

MÁLOVICS GYÖRGY–BAJMÓCY ZOLTÁN

A fenntarthatóság közgazdaságtani értelmezései

A közgazdaságtanban a fenntarthatóság eltérő megközelítései élnek egymás mellett. Tanulmányunkban amellet érvelünk, hogy ezeket az eltéréseket nem célszerű a szakmai vitákban sokszor megjelenő gyenge és erős fenntarthatóság dimenziói mentén vizsgálni. A különbség jóval inkább a természet és a gazdaság viszonyával foglalkozó két markáns irányzat, a neoklasszikus jóléti alapokon nyugvó környezet-gazdaságtan és az ökológiai közgazdaságtan eltérő megközelítéséből ered, jöllehet a két irányzat közti határvonal nem mindig éles. Az eltérésekre a gazdaság fenntartható méretéről, illetve a természettel kapcsolatos döntési eljárásokról alkotott álláspontok rendszerzése révén mutatunk rá. Következtetésünk, hogy az ökológiai közgazdaságtan megalapozott kritikával illeti a környezet-gazdaságtan fenntarthatósággal kapcsolatos nézeteit és módszereit, ezek alternatívájaként sok esetben módszertanilag kiforrott megoldásokat kínál.*

Journal of Economic Literature (JEL) kód: O33. Q01. Q55. Q57.

A gazdaság és a természet viszonyával kapcsolatos szélesebb vita két egymással ellentétes álláspontként történő megragadása és jellemzése kísértő lehetőség a kutatók számára. Nagyfokú leegyszerűsítéssel élve, ezek a növekedésorientált, technooptimista *környezet-gazdaságtani*, valamint a stabil (egyensúlyi) méretorientált, technopesszimista *ökológiai közgazdaságtani* megközelítések (Turner [1999]).

Különösen csábító e megközelítések összekapcsolása a szakmai vitákban markánsan megjelenő két fenntarthatósági felfogással, a gyenge és az erős fenntarthatóság elméletével. Talán ennek is tudható be, hogy a hazai és nemzetközi szakirodalomban a fenntarthatóság kapcsán e megkülönböztetést gyakran használják (Schaltegger–Burritt [2005], Kerekes [2006], Fleischer [2006], Bulla–Tamás [2006], Málovics [2007]).

A gyenge és erős fenntarthatóság közti különbséget a kutatók jellemzően a természeti és a mesterséges tőke viszonyában látják. A *gyenge fenntarthatóság* elmélete értelmében a természeti és a mesterséges tőke egymással alapvetően helyettesítő viszonyban áll. Így a fenntarthatóság kritériumának teljesítéséhez elég, ha a két tőketípus együttes értéke nem csökken, azaz ha a természeti erőforrás megsemmisülésével legalább ugyanolyan értékű mesterséges tőke jön létre. Az *erős fenntarthatóság* elmélete értelmében a természeti tőke mesterséges tőkével nem, vagy csupán nagyon kis mértékben helyettesíthető, és ezért

* A tanulmány korábbi változataihoz fűzött értékes megjegyzéseikért köszönettel tartozunk Takács-Sánta Andrásnak, Pataki Györgynek és a cikk lektorának.

Málovics György, tanársegéd, Szegedi Tudományegyetem Gazdaságtudományi Kar Közgazdaságtani és Gazdaságfejlesztés Intézet (e-mail: malovics.gyorgy@eco.u-szeged.hu).

Bajmócy Zoltán, PhD, adjunktus, Szegedi Tudományegyetem Gazdaságtudományi Kar Közgazdaságtani és Gazdaságfejlesztés Intézet (e-mail: bajmocyz@eco.u-szeged.hu).

abszolút külső fenntarthatósági korlátot alkot, amelynek egy minimális szintjét meg kell őrizni a fenntarthatóság érdekében.

E különbségtétel azonban több szempontból is problémát jelent. Egyrészt különböző szerzők az erős/gyenge fenntarthatóság dimenzió mentén esetenként több – akár négy – különböző elméletet is meghatároznak (*Goodland–Daly* [1996], *Turner* [1988]). Másrészt időnként ugyanazon elnevezések mögött is eltérő fogalmak húzódnak meg (*Goodland–Daly* [1996], *Turner* [1988], *Gutés* [1996], *Kerekes* [2006], *Fleischer* [2006]). Az erős és gyenge fenntarthatóság elméletei ráadásul nem feltétlenül különböznek egymástól a fenntarthatóság elérési útjának meghatározásában. Egyes értelmezések szerint az erős fenntarthatóság elmélete a természeti tőke *értékbeli* megőrzését határozza meg fenntarthatósági kritériumként, amely már önmagában is hagyományos környezet-gazdaságtani megközelítést tükröz.

Emellett a környezet-gazdaságtan¹ és az ökológiai közgazdaságtan gyakorlatilag egységesek a tekintetben, hogy a természet (természeti tőke) mindenféle gazdasági tevékenység alapja (*Turner* [1999]). Így ezen irányzatokban a fenntarthatósággal kapcsolatos véleménykülönbségeket elsősorban nem (vagy legalábbis nem pusztán) a gyenge, illetve erős fenntarthatósághoz kapcsolódó, a mesterséges és természeti tőke viszonyával kapcsolatos vita határozza meg. A különbséget jóval inkább a környezet-gazdaságtani és ökológiai közgazdaságtani megközelítés kiindulópontjaiban kell keresni.

Ennek következtében tanulmányunkban azt igyekszünk azonosítani, hogy a felsorolt irányzatok milyen sajátos mondanivalóval rendelkeznek a fenntarthatósággal kapcsolatosan. E feladat több ok miatt sem egyszerű. Egyrészt a korábban esetlegesen meglévő éles különbségek ezen irányzatok fenntarthatósági értelmezései közt (*Turner* [1988]) talán „enyhülni” látszanak.² Másrészt maguk az egyes irányzatok sem feltétlenül egységesek. Különösen nyilvánvaló ez az ökológiai közgazdaságtan esetében (*Pearce* [2002], *Gowdy–Erickson* [2005], *Röpke* [2005]), de részben igaz a környezet-gazdaságtanra is.

Mégis, számos tanulmány foglalkozik a fenntarthatóság környezet-gazdaságtani és ökológiai közgazdaságtani értelmezései (illetve általában a két diszciplína) közti különbségek vizsgálatával, ami jelzi, hogy a fenntarthatóságról a közgazdaságtanban ténylegesen eltérő megközelítések élnek egymás mellett (*Munda* [1997], *Kocsis* [1999], *Spash* [1999], *Turner* [1999], *van den Bergh* [2001], *Pearce* [2002], *Gowdy–Erickson* [2005], *Röpke* [2005], *Venkatachalam* [2007]).

A különbségtételt a felsorolt tanulmányok eltérő „csoportosításokat” és megnevezéseket alkalmazva teszik ugyan meg,³ de meglehetősen hasonló eltéréseket tárnak fel. Az erős és gyenge fenntarthatóság koncepcióitól különböző, illetve azokat meghaladó megközelítések meglétét bizonyítja az első nagymintás kvantitatív, környezetgazdászok és ökológiai közgazdászok körében végzett németországi kutatás is (*Illge–Schwarze* [2009]).

¹ Ugyan egyes csoportosítások megkülönböztetik a természeti erőforrások gazdaságtanát a környezetszennyezés gazdaságtanától (környezet-gazdaságtantól), ugyanakkor a kettő közti hasonlóságok következtében (*Kocsis* [1999], *Pearce* [2002]) mi e két irányzatot együtt kezeljük. Tanulmányunkban környezet-gazdaságtani megközelítésen a neoklasszikus jóléti közgazdaságtan önérdékkövető exogén preferenciákon, a tulajdonjogok rendezettségén és nulla tranzakciós költségeken alapuló walrasi modelljét értjük, mivel e szemléletmód még manapság is nagyban érvényes a környezet-gazdaságtani elemzésekre (*Gowdy–Erickson* [2005]).

² Más véleményen van *Spash* [1999], ugyanakkor ezen enyhülés két „jeleként” értelmezhető például az egyik legelfogadottabb környezet-gazdaságtani szerző, *Turner* [1988], [1999] műveiben bekövetkező hangsúlyeltolódás, illetve az ökológiai közgazdaságtan egyik vezető alakjának *Costanza* és *szerzőtársai* [1997]-nak a bioszféra egésze pénzbeli értékének meghatározására irányuló tanulmánya.

³ Míg *Gowdy–Erickson* [2005] az ökológiai közgazdaságtan és a neoklasszikus jóléti közgazdaságtan közti különbségről, *Illge–Schwarze* [2009] a neoklasszikus környezet-gazdaságtan és az ökológiai közgazdaságtan, *Venkatachalam* [2007], *Spash* [1999] és *Munda* [1997] az ökológiai közgazdaságtani és környezet-gazdaságtani megközelítés, addig *van den Bergh* [2001] és *Martinez-Alier és szerzőtársai* [1998] az ökológiai közgazdaságtan és a hagyományos környezet-gazdaságtan közti különbségekről ír.

A következőkben tematikusan Röpke [2005] szempontrendszerét követve igyekszünk a környezet-gazdaságtan és az ökológiai közgazdaságtan fenntarthatósági megközelítései közti különbségekre rávilágítani. Ezért először a gazdaság fenntartható méretének kérdésével foglalkozunk, majd az ökológiai értékelés és döntéshozatal, illetve a két diszciplína által kínált döntéstámogató eszközök kérdéskörét járjuk körül. E logikai menetre támaszkodva ismertetjük a környezet-gazdaságtani és az ökológiai közgazdaságtani fenntarthatósági megközelítés közti, általunk legfontosabbnak ítélt különbségeket.

A gazdaság fenntartható mérete

Az ökológiai közgazdaságtani és a környezet-gazdaságtani megközelítés különbözik egymástól abban, hogy míg az előbbi a gazdasági növekedést nem feltétlenül tartja fenntartható folyamatnak, addig az utóbbi a gazdasági növekedés fenntarthatóságát nem kérdőjelezi meg. E különbség okai mögött alapvetően három nézőpontbeli eltérés áll: a gazdasági folyamat természetéről, a természet gazdasági folyamatban betöltött szerepéről és a technológiai változásról alkotott eltérő felfogás.

A gazdasági folyamat természete

A környezet-gazdaságtani modellek a természet gazdasági folyamatban betöltött szerepét elsősorban az *externáliák* fogalmán keresztül igyekeznek megragadni. Pigou jóléti közgazdaságtant megalapozó munkássága óta ismert az egyéni és a társadalmi határkölség elválásának lehetősége az árban nem tükröződő, az előállítóra rá nem terhelt költségek megjelenése következtében. Ha ezeket a külső gazdasági hatások okozta költségeket (mint például a környezetszennyezés) internalizálják, akkor a piaci mechanizmus a természeti erőforrásokat hatékony módon használja, a társadalmi (Pareto) optimum biztosított (*van den Bergh* [2001], *Pearce* [2002], *Gowdy–Erickson* [2005]). Az externáliák társadalmilag optimális szintjének biztosítása érdekében a környezet-gazdaságtan többféle eszközt ajánl. Ilyenek egyrészt a szennyezésre vonatkozó *adminisztratív eszközök* vagy normák, amelyeket azonban alacsony hatékonyságuknak köszönhetően a környezet-gazdaságtani gondolkodás jellemzően nem különösebben támogat (*Gustaffson* [1998]). A környezeti közgazdászok körében többnyire népszerűbbek a *piaci-közgazdasági eszközök*, amelyek segítségével az internalizálás bekövetkezhet a termelés (Pigou) vagy a szennyezés megadóztatása, a magánmegoldások (Coase), illetve a szennyezési jogok piaca létrehozásának eredményeképpen is. Szintén központi kategória a környezet-gazdaságtanban a közjavaké (szabad javaké), amelyek esetében e paradigma a lehetséges megoldások közül szintén a piaciakat helyezi vizsgálatának fókuszába (*Feeny és szerzőitársai* [2004]).

Tehát a környezet-gazdaságtani vizsgálódások középpontjában a szennyezés hatékony, gazdaságilag optimális szintre való csökkentésének lehetőségei állnak. E szemlélet értelmében a természet társadalmi szempontból nem optimális mértékű átalakítása elsősorban piacelégtelenségi, azaz hatékonysági probléma. A természet (természeti erőforrások) e folyamatban hagyományosan termelési erőforrásként, szennyezéselnyelő és közvetlen élvezeti értéket nyújtó közegként jelenik meg (ez tehát ezen irányzatban a természet szerepe a gazdasági folyamatban) (*Röpke* [2004]),⁴ azaz a környezet-gazda-

⁴ E természetkép nem feltétlenül állja meg a helyét a modernebb környezet-gazdaságtani szakirodalomban (*Turner* [1999]). Ha megnézzük például a természet pénzbeli értékelésénél használt *teljes gazdasági érték* fogalmát (*Marjainé* [2001]), akkor azt találjuk, hogy az a fenti hármás felosztásnál lényegesen szélesebb kört ölel fel.

ságtan célja a kialakult neoklasszikus módszertan kiterjesztése az újonnan felismert problémákra (Kocsis [1999]).

Ehhez képest az *ökológiai közgazdaságtan a gazdasági folyamatot fizikai oldalról vizsgálva* megállapítja, hogy az nem feltétlenül választható el a bioszféra egyre fokozódó átalakításától. A gazdaság nem hoz létre, és nem pusztít el anyagot és energiát, azokat csak felveszi, és folyamatosan kibocsátja. Ebből következően a gazdasági növekedésnek (egészen pontosan a gazdaságban előállított fizikai javak mennyiségének napjainkban is megfigyelhető értékbeli növekedésének) témánk szempontjából fontos hatása, hogy növekszik a környezetből felvett anyag és energia mennyisége. E megközelítés értelmében *az erőforrás-kitermelés és hulladékkibocsátás – lényegében a bioszféra-átalakítás – nem kivételes események, hanem a gazdasági tevékenység integráns részei, szinte szükséges velejárói* (Röpke [2004], Vitousek és szerzőtársai [1997], Takács-Sánta [2004]). Lefordítva a környezet-gazdaságtan nyelvezetére, minden egyes gazdasági mozzanat szükségszerűen a bioszféra átalakításával, azaz külső hatással jár.

Az elmondottak következtében az ökológiai közgazdaságtanban fontos kutatási terület az emberi bioszféra-átalakítás abszolút mértékének alakulása. Erre olyan mutatók szolgálnak, mint például a nettó primer produkció (NPP) vagy a szárazföldi nettó primer produkció (TNPP) ember által kisajátított hányada (Rojstaczer és szerzőtársai [2001], Haberl és szerzőtársai [2007a], [2007b]). A módszerek egy második csoportja a különböző szintű területi egységek anyagáramait igyekszik figyelembe venni. Ilyen a már standard módszertannal rendelkező és a környezet-gazdaságtan által is használt anyagáram-elemzés (Hinterberger és szerzőtársai [2003]), és az anyagáramok input-output elemzése (Hubacek–Giljum [2003], Hinterberger és szerzőtársai [2003]). Ide sorolható továbbá az ökológiai lábnyom módszere, amely az eltartó képességet a földhasználat kapcsán igyekszik megragadni (Wackernagel–Rees [1996]).

A gazdaság méretének növekedése (amit jellemzően a GDP növekedésével azonosítanak) ugyan elvileg elválasztható a bioszféra-átalakítás mértékétől, ugyanakkor az ökológiai közgazdaságtan szerint a gyakorlatban egyelőre erre nincsen bizonyíték. Sőt, a rendelkezésre álló empirikus adatok alapján inkább az ellenkezőjét tapasztaljuk (Stern [2004]).

Így tehát az ökológiai közgazdaságtan szerint a bioszféra megváltoztatásának problémája nem egy lehetséges hatékony mechanizmus kisebb-nagyobb hiányosságának következménye, hanem a gazdasági tevékenység integráns velejárója, és a gazdaság méretének növekedésével együtt potenciálisan folyamatosan nő. Így – amennyiben a természet minden gazdasági tevékenységhez, illetve emberi igény kielégítéséhez szükséges és mással nem helyettesíthető „erőforrás”, akkor – jogosan merül fel az a kérdés, hogy mekkora a gazdaságnak az a mérete, amelyet a bioszféra még képes elviselni. Ehhez azonban meg kell vizsgálni, hogy a természet vajon tényleg mással nem helyettesíthető „szolgáltatásokat” nyújt-e a gazdaság részére.

A természet szerepe a gazdasági folyamatban

Mint ahogyan azt már említettük, a környezet-gazdaságtanban a természet termelési erőforrásként, szennyezésselnyelő és közvetlen élvezeti értéket nyújtó közegként jelent meg (Röpke [2004]). Ez a pozíció ugyanakkor változni látszik, hiszen a természeti tőke és annak tulajdonságai egyre inkább a környezet-gazdaságtan által idézett fogalmak is (Turner [1999], Pearce [2002]).

A kutatók egyetértenek abban, hogy a természet a gazdaság és társadalom működéséhez különböző szolgáltatásokat nyújt, amelyekkel kapcsolatosan több, egymástól eltérő csoportosítás létezik (Ekins és szerzőtársai [2003], Gonczlik [2004], MEA [2005], Fisher

és szerzőtársai [2009], Kelemen és szerzőtársai [2009]). Az ökoszisztéma-szolgáltatók máig egyik legerősebben megfogalmazása a Millennium Ecosystem Assessment (MEA) definíciója, amely *ökoszisztéma-szolgáltatásnak* nevezi a természetes és ember által módosított ökoszisztéma által a társadalom számára biztosított, kézzel fogható és nem kézzel fogható hasznokat (MEA [2003]). A ökoszisztéma-szolgáltatás máig legerősebben tipológiája szintén a Millennium Ecosystem Assessmenté. E funkcionális tipológia *négy csoportot* különböztet meg. Ezek a termeléssel összefüggő szolgáltatások (például élelmiszerek, nyersanyagok, takarmányok), a szabályozó szolgáltatások (például klímaszabályozás, árvizek elleni védelem, beporzás), a kulturális szolgáltatások (például oktatás, rekreáció, művészeti inspiráció) és a támogató szolgáltatások (például a tápanyag-körforgás) (MEA [2005]).

A csoportosítások mindegyike megegyezik abban, hogy a természet a gazdasági rendszer és az emberi élet számára nélkülözhetetlen szolgáltatásokat (*ökoszisztéma-szolgáltatások*) nyújt a *biológiai sokféleség (biodiverzitás)* által fenntartott ökológiai folyamatokon (*ökoszisztéma-folyamatok*) keresztül. Az ökoszisztéma-szolgáltatások és az ökoszisztéma-folyamatok közti viszonyt tehát úgy is meghatározhatjuk, hogy előbbiek pusztán utóbbiak eredményeképpen jöhetnek létre – míg az ökoszisztéma-folyamatok a biodiverzitás eredményei.

A biodiverzitás és az ökoszisztéma-folyamatok egyre súlyosabb sérülésének következtében (UNDP és társintézményei [2000], WWF [2004], [2006], MEA [2005]) az ember ökoszisztéma-szolgáltatásokat veszélyeztető bioszféra-átalakító tevékenysége egyre inkább kardinális probléma a társadalmi-gazdasági rendszer működésének szempontjából. A bioszféra működésének ember általi megváltoztatásával kapcsolatosan ugyanis legalább három, gazdaságilag is döntő probléma jelenik meg (Ehrlich–Wilson [1991]):

- a természet esztétikai minőségének leromlása,
- a gazdasági lehetőségek beszűkülése, és
- a létfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatások elvesztése.⁵

E hatások azért jelentkezők, mert a bioszféra ember általi megváltoztatása hatást gyakorol az ökoszisztéma-folyamatok minőségére. E változás nagymértékben *beszűkítheti* a materiális javakkal kapcsolatos *jövőbeli lehetőségeket*, növeli az ezek elérhetőségével kapcsolatos *bizonytalanságot*, lévén a természeti folyamatok az emberi jólét, az emberi társadalmaknak nyújtott jóságok közvetlen vagy közvetett forrásai (Buday-Sántha [2004]). Másrészt, bizonyos ökoszisztéma-szolgáltatások (akárcsak az ökoszisztéma-folyamatok vagy a biodiverzitás) jelenlegi ismereteink szerint nagyobb léptékben gyakorlatilag sem egymással, sem emberi technológiával *nem helyettesíthetők* (UNDP és társintézményei [2000], Gustafsson [1998], Daily [1997], Gonczlik [2004]).

Megítélésünk szerint a környezet-gazdaságtan és az ökológiai közgazdaságtan egységes abban, hogy az emberi bioszféra-átalakító tevékenység mértékének növekedésével (a biodiverzitás csökkenése és az ökológiai folyamatok sérülése által) az ökoszisztéma-szolgáltatások elveszhetnek, ami az emberi lehetőségek nagymértékű beszűküléséhez vezethet.

Erre utal a már említett, környezetgazdászokat és ökológiai közgazdászokat érintő nagymintás megkérdezés is (Illge–Schwarze [2009]), amelynek értelmében mind az ökológiai közgazdászok, mind pedig a környezetgazdászok elutasítják a fenntarthatóság Solow-féle

⁵ Létfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatásokon (Ehrlich–Wilson [1991]), életet támogató funkciókon (Ekins és szerzőtársai [2003]) vagy fiziológiai szükségletekkel kapcsolatos szolgáltatásokon (fiziológiai szolgáltatások) (Gonczlik [2004], 20. o.) a természet azon szolgáltatásait értjük, amelyek „létfenntartó funkciót töltenek be, az ember fiziológiai szükségleteit elégítik ki, vagyis lehetővé teszik és fenntartják az életünkhöz nélkülözhetetlen körülményeket”. E szolgáltatások – különböző névvel illetve – az összes, a természeti tőke szolgáltatásaival kapcsolatos dokumentumban megjelennek, ezeket a továbbiakban egymás szinonimáiként használjuk.

hasznosság alapú megközelítést, és a fenntarthatóságot a fejlődési képesség megőrzéseként értelmezik. Abban is egyetértés körvonalazódik, hogy a jelenben nem határozhatók meg az emberiség számára a jövőben nagyon hosszú ideig nélkülözhetetlen erőforrások.

Ez ugyanakkor nem jelenti azt, hogy a két irányzat követői hasonló következtetéseket vonnának le a természettel, illetve a jövő generációi számára megőrzendő természeti erőforrások mennyiségével és minőségével kapcsolatban. Levonható ugyanis egyrészt az a következtetés, hogy a bizonytalanság következményeként, az elővigyázatosság elvének megfelelően, minél több természeti erőforrás megőrzésére van szükség. Másrészt viszont adódhat az a következtetés is, hogy a jelenben nem szükséges az erőforrás-felhasználás korlátozása, hiszen a jelenleg kulcsfontosságú erőforrások szűkössé válása az azok helyettesítését lehetővé tevő technológiai innovációra ösztönöz.

A következőkben amellet érvelünk, hogy az „elővigyázatos” fenntarthatósági álláspont az ökológiai közgazdaságtanra, a „technooptimista” álláspont pedig a környezetgazdaságtanra jellemző, és e különbség oka a két irányzat technológiai változásról vallott eltérő felfogása.

A technológiai változás szerepe

A technológiai változás fenntarthatósági szerepével kapcsolatban az álláspontok igen széles spektruma érhető tetten, kezdve attól, hogy a technológiai változás jelenti a fenntarthatóság felé mozdulás legfőbb lehetőségét, odáig, hogy ez a problémák egyik legfőbb okozója. Az eltéréseket három témakör – a technológiai változás és a fenntarthatóság alapvető kapcsolódási pontjai – mentén tárgyaljuk:

1. az ökohatékonyság és helyettesítés kérdésköre,
2. a technológiai változással kapcsolatos bizonytalanság és reflexivitás, valamint
3. a visszapattanó hatás.

A hagyományos közgazdasági gondolkodás a technológiai változás két alapvető oldalát emeli ki: a növekvő termelékenységet (a termelési függvény alakjának megváltozását), illetve a tényezők közti helyettesítés új lehetőségeit. Nyilvánvaló, hogy a piaci folyamatok a természeti erőforrásokkal való takarékoskodást, azaz az *ökohatékonyság növelését*, ugyanolyan mechanizmusok alapján ösztönzik, mint amelyek a munkamegtakarító innovációkat is. Az ökohatékonyság növelése révén az innovátor a versenytársaihoz képest alacsonyabb egységköltség elérésére lesz képes, illetve kedvezőbb megoldásokat biztosít a fogyasztók számára (mint például a villanykörték energiafelhasználásának vagy a gépjárművek üzemanyag-fogyasztásának igen jelentős csökkenése). Ugyanakkor még az ökohatékonyság nagymértékű növekedése esetén is előbb-utóbb szükség lehet egyes erőforrások másokkal való helyettesítésére.

A helyettesítést lehetővé tevő technológiai változást alapvetően *piaci folyamatok* (a relatív árarányok változásai) generálják. A relatív árarányoknak a technológiai változás irányára és sebességére gyakorolt hatását az *indukált innováció elméletei* vizsgálják részletesen (Ruttan [1997]). Alapvetően Hicks 1932-ben megfogalmazott hipotézisére nyúlnak vissza, amely szerint „az erőforrások relatív árának változása önmagában is ösztönzője az invenciónak, illetőleg az invenció meghatározott fajtájának – amelyik arra irányul, hogy gazdaságosabbá tegye a relatíve drágává vált tényező használatát” (Jaffe és szerzőtársai [2003], 470. o.).

A *piaci mechanizmus* tehát azáltal, hogy az árakon keresztül jelzi az egyes erőforrások szűkösségét, a gazdasági szereplőket más (esetlegesen jelenleg még nem is ismert) erőforrások használatára kényszeríti. E folyamat, valamint az ökohatékonyság növelésének képességén keresztül juthatunk el a fenntartható növekedéshez.

Ugyanakkor az ökológiai közgazdaságtan meglehetősen szkeptikus a technológiai változási folyamat fenti értelmezésével kapcsolatban, és megközelítése során az *evolucionista közgazdaságtan eredményeire épít*. Az indukált innovációs elméletekkel szemben a kritikai megjegyzések két alapvető körét lehet felsorakoztatni.

A kritikák első köre a *technológiahasználatból eredő pozitív visszacsatolásokból*, és ennek következtében a *változás útfüggőségéből* indul ki. Egy adott technológiai megoldás választása pótlólagos előnyökkel járhat mind a termelő, mind a fogyasztó számára, ráadásul *negatív külső hatásokat* gerjeszt a vele versengő más megoldásokkal szemben. Így a technológiai változás világát a pozitív visszacsatolás és a dinamikus növekvő hozadék jellemzi (David [1985], Arthur [1989], [1990], Page [2006]). Ennélfogva a technológiai változás egyes tulajdonságai teljesen „átírják” a hagyományos, csökkenő vagy állandó hozadékot feltételező allokációs problémákat (Arthur [1989], 1990):

- nem jósolható (*non-predictable*): a hosszú távú részesedések nem jelezhetők előre, a kis bizonytalanságok nem átlagolódnak.

- nem rugalmas (*non-flexible*): az egyik technológia részére nyújtott támogatás vagy kedvezmény nem minden esetben képes befolyásolni a jövőbeli választásokat.

- útfüggő (*non-ergodic/path-dependent*): a különböző (választási) sorozatok eltérő kimenetekhez vezethetnek.

- nem „úthatékony” (*not path efficient*): előállhat az az eset, hogy csak azért érdemes az egyik megoldást választani, mert azt már többen választották. Más szavakkal megtörténhet a „bezáródás” (*lock-in*), amikor is egy megoldás jobb lesz, mint bármely másik, mert már elegendő ember választotta.

Ráadásul a pozitív visszacsatolást még számos további tényező is erősítheti, például a technológia elterjedésével együtt lezajló intézményi, infrastrukturális változások (Nelson [1995]) vagy a történetileg létrejött hatalmi és érdekviszonyok (Witt [2003]). Ezenfelül a kialakult struktúra nemcsak hogy kirostálhatja a nem kompatibilis újításokat, de az újdonságkeresés irányát is befolyásolhatja. Kialakul egy általános vélekedés a kívánatosnak tartott fejlesztési irányokról, a lényeges problémákról, kiépül egy technológiai rezsim vagy paradigma (Dosi [1982], Kemp és szerzőtársai [1998]).

Ily módon a *nagyobb ökohatékonyságú vagy a helyettesítés új lehetőségét kínáló technológiai megoldások elterjedése előtt számos akadály állhat*, a fennálló (esetlegesen kedvezőtlenebb) változatok felváltásának igen komoly gátját jelenthetik a történetileg létrejött struktúrák, rendszerek. Az árarányok változása tehát csak az egyik – és nem feltétlenül a legfontosabb – befolyásolója a technológiai változásnak.

Az indukált innováció elméleteivel szembeni kritikai megjegyzések másik alapvető köre megkérdőjelezi azt az implicit feltevést, amely szerint a *gazdasági szereplők minden esetben képesek lennének igényeiket előre jelezni, az optimális termelékenyséig megoldás létrejöttét kikényszeríteni*. A technológiai változás evolucionista magyarázata szerint a globális célfüggvény, a választási lehetőségek definiált halmaza, a maximalizálás és a racionális döntéshozatal tarthatatlan feltevések az innovációs folyamatokkal kapcsolatban (Nelson–Winter [1982], Dosi–Nelson [1994]).

A *bizonytalanság* ugyanis lényegi eleme a technológiai változásnak. Az nem pusztán megismerési probléma, hanem a folyamat elválaszthatatlan eleme (Hronszky [2005]). Ez már az előbb elemzett pozitív visszacsatolási mechanizmusokból is egyértelműen következik, de központi mondanivalója az innovációs folyamatot mélységében tárgyaló elméleteknek is (Marinova–Phillimore [2003], Fagerberg [2005]).

A bizonytalanság nem pusztán a technológiai változás irányával, hanem az egyes innovációk *társadalmi és környezeti hatásaival* kapcsolatban is jelentkezik. A bioszféra korábban kifejtett rendszerszerű működése, illetve az adott technikai körülményeket befolyáso-

ló tényezők sokasága (Ropolyi [2004]) elméletileg is lehetetlenné teszi az új megoldások hatásainak előrejelzését. Ráadásul egy új technológiai megoldás megváltoztathatja azokat a feltételeket, amelyben létrejött, és így saját lehetséges hatásait is (reflexivitás). Napjaink új technológiai megoldásainak jelentős része a korábbi megoldások által okozott (sokszor előre nem látott) problémákat igyekszik orvosolni (Beck [2003]).

Az új technológiai megoldások bevezetése kapcsán tehát jó okkal feltételezhető, hogy azoknak lesznek olyan (például a természeti környezetet érintő) hatásai, amelyekkel előre nem lehet számolni. Ráadásul a növekvő innovációs aktivitás eredményeképpen az esetleges alkalmazkodásra rendelkezésre álló idő egyre csökken.

Tovább nehezíti a hatások kezelését, hogy ezek jó része szokásos módon (érzékszervekkel) nem észlelhető. Ezek – Beck [2003] szóhasználatával élve – modernizációs kockázatok, s oksági értelemben alapulnak, a rájuk vonatkozó (tudományos) tudásban jönnek létre. Ily módon viszont a társadalmi folyamatok és intézmények jelentős mértékben befolyásolják felismerésüket (egyáltalán létezésük elismerését) és a megoldások keresését.

Mindezt igen jól szemlélteti az új technológiák jövőbeni hatásait kutató technológiaértékelés (*technology assessment*) diszciplínájának a változása is. A kezdeti kemény (szakértői) módszerek sorra korlátokba ütköztek, így a hangsúly egyre inkább az érdekelték, ezáltal a lehetséges szempontok és értelmezések lehető legszélesebb körének becsatornázására terelődött (Schot [2001], Hronszyk [2002]). Az értékelésről pedig mindinkább a befolyásolásra helyeződött a hangsúly (akár már a fejlesztések korai fázisában), hiszen a hatások felismerése idején – a korábban elemzett pozitív visszacsatolási mechanizmusok miatt – a változtatás lehetőségei már korlátozottak lehetnek.

A technológiai változás és fenntarthatóság összefüggéseit vizsgálva a *visszapattanó hatás* jelenségét tekintettük a harmadik alapvető témakörnek. Ez arra utal, hogy egy természeti erőforrás termelékenységnövekedése a tényezőfelhasználást többnyire nem csökkenti olyan mértékben, mint azt a hatékonyságnövekedés mértéke alapján várhatnánk. Sőt számos esetben egyenesen az erőforrás fokozottabb felhasználásával jár együtt (ez utóbbi esetet nevezzük *Jevons-paradoxonnak*).

A gépjárművek üzemanyag-hatékonyságának növekedése például az autók és a megtett kilométerek számának növekedésével járt együtt (Kemp és szerzőtársai [1998], York [2006]). Az energiatakarékos megoldások háztartásokba történő bevezetésével párhuzamosan a lakóegységek méretének növekedését, magasabb szobahőmérsékletet, megnövekedett elektromos háztartási eszközhasználatot figyelhettünk meg (Hanssen [1999]).

A visszapattanó hatással foglalkozó cikkek viszonylag egységesek abban a tekintetben, hogy a hatékonyságnövekedés révén nyerhető megtakarítás egy részét a felhasználók „visszaveszik”. Ennek nagyon sok közvetlen és közvetett csatornája létezhet (Alcott [2005], York [2006], Sorell [2009]):

– A relatíve olcsóvá vált tényező vonzóvá válik, így a korábbihoz képest megnőhet a fogyasztók száma, illetve a beruházási döntések során az adott tényezőre építő technológiákat preferálják a szereplők. Ez egyben elősegítheti az erőforrás korábban nem ismert alkalmazási lehetőségeinek kifejlesztését is.

– A hatékonyságnövekedés révén nyert megtakarításokat a fogyasztók az adott termék megnövekedett fogyasztására, vagy más (esetenként nagyobb erőforrás-igényű) termék fogyasztására fordíthatják. A vállalatok az egységköltség csökkentése révén versenyelőnyre tehetnek szert, amely növekvő eladási mennyiséget eredményezhet.

Koránt sem egységes azonban a szakirodalom a visszapattanó hatás mértékével, illetve a hatékonyságnövekedés és a fokozódó felhasználás közti oksági viszonytal kapcsolatban. A visszapattanó hatás *mértékét* célszerű a hatékonyságnövekedés alapján várható erőforrás-megtakarítás százalékában megadni. Ez szinte minden esetben nagyobb nullánál,

de egyes szerzők szerint csak speciális esetekben nagyobb száznál (tehát okoz valójában felhasználásnövekedést). E vita eldöntése jelenleg nehézkes, hiszen a Jevons-paradoxont alátámasztó esetek többnyire széles körű felhasználási lehetőséggel bíró, energiaintenzív technológiákra vonatkoznak (Sorell [2009]), másrészt az empiriák szükségszerűen bizonyos időszakra, szektorra, vagy országra/országcsoportha korlátozódnak (Alcott [2005]).

Ezzel együtt számos korábban is említett példa és más empirikus adatok (például Polimeni–Polimeni [2006], Herring–Roy [2007]) is megmutatják, hogy nem ritka az együttmozgás egy erőforrás hatékonyságnövekedése és abszolút felhasználásának növekedése között. Az okság bizonyítása azonban számos problémát vet fel, hiszen egyrészt a fokozódó felhasználás sok más tényezőtől is eredhet, másrészt a Jevons-paradoxont alátámasztó vizsgálatok módszertana e tekintetben nem döntő erejű (Alcott [2005], Sorell [2009]).

Mindenképp megállapítható azonban, hogy a növekvő ökohatékonyság révén nyerhető megtakarítások teljes mértékben szinte sohasem realizálhatók. Különösen azon erőforrások, amelyeket széles körben fel lehet használni, és a hozzájuk kötődő technológiák erőteljes útfüggősége esetén várható, hogy az adott erőforrásra, de még inkább a gazdaság egészére vonatkozó abszolút erőforrás-felhasználás valójában nőni fog. A visszapattanó hatás értelmében tehát feltételezhető, hogy az ökohatékonyság növelése önmagában nem elegendő a fenntarthatóság növeléséhez, sőt adott esetben azzal pont ellentétes hatást is kiválthat.

A fejezet során, a gazdaság fenntartható méretével kapcsolatba hozott mindhárom területen gyökeresen eltérő álláspontokat azonosítottunk. Míg a környezet-gazdaságtani szakirodalomban megjelenő kutatási témák és álláspontok nem kérdőjelezik meg alapjaiban a gazdasági növekedés fenntarthatóságát, addig az ökológiai közgazdaságtan irodalma ezt egyértelműen megteszi.

E különbség okait elsősorban abban kell keresnünk, hogy a környezet-gazdaságtan jellemzően piac- és pénzértékcentrikus (azaz a környezeti jellemzőket externáliaként kezeli), ehhez képest az ökológiai közgazdaságtan szerint az eddigi empirikus vizsgálatok azt mutatják, hogy a gazdasági növekedés a bioszféra egyre nagyobb mértékű átalakításával jár együtt, ami létfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatások elvesztéséhez vezethet. Ráadásul ezen ökoszisztéma-szolgáltatásokat az ökológiai közgazdaságtan szerint sokkal kisebb eséllyel vagyunk/leszünk képesek helyettesíteni a technológiai változás révén mesterséges tőkével, mint a környezet-gazdaságtan szerint. Ez utóbbi „technooptimista” szemléletével szemben az ökológiai közgazdaságtan egyfajta „elővigyázatos” fenntarthatósági nézőpontot vesz fel, amiből fakadóan napjainkban legfontosabbnak annak tudatosítását tartja, hogy mi az, amit a fenntarthatóság kapcsán nem tudunk (O’Hara [1996]). Így Bartus [2008] állításával ellentétben nem törekszik a gazdaság optimális méretének meghatározására, sőt, igyekszik elkerülni, illetve meghaladni a környezet-gazdaságtan instrumentális optimalizációcentrikus szemléletét, tekintettel elsősorban a fenntarthatósággal kapcsolatos tudomány bizonytalanságra.

Értékelés, döntéstámogatás, döntéshozatal

Miután a környezet-gazdaságtanban a környezet leromlása negatív külső hatásként jelenik meg, e megközelítés egyik sarokpontja a természet pillanatfelvétel-szerű pénzbeli értékelése. Az természetesen nem mondható el, hogy a környezet-gazdaságtan pusztán a külső hatások belsővé tételén (az externáliák internalizálásán) alapuló környezetpolitikai döntéstámogató eszközökben gondolkodik, amelyre jó példa a biztonságos minimum környezet-gazdaságtani irodalomban is megjelenő elve (SMS).

Ugyanakkor a környezetpolitikai döntéstámogató eszközök közül – azok magasabb hatékonysága miatt – a környezet-gazdaságtan elsősorban a közgazdasági eszközökre kon-

centrál (Pearce [2002]), azaz a piaci koordináció elégtelenségének bürokratikus koordináció segítségével történő kiigazítására. Ezen eszközök pedig szükségszerűen a természet pénzbeli értékelésén, költség–haszon elemzésen alapulnak.

Tehát a *környezet-gazdaságtan* a fenntarthatóság megvalósításában javasolt döntéstámogató környezetpolitikai eszközök tekintetében nem szakít a *neoklasszikus jóléti közgazdaságtan pénzbeli értékelési módszereivel*. Továbbá ezen eszközök jellemzően kvantitatívak, az érintettek pillanatnyi preferenciáinak feltérképezésére és szakértők általi aggregálására irányulnak.

Az *ökológiai közgazdaságtan* azonban több okból is megkérdőjelezi a természet kvantitatív, pillanatfelvétel-szerű pénzbeli értékelésének, illetve az ilyen információon alapuló döntéstámogató eszközöknek a relevanciáját a fenntarthatóság szempontjából. Az ezekkel kapcsolatos problémák egyik csoportja az *ökológiai rendszerek sajátosságaiból* és az azokkal kapcsolatos jelenlegi tudásunkból fakad, míg a másik csoportja *társadalmi gyökerű*. Az ökológiai közgazdaságtan szerint éppen ezért a döntéshozatal során – ezen irányzat ugyanis a környezet-gazdaságtantól eltérően nem pusztán döntéstámogató eszközökkel, hanem a hagyományos közgazdaságtan „illetékességi területén” túllépve, konkrét döntéshozatali folyamatokkal is foglalkozik – alapvető szerepe van a *megfontolás, megvitatás és részvétel* kérdéskörének.

Az ökológiai rendszerek sajátosságaiból fakadó problémák

A költség–haszon elemzés elvégzéséhez mindegyik lehetséges alternatíva minden egyes hatásának azonosítása és mérése szükséges: az azonnali inputoktól (munka, tőke) egészen a hosszú távú biofizikai és társadalmi hatásokig (*Daily és szerzőtársai* [2000]).

Az ezzel összefüggő problémák első csoportja jelenlegi ökológiai tudásunkból fakad. Nagyfokú a *bizonytalanság* a globális biodiverzitás és az ember erre gyakorolt hatása tekintetében, akárcsak azzal kapcsolatosan, hogy melyek lehetnek a hatékony eszközök a biodiverzitás csökkenésének mérséklésében (*Novacek–Cleland* [2001], *Daily és szerzőtársai* [2000]). Egy faj ökoszisztémából való kikerülése esetén például nem tudhatjuk előre a következményeket, mert annak ökoszisztémában betöltött szerepét és így az ökológiai rendszer működésére gyakorolt hatását teljes mértékben nem ismerhetjük (*Chapin és szerzőtársai* [2000], *Rees* [1998]). Ugyanez igaz az ökoszisztéma-szolgáltatások társadalmi hatásaira is (*Ekins és szerzőtársai* [2003]). A biodiverzitást és az ökoszisztéma-folyamatokat jellemző nagyfokú bizonytalanság következtében a tudomány jelenlegi állása alapján nem lehet megmondani azt, hogy valójában mennyit érnek az emberiség számára az egyes fajok vagy az ózonréteg, a tiszta levegő, a természetes környezet (*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 kölcsönös összefüggésekre (interdependenciákra) jó példa a másodlagos kihalás jelensége (*Norgaard–Bode* [1998], *Pimm* [1997]).

A kölcsönös összefüggések következményeképpen *nem lehet az egyes ökoszisztéma-szolgáltatásokat külön-külön értékelni* (*Norgaard–Bode* [1998]), márpedig a gyakorlatban jellemzően ez történik. Még az eddigi talán legátfogóbb becslés (*Costanza és szerzőtársai* [1997]) is parciális egyensúlyi modellen alapul, ami a kölcsönös összefüggések figyelmen kívül hagyásával jár.

Tovább nehezíti a pénzbeli érték felbecslését, hogy a zavaró hatásokra az ökoszisztémák *nemlineáris módon reagálnak* (*Costanza és szerzőtársai* [1997], *Daily és szerzőtársai*

[2000]). A stressznek kitett ökoszisztémák kulcsváltozóit előreláthatatlan szakaszosság, késések és küszöbértékek jellemzik (Rees [1998], Costanza és szerzőtársai [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 körülmények közt pedig a határhaszon (az ár) hirtelen a végtelen irányába mozdulhat el. Így még akkor is, amikor a gazdasági expanzió kevés akut súrlódással jár, lehetséges, hogy következtében a természet az összeomlás határára kerül, s az összeomlás akármilyen kis változásra bekövetkezhet (Rees [1998]). E tény önmagában megkérdőjelezi a határhasznon alapuló értékelési módszerek érvényességét a természet megőrzésének szempontjából. Ugyanígy nemlineáris az ökológiai és társadalmi rendszerek kölcsönhatása is. A fajkihálások, a biodiverzitás és ökoszisztéma-folyamatok közti pozitív visszacsatolások kombinációja nemlineáris költségnövekedést okozhat a társadalom számára (Chapin és szerzőtársai [2000]).

Ráadásul e folyamatoknak nagyfokú a *tehetetlensége* (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 és szerzőtársai [2003], Goodland–Daly [1996]).

Az ökoszisztémák fenti sajátosságai a környezet-gazdaságtani és az ökológiai közgazdaságtani irányzatban egyaránt megjelennek. Ugyanakkor, míg az előző kockázatról (pénzügyi kockázatról) beszél, és keresi ennek minél jobb becslési lehetőségeit (Pearce [2002], Gowdy–Erickson [2005]), addig az utóbbi elfogadja a tiszta bizonytalanság létezését. *A környezet-gazdaságtan a piac elégtelenségei felől közelít, az ökológiai közgazdaságtan a természet kapcsán piaci alkalmatlanságról* (Spash–Carter [2001]) és *a problémával kapcsolatos tudományos bizonytalanságról beszél.*

Ennek következtében *az ökológiai közgazdaságtanban megkérdőjeleződik a természet pénzbeli értékelése és a döntések hatékonyság- és optimumelvűsége* – a jólét optimalizációja, illetve a hatékony allokáció nem is elsőrangú célok. Norton és szerzőtársai [1998] ezeket csupán a harmadik helyre rangsorolja az ökológiai fenntarthatóság és az igazságos (generáción belüli) elosztás mögé.

Ha ugyanis a bizonytalanság és a visszafordíthatatlanság valóban fennáll, akkor a társadalmi jólét pénzbeli optimalizálására való törekvés bizonyos szempontból értelmét veszti. Ebben az esetben ugyanis nem lehet azt tudományos bizonyossággal előre meghatározni, hogy adott állapot, illetve a jövőbeli kimenet valóban optimális-e, vagy fenntarthatatlan, azaz jólétet csökkentő állapot lesz-e.

Ennek megfelelően az ökológiai közgazdaságtanban különös hangsúlyt kap az *elővigyázatosság elve*,⁶ továbbá *a természettel kapcsolatos társadalmi döntések mikéntje*, és ezzel kapcsolatosan a kvantitatív költség–haszon elemzés lehetséges alternatívái.

Társadalmi gyökerű problémák

Az ökológiai közgazdaságtani szakirodalom a pillanatnyi költség–haszon elemzésen alapuló döntéshozatalt nem pusztán annak ökológiai, hanem bizonyos társadalmi következményei miatt is elutasítja. Ennek egyik alapvető oka, hogy az ökológiai közgazdaságtan régi intézményi közgazdaságtani álláspontra helyezkedik abban a tekintetben, hogy az intézmények nem pusztán korlátokat jelentenek az egyének számára, hanem befolyásol-

⁶ Az elővigyázatosság elve bizonyos tekintetben a környezet-gazdaságtanban is megjelenik. A kváziválasztási lehetőség értéke ugyanis érv az elővigyázatosság mellett, hiszen a visszafordíthatatlan változások elhalasztása információt generálhat, azaz kockázatot csökkenthet.

ják is az egyént – például az adott helyzetben általa helyesnek tartott viselkedést. Ezen álláspontból fakadóan az, hogy az értékelési és/vagy döntéshozatali folyamat végén mit részesítünk előnyben, hogyan észleljük és használjuk társadalmunk környezeti erőforrásait, függ attól, hogy milyen „értékkartikuláló intézményeket” alkalmazunk (Vatn [2006]). Azaz *preferenciáink endogének a döntéshozatali folyamat szempontjából*.

Ezen intézmények különböznek egymástól abban, hogy ki vehet részt az értékelési/döntéshozatali folyamatban, milyen feltételekkel (például milyen kapacitással és szerepben), a részvétel módjában [abban, hogy mi számít adatnak, valamint hogyan kezelik ezen adatokat (például hogyan aggregálják azokat)]. Tehát a különböző intézmények különböző gondolatmenet mentén fogalmazzák meg céljaikat. Így bármilyen területen – azaz a természettel kapcsolatosan is – különösen fontosak a döntéshozatal körülményei, amelyek nagyban meghatározzák a folyamat eredményét is.

Ennek megfelelően az ökológiai közgazdaságtan kiemelt figyelmet fordít az értékeléssel, illetve a döntéshozatallal kapcsolatos intézményekre. Ezen intézményeket alapvetően két dimenzió mentén vizsgálja: az értékelés monetáris/nem monetáris mivolta, illetve a társadalmi részvétel és a megvitatás (deliberáció) „minősége” az értékelés folyamán. E két dimenzió mentén az *egyik végletet* a pusztán a fogyasztó szerepére koncentráló, a fogyasztói preferenciák pillanatfelvételen alapuló, piacközponitú, egydimenziós, pénzben értékelő intézmények jelentik (mint a feltételes értékelés). A *másik végletet* pedig a többdimenziós értékelést alkalmazó különböző deliberatív intézmények (például konszenzus konferenciák és állampolgári tanácsok) adják (Vatn [2006]).

Az ökológiai közgazdaságtan egyértelműen a *többdimenziós (multi-criteria), részvételi és a deliberatív értékelési és döntéshozatali eljárások* racionalitása mellett érvel (Martinez-Alier és szerzőtársai [1998], Röpke [2005], O’Neill–Spash [2000], O’Connor [2000], Spash–Carter [2001]).

Egyrészt, felfogása szerint a *piacok mindenkor tükrözik a hatalmi kapcsolatokat és a létező intézményi berendezkedést*, amelyek mind a pénzbeli, mind pedig a nem pénzbeli költségeket meghatározzák (Röpke [2005]). Ennek következtében könnyű belátni, hogy még ha az ökológiai rendszer sajátosságai lehetővé tennék is azt, hogy az árak a relatív szükségesség mércéivé váljanak, azokat társadalmi mechanizmusok könnyen eltéríthetik.

Másrészt, a környezet-gazdaságtanban szokásos pénzbeli értékelés az egyes alternatívákat azok (jelen- és jövőbeli) emberi jólétre gyakorolt hatásának összehasonlítható egységekben való kifejezése által hozza közös nevezőre, azaz monetizálja (*Daily és szerzőtársai* [2000]). Ezzel szemben az ökológiai közgazdaságtan *nem feltétlenül fogadja el az értékek összemérhetőségét*, sokkal inkább az összehasonlíthatóság gyenge formáját (Röpke [2005]).

Az összemérhetetlenség nem jelent összehasonlíthatatlanságot, csak gyenge összehasonlíthatóságot, amikor is a különböző lehetőségek anélkül összehasonlíthatók, hogy azokat az érték egyetlen típusára redukálnánk (Martinez-Alier és szerzőtársai [1998]). Az értékek összemérhetetlenségére bizonyíték a környezeti javak értékelésekor a több szerző által hangsúlyozott abszolút lexikografikus preferenciák megléte (O’Neill–Spash [2000]).

A gyenge összehasonlíthatóság két dimenzióban, a társadalmi és a technikai összemérhetetlenségben is megjelenik. Míg az előbbi a társadalomban meglévő legitim értékek és érdekek sokféleségére, addig az utóbbi ugyanazon probléma – tudásunktól, értékeinktől függő – eltérő értelmezési lehetőségeire utal. A társadalmi összemérhetetlenség kapcsán a társadalmi részvétel kerül előtérbe (Munda [2003]), míg a technikai összemérhetetlenségből fakadóan a multi- és interdiszciplináris megközelítés szükségessége, amelyekhez a kvantitatív költség–haszon elemzés nem elegendő.

Harmadrészt, az ökológiai közgazdaságtan szerint az emberi preferenciák leírásakor különbséget kell tenni fogyasztók és állampolgárok, illetve fogyasztói és állampolgári magatartás közt (Stern [1997]). A különbség, hogy az utóbbi esetben az emberek hajlamosab-

bak altruistább módon viselkedni, vagyis az ökológiai közgazdaságtan álláspontja szerint az emberek multiracionálisak, egyszerre van meg bennük mind az egyéni, mind pedig a társadalmi érdekeket szem előtt tartó racionalitás. Ebből fakadóan azt, hogy adott döntési helyzetben az egyéni, illetve társadalmi racionalitás közül melyik lesz az erősebb, az adott specifikus intézményi környezet nagyban befolyásolja.⁷

Így az ökológiai közgazdaságtan különbséget tesz *szubsztantív racionalitás* (amikor a döntés racionalitásának megítélése független a döntési folyamatától, azaz a racionalitás megítélése kizárólag az eredményekre korlátozódik) és *folyamatracionalitás* (amikor a racionalitás értékelése magára a döntési folyamatra vonatkozik) közt (Munda [2003]). Az ökológiai közgazdaságtan – szemben a nem deliberatív pénzbeli értékeléssel – nagymértékben koncentrálna a folyamatok racionalitására is. Ez alapján pedig a fenntarthatóság szempontjából erőteljesen megkérdőjelezhető a pillanatnyi preferenciák alapján megszülető, a racionalitás különböző formái közül az énnel kapcsolatosakat előtérbe helyező, pénzbeli értékelési módszereken alapuló döntési folyamatok.

Negyedrészt, a költség–haszon alapú környezetpolitikai döntéshozattal szembeni egyik legfőbb érv a közgazdaságtan racionális gazdasági szereplője elleni empirikus bizonyítékok sokasága (Gowdy [2003]). Ezek értelmében a preferenciák endogének, azaz az egyén személyes múltjától, másokkal való kapcsolataitól és az egyéni választás társadalmi környezetétől függenek. Ráadásul az emberek nemcsak a folyamatok eredményével, hanem magukkal a folyamatokkal is foglalkoznak. A döntéshozatali folyamat *maga* befolyásolhatja, hogy mennyire fogadnak el bizonyos döntéseket az érintettek. Így egy redukcionista, az értékek szűk skáláját figyelembe vevő, nem részvételi módszerrel alapuló döntés – mint amilyen jellemzően a költség–haszon elemzés – legitimitása könnyen kérdésessé válhat az érintettekben.

Végül, az ökológiai közgazdaságtan (elsősorban a tudomány- és technikasociológia eredményei nyomán) a tudományos „igazságok” társadalom és intézmények általi befolyásoltságát hangsúlyozza, azaz hogy *az elméleteket és elemzéseket mindig befolyásolják az értékek* (Beck [2003], Pinch–Bijker [2005], Pataki [2007]). Éppen ezért az értékek és ideológiák nyílt megvitatása szükséges, és a kutatással kapcsolatos implicit értékítéleteket is tudatosítani kell (Röpke [2005]). Ha még a természet pénzbeli értékelése pusztán a döntést befolyásoló tényezők egyike, és számos más szempontot is mérlegelnek a döntési folyamat során, akkor sem léteznek „objektív” szakértők, csak eltérő, versengő tudományos álláspontok. Különösen igaz ez az említett bizonytalanság fényében. A fenntarthatóság felé mozdulás érdekében mindenképpen célszerű választásnak tűnik egy demokratikus döntési folyamat, amelynek során az érintettek minél szélesebb köre nyilváníthatja ki érdemben preferenciáit.

Ökológiai közgazdaságtani értékelési és döntéshozatali alternatívák

Smith [2001] szempontrendszer alapján a részvételi és deliberatív döntéshozatal pozitív ökológiai-fenntarthatósági hozadékaival kapcsolatosan legalább három érvet lehet felsorakoztatni.

1. A *pragmatikus-episztemológiai érv* értelmében a demokratikus deliberáció segít a korlátozott racionalitással kapcsolatos problémák megoldásában. A deliberatív intézmé-

⁷ Az ökológiai közgazdaságtan érvelése szerint tehát a környezet-gazdaságtan – a természettel kapcsolatos preferenciákat a piaci döntésekre leszűkítve – csak a preferenciák egy szűk halmazát vonja vizsgálat alá, aminek következtében a költség–haszon elemzésen és piaci alapon álló környezetpolitika kérdésessé válik, az ennek talaján álló környezet-gazdaságtan pedig a pozitív, értékmentes tudomány helyett etikai-ideológiai rendszer marad (Gowdy [2003]).

nyek az többi intézménynél ökológiailag racionálisabbak, mert kezelni képesek a *komplexitás magas fokával*, a *bizonytalansággal* és a *kollektív cselekvéssel* kapcsolatos problémákat (mint amilyen a legtöbb mai környezeti probléma is).

A *komplexitás és bizonytalanság kapcsán* az ökológiai közgazdaságtan hangsúlyozza, hogy a deliberáció során bizonyos szereplők olyan megoldásokat kínálhatnak, amelyek másoknak nem jutnának eszébe, illetve generálhatnak olyan megoldásokat is, amelyek külön-külön az egyes résztvevőkben nem merülnének fel. A deliberatív intézmények – a résztvevők és megszólalók körének bővítésén keresztül – hozzájárulnak a döntések információs bázisának szélesítéséhez, különösen, hogy sokszor azokat is bevonják, akiket a környezeti romlás közvetlenül érint, és akik általában a politikai döntéshozatal szempontjából marginalizáltak. Így mód nyílhat a környezet kapcsán kulcsfontosságú helyi tudás (*Lidskog–Elander* [2007]) becsatornázására, amely manapság kifejezetten alulértékelt az általános „akadémiai” tudáshoz képest.

A deliberáció a szakértők és a tudományos-technológiai tudás demokratikus kontrollját is megteremtheti a bizonytalanság korában. Képes ugyanis egy integratív (többdimenziós és interdiszciplináris) tárgyalásmód létrehozására, amely az értékek összemérhetetlensége és az ökológiai problémákör interdiszciplináris megközelítésének szükségessége miatt elengedhetetlen. A „szakértői” döntések helyett (természetesen a szakértői vélemények becsatornázásával és azok alapjainak feltárásával) optimális esetben lehetőséget nyújt minél több választás egyenrangú becsatornázására. Végül, a *koordinációs problémák* is könnyebben megoldhatók a deliberáció alkalmazásával (*Gowdy* [2003]), mint ahogyan azt a játékelmélet azon eredményei is jelzik, amelyek értelmében a játékosok közti előzetes diskusszió növeli az együttműködés esélyét.

2. Az *etikos érvelés* szerint a deliberáció motivációt és bátorítást nyújt olyan „köztermészetű” szempontok artikulálására is, mint amilyenek az ökológiai értékek. Az „irracionális”, az empirikus vizsgálatok szerint kedvezőtlen, szűk önérdéket szolgáló szempontokat a szereplők nem helyezik előtérbe/fejtik ki a köz által is követhető deliberáció során. A nyilvános vita moralizáló hatása a közérdek szerinti gondolkodásra ösztönöz, az állampolgári szerep vállalását, a társadalmi racionalitást (állampolgári magatartást) és a dialógust ösztönzi. Továbbá, az összemérhetetlen értékek is kifejezhetők és vitathatók deliberatív keretek közt (*Vatn* [2006]), azaz egy ilyen döntési folyamat során nem vesznek el azok az értékek, amelyek a pénzbeli értékelés esetén elveszhetnek (*Spash–Carter* [2001]).

A deliberáció lehetőséget teremthet a környezetileg káros döntések megkérdőjelezésére és az alternatívák bemutatására. Azáltal, hogy erős nyilvános szférát alakít ki, a profitabilitás industrialista szempontjai helyett a nyilvánosság határozza meg azt a teret, ahol az ökológiai politika játszódik, ahol jelentős vitákat és eszmecsereket lehet folytatni az ökológiai fenntarthatóságot elősegítő szükséges cselekvésekről, azok véghezviteléről. E diskurzus lehetőséget teremt a pénz- és az adminisztratív hatalom elensúlyozására.

A nyilvános szféra önmagában nem feltétlenül vezet természetet védő döntésekhez, de szükséges előfeltétele az ezzel összefüggő kérdésekről való érdemi gondolkodásnak. A deliberáció és részvétel ugyanis változást hoz azokban a feltételekben, amelyek között a természeti környezetet érintő döntések létrejönnek (*Brulle* [2002]). Ha ugyanis a jelenlegi képviseleti demokratikus politikai rendszerben a fenntarthatósággal kapcsolatos értékek komoly gazdasági érdekeket sértenek, akkor igencsak kérdéses, hogy ezeknek egyenlő esélyük van-e megjelenni a gazdasági érdekekkel szemben (*Lidskog–Elander* [2007]). A deliberatív demokrácia lehetőséget teremt a kevesebb erőforrással és befolyással rendelkező érintetteknek (mint amilyenek jellemzően a „zöldek” is) a politikai döntéshozatalba való bekapcsolódásra.

Meg kell még említeni, hogy az ökológiai közgazdaságtan által hangsúlyozott deliberatív folyamatok csak bizonyos szociális és anyagi feltételek megléte esetén működhetnek,

mivel ezek szükségesek az emberek számára a civil és a politikai jogok hatékony gyakorlásához (Brulle [2002]), azaz az ökológiai közgazdaságtan által javasolt döntési folyamatok feltételezik a társadalmi részvételhez kapcsolódó pozitív szabadság meglétét (Sen [2003], Pataki [1998]).

3. A harmadik érvelés „állampolgári” jellegű. A képviseleti demokrácia jelenlegi rendszerében a politikai részvétel „epizodikus”, a szavazásra korlátozódik, és a deliberáció jelenleg nem más, mint népszerűségi verseny. Ez pedig kifejezetten a társadalmi részvétel, különösen pedig a természettel kapcsolatos döntésekben való társadalmi részvétel ellen hathat, tekintettel arra, hogy a „köz” nem érdeklődik tartósan olyan területek iránt, ahol nem érzi, hogy befolyásolhatja a döntéseket, vagy változtathat a helyzeten (Parkins–Mitchell [2005]).

Ehhez képest a deliberáció egyrészt olyan feltételeket teremt, hogy az állampolgárok találkoznak az ökológiai ismeretekkel és értékekkel, illetve reflektálnak azokra, amelyek következtében hajlandóbbak ezen értékeket internalizálni ítéleteikbe és cselekvéseikbe. Másrészt, az érintettek érezhetik, hogy ténylegesen részt vehetnek a természettel kapcsolatos döntések és így a természeti változások befolyásolásában, ami szintén ez irányú érdeklődésüket és tevékenységüket erősítheti. Azaz, a lakosoknak nagyobb esélyt teremt, hogy kezükbe vegyék saját életüket, egészségüket és környezetüket (Lidskog [2005]).

Elmondható tehát, hogy az ökológiai közgazdaságtan a döntéshozatali alternatívák kijelölésekor egyrészt a költség–haszon elemzés, illetve a természet pénzbeli értékelésének ezt támogató környezet-gazdaságtani módszerének, másrészt konkrétan a képviseleti demokrácia környezeti szempontból irracionális gyakorlatának kritikájából indul ki.⁸ Jó érvek szólnak amellet, hogy egy demokratikus (részvételi és deliberatív) döntéshozatali folyamatban a természettel való bánásmód fontos etikai megfontolás szerint alakulna, hiszen ökológiai tudásunk alapján egyértelmű, hogy az emberiség és a természet kölcsönösen függ egymástól, amely kapcsolatot egy „torzítatlan kommunikációs helyzetben” az emberi mérlegelés során fel kellene ismerni, és számításba kellene venni (Dryzek [2000] alapján Brulle [2002]). Tekintettel a természet cselekedeteinktől való függőségére, a természetért való felelősség és a vele való bánásmód az emberi közösség számára etikai megfontolással válhatna. A deliberáció tehát lehetőséget teremt a társadalmi tanulásra, mivel annak során az érintettek kommunikálhatnak egymással és tanulhatnak egymástól (Lidskog [2005]), felfedezhetnek általánosítható érdekeket (Lidskog–Elander [2007]). Így a deliberatív módszerek lehetőséget adhatnak az értékelési keret demokratikus módon történő újraformálására – jelenlegi fenntarthatatlan preferenciáink demokratikus, legitim módon történő megváltoztatására.

A preferenciák befolyásolása mindenképpen folyamatosan zajlik (Norton és szerzőtársai [1998]), a fenntarthatóság szempontjából azonban nem mindegy, hogy ez néhány szereplő által és viszonylagosan rejtett módon, adott esetben azok szűk értelemben vett önértékének mentén történik, vagy demokratikus úton megy végbe.

Az 1990-es évektől kezdve az ökológiai közgazdászok a részvételi döntéshozatal számos modelljét fejlesztették ki, amelyek a gazdasági viselkedést társadalmi folyamatként írják le (Gowdy [2003]). A részvételi-deliberatív gyakorlatoknak Brulle [2002] három szintjét különíti el. Az első a kormányzati szervek környezeti feladatokkal kapcsolatos döntéshozatali folyamatainak változásaira koncentrál. A második a különböző tervezési megközelítéseket vizsgálja, illetve azt, hogy ezekre milyen mértékben jellemzők a demokratikus

⁸ A képviseleti demokrácia jelenlegi rendszerében ugyanis a környezeti értékek politikai döntéshozatalba történő beépülése jellemzően marginális. Nem arról van szó tehát, hogy jelenleg e döntések a gyakorlatban költség–haszon elemzés alapján történnek, hanem hogy a természeti környezet megváltoztatásának negatív jóléti hatásai (költségei) csak elvétve részei a döntések „információs bázisának”.

és deliberatív gyakorlatok. Ez a megközelítés kiterjed az előzőn túl azoknak a hatalmi és intézményi viszonyoknak a vizsgálatára is, amelyek között a kormányzati tervezés zajlik. Végül a *harmadik* a társadalmi szint döntéshozatali folyamataival foglalkozik, azaz a politikai és a gazdasági berendezkedésben szükséges strukturális változással.

Az ökológiai közgazdaságtani szakirodalomban tárgyalt deliberatív értékelési eljárások elsősorban az első csoportba tartoznak. Ilyenek a részvételi többdimenziós értékelés egyes fajtái (*Paneque Salgado és szerzőtársai* [2009]), a társadalmi többdimenziós értékelés (*Munda* [2003]) és az állampolgári tanácsok (*Aldred–Jacobs* [2004]). Ugyanakkor egyes eszközök, mint például a deliberatív vizionálás (*Kallis és szerzőtársai* [2009]) vagy Magyarországon ökológiai közgazdászok által végzett kutatások (*Bodorkós–Kelemen* [2007], *Kelemen és szerzőtársai* [2009]) a második kategóriába sorolhatók. Sőt, a magyar ökológiai közgazdászok közül *Pataki* [2007] munkája immár a harmadik szintre (is) vonatkozik.

Az első szinttel kapcsolatosan tehát az ökológiai közgazdaságtan kiforrott értékelési-döntéshozatali módszertant kínál, a második, illetve harmadik szint esetében azonban üzenetei és módszerei jóval kevésbé „letisztultak”, paradigmaticusak.

*

Tanulmányunkban áttekintettük a fenntarthatósággal kapcsolatos eltérő közgazdasági megközelítéseket, azokat *környezet-gazdaságtani* és *ökológiai közgazdaságtani* álláspontokként rendszerezve. E két markánsan azonosítható irányzat közt paradigmaticus különbségeket találtunk, amelyeket a gazdasági növekedéssel és természettel kapcsolatos döntéshozatalra vonatkozó mondanivalójukon keresztül elemeztünk. Bár azonosítottunk néhány olyan szempontot, ahol a két irányzat viszonylag egységesnek tekinthető, azonban még ezekből a „közös pontokból” is sokszor eltérő következtetéseket von le a két paradigma.

A környezet-gazdaságtan a neoklasszikus jóléti közgazdaságtan szemléletével és eszköztárával közelíti meg a fenntarthatóság kérdéskörét, míg az ökológiai közgazdaságtan egy transzdiszciplináris, problémaközpontú megközelítést alkalmaz. A fenntarthatóság szempontjából fontos, többi társadalom- és természettudományi ismeret integrálása alapján az ökológiai közgazdaságtan számos szempontból megkérdőjelezi a környezet-gazdaságtan szerinte redukcionista nézeteit és megoldási javaslatait. A környezeti problémák okait egy piaci elégtelenségi problémánál sokkal mélyebben fekvőnek látja, és gyökeres intézményi változásokat sürget a fenntarthatóság felé mozdulás érdekében.

Ez nem jelenti azt, hogy az ökológiai közgazdaságtan – általunk megalapozottnak vélt – álláspontja értelmében a fenntarthatóság irányába történő elmozdulással kapcsolatosan jelenleg kész tudományos-társadalmi válaszok állnának rendelkezésre. Pusztán azt jelenti, hogy a jelenlegi környezet-gazdaságtani paradigma megoldásainak hatékonysága igen korlátozott, és az azok által sugalltakkal lényegesen bonyolultabb és mélyebb változások szükségesek jelen tudásunk alapján, ha tényleges társadalmi cél a fenntarthatóság állapotának elérése.

Hivatkozások

- ALCOTT, B. [2005]: „Jevons’ Paradox”. *Ecological economics*, Vol. 54. No. 1. 9–21. o.
- ALDRED, J.–JACOBS, M. [2004]: Állampolgárok és vizes élőhelyek: az ely-i állampolgári tanács értékelése. Megjelent: *Pataki György–Takács-Sánta András* (szerk.) *Természet és gazdaság. Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény*. Typotex Kiadó, Budapest, 219–245. o.
- ARTHUR, W. B. [1989]: Competing Technologies, Increasing Returns and Lock-in by Historical Events. *Economic Journal*, Vol. 99. No. 3. 116–131. o.

- ARTHUR, W. B. [1990]: Positive Feedbacks in the Economy. *Scientific American*, Vol. 262. No. 2. 92–99. o.
- BARTUS GÁBOR [2008]: Van-e a gazdasági tevékenységeknek termodinamikai korlátja? *Közgazdasági Szemle*, Vol. 55. No. 11. 1010–1022. o.
- BECK, U. [2003]: A kockázattársadalom. Út egy másik modernitásba. Századvég Kiadó, Budapest.
- BODORKÓS BARBARA–KELEMEN ESZTER [2007]: „Közös lónak túrós a háta?” A társadalmi tőke és a részvételi akciókutatás szerepe a Mezőcsáti Kistérség gazdálkodóinak együttműködésében. I. Országos Környezet-gazdaságtani PhD-konferencia, Budapest.
- BRULLE, R. J. [2002]: Habermas and Green Political Thought. *Two Roads Converging. Environmental Politics*, Vol. 11. No. 4. 1–20. o.
- BUDAY-SÁNTHA ATTILA [2004]: A természeti tőke és az agrárgazdaság szerepe a területi versenyképességben. PTE-KTK, Pécs.
- BULLA MIKLÓS–TAMÁS PÁL (szerk.) [2006]: Fenntartható fejlődés Magyarországon – Jövőképek és forogatókönyvek, ÚMK, Budapest.
- 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. 234–242. o.
- COSTANZA, R.–D'ARGE, R.–DE GROOT, R.–FARBER, S.–GRASSO, M.–HANNON, B.–LIMBURG, K.–NAEEM, S.–O'NEILL, R.–PARUELO, J.–RASKIN, R.–SUTTON, P.–VAN DEN BELT, M. [1997]: The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387. 253–260. o.
- DAILY, G. C. (szerk.) [1997]: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- DAILY, G. C.–SÖDERQVIST T.–ANIYAR, S.–ARROW, K.–DASGUPTA, P.–EHRlich, P. R.–FOLKE, C.–JANSSON, A.–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. 395–396. o.
- DAVID, P. [1985]: Clio and the Economics of QWERTY. *American Economic Review*, Vol. 75. No. 2. 332–337. o.
- DOSI, G. [1982]: Technological Paradigms and Technological Trajectories: A Suggested Interpretation of the Determinants and Directions of Technical Change. *Research Policy*, Vol. 11. No. 3. 147–162. o.
- DOSI, G.–NELSON, R. R. [1994]: An Introduction to Evolutionary Theories in Economics. *Journal of Evolutionary Economics*, Vol. 4. No. 3. 153–172. o.
- DRYZEK, J. S. [2000]: *Deliberative Democracy and Beyond: Liberals, Critics, Contestations*. Oxford University Press, Oxford.
- EHRlich, P. R.–WILSON, E. O. [1991]: Biodiversity Studies: Science and Policy. *Science*, 253. 758–762. o.
- EKINS, P.–SIMON, S.–DEUTSCH, L.–FOLKE, C.–DE GROOT, R. [2003]: A framework for the Practical Application of the Concepts of Critical Natural Capital and Strong Sustainability. *Ecological Economics*, Vol. 44. No. 2–3. 165–185. o.
- FAGERBERG, J. [2005]: *Innovation. A Guide to the Literature*. Megjelent: *Fagerberg, J.–Mowery, D. C.–Nelson, R. R.* (szerk.): *The Oxford Handbook of Innovation*. Oxford University Press, Oxford–New York, 1–26. o.
- FEENY, D.–BERKES, F.–MCCAY, B. J.–ACHESON, J. [2004]: A közlegelők tragédiája: huszonkét évvel később. Megjelent: *Pataki György–Takács-Sánta András* (szerk.): *Természet és Gazdaság. Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény*. Typotex Kiadó, Budapest, 142–163. o.
- FISHER, B.–TURNER, R. K.–MORLING, P. [2009]: Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. *Ecological Economics*, Vol. 68. No. 3. 643–653. o.
- FLEISCHER TAMÁS [2006]: Innováció, növekedés, kockázat. Megjelent: *Bulla Miklós –Tamás Pál* (szerk.): *Fenntartható fejlődés Magyarországon – Jövőképek és forogatókönyvek*. ÚMK, Budapest, 275–285. o.
- GONCZLIK ANDREA [2004]: Az élő természet adományai. *Kovács, 8. évf. 1–4. sz.* 15–43. o.
- GOODLAND, R.–DALY, H. [1996]: Environmental Sustainability: Universal and Non-negotiable. *Ecological Applications*, Vol. 4. No. 6. 1002–1017. o.
- GOWDY, J. [2003]: Contemporary Welfare Economics and Ecological Economics Valuation and Policy. ISEE Internet Encyclopedia of Ecological Economics, <http://www.ecoeco.org/pdf/welfareconolecon.pdf>.

- GOWDY, J.–ERICKSON, J. D. [2005]: The Approach of Ecological Economics. *Cambridge Journal of Economics*, Vol. 29. No. 2. 207–222. o.
- GUSTAFSSON, B. [1998]: Scope and Limits of the Market Mechanism in Environmental Management. *Ecological Economics*, Vol. 24. No. 2–3. 259–274. o.
- GUTÉS, M. C. [1996]: The Concept of Weak Sustainability. *Ecological Economics*, Vol. 17. No. 3. 147–156. o.
- HABERL, H.–ERB, K. H.–KRAUSMANN, F. [2007a]: Human appropriation of net primary production (HANPP). *Internet Encyclopaedia of Ecological Economics*, http://www.ecoeco.org/pdf/2007_march_hanpp.pdf.
- HABERL, H.–ERB, K. H.–KRAUSMANN, F.–GAUBE, V.–BONDEAU, A.–PLUTZAR, C.–GINGRICH, S.–LUCHT, W.–FISCHER-KOWALSKI, M. [2007b]: Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *PNAS*, Vol. 104. No. 31. 12942–12947. o.
- HANSSEN, O. J. [1999]: Sustainable Product Systems – Experiences Based on Case Projects in Sustainable Product Development. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 7. No. 1. 27–41. o.
- HERRING, H.–ROY, R. [2007]: Technological Innovation, Energy Efficient Design and the Rebound Effect. *Technovation*, Vol. 27. No. 4. 194–203. o.
- HINTERBERGER, F.–GILJUM, S.–HAMMER, M. [2003]: Material Flow Accounting and Analysis (MFA). A Valuable Tool for Analyses of Society-Nature Interrelationships. *Internet Encyclopedia of Ecological Economics*, <http://www.ecoeco.org/pdf/material.pdf>.
- HRONSZKY IMRE [2002]: Kockázat és innováció. A technika fejlődése társadalmi kontextusban. *Magyar Elektronikus Könyvtár*. <http://mek.oszk.hu/01500/01548/>.
- HRONSZKY IMRE [2005]: Az innovációpolitika megalapozása evolucionista megközelítéssel. Megjelent: *Buzás Norbert* (szerk.): Tudásmenedzsment és tudásalapú gazdaságfejlesztés. SZTE Gazdaságtudományi Kar Közleményei, JATEPress, Szeged, 13–33. o.
- HUBACEK, K.–GILJUM, S. [2003]: Applying Physical Input-Output Analysis to Estimate Land Appropriation (Ecological Footprints) of International Trade Activities. *Ecological Economics*, Vol. 44. No. 1. 137–151. o.
- ILLGE, L.–SCHWARZER, R. [2009]: A Matter of Opinion—How Ecological and Neoclassical Environmental Economists and Think about Sustainability and Economics. *Ecological Economics*, Vol. 68. No. 3. 594–604. o.
- JAFFE, A. B.–NEWELL, R. G.–STAVINS, R. N. [2003]: Technological Change and the Environment. Megjelent: *Mäler, K. G.–Vincent, J. R.* (szerk.): *Handbook of Environmental Economics*. Volume 1. Environmental Degradation and Institutional Responses. Elsevier, Amszterdam, 461–516. o.
- KALLIS, G.–HATZILACOU, D.–MEXA, A.–COCCOSSIS, H.–SVORONOU, E. [2009]: Beyond the Manual: Practicing Deliberative Visioning in a Greek Island. *Ecological Economics*, Vol. 68. No. 4. 979–989. o.
- KELEMEN ESZTER–MÁLOVICS GYÖRGY–MARGÓCZI KATALIN [2009]: Ökoszisztéma-szolgáltatások és tájhasználatváltás az Alpári-öblözetben. *Természetvédelmi Közlemények*. Kézirat.
- KEMP, R.–SCHOT, J.–HOOGMA, R. [1998]: Regime Shifts to Sustainability through Processes of Niche Formation: The Approach of Strategic Niche Management. *Technology Analysis & Strategic Management*, Vol. 10. No. 2. 175–195. o.
- KEREKES SÁNDOR [2006]: A fenntartható fejlődés közgazdasági értelmezése. Megjelent: *Bulla Miklós–Tamás Pál* (szerk.): *Fenntartható fejlődés Magyarországon – Jövőkép és forgatókönyvek*. ÚMK, Budapest, 196–211. o.
- KOCSIS TAMÁS [1999]: A jövő közgazdaságtana? – Az ökológiai közgazdaságtan múltja, jelene és jövője az uralkodó neoklasszikus nézetek tükrében. *Kovács*, 3. évf. 3. sz. 131–164. o.
- LIDSKOG, R. [2005]: Siting Conflicts. Democratic Perspectives and Political Implications. *Journal of Risk Research*, Vol. 8. No. 3. 187–206. o.
- LIDSKOG, R.–ELANDER, I. [2007]: Representation, Participation or Deliberation? Democratic Responses to the Environmental Challenge. *Space and Policy*, Vol. 11. No. 1. 75–94. o.
- MÁLOVICS GYÖRGY [2007]: Fenntartható növekedés? A megújult lisszaboni stratégia kritikai elemzése a fenntarthatóság szempontjából. Megjelent: *Farkas Beáta* (szerk.): *A lisszaboni folyamat és Magyarország*. SZTE Gazdaságtudományi Kar Közleményei, JATE Press, Szeged, 217–232. o.
- MARINOVA, D.–PHILLIMORE, J. [2003]: Models of Innovation. Megjelent: *Shavinina, L. V.* (szerk.): *The International Handbook on Innovation*, Elsevier Science, Oxford, 44–53. o.
- MARJAINÉ SZERÉNYI ZSUZSANNA [2001]: A természeti erőforrások pénzbeli értékelése. *Közgazdasági Szemle*, 48. évf. 2. sz. 114–129. o.

- MARTINEZ-ALIER, J.–MUNDA, G.–O'NEILL, J. [1998]: Weak Comparability of Values as a Foundation for Ecological Economics. *Ecological Economics*, Vol. 26. No. 3. 277–286. o.
- MCDANIEL C. N.–GOWDY, J. M. [2002]: Az édenkert kiárúsítása. Példázat a természet tönkretételéről. Typotex Kiadó, Budapest.
- MEA [2003]: *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, D.C.
- MEA [2005]: *Ecosystems and Human Well-being – Biodiversity Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment, World Resources Institute, Washington, D.C.
- MUNDA, G. [1997]: Environmental Economics, *Ecological Economics and the Concept of Sustainable Development*. *Environmental Values*, Vol. 6. No. 2. 213–233. o.
- MUNDA, G. [2003]: Multicriteria Assessment. ISEE Internet Encyclopedia of Ecological Economics, <http://www.ecoeco.org/pdf/mlticritassess.pdf>.
- NELSON, R. R. [1995]: Recent Evolutionary Theorizing about Economic Change. *Journal of Economic Literature*, Vol. 33. No. 1. 48–90. o.
- NELSON, R. R.–WINTER, S. G. [1982]: *An Evolutionary Theory of Economic Change*. Belknap Harvard, Cambridge, MA–London.
- NORGAARD, R. B.–BODE, C. [1998]: Next, the Value of God, and Other Reactions. *Ecological Economics*, 2 Vol. 5. No. 1. 37–39. o.
- NORTON, B.–COSTANZA, R.–BISHOP, R. C. [1998]: The Evolution of Preferences. Why 'Sovereign' Preferences May Not Lead to Sustainable Policies and What to Do about it. *Ecological Economics*, Vol. 24. No. 2–3. 193–211. o.
- NOVACEK, M. J.–CLELAND, E. E. [2001]: The Current Biodiversity Extinction Event: Scenarios for Mitigation and Recovery. *PNAS*, Vol. 98. No. 1. 5466–5470. o.
- O'CONNOR, M. [2000]: The VALSE project. An Introduction. *Ecological Economics*, Vol. 34. No. 2. 165–174. o.
- O'HARA, S. [1996]: Discursive Ethic in Ecosystem Valuation and Environmental Policy. *Ecological Economics*, Vol. 16. No. 2. 95–107. o.
- O'NEILL, J.–SPASH, C. L. [2000]: Conceptions of Value in Environmental Decision-Making. *Environmental Values*, Vol. 9. No. 4. 521–536. o.
- PAGE, S. E. [2006]: Path Dependence. *Quarterly Journal of Political Science*, Vol. 1. No. 1. 87–115. o.
- PANEQUE SALGADO, P.–CORRAL QUINTANA, S.–GUIMARÃES PEREIRA, A.–DEL MORAL ITUARTE, L.–PEDREGAL MATEOS, D. [2009]: Participative Multi-criteria Analysis for the Evaluation of Water Governance Alternatives. A Case in the Costa del Sol (Málaga). *Ecological Economics*, Vol. 68. No. 4. 990–1005. o.
- PARKINS, J. R.–MITCHELL, R. E. [2005]: Public Participation as Public Debate: A Deliberative Turn in Natural Resource Management. *Society and Natural Resources*, Vol. 18. No. 6. 529–540. o.
- PATAKI GYÖRGY [1998]: A fejlődés gazdaságtana és etikája. Tiszteletadás Amartya Sen munkásságának. *Kövász*, 2. évf. 4. sz. 6–17. o.
- PATAKI GYÖRGY [2007]: Bölcs „laikusok”: társadalmi részvételi technikák a demokrácia szolgálatában. *Civil Szemle*, 4. évf. 3–4. sz. 144–156. o.
- PEARCE, D. [2002]: An Intellectual History of Environmental Economics. *Annual Review of Energy and the Environment*, 27. 57–81. o.
- PIMM, S. L. [1997]: The value of everything. *Nature*, Vol. 387. No. 231–232. o.
- PINCH, T. J.–BIJKER, W. E. [2005]: Tények és termékek társadalmi konstrukciója, avagy hogyan segítheti egymást a tudományszociológia és a technikasociológia. *Replika*, 51–52. sz. november, 57–87. o.
- POLIMENI, J. M.–POLIMENI, R. I. [2006]: Jevons' Paradox and the Myth of Technological Liberation. *Ecological Complexity*, Vol. 3. No. 4. 344–353. o.
- REES, W. E. [1998]: How should a Parasite Value its Host? *Ecological Economics*, 25. No. 1. 49–52. o.
- ROJSTACZER, S.–STERLING, S. M.–MOORE, N. J. [2001]: Human Appropriation of Photosynthesis Products. *Science*, 294. 2549–2552. o.
- ROPOLYI LÁSZLÓ [2004]: *Technika és etika*. Megjelent: *Fekete László* (szerk.): *Kortárs etika*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 245–292. o.
- RÖPKE, I. [2004]: The Early History of Modern Ecological Economics. *Ecological Economics*, Vol. 50. No. 3–4. 293–314. o.
- RÖPKE, I. [2005]: Trends in the Development of Ecological Economics from the Late 1980s to the Early 2000s. *Ecological Economics*, Vol. 55. No. 2. 262–290. o.

- RUTTAN, V. W. [1997]: Induced Innovation, Evolutionary Theory and Path Dependence: Sources of Technical Change. *The Economic Journal*, 107. 1520–1529. o.
- SCHALTEGGER, S.–BURRITT, R. [2005]: Corporate Sustainability. Megjelent: *Folmer, H.–Tietenberg, T.* (szerk.): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham, 185–232. o.
- SCHOT, J. [2001]: Towards New Forms of Participatory Technology Development. *Technology Analysis and Strategic Management*, Vol. 13. No. 1. 39–52. o.
- SEN, A. [2003]: A fejlődés mint szabadság. Európa Könyvkiadó, Budapest.
- SMITH, G. [2001]: Taking Deliberation Seriously: Institutional Design and Green Politics. *Environmental Politics*, Vol. 10. No. 3. 72–93. o.
- SORELL, S. [2009]: Jevons' Paradox Revisited: The Evidence for Backfire from Improved Energy Efficiency. *Energy Policy*, Vol. 37. No. 4. 1456–1469. o.
- SPASH, C. L. [1999]: The Development of Environmental Thinking in Economics. *Environmental Values*, Vol. 8. No. 4. 413–435. o.
- SPASH, C. L.–CARTER, C. [2001]: Environmental Valuation in Europe: Findings from the Concerted Action. *Environmental valuation in Europe. Policy Research Brief*, Vol. 11. Cambridge Research for the Environment.
- STERN D. I. [1997]: Limits to Substitution and Irreversibility in Production and Consumption: A Neoclassical Interpretation of Ecological Economics. *Ecological Economics*, Vol. 21. No. 3. 197–215. o.
- STERN, D. I. [2004]: The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve. *World Development*, Vol. 32. No. 8. 1419–1439. o.
- TAKÁCS-SÁNTA ANDRÁS [2004]: The Major Transitions in the History of Human Transformation of the Biosphere. *Human Ecology Review*, Vol. 11. No. 1. 51–66. o.
- TURNER, R. K. [1988]: Sustainability, Resource Conservation and Pollution Control: An Overview. Megjelent: *Turner, R. K.* (szerk.): *Sustainable Environmental Management: Principles and Practise*. Belhaven Press, London, 1–25. o.
- TURNER, R. K. [1999]: Environmental and Ecological Economics Perspectives. Megjelent: *van den Bergh, C. J. M.* (szerk.): *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham, 1001–1033. o.
- 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. [2001]: Ecological Economics: Themes, Approaches, and Differences with Environmental Economics. *Regional Environmental Change*, Vol. 2. No. 1. 13–23. o.
- VATN, A. [2006]: Institutions. ISEE Internet Encyclopedia of Ecological Economics, http://www.ecoeco.org/pdf/Institutions_Arild_Vatn.pdf.
- VENKATACHALAM, L. [2007]: Environmental Economics and Ecological Economics: Where they can converge? *Ecological Economics*, Vol. 61. No. 2–3. 550–558. o.
- VIDA GÁBOR [2001]: *Helyünk a bioszférában*. Typotex Kiadó, Budapest.
- VITOUSEK, P. M.–MOONEY, H. A.–LUBCHENCO, J.–MELILLO, J. M. [1997]: Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277. 494–499. o.
- WACKERNAGEL, M.–REES, W. [1996]: *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island.
- WITT, U. [2003]: Economic Policy Making in an Evolutionary Perspective. *Journal of Evolutionary Economics*, Vol. 13. No. 2. 77–94. o.
- WOODRUFF, D. S. [2001]: Declines of Biomes and Biotas and the Future of Evolution. *PNAS*, Vol. 98. No. 10. 5471–5476. o.
- WWF [2004]: *Living Planet Report*. WWF – World Wide Fund For Nature, Gland.
- WWF [2006]: *Living Planet Report*. WWF – World Wide Fund For Nature, Gland.
- YORK, R. [2006]: Ecological Paradoxes: William Stanley Jevons and the Paperless Office. *Human Ecology Review*, Vol. 13. No. 2. 143–147. o.