best és mtsai., 2008, pp.83.).

Így torzítottá válik az aggregált eredmény és annak értelmezése is, valamint nem ad információt a szektorokra. Pozitívuma, hogy nemzetközileg harmonizált módszertannal rendelkezik a teljes erőforráshasználat elszámolására. Jó adatbázisként szolgál más indikátorok számára.

2. Az ökológiai lábnyom

Az ökológiai lábnyom egy természeti tőkén alapuló mutatószám és az ún. ecological resource accounting egyik legelterjedtebb módszertana és mutatója. Az ökológiai lábnyom érthető és világos kutatási kérdéssel rendelkezik és a rendszerhatárok is tiszták, jól lehatároltak, így megfelelő egy makroszintű elemzéshez, úgy mint az életciklus (LCA) vagy az energia-alapú elemzések mikroszinten. Az ökológiai lábnyom antropogén megközelítést alkalmaz és csupán az emberiség számára hasznos biokapacitás számolja. Az ökológiai lábnyom a területek hasznosságát nem pusztán a karbon felhalmozási képességgel súlyozza, hanem hogy potenciálisan mennyire hasznos az adott terület az emberek számára (Haberl és mtsai., 2004).

Wackernagel és Rees (1995) alapján az ökológiai lábnyom, a környezeti terhelés mérőszáma, vagyis az az élettér, amely egy meghatározott emberi népességet, meghatározott életszínvonalon, végtelen ideig eltartani képes. Azt mutatja meg, hogy hány hektár ökológiailag produktív földterületszükséges az energia, beépített területek, a fogyasztási áruk előállításához, a hulladék elnyeléséhez, ami a termelés során keletkezik. Az ökológiai lábnyom és a rendelkezésre álló biológiai területkapacitás különbsége jelenti, az ún. ökológiai deficitet, ami fontos mutatója annak, hogy a vizsgált népesség milyen mértékben lépi túl a fenntarthatósági korlátot. A nem fenntartható életmódot folytató populációk ökológiai lábnyoma nagyobb, mint a számukra rendelkezésre álló terület. Az ökolábnyom tehát képes arra, hogy az energia- és erőforrásáramlást végigkíséri és átváltja biológiai produktív területre, ami ahhoz szükséges, hogy ezek az áramlások létrejöhessenek. Az ökológiai lábnyom mértékegysége földterület, az ún. globális hektár, ami egy egységesen kialakított területegység és megkönnyíti az ökológiai lábnyom értékeinek régiók és nemzetek közötti összehasonlítását. A földterületben való mérés előnye, hogy a döntéshozók és a közvélemény számára egy ismertebb, jobban elfogadható, és jobban motiváló mértékegység lehet a földterület, mint az energia, CO₂ kibocsátás vagy a biodiverzitás (Herendeen, 2000). A fenntarthatóság objektív, nem torzított, aggregát, egydimenziós indikátora.

3. Emergy és exergy

Az energialepülő indikátorok az eMergy (embodied energy vagy energy memory), annak a mutatószáma, hogy egy termék előállításához mennyi energiára van szükség, közvetlenül és közvetett módon is. Az EXergy, vagyis a negatív entrópia mérőszáma, ami szintén a termék elkészítése során keletkező entrópiát méri. Ez a két mérőszám tehát a termodinamika második törvényén alapul, a napsugárzásból származó energiát váltják át megújuló és nem megújuló energiahasználatra és emjoule mértékegységben mérik az energiafelhasználást. Costanza (1980) és Odum (1971) nevéhez fűződik ezeknek a mérőszámoknak a kidolgozása, a rendszerelmélet és rendszer ökológia elméletére alapozva.

Az energiafelhasználás azonban nem szükségszerűen korrelál a gyártás során keletkező környezeti hatással, így a bioszférára történő hatást nem méri teljes mértékben. Ezenkívül meglehetősen nehéz a számszerűsítése a beágyazott energiának, így ennek az indikátornak elméleti szinten nagyobb a jelentősége, mint a gyakorlati alkalmazásban.

Több kritika érte elméleti szinten az Emergy számítást, ami legfőképpen a különböző energiafajták transzformálásából és aggregálásából származik. Az eredmények és következtetések megbízhatóságát gyengíti, hogy termékszínten sem léteznek egységes transzformációs faktorok, illetve azoknak nagy az adatigénye és folyamatosan frissítésre szorulnak.

4. Net Primary Product

Az NPP azt méri, hogy az emberek mennyi egy évben keletkezett, felhalmozott biomassa mennyiséget használnak fel a gazdasági tevékenységeik folyamán (Imhoff és mtsai., 2004; Vitousek és mtsai., 1986). Az emberi tevékenység mintegy egynegyedét foglalja el a Föld teljes nettó primer produktivitásának, ebből 53% a növénytermesztés, 40% a tényleges földhasználat és 7% az emberi tevékenységek által okozott tüzek (Haberl és mtsai., 2007). Imhoff és mtsai. (2004) végzetek tanulmányokat az NPP globális áramlásának számszerűsítésére is. Módszertanukban hasonlít az ökológiai lábnyomhoz, viszont nemcsak a biomassa alapú áramlásokat számítja, hanem ásványi anyagok, hulladékokat is.

Az NPP módszertanának ismerete és vizsgálata, hasznos lehet az ökológiai lábnyom számításokban is. Venetoulis és Talberth (2008) az NPP módszertana alapján ajánlott módosításokat az ökológiai lábnyom módszertanával kapcsolatban, azt javasolták, hogy a bioproduktivitás helyett a teljes nettó produktivitást lehetne használni. Az NPP indikátora pontosan ezt teszi, hiszen azoknak a területeknek is a globális biokapacitás szempontjából nagy szerepe van, amelyek közvetett módon nem termékenyek és használhatóak emberi tevékenységekre (pl. tundra).

5. A karbonlábnyom

A karbonlábnyom definíciójáról egy részletesebb áttekintést adunk, hiszen a vizsgált indikátorok közül ez a legvitatottabb indikátor, több megközelítésben használják, jelentősége ugyanakkor egyre fontosabb. Finkbeiner (2009) megvizsgálta a karbonlábnyommal kapcsolatos kritikus kérdéseket a definíció érthetőségére vonatkozóan és a karbonlábnyom definícióját. Véleménye szerint meg kellene változtatni: mindenki számára egyértelmű definíció és módszertani rendezettség lenne szükség.

A szakirodalomban nincs konszenzus arra vonatkozóan, hogy mit is értünk karbonlábnyom alatt, ezt a fogalmat meglehetősen széles körben használják és széles értelmezéssel. Guenther és Stechemesser (2011) tanulmánya egy szisztematikus szakirodalmi áttekintést ad a karbon-elszámolásra vonatkozóan, amelyben nemcsak a karbonlábnyom fogalmát vizsgálják, hanem a karbon elszámolás teljes fogalomkörét. Az ő tanulmányuk is rávilágít arra, hogy nincsen konzisztens fogalma a karbon lábnyomnak, illetve a lábnyom kifejezést sokszor tévesen használják.

A következőkben áttekintést adunk a karbonlábnyom kritikus kérdéseiről a mérésétől kezdve a vizsgálati egységekig. Megállapítható, hogy a módszertani gyökere a karbonlábnyomnak az ' megélhetés energiaköltsége' nevű fogalomig megy vissza, amelyet a '70-es években dolgoztak ki, illetve a nettó energiaelemzéshez is köthető (Herendeen, 1976). A lábnyom kifejezés az ökológiai lábnyom nyelvezetével rokon (Wackernagel, 1996) és amikor ökológiai lábnyommal foglalkozó tanulmányok keretében találkozunk vele, akkor ez a kifejezés tulajdonképpen a karbonfelvételi-terület szinonimájaként használt (GFN, 2010).

A rendszerhatároktól a mértékegységig különböző használati változatokkal találkozunk a szakirodalomban. A következő táblázat áttekintést ad a karbonlábnyom kritikus kérdéseiről és a lehetséges jellemzőiről.

2. táblázat: A karbon lábnyom definíciójának kritikus kérdései

A karbon lábnyommal kapcsolatos kérdések		Lehetséges jellemzők		
Q1.	Elemzési egység	országok, nemzetek	vagy	régiók, vállalatok, termékek
Q2.	Rendszerhatár	közvetlen kibocsátás		közvetett kibocsátás
Q3.	Felelősség-megosztás alapja	termelési-alapú		fogyasztási-alapú
Q4.	Tartalmazott üvegházhatású gázok	CO ₂		metán (CH ₄), nitrogén-oxid (N ₂ O), hydrofluorokarbon (HFC), perfluorokarbon (PFC) és kén-hexafluorid (SF ₆)
Q5.	Mértékegység	földterület, globális hektár (gha)		súlyban, CO ₂ ekvivalensek (kg, t)
Q6.	A kibocsátások megkülönböztetése, felosztása	elsődleges		másodlagos

Forrás: saját összeállítás, 2011

Az elemzési egység kérdése: a CO₂ kibocsátások politikailag lehatárolt területekhez kötődjenek, mint országok, államok, nemzetközi régiók vagy vállalati megközelítést alkalmazunk a definícióban és vállalatok, és vállalati termékek karbon lábnyoma legyen a vizsgálat fókuszában

A CO₂ számítás határa: felmerül a kérdés, hogy a közvetlen kibocsátások mellett a közvetett, indirekt kibocsátásokat is bele számoljuk-e a karbon lábnyomba. Néhányan amellet érvelnek, hogy csak a direkt, közvetlen kibocsátások legyenek elszámolva, amelyek pl. egy termék termelési fázisában, keletkeztek, vagy ha ipari szektorokat vizsgálunk, akkor csupán az adott szektor termeléséből származó hatásokat kellene figyelembe venni a túlsordulási hatást, ami más szektortokból származik azt nem. Nemzeti szinten ez azt jelentené, ami tulajdonképpen a termelési alapú karbon leszámolás lényege, hogy a termelésből származó karbon kibocsátások (saját

fogyasztás, exportra termelés) számíthatnak az emissziókhöz, az importált áruk termelése során kibocsátott emissziókéért a termelő ország a felelős.

Wiedmann (2007) azt javasolja, hogy a közvetett, indirekt emissziókat szükséges beleszámolni a karbon lábnyomba, az összes emissziót, ami pl. egy termék teljes életciklusa során keletkezik. Wiedmann (2007) a következő fogalmat javasolja: a karbonlábnyom a teljes széndioxid-kibocsátás mennyiség mérőszáma, ami közvetlen vagy közvetetten egy termék termeléséből illetve a teljes életciklusából (használatból is) származik. A közvetlen (helyben történő, belső) és a közvetett (indirekt, nem helyben történő, externális, beágyazott) emissziók is részei a karbon lábnyomnak. Fontos, hogy a karbonlábnyom fogalma teljes körű, mindenre kiterjedő legyen és minden lehetséges CO₂-kibocsátási forrást magába foglaljon, ami egy termékhez kötődik és ugyanilyen fontos, hogy tisztázott legyen mi is tartozik pontosan bele.

De Benedetto és Klemes (2009) alapján a karbonlábnyom fogalma közeli kapcsolatban van az életciklus-elemzéssel (LCA) és tulajdonképpen annak egy egyszerűsített változatának tekinthető. Finkbeiner (2009) alapján a karbonlábnyom kifejezés nem egy új fogalom, hiszen, a global warming potential (GWP) fogalomhoz kapcsolható.

A karbonlábnyom tartalma: Wiedmann és Minx (2007) szerint csak a CO₂-kibocsátás mértékét szükséges mérnie a karbonlábnyomnak, a többi üvegházhatású gázt nem szükséges tartalmaznia. Wackernagel illetve Kitzes és Wackernagel (2009) is csupán a CO₂ kibocsátást tartja szükségesnek szerepeltetni a számításokban. Ugyanakkor Baldo és mtsai. (2009), Finkbeiner (2009) és Sinden (2009) azzal érvelnek, hogy a karbon lábnyom nem csupán a CO₂ kibocsátás mérőszáma, hanem más GHG-gázokat is tartalmaznia kell.

Úgy gondolom, ahhoz hogy ma a karbon lábnyom fogalom és elnevezés ne legyen megtévesztő, elegendő csupán a CO₂-kibocsátásokat tartalmaznia ennek a fogalomnak. A klímaváltozás hatásainak teljeskörű méréséhez, szükséges lehet egy olyan mérőszám is, ami több üvegházhatású gázt is tartalmaz.

Mértékegység: A mértékegységre vonatkozóan két lehetőség kínálkozik: CO₂-t vagy a CO₂ ekvivalenseket tonnában, tehát súlyként mérjük vagy területegység is, lehet a mérőszáma, ami a felmelegedés hatásának köszönhető területszükségletet méri. Monfreda (2004) alapján a karbonlábnyom, a CO₂ környezeti hatását fejezi ki, azt mutatja meg, hogy mekkora területű erdős területre lenne szükség egy évben ahhoz, hogy az adott évben keletkezett CO₂-t megkösse, tehát hogy mennyivel nagyobb területre lenne szükség az adott népességnek a karbon – kibocsátás hatásainak semlegesítéséhez (ún. carbon capture terület) (Monfreda, 2004). A karbonlábnyom, mint indikátor tulajdonképpen azt az addicionális erdős területet, amire azért van szükség, hogy a keletkezett szén-dioxidot megkösse.

A karbonlábnyom meghatározásának egy másik megközelítése, annak a területnagyságnak a kiszámítása, ami annyi bioüzemanyag megtermeléséhez szükséges, amennyi energiaigényből származott a CO₂-kibocsátás (Knaus, 2006). Látható, hogy a karbonlábnyom számítás során a CO₂-kibocsátási adatokat számítják át területnagysággá.

Kitzes és Wackernagel (2009) alapján illetve a Global Footprint Network definíciója szerint a karbonlábnyom területegységben mért indikátor. Wackernagel és a GFN (2010) alapján a karbonlábnyom számítás során a CO₂ adatokat területté alakítják át (globális hektár), ami a CO₂ megkötésére szükséges. A karbonlábnyom tulajdonképpen a fosszilis tüzelőanyag elégetéséből származó kibocsátások lábnyomát méri. Monfreda (2004), Knaus (2006), Wackernagel és Kitzes (2009) nézetével ellentétben Baldo (2009) és Wiedmann (2007) a karbonlábnyom CO₂ egyenértékben történő mérését javasolják. Wiedmann (2007) alapján a CO₂ mérése jobb, ha súlyként történik (kg, tonna stb.), mert a területre való konvertálás növelheti a számítások során a bizonytalanságot.

Baldo (2009) alapján a karbonlábnyom magában foglalja a kibocsátott CO₂ és más üvegházhatásúgáz mennyiségét (pl. metán), ami a termék termelési fázisa során keletkezik, illetve a használat és a termék hulladékkezelése során. A karbonlábnyom számítása során az összes üvegházhatásúgázt CO₂-ekvivalenssé alakítják (ez mutatja meg a GWP-t) és így a karbon lábnyom értéke azt mutatja meg, hogy egy adott termék mennyiben járul hozzá a klímaváltozáshoz. Ebben a definícióban újra megjelenik a karbon lábnyomot alkotó üvegházhatású gázok kérdése is.

A karbon lábnyom felbontása: A karbon lábnyomnak megkülönböztethetjük az indirekt és direkt kibocsátásból származó részét (amennyiben a közvetett kibocsátásokat is tartalmaz a vizsgált indikátor). Baldo (2009) elsődleges és másodlagos karbon lábnyomot különböztet meg. A közvetlen, elsődleges karbon lábnyom azokat a kibocsátásokat tartalmazza, amelyek a tüzelőanyagok elégetéséből és az elektromos áram generálásából származik, míg a másodlagos lábnyomba minden más forrásból származó kibocsátás tartozik.

Kenneth (2010) azzal érvel, hogy a karbon lábnyom és a beágyazott CO₂-kibocsátást mérő indikátorok jó mérőszámok lehetnek a kereskedelem környezeti hatásának mérésére.

Szükséges azt is megjegyezni, hogy vannak, akik a már bemutatott, fogyasztási alapú emisszió elszámolási rendszerre alkalmazzák a karbon lábnyom fogalmát (Wiedmann, 2009; Minx és mtsai. 2009).

Összességében azt mondhatjuk, hogy nincs standardizált módszertana a karbon lábnyom számításnak, hátránya lehet, hogy nem mutatja a rövid távú trendeket. Előnye az, hogy könnyen kommunikálható és megérthető, az adatok elérhetősége jó.

V. A fogyasztási felelősség jelentőségét vizsgáló empirikus elemzések

5. 1. Az ökológiai lábnyom és a nemzetközi kereskedelem kapcsolatát bemutató tanulmányok

A következőkben egy rövid irodalmi összefoglalást adunk arról, hogy milyen nemzetközi kutatások születtek a nemzetközi kereskedelem környezetterhelésének vizsgálatára az input-output modellek alkalmazásával.

Van Vuuren és Smeets (2000) Benin, Bhutan, Costa Rica és Hollandia ökológiai lábnyomát hasonlítja össze és azt találják, hogy Hollandia fogyasztái szükségletének kielégítéséhez kétszer akkora terület szükséges, mint az ország területe. Rees (2008) példája azt mutatja, hogy Vancouver (Kanada) fogyasztása 174-szerese a fenntartható területhasználati értéknek. Azonban, hogy egy város ökológiai lábnyoma, nagyobb, mint a tényleges területe nem meglepő, hiszen, különösen a nagyvárosokban nagy a népsűrűség és nem helyben termelik meg az ellátásukhoz szükséges termékeket.

Van Vuuren és mtsai. (1999) az elsők között vizsgálták, hogy a kereskedelmi tevékenység miatt mekkora egy ország tényleges ökológiai lábnyoma. Azt találták, hogy Hollandia a tényleges területénél három-négyszer akkor területet használ fel a gazdasági tevékenységeihez.

Wiedmann és mtsai. (2007) és Turner és mtsai. (2007) tanulmányában találunk egy részletes módszertant a nemzetközi kereskedelemről származó ökológiai lábnyomról, amelyet több régióra vonatkoztatva, interszektorális összefüggések alapján az input-output elemzéssel számoltak. Többen továbbfejlesztették a modellt ezt követően. Peters (2007) 87 országot vizsgált egy 57 szektoros modellben.

Wiedmann (2008) egy összehasonlító tanulmányban mutatja be, hogy a több régió kereskedelmi hatását is figyelembe vevő input-output elemzéssel (MRIO) kombinált számítások mennyiben adnak más eredményt, mint a Global Footprint Network által is alkalmazott Termék-Földhasználat Mártix (PLUM) felhasználásával végzett számítások. Azt találta, hogy jelentős különbség van a két módszertan között, az input-output elemzéssel kombinált módszertan jobban támogatja a fogyasztási felelősség elvének megközelítését. Az ágazati kapcsolatok mérlegének alkalmazását hátráltathatja az, hogy nem mindig állnak rendelkezésre a szektorális adatok vagy nem megfelelő aggregáltsági szinten. Annál részletesebb elemzést lehet végezni, minél nagyobb felbontásban

állnak rendelkezésre ezek az ágazati adatok. Ebben a tanulmányban a karbon lábnyom számítást az ágazati kapcsolatok mérlegének felhasználásával végeztük.

Weber (2007), Peters (2008), valamint Druckman és mtsai. (2009) az ökológiai lábnyom, illetve az abból származtatott karbon lábnyom segítségével vizsgálták és fejlesztették tovább a módszertant, különválasztva a hazai és a nemzetközi kereskedelemről származó fogyasztási javak környezeti hatásait. Dobos-Csutora (2010) tanulmányában az ökológiai lábnyom dinamikus módon való számolását dolgozta ki, dinamikus input-output táblákat felhasználva.

Cranston és mtsai. (2011) tanulmányában bemutatja azokat a faktorokat, amelyek az egy főre eső ökológiai lábnyomot illetve a karbon lábnyomot befolyásolják 107 ország elemzése alapján. Ezek a faktorok: az egy főre eső GNI, a népsűrűség, energiaintenzitás és a karbon kibocsátás aránya (az elfogyasztott energiához viszonyított arány). Ezek közül az egy főre eső GNI, tehát a jövedelem, gazdaság mérőszámának van a legnagyobb hatása az ökolábnyomra. A karbon lábnyomot és az ökológiai lábnyomot ezek a tényezők befolyásolják egyaránt, ennek részben az is a magyarázata, hogy a karbonlábnyom az teljes ökológiai lábnyom mintegy 50%-át teszi ki (Ewing és mtsai, 2008).

5. 2. A CO₂ kibocsátás és a nemzetközi kereskedelem hatását bemutató tanulmányok

A kereskedelembe beágyazott CO₂ kibocsátásokat már Lenzen (1998) és Battjes és mtsai. (1998) is vizsgálták tanulmányaikban. Munksgaard és mtsai. (2001) felveti a termelési és a fogyasztási felelősség kérdését, ki legyen felelős az importált és az exportált termékekbe beágyazott kibocsátásokért. Dánia esettanulmányán keresztül mutatják be a CO₂-kibocsátás kereskedelmi egyenlegét az 1989-1994-es időszakot vizsgálva.

Arra az eredményre jutottak, hogy a CO₂-kibocsátások kereskedelmi egyenlege szignifikánsan megváltozott a vizsgált időszakban, és Dánia területéről származó CO₂-kibocsátások egyre növekvő része származik az export termékek miatti kibocsátásból, így egyre nehezebbé válik a nemzeti CO₂-kibocsátási célok elérése a növekvő export-kereslet, és ezáltal a növekvő kibocsátások miatt.

Ferng (2002) tanulmányozta a nemzetközi kereskedelemről származó energialábnyomot, 14 termelői iparágat vizsgálva. Ahmad és Wyckoff (2003) 41 országban vizsgálta a nemzetközi kereskedelemről származó CO₂-kibocsátások hatását, és azt találták, hogy a globális emissziók 80%-áért felelősek azok az országok. 17 gazdasági szektor alapján készítették az elemzést. Az eredményeik azt mutatták, hogy a fejlett országokban meglehetősen nagyobb a hazai fogyasztási kereslet miatt kibocsátott CO₂ mennyisége, mint a termelésből származó CO₂ mennyisége (ahova

az exportra termelést is beleszámították.) A kereskedelembe ágyazott CO₂ mennyisége sok esetben több mint 10% -kal volt magasabb, mint a termelésből származó kibocsátás, bizonyos esetekben 20% -kal is meghaladta azt.

Dánia, Finnország, Franciaország, Hollandia, Korea, Új-Zéland, Norvégia, Svédország esetében a helyi termelésből származó kibocsátás több, mint 30%-a a helyi termelésből származó kibocsátásnak.

Regionális szinten, egy-egy országot vizsgálva több elemzés is született az utóbbi időben a nemzetközi kereskedelem környezeti hatásáról. Andersson és Nevalainen (2003) Finnországban vizsgálta a kereskedelem környezeti hatását, Hornborg (2005) egy historikus elemzést végzett az Egyesült Királyság agrár-kereskedelmére vonatkozóan. Peters és Hertwich (2006) a norvég kereskedelem vizsgálatát az ágazati kapcsolatok mérlegén kívül strukturális útelemzéssel is kiegészítette.

Peters és Hertwich (2007) által kidolgozott 57 szektoros modellben 87 országban vizsgáltak az importált termékekben beágyazott CO₂ mennyiségét és az ő eredményeik is szignifikánsnak bizonyultak a kereskedelembe beágyazott CO₂-kibocsátások tekintetében. Peters (2008) tanulmányában bemutatja a fogyasztási illetve a termelési alapú CO₂-elszámolás módszertanainak előnyeit és hátrányait, illetve felveti a megosztott felelősség elvét is. Peters és Hertwich (2009) 73 ország esetében vizsgálta az üvegházhatású-gázok nemzetközi kereskedelemben való beágyazottságát. A világot 14 régióra osztották modelljükben és így vizsgálták a kereskedelmi áramlásokat, illetve a nyolc legfőbb fogyasztási kategóriában számították ki az importált termékekbe ágyazott emissziókat. A kutatások alapján a fejlődő országokban az élelmiszerfogyasztás és a szolgáltatások területén jelentős az importba ágyazott kibocsátások mennyisége, míg a fejlett országokban a közlekedés és a más országban gyártott, importált termékek fogyasztásából generálnak erőteljes GHG-kibocsátásokat a termelő országokban. A kutatásukban nem csupán a kereskedelembe ágyazott CO₂ mennyiségét vizsgálták, hanem azon üvegházhatású gázokat is, amelyek részesei a Kyoto egyezménynek.

Stahls és mtsai. (2011) a finnországi erdőgazdálkodás példáján vizsgálta a kereskedelembe ágyazott kibocsátásokat. Eredményeik azt mutatták, hogy az erdőgazdálkodás kibocsátásainak nagy része az exportra termelésnek tulajdonítható. Mivel a termelésialapú emisszió-elszámolás van érvényben így az exportra termelés miatt a finn nemzeti kibocsátások magasabbak mint ami a tényleges fogyasztásból származik. Ezt az eset is jól mutatja, hogy a termelésialapú emisszió elszámolás az országok felelősségét torzítva jeleníti meg és a fogyasztásialapú vagy egy megosztott felelősségű emisszióelszámolás jobban mutatná egy ország kibocsátásai által okozott felelősséget.

Sok tanulmány vizsgálta azt a hipotézist, mely szerint a szennyezés és a CO₂ a fejlett országoktól a kevésbé fejlett országok felé áramlik. Grimes és Kentor (2003) áttekintik a legfontosabb tanulmányokat. Ebben a kérdéskörben a legjelentősebb tanulmányok: Ahmad és Wyckoff, 2003; Bastianoni és mtsai., 2004; Ferng, 2003; Lenzen és mtsai., 2004; Mongelli és mtsai., 2006; Munksgaard és mtsai., 2007; Munksgaard és Pedersen, 2000. A 3. táblázat összefoglalóan mutatja az említett tanulmányokat.

3. táblázat: Áttekintés a CO₂-kibocsátást vizsgáló tanulmányokról

Szerzők	Ország, év	Elemzés tárgya	Módszertan
Ahmad (2003) és Ahmad and Wyckoff (2003)	1995–1997 évek input-output adatai, 41 ország elemzése	Kereskedelembe ágyazott CO ₂ -kibocsátás	24 input–output tábla, 17 szektor
Chung (2005)	Kilenc ország	Kereskedelembe ágyazott CO ₂ -kibocsátás	57 szektor
Lenzen et al. (2004)	1999–2000, öt ország	Kereskedelembe ágyazott CO ₂ -kibocsátás	39 - 229 szektor, országonként eltérő
Lutz et al. (2005)	40 ország (EU-25, OECD) és 2 világrégió (OPEC, többi ország); 25 ország input–output táblával, 2001	Energiahordozók használata, CO ₂ -kibocsátás, földhasználat, anyaghasználat (ökológiai hátizsák)	41 szektor az ágazati kapcsolatok mérlegében
Nijdam et al. (2005)	Hollandia, OECD európai része, OECD többi része, nem-OECD, 1995, 2000	Földhasználat, GHG kibocsátás, savasodás, eutrofizáció, nyári szmog, halászat, frissvíz-használat, közlekedési zaj, műtrágya-használat	30 szektor a világrégiókra, 105 szektor Hollandiára
Peters és Hertwich, (2004), Peters és Hertwich (2006a), Peters és Hertwich, (2006b), Peters és	Norvégia és 7 világrégió a legnagyobb exportáló országok alapján, bázisév 2000,	CO ₂ , SO ₂ , NO _x kibocsátás	49 szektor

Hertwich (2006c) idősoros elemzés
1995-2000

Peters (2007)	Norvégia	CO ₂ -kibocsátás a norvég importált fogyasztásra	strukturális útelemzés
Peters és Hertwich (2009)	sok ország, USA, Kína, japán, Oroszország kiemelt elemzése	kereskedelembé ágyazott CO ₂ -kibocsátások országonként és időszakonként	ágazati kapcsolatok mérlege

Forrás: saját összeállítás, 2011 Wiedmann (2007) alapján

VI. Összefoglalás

A nemzetközi kereskedelem a természeti környezet minőségét befolyásolja és részben okozója a fenntarthatatlan fogyasztási mintáknak. Az ökológiailag egyenlőtlen csere elméletével bemutattuk, hogy miért van szükség a fogyasztási szemléletet alkalmazó indikátorokra és a termelési, illetve a fogyasztási alapú kibocsátás-elszámolás összehasonlítását és jelentőségét is ez jól indokolja.

Indikátorokat alkalmazva számszerűsítjük és mérhetjük a termelésből és fogyasztásból származó környezetterhelés mértékét. A tanulmány áttekintést adott azokról a környezeti indikátorokról, amelyek segíthetnek a természeti erőforrás-felhasználás fogyasztási szemléletű mérésében. Az empirikus elemzések eredménye alátámasztják a fogyasztási felelősség jelentőségét. Szükség van további empirikus elemzésekre a jövőben, amelyek segíthetik, hogy a problémát vizsgáló környezeti indikátorok közpolitikai alkalmazása növekedjen.

Irodalomjegyzék

- Ahmad, N., Wyckoff, A. 2003. Carbon dioxide emissions embodied in international trade of goods. DSTI/DOC(2003)15. OECD
- Andersson, J. O. és Lindroth, M. 2001. Ecologically Unsustainable Trade. - *Ecological Economics* 37: 113-122.
- Arrow, K.; Bolin, B.; Costanza, R.; Dasgupta, P.; Folke, C.; Holling, C.S.; Jansson, B.O.; Levin, S.; Mäler, K.G.; Perrings, C.; és Pimentel, D. (1995) "Economic growth, carrying capacity, és the environment. *Science* 268: 520-521.
- Ayres RU, Simonis UE (eds). 1994. *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*. United Nations University Press: Tokyo.
- Ayres, R. U., van den Bergy, J. C. J. M. és Gowdy, J. M. 2001. Strong versus Weak sustainability: economics, natural sciences, and 'conscience'. - *Environmental Ethics* 23: 155-168.
- Baldo G.L., M. Marino, M. Montani és S. Ryding, "The carbon footprint measurement toolkit for the EU Ecolabel," *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(7), pp. 591-596, 2009.
- Bastianoni, S., F. M. Pulselli, E. Tiezzi. 2004. The problem of assigning responsibility for greenhouse gas emissions. *Ecological Economics* 49:253–257
- Battjes, J.J., Noorman, K.J., Biesiot, W., 1998. Assessing the energy intensities of imports. *Energy Economics* 20, 76}83.
- Best, A., Giljum, S., Simmons, C., Blobel, D., Lewis, K., Hammer, M., Cavalieri, S., Lutter, S., Maguire, C. 2008. Potential of the Ecological Footprint for monitoring environmental impacts from natural resource use. Report to the European Commission, DG Environment.
- Bosch, P. & Ensing, B. 1995. Imports and the environment: sustainability costs of imported products. Paper presented to the Second Meeting of the London Group on Natural Resource and Environmental Accounting, March, Washington DC
- Bunker, S. G. és Ciccantell, P. S. 1999. Economic ascent and the global environment: World-systems theory and the new historical materialism. - In: Goldfrank, W. L., Goodman, D. és Szasz, A. (eds.), *Ecology and the world system*. Greenwood Press, pp. 108-122.
- Bunker, S.G. 1985. *Underdeveloping the Amazon: Extraction, Unequal Exchange, and the Failure of the Modern State*. Urbana: University of Illinois Press.
- Costanza, R. 1980. Embodied energy and economic valuation. - *Science* 210: 1219-1224.
- Daly, H. 1996. *Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development*. - Beacon Press.

- Daly, H. és Townsend, K. (eds.). 1993. *Valuing the Earth: Economics, Ecology, Ethics.* - MIT Press.
- De Benedetto, L., Klemes, J., 2009. The environmental performance strategy map: an integrated LCA approach to support the strategic decision making process. *Journal of Cleaner Production* 17 (10), 900–906
- Dinda, S., 2004. Environmental Kuznets curve hypothesis: a survey. *Ecological Economics* 49, 431-455.
- Dobos, I.; Csutora, M. 2010. The calculation of dynamic ecological footprint on the basis of the dynamic input-output model. Working paper, Corvinus University of Budapest
- Döppe, Tobias, Stefan Giljum, Mark Hammer, Friedrich Hinterberger, Fred Luks, Doris Schnepf és mtsai. (2002): *Freier Handel, nachhaltiger Handel – Ein Widerspruch? Hintergrundpapier für die Debatte um Héssel und nachhaltige Entwicklung nach Johannesburg.* World Summit Papers der Heinrich-Böll-Stiftung 21, Sustainable Europe Research Institute, Heinrich-Böll-Stiftung, Berlin
- Ekins, P. 2000 *Economic Growth and Environmental Sustainability: the Prospects for Green Growth*, Routledge, London/New York
- Ekins, P. 2001. From green GNP to the sustainability gap: recent developments in national environmental economic accounting. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 1, pp. 61-93.
- Emmanuel, A. 1972. *Unequal Exchange*, translated by B.Pearce. New York: Montly Review Press
- Farrow, S. 1995. Extinction and market forces: two case studies. *Ecological Economics* 13: 115-123.
- Ferng, J. 2002. Toward a scenario analysis framework for energy footprints. *Ecological Economics* 40(1): 53-69.
- Finkbeiner M., 2009. Carbon footprinting - opportunities and threats, *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(2), 91–94
- Fischer-Kowalski M, Haberl H. 1997. Tons, joules and money: modes of production and their sustainability problems. *Society and Natural Resources* 10(1): 61–85.
- Fischer-Kowalski M, Haberl H. 2007. *Socioecological Transitions és Global Change: Trajectories of Social Metabolism and Land Use.* Elgar: Cheltenham, UK.
- Fischer-Kowalski, M. 1998. Society's Metabolism: The Intellectual History of Material Flow Analysis. - *Journal of Industrial Ecology* 2: 61-78.
- Fischer-Kowalski, M. és Haberl, H. 1998. 'Sustainable Development: Socio-Economic Metabolism and Colonization of Nature', *International Social Science Journal* 50(4): 573 – 87.

- Fischer-Kowalski, Marina & Christof Amann. 2001. Beyond IPAT and Kuznets Curves: Globalization as a Vital Factor in Analysing the Environmental Impact of Socio-Economic Metabolism. *Population & Environment*, no. 1/23, 7-47
- GFN. 2010. Global Footprint Glossary, Global Footprint Networks, Oakland, CA, USA
- Giljum, S.; Eisenmenger, N. 2004. North-South Trade and the Distribution of Environmental Goods and Burdens: a Biophysical Perspective. *Journal of Environment and Development*, 1, pp. 73-100.
- Gudmundsson, H. 2003. The Policy Use of Environmental Indicators. *Learning from Evaluation Research* 2(2): 1-12.
- Günther, E.; Stechemesser, K. 2011. Carbon Accounting: A systematic literature review. Conference Proceedings der EMAN-EU 2011 Conference. Accounting for Climate Change - What and how to measure, Proceedings (Mária Csutora- Sándor Kerekes), ISBN 978-963-503-432-1
- Haberl, H., Wackernagel, M., Krausmann, F., Erb, K.-H., Schulz, N. B. és Monfreda, C. 2004. Ecological footprints and human appropriation of net primary production: A Comparison. - *Land Use Policy* 21: 279–288.
- Haberl, Helmut, Marina Fischer-Kowalski, Fridolin Krausmann, Joan Martinez-Alier, Verena Winiwarter, 2011. A sociometabolic transition towards sustainability? Challenges for another Great Transformation. *Sustainable Development* 19(1), 1-14.
- Hanley, N. 2000. Macroeconomic measures of sustainability. *Journal of Economic Surveys*, 14, pp. 1-30.
- Herendeen, R. A.; Tanaka, J. 1976. Energy cost of living. *Energy*, 1(2): 165–178.
- Herendeen, R. A.:2000. "Ecological footprint is a vivid indicator of indirect effects." *Ecological Economics* 32(3): 357–358.
- Hornborg, A. 2001. *The Power of the Machine: Global Inequalities of Economy, Technology, and Environment*. New York: Altamira Press.
- Imhoff, M. L., Bounoua, L., Ricketts, T. és Loucks, C. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. - *Nature* 429: 870-872
- IPCC (Intergovernmental Panel for Climate Change) 2007. *Climate Change 2007. The Physical Science Basis*, Geneva.
- IPCC. 2001. *Climate Change 2001: Synthesis Report*. - In: Watson, R. T. and Team, t. C. W. (eds.). - IPCC, p. 184.
- Jorgenson, A.K. 2004. 'Uneven Processes and Environmental Degradation in the World- Economy', *Human Ecology Review* 11(2): 103 – 17.

- Jorgenson, A.K. és Rice, J. (2005) 'Structural Dynamics of International Trade and Material Consumption: A Cross-National Study of the Ecological Footprints of Less- Developed Countries', *Journal of World-Systems Research* 11(1): 57 – 77.
- Kenneth, H. 2010. Ecological Unequal Exchange: A comparative analysis, in: *The State of the Art in Ecological Footprint Theory and Applications*, Editor: Simone Bastianoni, *Footprint Forum 2010, Colle Val d'Elsa*, pp. 59-60.
- Knaus, M. – Lohr, D. – O'Regan, B. 2006. Valuation of ecological impacts — a regional approach using the ecological footprint concept. *Environment Impact Assessment Review* 26(1): 156–169.
- Krausmann F, Fischer-Kowalski M, Schandl H, Eisenmenger N. 2008a. The global socio-metabolic transition: past and present metabolic profiles and their future trajectories. *Journal of Industrial Ecology* 12(5/6): 637–656.
- Lehtonen, M. 2010. Indicators as an appraisal technology: Framework for analysing the policy influence of the UK Energy Sector Indicators, Paper to be presented at the at the International Society for Ecological Economics (ISEE) 11th biennial conference "Advancing Sustainability in a Time of Crisis" 22- 25 August 2010 Oldenburg és Bremen, Germany
- Lenzen, M. Murray, J. Sack, F., Wiedmann, T. 2007. Shared producer and consumer responsibility-theory and practice. *Ecological Economics* 61 (1). 27-42.
- Lenzen, M., 1998. Primary energy and greenhouse gases embodied in Australian "national consumption: an input-output analysis. *Energy Policy* 26, 495}506
- Lin, B. és C. Sun. 2010. Evaluating carbon dioxide emissions in international trade of China. *Energy Policy* 38:613–621
- Martinez-Alier, J. 1993. Distributional obstacles to international environmental policy: failures at Rio and prospects after Rio, *Environmental Values* 2(2) pp.97-124.
- Martinez-Alier, J. 2002. *The Environmentalism of the Poor: A Study of Ecological Conflicts and Valuation*. Northampton, MA: Edward Elgar.
- McGinnis, M. V. (ed.). 1999. *Bioregionalism*. - Routledge.
- Minx, J.C.; Wiedmann, T.; Wood, R.; Peters, G.P.; Lenzen, M; Owen, A.; Scott, K.; Barrett, J.; Hubacek, K.; Baiocchi, G; Paul, A.; Dawkins, E.; Briggs, J.; Guan, D.; Suh, S.; Ackerman, F. (2009) "Input-output analysis and footprinting: an overview of applications", *Economic Systems Research*, 21(3), pp. 187-216.
- Monfreda és mtsai. 2004. Establishing national natural capital accounts based on detailed ecological footprint and biological capacity assessments. *Land Use Policy* 21(3): 231-246.
- Móznér Vetőné, Z. 2011. Applying consumer responsibility principle in evaluating environmental load of carbon emissions, *Society and Economy* 33 (1), 131-144.

- Munksgaard, J., Pedersen, K.A. 2001. CO₂ accounts for open economies: producer or consumer responsibility? *Energy Policy* 29(4). 327-334.
- Muradian, R.; és Martínez-Alier, J. 2001. Trade and the environment: from a 'Southern' perspective. *Ecological Economics* 36(2) pp.281-297.
- Neumayer, E. 2004. Indicators of sustainability. In: Tietenberg, T. – Folmer, H. (eds.), *International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/05*. Edward Elgar, Cheltenham, UK, pp. 139–188.
- Norgaard, R. 1989. Three Dilemmas of Environmental Accounting. - *Ecological Economics* 1: 303-314.
- Norgaard, R. 1990. Economic Indicators of Resource Scarcity: A Critical Essay. - *Journal of Environmental Economics and Management* 19: 19-25.
- Odum, H. T. 1971. *Environment, Power, and Society*. - John Wiley
- Pan, J., J. Phillips, és Y. Chen (2008) China's balance of emissions embodied in trade: approaches to measurement and allocating international responsibility. *Oxford Review of Economic Policy* 24:354–376
- Peters, G. P. 2008. From production-based to consumption-based national emission inventories. *Ecological Economics* 65(1): 13-23.
- Peters, G.P. és Hertwich, E.G. (2006). Structural analysis of international trade: environmental impacts of Norway, *Economics System Research* 18. 155-181.
- Peters, G.P., Hertwich, E.G., 2008. CO₂ embodied in international trade with implications for global climate policy. *Environmental Science and Technology* 42, 1401–1407.
- Peters, G.P., Marland, G., Hertwich, E.G., Saikku, L., Rautiainen, A., Kauppi, P.E., 2009. Trade, transport, and sinks extend the carbon dioxide responsibility of countries: an editorial essay. *Climatic Change* 97 (3e4), 379-388.
- Princen, T. 2003. Az üzleti tevékenység homályba burkolása és elnyújtása- amikor a költségek internalizálása nem elegendő. *Kovács* 7. 3-4, 5-39.
- Prónay, S. – Málovics, G. 2008. Lokális és fenntartható fogyasztás [Locality and sustainable consumption], in: Lengyel, I. – Lukovics, M. (eds.) (2008). *Kérdőjelek a régiók gazdasági fejlődésében*. Szeged: JATEPress, pp. 184-203
- Proops, J.L.R.; Faber, M.; Wgenhals, G. 1993. *Reducing CO₂ emissions*, Berlin (etc.) Springer-Verlag, 300 pp.
- Rees, W. E. és Wackernagel, M. 1999. Monetary Analysis: Turning a Blind Eye On Sustainability. – *Ecological Economics* 29: 47-52.
- Rice, J. 2007. "Ecological Unequal Exchange: Consumption, Equity, and Unsustainable Structural Relationships within the Global Economy" in *International Journal of Comparative Sociology* 48 (1):43-72

- Schmidt-Bleek, F. 1994. *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS Das Mass für ökologisches Wirtschaften* - Birkhäuser Verlag
- Schütz, H.–Moll, S.–Bringezu, S. 2004. *Globalisation and the Shifting Environmental Burden. Material Trade Flows of the European Union – Which Globalisation is Sustainable?* Wuppertal Institute for Climate, Environment, Energy, Wuppertal
- Steckel, J., M. Kalkuhl és R. Marschinski. 2010. Should carbon-exporting countries strive for consumption-based accounting in a global cap-and-trade regime? *Climatic Change Letters*, 100 (3), pp. 779 - 786
- Steenge, A.E. 1999. Input-output theory and institutional aspects of environmental policy, *Structural Change and Economic Dynamics*, 10(1) pp.161-176.
- Steffen, W., Sanderson, A., Jäger, J., Tyson, P. D., Moore III, B., Matson, P. A., Richardson, K., Oldfield, F., Schellnhuber, H.-J., Turner II, B. L., Wasson, R. J. and Springer, V. 2005. *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*. - IGBP, p. 336.
- Stern, D.I.; Common, M.S.; és Barbire, E.B. 1996. Economics growth and environmental degradation: the environmental Kuznets curve and sustainable development, *World Development* 24(7), pp.1151-1160.
- Torras, M. 2003. An ecological footprint approach to external debt relief. *World Development*, 31(12), pp.2161-2171.
- UNEP. 2002. *Global Environmental Outlook 3*. - EarthPrint. World Resources Institute. 1997. *Resource Flows: The Material Basis of Industrial Economies*. - In: Wuppertal Institute, Netherlands Ministry of Housing and National Institute for Environmental Studies (eds.). - World Resources Institute. World Resources Institute. 2007. *State of the World 2007: Our Urban Future*. - World Resources Institute.
- Venetoulis, J., Talberth, J. 2008. Refining the ecological footprint. *Environ. Dev. Sustain.*, 10, 441-469.
- Vitousek, P. M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. H. és Mateson, P. A. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. - *BioScience* 34: 368-373.
- Wackernagel és Kitzes (2009)
- Walter, I. 1973. The pollution content of American trade, *Western Economic Journal* 11(1) pp.61-70.
- Weisz H, Fischer-Kowalski M, Grünbühel CM, Haberl H, Krausmann F, Winiwarter V. 2001. Global environmental change and historical transitions. *Innovation – the European Journal of Social Sciences* 14(2): 117–142.
- Wiedmann, T. 2009. Editorial: carbon footprint and input-output analysis- an introduction. *Economic Systems Research*, 21(3), pp.175-186.

- Wiedmann, T., Minx J. 2008. A definition of 'Carbon Footprint' In: Ecological Economics Research Trends (Editor: Carolyn C. Pertsova), Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY, USA. Chapter 1, pp.1-11.
- Wiedmann, T.; Minx, J. A Definition of "Carbon Footprint, 07-01. Durham, 2007.
- WRI 2000. The Weight of Nations, Material Ourflows from Industrial Economies, World Resotrce Institure, Washington D.C.
- WWF. 2006. Living Planet Report 2006. - In: Loh, J. (ed.). - WWF International.
- Yunfeng, Y.-Laike, Y. 2010. China's foreign trade and climate change: A case study of CO₂ emissions. Energy policy 38: 350-356.