

A környezeti fenntarthatóság statisztikai mérőeszközeinek fejlesztésekor jelentkező operacionalizációs választások

Málovics György¹

A közgazdaságtant régóta foglalkoztatja a társadalmi jólét kérdése. Ez az utóbbi időben kiegészült a környezeti fenntarthatóság témakörével is, lévén a társadalmi jólét jövőbeni mértékét nagyban meghatározzák a természetben bekövetkező változások.

Mind a jólét, mind pedig a környezeti fenntarthatóság komplex fogalmak. Tanulmányomban az utóbbival kapcsolatos elméleti közgazdaságtani eredmények, valamint néhány, a környezeti fenntarthatósággal kapcsolatos közgazdaságtani operacionalizációs kísérlet alapján bemutatom a koncepció mérésekor felmerülő dilemmákat. E tapasztalatok alapján főbb következtetésem, hogy (1) jó néhány kikerülhetetlen dilemmával kerülünk szembe, ha komplex fogalmakra mérőeszközöket hozunk létre, (2) a környezetgazdaságtani és ökológiai közgazdaságtani szakirodalomban felhalmozódott ismeretek fontos szempontokkal szolgálnak e dilemmák eldöntéséhez, mégis, (3) a fenntarthatóság fogalmának komplexitásából adódóan az e dilemmákra adott kutatói válaszok szükségszerűen trade-off-okat, és így bizonyos szintű értékítéletet hordoznak magukban. A fentiekből fakadóan pedig a környezetgazdaságtani szakirodalom egyik fontos feladata a fenntarthatóság koncepciójának operacionalizálásakor, hogy a mérőeszközök mögött álló értékválasztások és trade-off-okat, valamint a mérőeszközök korlátait korrekt módon bemutassa – legalábbis amennyiben nem akarja ugyanazt a hibát elkövetni, mint az általa környezeti és jóléti szempontból bírált „tankönyvi” közgazdaságtani mérési kísérletek.

Kulcsszavak: fenntarthatósági mérőeszközök, választások, értékítéletek

1. Bevezetés

A gazdasági tevékenység mérésére szolgáló Nemzeti Számlák Rendszerét (SNA) az alternatív (környezeti, ökológiai és jóléti) közgazdászok rendre komoly kritikával illetik amiatt, hogy annak, de legalábbis kiemelt mutatóinak (GDP/GNP) információs bázisa nem (illetve csak nagyon korlátozott mértékben) terjed ki az életminőség kérdéseire, valamint a gazdaság által kiváltott természeti folyamatokra. Így az SNA rendszert fő mutatóinak növelésére irányuló stratégiák nem feltétlenül segítik elő a társadalmi jólét növelését és a fenntarthatóságot (Layard 2007, van den Bergh

¹ Málovics György, PhD, egyetemi docens, Szegedi Tudományegyetem Gazdaságtudományi Kar Közgazdaságtani és Gazdaságfejlesztési Intézete (Szeged).

A kutatást a Nemzeti Kutatási és Technológiai Hivatal (NKTH) Baross Gábor Programja támogatta (BAROSS-DA07-DA-ELEM-07-2008-0001).

2007). Ezt felismerve az utóbbi évtizedekben, különösen pedig az 1990-es évek óta egyre több szervezet és kutató törekszik a fenntarthatóságot, illetve fenntartható fejlődést megragadó mutatószámok, mutatószámrendszerek kidolgozására. E folyamatot mi sem jellemzi jobban, minthogy 2003-ban több mint 500 fenntarthatósági indikátor(készlet) kidolgozására vonatkozó próbálkozás történt (Böhringer–Jochem 2007). Emellett mára minden jelentősebb „világpolitikai” szervezet (EU, ENSZ, OECD, Világbank) rendelkezik saját fenntartható fejlődési indikátorkészlettel, illetve 2003-ban az ENSZ, az Európai Bizottság, az IMF, az OECD és a Világbank közösen publikálták az integrált környezeti és gazdasági nemzeti elszámolások keretfeltételeire vonatkozó állásfoglalásukat. Végül nem is olyan régen egy Nobel-díjas közgazdászok által vezetett bizottság is letette a témával kapcsolatos álláspontját az asztalra (Stiglitz et al. é.n.). E tények jelzik, hogy mind a tudományban, mind pedig a politikai döntéshozatalban komoly igény fogalmazódott meg olyan indikátorok/indikátorkészletek iránt, amelyek alapul szolgálhatnak a társadalmi döntéshozatal fenntarthatóbb irányba történő elmozdításához.

Tanulmányomban a fenntarthatósággal kapcsolatos közgazdaságtani elméletek, valamint néhány lényegesebb, a fenntarthatóság mérésére irányuló mérési kísérlet alapján azt vázolom fel, hogy milyen, már-már elkerülhetetlen dilemmákkal találkozunk, ha fenntarthatósági indikátorokat/indikátorrendszereket kívánunk létrehozni. Ennek megfelelően dolgozatom első részében a vonatkozó közgazdasági elméletek, míg a második részben néhány korábbi közgazdaságtani mérési kísérlet tapasztalatai alapján mutatok rá ilyen dilemmákra. Tanulmányomat következtetésemmel zárom.

2. A környezeti fenntarthatóság mérésével kapcsolatos dilemmák a fenntarthatóság közgazdaságtani elméletei alapján

A fenntarthatóság közgazdaságtani elméleteit több dichotómia mentén is csoportosíthatjuk. Az egyik ilyen az erős fenntarthatóság és gyenge fenntarthatóság elkülönítése, míg a másik a fenntarthatóság ökológiai közgazdaságtani és környezetgazdaságtani megközelítése közti különbségtétel (Málovics–Bajmócy 2009). A következőkben a fenntarthatóság ezen elméleti megközelítéseinek azon eltéréseit tárgyaljuk, amelyek alapvetően meghatározzák a környezeti fenntarthatósággal kapcsolatos mérési tevékenységet.

2.1. A tőketípusok helyettesítő/kiegészítő viszonya

A fenntarthatósági mérőszámok kialakítása során szembetaláljuk magunkat egy alapvető fenntarthatóság-elméleti dilemmával, ami az *egyres tőkefajta, különösen a természeti (N) és mesterséges tőke (K) egymáshoz való viszonyával* kapcsolatos. Amennyiben helyettesítő viszonyt feltételezünk, akkor gyenge fenntarthatóságról, míg kiegészítő viszony feltételezése esetén erős vagy szigorú fenntarthatóságról be-

szélhetünk. Előbbi értelmében az ösztökemennyiség, míg utóbbi esetében ez, illetve a természeti tőke (bizonyos szintjének) megőrzése is szükséges a fenntarthatóság állapotának biztosításához. Az, hogy mi a természeti tőkének az erős fenntarthatóság elméletében megőrzendő szintje, általában a természeti tőkén belüli további megkülönböztetéssel igyekeznek a szakirodalom megragadni. Ennek értelmében beszélhetünk kritikus és nem kritikus természeti tőkéről (Ekins 2003, Ekins et al. 2003).

A gyenge fenntarthatóság elméletének képviselői a természeti- és mesterséges tőke egymással való helyettesíthetőségéből indulnak ki. Véleményük szerint néhány esetben akár közvetlen helyettesítés is van a mesterséges tőke és a természeti tőke közt – ilyen, pl. amikor egy precízebb szerkezet csökkenti a hulladékot, lehetővé teszi addig megmunkálhatatlan anyagok használatát vagy a hatékonyabb újrahasznosítást (Solow 1997, Stiglitz 1997). Fontosabb azonban az indirekt kapcsolat, amikor az addig kimerülő erőforrásokból készült anyagokat magas tőkeintenzitású folyamatokat használva megújulókból állítják elő (Solow 1997). Ez utóbbi nem a természeti erőforrások tőkejavakkal történő helyettesíthetőségét, csupán a nem megújuló erőforrások megújulókkal történő helyettesíthetőségét jelenti (Daly 1997) a technológiai fejlődés révén. Ugyanakkor, a megújuló erőforrások (elvileg) nagyon hosszú időn keresztül használhatóak fenntartható módon (Solow 1997), hiszen egyes típusaiból képesek lehetünk hosszú időn keresztül egy pozitív, konstans, a megújuló-képességüket meg nem haladó mennyiséget használni, míg mások esetében ilyen korlát eljövetele nem is látszik a közeli jövőben (ilyenek pl. a nap és a fúziós energia). Így az elmélet szerint az egyes tőketípusok (természetes és mesterséges) közti tőkéletes helyettesíthetőség következtében a fenntarthatóság kritériumának teljesítéséhez elég, ha a két tőketípus együttes értéke nem csökken – azaz, ha természeti erőforrás megsemmisülésével legalább ugyanolyan értékű mesterséges tőke jön létre (Gutés 1996, Kerekes 2006).

A gyenge fenntarthatóság elméletét ugyanakkor számtalan kritika éri. E kritika legrelevánsabb része a tőketípusok közti helyettesítő viszonyra – azaz egészen konkrétan a természeti tőke mesterséges tőkével való helyettesíthetőségére – vonatkozik. Igaz ugyan, hogy egyes termelési folyamatokban a természeti tőkét képesek vagyunk mesterséges tőkével helyettesíteni (pl. amikor a növényi kártevők elleni védelmet vegyszerezéssel oldjuk meg, vagy éppenséggel megújuló energiaforrásokat alkalmazunk a kimerülő energiaforrások helyett), ugyanakkor e helyettesítő viszony jelen tudásunk szerint nem áll fenn jó néhány, az emberi jólét szempontjából kulcsfontosságú ökoszisztéma szolgáltatás esetében (MEA 2005, Gonczlik 2004, UNDP et al. 2000, Buday-Sántha 2002, Gustaffson 1998, Ayres 2007).

A fentiek alapján indokoltnak tűnik tehát olyan fenntarthatósági mérőeszközök kidolgozása, amelyek *az ökoszisztéma szolgáltatások alapját jelentő ökoszisztémák állapotát² önmagukban (azaz a helyettesítési lehetőségekkel nem számolva) igyekeznek megragadni*. Még akkor is, ha azt előre tudományos bizonyossággal

² Amihez jó alapot szolgáltathatnak a reziliencia és rezisztencia koncepciói (Limburg et al. 2002).

semmi esetre sem tudhatjuk, hogy a jövőben egyes ökoszisztéma szolgáltatások mesterséges tőkével történő helyettesítése mennyiben válik majd lehetségessé.

2.2. A természeti tőke homogén/heterogén mivolta

A környezeti fenntarthatóság erős formájának, azaz a természeti tőkemennyiség megőrzésének a kapcsán felmerül annak kérdése, hogy *a természeti tőkét alá kell-e bontani „alegységekre”, vagy annak egészét (illetve változását) aggregálva értékeljük.*³ Bár a „természeti tőkemennyiség megőrzése” kritérium önmagában feltételezi a pénzbeli értékelést⁴ (Hanley 2000), és egyes erős fenntarthatósággal foglalkozó elméletek is kifejezetten a természeti tőke pénzbeli megőrzésének kritériumát szabják erős fenntarthatósági feltételnek (Kerekes 2006), az erős fenntarthatóságot hirdető szerzők jellemzően erőteljesen megkérdőjelezzik a természet pénzbeli értékelésének legitimitását. Azaz, amikor az erős fenntarthatóságot propagáló szerzők az erős fenntarthatóság koncepciójáról beszélnek, akkor sokszor nem a természeti tőke pénzbeli megőrzésének, hanem a természeti tőke bizonyos elemeinek, bizonyos konkrét ökológiai folyamatok, ökoszisztéma-funkciók és szolgáltatások megőrzésének a szükségessége mellett érvelnek, tekintettel ezek nem helyettesíthető mivoltára. Az erős fenntarthatóság azon értelmezése, amely tehát a társadalmakra a természeti tőke értékbeli megőrzésének kötelezettségét rója, bírálható amiatt, hogy hallgatólagosan helyettesítő viszonyt feltételez a természeti tőke egyes elemei közt. E feltételezés pedig jelenlegi tudásunk szerint nem tartható, tekintettel a természeti tőke elemeinek és ökoszisztémáinak, és ezen elemek emberi társadalmakban betöltött szerepének sokféleségére, és a köztük lévő helyettesítő viszonyra vonatkozó tudományos bizonyítékok hiányára.

Nem lehet a természeti tőkét egy nagy, homogén egységként kezelni, ugyanakkor az egyáltalán nem evidens, hogy a természeti tőke alábontása milyen részletességgel történjen meg. Hanley (2000) szemléletes példákat ad a megfelelő aggregációs szint kiválasztásának, az erőforrások heterogén/homogén kezelésének a problémájára: ha pl. az átlagos folyóvízminőség egy területen javul, akkor ez a fenntarthatóság egyik jele annak ellenére, hogy bizonyos folyók esetében ugyanez a mutató romlik? Ha az erdőterületet akarjuk indikátornak választani, akkor egy kalap alá lehet-e vonni a faültetvényeket az őshonos erdőkkel? Vagy csináljunk még két kategóriát? És a különböző típusú őshonos erdőket lehet-e együttesen kezelni, vagy még tovább érdemes őket bontani? E kérdésekre nem tudunk univerzális válaszokat adni, hanem egy egyszerű trade-off-fal találjuk szembe magunkat: az aggregálás redukcionista eljárás, ugyanakkor egy nagyon sok (végtelen sok) mutatóból álló mérőrendszer nem biztos, hogy jól használható sem tudományos elemzésekhez, sem pedig a stratégiai döntéshozatalhoz.

³ Ez persze nem jelenti azt, hogy nem értékeljük külön-külön az egyes elemeket, csupán azt, hogy ezek összességének értékbeli megőrzését tűzzük ki célul.

⁴ A természet pénzbeli értékelésével kapcsolatos dilemmát lásd a következő pontban.

Támpontot adhat e dilemma kapcsán a természeti tőke megfelelő mértékű alábontásához annak elemzése, hogy az egyes ökoszisztéma szolgáltatások kínálata milyen földrajzi skálákhoz kapcsolódik, azaz (1) az ökoszisztémák milyen ökológiai skálán nyújtják az adott ökoszisztéma szolgáltatást és (2) az érintettek milyen intézményi skálán élvezik e szolgáltatások hasznát (Hein et al. 2006). Nyilvánvaló ugyanakkor, hogy egy ilyen elemzés elvégzése nem egyszerű feladat, köszönhetően egyfelől az bioszféra és az ökoszisztémák – már tárgyalt – interdependenciáinak, másfelől pedig az ökoszisztémák és ökoszisztéma szolgáltatások térbeli és időbeli dinamizmusának, az ökoszisztéma szolgáltatások közös termék (joint product) jellegének, komplexitásának és haszonfüggőségének (Fisher et al. 2009).

2.3. A természet pénzbeli értékelése

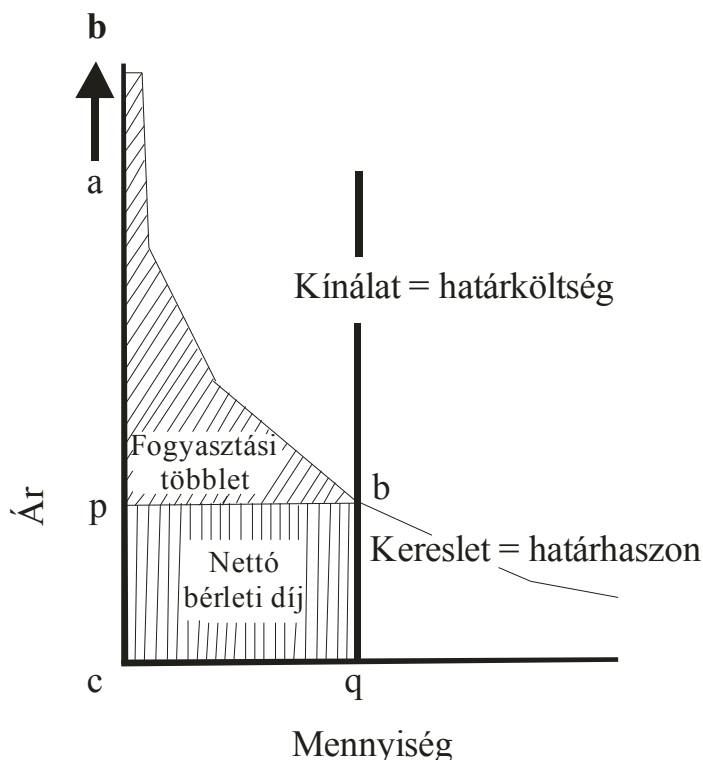
Erőteljes nézetkülönbség van a közgazdaságtani elméletek közt a tekintetben is, hogy *célszerű-e a fenntarthatósággal kapcsolatban a természeti változásokat pénzben értékelni*. A természet pénzbeli értékelésére számos módszer áll rendelkezésre (Marjainé Szerényi 1999), ugyanakkor a természet, illetve a természeti tőkében bekövetkező változások pénzbeli értékelését számos kritikával illelhetjük. Ahhoz ugyanis, hogy a természeti tőkében bekövetkezett változásokat pénzben értékelni tudjunk, szükséges ezen változások hosszú távú biofizikai és társadalmi hatásainak ismerete (Daily et al. 2000). Ugyanakkor jelenlegi ökológiai tudásunk alapján a globális biodiverzitás és annak pusztításának természetét nagyfokú bizonytalanság övezi (Novacek–Cleland 2001, Daily et al. 2000), és ugyanez igaz az ökoszisztéma-szolgáltatások társadalmi hatásaira is (Ekins et al. 2003).

E bizonytalanság következtében azt, hogy valójában mennyit ér az emberiség számára az ózonréteg, a tiszta levegő, a természetes környezet illetve egyes fajok, a tudomány jelenlegi állása alapján nem lehet megmondani (McDaniel–Gowdy 2002). E bizonytalansághoz szorosan kapcsolódik az a tény, hogy bármely hatás az egész ökoszisztémában – és végül is így az egész bioszférában – átadódik, azaz a rendszer minden elemére közvetlenül vagy közvetve hat (a bioszféra, mint rendszer változásának megértése ezért is különösen nehéz feladat) (Vida 2001). A kapcsolatok szövevényességére, a rendszer elemei közti bonyolult interdependenciákra jó példa a másodlagos kihalás jelensége (Norgaard–Bode 1998, Pimm 1997). Ezen interdependenciák következményeképpen nem lehet az egyes ökológiai szolgáltatásokat külön-külön értékelni (Norgaard–Bode 1998).⁵ Tovább nehezíti a pénzbeli érték felbecslését, hogy a zavaró hatásokra az ökoszisztémák nemlineáris módon reagálnak (Costanza et al. 1997, Daily et al. 2000). Azaz a stressznek kitett ökoszisztémák kulcsváltozóit előreláthatatlan szakaszosság, késések és küszöbértékek jellemzik (Rees 1998, Costanza et al. 1997). Az emberi hatások lassan akkumulálódnak, majd hirtelen változásokat idéznek elő, amely hirtelen hat az emberi egészségre, a megújuló erőforrások termelékenységére és a társadalmak életképességére. Ilyen kö-

⁵ Ugyanez igaz az egyes ökoszisztémákra, vagy természeti erőforrásokra.

rülmények közt pedig a határhaszon (az ár) hirtelen a végtelen irányába mozdulhat el (1. ábra), hiszen az élet alapvető feltételét jelentő ökoszisztéma szolgáltatások teljes értéke végtelen – mivel azok nélkül az emberi élet a földön nem lehetséges és azok mással nem helyettesíthetők.

1. ábra Kulcsfontosságú ökoszisztéma szolgáltatások kereslete és kínálata



Forrás: Costanza et al. (1997, 255. o.)

Az 1. ábrán is látszik, hogy még akkor is, amikor a gazdasági expanzió kevés akut súrlódással jár, megvan a lehetősége annak, hogy a természet összeomlásának határán van, amely akármilyen kis változásra bekövetkezhet (Rees 1998). E tény önmagában megkérdőjelezi a határhaszon alapuló értékelési technikák relevanciáját a természet megőrzésének szempontjából. Különösen problematikus a természeti tőke állományának pénzbeli értékelése, lévén ez nem határelemzés, hanem a teljes érték meghatározása, amely pedig jelen tudásunk szerint – a nem helyettesíthető és az emberi élet szempontjából nélkülözhetetlen ökoszisztéma szolgáltatások miatt – végtelennel egyenlő.

Ugyanígy nemlineáris az ökológiai és társadalmi rendszerek kölcsönhatása is. A fajkihalások, a biodiverzitás és ökoszisztéma-folyamatok közti pozitív visszacsatolások kombinációja valószínűleg nemlineáris költségnövekedést okozhat a társadalom számára a jövőben (Chapin et al. 2000). Ráadásul e folyamatok nagyfokú tehetetlenséggel bírnak (Woodruff 2001), és adott esetben visszafordíthatatlanok, ám a természeti tőke kritikus, azaz visszafordíthatatlan folyamatok bekövetkezése nélkül

megmaradó szintjét jelen tudásunk alapján meghatározni nem tudjuk (Gutés 1996, Ekins et al. 2003, Goodland–Daly 1996).⁶

Így tehát a természeti tőkében bekövetkezett változások – különösen pedig a teljes tőkeállomány – pénzbeli értékelése azt eredményezi, hogy az adott elméletbe nem integráljuk a természeti tőke sajátos jellemzőivel kapcsolatos ökológiai tudást. Ennek kapcsán *tudományosan megalapozottabbnak tekinthető, ha a környezeti fenntarthatóság mérésekor nem támaszkodunk a természet pénzbeli értékelésére.*

Összességében tehát elmondható, hogy a fenntarthatóság közgazdaságtani elméletei alapján *egy fenntarthatósági indikátor/indikátorkészlet kialakításánál az alábbi dilemmákkal szükségszerűen szembesülünk:*

- Mit gondoljunk a természeti és mesterséges tőke egymással kapcsolatos (helyettesítő/kiegészítő) viszonyáról?
- Mennyiben tekinthetjük a természeti tőkét heterogénnek?
- Élünk-e a természet pénzbeli értékelésének eszközével?

3. A fenntarthatóság egydimenziós mérési kísérleteinek tapasztalatai alapján felmerülő dilemmák

A fenti elméleti megközelítések mellett a fenntarthatóság eddigi mérési kísérletei is szolgálnak számunkra olyan dilemmákkal, amelyek létével mindenképpen érdemes tisztában lenni egy fenntarthatósági indikátor(készlet) kialakításánál. Ezek illusztrálásához a „környezetre kiigazított nettó nemzeti termék” (environmentally adjusted net national product – EANP), a „valódi megtakarítás” (genuine savings – GS) és a „fenntartható gazdasági jólét mutatója” (Index of Sustainable Economic Welfare–ISEW) mutatóit érdemes megemlíteni. A tanulmány e részében nem célok ezen mutatók módszertanának teljeskörű bemutatása és elemzése (ehhez lásd Málovics et al. 2010), pusztán az ezekkel kapcsolatos olyan tapasztalatok kiemelése, amelyek hozzájárulnak a fenntarthatóság statisztikai mérési kísérleteivel kapcsolatos operacionalizációs dilemmákhoz.

3.1. A környezetre kiigazított nettó nemzeti termék (Environmentally adjusted net national product – EANP) tapasztalatai alapján felmerülő dilemmák

Az EANP elméleti alapja a Hicks-i jövedelem, amelynek értelmében a maximális fenntartható jövedelem az egy adott időszakban anélkül elfogyasztható jövedelem, hogy e fogyasztással csökkentenék a jövőbeni időszakok fogyasztási lehetőségeit a tőkeállomány felélése révén (Hanley 2000). Így amennyiben az adott periódus (év) fogyasztása magasabb, mint az adott periódus EANP-je, akkor e fogyasztási szint

⁶ A természet pénzbeli értékelésének komoly társadalmi gyökerű problémái is vannak – ehhez lásd *Málovics–Bajmócy* (2009).

fenntarthatatlannak minősül. Az EANP növekedése azt jelzi, hogy a fenntartható fogyasztás (jólét) szintje is emelkedik.

Az EANPP elméletéből levonható következtetések kétfélek. Egyrészt a piaccal rendelkező erőforrások esetében a nettó nemzeti termelést (NNP) ki kell egészíteni ezek amortizációjával. A be nem árazott erőforrások esetében kétféle kiegészítést kell megtenni: egyet, amely az NNP-t kiegészíti ezen nem piaci eszközök szolgáltatásainak értékével, és egy másikat, amely ezen eszközök értékcsökkenését mutatja.

Az EANP kritikai szakirodalma több, a fenntarthatósággal kapcsolatos operacionalizálási dilemmára is rámutat. Az első ilyen dilemma abból fakad, hogy a mutató ún. hasznosság-alapú megközelítést alkalmaz. A fenntarthatóságnak ugyanis a közgazdaságtanban alapvetően kétféle definiálási kísérletével találkozhatunk (Hanley 2000):

- *célalapú* definíciók, mint pl. a nem csökkenő hasznosság, és
- *eszkőzalapú* definíciók, mint a nem csökkenő erőforrás-állomány (tőke), amelyből a jövő generációk jólétet hozhatnak létre saját maguk számára.

A fenntarthatósággal foglalkozó közgazdászok egyre inkább egyetértenek abban, hogy a fenntarthatóság nem a nem csökkenő hasznosság nyújtásával (célalapú definíció), hanem a jövő generációk rendelkezésre bocsátott „hasznosságtermelő” tőkeállomány megőrzésével jellemezhető (eszkőzalapú definíció) (Illge–Schwarze 2009).

Ennek egyik oka lehet, hogy a fenntarthatóság jelen és jövő generációk igényeiből (azaz hasznosságból) kiinduló megközelítése meglehetősen kevés támpontot nyújt a koncepció megvalósításához szükséges gyakorlati intézkedések kijelöléséhez. Különösen problematikus az igények fogalma, hiszen egyrésztől nem ismerjük sem a jövő generációk igényeit, sem pedig azt, hogy ezek megvalósításában milyen képességeik lesznek és milyen erőforrásokra lesz szükségük. Továbbá, mivel a társadalom tagjainak igényei társadalmi konstrukciók eredményei és új technológiák új, adott esetben meglehetősen nagy negatív környezeti hatással járó igényeket hozhatnak létre (erre a lehetőségre a talán legjobb aktuális példát az úrturizmus szolgáltatja), az igények köre akár végtelen is lehet (Vollenbroek 2002).

Ugyanakkor nyilvánvaló, hogy a tőkealapú megközelítés is megtévesztő, hiszen a technológiai változás miatt elvileg elképzelhető, hogy az idő előrehaladtával kevesebb ösztökemennyiségből is magasabb hasznosságmenyiség hozható létre a technológiai hatékonyság növekedésének következtében. Ennek ellenére azonban úgy tűnik: *a jövőbeni igényekkel kapcsolatos bizonytalanság miatt megalapozottabb lehet egy tőkealapú fenntarthatósági indikátor(rendszer) használata.*

A felmerülő dilemmák második csoportja a természet beárazásával kapcsolatos. Nagy a különbség ugyanis a mutató esetében az elméleti definíció és annak

operacionalizálása közt (Nourry 2008).⁷ Az elméleti modell ugyanis azt feltételezi, hogy a gazdaság egy hatékony növekedési pályát követ. Azaz *a mutató kiszámításánál alkalmazott áraknak optimális és fenntartható⁸ áraknak kellene lenniük*. Ugyanakkor empirikus munka céljából csak a jelenlegi árak állnak rendelkezésre (azok is csak a piaccal rendelkező természeti erőforrások esetében), amelyek sem nem optimálisak, sem nem fenntarthatóak. Mivel a számítások így érvénytelen adatok alapján történnek meg, a nemzeti jövedelem fenntarthatóságára vonatkozó ítéleteinkkel a mutató alapján óvatosan kell bánnunk. Ha pl. a jelenlegi erőforrások alacsonyabbak az optimális áraknál, akkor az erőforrások értékcsökkenését alul, és így a fenntartható jövedelmet felülbecsüljük.

Szintén az operacionalizálás árakkal kapcsolatos részéhez kötődő probléma, hogy mivel a fenntarthatóság egy makroökonomiai koncepció, *a fenntarthatatlan állapotból a fenntarthatóba történő elmozdulás megváltoztatja az árakat*. A fenntartható árak és a fenntarthatóság maga így körkörös viszonyban vannak: fenntartható árak nélkül nem tudjuk, hogy a gazdaság fenntartható-e, de ha nem tudjuk, hogy a gazdaság jelenleg fenntartható-e, akkor a jelenlegi árak semmit sem mondanak nekünk a fenntarthatóságról (Pezzey–Toman 2002). Azaz, a Hicks-i jövedelem csak akkor lehet fenntartható jövedelem mutatója, ha feltételezzük, hogy a gazdaságban már egyébként is fenntartható árak vannak.

Ez pedig azt jelzi számunkra, hogy *a természet beárazása nem csak azon környezeti javak és szolgáltatások esetében problematikus a fenntarthatóság szempontjából, amelyek nem rendelkeznek piaccal, hanem a piaccal rendelkező környezeti javak esetében is*.

3.2. A valódi megtakarítás (*genuine savings – GS*) tapasztalatai alapján felmerülő dilemmák

A GS mutató mögöttes elméleti modelljének alapja a társadalmi jóléti függvény maximalizálása konstans diszkontrátát, konstans népességszámot és az egyes tőkefajták közti tökéletes helyettesítést feltételezve (Nourry 2008). A GS egy gyenge fenntarthatósági indikátor, az elméleti modellben a fenntarthatóság feltétele a nem csökkenő fogyasztás és a modell alapfeltételeiből következően ennek előfeltételeként a nem csökkenő teljes tőkeállomány az optimális (jelenértéket maximalizáló) növekedési útvonalon. Kiszámításának módja (Nourry 2008):

⁷ E kritikát legexplicitebben módon a GS mutatójával szemben fogalmazták meg, ugyanakkor a mögöttes elméleti keret (neoklasszikus közgazdaságtan) miatt érvényes az EANP-re is. Általában a gazdasági tevékenység, a jólét és a környezeti fenntarthatóság operacionalizációs nehézségével kapcsolatban kiváló áttekintést adnak *Stiglitz et al.* (é.n.).

⁸ Hatékony (optimális) árakról akkor beszélünk, amikor az adott árak biztosítják az erőforrások azon allokációját, amelyik a maximális jelenértéket eredményezi (azaz pl. nincsenek externáliák). Ugyanakkor egy jelenértéket maximalizáló gazdaság, azaz a hatékony árak is lehetnek fenntarthatatlanok (ha pl. kimerítik a kimerülő erőforrásokat, és az időbeli diszkontálás következtében nem ösztönöznek elégséges beruházásra), így a fenntartható időbeli hasznosságot (azaz időben nem csökkenő hasznosságot) eredményező árakat fenntartható áraknak nevezzük (Pezzey–Toman 2005, Neumayer 2004).

GS = bruttó nemzeti megtakarítás-mesterséges tőke értékcsökkenése+oktatási kiadások-természeti erőforrások kimerülése-szennyezők által okozott károk értéke (széndioxid és szilárd szennyezőanyagok).

Ezen elméleti keretben egy gazdaság fenntartható, amennyiben a GS értéke nulla feletti. A GS tulajdonképpen a Hartwick-szabály⁹ kiterjesztése: egy gazdaság fenntartható, amennyiben a megtakarítások meghaladják a humán, mesterséges (man-made) és természeti tőke értékcsökkenésének mértékét (Nourry 2008, Hanley 2000). A lényeg: a társadalom ösztőke mennyisége, ami a termelt tőkéből (produced capital), emberi tőkéből és természeti tőkéből áll, ne csökkenjen. Ezek értékét monetizálják, az aggregáció pedig egy szimpla összeadás (Böhringer–Jochem 2007).

A mutatóval kapcsolatos kritikai szakirodalom rávilágít arra, hogy egyáltalán nem egyértelmű, *hogyan vegyük számításba a gazdasági tevékenység* (termelés, illetve fogyasztás) *határon átnyúló környezeti hatásait* (Neumayer 2004, Hanley 2000, Ekins 2001). A fejlődő országokban kitermelt erőforrásokból (és keletkező környezetszennyezésből) származó hasznok jó része ugyanis a gazdag országokban csapódik le az ottani magasabb fogyasztás formájában – azaz a gazdag országok felelősek a szegények fenntarthatatlanságáért. Azaz, ha változtatunk az elszámoláson, és az erőforrások kimerülését a fogyasztó, nem pedig a kitermelő országok számlájára írjuk, akkor előbbiek gyenge fenntarthatósága romlik, míg utóbbiaké javul. Neumayer (2004) szerint ugyanakkor jó érvek hozhatók fel amellet, hogy az erőforrások kimerítését a kitermelő országhoz számoljuk el. Szerinte ugyanis az erőforráskönyvvitel célja annak mérése, hogy vajon csökken-e egy ország természeti tőkéje és ha igen, akkor milyen mértékben – azaz egészen egyszerűen nem lényeges, hogy ki a felelős ezért a csökkenésért. Amennyiben azonban elfogadjuk ezen érvelést, akkor azon szennyezés-kibocsátást, amely nem adott ország (természeti) tőkeállományát károsítja, nem az adott ország GS-énél, hanem az érintett országénál kellene elszámolni. Azaz, a szennyezésexporttal pozitív, míg a szennyezésimporttal negatív irányba kellene korrigálnunk a GS-t, illetve pl. olyan globális szennyezők esetében, mint a szén-dioxid, ki kellene számolnunk, hogy adott ország kibocsátása mennyiben érinti negatívan saját, illetve más országok természeti tőkéjét. Neumayer (2004) szerint az igazságosság nevében is érvelhetünk amellet, hogy az erőforrásban gazdag országok extra természeti tőkével rendelkeznek, és az ország felelőssége annak eldöntése, hogy ezzel hogyan rendelkezik.

Ugyanakkor az erőforrások kimerítésének a hasznokat elfogyasztó országnál történő elszámolása mellett is hozhatók fel érvek. Amennyiben ugyanis nem ezt, hanem az előző módszert alkalmazzuk, akkor pontosan a környezetet életmódjukkal leginkább szennyező, legfenntarthatatlanabb fogyasztási szinttel rendelkező országokat nyilvánítjuk fenntarthatónak azok magas megtakarítási rátái miatt. Ráadásul a

⁹ Ennek értelmében a természeti erőforrások kitermeléséből származó bérleti díjat a teljes tőkemennyiség fenntartása/növelése érdekében a fizikai (physical) tőkébe kell befektetni.

globális gazdasági és környezeti rendszerek interdependenciái miatt adott nemzet jövőbeni jóléte nem pusztán saját (természeti) tőkéjének alakulásának függvénye. A fejlett országok gazdasági növekedését az ipari forradalom óta egyebek mellett a fejlődőktől történő természeti erőforrás transzfer, erőforrás elvonás teszi lehetővé (Röpke 2005) – azaz az északi (fejlett) országok (régiók) délről (fejlődőktől) biokapacitást importálnak (Schütz et al. 2004, Giljum–Eisenmenger 2004, Andersson–Lindroth 2001). Ha az ökoszisztéma-folyamatok globálisan, azaz minden régiót érintően sérülnek, és a természeti tőke globális léptékben degradálódik és létfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatások (immár globális léptékben) elvesznek – mint ahogyan a bioszféra állapotával foglalkozó dokumentumok (UNDP et al. 2000, WWF 2004, WWF 2006, IPCC 2007, Stern 2006) szerint ez napjainkban történik –, akkor e transzferlehetőség (importlehetőség) is elvész. Ezen interdependenciákból fakadóan a külföldi biokapacitás nettó használata – a biomassza importja és szennyezés exportja (a szennyezés-elnyelő képesség importja) – azt eredményezheti, hogy adott ország más országok biokapacitásától függ, amennyiben fogyasztási szintjét fenn szeretné tartani (Andersson–Lindroth 2001). Ennek következtében a két ország kereskedelme kölcsönösen fenntarthatatlanná válhat (mutually unsustainable exchange), amennyiben a biokapacitás-exportáló ország saját természeti tőkéje csökken – ez ugyanis nem csupán saját, hanem a tőle addig importálni képes ország fogyasztási lehetőségeit is csökkenti. A (kevésbé fejlett) déli régiók természeti tőkéjének erodálódása (a fejlett) északon is megjelenik fenntarthatósági problémaként.

Ráadásul a fogyasztáscsökkentést kiváltó hatás észak-dél viszonylatban a globális interdependenciák megléte miatt közvetett módon is bekövetkezhet azáltal, hogy a biokapacitást exportáló (déli) ország természeti tőkéjének erodálódása az interdependenciák következtében az importáló ország természeti tőkéjének minőségére is negatívan hat. Végül *Neumayer* (2004) érve, amelynek értelmében az ország felelőssége annak eldöntése, hogy természeti tőkéjével hogyan rendelkezik, azaz egyfajta nemzeti autonómia feltételezése az erőforrás-használat tekintetében több oldalról is megkérdőjelezhető. Egyrészt a dependencia-elmélet értelmében (Szentés 2003) messze nem beszélhetünk ilyen típusú autonómiáról a fejlődő országok esetében. Másrészt az állam relatív érdekérvényesítő-képessége a multinacionális vállalati szektoréhoz képest erősen csökkent az utóbb évtizedekben (Soros 1999, Stiglitz 2005, Korten 1996).

Amennyiben tehát a kitermelő/kibocsátó országoknál számoljuk el az erőforrás-kitermelést, illetve a szennyezés-kibocsátást, akkor a GS eredmények értelmében a fejlett, illetve egyéb környezetpusztító országok (Brazília, Costa Rica, Zimbabwe) lesznek fenntarthatóak (Ekins 2001, Neumayer 2004). Mivel a GS növelhető az erőforrás-kitermelés és szennyezés-kibocsátás csökkentésével, vagy a humán, illetve mesterséges tőkébe történő beruházással, ezen eredmények potenciális politikai implikációk kifejezetten „abszurdak” is lehetnek, azaz: fogyassz kevesebbet, beruházz többet, de mindezt azon nemzeteknek kellene megtenniük, akik már a jelenben is keveset fogyasztanak, nem pedig azoknak, akik jelen tudásunk szerint fogyasztási

szintjükkel felelősek e természeti tőke tönkretételéért. Ráadásul pusztán a magas megtakarítási ráták azt eredményezik, hogy bizonyos nemzeteket fenntarthatónak nyilvánítunk, holott a fenntarthatósági diskurzus alapvetően nem az elégtelen megtakarításokról szól(t), hanem a természeti környezet túlzott tönkretételéről.

Ha viszont egy fogyasztásból kiinduló mutatót választunk (pl. az ökológiai lábnyomét), akkor ezzel homlokegyenest ellenkező eredményeket kapunk. Nincsen tehát egyértelmű válasz a gazdasági tevékenység határon átnyúló környezeti következményeinek elszámolására. Sőt, azt mondhatjuk, hogy *a határon átnyúló környezeti hatások termelés, illetve fogyasztásalapú elszámolása két különböző folyamatot jellemez*. Ebben az esetben a fogyasztásalapú elszámolás az adott országra jellemző életstílus/életszínvonal fenntarthatóságának mértékének, míg a termelésalapú elszámolás az adott földrajzi egység termelési szerkezetének fenntarthatóságát méri. Ráadásul amennyiben adott földrajzi egység esetében komoly eltérés van a két elszámolás közt, akkor az előző jó eséllyel a más földrajzi egységek természeti tőkéjére gyakorolt hatást méri, utóbbi pedig az adott földrajzi egység természeti tőkéjére gyakorolt hatást.¹⁰ *Ebből fakadóan egy fenntarthatósági indikátorkészlet kialakítása esetén érdemes lehet mindkét típusú elszámolást alkalmazni.*

3.3. *A fenntartható gazdasági fejlődés mutatója (Index of Sustainable Economic Welfare – ISEW) tapasztalatai alapján felmerülő dilemmák*

Az ISEW az adott nemzet által élvezett pillanatnyi jólétet igyekszik számszerűsíteni a múltbeli és jövőbeni tevékenységek erre gyakorolt hatását is beleértve (Daly–Cobb 1989, Lawn 2003).¹¹ Az ISEW tanulmányok az idők folyamán egyre komolyabbak lettek (Neumayer 1999), és alapvetően kijelenthető, hogy a – nem teljesen egységes módszertannal végzett – ISEW számítások alapján levont nagyjából egységes következtetés, hogy a fejlett országokban az ISEW a 40-es évek óta a GNP-nél és GDP-nél lassabb ütemben növekszik, sőt, a 80-as évek eleje óta bizonyos helyeken csökken. Sok „ökológiai közgazdász” az ISEW ezen időbeli alakulásában az ún. threshold-hypothesis (Max-Neef 1995) bizonyítékát látja, azaz egy bizonyítékot arra, hogy a gazdasági növekedés egy ideig ténylegesen hozzájárul az emberi jólét növeléséhez, egy bizonyos szint után azonban immár annak ellenében hat. Az ISEW a személyes fogyasztásból indul ki, és azt különböző tételekkel korrigálja (Görbe–Nemcsicsné 1998).

¹⁰ Globális természeti közjavak esetén pedig természetesen mindkettő a globális természeti tőkére gyakorolt hatást.

¹¹ A tanulmány e részében bemutatott dilemmák jó része kifejezetten az ISEW (index of sustainable economic welfare – fenntartható gazdasági jólét mutatója) mutató kapcsán merül fel a szakirodalomban. Bár az ISEW és a GPI mutatók nem egyeznek meg egymással egy az egyben, lévén egyes komponenseikre eltérő számítási kalkulust alkalmaznak a pénzbeli értékelés során, a két mutató gyakorlatilag azonos logikája (Neumayer 2000) miatt e tanulmányban az egyszerűség kedvéért együtt kezeltem őket, következetesen az ISEW megnevezést alkalmazva.

Az ISEW tényezőit alapvetően a következő csoportokra bonthatjuk:

$$ISEW = C_{kiig} + P + G + W - D - E - N \quad (1)$$

ahol C_{kiig} = a jövedelemegyenlőtlenségekkel kiigazított fogyasztói kiadások, P = nem-defenzív közkiadások, G = tőkenövekmény és a nemzetközi pozíció nettó változása, W = jólétet növelő nem monetáris tételek, D = privát védekezési kiadások, E = környezet leromlásának költségei, és N = természeti tőke értékcsökkenése. A mutató logikája a GNP-éhez hasonló, azaz a mutató a maximum lehetséges fenntartható fogyasztás indikátora akar lenni (Hanley et al. 1999).

Az ISEW mutatójával kapcsolatban leggyakrabban elhangzó, témánk szempontjából is lényeges kritika a mutató *elméleti megalapozatlanságával* kapcsolatos. Neumayer (1999) szerint az elméleti megalapozottság hiányát jelenti az, hogy a fenti korrekciókat úgy ejtik meg, hogy egyáltalán nem adnak olyan elméleti háttérrel, amely azokat indokolná. Ugyanakkor Lawn (2003) amellett érvel, hogy az ISEW igenis rendelkezik komoly elméleti háttérrel, amennyiben elfogadjuk a tőke és jövedelem Fisher-i definícióját – még akkor is, ha az ISEW mögötti próbálkozások a GDP jóléti-fenntarthatósági alkalmatlanságából indultak ki, de az ISEW elméleti megalapozásába a kutatók eleinte ténylegesen nem fektettek különösebben sok energiát (Lawn 2003). Fisher értelmezésében tőkének tekinthetők mindazon fizikai tárgyak, amelyek emberi tulajdonban vannak és képesek közvetlenül vagy közvetve emberi szükségleteket és igényeket kielégíteni. A Fisher-i jövedelem pedig nem más, mint az ember által készített termékek által a végső fogyasztóknak nyújtott szolgáltatások – ami egyfajta pszichikai jövedelem. Azaz a Fisher-i jövedelem az élet pszichikai élvezetének függvénye. E két kategóriát alkalmazva pedig az ISEW kiindulási alapja (személyes fogyasztási kiadások) módosítva a korrekciós tényezőkkel a nettó pszichikai jövedelmet – a gazdasági folyamat pszichikai jövedelmet szolgáltató végösszege mínusz a gazdasági folyamat káros vagy pszichikai költségekkel járó aspektusainak a végösszege – kapjuk. Ez alapján inkább azt mondhatjuk, hogy az egyes, ISEW-be bekerült elemek Fisher-i értelemben jövedelemnek minősülnek, ugyanakkor azt semmiképpen sem, hogy az ISEW teljesen megfeleljen a Fisher-i jövedelemnek. Azt, hogy a mutató ilyen értelemben nem „teljes”, Lawn (2003) is elismeri.

Ugyanakkor egy fenntarthatósági mutatónál – mutatószámrendszerrel – az elméleti szigor nem feltétlenül a legfontosabb szempont. Egy, a politikai döntéshozók bizonyos körének készülő mutatószám(rendszer) esetén ugyanilyen fontos szempont lehet a mutatószám(rendszer) „politikai relevanciája” (OECD 2003, Bulla–Guzli 2006), azaz, hogy az mennyiben képes kielégíteni a felhasználók igényeit és ezáltal a szakpolitikák számára hasznos inputként szolgálni.

A megoldás erre a problémára olyan *többszintű indikátorrendszerek kialakítása lehet, amelyeknél szükséges kritériumként megjelenik a tudományos megalapozottság*. A többszintűség garantálhatja azt, hogy a mutatórendszer iránt eltérő mér-

tékben érdeklődő érintettek eltérő mélységig ismerhetik meg az indikátorrendszert és így eltérő részletességgel adott területi egység fenntarthatóságának milyenségét.¹² A tudományos megalapozottság, mint szükséges feltétel pedig garantálhatja, hogy az indikátorkészlet nem tartalmaz olyan mutatókat, amelyek elméletileg sem helyes mércéi adott terület fenntarthatóságának.¹³

Összességében tehát megállapíthatjuk, a közgazdaságtan fenntarthatósági elméleteiből közvetlenül adódó dilemmák mellett a fenntarthatóság operacionalizálási kísérletei *további szükségeszerű választások meglétét jelzik*, nevezetesen:

- A fenntarthatóság cél-, vagy eszközalapú megközelítéséből induljunk-e ki?
- Ha élünk a természet pénzbeli értékelésének módszerével, akkor e folyamatban milyen árakat alkalmazzunk?
- Hogyan számoljuk el a gazdasági tevékenység határokon átnyúló környezeti következményeit?
- Mit tegyünk, ha feszültséget észlelünk az elméleti megalapozottság és a politikai relevancia közt?

4. Összegzés, javaslatok

Tanulmányomban a fenntarthatóság közgazdaságtani elméleteiből, illetve közgazdaságtani operacionalizációs kísérleteiből kiindulva a fenntarthatóság mérésével kapcsolatos dilemmákat, operacionalizációs választásokat tekintettem át (1. táblázat).

E dilemmák kapcsán kijelenthető, hogy az ezek kapcsán felmerülő egyes választásokhoz (a természeti és mesterséges tőke, valamint a természeti tőke egyes elemeinek egymáshoz való viszonya; pénzbeli értékelés; eszköz vagy célalapú megközelítés) a környezetgazdaságtani és ökológiai közgazdaságtani szakirodalom számos támpontot kínál. Más esetekben viszont (határon átnyúló környezeti hatások; elméleti megalapozottság vagy politikai relevancia) e dilemmák hamisak abban az értelemben, hogy az ezekkel kapcsolatos döntéseknél felmerülő egyes döntési kimenetek (és az ezek alapján megalkotott indikátorok) olyan mértékben eltérő információt hordoznak, hogy egy fenntarthatóság indikátorkészlet kialakításakor érdemes

¹² Ilyen pl. az *OECD* (2003) indikátor-készlete, amely tulajdonképpen nem is egy, hanem több indikátorkészlet egyben. Az ún. környezeti „magindikátorok” (core environmental indicators) a környezeti folyamatok (environmental progress) és az ezekkel kapcsolatos tényezők követésére szolgálnak, illetve a környezeti politikák elemzésére. Ez a készlet az *OECD* tagállamok által közösen elfogadott mutatóhalmaz, mintegy 50 indikátort tartalmaz. A környezeti „kulcsindikátorok” a „magindikátorok” egy szűkített készlete, amelyek kommunikációs célokat szolgálnak a közvélemény és a politikai döntéshozók irányába. Az indikátorok harmadik csoportja az integráció előmozdítását szolgálja. Ezeken belül megkülönböztethetünk „szektoriális környezeti indikátorokat”, és „környezeti könyvvitelből származtatott indikátorokat”. Végül az indikátorok negyedik csoportja az ún. „decoupling indikátorok”, amelyek azt jelzik, hogy mennyiben sikerül elválasztani a gazdasági növekedést a környezetterheléstől.

¹³ Tipikus példa ilyen mutatóra a GDP, amelyet számos fenntarthatósági indikátorrendszer alkalmaz (ENSZ, *OECD*, EU), ugyanakkor nyilvánvaló, hogy e mutató növelése egyáltalán nem indikátora a fenntarthatóság irányába történő elmozdulásnak.

lehet e dilemmák mindkét kimenetét bemutatni – azaz egy vagy-vagy logika helyett egy is-is logikát alkalmazni.

1. táblázat A fenntarthatóság mérése kapcsán jelentkező egyes operacionalizációs dilemmák és az ezekhez kapcsolódó megoldási javaslatok

Dilemmák (operacionalizációs választások) fenntarthatósági indikátorkészletek kidolgozásakor	
Dilemma	Megoldás
Természeti és mestersége tőke egymáshoz való viszonya	Az indikátorkészlet kialakításánál kiegészítő viszonyt kell feltételezni
Természeti tőke homogenitása/heterogenitása	A természeti tőke heterogén, az alábontás mértékének megállapításához eszközül szolgálhat az ökoszisztéma szolgáltatások térbelisége
Természeti tőke pénzbeli értékelése	Az ezzel kapcsolatos problémák miatt szerencsésebb nem alkalmazni
A természeti javak ára	A piaccal rendelkező környezeti javak esetében sem javasolt a pénzbeli értékelés
A fenntarthatóság eszköz vagy célalapú megközelítésből induljunk ki?	Az eszközalapú (tőkealapú) megközelítés alkalmazása célravezetőbb a jövő bizonytalansága miatt
Gazdasági tevékenység határon átnyúló környezeti következményeinek elszámolása	Egy indikátorrendszer esetében érdemes mind termelésalapú, mind pedig fogyasztásalapú mutatókat alkalmazni
Elméleti megalapozottság és/vagy politikai relevancia?	Mindkettő fontos, többszintű indikátorrendszerek kialakítására van szükség, ahol szükséges feltétel a tudományos megalapozottság

Forrás: saját szerkesztés

Végül azon esetekben, amikor egyértelműen állást foglalhatunk egyes operacionalizációs választások kapcsán, ezen állásfoglalások a fenntarthatóság koncepciójának, társadalmi céljának komplexitásából fakadóan nem szigorúan, pozitív értelemben vett tudományos állásfoglalások, hanem szükségszerűen bizonyos mértékű értékítéletet, és így trade-off-okat hordoznak magukban. Ebből fakadóan a fenntarthatóság mérésére irányuló tudományos kutatásnak az egyik legfontosabb dolga annak tudatosítása, hogy az egyes létrehozott mérőeszközök mögött ezek a szükségszerű értékviszontok hogyan jelennek meg. Ha ugyanis ez nem történik meg, akkor pontosan abba a hibába esünk, mint amellyel az alternatív közgazdászok jelentős része napjainkban a tankönyvi közgazdaságtant „vádolja”: nevezeten, hogy az egy redukcionista és értéktelített rendszert (SNA) és annak fő mutatóit (GDP/GNP) érvényesnek és értéksemlegesnek kiált ki.

Felhasznált irodalom

- Andersson, J. O. – Lindroth, M. (2001): Ecologically unsustainable trade. *Ecological Economics*, 37, pp. 113–122.
- Ayres, R. U. (2007): Analysis: On the practical limits to substitution. *Ecological Economics*, 61, pp. 115–128.
- Böhringer, C. – Jochem, P. E. P. (2007): Survey: Measuring the immeasurable – A survey of sustainability indices. *Ecological Economics*, 63, pp. 1–8.
- Buday-Sántha A. (2002): *Környezetgazdálkodás*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Bulla M. – Guzli P. (2006): *A fenntartható fejlődés indikátorai*.
http://209.85.135.132/search?q=cache:n_uogxF1DzEJ:www.kep.taki.iif.hu/file/Bulla_fenntarthato_fejlodes_indikatorai.doc+A+fenntarthat%C3%B3+fejle%C5%91d%C3%A9s+indik%C3%A1torai&cd=1&hl=hu&ct=clnk
- Chapin, F. S. – Zavaleta, E. S. – Eviner, V. T. – Naylor, R. L. – Vitousek, P. M. – Reynolds, H. L. – Hooper, D. U. – Lavorel, S. – Sala, O. E. – Hobbie, S. E. – Mack, M. C. – Diaz, S. (2000): Consequences of Changing Biodiversity. *Nature*, 405, pp. 234–242.
- Costanza, R. – d’Agre, R. – de Groot, R. – Farber, S. – Grasso, M. – Hannon, B. – Limburg, K. – Naeem, S. – O’Neill, R. V. – Paruelo, H. – Raskin, R. G. – Sutton, P. – van der Belt, M. (1997): The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253–260.
- Daily, G. C. – Söderqvist T. – Aniyar, S. – Arrow, K. – Dasgupta, P. – Ehrlich, P. R. – Folke, C. – Jansson, AM. – Jansson, B-O – Kautsky, N. – Levin, S. – Lubchenco, J. – Mäler, K-G. – Simpson, D. – Starrett, D. – Tilman, D. – Walker, B. (2000): The Value of Nature and the Nature of Value. *Science*, 289, pp. 395–396.
- Daly, H. E. – Cobb, J. (1989): *For the Common Good*. Beacon Press, Boston.
- Daly, H. E. (1997): Forum – Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics*, 22, pp. 261–266.
- Ekins, P. – Folke, C. – De Groot, R. (2003): Identifying critical natural capital – editorial. *Ecological Economics*, 2-3, pp. 159–163.
- 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.
- Ekins, P. (2003): Identifying critical natural capital: Conclusions about critical natural capital. *Ecological Economics*, 2-3, pp. 277–292.
- Fisher, B. – Turner, R. K. – Morling, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, 3, pp. 643–653.
- 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.
- Gonczi A. (2004): Az élő természet adományai. *Kovács*, 1-4, pp. 15–43.
- Goodland, R. – Daly, H. (1996): Environmental Sustainability: Universal and Non-negotiable. *Ecological Applications*, 6, pp. 1002–1017.
- Görbe A. – Nemcsicsné Zsóka Á. (1998): A jólét mérése, avagy merre halad Magyarország. *Kovács*, 1, pp. 61–75.
- Gustafsson, B. (1998): Scope and limits of the market mechanism in environmental management. *Ecological Economics*, 24, pp. 259–274.

- Gutés, M. C. (1996): The concept of weak sustainability. *Ecological Economics*, 17, pp. 147–156.
- Hanley, N. (2000): Macroeconomic measures of sustainability. *Journal of Economic Surveys*, 14, pp. 1–30.
- Hanley, N. – Mofatt, I. – Faichney, R. – Wilson, M. (1999): Measuring sustainability: a time series of alternative indicators for Scotland, *Ecological Economics*, 28, pp. 55–73.
- Illge, L. – Schwarze, R. (2009): A matter of opinion – How ecological and neoclassical environmental economists and think about sustainability and economics. *Ecological Economics*, 68, pp. 594–604.
- IPCC (2007): *The Physical Science Basis Summary for Policymakers*. <http://www.ipcc.ch/>
- Kerekes S. (2006): A fenntartható fejlődés közgazdasági értelmezése. In Bulla M. – Tamás P. (szerk.): *Fenntartható fejlődés Magyarországon – Jövőképek és forgatókönyvek*. ÚMK, Budapest, pp. 196–211.
- Korten, D.C. (1996): *Tőkés társaságok világalma*. Magyar Kapu Alapítvány, Budapest.
- Lawn, A. P. (2003): A theoretical foundation to support the Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), Genuine Progress Indicator (GPI), and other related indexes. *Ecological Economics*, 44, pp. 105–118.
- Layard, R. (2007): *Boldogság – Fejezetek egy új tudományból*. Lexecon, Budapest.
- Limburg, K. E. – O'Neill, R. V. – Costanza, R. – Farber, S. (2002): Complex systems and valuation. *Ecological Economics*, 41, pp. 409–420.
- Málovics Gy. – Gébert J. – Pásztor G. – Imreh-Tóth M. (2010): A jólét és a környezeti fenntarthatóság mérési lehetőségei. In Bajmócy Z. (szerk.): *A Dél-alföldi régió innovációs képessége. Elméleti megközelítések és empirikus elemzések*. SZTE Gazdaságtudományi Kar, Szeged, pp. 251–332 (CD Book).
- Málovics Gy. – Bajmócy Z. (2009): A fenntarthatóság közgazdaságtani értelmezései. *Közgazdasági Szemle*, 5, pp. 464–483.
- Marjainé Szerényi Zs. (1999): Megfizethető-e a megfizethetetlen? – A természet pénzbeli értékeléséről az ökológiai közgazdaságtan és egy hazai felmérés tükrében. *Kovács*, 3, pp. 188–198.
- Max-Neef, M. (1995): Economic growth and quality of life: a threshold hypothesis. *Ecological Economics*, 15, pp. 115–118.
- McDaniel, C. N. – Gowdy, J. M. (2002): *Az édenkert kiárusítása. Példázat a természet tönkretételéről*. Typotex, Budapest.
- MEA (2005): *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resource Institute, Washington D.C.
- Neumayer, E. (1999): The ISEW – not an index of sustainable economic welfare. *Social Indicators Research*, 48, pp. 77–101.
- Neumayer, E. (2000): On the methodology of ISEW, GPI and related measures: some constructive suggestions and some doubt on the ‘threshold’ hypothesis. *Ecological Economics*, 34, pp. 347–361.
- Neumayer, E. (2004): Indicators of sustainability. In Tietenberg, T. – Folmer, H. (eds): *International Yearbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham, UK, pp. 139–188.
- Norgaard, R. B. – Bode, C. (1998): Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics*, 1, pp. 37–39.
- Nourry, M. (2008): Analysis: Measuring sustainable development: Some empirical evidence for France from eight alternative indicators. *Ecological Economics*, 67, pp. 441–456.

- Novacek, M. J. – Cleland, E. E. (2001): The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *PNAS*, 1, pp. 5466–5470.
- OECD (2003) OECD *Environmental Indicators: Development, Measurement and Use*. Reference paper.
- Pezzey, J. C. V. – Toman, A. M. (2002): *Introductory chapter: the economics of sustainability: a review of journal articles. The Economics of Sustainability*. Ashgate Press, Aldershot, UK.
- Pezzey, J. C. V. – Toman, A. M. (2005): Sustainability and Its Economic Interpretations. In Simpson, R. D. – Toman, A. M. – Ayres, R. U. (eds): *Scarcity and Growth Revisited. Natural Resources and the Environment in the New Millennium*. Resources for the Future, Washington D.C., pp. 121–141.
- Pimm, S. L. (1997): The value of everything. *Nature*, 387, pp. 231–232.
- Rees, W. E. (1998): How should a parasite value its host? *Ecological Economics*, 25, pp. 49–52.
- Röpke, I. (2005): Consumption in ecological economics. Entry prepared for the Internet Encyclopaedia of *Ecological Economics*.
- 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.
- Solow, R. M. (1997): Reply – Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics*, 22, pp. 267–269.
- Soros Gy. (1999): *A globális kapitalizmus válsága*. Scolar Kiadó, Budapest.
- Stern, N. (2006): *Stern Review on the Economics of Climate Change*. HM Treasury, London.
- Stiglitz, J. E. – Sen, A. – Fitoussi, J-P. (é.n.): *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*.
<http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/en/index.htm>
- Stiglitz, J. E. (1997): Reply – Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics*, 22, pp. 269–270.
- Stiglitz, J. E. (2005): *A viharos kilencvenes évek*. Napvilág Kiadó, Budapest.
- Szentes T. (2003): A fejlődéstudomány története és a történelmi valóság alakulása. In Bekker Zs. (szerk.): *Tantörténet és közgazdaságtudomány*. AULA, Budapest, pp. 387–408.
- UNDP – UNEP – World Bank – World Resources Institute (2000): *People and Ecosystems – The Fraying Web of Life*. WRI, Washington, D.C.
- Van den Bergh, J. C. J. M. (2007): *Abolishing GDP*. TI Discussion Paper, 07-019/3.
http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=962343
- Vida G. (2001): *Helyünk a bioszférában*. Typotex, Budapest.
- Vollenbroek, F. A. (2002): Sustainable development and the challenge of innovation. *Journal of Cleaner Production*, 10, pp. 215–223.
- Woodruff, D. S. (2001): Declines of biomes and biotas and the future of evolution. *PNAS*, 10, pp. 5471–5476.
- WWF (2004): *Living Planet Report*. WWF – World Wide Fund For Nature, Gland.
- WWF (2006): *Living Planet Report*. WWF – World Wide Fund For Nature, Gland.