

SZABÓ ZOLTÁN

**A növénytermesztés környezeti hatásainak értékelése,
különös tekintettel a biodiverzitásra**

Egy intenzív- és egy ökotudományág externális hatásai

Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék

Témavezető:

Marjainé Dr. Szerényi Zsuzsanna

tanszékvezető egyetemi docens

© Szabó Zoltán

BUDAPESTI CORVINUS EGYETEM

Gazdálkodástani Doktori Iskola

**A növénytermesztés környezeti hatásainak értékelése,
különös tekintettel a biodiverzitásra**

Egy intenzív- és egy ökogazdaság externális hatásai

Ph.D. értekezés

SZABÓ ZOLTÁN

Budapest, 2010

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom legelőször is Marjainé Szerényi Zsuzsának témavezetői közreműködéséért. Köszönettel tartozom továbbá Podmaniczky Lászlónak és Kerekes Sándornak, akik észrevételeikkel a “disszertációvá válás” folyamatát egyengették.

Külön köszönettel tartozom Láng Istvánnak, aki az antropocentrikus nézőpontok fontosságára hívta fel a figyelmem, Ijjas Istvánnak, aki „vizes” szakirodalmakkal látott el, Páldy Annának, aki környezetegészségügyi szakirodalmakat ajánlott figyelmembe, Vicsek Lillának, aki a tanácskozó fórumok vezérfonalát segítette, Ács Évának és Horváth Andrásnak, akik Mezőföldön segítettek eligazodni, valamint Popp Józsefnek, Molnár Andrásnak, Mizik Tamásnak, Pál Jánosnak a szakmai eszmecseréért.

Végül köszönettel tartozom családomnak, akik, mint férjet, apát és fiat, hosszú napokon át nélkülözni tudtak.

Szabó Zoltán

Budakeszi, 2010 augusztus

Tartalomjegyzék

TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE	VII
ÁBRÁK JEGYZÉKE	IX
BEVEZETÉS	1
I. A KÖRNYEZETI HATÁSOK ÉRTÉKELÉSÉRE ALAPOZOTT MEZŐGAZDASÁGI TÁMOGATÁSI RENDSZER SZÜKSÉGESSÉGE	8
I.1. A többfunkciós mezőgazdasághoz vezető út Európában	8
I.2. A mezőgazdasági támogatások indítékai, motivációi	10
I.3. A pénzbeli értékelés alkalmazása a mezőgazdaságban	12
I.4. Az agrár-környezetvédelmi politikák közgazdasági megalapozatlanságának lehetséges következményei	14
II. NÖVÉNYTERMESZTÉSI EXTERNÁLIÁK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK A SZAKIRODALOMBAN	17
II.1. Az externáliák társadalmilag kívánatos nagysága	17
II.2. A növénytermesztési eredetű externáliák jellegzetességei	22
II.2.1. A talajpusztulás jellemzése	23
II.2.2. Felszín alatti és élővizekre gyakorolt hatás	25
II.2.3. A levegőszennyezés jellemzése	28
II.2.4. A peszticidhasználat hatása (környezetegészségügy)	29
II.2.5. A biodiverzitásra gyakorolt hatás	30
II.2.6. Tájékozott gyakorolt hatás	34
II.2.7. Egyéb hatások	36
II.3. A mezőgazdaság környezeti hatásainak értékelése a szakirodalomban	36
II.3.1. A mezőgazdaság teljes környezeti hatásának értékelése	37
II.3.2. A mezőgazdaság egyes hatásainak értékelése	41
II.3.3. A biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelése	45
III. A BIODIVERZITÁSRA GYAKOROLT HATÁSSAL KAPCSOLATBAN ALKALMAZHATÓ KÖRNYEZETÉRTÉKELÉSI MÓDSZEREK KRITIKAI ELEMZÉSE	48
III.1. A teljes gazdasági érték és etikai vonatkozásai	49
III.1.1. Etikai megfontolások	52
III.1.2. A költség-haszon elemzés alkalmazhatósága	56
III.2. A feltételes értékelés módszer hiányosságai a biodiverzitás értékelésében	57
III.2.1. $2-1 \neq 1-0$, avagy a biodiverzitásra, mint sajátos jószágra gyakorolt hatás értékelése	58
III.2.2. Lexikografikus preferenciák	60
III.2.3. Információhiány, tájékozottság, ismeretek	62
III.2.4. Tiltakozó (protestáló) szavazatok	63
III.2.5. A feltételes értékelés alkalmazhatósága: a kiforratlan preferenciák	65
III.3. Az értékrend és a társadalmi kontextus szerepe az értékelésben	67
III.3.1. Értékrend választás	68
III.3.2. Az értékelések kontextusa	69
III.3.3. Tanácskozó fórumok és a pénzbeli értékelés	72
IV. A NÖVÉNYTERMESZTÉS EXTERNÁLIS HATÁSAINAK ÉRTÉKELÉSEI SORÁN ALKALMAZOTT MÓDSZEREK	78
IV.1. A gazdaságok kiválasztása Közép-Mezőföldön	78
IV.2. Módszertani pluralizmus a biodiverzitás értékelésére	80
IV.2.1. Kvalitatív értékelés, rangsorolás	83
IV.2.2. Tanácskozó monetáris értékelés (Deliberative Monetary Valuation, DMV)	85
IV.2.3. Feltételes értékelés (Contingent Valuation, CV)	88
IV.3. Feltételes választás felmérés (Choice Experiment, CE)	89

IV.4. Hatás-útvonal értékelés módszer (Impact Pathway Approach).....	90
IV.5. Költség alapú eljárások.....	92
V. HIPOTÉZISEK	94
VI. A KUTATÁSOK EREDMÉNYEI.....	95
VI.1. A kiválasztott gazdaságok terméseredményei.....	95
VI.2. A biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelése.....	96
VI.2.1. Tanácskozó fórumok kvalitatív eredményei.....	96
VI.2.2. Páros összehasonlítások.....	109
VI.2.3. A CV és DMV felmérések értékelése.....	111
VI.2.4. Társadalmi méltányos ár (konszenzus keresés).....	115
VI.3. A levegőterhelés értékelése.....	116
VI.4. A peszticidhasználat értékelése.....	126
VI.5. A talajvíz szennyezés (nitrátosodás) és a tájképre gyakorolt hatás értékelése.....	129
VI.6. Talajpusztulás (eliszapolódás) értékelése.....	141
VI.7. A vizsgált externális hatások együttes értékelése.....	142
VII. KÖVETKEZTETÉSEK A SZAKPOLITIKÁK KIALAKÍTÁSÁRA.....	151
ÖSSZEFOGLALÁS	154
MELLÉKLETEK.....	159
I. SZCENÁRIÓK A KÉRDŐÍVHEZ	160
II. VEZÉRFONÁL LAKOSSÁGI TANÁCSKOZÓ FÓRUMHOZ (FÓKUSZCSOPORT).....	161
III. VEZÉRFONÁL GAZDÁLKODÓKKAL TARTOTT TANÁCSKOZÓ FÓRUMHOZ (FÓKUSZCSOPORT)....	167
IV. VEZÉRFONÁL VADÁSZOKKAL TARTOTT TANÁCSKOZÓ FÓRUMHOZ (FÓKUSZCSOPORT)	172
V. NAPLÓ A DMV RÉSZTVEVŐKNEK	176
VI. A GAZDASÁGOK BEMUTATÁSA	177
VII. TANÁCSKOZÓ FÓRUM KÉRDŐÍV.....	184
VIII. FELTÉTELES VÁLASZTÁS KÉRDŐÍV	196
IX. DIAVETÍTÉS A FELTÉTELES VÁLASZTÁS FELMÉRÉS ELŐTT	203
HIVATKOZÁSOK.....	209

Táblázatok jegyzéke

1. táblázat A különféle gazdálkodási módok tápanyagellátásában és növényvédelmében felhasznált anyagok	22
2. táblázat A szántóföldi növénytermesztés számszerűsített éves externális költségei hektárra vetítve az Egyesült Királyságban 1996-ban (GBP-ben).....	38
3. táblázat A peszticidek évente felmerülő teljes környezeti és társadalmi kárának becslése az USA-ban.....	43
4. táblázat Értékrendek és néhány jellegzetességük	54
5. táblázat Alkalmazott módszerek struktúrája.....	78
6. táblázat A tanácskozó fórumok struktúrája, Közép-Mezőföld	83
7. táblázat A két vizsgált gazdaság terméseredményei.....	95
8. táblázat A CV és DMV mintaátlag hasonlóságának mértéke (átlagok azonossága)	112
9. táblázat A protestáló szavazatok előfordulása a CV és DMV mintában	113
10. táblázat A tanácskozó fórumokon való részvétel hatása a számított méltányos árra ...	114
11. táblázat A számított méltányos ár az átlagos nettó jövedelem százalékában	115
12. táblázat A gazdaságok műtrágya felhasználása (kg/tonna termelt növény)	117
13. táblázat A nitrogén műtrágya felhasználás következtében fellépő légszennyezés (kg/tonna termelt növény)	118
14. táblázat A nitrogén műtrágya előállítása következtében fellépő légszennyezés (kg/tonna termelt növény).....	118
15. táblázat A zöldtrágyázás következtében fellépő légszennyezés (kg/tonna termelt növény)	119
16. táblázat A gazdaságok energiafelhasználása (egység/ tonna termelt növény)	121
17. táblázat A szennyezőanyag kibocsátás egységköltsége (euró/tonna).....	122
18. táblázat A nitrogén műtrágya felhasználásra visszavezethető ammónia és dinitrogén-oxid kibocsátás környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron).....	122
19. táblázat A nitrogén műtrágya előállítására visszavezethető nitrózus gáz, szén-dioxid és dinitrogén-oxid kibocsátás környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron).	123
20. táblázat A zöldtrágyázásra visszavezethető ammónia és dinitrogén-oxid kibocsátás környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron)	124
21. táblázat Az energiafelhasználás környezeti költségei (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron).....	125
22. táblázat Peszticidfelhasználás az intenzív gazdaságban (gramm aktív hatóanyag/tonna termelt növény).....	127
23. táblázat A peszticidfelhasználás jelzés értékű környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron)	128
24. táblázat A feltételes választás jellemzői és az ezekhez tartozó szintek (ismertető előadás)	130
25. táblázat A feltételes választás jellemzői és az ezekhez tartozó szintek (kérdőív)	130
26. táblázat A feltételes választás felmérés mintájának társadalmi-demográfiai jellemzői	133
27. táblázat A magyarázó változók nevei és rövid leírása a CE felmérésben	133
28. táblázat A Multinomial Logit Model elemzés eredményei	134
29. táblázat A Nested logit modell elemzés eredményei	136
30. táblázat Fizetési hajlandóság (WTP) becslés (2009-es árakon)	137
31. táblázat A Nested logit modell elemzés eredményei a deontológikus válaszadók kiszűrésével	138
32. táblázat Fizetési hajlandóság (WTP) becslés a deontológikus válaszadók kiszűrésével (2009-es árakon)	138
33. táblázat A tájképre és a felszín alatti vizekre gyakorolt hatás értékelése Közép-Mezőföldön.....	140

34. táblázat Az intenzív gazdaság N műtrágya felhasználása a közép-mezőföldi átlaghoz viszonyítva (2004), illetve korrigált talajvíz szennyezési externális költsége	141
35. táblázat Kultúrnövény felvásárlási átlagárak (forint/tonna).....	143
36. táblázat A két gazdaság externális költségeinek becslése a felvásárlási átlagár százalékában (2009-es árakon).....	145
37. táblázat Etikai hozzáállások arányai a CE felmérés alapján (N=366, valós N=347)	146
38. táblázat Minimális externális költségek becslése a két gazdaságra növénykultúránként (Ft/ha, 2009-es árakon)	149

Ábrák jegyzéke

1. ábra A disszertáció kutatásainak céljai és struktúrája.....	5
2. ábra A mezőgazdaság intenzitása és a biodiverzitás közötti általános összefüggés.....	31
3. ábra A teljes gazdasági érték	50
4. ábra A biodiverzitás, az ökoszisztéma szolgáltatások és az emberi jólét közötti kapcsolat feltérképezése	51
5. ábra Utilitáriánus és jövedelemkorlátos lexikografikus preferenciák	62
6. ábra Protestáló válaszokhoz vezető okok struktúrája a biodiverzitás értékelésnél.....	67
7. ábra A standard és a kiterjesztett értékelési modell.....	71
8. ábra Közép-Mezőföld.....	79
9. ábra Hatás-útvonal értékelés módszer (Impact Pathway Approach) a légszennyezés externális határköltségének számszerűsítése esetében	91
10. ábra Melyik helyzetén javítsanak inkább Közép-Mezőföldön?	110
11. ábra A levegőszennyezés becsült környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron).....	126
12. ábra Példa választási kártya a feltételes választás felméréshez	132
13. ábra Döntési fa struktúra a Nested logit modellben.....	135
14. ábra A két gazdaság externális költségeinek becslése növénykultúránként (Ft/t termelt növény, 2009-es árakon).....	144
15. ábra Minimális externális költségek becslése a két gazdaságra növénykultúránként (Ft/t termelt növény, 2009-es árakon)	149
16. ábra A két gazdaság externális költségeinek becslése növénykultúránként (Ft/ha, 2009-es árakon).....	157
17. ábra Táblák és mezsgye az intenzív gazdaságnál	178
18. ábra Az intenzív gazdaság térképe, 2004	180
19. ábra Gyomfészülés az ökogazdaságban	182
20. ábra Az ökogazdaság térképe, 2005	183

“That, I believe is our basic function [is] to develop alternatives to existing policies, to keep them alive and available until the politically impossible becomes the politically inevitable.”

„Véleményem szerint alapvető feladatunk, hogy a meglevő szakpolitikákhoz alternatívákat dolgozzunk ki, életben tartsuk azokat, és tegyük elérhetővé azokat mindaddig, amíg a politikailag lehetetlen politikailag elkerülhetetlenné nem válik.”

Milton Friedman: Capitalism and Freedom. Preface (1982 edition), p.ix

Bevezetés

A mezőgazdaság hosszú idő óta az egyik legjelentősebb környezetátalakító tényező. Közel tízezer éves múltat tekint vissza, és mint arra Warren, Lawson és Belcher (2008) rámutatnak, ez az időtáv evolúciós léptékben ugyan nem jelentős, a mezőgazdaság mégis teljesen átformálta a világot. Olyan növények borítják mára a földfelszín jelentős részét, amelyek ezelőtt viszonylag ritkábbak voltak (gabonafélék). A mezőgazdálkodás lehetővé tette a népesség drasztikus növekedését, amelynek következtében az emberiség minden cselekedete, illetve cselekedeteinek minden hatása a mezőgazdaság közvetett környezeti hatásának tekinthető. Jelen munkában azonban nem kívánunk ilyen messzire visszanyúlni. Célunk csupán a modern mezőgazdaság, azon belül a növénytermesztés környezeti hatásainak az értékelése.

A mezőgazdaság jelentőségével kapcsolatban Csete és Láng (2005, 77.o.) kifejti, hogy „Magyarországon a legjelentősebb természeti kincs a mezőgazdasági termelésre való képesség, az ilyen adottságok összessége”. A mezőgazdasági termelés adottságai (földminőség, éghajlati és domborzati viszonyok) nemzetközi összehasonlításban is kedvezőek, a termőföld hazánk fontos erőforrása. Az ország területének 62 százalékát mezőgazdasági területek teszik ki, az összes terület 48,4%-a szántóföld (4,5 millió ha). Az utóbbi időszakban a mezőgazdaság GDP-n belüli részaránya 4 százalék alá esett, a többi nemzetgazdasági ágazathoz viszonyított súlya tendenciájában csökkenő. A mezőgazdasági foglalkoztatottak aránya az utóbbi évtized során közel felére, 2009-re 5% alá esett (lásd NKP III., 2009; ÚMVST, 2007; ÚMVP, 2007; KSH, 2010a). Az elmúlt évek során jelentős aránytalanság alakult ki a növénytermesztés és az állattenyésztés között. Úgy tűnik, Magyarország mezőgazdasági szerkezete hosszabb távon is a gabonatermelésre épül. Az utóbbi időkben a gazdaságok koncentrációja figyelhető meg, amely folyamatot mutatja, hogy az egyéni gazdaságok által használt földterület átlagos mérete Magyarországon 1991-2005 között több mint hétszeresére (0,5 hektárról, 3,5 hektárra) nőtt. A hazai agrárium európai összehasonlításban viszonylag alacsony gépesítettségű és energaintenzitású. Az utóbbi években ismét növekedésnek indult a műtrágya és növényvédő szer felhasználás. Ezzel párhuzamosan növekedett az intenzifikáció, miközben az ökológiai gazdálkodásba bevont terület nagysága 2004 óta csökken. Hazánkban az intenzív gazdálkodás a domináns technológia, a bio- és integrált termelés együttesen legfeljebb a művelés alatt álló terület 1%-át teszi ki (lásd NKP III., 2009; ÚMVST, 2007; ÚMVP, 2007; KSH, 2010a).

Az iménti száraz, statisztikai leírás után érdemes visszakanyarodni Csete és Láng (2005, 125.o.) jellemzéséhez. A szerzők rámutatnak arra, hogy annak ellenére, hogy napjainkban

ezek a nemzetgazdasági jelzőszámok csökkenő arányokat mutatnak, „a mezőgazdaság stratégiai jelentőségét nem veszítette el, sőt szerepköre többértévé vált, határozott multifunkcionális jelleget öltött.” A szerzők kifejtik, hogy a hazai mezőgazdaság a vidékkel szervesen összefonódva olyan szolgáltatásokat nyújt, amelyek mással nem helyettesíthetők. Példaként az élelmiszertermelést, a természeti környezet és a biodiverzitás hasznosítását, illetve megóvását, a tájkép és a hagyományok fenntartását, a rekreációt, és egyéb szociális funkciókat említik.

Jelen dolgozat célja és eszköztára viszonylag nagy területet fog át, ebből kifolyólag oldalszám tekintetében a szokásosnál talán terjedelmesebb disszertációt készítettünk. Témánk megértéséhez szükség van a közgazdaságtan mellett mezőgazdasági ismeretekre is.¹

A disszertáció elkészítését elsősorban a környezetgazdaságtan területén felállított hipotézisünk motiválta, amely hipotézist a mezőgazdaság területén igyekszünk most kipróbálni. Hipotézisünk szerint, ha a környezeti hatásokat, illetve externáliákat értékeljük, akkor az értékelésre alapozva felépíthető egy olyan szakpolitika, amely elvezet a környezeti szempontokat is tükröző társadalmi jóléti mérleghez. Ezt a mezőgazdaságba úgy ültethetjük át, hogy értékeljük a mezőgazdaság környezeti hatásait, majd ezen értékeknek megfeleltetjük a mezőgazdasági támogatásokat (gazdasági ösztönzőket). Ezáltal a mezőgazdasági politikák a jelenleginél jobb környezeti állapotot és magasabb jólétet fognak eredményezni. Álláspontunk szerint a mezőgazdasági termelésnek létezik egy társadalmilag kívánatos szintje és struktúrája (lásd technológia), amelynek tükröznie kell a gazdasági és a környezeti szempontokat egyaránt. A környezeti szempontok pontosításához kívánunk ezzel a munkával hozzájárulni.

Ehhez hasonlóan az európai mezőgazdaság környezeti hatásainak vizsgálatát, illetve az agrár-környezetvédelmi kifizetések legitimitásának értékelését tűzte ki célul Glebe (2007). Sokatmondó, hogy vizsgálódását kénytelen volt kvalitatív módon elvégezni, ugyanis alig készült eddig kvantitatív felmérés a környezeti hatások értékelésének nézőpontjából. Világosan látszik, hogy nem ismerjük a mezőgazdaság környezeti hatásainak értékét, illetve a mezőgazdaság teljes környezeti mérlegét, és ezért nem tudjuk pontosan meghatározni a különböző mezőgazdasági termelések társadalmilag kívánatos szintjét és struktúráját. A kvantitatív ismeretek hiányának felismerése vezetett el minket ennek a disszertációnak a

¹ Előre is elnézést kell kérnünk a tágabb mezőgazdasági rálátással is rendelkező olvasóinktól a helyenként számukra túl „ismeretterjesztőnek tűnő” részek miatt, viszont mentségünkre szolgáljon, hogy az olvasók között, sejtésünk szerint, a közgazdász végzettségűek lesznek többségben.

megírásához. Ennek megfelelően **fő célunk a növénytermesztés externális környezeti hatásainak értékelése.**

Nem állítjuk, hogy a mezőgazdasági környezeti hatásokat, az externáliákat teljes mértékben számszerűsíteni és értékelni lehet, azonban véleményünk szerint a jelenlegi ismeretknél jóval messzebbre lehet eljutni. A mezőgazdaság környezeti hatásaival kapcsolatban vannak területek, ahol a meglévő módszerek továbbfejlesztésével, és újak alkalmazásával az externális hatásoknak lényegesen nagyobb szeletét lehet értékelni. Véleményünk szerint **a társadalmi jóléti mérleg meghatározásához közelebb lehet jutni a jelen dolgozat keretében bemutatott módszerek segítségével.** Ennek megfelelően a növénytermesztés környezeti hatásainak értékeléséhez bemutatunk egy lehetséges módot. Úgy gondoljuk, hogy ezekre az alapokra fel lehet építeni a mezőgazdasági politikákat, olyanokat, amelyek képesek kezelni a gazdasági-környezeti konfliktusok rendszerét.

Egyetértünk Randall (2002) megállapításával, miszerint a társadalmi optimum (jóléti mérleg) meghatározásához az értékelést a gazdaságok szintjén szükséges elvégezni. Ennek megfelelően két olyan gazdaságot választottunk mintaként, amelyek adottságaikat tekintve hasonlóak, ugyanakkor alapvetően más technológiát alkalmaznak. **A két gazdaság környezeti teljesítményének értékelése jelzés értékű lehet** a felhasznált módszerek későbbi, nagyobb mérvű (országos, európai) alkalmazásához. Reméljük, ezzel közelebb kerülünk a többfunkciós mezőgazdaság teljesítményértékelésének konzisztens módszeréhez, amelyet Randall (2002) szükségesnek, és egyúttal úttörőnek is minősített.

A mezőgazdaság környezeti hatásainak értékelését célul kitűző, viszonylag kis számú kísérlet leginkább területileg aggregált adatokból indult ki. Mi más megközelítést alkalmazunk. Ahol lehetséges, **gazdasági szintű adatokból** kísérünk meg következtetéseket levonni. Tudomásunk szerint ezt a „bottom-up” módszert eddig sehol nem alkalmazták. Az externális hatások értékelése viszonylag nagy bizonytalansággal jár, ezért úgy gondoljuk, hogy egy újabb nézőpontból való megközelítés segíthet az eredmények érvényességének alátámasztásában, és a következtetések megfogalmazásában.

Az eddigi kísérletek legtöbbször egy helyszínen csupán egy hatást értékelték (például nitrátszennyezés Kelet-Anglia két helyszínén, tájképi hatások Svédországban). Úgy gondoljuk, hogy jelen disszertáció abban is előrelépést jelent, hogy **egy helyen** (Közép-Mezőföldön) **a lehető legtöbb hatást** (talaj, víz és levegőszennyezés, emberi egészség, biodiverzitás, tájkép) próbálja meg **egyszerre értékelni**, ezáltal **társadalmi szempontból koherens rendszerbe** tudja foglalni a növénytermesztés teljesítményének értékelését. Ismereteink szerint erre a teljességre törekvő, **holisztikus szemléletre** eddig alig történtek kísérletek a világban, illetve ahol megkísérelték, ott sem vettek minden hatást figyelembe

(Pretty és szerzőtársai, 2000; Tegtmeier és Duffy, 2004; Hartridge és Pearce, 2001). A szakirodalom kritikai elemzését természetesen megejtjük a későbbiekben, előljáróban most csak annyit, hogy neuralgikus pontnak leginkább a biodiverzitás értékelése tekinthető.

További jelentős hiánypótló értéke a kutatásnak, hogy két alapvetően különböző gazdálkodási technológiát hasonlítunk össze. Az alkalmazott növénytermesztési technológiáknak alapvető hatása lehet a környezetterhelés jellegére és nagyságára. Jelen kutatás lehetőséget nyújt arra, hogy nemcsak mint növénytermesztést per se, hanem azon belül a jellegzetes **technológiák hatásait** is értékelni tudjuk. Ez különösen fontos szerepet kaphat a mezőgazdasági támogatási elvek és gyakorlati politikák kialakítása során.

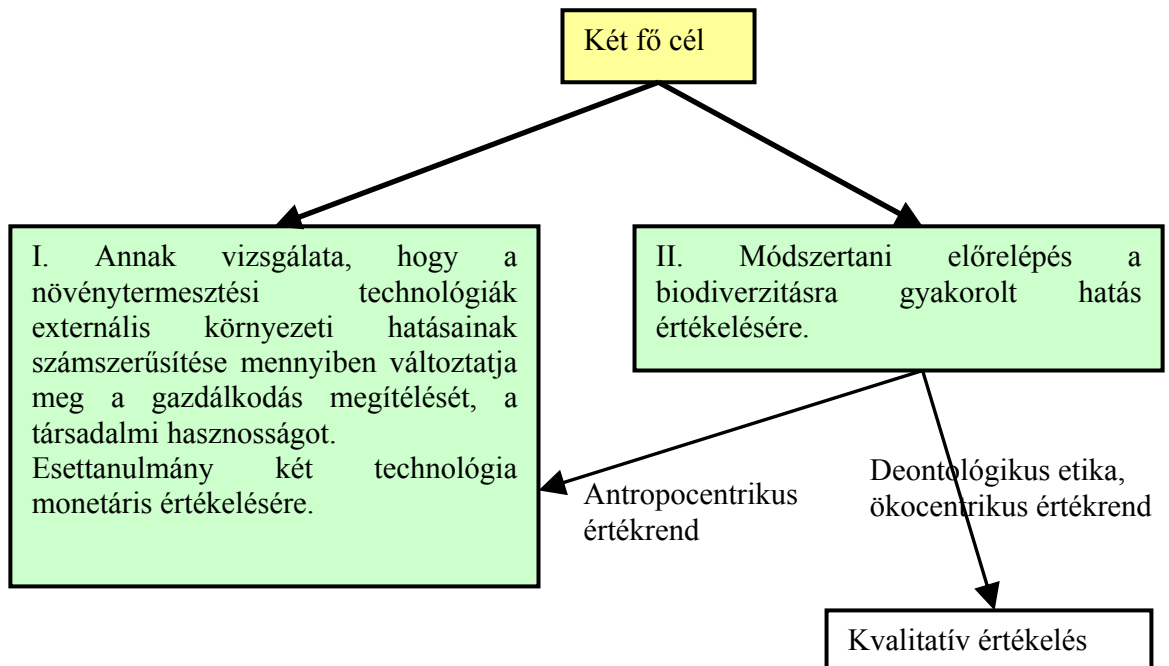
A környezeti hatások vizsgálatakor mind komplexitását tekintve, mind módszertanilag a biodiverzitás testesíti meg a legnagyobb kihívást. A nehézségekről bárki meggyőződhet a szakirodalom áttekintése révén. Úgy gondoljuk, hogy a **biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelése során** olyan **módszertani előrelépést** mutatunk be, amelynek segítségével ezideig nem számszerűsített hatásokat is be tudunk vonni az értékelésbe.

A biodiverzitás mellett a többi hatás értékelésére kiválasztott módszereket a holisztikus szemlélet okán alkalmazzuk, amely által teljesebb képet alkothatunk az externális környezeti hatásokról. **A módszereket „felfűzzük a témára”**, azaz a módszerválasztást elsősorban a környezeti hatások jellegzetességei határozzák meg.

Úgy gondoljuk, egy ilyen átfogó kutatás alkalmas lehet arra, hogy katalizátor szerepet töltsön be. Az éghajlatváltozás megítélése terén a Stern-jelentés (2006) adott hatalmas lökést a hatások közgazdasági értékelésének. A TEEB jelentés (2008) a biodiverzitás értékelése területén ér el hasonlót. Mindkettő munka úttörő volt a kihívás méretét tekintve, és elérte azt, hogy „behozta a számokat a köztudatba”. Szerénytelenségről tenne tanúságot, ha jelen disszertációt az előbbi két munkával vennénk egy súlycsoportba, ugyanakkor talán a mezőgazdaság esetében is sikerül ráirányítani a figyelmet egy olyan lehetséges módszerre, amely egyre több területre teszi be a lábát, egyre több diszciplínát „fertőz meg”. Az iménti pejoratív jelző használata szándékos volt, hiszen, mint később látni fogjuk, a monetáris (pénzbeli) értékelést² nem tartjuk minden esetben kívánatosnak. Az 1. ábra a disszertáció kutatásainak célját és struktúráját mutatja.

² Az esetleges félreértések elkerülése végett megjegyezzük, hogy monetáris értékelés alatt pénzbeli értékelést értünk, amelynek nincs köze a pénzügyi értékeléshez.

1. ábra A disszertáció kutatásainak céljai és struktúrája



Munkánk hasznosíthatóságát többek között abban látjuk, hogy a kutatás eredményeinek felhasználásával a mezőgazdasági támogatásokat közgazdaságilag megalapozottabbá tehetjük. Ennek egyik lehetősége az agrár-környezetvédelmi támogatási elvek közgazdasági alátámasztása. Mint Glebe (2007, 88.o.) is rámutat, „konszenzus van a közgazdászok között arról, hogy amennyire lehetséges, az agrár-környezetvédelmi kifizetések legyenek a környezeti hozadékokhoz kötve”. Hozzáteesszük ehhez, hogy sajnos nem ismerjük a környezeti hozadékok értékét. Többek között a környezeti hozadékok, illetve a **pozitív externáliák kérdésének tisztázása** érdekében készítjük el ezt a dolgozatot.

Warren, Lawson és Belcher (2008, 104.o.) részletezik, hogy a jelenlegi mezőgazdasági támogatási rendszerek nem tökéletesek. A szerzők szerint többek között a természetmegőrzési értékek elfogadott mértékegységének hiánya miatt „véltetően a jelenlegi tökéletlen rendszerek a lehető legjobbak”. Véleményünk szerint azonban ennél közgazdaságilag megalapozottabb rendszereket szükséges és lehetséges kialakítani. Az testesíti meg a kihívást, hogy olyan politikákat tudjunk megalapozni, amelyek egyrészt figyelembe veszik a gazdálkodók és az élelmiszertermelés érdekeit, másrészt biztosítják a környezeti javakat és szolgáltatásokat, megfelelően ezáltal a társadalmi elvárásoknak, és mindezt a leghatékonyabban érik el.

Egyetértünk Pretty és szerzőtársai (2000) álláspontjával, miszerint szükség van az externális költségek becslésére a szakpolitikák, programok és projektek értékelésének szintjén. A társadalmi károk és hasznok becslése segíti a döntéshozatalt. A költség-haszon vizsgálatok

révén közelebb kerülhetünk annak megállapításához, melyik agrár-környezetvédelmi intézkedés a leginkább megfelelő a negatív externáliák csökkentésére, illetve a pozitív externáliák elősegítésére (lásd még Fekete Farkas, Fogarassy és Szűcs, 2008). Közelebb kerülhetünk annak megítéléséhez, hogy vajon a tervezett intézkedés költségei igazolhatók-e a társadalmi hasznokkal? Véleményünk szerint a források igazságosabb és hatékonyabb felhasználása érhető el akkor, ha a szakpolitikák törekednek az externáliák internalizálására. Huylenbroeck és szerzőtársai (2007) nyomán megfontolandónak tartjuk, hogy meg kell találni azokat a közösségi és magán formákat, ahol a hatékonyságot a mezőgazdaságban nem csak a terméknél, hanem a nem termékjellegű szolgáltatásokban (multifunkciós mezőgazdaság) is mérjük, illetve értelmezzük.

Természetesen többféle módon is alátámaszthatók a politikák. A dolgozat keretében ismertetett mód csak egy a néhány közül. Azonban azt gondoljuk, hogy ez a mód eddig viszonylag kidolgozatlan volt, méltatlanul kis helyet foglalt el a tudományos publikációk tárházában. Ezt az űrt kíséreljük meg a továbbiakban szűkíteni.

A mezőgazdaság több ága (növénytermesztés, állattenyésztés, kertészet stb.) közül vizsgálódásunk során a **szántóföldi növénytermesztésre szorítkozunk**. Ennek legfőbb oka, hogy úgy gondoljuk, itt is viszonylag járatlan terepen mozgunk, ennél fogva a bizonytalanságok jelentősek. A munka nagyságrendje sem teszi lehetővé, hogy egyszerre több területet is bevonjunk a kutatásba. Ugyanakkor hangsúlyozzuk, hogy a jövőben a most bemutatandó módszerrel a mezőgazdaság más területeire is ki lehet terjeszteni a kutatást, az eredmények a többi területen is hasznosak lehetnek. Úgy gondoljuk, hogy a módszertan jelentős része alkalmas lehet a többi terület megvizsgálására is, ennél fogva előre bocsátjuk, hogy eredményeink általánosabb jelleggel is iránymutatásul szolgálhatnak. Mivel jellegükben különböző tevékenységekről van szó, a dolgozat keretében a szántóföldi növénytermesztés lehatárolását viszonylag könnyűszerrel meg tudtuk oldani.

A disszertáció szemlélete és ennek megfelelően szerkezete részletességét illetően nem egységes. Erre azért van szükség, mert egyrészt a szántóföldi növénytermesztés környezeti hatásainak egészét igyekszünk átfogni, másrészt a biodiverzitással kiemelten is foglalkozunk. A **növénytermesztés biodiverzitásra gyakorolt hatásának értékelésében**, úgy gondoljuk, **módszertani előrelépéssel** is tudunk szolgálni, ezért itt elengedhetetlen az **elmélet mélyrehatóbb tisztázása**. A növénytermesztés egyéb környezeti hatásának értékelésekor viszont csak ismert módszereket alkalmazunk, ennél fogva az elméleti áttekintésektől itt eltekintünk, hiszen azt feltételezzük, hogy ezeket az olvasó is ismeri.

Ezekből adódik, hogy az elméleti háttér bemutatása a disszertációnak csak egy témája kapcsán valósul meg. Véleményünk szerint a talaj- és vízterhelés, a levegőszennyezés, a peszticidek egészségügyi hatásainak, valamint a tájképi hatások értékelése elméleti ismertetés nélkül is megvalósítható, hiszen itt az elmélet pusztán ismeretterjesztő jellegű lenne, a szakirodalomban már fellelhető ismeretekhez nem teszünk hozzá. Ezeken a területeken a disszertáció hozzáadott értéke **a hatások együttes értékelése**. A disszertáció ezen fejezeteiben az újdonságot nem elméleti oldalon kell keresni, hanem a koherens, holisztikus szemléletben. Nem ez a helyzet viszont a növénytermesztésnek a biodiverzitásra gyakorolt hatásával kapcsolatban. E téren az elmélet bemutatása megkerülhetetlen, hiszen csak ennek segítségével értelmezhető az általunk alkalmazott (plurális) módszer.

Az I. fejezetben áttekintjük, miért van szükség a környezetértékelésre a mezőgazdaságban, majd a II. fejezetben rátérünk az externáliák tárgyalására. Részletesebben áttekintjük az eddigi tudományos eredményeket a növénytermesztés környezeti hatásának értékelése terén. A környezeti hatások közül csak a biodiverzitásra gyakorolt hatás esetében bocsátkozunk mélyebb elméleti vizsgálódásba, a rendelkezésre álló módszerek kritikai elemzésébe (III. fejezet), amelynek eredményeként felvázoljuk a módszertani továbblépés módjait. A IV. fejezetben bemutatjuk a hatások értékelésére alkalmazandó módszereket, az V. fejezetben felállítjuk a hipotéziseket, a VI. fejezetben az empirikus kutatások eredményei kerülnek sorra, és végül következtetéseket vonunk le a szakpolitikák számára.

I. A környezeti hatások értékelésére alapozott mezőgazdasági támogatási rendszer szükségessége

Feltehető a kérdés, vajon szükséges-e a mezőgazdaság környezeti hatásait értékelni? Ha igen, szükséges-e számszerű, monetáris formában (pénzben) is értékelni, vagy esetleg más módszer (pl. kvalitatív értékelés) a kívánatos? Ez a fejezet áttekinti a többfunkciós mezőgazdaság jellemzőit és a mezőgazdasági termelés társadalmi jóléti mérlegét, valamint az ezt elérni hivatott mezőgazdasági támogatások gyakorlatát, továbbá a támogatások indítékait. Ezekre alapozva feltárjuk a rendszer gyenge pontjait, és következtetéseket vonunk le az értékelés szükségességére vonatkozóan.

I.1. A többfunkciós mezőgazdasághoz vezető út Európában

1980-ra az Európai Uniónak Warren, Lawson és Belcher (2008) szerint több területen sikerült megvalósítania az önellátást (például vaj, cukor, marhahús, gabonafélék). Ezzel elérte egyik célját az addigi mezőgazdasági politika; a termelés jelentősen nőtt, Európa egyre biztosabb lábakon állt a mennyiségek terén. Ettől kezdve a termelés mennyiségének növelése nem lehetett már cél, a feleslegek egyre nagyobb problémát jelentettek. A túltermelés csökkentésére 1988-ban bevezették a művelésből kivont területek rendszerét, amikor is a területpihentetést anyagilag támogatta az EU. A túltermelést ez sem oldotta meg, és nyilvánvalóvá vált, hogy a termelést el kell választani a Közös Agrárpolitika (KAP) támogatásaitól. Az 1992-es MacSharry névvel fémjelzett reformok során a termék alapú támogatásokról (magas ár garantálása) eltolódott a hangsúly a termelő támogatása (közvetlen kompenzációs kifizetések) felé. Warren, Lawson és Belcher (2008) kifejtik, hogy a Közös Agrárpolitika „zöldítésének” célja kettős volt; egyrészt a túltermelést hivatott kezelni, másrészt a kiadásokat (támogatások) igyekezett kordában tartani. Később Bignal és Baldock (2002) alapján megállapítják, hogy az agrár-környezetvédelmi programok alapján véve a mezőgazdasági politikák melléktermékei voltak.

A mezőgazdaság környezetkímélőbbé tételének folyamatát Csete és Láng (2005) az ENSZ stockholmi és riói konferenciájáig vezeti vissza (1972, ill. 1992, Agenda-21). Az európai mezőgazdasági politikákban a környezeti károk ellensúlyozása az 1992-es reformoktól kezdődően válik markánsná. A reformok politikai indokai között a környezetvédelmi indokok még nem jelennek meg (Baylis és szerzőtársai, 2008). Egészen a '90-es évekig a mezőgazdasági eredetű externáliák másodlagos szempontok voltak csupán, a jövedelem, az ár és a kereskedelemre vonatkozó célok háttérbe szorították ezeket (Shortle és Abler, 1999). A '80-a évektől bevezetett agrár-környezetvédelmi programok részben egyfajta

kompenzációt jelentettek a csökkenő ártámogatások helyett. Az agrár-környezetvédelmi programok elméletileg a piaci kudarcok miatt jöttek létre. A piac képtelen kezelni egyes környezeti károkat, mint például a talajvíz nitrátosodása, vagy a biodiverzitás csökkenése, illetve másik oldalon a kedvező hatások, mint a tájkép fenntartása sem garantált egyedül a piac által. A piac hiányosságaira tekintettel az állam beavatkozik a folyamatokba.

Ángyán (2001, 61.o.) mélyrehatóan elemzi a többfunkciós mezőgazdaság elemeit. Megfogalmazásában „a vidéki térség nem csupán a mezőgazdasági termelés színtere, hanem egyben biológiai és társadalmi élettér is”. A bevezetőben Csete és Láng (2005) nyomán már kitértünk a többfunkciós mezőgazdaság egyes elemeire, most a legfontosabb összetevőket Ángyán (2001) alapján emeljük ki: termékek (élelmiszer alapanyagok) előállítása; nyersanyagok és energia takarékos felhasználása; környezetterhelés csökkentése, illetve elkerülése; a kultúrtáj ápolása és a biodiverzitás fenntartása; a vidék kulturális és agrikulturális értékeinek megőrzése; munkalehetőség és jövedelem biztosítása (lásd még Huylenbroeck és szerzőtársai, 2007). Romstad és szerzőtársai (2000) alapján a mezőgazdaság többfunkciós teljesítménye kiterjed a biodiverzitásra, a kulturális örökségre, a nyílt tájra, a határ-mozaikokra, az aktív tájképre, a kapcsolódásra, az élelmiszer ellátásának, minőségének biztosítására, az élelmiszerbiztonságra, a vidéki életformára, a tudományos-oktatási értékekre és a negatív externális hatásokra. Ezekhez természetesen nem mindegyik kapcsolódnak környezeti externáliák³, hiszen például az élelmiszerbiztonság és az élelmiszerminőség kérdése címkézéssel kezelhető, és így a piac által megoldható (lásd Randall, 2002).

A többfunkciós mezőgazdaság abban különbözik tehát az egydimenziós agrárkonceptióktól, hogy középpontjában nem csak az élelmiszerek termelése áll, hanem több olyan funkciót is betölt, amelyet a társadalom elvár tőle (lásd környezeti, kulturális és regionális elemek). Az OECD (2001a) által használt fogalom-körülírás szerint a többfunkciós mezőgazdaságnak két alapvető jellemzője van. Egyrészt többféle terméket és szolgáltatást együttesen állít elő, másrészt egyes nem termékjellegű szolgáltatása magán viseli az externáliák jellegzetességeit, azaz közjóság nem megfelelő piaci értékkel. Ángyán (2007) ehhez hasonlóan a multifunkciós mezőgazdaság feladatait két nagy körbe sorolja; egyrészt a piac által szabályozott termelési funkciók (élelmiszerek, megújítható nyersanyagok, energiaforrások stb.), másrészt a környezettel, a tájjal, a földdel kapcsolatos természeti, társadalmi és kultúrfunkciók (nem termékjellegű szolgáltatás, közjóság). Ángyán (2007, 29.o.) rámutat továbbá, hogy e két alappillérre épül az EU Közös Agrárpolitika (KAP) támogatási rendszerének reformja is, ahol az 1. pillér a termelési

³ Az externáliákat a későbbiekben részletesen tárgyaljuk.

teljesítményekre fókuszál, míg a 2. pillér elsősorban a „mezőgazdaság ökoszociális teljesítményeit” foglalja magában. Érdekes Warren, Lawson és Belcher (2008, 191.o.) megállapítása, hogy a múltban a környezeti javak és szolgáltatások előállítása a mezőgazdaság mellékterméke volt csupán, „az agrár-környezetvédelmi rendszerekkel ezek váltak a fő terméké, és az élelmiszer lett a melléktermék” (lásd még Huylenbroeck és szerzőtársai, 2007).

I.2. A mezőgazdasági támogatások indítékai, motivációi

A mezőgazdaság többfunkciós jellegének előtérbe kerülését Baylis és szerzőtársai (2008) három tényezőre vezetik vissza; nevezetesen a szabadkereskedelmi tárgyalások, a vidékfejlesztési megfontolások és a környezeti problémák hatására. A GATT⁴ Uruguay-fordulója után nem lehetett tovább folytatni az Európában addig alkalmazott termelés alapú támogatásokat, változtatásra volt szükség. Mivel a vidéki lakosság jövedelempótló támogatásának továbbra is megvolt az igénye, ezért a támogatásokat politikai okokból kifolyólag nem lehetett megszüntetni. Másik oldalról ugyanakkor egyre nyilvánvalóbbá váltak a mezőgazdaság káros környezeti hatásai, illetve az, hogy bizonyos társadalmilag hasznos szolgáltatásokat a mezőgazdaság piaci alapon nem fog a társadalom által elvárt mértékben biztosítani. Baylis és szerzőtársai (2008) hivatkoznak egyes vélekedésekre (Agra Europe, 2001), miszerint ez nem más, mint az addigi mezőgazdasági támogatások újracsomagolása⁵.

Ángyán (2007) az európai agrárpolitika és -támogatási rendszer zsákutcájáról ír. Először – a világháborút követő élelmiszerhiányra válaszként – a megtermelt mennyiséghez kötött, közvetlen támogatások voltak jellemzőek, majd a túltermelés levezetésére az intervenciós felvásárlás következett, harmadsorban pedig a megtelt közraktárak nyomán az exporttámogatások léptek életbe. Ezt a folyamatot a szerző abszurdnak nevezi, mondván „adóból származó közpénzekből termékfelesleget állítatunk elő a gazdákkal, majd azt fölvásároljuk tőlük, és végül ugyancsak közpénzből a kereskedőknek nyújtott exporttámogatásokkal igyekszünk megszabadítani saját belső piacainkat ezektől a feleslegektől” (Ángyán, 2007. 28.o.). A későbbiekben az ártámogatásokat a közvetlen

⁴ General Agreement of Tariffs and Trade, Általános Vám- és Kereskedelmi Egyezmény. Ennek utódja lett a Kereskedelmi Világszervezet (WTO), minekután az exporttámogatásokat és a belső támogatásokat (AMS) is bevonták.

⁵ Diakosavvas-ra (2003) hivatkozva Warren, Lawson és Belcher (2008, 30-31.o.) kifejtik, hogy a Kereskedelmi Világszervezet (WTO) terminológiájában „zöld doboznak” nevezett kategóriába tartoznak az agrár-környezetvédelmi támogatások, azaz ezek elméletileg nem kereskedelemtorzító hatásúak. Ugyanakkor az OECD országok zöld dobozba tartozó kifizetéseinek zöme hazai élelmiszersegélyt és általános ellentételezést takart.

kifizetések váltják fel, és előtérbe kerül a vidékfejlesztés.⁶ Katona-Kovács (2007) vizsgálatai nem igazolják, hogy a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv Agrár-környezetgazdálkodási intézkedései a vidékfejlesztés és a fenntartható környezetgazdálkodás céljait is szolgálnák, ezek inkább a hagyományos mezőgazdasági támogatások kiegészítései csupán.

Warren, Lawson és Belcher (2008) kifejtik, hogy az agrár-környezetvédelmi kifizetéseket úgy állapítják meg, hogy anyagilag kompenzálják a többletfeladatok miatti jövedelemkiesést. Ennek megfelelően nem aszerint határozzák meg, hogy a környezetben mekkora kedvező hatás állt be. Ennek a pénzügyi szemléletnek a szerzők szerint az az oka, hogy alapvető céljukat és történetüket tekintve mezőgazdasági ösztönzőkről van szó, nem pedig környezetvédelmiről, és ennek megfelelően a jövedelmezőséggel (termelési szintekkel) vannak kapcsolatban, és nem pedig a környezeti értékekkel. Mindennek az az előnye, hogy a mezőgazdasági termelést könnyebb és egyértelműbb mérni, mint a környezeti értékeket. Nehéz, drága és nem egyszer ellentmondásos gazdasági értéket rendelni olyan környezeti javakhoz és szolgáltatásokhoz, amelyek a piacon nem jelennek meg. A támogatások megalapozásával kapcsolatban Warren, Lawson és Belcher (2008) azt is fejtegetik, hogy a jövedelempótló kompenzációra épülő támogatási rendszereknek milyen környezeti hátrányai vannak az ökológiai értékeket figyelembe vevőkkel szemben. Ugyanakkor megállapítják, hogy az ökológiai állapotban történő javulásokat értékelő kifizetések működtetése és monitorozása sokkal nehezebb. Az EU-s mezőgazdasági politikák, illetve támogatáspolitikák alátámasztottságának és indokoltságának hiányosságát jellemzi Szabó (2003) leírása is az agrár-környezetvédelem helyzetéről, miszerint az agrár-környezetvédelmi kötelezettség támogatását az elmaradt jövedelem, valamint az ösztönzés szükségessége alapján kell kiszámítani. Az agrár-környezetvédelmi támogatások célja a jövedelemkiesés kompenzálása. Látjuk tehát, hogy a támogatás intenzitásának megállapításakor a társadalmi károknak, illetve hasznoknak nem sok szerep jut. Úgy gondoljuk, hogy a mezőgazdasági kifizetések (nem csak az agrár-környezetgazdálkodási támogatások) egyik fő problémája az, hogy a környezeti externáliákat nem veszik figyelembe.

Összefoglalásként a mezőgazdasági támogatások alátámasztásával kapcsolatban érdemes idéznünk Baylis (2008, 760. o.) megállapítását, miszerint „az európai mezőgazdasági

⁶ Az Agenda 2000 (2000-2006-os EU-s tervidőszak) a Közös Agrárpolitika reformját vitte tovább. Warren és szerzőtársai (2008, 34.o.) rámutatnak, hogy ez egyrészt a WTO tárgyalások, másrészt a bővülő EU miatt volt szükséges. A termelési támogatásokat tovább kellett csökkenteni, illetve a 2004-től 25 tagúra bővülő Európai Unió ilyenformán megterheli a költségvetést. Az ártámogatásokat a közvetlen kifizetések váltják fel, és előtérbe kerül a vidékfejlesztés. 1999-ben második pillérként megjelent a fenntartható fejlődés.

politikát inkább a társadalmi-gazdasági célok (úgy mint a kedvezőtlenebb adottságú területeken a mezőgazdasági termelők jövedelemének biztosítása) határozzák meg, semmint a mérhető negatív externáliák csökkentésére való törekvés”.

Az eddigiek alapján látszik, hogy a mezőgazdasági támogatások struktúrája és célrendszere sok esetben nélkülözi a közgazdasági racionalitást. Látszik továbbá az is, hogy a mezőgazdasági támogatások kialakításában elsősorban nem a környezetvédelmi megfontolások játszották a főszerepet. A környezetvédelem úgy tűnik, legtöbbször csupán „kapóra jött”, amelynek révén meg lehetett bizonyos lépéseket indokolni, illetve ideologizálni. Több szerző (többek között Baylis és szerzőtársai, 2008; Warren, Lawson és Belcher, 2008; Katona-Kovács, 2007) úgy véli, hogy a változások valós indítékait, motivációit máshol kell keresni (lásd WTO és vidékfejlesztés). Ezek alapján azt gondoljuk, hogy szükség van a környezetvédelmi szempontok megalapozottabb alátámasztására⁷. A mezőgazdaságot érintő környezetpolitika nem épülhet „mellékvizeken” való sodródásra.

I.3. A pénzbeli értékelés alkalmazása a mezőgazdaságban

A monetáris (pénzbeli) értékelés létjogosultságával kapcsolatban érdemes visszanyúlni az egyik úttörő munkához a világ ökoszisztéma szolgáltatásának értékelése terén. Costanza és szerzőtársai (1997) megállapítják, hogy az ökoszisztéma értékelése nehéz, és bizonytalanságokkal terhelt, de egy dolgot biztosan nem tehetünk, és ez pedig az, hogy nem értékeljük. A társadalmi döntések által ugyanis implicit módon értékeljük az ökoszisztémát, igaz, nem mindig pénzben kifejezve. A szerzők kijelentik, hogy vagy értékelünk explicit módon, vagy sem, de amíg társadalmi szinten választanunk kell, és döntéseket kell hoznunk, addig az értékelés itt marad velünk. Nunes, van den Bergh és Nijkamp (2003, 15.o.) megállapítják, hogy „a biodiverzitást is érintő egyéni vagy közösségi döntések implicit módon értéket rendelnek ahhoz”.

A pénzbeli értékelés egy lehetséges mód a környezeti hatások értékelésére. Egyetértünk Kerekes (2007, 112. o.) nézetével, miszerint „a környezetgazdászok zöme is szívesen eltekintene a természeti erőforrások monetáris értékelésétől, ha az uralkodó társadalmi paradigmák nem a természeti tőke romlását, hanem a környezet állapotának javulását

⁷ Baylis és szerzőtársai (2008) hosszasan értekeznek arról, vajon melyik célrendszer hatékonyabb; az input oldali európai, vagy az egyes kiválasztott outputokra fókuszáló amerikai. Szerintük problémát okoz, hogy sok esetben egyszerre több területet is meg kell célozni, amelyek nehezen mérhetőek, illetve számszerűsíthetők. Megállapításaik mögött kimondatlanul ott van, mennyivel egyszerűbb lenne, ha ismernénk a mezőgazdaság számszerűsített környezeti kárait. Mivel azonban a számszerűsített környezeti hatásokat nem ismerjük, tudományos elemzések inkább arról készülnek, melyik a második legjobb megoldás (az európai és az amerikai modell összehasonlításáról lásd Baylis és szerzőtársai, 2008).

segítenék. A monetáris értékeléssel csakúgy, mint az externáliák internalizálásával nem más a cél, mint a kedvezőtlen irányú fejlődés sebességének a fékezése”. Pearce (2001, 26.o.) ezt úgy fogalmazza meg, hogy a biodiverzitás közgazdasági értékelése alapvető lépés ezen erőforrás megőrzése felé. Ugyanis „a biodiverzításra nehezedő nyomás olyan nagy, hogy a megőrzés érdekében kicsi az esélye ösztönzők bevezetésének anélkül, hogy az értékelésen keresztül bemutatnánk az erőforrás gazdasági értékeit”. Ennek alátámasztására érdemes idézni Pretty és szerzőtársai (2000, 114.o.) kijelentését, miszerint „a közgazdasági számítások jelenlegi rendszere nagyban alulbecsli a természeti tőke jelenlegi és jövőbeni értékét (lásd Abramovitz, 1997; Costanza és szerzőtársai, 1997; Daily, 1997).”

Popp (2003) a mezőgazdaság nem termékjellegű szolgáltatásával kapcsolatos, a közjavak típusába tartozó szolgáltatások előállításának problémáit a társadalmi elfogadottság alacsony szintjére vezeti vissza. Úgy gondoljuk, hogy a társadalmi elfogadottság még meglenne, amelyek hiányoznak viszont, azok a gazdaságelméleti, közgazdasági értékelési keretek. Randall (2002) nem vitatja, hogy a környezetértékelés elméletileg képes elfogadható becsléseket adni a mezőgazdasági teljesítményekkel kapcsolatos (többfunkciós jelleg) fizetési hajlandóságokról, azonban úgy gondolja, hogy ezen értékelés jóval nagyobb feladat, mint amivel a környezetértékelés jellemzően szembe szokott nézni. A többfunkciós teljesítmények társadalmi jóléti mérlege magában foglalja a változatosságot, mennyiséget, minőséget, helyszínt és a helyettesíthetőség, illetve a kiegészíthetőség kérdését egyaránt. Randall (2002) emellett meggyőzően érvel a mezőgazdasági eredetű jóléti változások monetáris értékelése mellett. A gazdasági értékelésnek a szerző szerint az a lényege, hogy empirikus módon vizsgáljuk a mezőgazdaság többfunkciós szolgáltatásainak és hozadékainak értékét. Ennek szerinte egyszerre két célja van: a többfunkciós mezőgazdaság jóléti hozzájárulásának haszonelvű számbavétele, és az erőforrás allokáció elősegítésére hatékony virtuális árak felállítása. Az értékelés lehetséges módszerei közül a feltételes értékelést és a feltételes választást tartja a célnak leginkább megfelelőnek. Később alapelveként fogalmazza meg, hogy „a gazdasági szintű ’zöld árakat’⁸ olyan pontosan kell meghatározni, amennyire csak lehet, és a gazdaságok többfunkciós teljesítményét szigorúan kell monitorozni” (Randall, 2002, 304.o.). Egyetértve Randall-al úgy véljük, hogy a monetáris értékelés segítségével felállított mezőgazdasági rendszerek elvezethetnek a többfunkciós szolgáltatások és hozadékok társadalmilag kívánatos szintjéhez és struktúrájához. Nézetünk szerint ehhez a jóléti mérleghez úgy lehet eljutni, hogy a gazdasági teljesítmény értékelését kiegészítjük a környezeti hatások (externáliák)

⁸ értsd: a mezőgazdaság többfunkciós teljesítményéhez kötődő árak

értékelésével. Ezáltal a gazdálkodás teljesebb eredményéről alkothatunk véleményt (jövedelmezőség és környezeti hatások). Álláspontunk szerint a mezőgazdasági termelés társadalmi mérlegének ugyanis egyaránt tükröznie kell a gazdasági és a környezeti szempontokat. Hozzáteesszük, hogy a társadalmilag kívánatos szintet és struktúrát mindig csak egy adott pillanatra lehet értelmezni, hiszen, Getzner és szerzőtársai (2005) megfogalmazásával élve, a biofizikai és humán rendszerek annyira komplexek, hogy vélhetően soha nem fogjuk működésüket teljesen megérteni, amiből következően az alkalmazkodó viselkedés (adaptive behaviour) és a tanulási folyamatok (learning processes) szükségessége megkerülhetetlennek tűnik. Ennélfogva az értékeléseket rendszeresen felül kell vizsgálni.

I.4. Az agrár-környezetvédelmi politikák közgazdasági megalapozatlanságának lehetséges következményei

Véleményünk szerint, mint ahogy az előbbieken bemutattuk, a mezőgazdasági támogatások, különösen azon belül az agrár-környezetgazdálkodás létjogosultsága közgazdaságilag nincs kellőképpen alátámasztva. A történeti visszatekintés során azt láttuk, hogy esetlegesen alakultak a mezőgazdasági externáliák internalizálására vonatkozó törekvések. A politikák kialakításakor a teljes körű társadalmi jóléti mérlegre való törekvés gazdaságelméleti megalapozottsága gyenge lábakon áll.

Találónak tartjuk Warren, Lawson és Belcher (2008, 191.o.) kitekintését, amely szerint „az agrár-környezetvédelmi rendszerek jövőjét, miközben az agrár-környezetvédelmi politikák befolyásolják, leginkább a szélesebb értelemben vett mezőgazdasági politikák fogják meghatározni, és ez utóbbiakat elsősorban nem környezetvédelmi célok vezérlik.” Katona-Kovács és szerzőtársai (2008, 1.o.) pedig felvetik, hogy a „globalizáció, az éghajlatváltozás és a demográfiai változások, valamint a globális pénzügyi válság valószínűleg jelentős hatással lesz az EU Közös Agrárpolitikájára (KAP).” Már vannak jelek, hogy a nemzetközi kereskedelempolitika is át fog alakulni a Doha-forduló⁹ kudarca nyomán (lásd bilaterális egyezmények előretörése). Véleményünk szerint nem irreális az a feltevés, hogy a környezetvédelmi indokoltságú kifizetések (agrár-környezetgazdálkodás) is változások előtt áll. A közgazdasági megalapozatlanság, az esetlegesen bekövetkező változások során gátolhatja a társadalmi jólét maximalizálását.

Felvethető, hogyan lehet mérlegre tenni a társadalmi költségeket és hasznokat, amíg nem ismerjük a mezőgazdaság teljes környezeti költségét? Amíg a mezőgazdasági termelés

⁹ A Kereskedelmi Világszervezet (WTO) tárgyalásainak Doha-fordulója 2001-ben indult el Dohában, Katarban.

környezeti kárai nincsenek számszerűsítve, aligha lehet költség-haszon eljárással meghatározni a társadalmi mérleget. A mezőgazdasági eredetű externáliák számszerűsítésére és értékelésére kevés törekvést találunk (erre még a későbbiekben részletesen visszatérünk). Fennáll a veszélye annak, hogy amennyiben egyes viszonyrendszerek megváltoznak, úgy az agrár- környezetgazdálkodás elveszíti jelenlegi pozícióját. Amennyiben például a nemzetközi kereskedelempolitika vagy a vidékfejlesztés célrendszere átalakul, elképzelhető, hogy az agrár-környezetgazdálkodás helyett más eszközökkel kívánják majd elérni az aktuális politikai célokat. Ezáltal megszűnik az a környezet szempontjából vélhetően kedvező hátszél, amely az elmúlt közel két évtized során az agrár-környezetvédelmet hajtotta. Eltűnhetnek a motivációk, a mögöttes indítékok, és hirtelen ott marad a csupasz közgazdasági racionalitás. Ebben az esetben pedig valahogy indokolni kell majd, hogy pontosan miért és mennyire jó a környezetnek az agrár-környezetgazdálkodás. Politikai szempontból ekkor válhat különösen fontossá, hogy ismerjük a mezőgazdaság által okozott társadalmi károkat és hasznokat. Kiemelt szerephez juthat ekkor a külső környezeti károk (externáliák) értékelése, és az erre alapozott társadalmi jólét maximalizálása. Egyetértünk tehát Nijkamp és szerzőtársai (2008) megállapításával, miszerint a biodiverzitás megőrzési programok általánosságban gyengén alátámasztottak, és nincsenek szilárd és világos gazdasági választásokra alapozva.

A közgazdasági megalapozatlanság mellett további probléma, hogy a jelenlegi gyakorlat nyitva áll a mindenkori lobbierdekek előtt is. Ha a világkereskedelmi vagy vidékfejlesztési hátszél gyengül, esetleg megszűnik, az agráripari érdekcsoportok (a világ egyik leghatalmasabb lobbijaként) döntően befolyásolhatják a szakpolitikákat. A politikai döntéshozatal ezáltal részérdekeket követhet, így a társadalmi jólét maximalizálására való törekvés elsikkadhat.¹⁰ Véleményünk szerint a nem egyszer komoly érdekellentétek sérülékennyé tehetik a közgazdaságilag kevésbé megalapozott mezőgazdasági politikákat.

Az agrár-környezetgazdálkodási kifizetések Glebe (2007) alapján nem semlegesek az agrártermelés mértékére nézve. A szerző szerint a WTO tárgyalásokon már most felmerült, hogy az EU „zöld” mezőgazdasági politikája nem más, mint rejtett protekcionizmus. Többen szkeptikusak abban a tekintetben, hogy az agrár-környezetgazdálkodási

¹⁰ Ehhez kapcsolódón érdemes idézni Ángyán (2001, 12. o.) leírását, miszerint „a vitatkozó felek „mezőgazdálkodás” alatt nem ugyanazt, sőt megkockáztathatjuk, teljesen mást értenek. ... (A)z agráripari lobbí ... nem érdekelt egy környezeti és társadalmi, regionális, foglalkoztatási feladatokat is magára vállaló, a vidék és a helyi közösségek érdekeit szem előtt tartó agrármodernizáció végrehajtásában, a többfunkciós európai agrármodell elterjedésében”. Ángyán (2007, 35.o.) a 2007-2013-as EU-s források viszonylag nagy nemzeti mozgástérrel jellemezhető elosztásáról azt írja, hogy „ha szűk lobbicsoportok határozzák és jelenítik meg ... a nemzeti érdekeket, úgy a közösségi források elosztása ... szélsőségesen egyoldalúvá is válhat”. Találónak találjuk Ángyán (2001, 14. o.) cinikus jellemzését a Nemzeti Agrár-Környezetvédelmi Programmal kapcsolatos beállítottságokról, amely szerint „van úgynevezett „tisztességes” agrárprogram, és van annak egy kényszerű környezetvédelmi fejezete”.

támogatások mennyire lesznek tarthatók a WTO előtt. Nem véletlen, hogy a szerző cikkének célja annak vizsgálata, mennyire legitimek az agrár-környezetgazdálkodási kifizetések. Ezt mindazonáltal csak kvalitatív módon tudta (valamennyire) igazolni. A EU-s mezőgazdasági támogatások áron keresztüli jólét módosító hatását Hartridge és Pearce (2001) úgy értékeli, hogy ezáltal az EU gazdálkodók jóléte nő, és az EU fogyasztók jóléte csökken, míg a világ többi részén a gazdálkodók jóléti veszteséget szenvednek el, és a fogyasztók jóléte nő. Úgy tűnik tehát, hogy a kifizetések volumenét globális kontextusban is vizsgálni kell.

Az éghajlatváltozás szintén meghatározó tényező lehet, hiszen következményei lokális, esetleg globális élelmiszerhiányhoz, illetve nagyfokú termelési bizonytalansághoz vezethetnek (lásd IPCC, 2007). Warren, Lawson és Belcher (2008) előrevetítik, hogy ez esetben a társadalmilag optimális politika célja – a megfelelő élelmiszert biztosító termelési támogatások növekedése mellett – a bizonytalan klímához jobban alkalmazkodó, ellenállóbb mezőgazdaság elérése lehet, amelyet az agrár-környezetvédelem egészségének biztosítása által lehet megvalósítani (lásd még VAHAVA, 2006).

Az ENSZ Mezőgazdasági és Élelmezési Világszervezete (FAO, 2007) megállapítja, hogy a mezőgazdaság környezeti szolgáltatásai iránti igény a jövőben meg fog nőni, ezért szükséges ösztönözni a gazdálkodókat, amennyiben azt akarjuk, hogy a mezőgazdaság megfeleljen ennek a növekvő keresletnek.

A korábbiak bizonyítják, hogy a mezőgazdaság környezeti hatásait szükséges értékelni. Mint láttuk, a közgazdasági megalapozottság hiánya problémákhoz vezethet. Nem állítjuk ugyanakkor, hogy a nehézségek elkerülésére a környezeti hatások pénzbeli értékelése minden szempontból kielégítő megoldás lenne. Mint később látni fogjuk, amennyiben nem antropocentrikus nézőpontokból indulunk ki, úgy a biodiverzitás esetében a kvalitatív értékelés, illetve a rangsorolás lehet a követendő mód. Ugyanakkor azt állítjuk, hogy ez a módszer egy eszköz lehet a mezőgazdasági politikák olyan megalapozásához, amely közelebb vihet a mezőgazdasági támogatáspolitikák optimalizálásához. Nem tarjuk véletlennek Glebe (2007, 98.o.) megállapítását, amely szerint az egyik „legnagyobb kihívást a mezőgazdaság teljes környezeti hatásának értékelése jelentené.”

A harmadik fejezettől kezdődően bemutatjuk, hogy a mezőgazdaság környezeti hatásainak számszerű értékelése hogyan valósítható meg.

II. Növénytermesztési externáliák és értékelésük a szakirodalomban

A mezőgazdasági eredetű externáliák vizsgálatának megalapozása érdekében áttekintjük az externáliákat, valamint kísérletet teszünk az általánosan elfogadott meghatározás kitégítésére, majd a társadalmi jóléti mérleg kerül sorra. Jelen disszertációnak ugyanakkor nem témája az externáliák kezelésével kapcsolatos elméleti vita boncolgatása, ezért a társadalmi jólét elérésének eszközeit csak érintőlegesen vizsgáljuk. Ezután bemutatjuk a növénytermesztés externális környezeti hatásait, végül a szakirodalom alapján áttekintjük a hatások értékelését.

II.1. Az externáliák társadalmilag kívánatos nagysága

Az externália, azaz a külső költségek és hasznok fogalmát Alfred Marshall száz évvel ezelőtt vezette be. Kerekes (2007, 117. o.) megfogalmazásában Marshall a fogalmakat olyan eseményekre használta, amelyeknél „egy pénzügyileg önálló egység, például egy vállalkozás közvetlenül befolyásolja egy másik, pénzügyileg önálló egység, egy vállalkozás, vagy egy fogyasztó helyzetét anélkül, hogy a piacon kerülnének kapcsolatba”. Kerekes (2007) a külső gazdasági hatás fogalmát Mishan (1971) nyomán röviden úgy fogalmazza meg, miszerint az nem más, mint egy gazdasági szereplő szándékolatlan hatása egy másik gazdasági szereplő jóléti szintjére. Eszerint az externália a piaci elégtelenség egy alapvető megjelenési formája. Az externáliák megjelenése esetén a piac nem tükrözi a teljes társadalmi kárt és hasznát. Baumol és Oates (1988, 17.o.) szerint „externália akkor lép fel, ha egy egyén hasznossága vagy termelési viszonyai olyan valós változókra épülnek, amely változók értékeit mások határozzák meg, tekintet nélkül az egyén jólétére gyakorolt hatásra.” Az externális hatásnak ezeken kívül alapvető jellemzője a nem szándékoltság. „A hatás nem szándékolatlan, hanem mellékesen jelenik meg egy amúgy legitim tevékenység gyakorlása által” (Mishan, 1971, 2.o.). Az externália létezésének oka a jól körülírt tulajdonviszonyok hiányában keresendő. Verhoef (1999) szerint a környezetminőség tipikusan olyan jószág, ahol a tulajdonviszonyok nem tisztázottak, és így a piac nem létezik. Az externáliák számszerűsítésére irányuló ExternE projekt¹¹ a következőképpen fogalmaz: Externális költségről, vagy más néven externáliáról beszélünk, amikor az emberek egy csoportjának társadalmi vagy gazdasági tevékenysége hatással van egy másik csoportra és ez a hatás nincsen teljes mértékben számba véve, kompenzálva az első csoport által (EC, 1999). Vatn és Bromley (1997, 135-137.o.) kijelenti ugyanakkor, hogy a definíciókon és

¹¹ Az ExternE projekt 1991-ben kezdődött, célja a tüzelőanyag felhasználás externális költségének meghatározása volt. 1998-ban frissítették a módszert.

konzisztenciákon elakadó viták akadályozzák az externáliákkal kapcsolatos elmélet fejlődését. Szerintük ugyanis már az externália, mint „piaci kudarc” címkézés sem szerencsés, hiszen „amennyiben van piac, az externáliák jelenléte racionális következményként is értelmezhető, és ezért nem helyes a piac kudarcának nevezni”. A szerzők szerint a nehézségek ott kezdődnek, amikor megkísérjük meghatározni a beavatkozás hatékony szintjének megfelelő mechanizmusokat, ugyanis hosszú idő telhet el a fizikai cselekedet (emisszió) és az externális hatás fellépésének tudatosulása között. Emiatt „a jogokkal és kötelességekkel¹² kapcsolatos alapvető kérdéseket ex post kell meghatározni”.

Összefoglalva, az externáliák főbb jellegzetességeit úgy határozhatjuk meg, hogy az harmadik személy (a termelőn és a fogyasztón kívüli szereplő) jóléti függvényét módosítja, nincs ellentételezés, és az előidézett hatás nem szándékolt.

A környezetgazdaságtan kifejezetten a negatív externáliákkal foglalkozik. A negatív külső költségek tipikusan a közjavakhoz kötődnek. Ugyanakkor a mezőgazdaság területén a környezettel kapcsolatos pozitív externáliák is jelentősek. A biodiverzitás és a táj fenntartása olyan pozitív externália, amelyeknek az értékelésekbe történő bevonására viszonylag kevés kísérlet történt.

Warren, Lawson és Belcher (2008) a közjavakkal kapcsolatban vizsgálják a kizárhatóság és a rivalizálás kérdését. Példaként felhozzák, hogy a biodiverzitás kedvező hatásaiból nehéz kizárni másokat, és a hasznoknak egy személy általi élvezete általában nem csökkent a mások számára rendelkezésre álló biodiverzitás mennyiségét és minőségét. Ennek következtében a biodiverzitás „megtermelői” a piacon nehezen tudnak gazdasági ellenszolgáltatáshoz jutni, és ez externális hasznot eredményez.

A mezőgazdaság tágan értelmezett teljesítményének vizsgálatakor Randall (2002) kiemeli, hogy jellemzően nemcsak hogy közjavakról van szó, hanem tipikusan *helyi közjavak* a vizsgálat tárgyai.

Megfontolandó gondolatmenetet vet fel Hodge (1991, 181.o.), nevezetesen, nem mindig egyértelmű, hogy externális haszonról, vagy netán kárról van szó. Felveti, hogy „amennyiben egy gazdálkodó lemond egy értékes élőhely elpusztításáról, azzal externális hasznot termel, vagy az elpusztítás jelentene externális kárt?” A mezőgazdasági támogatások nyújtása azt feltételezi, hogy társadalmi szempontból értékes dolog előállításáról van szó, amelynek nincs piaca, ezért kell támogatni. De támogatást lehet kapni például a nitrátszennyezés csökkentésére, amely cselekedet pedig externális kárt eredményezne. A szerző szerint a megítélés attól függ, mihez van joga a gazdálkodónak. Ha

¹² értsd: felelősség

joga van szennyezni, de lemond erről, akkor az externális haszonnak tekinthető. Hozzáteesszük ehhez, hogy a biodiverzitás esetében jól látható ez a dilemma. A mezőgazdasági támogatások egy része a biodiverzitás növelését célozza, azaz a gazdálkodó támogatást kap a szennyezés csökkentéséért, mintegy az externális hasznot kompenzálva. Ebből következően a gazdálkodónak ilyenformán joga van szennyezni, holott elképzelhető lenne olyan felállás is, amelyben nem lenne joga a szennyezéshez, és így a tevékenysége mint externális károkozás jelenne meg.

A biodiverzitást a legtöbb módszer antropocentrikus nézőpontból értékeli (lásd Pearce, 2007). Az ember megítéli fontosságát, azonban önmagában is lehet fontossága (lásd III.1.1., belső, önmagában rejlő, belülről fakadó érték). A földi élet alapfeltételeit biztosítja ugyanis. Az előző részben bemutatott externália definíciók csupán az emberekre, illetve az emberek csoportjaira voltak érvényesek. Ezek szerint a külső hatást csak ember szenvedheti el. Az externália hagyományos definíciói alapján abban az esetben nem beszélhetünk externáliáról, ha ugyan az élővilág valamely egysége károsodott, azonban egyetlen embert sem ért kár. Ugyanakkor felvethető a kérdés, miért szükséges ez a lehatárolás? Miért nem terjed ki a fogalom az élőlényekre is? A külső hatás károsultja miért ne lehetne az élőlények egy csoportja is? Ez kétségtelenül kitágítaná az externália fogalmát. Mint később látni fogjuk (III.1.1.), vannak olyan értékrendek, amelyekkel ez a lépés indokolható. Ennélfogva az externália fogalmát véleményünk szerint célszerű kiterjeszteni, hogy az érintett harmadik fél ne csak ember lehessen, hanem az élővilág bármely egysége.

A hipotetikus piacon történő értékelés elvileg valamelyest kezeli ezt a problémát, hiszen az eltűnő biodiverzitás csökkenő hasznosságot eredményezhet (lásd később: használatától független értékek) az emberek bizonyos csoportjánál, és ezt a fizetési hajlandóságon keresztül kinyilváníthatják. Ezáltal megválaszolható az a kérdés, vajon képviseli-e valaki az élőlények érdekeit? Az ember képviselheti az élőlényeket, így közvetve az élőlényeket ért káros hatást be lehet emelni az externáliák közé. Az élőlények, illetve a jövő generációk „néma hangját” (silent voices) ezáltal képviselni lehet, és az értékelési kereteket ki lehet tágítani.

Az externális hatásoknak számos kedvezőtlen közgazdasági következménye van. Kerekes (2007) alapján ilyenek többek között, hogy a szennyezést okozó tevékenység túlzott lesz, nincs ösztönzés a szennyezés csökkentésére, és torz árviszonyok alakulnak ki. Az externális károk csökkentésének lehetséges módja az internalizálás. Internalizálásnak nevezzük, amikor az okozott jóléti veszteséget, externáliát beépítjük az árakba (lásd többek között

Pearce és Turner, 1990). Pigou (1932) nyomán az externális problémákat úgy lehet megoldani, hogy a szennyezőt felelőssé tesszük az okozott kárért. A szennyezésre (termelésre) kivetett adó révén elérhető a társadalmi optimum. Coase (1960) szerint azonban, amennyiben a tulajdonviszonyok rendezettek, nincs szükség állami beavatkozásra, a piac – bizonyos feltételek teljesülése esetén – az érintett felek egyezkedése nyomán magától kialakítja a társadalmi optimumot.¹³

Az agrár-környezetvédelmi programok Warren, Lawson és Belcher (2008) alapján elsősorban azt a célt szolgálják, hogy fenntartsák, vagy javítsák a társadalmi jólétet a piaci tökéletlenségek orvoslására való törekvés által. Több ökológiai jószág és szolgáltatás a közjavak tulajdonságaival jellemezhető, ugyanis az erőforrások társadalmilag hatékony elosztása nem valósul meg, hiszen a gazdálkodók nincsenek arra ösztönözve, hogy ezeket a társadalom számára előállítsák. Ebből következően a legtöbb agrár-környezetvédelmi intézkedés célja, hogy internalizálja az externális költségeket és hasznokat, azaz elérje, hogy a gazdálkodók olyan döntéseket hozzanak, amelyek környezetvédelmi szempontból kedvezőbbek.

Glebe (2007) szerint a negatív externália kezelésének elméletileg optimális eszköze a szennyezésre kivetett adó lenne, amelynek szintje megegyezne a társadalmi határköltséggel. Ennek analógiájára a nem-piaci környezeti javak (többfunkciós teljesítmény) biztosítására a legalkalmasabb eszköz a támogatás lenne, amelynek szintje megegyezne a társadalmi határhaszonnal. Ennek megfelelően a mezőgazdaság többfunkciós hozadékának hatékony internalizálása azáltal valósulhatna meg, ha a gazdálkodókat anyagilag támogatnák a tájképi és a biodiverzitásra vonatkozó környezeti állapot javításában. A hatékony támogatási szint meghatározása azonban jelentős adminisztrációs teherrel járna olyan absztrakt javak esetében, mint például a tájkép. A negatív externáliák esetében (biodiverzitás, vízszennyezés) szintén hasonló problémák merülnének fel. Glebe gondolatmenetének következményeként megállapíthatjuk tehát, hogy a hatékony adó és támogatási szint kialakítása jelentős adminisztrációs költségekkel járna, ezért nehezen kivitelezhető a pontos internalizálás. Mindezekon kívül az agrár-környezetvédelmi támogatások egyszerre több célt is kell hogy szolgáljanak. A káros környezeti hatások csökkentésére adott kifizetések

¹³ Mint említettük, nem célunk az externáliák kezelésének eszköztárával részletesen foglalkozni, így a fenti vitában szerencsére nem kell állást foglalnunk. Mindazonáltal egy dolgot megjegyzünk: amennyiben az externália definícióját kiterjesztjük, Coase elméletét nehezen vehetjük alapul, hiszen az élőlények nem tudják érdekeiket képviselni. Az élőlényeknek így kvázi „üggyvédkenyszerük” lenne, hiszen maguk nem jogosultak képviselőre, az élőlényeket az emberek képviselhetik. Mivel a biodiverzitást számos egyén fontosnak tartja, így túl sok szereplőssé válna az egyezkedés, ami nyilvánvaló képtelenség. A kérdést a környezetértékelésen keresztül könnyebben meg lehet közelíteni, hiszen az emberek értékrendje az élővilágnak tulajdonított sokféle értéket tükrözhet.

például nemcsak a vízszennyezés mérséklését tűzik ki célul, hanem a biodiverzitás növelését és a tájkép fenntartását is.

Az egyes gazdaságok társadalmi, gazdasági és biofizikai jellemzőit tekintve egyaránt nagyfokú heterogenitást mutatnak még egy adott régióon belül is. A mezőgazdasági eredetű környezeti hatások ennek megfelelően összetettek és mind térben, mind időben nagyon változatosak. A gazdálkodók különböző paraméterekkel jellemezhetők mind az árucikk jellegű, mind pedig a többfunkciós teljesítményük tekintetében. Ángyán (2007, 27.o.) rámutat arra, hogy a mezőgazdaságnak a termék jellegű, vagy az ökoszociális teljesítménye attól függően válik hangsúlyossá, hogy „nagy agrárpotenciálú és környezeti szempontból kevésbé érzékeny, vagy pedig kis termelési potenciálú és érzékeny, sérülékeny, ráadásul általában foglalkoztatási, szociális gondokkal küzdő, ám természeti értékekben gazdag” területekről van-e szó.

A természeti területek mezőgazdasági művelés alá vonása visszafordíthatatlan hatással volt a természeti tőkére. Másik oldalról viszont a mezőgazdasági táj sokak szemében értéket képvisel (Shortle és Abler, 1999). Warren, Lawson és Belcher (2008) szerint széles körben ismert, hogy mind a mezőgazdaság korábbi térnyerése, mind a modern mezőgazdaság intenzifikálása hatalmas hatással volt a természeti környezetre. Csete és Láng (2005) rámutat, hogy a termelési szintek erőteljes hangsúlyozása túl intenzív gazdálkodást eredményez, amely éppen azoknak a természeti erőforrásoknak (talaj, víz, levegő) a túlhasználatahoz vezet, amelyen maga a mezőgazdaság is alapul.

Pretty és szerzőtársai (2000, 114.o.) a mezőgazdaságban található externáliáknak öt jellemzőjét emelik ki:

- „a károkat gyakran nem veszik figyelembe, elhanyagolják azokat;
- a károk időben eltolódva merülnek fel;
- gyakran olyan csoportokat károsítanak, amelyek érdekei nincsenek képviselve;
- az okozó kiléte gyakran rejtve marad;
- az externáliák az optimálistól eltérő gazdasági és szakpolitikai döntésekhez vezetnek”.

Megjegyezzük Pretty és szerzőtársai felsorolásával kapcsolatban, hogy az első és az utolsó elem szinte minden externália jellegzetes velejárója.

Valószínűleg nem véletlen, hogy viszonylag kevés kísérlet történt eddig a mezőgazdaság teljes körű környezeti hatásának számszerű értékelésére (lásd III.3. fejezet). Az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (EEA, 2004) is megállapítja, hogy jelentős hiányosságok

vannak a környezetterhelési adatokban, különösen azoknak jellegére és nagyságára vonatkozóan. Ilyenekre példa a biodiverzitás és a tájképben bekövetkező változás.

Az externáliák értékelése több ok miatt is nehézkes. Az értékeléshez ismerni kellene a természeti javak és szolgáltatások teljes körét, valamint a használatától független összetevőket (non use values). Costanza és szerzőtársai (1997) úttörő kísérlete demonstrálta, milyen módszertani nehézségekbe ütközik a természeti tőke pénzbeli értékelése.

II.2. A növénytermesztési eredetű externáliák jellegzetességei

Warren, Lawson és Belcher (2008) hosszan boncolgatják, hogy az egyes gazdálkodási technológiáknak (organikus, permakultúra, integrált stb.) melyek a jellegzetességei. A fejtegetésből látszik, hogy a technológiák közötti határok elmosódottak, az egyes intenzitási szintek nincsenek pontosan definiálva. A szerzők csak nagyvonalakban tudják körülírni a környezetkímélő gazdálkodás jellemzőit, de ugyanez mondható el a hagyományos gazdálkodásra is. Fülek (1999, 142.o.) meghatározása nyomán „a vetésforgós termesztési rendszerrel szemben áll a monokultúrás termelési rendszer, amikor egy növényfajt több éven át azonos területen termesztnek.” Az iparszerű, más néven intenzív mezőgazdálkodás jellemzője a növénytermesztésben „a nagy hatékonyságú specializáció, nagy mennyiségű kemikália felhasználásával, kevés emberi munkával nagy termésátlagok elérése” (Fülek, 1999, 143.o.). A szerző szerint az ökológiai, más néven biogazdálkodásra pedig „a természetes eredetű anyagok maximális mértékű felhasználása, a tápanyagok minél nagyobb mértékű megtartása a gazdaságban, a talaj-növény-állat körforgásban, illetve a műtrágyák és növényvédő szerek használatának mellőzése” a jellemző (Fülek, 1999, 144.o.) (1. táblázat).

1. táblázat A különféle gazdálkodási módok tápanyagellátásában és növényvédelmében felhasznált anyagok

	Intenzív	Bio
Trágyázás	ásványi trágyák	kizárólag istállótrágya
N műtrágyázás	ökonómiai optimum	nincs
Növényvédelem, gyomirtás		
- mechanikai	limitált	kizárólagosan
- gyomirtószer	igen	nem
- természetes	ha ökonómiailag optimális	amennyire csak lehetséges

Forrás: releváns részek Fülek (1999, 143.o.) alapján

Huylenbroeck és szerzőtársai (2007) rámutatnak, hogy a többfunkciós mezőgazdaság ökológiai hatása alig kutatott, az adatok hiányosak. Warren, Lawson és Belcher (2008) kifejtik, hogy a mezőgazdaság jelentős szennyezőforrás, és ennek megfelelően komoly hatása van a természeti környezetre; a levegő, a víz és a talaj minőségére (egyes esetekben mennyiségére is). Mint korábban láttuk (I.1. fejezet), Romstad és szerzőtársai (2000) bemutatják a mezőgazdaság többféle funkcióját. A környezeti hatások fontosságát tekintve Glebe (2007) megkülönböztet egyrészt negatív nem piaci hatásokat a vízre, levegőre, talajra és a biodiverzitásra, másrészt pozitív nem piaci hatásokat az élelmiszerellátás biztosítására, az élelmiszer-biztonságra, a kulturális tájképre, a vidékfejlesztésre és a biodiverzitásra (ideértve a halászatot és vadászatot is). A szerző kifejti, hogy az élelmiszerellátás biztosítására, az élelmiszer-biztonságra, valamint a vidékfejlesztésre gyakorolt hatás megkülönböztethető a mezőgazdasági termeléstől, így a mezőgazdaság ezen funkcióit el lehet választani a mezőgazdasági hatások vizsgálatakor. E gondolatmenetet követve a következő externális területekre terjesztjük ki vizsgálódásainkat:

- negatív nem-piaci hatások a vízre, levegőre, talajra és a biodiverzitásra;
- pozitív nem-piaci hatások a mezőgazdasági tájképre és a biodiverzitásra.

Érdemes megfigyelni, hogy ezek szerint a biodiverzitáshoz pozitív és negatív externália is kapcsolódhat. Ez természetesen értelmezés kérdése, attól függ, melyik állapotot választjuk kiindulási alapnak, és ehhez képest merre történik az elmozdulás. Ha a jelenlegi, már lecsökkent biodiverzitási képhez viszonyítunk, akkor egyes mezőgazdasági technológiák javíthatnak a helyzeten, ha viszont a mezőgazdaság nélküli állapotot vesszük alapul, akkor a helyzet fordított.

A következőkben ismertetjük, hogy a növénytermesztésnek milyen hatása van az egyes környezeti elemekre. A hatások sokszor egymással összefüggenek, így a következő fejezetek több esetben átfedik egymást. Egyes hatásokat, amelyek különösen relevánsak a vizsgált területen, Közép-Mezőföldön (pl. nitrátosodás), bővebben is kifejtünk.

II.2.1. A talajpusztulás jellemzése

A talaj egy feltételesen megújuló (megújítható) erőforrás, amely kisebb károsodásokat képes ellensúlyozni, de megújulása nem megy végbe automatikusan (lásd Várallyay, 1997). A mezőgazdaság a talajra nézve a következő főbb káros hatásokkal járhat (Szabó és Pál, 2007): erózió; talajsavanyodás (műtrágyahasználat); a szervesanyag-tartalom csökkenése; a talajszerkezet romlása; másodlagos szikesedés (öntözés); káros anyagok feldúsulása (nehézfémek). A mezőgazdaság főbb terhelései a talaj vonatkozásában az EEA (2004)

alapján: tömörödés a nehéz munkagépek használata következtében, diffúz kemikália szennyezés (peszticid), savanyodás az ammónia emisszió következtében, valamint erózió. A tanulmány kifejti, hogy az első három probléma a termelés intenzitása csökkenésének következtében veszített súlyosságából a kelet-közép-európai országokban. Egyedül az erózióval kapcsolatban állnak rendelkezésre viszonylag részletes információk. A régióban 1950 óta a nem megfelelő földhasználat (táblák összevonása¹⁴, géphasználat, talajművelési technológiák), és a természetes sérülékenység következtében a talajerózió fokozódott. Az előbbiekhez Láng¹⁵ a talajok természetes nitrogén vagyonának csökkenését teszi hozzá. Az élelmiszertermelés alapvetően megváltoztatta a nitrogénkörforgást. A nitrogénkörforgásnak a mesterséges eredetű nitrogén általi jelentős megzavarását sok ökológus a környezet nagyfokú nitrogén szennyezésének tartja. Ezen folyamat következtében több élőhely is mezőgazdasági eredetű tápanyaggal elszennyezettnek tekinthető (Warren, Lawson és Belcher, 2008). A szerzők szerint jól ismertek a jobb tápanyag ellátottság hatásai a fajok sokféleségére és a növénytársulások összetételére vonatkozóan. Az atmoszferikus nitrogén talajban való felhalmozódásának hatásait Bobbink, Hornung és Roefofs (1998) részletesen fejtegetik.

A gazdálkodási gyakorlatok közül meg kell említeni a vetésforgót és annak kedvező környezeti hatását. Ángyán (2001) alapján a vetésforgó kedvezően befolyásolja a talaj élővilágát és termékenységet, valamint az egymás után következő növényi kultúrákat is. Emellett Ángyán (2001) rámutat a mezővédő erdősávok, és fasorok szerepére, illetve ezeknek talajvédő és egyéb kedvező ökológiai hatására is.

Az erózióval külön foglalkozunk, ugyanis ez az a talajjal kapcsolatos hatás, amelyhez externália kötődik. Az erózió legerősebben a szántóterületeket érintheti a viszonylag gyakori talajbolygatás és a talajt védő vegetáció gyakori hiánya miatt (lásd Ángyán és Menyhért, 1997; Stefanovits, 1977; Várallyay, 2001). A talaj eltűnése kedvezőtlen hatással van a növényzet összetételére és a talajélet diverzitására is. A defláció (szélerózió) szintén okoz károkat a mezőgazdaságban és más ágazatokban (a homokverés kárt tehet a közlekedési eszközökben és az épületekben).

A legtöbb mezőgazdasági eredetű externáliával (pl. víz-, levegőszennyezés) ellentétben a termőföldeken jelentkező talajpusztulás káros hatásait elsősorban a tulajdonosok viselik, nem pedig a társadalom. Amennyiben a földterület tulajdonosainak megfelelő információ

¹⁴ Magyarországon jelentős táblaösszevonások történtek az utóbbi időkben (EEA, 2004), amelyek célja a hatékonyság növelése volt. Ángyán (2001, 206.o.) szerint ugyanakkor felülvizsgálatra szorulnak a táblaméretek, ugyanis a nagy táblákon (100-200 ha) a szél és vízerózió alig küszöbölhető ki, illetve a heterogén talaj miatt nehézkes az okszerű talajművelés és tápanyagellátás.

¹⁵ Láng I. szóbeli közlése, 2009.

áll rendelkezésre a gazdálkodás hatásairól, és a mezőgazdasági inputokra és outputokra vonatkozóan jól működik a piac, a talajpusztulás Shortle és Abler (1999) szerint nem jelent semmiféle externáliát. Ezzel a megállapítással vitatkoznunk kell, hiszen az elmosott talaj rákerül a mezsgyékre, a környező területekre, adott esetben például egy löszgyepra¹⁶ (Horváth, 2002). Továbbá az elmosott talaj bekerülhet a csatornahálózatba, a víztározókba, és az élővizekbe, ahol iszaposodást okoz¹⁷.

Összefoglalva tehát az *in situ* talajpusztulást nem tekintjük externáliának, hiszen ennek káros hatásait elsősorban a gazdálkodók viselik, viszont a máshol lerakódó talaj hatásait, azaz az *ex situ* károkat externális hatásnak értékeljük (lásd löszgyepekre rámosott talaj, eliszapolódás), hiszen itt a károk a társadalomra hárulnak.¹⁸

II.2.2. Felszín alatti és élővizekre gyakorolt hatás

A mezőgazdaságnak mind a vizek minőségére, mind mennyiségére komoly hatása lehet. Az EEA (2004) kelet-közép-európai helyzetleírásából számunkra a következők relevánsak. Különösen a sérülékeny talajokon lehet jelentős hatása a felszín alatti és az élővizekre a mű- és szerves trágya túlzott és nem megfelelő használata következtében fellépő diffúz nitrát és foszfát szennyezésnek. A helyi jellegű problémák különösen súlyosak lehetnek. A pontszerű peszticid szennyezés elsősorban a helytelen növényvédő szer kezelés és alkalmazás következménye. A fertőzött vízzel való öntözés is káros hatású lehet. A tanulmány megjegyzi továbbá, hogy a peszticid-származékok környezeti koncentrációjáról nincsenek rendelkezésre álló adatok. A tápanyagokkal kapcsolatos szennyezés – annak ellenére, hogy a rendszerváltás óta csökkent –, súlyos hatással van a vízminőségre. Ennek oka az intenzív növénytermesztés és állattartás. A helyzet addig nem fog a tanulmány szerint javulni, amíg a gazdálkodási gyakorlat és a szabályok betartatása meg nem változik. A foszfor könnyen bekerül a talajból a vizekbe. Az élővizekbe jutó foszfor eutrofizációt okoz. Az eutrofizáció a növényi tápanyagok (elsősorban foszfor és a nitrogén vegyületek)

¹⁶ A völgyrendszerek mindegyikét szántóföldek övezik, így a völgyekbe minden esetben a szántók felől érkeznek a felszíni vizek. A völgyekbe jutó csapadékvíz magával sodorja a szántók talajának tekintélyes részét, a növényvédő szerekkel és műtrágyákkal együtt (Horváth, 2002). A nagyobb nyári záporok és zivatarok után a völgyekbe jutó víz (és hordalék) mennyisége igen tekintélyes lehet (Marosi 1959).

¹⁷ Várallyay (2001, 9.o.) ezt a következőképpen fogalmazza meg: „A felszíni lefolyással lehordott talaj, valamint szervesanyag- és tápanyagtartalmának egy része a szedimentációs területeken halmozódik fel. Más része onnan közvetlenül, vagy a vízhálózat szediment-transzportja közvetítésével felszíni vizeinkbe jut. Ez egyrészt a vízfolyások, csatornák, tavak, tározók fokozott mértékű feliszapolódásához vezet, korlátozza azok funkcióképességét, növeli karbantartási költségeit, s fokozza az árvíz- és belvízveszélyt az egész vízgyűjtő területen. Másrészt gyakran jelent tápanyag- és szennyezőanyag-terhelést vízkészleteinkre.”

¹⁸ A talajpusztulással kapcsolatban felvethető, hogy vélhetően a talajban élő organizmusokat is ér negatív hatás, a talajpusztulás a talajélet diverzitását rontja. Ez a hatás ugyanakkor közvetve megjelenik a talaj minőségének romlásában, hiszen a „kihalt” talaj negatívan befolyásolhatja a gazdálkodást.

felszíni vizekben történő feldúsulását, felhalmozódását és ennek következményeit jelenti. A műtrágya hatóanyagok elsősorban a bemosódással (talajerózió) jutnak a felszíni vizekbe. Ángyán (2001) szerint egy év alatt a bevitt nitrogén 50-60%-a, a foszfor 10-15%-a távozik csak el a mezőgazdasági területekről a betakarított termés formájában. A fennmaradó tekintélyes mennyiség vagy a talajban megkötődik, vagy kimosódik és a vizekbe kerül (talajvízbe, rétegvízbe, felszíni vizekbe).

Hangsúlyozzuk, hogy az eutrofizációval jelen keretek között nem foglalkozunk. Ennek elsősorban az az oka, hogy a vizsgált területen (Közép-Mezőföld) ez a hatás nem releváns. Közép-Mezőföld viszonylag távol esik az élővizektől, így az eutrofizáció nem jelent helyi szinten problémát.

Közép-Mezőföldön a felszín alatti vizekre gyakorolt hatások közül különösen jelentős a nitrátosodás, ezért ezzel a témával részletesebben foglalkozunk. A trágya és a peszticid¹⁹ alkalmazása károsan hathat a természetes víztestekre. A talajvíz tekintetében a legjelentősebb mezőgazdasági eredetű szennyezőforrás a nitrát, amelyet a peszticidek követnek (Glebe, 2007; Shortle és Abler, 1999). A nitrogén a vízszennyezéshez is hozzájárul azáltal, hogy a talajból a nitrát bemosódik a vizekbe. A nitrát bemosódást nagyban befolyásolja az alkalmazott gazdálkodási gyakorlat (termesztett növény megválasztása, vetésforgó alkalmazása, talajművelés, öntözés, trágyázás, időzítések stb.). A nitrát szint emelkedése potenciális egészségkárosító hatással bír azokon a helyeken, ahol a talajból nyerik az ivóvizet²⁰. Nem véletlen, hogy 1980-ban Európában közösségi szinten határértéket vezettek be az ivóvíz nitráttartalmára (50 mg NO₃/l). Az EU-ban 1991-től kezdődően a nitrát érzékeny területeken korlátozni kell a műtrágya és szerves trágya használatot. A nitrát eredete alapvetően hármas (Ángyán, 2001):

- Kommunális szennyvizekből, hígtrágyából és műtrágyákból származik, amelyek a csapadék- és öntözővízzel közvetlenül a felszíni vagy felszín alatti vizekbe kerülnek.
- A légköri nitrogén természetes ülepedése is hozzájárul a nitrát gyarapodásához.
- A talajban lévő vagy oda bevitt szervesanyagok ásványosodásából származik, amely folyamat akkor gyorsul fel, ha oxigéndús környezetben a szervesanyagok bomlása,

¹⁹ A peszticidek veszélyt jelentenek a vízvilágra és az emberi egészségre. Az 1998-as EU irányelv (98/83/EC, ivóvízminőségről szóló irányelv) határértéket szabott az ivóvízben található peszticidekre (0,1 µg/l).

²⁰ Füleky (1999) rámutat, hogy a nitrát a csecsemők szervezetébe kerülve methemoglobinémiát (kékbetegséget) okoz, amely akár halálos is lehet, továbbá elősegíti az idősebbek rákos megbetegedését is. A nitrát nitritté alakulva okoz problémát. Felnőtt korra egy kialakuló enzim hatására ez már nem okoz gondot.

a nitrifikáció fokozódik. Ezt alapvetően a talaj állandó bolygatása, forgatása, szántása, levegőztetése idézi elő.

Ángyán (2001) kifejti, hogy a környezetbe kerülő nitrát nem csupán a mezőgazdálkodás intenzifikálásának (műtrágyázás) számlájára írható, mindenesetre ez az egyik jelentős ok. Füleky (1999) rámutat, hogy hazánkban a '80-as évek elejétől a vízminőség romlását a műtrágyázással hozzák összefüggésbe. Sisák (2008, 3.o.) ugyanakkor kijelenti, hogy „a nem-pontszerű mezőgazdasági eredetű nitráatterhelés megelőzésére megvannak a megfelelő és hatékony eszközök”. Warren, Lawson és Belcher (2008) alapján az európai vizekbe kerülő nitrát 50-80 százaléka a mezőgazdaság számlájára írható. Schreiber és szerzőtársai (2003) a Duna vízgyűjtő területén vizsgálták a nitrogén és foszfor emissziókat 1998 és 2000 között, és azt találták, hogy a Pannóniai Duna (Nussdorftól a Felső-Tiszáig) vízgyűjtőjén a mezőgazdasági eredetű tápanyag emisszió a nitrogén esetében 2,1-szerese a háttér szintnek (background level). Ezen a 60,4 ezer km²-en 2,76 kg/hektár/év mezőgazdasági eredetű nitrogén került a Dunába és vízgyűjtőjébe, míg a teljes diffúz emisszió 4,14 kg/hektár/év volt. Ez azt mutatja, hogy a vizsgált területen a nitrogén emisszió kétharmada volt mezőgazdasági eredetű 1998 és 2000 között.

Az ivóvíz nitrátosodása hazánkban a '80-as évekre általános jelenséggé vált. A nitrátszennyezett vízműutak száma 1983-ban megközelítette a 100-at (Ángyán, 2001). A KvVM (2005) szerint a települési monitoring kutak mintegy 70 %-a mutat 50 mg/l-nél nagyobb szennyeződést. A mezőgazdasági területen lévő kutak az elmúlt 20 – 50 év trágya- és műtrágyahasználatának összegzett hatását mutatják. A sekélyebb mélységű (<20m) kutak szórványos nitrát-szennyezettséget jeleznek, míg a mélyebb kutakban csak egy-két esetben mértek 50 mg/l-nél nagyobb koncentrációt. Füleky (1999) a vízügyi közleményekre hivatkozva ismerteti, hogy a falvak 15-20%-ában a talajvíz fokozottan nitrátszennyezett, és Magyarországon a nitrátszennyezés sok helyen eléri az 50-200 mg/liter közötti értékeket is, de néhol 500, sőt 1000 mg/l szennyeződés is előfordul, holott a vízminőségi szabványok a 20 mg/liter értéket tekintik elfogadhatónak, a 40 mg/litert pedig tűrhetőnek. Megjegyezzük, hogy az azóta eltelt időszakban jelentős erőfeszítések történtek az ivóvíz minőségének javítására. A Víz Keretirányelv (2000/60/EC) megkívánja, hogy a felszíni vizeket jó ökológiai állapotba kell hozni 2015-re. Warren, Lawson és Belcher (2008) valószínűnek tartják, hogy az irányelvnek jelentős hatása lesz a mezőgazdasági gyakorlatra. A szerzők szerint változásokat fog maga után vonni a műtrágya és szerves trágya használatban, illetve a bemosódás és talajerózió megakadályozását illetően. Bizonyos esetekben akár a gazdálkodás beszüntetése lesz az egyetlen mód, hogy az előírásokat teljesíteni lehessen.

II.2.3. A levegőszennyezés jellemzése

A mezőgazdasági eredetű levegőszennyezés tekintetében – hatásának fontosságát tekintve – elsősorban az üvegházhatású gázok és az ammónia kibocsátását, illetve a nitrogén többletet kell megemlíteni.

A mezőgazdaság háromféle üvegházhatású gáz kibocsátásával is hozzájárul az éghajlatváltozáshoz. A szén-dioxid (CO_2), a metán (CH_4) és a dinitrogén-oxid (N_2O) emisszió egyaránt jelentős a mezőgazdaság esetében. A metánkibocsátás alapvetően az állattenyésztésben (kérődzés, trágyakezelés) és a rizstermesztésben releváns. A szén-dioxid kibocsátás főként a földhasználat váltásnak volt a következménye. A talajban és a növényzetben megkötött szén a földhasználat váltás során kikerült a légkörbe. Ezzel a hatással azonban nem foglalkozunk, ugyanis a földhasználat váltás nem az európai modern mezőgazdaság sajátossága. Az energiaszolgáltatás közvetve és közvetlenül szintén CO_2 emissziót von maga után. A mezőgazdasági gépek a dízel üzemanyag felhasználás révén többek között szén-dioxidot (CO_2) és nitrogén-oxidot (NO_x) bocsátanak ki. Az elektromos áram felhasználás – az energiatermelés során felhasznált tüzelőanyag fajtájától függően – szintén légszennyezéssel jár (CO_2 , NO_x , SO_x).

A nitrogén műtrágya (illetve alapanyagainak) előállítása üvegházhatású gáz (CO_2 , N_2O), és nitrogén-oxid (NO_x) kibocsátást von maga után, felhasználása pedig ammónia (NH_3) és dinitrogén-oxid (N_2O) emisszióval jár, amely közvetlenül a talajból, a bomlási folyamatok eredményeként keletkezik. Ennélfogva a zöldtrágyázáshoz is kapcsolódik légszennyezőanyag kibocsátás (lásd Szabó és Pál, 2007). A szántókra kiszórt állati eredetű trágya (szerves trágya, hígtrágya) is okoz ammónia emissziót.

Warren, Lawson és Belcher (2008) kifejtik, hogy a nitrogén alapú műtrágyák elmúlt 60 évben történt egyre nagyobb méretű felhasználásának eredményeként jelentős nitrogén többletről beszélhetünk, amely a nitrogén input és output egyenlőtlenségben mutatkozik meg. Ez a többlet bekerül a természeti környezetbe. (A probléma az intenzív állattenyésztő telepek környékén a legsúlyosabb.) A légkörbe kerülő nitrogén savasodáshoz vezethet. Megjegyezzük, hogy itthon a rendszerváltást követően jelentősen visszaesett a műtrágya felhasználás, és ennek révén csökkent a természeti környezetbe jutó nitrogén-többlet.

A denitrifikáció során a talajban levő nitrátból dinitrogén-oxid (N_2O) lesz, amely eltávozik a levegőbe. A dinitrogén-oxid emisszió ennélfogva közvetetten a nitrogén műtrágyák (túlzott) használatára vezethető vissza (EEA, 2004).

Az ammónia (NH_3) igen reaktív anyag, átalakulva károsan hat az ökoszisztémára, ugyanis kálium vagy magnézium hiányhoz vezethet, illetve növényi tápanyagként szolgálhat, hozzájárulva ezáltal a gyomosodáshoz (Glebe, 2007). Az ammónia az eutrofizációhoz és a

savasodáshoz is hozzájárul. Az ammónia emisszió elsősorban az állattenyésztés számlájára írható, de a szántóföldi alkalmazás során az állati eredetű trágyából is kikerül a légkörbe.

II.2.4. A peszticidhasználat hatása (környezetegészségügy)

Az U.S. EPA (USA Környezetvédelmi Hivatal) definíciója szerint peszticid (növényvédő szer) minden olyan vegyi anyag vagy vegyi anyagok keveréke, melynek célja a kártevők elterjedésének megelőzése, elpusztítása, elriasztása, illetve jelenlétük csökkentése. A kártevők lehetnek rovarok, egerek, illetve egyéb állatok, gyomnövények, gombák, illetve mikroorganizmusok, úgymint baktériumok és vírusok. Többen gyakran csak a rovarölő szerekre gondolnak, pedig a peszticidek közé tartoznak a gyomirtók, gombaölők és más, a kártevőkre hatással bíró vegyi anyagok is.

A peszticidek károsan hatnak az élővilágra (agro-ökoszisztémák) és az emberi egészségre (Travisi és Nijkamp, 2008). A peszticidek egyrészt a közvetlen kitettség következtében, másrészt a környezetbe jutva, harmadrészt az élelmiszereken keresztül veszélyeztetik az emberi egészséget (Tegtmeier és Duffy, 2004). Warren, Lawson és Belcher (2008) a szakirodalom alapján ismertetik, hogy a peszticidek alkalmazása tekintélyes kárral jár az élővilágra nézve; több emlős-, madár-, gerinctelen állat- és növényfajt közvetlenül és közvetetten is károsít. A peszticidek nem csak a mezőgazdasági művelés alatt álló területeken károsíthatják az élővilágot, hanem a mezsgyéken, táblaszegélyeken és a szomszédos féltermészetes területeken is. A jelenleg használt növényvédőszer-hatóanyagok egy része egészségkárosító hatással bírhat. A peszticidek által okozott mérgezések lehetnek véletlenek, foglalkozási, valamint víz, talaj és levegő által közvetített mérgezések (Bordás, 2006). Ki kell továbbá emelni a táplálkozás során szervezetbe bevitt peszticid származékokat²¹ (Pearce és Tinch, 1998; Pretty és szerzőtársai, 2000). Dési és szerzőtársai (1983) szerint „a peszticidek hatása összeadódhat egymással és egyéb vegyszerekével, teljes kockázatmentességről pedig egyetlen kémiai anyag esetében sem lehet szó”. Ugyan léteznek információk az akut hatásokról, azonban a krónikus hatásokról már jóval kevesebb, hiszen a peszticid készítmények kínálata (aktív hatóanyag összetétel) gyorsan változik, ezért az epidemiológiai kutatásoknak kevés az esélyük²². A hosszú időszakon át tartó, alacsony

²¹ A Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal (2007) megállapítja, hogy Magyarországon a határérték feletti mennyiségben mért szermaradék tartalom következtében a minták 0,9 %-a, míg nem engedélyezett növényvédő szer használat miatt a minták 0,3 %-a minősült kifogásoltnak.

²² A 2009-ben elfogadott és 2011-ig a nemzeti joganyagba átültetendő fenntartható használatról szóló Európai Unió iránylev alapján fokozatosan meg kell szüntetni többek között a rákkeltő, a mutagén, a reprodukciót károsító, valamint az endokrinzavarokat okozó (hormonrendszert károsító), a „nem lebomló, biológiailag felhalmozódó és mérgező”, illetve „a biológiailag nagyon felhalmozódó és tartósan nem lebomló” kategóriába tartozó kémiai anyagok használatát (EP, 2009).

dózisú peszticid bevitel (táplálkozás során) egészségügyi hatásairól (rák) kevés az információ (Pearce és Tinch, 1998; MethodEx, 2007).

Ugyan úgy tűnhet, hogy a peszticidek alkalmazása az utóbbi időben visszaszorult Európában, a statisztikákat azonban körültekintően kell értelmezni, ugyanis a felhasznált összmennyiségben nem tükröződik az egyre célzottabb és biológiailag aktívabb hatóanyag tartalom. A felhasznált peszticidekre vonatkozóan sajnos nem létezik az aktív hatóanyagok összehasonlíthatóságára épülő közös mértékegység, ennél fogva a környezeti hatások nehezen hozhatók közös nevezőre.

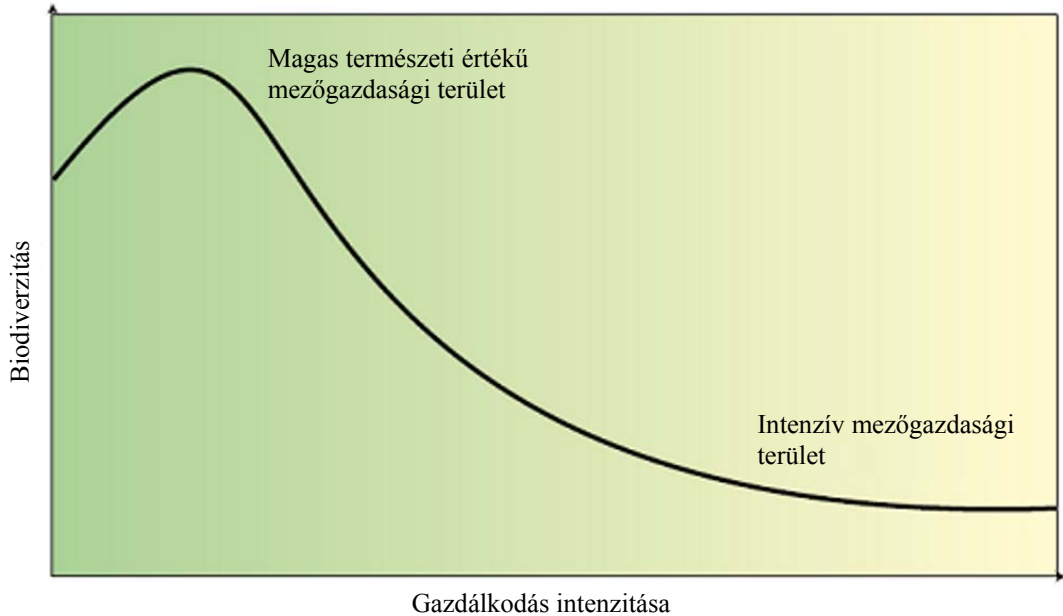
II.2.5. A biodiverzitásra gyakorolt hatás

A biodiverzitás magában foglalja „az élő szervezetek változatosságát minden területen, ideértve a szárazföldi, óceáni, vagy más vízi ökoszisztémákat és azokat az ökológiai komplexumokat, amelyeknek részei” (CBD, 1992, Art. 2). Beszélhetünk fajon belüli (genetikai), fajok közötti, ökoszisztémák közötti és funkcionális változatosságról (Nunes, van den Bergh és Nijkamp, 2003). „A biodiverzitás az ellátó, szabályozó és kulturális ökoszisztéma szolgáltatások által közvetlenül, míg a fenntartó ökoszisztéma szolgáltatások által közvetetten járul hozzá az emberi jóllét számos aspektusához” (MEA, 2005, 5.o.). A csökkenő biodiverzitás károsítja az ökoszisztéma működését, amely elvezet az alapvető ökoszisztéma szolgáltatások – mennyiségi és minőségi – romlásához.

Jelen dolgozatban csak az elmúlt száz évben folyamatosan mezőgazdasági művelés alatt levő területekkel foglalkozunk, így a biodiverzitás csökkenésének korábbi fő mozgatórugói (a természeti területek művelés alá vonása) kívül esnek vizsgálódásunk körén.

1700-1800 körül érte el maximumát a biodiverzitás Európában, minekután a mezőgazdálkodás „megnyitotta” a korábbi erdős területeket (EEA, 2006). Mint ahogy azt az 2. ábra is mutatja, a mezőgazdaság intenzifikálódása a biodiverzitás csökkenését eredményezte (a kezdeti növekedés az erdővel való borítottság pár száz évvel ezelőtti feltörésének volt köszönhető).

2. ábra A mezőgazdaság intenzitása és a biodiverzitás közötti általános összefüggés



Forrás: EEA (2006, 25.o.) Hoogeveen és szerzőtársai (2001) alapján

A múlt század második felében, Horváth és Sztár (2007) szerint a mezőgazdaság egyre intenzívebb élőhely hasznosítása következtében hazánkban a biológiai sokféleség csökkent, az ökológiai rendszerek szerkezete és működése károsodott. A szerzők ennek okaiként többek között a táblásítást (egyre nagyobb területek kezelése azonos módon), a növényvédő szerek és műtrágyák használatát, illetve a legeltetés megváltozását emeli ki. (A táblák mozaikosságával kapcsolatban lásd még Jørgensen, 2006.)

A mezőgazdálkodás Ángyán (2001) szerint növelheti, vagy csökkentheti a biológiai sokféleséget. Az agrárterületek biodiverzitását a szerző szerint leginkább a peszticidek használata befolyásolja, de a táblaméretetek és az agrártermelés diverzitásának változása is fontos tényező. A biodiverzitás növelő hatást a földhasználat váltásra vezeti vissza (erdős táj helyett új, mezőgazdasági élőhelyek), azonban jelen dolgozatnak a keretében nem kívánunk ilyen messzire visszanyúlni, így a biológiai sokféleség növelő hatást nem vizsgáljuk.

Ángyán (2001) ismerteti, hogy az extenzív gazdálkodási módok kedvező életkörülményeket biztosítanak egyes növény- és állatfajok számára. Ilyenek például: a természetszerű növényzet magasabb aránya; a talaj – típusára jellemző – természetes tápanyagtartalma; a nagyobb strukturális diverzitás; lassú változások; a tápanyagbevitel kis mértéke; a növényvédő szerek használatának hiánya, vagy alacsony szintje; valamint a „hagyományos” módszerek (pl. kései kaszálás).

A természeti élőhelyek csökkenésén kívül a mezőgazdaság más módokon is hozzájárul a biodiverzitás csökkenéséhez. Robinson és Sutherland (2002) négy olyan hatást sorol fel, amelyek csökkentették a megfelelő élőhelyek arányát több emlős, madár, gerinctelen és növény számára, rontva ezzel a mezőgazdasági földek változatosságát. Ezek: a növénytermesztés és az állattenyésztés szétválasztásával a táj struktúrája és arányai jelentősen megváltoztak, ennél fogva a kistáblás, változatos élőhelyek (szántók, legelők) csökkentek; az ártámogatások rendkívül megváltoztatták a termesztett növények összetételét; a gépesítés leegyszerűsítette és időben koncentráltta a gazdálkodást (a gabona tarlókat korábban nem tudták azonnal felszántani); a növekvő input (műtrágya, peszticid) felhasználás lehetővé tette egyazon növény folyamatos termesztését (lásd Warren, Lawson és Belcher, 2008).

A hatások nagyon gyorsak voltak, és összességében radikálisan megváltoztatták a vidék arculatát. Warren, Lawson és Belcher (2008) szerint a táj változatosságában mind térben, mind időben beállt csökkenés nagyon jelentős volt, és kevés faj tudott ehhez alkalmazkodni. A szerzők szerint egyre szélesebb körben elismert, hogy az alacsony intenzitású gazdálkodási rendszerek kulcsfontosságúak egyes élőhelyek és az általuk fenntartott fajok megőrzése tekintetében. Henle és szerzőtársai (2003) szerint a művelés léptékének és szervezésének megváltoztatása (monokultúrák kialakítása, a táj heterogenitásának elvesztése, az ökológiai folyosók megszűnése) károsítja a szántók körüli természetközeli élővilágot (lásd Horváth és Szitár, 2007). A mezőgazdálkodás biológiai sokféleséget veszélyeztető, illetve csökkentő okainak többsége Ángyán (2001, 150.o.) szerint a termőhely adottságait, környezeti érzékenységet meghaladó földhasználati, gazdálkodási intenzitásra vezethető vissza. Több tényezőt sorol fel: egyre intenzívebb élőhely hasznosítás, amelynek következtében a vadon élő fajok élettere szűkült; egy adott faj eltűnésével a táplálékláncokban ráépülő fajok is veszélybe kerülhetnek (becslések szerint egyetlen növényfaj kihalása átlagosan mintegy 30 specializált egyéb szervezet kipusztulásához vezet); a mezőgazdasági művelésbe vont talajokban élő fajokat rendszerint nem vizsgálják, nem veszik figyelembe; monokultúrák terjedése; idegen fajok betelepítése; túl nagy intenzitású legeltetés; peszticid használat (a műtrágyázásnak is lehetnek hasonló hatásai); modern állatorvosi kezelések (gyógyszermaradványok); talajművelési módok révén romlik a talajszerkezet; vizes, nedves területek lecsapolása; méretökonómiai szempontok szerint kialakított üzem és táblaméret; gazdálkodás intenzitási foka. Ángyán hangsúlyozza továbbá, hogy a felsorolt tényezők nem csupán önmagukban, hanem egymással kölcsönhatásban, egymást erősítve hatnak a biológiai sokféleségre. Glebe (2007) a biodiverzitásra gyakorolt negatív hatás okaként felsorolja a már említetteken kívül a

táblaméret növekedését és a növény-sávok eltávolítását is. A szerző továbbá összegzőként megállapítja, hogy a tájképre és a biodiverzításra gyakorolt hatásokat a gazdálkodás módja határozza meg leginkább.

A gyomflóra átalakulása szintén fontos eleme a biodiverzításra gyakorolt hatásnak. Mint azt Warren, Lawson és Belcher (2008, 60-61.o.) megállapítják, számos szántóföldi gyomfaj előfordulásának csökkenése révén kevesebb lett a madarak számára rendelkezésre álló táplálék. Az intenzív, modernizált növénytermesztés előtti időkben többféle gyom volt található a szántókon, amelyek többek között a gyomirtók, a műtrágyák és a talajművelés időzítésében beállt változások hatására visszaszorultak, ahogy a szerzők fogalmaznak, „a mezőgazdasági táj jellegében egyre inkább egysíkúvá vált.”

Talán a mezőgazdasági területekhez kötődő madarak populációjában és fajgazdagságában beállt csökkenés a leginkább kézzelfogható következménye a mezőgazdasági gyakorlatban beállt változásoknak. Warren, Lawson és Belcher (2008) közlése alapján 1970 és 1999 között a mezőgazdasági területekhez kötődő madarak populációi 45 százalékkal csökkentek az Egyesült Királyságban. A csökkenést több okra vezetik vissza. Ilyenek a táblák menti élőhelyek elvesztése (mezsgyék, növény-sávok), a legelők struktúrájának változása, a peszticid használat következtében fellépő táplálékhiány, a szénakészítés helyetti silózás miatti egységesebb legelők, valamint a téli táplálékhiány a tavaszi vetés helyett alkalmazott őszi vetés következtében.

Sok élőlény szempontjából a mezsgyék (szántók körüli füves élőhely-sávok), fasorok, növény-sávok, azaz a fennmaradt féltermészetes élőhelyfoltok gyakorlatilag az intenzíven művelt, lakhatatlan szántók közé beékelődött szigeteknek tekinthetők. Az iparszerű mezőgazdaság környezetterhelése Horváth és Szitár (2007, 23.o.) megfogalmazásában különösen „a még fennmaradt természetközeli állapotú mezsgyékre és a nagytáblás szántók közé zárt élőhelyfoltokra jelent veszélyt”. Ryszkowski és Karg (2007) vizsgálatai alátámasztják ezeknek a biogeokémiai választóvonalaknak (határoknak) a biodiverzitás fenntartásában játszott szerepét.

Habár a változás egyetemes állandónak tekinthető, egyes élőhelyek dinamikusabbak, mint mások. Ennek szellemében Warren, Lawson és Belcher (2008) bemutatják, hogy az evolúció felruházta a zavarásokhoz és változásokhoz való alkalmazkodás képességével azokat a fajokat, amelyek gyorsan változó környezetben (homokdűnék, visszahúzódó jégtáblák, nemrégiben aktív vulkánok) élnek. Ilyen területek kivételével a fajoknak nem kellett a gyors változásokhoz alkalmazkodni. Emberiség nélküli környezetben a nagyméretű zavaró események általában ritkák. A mezőgazdasági táblák gyorsan változó összetett

mozaikot alkotnak, ahogy Warren, Lawson és Belcher (2008, 169.o.) fogalmaznak, „a művelt szántók a legdinamikusabb és leginkább kezelték az összes táj közül”. A mezőgazdasághoz tipikusan kapcsolódó fajok rendszerint igen mobilak és kevésbé élőhely-specifikusak, mint a szigetszerű féltermészetes területek fajai.

Hodge (1991, 183.o.) a mezőgazdaságnak a természetre gyakorolt hatásával kapcsolatban kijelenti, hogy „valószínűleg a legtöbb természetvédelmi szakember egyetértene abban, hogy adott kontextusban mely változások lennének kedvezőek”. Ezzel szemben viszonylag keveset tudunk az egyes mezőgazdasági technológiáknak a biodiverzitásra gyakorolt hatásáról. Az eddigi legátfogóbb vizsgálatot Hole és szerzőtársai (2005) végezték. A szakirodalom feldolgozása során nem találtak egyértelmű összefüggést a környezetkímélő gazdálkodás és a magasabb biodiverzitás között. Az eredmények azt mutatták, hogy az organikus művelésű területeken a hagyományos művelésű területekhez képest a populációk sűrűsége, illetve a fajszám az esetek 66,7%-ában magasabb, 8%-ban pedig alacsonyabb volt, míg 25,3%-ban nem volt változás vagy mindkét irányú változás előfordult (lásd Tóth és Báldi, 2006). Bengtsson és szerzőtársai (2005) vizsgálata szintén a szakirodalom feldolgozása alapján azt találta, hogy a biogazdálkodást (organikus) folytató mezőgazdasági területeken 30%-kal magasabb volt a fajok száma, mint a hagyományosan művelt területeken. Nemcsak a fajszámra van a kevésbé intenzív gazdálkodás kedvező hatással, hanem úgy tűnik, a populációk nagyságára is, hiszen az élő szervezetek 50%-kal nagyobb egyedszámban voltak jelen a biogazdálkodást folytató területeken. Ugyanakkor a tanulmányok 16 százalékában a biogazdálkodás a fajok számának csökkenéséhez vezetett (lásd Warren, Lawson és Belcher, 2008). Báldi és Faragó (2005) hazai vizsgálata megállapítja, hogy a mezőgazdaság intenzifikálása csökkenti a mezei nyúl és a fogoly populációk nagyságát. Sturrock (1981) szerint az ökoszisztéma szolgáltatások hatásai miatt Új-Zélandon 35%-kal jobbak a termésátlagok ott, ahol jók a növény-sávok (lásd Sandhu és szerzőtársai, 2008). Az eddigiek alapján kitűnik és Podmaniczky²³ is hangsúlyozza, hogy a monitoring területén további kutatások szükségesek.

II.2.6. Tájképre gyakorolt hatás

A mezőgazdaság, lévén az egyik fő tájalkító tényező, alapjaiban határozza meg a tájkép²⁴ arculatát. Az OECD (2001b) megfogalmazásában a mezőgazdasági tájkép a mezőgazdaság, a természeti erőforrások és a környezet interakciójának látható megnyilvánulása. A tájkép

²³ Podmaniczky L. szóbeli közlése, 2008.

²⁴ A *táj* fogalmával szemben szándékosan használjuk a *tájkép* fogalmát, hangsúlyozva ezzel, hogy a látvány, mint érték vizsgálatára szorítkozunk.

struktúrájába, megjelenésébe beletartoznak a környezeti jellemzők (pl. élőhelyek), a földhasználati formák (pl. szántó) és az ember alkotta tárgyak, kulturális elemek (pl. sövény).

Hodge (1991) rámutat, hogy a tájkép, definícióból adódóan, a méretéből meríti értékét. A tájkép összetevőinek (fák, növényzások, víztestek stb.) egymással való kapcsolata eredményezi a kellemes látványt. Ennek megfelelően az érték fontos elemeit alkotják a tájkép kulturális, történelmi és ökológiai összefüggései. A kulturális tájkép fogalma Glebe (2007, 90.o.) alapján nem statikusan meghatározott, hanem természetes és kulturális folyamatok kifejeződése. A szerző Jones és Daugstad (1997, 270.o.) alapján kijelenti, hogy széles körben elterjedt nézet, hogy „a kulturális tájkép úgy értelmezendő, mint egy olyan történelmi fejlődés, amely az egyes korok különböző földhasználatának maradványait hagyta hátra.” Többek szerint a mezőgazdasági tájkép megőrzi a nyílt tájat, és növényzásokkal kiegészülve növeli az európai táj esztétikai élményét. Ilyenformán a hagyományos mezőgazdasági tájkép pozitív externáliát képvisel (Glebe, 2007; Shortle és Abler, 1999).

A hagyományos tájkép Európában a II. Világháború után elmozdult a modern mezőgazdasági tájkép felé. Ez utóbbit a nagy, specializált és nagyon termelékeny gazdasági egységek jellemzik, míg az előbbit a változatosabb és extenzívebb termelési rendszereket alkalmazó kisebb gazdaságokkal lehet jellemezni. Mint ahogy azt Glebe (2007) bemutatja, a gazdaságok száma csökkent, míg az átlagos gazdaságméret nőtt, és a hagyományos tájkép átalakult egy kevésbé változatos, nagyobb egységekből álló, kevesebb határterülettel rendelkező tájjá. A szerző hangsúlyozza, hogy nincs mindig konszenzus abban, mi számít legjobb tájképnek, mindazonáltal a publikációk többsége a hagyományos tájképhez pozitív asszociációkat társít, ugyanis ez a tájkép az európai közösségek számára azonosságutdatot, egyéniséget és kulturális jelentést nyújt. Jones és Daugstad (1997) alapján Glebe (2007) megállapítja, hogy csupán kevés publikáció társít pozitív értéket a modern tájképhez, az értékítélet nagyrészt negatív. A hagyományos kulturális tájkép ugyanis kulturális-történelmi változatossággal, míg a modern mezőgazdasági tájkép egységes és homogén struktúrákkal jellemezhető. A változatosságot vertikális és horizontális összefüggések, színek és formák testesítik meg.

Az EEA (2004) tanulmánya az IEEP jelentésre (2002) hivatkozva a kelet-közép-európai régióval kapcsolatban megállapítja, hogy a tájképben tekintélyes változások álltak be és többek között a következő veszélyek fenyegetik a tájképi diverzitást: a (vonalas) tájképi elemek eltávolítása a táblaösszevonások miatt; a művelés felhagyásának következtében fellépő növényzettel való benövés (bokrok, fák, fűfélék); a növénytermesztési jellemzők

leegyszerűsödése, a gazdálkodás specializációja, monokultúrák; bizonyos ember által alkotott elemek, mint például kőfalak fenntartásának felhagyása.

Warren (1995) kifejti, hogy a társadalom a korábbi gazdálkodási módokhoz kapcsolódó ökológiai közösségeket esztétikailag vonzóbbnak értékeli, mint a modern gazdálkodás ökológiai közösségeit. Érvelése szerint a jövőben nosztalgiával fogunk visszatekinteni a '90-es években parlagon hagyott (művelésből kivett) földek szép látványára (lásd Warren, Lawson és Belcher, 2008).

A tájkép esetében általában nem képzelhető el másoknak a látvány élvezetéből való kizárása (azaz közjóság), aminek következtében a gazdálkodók (termelők) nem tudják értékesíteni a terméket, azaz nem érdekeltek a fenntartásában. Végeredményben a tájkép, mint közjóság, a hagyományos piacon elégtelen mértékben lesz jelen (Hodge, 1991).

II.2.7. Egyéb hatások

A II. fejezetben eddig felsoroltakon kívül a mezőgazdaságnak vannak még további funkciói is (lásd I.1. fejezet). Glebe (2007) nézetével egyetértve azonban úgy gondoljuk, hogy ezek elválaszthatók a mezőgazdasági termeléstől. Nem foglalkozunk ezért részletesen sem az élelmiszerminőség egészségre gyakorolt hatásával, sem az élelmiszerellátás biztonságával, sem pedig a vidékfejlesztéssel.

Úgy gondoljuk, hogy az agro-biodiverzitás kérdést is a piac elméletileg tudná kezelni, hiszen a tájfajtnak opcionális értéke van. A tájfajták jobban alkalmazkodhatnak az adott terület agroökológiai adottságaihoz, amely értékkel bírhat a gazdálkodók számára. Ez az érték a piacon megjelenhet. Ebből következően az agro-biodiverzitást sem vonjuk be a vizsgálódásunk körébe. Megjegyezzük ugyanakkor, hogy az előbbieknél ellentmond Bela és szerzőtársai (2004) vizsgálódása, akik azt találták, hogy bizonyos régiókban a tájfajták teljesen eltűntek, ezért a téma további kutatást igényel.

II.3. A mezőgazdaság környezeti hatásainak értékelése a szakirodalomban

Elöljáróban megjegyezzük, hogy a szakirodalomban található kutatások nehezen hasonlíthatók össze egymással, és az általunk megcélzottakkal. Az összehasonlítást a különböző módszerek alkalmazása nehezíti meg. A tanulmányok leginkább a negatív externáliákra fókuszálnak, és a pozitív hatások értékelésére Hartridge és Pearce (2001) kivételével nem tesznek kísérletet. Mindössze három kutatás (Pretty és szerzőtársai, 2000; Tegtmeyer és Duffy, 2004; Hartridge és Pearce, 2001) tekinthető viszonylag teljeskörűnek, amelyek megkísérlik a mezőgazdaság teljes környezeti hatását értékelni. Ezzel a hárommal részletesebben foglalkozunk a következő alfejezetben. Megjegyezzük, hogy mindhárom

kutatás aggregált adatokból dolgozott, fő céljuk a nemzeti szintű értékelés volt, miközben mi a lehetőségek szerint igyekeztünk alulról fölfelé építkezni, és gazdasági szintű adatokból dolgozni. Továbbá egyik kutatás sem tesz kísérletet a gazdálkodási technológiák szerinti különbségtételre.

A III.3.2. alfejezetben ismertetett tanulmányok a mezőgazdasági hatások közül csupán egyeseket vizsgálnak. Annak ellenére, hogy nem teljeskörűek érdemesnek tartjuk ezeket is röviden ismertetni, ugyanis az egyes hatások szempontjából sokszor mélyebben tudták az elemzéseket lefolytatni.

II.3.1. A mezőgazdaság teljes környezeti hatásának értékelése

A mezőgazdasági eredetű externáliák meghatározására és értékelésére több törekvés is történt (Pretty és szerzőtársai, 2000, 2001; Tegtmeyer és Duffy, 2004; Hartridge és Pearce, 2001; Pimentel és szerzőtársai, 1992, 1995; Steiner és szerzőtársai, 1995; Fleischer és Waibel, 1998; Ribaud, Horan és Smith, 1999; Foster és szerzőtársai, 1998; Foster és Mourato, 2000; Travisi és Nijkamp, 2008; Hanley, 1991; Crutchfield, Cooper és Hellerstein, 1997; Hackl és Pruckner, 1997; Drake, 1992; Christie és szerzőtársai, 2006). Ezek többsége azonban csupán az externáliák egy részét értékelte (talajerózió, peszticid használat stb.). E témában talán Pretty és szerzőtársai (2000) cikke váltotta ki a legnagyobb visszhangot. Ugyan ők sem magukat az externáliákat értékelték, hanem csak a pénzben ténylegesen felmerülő károk meghatározására szorítkoztak. Csupán azokat a társadalomnál felmerülő költségeket számszerűsítették az Egyesült Királyságban, amelyek az externális hatások kezelésekor felmerülnek. Ezáltal érvelésük szerint elkerülhetőek azok a bizonytalanságok, amelyek a hipotetikus piacon történő értékelések során felmerülnek. A módszer alkalmazásával a számszerűsített károkra vonatkozóan alsó becslést kaptak, hiszen például az akut és krónikus megbetegedésekben és a helyreállítási költségekben nagy a bizonytalanság. Természetesen a pozitív externáliákat sem tudták ezzel a módszerrel értékelni.

Pretty és szerzőtársai (2000) kétféle pénzben felmerülő költséget számszerűsítettek; egyrészt a kezelés és megelőzés, másrészt az adminisztratív és monitoring költséget. A pozitív externáliákat nem, és a gazdálkodók által viselt magánkárokat (pl. növekvő rezisztencia a peszticidekkel szemben) sem vették figyelembe. Az eredmények szerint az externáliák egy gazdaság átlagos nettó jövedelmének 89%-át tették ki, ami 208 GBP-t jelent hektáronként évente. Ezen belül a szántóföldi növénytermesztés számított externális költsége évente átlagosan 229 GBP-re (55 ezer Ft, 1996-os árfolyamon) rúgott hektáronként. A legnagyobb tétel messze a dinitrogén-oxid (N_2O) emisszióhoz kapcsolódik.

Jelentős károk köthetők még a metán (CH₄) kibocsátáshoz, az ivóvízbázisokba kerülő peszticidekhez, illetve a sövények és kőfalak eltávolításához. A 2. táblázat Pretty és szerzőtársai (2000) hektárra általunk átszámított, ill. csak a növénytermesztésre szűkített eredményeit mutatja.

2. táblázat A szántóföldi növénytermesztés számszerűsített éves externális költségei hektárra vetítve az Egyesült Királyságban 1996-ban (GBP-ben)

Költség kategória	GBP/ hektár, (1996)	Intervallum (1990-1996)
Víztestekben okozott károk		
peszticidek az ivóvízbázisokban	21	15-23
nitrát az ivóvízbázisokban	1,7	0,9-3,6
foszfát és talaj az ivóvízbázisokban	6	2,4-9,8
eutrofizáció és szennyeződés (műtrágya, állati hulladék, birka ürülék)	0,7	0,4-0,8
peszticidekhez és tápanyagokhoz kapcsolódó monitoring és tanácsadás	1,2	0,9-1,2
Levegőben okozott károk		
metán emisszió	31	27-41
dinitrogén-oxid emisszió	129	73-297
szén-dioxid emisszió	5	3,8-9,3
Talajban okozott károk		
erózió táblán kívüli kárai	1,5	0,9-3,3
szerves anyag veszteség és szén-dioxid kibocsátás a talajból	9	6,4-15,3
Biodiverzitásban és tájképben okozott károk		
biodiverzitás/élővilág károk (élőhelyek és fajok)	2,7	1,1-3,8
növény-sávok és kőfalak	11	8-13,3
méh kolónia veszteség	0,2	0,1-0,2
agro-biodiverzitás	+	+
A peszticidek emberi egészségben okozott kárai		
akut hatások	0,1	0-0,2
krónikus hatások		
A nitrát emberi egészségben okozott kárai	0	0
A mikroorganizmusok és egyéb kórokozók emberi egészségben okozott kárai		
bakteriális és vírusos élelmiszer fertőzések	9	5-13
Összesen	229	145-435

Forrás: Pretty és szerzőtársai (2000) értékeinek átszámítása hektárra vetítve, ill. csak a növénytermesztésre vonatkozó adatokat bemutatva.

Megjegyzés: árfolyam, éves átlag, 1996: 238,41 HUF/GBP (forrás: MNB)

A szerzők saját becsléseiket konzervatívnak minősítik, több okból is. Néhány költségről eleve tudják, hogy alulbecslés (földrajzi lehatárolás), az eredeti állapot nagyon drágán

hozható helyre (vizek szennyezése peszticid által), vagy egyáltalán nem állítható helyre (biodiverzitás), és emiatt csak egy elfogadható állapotba hozást vizsgáltak, továbbá a használattal összefüggő értékekre koncentráltak leginkább, illetve a hatások időben csak később jelentkeznek. A számításokkal kapcsolatban Hartridge és Pearce (2001) felveti, hogy Pretty és szerzőtársai (2000) olyan hatásokat is értékelnek, amelyek ugyan a mezőgazdasághoz kapcsolódnak, és a hibás mezőgazdasági gyakorlat miatt kárt okoznak a társadalomnak, de nem tekinthetők környezeti externáliáknak. Ilyen például az élelmiszer biztonság kérdése, vagy a BSE (kergemarha-kór).

Pretty és szerzőtársai (2000) módszere alapján az USA-ban is elkészítettek egy felmérést, amely a mezőgazdasági externáliák monetáris értékelésére irányult. Tegtmeier és Duffy (2004) a szántóföldi növénytermesztés egy hektárra vetített externális költségét 29,44-95,68 dollárra becsülte (2002-es árakon számolva). A szerzők a közjavakhoz kötődő, technológiai jellegű externáliákat számszerűsítették. Meg kell jegyeznünk azonban, hogy véleményünk szerint az alkalmazott módszer – amellet, hogy számos hatást egyáltalán nem vett figyelembe –, alapvetően hibás döntést is hoz. Ez a hibás megközelítés az üvegházhatású gáz kibocsátások értékelésénél mutatkozik. Tegtmeier és Duffy (2004) ismerteti, hogy a konzervatív becslés érdekében 0,98 dollár értéket alkalmaznak 1 tonna szén-dioxid egyenértékhez. Ez az érték pedig a Chicagói Klíma Tőzsde (Chicago Climate Exchange) 2003-as záróára volt. Ugyanakkor a szerzők maguk megjegyzik, hogy a tőzsdei részvétel teljesen önkéntes, de ebből már nem vonnak le következtetéseket. Pedig a kérdés nyilvánvaló; hogyan lehet egy olyan piaci árat figyelembe venni, amely piac nincsen alátámasztva valós kereslet-kínálati viszonyokkal (szűkösséggel)? Az üvegházhatású gáz kibocsátások nincsenek kötelező érvénnyel korlátozva, így, mivel nincs szűkösség, nincsen valós kereslet a kibocsátási jogok iránt. Ennek ismeretében nem meglepő az alacsony ár. Úgy gondoljuk, hogy egy ilyen árnak az alkalmazása nem konzervatív, hanem helytelen becsléshez vezet, tekintettel arra, hogy számos becslés létezik a CO₂ társadalmi költségére. Mint később látni fogjuk, a szakirodalomban (lásd ExternE, 1999 és 2005) viszonylag megalapozott értékek találhatók, és ezek az értékek húszszor nagyobbak a Tegtmeier és Duffy által használtaknál. Ha ezt a módszertani hibát ilyen módon korrigálnánk, a szerzők által figyelembe vett externális költségekre kapott alsó érték megduplázódna (60,35-126,59 dollár).

Tegtmeier és Duffy (2004, 1.o.) végkövetkeztetése az, hogy „az externáliák által okozott társadalmi károk megkívánják a mezőgazdasági politikák olyan irányú átstrukturálását, miszerint a gazdálkodási módszerek tolódjanak el az externális hatások csökkentése felé”.

Rámutatnak továbbá, hogy összehasonlító vizsgálatokra lenne szükség, amelynek révén a gazdálkodási technológiák hatását össze lehetne vetni (monokultúra vs. diverz rendszerek). Pretty és szerzőtársai (2001) összevetették saját eredményüket egy német és egy amerikai kutatással (Pretty és szerzőtársai, 2000; Pimentel és szerzőtársai, 1992, 1995; Fleischer és Waibel, 1998; Ribaudó, Horan és Smith, 1999). Azt találták, hogy míg az Egyesült Királyságban átlagosan 229 GBP volt hektáronként a szántóföldi növénytermesztés számított externális költsége évente, addig az USA-ban 68 GBP, Németországban pedig 166 GBP (1996-os árakon). Hangsúlyozzuk, hogy ugyanúgy csupán a konkrét, pénzben felmerülő károkat számszerűsítették, és azokon belül is jelentős eltérések találhatók a költségkategóriák között. A szerzők kifejtik, hogy nem létezik átfogó értékelési keretrendszer a pozitív externális hatásokra. Az externális hasznokat a szakirodalomra hivatkozva éves szinten 10-30 GBP/háztartásra, másképpen kifejezve 20-60 GBP/hektárra teszik (16-49 USD/háztartás, ill. 32-100 USD/hektár). Fontosnak tartjuk hangsúlyozni, hogy az előbbi eredmények nem különböztetik meg a szántókat és a legelőket. Megjegyezzük, hogy vizsgálódásunk szempontjából a fenti értékek olyan költségeket is takarnak, amelyeket mi máshol számszerűsítunk (lásd biodiverzitást ért károk), ugyanakkor másik oldalról a szerzők becslésüket konzervatívnak minősítik.

Úgy gondoljuk, hogy Hartridge és Pearce (2001) kutatása áll legközelebb ahhoz, amelyet jelen disszertáció keretében célul tűztünk ki. Hartridge és Pearce a károk becslésénél elsősorban fizetési hajlandóság vizsgálatokra támaszkodott, miközben mind Pretty és szerzőtársai (2000), mind Tegtmeyer és Duffy (2004) a másoknál felmerülő helyreállítási költségekre (a környezeti állapot visszaállítására) helyezte a hangsúlyt. Hartridge és Pearce (2001) ugyan már kiterjesztette vizsgálódását a pozitív hatásokra is, azonban csupán a használattal összefüggő értékekre szorítkozott. A használattól független értékek – szándékosan – kimaradtak a vizsgálatból. Az Egyesült Királyságra számszerűsített negatív externáliák (1072 millió GBP/év) kétszeresen meghaladják a pozitív externáliákat (595 millió GBP/év), azonban, ha az indikatív jelleggel becsült használattól független és opcionális értékeket is hozzáveszik (1,2 milliárd GBP/év), akkor az arány a pozitív externáliák felé billen. A tanulmány kifejti, hogy a természeti tőkében okozott károkat vélhetően alulbecsülték. Módszertani szempontból megkérdőjelezzük a szerzőknek a használattól független értékekre vonatkozó számításait, ugyanis véleményünk szerint ez nem azonos azzal, hogy a felmérés során kapott egy főre jutó WTP-t (willingness to pay, fizetési hajlandóság) beszorozzuk a nem vidéki lakossággal is – mint ahogy Hartridge és Pearce (2001) tette. Különösnek találjuk azt is, hogy a negatív externáliák között a biodiverzitás és tájképi hatások mindössze 3,5 százalékot tettek ki (38 millió GBP/év). A

szerzők vizsgálataikat csak nemzeti szinten végezték, így a kapott értékeket sajnos nem fejezték ki hektárra vetítve. Hartridge és Pearce (2001) megállapítja, hogy a módszertani különbözőségek hatásait figyelembe véve a negatív externáliákra vonatkozó eredményük nagyságrendileg hasonló, mint Pretty és szerzőtársai (2000). Kijelentik továbbá, hogy az eredmények alátámasztják azok véleményét, akik szerint a tevékenységek igazolásakor a modern mezőgazdaságnak a környezeti szolgáltatásai többet nyomnak latba, mint az élelmiszertermelése (lásd használatától független értékek jelentősége).

II.3.2. A mezőgazdaság egyes hatásainak értékelése

Glebe (2007) a szakirodalmat feldolgozva, kvalitatív módszerekkel értékelve arra a következtetésre jut, hogy az intenzív termeléssel jellemzett modern európai mezőgazdaság összesített környezeti hatása negatív. Amennyiben az agrár-környezetvédelmi programokat megvalósítanánk, a szerző szerint van bizonyíték arra nézve, hogy a mérleg pozitívba fordulna. Megjegyezzük, hogy véleményünk szerint Glebe ezen vizsgálódása módszertanilag elég gyenge lábakon áll. Ez nem meglepő, hiszen nem alapkutatásról lévén szó, csupán a szakirodalomra támaszkodhatott (esettanulmányok feldolgozása), amely viszont igencsak hiányosnak mondható.

A peszticidhasználat környezeti hatására általánosan használt proxy változó az aktív hatóanyag tartalom, illetve a peszticidekre költött pénzek nagysága. Ez azt a feltételezést vonja maga után, hogy a környezeti kár közvetlenül arányos a felhasznált peszticid mennyiségével, függetlenül a kémiai összetevőktől. Brethour és Weersink (2001) megállapítja, hogy a károk mérésének és a monitoringjának költségessége miatt lehetetlen pontosan meghatározni a peszticid használat tényleges kárait. Ehelyett a károkat a környezeti és egészségügyi kategóriákra vonatkozó relatív kockázatban beálló változással mérik.

Az epidemiológiai nehézségek mellett további probléma, hogy a gyakorlati peszticid használat is szerteágazó, és gyorsan változik. Ebből következően a szakirodalomban fellelhető peszticidekkel kapcsolatos egységköltségek többsége fizetési hajlandóság vizsgálatra épül (MethodEx, 2007).

A peszticideknek való kitettség egészségügyi hatásait vizsgálták Páldy és szerzőtársai (1988a) négy tipikus mezőgazdasági községben Magyarországon. A szerzők megállapították, hogy a legtöbb peszticidet használó községben fordult elő a legtöbb peszticid mérgezés mind a növényvédő munkások, mind az általános lakosság körében. Páldy és szerzőtársai (1988b) az epidemiológiai szakirodalom áttekintetése során azt

találták, hogy a peszticideknek való kitettség mértékében a megbetegedések gyakorisága a legmagasabb a peszticidekkel dolgozó munkások körében volt. A relatív kockázat 5-6 körül volt, amely azt jelenti, hogy ötszörös-hatszorosa a megbetegedésük esélye egy átlagos állampolgárhoz képest.

Foster és szerzőtársai (1998) az élelmiszerekben található szermaradványokat, valamint a madárvilág biztonságával kapcsolatos aggodalmakat vizsgálták feltételes rangsorolással (contingent ranking). A fizetési hajlandóság eredmények azt mutatják, hogy egy kg peszticid kára 12 GBP (lásd Hartridge és Pearce, 2001).

Foster és Mourato (2000) feltételes rangsorolás felmérése azt mutatta, hogy egy átlagos brit háztartás 3 eurót fizetne évente egy peszticid eredetű megbetegedés elkerüléséért. Travisi és Nijkamp (2008) feltételes választás módszerrel végzett vizsgálatot, és azt találta, hogy egy átlagos észak-olasz háztartás 5,1 eurót fizetne évente ugyanezért. A szerzők ezek alapján éves szinten 1286 euróra becsülik egy átlagos olasz háztartás fizetési hajlandóságát azért, hogy minden egyes akut peszticid eredetű mérgezési esetet elkerüljenek (250 eset évente).

Egy 2000 fő megkérdezésén alapuló felmérés megállapította, hogy a peszticid használók 5%-a az elmúlt évben legalább egy tünet miatt orvoshoz fordult (Pretty és szerzőtársai, 2000). Pretty és szerzőtársai (2000) a gazdálkodók körében fellépő akkut hatásokat számszerűsítve azt találták, hogy a peszticidek externális költsége 8,6 GBP aktív hatóanyag kilogrammra vetítve (33 GBP/hektár). Az USA-ban 2,2 GBP, Németországban pedig 3,9 GBP a peszticidek externális költsége aktív hatóanyag kilogrammonként (lásd Pretty és szerzőtársai, 2001). A költségek döntő részét az ivóvizekbe kerülő szermaradványok okozzák.

Pimentel és szerzőtársai (1992) a közvetlen költségek mellett a közvetett károkat is megkísérelték megbecsülni. A tanulmány eredményei alapján az USA-ban a peszticidek használatának éves környezeti és társadalmi költségei meghaladták a 8 milliárd dollárt (lásd 3. táblázat). Ez nagyjából 16 dollárt tett ki peszticid kilogrammonként (nem aktív hatóanyag). A szerzők kijelentik, hogy amennyiben a teljes környezeti és társadalmi költségek mérhetők lennének, a kár jelentősen meghaladná a becslésüket. Megállapítják továbbá, hogy a 8 milliárd dollárból hozzávetőlegesen 5 milliárd az externális költség.

3. táblázat A peszticidek évente felmerülő teljes környezeti és társadalmi kárának becslése az USA-ban

Költség kategória	Millió USD/év
Emberek egészségére gyakorolt hatások	787
Háziállatok elhullása és károsodása	30
Kártevők természetes ellenségeinek pusztulása	520
Peszticidekkel szembeni ellenállóképesség (rezisztencia) miatti kár	1400
Méhelhullás és az elmaradt beporzás veszteségei	320
Termény veszteség	942
Halászzattal, halállománnyal kapcsolatos veszteségek	24
Madárállományban okozott károk	2100
Talajvíz szennyeződés	1800
Kormányzati intézkedések a károk elhárítására	200
Összesen	8123

Forrás: Pimentel és szerzőtársai (1992, 757.o.)

A tanulmány – véleményünk szerint – önkényesen állapítja meg többek között a madárállományban bekövetkező károk nagyságát. Pimentel és szerzőtársai (1992) úgy számoltak, hogy az évi 67 millió elpusztult madár értékét egyenként 30 dollárnak veszik, és így kapják meg a több mint 2 milliárd dollárt. A 30 dolláros érték a vadászok egy kilótt madárra jutó ráfordításaiból (216 USD/madár), a madarászok kiadásaiból (0,4 USD/madár), és a vadon engedett madarak felnevelési költségeiből (800 USD/madár) áll össze „valahogy”, de hogy hogyan, azt a szerzők nem részletezik. Tegtmeier és Duffy (2004) Pimentel és szerzőtársai (1992) alapján készített becslése szerint a peszticidek használata az emberi egészségben egy hektár szántóföldre vetítve évente 5,98 USD költséget okoznak, amely 2,26 dollárnak felel meg aktív hatóanyag kilogrammonként. Hangsúlyozzuk, hogy ebben az értékben csupán a peszticid kitettségére visszavezethető mérgezéseket és halálokat vették figyelembe.

Több peszticid neurotoxikus hatású, ennél fogva Rabl (2006) az ólommal (Pb) és a higannyal (Hg) való analógiát alkalmazta, ugyanis ezeknek a neurotoxikus szennyezőanyagoknak a fajlagos környezeti költségére már létezik becslés. A peszticidek referencia dózisa egy vagy két nagyságrenddel kisebb lehet, mint a higanyé, vagy az ólomé. $1,0E-04$ beviteli hányadot (intake fraction) alapul véve Rabl az ólom és a higany szennyezés analógiájára úgy vélekedik, hogy a peszticidek környezeti költsége 60 euró/kg nagyságrendű lehet. A bizonytalanság ugyanakkor különösen nagy, az érték lehetséges intervalluma a szerző szerint túlmutathat a 6 és a 600 euró/kg közötti tartományon.

Több tanulmány Hanley (1991) fizetési hajlandóság vizsgálatára hivatkozik az ivóvízben levő nitrát értékelésével kapcsolatban. Hanley azt találta, hogy 12,97 GBP/háztartás/év volt a fizetési hajlandóság Kelet-Anglia egy részén. Hartridge és Pearce (2001) megállapítják ugyanakkor, hogy a Hanley által használt szennyezettségi szint (50 mg/liter alá csökkentése) viszonylag ritkán fordul elő. Crutchfield, Cooper és Hellerstein (1997) az USA-ban azt vizsgálták, hogy a megkérdezettek mennyit lennének hajlandók fizetni egy olyan hipotetikus vízszűrőért, amely megszüri és lecsökkenti a nitrátot az EPA által biztonságosnak tartott szintre. A válaszadó háztartások havonta 45-60 dollárt lettek volna hajlandók fizetni. Az ivóvíz teljes nitrátmentesítése 45-70 dollárt ért volna meg nekik. Ezzel kapcsolatban felvetődhet ugyanakkor, hogy kell-e, vagy érdemes-e a teljes nitrátmentesítésre törekedni? A Balaton vízminőség-javításának értékelése során Mourato és szerzőtársai (1999) azt találták, hogy a fizetési hajlandóság a megkérdezettek éves nettó jövedelmének körülbelül 1%-át jelenti.

A talajjal kapcsolatos környezeti és gazdasági károkat számszerűsítettek Pimentel és szerzőtársai (1995). Világviszonylatban vizsgáldták, így a becslések számunkra nem relevánsak, mindazonáltal az erózióhoz kapcsolódó (*in situ* és *ex situ*) költségeket szignifikánsnak minősítették, és 5,24-re becsülték az USA-ban a haszon/költség arányt (azaz több mint ötször akkora a talajerózió elleni védekezés haszna, mint költsége).

Glebe (2007) az irodalom feldolgozása során mindösszesen 4 kutatást talált, amely a tájképre gyakorolt hatást helyi szinten vizsgálja, és ezek mellett még további kettőt, amely nemzeti szinten értékeli a tájképhez kapcsolódó társadalmi értéket. Az Eurobarometer felmérések (EC, 2004, idézi Baylis, 2008) azt mutatják, hogy a válaszadók következetesen magas értéket tulajdonítanak a megművelt tájnak. Hackl és Pruckner (1997, idézi Baylis, 2008) a vidékre látogató turisták fizetési hajlandóságát vizsgálták Ausztriában, és azt találták, hogy a fizetési hajlandóságuk magasabb, mint az agrár-környezetvédelmi kifizetések. Pruckner (1995) egy másik cikkében az előbbi 1991-es felmérést bemutatva leírja, hogy az Ausztriába látogató turisták 9,2 ATS-t (medián: 3,5 ATS) fizetnének naponta fejéenként a mezőgazdasági tájfenntartás hozadékaiért. Drake (1992) feltételes értékelés felmérése arra irányult, hogy meghatározza Svédországban a mezőgazdasági tájkép megőrzésével kapcsolatos fizetési hajlandóságot. Az 1986-os eredmények szerint a svédek 541 svéd koronát (78 euró) lennének hajlandók évente átlagosan fizetni fejéenként, vagy másképp kifejezve 975 svéd koronát (140 euró) fizetnének évente hektáronként. A fizetési hajlandóság függ a földhasználatától és a terület elhelyezkedésétől. A szerző ezek tükrében

kijelenti, hogy a támogatásokat hektárra vetítve, semmint ártámogatás formájában kellene meghatározni.

II.3.3. A biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelése

A Millenium Ecosystem Assessment (2005, 6.o.) megállapítja, hogy „a javuló értékelési módszerek, és az ökoszisztéma szolgáltatásokról rendelkezésre álló egyre több információ rávilágít arra, hogy, ugyan a biodiverzitás csökkenésével, illetve az ökoszisztéma megváltozásával járó tevékenységek sokak számára kifizetődőek, az ezzel járó társadalmi károk ezt gyakran meghaladják”.

Warren, Lawson és Belcher (2008) ismertetik, milyen kísérletek történtek eddig a természet-megőrzési érték (mi ezt a biodiverzitás értékének nevezzük) megállapítására. Christie és szerzőtársai (2006) fizetési hajlandóság vizsgálatot alkalmaztak. Más megközelítések aszerint rendelnek gazdasági értéket a mezőgazdasági élőhelyekhez, hogy azok milyen ökológiai funkciókat látnak el, és mit szolgáltatnak a társadalom számára, illetve mennyibe kerül egy élőhely eredeti környezeti állapotának és funkcióinak helyreállítása (e.g. Randall, 2002). Fontosnak tartjuk Christie és szerzőtársai (2006) irodalomfeldolgozásra alapozott megállapítását, miszerint a kutatások többsége nem kísérli meg felmérni a biodiverzitás változatosságának értékét, csupán egy természeti erőforrás (egy faj, élőhely, esetleg egy ökoszisztéma szolgáltatás) értékelésére szorítkozik. Nem egyértelmű, hogy az egyes természeti erőforrások értékelésére irányuló fizetési hajlandóság vizsgálatok egyúttal értékelik-e a biodiverzitást magát is? A résztvevők nagy mennyiségű új információval való leterhelésének és összezavarásának elkerülésére Christie és szerzőtársai (2006) vetített prezentációt (power point) használtak. A szerzők az antropocentrikus (pl. karizmatikus, ritka) és az ökológiai (pl. esernyőfajok, kulcsfajok) fogalmak értékelését tűzték ki célul, azonban nem jutottak sokkal messzebbre, mint annak megállapítása, hogy „úgy tűnik, a lakosság a legtöbb jellemzőt (attribute) értékeli” (im., 315.o.). A feltételes választás módszerével vizsgált fizetési hajlandóság becslés mellett értékelő workshop-ot (valuation workshop) is tartottak, aminek kapcsán azt találták, hogy a többlet beszélgetések hozzájárultak a résztvevők biodiverzitással kapcsolatos ismereteihez, amely következtében a fizetési hajlandóságukat pontosabban tudták kifejezni. Ugyanakkor a többlet ismeret nem változtatta meg szignifikánsan a WTP-t. Az agrár-környezetvédelmi scenárióra (táblaszegélyek meghagyása, csökkentett peszticid és műtrágya használat) elvégzett feltételes értékelés felmérés azt mutatta, hogy átlagosan 74,24 GBP-t lennének hajlandók a megkérdezett háztartások éves adóemelkedés formájában ezért fizetni.

Macmillan és szerzőtársai (2002) egy feltételes értékelést hasonlítottak össze az általuk market stall-nak nevezett módszerrel. Az utóbbi tulajdonképpen egy Tanácskozó Monetáris Értékelés (lásd később) a vadludakkal kapcsolatos pénzügyi értékelésre vonatkozóan. Ezt a módszert ugyan csak később mutatjuk be, azonban úgy gondoljuk, a felmérés eredményei a módszer pontos bemutatása előtt is értelmezhetők. Macmillan és szerzőtársai (2002) felmérésében a hat tanácskozó fórum során összesen 52 fő vett részt a DMV-ben, míg 251 fő a feltételes értékelésben. A DMV-ben résztvevők fizetési hajlandósága mintegy három és félszer alacsonyabb volt (mindenképpen fizetne 4,5 GBP/háztartás/év, valószínűleg fizetne 8,8 GBP/háztartás/év), szemben az egyéni lekérdezéssel (mindenképpen fizetne 15,2 GBP/háztartás/év, valószínűleg fizetne 23 GBP/háztartás/év). A kutatók vizsgálták azt is, hogy a kifejtett WTP-ben a válaszadók mennyire voltak bizonytalanok, és azt találták, hogy sokkal biztosabbak voltak a választott WTP-jükben azok, akik csak a feltételes értékelésben vettek részt, mint azok, akik részt vettek a DMV-ben. Megjegyezzük, hogy úgy tűnik, a szerzők relatíve tanácstalanok az eredmények értelmezésében.

Desaigues és Ami (2001) eredményei azt mutatják, hogy átlagosan 137 francia frankot fizetnének a helyi lakosok a Garrone folyó ártéri biodiverzitásának helyreállításáért. Mivel a feltárt érték inkább adományozási attitűddel jellemezhető, ezért a szerzők ezt egy minimum társadalmi haszonnak értelmezik, azaz ez egy „nem bánom” összeg²⁵ a lakosság szemében.

Nunes, van den Bergh és Nijkamp (2003) a feltételes értékelés szakirodalom feldolgozása során azt találták, hogy a bizonytalanság nagyon magas, mindazonáltal egy faj értéke 5-126 USD között, míg több faj értéke 18-194 USD között mozgott.

A NEEDS projekt (2006) élőhely helyreállítási költség módszert fejlesztett ki. A területhasználat változás és a légszennyező anyagok (SO_x, NO_x és NH₃) kárai következtében potenciálisan eltűnő hányadot (potentially disappeared fractions, PDF) értékelték a helyreállítási költséggel. Ez alapján Magyarországon egy intenzív szántónak a biodiverzitásra vonatkozó externális költsége, ha például erdei biotóppá kívánnánk alakítani, 3,94 euró lenne PDF-enként és m²-enként.

Spash és szerzőtársai (2006) Skóciában azt vizsgálták, hogy egy meglévő vízerőmű átalakításával a biodiverzitásra gyakorolt kedvező hatást (vizes élőhely) hogyan értékelik a megkérdezettek. A kutatás vezéreleme a szociálpszichológiára épülő elmélet volt (Theory of Planned Behavior), amelynek segítségével jelentősen megnövelték a modell magyarázó erejét. Míg a szokásos társadalmi-demográfiai változókra épülő modell magyarázó ereje csupán 22% volt (adj. R² = 0,22), addig a deontológikus etikát és a szociálpszichológiai változókat is magában foglaló modell már 57%-ot magyarázott (adj. R² = 0,57). Figyelemre

²⁵ no regret lump sum

méltó, hogy a következményelvű és deontológikus etikai változókra épülő modell magyarázó ereje (adj. $R^2 = 0,23$) önmagában közel azonos volt a társadalmi-demográfiai változókra épülő modellel. Az etikai változók szignifikáns hatása a WTP-re „eltér a standard közgazdasági elmélettel magyarázhatótól” (Spash és szerzőtársai, 2006, 4.o.). A deontológikus etikával jellemezhetőnek²⁶ volt a legmagasabb az átlagos fizetési hajlandóságuk (10,6 GBP), ugyanakkor nekik a standard közgazdaságtan szerint protestálniuk kellett volna. A szerzők ezek alapján megállapítják, hogy „a fizetési szándék nem interpretálható könnyen a környezetben beálló változás piaci áráként, vagy közgazdasági jóléti mértékként” (Spash és szerzőtársai, 2006, 8.o.).

²⁶ A szerzők meghatározásában: strong species rights position. Megjegyezzük, hogy Zsolnai (2001, 95.o) a *rights-based ethics*-et a jogok figyelembevételén alapuló etikai elméletekként határozza meg.

III. A biodiverzitásra gyakorolt hatással kapcsolatban alkalmazható környezetértékelési módszerek kritikai elemzése

Sokatmondó Lampkin (1997) vizsgálódása, aki az ökológiai és a hagyományos tejtermelés környezeti hatásait hasonlította össze (lásd Warren, Lawson és Belcher, 2008). Amíg csupán néhány környezeti hatást vont be az értékelésbe (energiafelhasználás), addig a hagyományos technológia bizonyult jobbnak. Azonban, amikor a műtrágyaelőállítás (takarmánytermeléshez) energiamérlegét is bevonta a képbe, az ökológiai végzett előrébb. Az élelmiszerek utazásával kapcsolatos környezetterhelés (food miles) értékelése megint változtatott a rangsoron, és így tovább. Ezek miatt fontosnak tartjuk, hogy a lehető legteljesebb mértékben figyelembe vegyük az összes környezeti hatást. Amennyiben egyes hatások nem kerülnek értékelésre, úgy az „összkép” jelentősen torzulhat. Több szerző is csupán egyes hatásokat értékel, és ezek alapján próbál következtetéseket levonni (lásd II.3. fejezet). Azonban véleményünk szerint ez hibás következtetésekhez vezethet, a részeredmények koránt sem biztos, hogy az összhatas eredményével azonos irányba mutatnak.

A többfunkciós mezőgazdaság monetáris értékelésekor Randall (2002) egyértelműen a feltárt preferencia (stated preference) módszerek mellett teszi le a voksot. Felvázol két értékelési stratégiát, amikor is a mezőgazdaság többfunkciós teljesítményét kontinentális méretekben lehet értékelni. Mi, jelen keretek között, az erőforrásaink korlátozottsága miatt egyiket sem tudjuk megvalósítani, vállalkozásunkat leginkább két gazdaságon keresztül tudjuk bemutatni. Mindazonáltal megfontolandónak tartjuk Randall figyelmeztetését, miszerint a mezőgazdaság funkcióinak külön-külön történő értékelése nem ugyanaz, mintha egy helyen aggregáltan értékelnénk az összes komponenst.

Randall (2002) figyelmeztet arra is, hogy amennyiben nem sikerül a „zöld árak” szintjét pontosan beállítani, úgy az jólétvesztést és kereskedelem torzítást eredményezhet. A szerző zöld árak alatt a mezőgazdaság többfunkciós teljesítményéhez kötődő mezőgazdasági kifizetéseket (támogatásokat) érti. Álláspontja szerint az erőforrások elosztása és a jólét rosszabbodni fog, amennyiben ezek a kifizetések olyan értékeléseken alapulnak, amelyek nagyban hibásak és pontatlanok. A jóléti veszteség abból adódhat, hogy a mezőgazdaság túl sok többfunkciós szolgáltatást állít elő, azaz például túlzott lesz a környezet védelme. A kereskedelemtorzítás lehetőségét pedig – leegyszerűsítve – a csökkenő világpiaci árakkal jellemzi. Ugyan mindkét lehetőséget elképzelhetőnek tartjuk, azonban a következményeket nem tartjuk veszélyesnek. Úgy gondoljuk, hogy a világ nem arrafelé halad, hogy a természet (és a kultúra stb.) túlzott előtérbe helyezése jelentene kockázatokat (lásd e.g. Millennium Ecosystem Assessment, 2005), és megkérdőjelezzük a

szabad kereskedelem mindenek felett való mivoltának jogosságát is (a szabad kereskedelem biodiverzitásra gyakorolt hatásáról lásd pl. Alam és Quyen, 2007).

III.1. A teljes gazdasági érték és etikai vonatkozásai

Felmerülhet az a kérdés, miért kell védeni a természetet, illetve milyen természetet tartunk kívánatosnak? Erre a kérdésre Norton (1987) négy pontban foglalta össze a választ; gazdasági antropocentrikus, gazdasági nem-antropocentrikus, morális és esztétikai okokból kifolyólag. A David Pearce nevéhez köthető teljes gazdasági érték elmélete ennél kifinomultabban közelíti meg a kérdést. A természeti környezet gazdasági értékének osztályozása során Marjainé Szerényi (2000, 23.o.) szavaival megfogalmazva „az értékelés alapja az értékelő, az ember és az értékelt jószág között fennálló hagyományos kapcsolat”. Többféle magyarázatot létezik arra, hogy az egyének miért tulajdonítanak értéket a környezeti javaknak. Marjainé Szerényi (2000, 23.o.) megfogalmazásában az „értékek aggregátumát felfoghatjuk az ún. teljes gazdasági érték fogalmaként”.

A teljes gazdasági értéket azért tartjuk vizsgálódásunk szempontjából különösen hasznosnak, mert képes a használattal összefüggő és a használattól független (passzív) értékeket is kezelni, így teljes képet tud nyújtani a gazdasági értékekről (lásd Pearce és Turner, 1990). Ugyanakkor – mint később látni fogjuk –, vannak olyan értékek, amelyek kívül esnek ezen a rendszeren. Amennyiben a belső, önmagában rejlő, belülről fakadó értéket is vizsgáljuk (III.1.1.), úgy ki kell lépni a teljes gazdasági érték keretei közül. Randall (2002) hangsúlyozza, hogy többféle módszer létezik az értékek teljességének vizsgálatára, és a teljes gazdasági érték csupán gazdasági szempontból fogja át széleskörűen az értékek teljességét.

A teljes gazdasági érték a használattal közvetlenül összefüggő értékekből²⁷ (pl. termények, madarászat, horgászás), a használattal közvetetten összefüggő értékekből²⁸ (ökoszisztéma szolgáltatások: pl. beporzás, tiszta víz, talajtermékenység), a választási lehetőség értékéből²⁹, a használattól független értékekből (létezési³⁰, örökhatási³¹, altruista³²) és a

²⁷ Use value

²⁸ Non use values, vagy más néven Passive use values

²⁹ Opcionális kereslet az erőforrás jövőbeli élvezése lehetőségének fenntartására

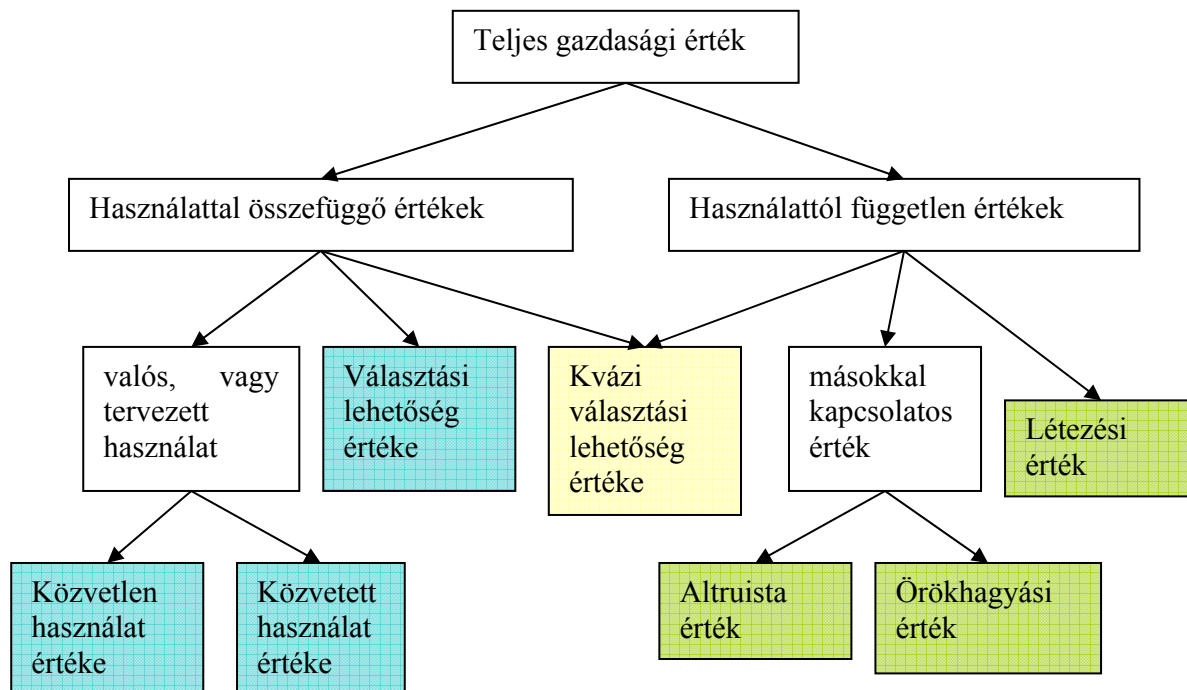
³⁰ Bizonyos környezeti javak (fajok) pusztá léte, fennmaradása hasznosságának értéke.

³¹ A környezeti javak jövő generációk részére történő megőrzésének saját magunk számára képviselt hasznosságának értéke.

³² A környezeti javak jelen generáció más tagjai számára történő megőrzésének saját magunk számára képviselt hasznosságának értéke.

kvázi választási lehetőség értékéből³³ áll össze (lásd 3. ábra). (A teljes gazdasági értékről lásd többek között Pearce és Turner, 1990; Marjainé Szerényi, 2005, DEFRA, 2007, Nijkamp és szerzőtársai, 2008, Vatn és Bromley, 1994.)

3. ábra A teljes gazdasági érték



Forrás: Marjainé Szerényi (2005), ill. DEFRA (2007) alapján

Az ökoszisztémához kapcsolódó szolgáltatásokat/javakat sokszor természetesnek vesszük, nem is veszünk tudomást létezésükről. Az ökoszisztéma szolgáltatásoknak lehet használattal összefüggő értéke is, mert az egyes szolgáltatásokat tudjuk definiálni, körül lehet írni, valamennyire le lehet határolni.³⁴ Ugyan a használattal közvetetten összefüggő értékekkel, azaz a közvetett ökoszisztéma szolgáltatásokkal a későbbiekben fogunk foglalkozni, úgy gondoljuk, érdemes ezekre itt is kitérni, hiszen ez a terület viszonylag újkeletű a környezetértékelésben. Az ökoszisztéma szolgáltatások meghatározásához nézzük Daily (1997, 3.o.) körülírását, amely szerint „az élőlényközösségek szolgáltatásai

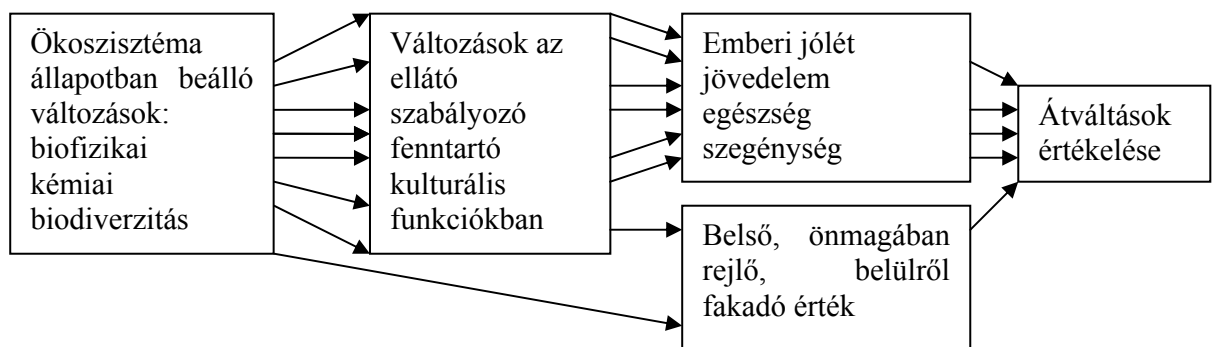
³³ Megjegyezzük, hogy a kvázi választási lehetőség értékét néhány szerző máshova sorolja. A kvázi választási lehetőség értéke arra vonatkozik, hogy a jövőben tudásunk és ismereteink bővülésével nyilvánvalóvá válhatnak olyan dolgok, amelyeket most még homály burkol.

³⁴ Felmerülhet a kérdés, mi van abban az esetben, ha egyre több ökoszisztéma szolgáltatást „fedezünk fel”? Az újnak is értéke lesz, és ezáltal az ökoszisztéma értéke is nő? Az értékelt dolgok halmazába csak az kerülhet be, amit már ismerünk. Ezt támasztja alá Fromm (2000) jellemzése arról, hogy több tényezőt a közgazdaságtan egészen a közelmúltig irrelevánsnak tekintett. A kikapcsolódási érték (recreation) az utazási költség kifejtésével ('60-as évek), a létezési érték 1967-től, a gyógyszeripari felhasználások értéke (bioprospecting) a '70-es évek végétől, és a szén illetve nitrogén körforgás a '70-es évek elejétől vált értékelhetővé.

olyan folyamatok és állapotok, melyeket maguk a közösségek vagy bizonyos fajaik hoznak létre”. Ezen ökoszisztéma szolgáltatások közül egyesek nélkülözhetetlenek az emberi élethez, mások gazdagítják azt, biztosítják továbbá többek között az alapanyagok (élelem, faanyag, ipari alapanyagok, gyógyszer-alapanyagok) folyamatos elérhetőségét. A szerző megfogalmazásában az élőlények szolgáltatásai (ökoszisztéma szolgáltatások) lényegében létfenntartó funkciók (tisztítás, anyag-visszaforgatás stb.), de ezeken felül sok, „kevésbé megfogható esztétikai és kulturális értéket is magukban foglalnak” (Daily, 1997, 3.o.). Az ökoszisztéma szolgáltatások terén de Groot, Wilson és Boumans (2002) négy fő funkciót neveznek meg: szabályozó funkciók (azok a szolgáltatások, amelyek fenntartják a nélkülözhetetlen ökológiai folyamatokat, mint amilyen az éghajlat-szabályozás, a talajképzés vagy a beporzás), élőhely funkciók (menedékek, illetve szaporodási helyek biztosítása), termelési funkciók (lényegében a közvetlen materiális javakat adják; élelmet, energiát, alapanyagokat és genetikai állományt), és információ funkciók (esztétikai élvezetet, rekreációs hasznot, kulturális és spirituális értéket jelentenek, illetve hozzájárulnak a tudomány és az oktatás munkájához).

A biodiverzitás, az ökoszisztéma szolgáltatás funkciók és az értékelés viszonyát mutatja be a 4. ábra. Az ökoszisztéma változások módosítják az egyes funkciókat, amely hat az emberi jólétre, és végül az értékelésre. Az ökoszisztéma változások a belső, önmagában rejlő, belülről fakadó értéken (lásd később III.1.2.) keresztül közvetlenül is hatással vannak az értékelésre.

4. ábra A biodiverzitás, az ökoszisztéma szolgáltatások és az emberi jólét közötti kapcsolat feltérképezése



Forrás: Markandya és szerzőtársai (2008, 3.o.)

A használatától független értékek miatt a biodiverzitás esetében különösen igaz az, hogy az érintett egyének száma nem szorítkozik az adott terület lakosságára, hanem nagyobb

léptékű, esetenként globális érintettségéről kell beszélnünk (vö. Nijkamp és szerzőtársai, 2008).

A következő alfejezetben látszólag kitérőt teszünk az etikai megfontolások vizsgálatával, azonban a második alfejezettel visszakanyarodunk a teljes gazdasági értékhez.

III.1.1. Etikai megfontolások

Amartya Sen (1982) óta tudjuk, hogy az egyéni haszon maximalizálására törekvő racionális aktor modelljére épülő gazdasági elmélet nem állja meg a helyét. Sen meggyőzően érvel arra vonatkozóan, hogy az önérdékkövetés feltételezése, és az erre épülő kinyilvánított preferenciák módszere (revealed preference), a racionális választás (rational choice) az elméletet ugyan belülről konzisztensé teszi, de a mindennapi viselkedéseket nem képezi le jól, azaz túlságosan korlátozott. A szerző bevezeti az „elkötelezettség” (commitment) fogalmát, amely arra utal, hogy ebben az esetben az egyéni választás (cselekedet) független az egyén saját jólétére gyakorolt hatásától. A Sen-féle „elkötelezettség” alapvetően morális alapokon nyugszik. Az „elkötelezettség” legfontosabb megnyilvánulási területe a közjavakhoz kötődik.

Glasser (1999) három fő kategóriába sorolja a környezettel kapcsolatos etikai hozzáállásokat: emberközpontú (humanism, illetve a mi szóhasználatunkban antropocentrikus), etikai kiterjesztett antropocentrikus (ethical extensionism, illetve a mi szóhasználatunkban kiterjesztett antropocentrikus) és erős nem-antropocentrikusság (strong non-antropocentrism, illetve a mi szóhasználatunkban ököcentrikus). Glasser tipologizálása szerint az *antropocentrikus* megközelítés azt takarja, hogy a természetnek nincs független erkölcsi értéke, és a természetet úgy közelíti meg, mint ahonnét javak és szolgáltatások áramlanak az emberek felé. A természetnek csak addig van értéke, amíg az hatással van az emberek eszményeire és érdekeire. A szerző szerint a közgazdászok az örökhagyási érték (bequest value) „kifejlesztése” révén kísérelték meg a jövő generációt is felruházni egyfajta morális alappal. A kiterjesztett antropocentrikus hozzáállás ennél Glasser szerint annyival megy tovább, hogy bizonyos fajokat (elsősorban azokat, amelyeknek az emberekkel viszonylag sok közös jellemzője van) felruház morális alappal (lásd még Pearce és Turner, 1990). Az *ököcentrikus* megközelítés abból indul ki, hogy az ökoszisztémáknak, a fajoknak és az egyes élőlényeknek a folyamatos létezése és virágzása önmagában jelentős értéket képvisel a világban. A nem-humán élőlények erkölcsi alapja független az emberi jólétre gyakorolt hatástól. A természetnek tehát önmagában is van értéke (intrinsic value). Pearce és Turner (1990) megfogalmazásában az ököcentrikus értékrend nem csak a nem-humán egyedeket, hanem a nem-humán rendszereket is felruhazza morális joggal. Glasser (1999)

jellemzésében ezek a biogeofizikai rendszer értékek akkor is léteznének, ha az emberiség nem létezne. Az emberiségnek ennél fogva nemcsak a természeti erőforrások felhasználásának hatékonyságára kell figyelnie, hanem tiszteletet és önmegtartóztatást is kell tanúsítania. Az emberiség felelőssége a természet megóvása még abban az esetben is, ha ez konfliktusba kerül az emberek személyes igényeivel, illetve akkor is, ha ez jelentős hasznosság veszteséggel jár. (Az ököcentrikus megközelítéssel kapcsolatban lásd még Naess, Leopold, Rodman, Rolston és Taylor munkásságát.) Ezen a morális alapon nyugszik az 1973-as Veszélyeztetett Fajok Törvénye az USA-ban (US Endangered Species Act). A világon egyedülálló módon Ecuador 2008-ban elfogadott Alkotmánya kimondja, hogy a természetnek elidegeníthetetlen joga van a létezésre, életfolyamatainak, struktúrájának, funkcióinak és evolúciós folyamatainak fenntartására. Véleményünk szerint a két világnézet (antropocentrikus és ököcentrikus) közötti alapvető különbség tehát abban rejlik, hogy *vajon van-e a természetnek önmagában rejlő értéke*. Ez húzódik meg Glasser fejtegetése mögött is.

Blamey és Common (1999) a környezetértékelés vizsgálata során több szerzőre támaszkodva felveti, hogy az etikai megfontolások nem csak az embereket illethetik meg, hanem az állatokat, a növényeket (néhány esetben a nem élő entitásokat) is, azaz nekik is jár a morális alap. A szerzők cikkükben az altruista megfontolások szerepét hangsúlyozzák. Randall (1986) az altruizmus három tárgyát különbözteti meg: filantropikus indíttatás (ugyanazon generáció más tagjai felé irányuló), örökhagyási indíttatás (jövő generáció felé irányuló), és q-altruizmus (élőlények, azaz nem emberek felé irányuló) (lásd Blamey és Common, 1999). A q-altruizmus, úgy véljük, gyakorlatilag megfeleltethető az ököcentrikus értékrendnek.

Az etikai indíttatásokat Blamey és Common (1999) két kategóriára osztja. Az egyik az elosztási, a másik az eljárásbeli igazságosságokra vonatkozik. Minket elsősorban az elosztási igazságosságok érdekelnek, amelyekre a szerzők a következő példákat hozzák fel: jelenlegi és jövő generációk hasznai, más élőlények hasznai, a természetvédelem használdozat költsége, a természetvédelem pénzbeli költsége. Az eljárási igazságosságokra vonatkozó etikai indíttatások közül a pénzbeli értékelés elfogadhatóságát emeljük ki.

A *deontológikus etika* szerint bizonyos cselekedetek megvalósítása korlátozva van, tekintet nélkül arra, hogy az adott cselekedet akár növelhetné a társadalmi jólétet. Morális okokból nem szabad például ölni, de ilyen lehet a fajok kiirtása, vagy a környezet egységének megbontása is. Vannak tehát helyes és helytelen cselekedetek. A *következményelvű* (konzekvencialista) megközelítéssel szemben, amely a cselekedet milyenségét a

következmények értékelésén keresztül vizsgálja, a deontológikus értékelési mód a cselekedet milyenségét aszerint ítéli meg, hogy az mennyiben van összhangban a fennálló szabályokkal, normákkal. Zsolnai (2001, 51.o.) megfogalmazásában „nem a következmények alapján, hanem értékelve szerint ítéli meg az egyes cselekvési változatok értékét”. Elfogadhatatlan lehet egy régóta szükséges kórház felépítése, amennyiben az veszélyeztetett fajok elpusztításával jár (lásd még O'Neill és Spash, 2000; Blamey és Common, 1999; Glasser, 1999; Gelso és Peterson, 2005; Sagoff, 1998; Schultz és Zelezny, 1999). A 4. táblázatban Gelso és Peterson (2005) nyomán összefoglaltuk a kutatásunk szempontjából releváns értékrendeket, etikákra visszavezethető attitűdöket és néhány jellegzetességüket. Az antropocentrikus értékrend alapján csak az emberekre ható következmények számítanak. A kiterjesztett antropocentrikus értékrend szerint már bizonyos élőlények is számítanak. Az ököcentrikus értékrend szerint az egész ökoszisztéma számít, bizonyos cselekedetek pedig nem megengedhetőek. Az antropocentrikus hozzáállást jól jellemzi Fromm (2000, 303.o.) megközelítése, amely szerint „a biodiverzitást úgy kell tekinteni, mint egy eszközt, ahol a megőrzésére irányuló erőfeszítések beruházások, míg a megőrzés elhanyagolását a beruházások elmaradásának kell tekinteni, amely az értékes szolgáltatások csökkenéséhez, végső soron gazdasági kárhoz vezet.”

4. táblázat Értékrendek és néhány jellegzetességük

	Humanista	Természetközpontú
Következményelvű etika	<i>Antropocentrikus</i> ○ neoklasszikus közgazdaságtan ○ utilitarianizmus	<i>Kiterjesztett antropocentrikus</i> ○ értelmes vagy érző lények elismerése
Deontológikus etika		<i>Ököcentrikus</i> ○ belső, önmagában rejlő, belülről fakadó érték ○ lexikografikus preferenciák

Forrás: Gelso és Peterson (2005) nyomán saját táblázat

Spash (2006) azt vizsgálta, hogy a bioszférikus³⁵, altruista, és az egoista motivációk milyen kapcsolatban vannak az általa „élőlények jogait valló-nak” nevezett, azaz a deontológikus, illetve másik oldalon a következményelvű etikával. A felmérés során nem igazolódott az – előzetesen elvárt – kapcsolat a következményelvű etika és az egoista értékrend között,

³⁵ Bioszférikus értékrend (biospheric) lásd: az egyén cselekedetei és morális alapelvei túlnyúlnak az emberiségen (humanity) és kiterjednek más fajokra, helyekre és a bioszférára magára.

ugyanakkor a szerző igazolta az élőlények jogait valló hozzáállás és az altruizmus, illetve a bioszférikus értékrend közötti társítást.

Érdekes megvizsgálni, hogyan alakul az ököcentrikus elveket vallók aránya a társadalomban. Glasser (1999) szerint egyre nagyobb azon közvéleménykutatások száma, amelyek tanúsítják, hogy a hétköznapi emberek növekvő többsége úgy tekint a természeti környezetre, mint amelynek önmagában is van értéke, azaz „neki” is jár a morális alap. Spash (2006) egyesült királyságbeli vizsgálatait azt mutatják, hogy az élőlények elidegeníthetetlen jogait vallók³⁶ 21%-ot képviseltek, míg egy további 16 százalék ugyanezen vélekedését extrém költségek felmerülése esetén már nem tartaná fenn. Felvetődhet, hogy többen ugyan ököcentrikus nézeteket vallhatnak, de a mindennapi döntéseikben ez nem nyilvánulhat meg, mert túl hosszúak és áttekinthetetlenek a termelési és fogyasztási döntések résztvevői közötti távolságok. Mivel nem egyértelmű az egyéni döntések következménye az ökoszisztémára nézve, túl elnyújtottak a láncok, így az egyének nem szembesülnek döntéseik következményeivel (lásd Princen, 1997).

Az etikai megfontolásokkal kapcsolatos iménti áttekintés alapján megfontolandónak tartjuk azt a gondolatsort, hogy a biodiverzitás, illetve az ökoszisztéma szolgáltatások nem csak nekünk, az emberiségnek fontosak, hanem a rendszer működéséhez is kellenek. Az ember értékítélete ilyen szempontból nem releváns. Az emberiség dönthet az egyes részek fontosságáról azzal például, hogy a szűnyog nem kell, de a katica igen, vagy a gaz csúnya, de a pázsit szép. Egyes karizmatikus fajokat, mint amelyek például gyorsak, vagy szépek, magasra értékelhetünk, holott ezek a tulajdonságok ökológiai szempontból lehet, hogy nem is túl fontosak (lásd Christie és szerzőtársai, 2006).

A teljes gazdasági értékkel szemben megfogalmazható egy másféle értékszemlélet is. Mint azt korábban láttuk, az ököcentrikus nézeteket vallók önmagában rejlő, belülről fakadó értéket tulajdonítanak a természetnek, az élőlényeknek. A belső érték (angolul: intrinsic, vagy inherent value) a szóban forgó jószág/fogalom önmagában rejlő értéke, az érték maga belülről fakadó. Ezen értéktípus különösen a környezeti javak esetében releváns. Zsolnai (2001, 53.o.) alapján a környezeti etika abból indul ki, hogy „minden élő dolog önértékkel bír, függetlenül az ember számára való hasznosságától”. Ezt a továbbiakban belső, önmagában rejlő, belülről fakadó értéknek nevezzük. Pearce és Moran (1994) szerint ennek az értéknek fontos tulajdonsága, hogy független az emberek preferenciájától. Ennélfogva a belső, önmagában rejlő, belülről fakadó érték kívül esik a teljes gazdasági érték fogalmán (lásd Nijkamp és szerzőtársai, 2008). Pearce Turner-el, illetve Bateman-el egy másik

³⁶ Lásd ököcentrikus értékrend

publikációban (Turner, Pearce és Bateman, 1993) „elsődleges értéknek” nevezi ugyanezt, szembeállítva a használattal összefüggő és a használattól független értékekkel, mint „másodlagos értékekkel” (lásd Marjainé Szerényi, 2005b, 23.o.).

Ezt az értéket természetéből fakadóan alapvetően másként kell megközelíteni, mint a teljes gazdasági érték fogalmi keretein belül eső többi értéket. Pearce és Turner (1990, 234.o.) szerint ezt az értéket csak intuitív szinten tudjuk igazolni, esetleg „szakértői ítélettel” lehet alátámasztani. A szerzők az igazolás mindkét formáját problematikusnak látják.

III.1.2. A költség-haszon elemzés alkalmazhatósága

A társadalmi optimum meghatározásához legtöbbször a költség-haszon elemzéseket (Cost-Benefit Analysis, CBA) szokták segítségül hívni. A költség-haszon elemzés az OECD (1999, 123.o.) meghatározása alapján olyan eljárás, amellyel a „fennálló állapot (status quo) bármilyen változására a változás hasznát annak költségeivel hasonlítják össze. A hasznot az emberek jóllétében bekövetkező valamilyen pozitív változásként, azaz nyereségként lehet meghatározni, függetlenül attól, ki biztosítja azt a nyereséget. A költséget a jóllét csökkenéseként határozzák meg, függetlenül attól, ki szenved el azt a veszteséget.” A gyakorlatban legtöbbször csupán a pénzben felmerülő költségek és hasznok számbavétele történik. Erről tanúskodik Marjainé Szerényi (2005b) jellemzése, miszerint a beruházást pénzügyi szempontból általában akkor valószínűsítik meg, ha a pénzben mért hasznok meghaladják a költségeket. A költség-haszon elemzések gyakorlati megvalósulása többnyire pénzügyi szempontokat értékel csupán.

A pénzügyi szempontú költség-haszon elemzések véleményünk szerint jellemzően nem kielégítőek, számos olyan területet figyelmen kívül hagynak, amelyek a környezetvédelem területén kulcsfontossággal bírnak. Ilyen prominens terület például a biodiverzitás. A biodiverzitást ért károk, illetve hasznok egy pénzügyi szempontú költség-haszon elemzésben ritkán kerülnek számbavételre. Ennek persze megvannak az okai. Az okok a módszertani hiányosságokra vezethetők vissza. A biodiverzitásban beállt változást eddig csak nagyon nehezen sikerült monetáris formában értékelni. Úgy gondoljuk, hogy amennyiben a költség-haszon elemzéseket elfogadjuk, mint egy lehetséges módszert (a gyakorlat erre utal), úgy törekedni kell arra, hogy minél szélesebb körű legyen az elemzés, minél több – nem csak pénzben felmerülő – hatás kerüljön értékelésre. A használattal összefüggő és a használattól független értékeket a lehető legteljeskörűbben kell számba venni (lásd teljes gazdasági érték). E nélkül az elemzés a társadalmi hasznosságot torzítva fogja mutatni. Véleményünk szerint csak ezáltal érhető el, hogy a módszer érvényessége javuljon.

Különös hangsúlyt szükséges tehát a pénzben nem felmerülő hatásokra (lásd biodiverzitásban beálló változás, használattól független értékek) fektetni. A közgazdászok azért értékelik a biodiverzitást, hogy ezáltal lehetőség nyíljon a gazdasági értékek összehasonlítására a többi opcióval egyetemben, azaz elvégezhető legyen a költség-haszon elemzés. Az értékelés révén továbbá meg lehet ismerni a fogyasztók egyéni véleményét a különböző biodiverzitást érintő programokról (Nijkamp és szerzőtársai, 2008).

III.2. A feltételes értékelés módszer hiányosságai a biodiverzitás értékelésében

A természeti javak monetáris értékelésére többféle módszer létezik. A hipotetikus piacon történő értékelések közül az egyik leginkább elterjedt módszer a feltételes értékelés³⁷ (contingent valuation method, lásd Mitchell és Carlson, 1989). Ezen környezetértékelési módszer alkalmazása során Marjainé Szerényi (2000, 14.o.) megfogalmazásában „az embereket kérdezzük meg arról, mennyit lennének hajlandók fizetni egy környezeti jószág minőségi javulásáért vagy mekkora kompenzációért hajlandók elviselni a környezetben bekövetkező kedvezőtlen változást”. A fizetési illetve elfogadási hajlandóság (WTP ill. WTA) adja meg a változás pénzben kifejezett értékét. A feltételes értékelés a környezetgazdaságtan művelői szemében azért bír különös jelentőséggel, mert segítségével elméletileg a piac által be nem árazott hatások széles skáláját lehet mérni (lásd Kerekes, 2007)³⁸. A feltételes értékelés a '80-as évek végén, a '90-es évek elején nyert tágabb teret az Egyesült Államokban³⁹.

Jelen dolgozat egyik fő célkitűzése, hogy módszertani előrelépést érjen el a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésében. Ezzel kapcsolatban rámutatunk a leginkább elterjedt módszer, a feltételes értékelés néhány hiányosságára, és megpróbálunk olyan módszereket kidolgozni, illetve alkalmazni, amelyek közelebb visznek az olyan komplex és ismeretlen javakban beálló változás értékelésének érvényességéhez, illetve elfogadhatóságához, mint a biodiverzitás.

Marjainé Szerényi (2000, 39.o.) kifejti, hogy a feltételes értékelés „képes megragadni a nem piaci jószág teljes gazdasági értékét, így a természeti erőforrások használatától független

³⁷ Csatlakozunk Pataki György és Takács-Sánta András nézetéhez, miszerint a feltételes értékelés módszert pontosabb és kifejezőbb lenne hipotetikus értékelésnek nevezni (lásd Pataki és Takács-Sánta, 2005).

³⁸ Ezzel kapcsolatban megjegyezzük, hogy a feltételes választás módszere (choice experiment) egyre nagyobb teret hódít, nem egyszer a feltételes értékelés rovására, ugyanakkor arányaiban még jóval kevesebbet alkalmaznak.

³⁹ Hazánkban az első felmérések Kerekes Sándor és szerzőtársai, Marjainé Szerényi Zsuzsanna, Kaderják Péter és Szekeres Szabolcs nevéhez fűződnek (Marjainé Szerényi, 2000).

értékösszetevőit is”. Megjegyezzük ugyanakkor, hogy mint a következőkben látni fogjuk, a biodiverzitás esetében a módszer hagyományos alkalmazásának érvényessége problematikus. Urama (2003) szerint a feltételes értékelés révén ugyan eljutunk számokig, azonban tekintélyes ellentmondások találhatók a számok tartalma és jelentése körül (lásd Spash és szerzőtársai, 2006). A módszer védelme érdekében felhozzuk Randall (2002) megállapítását, miszerint gyűlnek a bizonyítékok arra nézve, hogy a valós pénzzel végzett kísérletek adatai a feltételes értékelésnél tapasztaltakhoz hasonló furcsaságokat tudnak produkálni (irányukban hasonló eltérések, igaz a furcsaságok mértéke nem mindig hasonló). A szerző példaként felhossa a 2001. szeptember 11-i Világkereskedelmi Központ elleni terrortámadás áldozatainak hozzátartozói részére felajánlott adományokat, ugyanis a felajánlott összeg hamar túllépte azt a szintet, amely a hozzátartozók ésszerű kompenzálására szükséges lett volna.

Hangsúlyozzuk, hogy nem kívánjuk megejtetni a módszer átfogó kritikáját, ezt előttünk már többen megtették (lásd többek között Clark et. al., 2000; Gowdy és Erickson, 2005; Kahneman és Knetsch, 1992; Sagoff, 1998; Blamey és Common, 1999), a módszert csak a biodiverzitással összefüggésben vizsgáljuk. A következőkben először a biodiverzitás, mint sajátos jószág jellegzetességeit tekintjük át, majd ezzel kapcsolatban részletesebben ki fogunk térni a lexikografikus preferenciákra, a tájékozatlanságra és ismerethiányra, a protestáló szavazatokra, míg végül eljutunk azzal kapcsolatos álláspontunkhoz, hogy a feltételes értékelés módszer mennyire alkalmazható a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésében.

III.2.1. $2-1 \neq 1-0$, avagy a biodiverzitásra, mint sajátos jószágra gyakorolt hatás értékelése

A biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelése a kutatás meghatározó eleme, ezért különösen nagy hangsúlyt kívánunk erre a területre fordítani. Megítélésünk szerint a környezeti hatások vizsgálatánál ez az a terület, amely mind komplexitását tekintve, mind módszertanilag a legnagyobb kihívást testesíti meg. A biodiverzitás egy olyan fokozatosan csökkenő kínálattal rendelkező gazdasági jószág, amelynek nem létezik piaca, ennél fogva nincsen ára sem. Nem véletlen, hogy az ide vonatkozó szakirodalomban a biodiverzitás értékelésével kapcsolatban találhatók a legnagyobb hiányosságok, elmaradások, problémák. Nijkamp és szerzőtársai (2008, 224.o.) rámutatnak, hogy „a biodiverzitás értékelése jelenti valószínűleg a legnagyobb kihívást a gazdasági értékelések területén”.

A biodiverzitás esetében kulcsfontossággal bír a használattól független érték (létezési érték), illetve a belső, önmagában rejlő, belülről fakadó érték (III.1.). A használattól

független értékek vizsgálata több nehézségbe ütközik. Blamey és Common (1999) a költség-haszon vizsgálatok során a következő problémákat emeli ki: tiltakozó szavazatok, valószínűtlenül magas fizetési hajlandóság, az árra kevésbé érzékeny választások, beágyazódási hatás, nagy különbség a fizetési hajlandóság és a kárpótlási igény között. A szerzők szerint két táborra oszthatók a feltételes értékelés kritikusai. Az első csoportba tartozók szerint a feltételes értékelés tovább finomítható, és ezzel a felsorolt problémák csökkenthetők. A másik csoport megkérdőjelezi a módszer érvényességét, amelyet többek között a megkérdezett egyének etikai megfontolásainak hatásával indokolnak. Szerintük a nem-gazdasági motivációkra visszavezethető WTP nem helyettesíthető be a költség-haszon vizsgálatokba (vö. Cooper, Poe és Bateman, 2004). Vatn és Bromley (1994) funkcionális transzparenciáról⁴⁰ beszélnek, amikor a megkérdezett anélkül értékeli a jószágot, hogy az összes funkcióját ismerné. Marjainé Szerényi (2000) öt fő elemet emel ki, amelyek leginkább megnehezítik a feltételes értékelés eredményeinek környezetpolitikai döntésekben való felhasználhatóságát. Ezek: lexikografikus preferenciák, információs hatás, beágyazódás, a „megelégedettség” érzése (warm glow effect), és a kifejezett érték bizonytalansága. Ezt a listát a biodiverzitás, mint különleges jószág értékelésekor véleményünk szerint ki kell egészíteni a kiforratlan preferenciákkal (lásd később). Megjegyezzük, hogy a dolgozat keretében ezek közül csak azokat vizsgáljuk, amelyekre az általunk alkalmazandó módszerek megoldást kínálhatnak.

A biodiverzitást jellemző viszonyrendszerek gyakran nem lineárisak (hanem exponenciálisak), irreverzibilisek, és bizonytalansággal terheltek (Farber, Costanza és Wilson, 2002; Vatn és Bromley, 1994, Limburg és szerzőtársai, 2002), továbbá a fajokkal kapcsolatos attitűdöket elsősorban etikai megfontolások mozgatják. Ennek megfelelően adott esetben nem mindegy, hogy a biodiverzitásban bekövetkező marginális elmozdulást a skála melyik végén értelmezzük, hiszen az utolsó egyed eltűnése ugyan abszolút értelemben ugyanakkora változás, mint egy stabil populáció bármelyik egyedének eltűnése, mégis teljesen más eredményre vezet mind ökológiai, mind pszichológiai oldalról. Így eljuthatunk a fejezetcímbe szereplő matematikai „egyenlethez”, miszerint $2 \text{ mínusz } 1 \text{ nem egyenlő } 1 \text{ mínusz } 0$. Mint Farber, Costanza és Wilson (2002) rámutatnak, nincs garancia arra, hogy az ökológiai kritikus pontok egybeesnek a gazdasági értékek töréspontjaival. Könnyen előfordulhat, hogy az adott helyzet közgazdaságilag még a korábbiaknak megfelelően

⁴⁰ Funkcionális transzparencia: „A környezeti javak jelentős részben lényegileg láthatatlanok. ...Az ökológiai rendszer (ökoszisztéma) adott működési egységének pontos hozzájárulása nem ismert – sőt, valószínűleg nem is megismerhető –, amíg működése meg nem szűnik” (Vatn és Bromley, 1994, 195.o.).

értelmezhető és kezelhető, de ökológiai oldalról viszont már elfogadhatatlan, hiszen átléptünk egy átbillenési pontot.

III.2.2. Lexikografikus preferenciák

A kognitív pszichológia foglalkozik a kompenzáció elutasító (non-compensatory), konfliktus kerülő stratégiai választásokkal. Kompenzáció elutasító választásokat eredményezhet a lexikografikus preferenciák mentén történő rangsorolás. Blamey és Common (1999) a lexikografikus preferenciákat úgy határozza meg, miszerint a döntési alternatívákat az egyén mindig csak a legfontosabb dimenzió mentén hasonlítja össze. Csak akkor vizsgálja a második legfontosabb dimenziót is, ha a legfontosabb dimenzió mentén azonos lett az eredmény. Így jut el a döntésig. Erre lehet példa, hogy a fajok kihalásának megakadályozása mindig előrébb való, mint a többlet jövedelem, azaz etikai megfontolások eredményezhetnek lexikografikus preferenciákat. Marjainé Szerényi (2000, 70-71.o.) gyakorlatias nézőpontból közelíti meg a kérdést. A szerző megfogalmazásában a lexikografikus preferenciákkal rendelkező egyének minden esetben a jobb környezetminőséget preferálják a jövedelemben bekövetkező bármely változással szemben, azaz „a környezetben bekövetkező változásért (minőségromlásért) az egyén kompenzáció-elfogadó hajlandósága végtelen (nincs olyan magas kompenzáció, amiért hajlandó elfogadni a minőségromlást), míg a fizetési hajlandósága megegyezik teljes vagyonával”. Ebből következően a környezet minősége és a pénz közötti közömbösségi görbét nem lehet meghatározni.

Stevens és szerzőtársai (1991) vizsgálata azt mutatta, hogy a megkérdezettek körülbelül 25%-a lexikografikus preferenciával volt jellemezhető (lásd Spash és Hanley, 1995). Spash és Hanley (1995) felmérésében a megkérdezettek 23,2%-a (46 fő) volt lexikografikus preferenciákkal jellemezhető. Common és szerzőtársai (1997) lexikografikus preferenciákra vonatkozó vizsgálatai arra jutottak, hogy a válaszadók körülbelül negyede volt ilyen preferenciával jellemezhető (lásd Blamey és Common, 1999).

Az ökocentrikus értékrend egy megjelenési formája lehet a lexikografikus preferencia. Logikailag összeegyeztethető ugyanis a természeti erőforrás helyettesítésének, átváltásának elutasításával az az alapelv, miszerint a természetnek önmagának is van értéke, függetlenül az emberiség számára nyújtott hasznosságtól.

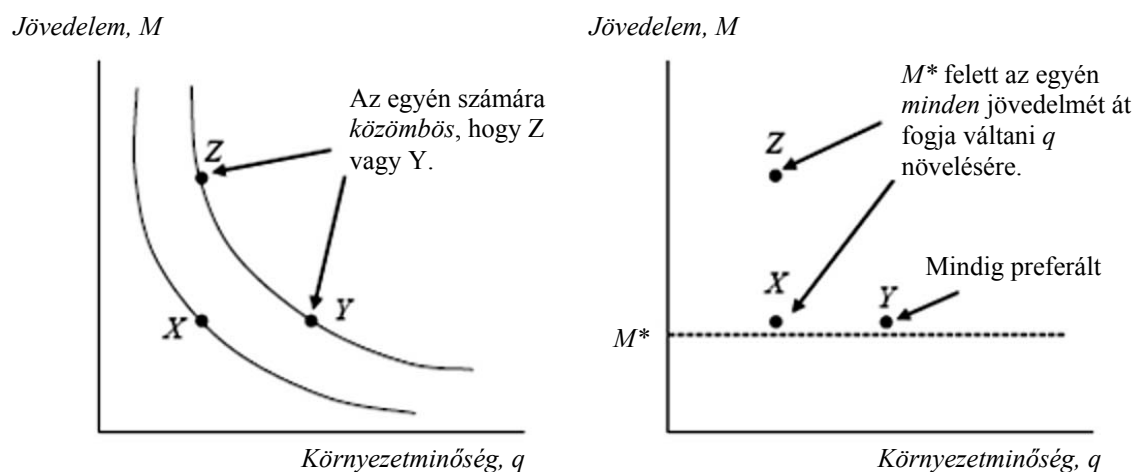
Nem csak etikai megfontolások vezethetnek azonban lexikografikus preferenciák mentén történő rangsoroláshoz. Blamey és Common (1999) kifejti: a pszichológiában ismeretes, hogy az információfeldolgozási nehézségek, illetve a választás következményeire vonatkozó bizonytalanság esetén az egyén hüvelykujjszabályként lexikografikus

preferenciák mentén hozhatja meg döntését. Common és szerzőtársai (1997) előbb említett vizsgálatai arra is rámutattak, hogy a válaszadók egy további negyede olyan preferenciákkal volt jellemezhető, amely nem volt teljes, vagy tárgyatlan volt. Felmerülhet a kérdés, hogy a biodiverzitással kapcsolatos információk és ismeretek hiánya hogyan kapcsolható össze a lexikografikus preferenciákkal. Spash és Hanley (1995) érvelése szerint a kevés információval rendelkező egyéneket lexikografikus preferenciák mozgatják, másképpen fogalmazva, a tájékozatlanság hatására elutasítják az átváltást a biodiverzitás és a pénz között. A szerzők ugyanakkor elvetik azt, hogy bármiféle egyszerű kapcsolat lenne a tájékozottság és az etikai megfontolások között.

A lexikografikus preferenciák léte azt jelenti, hogy nem lehet hasznossági függvényt meghatározni az élővilágra nézve (Spash és Hanley, 1995; Blamey és Common, 1999). Spash és Hanley (1995) szerint a költség-haszon vizsgálatok értelmüket veszítik, mihelyst az egyéni preferenciák nem összeegyeztethetők a pénzbeli kompenzációval.

Egyes elméletek szerint létezik egy minimális jövedelmi szint, amely alatt a lexikografikus preferenciák nem nyilvánulnak meg (Spash és Hanley, 1995, Gelso és Peterson, 2005). O'Neill és Spash (2000) módosított lexikografikus preferenciákról beszél, amikor is egy minimális életszínvonal szükséges ahhoz, hogy a lexikografikus preferenciák működésbe lépjenek. Hozzáteesszük ehhez, hogy amennyiben van ilyen szint, úgy az minden bizonnyal kulturálisan is determinált. Az 5. ábra Gelso és Peterson (2005) alapján az utilitáriánus, illetve a jövedelemkorlátos lexikografikus preferenciákat mutatja a környezetminőség és a jövedelem vonatkozásában. Az ábra bal oldala az utilitáriánus egyént mutatja, aki számára a Z és az Y pontok közömbösek, egyúttal mindkettő preferált X-el szemben. Az ábra jobb oldala a jövedelemkorlátos lexikografikus preferenciával jellemezhető egyént ábrázolja, aki M^* (bizonyos minimális életszínvonalhoz szükséges jövedelem) felett bármekkora jövedelmet átvált a környezetminőség javulásáért. X vagy Z közötti választás indifferens számára, mindkettő helyett Y-t választja. Az M^* fölötti tartományban M és q között nincs átváltás, a jövedelmváltozástól függetlenül a környezetminőség nagyobb javulása mindig preferált a kisebb javulással szemben.

5. ábra Utilitáriánus és jövedelemkorlátos lexikografikus preferenciák



Forrás: Gelso és Peterson (2005, 38.o.)

III.2.3. Információhiány, tájékozottság, ismeretek

Nunes, van den Bergh és Nijkamp (2003) rámutatnak, hogy a biodiverzitás közgazdasági értékelése abból a premisszából indul ki, hogy a társadalmi értékeknek az egyéni értékeken kell alapulniuk, függetlenül attól, hogy az egyének vajon szakértői-e a biodiverzitás kérdésének.

A biodiverzitás értékelésekor általában olyan dolgokra kérdezzük rá, amelyek nem szokásosak, kilépünk a hétköznapi kontextusokból. A megkérdezett szokatlan helyzetben találhatja magát, amikor is nincs kiforrott értékítélete. A biodiverzitás közgazdasági értékelésénél Spash és Hanley (1995) két problémát említ: 1. az egyének nem tartják elfogadhatónak a biodiverzitás helyettesíthetőségét pénzbeli kompenzációval. 2. többen bizonytalanok annak megítélésében, hogy tulajdonképpen mit is jelent a biodiverzitás, illetve ez milyen hatással van rájuk.

A biodiverzitás összetett fogalom. A fogalommal kapcsolatos ismeretek a legtöbb embernél hiányosak. A biodiverzitás sokak számára egy olyan jószággént jelenik meg, amelynek a jellemzői nem ismertek. Miller (2005) a mindennapi tapasztalat kihalásáról értekezik. Egyes budapesti belvárosi lakosok asszociációi gyérek a biodiverzitással kapcsolatban (Szabó, 2008a). Spash és Hanley (1995) azt találta, hogy a leggyakoribb válasz arra a kérdésre, hogy „Mit takar a biodiverzitás szó Ön szerint?” az volt, hogy „nem tudom”, „fogalmam sincs”, illetve „semmit”. Az Egyesült Királyságban megkérdezett 200 fő 71 százalékának a biodiverzitás fogalma teljesen ismeretlen volt. Egy másik felmérés (Defra, 2002) szintén hasonló eredményre jutott; a megkérdezettek 26%-a hallott már a biodiverzitás fogalmáról (lásd Christie és szerzőtársai, 2006). Getzner (2005) mintájának 5%-a volt tisztában a

fogalommal. Az Eurobarometer (2010) felmérés szerint az EU lakosságának 38 százaléka vallotta azt, hogy ismeri a biodiverzitás fogalmának jelentését, és további 28 százalékuk nyilatkozott úgy, hogy már hallott a fogalomról, a jelentésével azonban nincs tisztában (Magyarországon előbbi 32%, míg utóbbi 23%). Ezek alapján megfontolandónak tartjuk Christie és szerzőtársai (2006, 305.o.) érvelését, miszerint „amennyiben valaki nincs tisztában az értékelendő jószág jellemzőivel, úgy valószínűtlen, hogy kiforrott preferenciái lennének, és azokat egy feltárt preferencia vizsgálattal fel lehetne tártani”. Brouwer és szerzőtársai (1999) azt találták, hogy a válaszadók többsége jobban megértette volna a feltételes értékelés kérdőívet és a WTP kérdést, ha előtte lett volna lehetőségük megvitatni a témát (lásd Macmillan és szerzőtársai, 2002)

A későbbiekben bemutatandó módszerünkre nézve bátorító Christie és szerzőtársai (2006) tapasztalata, hogy ugyan a tanácskozó fórum résztvevők több mint fele soha nem hallott a biodiverzitás fogalmáról, de legtöbbszörük képes volt gyorsan elsajátítani a fogalomhoz kapcsolódó alapismereteket.

Logikusnak tűnik az a feltételezés, miszerint a megkérdezett szemében a jószág értéke nő, amennyiben egyre több információt adunk az értékelt jószágról. Hanley és Munro (1994) vizsgálata ugyanakkor azt mutatta, hogy a biodiverzitás vonzó tulajdonságával kapcsolatos pótlólagos információ csak bizonyos feltételek esetén növeli a fizetési hajlandóságot. A kedvezőtlen jellemzőkről adott többlet információ pedig csökkentheti az értéket. Megállapították azt is, hogy a viszonylag tájékozatlan megkérdezett valószínűleg alul fogja értékelni a környezetet; különösen igaz ez a biodiverzitás esetében. A szerzők általános következtetése az volt, hogy nem lehet általános érvényű összefüggést felállítani arra vonatkozóan, hogy a pótlólagos információ milyen hatással van a fizetési hajlandóságra (lásd Spash és Hanley, 1995). Mint korábban már ismertettük, Christie és szerzőtársai (2006) azt találták, hogy a többlet ismeret nem változtatta meg szignifikánsan a WTP-t.

Nem egyértelmű tehát, hogy a hipotetikus piacon történő értékelés során mennyi információt *kellene* biztosítani a megkérdezett számára. Mindazonáltal Spash és Hanley (1995) amellett érvel, hogy a biodiverzitás értékelés során a megkérdezett számára meg kell adni minden olyan információt, amelyet még képes befogadni.

III.2.4. Tiltakozó (protestáló) szavazatok

A feltételes értékelés felmérések során általános nehézség a megkérdezett tiltakozása az értékelés valamely elemével szemben (Szabó, 2008b). A tiltakozás (protestálás) egyik megnyilvánulása lehet, amikor a hipotetikus piacon történő értékelésnél a megkérdezett

azért választja a nulla fizetési hajlandóságot, mert tiltakozik az ellen, hogy az élőlények élethez való jogát pénzzel meg lehessen váltani (Spash és Hanley, 1995). Spash (2006) alapján tiltakozó szavazathoz vezethet a fizetési eszköz, illetve intézmény elutasítása és az információhiány. Macmillan és szerzőtársai (2002, 51.o.) szerint „a túlzottan leegyszerűsített információ protestáló vagy komolytalan válaszokhoz vezethet”. Néhány megkérdezett hamar le akarja tudni a kérdőívet, és ezért hajlamos a kérdésekre „rábólintani“, vagy tiltakozó válaszokat adni (Clark et. al., 2000). Ezeken kívül ilyen eredményre vezethet az is, ha a megkérdezett már fizet valamiféle hozzájárulást, továbbá, ha más megközelítést tartana kívánatosnak (Spash, 2006). Blamey és Common (1999) szerint tiltakozó válaszokhoz vezethet továbbá a felelősség kérdésének elutasítása is. A feltételes értékelés során implicit módon felmerül, hogy a megkérdezettnek van valamiféle felelőssége a környezet védelmével kapcsolatban, igazolva ezzel a pénzbeli hozzájárulást. Az egyének gondolhatják viszont azt, hogy a károk helyreállítása azok felelőssége, akik a problémákat okozták. Fogyasztói pszichológiai (consumer psychology) tipológiát használó felmérésük során Fischer és Hanley (2007) kapcsolatot sejt az impulzív döntéshozatal⁴¹ és a protestáló válaszok között, ugyanakkor a tiltakozó válaszok legtöbbje kognitívan kontrollált volt, és a kutatás valamely összetevőjének elutasítását jelezte.

Nem lesznek hajlandók fizetni semmit a biodiverzitás javításáért (nem engedhetik meg maguknak), viszont a biodiverzitás csökkenéséért cserében végtelen nagyságú kártérítést várnának el azok a lexikografikus preferenciával jellemezhető egyének, akik saját magukat a minimális életminőségi szinten levőnek tekintik (Spash és Hanley, 1995). Néhány feltételes értékelés felmérés ezzel szemben azt mutatja, hogy az ökocentrikus értékrend (élőlények elidegeníthetetlen joga) inkább magasabb WTP-hez vezet, semmint tiltakozó szavazatokhoz (lásd Spash, 2000, Kotchen és Reiling, 2002).

A tiltakozó válaszok a felmérések alapján nagyságrendileg hasonló gyakoriságot mutatnak, bár a protestálás okai nagyban különböznek a környezetértékelési keretek függvényében, amely nehezíti az összehasonlítást. Spash és Hanley (1995) már korábban ismertetett felmérésében azt találta, hogy a megkérdezetteknek 32,3%-a tiltakozó választ adott, míg Kenyon és Hanley (2005) feltételes értékelés felmérésében 29% protestált. Stevens és szerzőtársai (1991) kimutatták, hogy a nulla fizetési hajlandóságú válaszadók közül 40% a fizetési eszköz (payment vehicle) ellen tiltakozott azzal az indoklással, hogy a pénzt adóból, vagy egyéb díjakból kellene előteremteni, 25% pedig etikai okokból adott protestáló választ, szerintük ugyanis a vadvilág értékeit nem kellene pénzben kifejezni (lásd Blamey és Common, 1999). Spash (2006) felmérésében nehezen értelmezhetők a valós motivációk a

⁴¹ A fogyasztói választásban az érzelmek dominálnak, kevés a kapcsolat a valós preferenciákkal.

„nem tudom” válaszok magas aránya miatt (a megkérdezettek 11%-a protestált, 5% megtagadta a választ, 26% pedig a „nem tudom” lehetőséget választotta), így csak annyit mondhatunk, hogy 11 és 42 százalék között volt a tiltakozó válaszok aránya. Christie és szerzőtársai (2006) feltételes választás felmérésében 20,7% volt ez az arány, amelyből 6,5% a fizetési eszköz miatt tiltakozott, míg a feltételes értékelés felmérés során 38,4% adott protestáló választ. Meyerhoff (2005) a minta 56%-át kizárta az értékelésből, mert protestáló válaszokat adtak⁴².

Módszertani szempontból fontos kihangsúlyoznunk, hogy a tiltakozó válaszok a felmérések során általában nem kerülnek értékelésre, a kutatók kiszűrik ezeket, nem tekintve az ilyen válaszokat legitimnek (lásd Blamey és Common, 1999; Spash és Hanley, 1995; Spash, 2006; Gelso és Peterson, 2005). Spash (2006, 608.o.) szerint ezáltal bizonyos „véleményeket szisztematikusan kizárnak, ... az eredményekbe torzítást visznek”. Véleményünk szerint azzal, hogy a protestáló válaszadókat kizárjuk az eredmények értékeléséből, tulajdonképpen nem teszünk mást, mint hogy a közgazdasági modellre szabjuk, illetve szűkítjük a feltárt valóságot. A tiltakozó válaszok kiszűrésével a kutatók a mintát leszűkítik azokra a válaszadókra, akik megfelelnek a feltárt preferencia vizsgálatok módszertani feltételeinek. A protestáló válaszok kiszűrése miatt a minta nem biztos, hogy reprezentatív marad a vizsgált populációra.

III.2.5. A feltételes értékelés alkalmazhatósága: a kiforratlan preferenciák

Mint korábban már láttuk (III.2.2.), Spash és Hanley (1995) szerint a biodiverzitás értékelésekor a feltételes értékelés módszer elfogadhatóságára nézve jelentős következménye van a lexikografikus preferenciák gyakoriságának. Marjainé Szerényi (2000, 71.o.) is utal a lexikografikus preferenciák által gerjesztett nehézségre, miszerint „ha vannak olyan egyének, akik semekkora kompenzációért nem hajlandóak elfogadni a környezet degradációját, akkor ez lehetetlenné teszi bármilyen projekt költség-haszon elemzés alapján történő kedvező értékelését”.

A biodiverzitással kapcsolatos ismeretek hiánya, a nagyfokú tájékozatlanság Spash és Hanley (1995) szerint megkérdőjelezi a megkérdezéseken alapuló értékelésre irányuló technikákat. Megállapítják, hogy tekintettel arra, hogy az átlagember alapvetően tájékozatlan az értékelendő jószággal kapcsolatban, a megkérdezett számára nyújtott információ inkább a preferenciák kialakításához fog hozzájárulni, semmint a meglévő preferenciák kinyilvánításához. James és Blamey (2005) arra is rámutatnak, hogy a

⁴² Megjegyezzük, hogy a minta több mint felének kizárása az elemzésből megkérdőjelezi a felmérés hasznosíthatóságát.

feltételes értékelés során a megkérdezett számára korlátozott idő és információ áll rendelkezésre, ráadásul tisztázó kérdéseket sem tehet fel.

Számos jel utal arra, hogy a biodiverzitással kapcsolatos környezetértékelések során a válaszadónak a megkérdezés pillanatában kell kialakítania értékrendjét (preferenciáit), ahelyett, hogy egy előre létező értékhez tudna visszanyúlni (lásd Macmillan, Hanley és Lienhoop, 2006.). Kumar és Kumar (2007) pszichológiai oldalról rámutatnak, hogy az egyéneknek az ökoszisztémáról alkotott képe jelentősen más, mint amelyet a közgazdászok az értékelések során megalkotnak. Spash (2007, 693.o.) megállapítja, hogy „nem tűnnek tovább tarthatónak azok a feltételezések, miszerint a preferenciák az értékelés előtt már léteztek, stabilak és teljesek az összes választási lehetőségre nézve, azaz ilyenformán a felméréseknél csupán elő kellene hívni azokat”. Spash (2006, 603.o.) szerint a preferenciák „labilisak, és hajlamosak a tálalás, a kontextus és az értékelési kereteknek megfelelően felépülni”. Bateman és szerzőtársai (2008) az egyéni preferenciák felépülését vizsgálták, és tesztelték az *a priori* kiforrottságot, illetve a dichotóm választás felméréssel való megjósolhatóságot és feltárhatóságot. Az eredmények cáfolták az *a priori* kiforrott preferenciákra vonatkozó feltételezéseket. A kiforratlan preferenciák általános gyakorisága viszonylag régebb óta ismert probléma a nem piaci közjavak terén (lásd Vatn és Bromley, 1994; Spash és Hanley, 1995; Sagoff, 1998; Lienhoop és MacMillan, 2007b), úgy tűnik, mégis méltatlanul kis figyelmet kap.

Véleményünk szerint tehát a következő két fő tényezőre vezethető vissza a feltételes értékelés módszerével történő biodiverzitás értékelés problémája:

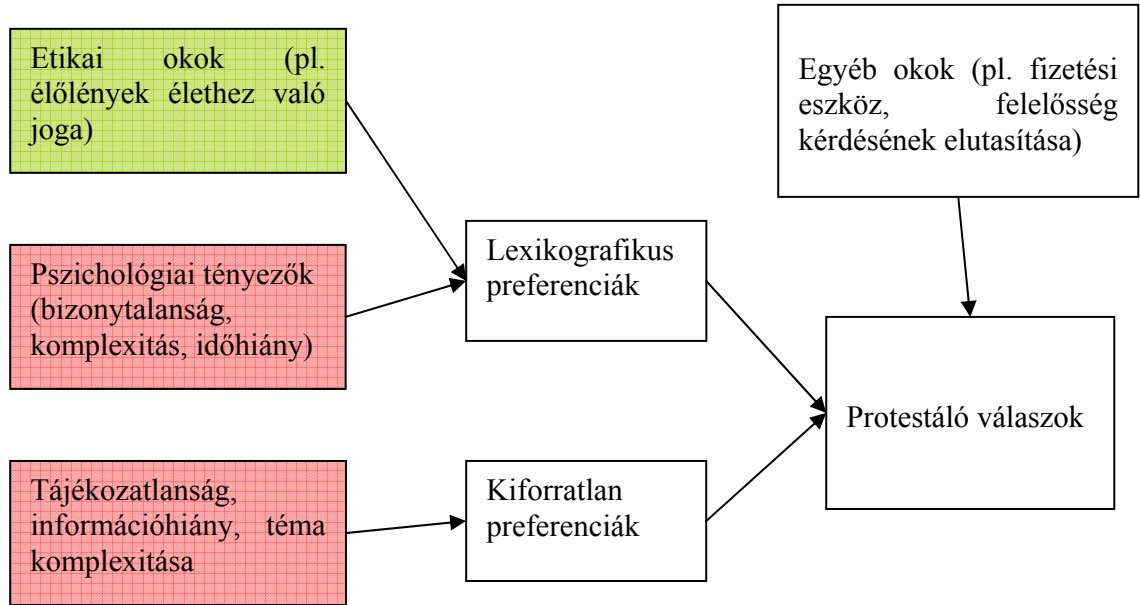
- a lexikografikus preferenciák megléte;
- a kiforratlan preferenciák általános gyakorisága.

A lexikografikus preferenciák szoros kapcsolatban állnak az ökocentrikus világnézettel, illetve a természetnek a belső, önmagában rejlő, belülről fakadó értékeivel (intrinsic value). Ugyanakkor nem csak etikai, hanem pszichológiai okok (bizonytalanság, komplexitás, időhiány) is lexikografikus preferenciákat eredményezhetnek, és heurisztikus döntésekhez vezethetnek (lásd III.2.2.). A kiforratlan preferenciákat a tájékozatlanság, az információhiány, valamint a téma komplexitása eredményezi.

Mindkét tényező megnyilvánulási módja lehet a feltételes értékelés során kinyilvánított tiltakozó (protestáló) szavazat. Csak az etikai okokra visszavezethető tiltakozást tekintjük legitimnek, a többi pedig, véleményünk szerint, módszertani hiányosság. Illegitimnek tekintjük tehát a következő két okra visszavezethető protestálást: pszichológiai okok miatti lexikografikus preferenciák megléte, illetve tájékozatlanság, információhiány, valamint a

téma komplexitása miatti kiforratlan preferenciák. A 6. ábraán a protestálás legitim és illegitim okait foglaltuk össze a biodiverzitásban beálló változás értékelése esetében (illegitim okok pirossal jelölve).

6. ábra Protestáló válaszokhoz vezető okok struktúrája a biodiverzitás értékelésnél



A protestálás illegitim, vagyis nem kívánatos formái az eddigieknek megfelelően elkerülendők. Ezért úgy gondoljuk, hogy amennyiben a tiltakozó szavazatok előfordulási arányát sikerülne leszorítani, a nem kívánatos faktorok hatását csökkenteni, úgy jelentős lépést tennénk a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésének érvényessége terén (Szabó, 2009). Természetesen a protestáló szavazatok teljes visszaszorítása nem lehet cél, hiszen egy részük etikai alapú, és ezért legitimnek tekinthető lexicografikus preferenciákra vezethető vissza.

III.3. Az értékrend és a társadalmi kontextus szerepe az értékelésben

A környezetértékelési felmérések egyik általános célja, hogy inputként szolgáljanak a társadalmi döntésekhez használatos költség-haszon vizsgálatokhoz. Blamey és Common (1999) felteszi a kérdést, hogy a feltételes értékelés vajon tud-e hasznos inputokkal hozzájárulni a költség-haszon vizsgálatokhoz azokon a területeken, ahol a létezési érték is szerepet játszhat? A kérdésfeltevés után rögtön meg is adják a választ, miszerint ennek a kérdésnek a megválaszolása leginkább értékítélet kérdése, hiszen nincs olyan független értékelési mód, amelyhez a feltételes értékelés eredményeit viszonyíthatnánk.

III.3.1. Értékrend választás

Az egyik legfontosabb nyitva maradt kérdés, hogy mi legyen azokkal az értékekkel, amelyek kívül esnek a teljes gazdasági érték fogalmán? A korábban bemutatott „belső, önmagában rejlő, belülről fakadó érték” ugyanis kívül esik a teljes gazdasági érték fogalmán, ennél fogva költség-haszon elemzéssel nem vehető figyelembe. Megoldásként a kiindulási értékrend megválasztása kínálkozik, ugyanis, amennyiben az antropocentrikus nézőpontot fogadjuk el kiindulópontnak, úgy ez az érték nem merül fel. Amennyiben azonban az ököcentrikus értékrendből indulunk ki, úgy az értékelést nem végezhetjük el, ugyanis egy fontos összetevő, a belső, önmagában rejlő, belülről fakadó érték nem értelmezhető ezzel a módszerrel, hiszen a pénzben kifejezett értéke végtelen. A biodiverzitás területén alapvetőnek tekintjük tehát, mely értékrendből indulunk ki. Úgy gondoljuk, hogy az antropocentrikus értékrend alapján a költség-haszon elemzés elvégezhető, az ököcentrikus értékrend viszont teljesen más megközelítést igényel. Jelen dolgozatnak mindazonáltal nem feladata ebben a kérdésben az elméleti állásfoglalás. További kutatást tartunk szükségesnek az értékrendek területén⁴³. Az értékrend választás társadalmi döntésként is értelmezhető. A társadalomban véleményünk szerint ez a vita még nem bontakozott ki kellő mértékben, így mi sem tudunk állást foglalni. Ebből kifolyólag a plurális nézőpontok elvét tartjuk követendőnek.

Viszonylag közkeletű az a vélekedés, hogy amennyiben valakinek az értékrendje szerint az élővilágnak elidegeníthetetlen joga van a létezésre, vagy másképpen megközelítve, az értékrendje nem egyeztethető össze az élővilág pénzbeli kifejezésével, úgy ez a személy el fogja utasítani a pénzbeli kifejezésen alapuló felméréseket (e.g. feltételes értékelés). Jogosan merülhet fel az, hogy amennyiben a megkérdezettek közül bárki is elutasítja a biodiverzitás pénzbeli átváltását (például protestáló szavazatot ad), úgy a feltételes értékelés módszerére épülő költség-haszon elemzés elveszti létjogosultságát. A valóságban a kérdés úgy tűnik, ennél összetettebb. Ezzel kapcsolatban érdemes Spash és szerzőtársai (2006) kutatását áttekinteni, ahol külön kérdéssor szolgált az értékrendek feltárására. Egy vízi ökoszisztéma javítására irányuló feltételes értékelés felmérés során a kutatók azt találták, hogy a pozitív fizetési hajlandóságot választók 42%-a nem volt közgazdasági okfejtéssel jellemezhető, azaz deontológikus etikán alapuló ököcentrikus értékrendet vallottak⁴⁴. Az ököcentrikus értékrendet vallók (együtt a következményelvű, de az élőlények jogait előtérbe helyezőkkal) felül voltak reprezentálva a pozitív fizetési hajlandóságot választók között,

⁴³ Hogyan jellemezhetőek az értékrendek világviszonylatban, Európában, illetve Magyarországon? Hogyan alakulnak időben, ha változnak egyáltalán? Milyen következtetéseket lehet ezekből levonni a környezet értékelésével kapcsolatban?

⁴⁴ a szerzők megfogalmazásában: strong and weak species rights

ezzel szemben alul voltak reprezentálva a valós nulla fizetési hajlandóságot választók között. A Spath által az élőlények jogait mindenekelőtt tartókként definiáltak (deontológikus etika) közül egyaránt voltak, akik pozitív WTP-t, és nulla WTP-t választottak, illetve tiltakozó szavazatot, vagy „nem tudom” választ adtak. Spath (2006) felmérése szerint a megkérdezettek fele volt olyan etikai megközelítéssel jellemezhető, amely konzisztens a neoklasszikus közgazdasági elmélettel, azaz a következményelvű etikával. Elgondolkodtatónak tartjuk, hogy Spath (2006) azt találta, hogy a pozitív környezetvédelmi beállítottság és a tiltakozó szavazatok között van összefüggés, azonban a kapcsolat negatív előjelű, azaz a pozitív környezetvédelmi beállítottság csökkenti a protestálás előfordulását. Kotchen és Reiling (2000) szintén azt találta, hogy a környezetileg érzékenyebb attitűd (pro-NEP⁴⁵) magasabb WTP-t eredményezett, valamint együtt mozgott az élőlények elidegeníthetetlen jogainak vélelmezésével is, továbbá növelte az értékelési felmérésben való aktív részvétel arányát. Ezekből következően nem állíthatjuk, hogy a feltételes értékelés módszert elutasítják a gyakorlatban azok, akik szerint a deontológikus etika mentén gondolkodva a biodiverzitásban beálló változás értéke pénzben nem mérhető. Ez fontos megállapítás a módszerek alkalmazhatóságát tekintve.

A disszertáció keretében alapvetően az antropocentrikus értékrendből indulunk ki. Ennek oka az, hogy úgy gondoljuk, még ennek az értékrendnek az alapul vételével is jelentős módszertani hiányokat tudunk pótolni. A módszertani kihívás ebben az esetben sem csekély. Emellett *az ököcentrikus értékrendre is megkísérelünk jelzés értékkel módszert felépíteni,* azonban jelezzük, hogy e téren még nagyobbak a nehézségek, így ennek vizsgálata leginkább egy következő munka feladata lehet.

Megjegyezzük, hogy mint korábban már láttuk, néhány szerző (lásd Glasser, 1999) szerint az ököcentrikus értékrend egyre nagyobb teret nyer, így véleményünk szerint jóval nagyobb hangsúlyt kell a jövőben erre a területre fektetni. További érdekes vizsgálat tárgya lehet, ha a lexikografikus preferenciák a jövedelmi helyzettől függően kaphatnak hangsúlyt (lásd III.2.2. fejezet). Érdeemes lenne megvizsgálni azt, hogyan alakul a GDP növekedésével párhuzamosan a lexikografikus preferenciák megnyilvánulása, gyakorisága.

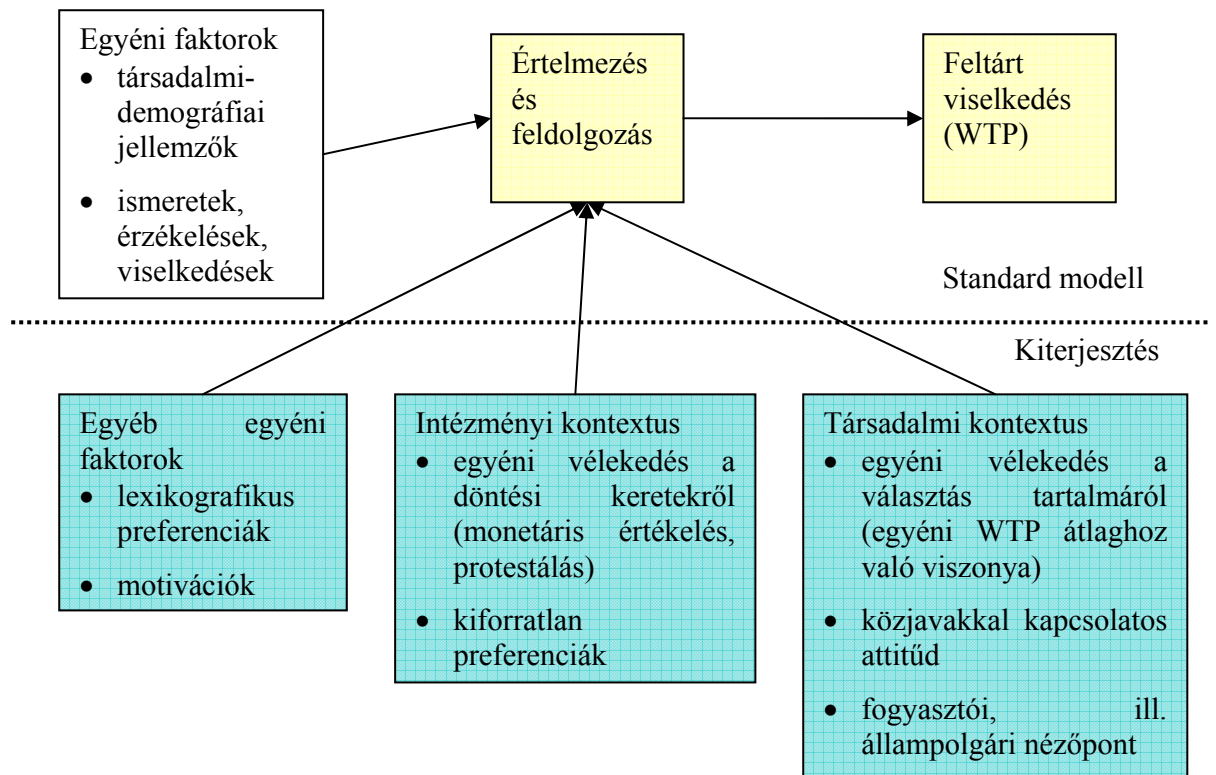
III.3.2. Az értékelések kontextusa

A standard közgazdasági modellek teljes, létező, állandó és tranzitív preferenciákat feltételeznek, míg a szociálpszichológia (social psychology) modelljei a különböző pszichológiai jellemzőknek (például attitűd) a kognitív döntéshozatali folyamatokra való

⁴⁵ A NEP skálára a következő alfejezetben visszatérünk.

hatását vizsgálják (Spash és szerzőtársai, 2006). Az egyéni viselkedést, a cselekedetet a vele interakcióban levő pszichológiai, társas és intézményi környezet határozza meg, ennek megfelelően Spash és szerzőtársai (2006) a biodiverzitás javításához kapcsolható fizetési hajlandóságot nem csak közgazdasági okokkal igyekeznek magyarázni, hanem etikai és szociálpszichológiai motivációkat is vizsgálnak. Svedsater (2003) kifejti, hogy amennyiben a WTP annak kifejeződése, hogy mely választás helyes etikailag, úgy az eredmény inkább tekinthető egy állampolgár részéről politikai megnyilvánulásnak, semmint egy önérdékkövető fogyasztó választásának (lásd Spash, 2006). Az elszigetelt környezetben hozott döntések is más eredményre vezethetnek, mint a társadalmi közeget jobban reprezentáló kiscsoportokban hozott döntések. Getzner (2005) amellett érvel, hogy a standard környezetértékelési kereteket ki kell tágítani. Az értékelésbe be kell vonni a lexikografikus preferenciákat, mint az egyéneket jellemezhető további faktorokat, az intézményi kontextust és a társadalmi kontextust. Getzner elméletét kiegészítjük a motivációkkal és a kiforratlan preferenciákkal, nem foglalkozunk viszont az értékelés hipotetikusságának problémájával (lásd 7. ábra). A lexikografikus preferenciákkal, az ismerethiánnyal, a protestálással és a kiforratlan preferenciákkal korábban már foglalkoztunk (III.2. fejezet), a következőkben a feltárt WTP értékekkel kapcsolatos motivációkat és attitűdöket boncolgatjuk, majd a következő fejezetben a társadalmi kontextus kérdését járjuk körül.

7. ábra A standard és a kiterjesztett értékelési modell



Forrás: Getzner (2005, 25.o.) árbájának saját kiegészítése

Kutatásunk szempontjából az értékrendek kérdését meghatározónak tartjuk, így célszerűnek tartjuk a megkérdezettek attitűdjét is bevonni a vizsgálati paraméterek közé. A használattól független értékekhez kapcsolható motivációk Kotchen és Reiling (2000) alapján a következők: opcionális (a jövőben is megmaradjon a választás lehetősége), örökhagyási (a leszármazottak is élvezhessék az erőforrást), altruista (ugyanazon generáció más tagjainak jó legyen), létezési (állat és növényfajok alapvető joga a létezéshez), és erkölcsi (morális felelősség érzete). Az attitűd magyarázó erejével kapcsolatos várakozásainknak ugyanakkor ellentmondani látszik több kutatás eredménye is, hiszen a kutatások alapján úgy tűnhet, hogy a környezeti attitűd skálák viszonylag gyenge magyarázóerővel bírnak a WTP variációjára nézve (lásd Spash, 2006). Spash (2006) szerint azonban ezek az eredmények többször módszertani hibákra vezethetők vissza. A szerző megfontolandónak tartja az attitűd skálák kvantitatív mutatóként való alkalmazását a feltételes értékelés vizsgálatokban. Cooper, Poe és Bateman (2004) amellet érvelnek, hogy a feltételes értékelés felmérésekben a motivációk vizsgálatát csak akkor lehet mellőzni, ha biztosak vagyunk benne, hogy a kutató által felvázolt, és az egyén által értékelt jószág azonos. A szerzők vizsgálata nem találtak szignifikáns pozitív kapcsolatot az egyik leggyakrabban használatos környezeti attitűd skála, a NEP és a WTP között. A környezetvédelmi beállítottság széles körben

alkalmazott mutatója a 15 likert-skálás állításból álló New Ecological Paradigm (NEP). Ez a mutató annak a mérését célozza meg, hogy a válaszadó mennyire ért egyet egy ökológiai világnézettel (Dunlap és szerzőtársai, 2000). A NEP környezeti attitűd skála alkalmazása világszerte több mint három évtizedes múltra tekint vissza. Egyetértünk Meyerhoff (2005) vélekedésével, miszerint a NEP inkább tekinthető az értékrend, semmint az attitűd mérőeszközének. Schultz és Zelezny (1999) az amerikai földrészre kiterjedő átfogó értékvizsgálata során azt találta, hogy az ökocentrikus attitűd pozitívan korrelál a NEP válaszokkal, míg az antropocentrikus attitűd és a NEP pontszámok között a legtöbb mintában negatív a kapcsolat.

Megjegyezzük, hogy önmagában a NEP skálán mért környezetileg érzékenyebb attitűd (pro-NEP) nem vonja automatikusan maga után, hogy ezek az egyének elutasítsanak a pénzbeli értékelést. A pro-NEP attitűd ugyanis egyaránt megfeleltethető a deontológikus és a következményelvű etikának is. A standard neoklasszikus közgazdasági modellek számára az jelent problémát, ha az egyén úgy vélekedik, hogy a természeti értékeket a költségektől függetlenül meg kell őrizni.

Az attitűd vizsgálatának lehetséges további eszköze a tervezett viselkedés elmélete (Theory of Planned Behavior, Ajzen, 1991). A szociálpszichológia ezen elmélete támpontot nyújt az emberi viselkedés jobb megértéséhez. Az elmélet a szándékot és a viselkedést az egyén attitűdjén, szubjektív normáin és érzékelt viselkedési kontrollján keresztül próbálja megmagyarázni.

Az attitűd kérdése mellett a méltányosság kérdését is feszegeti a szakirodalom. Wilson és Howarth (2002, 435.o.) társadalmi méltányosságról (social fairness) beszél, amelyet a tanácskozó fórumokkal kapcsolatban úgy határoz meg, hogy „az egyrészt megvédi a résztvevőket az ellentételezés nélküli károktól, másrészt biztosítja a résztvevők számára az azonos jogokat és lehetőségeket”. Az értékelendő jószág (biodiverzitás) közjószág karaktere alkalmassá teszi a tanácskozó módszereket arra, hogy a társadalmi méltányosság célját elérjék.

III.3.3. Tanácskozó fórumok és a pénzbeli értékelés

Az eddigi elméleti vizsgálódások nyomán elérkeztünk az úgynevezett tanácskozó értékelési módszerek részletesebb ismertetéséhez. A tanácskozó fórumok kapcsán tömören átismétljük az ide vezető utat, majd a tanácskozó fórumokon történő monetáris értékelés módszerének ismertetése következik.

A korábban bemutatott kiforratlan preferenciák, illetve a protestáló szavazatok kezelésére a szakirodalomban egyelőre kevés megoldási lehetőséget találunk. A kevés kísérlet közül az

egyik a tanácskozó értékelés. Ezt a kevésbé definiált módszert itthon tudomásunk szerint még nem alkalmazták, de nemzetközi viszonylatban is kevés még e téren a tapasztalat (lásd Macmillan és szerzőtársai, 2002; Spash, 2007, 2008; Álvarez-Farizo és szerzőtársai, 2007; Sagoff, 1998, Getzner és szerzőtársai, 2005).

A *tanácskozó monetáris értékelés (Deliberative Monetary Valuation, DMV)* módszer ötvözi a feltárt preferencia vizsgálatokat és a politikatudományokból ismert tanácskozó technikákat. A tanácskozó monetáris értékelés – a mi értelmezésünkben – olyan két fázisból álló módszer, ahol az első fázis célja a jószág megvitatása, a tanácskozás, míg a második fázis a pénzbeli értékelésről szól. A tanácskozás jellemzően kiscsoportokban történik, a két fázis között jellemzően egy-két hét telik el, amely lehetőséget ad a résztvevők számára a gondolkodásra, pótlólagos információk beszerzésére, illetve a preferenciák kialakítására.

Ugyan a szakirodalomban viszonylag kevés utalást találunk a DMV gyakorlati alkalmazását illetően, a módszer elméletileg lehetőséget biztosít a kiforratlan preferenciák kezelésére, a tanácskozás során a preferenciák megalapozására, kialakítására. A tanácskozó monetáris értékelés előnye az elmélet szerint, hogy egyik oldalon több időt és információt biztosít, másik oldalon pedig tartalmas beszélgetést, vitát tesz lehetővé. Ennélfogva a DMV a biodiverzitás értékelésében érvényesebb eredményekre vezethet, mint az önálló feltételes értékelés (feltárt preferencia) vizsgálat. Getzner (2005) megfogalmazásában a DMV javíthatja a hipotetikus piacon történő értékelésekkel (feltételes értékelés) feltárt információk érvényességét. Spash, Stagl és Getzner (2005) szerint a közgazdasági modelleknek az emberi viselkedés kezelésében felismert elégtelensége vezetett el a DMV előtérbe kerüléséhez.

Érdekes eredményre jutott Lienhoop és MacMillan (2007a), akik azt találták, hogy a két fázisból álló tanácskozó felmérés (DMV) során a lexikografikus preferenciákkal jellemezhetők száma nőtt, ugyanis a két értékelő fázis között néhányan átértékelték választásukat (lásd Spash, 2008). Az eredmény alapján fel lehetne vetni, hogy a DMV sem tudja kezelni a feltételes értékelés módszer hiányosságát a lexikografikus preferenciákkal kapcsolatban. Ez azonban elhamarkodott következtetés lenne, hiszen nem lehet önmagában cél a lexikografikus preferenciák eliminálása. Mint láttuk, etikai és pszichológiai okok is lexikografikus preferenciákhoz vezethetnek (lásd III.2.2.). A cél csupán a kiforratlan preferenciák kezelése, az ismerethiány és tájékozatlanság oldása lehet, amelynek eredménye lehet az illegitim tiltakozó szavazatok számának csökkenése. Megjegyezzük, hogy Spash (2008) a politológiai szakirodalom alapján úgy vélekedik, hogy a lexikografikus preferenciák növekvő aránya lenne elvárható a tanácskozások nyomán, azonban ezen kijelentését nem indokolja. Véleményünk szerint az információfeldolgozási nehézségeket,

illetve a választás következményeire vonatkozó bizonytalanságot a tanácskozó fórum segítségével elvileg csökkenteni lehet, és ezáltal legitim cél lehet a pszichológiai okokra visszavezethető lexikografikus preferenciák arányának csökkentése, mindazonáltal úgy gondoljuk, további kutatások szükségesek a lexikografikus preferenciákhoz vezető pszichológiai okokkal kapcsolatban.

A DMV-nek a szakirodalom alapján két célja lehet. Egyrészt javíthatja a feltárt preferencia módszerek érvényességét, másrészt egy új értékelméletet hozhat létre. Mi elsősorban a felmérés érvényességének javítását tűztük ki célul (lásd protestáló szavazatok arányának csökkentése). Ugyanakkor jogosan merül fel a kérdés, vajon a DMV során kapott érték mit jelent? Spash (2006, 2007, 2008) mélyrehatóan boncolgatja, hogy vajon a DMV során milyen értéket kapunk, az értéknek mi a jelentése? Két dimenzióban értelmezi az érték jelentését; egyrészt a vizsgálat célja az egyéni vagy a társadalmi érték feltárása (aggregált érték vagy sem), másrészt megkülönbözteti, hogy a megkérdezettek egyénileg, vagy csoportosan végezték-e az értékelést. Spash a kiscsoportokban kialakított aggregált társadalmi érték feltárásának fontosságát hangsúlyozza. Spash (2007, 696.o.) okfejtése szerint „a társadalmi értékhez jellemzően úgy jutunk el a feltárt preferencia módszerek esetében, hogy az egyéneket egyenként kérdezzük meg, akik egyenként értékelnek, majd ezeket valamilyen módon aggregáljuk (súlyozás, protestáló szavazatok és kilógó értékek kiszűrése, diszkontálás). Ugyanakkor nincs okunk azt feltételezni, hogy ez megegyezne egy már eleve aggregált válasszal (értékkel).”⁴⁶ Szerinte ugyanakkor az eddigi DMV kutatások többsége (Macmillan és szerzőtársai, 2002; Kenyon és Hanley, 2005; MacMillan, Hanley és Lienhoop, 2006; Urama és Hodge 2006; Lienhoop és MacMillan, 2007a, 2007b; Alvarez-Farizo és Hanley, 2006) ugyan kiscsoportos tanácskozó vizsgálatokat végzett, azonban nem a társadalmi értéket, hanem a nem-aggregált egyéni fizetési hajlandóságot mérte fel. Így végeredményben Spash (2008) az így kapott WTP és WTA értékeket adományozásnak (charitable contribution) minősíti.

Felhívjuk a figyelmet ugyanakkor arra, hogy a Spash (2008) által kritikailag megvizsgált kutatások már az első fázisban elvégezték a monetáris értékelésre irányuló felmérést. Úgy gondoljuk, ezzel a kutatók feladták annak lehetőségét, hogy a felmérésben résztvevők a témával kapcsolatban ismereteket, tudást szerezzenek. A résztvevők már viszonylag hamar tisztába kerültek a felmérés céljával (lásd választás kényszere, monetáris értékmérés), így a módszer nem szolgálhatta teljeskörűen a jószág (biodiverzitás) körüljárását, a preferenciák

⁴⁶ A területi alapon történő aggregálás problémáiról, az érintettek meghatározásáról (distance-decay) lásd még Bateman és szerzőtársai (2006), Hanley, Schlöpfer és Spurgeon (2003), Wang és szerzőtársai (2007).

kialakítását. Az említett kutatások véleményünk szerint lemondtak arról a lehetőségről, hogy csökkentsék a tanácskozó értékelés résztvevőinél a jószág megítélésével kapcsolatos bizonytalanságot, arról, hogy a két fázis közötti időszakot a résztvevők ilyen célra hasznosíthassák. Emellett még felmerülhet az első fázis során történő értékelés következtében a stratégiai viselkedés (strategic behaviour) problémája is, ugyanis a résztvevők – tisztában lévén a felmérés értékmérésével –, spekulálhatnak arról, vajon mi lenne a leginkább célravezető válasz.

A DMV során felálló értékek jellemzői Spash (2008) szerint nem tisztázottak. Spash elsősorban az aggregált értékek kérdését feszegeti, és új értékelméletről beszél, minekután a létrejövő aggregált értékek (társadalmi WTP) nem illeszkednek feltétlenül a közgazdasági elméletekbe, modellekbe. *Méltányos ár*nak (fair price) nevezi Spash (2008) azt a társadalmi érték kategóriát, amely úgy épül fel, hogy egy kiscsoportot megkérdezzünk a DMV során arról, szerintük az egyéneknek mennyit kellene fizetniük a kérdéses jószágért. Ennek a nem aggregált értéknek az elméleti alapjait Sagoff (1998) fektette le, megkülönböztetve fogyasztói és állampolgári preferenciákat (consumer és citizen preferences). Getzner (2005) értelmezésében az állampolgárok – szemben a fogyasztókkal – haszonmaximalizálásukat nem csak saját magukra értelmezik, hanem tágabb társadalmi szempontokat is figyelembe vesznek, azaz másképp viselkednek piaci javak esetében, mint a közjavak esetében. A társadalmi kontextusra vonatkozó változók⁴⁷ alkalmazásával a szerző a modell magyarázó erejét meg tudta duplázni (Adj. $R^2 = 24\%$ ill. 45%). A társadalmi kontextus vizsgálatakor megfontolandó Harsányi (1955) kettős struktúrája is, amely megkülönböztet etikai preferenciákat és szubjektív preferenciákat. Előbbi azt tükrözi, hogy az egyén a társadalmi megfontolások alapján mit preferálna, míg utóbbi saját egyéni érdekeit tükrözi. Ez a dualitás lehetővé teszi számunkra annak megkülönböztetését, hogy az egyén mit tart társadalmi szempontból kívánatosnak, illetve mit tart jónak saját nézőpontjából (lásd Sen, 1982). Pearce és Turner (1990) említi, hogy egyesek szerint a magán és a közösségi (public) preferenciák külön logikai kategóriába tartoznak, hiszen az utóbbiak nem foglalnak magukba vágyakat és akaratot, csak véleményeket és hiedelmeket.

Egyetértünk Spash-el (2008) abban, hogy a kapott többféle társadalmi érték nem biztos, hogy közvetlenül összehasonlítható a költség-haszon elemzések eredményeivel. Azt gondoljuk, hogy a pluralitás követelménye tükröződhet a DMV során kapott többféle érték kategóriában (lásd többféle etika). A *méltányos ár* közel áll a közgazdasági modellekben használatos csereértékhez (exchange value), azonban a kiscsoportok által

⁴⁷ Példa a változókra: fogyasztói vs. állampolgári megközelítés; egyéni WTP átlaghoz viszonyított aránya; vélekedés arról, hogy a többség a „természetvédelmi adó” mellett szavazna.

kifejezett *társadalmi méltányos ár* (csoport döntése a DMV során arról, hogy az egyénnek mennyit kellene fizetnie a kérdéses jószágért, lásd részletesebben VI.2.4.) már valószínűleg egy új érték kategóriának tekinthető. Megjegyezzük, hogy a társadalmi kontextus (lásd tanácskozó fórum) mindkét esetben hathat, a két eset között leginkább a többségi döntéshozatal megléte vagy hiánya a különbség.

Sagoff (1998) elméletének tesztelésére vállalkozott Álvarez-Farizo és szerzőtársai (2007), amikor is azt vizsgálták, hogy a kontextus mennyire befolyásolja a döntéshozatalt. A vizsgálat egyrészt az egyénileg, illetve a csoportos közegben hozott döntések közötti különbségek, másrészt az egyéni érdekeket, illetve a kollektív érdekeket figyelembe vevő értékelés közötti különbségek felmérésére irányult. Az állampolgári tanács (citizens' jury) módszerét feltételes választás módszerrel ötvözték egy vízi ökoszisztéma esetében. A tanácsstagok először egyénileg értékelték, amit tanácskozás követett, majd a következő alkalommal a tanácskozás után ismét értékelték (egyéni érdekeket figyelembe véve), végül a harmadik alkalommal a kollektív érdekeket figyelembe véve kellett meghozni a döntéseket közösen. Sagoff (1998) ez utóbbit nevezte állampolgári preferenciáknak. Álvarez-Farizo és szerzőtársai (2007) megfogalmazásában a kollektív értékelés nem más, mint hogy a választásokat a tanácsstagok aszerint hozzák meg, mit gondolnak, mi lenne a legjobb a közösség és a környezet számára. Mi lényegében ezt az értéket *méltányos ár*nak nevezzük. A szerzők alapesetben nem találtak szignifikáns különbséget az egyéni és a kollektív érték kategória között. Amennyiben azonban a „nem önértéket követő”⁴⁸ személyeket vizsgálták csak, úgy azt találták, hogy a WTP megemelkedett a folyó ökológiai állapotára és a környezetre vonatkozó (azaz a használati értékektől független) jellemzők esetében. Mindazonáltal úgy gondoljuk, hogy a téma további kutatásokat igényel, hiszen szerintünk egyrészt a minta alacsony volt a következtetések levonásához (N=24), másrészt a motivációs változó gyenge lábakon állt⁴⁹.

A társadalmi méltányosság (social equity) kérdését feszegeti Wilson és Howarth (2002) mind az adott generáción belüli, mind generációk közötti értelemben (lásd III.3.2.). Úgy gondoljuk, hogy a *méltányos ár* feltárása beleillik a társadalmi méltányosság célkitűzésébe azáltal, hogy a megkérdezett egyénnek bele kell élnie magát abba, vajon a társadalom más tagjai hogyan vélekedhetnek. A tanácskozó fórum az egyéneket a kollektív gondolkodásra serkenti. Az egyének Wilson és Howarth (2002) megfogalmazásában nem fognak megállni a saját preferenciáik kifejtésénél, hanem azokat a konszenzusos érték érdekében

⁴⁸ Tagja valamely környezetvédelmi civil szervezetnek, vagy döntési felelősséggel rendelkező köztisztviselő.

⁴⁹ Felvetjük, hogy a szerzők által alkalmazott civil szervezetbeli tagság változó mennyire feleltethető meg az altruizmusnak, pláne az ökocentrikus értékrend megnyilvánulásának?

folyamatosan át fogják értékelni. Getzner (2005) a társadalmi problémákkal kapcsolatban felveti, hogy nemcsak a döntés eredménye számít, hanem maga a döntési folyamat is. Szerinte emiatt a közjóságok értékelése megkívánja a közösségi döntéshozatalt, a társadalmi vitát.

Úgy gondoljuk, hogy az olyan közjóságok értékelése során, ahol a deontológikus etika meghatározó jelentőséggel bír (lásd biodiverzitás), indokolt lehet a standard neoklasszikus közgazdasági értékkategóriáktól való eltérés. Ez indokolja a többféle társadalmi érték meghatározására irányuló törekvésünket; a plurális értékkategóriák alkalmazását. Fontosnak tartjuk Spash és szerzőtársai (2006, 9.o.) megállapítását, miszerint „anélkül, hogy ellenőriznénk a motivációkat, az aggregálással kapott, és összemérhetőséget (commensurability) feltételező monetáris értékelés nem fogja tükrözni a közösségi vélekedéseket”. A standard neoklasszikus közgazdaságtan az elméleti keretekbe be nem illeszthető válaszokat (lásd protestáló szavazatok) egyszerűen kiszűri a modellből (lásd III.2.4.). Ezzel meggátolja, hogy bizonyos vélekedések (lásd deontológikus etika, ököcentrikus értékrend) szerepet kapjanak a költség-haszon elemzésre épülő társadalmi optimum kialakításában. Úgy gondoljuk, hogy a plurális értékkategóriák használatával a képet árnyalni tudjuk. A plurális nézőpont szükségességét nem ássa alá ugyanakkor annak elismerése, hogy a létrejövő értékkategóriák még további kutatásokat igényelnek. A *méltányos ár*, és a *társadalmi méltányos ár*, illetve egy aggregált társadalmi WTP, vagy más értékkategória (lásd Spash, 2008) alkalmazása közelebb vihet az egyes etikáknak (antropocentrikus, ököcentrikus) külön-külön megfeleltethető társadalmi jóléti mérleg kialakításához.

IV. A növénytermesztés externális hatásainak értékelései során alkalmazott módszerek

Az empirikus kutatás során alkalmazott módszerek alapvető célja, hogy segítségükkel értékelni tudjuk a mezőgazdaság környezeti hatását. A hatások különböző jellege miatt csupán egyféle módszer vélhetően nem lenne alkalmazható. Az 5. táblázat bemutatja, hogy az egyes környezeti elemekre, illetve receptorokra milyen módszereket alkalmazunk.

5. táblázat Alkalmazott módszerek struktúrája

Receptorok	Módszerek
Talajpusztulás (eliszapolódás)	Költség alapú eljárások
Vízterhelés (nitrátosodás)	Feltételes választás
Levegőszennyezés	Hatás-útvonal értékelés
Peszticidhasználat (emberi egészség)	Hatás-útvonal értékelés
Biodiverzitásra gyakorolt hatás	Kvalitatív értékelés, Rangsorolás, Tanácskozó monetáris értékelés, Feltételes értékelés, Feltételes választás
Tájképre gyakorolt hatás	Feltételes választás

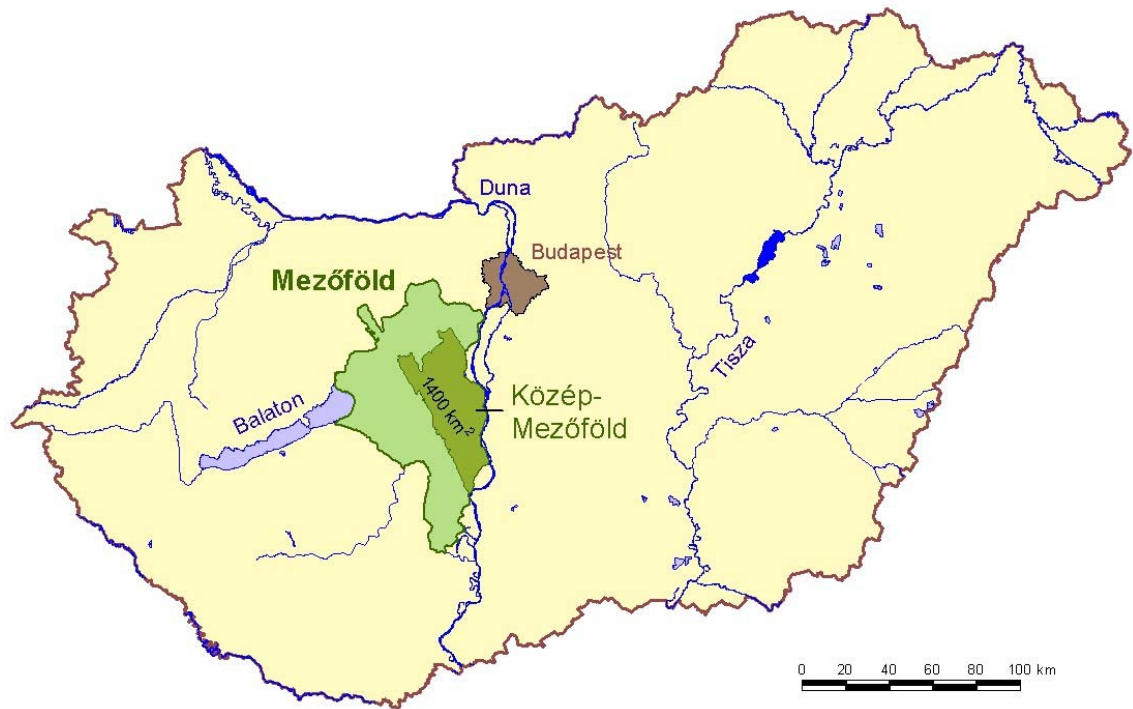
A gazdaságok rövid bemutatása után áttekintjük az egyes módszereket a mezőgazdaság környezeti hatásának receptora függvényében. Az ismétlődések elkerülésének érdekében az áttekintést a módszerek szerint ejtjük meg. Az elméleti módszertani előrelépésnek megfelelően először a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésének többféle módszerét vázoljuk. Ezután a talajvízterhelés és a tájképi hatások értékelése kerül terítékre a feltételes választás módszerének segítségével, majd a légszennyezés, illetve a peszticidhasználat értékelésére alkalmazott hatás-útvonal értékelés módszer következik, míg utoljára a talajpusztulás externális hatásainak az értékelésére alkalmazott költség alapú eljárások következnek.

IV.1. A gazdaságok kiválasztása Közép-Mezőföldön

A Mezőföld az ország egyik hagyományos mezőgazdasági területe, ezért ideális helyszín vizsgálódásaink szempontjából. Mezőföldön belül további szűkítést alkalmazunk, ennek elsősorban geográfiai és ökológiai okai vannak. Közép-Mezőföld viszonylag egyértelműen lehatárolható egységet alkot, és jellemzőit tekintve többé-kevésbé homogén. Mivel nincsenek vízfolyások (a Sárvíz már nem tartozik ide), így a Mezőföldhöz képest jóval egységesebb ökológiai szempontból. A lehatárolás megkönnyíti a következtetések megfogalmazását (8. ábra).

Közép-Mezőföld természeti értékei a löszgyepekhez kötődnek. A borzas macskamenta⁵⁰ egész Magyarországon kizárólag a Mezőföldön fordul elő. Mezőföld elmozdult a nagybirtok és a tulajdoni koncentráció irányába. Hagyományosan magas itt a mezőgazdaság súlya, a mezőgazdálkodás azonban átalakulóban van.⁵¹ A vizsgált közép-mezőföldi tájon⁵² egyaránt alkalmaznak intenzív és környezetkímélő technológiát.

8. ábra Közép-Mezőföld



Forrás: Molnár és szerzőtársai (2008) alapján szerkesztette Horváth András

Randall (2002) kifejti, hogy a mezőgazdasági termelés jóléti optimumának meghatározásához az értékelést a gazdaságok szintjén szükséges elvégezni. Egyetértünk Steiner és szerzőtársai (1995) megfogalmazásával, miszerint az externális költségeket

⁵⁰ „Ha van növény, ami igazán a Mezőföldhöz tartozik, akkor a borzas macskamenta az, hiszen egész Magyarországon kizárólag itt fordul elő. ... A borzas macskamenta egykor a mezőföldi erdős pusztás egyik, ha nem gyakori, de jellegzetes növénye lehetett, amire egykori és mai lelőhelyeinek nagyobb száma utal. E növény itteni előfordulásainak jelentőségét ritkasága mellett elsősorban az a tény adja, hogy a ma is lévén bizonyítéka a mezőföldi és a távoli, kelet-európai sztyepppek szoros kapcsolatának, és az erdős pusztá ősi, természetes mezőföldi jelenlétének. ... A nagykarácsonyi Nagy völgy, azonban nem csak a macskamenta miatt nevezetes hely. E völgy ... a hazai erdős pusztai élővilág egyik legjelentősebb, ősi állapotában megmaradt, gazdag maradványa, amit számtalan jellegzetes növényének és állatának itteni, együttes előfordulása is igazol. ... A nagykarácsonyiaknak minden alapjuk megvan hát ahhoz, hogy büszkéek legyenek erre a völgyre, és dicsekedjenek legnagyobb ritkaságával: a borzas macskamentával” (Lendvai, 2005, 6.o.).

⁵¹ A Millennium Ecosystem Assessment (2005) foratókönyveit alkalmazva a TechnoGarden irányába történik az elmozdulás: az ellátó és szabályozó funkciók javulnak, de a kulturális romlik.

⁵² A Corin50-es felszínborítási térkép 1078 km²-t mutatott. Bizonytalansági tényező: legalább +/- 100 km². Ehhez hozzáadódik, hogy a térkép alapjául szolgáló műholdfotók 1990-1992-ben készültek, így ma már jelentősebb eltérés is lehetséges.

helyspecifikusan kellene meghatározni. A szerzők ugyanakkor ezt jelenleg lehetetlennek tartják a szükséges információ hiánya miatt (lásd Tegtmeier és Duffy, 2004). Ezt az űrt megkísérelve szűkíteni, ahol lehet, gazdasági szintű adatokat használunk fel a környezeti teljesítmény értékeléséhez. Ez leginkább a levegőszennyezés, a peszticidhasználat (és valamennyire a talajvíz szennyezés) esetében oldható meg. A biodiverzitásra gyakorolt hatásnál, a tájképi hatásoknál, (illetve a nitrátosodásnál) már nagyobb léptékben, (kis)táji szintben célszerű gondolkodni, ezért a vizsgálatot egész Közép-Mezőföldre végezzük el. Mivel ekkor a táji szintű értékeket osztjuk vissza a két gazdaságra, így ezekben az esetekben aggregált adatokból származtatjuk a gazdasági szintű értékeket.

A kutatás két gazdaság adatait értékeli. Két olyan gazdaságot választottunk alapul, amelyek adottságait tekintve hasonlóak (egymáshoz való és közelség ugyanaz a táj), valamint megfeleltethetők a térség jellemző gazdálkodásának, a hagyományos és a környezetkímélő szántóföldi növénytermesztési technológiának. Az egyik gazdaság intenzív technológiát, a másik ökogazdálkodást folytat. A két gazdaság esetében a technológia főbb különbségei a következőkben ragadhatók meg: műtrágya használat, peszticid használat, gép használat (talaj struktúra), vetésforgó, fajták, táblaméret. A gazdaságokat a VI. mellékletben részletesebben jellemezzük.

Úgy gondoljuk, hogy a két markánsan különböző technológiát használó gazdaság környezeti teljesítményének értékelése jelzés értékű lehet a módszertan esetleges későbbi nagyobb mérvű (országos, európai) alkalmazásához. Célunk tehát nemcsak a két gazdaság (technológia) környezeti teljesítményének értékelése, hanem olyan módszertan bemutatása is, amelynek segítségével a növénytermesztés környezeti externális hatásait holisztikus szemléletben lehet értékelni. Végso soron ezáltal közelebb kerülhetünk a mezőgazdaság többfunkciós teljesítményének konzisztens értékeléséhez.

IV.2. Módszertani pluralizmus a biodiverzitás értékelésére

A mezőgazdaság hatásainak értékelésekor felvethető, miért szükséges több módszer is egy terület vizsgálatára? O'Neill és Spash (2000) felteszi a kérdést, hogyan lehet a politikákat úgy alakítani, hogy kezelni tudják a különböző etikai értékeket? A létező döntéshozói intézmények mennyiben képesek kezelni a különböző környezettel kapcsolatos értékek megnyilvánulását?

A módszertani pluralizmus a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésénél véleményünk szerint azért indokolt, mert az antropocentrikus mellett az ököcentrikus értékrendet is széles rétegek magukénak vallják (lásd Glasser, 1999). A két megközelítés nem egyeztethető össze az élőlények élethez való jogának kérdésében. Mint azt korábban láttuk, létezik olyan

értékrend, amely szerint az élőlények élethez való joga nem sérülhet, függetlenül attól, hogy az milyen hasznossággal jár az emberiség számára. A biodiverzitás értékelésekor ez a kérdés megkerülhetetlen, hiszen a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésekor olyan forgatókönyveket vizsgálunk, amelyek hatással vannak az élőlények létfeltételeire. Ebből következően úgy gondoljuk, hogy alapvetően befolyásolja a választható módszerek körét az, milyen értékrendből indulunk ki.

Mivel az ököcentrikus megközelítés a lexikografikus preferenciák megléte esetén elutasíthatja az átválthatóságot (fajok vs. kompenzáció), így ebben az esetben a pénzbeli értékelés valószínűleg nem alkalmazható. Az ököcentrikus értékrend szerint vélhetően csak a kvalitatív értékelés, illetve rangsorolás lenne elfogadható. Amennyiben azonban az antropocentrikus megközelítést tekintjük irányadónak, úgy a pénzbeli értékelés szerephez juthat. Az antropocentrikus nézőpont az emberek számára nyújtott hasznosságból indul ki, ilyenformán a biodiverzitás pénzbeli értékelése is legitimnek tekinthető. Mint azt korábban ismertettük, Glasser (1999) közvéleménykutatásokra alapozva állítja, hogy nő azon emberek aránya, akik a nem-humán világra úgy tekintenek, mint amelynek van belső, önmagában rejlő, belülről fakadó értéke. Ugyanakkor Spash és szerzőtársai (2006) óta tudjuk, hogy a helyzet nem egyértelmű. Az ököcentrikus értékrendet vallók is aktívan részt vesznek a pénzbeli értékelés felmérésekben (lásd III.2.). Az okok feltárása mindenképpen további kutatásokat igényel.

Ha az előbbieket elfogadjuk, akkor véleményünk szerint etikai megfontolásokból következően nem lehet egységes módszerrel kezelni a biodiverzitás értékelését. Ennélfogva kvalitatív és kvantitatív módszerekkel is megkíséreljük körüljárni a témát. A biodiverzitás értékelés komplexitása miatt a módszertani pluralizmust alapvető fontosságúnak tartjuk. A módszertani pluralizmus indoklása után visszakanyarodunk a választott módszerek bemutatásához.

Wilson és Howarth (2002) társadalmi méltányosság fejtegetésére épül az általunk vizsgált két érték, a *méltányos ár*, és a *társadalmi méltányos ár* (lásd III.3.3.). A tanácskozó fórum résztvevői, mint állampolgárok (lásd Sagoff, 1998) a társadalmi méltányosságot szem előtt tartva tanácskoznak a biodiverzitás javítás társadalmi értékéről. A *méltányos ár* esetében társadalmi közegbe ágyazott egyéni döntéshozatal történik, míg a *társadalmi méltányos ár* kialakítása csoportos konszenzusos döntéshozatalra épül. Megjegyezzük, hogy a *méltányos ár* csak annyiban tér el a szokásos WTP-től, hogy egyéni szinten figyelembe veszi a társadalmi méltányosság kérdését, míg a *társadalmi méltányos ár* a csoportos döntéshozatal és a konszenzusra törekvés miatt vélhetően egy új érték kategóriának tekinthető.

Szokatlanul nagyszámú tanácskozó fórum⁵³ szolgálja az alapját egy viszonylag kipróbálatlan módszernek. A tanácskozó fórumok nagy száma a feltételes értékelés felméréssel való szignifikáns összehasonlíthatóságot szolgálja. A tanácskozó fórumok hatásának tesztelésére ugyanazzal a kérdőívvel, egy több mint 150 fős mintán, egy feltételes értékelés felmérést is lefolytatunk (lásd következő fejezet).

Csatlakozunk Spash vizsgálódásaihoz (lásd többek között Spash 2006, 2008), és a felméréseink során nagy hangsúlyt fektetünk a szokásos társadalmi-demográfiai változók melletti attitűd változók alkalmazására is. Schläpfer (2008) a szakirodalomra hivatkozva rámutat, hogy a „jövedelem” változó magyarázó ereje jellemzően gyenge, ha egyáltalán szignifikáns. Széles körben alkalmazott módszer a környezetvédelmi beállítottság minősítésére annak feltárása, hogy a megkérdezett vajon tagja-e valamilyen környezetvédelmi civil szervezetnek. Úgy gondoljuk, hogy ez a módszer viszonylag gyenge attitűd mérést tesz csak lehetővé. E helyett a feltételes értékelés felmérésben a NEP skálát alkalmazzuk, amely az egyik legelterjedtebben használt attitűd skála (III.3.2.).

A tanácskozó fórumokon egyrészt a semleges, természetes, kötetlen légkör biztosítása, másrészt a felállított szabályok betartása (lásd vezérfonal a II-IV. mellékletben) érdekében moderálás szükséges (Vicsek, 2006). A tanácskozó fórumok tagjai jellemzően különböző tudással, ismeretekkel rendelkeznek (Wilson és Howarth, 2002). A moderátor feladatát ezért úgy határoztuk meg, hogy elősegítse azon tudások, ismeretek, információk felszínre kerülését, amelyeket csak egyesek ismernek, ellenkező esetben a vita csak a közös ismeretek körül folya. Ez utóbbi esetben a csoport tudása nem lenne kiforrottabb, mint az egyének tudásának összessége.

Mind a tanácskozó fórumok, mind a kérdőíves felmérések során szándékosan kerültük a biodiverzitás fogalmának használatát. Ugyan e téren hazai felmérésekről nincsen tudomásunk, mindazonáltal sokatmondónak tartjuk a III.2.3. fejezetben ismertetett külföldi tapasztalatokat. A kihívás nem csekély: olyan megfogalmazásokat kellett használni, amelyek világosak a megkérdezettek számára, ugyanakkor az ökológiai alapelvekkel is összhangban vannak.

Összességében 12 tanácskozó fórumot tartottunk Közép-Mezőföldön, több mint 100 résztvevővel (lásd 6. táblázat)⁵⁴. Az első három tanácskozó fórumot a gazdákkal tartottuk

⁵³ A magyar nyelvben a fókuszcsoporthoz elnevezés honosodott meg, azonban a tanácskozó fórumok túlmutatnak a környezetértékelésben elsősorban a kérdőív tesztelésre szolgáló fókuszcsoporthoz fogalmán.

⁵⁴ A módszertani kihívás szemléltetéséhez érdemes Arzt (2005) kutatását alapul venni. A szerző hat lépésből álló állampolgári tanácsot kívánt megvalósítani, azonban az első három alkalommal a vita még mindig csak a tanácskozás kereteiről szólt, ráadásul a hatodik alkalomra már csak három gazdálkodó jelent meg. Ez alapján is látszik a tanácskozó módszertan idő és emberi erőforrás igényessége, a fórumok

meg, amelynek célja a közvetett ökoszisztéma szolgáltatások megvitatása volt. A hátréből két csoport a hagyományos technológiával, míg egy csoport az ökológiai elvek szerint gazdálkodók részvételével zajlott. Megjegyezzük, hogy ez utóbbi tanácskozó fórumot a célirányos mintavétel miatt az eredmények torzítatlansága érdekében nem vonjuk be a monetáris értékelésbe. A lakossággal nyolc tanácskozó fórumot tartottunk. A lakossági tanácskozó fórumok célja kettős volt; egyrészt a közvetlen ökoszisztéma szolgáltatások kvalitatív értékelése, másrészt a második fázis során pénzbeli értékelés a feltételes értékelés kérdőív segítségével. Mindegyik lakossági tanácskozó fórum két fázisból állt tehát, ahol is a második fázis a tulajdonképpeni tanácskozó monetáris értékelés. Ezen második fázis a kérdőív kitöltésével kezdődött, majd a konszenzusra törekvő kollektív értékelés következett. Egy tanácskozó fórumot vadászokkal tartottunk meg a közvetlen ökoszisztéma szolgáltatások megvitatása érdekében. (A kérdőív tesztelésére külön fókuszcsoporthat tartottunk Hantoson.)

6. táblázat A tanácskozó fórumok struktúrája, Közép-Mezőföld

Részrtvevők	Tanácskozó fórumok száma	Helyszínek
lakosság	8	Alsószentiván (több gazda is), Mezőfalva, Perkáta, Sárbogárd (kétszer), Sárosd, Szabadegyháza, Zichyújfalu
gazdálkodók	3	Előszállás, Kishantos, Németkér
vadászok	1	Alap
Összesen	12	

IV.2.1. Kvalitatív értékelés, rangsorolás

A biodiverzitás viszonylag ismeretlen, azon kívül egy nagyon összetett fogalom a hétköznapi emberek számára. Ezért kvalitatív eszközökkel is nehéz felmérni a fontosságát, azt, hogy az emberek milyen értékeket tulajdonítanak neki. Járható útnak gondoljuk, ha áttételesen vizsgáljuk a biodiverzitást. A fajok és élőhelyek sokfélesége ugyanis alapfeltétele az ökoszisztéma szolgáltatások fenntartásának. A biodiverzitás alátámasztja az élővilágnak az emberek számára nyújtott szolgáltatásait. Ebből a feltevésből kiindulva, amennyiben az ökoszisztéma szolgáltatásokkal kapcsolatban vizsgálódunk, és a tanácskozó fórum résztvevőket az ezekhez kapcsolódó véleményekről, hozzáállásokról, értékekről kérdezzük, úgy közvetetten eljuthatunk a biodiverzitás kvalitatív értékeléséhez is. A tanácskozó fórumok ennek megfelelően az ökoszisztéma szolgáltatások értékelése köré

(tanácskozó fórumok) megszervezése nagy feladat. Úgy gondoljuk, hogy Arzt kutatásának fényében az általunk megtartott tanácskozó fórumok eredményeseknek minősíthetők.

épültek fel. A vezérfonal természetesen megpróbálta a biodiverzitást közvetlenül is behozni a beszélgetésekbe, de emellett a különféle ökoszisztéma szolgáltatásokra helyezte a hangsúlyt.

A módszer első körben (tanácskozó fórum vizsgálatok) körüljárta, hogy a közép-mezőföldi lakosság hogyan viszonyul a biodiverzitás kérdéséhez, és megkísérelte kvalitatív eszközökkel feltárni a biodiverzitás fontosságát. A tanácskozó fórumok során pontosított fogalmak fontossági sorrendjét hasonlították össze a résztvevők. Ilyen fogalmak lehetnek a köztisztaság kérdése vagy a szabadidő eltöltésének módjai (mint például a kiránduláshoz hasonlítható testmozgás lehetősége). A rangsorolás eredménye egy aggregált társadalmi érték kategóriát képez. A kvalitatív értékelés során tehát már eleve aggregált értékek kerültek összehasonlításra. A fő cél az, hogy monetáris értékelés mellőzésével, kvalitatív eszközök alkalmazásával képet alkothassunk arról, hogy a biodiverzitásban beálló változásokat a közép-mezőföldi lakosság hogyan értékeli.

A szakirodalomra építve (de Groot, Wilson és Boumans, 2002; Sandhu és szerzőtársai, 2008; Swinton és szerzőtársai, 2007; Zhang és szerzőtársai, 2007⁵⁵; Dale és Polasky, 2007; Kroeger és Casey, 2007) meghatároztuk a kutatás szempontjából releváns ökoszisztéma szolgáltatásokat:

1. Használattal közvetlenül összefüggő (direct use):

- Természetjárás (madarászat), turizmus
- Esztétika (táj)
- A mezőföldi élővilág megjelenése a kultúrában
- Spirituális funkció (vallás, világnézet)
- Talajvíz minősége
- Élelmiszerminőség

2. Használattal közvetetten összefüggő (indirect use):

- Talaj termékenység (talajstruktúra javítás giliszták és egyéb gerinctelenek által, ill talajtakarás)
- Elem, ill. tápanyagkörforgás (gombák, baktériumok szimbiózisa a tápanyag- és nyomelem felvételben)
- Beporzás
- Kártevők természetes ellenségeinek megléte
- Invázív fajok (özöngyomok) kordában tartása

⁵⁵ Zhang és szerzőtársai (2007) a potenciális kár (dis-service), mint negatív ökoszisztéma szolgáltatásról értekezik; a gyomok terjedése (verseny a táplálékért, napfényért, vízért), valamint kártevők, kórokozók megléte rontja a mezőgazdaság termelékenységét. Úgy gondoljuk azonban, hogy ez téves szemléletre utal, hiszen implicit módon a természetet a mezőgazdaság alrendszerének tekintik.

- Mezsgyék (nem hasznosított szegélyek), növény-sávok szolgáltatásai (csökkentett szélsébség, kisebb talajerózió, jobb mikroklíma és nagyobb talajnedvesség + menedék a beporzó rovaroknak és természetes kártevő ellenségeknek).

A gazdákkal tartott tanácskozó fórumokon elsősorban a használattal közvetetten összefüggő értékek megvitatása volt a cél, hiszen ezek az ökoszisztéma szolgáltatások elsősorban a mezőgazdaságban jelentkeznek. Míg a lakossággal a használattal közvetlenül összefüggő értékekre volt célszerű a hangsúlyt helyezni. A tanácskozó fórumokat félig-struktúrált vezérfonál alapján tartottuk meg (Vicsek, 2006). Külön vezérfonalat alkalmaztunk a lakossági, a gazdálkodói és a vadász tanácskozó fórumokban (lásd II-IV. melléklet).

IV.2.2. Tanácskozó monetáris értékelés (Deliberative Monetary Valuation, DMV)

Hangsúlyozzuk, hogy nem kívántuk megkísérelni a biodiverzitás értékelését, a cél csupán a változások értékelése; azaz a biodiverzitásban bekövetkező változások értékelése a társadalom szempontjából. Az általános gyakorlattól (lásd II.3.3. és Pearce, 2001) eltérően nem egy természeti erőforrás értékelését tűztük ki, hanem a biológiai diverzitásra *per se* gyakorolt hatást értékeltük (kérdőív a VII. mellékletben).

Spash (2008) szerint a standard elmélet alapján a DMV egy állampolgári tanács⁵⁶ (lásd többek között Wilson és Howarth, 2002, Álvarez-Farizo és szerzőtársai, 2007, Macmillan és szerzőtársai, 2002, Pataki és Takács-Sánta, 2005) alapú folyamat. Mi azonban nem törekedtünk az állampolgári tanács jellegre. Ehelyett a tanácskozó fórumok széles körű alkalmazását tűztük ki célul, azaz lehetőség szerint minél több lakossági résztvevőt vonunk be az értékelésbe. Ez módszertanilag még inkább kipróbálatlanabb terület, ám egyúttal lehetőséget is nyújt a módszer elemeinek szabadabb megválasztására.

A DMV során egyik célunk a kollektív értékelések (társadalmi preferenciák) vizsgálata is, nem csak az egyéni preferenciák aggregálásával kapott társadalmi érték meghatározása. Az egyéneket állampolgárként közelítjük meg, akik az értékítéletüket a társadalmi kontextusba ágyazva hozzák meg (lásd III.3.). Ez megfelel Spash (2007) leírásának, miszerint a DMV egy társadalmi értékelési folyamat, mert az egyéneket elkötelezi a társadalmi csoportok képviselőit. A tanácskozó monetáris értékelés olyan interaktív környezetet biztosíthat, amely közelít ahhoz a társadalmi folyamathoz, amelyben az egyének a környezettel kapcsolatos döntéseiket meghozzák (lásd Spash 2008).

⁵⁶ Citizen's jury

A tanácskozó monetáris értékelés során többen a konszenzusra való törekvést tekintik elsőrendűnek (lásd még Spash, 2008). Véleményünk szerint azonban a konszenzusra törekvés megkérdőjelezhető célkitűzés, ugyanis a plurális értékek kinyilvánítása legalább ilyen fontos (lásd Wilson és Howarth, 2002). A konszenzusra való törekvés megkísérli közös nevezőre hozni a különböző értékrendekből adódó nézeteket, és amennyiben sikerrel jár, úgy feltehetőleg a közösen kialakított értékrendet senki sem fogja igazán magáénak vallani. Ebből következően azt is fontos eredménynek tartjuk, ha a tanácskozó fórumok során a konszenzus végül is nem alakul ki.

A DMV fontos jellemzőjének tartják Macmillan és szerzőtársai (2002, 52.o.) azt, hogy lehetőséget biztosít a WTP újraértékelésére. A második fázisra az eltelt idő alatt a „felmerült gondolatok, információkeresések, és a családtagokkal illetve barátokkal történő, a háztartás gazdasági döntéseihez létfontosságú beszélgetések” átértékelt WTP-t eredményezhetnek. Ezt a jellemzőt ugyanakkor mi nem tartjuk relevánsnak, két okra visszavezethetően sem. Egyrészt erre a feltételes értékelés is lehetőséget biztosít (lásd Marjainé Szerényi, 2000, Mourato és szerzőtársai, 1999), másrészt a jellemző gyakorlattól eltérően a DMV első fázisában mi még nem végzünk értékelést.

Fontosnak tartjuk hangsúlyozni, hogy az általunk felállított DMV módszer alapvetően különbözik a szakirodalomban eddig többségében követett iránytól (lásd III.3.3.). Alapvető fontosságúnak tartjuk ugyanis a komplex és ismeretlen javak esetében a preferenciák kialakulásának lehetőségét. Ennek megfelelően a két fázisból álló tanácskozó fórumnál az első alkalommal csupán a biodiverzitás témáját járjuk körül, a kvantitatív értékelésre csupán a második alkalommal kerül sor. A preferenciák kialakulására nem csak a tanácskozó fórumon folyó tanácskozás ad lehetőséget, hanem véleményünk szerint legalább ilyen fontos lehet a második fázisig eltelő időszak is. A résztvevők szempontjából az első tanácskozó fórum, együtt a második tanácskozó fórumig eltelő időszakkal, a jószággal kapcsolatos bizonytalanság és ismerethiány mérséklését szolgálhatja.

A *társadalmi méltányos ár* felmérésénél a konszenzus kialakításának lehetőségére fókuszálunk. A konszenzusos döntéshozatal több módon is létrejöhet. Álvarez-Farizo és Hanley (2006) a többségi szavazást akkor tekinti megfelelőnek, ha az egyetlen zsűritagot (lásd állampolgári tanács) sem tesz elégedetlenné. Ennél mi konkrétabban és szigorúbban fogalmaztuk meg a konszenzusos vélemény feltételeit. Minden tanácskozó fórum résztvevőnek vétőjoga van, így a tanácskozást addig kell folytatni, amíg a többségi szavazás során olyan döntés nem születik, amelyet senki sem vétőzna meg. Ha ez nem jön létre, akkor nem beszélünk konszenzusról. Megjegyezzük, hogy a vétő eszközét a tanácskozás és

vita élénkítése céljából alkalmazzuk, elősegítve ezzel, hogy minden vélemény felszínre kerülhessen.

Spash (2008) meggyőzően érvel a DMV reprezentativitásával kapcsolatban arról, hogy nem tartja szükségesnek a társadalomtudományi (statisztikai) értelemben vett reprezentativitást, hiszen politikatudományi értelemben a plurális értékek megismeréséhez a legitim vélemények felszínre kerülése a kívánatos. Ebből következően felesleges a DMV estében reprezentativitásra törekedni. Meg kell jegyeznünk, hogy Spash itt elsősorban az állampolgári tanács⁵⁷ alapú DMV-re gondol.

A tanácskozó fórum résztvevők a két fázis között naplót vezettek (lásd V. melléklet). A napló egyrészt azt a célt szolgálta, hogy mi megismerjük, milyen gondolatok merültek fel a közép-mezőföldi biodiverzitással kapcsolatban az első tanácskozás következtében, és milyen helyről szereztek pótlólagos információkat, ismereteket, másrészt visszavisszatérően ráirányította a figyelmet a témára, elősegítve elméletileg ezáltal a preferenciák kialakulását.

Felmerülhet, vajon mennyiben befolyásolja a válaszokat a pótlólagos információ (lásd még III.2.3.)? Az információs hatást a szakirodalom, mint torzítási lehetőséget említi. Elfogadjuk Spash és Hanley (1995) álláspontját, miszerint a biodiverzitás értékelés során a megkérdezett számára meg kell adni minden olyan információt, amelyet még képes befogadni, azonban relevánsnak érezzük a kérdést, hiszen a tanácskozó fórumok egyik célja a kialakulatlan preferenciák kezelése. Fontosnak tarjuk hangsúlyozni ugyanakkor, hogy a tanácskozó fórumok során a kutatók nem befolyásolják egyik irányba sem az aktuális téma értékelését (lásd moderátor alkalmazása). A tanácskozás során azonban elképzelhető, hogy a téma fókuszba állítása miatt nőhet a résztvevők szemében a jószág (biodiverzitás) fontossága. Feltehető ugyanakkor, hogy ha van ilyen hatás, az az idő előrehaladtával minden bizonnyal semlegesítődik. Ennek megfelelően az információs hatás esetleges torzításának kezelésére a tanácskozó fórumok második fázisai változó késleltetéssel követték az első fázist. Volt olyan helyszín, ahol az első fázist egy héttel követte a második fázis, míg volt olyan is, ahol a két fázis között több hét telt el. (Macmillan és szerzőtársai (2002) market stall felmérésében a két, egyenként egy órás fázis között egy hét telt el.) Ennek révén véleményünk szerint képet alkothatunk, hogy van-e egyáltalán ilyen hatás, illetve ha van, az mennyire releváns.

⁵⁷ Citizen's jury

IV.2.3. Feltételes értékelés (Contingent Valuation, CV)

A feltételes értékelés vizsgálat ugyanazt a kérdőívet használja, mint a tanácskozó monetáris értékelés (DMV) vizsgálat (VII. melléklet). Mint azt több szerző is megállapítja (lásd Nijkamp és szerzőtársai, 2008), jelentős kihívás egy viszonylag ismeretlen jószág (biodiverzitás) egyszerű, pontos, és érthető bemutatása egy kérdőíven keresztül, így a szakirodalmi tapasztalatok felhasználása véleményünk szerint nélkülözhetetlen. Témánk és céljaink tekintetében Christie és szerzőtársai (2006) vizsgálódási területe hasonló volt a miénkhez, ezért építünk a felmérésük tapasztalataira. A kérdőív ennek megfelelően kiindulási alapként figyelembe veszi Christie és szerzőtársai agrár-környezetvédelmi szcenárióját.

A témánk jellegzetességeinek, illetve Közép-Mezőföld specifikációinak megfelelően igyekeztünk olyan szcenáriókat kialakítani, amelyek a komplex fogalmakat hétköznapi nyelven írják le, és egyúttal megfelelnek az ökológiai, illetve környezetértékelési kívánalmaknak. Az ökológiai hatások bizonytalanságára tekintettel (lásd Hole és szerzőtársai, 2005) saját felmérést használunk a hatások becslésére. Szabó és Pál (2007) felmérése alapján a két vizsgált közép-mezőföldi gazdaság esetében a mezsgyéken 13%-kal nagyobb volt a növények fajgazdagsága a környezetkímélő gazdálkodás esetén. Samu és szerzőtársai (2008) mezőföldi vizsgálatai kimutatták, hogy a pókok fajgazdagsága közel kétszeres azokon a szántókon, ahol a szántók mellett füves élőhelyfolt (mezsgye) található. Szakirodalomra alapozott (Horváth, 2008, Horváth és Kállayné Szerényi, 2008) becslés szerint táji szemléletű, környezetkímélő gazdálkodás alkalmazásával akár meg lehetne kétszerezni a művelt területek környékén található növényfajok számát. Ezek alapján felállítottunk két szcenárió, ahol is mindkettő a növénytermesztési gyakorlat módosításához kapcsolódik (lásd I. melléklet).

A feltételes értékelés felmérés elsődleges célja, hogy a közép-mezőföldi lakosság – lehetőleg reprezentatív minta alapján – minél nagyobb arányát be tudjuk vonni a kutatásba. A tanácskozó monetáris értékelés ugyanis jellegéből fakadóan viszonylag kis mintával tud csak dolgozni. Statisztikai szempontok miatt célszerű a vizsgálatba bevont személyek számát kibővíteni. A tanácskozó fórumokban nem résztvevő személyek megkérdezése lehetőséget teremthet az összehasonlításra. Ennek segítségével vizsgálhatjuk, hogy a tanácskozó fórumokban való részvétel mennyiben befolyásolja az eredményeket.

Mindkét kérdőíves megkérdezésnél a NEP skála (III.3.2.) segítségével a válaszadók környezeti attitűdjét is felmérjük, ezáltal választ kaphatunk arra a kérdésre is, hogy a környezet iránt elkötelezettebbek (pro-NEP) vajon másként értékelték-e, az attitűd mennyire bír magyarázó erővel?

IV.3. Feltételes választás felmérés (Choice Experiment, CE)

A feltételes választás módszer (choice experiment) során a megkérdezetteknek hipotetikus alternatíva csoportok (choice sets) közül kell kiválasztaniuk az általuk leginkább preferáltat. A hipotetikus alternatívák mindegyike különböző állapotot mutat be az értékelendő jószág jellemzőivel (attributes), illetve a jellemzőkhöz tartozó szintekkel (levels) kapcsolatban. Az összehasonlítandó alternatívák között szerepel a *status quo* is, amelynek választása azt mutatja, hogy a válaszadó a jelenlegi helyzetet preferálja. Az alternatíva csoportok közötti választás elemzése révén meg lehet határozni a marginális átváltási hajlandóságot a jellemzők, illetve a hozzájuk tartozó szintek között (implicit ár). Az egyik jellemző általában a pénz, így lehetőség nyílik a jellemzőkkel kapcsolatos fizetési hajlandóság meghatározására. A módszer a jellemzők segítségével közvetett módon határozza meg a vizsgált környezeti jószág pénzben kifejezett értékét (illetve a bekövetkező állapotváltozás értékét). A több jellemző (illetve a hozzá tartozó szintek) alkalmazása komplex statisztikai modell alkalmazását igényli (lásd Hensher és szerzőtársai, 2005; Christie és szerzőtársai, 2006; Marjainé Szerényi, 2000; ExternE, 2005; Rolfe, Bennett és Louviere, 2000). A feltételes választás módszeréről magyarul Krajnyik (2008) ad átfogó bemutatást⁵⁸.

Az eddig bemutatott felmérések mellett cél volt egy feltételes választás felmérés elvégzése is Közép-Mezőföldön, egy legalább 300 fős mintán. A feltételes választás módszer alkalmazását az indokolja, hogy a feltételes értékeléssel szemben egyszerre több értékelendő jószágot (jellemző) is képes kezelni. A felmérés elsődleges célja egyrészt a mezőgazdaság vízterhelésének, másrészt a tájképre gyakorolt hatásának az értékelése. A felméréssel megismerhetjük a lakosság fizetési hajlandóságát mindkét terület vonatkozásában. A feltételes választás felmérés emellett kiegészíti a biodiverzitásra gyakorolt hatások vizsgálatát. Az értékelendő scenáriók ennek megfelelően ugyanazok, mint a DMV, illetve a feltételes értékelés felmérés esetében. A vízterheléses és tájképi jellemzőkön kívül vannak jellemzők a biodiverzitásban beálló változásra, és természetesen a költségekre vonatkozóan is (lásd VIII. melléklet). A biodiverzitást, mint különálló jellemzőt abból a célból vettük be a feltételes választás felmérésbe, hogy a többszörös számbavételt el tudjuk kerülni. A hatásértékelések aggregálhatósága ugyanis fontos szempont. A beágyazódás, vagy más néven rész-egész (embedding, part-whole bias) ismert probléma (Kahneman és Knetsch, 1992). A lakossági preferenciák feltárásán alapuló

⁵⁸ Krajnyik barlangokra vonatkozó vizsgálata az elsők között alkalmazza a módszert Magyarországon. A BCE Környezetgazdaságtani és Technológiai tanszékén 2009-ben zárult egy feltételes választás vizsgálat a vízszennyezés területén (Aquamoney projekt).

módszerek esetében – a jószágok lehatárolásának nehézsége miatt – különös hangsúlyt kell a többszörös számbavétel elkerülésére fordítani. Valószínűleg ide vezetne, ha a feltételes választásból a biodiverzitás jellemzőt kihagynánk, ugyanakkor a környezeti költség értékelések későbbi összegzésénél valamely másik biodiverzitás felmérés eredményét figyelembe vennénk. Mint azt korábban láttuk (III. fejezet), a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésénél a DMV módszert érvényesebb módszernek tekintjük, ezért az eredmények összegzésekor a feltételes választással kapott érték helyett a biodiverzitás esetében a DMV eredményeket használjuk fel.

A tájképi hatások értékelésénél különös gondossággal kell eljárni a scenáriók felépítésekor. A megkérdezettek a mezőgazdasági tájkép alatt valószínűleg nem csak a szántókat érthetik, hanem a mezsgyét, növény-sávokat, fasorokat is, amelyek már a féltermészetes élőhelyeket is magukban foglalják, és ezzel a biodiverzitás is bevonódhat a körbe.

Mivel a kvalitatív rangsorolás (lásd IV.1.1.) a tanácskozó fórumok során működőképesnek bizonyult, így a nagyobb minta érdekében a feltételes választás felmérés kérdőívébe is beépítettük ezt a rangsorolást. A rangsorolásban a tanácskozó fórumos vizsgálatok (első fázis) eredményeit használtuk fel. A kvalitatív értékelések során felmerült fogalmak (viszonyítási alapok) képezték a rangsorolás elemeit. A kérdőív során a válaszadókat megkértük, hogy rangsorolják a kiválasztott fogalmakat fontosság szerint.

Az egyéni attitűd a feltételes választás felmérésben is fontos változó. A tervezett viselkedés elmélet (III.3.2) egyes részeit alkalmaztuk a felmérésünkben, nevezetesen a viselkedéssel kapcsolatos attitűd (specifikus attitűd) elem került a kérdőívben alkalmazásra (lásd VIII. melléklet). A viselkedéssel kapcsolatos attitűd arra utal, hogy az egyén mennyiben értékeli kedvezőnek vagy kedvezőtlennek a kérdéses viselkedést (Spash és szerzőtársai, 2006).

IV.4. Hatás-útvonal értékelés módszer (Impact Pathway Approach)

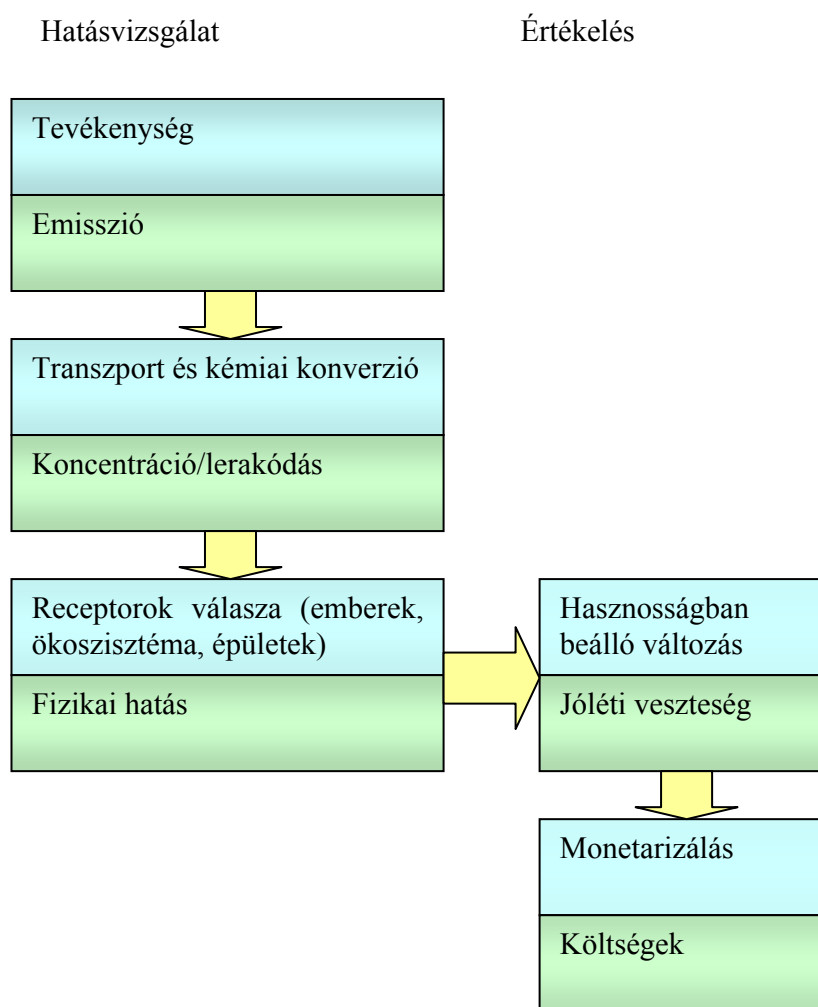
A hatás-útvonal értékelés módszer (Impact Pathway Approach) az ExternE kutatás során került kidolgozásra (European Commission, 1999; ExternE, 2005). A módszer segítségével az energiatermelésre visszavezethető légszennyező anyagok hatásait lehet monetáris formában meghatározni. A módszer négy fő lépésből áll (ExternE, 2005):

1. Emissziók meghatározása. A releváns technológiák és szennyezőanyagok specifikálása.
2. Diszperziós modellek felállítása. A megnövekedett szennyezőanyag koncentráció kiszámítása minden érintett régióban.

3. Kitétség-válasz függvények meghatározása (dose-response function, más néven exposure-response function). A fizikai hatás nagysága a káros hatásnak való kitétség függvényében. A megnövekedett koncentráció dózisának kiszámítása, majd a fizikai hatás kiszámítása a dózis függvényében.
4. Pénzbeli értékelés. A hatások közgazdasági értékelése.

A légszennyező anyagok hatás-útvonal értékelésének folyamatát a 9. ábra mutatja.

9. ábra Hatás-útvonal értékelés módszer (Impact Pathway Approach) a légszennyezés externális határkölségének számszerűsítése esetében



Forrás: Bickel és Friedrich (2001, 2.o.)

Magyarországon van Beukering, Cesar és Janssen (2003) nyomán Marjainé Szerényi és szerzőtársai (2003 és 2004) is hatás-útvonal értékelés módszert alkalmaztak a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése, és a Víz Keretirányelv kapcsán a természeti tőke értékváltozásának becslésére. A vizsgálat lépései a következők voltak: a.) a vizsgálat határainak meghatározása; b.) a gazdaságilag fontos fizikai hatások számbavétele; c.) a fontos

társadalmi-gazdasági hatások számszerűsítése; d.) pénzügyi értékek rendelése az egyes karakterisztikákhoz, majd érzékenység vizsgálat. Marjainé Szerényi és szerzőtársai vizsgálata módosított módszerre épült, hiszen nem szorítkozott az emissziók vizsgálatára.

A növénytermesztés területén a számszerűsített légszennyezésre visszavezethető károk kiterjednek a fosszilis tüzelőanyag felhasználására, az elektromos áram felhasználására, valamint a műtrágya felhasználására és előállítására. A felhasznált monetáris egységköltségek megegyeznek a MethodEx szakpolitikai eszköztár (Methodex policy toolbox, 2007) értékeivel. A számszerűsített légszennyező anyag emissziók kiterjednek az üvegházhatású gázokra, a hagyományos légszennyező anyagokra (SO₂, NO_x, PM, CO, NH₃, NMVOC) és a nehézfémekre.

A peszticidhasználat emberi egészségre gyakorolt hatásának értékelését szintén a hatás-útvonal értékelés módszerrel végeztük el. A peszticid használat értelemszerűen nem kapcsolódik légszennyező anyag kibocsátáshoz, azonban úgy gondoljuk, hogy a hatás-útvonal értékelés módszerrel ez a hatás is értékelhető, feltéve, hogy ismerjük a kitettség-válasz függvényeket (dose-response function) a megbetegedésekre vonatkozóan.

Kétségtelen, hogy a peszticidhasználat hatásainak értékelése alapvető nehézségekbe ütközik. Ennek oka a peszticidek sokszínűsége, a hatásmechanizmusok különbözősége. Nem létezik a peszticidekre vonatkozó „közös nevező”. Az aktív hatóanyagok jellegükből adódóan különböző hatással bírnak a környezetre és az emberi egészségre. Az egyes aktív hatóanyagok hatásainak értékelése között akár több nagyságrendbeli különbség is lehet, ennél fogva nehéz a peszticidekkel kapcsolatban általánosságban vizsgálni.

A nagy bizonytalanság kezelésére érzékenységvizsgálatot célszerű alkalmazni, vagyis meg kell vizsgálni, hogy a peszticidekhez rendelt fajlagos értékek (egységköltségek) mennyiben befolyásolják a végeredményeket.

IV.5. Költség alapú eljárások

A talajpusztulással kapcsolatos környezetterhelés értékelését – alkalmasabb módszer hiányában – a szakirodalomban található adatokra támaszkodva kíséreljük meg megbecsülni. Mint azt korábban láttuk, e helyen csupán az eliszapolódással kapcsolatos költségeket kell számba vennünk, hiszen talajjal kapcsolatos externáliákat ezek okoznak (II.2.1.).

Az eliszapolódással kapcsolatos költségekre vonatkozó adatokat a területileg illetékes vízművektől célszerű beszerezni. Amennyiben ismerjük a rendszerbe kerülő „iszapot” (eliszapolódás mértéke), és az ennek következtében a rendszer működésében beálló

többletköltséget, úgy megbecsülhetjük a talajpusztulással kapcsolatos *ex situ* környezetterhelés értékét.

V. Hipotézisek

1. A növénytermesztési eredetű externáliák értékelésével közelebb lehet kerülni a környezeti szempontokat tükröző növénytermesztési gyakorlat kialakításához.
 - a. A növénytermesztési eredetű externáliák elég nagyok ahhoz, hogy a jelenlegi politikákat szükséges legyen új alapokra helyezni.
 - b. Az intenzív és a környezetkímélő növénytermesztési technológiák externális környezeti hatásainak értékelése markánsan különböző eredménnyel jár.
2. A közvetlen gazdasági értéktől szignifikánsan eltérő értéket kapunk, amennyiben az externális környezeti hatásokat is értékeljük, azaz az eddig többnyire nem-számszerűsített értékkategóriák jelentős hányadot alkotnak.
 - a. A növénytermesztés környezeti terheléséről teljesebb képet lehet kapni, amennyiben a biodiverzitásra gyakorolt hatást is értékeljük.
 - b. A növénytermesztés környezeti terheléséről teljesebb képet lehet kapni, amennyiben a talajpusztulást, a vízterhelést, a levegőszennyezést, a környezetegészségügyi és a tájképi hatásokat is értékeljük.
3. A biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésének eredményeit, és annak érvényességét szignifikánsan befolyásolja a tanácskozó fórum lehetősége.
 - a. A tanácskozó módszer (DMV) alkalmazásával a tájékozatlanság és ismerethiány, valamint a kiforratlan preferenciák kezelhetőek, és ennek révén a protestáló szavazatok aránya csökkenthető.
 - b. A biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésénél az önálló feltételes értékelés felmérés, illetve a tanácskozó fórummal egybekötött monetáris értékelés (DMV) szignifikánsan különböző eredményre vezet.

VI. A kutatások eredményei

VI.1. A kiválasztott gazdaságok terméseredményei

Az intenzív gazdaság 1442 hektáron gazdálkodott 2004-ben, míg az ökológiai gazdaság 452 hektáron, bár ez utóbbi magában foglalta az előírásoknak megfelelően az évente rendszeresen parlagon hagyott területeket is (vagyis nettó 417 ha). A parlagoltatás az élővilág érdekében történt, az intenzív technológia esetében nincsenek ilyen előírások. A 7. táblázat a gazdaságok fontosabb termelési adatait összegzi.

7. táblázat A két vizsgált gazdaság terméseredményei

Növénykultúra	Intenzív gazdaság, 2004		Ökológiai gazdaság, 2005		Magyarországi termésátlagok	
	Termés-terület (ha)	Termés-átlag (kg/ha)	Termés-terület (ha)	Termés-átlag (kg/ha)	2004 (kg/ha)	2005 (kg/ha)
tavaszi búza	N/A	N/A	16,0	3000	5120	4500
őszi búza	454	6760	101,8	3500		
tönkölybúza	N/A	N/A	51,7	2996		
árpa	44	6060	N/A	N/A	4270	3750
kukorica	334	9170	27,3	4915	7000	7560
kukorica vetőmag	N/A	N/A	15,0	3562	N/A	N/A
lucerna	N/A	N/A	27,3	10777	6090	5240
repce	164	4650	N/A	N/A	2770	2310
borsó	130	4280	37,2	3868	2960	2520
napraforgó	316	3760	65,6	1524	2470	2170
zab	N/A	N/A	37,4	2151	3120	2520
len	N/A	N/A	37,3	1457	1540	1400
Összesen	1442		416,6			

Forrás: gazdasági adatok és KSH (2010b)

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

Az intenzív technológiát alkalmazó gazdaság (a továbbiakban: intenzív gazdaság) adatai a 2004-es évre vonatkoznak, míg az ökológiai gazdaságé 2005-re. Ez korlátozhatja az összehasonlíthatóságot, hiszen az adott év időjárása meghatározó a terméseredmények szempontjából. Ennek orvoslására a 7. táblázat ismerteti az átlagos országos terméshozamokat is. Mind 2004, mind 2005 az időjárás szempontjából kedvezőnek volt mondható, 2004 talán kicsivel kedvezőbbnek. „Normális” hőmérséklet, kevés szélsőséges időjárási esemény és az átlagosnál több csapadék jellemezte mindkét évet. Mindkét évben a

legtöbb termesztett növény esetében átlagon felüli hozamokat realizáltak Magyarországon (2005-ben a kukorica rekord termést eredményezett). Az időjárás hatásának kiszűrésére megoldásként növényenként standardizáljuk az adatokat 2005-re. (Ezáltal az intenzív gazdaság terméshozamai összesen átlagosan közel 12%-kal csökkennek.⁵⁹)

VI.2. A biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelése

VI.2.1. Tanácskozó fórumok kvalitatív eredményei

Összesen 12+1 tanácskozó fórum 127 fő részvételével képezte a kvalitatív értékelések alapját. Ebből nyolc a lakosság, három a gazdák, és egy pedig vadászok részvételével zajlott, míg egy elsősorban kérdőívteszteléssel (fókuszcsoporthoz) foglalkozott (6. táblázat). A kvalitatív elemzésnél eltérünk a hagyományos fókuszcsoporthoz tartozó elemzéstől (Vicsek, 2006), hiszen úgy gondoljuk, hogy a nagyszámú minta lehetőséget biztosít az általánosításokra is, a kapott eredményeknek feltehetően az adott szituációkon, tanácskozó fórumokon túlmutató relevanciájuk is van. Ezen álláspontunkat támasztja alá az is, hogy a tanácskozó fórumok nem változtatták meg a megkérdezettek környezetvédelmi attitűdjét, hozzáállását (lásd később a VI.2.3. fejezetben a NEP eredményeket), így ez nem korlátozza az eredmények tágabb értelmezésének lehetőségét.

Meg kell említenünk, hogy a tanácskozó fórumok során felmerülő témák nem korlátozódnak Közép-Mezőföldre, nehéz lett volna a résztvevők gondolkodását a Mezőföldnél kisebb tájegységre korlátozni⁶⁰. A fajok neveinek említésekor nem törekszünk a tudományos nevek használatára, úgy gondoljuk az elhangzott nevek sokszor „beszédesebbek” lehetnek. Az elemzés a következőképpen zajlott: a moderálás lehetőséget biztosított a kutató számára a folyamatos jegyzetelésre, majd a jegyzeteket a tanácskozó fórumok után letisztáztuk, kiegészítettük, kiemeltük a főbb elemeket. Mindez a hangfelvételekkel kiegészítve megfelelő alapul szolgált a kvalitatív elemzéshez.

A Mezőföld élővilágának és élőhelyeinek sokfélesége kapcsán szinte egyöntetűnek jellemezhetjük, hogy a tanácskozó fórum **résztvevők érzékelték a változásokat**: egyes fajoknak az eltűnését (fogoly), mások gyakoriságának csökkenését (ördögszekér, tátorján, tavaszi hérics, giliszta, katica, fécán, fecske, pacirta, veréb, nyúl⁶¹), korábban nem ismert

⁵⁹ A kilenc termelt növény átlagos termésátlaga 2005-ben 88,4%-a volt a 2004-es értékeknek.

⁶⁰ Bár a vitákat sikerült a Mezőföld határain belül tartani, két tanácskozó fórumon is előjött az évszakok vélelmezett átalakulása, nevezetesen, hogy „eltűnik a tavasz és az ősz”.

⁶¹ Alkalomszerűen felmerült még az eltűnő/csökkenő populációjú fajok között a szegfűgomba, özláb, földiszeder, papkenyér (papsajt), zsidótakony, pipacs, sziki kamilla, kosbor, konkoly, árvalányhaj, sóvirág, nőszirm, szarkaláb, sáfrány, paraszilfa, szarvasbogár, réti csík, mezei béka, gyíkok, teknős,

új fajoknak a feltűnését (arany sakál, parlagfű), és az élőhelyek elvesztését⁶². Messze kisebbségben voltak azon vélemények, amelyek szerint a fajok eltűnése nem probléma, mert „nem létszükséglet” (József, Zichyújfalu), vagy „a jégkorszakban halt ki a mamut, de később jöttek újak” (András, Zichyújfalu), illetve voltak, akik egyszerűen nem érzékelték változást a biodiverzitásban (Mária, Mezőfalva). Olyan vélekedésre is volt példa, miszerint „ahogy csökken a természet élettere, úgy csökken az emberé is”⁶³ (Tibor, Perkáta). Talán jellemzőnek tekinthetjük Gizi (Mezőfalva) vélekedését, hogy „az átlagembernek nem probléma, ha a fajok eltűnnek”, amire Margit ráerősített azzal, „ha nem beszélünk róla, észre sem veszi senki”, míg Mária „később lesz jelentős” megállapítása már a hosszú távú hatásokat hozta be a beszélgetésbe. Tibor (Perkáta) párhuzamával élve a folyamat „olyan, mint amikor az öreg szakmák kihalnak: ez most senkit nem érdekel, de majd ha az utolsó tűzikovács nagypapa meghal...”

Többen megállapították, hogy egyes fajokból, mint amilyen az őz, túl sok van az eltartóképességhez képest. Tibor (Perkáta) szerint a vadállományt kordában kell tartani, mert adott a terület vadeltartó képessége. A kullancsok elszaporodását is többen említették, amit a természetes ellenségei csökkenésének, az árokpartok kaszálatlanságának, valamint a telek átalakulásának tulajdonítottak⁶⁴. A „reglonozás (peszticid) miatt elhullanak az állatok” (Fecó, Zichyújfalu). Mivel kevesebb a rovar (állattartás visszaszorulása és peszticid használat), ezért kevesebb a fecske is (Németkéren Marika szerint régen 4-5 fecskefészek általános volt a sátozott házakon). A horgászat kapcsán Zoltán (Sárbogárd) változásokat észlelt a halak vonulásán; régen tudta, hol milyen halat talál, de ma már más módszert, más horgászbotot kell használnia. Timi (Hantos) szerint „mindenki tenne a környezetért, de a szinttartás a cél”. A biodiverzitásban észlelt változásokat – kedvezőtlennek ítélve – János (Szabadegyháza) úgy jellemezte, hogy „régen nem csak parlagfű volt, hanem búzavirág, konkoly is”. A visszafordíthatatlan veszteségeket Anikó (Szabadegyháza) szemléletesen

fekete gólya, csóka, fűz, mókus, ürge. Említették még a gyakoribbá váltak között a mezei kamillát, és hogy ismét van búzavirág. A nyulat többségében csökkenő, de előfordult, hogy növekvő állományúnak írták le.

⁶² A szabadegyházai vita érzékletesen ábrázolja a változásokkal kapcsolatos észleléseket, véleményeket:

„Zoltán: Kikényszerülnek az élőlények a mezőgazdasági területekre, ahol permeteznek...”

Ibolya: Elvándorolnak.

Gábor: De hova?

Pál: Gyerekkoromban sok szarvasbogarat láttam.

Marika: Nagyon örülök, hogy a kertemben van egy szarvasbogár házaspár.

Anikó: Béka viszont több van.

Ilona: Gyík és sikló is.

Csilla: Galamb van sok.

Anna: Galamb az nincs.

Ilona: Sok a hangya. A ház körül. A szárazság miatt.”

⁶³ Tibor a következőkben utalt még arra, hogy „a bogarak óriási hasznát hoznak a beporzással”.

⁶⁴ A kullancskérdést a jelentős médiafigyelem (kullancsveszély) miatt nem feltétlenül tekinthetjük objektív témának.

úgy fogalmazta meg, hogy „a hipermarketben nem lehet egy tölgyfát venni három cinegepárral”. „A mai fiatalok nem fogják látni az eltűnt fajokat” (Tibor, Zichyújfalu). Gabi (Sárbogárd) beszámolt arról, mekkora butaságnak tartotta, amikor megtudta, hogy Angliában egy rádió folyamatosan madárdalokat sugároz, hiszen kinyitja az ablakot és hallja, míg rá nem jött, hogy nem mindenki lakik ilyen helyen.

Felmerült az is, hogy **a mai mezőgazdaság jóval kisebb terheléssel jár** a környezetre, mint a rendszerváltás előtti. Ezt elsősorban annak tulajdonították, hogy kevesebb pénz jut műtrágyázásra, vegyszerezésre. A termelészövetkezetek (tsz) idején „az akkori vegyszerek (5 keresztes méreg) elpusztítottak mindent, de azóta megint vannak madárfajok” (András, Zichyújfalu). A madarakat, mint az várható volt, indikátor fajoknak tekintették, így a változások jellemzésére ezek többször felbukkantak. Fajok elterjedését is érzékelték egyesek (pl. barázdabillegető). Ugyanakkor a nagyobb mezőgazdasági gépek könnyebb mozgásának számlájára írták azt a rendszeresen felhozott és egyöntetűen értékelt problémát, hogy kivágták a fasorokat⁶⁵. „Ezekon vonultak az állatok” (József, Zichyújfalu). Beszántottak mezsgyéket, erdősávokat, hogy a nagy gépekkel könnyebb legyen fordulni, így fészkelőhelyek tűntek el (Zoltán, Szabadegyháza). Ferenc (Perkáta) ironikus jellemzésében „a csalitost ki kell irtani, mert akkor a traktor egyben tud robogni”. Ezeknek a beállítottságoknak ellentmond ugyanakkor, hogy János (Sárbogárd) a kaszálatlan dűlőutakat benövő ecetfák, vagy a vitális gyomnövények előretörését gazdagodásnak élte meg. Az akácot a legtöbb résztvevő már természetesnek vette, úgy tűnik, már beleolvadt a mezőföldi flórába. Pillangók, katicák száma csökkenésének tapasztalatáról is beszámoltak, „de hát permetezni muszáj” (Ilonka, Sárbogárd). Jenő (Perkáta) a növénytermesztés és az élővilág konfliktusát úgy fogalmazta meg, hogy „nem lehet kitáblázni az élőlényeknek, hogy most ne gyertek ide, mert ’reglonoztak’”.

Néhányan a **kertjükben** található állatfajok változatosságát emlegették (sárgarigó, sünn), hangsúlyozva, mi mindent megtesznek értük (pl. téli madáretetés). A rókák a szabadegyházai tanácskozó fórum beszélgetése alapján ugyanakkor azért mennek be az udvarokra, mert kevesebb a természetes élőhelyük, így „kényszer hozza házhoz” (Ilona). A sündisznó már háziállatnak számít Gabi (Sárbogárd) véleménye szerint.

A **lőszvölgyek**, mint mezőföldi természeti értékek is elhangzottak. Egyesek hangsúlyozták, hogy itt vannak még olyan fajok, amelyek máshol már nem („sztyepp”). Többen ismerték, hogy itt költ a gyurgyóka (méhészmadár, gyurgyalag), vagy hullámszik az árvalányhaj.

⁶⁵ Az erdők kivágása szintén sokszor felmerült (pl. vajtai őstölgyes). A rendszerváltáskori erdős, fás területek elpusztítását visszatérően fájalták.

Az eddigieket összegezve a tanácskozó fórumok alapján az látszik, hogy komoly problémának számít a fajok és élőhelyek eltűnése. A mezőfalvi fórum alábbi párbeszéde a **biodiverzitás fontossága** kapcsán több használattal összefüggő és használatától független értéket felel, de felismerhető a belső, önmagában rejlő, belülről fakadó érték fogalma (III.1.1.) is:

„Sándor: Így kerek a világ.

Marika: Megbomlik az egyensúly. Elszaporodhatnak a káros fajok.

László: Ha reggel nem madárfüttyre ébred az ember, az persze, hogy probléma.

Marika: Ha kipusztulnak az élőlények, az ránk is kihat. Mi is veszélybe kerülünk.”

Tágabb kontextusban viszont már úgy tűnik, a prioritások máshol vannak, más területekhez viszonyítva a problémákat már kisebbnek értékelték. Jellemző vélekedés Ferencé (Alsószentiván), aki szerint „sokkal több fontos dolog van, mint az élőhelyvédelem”, amihez József azzal csatlakozott, hogy „nálunk nincs olyan nagy veszély ökológiailag, mint például az iskolával”.

A tanácskozó fórumokon rendszeresen előkerült, hogy a tágabb értelemben vett Mezőföld utóbbi évtizedeiben milyen nagy természeti változásokat okoztak a **vizek elvezetései**, a lecsapolások⁶⁶. Ezt a folyamatot a viták során egyöntetűen károsnak értékelték, hiszen megfogalmazásukban a kiszáradó táj, a süllyedő talajvízszint, az eltűnő belvizek és kopolyák, természetes víznyelők következtében „ritkul az élővilág” (András, Zichyújfalu). A pockok és a sirályok korábban gyakoriak voltak, de a „földigiliszták sem bírják a víz nélkülséget” (József, Alsószentiván). Ez utóbbi kapcsán abban is egyetértés mutatkozott, hogy a fajok eltűnésének gazdasági kára is van. Hiszen amennyiben a táplálékláncból kiesik egy faj, azt megérzi az egész lánc. Ez utóbbi a haszonelvű megközelítést tükrözi. György (Perkáta) szerint vándormadarakkal voltak régen tele vonuláskor a villanyvezetékek, de a lecsapolások miatt már kevesebben jönnek (Ferenc, Perkáta). Az észlelt változások jellemzésére találónak tartjuk a következő perkátai idézetet:

„Ferenc: Harminc éve még lehetett inni a patakok vizéből a Mezőföldön.

Tibor: Ma patak sincs.”

A mezőföldi természethez köthető beállítottságokkal kapcsolatban József (Alsószentiván) véleménye mérvadónak tűnhet, miszerint „sokkal több mindent rá kellene bízni a

⁶⁶ “Régen 17 tó volt, ma 2” van a környéken. Például a Vályi-tó is kiszáradt, a Békaréka tavat beépítették, kiapadt a Selyemmajori-ér. Alap környékén még két évtizede is voltak pozitív folyókutak (források), amelyekből inni lehetett. Az 1999-es özvívízszertű esőzések nyomán árkosítottak, „nagyapáink ismerték a területeket, tudták merre kellett volna az árkokat vezetni” (István, Sárbogárd). János (szabadegyháza) gyerekkorában előfordult, hogy a laposokon két méteres vízben fürdött, Anna pedig elcsente anyjától a nagyteknőt, abban csónakázott.

természetre, vissza kellene adni, ami az övé”⁶⁷. Rendszeresen felvetődött, hogy a mezőföldiek számára egyértelmű a természet ismerete, szeretete, hiszen nap, mint nap együtt élnek vele, benne élnek a tájban. Úgy nőnek fel, hogy sok állatot látnak (István, Sárbogárd). Ez a városi lakosságról szerintük már koránt sem mondható el. Ennek ellentmond József (Zichyújfalu) vélekedése, mivel neki az „egyetlen kapcsolata a természettel a foci pálya és a kullancs”.

A helyi környezetvédelmi problémák közül a **falopásokat és a szemetelést** említették leggyakrabban. Míg előbbi leginkább a biodiverzitáshoz (élőhelyek sokfélesége), addig utóbbi a tájképi értékekhez köthető. Közös bennük, hogy mindkettővel szemben tehetetlennek érezték magukat.

Összességében mind a gazdákkal, mind a lakossággal tartott tanácskozó fórumok a biodiverzitás romlásáról számoltak be; a Mezőföldön általánosan érzékelték azt. Érzékelték a mezőgazdasági gyakorlatnak az élőhelyekre gyakorolt kedvezőtlen hatását (pl. fasorok eltűnése). A konfliktusokat szemléletesen festették le. Az irreverzibilis folyamatok sejtése, a természet sérülékenysége, a veszteség érzése, az emberi hatások dominanciája jellemezte a biodiverzitással kapcsolatos vélekedéseket.

Az eddigiek támpontul szolgálhattak a teljes gazdasági érték több eleméhez. Külön vezérfonál téma volt a **választási lehetőség** és a **kvázi választási lehetőség értéke**, annak vizsgálata, hogy ez az érték kategória mennyiben lelhető fel. A választási lehetőség és a kvázi választási lehetőség értékére vonatkozó tapogatózó kérdéseinket jellemzően néma csend követte, amiből talán azt a következtetést lehet levonni, hogy a tanácskozó fórum résztvevők „tudatosan” nem ezek mentén gondolkodnak. Egyértelmű bizonyítékot ezen két érték kategória meglétére nem találtunk. Arra a kérdésre, „mik lehetnek a következményei a fajok és élőhelyek eltűnésének, vagy ha kihal egy faj, vagy eltűnik egy élőhely, akkor ez milyen következményekkel járhat?” a tanácskozó fórumok során spontán nem merült fel a választási lehetőség értéke. Mindazonáltal Éva (Alsószentiván) megjegyzése, hogy „érdemes valószínűleg elhalasztani a <társadalmi> döntést, hiszen nem tudjuk előre a következményeket” a kvázi választási lehetőségre utalhat.

A következőkben a használattal közvetlenül összefüggő értékekkel kapcsolatos tanácskozó fórum tapasztalatokat mutatjuk be. A **természetjárás, kirándulás, madarászat** kapcsán egyetértés mutatkozott Erika (Zichyújfalu) megfogalmazásával, hogy „elkényelmesedtek az

⁶⁷ „Tudatosan tesszük tönkre a környezettünket (László II., Mezőfalva)”. „A fejekben kellene a változás” (Gizella, Mezőfalva). „Kizsákmányoljuk, visszaélünk a természettel” (többen Szabadegyházán). „Elszakadt az ember a természettől, a mának él” (Zoltán, Sárbogárd). „A természet önmagától már meg sem tudna újulni” (Laci, Németskér).

emberek, és kullancsveszély van, ezért kevesebbet járnak el”. De a rendszerváltozás utáni magántulajdonba adás is beszűkítette a természetjárás lehetőségeit⁶⁸; többeket az fog vissza a kirándulástól, hogy ha magánterületre tévedne, rászólhatnak. Anikó (Szabadegyháza) szerint az egyre kevesebb szabadtéri programot (pl. számháború) tartalmazó iskolai tananyag is ebbe az irányba hat. A tanácskozó fórum tapasztalatok azt mutatják, hogy a többség nem szokott kirándulni, a túrázások már kevésbé népszerűek. Jellemzően „nincs idejük rá”. „A megélhetéssel vannak elfoglalva” (Bulcsú, Sárbogárd). Rita (Perkáta) megfogalmazásában, „akinek van ideje és pénze, hétvégén az is élményfürdőbe megy, mert az trendi”. Ferenc reagálása is sokatmondó ennek kapcsán, miszerint „mi tetszik neked az arborétumban?” Erika (Zichyújfalu) véleményéről pedig vita alakult ki, miszerint „a vidéki embernek nem annyira kikapcsoló a természetjárás, mint a városinak”. „Minden nap együtt élnek a tájjal, ezért nem értékeli” (Bulcsú, Sárbogárd). Szinte egybehangzó vélemény volt, hogy országos viszonylatban szegényesnek tartják a mezőföldi természetet. Jellemző vélekedés volt, hogy emiatt nem jönnek a turisták a Mezőföldre. A résztvevők saját maguk is inkább messzebbre mennek kirándulási célpontként, nem maradnak a Mezőföldön. A természetben töltött tevékenységként említésre került a kirándulás, gombászás⁶⁹, biciklizés, horgászás, madárles. Ilonkát (Sárosd) az motiválta, hogy jó érzést biztosít a természet, Csabának (Sárosd) a 3-4 órás szabadban való kintlét sok energiát ad, Pál (Szabadegyháza) pedig a lecsapó ölyvek látványát emelte ki. Az akácillat, vagy a gyermekkori mezei csokrok emléke maradandó emlékként merült fel (Gizi, Mezőfalva). László (Mezőfalva) 15 éve felírja, mikor jönnek a gólyák, és minden tavasszal izgatottan várja őket. Anekdotaként Sárosdon elhangzott, hogy egy ismerős festő régen sötét képeket festett, amióta viszont kijár a természetbe, megváltozott. A megszűnt madárgyűrűző-tábort sokan sajnálták Zichyújfalun, hiszen „erre jöttek emberek”.

A tanácskozó fórumok tapasztalata az volt, hogy a **táj szépsége** jellemzően értékkel bír, de szinte minden egyén másként definiálta a szépet. Egyeseknek a megművelt, másoknak a vadon tetszett, akadt, akinek mindkettő. A többség meg tudta fogalmazni, milyen számára a szép, illetve a nem szép táj⁷⁰, bár Eszter (Sárbogárd) szerint ez a hangulatától is függ. Találónak tartjuk Sándor (Mezőfalva) megjegyzését a tájképről; „van, ami hullámszik”. Ibolya (Szabadegyháza) szerint „megfakult” a kiszáradó Mezőföld. A változatos tájat többen szépnek találták, ugyanakkor a „szépen megművelt táblák” is szépek. Fecó (Zichyújfalu) lefestésében a nadrágszík parcellák olyanok, mint a tarkabab. Mások

⁶⁸ Például a Hantosi-tó bekerítése több helyen felmerült.

⁶⁹ Rudolf (Sárosd) említette, hogy már alig tartanak állatot, ezért nincs tehénlepény, és emiatt gomba is alig.

⁷⁰ Egyeseknek tetszett, másoknak kevésbé a mezőföldi táj. Többen inkább a hegyes-dombos tájakat preferálták.

ugyanakkor a felszabdalt földeket nem találták szépnek. Az arányok adják a szépséget János (Sárbogárd) szerint. László (Mezőfalva) jellemzésében „benne van a ritmus a tájban”, míg Anikó (Szabadegyháza) a mezőföldi táj egyszerűségét szereti. Nem szépként legtöbbször a gazos, elhanyagolt, kopár tájat említették. Szépnek találták többek között a vadvirágos réteket, a legelésző teheneket. Tibor (Perkáta) hasonlatával élve „a sok száz bála kaszálás után olyan szép, hogy ha valaki nem vigyáz, szívinfarktust kaphat”. A mezőföldi táj esztétikus, mert „egybefüggő, a maga összes változatosságával” (Anikó, Sárbogárd). Anna (Perkáta) szerint nem csak a látvány, hanem az illat is fontos. „Ha kimegy a határba, annak illata van, szellője van” (Anikó, Sárbogárd). Többeknél a tájhoz való kötődés jelentősnek mutatkozott, amire jellemző példa Margit (Mezőfalva) vélekedése: „átjövünk a hídon, és itt minden szebb, mint az Alföldön”. Ezzel szemben Tibor (Perkáta) a kirándulóhelyeket hegyhez, vízhez köti, nem „egy poros úthoz”. Szinte mindig felmerült, hogy hiányolják a fasorokat, az erdőfoltos területeket. A táblásítások ('80-as évek) és a földprivatizáció után kivágták ezek nagy részét. Ezzel a táj veszített esztétikai élményéből.

A **kultúrára gyakorolt hatás** terén jellemzően elenyésző volt az asszociáció. Sokatmondó, hogy a kérdést legtöbbször fordítva értelmezték, azaz a kultúra hogyan hat a természetre. Ez ugyanakkor nem meglepő, hiszen a Mezőföld mai lakossága a korábbi századok betelepítéseinek eredménye (többféle népcsoport), erre rámutatva a résztvevők rendszeresen hangsúlyozták, hogy ők maguk is kevés Mezőföld-specifikus kulturális elemről tudnak. A perkátai tanácskozó fórum említette, hogy a címerében a hajnalka (futóvirág) van ábrázolva, és „Jókai is úgy írta, mint Perkáta-virág”. Felvetődött, hogy a kultúra is át fog formálódni, a hagyományok kihalhatnak, hiszen „régén nem gépekkel arattak, és összejöttek az emberek” (Erika, Zichyújfalu). Földvárak elpusztulásáról is esett szó (István, Sárbogárd). Szinte minden tanácskozó fórumon pozitív hangszínnel említették a Bolondvárat (környékbeli földvárak). Tibor vélekedése az átalakuló értékrendekről is szól: „Ma divat lekaszálni az út szélét. Divat bemenni standpapucsban, és nem csípi meg a csalán. Csak ebben nem él meg az állat. Az egerészölyv hiába ül a fán, ha nincs eger. Kitisztítottuk az erdőt is.” A változást a kerthez való hozzáállás szintjén is megfigyelte több tanácskozó fórum is; nevezetesen a gyümölcsösöket kivágják, és helyüket befűvesítik, a virágokat már a piacon veszik, a konyhakertből díszkert lesz. Érdekes szempontot vetett fel György (Sárbogárd), miszerint el fognak veszni a tájak, illetve területek nevei (pl. Halomi-dűlő). Ma száma van a területnek, a régi nevek (Kenderáztató, Csalános) eltűnésével „soványodik a kultúra”.

A spiritualításra, **világnézetre gyakorolt hatás** terén szintén kevés volt az asszociáció. A biodiverzitást, mint a természetet értelmezték ebben a kontextusban, és ennek megfelelően asszociáltak. „Jó hazajönni, este kiülni <a kertbe>, virágzik az akác” (Etelka,

Alsószentiván). Többször felmerült a számítógép és más modern játékok, illetve a természet konkurenciája, vagyis a mai fiatalok „nem érnek rá a természettel foglalkozni” (Ákos, Alsószentiván). Elidegenedés figyelhető meg a természettől József (Alsószentiván) szerint. Az idősebbek közül többen sajnálták, hogy nincs kinek átadni az ismereteket, a mai fiatalokat más foglalkoztatja. Bár ide tartozik az is, hogy több résztvevő saját bevallása szerint egyáltalán nem ismeri a fajokat, azok neveit. Az értékrendek, beállítottságok létjogosultságára utalt Ferenc (Alsószentiván) története, aki egyszer tárcsázás közben kiszállt a traktorból, hogy arrébb hessegesse egy kisnyulat, „majd jött a rétihéja és elvitte”. Fecó (Zichyújfalu) „ragaszkodik a fákhhoz”, és talán emiatt zavarta az, hogy a privatizáció során „olyanok szereztek földet, akik nem értékelik, nem tudják azt megbecsülni”, holott „a mezőföldi ember mindig a földből élt, megbecsülte azt”. Szintén az értékrendekhez kapcsolható János (Sárbogárd) véleménye, miszerint „a természet kiszámíthatóbb, mint az emberi természet”. A csendre, nyugalomra, kiegyensúlyozottságra, feszültségoldásra utalt Anikó (Sárbogárd) azzal, hogy „megszűnnek a kötöttségek, amikor kint vannak a természetben”, illetve „jobban el tudjuk fogadni az életet” vélte Ágnes (Perkáta). Csaba (Sárosd) megfogalmazásában nem mindegy, hogy „az erdőben sétál, vagy a városban”. Ezek mellett a harmónia, a belső egyensúly megléte került még említésre. A pszichés hatásokon kívül az egészségügyi hatások is sűrűn felmerültek, amelyet Ilonka (Sárosd) úgy fogalmazott meg, hogy „a vidékiek a kertben kapingálnak, míg a városi kirakatokat néz”. A szemléletformálás fontosságát rendszeresen hangsúlyozták, Rita, perkátai óvónő szerint száz óvodásból csak tíz volt valaha erdőben. Az általunk feldolgozott szakirodalomban felvetettekhez képest talán új elemként értékelhető Bulcsú (Sárbogárd) felvetése, hogy a közösséghez való viszonyt is befolyásolhatja a természet hatása. Ferenc (Perkáta) ennek is tulajdonította, hogy „az emberi kapcsolatok még működnek falun”.

A talajban levő víz minőségével (**ivóvíz a talajból**) kapcsolatban a tanácskozó fórum résztvevők tisztában voltak azzal, hogy a mezőföldi talajvíz nitrátos. Ezt jellemzően a mezőgazdaság számlájára írták (műtrágya), kisebb mértékben a csatornázatlanságot okolták emiatt. Problémának tartották a nitrátszennyezést, amire példa, hogy Fecónak (Zichyújfalu) jobban ízlett az ásott kút vize (régén, amikor még nem volt nitrátos), mint az utóbbi évtizedekben bevezetett vezetékes vízé. Gizi (Mezőfalva) szereti az itteni vizet, nyaralásokból hazajöve „jó megengedni a csapot”. Anikó (Szabadegyháza) pedig félelmét fejezte ki a kútvíztől. Külön problémaként jelentkezett, hogy a közutak (artézi kutak) néhol ugyan még megvannak, de a beszivárgások miatt szennyezettek. A kerti kutak vize már csak locsolásra alkalmas, inni a nitrát miatt már nem lehet belőle (Perkáta). A

résztvevők kiemelték, hogy „eltűnt a kutakból a víz” (Szabadegyháza), azaz a minőség mellett mennyiségi problémákat is észleltek.

Az **ételminőségről** többnyire az egészségességre, a vegyszermentességre asszociáltak a tanácskozó fórum résztvevők (amit megtermelnek, abban tudják, mi van). Elhangzott olyan vélemény is, hogy mivel a talaj szennyezett, ezért a termelt zöldség is szennyezett lesz (Erika, Zichyújfalu). Bulcsú (Sárbogárd) szerint a vidékiek sokan nincsenek is tudatában annak, mennyivel jobbat esznek, mint a városiak. A helyi minőségben jellemzően jobban bíztak⁷¹. Sokan egymás közt adják-veszik a húst, gyümölcsöt, zöldséget, stb. A háztájit ugyan nem tartották bio-nak, de még mindig jobban bíztak benne, mint a „nagyüzemiben”.

A tanácskozó fórumok tapasztalatai összességében azt mutatták, hogy a biodiverzitásnak nagyon kevés, és nehezen fellelhető hatása van a mezőföldi kultúrára, és a lakosság világnézetére. Relevánsabb közvetlen ökoszisztéma szolgáltatásnak bizonyult viszont a természetjárás lehetősége, vagy a táj esztétikai élménye. A talajvíz nitrátszennyezettségéről a többségnek volt véleménye (kedvezőtlen). Általánosan elmondható, hogy a tanácskozó fórumok nehezen tudtak a közvetlen ökoszisztéma szolgáltatások között **rangsort**, sorrendet felállítani. Jellemző konklúzió volt, hogy mindegyik elem hozzátesz az életminőséghez. Nehezen találtak olyat, amelyik elhagyható lenne a megvitatott listáról (lásd II. melléklet). A rangsorolásánál legtöbbször aszerint gondolkodtak, melyik elem nem létszükséglet, azaz melyik hagyható el. Amely fórumok így gondolkodtak, azok jellemzően a talajvíz minőségét, esetleg az ételminőséget emelték ki, mint amelyik elem nem hagyható el a listáról. Más tanácskozó fórumok ugyanakkor a világnézet fontosságát hangsúlyozták, hiszen szerintük ez határozza meg a hozzáállást a többihez is.

A **gazdasági és a természeti értékek átválthatósága** is foglalkoztatta a résztvevőket. Az egyik tanácskozó fórumon (Sárbogárd) dilemmaként felmerült, hogy a tervezett M8-as autópálya munkahelyeket teremthet, de tönkretelhet élőhelyeket is. Jellemző vélekedés volt, hogy a mai világban mindent a pénz ural. Domináns véleményként könyvelhető el, hogy a résztvevők áldoznának a fajok és élőhelyek sokfélesége által nyújtott szolgáltatásokért. Az anyagi jólét fontosságát hangsúlyozták a sárbogárdi tanácskozó fórumon. A pénzbeli hozzájárulás többeknek nem volt elfogadható („lenyúlják”, „nem bírná el a lakosság”, „fizessen, aki felelős”), de az alternatívaként felvetett társadalmi munkavégzést állításuk szerint többen szívesen vállalnák. Ezekre számos példát is fel tudtak sorolni (pl. Zichyújfalu a foci-pálya, temető rendbetétele, erdőtisztítás). Mezőfalván azt hangsúlyozták, hogy folyamatosan áldoznak erre (madáreleség, odú). Az természetesen számunkra

⁷¹ Ugyan nem kapcsolódik szorosan a növénytermesztéshez, de érdekességként megemlítjük, hogy a sárosdi tanácskozó fórum hosszan ecsetelte, hogy a moslékon élő malacok még mennyivel szebbek, masszívabbak voltak, mint a mai tápos disznók.

kérdéses, miként lehetne pusztán társadalmi munkával az ökoszisztéma szolgáltatások fennmaradását elősegíteni.

Mint várható volt, több „lakossági” résztvevőnek is rendszeres kapcsolata volt a földdel, a gazdálkodással. Ide tartozó megjegyzések egyrészt a gazdálkodás szeretetéről szóltak, mint például „a jó gazda szemével csináljuk” (András, Zichyújfalu), vagy „néhányan sokat nézegetik a földjeiket; a gazda szeme hizlalja a jószágot” (György, Sárbogárd). Másrészt a mai gazdálkodási gyakorlattal kapcsolatban keserűségről tettek tanúbizonyságot: már „nincs a földnek illata” (György, Németkér), „a régi paraszt tisztelte a földet, az új gazda kizsarolja a földet” (Mihály, Alap).

A tanácskozó fórumok mind támogatnák a **gazdálkodási gyakorlat** olyan **átalakítását**, amely jobb lenne az ökoszisztéma szolgáltatások, a biodiverzitás számára. Ha látják az értelmét, támogatnák a célt. Ugyanakkor néhányan szkeptikusak voltak, hiszen mint Tibor (Perkáta) megfogalmazta, „olyan ember ül az íróasztal mögött, aki életében még egy fagyökérben nem botlott meg”.

A használattal közvetetten összefüggő értékek, vagyis az **ökoszisztéma szolgáltatások** kvalitatív értékelését elsősorban a **gazdákkal tartott tanácskozó fórumok** szolgálták. Ezeken felmerültek többek között: a természet visszacsatolási folyamatai, amellyel a sokféleséget próbálja visszaállítani (gyomok szembeállítva a monokultúrával); a vízmegtartó képesség (a talajszerkezet kapcsán); az „önmagától beálló rendszer”; az inváziós növények (vaddohány, vagy selyemkóró) elterjedése; a kártevők természetes ellenségeinek a hiánya; a beporzás fontossága (elsősorban a napraforgónál). Ugyanakkor a vízeróziót, lévén a Mezőföld viszonylag sík terület, a gazdák nem tartották jelentősnek. A tanácskozó fórumok tapasztalata volt az is, hogy a mezsgyék szerepéről amúgy nem nagyon szoktak beszélni, így ezt viszonylag új elemnek tartották. Sokatmondó tapasztalat, hogy az intenzív gazdálkodók tanácskozó fóruma félreértette a tápanyagkörforgás szerepét, és aszerint értékelt, rangsorolt, hogy mit adunk, és nem aszerint, hogy mit kapunk az élővilágtól (lásd műtrágyázás). „A feltételeket nekünk kell biztosítani, hogy kapjunk valamit” (János, intenzív gazda). Több szolgáltatást természetesnek, azaz adottságnak vettek (jó talajtermékenység a Mezőföldön). Néhányan kényszermegoldásnak tartották a vegyszerezést („ma már dolgozni a földeken nem akar senki”, „nincsenek már állatok a házaknál”, amik lelegelnék az árokpartot, parlagfüvet).

Az **öko** és az **intenzív** gazdálkodás közötti szemléleti különbség a tanácskozó fórumokon is megmutatkozott. János (intenzív gazda) szerint „a bio-t el kell felejteni, be kell avatkozni”. Míg a mezsgye egyik oldalról pozitív szolgáltatást nyújthat („a természet alakította ki, ahol

meg lehet bújni”, István), addig a másik oldal szerint „nincs rá szükség, csak gondot jelent” (János, intenzív gazda). A vegyszerezés káros hatásairól nem volt vita, a létjogosultságáról viszont annál inkább eltérőek voltak a vélemények. Rendszeresen felmerült, hogy ma már új gyomok, kártevők vannak, amelyeket régen nem is láttak, míg György (Németkér) fiatalkorában még „csokit kapott, ha talált egy krumplibogarat”. Többször felvetődött, hogy a vegyszerezett talajban a giliszta sem marad meg, ennek ellenére az intenzív gazdálkodókat ez nem foglalkoztatta, mondván, ez alig befolyásolja a termékenységet, tehát a giliszta szerintük nem számít. Másik oldalról pedig voltak, akik az utóbbi időkben kevesellték a giliszták számát, és ami van, az is „vastagabb és összenőtt” (Pál, Szabadegyháza). Kálmán („integrált” gazdálkodó) részéről elhangzott, hogy a földjében megvannak a giliszták, azaz jó a talaja.

A közvetett ökoszisztéma szolgáltatásokkal kapcsolatban a gazdákkal tartott tanácskozó fórumok tapasztalata markánsan különböző volt. Az ökogazdálkodók, illetve az ezzel a technológiával szimpatizálók megítélésében ezek alapvető fontosságúak voltak, a gazdálkodáshoz érdemben hozzájárultak, sőt, meghatározták annak eredményességét. Ezzel szemben az intenzív technológiát alkalmazó gazdák ezen szolgáltatások mesterséges pótlását hangoztatták, nem tulajdonítottak nagy jelentőséget a közvetett ökoszisztéma szolgáltatásoknak.

A tanácskozó fórumok egyik célja az ökoszisztéma szolgáltatás elnevezésének megvitatása volt. Előzetesen a következőket kínáltuk fel a tanácskozó fórumoknak: ökoszisztéma szolgáltatások, élővilág szolgáltatásai, élőlényközösségek adományai, élő természet adományai. A felkínált és a résztvevők által felvetett (természet nyújtotta lehetőségek pozitív hatásai) lehetőségek közül az **élővilág szolgáltatások elnevezés** bizonyult leginkább találónak, érthetőnek.

A **tájfajtak** (agro-biodiverzitás) kapcsán említésre került, hogy az ősi gyümölcs génállomány nagyrészt eltűnt. Marika (Németkér) még ismerte a rétesalma, a fahéjalma, a borízú alma és többféle körte, ősszilva, ősbarnack változatokat. Ezeket többek véleménye szerint még nem kellett permetezni. Elhangzott az is, hogy a zöldségekre (paradicsom) is igaz, hogy a mai fajtakat permetezés nélkül nem lehet megtermeszteni. A gazdák a fő kultúrnövényekből (repce, búza, kukorica, napraforgó) nem ismertek tájfajtakat a Mezőföldön.

A gazdák tisztában voltak az állattartás visszaszorulásának káros következményeivel, nevezetesen a szerves trágya hiánya rontja a talajtermékenységet, kimerül a föld (szántók). Megoszlottak a vélemények arról, hogy a gazdálkodók mennyire figyelnek oda a „földre” (csak kivesznek belőle, illetve pótolják is az elemeket). A tápanyag-visszapótlás (szerves és

műtrágya, baktériumtrágya) jellemzően központi téma volt. Anekdotaként a Mezőföldről elhangzott, hogy az ősök úgy tartották, hogy „ha csak eldobtuk a vetőmagot, akkor is jó termés lett belőle”. Tapasztalatként felmerült, hogy a fák kivágása növeli a talajeróziót. Ilona (Szabadegyháza) gyerekkorában nem látott szálló földet, „ma viszi a szél a görgetegeket”. Sárbogárdon, a lakossági fórumon egy idős gazdát említettek, aki meghagyott egy bokorsávot, annak ellenére, hogy útban volt neki a gépekkel való mozgásnál, de megtapasztalta, hogy jó, ha ott van, ezért nem vágta ki. Az ökögazdálkodók hangsúlyozták, hogy nem véletlen, hogy „ennyi barkót nem tudnak elpusztítani a természetes ellenségek”, hiszen a szomszédos tsz a permetezéssel a kártevők természetes ellenségeit is folyamatosan irtja. Éva (ökögazdálkodó) szerint az ökögazdálkodásra való átállás első éveiben minden hátrány jelentkezik, és ezzel kapcsolatban „mesterséges mókuseréknek” ábrázolta azt, hogy emiatt fenn kell tartani a műtrágyázás és permetezés folyamatát. János (intenzív gazda) megfogalmazása jól jellemzi a biogazdálkodással szemben fennálló hitetlenséget: „a kukoricabogár természetes ellensége a vegyszerezés”. Felmerült, hogy a „téli kártevők” miatt már a mezsgyéket is vegyszerezik (Hantos).

A gazdákkal tartott tanácskozó fórumokon véleményként gyakran elhangzott, hogy a **termelőszövetkezetek privatizációját** tekintik a környezeti állapotban beállt érzékelt változások fő okának. Az elhangzott vélemények szerint a rendszerváltás kori tsz feldarabolásokat a mezőgazdasági gyakorlat átalakulása követte. A peszticid és műtrágya felhasználás visszaesett. Több tanácskozó fórum résztvevő állította, hogy a gazdálkodási szaktudás, szakértelem általánosan visszaesett, miután sok „új, kis táblákat művelő” gazda nem rendelkezett a korszerű mezőgazdasági technológiák ismeretével. Ezek a kisparcellás gazdák nem fordítottak akkora figyelmet a gondos peszticid használatra⁷². További problémaként vetették fel, hogy a fasorokat, erdősávokat a táblaösszevonások és a mezőgazdasági gépek könnyebb mozgása érdekében kivágták.

Mint ahogy korábban már tárgyaltuk, a gazdákkal tartott tanácskozó fórumok egyik alapvető célja az ökoszisztéma szolgáltatások megvitatása, rangsorolása volt. A szakirodalom áttekintése nyomán felállított és Közép-Mezőföldre adaptált, eredetileg kilenc elemből álló közvetett ökoszisztéma szolgáltatás listát (IV.2.1.) a tanácskozó fórumok hosszú viták után leszűkítették négy elemre, aszerint, melyeket tartották a **leginkább fontosaknak**:

- talajtermékenység (néhányan ideértették a tápanyagkörforgást is);
- kártevők természetes ellenségeinek megléte;

⁷² András (Németkér) kifejtette, hogy a megelőző évben elpusztultak a méhek, mert „olyannal permeteztek, amivel már nem lehetett volna”. Marika hozzátette, hogy madarak is elpusztultak emiatt.

- beporzás;
- inváziós fajok (özöngyomok) kordában tartása.

Rangsorolni nem tudtak egyik fórumon sem, hiszen „ha bármelyik kiesik, az gond”. Fontos hangsúlyoznunk, hogy a gazdálkodók tisztában voltak az ökoszisztéma szolgáltatások hozadékaival, azonban nem tudták megbecsülni ezek pénzbeli értékét.

A **vadászokkal** tartott tanácskozó fórum fontos tapasztalata volt, hogy a jelenlegi mezőgazdasági támogatási gyakorlat mellett elképzelhetetlennek tartják, hogy a mezőgazdálkodás szem előtt tartsa a vadászat érdekeit is. A földalapú támogatások ugyanis arra ösztönzik a gazdákat, hogy minél nagyobb területet vonjanak művelés alá, hiszen ezáltal nő az igénybe vehető támogatás. Ennek a következménye, hogy a nagygazdák a szántószegélyeket, mezsgyéket is beszántották, a fasorokat kivágták, a gyepeket feltörték, amelyek pedig az apróvadnak fontos élőhelyei lennének. A vadászok elmondása szerint nem ritka, hogy akár az útig „kiszántanak”, eltüntetve azt a csupán pár méter széles „gazost”, amely sokszor létfontosságú volt a vadállomány fennmaradása szempontjából. Amíg a földalapú támogatás nem szűnik meg, a tanácskozó fórumon résztvevő vadászok nem tartották reálisnak a vadászat szempontjainak figyelembevételét. Elsődlegesnek tartották tehát, hogy a növénytermesztést úgy alakítsák át, hogy az nagyobb életteret biztosítson a vad számára. A nem művelt területek arányát kellene szerintük ehhez növelni. Ez történhet egyrészt a mezsgyék meghagyásával, másrészt pedig úgynevezett vadföldek kialakításával. A vadföldek tulajdonképpen olyan nem művelt nagyobb földterületek, amelyek elsődleges funkciója a vad számára élőhely biztosítása.

A vadászok elmondása szerint az apróvad szinte eltűnt a területről⁷³. 20 éve még volt fogolyvadászat, azonban mostanában már egyáltalán nem láttak foglyot a környéken. Egyetértés mutatkozott abban, hogy ez a vegyszerhasználatnak köszönhető. Lajos szerint a rendszerváltás után megnőtt a gazdák száma, a gazdaságok ugyanis feldarabolódtak. Míg korábban a tsz-ben egy ütemben permeteztek viszonylag nagy területen, addig most „valaki szinte mindig szór”. A fogoly populáció az alkalmankénti nagyobb mennyiségű mérgezett, elhullott rovar elfogyasztását még túlélte, azonban a rendszerváltás utáni szinte folyamatos terhelés már végzetes volt számára. Ehhez járult még hozzá a szaktudás általános romlása. Ugyan a rendszerváltás előtti időkre egyáltalán nem volt jellemző a vegyszermentes gazdálkodás, azonban akkor a vadászok elmondása szerint szakemberek kezelték a mérgeket. Manapság előfordul, hogy akár lopott, azaz nagyon olcsó anyaggal teleszórnak

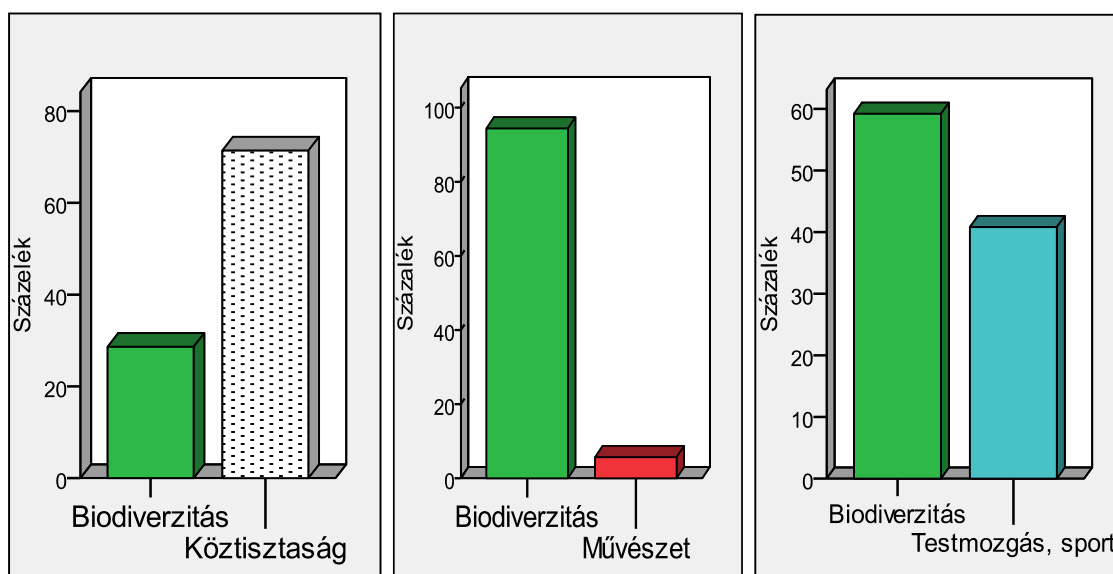
⁷³ Mihály szerint „tíz éven belül a fácánokat mesterségesen kell majd nevelni, mert nem lesz természetes állomány”.

mindent, általános pusztítást okozva. A tanácskozó fórumon résztvevő vadászok szerint tehát az időben többször jelentkező, illetve szakszerűtlen vegyszerhasználat miatt tűnt el a fogoly Közép-Mezőföldről. Hasonló tendencia figyelhető meg a fácán populáció, illetve kisebb mértékben a nyúl populáció esetében is. A fácán esetében a mesterséges szaporítás valamennyire kompenzálja a természetes állományban beállt csökkenést.

VI.2.2. Páros összehasonlítások

Mint a IV.2.1. fejezetben láttuk, a tanácskozó fórumokon sokszor felmerült a „szemetelés” kérdése. A lakossági fórumokon külön vezérfonal téma volt a közvetlen ökoszisztéma szolgáltatások értékének (használattal közvetlenül összefüggő értékek) összevetése más fogalmakkal, dolgokkal. A szemetelés témájából adódott a köztisztaság, amelyet kiegészítettünk a művészet és a testmozgás, sport kérdésével (lásd II. melléklet). A tanácskozó fórumokon ez elsősorban a vita generálását, és az összehasonlítások életképességének megvizsgálását szolgálta. Az így meghatározott összehasonlítási alapokat felhasználtuk a feltételes választás felmérésben. Megkérdeztük a válaszadókat (érvényes N = 325), szerintük Közép-Mezőföldön melyik dolog helyzetén javítsanak inkább (lásd II. melléklet)? Párba állítottuk a biodiverzitás állapotának javítását a köztisztaság, illetve a művészet, valamint a testmozgás, sport helyzetének javításával. A rangsorolások eredményét mutatja a 10. ábra. A köztisztaság javítását közel háromnegyed (71,4%) fontosabbnak tartotta, mint a biodiverzitás javítását (28,6%). Ugyanakkor a művészet helyzetének javítását alig (5,6%) preferálták a fajok és élőhelyek sokféleségének javításával (94,4%) szemben, és a testmozgási, sportolási lehetőségek javítását is kevesebben (40,8%) tartották fontosabbnak, mint a biodiverzitás javítását (59,2%).

10. ábra Melyik helyzetén javítsanak inkább Közép-Mezőföldön?



Az etikai hozzáállás tekintetében nem találtunk jelentős különbségeket a rangsorolásoknál, vagyis a deontológikus és a következményelvű (utilitáriánus) egyének hasonló rangsorokat állítottak fel.

Az államháztartás 2008-as konszolidált⁷⁴ funkcionális mérlege (ÁHT, 2008) szerint a „sport és szabadidős tevékenységek és szolgáltatások” kiadásai 67 360 millió Ft volt, a „kulturális tevékenységek és szolgáltatások” kiadásai pedig 184 863 millió Ft, amely utóbbin belül a „művészeti tevékenység” 43 227 millió Ft volt. A 2009-es előirányzat is hasonló értékeket tartalmaz (71 628, illetve 187 134 millió Ft). A köztisztaságra sajnos nem tudtuk kigyűjteni az állami kiadásokat, lévén ilyen tétel nem szerepel az államháztartási kiadások között. Amennyiben feltételezzük, hogy az ország lakossága azonos mértékben részesedett ezekből, úgy az állam sportra, testmozgásra 6700 forintot, művészetekre 4300 forintot költött fejenként 2008-ban. Felmérésünk tanúsága szerint a közép-mezőföldi lakosság preferenciái alapján ezeknél az összegeknél többet kellene a biodiverzitás javítására fordítani. Úgy gondoljuk, hogy – az összecszerű összehasonlítások nélkül is – szemléletes eredményekkel szolgáltak a páros összehasonlítások. Ezek tulajdonképpen monetáris társadalmi értékeknek is tekinthetők (III.3.3.), így a társadalmi preferenciákat az eddigiekhez képest más megközelítésből mutatják be. Ezzel a módszerrel aggregálás nélkül (egyszerű átlagolással) jutottunk el a biodiverzitásban beálló változás társadalmi értékéhez.

⁷⁴ halmozások kiszűrése utáni

VI.2.3. A CV és DMV felmérések értékelése

A kérdőív előkészítését segítő fókuszcsoporthoz során nyilvánvalóvá vált, hogy a hagyományos fizetési eszközökkel (adók, elkülönített alapok) szemben nagyfokú az ellenérzés, ezért egy, tudomásunk szerint eddig nem alkalmazott fizetési eszközt, a kenyér árának emelkedését választottuk. Feltételezésünk szerint a tervezett intézkedésekhez való hozzájárulást, vagy másik oldalról a többletköltségeket a kenyér, mint egy mindenki által fogyasztott termék⁷⁵ árában lehetne megfizetni. Emellett a fókuszcsoporthoz tapasztalatok azt is világossá tették, hogy a biodiverzitás szót nem tanácsos használni, a legtöbben ugyanis nem ismerik a fogalmat.

A feltételes értékelés felmérés során megkérdezett 242 személyből 90 vett részt tanácskozási fórumon. Az eredmények összehasonlíthatóságának érdekében fontosnak tartottuk, hogy a két minta a lehető legnagyobb mértékben hasonlítson egymásra. Viszonylag nehéznek bizonyult reprezentatív minta toborzása a tanácskozási fórumokhoz. Vicsek (2006) szerint a kis mintanagyságok és a nem véletlenszerű toborzási folyamat miatt a fókuszcsoporthoz (tanácskozási fórumok) eredményeiből nem lehet általánosítani. Mindazonáltal jelen kutatás egyik újszerűsége, hogy egyik oldalról különös hangsúlyt fektettünk a torzításmentes toborzási folyamatra, másik oldalról pedig szokatlanul nagy mintanagyságra törekedtünk. Ennek köszönhetően a két minta között (tanácskozási fórum és feltételes értékelés, ez utóbbi a továbbiakban: csak-CV), független mintás t-próbával tesztelve nem találtunk szignifikáns különbséget a nem ($p = 0,135$), a háztartás nagysága ($p = 0,593$), az eltartottak száma ($p = 0,179$), a végzettség ($p = 0,303$) és a jövedelem ($p = 0,840$) terén sem. Az egyetlen demográfiai változó, ahol a mintaátlagok függetlensége szignifikánsan különbözik az a kor ($p = 0,000$). A tanácskozási fórum résztvevők átlagéletkora 47,96, míg a csak-CV válaszadóké 40,46 év. Mindemellett a kor nem bizonyult szignifikáns faktornak a tekintetben, hogy vajon „a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokféleségének növeléséhez a lakosságnak is hozzá kellene járulnia pénzben?” ($r = 0,068$, $p = 0,291$), bár a kor és a méltányos ár között már szignifikáns a korreláció. Ugyanakkor, mivel a kor negatívan korrelál a méltányos árral mindkét program esetében ($r = -0,161$ és $-0,191$), és a tanácskozási fórum résztvevők átlagéletkora magasabb, ezért enélkül a mintavételi torzítás nélkül a kétféle módszerrel felmért (CV és DMV) méltányos árakban jelentkező különbség még nagyobb lenne, vagyis a tanácskozási fórumok méltányos ára még magasabb lenne.

A demográfiai jellemzőkön kívül még két lehetséges torzító hatás léphetett fel. Az első a gazdálkodással kapcsolatos. A mezőgazdálkodásból jövedelemmel rendelkező válaszadók

⁷⁵ Egyik fókuszcsoporthoz résztvevő megállapítása egyetértésre talált a többi résztvevők között, miszerint a kenyér alkalmas fizetési eszköznek, hiszen „ez a közepe a falusi életnek”.

felülreprezentáltak voltak a tanácskozó fórumokban ($t = -2,851$, $p = 0,005$). Nem találtunk azonban szignifikáns korrelációt a gazdálkodásból származó jövedelem és azon válasz között, hogy a lakosságnak anyagilag hozzá kellene járulnia a biodiverzitás növeléséhez ($r = 0.110$, $p = 0.089$). A méltányos ár tekintetében a mindkét programra elvégzett t-próba elveti a mintaátlagok függetlenségét ($p = 0,194$ és $0,256$), vagyis a méltányos ár eredményeket nem torzítja a gazdálkodási gyakorlatban meglevő mintabeli különbség.

Végül a következő lehetséges torzítás a környezetvédelmi attitűdöket érintheti. A csak-CV válaszadók átlagos NEP pontszáma 53,55, míg a tanácskozó fórum résztvevőké 54,77 volt. Azt találtuk, hogy azon válaszadók pontszámának átlaga, akik részt vettek tanácskozó fórumon, nem különbözik szignifikánsan ($p = 0,219$) azokétól, akik csak a kérdőívet töltötték ki. Ez azt mutathatja, hogy nem lépett fel torzítás a toborzó folyamat során, vagyis a két minta környezetvédelmi attitűdje hasonló (lásd 8. táblázat).

8. táblázat A CV és DMV mintaátlag hasonlóságának mértéke (átlagok azonossága)

Változó	Átlag		Független mintás t-próba	
	csak-CV (N = 152)	tanácskozó fórum (N = 90)	t- statisztika	Szign. szint (p)
Nem (1=férfi, 2=nő)	1,47	1,57	1,498	0,135
Háztartás nagysága a válaszadóval együtt (fő)	3,24	3,14	-0,536	0,593
Eltartottak száma (gyermek)	0,99	0,8	-1,348	0,179
Végzettség (1=elvégzett 8 általános vagy kevesebb, 2=szakmunkásképző, 3=érettségi, 4=egyetemi, főiskolai diploma)	2,59	2,73	1,032	0,303
Háztartás havi nettó jövedelme (1= <50.000 Ft, 2=50.000-100.000, ...)	3,65	3,69	0,203	0,840
Kor (év)	40,46	47,96	3,540	0,000
Gazdálkodásból jövedelem (1=van, 2=nincs)	1,8	1,62	-2,851	0,005
NEP pontszám	53,55	54,77	1,234	0,219

Ahogy azt a III.2. fejezetben már kifejtettük, a protestáló szavazatok előfordulási arányának csökkentését kulcsfontosságúnak tartjuk. Ezen felmérés során a megkérdezettek tiltakozhattak a fizetési eszközzel (kenyér árának emelkedése) szemben, illetve magával a pénzbeli értékeléssel szemben, amely magában foglalja az előbbi is. Mint azt a 9. táblázat is mutatja, a DMV szignifikánsan csökkentette a tiltakozó válaszok előfordulási arányát (több mint megfelezte gyakoriságát). A tiltakozó válaszok a csak a feltételes értékelésben résztvevők esetében 29%-ot tettek ki, míg a tanácskozó fórumokon ugyanez csupán 13% volt. Mivel a tiltakozó szavazatok jellemzően a válaszok egyharmada körül szóródnak

(III.2.4.), ennél fogva az előfordulási arány a csak-CV esetében megfelel az általános tapasztalatnak. Fontos eredménynek tartjuk, hogy a tanácskozó fórumok esetében feltárt 13%-os protestálási arány a legalacsonyabb érték az általunk ismert szakirodalomban.

Látszólagos ellentmondás található abban, hogy a DMV esetében a protestálók kétharmada a fizetési eszköz ellen tiltakozott, hiszen vártuk azt is, hogy többen el fogják vetni a monetáris értékelés létjogosultságát (III.2.). Ugyanakkor többen közülük a tiltakozás második okaként más motivációkat is megjelöltek, amelyek már megfeleltek várakozásainknak. Az általunk alkalmazott fizetési eszköz elismerten tökéletlen (habár jobb volt a fogadtatása, mint bármelyik másik felkínált fizetési eszköznek), így elképzelhető, hogy az alternatív fizetési eszközök vizsgálatára irányuló további jövőbeni kutatások jobban megalapozzák eredményeinket.

9. táblázat A protestáló szavazatok előfordulása a CV és DMV mintában

Protestálás	csak-CV (N = 152)	Tanácskozó fórum (N = 90)
Fizetési eszköz elleni tiltakozás	21	8
Tiltakozó válasz (beleértve a fizetési eszközt is)	44 (29%)	12 (13%)

A két hasonló mintán kapott eredményeink azt bizonyítják, hogy a tiltakozó szavazatok előfordulási aránya csökkenthető, és ez a csökkenés a feltételes értékelés egyes hiányosságát kezelő DMV hozadékanak tekinthető. Meggyőződésünk, hogy az általunk alkalmazott DMV módszer, azzal, hogy szignifikánsan csökkenti a protestálást, javítja a biodiverzitásra gyakorolt hatás monetáris értékelésének érvényességét. Azt gondoljuk, hogy a tanácskozó módszer lényeges jellemzője az illegitim tiltakozó válaszok előfordulási arányának csökkentéséhez való hozzájárulás.

A tiltakozó válaszok kiszűrése után a CV és DMV mintákban összesen 186 válasz képezte az elemzés alapját. A méltányos ár kiszámítása a kenyér árának emelkedésére vonatkozó kérdésre adott válaszok és a jövedelem alapján történt. A kenyér árának a megkérdezett által megjelölt emelkedését⁷⁶ megszoroztuk a kenyérre fordított megjelölt kiadásokkal⁷⁷. Mivel ez egy közvetetten számított érték, ezért a kapott eredményeket *számított méltányos*

⁷⁶ „Ön szerint a közép-mezőföldi lakosságnak az elkövetkező öt évben mennyivel kellene legfeljebb hozzájárulnia ahhoz, hogy a környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése / Agrár-Táj Program megvalósítása révén javuljon a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokfélesége? Mekkora áremelkedés elfogadása szükséges Ön szerint maximálisan?”

⁷⁷ „Ön szerint mennyit költ egy közép-mezőföldi lakos havonta átlagosan kenyérre? Számítsa bele a saját maguk által készített kenyerek árát is.”

árnak nevezzük. Az összevont két minta alapján az átlagos számított méltányos ár a környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése program esetében 5053 Ft/fő/év, míg az Agrár-Táj Program megvalósítása esetében 7859 Ft/fő/év volt (a programokat lásd az I. mellékletben).

A tanácskozó fórumon való részvétel szignifikáns hatással volt az eredményekre. A tanácskozó fórum résztvevők szignifikánsan magasabb értéket jelöltek meg mindkét program esetében. A tanácskozó fórum résztvevők körében az átlagos számított méltányos ár a biodiverzitásban beálló szerény javulás esetében (környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése) 6273 Ft/fő/év, míg azok körében, akik csak a feltételes értékelés kérdőívet töltötték ki, 4330 Ft/fő/év volt. A biodiverzitás akár megduplázása mellett az egészséges táji szerkezet kialakítása (Agrár-Táj Program) forgatókönyv esetében a tanácskozó fórum résztvevők körében az átlagos számított méltányos ár 9848 Ft/fő/év, míg a csak-CV esetében 6682 Ft/fő/év volt. A két minta eredményei között közel másfélszeres különbséget találtunk (10. táblázat).

10. táblázat A tanácskozó fórumokon való részvétel hatása a számított méltányos árra

Forgatókönyvek	Átlag (Ft/fő/év)	
	csak-CV (N = 108)	Tanácskozó fórum (N = 78)
Környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése	4330	6273
Agrár-Táj Program	6682	9848

Érdekes eredmény, hogy csak a kor és a tanácskozó fórumon való részvétel korrelál szignifikánsan a méltányos árral. Az előzetes várakozásokkal ellentétben a nem, a jövedelem, a végzettség, a gazdálkodási háttér és a pro-NEP attitűd sem korrelál szignifikánsan a számított méltányos árral. Ennek oka lehet az alacsony mintanagyság, vagy a közvetetten számított méltányos ár miatti többlet bizonytalanság. A korreláció hiánya megakadályozza egy robusztus lineáris regressziós modell felállítását.

Az átlagos, éves, egy főre jutó, nettó jövedelem 679104 Ft volt a válaszok alapján. Ehhez viszonyítva a számított méltányos ár viszonylag magas értéknek tekinthető. Az eredmények azt mutatják, hogy a rendelkezésre álló jövedelmek 0,92%-át kellene társadalmi szinten az első programban megfogalmazott, a biodiverzitásban beálló szerény javulásra fordítani, és 1,45%-át a közép-mezőföldi mezőgazdasági táj egészségének javítására (Agrár-Táj Program). A tanácskozó fórumokban való részvétel szignifikánsan megnövelte a számított méltányos árat mindkét program esetében (11. táblázat).

11. táblázat A számított méltányos ár az átlagos nettó jövedelem százalékában

Forgatókönyvek	csak-CV (N = 108)	Tanácskozó fórum (N = 78)
Környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése	0,64%	0,92%
Agrár-Táj Program	0,98%	1.45%

Tudomásunk szerint Magyarországon ezideig más kutatás nem célozta meg társadalmi ár (social price) megállapítását, az általános feltételes értékelés felmérések pedig – ugyan közvetlenül nem összehasonlíthatók az itt bemutatottakkal – valamelyest hasonló eredményekre jutottak (Kerekes és szerzőtársai, 1998; Kerekes és Tardi, 1999; Marjainé Szerényi, 2005a; Marjainé Szerényi, 2005b).

A biodiverzitásban beálló változás aggregálás nélkül kapott társadalmi értékét mutatja a megkérdezettek szerinti átlagos kenyérár emelkedés nagysága⁷⁸. Ez a környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése program esetében átlagosan 11% volt a csak-CV (N=108), 14,8% a tanácskozó fórum (N=78) és 12,6% a teljes résztvevők (N=186) körében. A már megvitatottaknak megfelelően a tanácskozó fórum eredményeket tartjuk érvényesebbnek. Mint a fókuszcsoporton is tapasztaltuk, a kenyér ára szimbolikus jelentőségű, és ezért élhetünk azzal a feltételezéssel, hogy a megkérdezettek szemében jelzés értékkel bír a mezőgazdasági árakra. Eszerint amennyiben a kenyér árában történő változást a kultúrnövények felvásárlási átlagárához viszonyítjuk, úgy képet alkothatunk a biodiverzitás javítás értékéről. Mivel a „Környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése” program prognosztizált eredményeit aszerint alakítottuk ki, hogy az megfeleljen a vizsgált technológiák biodiverzitásra gyakorolt hatásainak, így azt mondhatjuk, hogy a megkérdezettek e tekintetben tulajdonképpen az intenzív gazdálkodás környezeti externáliáit értékelték. Ezek alapján 2009-re a biodiverzitásra gyakorolt externális hatás az intenzív gazdaságnál 4435 forintot tett ki megtermelt tonna búzáként (a 29872 forint 14,8%-a, lásd 35. táblázat). Az árpa esetében 3966, a kukoricánál 4332, a repcénél 10628, a borsónál 17302, míg a napraforgónál 8788 Ft/t volt ez a költségelem.

VI.2.4. Társadalmi méltányos ár (konszenzus keresés)

A *társadalmi méltányos ár* kialakítása csoportos konszenzusos döntéshozatalra épült. A lakossági tanácskozó fórumok második fázisában a kérdőív kitöltése után tanácskozás, vita következett az értékelésekről. A résztvevők megvitaták, vajon a közép-mezőföldi lakosság

⁷⁸ A közép-mezőföldi lakoságnak az elkövetkező öt évben mennyivel kellene legfeljebb hozzájárulnia ahhoz, hogy a környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése révén javuljon a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokfélesége?

hozzájáruljon-e a biodiverzitás növeléséhez? A résztvevőket megkértük, hogy lehetőség szerint olyan véleményt alakítsanak ki, amelyik figyelembe veszi a csoport összes résztvevőjének álláspontját, vagyis a közösség szemszögéből mi lenne a legjobb a környezetnek (biodiverzitás). A konszenzus keresés végén többségi szavazás következett, arról, hogy Közép-Mezőföldön az egyéneknek mennyit kellene fizetnie a biodiverzitás javításáért, és itt bárkinek vétőjoga volt. A társadalmi méltányos ár tehát konszenzusos döntés a méltányos árról, aggregálva a lakosság számra.

Mivel a viták „nem vérre mentek”, felvethető, hogy a vétőjogról elméletileg könnyebben lemondanak azért, hogy hamarabb szabaduljanak. Nem ez volt azonban a tapasztalatunk; a konszenzus keresést komolyan vették a résztvevők. Fontos tapasztalat, hogy a konszenzus nehezen volt elérhető. A konszenzusra törekvő kollektív értékelés az esetek többségében nem valósulhatott meg, ugyanis az ellenvéleményen levők éltek a vétőjogukkal. A legtöbb tanácskozó fórumon a vélemények annyira különbözőek voltak, hogy, annak ellenére, hogy a második fázis vitái során valamelyest közeledtek egymáshoz az álláspontok, a vétő megakadályozta a konszenzus kialakítását. Konszenzus csak azokban az esetekben alakult ki (nyolcból háromszor), ahol minden résztvevő kiindulási álláspontja hasonló volt. Ez azt jelentheti, hogy a második tanácskozásra a preferenciák már kiforrottak (megszilárdultak). A kiforrott preferenciák pedig az adott csoporton belül nem minden esetben alakultak hasonlóan (lehetővé téve a konszenzusos vélemény kialakítását).

A társadalmi méltányos ár a kenyér árában kifejezve 10-25%-ot (3730-9330 Ft/fő/év) tett ki, amely a 86 ezer fős közép-mezőföldi lakosságszámmal (KSH, 2006a) felszorozva 320-800 millió Ft/év-nek felelt meg a „Környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése” program esetében. Az „Agrár-Táj Program” esetében ugyanez 15-50%-os kenyérár emelkedést (5600-18650 Ft/fő/év), vagyis 480-1600 millió Ft/év-et tett ki. Fontos hangsúlyoznunk, hogy a kis számú résztvevő miatt, ezen konszenzusos eredmények csupán jelzés értékűnek tekintendők.

VI.3. A levegőterhelés értékelése

A növénytermesztés levegőterhelésének vizsgálata során a tápanyag utánpótlás (műtrágyák alkalmazása és előállítása, szerves trágyázás, zöldtrágyázás), és az energiafelhasználás hatásait értékeltük. Az elemzés részletesebb kifejtését lásd Szabó és Pál (2007).

A műtrágyák alkalmazása során nitrogén, foszfor és kálium (N, P, K) kijuttatására kerül sor. A N és a P az eutrofizáció egyik fő okozója, míg a műtrágya és nyersanyagainak (ammónia, salétromsav) előállítása üvegházhatású gáz (CO₂, N₂O) és ammónia (NH₃) emisszióval jár, továbbá a nehézfém terhelés is jelentős. A rendelkezésre álló módszertanok (életciklus

elemzés) hiánya miatt csak a nitrogén műtrágyával foglalkozunk. A nitrogén műtrágya gyártása során felmerülő emissziókra a SusTools (von Blottnitz és szerzőtársai, 2004) emissziós faktorait (kg nitrogén műtrágyára vetítve) alkalmaztuk (lásd még von Blottnitz és szerzőtársai, 2006).

Az intenzív gazdaság minden tábláján alkalmaztak műtrágyát (12. táblázat). Az őszi árpa, őszi búza és a repce esetében a következő évi vetéshez is használtak műtrágyát, amit figyelembe vettünk a számításoknál.

12. táblázat A gazdaságok műtrágya felhasználása (kg/tonna termelt növény)

Növénykultúra	Intenzív gazdaság			Ökogazdaság		
	N műtrágya	P műtrágya	K műtrágya	N műtrágya	P műtrágya	K műtrágya
tavaszi búza	N/A	N/A	N/A	0	0	0
őszi búza	29,9	10,1	10,1	0	0	0
tönkölybúza	N/A	N/A	N/A	0	0	0
árpa	25,9	11,3	11,3	N/A	N/A	N/A
kukorica	17,1	7,4	7,4	0	0	0
kukorica vetőmag	N/A	N/A	N/A	0	0	0
lucerna	N/A	N/A	N/A	0	0	0
repce*	36,7	11,6	11,6	N/A	N/A	N/A
borsó	23,1	16,4	16,4	0	0	0
napraforgó	4,5	9,1	16,7	0	0	0
zab	N/A	N/A	N/A	0	0	0
len	N/A	N/A	N/A	0	0	0

Megjegyzés: *A repcére bórtrágyát is alkalmaztak (0,12 kg/tonna).

N/A – nem termelték ezt a növényt

Az ökológiai gazdálkodás megkívánja, hogy szervesen trágyát ne alkalmazzanak. Ennélfogva az ökogazdaságnál ezen környezeti terhelés nem jelentkezett. Tápanyagként csupán az ökogazdálkodásnál engedélyezett szert alkalmaztak: őszi búzára hektáronként 4,5 liter folyékony növénykondicionáló készítményt (Hungavit). Szerves trágya alkalmazása ugyan megengedett, azonban a vizsgált évben a gazdaságnak erre nem volt szüksége, ugyanis a megelőző években trágyáztak. Az ökogazdaság egyébként a szerves trágyázás helyett a pillangósokat helyezi előtérbe. Mivel az intenzív gazdaság sem használt szerves trágyát a vizsgált időszakban, így ezzel a környezetterheléssel nem foglalkozunk.

A nitrogén műtrágya felhasználása következtében ammónia (NH₃) és dinitrogén-oxid (N₂O) kerül a levegőbe. Ezek mennyiségének a meghatározása az Emep/Corinair (2003) módszertan alapján történt (13. táblázat).

13. táblázat A nitrogén műtrágya felhasználás következtében fellépő légszennyezés (kg/tonna termelt növény)

Növénykultúra	Intenzív gazdaság		Ökogazdaság	
	NH ₃	N ₂ O	NH ₃	N ₂ O
tavaszi búza	N/A	N/A	0	0
őszi búza	0,545	0,591	0	0
tönkölybúza	N/A	N/A	0	0
árpa	0,472	0,512	N/A	N/A
kukorica	0,311	0,338	0	0
kukorica vetőmag	N/A	N/A	0	0
lucerna	N/A	N/A	0	0
repce	0,668	0,725	N/A	N/A
borsó	0,421	0,456	0	0
napraforgó	0,082	0,089	0	0
zab	N/A	N/A	0	0
len	N/A	N/A	0	0

Forrás: saját számítás a gazdaságok adatai alapján

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

A nitrogén műtrágya gyártása számos légszennyező anyag kibocsátásával jár: NO_x, CO₂ és N₂O (von Blottnitz és szerzőtársai, 2004). A gazdasági adatokat mutatja a 14. táblázat.

14. táblázat A nitrogén műtrágya előállítása következtében fellépő légszennyezés (kg/tonna termelt növény)

Növénykultúra	Intenzív gazdaság			Ökogazdaság		
	NO _x	CO ₂	N ₂ O	NO _x	CO ₂	N ₂ O
tavaszi búza	N/A	N/A	N/A	0	0	0
őszi búza	0,090	83,720	0,405	0	0	0
tönkölybúza	N/A	N/A	N/A	0	0	0
árpa	0,078	72,520	0,351	N/A	N/A	N/A
kukorica	0,051	47,880	0,232	0	0	0
kukorica vetőmag	N/A	N/A	N/A	0	0	0
lucerna	N/A	N/A	N/A	0	0	0
repce	0,110	102,760	0,497	N/A	N/A	N/A
borsó	0,069	64,681	0,313	0	0	0
napraforgó	0,013	12,600	0,061	0	0	0
zab	N/A	N/A	N/A	0	0	0
len	N/A	N/A	N/A	0	0	0

Forrás: saját számítás a gazdaságok adatai alapján

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

Mivel az ökológiai gazdálkodás nem alkalmaz műtrágyát, a talaj tápanyag utánpótlásáról részben zöldtrágyázással gondoskodnak. Általában akkor alkalmazzák a zöldtrágyát, amikor egy hosszabb időszakon át vegetációmentes a talaj (pl. a kalászosok júliusi betakarítása után), de akár egy teljes évben is alkalmazható. A módszer lényege, hogy olyan növényt vetnek, amely viszonylag gyorsan nagy zöldtömeget fejleszt, jó a tápanyagfelvevő képessége, vagy nitrogént köt meg (pl. pillangósok), majd amikor a növény kellően kifejlődött (bimbós), akkor azt letárcsázzák, majd beszántják. A nitrogén visszapótlására kiválóan alkalmasak a pillangós növények, hiszen ezek a velük szimbiózisban élő mikroorganizmusok segítségével a légköri nitrogént a többi növény számára is felvehető formába alakítják. Az ammónia és a dinitrogén-oxid közvetlenül a talajból kerül a légkörbe. A hüvelyesekkel borított táblákon az ammónia emisszió a trágyázott táblákhoz hasonló nagyságú. Az N_2O emisszió a növényi maradványok bomlásából származik. A zöldtrágyázás a következők szerint alakult: napraforgón lucerna és zabos búkköny, míg az őszi búzán, zabon, borsón és kukoricán csak zabos búkköny. A zöldtrágyázás emisszióit Antal (1999), Emep/Corinair (2003) és szakértői becslés alapján számoltuk (15. táblázat).

15. táblázat A zöldtrágyázás következtében fellépő légszennyezés (kg/tonna termelt növény)

Növénykultúra	Intenzív gazdaság		Ökogazdaság	
	NH ₃	N ₂ O	NH ₃	N ₂ O
tavaszi búza	N/A	N/A	0	0
őszi búza	0	0	0,243	0,101
tönkölybúza	N/A	N/A	0	0
árpa	0	0	N/A	N/A
kukorica	0	0	0,173	0,072
kukorica vetőmag	N/A	N/A	0	0
lucerna	N/A	N/A	0	0
repce	0	0	N/A	N/A
borsó	0	0	0,220	0,092
napraforgó	0	0	0,637	0,232
zab	N/A	N/A	0,395	0,164
len	N/A	N/A	0	0

Forrás: saját számítás a gazdaságok adatai alapján

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

Fontos hangsúlyozni, hogy a szármaradványok szintén ammónia és dinitrogén-oxid emisszióval járnak. Minden növényzettel borított területnek, beleértve a természetes területeket is, ugyan kisebb mértékben, de van emissziója, így ezeket ideális esetben szintén figyelembe kellene venni a számításoknál. A szerves anyagok (növényi maradvány)

bomlásakor keletkező dinitrogén-oxid és ammónia emissziókat a rendelkezésre álló adatok hiánya miatt azonban nem tudtuk számításba venni. Ez torzítja a képet a zöldtrágyázás rovására (i.e. a szármadaradványok környezetterhelése nincs számításba véve).

Az elektromos áram és az üzemanyag felhasználás (gázolaj) révén a következő levegőbe jutó emissziókat vettük figyelembe:

- üvegházhatású gázok (CO_2 , N_2O , CH_4);
- klasszikus légszennyező anyagok (NO_2 , SO_2 , NH_3 , NMVOC, PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$);
- nehézfémek (kadmium, réz, krómium, nikkel, szelén, cink);
- nehezen lebomló szerves szennyezők (POP; benzo(a)antracén, benzo(b)fluorantén, dibenzo(a,h)antracén, benzo(a)pirén, krizén, fluorantén, fenantrén).

A gazdaságok dízel üzemanyagot használtak fel a mezőgazdasági gépjárműveikben (szántás, tárcsázás, stb.). Az iroda működtetéséhez felhasznált elektromos áramot szintén figyelembe vettük. Az intenzív gazdaság földgázzal fűtötte a szárítót, valamint az irodahelységeket, míg elektromos árammal működtek a szárító és a tisztító motorjai. Az ökológiai gazdaság földgázt nem használ, az elektromos áram felhasználás az irodára és a tisztítóra terjedt ki. Az ökológiai gazdaság gépjárműparkja viszonylag öreg, ezért az üzemanyag felhasználása relatíve magas volt.

Az energiafelhasználás termelt növényre való leosztásával kapcsolatban nem állt rendelkezésre információ, ezért az allokálást területalapon végeztük el, élve azzal a feltételezéssel, hogy a gazdaságok erőforrás-felhasználása azonos arányban történt az egyes növényeknél. A gépjárműpark (dízel) esetében ez torzulásokhoz vezethet. A kapásnövények (pl. kukorica, napraforgó) termelése a szántás, vegyszerezés, betakarítás és szállítás miatt nagyobb gépigényű. Míg a többi kultúra esetében (pl. búza, repce, lucerna) kevésbé van szükség gépekre. Ennélfogva ez utóbbi növények termelése a valóságban kisebb környezetterheléssel járhat, mint azt az allokációnk eredményezi. Az elektromos áram felhasználás esetében ez a torzító hatás elhanyagolható.

A mezőgazdasági gépek használata számos légszennyező anyag kibocsátásával jár. A vizsgált gépek mindegyike gázolajjal működött. A gazdaság üzemanyag-felhasználását az adott kultúrnövény területére vetítettük az összes művelt terület arányában. Az emissziós faktorokat Emep/Corinair (2006) alapján alkalmaztuk. A gazdasági szintű üzemanyag-felhasználás nehézfémek és toxikus szennyezők kibocsátásával is járt, azonban ezek az emissziók elhanyagolható nagyságúak. A benzo(a)antracén és a fenantrén a legjelentősebb, azonban mennyiségük nagyon alacsony volt.

Az elektromos áram felhasználásra visszavezethető emissziókat a hazai energiahordozó struktúrának megfelelően számítottuk ki. 2004-ben a villamos energia termelés 33,708 GWh volt, amelyből az erőművek önfogyasztása, valamint a hálózati és elosztási veszteség 2,456 GWh-t tett ki, így 31,252 GWh volt a nettó végső felhasználás (KSH, 2005). Feltételeztük, hogy a gazdaságok által felhasznált villamos energia összetétele megfelel a hazai energiahordozó összetételnek az import figyelmen kívül hagyásával, így a KSH (2006b) emissziós faktorait alkalmazhattuk. A földgázfelhasználást átváltottuk villamos energiára, és az emissziókat ennek megfelelően számítottuk. Az energiafelhasználás értékeit a 16. táblázat mutatja.

16. táblázat A gazdaságok energiafelhasználása (egység/ tonna termelt növény)

Növénykultúra	villamos energia (kWh)		földgáz (kWh)		dízel (liter)	
	Intenzív gazdaság	Öko-gazdaság	Intenzív gazdaság	Öko-gazdaság	Intenzív gazdaság	Öko-gazdaság
tavaszi búza	N/A	16,003	N/A	0	N/A	25,604
őszi búza	8,119	13,716	1,141	0	16,089	21,944
tönkölybúza	N/A	16,025	N/A	0	N/A	25,641
árpa	9,057	N/A	1,272	N/A	17,948	N/A
kukorica	5,986	9,768	0,841	0	11,861	15,629
kukorica vetőmag	N/A	13,478	N/A	0	N/A	21,564
lucerna	N/A	4,454	N/A	0	N/A	7,128
repce	11,804	N/A	1,658	N/A	23,390	N/A
borsó	12,824	12,412	1,801	0	25,412	19,859
napraforgó	14,598	31,506	2,051	0	28,926	50,409
zab	N/A	22,323	N/A	0	N/A	35,718
len	N/A	32,959	N/A	0	N/A	52,735

Forrás: saját számítás a gazdaságok adatai alapján

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

A hatás-útvonal értékelés módszer (Impact Pathway Approach) a károkat szennyezőanyagokra lebontva vizsgálja. A vizsgált tevékenységek környezeti kárait a MethodEx szakpolitikai eszköztár (Methodex policy toolbox, 2007) értékeinek alkalmazásával számszerűsítettük. Ennek keretében az ExternE (2005) módszertant vettük alapul: mortalitásra az életév veszteség (Life years lost), mortalitás értékelésére a medián életév érték (Value of Life Year, VOLY), ózon egészségügyi vonatkozásaira a SOMO 0 (Sum of Ozone Means Over 0 ppb). Az üvegházhatású gáz kibocsátások értékelése a CO₂ elkerülési határkölsége (MAC) alapján, diszkontálás, valamint a társadalmi méltányosság

súlyozása (equity weighting) nélkül történt. Ezek alapján a Magyarországra alkalmazott szennyezőanyag kibocsátás egy tonnára vetített költségét a 17. táblázat mutatja.

17. táblázat A szennyezőanyag kibocsátás egységköltsége (euró/tonna)

	NH ₃	NO _x	PM _{2.5} *	SO ₂	VOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Egység-költség (€/t)	4 574	1 700	23 054	2 600	470	19	399	5 890

Forrás: ExternE, 2005

Megjegyzés: * A szálló por (PM) egységköltség nem veszi figyelembe, hogy a vizsgált gazdaságok emissziója jellemzően vidéki környezetben, lakott településektől távol történik, így az egészségügyi károk jelentősen alacsonyabbak, mint urbánus környezetben lennének. A MethodEx szakpolitikai eszköztár nem tesz különbséget a helyszín jellege szerint a PM emisszió egységköltségénél.

A szervesetlen trágya esetében csupán a nitrogén műtrágyára tudunk monetáris értékeket számítani. A szakirodalomban nem találtunk utalást arra, hogy a kálium (K) alkalmazás károkkal járjon. A 18. táblázat a műtrágya felhasználás kárát mutatja légszennyező anyag bontásban (ammónia, dinitrogén-oxid). A 13. táblázat értékeit beszoroztuk a fajlagos költségekkel (17. táblázat), majd átváltottuk forintra 2009-es áron.

18. táblázat A nitrogén műtrágya felhasználásra visszavezethető ammónia és dinitrogén-oxid kibocsátás környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron)

Növénykultúra	Intenzív gazdaság		Ökogazdaság	
	NH ₃	N ₂ O	NH ₃	N ₂ O
tavaszi búza	N/A	N/A	0	0
őszi búza	786	1098	0	0
tönkölybúza	N/A	N/A	0	0
árpa	681	951	N/A	N/A
kukorica	450	628	0	0
kukorica vetőmag	N/A	N/A	0	0
lucerna	N/A	N/A	0	0
repce	965	1347	N/A	N/A
borsó	607	848	0	0
napraforgó	118	165	0	0
zab	N/A	N/A	0	0
len	N/A	N/A	0	0

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

A szervesetlen trágyák előállításához NO_x, CO₂ és N₂O emisszióval jár. A 19. táblázat a nitrogén műtrágya gyártásra visszavezethető emissziók környezeti kárát mutatja. A 14. táblázat értékeit beszoroztuk a fajlagos költségekkel (17. táblázat), majd átváltottuk forintra 2009-es áron.

19. táblázat A nitrogén műtrágya előállítására visszavezethető nitrózus gáz, széndioxid és dinitrogén-oxid kibocsátás környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron)

Növénykultúra	Intenzív gazdaság			Ökogazdaság		
	NO _x	CO ₂	N ₂ O	NO _x	CO ₂	N ₂ O
tavaszi búza	N/A	N/A	N/A	0	0	0
őszi búza	49	502	753	0	0	0
tönkölybúza	N/A	N/A	N/A	0	0	0
árpa	42	435	652	N/A	N/A	N/A
kukorica	28	287	431	0	0	0
kukorica vetőmag	N/A	N/A	N/A	0	0	0
lucerna	N/A	N/A	N/A	0	0	0
repce	60	616	924	N/A	N/A	N/A
borsó	38	388	582	0	0	0
napraforgó	7	75	113	0	0	0
zab	N/A	N/A	N/A	0	0	0
len	N/A	N/A	N/A	0	0	0

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

A fenti két táblázatból látszik, hogy a nitrogén műtrágya gyártás összesített környezeti kára jellemzően alacsonyabb volt, mint a műtrágya alkalmazás során fellépő kár.

A 20. táblázat a zöldtrágyázás légszennyezőanyag szerinti környezeti költségeit mutatja. A 15. táblázat értékeit beszoroztuk a fajlagos költségekkel (17. táblázat), majd átváltottuk forintra 2009-es áron. A zöldtrágyázás összesített környezeti kára az ökogazdaságban kisebb volt, mint az intenzív gazdaságban alkalmazott N műtrágya előállítási és felhasználási költsége az őszi búza, a kukorica és a borsó esetében. A napraforgó esetében a helyzet fordított, amely elsősorban a terméshozamokban mutatkozó jelentős különbségre vezethető vissza.

20. táblázat A zöldtrágyázásra visszavezethető ammónia és dinitrogén-oxid kibocsátás környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron)

Növénykultúra	Intenzív gazdaság		Ökogazdaság	
	NH ₃	N ₂ O	NH ₃	N ₂ O
tavaszi búza	N/A	N/A	0	0
őszi búza	0	0	343	184
tönkölybúza	N/A	N/A	0	0
árpa	0	0	N/A	N/A
kukorica	0	0	244	131
kukorica vetőmag	N/A	N/A	0	0
lucerna	N/A	N/A	0	0
repce	0	0	N/A	N/A
borsó	0	0	311	167
napraforgó	0	0	901	422
zab	N/A	N/A	559	300
len	N/A	N/A	0	0

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

Az energiafelhasználás révén CO₂, N₂O, CH₄, NO_x, SO₂, NH₃, NMVOC, CO, PM₁₀, PM_{2,5}, nehézfémek és POP-ok kerülnek a levegőbe, amelyek közül a környezeti károk alapján a CO₂, a NO_x és a PM_{2,5} tekinthető dominánsnak. A 16. táblázat értékeit beszoroztuk a fajlagos költségekkel (17. táblázat), majd átváltottuk forintra 2009-es áron. A villamos energia és a fosszilis tüzelőanyag felhasználás számított környezeti költségeit a 21. táblázat mutatja. A mezőgazdasági gépjárműpark dízel felhasználásából származó nehézfém és toxikus szennyezők nem tettek ki szignifikáns mértékű környezeti károkat; a kadmium, krómium és nikkel emisszió számított környezeti kára mindkét gazdaság és az összes kultúrnövény esetében elhanyagolható mértékű, alatta maradt a 10⁻⁸ euró/tonnának.

A fosszilis tüzelőanyag felhasználás környezeti kára mindkét gazdaság esetében egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint a villamos energia felhasználás kára.

21. táblázat Az energiafelhasználás környezeti költségei (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron)

Növénykultúra	villamos energia		földgáz		dízel	
	Intenzív gazdaság	Öko-gazdaság	Intenzív gazdaság	Öko-gazdaság	Intenzív gazdaság	Öko-gazdaság
tavaszi búza	N/A	112	N/A	0	N/A	1596
őszi búza	58	96	8	0	1024	1368
tönkölybúza	N/A	112	N/A	0	N/A	1598
árpa	65	N/A	9	N/A	1142	N/A
kukorica	43	68	6	0	755	974
kukorica vetőmag	N/A	94	N/A	0	N/A	1344
lucerna	N/A	31	N/A	0	N/A	444
repce	84	N/A	12	N/A	1489	N/A
borsó	92	87	13	0	1617	1238
napraforgó	104	220	15	0	1841	3142
zab	N/A	156	N/A	0	N/A	2227
len	N/A	230	N/A	0	N/A	3287

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

Összességében az látszik, hogy a légszennyező anyag kibocsátás során felmerülő környezeti károk viszonylag jelentős szórást mutattak a kultúrnövények és az alkalmazott technológia függvényében (lásd különböző input igény). A számított környezeti károkat legnagyobb részt a nitrogén műtrágya gyártásra és felhasználásra visszavezethető emissziók költségei tették ki, különösen a dinitrogén-oxid kibocsátások hatásai voltak a legjelentősebbek. Az ökogazdaság esetében – lévén, hogy nincs műtrágyafelhasználás –, a legjelentősebb tényező a helyi szintű fosszilis tüzelőanyag felhasználás volt. A légszennyező anyag kibocsátásra visszavezethető környezeti költségek az őszi búza esetében 1990-4280, a kukorica esetében 1420-2630, a borsó esetében 1800-4190, míg a napraforgó esetében 2440-4690 forint/tonnára voltak becsülhetők. Az alacsonyabb értékek a napraforgó kivételével az ökogazdaságra vonatkoznak. A becsült eredmények azt jelzik, hogy az intenzív technológia az esetek többségében magasabb környezeti költséggel járt.

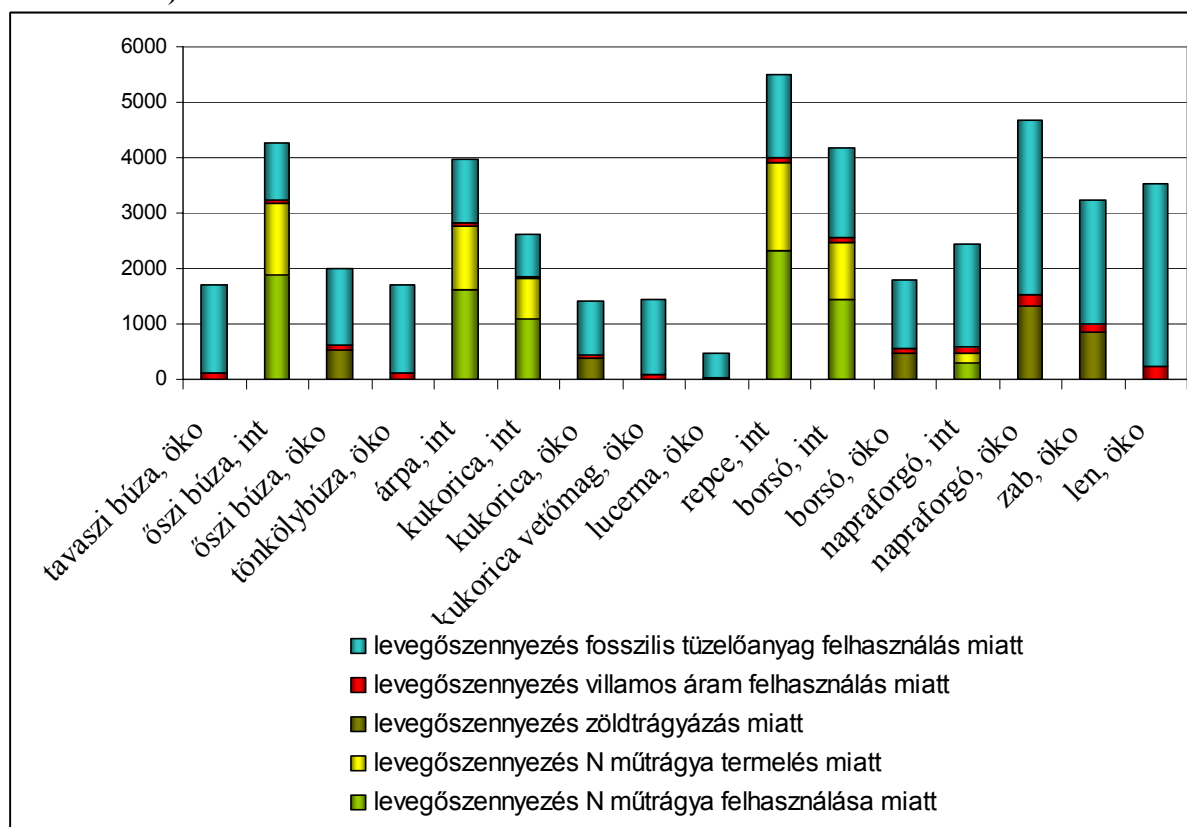
Az intenzív technológiájú gazdaságban a számított környezeti kár a legalacsonyabb a napraforgó (2440 Ft/tonna), míg a legmagasabb a repce (5500 Ft/tonna) esetében volt. A műtrágya felhasználás, együtt annak gyártásával tette ki a becsült költségek többségét. Az elektromos áram felhasználás költsége legtöbbször elhanyagolható volt. A mezőgazdasági gépjárművek szintén jelentős mértékben járultak hozzá a költségekhez.

Az ökogazdaságban a számított környezeti költség a legalacsonyabb a lucerna (480 Ft/tonna), míg a legmagasabb a napraforgó (4690 Ft/tonna) esetében volt. A mezőgazdasági

gépjárművek kibocsátása volt a legjelentősebb tényező. Az elektromos áram felhasználás környezeti költsége nem volt jelentős. A zöldtrágyázás – ugyan nem minden kultúránál alkalmazták –, viszont jelentősen hozzájárult a költségekhez. Ez az eredmény furcsának tűnhet, lévén ez egy környezetkímélő módszernek tekinthető. Mint már korábban jeleztük, a tarlókon maradó növényi maradványok környezetterhelése módszertani okok miatt nincs számításba véve, és ez torzítja a képet.

Az összehasonlíthatóság (időjárás hatásának kiszűrése) érdekében a környezeti költségeket átszámoltuk a 2005-ös év időjárására (lásd VI.1.). A 11. ábra a légszennyező anyag kibocsátás során felmerülő környezeti költségek becslését mutatja a hatások függvényében mindkét gazdaságnál.

11. ábra A levegőszennyezés becsült környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron)



Megjegyzés: öko = ökológiai, int = intenzív technológiájú gazdaság

VI.4. A peszticidhasználat értékelése

Az intenzív gazdaságban többféle peszticidet használtak, gyomirtót, gombaölőt és rovarölőt egyaránt. Mivel a peszticid készítmény hatását az összetevők határozzák meg, ezért vizsgálatunk során a felhasznált aktív hatóanyagokra helyeztük a hangsúlyt. A felhasznált

készítmények mennyiségét az összetevők alapján átszámítottuk aktív hatóanyag mennyiségre. A 22. táblázat az aktív hatóanyagok szerinti bontásban mutatja az egyes növénykultúrákon felhasznált peszticidek mennyiségét az intenzív gazdaságban. Az ökológiai gazdálkodási gyakorlat nem egyeztethető össze a peszticidhasználattal. Ennek megfelelően az ökogazdaság ilyen környezetterhelését zérónak vettük⁷⁹.

22. táblázat Peszticidfelhasználás az intenzív gazdaságban (gramm aktív hatóanyag/tonna termelt növény)

Aktív hatóanyag	Peszticid típus	Őszi búza	Árpa	Kukorica	Repce	Borsó	Napraforgó
Atrazin	gyomirtó			67,68			
Azoxistrobin	gombaölő	22,19					
Bentazon*	gyomirtó					345,79	
Cipermetrin	rovarölő				12,9		
Ciprokonazol	gombaölő	5,92	13,2				
Difenokonazol	gombaölő					10,51	
Diquat Dibromid**	gyomirtó						212,77
Fluorkloridon	gyomirtó						166,22
Hexakonazol	gombaölő	13,87					
Klórpirifosz	rovarölő				129,03		
Lambda cihalotrin	rovarölő	1,48	1,65			4,67	
Mezotrion	gyomirtó			13,91			
Primiszulfuron-metil	gyomirtó			0,13			
Prometrin	gyomirtó						265,96
Propikonazol	gombaölő	18,49	41,25			10,51	
Proszulfuron	gyomirtó			0,21			
Rézhidroxid	gombaölő					719,63	
S-Metolaklór	gyomirtó			151,13			382,98
Spiroxamin	gombaölő					23,36	
Tebukonazol	gombaölő					15,61	
Teflutrin	rovarölő			45,2			
Triadimenol	gombaölő					4,02	
Triaszulfuron	gyomirtó	0,69	0,77				
Tribenuron-metil	gyomirtó	0,63					

Megjegyzés : * + Etoxilált Oktifenol, ** + nedvesítőszer

⁷⁹ Mindazonáltal megjegyezzük, hogy a gazdaság zabra biológiai rovarölőszert alkalmazott (Novodor, 4 l/ha). Ennek a készítménynek az aktív hatóanyaga 3% *Bacillus thuringiensis* var. *tenebrionis* tartalmaz, amely melegvérű élőlényekre veszélytelennek tekinthető.

A környezetterhelés kárának becslése a peszticidek esetében problematikus. Viszonylag kevés kitettség-válasz (exposure-response vagy dose-response) információ áll rendelkezésre, amely alapján előre lehetne jelezni a peszticidek emberi egészségre gyakorolt hatásait. Ugyan bizonyos szintű dózisok hatására vonatkozóan néhány szakirodalom tartalmaz információt, azonban komoly erőfeszítést igényelne ezekből olyan kitettség-válasz függvények felállítása, amelyekből az egészségügyi hatásokat kvantifikálni lehetne. Mindazonáltal relevanciájukat és megbízhatóságukat tekintve ezen függvények jelentős bizonytalanságot hordoznának. Fontosnak tartjuk kiemelni, hogy a peszticidek környezeti kárainak értékelési alapjaként alkalmazott összesített aktív hatóanyag mennyiség (g/termelt növény tonnában) nem kezeli tehát azt a kérdést, hogy minden aktív hatóanyagnak más a hatása. Néhány esetben ezek a hatások nagyon különbözőek lehetnek. Az egyes hatóanyagok egészségügyi hatását ismerteti MethodEx (2007).

A II.3.2. alfejezetben bemutatottak közül Rabl (2006) becslését tartjuk módszertanilag a leginkább megalapozottnak, illetve általunk felhasználhatónak. Becslése szerint a peszticidek környezeti költsége 60 euró/kg nagyságrendű lehet (bár a bizonytalanság különösen nagy). Ez alapján a 23. táblázat jelzés értékkel összegzi a peszticidek környezeti költségének becslését. A peszticidhasználatra visszavezethető, jelzés értékű externális költségek viszonylag jelentős szórást mutattak a kultúrnövények között: legalacsonyabb az árpa (1000 Ft/t), legmagasabb a borsó (26 000 Ft/t) esetében volt.

23. táblázat A peszticidfelhasználás jelzés értékű környezeti költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es áron)

Növénykultúra	Intenzív gazdaság			Ökogazdaság		
	Rovar-ölő	Gomba-ölő	Gyom-irtó	Rovar-ölő	Gomba-ölő	Gyom-irtó
tavaszi búza	N/A	N/A	N/A	0	0	0
őszi búza	28	1146	25	0	0	0
tönkölybúza	N/A	N/A	N/A	0	0	0
árpa	32	1032	16	N/A	N/A	N/A
kukorica	855	0	4412	0	0	0
kukorica vetőmag	N/A	N/A	N/A	0	0	0
lucerna	N/A	N/A	N/A	0	0	0
repce	2689	0	0	N/A	N/A	N/A
borsó	88	14838	10935	0	0	0
napraforgó	0	0	19465	0	0	0
zab	N/A	N/A	N/A	0	0	0
len	N/A	N/A	N/A	0	0	0

Megjegyzés: N/A – nem termelték ezt a növényt

VI.5. A talajvíz szennyezés (nitrátosodás) és a tájképre gyakorolt hatás értékelése

A talajvíz szennyezési károk becslését két irányból lehet megközelíteni. Egyrészt szükséges ismerni, hogy a felszín alatti vizek nitrátszennyezéséért mekkora részben felelős a mezőgazdaság, a szántóföldi növénytermesztés. Másrészt azt is tudni kell, hogy a szántóföldi tápanyag-utánpótlás (N) mennyiben okoz nitrátszennyezést, vagyis milyen hatásmechanizmusokon keresztül, és mekkora bizonyossággal okoz nitrátszennyezést a szántókra kihelyezett mű- és szervestrágya. (Mennyi hasznosul a trágyából, és mennyi jut a környezetbe, illetve a denitrifikáció során milyen nitrát koncentráció várható a talajvízben.) Továbbá, hosszútávú folyamatokról lévén szó, a jelenlegi nitrát tartalom leginkább a 20-40 évvel ezelőtti magas N terhelés eredménye. Mindezek vizsgálata azonban túlmutatna a disszertáció keretein. Alternatívaként azt a megközelítést alkalmazzuk, hogy a gazdaságok trágyafelhasználási adatait a közép-mezőföldi gazdasági (tesztüzemi) átlaghoz viszonyítjuk, és azzal a feltételezéssel élünk, hogy amennyiben az átlagnál több trágyát használ fel a gazdaság, úgy ezzel arányosan többel járul hozzá a talajvíz nitrátosodásához. A szennyezés kiváltó okai körüli nehézséget úgy hidaltuk át, hogy a feltételes választás felmérés során csak a növénytermesztési eredetű problémákat említettük. Mind a bemutató előadásban ismertetett scenáriók, mind a kérdőív a növénytermesztésre visszavezethető nitrátosodást járta körül (lásd I. és IX. melléklet). Ezzel elkerültük, hogy a válaszadó a növénytermesztésen kívüli tényezőket (állattenyésztés, kommunális szennyvíz, stb.) is beleértse a talajvíz minőségének fontosságával kapcsolatos értékelésébe. Jogosan merül fel, hogy a mai nitrátszennyezést évtizedekkel korábbi tevékenységek okozták, ezért a mai gazdálkodás nem tehető felelőssé a jelenlegi helyzetért, továbbá a mai műtrágyafelhasználás jóval kevesebb, mint a rendszerváltás előtti időké. Ezt szem előtt tartva a válaszadókat a jelenlegi helyzetről való elmozdulásról kérdeztük, és nem foglalkoztunk a nitrát szennyezettség szintjeivel, csak az elmozdulás irányával („tisztább víz a kutakban”, lásd VIII-IX. melléklet).

A feltételes választás felmérés megtervezése jelentős mértékben támaszkodott a feltételes értékelés és DMV felmérésre. Különösen a tanácskozó fórumok szolgáltak kiváló viszonyítási alappal a lakosság attitűdjé és hozzáállása, továbbá a biodiverzitáshoz kapcsolódó átlagos értékek stb. tekintetében. A feltételes választás kérdőív összeállítását ezen információk nagyban segítették. A tanácskozó fórumok kvalitatív diskurzusai megfelelő információt nyújtottak a jellemzők kiválasztásához. A talajvíz minősége, csakúgy, mint a tájkép, fontos szempontként sokszor előjött a diskurzusok során. A jellemzőkhöz tartozó szinteket aszerint határoztuk meg, hogy megfeleljenek a

forgatókönyvben foglaltaknak, ezáltal koherens rendszert alkothatott az értékelési szcenárió. A tájképre gyakorolt hatás szintjeinek meghatározása, körülírása ugyanakkor nehézkesnek bizonyult, hiszen a tanácskozó fórum résztvevők véleményei jelentősen eltértek a preferált tájkép típusok tekintetében. A következő két táblázat bemutatja a felmérésben használt jellemzőket és azok szintjeit. A 24. táblázat az ismertető diavetítéses előadásnak (IX. melléklet) megfelelően valamivel részletesebb, míg a 25. táblázat ezeket úgy mutatja be, ahogy a kérdőívben szerepeltek.

24. táblázat A feltételes választás jellemzői és az ezekhez tartozó szintek (ismertető előadás)

Jellemzők	Szintek
Fajok és élőhelyek sokfélesége	○ Status quo (Folytatódó csökkenés a fajok és élőhelyek sokféleségében.) ○ 10-20%-os növekedés a növények fajgazdagságában. Az egészségesebb mezsgyék több táplálékot biztosítanak a madaraknak. ○ Akár megduplázódhat a növények fajgazdagsága. A több és egészségesebb mezsgyék és löszvölgyek egyrészt jóval több táplálékot biztosítanak a madaraknak, másrészt jobb élőhelyek a rovarok, pillangók és kisemlősök számára.
Tájkép (esztétika)	○ Status quo (Jelenlegi tájkép.) ○ Változatosabb természetű növényfajták, mozaikos, kisebb mezőgazdasági táblák. ○ Változatosabb természetű növényfajták, mozaikos táblák. Több mezsgye és növényfaj, kevesebb eső által elmosott termőtalaj, több vadvirágos löszgyep.
Talajvíz	○ Status quo (Folytatódó állapotromlás a talajvíz minőségében.) ○ Jobb minőségű, tisztább víz a kutakban.

25. táblázat A feltételes választás jellemzői és az ezekhez tartozó szintek (kérdőív)

Jellemzők	Szintek				
Fajok és élőhelyek sokfélesége	Folytatódó csökkenés	10-20%-os növekedés	Akár megduplázódhat		
Tájkép (esztétika)	Jelenlegi tájkép	Mozaikosabb	Mozaikosabb táblák és több mezsgye		
Talajvíz	Folytatódó állapotromlás		Tisztább víz a kutakban		
Háztartások többletköltsége HUF/év	0	2000	5000	9000	17000

A tanácskozó fórumok és a fókuszcsoporthoz során nyilvánvalóvá vált, hogy a szokásos fizetési eszközökben (adó, alap) nincs meg a bizalom, mindazonáltal egy elkülönített alapba való befizetést a résztvevők inkább átláthatónak tekintették.

A feltételes választás felméréshez történő mintavétel sajátos módon történt. Mivel a kérdőív kitöltését egy ismertető előadás előzte meg, így a hagyományos mintavételi eljárások nehezen lettek volna megvalósíthatók. A vetített (power point) előadás hordozható számítógépet és projektort igényelt, és 10 perccel meghosszabbította a kérdőív kitöltését (IX. melléklet). Ennélfogva a személyes interjúk nehezen lettek volna kivitelezhetők, idő és pénzigényes lett volna a lebonyolításuk. Ehelyett olyan eseményeket kerestünk, ahol egy helyszínen egyszerre sok ember megtalálható. Az iskolák és óvodák tanévnyitója és első szülői értekezlete erre megfelelő alkalomnak kínálkozott, így egyszerre viszonylag nagyszámú kérdőív lekérdezését tudtuk megvalósítani.

Ez a mód természetesen nem biztosít statisztikai értelemben vett reprezentatív mintát. Más szempontból azonban a szokásosnál magasabb reprezentativitást sikerült elérnünk. Ezzel a mintavételi eljárással 100 százalékos válaszadási hajlandóságot tudtunk biztosítani. Mivel az eseményeken résztvevő minden személy kitöltötte a kérdőívet, így nem volt különbség a megkeresett személyek és a kitöltött kérdőívek száma között. Ilyenformán nem volt olyan potenciális válaszadó, aki visszautasította volna a kérdőív kitöltését. Általános kritikája a feltárt preferencia módszereknek, hogy nincsen információnk azoknak a személyeknek a preferenciáiról, attitűdjéről és értékrendjéről, akik visszautasították a válaszadást, ennél fogva a felmérés érvényessége megkérdőjelezhetővé válik. Megjegyezzük, hogy például Hensher és szerzőtársai (2005) esetében a válaszadási ráta csupán 14% volt, így nem volt tehát információ 86% preferenciájáról, értékrendjéről, vagy attitűdjéről. A sajátos mintavételi eljárásunk következménye lehet, hogy ugyan statisztikai értelemben nem rendelkezünk reprezentatív mintával, cserébe azonban a lehetséges attitűdök, értékrendek teljes skáláját lefedtük (hiszen senki nem tagadta meg a válaszadást). Ez a szempont pedig különösen releváns az olyan döntések esetében, amelyek etikai szempontokat is felvetnek (lásd biodiverzitást érintő döntések, deontológikus etika).

Összesen 8 esemény (évnyitó, szülői értekezlet) során 366 kérdőívet kérdeztünk le.

Az ortogonális faktoriális eljárás (orthogonal fractional factorial design, lásd többek között Hensher és szerzőtársai, 2005) segítségével az eredeti $90 (3 \times 3 \times 2 \times 5)^{80}$ lehetséges választási helyzetet (card) le tudtuk csökkenteni 16-ra. Miután az inkonzisztens lehetőségeket kizártuk, 14 választási helyzet maradt. A ciklikus eljárás (cyclical design) során, amely megfelel az ortogonalitás elvének, a szintek egyensúlyának és a minimális átfedésnek (lásd Huber és Zwerina, 1996), megkaptuk a választási kártyákat (choice set). Ezek mindegyike három opciót tartalmazott (status quo és két alternatíva). Az egyik kártyát ki kellett zárni, mert domináns opciót tartalmazott (mindegyik jellemző szintje magasabb volt, de a költség

⁸⁰ A négy jellemző szintjeinek szorzata.

alacsonyabb volt). A fennmaradó 13 választási kártyát három csoportba osztottuk (A, B és C, sorrendben 4, 4 és 5 választási kártyával) annak érdekében, hogy a megkérdezetteknek legfeljebb ötször kelljen dönteniük, és így elkerülhessük az egyének túlterhelését (lásd Hensher és szerzőtársai, 2005). A 12. ábra választási kártyák egy példáját mutatja.

12. ábra Példa választási kártya a feltételes választás felméréshez

	“A” INTÉZKEDÉS	“B” INTÉZKEDÉS	NEM TESZÜNK SEMMIT
Fajok és élőhelyek sokfélesége	10-20%-os növekedés	Akár megduplázódhat	Folytatódó csökkenés
Tájkép (esztétika)	Mozaikosabb	Jelenlegi tájkép	Jelenlegi tájkép
Talajvíz	Folytatódó állapotromlás	Tisztább víz a kutakban	Folytatódó állapotromlás
Háztartásának éves többletköltsége forintban	5000	17000	Nincs költség (Nulla forint)

A kérdőív három részből állt (lásd VIII. melléklet). Az első rész a feltételes választás kérdéseket öleli fel, a második az etikai beállítottságokat, valamint az általános környezetvédelmi és a szcenárió specifikus attitűdöket vizsgálja (Theory of Planned Behavior, lásd III.3.2.), míg a harmadik rész a társadalmi-demográfiai jellemzőkre fókuszál. Mint ahogy korábban kifejtettük, a mintánk statisztikai értelemben nem reprezentatív. A fiatal és középkorú anyák jelentősen felülreprezentáltak a mintában. A 26. táblázat a mintának néhány társadalmi-demográfiai jellemzőjét mutatja.

26. táblázat A feltételes választás felmérés mintájának társadalmi-demográfiai jellemzői

Változó	Érvényes N	Min.	Max.	Átlag	Szórás
Nem (1=férfi, 2=nő)	345	1	2	1,83	0,38
Kor (év)	329	18	83	35,29	8,863
Háztartás nagysága a válaszadóval együtt (fő)	344	1	8	3,85	1,253
Eltartottak száma (gyermek)	345	0	4	1,66	1,028
Végzettség (1=elvégzett 8 általános vagy kevesebb, 2=szakmunkásképző, 3=érettségi, 4=egyetemi, főiskolai diploma)	343	1	4	2,52	0,903
Háztartás havi nettó jövedelme (1= <50.000 Ft, 2=50.000-100.000, 3=100.000-150.000, ...)	328	25000	450000	140014	89107

A kérdőívre kapott válaszok elemzése a véletlen hasznossági elmélet (random utility theory, lásd többek között Hensher és szerzőtársai, 2005) alapján történt. A modellek felállítását és az elemzést egy speciális szoftver, az Nlogit Limdep 3.0 segítette.

A biodiverzitás és a tájkép jellemzők esetében nem tartottuk megfelelőnek a csak lineáris hatások feltételezését⁸¹, ezért ehelyett nem-lineáris hatásokat feltételeztünk és ezen változókat dummy-kódoltuk⁸². A 27. táblázat bemutatja a magyarázó változók rövidített neveit és azt a rövid leírást, amelyet a megkérdezettek a választási kártyákon láthattak.

27. táblázat A magyarázó változók nevei és rövid leírása a CE felmérésben

Változó rövidítése	Rövid leírás
Bid	Háztartásának éves többletköltsége forintban
Bd_10_20	10-20%-os növekedés a fajok és élőhelyek sokféleségében
Bd_100	Akár megduplázódhat a fajok és élőhelyek sokfélesége
LsMosaic	Mozaikosabb tájkép
LsMosFie	Mozaikosabb tájkép és több mezsgye
WatClean	Tisztább víz a kutakban

Ahhoz, hogy megvizsgáljuk, hogy a jellemzők (magyarázó változók) milyen hatással vannak a válaszadók preferenciáira az értékelendő mezőgazdasági scenáriók tekintetében, a következő hasznossági függvényt állítottuk fel:

⁸¹ Miért nőne folyamatosan ugyanakkora mértékben a hasznossága a biodiverzitás egységnyi növekedésnek a skála bármely pontján, vagy miért érne ugyanannyival többet a több mezsgye, illetve a nagyobb mozaikosság?

⁸² 0 és 1 értéket vehet fel a változó

$$V = \beta_0 + \beta_1 \cdot \text{Bid} + \beta_2 \cdot \text{Bd_10_20} + \beta_3 \cdot \text{Bd_100} + \beta_4 \cdot \text{LsMosaic} + \beta_5 \cdot \text{LsMosFie} + \beta_6 \cdot \text{WatClean},$$

ahol β_0 az alternatíva-specifikus konstans (ASC), és β_{1-6} az adott jellemzőhöz rendelt paraméter (együttható). Mivel a scénáriókban a status quo alternatíva konstans, ezért a modellünk „címkézett” feltételes választás modellnek (labelled-choice experiment, lásd többek között Hensher és szerzőtársai, 2005) tekinthető, így az alternatíva-specifikus konstans (ASC) használata indokolt lehet.

Az eredmények elemzésekor először az alap Multinomial Logit modellt (MNL) futtattuk le. A modell magyarázó ereje viszonylag jónak mondható (Adj. $R^2 = 0,152$). Egy kivételével minden együttható szignifikáns legalább 5%-os megbízhatósági szinten. Az együtthatók előjele a várakozásoknak megfelelő (költség negatív, a többi pozitív). A modell futtatásának eredményeit a 28. táblázat foglalja össze.

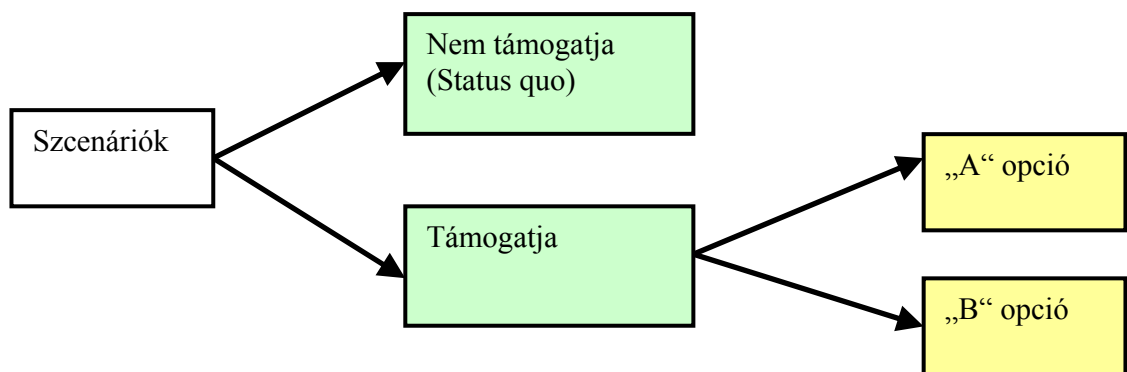
28. táblázat A Multinomial Logit Model elemzés eredményei

	Együttható	Standard hiba	t-statisztika	P-érték
Asc	1,110	0,137	8,111	2,9e-015
Bid	-4,3e-05	5,9e-006	-7,275	3,5e-013
Bd_10_20	0,209	0,078	2,676	0,007
Bd_100	0,221	0,091	2,42	0,015
LsMosaic	0,172	0,076	2,247	0,025
LsMosFie	0,097	0,091	1,072	0,284
WatClean	0,549	0,063	8,664	2,9e-015
Megfigyelések száma	1591			
Adjusted R^2	0,1517			

Az MNL az irreleváns alternatívák függetlenségének (Independence of Irrelevant Alternatives, IIA) feltételezésével él. Az IIA azt jelenti, hogy a két alternatíva közötti választás relatív valószínűségét nem befolyásolja az, ha más opciókat is lehetővé tennénk, vagy törölnénk azoknak a lehetőségét (Bateman és szerzőtársai, 2002). Az IIA feltételezés megszegése olyan helyzetekben fordulhat elő, amikor néhány alternatíva nem különül el egymástól (a válaszadók nem súlyozzák egymástól függetlenül az opciókat). Az IIA feltételezést a Hausman és McFadden (1984) által javasolt teszttel végeztük el (lásd Hensher és szerzőtársai, 2005). Mindazonáltal érdemes megjegyezni, hogy Long és Freese (2006) nem javasolja az IIA tesztek (Hausman-teszt, Small-Hsiao-teszt) alkalmazását, mert szerintük ellentmondó eredményekre vezethetnek. Az elvégzett Hausman-teszt erősen

alátámasztja (több mint 99%-os megbízhatósági szinten) az IIA feltételezés megszegését. Az IIA feltételezés megszegése esetén a hagyományos MNL modell helytelen, és így nem alkalmazható. Az egyik megoldási lehetőség Bateman és szerzőtársai (2002) alapján az IIA feltételezés megszegése esetén, hogy a modellünket átalakítjuk Nested logit modellé. Ennek megfelelően modellünket átalakítottuk egy két lépcsős Nested logit modellé, amely azt feltételezi, hogy a megkérdezett először arról dönt, hogy támogatja-e a felkínált lehetőségeket, vagy marad a status quo opciónál, míg második lépcsőben arról dönt, hogy „A” vagy „B” lehetőséget választja-e (13. ábra). Megjegyezzük, hogy a Random Parameter Logit modellt (RPL) is lefuttattuk, amely lazít az IIA feltételezésen, és ezáltal szintén kezeli az IIA feltételezés megszegését. Azt találtuk, hogy az RPL modell gyengébb magyarázó erővel bírt ($\text{Adj. } R^2 = 0,15$), mint a Nested logit modell. A következőkben emiatt a Nested logit modell eredményeit elemezzük.

13. ábra Döntési fa struktúra a Nested logit modellben



A Nested logit modell összességében jó magyarázó erővel bír. A pszeudó R^2 magas ($\text{Adjusted } R^2 = 0,284$), amely érték Louviere és szerzőtársai (2000) szerint nagyon jó eredményt (modell) jelez. A Nested modellben, csakúgy, mint az MNL modellben az együtthatók előjele megfelel az eredetileg elvártaknak. A költség jellemzőtől (Bid) eltekintve (amely negatívan viszonyul egy opció választásának valószínűségéhez), minden más jellemző pozitívan viszonyul a hasznossághoz. Egyet kivéve minden együttható szignifikáns az 1%-os megbízhatósági szinten. A tájkép jellemző második szintje (LsMosFie) nem szignifikáns ($p=0,235$). A döntési fa struktúra azt mutatja, hogy a válaszadók 12%-a választotta a status quo-t (SQ), és 88%-uk választotta az „A” vagy „B” opciót (OPT). A 29. táblázat a Nested logit modell eredményeit mutatja.

29. táblázat A Nested logit modell elemzés eredményei

	Együttható	Standard hiba	t-statisztika	P-érték
Bid	-3,7e-05	5,1e-006	-7,303	2,8e-013
Bd_10_20	0,238	0,072	3,3	0,001
Bd_100	0,237	0,082	2,874	0,004
LsMosaic	0,202	0,07	2,892	0,004
LsMosFie	0,099	0,084	1,188	0,235
WatClean	0,572	0,06	9,429	2,9e-015
SQ	1	0	1,00e+10	2,9e-015
OPT	2,04	0,207	9,84	2,9e-015
Megfigyelések száma	1591			
Adjusted R ²	0,28372			

A társadalmi-demográfiai változók mellett bevontuk a vizsgálatba az attitűd, a meggyőződés és az etikai hozzáállás változóknak a választásokra gyakorolt hatását is. Ezek csak interakciókon keresztül vonhatók be a modellbe, ezért interakció változókat generáltunk. Ezeknek, mint lehetséges magyarázó változóknak a modellbe történő bevonása valamelyest javította a modell magyarázó erejét. A végzettség, az attitűd és az etikai hozzáállással kiegészített modell eredményezte a legmagasabb pszeudó R²-et (0,32). A kialakuló multikollinearitás miatt azonban néhány együttható előjele kedvezőtlenül megváltozott, és a legtöbb jellemző szignifikancia szintje leromlott, így a kiterjesztett modellt végül is gyengébbnek ítéltük, és ezért nem is mutatjuk itt be.

A jóléti hatások becslését az implicit árakon keresztül a Nested logit modellben a következő formula segítségével végeztük el:

$$\text{Implicit ár} = \beta_{\text{jellemző}} / -\beta_{\text{bid}},$$

ahol $\beta_{\text{jellemző}}$ az adott jellemző együtthatója, és β_{bid} a költség jellemző együtthatója (az elkülönített alapba való befizetés, negatív előjellel). Az implicit árak tulajdonképpen a fizetési hajlandóságot (WTP) mutatják a bármely jellemző szintjében beálló változás függvényében.

A 30. táblázat azt mutatja, hogy a fizetési hajlandóság értékek a tájkép jellemző második szintjének kivételével erősen szignifikánsak ($p < 0,005$). A tisztább talajvíz testesíti meg a legmagasabb értéket, amikor is a fizetési hajlandóság 15387 forint évente háztartásonként. Az eredmények szerint a biodiverzitásban beálló 10-20 százalékos javulásért a vizsgált háztartások évente 6399 forintot, míg a biodiverzitás megduplázásáért további 6376 forintot

fizetnének. Összességében a megkérdezett háztartások szemében a biodiverzitás megduplázásának implicit ára évente 12775 forint. A megkérdezett háztartások a mozaikosabb tájképért cserébe 5435 forintot fizetnének évente. A „mozaikosabb tájkép és több mezsgye” képviseli a legalacsonyabb többlet értéket (2674 Ft/háztartás/év), ugyanakkor ez messze nem szignifikáns eredmény ($p = 0,23$).

30. táblázat Fizetési hajlandóság (WTP) becslés (2009-es árakon)

Jellemzők	WTP (Ft)	WTP (euró)
Bd_10_20	6399***	22,8***
Bd_100	6376***	22,7***
LsMosaic	5435***	19,4***
LsMosFie	2674	9,5
WatClean	15387***	54,8***

Megjegyzés: *** 1%-os szignifikancia szintet jelent.

Külön modellt állítottunk fel annak vizsgálatára, hogy van-e különbség a deontológikus és a következményelvű etikával jellemezhető válaszadók preferenciái között. A két csoport megkülönböztetése Spash és szerzőtársai (2006), valamint Spash (2006) tipológiája alapján történt. A minta nagyjából kétharmada (208 válaszadó, 1056 megfigyelés⁸³) következményelvű etikai beállítottsággal jellemezhető, megfelelve ezzel a főáramú közgazdasági alapelveknek, míg egyharmad (122 válaszadó, 535 megfigyelés) deontológikus etika mentén gondolkodik. Mint az a 31. táblázat adataiból is látszik, a tájkép jellemző második szintje (LsMosFie) ebben a modellben már 10%-os szint mellett szignifikáns ($p = 0,07$). A pszeudó R^2 értéke lényegében változatlan maradt (Adjusted $R^2 = 0,278$).

⁸³ A Limdep program bizonyos statisztikai módszerrel ún. megfigyeléseket (observations) képez a válaszokból.

31. táblázat A Nested logit modell elemzés eredményei a deontológikus válaszadók kiszűrésével

	Együttható	Standard hiba	t-statisztika	P-érték
Bid	-4,8e-05	6,6e-006	-7,223	5,1e-013
Bd_10_20	0,333	0,094	3,541	3,9e-04
Bd_100	0,328	0,107	3,066	0,002
LsMosaic	0,265	0,089	2,99	0,003
LsMosFie	0,196	0,108	1,809	0,07
WatClean	0,652	0,077	8,455	2,9e-015
SQ	1	0	1,00e+10	2,9e-015
OPT	1,775	0,22	8,06743	2,9e-015
Megfigyelések száma	1056			
Adjusted R ²	0,27753			

Ennek a modellnek az eredményei azt jelezhetik, hogy a deontológikus, illetve következményelvű etikai beállítottság nincsen jelentős hatással az implicit árra. A fizetési hajlandóság eredmények ugyanis elég hasonlóak ebben a modellben is az alap Nested logit modellhez. Kivételt a tájkép jellemző második szintje képvisel (mozaikosabb tájkép és több mezsgye, LsMosFie). A 32. táblázat azt mutatja, hogy a jellemzők erősen szignifikánsak ($p < 0,005$), bár ez utóbbi csak 10%-os szinten szignifikáns.

A következményelvű értékrenddel jellemezhető válaszadók a tisztább talajvizet alacsonyabbra értékelték, mint a teljes minta válaszadói; fizetési hajlandóságuk 13686 Ft/háztartás/év, így ez a második leg többre értékelt jószág a biodiverzitás után. A következményelvű értékrenddel jellemezhető válaszadók a biodiverzitásban beálló 10-20 százalékos javulásért háztartásonként évente 6993 forintot, míg a biodiverzitás megduplázásáért összesen 13871 (6993+6878) forintot fizetnének. A tájkép mozaikosabbá tétele számukra 5568 forintot, míg a mozaikosabb tájkép és több mezsgye összesen 9677 (5568+4109) forintot ér háztartásonként évente.

32. táblázat Fizetési hajlandóság (WTP) becslés a deontológikus válaszadók kiszűrésével (2009-es árakon)

Jellemzők	WTP (Ft)	WTP (euró)
Bd_10_20	6993***	24,9***
Bd_100	6878***	24,5***
LsMosaic	5568***	19,8***
LsMosFie	4109*	14,6*
WatClean	13686***	48,8***

Megjegyzés: *** 1%-os, * 10% szignifikancia szintet jelent.

A disszertáció vezérfonala szempontjából elsősorban a gazdálkodási technológiáknak megfeleltethető változásokkal kapcsolatos fizetési hajlandóság érdekes. Mint korábban láttuk, az intenzívről a környezetkímélő gazdálkodásra való áttérés a biodiverzitásban és a tájképben a feltételes választásban alkalmazott első szintnek feleltethető meg, csakúgy mint a talajvíz minősége esetében. A második szintek egy komplex tájhasználati program (Agrár-Táj program) forgatókönyveinek feleltethetők meg. Alapfeltevésünk szerint nem vizsgáljuk a mezőgazdaság kialakulásának hatását, azaz elfogadjuk, hogy a Mezőföld mezőgazdasági táj, alapvető területhasználati formája a szántó (lásd II.2.5.). Azt is kifejtettük már, hogy a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelése esetében a DMV eredményeit tartjuk érvényesebbnek. Ennélfogva minket most elsősorban a mozaikosabb tájkép (LsMosaic) és a tisztább talajvíz (WatClean) jellemző szintek eredményei érdekelnek.

Felmérésünk szerint a közép-mezőföldi háztartásoknak évente a tájképi hatások tekintetében 5435 forintot ért meg az intenzív művelésről a környezetkímélő gazdálkodásra való váltás. A talajvíz minőségének tekintetében ugyanez 15387 forintot tett ki. Ezt a két értéket a lakosságszámmal (86 ezer; KSH, 2006a) felszorozva, és a felmérésekben résztvevő háztartások átlagos nagyságával (3,85 fő) leosztva megkapjuk Közép-Mezőföld aggregált fizetési hajlandóságát (121, ill. 342 millió Ft). Amennyiben ezeket a közép-mezőföldi szántóterületekre (107800 ha) vetítjük, úgy 1121 Ft/ha externális költséget kapunk a tájképi hatások, és 3175 Ft/ha externális költséget pedig a talajvíz terhelés esetében. A termésátlagokkal (7. táblázat) beszorozva megkapjuk a termelt növények mennyiségére vonatkozó externális költségeket (lásd 33. táblázat). A tájképre gyakorolt hatás becsült externális költsége a kukorica esetében volt a legalacsonyabb (122 Ft/t), míg a napraforgó esetében a legmagasabb (298 Ft/t).

33. táblázat A tájképre és a felszín alatti vizekre gyakorolt hatás értékelése Közép-Mezőföldön

	Tájképre gyakorolt hatás	Felszín alatti vizekre gyakorolt hatás
Fizetési hajlandóság (implicit ár, Ft/év/háztartás)	5435	15387
Lakosságszám (fő)	85744	85744
A felmért háztartások nagysága (fő)	3,85	3,85
Közép-Mezőföld aggregált fizetési hajlandósága (millió Ft)	121	342
Szántóterület Közép-Mezőföldön (hektár)	107800	107800
Externális költség (Ft/ha)	1121	3175
Externális költség (Ft/tonna búza)	166	470
Externális költség (Ft/tonna árpa)	185	524
Externális költség (Ft/tonna kukorica)	122	346
Externális költség (Ft/tonna repce)	241	683
Externális költség (Ft/tonna borsó)	262	742
Externális költség (Ft/tonna napraforgó)	298	844

Forrás: KSH, 2006a, Corine50 (Corine Land Cover 1:50000)

A feltételes választás felméréssel az előbb bemutatott módon feltártuk, mekkora a fizetési hajlandóság a talajvíz szennyezéssel kapcsolatban Közép-Mezőföldön. A felszín alatti vizekre gyakorolt hatásra ugyanakkor gazdasági szintű adataink is rendelkezésre állnak, így ezekkel súlyozhatjuk a 33. táblázat értékeit. Ennek megfelelően a gazdasági szintű N műtrágya felhasználási adatokat (lásd VI.3.)⁸⁴ a közép-mezőföldi tesztüzemi gazdaságok adataival⁸⁵ vetettük össze, és az eltérésekkel korrigáltuk az előbbieken kapott externális költséget. Az intenzív gazdaság jellemzően több N hatóanyagot juttatott ki a földjeire, mint a tesztüzemek átlaga, így a talajvíz szennyezés költsége is (a napraforgó kivételével) az eltérések függvényében felfelé változott (34. táblázat). Az intenzív gazdaság becsült talajvízterhelési externális költsége a napraforgó esetében volt a legalacsonyabb (171 Ft/t), míg a repce esetében a legmagasabb (946 Ft/t).

⁸⁴ Megjegyezzük, hogy Magyarországon a N műtrágya felhasználás a '80-as évek végi 120 kg/ha-ról néhány év alatt 30 kg/ha-ra csökkent, majd a '90-es évek eleje óta tartó lassú emelkedés után napjainkra 60 kg/ha körül alakul. A szerves trágyát is figyelembe véve a tápanyaggal ellátott területek N-terhelése Magyarországon átlagosan 100 kg/ha (KvVM, 2005, 45.o.).

⁸⁵ Az AKI által kezelt tesztüzemi adatbázis területi bontásban leválogatható adatokkal szolgál az egyes növénykultúrák termesztési adatairól.

34. táblázat Az intenzív gazdaság N műtrágya felhasználása a közép-mezőföldi átlaghoz viszonyítva (2004), illetve korrigált talajvíz szennyezési externális költsége

Növénykultúra	Intenzív gazdaság (N hatóanyag kg/ha)	Tesztüzemek átlaga (N hatóanyag kg/ha)	A gazdasági adatok és a tesztüzemi átlagok eltérése	Intenzív gazdaság talajvíz terhelési externális költsége (Ft/tonna termelt növény, 2009-es ár)
őszi búza	202	132	153%	718
árpa	157	88	178%	932
kukorica	157	94	167%	579
repce	171	123	138%	946
borsó	99	90*	110%	813
napraforgó	17	84	20%	171

Forrás: gazdasági adatok, és AKI, Tesztüzemi adatbázis, 2010

Megjegyzés: * Országos tesztüzemi átlag, mivel a közép-mezőföldi tesztüzemek nem termeltek borsót 2004-ben.

VI.6. Talajpusztulás (eliszapolódás) értékelése

Mint azt korábban a II.2.1. fejezetben láttuk, a talajpusztulásnak a talaj minőségét (termékenységét) befolyásoló hatása nem tekinthető externáliának, hiszen a gazdálkodó saját magának okoz kárt ezáltal. Ugyanakkor az erodálódott talaj jelentős része a csatornába, folyókba, tavakba kerül, amely már externáliának minősül. Ennek az externáliának egyik része abból áll, hogy az elhordott talajból peszticidek és műtrágyák kerülnek a természetes vizekbe, aminek hatására a víz szennyezetté válik, illetve eutrofizáció jöhet létre. A vízszennyezéssel kapcsolatos externáliákat viszont a VI.5. fejezetben értékeljük, így e helyen ezekre a hatásokra sem térünk ki.

Az elhordott talaj más területeken való lerakódása (szedimentáció) és az ennek következtében fellépő eliszaposodás azonban már olyan externális hatásnak tekinthető, amelyet ebben a fejezetben értékelünk. Az eliszaposodás következtében csökkenhet a víztározók térfogata, és növekszik a gátak fenntartási költsége. Évente több ezer tonna talaj kerül Magyarország felszíni vizeibe, ami által kiszámíthatatlanabbá válik a vízjárás, és nő a csatornahálózat fenntartási költsége, hiszen a nagymérvű szedimentáció növeli az árvizek valószínűségét. Az árvíz esélyét nem csak a talajnak a folyókba történő bemosódása okozza, hanem a tábla romló vízgazdálkodása miatt fellépő nagyobb felszíni lefolyás is. A folyók, csatornák és tavak kotrására fordított összegek externális költségeknak tekinthetők. Externáliát okozhat az ivóvízbázisokba jutó talaj. Közép-Mezőföldön a településeken található fűrt kutakból (100-200 méter körüli mélységből rétegvíz kivétellel), illetve a

Duna-menti parti szűrésű vízbázisból nyerik az ivóvizet⁸⁶. Ezeket azonban nem érinti az általunk vizsgált talajerózió. Így a vezetékes vízszolgáltatást nem terheli a talajerózió számlájára írható többletköltség. Közép-Mezőföldön található néhány felszíni víztest, azonban ezeken tudomásunk szerint nem végeznek kotrási műveleteket, így az eliszapolódáshoz költség itt sem merül fel. Jelentős részük horgásztóként működik (Felsőcikolapuszta, Kishantos, Seregélyes, Nagyvenyim, Előszállás, Nagykarácsony). Ezen tavakat patakokból vagy forrásokból alakították ki, a horgásztavakat nem kotorják.

A löszgyepekre rámosódó talaj értékelését külön nem végeztük el, nem találtuk ugyanis alkalmas módszertant ehhez. Ezen externális költségről talán valamilyen képet alkothatunk a biodiverzitás (élőhely) értékelés eredmények alapján.

Tágabban értelmezve az erózió általi talajpusztulás kérdését, felmerül, hogy a Dunába kerülő hordalékot vajon hogyan értékeljük? A Duna magyarországi szakasza hordalékhiányos (lásd Platina, 2009), ezért a bemosódó hordalék ebben a tekintetben akár kedvezőnek is minősíthető. Jelen disszertációnak nem témája ebben a kérdésben állást foglalni⁸⁷, ezt a hatást sem pozitívnak, sem negatívnak nem értékeljük, vagyis externális költséget nem rendelünk hozzá.

Összességében tehát talajpusztulással (eliszapolódással) kapcsolatos externális költséget nem találtunk. Ezt erősíti a gazdákkal tartott tanácskozó fórumok eredménye is (VI.2.1.), miszerint Mezőföldön a vízeróziót nem tartották jelentősnek.

VI.7. A vizsgált externális hatások együttes értékelése

Az externális költségek vizsgálatakor hasznos lehet azokat a felvásárlási átlagárhoz viszonyítani⁸⁸. A 35. táblázat a felvásárlási átlagárakat mutatja növénykultúránként.

⁸⁶ Települési fűrt kút üzemel: Alap, Alsószentiván, Besnyő, Előszállás, Mezőfalva, Nagykarácsony, Nagylók, Németskér, Perkáta, Sárbogárd, Sárosd, Seregélyes, Szabadegyháza, Zichyújfalu. Parti szűrésű vizet szolgáltatnak az Ercsi vízbázisból (Duna): Nagyvenyim, Pusztaszabolcs, Beloiannis, Iváncsa, Kulcs, Rácalmás.

⁸⁷ Lásd az elmúlt évtizedek vitáit a Bős-Nagymarosi Vízerőmű kapcsán.

⁸⁸ A piaci árakat kevésbé tartjuk relevánsnak, mint a felvásárlási árakat, hiszen a vizsgált gazdaságok nem a fogyasztókkal vannak közvetlen kapcsolatban. Ezért a felvásárlási árakat alkalmazzuk, amelyek egyébként magasabbak, mint a piaci árak. Meg kell jegyezni, hogy az ökotermékek ártöbblettel (20-100%) értékesíthetők, és ezeket nem tükrözi a 35. táblázat.

35. táblázat Kultúrnövény felvásárlási átlagárak (forint/tonna)

Növénykultúra	2004	2005	2008	2009
tavaszi búza	24004	21015	41584	29872
őszi búza	24004	21015	41584	29872
tönkölybúza	30800	25276	60512	46553
árpa	23992	21272	36052	26715
kukorica	23494	21662	29953	29179
kukorica vetőmag	173139	155076	301306	254380
lucerna	11300	10953	16313	20090
repce	55800	48725	104139	71592
borsó	86785	75876	105831	116548
napraforgó	56006	50232	80363	59198
zab	23531	18139	33861	26953
len	92600	97465	146619	147523

Forrás: KSH (2010b)

A 14. ábra és a 36. táblázat a vizsgált externális környezeti hatások költségére vonatkozó becslést mutatja mindkét gazdaság esetében. Az externális költségeket az összemérhetőség érdekében 2009-es árakon mutatjuk be. Jól látszik, hogy markánsan különböző eredményre vezetett a növénytermesztési technológia megválasztása. Az intenzív technológia externális költsége akár több mint egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint az ökológizálódás (a legnagyobb különbséget a borsó esetében számítottuk: 48400, illetve 1800 Ft/tonna). A talajpusztulás externális költségeit nem mutatja az ábra, hiszen, mint korábban megállapítottuk, Közép-Mezőföldön az eliszapolódási költségekre nem találtunk példát. A biodiverzitásra gyakorolt hatás, a peszticidek emberi egészségre gyakorolt hatása és a levegőszennyezés volt a három legjelentősebb externális költség. A talajvízterhelés és a tájképi hatások becslésünk szerint ezeknél jóval kisebb mértéket képviseltek. Az ökológizálódás számított externális költsége a felvásárlási átlagárak 0,6-7,9%-át (előbbi a kukorica vetőmag, utóbbi a napraforgó esetében) tette ki 2005-ben (2009-es áron). Ezzel szemben az intenzív gazdaság 2004-es gazdálkodásának számított externális költsége elérte a 2009-es felvásárlási átlagárak 27,9-52,6%-át (előbbi a repce, utóbbi a napraforgó esetében). Amennyiben figyelembe vesszük az időjárást, és korrigálunk a két év eltérő adottságával (VI.1.), úgy a két technológia közötti különbség az externális költség tekintetében még nagyobb volt. Ekkor az intenzív gazdálkodás számított externális környezeti költsége a felvásárlási átlagár 30,5-57,9%-át tette ki. **Összességében úgy becsülhetjük nagyságrendileg, hogy a vizsgált évben az ökológizálódás a felvásárlási átlagár 5%-át, míg az intenzív gazdaság a felvásárlási átlagár közel felét kitevő környezeti externális költséget okozott.** Az externális költség egy hektárra vetítve az

36. táblázat A két gazdaság externális költségeinek becslése a felvásárlási átlagár százalékában (2009-es árakon)

Ökogazdaság	tavaszi búza	őszai búza	tönköly-búza	kukorica	kukorica vetőmag	lucerna	borsó	napra-forgó	zab	len
Externális költség (ezer Ft/t)	1,7	2	1,7	1,4	1,4	0,5	1,8	4,7	3,2	3,5
Externális költség (ezer Ft/ha)	5,1	7	5,1	7	5,1	5,1	7	7,1	7	5,1
Externális költség az ár százalékában (%)	5,7	6,7	3,7	4,9	0,6	2,4	1,5	7,9	12	2,4
Intenzív gazdaság	őszai búza	árpa	kukorica	repce	borsó	napraforgó				
Externális költség (ezer Ft/t)	10,8	10,1	12,9	20	48,4	31,2				
Externális költség (ezer Ft/ha)	78,9	66,6	112,7	101,7	230,5	128,8				
Externális költség az ár százalékában (%)	36,1	38	44,3	27,9	41,5	52,6				
Externális költség az időjárással korrigálva (2004/2005) (ezer Ft/t)	11,6	11	12,3	21,9	53,9	34,3				
Korrigált externális költség az ár százalékában (%)	39,1	41,2	42,1	30,5	46,2	57,9				

Az agro-biodiverzitás értékelését kvalitatív eszközökkel a tanácskozó fórumok keretében végeztük el, és azt találtuk, hogy a gazdaságok által termelt haszonnövények esetében a gazdák nem ismertek kifejezetten mezőföldi tájfajtaikat (VI.2.1). ennél fogva az agro-biodiverzitáshoz kapcsolódóan externális költséget nem találtunk. A löszgyepekre rámosódó talaj externális hatását nem értékeltük.

A II.2. fejezetben már utaltunk arra, hogy a pozitív externáliákat célszerűbb inverzen értelmezni, vagyis eredményeink ismertetésekor nem a hagyományos gazdálkodási technológia hatásaihoz képesti változásokat értelmezzük pozitívként, hanem a környezetterhelés nélküli állapotot választva viszonyítási alapként, az innét történő elmozdulást értelmeztük negatívként. Ettől függetlenül eredményeink segítségével képet alkothatunk az általános terminológiában pozitív externáliáknak nevezett hatásokról is. Esetünkben tehát ezek a biodiverzitásra és a tájképre gyakorolt hatások, de tulajdonképpen az intenzív technológia negatív környezeti mérlegéhez képesti bármely kedvezőbb hatás pozitív externáliának értelmezhető – legalábbis az ökögazdálkodási hatások általános értelmezése szerint.

Az eddigiek során kiszámított externális költségek esetében kulcsfontosságú tényező az egyes elemek megbízhatósága, a becslés pontossága. Mint azt már korábban is hangsúlyoztuk a legnagyobb bizonytalanság a peszticidhasználat értékelése körül található, hiszen viszonylag kevés információ áll rendelkezésre a hatásmechanizmusokról. Ebből következően a peszticidhasználat számított externális költségeit jelzés értékkel mutattuk be. Mivel a borsó, a napraforgó és a kukorica esetében ez a költségelem dominált, így ezeknél az összesített externális költség eredményeket nagyságrendi becsléseként kell értelmeznünk. Úgy gondoljuk, hogy az eredményeink a jövőben jelentősen finomíthatók lesznek, vélhetően egyre pontosabb és megbízhatóbb becslésekkel fogunk rendelkezni a felhasznált fajlagos költségekkel kapcsolatban. Amennyiben például a peszticidek környezetegészségügyi hatásairól megbízható hosszútávú adatsorok látnak napvilágot, úgy becslésünk megbízhatósága is javul. Az eddigiekben bemutatott értékelési módszertan megbízhatósága ezáltal javítható.

Nem kívánjuk megkerülni a módszertani problémákat a pénzbeli értékelés létjogosultságát illetően sem, és ismételten hangsúlyozzuk a biodiverzitás területén az etikai hozzáállások figyelembevételének fontosságát (III.1.1.). A feltételes választás felmérés keretében felmértük a válaszadók etikai hozzáállását is (a reprezentativitásról lásd VI.5., etikai kategóriákhoz lásd CE kérdőív, VIII. melléklet.). Látszik, hogy negyedük (23,5%) lexikografikus preferenciákkal, deontológikus etikával volt jellemezhető, amelyhez hozzájárul még további 12,4%, akik preferenciája jövedelemkorlátozás, és így korlátozott deontológikus hozzáállással jellemezhetnénk őket. 6,5% szintén deontológikus értékrendet vallott, de az élővilág helyett az emberiség szempontjából (37. táblázat).

37. táblázat Etikai hozzáállások arányai a CE felmérés alapján (N=366, valós N=347)

Etikai hozzáállás	Jellemzés	Arány
<i>Deontológikus, élővilág központú</i>	Élővilág élethez való jogai a gazdasági érdekek felett állnak	23,5%
<i>Deontológikus, jövedelemkorlátozás élővilág központú</i>	Élővilág jogai minimális életszínvonal alatt csorbulhatnak	12,4%
<i>Következményelvű, élővilág központú</i>	Élővilág fontosabb, mint a gazdasági érdek	32,4%
<i>Következményelvű, emberközpontú</i>	Emberek életminősége fontosabb	25,2%
<i>Deontológikus, emberközpontú</i>	Emberiség érdeke számít, ez a lényeg	6,5%

A lakosság nagy része számára, a deontológikus válaszadók magas aránya miatt a kvalitatív értékelés lehet az irányadó (IV.2). Úgy gondoljuk, hogy a megtartott nagyszámú tanácskozó fórumból már lehet általánosabb érvényű következtetéseket levonni. A kvalitatív értékelésekből látszik, hogy a mezőföldi lakosságot foglalkoztatja a biodiverzitás, és az ökoszisztéma szolgáltatások sérülése. Saját szavaikkal kifejezően be tudták mutatni az általuk észlelt problémákat. Azt találtuk, hogy a résztvevők képesek az ökoszisztéma szolgáltatásokat fontosság szerint rangsorolni, bár az egyes sorrendek divergáltak. Más, kézzel fogható dolgokkal való összehasonlítások is működőképesnek bizonyultak.

A biodiverzitás értékelése több szempontból is nehéz. Az eddigiekben bemutatunk lehetséges módokat arra nézve, hogy ezek közül néhányat hogyan lehet orvosolni. Bizonyítottuk, hogy a tanácskozó technikák enyhítenek a hagyományos feltételes értékelés felmérések korlátaiban. Az általunk alkalmazott DMV módszer valamelyest kezelte a feltételes értékelés felmérések során jellemzően fellépő (a válaszadók számára rendelkezésre álló) idő és információ hiányának problémáját. Ennek megfelelően megtudtuk felezni a tiltakozó válaszok arányát, következésképpen vélhetően javítottuk az eredmények érvényességét, és a biodiverzitás helyzetének javítására szignifikánsan különböző méltányos árhoz jutottunk. Tekintettel a feltételes értékelés felmérések korlátaira a komplex és ismeretlen javak (biodiverzitás) értékelésére a tanácskozó fórumok eredményeit érvényesebbnek tartjuk, mint az önálló CV felmérésekét (csak-CV). Az eredmények viszonylag magas társadalmi értéket mutatnak.

Fontos tapasztalat a konszenzus keresés (társadalmi méltányos ár) relatív kudarca, amelyet vélhetően annak tulajdoníthatunk, hogy a tanácskozó fórumok második fázisára a preferenciák már kiforrottak (megszilárdultak). Ez egyúttal azt engedi sejtetni, hogy a DMV hatékony eszköze lehet a kiforratlan preferenciák kezelésének, a preferenciák kialakításának.

Többféle módszerrel közelítettük meg a biodiverzitásban beálló változás értékelését. A kapott (társadalmi) értékek választ adhatnak a III. fejezetben felvetett értékelési problémákra, nevezetesen az antropocentrikus és az ökocentrikus értékrendek más kiindulási alapjaira. Úgy gondoljuk, hogy a:

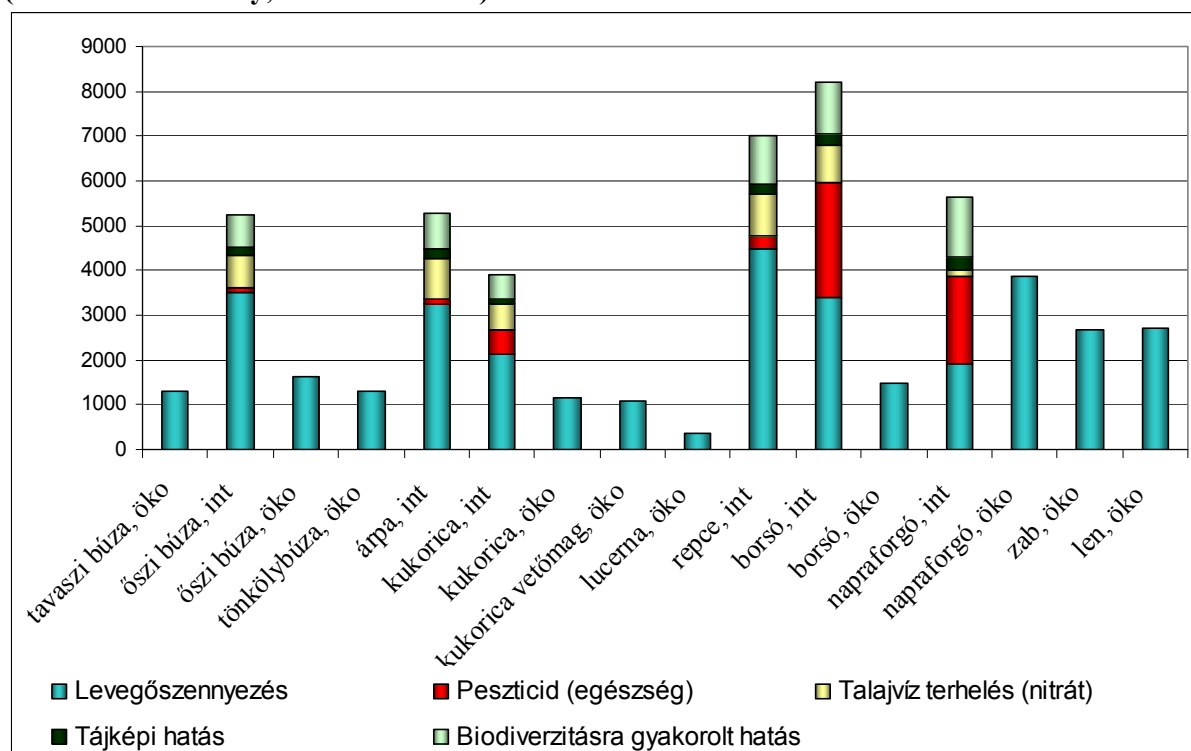
- kvalitatív értékelés (ökoszisztéma szolgáltatások, illetve az azokat alátámasztó biodiverzitás);
- rangsorolás;
- feltételes értékelés;
- tanácskozó monetáris fórum;
- konszenzus keresés;

➤ feltételes választás

más-más elemeit kezelik az értékelési problémáknak. Együtt szemlélve ezeket az eredményeket a szokásosnál jóval megalapozottabb és érvényesebb képet alkothatunk a biodiverzitásban beálló változás társadalmi értékéről.

A bizonytalanságok szem előtt tartása érdekében talán nem érdektelen egy minimális becslés elkészítése. Megjegyezzük ugyanakkor, hogy a bizonytalanságok miatt nem csak egy irányban lehet tévedni (károk túlbecslése). Felső becslést ennek ellenére nem készítettünk, mert úgy gondoljuk, hogy az értékek a végtelen irányába mozdulhatnak el. A főbb feltételezések a minimális becslés esetében a következők: a peszticid felhasználás egységköltsége 6 euró/kg (lásd II.3.2., Rabl, 2006), a biodiverzításra gyakorolt hatás értékelésére a feltételes értékelés felmérés során kapott aggregált WTP értékét alkalmaztuk, az üvegházhatású gázokra pedig az ExternE GHG Low fajlagos értékeket⁸⁹ vettük alapul. Az externális költségeket az összemérhetőség érdekében 2009-es árakon mutatjuk be, és itt nem korrigáltunk az időjárás hatásával. A kapott eredményeket a 15. ábra és a 38. táblázat mutatja. A növénytermesztési technológia megválasztása ebben az esetben is döntő jelentőségűnek bizonyult. Az intenzív technológia minimális externális költsége jellemzően többszöröse volt, mint az ökológiai gazdálkodásé (a legnagyobb különbséget a borsó esetében számítottuk: 8200, illetve 1500 Ft/tonna). A minimális externális költségekben a levegőszennyezés (N₂O) költségei domináltak. Az ökológiai gazdaság minimális externális költsége 360-3900 Ft/t között mozgott 2005-ben (előbbi a lucerna, utóbbi a napraforgó esetében, 2009-es áron). Ezzel szemben az intenzív gazdaság 2004-es gazdálkodásának minimális externális költsége 3900-8200 Ft/t között mozgott (előbbi a kukorica, utóbbi a borsó esetében, 2009-es áron). Hektárra vetítve az ökológiai gazdaság minimális externális költsége 4-6 ezer forint, míg az intenzív gazdaságé 21-36 ezer forint körül alakult (2009-es áron).

⁸⁹ Számunkra releváns eltérések a VI.3. fejezetben bemutatott fajlagos externális költségektől: ExternE GHG low: 2 euró/tCO₂, 5659 euró/tN₂O (Lásd ExternE, 2005).

15. ábra Minimális externális költségek becslése a két gazdaságra növénykultúránként (Ft/t termelt növény, 2009-es árakon)

Megjegyzés: öko – ökogazdaság, int – intenzív gazdaság

38. táblázat Minimális externális költségek becslése a két gazdaságra növénykultúránként (ezer Ft/ha, 2009-es árakon)

Ökogazdaság	tavaszi búza	őszi búza	tönköly-búza	kukorica	kukorica vetőmag	lucerna	borsó	napraforgó	zab	len
Externális költség (ezer Ft/ha)	3,9	5,7	3,9	5,7	3,9	3,9	5,7	5,9	5,7	3,9
Intenzív gazdaság	őszi búza	árpa	kukorica	repce	borsó	napraforgó				
Externális költség (ezer Ft/ha)	35,4	32,1	35,9	32,6	35,1	21,2				

A minimális externális költség becslésként kapott értékek hasonlóak Pretty és szerzőtársai (2000) eredményeihez (lásd II.3.1.). A költségelemek összetételében, azok súlyában viszont már jelentős különbségek találhatók, bár a N₂O emisszió költségei mindkét esetben meghatározóak.

Tekintettel a bizonytalanságokra, eredményeinket leginkább első becslésként lehet értelmezni. A kapott eredmények kiindulási alapként szolgálhatnak, amelyekre a későbbiekben további kutatások alapulhatnak, így a becslések megbízhatósága javítható

lesz. Célunk nem is lehetett más, lévén tudomásunk szerint ez az első átfogó kísérlet a növénytermesztés környezeti hatásainak teljeskörű számbavételére megkülönböztetve technológiákat (öko, illetve intenzív), és lehetőség szerint gazdasági adatokat felhasználva. Néhány következtetést mindenesetre már most is le lehet vonni a szakpolitikák számára.

VII. Következtetések a szakpolitikák kialakítására

Természetesen a közép-mezőföldi eredményekből nehéz általános következtetéseket levonni az ország egészére nézve, a mezőgazdaság ugyanis helyspecifikus. Mindazonáltal meggyőződésünk, hogy a bemutatott módszertan más helyszíneken is alkalmazható. Pretty és szerzőtársai (2000, 131.o.) megállapítását kölcsönvéve a bemutatott eredmények „kiemelik a mezőgazdasági politikai reformok szükségességét. ... A közpénzeknek igazságosabb és hatékonyabb felhasználása lenne elérhető azáltal, ha a politikák erőteljesebben tükröznék a bemutatott externális költségek internalizálását.” Kifejtik továbbá, hogy hatékonyabb szakpolitikákat lehetne kialakítani, és a mezőgazdaságot fenntarthatóbbá lehetne ezáltal tenni. Úgy gondoljuk, ha ez igaz volt a szerzők elemzésére, akkor fokozottan igaz a jelen disszertációban bemutatott teljesebb körű, és módszertanilag is továbbfejlesztett vizsgálatra. Tegtmeier és Duffy (2004) hasonló megállapítást tesz, miszerint a piaci és szakpolitikai struktúra nem ösztönzi a gazdálkodási módszerek átalakítását. Úgy gondoljuk, az általunk bemutatott vizsgálatok elősegíthetik a növénytermesztési externáliák kezelését (internalizálását). Talán ezáltal elmozdulhatunk a Huylenbroeck és szerzőtársai (2007) által is kívánatosnak tartott irányba, miszerint meg kell találni azokat a magán és közösségi elrendezéseket, ahol a hatékonyságot és a versenyképességet nem csak a termékjellegű, hanem a nem termékjellegű szolgáltatások esetében is mérjük.

Az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program (ÚMVP) középértékelése (mid-term review) során élesen felmerül, hogy az agrár-környezetgazdálkodási kifizetések mennyiben érik el céljukat, vajon mekkora az a támogatási összeg, és milyen célokra, amely indokolt? Ennek eldöntéséhez segítséget nyújthat az általunk felvázolt értékelési keret. Továbbá, annak ellenére, hogy az ÚMVP első pilléres (versenyképesség javítása) támogatásoknak más a lefektetett célja, véleményünk szerint ezen pillér intézkedéseit is lehet ilyen módon minősíteni, hiszen itt sem hagyható figyelmen kívül a „mellékes” környezeti mérleg. Előretételezve látszik, hogy a Közös Agrárpolitika (KAP) folyamatban levő reformja (2013 után) lehetőséget biztosíthat a támogatási elvek újragondolására. Megfontolandó, hogy a környezeti hatások (externáliák) értékelése, különösen a nem termékjellegű kibocsátások esetében a jelen keretek között bemutatott módszertanra is épülhet. Ugyanakkor általánosan felmerül, hogy nincs konszenzus a nem-piaci szolgáltatások értékéről (például milyen érték képződik az AKG működtetésével?), és ez gátolja, hogy a szakpolitikák konzisztensen figyelembe vegyék a nem termékjellegű szolgáltatásokat. Úgy gondoljuk, hogy ehhez egy lehetséges módszert mutattunk be kutatásunk módszertani részével. A támogatások

indokoltsága és hatékonysága ezáltal nem csak a termékeknél, hanem a nem termékjellegű szolgáltatásoknál (multifunkciós mezőgazdaság) is mérhető, illetve értelmezhető lehet.

Az agrárszektorban mára komoly függőség alakult ki a támogatásoktól, és a KAP költségvetési keretek várhatóan tovább szűkülnek. Véleményünk szerint az eredményeink alapján több első (és második) pilléres támogatás volumene, vagy akár létjogosultsága megkérdőjelezhető, a támogatási struktúra átgondolható.

A hektárra vetített externális költségbecslés támpontot nyújthat a környezetvédelmi célú támogatásoknál. Ez, mint az előbb is érintettük, nem csak a második pilléres támogatásokat jelenti. Számításaink szerint a vizsgált évben (2004) az intenzív gazdaság – növénykultúrától függően – százezer forint nagyságrendű negatív externális hatást okozott hektáronként szemben az ökológiai gazdálkodás pár ezer forintos externális költségével. Ez az akár két nagyságrendbeli különbség jelenleg nem tükröződik a növénytermesztési támogatásoknál (lásd ÚMVP 2007-2013). Természetesen nem szabad megfeledkezni az általunk bemutatott módszertan bizonytalansági tényezőiről, a számított értékek bizonytalanságáról (különösen a peszticidhasználat és a biodiverzitásra gyakorolt hatás esetében), ugyanakkor látszik, hogy a két technológia között jelentős különbségek lehetnek a környezeti hatások értékelése tekintetében.

A monetáris értékelés alternatívájaként bemutatott kvalitatív értékelések eredményei egyértelműen demonstrálják, hogy a közép-mezőföldi lakosság (beleértve a gazdákat és vadászokat is) fontosnak tartja az ökoszisztéma szolgáltatásokat, illetve az azokat alátámasztó biodiverzitás megőrzését, javítását. A tanácskozó fórumok során a pozitív externáliákkal kapcsolatban számos, számokban nem kifejezett vélekedést tapasztaltunk, amelyek túlnyomó többsége abba az irányba mutat, hogy – függetlenül a pénzbeli értékeléstől –, a szakpolitikáknak komoly hangsúlyt szükséges erre a területre fektetni. Talán kijelenthető, hogy – mint azt a művészetekkel, vagy a testmozgás, sporttal történő összehasonlítások is tükrözik – a biodiverzitás helyzetének javítása a jelenleginél nagyobb prioritást kellene, hogy kapjon.

Jogosan vetődik fel a kérdés, mennyiben reális a környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése az intenzív gazdálkodás rovására? Egy nagyobb arányú váltás a gazdálkodási módok intenzitásában mennyiben befolyásolná az élelmiszertermelés volumenét? Vajon a környezetkímélő gazdálkodáshoz gyakran társított alacsonyabb termésátlagok nem vezetnének-e mennyiségi problémákhoz az élelmiszer ellátottság terén? Ennek a kérdésnek a megválaszolása túlmutat a disszertáció keretein, mindazonáltal megjegyezzük, hogy Magyarország – lévén jó agrárpotenciálú ország – helyzete ebből a szempontból

megnyugtató, ugyanakkor globális léptékben gondolkodva a kérdésre megítélésünk szerint jelenleg nehezen adható megnyugtató válasz.

Globális méretekben nehezen tartjuk feloldhatónak az élelmiszertermelés és a biodiverzitás megőrzés konfliktusát is. (Magyarország nyitott gazdaság lévén nem függetlenítheti magát a globális piactól, így nincs értelme a kérdést csak az országhatáron belül vizsgálni.) Mivel az emberek számára az élelmiszer alapanyag szükségletet biztosítani kell, így a mezőgazdasági termeléssel kapcsolatban kényszerpályák között kell a biodiverzitással foglalkozni (Láng, 2009)⁹⁰. Erre utal Warren, Lawson és Belcher (2008) vélekedése is, akik szerint a szántókkal, mint hosszú idő óta mezőgazdasági művelés alatt álló területekkel kapcsolatban két dolgot kell a környezetkímélő gazdálkodás esetében megfontolni. Az egyik, hogy a szántóföldi gazdálkodást vissza kell illeszteni a korábbi gyakorlatoknak megfelelő vegyes gazdálkodási módokba, azaz az állattenyésztéssel összekapcsolni, a másik, hogy a specializált szántóföldi művelések intenzitási fokát csökkenteni kell.

⁹⁰ Szóbeli közlés

Összefoglalás

A disszertációnak két fő célja volt: egyrészt a szántóföldi növénytermesztés externális környezeti hatásainak (talaj, víz és levegőszennyezés, emberi egészség, biodiverzitás, tájkép) együttes, technológia-specifikus, gazdasági szintű értékelése, másrészt a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelése során módszertani előrelépés elérése.

Dolgozatunkban ismertettük, hogy a mezőgazdasági támogatások struktúrája és célrendszere sok esetben nélkülözi a közgazdasági racionalitást. Álláspontunk szerint, ha értékelnénk a növénytermesztés környezeti hatásait, majd ezen értékeknek megfeleltetnénk a támogatásokat (gazdasági ösztönzőket), a mezőgazdasági politikák a jelenleginél jobb környezeti állapotot és magasabb jólétet eredményezhetnének. Ennek megfelelően célunk a növénytermesztés externális környezeti hatásainak értékelése volt. Véleményünk szerint a források igazságosabb és hatékonyabb felhasználása érhető el azáltal, ha a szakpolitikák törekednek az externáliák internalizálására.

A dolgozatban kritikailag megvizsgáltuk a szakirodalomban fellelhető azon néhány kutatást, amelyek megkísérelték a mezőgazdaság teljes környezeti hatását értékelni. Azt találtuk, hogy ezek egyike sem célozta meg a hatások teljes körű értékelését, a technológiák figyelembevételét, illetve a gazdasági adatokra való építkezést. Ezeket szem előtt tartva Közép-Mezőföldön esettanulmány jelleggel megvizsgáltunk két gazdaságot. A hatások értékelésére kiválasztott módszereket a holisztikus szemlélet okán alkalmaztuk. A módszerválasztást elsősorban a téma jellegzetességei, a szakirodalmi gyakorlat határozta meg. Öt empirikus vizsgálat (kvalitatív értékelés, tanácskozó monetáris értékelés, feltételes értékelés, feltételes választás, hatás-útvonal értékelés) képezte a kutatás alapját.

A módszertani kihívás miatt a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésére kiemelt hangsúlyt fektettünk. A biodiverzitás értékelésénél különösen fontos szerepe van az értékrendeknek, etikai beállítottságoknak. Elemeztük az antropocentrikus és az ököcentrikus értékrendekből fakadó különbségeket (vajon van-e a természetnek önmagában rejlő értéke?), és megvizsgáltuk a következményelvű, illetve a deontológikus (bizonyos cselekedetek nem megengedhetők, függetlenül a következmények milyenségétől) etika lehetséges megjelenését, szerepét a költség-haszon elemzésekben (CBA). Különösen a használattal összefüggő és a használattól független értékek (lásd teljes gazdasági érték) számbavétele problematikus. Ennek megfelelően különös hangsúlyt szükséges a pénzben nem felmerülő hatásokra fektetni.

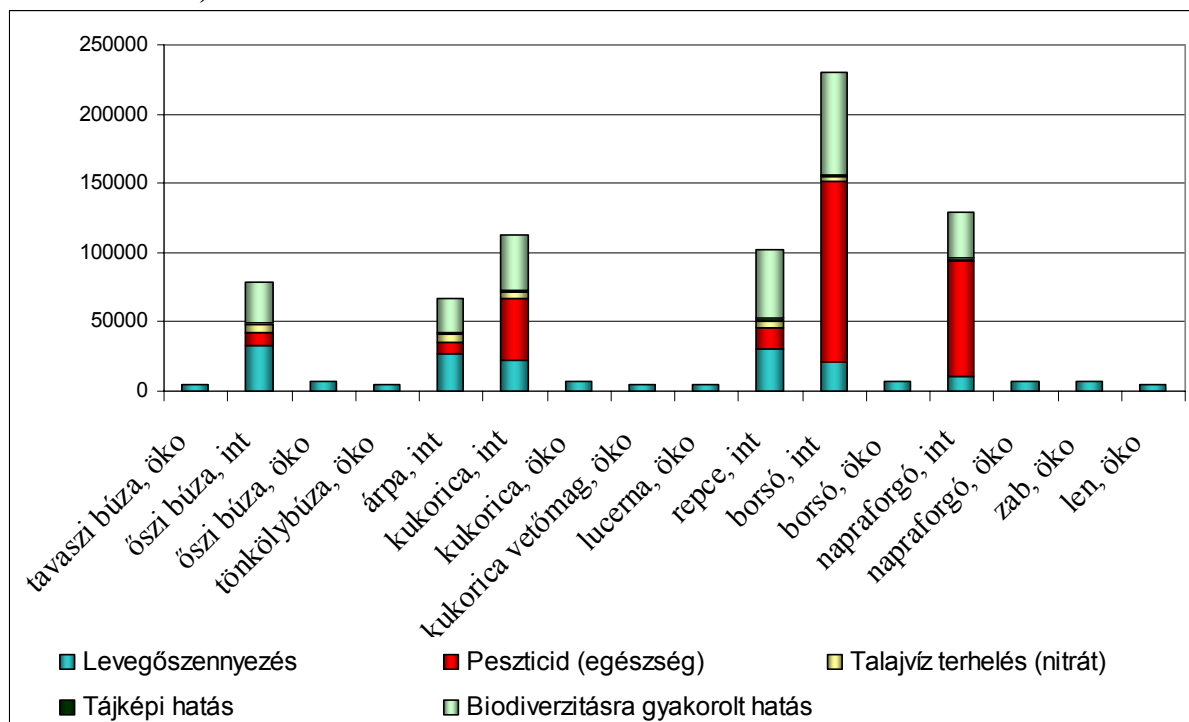
A természeti javak monetáris, hipotetikus piacon történő értékelésének leginkább elterjedt módszere a feltételes értékelés. Rámutattunk a módszer néhány hiányosságára, és megpróbáltunk olyan módszereket kidolgozni, illetve alkalmazni, amelyek közelebb visznek az olyan komplex és ismeretlen javakban beálló változás értékelésének érvényességéhez, illetve elfogadhatóságához, mint a biodiverzitás. Ennek során részletesen kitértünk a lexikografikus preferenciákra, a tájékoztatlanságra és ismerethiányra, a protestáló szavazatokra, míg végül eljutottunk a kiforratlan preferenciák kérdéséhez. Ezek alapján megfogalmaztuk az illegitim protestáló szavazatok minimalizálásának szükségességét. Továbbá az értékelések kontextusának (elszigetelt környezet, illetve a társadalmi közeget jobban reprezentáló kiscsoportok), valamint az attitűdnek a szerepét is áttekintettük. Végül eljutottunk a tanácskozó értékelési módszerekhez. A *tanácskozó monetáris értékelés (Deliberative Monetary Valuation, DMV)* módszer ötvözi a feltárt preferencia vizsgálatokat és a tanácskozó technikákat. Értelmezésünk szerint a DMV olyan két fázisból álló módszer, ahol az első fázis célja a jószág megvitatása, a kiscsoportos tanácskozás, míg a második fázis a pénzbeli értékelésről szól, így elméletileg lehetőséget biztosít a preferenciák kialakítására. Kutatásunk során eltértünk a szakirodalmi gyakorlattól, amely már az első fázis során is bevezette a monetáris értékelést, ezáltal szerintünk lemondtak a kiforratlan preferenciák kezelésének lehetőségéről.

Az etikai beállítottságok szerepének szem előtt tartása miatt többféle módszert alkalmaztunk a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékelésére. Felmérésünk tanúsága szerint jelentős rétegek (lakosság negyede-harmada) deontológikus etika mentén gondolkodnak, és számukra a kvalitatív értékelés elfogadhatóbb lehet. A nagyszámú (12) tanácskozó fórum során több példát találtunk a résztvevők természettel kapcsolatos érzelmi kötődésére. A vezérfonál alapján körüljárt ökoszisztéma szolgáltatások (a biodiverzitás tartja fenn ezeket) témája foglalkoztatta a résztvevőket, akik szívesen beszéltek, jellemzően volt véleményük. Mind a lakossági, mind a gazdákkal, mind a vadászokkal tartott tanácskozó fórumok során előjöttek gazdasági vonatkozások (növénytermesztési haszon, kár), közvetett használati értékek (pl. madarászás), és használattól független értékek (fajok eltűnése). A gazdák képesek voltak a közvetett ökoszisztéma szolgáltatásokat fontosság szerint rangsorolni, bár a csoportok által felállított sorrendek divergáltak. Felmérésünk szerint Közép-Mezőföldön a köztisztaság javítását a megkérdezettek (N = 325) közel háromnegyede fontosabbnak tartotta, mint a biodiverzitás javítását (28,6%), ugyanakkor a művészet helyzetének javítását alig preferálták a fajok és élőhelyek sokféleségének javításával szemben (94,4%), és a testmozgási, sportolási lehetőségek javítását is kevesebben tartották fontosabbnak, mint a biodiverzitás javítását (59,2%).

Eredményünk szerint a **tanácskozó monetáris értékelés (DMV)** szignifikánsan csökkentette a **protestáló válaszok előfordulási arányát** (több mint **megfelezte** gyakoriságát). Ennek következtében a DMV lényeges jellemzője az illegitim tiltakozó válaszok előfordulási arányának csökkentéséhez való hozzájárulás, **amely révén a biodiverzitásra gyakorolt hatás monetáris értékelésének érvényessége javítható**. A tanácskozó fórumon való részvétel szignifikáns hatással volt a *méltányos ár* eredményekre. A tanácskozó fórum résztvevők körében az átlagos számított méltányos ár a biodiverzitásban beálló szerény javulás esetében (környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése) 6273 Ft/fő/év, míg azok körében, akik csak a feltételes értékelés kérdőívet töltötték ki 4330 Ft/fő/év volt. Aggregálás nélkül is eljutottunk a biodiverzitásra gyakorolt hatás értékeléséhez, amely szerint a biodiverzitásban beálló szerény (10-20%-os) javulás társadalmi méltányos ára a tanácskozó fórum résztvevők (N=78) körében a kenyér árának 15%-át tette ki. Csoportos konszenzusos döntéshozattal is megpróbáltunk eljutni egy *társadalmi méltányos ár*hoz (ez a csoportos döntéshozatal és a konszenzusra törekvés miatt vélhetően egy új értékkategóriának tekinthető). A konszenzusra törekvő kollektív értékelés az esetek többségében azonban nem alakult ki, ennek oka talán az lehetett, hogy a tanácskozás második fázisára a preferenciák már kiforrottak (megszilárdultak).

Jelzés értékkel becslést készítettünk az összes környezeti externális hatás értékelésére két különböző technológiát alkalmazó közép-mezőföldi gazdaság esetében. Azt találtuk, hogy a növénytermesztési technológia megválasztása markánsan különböző eredményre vezetett a biodiverzitásra gyakorolt hatás, a levegőszennyezés, a peszticidhasználat, a tájképre gyakorolt hatás, a talajvíz szennyezés és a talajpusztulás (eliszapolódás) együttes értékelésénél. Az intenzív technológia externális költsége akár több mint egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint az ökogazdálkodásé. A biodiverzitásra gyakorolt hatás, a peszticidek emberi egészségre gyakorolt hatása és a levegőszennyezés volt a három legjelentősebb externális költség, míg a talajpusztulásra és az agro-biodiverzitásra vonatkozóan nem tudtunk externális költséget kimutatni. Az összesített externális költség egy hektárra vetítve az ökogazdaság esetében 5-7 ezer forintot, míg az intenzív gazdaságban 65-230 ezer forintot tett ki (2009-es áron, 16. ábra). **Összességében nagyságrendileg úgy becsülhetjük, hogy a vizsgált évben az ökogazdaság a termesztett növények felvásárlási átlagárának 5%-át, míg az intenzív gazdaság a felvásárlási átlagár közel felét kitevő környezeti externális költséget okozott.** Hangsúlyozzuk, hogy **az eredmények bizonytalansága viszonylag nagy**, így célunk elsősorban a módszertan kipróbálása, további kutatások megalapozása volt.

16. ábra A két gazdaság externális költségeinek becslése növénykultúránként (Ft/ha, 2009-es árakon)



Megjegyzés: öko – ökolgazdaság, int – intenzív gazdaság

A bizonytalanságok szem előtt tartása érdekében egy minimális becslést is készítettünk. A növénytermesztési technológia megválasztása ebben az esetben is döntő jelentőségűnek bizonyult. Hektárra vetítve a növénytermesztés minimális externális költsége az ökolgazdaságban 4-6 ezer forint, míg az intenzív gazdaságban 21-36 ezer forint körül alakult növénykultúránként (2009-es áron).

Az ökolgazdaság és az intenzív gazdaság externális hatásainak értékelése jelzés értékű lehet a felhasznált módszerek későbbi nagyobb mérvű (országos, európai) alkalmazásához. Megfontolandó, hogy a környezeti hatások (externáliák) értékelése, különösen a nem termékjellegű kibocsátások esetében a jelen keretek között bemutatott módszertanra is épülhet. A mezőgazdasági támogatások indokoltsága és hatékonysága ezáltal nem csak a termékeknél, hanem a nem termékjellegű szolgáltatásoknál (multifunkciós mezőgazdaság) is mérhető, illetve értelmezhető lehet. A pénzbeli értékelés létjogosultságának megkérdőjelezése esetén, (amennyiben az antropocentrikus helyett az ököcentrikus értékrendet tarjuk kiindulási alapnak), az iménti értékeléseknél vélhetően a kvalitatív módszereket szükséges figyelembe venni a biodiverzitás esetében. Ezáltal az értékelés nem lesz egységes, hiszen a pénzbeli értékek mellé kvalitatív értékek rendelődnek. Úgy gondoljuk azonban, a kapott eredmények így is iránymutatásul szolgálhatnak a

mezőgazdasági politikák finomításához. Eredményeink alátámasztani látszanak a környezetkímélő gazdálkodási technológiák társadalmi hasznosságát.

Mellékletek

I. Scenáriók a kérdőívhez

Két scenáriót állítottunk fel. Az egyik a környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése. A másikat Agrár-Táj Programnak neveztük el.

A környezetkímélő gazdálkodás lehetővé teszi a gazdák számára, hogy környezetbarátabb módon műveljék földjeiket. A környezetkímélő gazdálkodás elsősorban abban különbözik az intenzív műveléstől, hogy nem, vagy alig használ vegyszert és műtrágyát, kisebb táblákon gazdálkodik és szigorú vetésforgó szerint alakítja a növények sorrendjét. A környezetkímélő gazdálkodás kiterjesztése révén a szántók környezetében meg lehetne növelni a fajgazdagságot.

Az Agrár-Táj Program megvalósítása egy környezetvédelmi szempontból fenntartható tájhasználatot jelent. Magában foglalja a környezetkímélő gazdálkodásra való áttérést, ugyanakkor több annál. Nemcsak vegyszer és műtrágya használata nélkül, illetve vetésforgó alkalmazásával folya a gazdálkodás, hanem ezeken kívül füves mezsgyék, fás és cserjés szántószegélyek telepítése is történne. A mezsgyék fontos élőhelyek az élővilág számára. Az Agrár-Táj Program célja az egészséges táj kialakítása. Az egészséges táj magában foglalja a Közép-Mezőföldre jellemző löszgyepek védelmét, helyreállítását is. Az Agrár-Táj Program eredményeként nem csak a gazdaságok környezetében nőne a fajok és élőhelyek sokfélesége, hanem az egész közép-mezőföldi tájon.

A környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése révén Közép-Mezőföldön a következő eredményekre lehet számítani:

- 10-20%-os növekedés a természetes növények fajgazdagságában a szántók környékén.
- Az egészségesebb mezsgyék több táplálékot biztosítanak olyan madaraknak, mint például a mezei pacsirta.

Az Agrár-Táj Program révén pedig a következő eredményekre lehet számítani Közép-Mezőföldön:

- Akár megduplázódhat a természetes növények fajgazdagsága. Biztosítva lenne a csak a Mezőföldön előforduló borzas macskamenta fennmaradása.
- Az egészségesebb mezsgyék és löszvölgyek jóval több táplálékot biztosítanak olyan madaraknak, mint például a mezei pacsirta. A vadvirágos löszvölgyek táplálékkul szolgálhatnak olyan madárfajoknak, mint a fogoly.
- Az egészségesebb táj jobb élőhelyeket biztosítana a rovarok, pillangók és kisemlősök számára.

II. Vezérfonál lakossági tanácskozó fórumhoz (fókuszcsoport)

1. Bevezetés, 2 perc

A kutatás célja, hogy jobban megismerjük a természeti környezetünk változásait, és ezen belül beszélünk majd a mezőgazdaságról és a kultúráról is. A kutatást a Corvinus Egyetem és a Lélegzet Alapítvány támogatásával végezzük. Ez a mai alkalom része egy nemzetközi kutatásnak, valamint a doktori disszertáció is erre fog épülni. A fő téma a természet értéke, és a természet és mezőgazdaság kapcsolata.

A beszélgetésről hangfelvételt készítünk, de ez csak az elemzés megkönnyítését szolgálja. Körülbelül másfél órát fog tartani, amelynek végén ki fogjuk osztani az ajándékokat.

Mindenkinek kíváncsiak vagyunk a véleményére, és ennek a csoportos beszélgetésnek lényege éppen az, hogy egymásra is reagálva kapjunk információt. Tartsuk tiszteltben egymás véleményét, bár sajnos az időkorlát miatt előfordulhat, hogy felgyorsítom majd a beszélgetést.

Bemutatkozás: „István vagyok, közgazdász. Azt szeretném kérni, hogy mindenki mondja el nagyon röviden, hogy hol született, és neki vagy a családjában valakinek milyen köze van vagy volt a földhöz.”

2. Általánosabb kérdés bemelegítésként, 5 perc

Itt van néhány állítás Földünk természeti környezetének a jövőjéről. Mi a véleményetek róluk? Ti hogyan látjátok a Föld jövőjét?

- Amikor az emberek beavatkoznak a természetbe, az gyakran katasztrofális következményekkel jár.
- Az emberi találékonyság biztosítja, hogy nem tesszük a Földet lakhatatlanná.
- A természet egyensúlya nagyon törékeny, és könnyen felborul.
- Az emberiség idővel eleget fog tudni a természet működéséről, és irányítása alá fogja venni.

3. Biodiverzitáshoz köthető értékek, 15 perc

Most beszéljünk a fajok és élőhelyek sokféleségéről. Az élővilág fajai felölelik a növényeket, rovarokat, madarakat és emlősöket. Az élőhelyek, azok a helyek, ahol a különböző állat és növényfajok élnek. Az élőhelyekre példa a rét, az erdő vagy a löszgyep.

Szerintetek hogyan fog alakulni a Mezőföld növény, állatvilágának és élőhelyeinek sokfélesége? Csökken a fajok száma majd szerintetek, vagy nő, vagy nem változik?

Ha csökken szerintük a fajok sokfélesége:

Szerintetek milyen mértékben csökken? Hány faj fog kihalni? Ez fontos probléma a Mezőföld számára vagy nem? Vannak más, fontosabb problémák?

Hogyan látjátok, fontos-e a fajok és ezek élőhelyeinek eltűnésének megakadályozása, vagy ez nem annyira lényeges?

Ha fontos: Miért fontos a fajok és ezek élőhelyeinek eltűnésének megakadályozása?

4. Választási lehetőség értéke, 10 perc

Ha probléma szerintük fajok eltűnése: Szerintetek már jelenleg is nagy probléma a fajok eltűnése vagy ez inkább a jövőben lesz probléma? Miért?

Ha nem probléma fajok eltűnése: Ha most nem is nagy probléma a fajok eltűnése, hogy látjátok a jövőben lesz ez még probléma, vagy nem igazán?

Mik lehetnek Szerintetek a következményei a fajok és élőhelyek eltűnésének? Ha kihal egy faj, vagy eltűnik egy élőhely, akkor szerintetek ez milyen következményekkel járhat? Tudtok példát mondani ilyen lehetséges következményekre?

5. Közvetlen élővilág szolgáltatások, 30 perc

Most pedig beszéljünk olyan dolgokról, amiket az élővilág nyújt. Hat olyan dolgot fogunk most megbeszélni, amelyet a fajok és élőhelyek sokfélesége nyújt.

5.1. Természetjárás, kirándulás, madarászat, turizmus

Természetjárás, kirándulás lehetősége. Például madarászat, lepkék nézegetése. Nézzük ezeket a turizmus, azaz külföldiek és más magyar tájakról érkezők szempontjából is.

Szoktatok kirándulni a környéken, kimenni a határba? Szoktatok nézegetni állatokat, növényeket a Mezőföldön?

Kikapcsol a természet? Vagy ez nem fontos?

Külföldieknek és más magyar tájakról érkezőknek is fontos a természet, az élővilág? Vagy ez csak számotokra fontos?

5.2. Táj szépsége

A táj szépsége. A táj, mint esztétikai élmény.

Milyen egy szép táj szerintetek? Hogyan írnátok le egy szép mezőföldi tájat?
Milyen mezőföldi táj nem tetszik? Írnátok le, hogy milyen egy nem szép mezőföldi táj.

Támogatnátok azt, hogy a növénytermesztést úgy alakítsák át, hogy változatosabbak legyenek a termesztett növényfajták? Vagy hogy kisebbek legyenek a táblák?
Több legyen a mezsgye és növénytáv? Kevesebb az eső által elmosott terület? Több legyen a vadvirágos löszgyep?

5.3. A mezőföldi természet jelentkezése a kultúrában

A mezőföldi természet megjelenése a kultúrában. Kulturális hagyományok megőrzése, mint például vidéki életmód, folklór, szimbólumok, népzene, tánc, mesék, épületek. (Például pacsirtaszó a mesékben, vagy a fűj „pitypalatty”-olása.) Inspirálás a művészetekben, folklórban, építészetben.

Mit gondoltok, van kapcsolat a mezőföldi kultúra és a természet között? Megjelenik az élővilág a mezőföldi kultúrában? Tudtok példát mondani?

5.4. Világnézet

A természet jelentkezése a világnézetben. Az élővilág szerepe abban, hogy milyennek látjuk a világot. A társadalmi kapcsolatok közös értékek köré szerveződhetnek, ezek az értékek kapcsolódhatnak az élővilághoz. Spirituális élményt is okozhatnak.

Mit gondoltok, van kapcsolat az egyes emberek világnézete és a természet között?
Mit gondoltok, van kapcsolat a vallás és a természet között?

5.5 Ivóvíz a talajból

Milyen vizet isztok? Csapvizet, vagy palackozott vizet?
Tudtok működő kútról a környéketeken? Iható a vize?
Tiszta-e a víz? Ha nem, mik vannak benne?
Fontosnak tartjátok, hogy a kutakban tiszta, iható víz legyen?

Támogatnátok azt, hogy a növénytermesztést úgy alakítsák át, hogy az kisebb hatással legyen a talajvíz minőségére? Mit szólnátok ahhoz, hogy a gazdálkodás átalakításával jobb minőségű és tisztább víz lenne a kutakban? Nem lenne benne vegyszer és nitrát?

5.6. Élelmiszerminőség

Milyen élelmiszereket esztek? Vásároljátok, vagy termesztitek? Megbíztok az élelmiszerek minőségében?

Helyi élelmiszereket, vagy messzi tájakról hozottakat esztek?

Mit gondoltok, van kapcsolat az élelmiszerek minősége és az egészség között?

Ha van, milyen kapcsolat?

Fontosnak tartjátok, hogy egészséges élelmiszereket egyetek? Esztek bioélelmiszereket? Ha nem, miért nem?

Ki fizetne az egészséges élelmiszerekért többet, mint a mai élelmiszerekért?

Mit szólnátok ahhoz, hogy a gazdálkodás átalakításával jobb minőségű és egészséges élelmiszereket termelnének? Nem lennének benne vegyszer származékok, növényvédőszer-maradványok?

5.7. Közvetlen élővilág szolgáltatások értékelése

Most átnézzük az életünket jobbra tevő élővilág szolgáltatásokat. (Flip-chart 1). Ezeket megpróbáljuk értékelni.

Flip-chart:

Természetjárás, madarászat, turizmus
Táj szépsége
A mezőföldi élővilág megjelenése a kultúrában
Világnézet
Talajvíz
Élelmiszerminőség

Mennyire fontos Számotokra, hogy ezek a dolgok létezzenek? Hogyan érzitek, javítják az életminőségeket, vagy nem igazán?

Van-e valami olyan természettől kapott dolog, ami úgy érzitek hozzátesz az életetekhez, de kimaradt a listáról? Milyen természettel kapcsolatos dolgokra tudtok még gondolni, ami javítja az életeteket?

Mennyire fontosak a lista elemei?

Lehet rangsorolni?

Melyik a legfontosabb a listából és miért?

Amennyiben lehetőség lenne, hogyan alakítanátok át a mezőgazdaságot, hogy az környezetbarátabb legyen? Az eredmény szempontjából milyen dolgok lennének fontosak?

5.8. Pénzbeli értékelés

Hajlandók lennétek fizetni az előbb megbeszéltek, azaz a fajok és élőhelyek sokfélesége által nyújtott szolgáltatásokért? Azért, hogy ezek fennmaradjanak? Mennyire fontos ez Nektek? Sokat vagy keveset áldoznátok erre a területre?

Hogyan tudnátok kifejezni, hogy mennyit fizetnétek ezekért?

Tegyük fel, megdrágulnak az élelmiszerek emiatt. Ezt el tudnátok fogadni?

Áremelkedés a kenyér árában mennyire lenne elfogadható számotokra?

Mit szólnátok, ha külön adót vetnének ki azért, hogy támogassák a fajok és élőhelyek fennmaradását?

Ha felállítanának egy Mezőföldi Alapot a fajok és élőhelyek sokfélesége érdekében, hajlandók lennétek hozzájárulni?

Melyik mód lenne a leginkább elfogadható számotokra?

Tudjátok-e, hogy mennyi kenyeret fogyasztotok havonta? Hány kilót? Mennyit költötök kenyérre havonta?

5.9. Összehasonlító értékelés, 15 perc

Most próbáljuk meg kifejezni az előbb megbeszéltek, azaz a fajok és élőhelyek sokfélesége által nyújtott szolgáltatások értékét úgy, hogy összehasonlítjuk más dolgokkal. Három ilyen dolog a művészet, a testmozgás, azaz sport, és a köztisztaság.

- Mit gondoltok, mi a fontosabb Közép-Mezőföldön a fajok és élőhelyek sokfélesége által nyújtott szolgáltatások, vagy a művészet? Miért?
- Mit gondoltok, mi a fontosabb Közép-Mezőföldön a fajok és élőhelyek sokfélesége által nyújtott szolgáltatások, vagy a testmozgás, azaz sport? Miért?
- Mit gondoltok, mi a fontosabb Közép-Mezőföldön a fajok és élőhelyek sokfélesége által nyújtott szolgáltatások, vagy a köztisztaság? Miért?

6. Növekvő értékelés, 5 perc

Az előbb megbeszélteket élővilág szolgáltatásoknak nevezzük. Tehát élővilág szolgáltatásoknak nevezzük majd azokat a dolgokat, amiket az élővilág nyújt számunkra, és amik segíthetik az életünket. Tegyük fel, hogy a jövőben az eddigieken kívül is meghatároznak majd élővilág szolgáltatásokat. Vajon változik-e majd az élővilág

szolgáltatások értéke, fontossága, amennyiben egyre több élővilág szolgáltatást fedezünk fel? Ha igen, akkor hogyan változik majd?

7. Lezárás, 5 perc

Milyen volt erről a témáról beszélni?

Mennyire voltak nehezek a kérdések? Melyik kérdés volt nehéz?

Rájöttetek új dolgokra a beszélgetés során?

Volt-e valami, amire nem is gondoltatok korábban, és itt szó volt róla? Például gondolkodtatok-e már azon a kérdésen, hogy a fajok kihalása a jövőbeli lehetőségek csökkenésével járhat?

8. Következő alkalom, 5 perc

Hajlandóak lennétek körülbelül két hét múlva kitölteni egy kérdőívet? A kérdőív kitöltése 20 percet venne igénybe, és utána elbeszélgetnénk még fél órát.

Arról gondolkodjatok el, hogy mindezek, amikről ma beszélgettünk mennyit ér számotokra. Mennyire fontos? Mennyit lennétek hajlandók feláldozni értük, illetve mennyit fizetnétek értük?

A következő alkalomig legyetek szívesek a kiosztott külön lapra rendszeresen felírni a témával kapcsolatos gondolataitokat, és ezt majd hozzátok magatokkal legközelebb.

III. Vezérfonál gazdálkodókkal tartott tanácskozó fórumhoz (fókuszcsoport)

1. Bevezetés, 2 perc

A kutatás célja, hogy jobban megismerjük a természeti környezetünk változásait, és ezen belül beszélünk majd a mezőgazdaságról. A kutatást a Corvinus Egyetem és a Lélegzet Alapítvány támogatásával végezzük. Ez a mai alkalom része egy nemzetközi kutatásnak, valamint a doktori disszertáció is erre fog épülni. A fő téma a természet értéke, és a természet és mezőgazdaság kapcsolata.

A beszélgetésről hangfelvételt készítünk, de ez csak az elemzés megkönnyítését szolgálja. Körülbelül másfél órát fog tartani, amelynek végén ki fogjuk osztani az ajándékokat.

Mindenkinek kíváncsiak vagyunk a véleményére, és ennek a csoportos beszélgetésnek lényege éppen az, hogy egymásra is reagálva kapjunk információt. Tartsuk tiszteltben egymás véleményét, bár sajnos az időkorlát miatt előfordulhat, hogy felgyorsítom majd a beszélgetést.

Bemutatkozás: „István vagyok, közgazdász. Azt szeretném kérni, hogy mindenki mondja el nagyon röviden, hogy hol és hány hektáron gazdálkodik, illetve jellemzően mit termel?”

2. Általánosabb kérdés bemelegítésként, 10 perc

Itt van néhány állítás Földünk természeti környezetének a jövőjéről. Mi a véleményük róluk? Hogyan látják a Föld jövőjét?

- Amikor az emberek beavatkoznak a természetbe, az gyakran katasztrofális következményekkel jár.
- Az emberi találékonyság biztosítja, hogy nem tesszük a Földet lakhatatlanná.
- A természet egyensúlya nagyon törékeny, és könnyen felborul.
- Az emberiség idővel eleget fog tudni arról, hogy hogyan működik a természet, ahhoz, hogy irányítása alá fogja venni.

Az ökológiai gazdálkodásnak mások-e a hatásai a fajok és élőhelyek sokféleségére, vagy nincs ilyen különbség a hagyományos és a biogazdálkodás között?

Ha hatása van: hogyan van hatással? Erről milyen információik vannak, mit gondolnak erről? Mennyire látják át pontosan a hatásait? Mennyire biztos, hogy van-e hatása?

Ha nincs hatással: miből gondolják, hogy nincs hatással?

Vegyszerhasználaton kívül másra is rákérdezni. (És másnak van-e hatása a vegyszerhasználaton kívül?)

3. Élővilág szolgáltatás lista, 30 perc

Az élővilág fajai felölelik a növényeket, rovarokat, madarakat és emlősöket. Az élőhelyek, azok a helyek, ahol a különböző állat és növényfajok élnek. Az élőhelyekre példa a rét, az erdő vagy a löszgyep.

Itt egy lista arról, hogy melyek azok a dolgok, amelyeket az élővilág nyújt, és amelyek segíthetik a mezőgazdasági termelést. A lista a következő:

- Talaj termékenység, azaz talajstruktúra javítás giliszták és egyéb gerinctelenek által, illetve talajtakarás az erózió ellen.
- Tápanyagkörforgás, azaz gombák, baktériumok együttélése a tápanyag- és nyomelem felvételben.
- Növények beporzása.
- Kártevők természetes ellenségeinek megléte.
- Inváziós fajok kordában tartása. Ezek olyan tájidegen gyomok, amelyek elszaporodnak és elnyomják a többi fajt. Például a selyemkóró.
- Mezsgyék, azaz a nem hasznosított szegélyek, és növény-sávok szolgáltatásai. Ilyenek a csökkentett szélességű, a kisebb talajerózió, a jobb mikroklíma és nagyobb talajnedvesség, valamint menedék a beporzó rovaroknak és természetes kártevő ellenségeknek.
- Víz tisztítás, azaz vizet lehet kinyerni az artézi kutakból.
- A tájfajta megléte a növénytermesztésben. A termesztett növények genetikai sokfélesége

Flip-chart:

Talaj termékenység
Elem- és tápanyagkörforgás
Beporzás
Kártevők természetes ellenségeinek megléte
Inváziós fajok (özöngyomok) kordában tartása
Mezsgyék és növény-sávok szolgáltatásai
Víz az artézi kutakból
Tájfajta

Mi a véleményük erről a listáról?

Segítik a mezőgazdasági termelést, vagy nem járulnak hozzá?

Mennyire fontosak, mennyire hasznosak a mezőgazdasági termelésük számára a lista elemei?

Amennyiben ezek a dolgok nem lennének, úgy az mennyire nehezítené meg a gazdálkodásukat?

Van-e valami olyan természettől kapott dolog, ami segíti a termelésüket, de kimaradt a listáról? Az élővilág mivel járul még hozzá a növénytermesztéshez?

Van tapasztalat konkrét haszonra, vagy kárra?

Lehet rangsorolni?

Melyik a három legfontosabb sorrendben a listából és miért? Melyik hiányát éreznék meg leginkább?

4. Elnevezés, 5 perc

Mi lehetne egy találó elnevezés az előbb megbeszélt dolgokra, a lista elemeire?

Mi a véleményük az alábbi elnevezésekről?

- ökoszisztéma szolgáltatások,
- élővilág szolgáltatásai,
- élőlényközösségek adományai,
- élő természet adományai.

Flip-chart:

ökoszisztéma szolgáltatások
élővilág szolgáltatásai
élőlényközösségek adományai
élő természet adományai

Melyik tetszik, melyik nem és miért?

Melyik a legkifejezőbb, legtalálóbb?

Van más javaslatuk az elnevezésre?

5. Növekvő értékelés, 5 perc

Az előbb megbeszéltet élővilág szolgáltatásoknak nevezzük. Tehát élővilág szolgáltatásoknak nevezzük majd azokat a dolgokat, amiket az élővilág nyújt számunkra, és amik segíthetik az életünket. Tegyük fel, hogy a jövőben az eddigieken kívül is meghatároznak majd élővilág szolgáltatásokat. Vajon változik-e majd az élővilág

szolgáltatások együttes értéke, fontossága, amennyiben egyre több élővilág szolgáltatást fedezünk fel? Ha igen, akkor hogyan változik majd?

SEGÍTŐ KÉRDÉS (UGYANAZ ÁTFOGALMAZVA):

Az előbb megbeszéltük, hogy mi fontos, és mi nem annyira. Ezek alapján meg tudjuk határozni, hogy mennyit érnek saját magunknak, illetve a társadalomnak az élővilág szolgáltatások. Mi van ugyanakkor, ha rájövünk, hogy vannak még dolgok, amiket nem írtunk fel a listára? Vajon ekkor nő majd az élővilág szolgáltatások együttes értéke?

6. Lehetséges károk, 10 perc

A mai mezőgazdasági művelés kapcsán vannak olyan jellemzői az élővilágnak, amelyek megnehezíthetik a gazdálkodást. Itt egy lista:

- Gyomok terjedése (verseny a táplálékért, napfényért, vízért)
- Kártevők, kórokozók léte

Flip-chart:

Gyomok
Kártevők, kórokozók

Mi a véleményük erről a listáról?

Van, ami kimaradt róla?

Okoznak ezek károkat?

Mekkora károkat szenvednek el emiatt, vagy milyen költségeket jelent?

Lehet rangsorolni?

7. Költségek, 10 perc

Van különbség a gazdálkodás költségeiben a hagyományos technológia és az ökolgazdálkodás esetében? Függ ez a termesztett növényről?

Mennyiben befolyásolná a gazdálkodás költségeit a hagyományos termelésről való áttérés?

Van különbség a kockázatokban? Ugyanúgy látható előre a jövedelmezőség?

Drágább az ökolgazdálkodás? Milyen pluszköltségek merülnek fel?

Milyen költségek szabadulhatnak fel?

Mikor váltanának ökolgazdálkodásra? Milyen feltételeknek kellene ehhez teljesülniük?

Milyen változásoknak kellene végbemenniük?

8. Értékesítési ár, 10 perc

A hagyományos technológiával és az ökogazdálkodással termelt termékek értékesítési árában van különbség? Ugyanannyiért lehet eladni az öko-termékeket?

Van kockázat az értékesítési árban? Melyiknek kiszámíthatóbb az ára: a hagyományosnak, vagy az ökonak?

9. Lezárás, 5 perc

Milyen volt erről a témáról beszélni?

Mennyire voltak nehezek a kérdések?

Rájöttek új dolgokra a beszélgetés során?

Volt-e valami, amire nem is gondoltak korábban, és itt szó volt róla?

10. Következő alkalom

Hajlandóak lennének egy vagy két hét múlva kitölteni egy kérdőívet?

IV. Vezérfonál vadászokkal tartott tanácskozó fórumhoz (fókuszcsoport)

1. Bevezetés, 2 perc

A kutatás célja, hogy jobban megismerjük a természeti környezetünk változásait, és ezen belül beszélünk majd a mezőgazdaságról és a kultúráról is. A kutatást a Corvinus Egyetem és a Lélegzet Alapítvány támogatásával végezzük. Ez a mai alkalom része egy nemzetközi kutatásnak, valamint a doktori disszertáció is erre fog épülni. A fő téma a természet értéke, és a természet és mezőgazdaság kapcsolata.

A beszélgetésről hangfelvételt készítünk, de ez csak az elemzés megkönnyítését szolgálja. Körülbelül másfél órát fog tartani, amelynek végén ki fogjuk osztani az ajándékokat.

Mindenkinek kíváncsiak vagyunk a véleményére, és ennek a csoportos beszélgetésnek lényege éppen az, hogy egymásra is reagálva kapjunk információt. Tartsuk tiszteletben egymás véleményét, bár sajnos az időkorlát miatt előfordulhat, hogy felgyorsítom majd a beszélgetést.

Bemutatkozás: „István vagyok, közgazdász. Azt szeretném kérni, hogy mindenki mondja el nagyon röviden, hogy hol született, és neki vagy a családjában valakinek milyen köze van vagy volt a földhöz.”

2. Általánosabb kérdés bemelegítésként, 5 perc

Itt van néhány állítás Földünk természeti környezetének a jövőjéről. Mi a véleményetek róluk? Ti hogyan látjátok a Föld jövőjét?

- Amikor az emberek beavatkoznak a természetbe, az gyakran katasztrofális következményekkel jár.
- Az emberi találékonyság biztosítja, hogy nem tesszük a Földet lakhatatlanná.
- A természet egyensúlya nagyon törekeny, és könnyen felborul.
- Az emberiség idővel eleget fog tudni a természet működéséről, és irányítása alá fogja venni.

3. Biodiverzitáshoz köthető értékek, 15 perc

Most beszéljessünk a fajok és élőhelyek sokféleségéről. Az élővilág fajai felölelik a növényeket, rovarokat, madarakat és emlősöket. Az élőhelyek, azok a helyek, ahol a különböző állat és növényfajok élnek. Az élőhelyekre példa a rét, az erdő vagy a löszgyep.

Szerintetek hogyan fog alakulni a Mezőföld növény, állatvilágának és élőhelyeinek sokfélesége? Csökken a fajok száma majd szerintetek, vagy nő, vagy nem változik?

Ha csökken szerintük a fajok sokfélesége:

Szerintetek milyen mértékben csökken? Hány faj fog kihalni? Ez fontos probléma a Mezőföld számára vagy nem? Vannak más, fontosabb problémák?

Hogyan látjátok, fontos-e a fajok és ezek élőhelyeinek eltűnésének megakadályozása, vagy ez nem annyira lényeges?

Ha fontos: Miért fontos a fajok és ezek élőhelyeinek eltűnésének megakadályozása?

SEGÍTŐ KÉRDÉSEK:

Joguk van az élőlényeknek létezni? Tekintettel kell lenni az élőlényekre?

Saját magunk miatt fontos a megőrzés, vagy esetleg mások miatt?

Esetleg a következő generációk, azaz az unokák miatt fontos?

4. Választási lehetőség értéke, 10 perc

Ha probléma szerintük fajok eltűnése: Szerintetek már jelenleg is nagy probléma a fajok eltűnése vagy ez inkább a jövőben lesz probléma? Miért?

Ha nem probléma fajok eltűnése: Ha most nem is nagy probléma a fajok eltűnése, hogy látjátok a jövőben lesz ez még probléma, vagy nem igazán?

Mik lehetnek Szerintetek a következményei a fajok és élőhelyek eltűnésének? Ha kihal egy faj, vagy eltűnik egy élőhely, akkor szerintetek ez milyen következményekkel járhat? Tudtok példát mondani ilyen lehetséges következményekre?⁹¹

5. Vadászat, 30 perc

Most pedig beszéljessünk a vadászatról.

Miért jó vadászni? Ki miért vadászik? Hogyan kezdte?

Szerintetek milyen az ideális vadászat? Mit éreztek egy jó vadászat során?

Miért jönnek ide a Mezőföldre mások vadászni?

⁹¹ TÉMÁHOZ KAPCSOLHATÓ KÉRDÉSEK, HA FELMERÜLNEK:

Lehet-e olyan következmény, hogy amennyiben kihal egy faj, vagy eltűnik egy élőhely, akkor olyan értéket veszíthetünk el, amelyekről jelenleg nincsen tudomásunk, de azok a tudományok és ismereteink bővülésével a jövőben nyilvánvalóvá válhatnak? Vagy nem gondoljátok, hogy ez előfordul majd?

Szerintetek a fajok és élőhelyek eltűnésével olyan dolgokat veszíthetünk el, amelyek a jövőben fontosak lehetnének? Vagy ez nem reális veszély?

Vajon van elég tudás a birtokunkban, hogy el tudjuk dönteni, hogy mikor minek mi lesz a következménye? Ismerjük cselekedeteink következményeit?

Érdemes elhalasztani a döntést a táj használati módjával kapcsolatban, azért mert a jövőben esetleg pontosabb információink lesznek a döntésünk következményeit illetően?

5.1. Vadászat és természet

Mi befolyásolja leginkább a vadászatot? Változtak-e a vadászati lehetőségek? Mitől lehetnének jobbak a vadászati lehetőségek?

Mit gondoltok, milyen a természet és a vadászat viszonya? Létezik vadászat természet nélkül? Van szerepe a természetnek a vadászatban? Ha igen, mi?

SEGÍTŐ KÉRDÉSEK:

Egyetértetek azzal, hogy a természet lehetővé teszi a vadászatot azáltal, hogy vannak állatok?

5.2. Vadászat és mezőgazdaság

Van szerepe a mezőgazdaságnak a vadászatban? A mezőgazdasági művelés hogyan hat a vadászatra? A növénytermesztés most és régebben milyen viszonyban van és volt a vadászattal?

5.3. Vadászat és vadállomány

Milyen állatokra vadásztok? Van olyan állat, amelyre szívesen vadásznátok, de valami miatt nem lehet?

Hogyan alakul a vadállomány a Mezőföldön? Mi befolyásolja a vadállományt? Van összefüggés a vadállomány és a természet állapota között? Az ember beavatkozik a folyamatokba?

5.4. Vadászat és fajgazdagság

Számít, hogy hányféle állatra lehet vadászni? Szerintetek van összefüggés a vadászható fajok sokfélesége és a természet állapota között? Ha igen, milyen összefüggés van? Ez fontos?

6. Értékelés

Mennyit ér számotokra a vadászat lehetősége? Hogyan tudnátok ezt kifejezni? Mennyire fontos ez Nektek? Sokat vagy keveset áldoznátok erre a területre?

Amennyiben lehetőség lenne, hogyan alakítanátok át a mezőgazdaságot, hogy az jobban szolgálja a vadászatot? Támogatnátok-e egy olyan programot, amely a fajok és élőhelyek sokféleségét javítaná a Mezőföldön, és ezáltal javítaná a vadászat lehetőségét?

7. Pénzbeli értékelés

Hajlandók lennétek fizetni olyan programért, amely a fajok és élőhelyek sokféleségét javítaná a Mezőföldön, és ezáltal javítaná a vadászat lehetőségét?

Hogyan tudnátok kifejezni, hogy mennyit fizetnétek ezekért?

8. Összehasonlító értékelés

Most próbáljuk meg kifejezni a vadászat értékét úgy, hogy összehasonlítjuk más dolgokkal. Három ilyen dolog a művészet, a testmozgás, azaz sport, és a köztisztaság.

- Mit gondoltok, mi a fontosabb Közép-Mezőföldön a vadászat, vagy a művészet? Miért?
- Mit gondoltok, mi a fontosabb Közép-Mezőföldön a vadászat, vagy a testmozgás, azaz sport? Miért?
- Mit gondoltok, mi a fontosabb Közép-Mezőföldön a vadászat, vagy a köztisztaság? Miért?

9. Lezárás, 5 perc

Milyen volt erről a témáról beszélni?

Mennyire voltak nehezek a kérdések? Melyik kérdés volt nehéz?

Rájöttetek új dolgokra a beszélgetés során?

Volt-e valami, amire nem is gondoltatok korábban, és itt szó volt róla? Például gondolkodtatok-e már azon a kérdésen, hogy a fajok kihalása a jövőbeli lehetőségek csökkenésével járhat?

10. Következő alkalom, 5 perc

Hajlandóak lennétek körülbelül két hét múlva kitölteni egy kérdőívet? A kérdőív kitöltése 20 percet venne igénybe, és utána elbeszélgetnénk még fél órát.

Arról gondolkodjatok el, hogy mindezek, amikről ma beszélgettünk mennyit ér számotokra. Mennyire fontos? Mennyit lennétek hajlandók feláldozni értük, illetve mennyit fizetnétek értük?

A következő alkalomig legyetek szívesek a kiosztott külön lapra rendszeresen felírni a témával kapcsolatos gondolataitokat, és ezt majd hozzátok magatokkal legközelebb.

V. Napló a DMV résztvevőknek

Néhány téma a fajok és élőhelyek sokféleségének fennmaradásával kapcsolatban

Közép-Mezőföldön:

- Milyen a természet jelenlegi helyzete Közép-Mezőföldön?
- Mik az ökológiai problémák már jelenleg is tapasztalható hatása Közép-Mezőföldön?
- A növénytermesztésnek (mezőgazdaság) milyen a szerepe a fajok és élőhelyek sokféleségének fennmaradásában Közép-Mezőföldön?
- Mi fog történni, ha nem teszünk semmit?
- Kell-e tenni valamit? Ha igen, mit tehetünk?
- Ha fontos a fajok és élőhelyek sokféleségének fennmaradása Közép-Mezőföldön, akkor ki, hogyan és mennyit fizessen ezért?

Kérjük, írja ide felmerült gondolatait:

1. Családtaggal történt beszélgetés során merült fel:
2. Barátokkal, ismerősökkel történt beszélgetés során merült fel:
3. Utánaolvasás során merült fel:
4. TV, rádió műsor, újságolvasás nyomán merült fel:
5. Interneten való keresés során merült fel:
6. Egyéb módon felmerült:

Helység:

VI. A gazdaságok bemutatása

Mindkét gazdaság a Nagyalföld Dunántúlra eső területén a Mezőföldön középső részén fekszik, ez Európa növénytermesztési szempontból egyik legjobb területe. A talaj mélyrétegű löszön kialakult mészlepedékes csernozjom, ennek jellemzője a jó tápanyagadó, vízraktározó képesség, a viszonylag magas humusztartalom.

A szántóföldi művelésre használt területeket csak néhány enyhébb lejtő tagolja, így a vízerózió nem okoz károkat. Mivel a térség a Duna fölé magasodik és alapköze a lösz jó vízelvezető képességű a vízerózió gyakorlatilag nem jelent problémát. A terület szélerózióra nem érzékeny, ugyanakkor a területen a talajpusztulásnak ez a formája a legjelentősebb.

A növénytermesztés szempontjából Közép-Mezőföld éghajlata is meglehetősen jó, a csapadék mennyisége éves szinten általában megfelelő, a szárazabb nyár a szemestermények és a vetőmagok termesztésének kedvez.

A térség jó adottságai miatt már igen régóta szántóföldi művelés alatt áll, így a természetes löszvegetáció gyakorlatilag kipusztult a területről, a természeti értékek száma igen alacsony.

Intenzív technológiájú gazdaság

A gazdálkodó a területen nagytáblás művelést folytat, bár a gazdálkodása magyar viszonylatokban intenzívnek tekinthető, az EU-ban érvényes, a környezet kíméletét megfogalmazó kívánalmaknak is megfelel. Bár nem integrált a gazdálkodás, de élvezzi a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv agrár-környezetgazdálkodási területének 'Szántóföldi alaprogram' című támogatását, ami azt jelenti, hogy a gazdálkodó többek között vállalja, hogy a területén nem végez túlzott műtrágyázást.

A terület adottságainak megfelelően a táblák nagyméretűek. Bár eredetileg az utak mellett fasorok, bokros mezsgyék szegélyezték, ez ma több területről hiányzik, ugyanis a fásszáruakat a környékbeli alacsony jövedelmi rétegű lakosság télen fűtési céllal megritkítja.

A táblák egy tömbben helyezkednek el, de néhol nagyobb, kaszálónak használt füves területek is beékelődnek. A szántóterületek nagysága 1442 hektár, a táblák mérete jellemzően 50-100 hektáros, de a gazdaság 454 hektáros táblával is rendelkezik.

A termesztett növények vetésszerkezete a minimális követelményeknek megfelel, az elvárható követési időket a gazdaság betartja, a vetésszerkezet azonban a vegyszeres,

műtrágyás technológiához alkalmazkodik. A nitrogént gyűjtő pillangósok közül csak borsót termesztnek (vetőmag céllal), mintegy 10%-os területrészen.

A táblákon nem öntöznek.

17. ábra Táblák és mezsgye az intenzív gazdaságnál



A területen a gyomirtást elsősorban vegyszerek alkalmazásával oldják meg. Az alkalmazott növényvédőszeres környezeti hatásai igen eltérőek, a kukorica gyomirtására például 2004-ben még atrazint használtak (0,6 g/ha mennyiségben), mely az EU más országaiban már betiltásra került vízszennyező hatása és perzisztenciája miatt. A napraforgó gyomirtására szintén egy „essential use” kategóriába sorolt hatóanyagot a prometrint használták 1kg/ha mennyiségben. Míg a borsóban gombaölőként használt réz-hidroxid környezet-egészségügyi hatásai vélhetően a fentieknél lényegesen kisebbek. Hatóanyagtartalomra vetítve a gazdaságban gyom- és gombaölő szerekből használnak nagyobb mennyiséget (2,5; ill. 3,4 kg/ha mennyiséget), míg rovarölőszerből 20 g/ha a szántóföldi felhasználás átlaga. A permetszereket olyan mennyiségben készítik el, ami a táblára szükséges. A permetező atmoszféra a méregraktár mellett végzik; a kis mennyiségű felhígult „mosólevet” a környező gyomvegetációra szórják ki. A gazdaság „természetesen” rendelkezik méregraktárral, a növényvédelmi munkákat szakképzett növényvédős szakember felügyeli.

A tápanyagutánpótlást a talaj tápanyagtartalma és a növények igényei alapján számított összetételű és mennyiségű folyékony műtrágya kijuttatásával biztosítják. A kijuttatandó műtrágyát egy nagy betonmedencében készítik el, és onnan szállítják a szántóföldekre. Ennek a kijuttatott mennyisége a gazdaságban az országos átlagot jelentősen meghaladja, a termesztett növényfajtól függően hektáronként átlagosan 150-200 kg nitrogént juttatnak ki,

a kijuttatott kálium és foszfor mennyisége 65-70 kg. A tápanyagokat vagy 26-28% Nitrosol készítményekkel, vagy összetett hatóanyagtartalmú 8x21x21 NPK műtrágyákkal pótolják. A nitrogén hatóanyagot a környezetvédelmi kívánalmaknak megfelelően évi több (2-3) alkalommal, míg az összetett hatóanyagtartalmú készítményt évi 1 alkalommal juttatják ki.

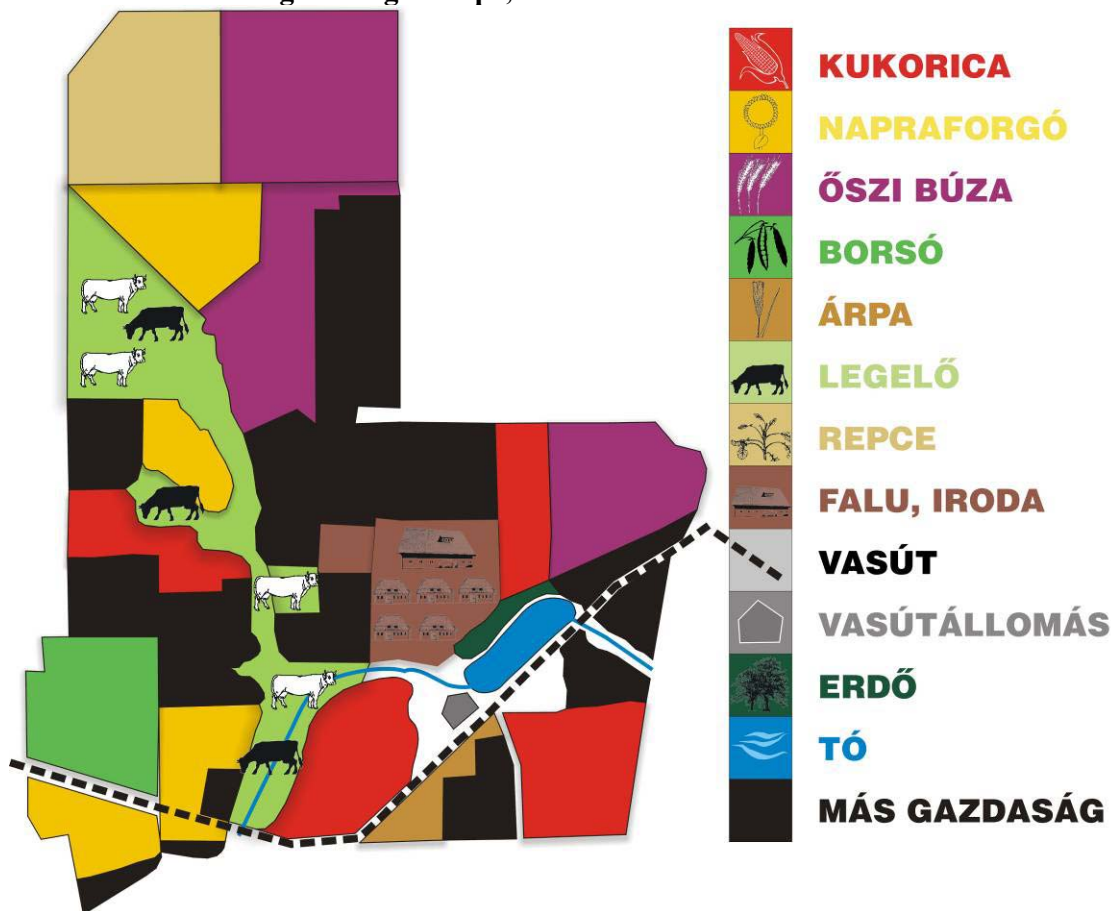
A gazdaság a terület adottságainak megfelelően szemestakarmányokat termeszt. E mellett fontos szerepe van az elsősorban importcélú előállított vetőmagtermesztésnek is (pl. borsó). A fő termények a kukorica (melynek termésátlaga jellemzően 9 t/ha feletti), az olajnövények (napraforgó (3,7 t/ha), repce (4,6 t/ha)) és a kalászosok (őszi búza (6,7 t/ha), árpa (6 t/ha)), és borsót (4,3 t/ha) is termesztnek.

A gazdaság gépekkel megfelelően ellátott azok karbantartására műhellyel rendelkezik.

A magyarországi gyakorlatnak megfelelően a talajművelés alapvetően az őszi mélyszántásra épül. A kalászosok tarlóját a jó gazdálkodási gyakorlatnak megfelelően a betakarítás után tárcsával tarlóhántják, szükség esetén az év hátralévő részében 1-2 alkalommal tarlókezelik (tárcsás elsősorban gyomirtási céllal).

A gazdasághoz egy kisebb méretű hígtrágyás rendszerű sertéstelep is tartozik, gazdasági és környezetvédelmi szempontok miatt azonban ennek hosszabbtávú fenntartása nem biztosított. Ezt a sertéstelepet nem vettük figyelembe a számításoknál.

18. ábra Az intenzív gazdaság térképe, 2004



Ökogazdaság

Az ökológiai gazdálkodás a természet törvényeit, összefüggéseit figyelembe vevő, arra építő mezőgazdaság, mely nem csak az árutermelésre, a profitszerzésre törekszik, hanem gazdája a tájnak és a természetnek az adott területen. Szintetikus műtrágyákat, növényvédőszerket nem használ – így vegyszermaradvány-mentes élelmiszert termel. Az ökológiai gazdálkodás során nem lehet genetikailag módosított növényeket termesztetni, és ajánlott az adott területre jellemző fajták használata.

A magyar Biokultúra Egyesület elnökségének döntése alapján a Kishantosi Ökológiai Mintagazdaság nyerte el „Az Év Biogazdasága-2000” címet. A gazdaság a magyar és az uniós gazdálkodási feltételek mellett az előzőeknél szigorúbb Bioswiss feltételrendszerének is megfelel. A napraforgó termesztése során az amerikai egyesült államokbeli NOP (National Organic Program) előírásait is betartják.

A maga nemében egyedülálló, itthon és külföldön egyaránt elismert program, az ökológiai mintagazdaság ötlete a nagyüzemi mezőgazdaság környezetbarát módszereinek kutatása nyomán merült fel.

A mintagazdaság alapjainak lerakása 1992-ben kezdődött el az első 311 hektár szántóföld biogazdálkodásra való átváltásával, s e célból jött létre az „Ökológiai Mezőgazdaság Alapítvány”. Létrehozói jelentős eredményeket értek el az immár 80 éves múltra visszatekintő német ökológiai gazdálkodás kiforrott tapasztalatainak magyarországi alkalmazásával. A Kishantosi Ökológiai Mintagazdaság végleges tervei 1995-ben születtek meg. Az integrált földhasznosítási tervet műholdas adatok alapján, a legkorszerűbb térinformatikai szoftver segítségével német és amerikai szakemberek készítették el, s ennek a komplex tervezésnek az eredményeként alakult ki az ökológiai mintagazdaság terve, mely önálló szakmai és gazdasági egység-, tehát valódi modellként működik közhasznú társaság formájában. Az elsőrendű cél a bemutatás, oktatás, kutatás.

A projekt további fejlődése érdekében tárgyalásokat folytattak a kishantosi major megvásárlásáról. Ezen a területen épülhetne fel a tervek szerint a mintagazdaság központja, mely közvetlenül az oktatási központ mellett, a gazdaság középpontjában fekszik. A fejlesztéseket révén beindulhatna az ökológiai gazdálkodásban nélkülözhetetlen állattartás (tejelő tehenészet és sajtüzem), valamint a bio gabona-feldolgozó és – tároló, a termelést kiszolgáló gépszínnel és műhellyel.

A mintagazdaság ma 452 ha-on gazdálkodik, melyből 311 ha-t már 1992 óta vegyszer- és műtrágyamentesen művelnek. Az irodával, a kiserdővel és a földutakkal együtt a gazdaság területe 524 hektár.

Elsősorban szántóföldi növényeket termesztnek: őszi és tavaszi búza, zab, napraforgó, lucerna, zöldborsó, burgonya, szója, csemege- és takarmánykukorica, len, bükköny de van egy kiskerttulajdonosoknak fenntartott 0,5 ha-s bemutató zöldségeskert is.

A piaci igényekhez igazodva ökológiai termesztésből származó vetőmagok előállításával is foglalkoznak – hazai és külföldi piacra egyaránt.

19. ábra Gyomfésülés az ökolgazdaságban



A terület adottságainak megfelelően a táblák nagyméretűek, a táblákat csak néhol szegélyezi (fél)természetes vegetáció, a meglévő kevés mezővédő erdősáv a szomszédos gazdaságok tulajdonában vannak és ezek kezelésekor a Kishantosi gazdaság érdekeit ritkán veszik figyelembe.

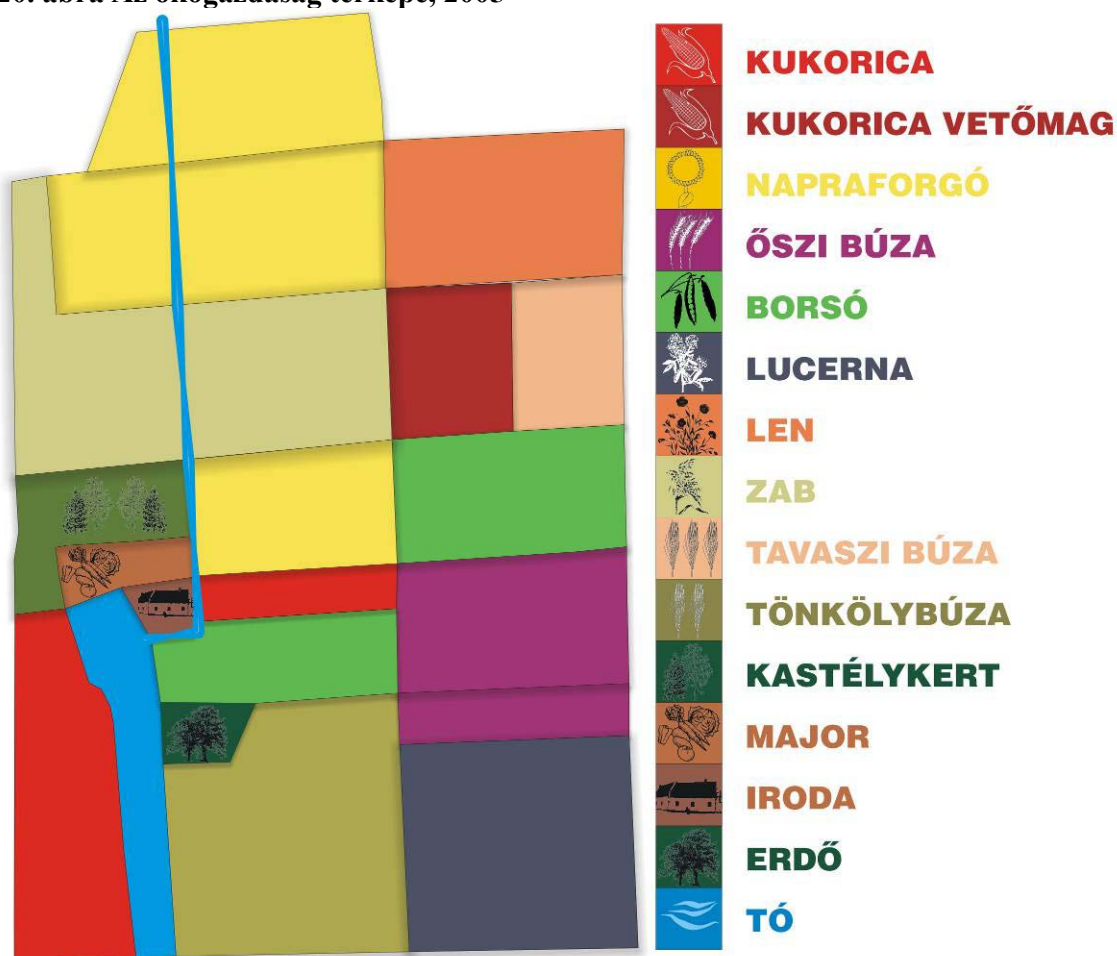
Mivel az ökológiai gazdálkodás nem alkalmaz műtrágyát, a talaj tápanyag utánpótlásáról részben zöldtrágyázással gondoskodnak. Általában akkor alkalmazzák a zöldtrágyát, amikor egy hosszabb időszakon át vegetációmentes lenne a talaj (pl. a kalászosok júliusi betakarítása után), de akár egy teljes évben is alkalmazható. A módszer lényege, hogy elvetnek egy olyan növényt, ami viszonylag gyorsan nagy zöldtömeget fejleszt, jó a tápanyagfelvevő képessége, vagy nitrogént köt meg (pl. pillangósok), amikor a növény kellően kifejlődött (bimbós), akkor azt letárcsázzák, majd beszántják.

Bár a gazdaságban eddig még nem sikerült megszervezni az állattartást igyekeznek a szomszédos állattartó telepektől istállótrágyát vásárolni, amit ősszel kijuttatva hosszabb távon javítható a talaj minősége.

A tápanyagok közül talán a nitrogénellátás a legfontosabb a növények szempontjából, ennek visszapótlására kiválóan alkalmasak a pillangós növények, hiszen ezek a velük szimbiózisban élő mikroorganizmusok segítségével a légköri nitrogént a többi növény számára is felvehető formába alakítják. A gazdaságban a vetésterület jelentős részén (kb. 20-30%-án) természetnek pillangósokat, részben lucernát, mely több éven át a táblán marad részben egyéves fajokat (pl. borsó, búkköny) elsősorban vetőmagtermesztési céllal.

A gyomok mennyiségének szabályozására a gazdaságban a megelőzés mellett (pl. vetésforgó alkalmazása) elsősorban a Hatzenbichler gyomfésűt alkalmazzák (a gazdaság gyomfésű hazai terjesztésében is szerepet vállalt). A kapásokat 2-3 alkalommal kultivátorozzák is. Az érzékenyebb termények (szója, csemege és vetőmagkukorica-előállítás) esetén kapásokat is felvesznek. Az ökológiai gazdálkodásban különösen veszélyes, a gyomfésűvel nem gyéríthető, évelő gyomok ellen (pl. *Cirsium arvense*) szintén kézi munkaerőt alkalmaznak.

20. ábra Az ökogazdaság térképe, 2005



VII. Tanácskozó fórum kérdőív

1. Bevezetés

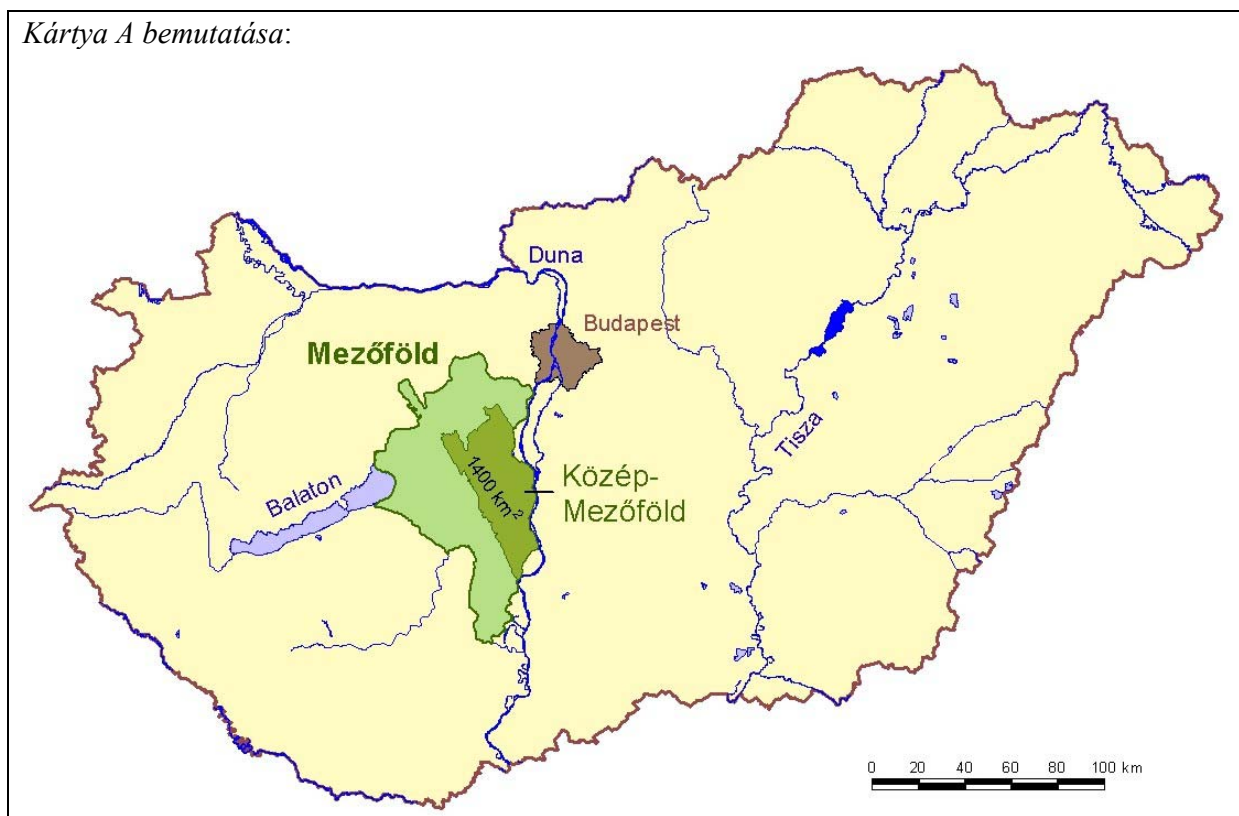
A múltkori alkalommal elbeszélgettünk a fajok és élőhelyek sokfélesége, illetve a mezőgazdaság kapcsolatáról. Most ezt folytatjuk egy anonim kérdőív segítségével.

A felmérés mintegy 25 percet vesz igénybe.

Az eredmények segíteni fognak abban, hogy az élővilág számára a mainál jobb gazdálkodási programokat lehessen alkalmazni úgy, hogy közben e programok a közép-mezőföldi lakosság szempontjait is tükrözzék.

2. Helyzet ismertetése

Kártya A bemutatása:



Közép-Mezőföldre az intenzív, iparszerű mezőgazdaság a jellemző. Az iparszerű szántóföldi növénytermesztés vegyszer és műtrágya használattal, gépekkel, nagyméretű táblákon való gazdálkodást jelent. Ennek következtében a fajok eltűnnek, az élőhelyek leromlanak, a táj egészsége felborul.

3. Szcenáriók bemutatása

Kártya B bemutatása:

1. forgatókönyv:

Áttérés az intenzív, iparszerű növénytermesztésről a **környezetkímélő gazdálkodásra**.

2. forgatókönyv:

Agrár-Táj Program megvalósítása. Környezetkímélő gazdálkodásra való áttérés, valamint mezsgyék, növényzások telepítése. Egészséges táji szerkezet kialakítása, beleértve a gyepgazdálkodást, löszvölgyeket.

Mit tehetünk annak érdekében, hogy Közép-Mezőföldön megőrizzük a fajok és élőhelyek sokféleségét a jövő számára?

Két lehetőség kínálkozik. Az egyik a környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése. Ez olcsóbb megoldás, ugyanakkor kevesebb eredménnyel jár. A másik az úgynevezett Agrár-Táj Program. Ennek megvalósítása ugyan többbe kerül, viszont több eredménnyel is jár.

A környezetkímélő gazdálkodás lehetővé teszi a gazdák számára, hogy környezetbarátabb módon műveljék földjeiket. A környezetkímélő gazdálkodás elsősorban abban különbözik az intenzív műveléstől, hogy nem, vagy alig használ vegyszert és műtrágyát, kisebb táblákon gazdálkodik és szigorú vetésforgó szerint alakítja a növények sorrendjét. A környezetkímélő gazdálkodás kiterjesztése révén a szántók környezetében meg lehetne növelni a fajgazdagságot.

A másik lehetőség az Agrár-Táj Program megvalósítása. Ez egy környezetvédelmi szempontból fenntartható tájhasználatot jelent. Magában foglalja a környezetkímélő gazdálkodásra való áttérést, ugyanakkor több annál. Nemcsak vegyszer és műtrágya használata nélkül, illetve vetésforgó alkalmazásával folya a gazdálkodás, hanem ezeken kívül füves mezsgyék, fás és cserjés szántószegélyek telepítése is történne. A mezsgyék fontos élőhelyek az élővilág számára. Az Agrár-Táj Program célja az egészséges táj kialakítása. Az egészséges táj magában foglalja a Közép-Mezőföldre jellemző löszgyepek védelmét, helyreállítását is. Az Agrár-Táj Program eredményeként nem csak a gazdaságok környezetében nőne a fajok és élőhelyek sokfélesége, hanem az egész közép-mezőföldi tájon.

4. Várható eredmények bemutatása

Kártya C bemutatása:	
Környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése: 10-20%-os növekedés a természetes növények fajgazdagságában. Az egészségesebb mezsgyék több táplálékot biztosítanak a madaraknak. 	Agrár-Táj Program: Akár megduplázódhat a természetes növények fajgazdagsága. A több és egészségesebb mezsgyék és löszvölgyek egyrészt jóval több táplálékot biztosítanak a madaraknak, másrészt jobb élőhelyek a rovarok, pillangók és kisemlősök számára. 

Mi fog történni a közép-mezőföldi állat- és növényfajok, illetve élőhelyeik sokféleségével, amennyiben a jelenlegi módon folytatjuk a gazdálkodást, és nem teszünk semmit a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokféleségének védelme érdekében?

Amennyiben nem történnek erőfeszítések a közép-mezőföldi állat- és növényfajok, illetve élőhelyeik sokféleségének védelme érdekében, úgy valószínűleg:

- Néhány gyakori faj előfordulása tovább fog csökkenni, és csökken az esélye, hogy Ön láthatja majd ezeket Közép-Mezőföldön. Ilyen madárfaj például a fogoly, vagy a szél által görgetett ördögsekér.
- Néhány ritka faj egyedszáma szintén tovább fog csökkenni. Ezek akár teljesen eltűnhetnek Közép-Mezőföldről. Ilyen már eltűnt növényfaj a pamacs laboda.
- A valamennyire még természetes állapotban levő élőhelyek száma tovább fog csökkenni, valamint a fennmaradó élőhelyek minősége is romlani fog. Közép-Mezőföldre jellemző löszgyepek, illetve a növényzónák kiterjedése tovább csökkenhet, és még inkább feldarabolódhatnak. Ennek a következményeként a fajok sokfélesége lecsökken.

A környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése révén Közép-Mezőföldön a következő eredményekre lehet számítani:

- 10-20%-os növekedés a természetes növények fajgazdagságában a szántók környékén.
- Az egészségesebb mezsgyék több táplálékot biztosítanak olyan madaraknak, mint például a mezei pacsirta.

Az Agrár-Táj Program révén pedig a következő eredményekre lehet számítani Közép-Mezőföldön:

- Akár megduplázódhat a természetes növények fajgazdagsága. Biztosítva lenne a csak a Mezőföldön előforduló borzas macskamenta fennmaradása.
- Az egészségesebb mezsgyék és löszvölgyek jóval több táplálékot biztosítanak olyan madaraknak, mint például a mezei pacsirta. A vadvirágos löszvölgyek táplálékkul szolgálhatnak olyan madárfajoknak, mint a fogoly.
- Az egészségesebb táj jobb élőhelyeket biztosítana a rovarok, pillangók és kisemlősök számára.

5. Értékelés

Bármelyik program megvalósításához a közép-mezőföldi lakosságnak anyagilag is segítenie kellene. Amennyiben a lakosság anyagilag nem vállal áldozatot, egyik program sem fog megvalósulni. A programok megvalósítása megdrágítja a gazdálkodást, ami végeredményben megemeli a kenyér árát. A lakosság a magasabb kenyérár elfogadásával támogatná anyagilag a programokat.

Kérdés 1:

Ön szerint a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokféleségének növeléséhez a lakosságnak is hozzá kellene járulnia pénzben?

- | | | | |
|------|-----|---|---|
| Igen | (1) | → | Lépjen a „2.a”, majd a „3a, 4a” jelű kérdésekre |
| Nem | (2) | → | Lépjen a „2b” jelű kérdésekre |

Kérdés 2a:

Szeretnénk megkérdezni, hogy mennyivel kellene a közép-mezőföldi lakosságnak hozzájárulni az egyik, illetve a másik program megvalósításához?

A hozzájárulás 5 évre szólna. A hozzájárulást a kenyér árának növekedésében kellene kifejezni. Mennyi az, amit elfogadnak? A hozzájárulás tehát tulajdonképpen áldozatvállalást jelent, ugyanis ezáltal megnőnének az alapvető élelmiszerek, mint például a kenyér ára. A pénzübeli hozzájárulás nem más, mint az áremelkedéssel való egyetértés.

Mielőtt megválaszolja a kérdést, kérjük, fontolja meg a következőket:

- Az áremelkedés nagysága álljon arányban azzal, amely a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokféleségének javítása jelent.
- A dráguló kenyér miatt lehet, hogy a lakosság másra kevesebbet fog tudni költeni.
- Amennyiben az áremelkedés nem éri el a megvalósításhoz szükségeset, úgy egyik program sem fog megvalósulni.

Kérjük, jelölje be, hogy Ön szerint a közép-mezőföldi lakosságnak az elkövetkező öt évben mennyivel kellene legfeljebb hozzájárulnia ahhoz, hogy a **környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése** révén javuljon a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokfélesége? Mekkora áremelkedés elfogadása szükséges Ön szerint maximálisan?

- ne nőjön e miatt a kenyér ára (0)
- 1 kg kenyér ára 200 helyett 205 Ft-ra nő (1)
- 1 kg kenyér ára 200 helyett 210 Ft-ra nő (2)
- 1 kg kenyér ára 200 helyett 220 Ft-ra nő (3)
- 1 kg kenyér ára 200 helyett 250 Ft-ra nő (4)
- 1 kg kenyér ára 200 helyett 300 Ft-ra nő (5)
- 1 kg kenyér ára 200 helyett 400 Ft-ra nő (6)
- Nem tudom (7)

Kártya D bemutatása:

Környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése

ne nőjön e miatt a kenyér ára
1 kg kenyér ára 200 helyett 205 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 210 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 220 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 250 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 300 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 400 Ft-ra nő

Kérdés 3a:

Kérjük, jelölje be, hogy Ön szerint a közép-mezőföldi lakosságnak az elkövetkező öt évben mennyivel kellene legfeljebb hozzájárulnia ahhoz, hogy az **Agrár-Táj Program**

megvalósítása révén javuljon a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokfélesége? Mekkora áremelkedés elfogadása szükséges Ön szerint maximálisan?

- ☐ ne nőjön e miatt a kenyér ára (0)
- ☐ 1 kg kenyér ára 200 helyett 205 Ft-ra nő (1)
- ☐ 1 kg kenyér ára 200 helyett 210 Ft-ra nő (2)
- ☐ 1 kg kenyér ára 200 helyett 220 Ft-ra nő (3)
- ☐ 1 kg kenyér ára 200 helyett 250 Ft-ra nő (4)
- ☐ 1 kg kenyér ára 200 helyett 300 Ft-ra nő (5)
- ☐ 1 kg kenyér ára 200 helyett 400 Ft-ra nő (6)
- ☐ Nem tudom (7)

Kártya E bemutatása:

Agrár-Táj Program megvalósítása

ne nőjön e miatt a kenyér ára
1 kg kenyér ára 200 helyett 205 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 210 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 220 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 250 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 300 Ft-ra nő
1 kg kenyér ára 200 helyett 400 Ft-ra nő

Kérdés 4a:

Melyik az a kijelentés, amely a legközelebb áll az áremelkedéssel kapcsolatos döntése mögötti indokhoz?

1. Fontos, hogy a lakosság láthatja, hogy Közép-Mezőföldön javul a fajok és élőhelyek sokfélesége.
2. Ennyit ér az, hogy Közép-Mezőföldön javul a fajok és élőhelyek sokfélesége, függetlenül attól, hogy a lakosság ezt valaha látni fogja-e.
3. Szerintem a programok költségeinek fedezéséhez ekkora áremelkedésre van szükség.
4. Szerintem ennyit engedhet meg magának a lakosság.
5. Véletlenszerűen ráböktem az egyik számra.
6. Egyéb:

Kérdés 2b:

Alább néhány ok látható arra vonatkozóan, hogy az emberek miért nem kívánnak pénzben hozzájárulni a mezőgazdálkodás olyan átalakításához, amely javítaná a fajok és élőhelyek sokféleségét Közép-Mezőföldön. Melyikkel ért leginkább egyet?

1. A fajok és élőhelyek sokféleségének javítására fordítandó összegek nem érik meg az árukat.
2. Nem gondolom, hogy Közép-Mezőföldön szükséges lenne a fajok és élőhelyek sokféleségét növelni.
3. A közép-mezőföldi lakosság nem engedheti meg, hogy a fajok és élőhelyek sokféleségére költsön.
4. A közép-mezőföldi lakosság más módokon már eleget fordít a fajok és élőhelyek sokféleségének növelésére.
5. A közép-mezőföldi lakosság adna pénzt a fajok és élőhelyek sokféleségének javítására, de szerintem nem a kenyér árának növekedéseként.
6. A fajok és élőhelyek sokfélesége növelésének költségeit azoknak kellene állniuk, akik a fajok és élőhelyek sokféleségének csökkenéséért felelősek.
7. Egyéb:

Kérdés 5:

Mit gondol, mennyire érti jól most, a felmérés után a fajok és élőhelyek sokféleségének kérdését? 1-5-ig értékelje, milyenre értékeli a téma megértését/ismeretét.

(1 – egyáltalán nem értem, 2 – inkább nem értem, 3 – bizonytalan vagyok,
4 – valamennyire értem, 5 – jól értem).

1 – 2 – 3 – 4 – 5

Kérjük, jelölje meg, hogy az alábbi kijelentésekkel mennyire ért egyet! (1 – egyáltalán nem ért egyet, 2 – inkább nem ért egyet, 3 – bizonytalan, 4 – inkább egyetért, 5 – teljesen egyetért)

1. Az emberiség létszáma megközelítette a Föld eltartóképességét.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

2. Az embereknek joguk van a saját szükségleteik szerint módosítani a természeti környezetet.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

3. Amikor az emberek beavatkoznak a természetbe, az gyakran katasztrofális következményekkel jár.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

4. Az emberi találékonyság biztosítja, hogy nem tesszük a Földet lakhatatlanná.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

5. Az emberek nagymértékben kizsákmányolják a környezetet.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

6. A Földön számtalan természeti erőforrás van, csak meg kell tanulnunk felhasználni ezeket.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

7. A növényeknek és állatoknak ugyanannyi joguk van létezni, mint az embereknek.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

8. A természet egyensúlya elég erős ahhoz, hogy kibírja a modern ipari társadalmak hatásait.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

9. Különleges képességeink ellenére, az emberiség nem tudja kivonni magát a természet törvényei alól.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

10. Nagymértékben eltúlzott az emberiséget fenyegető úgynevezett “ökológiai katasztrófa”.

1 – 2 – 3 – 4 - 5

11. A Föld olyan, mint egy nagyon kevés hellyel és erőforrással rendelkező úrhajó.

1 – 2 – 3 – 4 - 5

12. Az emberiség feladata, hogy uralkodjon a természet felett.

1 – 2 – 3 – 4 - 5

13. A természet egyensúlya nagyon törékeny, és könnyen felborul.

1 – 2 – 3 – 4 - 5

14. Az emberiség idővel eleget fog tudni a természet működéséről ahhoz, hogy irányítása alá tudja venni.

1 – 2 – 3 – 4 - 5

15. Amennyiben a dolgok a jelenlegi módon folytatódnak, hamarosan egy ökológiai katasztrófa áldozatai leszünk.

1 – 2 – 3 – 4 - 5

Társadalmi-demográfiai információk

Kérdés 1: Nem

- ☐ férfi (1)
- ☐ nő (2)

Kérdés 2: Kor

..... év

Kérdés 3: Családi állapot

- ☐ házas / élettársi viszony (1)
- ☐ egyedülálló (2)
- ☐ özvegy / elvált (3)

Kérdés 4: Háztartás nagysága Önnel együtt

- ☐ 1 személy (1)
- ☐ 2 személy (2)
- ☐ 3 személy (3)
- ☐ 4 személy (4)
- ☐ 5 személy (5)
- ☐ 6 személy (6)
- ☐ 7 személy (7)
- ☐ több mint 7 személy (8)

Kérdés 5: Eltartottak száma

- ☐ nincs (0)
- ☐ 1 gyermek (1)
- ☐ 2 gyermek (2)
- ☐ 3 gyermek (3)
- ☐ több mint 3 gyermek (4)

Kérdés 6: Legmagasabb iskolai végzettsége?

- ☐ elvégzett 8 általános vagy kevesebb (1)
- ☐ szakmunkásképző (2)
- ☐ érettségi (3)

- egyetemi, főiskolai diploma (4)

Kérdés 7: Foglalkoztatottság

- foglalkoztatott (1)
- alkalmi munka, vagy részmunkaidő (2)
- munkanélküli (3)
- inaktív (nyugdíjas, gyes) (4)
- tanuló (5)

Kérdés 8: Az Ön háztartásának havi nettó jövedelme (Havonta rendelkezésre álló elkölthető pénz a háztartásában)

- kevesebb mint 50 ezer Ft (1)
- 50 ezer és 100 ezer Ft között (2)
- 100 ezer és 150 ezer Ft között (3)
- 150 ezer és 200 ezer Ft között (4)
- 200 ezer és 250 ezer Ft között (5)
- 250 ezer és 300 ezer Ft között (6)
- több mint 300 ezer Ft (7)

Kérdés 9: Ön szerint mennyit költ egy közép-mezőföldi lakos havonta átlagosan kenyérre?

Számítsa bele a saját maguk által készített kenyerek árát is.

- kevesebb mint 1000 Ft-ot (1)
- 1000 és 2000 Ft között (2)
- 2000 és 3000 Ft között (3)
- 3000 és 4000 Ft között (4)
- 4000 és 5000 Ft között (5)
- 5000 és 6000 Ft között (6)
- 6000 és 7000 Ft között (7)
- 7000 és 8000 Ft között (8)
- 8000 és 9000 Ft között (9)
- 9000 és 10000 Ft között (10)
- 10 ezer és 11 ezer Ft között (11)
- 11 ezer és 12 ezer Ft között (12)
- 12 ezer és 13 ezer Ft között (13)
- több mint 13 ezer Ft-ot (14)

- ☐ nem tudom (15)

Kérdés 10: Ön mezőföldi születésű?

- ☐ mezőföldi születésű (1)
- ☐ nem mezőföldi születésű (2)

Kérdés 11: Mezőföld ismerete (önbevallás)

- ☐ ismeri a mezőföldi tájat (1)
- ☐ nem ismeri a mezőföldi tájat (2)

Gazdálkodás

Kérdés 1: Származik rendszeres jövedelme a mezőgazdaságból?

- ☐ igen (1)
- ☐ nem (2)

Kérdés 2: Ha igen, összesen hány hektáron gazdálkodik?

- ☐ kevesebb mint 5 hektár (1)
- ☐ 5 és 20 hektár között (2)
- ☐ 20 és 50 hektár között (3)
- ☐ 50 és 100 hektár között (4)
- ☐ több mint 100 hektáron (5)

Kérdés 3: Hol gazdálkodik? (Ha több helyen is, akkor azt a települést írja le, ahol a legnagyobb területen.)

.....

VIII. Feltételes választás kérdőív

Kérdőív típusa: ☐

Kérdőív száma: ☐ ☐ ☐

Helység:

Dátum: 2009.....

Kérjük, mindegyik kártya esetében jelölje meg vagy az „A”, vagy a „B”, vagy a *Nem teszünk semmit* lehetőséget!

1. Kártya: „A” intézkedés ☐

„B” intézkedés ☐

Nem teszünk semmit ☐

2. Kártya: „A” intézkedés ☐

„B” intézkedés ☐

Nem teszünk semmit ☐

3. Kártya: „A” intézkedés ☐

„B” intézkedés ☐

Nem teszünk semmit ☐

4. Kártya: „A” intézkedés ☐

„B” intézkedés ☐

Nem teszünk semmit ☐

Melyik az a kijelentés, amelyik legjobban megfelel annak, ami szerint döntött? Melyik okkal indokolná választásait? (Egyet válasszon!)

1. Azért választottam az "A" vagy a "B" lehetőséget, mert úgy gondolom, ezek megérik az árukat.
2. Nem gondolom, hogy az "A" vagy "B" lehetőség megvalósítása megérné az árát.
3. Egy alapba való befizetés szerintem nem jó módszer arra vonatkozóan, hogy az "A" vagy "B" lehetőséget megvalósítsuk.
4. Már így is költök annyit a környezet védelmére, amennyit magamnak meg tudok engedni.
5. Azoknak kellene állniuk a költségeket, akik a természet romlásáért felelősek.
6. Egyéb:

Rangsorolás

Amennyiben választania kellene, hogy Közép-Mezőföldön melyik dolog helyzetén javítsanak inkább, úgy a következő három esetben milyen sorrendet állítana fel?

Kérjük, jelölje meg, e kettő közül hol legyen inkább javulás!

- ☐ fajok és élőhelyek sokfélesége ☐ köztisztaság

Kérjük, jelölje meg, e kettő közül hol legyen inkább javulás!

- ☐ fajok és élőhelyek sokfélesége ☐ művészet

Kérjük jelölje meg, e kettő közül hol legyen inkább javulás!

- ☐ fajok és élőhelyek sokfélesége ☐ testmozgás, sport

Etikai kérdések

Kérjük, válasszon az alábbiak közül egyet!

1. Védeni kell a vadon élő állat- és növényfajokat, mert joguk van az élethez, és ez független a gazdasági érdekektől.
2. A vadon élő állat- és növényfajok védelmét ugyan össze kell vetni a gazdasági érdekekkel, de az élővilág fontosabb kell, hogy legyen.
3. A vadon élő állat- és növényfajok védelmét össze kell vetni a gazdasági érdekekkel, de az emberek életminősége fontosabb kell, hogy legyen.
4. Túl sokat foglalkoznak a vadon élő állat- és növényfajok védelmével, és nem eleget az emberekkel. Szerintem a természetet inkább az emberiség érdekében kellene használni.
5. Nem tudom, túl bonyolult kérdés.

Amennyiben az előző kérdésnél az 1-t választotta, kérjük, válaszolja meg a következőt is!

Tételezzük fel, hogy az élővilág védelme akkora költséggel járna, hogy olyan alacsony szintre csökkenne az Ön életszínvonala, amelyet már minimálisnak tart. Ebben az esetben is hajlandó lenne védeni az élőlények élethez való jogát, vagy elfogadná, hogy néhány faj kihal? *Kérjük, válasszon az alábbi kettő közül egyet!*

1. Elfogadnám, hogy néhány faj kihal.
2. Védéném az élőlényeknek az élethez való jogát még akkor is, ha ezáltal az életszínvonalam csökken.

Specifikus vélekedések

Kérjük, jelölje meg ötfokozatú skálákon, hogy az alábbi kijelentésekkel kapcsolatban mi a véleménye!

1.a. A környezetkímélő növénytermesztéshez való pénzbeli hozzájárulás javítani fogja a fajok és élőhelyek sokféleségét Közép-Mezőföldön. (1 = teljesen valószínű, 2 = inkább valószínű, 3 = bizonytalan, 4 = inkább valószínűtlen, 5 = teljesen valószínűtlen)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

1.b. A fajok és élőhelyek sokféleségének javítása Közép-Mezőföldön (1 = teljesen rossz dolog, 2 = inkább rossz, 3 = bizonytalan, 4 = inkább jó, 5 = teljesen jó dolog)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

2.a. A környezetkímélő növénytermesztéshez való pénzbeli hozzájárulás segít helyreállítani a közép-mezőföldi táj egészségét (1 = teljesen valószínű, 2 = inkább valószínű, 3 = bizonytalan, 4 = inkább valószínűtlen, 5 = teljesen valószínűtlen)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

2.b. A közép-mezőföldi táj egészségének helyreállítása (1 = teljesen rossz dolog, 2 = inkább rossz, 3 = bizonytalan, 4 = inkább jó, 5 = teljesen jó dolog)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

3.a. A környezetkímélő növénytermesztéshez való pénzbeli hozzájárulás javítani fogja a talajvíz minőségét Közép-Mezőföldön (1 = teljesen valószínű, 2 = inkább valószínű, 3 = bizonytalan, 4 = inkább valószínűtlen, 5 = teljesen valószínűtlen)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

3.b. A talajvíz minőségének javítása Közép-Mezőföldön (1 = teljesen rossz dolog, 2 = inkább rossz, 3 = bizonytalan, 4 = inkább jó, 5 = teljesen jó dolog)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

4.a. A környezetkímélő növénytermesztéshez való pénzbeli hozzájárulás rávezeti az embereket arra, hogy jobban odafigyeljenek a mezőgazdaság környezeti hatásaira (1 = teljesen valószínű, 2 = inkább valószínű, 3 = bizonytalan, 4 = inkább valószínűtlen, 5 = teljesen valószínűtlen)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

4.b. A mezőgazdaság környezeti hatásaira való jobb odafigyelés (1 = teljesen rossz dolog, 2 = inkább rossz, 3 = bizonytalan, 4 = inkább jó, 5 = teljesen jó dolog)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

5.a. A környezetkímélő növénytermesztéshez való pénzbeli hozzájárulás helyre fogja állítani a természeti állapotokat Közép-Mezőföldön (1 = teljesen valószínű, 2 = inkább valószínű, 3 = bizonytalan, 4 = inkább valószínűtlen, 5 = teljesen valószínűtlen)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

5.b. Közép-Mezőföld természeti állapotának helyreállítása (1 = teljesen rossz dolog, 2 = inkább rossz, 3 = bizonytalan, 4 = inkább jó, 5 = teljesen jó dolog)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

6.a. A környezetkímélő növénytermesztéshez való pénzbeli hozzájárulás révén a közép-mezőföldi tájkép esztétikusabbá fog válni (1 = teljesen valószínű, 2 = inkább valószínű, 3 = bizonytalan, 4 = inkább valószínűtlen, 5 = teljesen valószínűtlen)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

6.b. A közép-mezőföldi táj esztétikusabbá tétele (1 = teljesen rossz dolog, 2 = inkább rossz, 3 = bizonytalan, 4 = inkább jó, 5 = teljesen jó dolog)

1 – 2 – 3 – 4 – 5

Általános vélekedések

Kérjük, jelölje meg egy ötfokozatú skálán, hogy az alábbi kijelentésekkel kapcsolatban mi a véleménye!

(1 – egyáltalán nem ért egyet, 2 – inkább nem ért egyet, 3 – bizonytalan, 4 – inkább egyetért, 5 – teljesen egyetért)

7. A környezetvédelem jobbá teszi a világot saját magam és a gyermekeim számára.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

8. A környezetvédelem jót tesz az egészségemnek.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

9. A tiszta környezet jobb kikapcsolódási alkalmat biztosít számomra.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

10. A környezetvédelem mindenki számára jó.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

11. A környezetvédelem hozzájárul az emberek életminőségének javításához.

1 – 2 – 3 – 4 – 5

Társadalmi – demográfiai információk

Kérdés 1: Nem

☐ férfi (1)

☐ nő (2)

Kérdés 2: Életkor év

Kérdés 3: Családi állapot

☐ házas / élettársi viszony (1)

☐ egyedülálló (2)

- ☐ özvegy / elvált (3)

Kérdés 4: Háztartás nagysága Önnel együtt

- ☐ 1 személy (1)
- ☐ 2 személy (2)
- ☐ 3 személy (3)
- ☐ 4 személy (4)
- ☐ 5 személy (5)
- ☐ 6 személy (6)
- ☐ 7 személy (7)
- ☐ több mint 7 személy (8)

Kérdés 5: Eltartottak száma

- ☐ nincs (0)
- ☐ 1 gyermek (1)
- ☐ 2 gyermek (2)
- ☐ 3 gyermek (3)
- ☐ több mint 3 gyermek (4)

Kérdés 6: Legmagasabb iskolai végzettsége?

- ☐ elvégzett 8 általános vagy kevesebb (1)
- ☐ szakmunkásképző (2)
- ☐ érettségi (3)
- ☐ egyetemi, főiskolai diploma (4)

Kérdés 7: Foglalkoztatottság

- ☐ foglalkoztatott (1)
- ☐ alkalmi munka, vagy részmunkaidő (2)
- ☐ munkanélküli (3)
- ☐ inaktív (nyugdíjas, gyēs) (4)
- ☐ tanuló (5)

Kérdés 8: Az Ön háztartásának havi nettó jövedelme (Havonta rendelkezésre álló elkölthető pénz a háztartásában)

- ☐ kevesebb mint 50 ezer Ft (1)

- ☐ 50 ezer és 100 ezer Ft között (2)
- ☐ 100 ezer és 150 ezer Ft között (3)
- ☐ 150 ezer és 200 ezer Ft között (4)
- ☐ 200 ezer és 250 ezer Ft között (5)
- ☐ 250 ezer és 300 ezer Ft között (6)
- ☐ 300 ezer és 350 ezer Ft között (7)
- ☐ 350 ezer és 400 ezer Ft között (8)
- ☐ több mint 400 ezer Ft (9)

Kérdés 9: Ön mezőföldi születésű?

- ☐ mezőföldi születésű (1)
- ☐ nem mezőföldi születésű (2)

Kérdés 10: Mezőföld ismerete (önbevallás)

- ☐ ismeri a mezőföldi tájat (1)
- ☐ nem ismeri a mezőföldi tájat (2)

IX. Diavetítés a feltételes választás felmérés előtt



A táj egészsége hasonló az ember egészségéhez

Látszik, ha jól érzi magát

- a táj is meg tud betegedni
- a betegség nem mindig gyógyítható
- a megelőzés fontos

A táj egészségének alapfeltétele a fajok és élőhelyek sokfélesége

3

Fajok és élőhelyek sokfélesége Közép-Mezőföldön

Szántó



Mezsgye



Lőszgyep



Növény-sáv



4

Mezsgyék szerepe

- szántók szélei
- a talaj elmosódását gátolják

Löszgyepek fontossága

- természeti értékek
- borzas macskamenta



Milyen a természet jelenlegi helyzete Közép-Mezőföldön?

Az emberi tevékenységek egyre inkább átalakítják és csökkentik a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokféleségét.

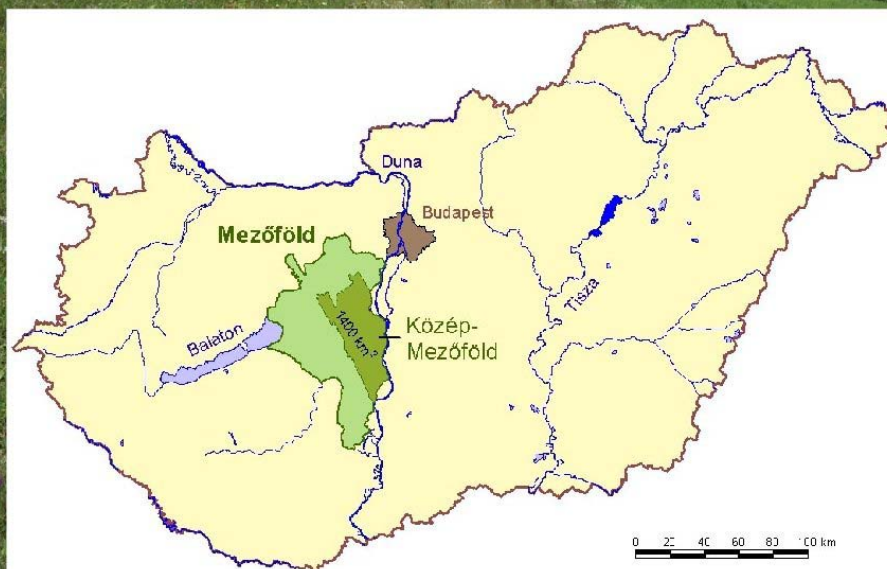


A természeti problémák már jelenleg is tapasztalható hatása Közép-Mezőföldön

A természeti rendszerek leegyszerűsödnek és a szó negatív jelentésében egységesednek.

- Eltűnő vadvirágok és madárfajok
- Egysíkú táj
- Szennyeződő talajvíz

Érdekel minket az Önök véleménye a közép-mezőföldi élővilág sokféleségének megőrzésével kapcsolatban



Mi fog történni, ha nem teszünk semmit?

- néhány gyakori faj-előfordulása tovább fog csökkenni, a ritkábbak pedig eltűnhetnek Közép-Mezőföldről;
- az élőhelyek száma tovább fog csökkenni;
- a táj elveszti változatosságát;
- a talajvíz tovább szennyeződik.



9

Mit tehetünk?

Intézkedések hozhatók a közép-mezőföldi fajok és élőhelyek sokféleségének megőrzése érdekében:

- környezetkímélő gazdálkodás elterjesztése;
- füves mezsgyék, fás és cserjés szántószegélyek telepítése.

10

Milyen eredményekre lehet számítani?

	Kevesebb intézkedés	Több intézkedés
Fajok sokfélesége	10-20%-os növekedés a növények fajgazdagságában.	Megduplázódhat a növények fajgazdagsága. Több madár, rovarok, pillangók és kisemlős.
Tájkép (esztétika)	Változatosabb, mozaikos táblák.	Változatosabb, mozaikos táblák. Több mezsgye és növényzár, vadvirágos löszgyepek.
Talajvíz	Tisztább víz a kutakban.	

11

Mivel járnának az intézkedések?

A közép-mezőföldi háztartások számára az intézkedések költséggel járnának.

Az intézkedések célterületei:

- fajok és élőhelyek sokfélesége;
- tájkép, azaz esztétika;
- talajvíz minősége.

12

Hivatkozások

Agrárgazdasági Kutató Intézet, Tesztüzemi adatbázis. Leválogatva: 2010. 04.

ÁHT (Államháztartás konszolidált funkcionális mérlege [pénzforgalmi szemléletben]), 2008,
[http://www1.pm.gov.hu/web/home.nsf/\(PortalArticles\)/D279E978AE92ED9AC1257624003DE1DC/\\$File/fu__kon.pdf](http://www1.pm.gov.hu/web/home.nsf/(PortalArticles)/D279E978AE92ED9AC1257624003DE1DC/$File/fu__kon.pdf)

Ajzen, I., 1991. *The theory of planned behavior*. Organisational Behaviour and Human Decision Processes 50, 179–211.

Alam, R. and Quyen, N. V., 2007, *International trade and its impact on biological diversity*. In Kontoleon A., Pascual U., Swanson T., (Eds.), 2007, Biodiversity Economics. Principles, Methods and Applications. Cambridge University Press, pp.664. p.246-268.

Álvarez-Farizo, B. and Hanley N., 2006, *Improving the Process of Valuing Non-Market Benefits: Combining Citizens' Juries with Choice Modelling*. Land Economics 82 (Aug.), 465-78.

Álvarez-Farizo, B.; Hanley, N.; Barberán, R.; Lázaro, A. 2007, *Choice modeling at the "market stall": Individual versus collective interest in environmental valuation*, Ecological Economics 60 (2007) 743 – 751

Ángyán J., 2001, Az európai agrármodell, a magyar útkeresés és a környezetgazdálkodás. Agroinform kiadóház, Budapest, pp. 308.

Ángyán J., 2007, Az agrár- és vidékfejlesztés európai trendje és az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program. In Nemzeti Érdek, 2007 ősz, I. évf., 3. szám, p.26-55.

Ángyán J. és Menyhért Z., 1997, *Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás*. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Bp. pp.414.

Antal, J., 1999. *Zöldtrágyázás*. In Füleky, Gy. (Ed.), 1999. Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 714, 262-268.

Arzt, K., 2005, *The challenges of stakeholder participation: agri-environmental policy*. In Getzner, M., Spash, C. L., Stagl, S. (Eds.), 2005, Alternatives for Environmental Valuation. Routledge, London. p. 244-262.

Báldi, A. and Faragó, S. 2005: *Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary)*. Agriculture, Ecosystems and Environment 118 (2007) 307–311

Bateman, I. J.; Carson, R. T.; Day, B.; Hanemann, M.; Hanley, N.; Hett, T.; Jones-Lee, M.; Loomes, G.; Mourato, S.; Özdemiroglu, E.; Pearce, D.; Sugden, R. and Swanson, J., 2002. *Economic Valuation With Stated Preference Techniques: A Manual*. Edward Elgar. pp.480

Bateman, I. J.; Day, B. H.; Georgiou, S.; Lake, I., 2006, *The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP*. Ecological Economics 60, 450-460.

Bateman, I. J.; Burgess, D.; Hutchinson, W. G. and Matthews, D., 2008, *Learning design contingent valuation (LDCV): NOAA guidelines, preference learning and coherent arbitrariness*. Journal of Environmental Economics and Management, 2008, vol. 55, issue 2, p.127-141

Baumgärtner, S., 2007, *Why the measurement of species diversity requires prior value judgement*. In Kontoleon A., Pascual U., Swanson T., (szerk.), 2007, Biodiversity Economics. Principles, Methods and Applications. Cambridge University Press, pp.664. 293-310.

Beukering, P. J. H. van; Cesar, H. S. J. and Janssen, M. A., 2003, *Economic valuation of the Leuser National Park on Sumatra, Indonesia*. Ecological Economics 44/2003. p.43-62.

Baumol, W.J. and Oates, W.E., 1988, *Theory of Environmental Policy*. London: Cambridge University Press, pp.307.

Baylis, K; Peplow, S.; Rausser, G.; Simon, L., 2008, *Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison*. Ecological Economics 65 (2008) 753-764.

Bela, Gy.; Pataki, Gy.; Smale, M., 2004, *Conserving Crop Genetic Resources on Smallholder Farms in Hungary: Institutional Analysis*. Working Paper of FEEM, Italy, pp.25

Bengtsson, J.; Ahnstrom, J. and Weibull, A. C., 2005, *The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis*. Journal of Applied Ecology, 42, 261-269.

Bickel, P. and Friedrich, R., 2001, *Estimating Environmental Costs using the Impact Pathway Approach*. Towards an evidence-based charging policy for transport infrastructure, Unite, <http://www.its.leeds.ac.uk/projects/unite/paris/bickel.pdf>

Bigal, E. and Baldock, D., 2002, *Agri-environmental policy in a changing European context*. In Conservation pays? Reconciling Environmental Benefits with Profitable Grassland Systems, ed. J. Frame. Occasional Symposium No. 36 British Grassland Society, pp. 3-14.

Blamey, R. K. and Common, M. S., 1999, *Valuation and ethics in environmental economics*. In Handbook of Environmental and Resource Economics, ed. Jeroen van den Bergh. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 1999, pp. 809-823.

Bobbink, R., Hornung, M. and Roefofs, J. G. M., 1998, *The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation*. Journal of Ecology, 86, 717-738.

Bordás I., 2006, *Veszélyes anyagok, készítmények, peszticidek*. Országos Kémiai Biztonsági Intézet

Brethour, C. and Weersink, A., 2001, *An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction*. Agricultural Economics, Volume 25, Issues 2-3, 219-226

Brouwer, R., Powe, N., Turner, R.K., Langford, I.H., Bateman, I.J., 1999. *Public attitudes to contingent valuation and public consultation*. Environmental Values 8, 325-347.

Christie, M.; Hanley, N.; Warren, J.; Murphy, K.; Wright, R.; Hyde, T., 2006, *Valuing the diversity of biodiversity*. Ecological Economics, Vol. 58, Issue 2, 15 June 2006, p.304-317

Clark, J., Burgess, J., Harrison, C.M., 2000. *I struggled with this money business: respondents' perspectives on contingent valuation*. Ecological Economics 33, 45-62.

Coase, R. H., 1960, *The Problem of Social Cost*. The Journal of Law and Economics 3, 1–44.

Common, M.; Reid, I. and Blamey, R., 1997, *Do Existence Values for Cost Benefit Exist?* Environmental and Resource Economics, 9. p.225-238.

Cooper, P., Poe, G. L. and Bateman I. J., 2004. *The Structure of Motivation for Contingent Values: A Case Study of Lake Water Quality*. Ecological Economics 50 (1) 69-82.

Convention on Biological Diversity. UNEP 1992, article 2.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature ,Vol. 387, pp. 253-260.

Crutchfield, S. R.; Cooper, J. C. and Hellerstein, D., 1997, *Benefits of Safer Drinking Water: The Value of Nitrate Reduction*. Agricultural Economic Report, No. 752., Jul 1997, USDA, Economic Research Service.

Csete L. és Láng I., 2005, *A fenntartható agrárgazdaság és vidékfejlesztés*. Magyarország az ezredfordulón, Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián, II. Az agrárium helyzete és jövője. MTA Társadalomkutató Központ. pp.313.

Daily, G. C., 1997: *Introduction - What are Ecosystem Services?*; In Daily, G. C. (szerk.) 1997: *Nature's Services*; Island Press, Washington D. C., p.1-10. In Gonczlik Andrea, 2004: *Az élő természet adományai*. Kovász, VIII. évfolyam, 1-4. szám, 2004. Tavasz-Tél (15-43. oldal)

Dale, V. H. and Polasky, S., 2007, *Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services*. Ecological Economics 64 Volume 64, Issue 2, p. 286-296

DEFRA, 2002. *Survey of Public Attitudes to Quality of Life and to the Environment—2001*. DEFRA, London.

DEFRA, 2007, *An introductory guide to valuing ecosystem services*. DEFRA, London.

Desaigues, B. and Ami, D., 2001. *An estimation of the social benefits of preserving biodiversity*. International Journal of Global Environmental Issues 1 (1), 73–86.

Dési I., Márton M., Gönczi Cs.-né, Páldy A., Király O.-né, Varga Gy.-né, 1983, *A lakosság és a táj vizsgálatának jelentősége a peszticidek okozta megbetegedések és a környezetkárosítás megelőzésében*. Földrajzi közlemények 3-4, 309-315.

Diakosavvas, D., 2003, *The greening of the WTO green box: a quantitative appraisal of agri-environmental policies in OECD countries*. Proceedings of the international

conference – Agricultural policy reform and the WTO: Where are we heading? Capri, Italy, June 23-26, 2003. Camberley, Surrey: Edward Elgar publishing Ltd.

Drake, L., 1992, *The Non-market Value of the Swedish Agricultural Landscape*. European Review of Agricultural Economics 19 (October 1992): 351–64.

Dunlap, R. E.; Liere, K. D. Van; Mertig A. G. and Jones, R. E., 2000, *Measuring Endorsement of the New Ecological Paradigm: A Revised NEP Scale*. Journal of Social Issues, Vol. 56, Issue 3, pp. 425-442

Emep/Corinair, 2002, Emission Inventory Guidebook: Manure management regarding Nitrogen compounds, B1090-1. European Environmental Agency

Emep/Corinair, 2003, *Emission Inventory Guidebook: Cultures without fertilisers*, B1020-1, European Environmental Agency

Emep/Corinair, 2006, Emission Inventory Guidebook: Other mobile sources & machinery, B810-1, European Environmental Agency

Ecuador Alkotmánya, 2008. Alapvető jogokról szóló (Principios fundamentales) 1. és a Természet jogairól szóló (Derechos de la naturaleza) 71. cikkely.

Eurobarometer, 2010, Attitudes of Europeans towards the issue of biodiversity. Flash Eurobarometer survey 290.

Európai Parlament, 2009, Az Európai Parlament álláspontja, amely második olvasatban 2009. január 13-án került elfogadásra a peszticidek fenntartható használatának elérését célzó közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról szóló 2009/.../EK európai parlamenti és tanácsi irányelv elfogadására tekintettel. COD/2006/0136.

European Commission, 1999, *ExternE: Externalities of energy*, Volume 8, Global Warming. European Commission, DG Research, Brussels, Belgium.

European Commission, 2004, *Agriculture and the Environment*. DG Agriculture, European Commission, Brussels.

European Environment Agency, 2004, *Agriculture and the environment in the EU accession countries*. Implications of applying the EU common agricultural policy. EEA, Copenhagen, 2004.

European Environment Agency, 2006, Integration of environment into EU agriculture policy — the IRENA indicator-based assessment report. EEA, Copenhagen 2006

ExternE, 2005, *Externalities of Energy – Methodology 2005 Update*. EUR 21951 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2005.

Farber, S. C., Costanza, R. and Wilson, M. A., 2002, *Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services*. Ecological Economics 41 (2002) 375-392.

Fekete Farkas, M.; Fogarassy Cs.; Szűcs I., 2008, *Allowance for external effects in efficiency calculations*. In: Szűcs I., Farkasné Fekete M. (Szerk.) Efficiency in Agriculture: Theory and practice. Budapest: Agroinform Kiadó, 2008. pp. 114-122.

Fischer, A. and Hanley, N., 2007, *Analysing decision behaviour in stated preference surveys: A consumer psychological approach*. Ecological Economics 61 (2007) 303-314.

Fleischer, G. and Waibel, H., 1998, *Externalities by pesticide use in Germany*. Paper presented to Expert Meeting. The Externalities of Agriculture: What do we Know? EEA, Copenhagen, May 1998.

Food and Agriculture Organization (FAO), 2007, *The State of Food and Agriculture*. United Nations, Rome.

Foster, V., Mourato, S., Tinch, R., Ozdemiroglu, E and Pearce, D.W., 1998, *Incorporating external impacts in pest management choices*. In Vorley, W. and Keeney, D. (eds.), *Bugs in the System: Redesigning the Pesticide Industry for Sustainable Agriculture*, Earthscan, London, 94-106

Foster, V. and Mourato, S., 2000, *Valuing the multiple impacts of pesticides use in the UK: a contingent ranking approach*. Journal of Agricultural Economics 51, 1–21.

Fromm, O., 2000, *Ecological Structure and Functions of Biodiversity as Elements of Its Total Economic Value*. Environmental and Resource Economics 16: 303–328.

Fülekgy Gy. (szerk.), 1999, *Tápanyag-gazdálkodás*. Mezőgazda Kiadó, pp. 714.

Gelso, B. R. and Peterson, J. M., 2005, *The influence of ethical attitudes on the demand for environmental recreation: incorporating lexicographic preferences*. Ecological Economics 53 (2005) 35– 45.

Getzner, M., 2005, *A framework for valuing nature: regional biodiversity*. In Getzner, M., Spash, C. L. and Stagl, S. (Eds.), 2005, *Alternatives for Environmental Valuation*. Routledge. p.23-50.

Getzner, M., Spash, C. L. and Stagl, S. (Eds.), 2005, *Alternatives for Environmental Valuation*. Routledge, London. pp.298.

Glasser, H., 1999, *Ethical Perspectives and Environmental Policy Analysis*. In Handbook of Environmental and Resource Economics, ed. Jeroen van den Bergh. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 1999, pp.981-1000.

Glebe, T.W., 2007, *The Environmental Impact of European Farming: How Legitimate Are Agri-Environmental Payments?* Review of Agricultural Economics 29 (1), pp. 87-102.

Gowdy, J. and Erickson, J. D., 2005, *The approach of ecological economics*. Cambridge Journal of Economics 2005, 29, 207–222.

de Groot, R. S.; Wilson, M. A. and Boumans, R. M. J., 2002, *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services*. Ecological Economics 41 (2002) 393-408.

Hackl, F. and Pruckner, G., 1997, *Towards more efficient compensation programs for tourists benefits from agriculture in Europe*. Environment and Resource Economics 10, 189–205.

Hanley, N., 1991, *The Economics of Nitrate Pollution Control in the UK*. In Hanley, Nick (ed.), 1991, *Farming and the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits*. C A B International, UK, 91-116., pp. 328.

Hanley, N. and Munro, A., 1994, *The effects of information in contingent markets for environmental goods*. Discussion papers in Ecological Economics, Economics Department, University of Stirling, No. 94/5, pp.34.

Hanley, N., Schlöpfer, F. and Spurgeon, J., 2003, *Aggregating the benefits of environmental improvements: distance-decay functions for use and non-use values*. Journal of Environmental Management 68 (2003) 297–304.

Harsányi, J., 1955, *Cardinal Welfare, Individualistic Ethics, and Interpersonal Comparisons of Utility*. Journal of Political Economy, 63.

Hartridge, O. and Pearce, D., 2001, *Is UK Agriculture Sustainable? Environmentally Adjusted Economic Accounts for UK Agriculture*. CSERGE-Economics. University College London. pp. 35. www.cserge.ucl.ac.uk/AGNNP.FINALFINAL.pdf

Hausman, J. A., and McFadden, D., 1984, *Specification Tests for the Multinomial Logit Model*. Econometrica, 52(5): 1219-40.

Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobbs, P., Firbank, L., Kull, T., Moritz, R., Mühle, H., Wascher, D., Wätzold, F., Young, J., 2003, *Agricultural Landscapes Thematic Working Group Report*. In *Conflict between human activities and the conservation of biodiversity in agricultural landscapes, grasslands forests, wetlands and uplands in Europe* (eds.: Watt et al.). A Report of the Bioforum project.

Hensher, D. A.; Rose, J. M. and Greene, W. H., 2005, *Applied Choice Analysis: A Primer*. Cambridge University Press. pp.717.

Hodge, I., 1991, *The Provision of Public goods in the Countryside: How should it be Arranged?* In Hanley, Nick (ed.), 1991, *Farming and the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits*. C A B International, UK, 179-196., pp. 328.

Hole, D.G; Perkins, A.J; Wilson, J.D; Alexander, I.H; Grice, P.V; Evans, A.D., 2005, *Does organic farming benefit biodiversity?* Biological Conservation, 122, 113–130.

Hoogeveen, Y. R., 2004, *High nature value farmland — Characteristics, trends and policy challenges*. European Environment Agency, Copenhagen.

Horváth A., 2002, *A mezőföldi löszvegetáció términtázati szerveződése* (Synbiologica Hungarica 5.). Scientia Kiadó, Budapest.

Horváth A., 2008, *Enyingi-hát. Káloz-Igari löszhátak*. In Magyarország földrajzi kistájainak növényzete (szerk.: Király G., Molnár Zs., Bölöni J., Csiky J, Vojtkó A.). MTA ÖBKI, Vácraót. pp. 32., 33.

Horváth A. és Szitár K. (szerk.), 2007, *A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei*. Agrártájak növényzetének monitorozása, MTA ÖBKI, pp.240.

Horváth A. és Kállayné Szerényi J., 2008, *Közép-Mezőföld*. In Magyarország földrajzi kistájainak növényzete (szerk.: Király G., Molnár Zs., Bölöni J., Csiky J., Vojtkó A.). MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 27.

Huber, J. and Zwerina, K., 1996. *The importance of utility balance in efficient choice set designs*. Journal of Marketing Research, 33: 307-317.

Huylenbroeck, G. Van; Vandermeulen, V.; Mettepenningen, E. and Verspecht, A., 2007, *Multifunctionality of Agriculture: A Review of Definitions, Evidence and Instruments*. Living Reviews in Landscape Research, 1, (2007), 3.

IEEP, 2002, *Agriculture and environment in the Accession Countries*. National reports. IEEP, London. <http://www.ieep.org.uk>

IPCC, 2007, *Summary for Policymakers*. In Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 7-22.

James, R. F., and Blamey, R. K., 2005, *Deliberation and economic valuation: national park management*. In Getzner, M., Spash, C. L., Stagl, S. (Eds.), 2005, *Alternatives for Environmental Valuation*. Routledge, London. p.225-243.

Jones, M. and K. Daugstad, 1997, *Usage of the "Cultural Landscape" Concept in Norwegian and Nordic Landscape Administration*. Landscape Res. 22 (November 1997): 267-82.

Jørgensen S. E., 2006, *Application of ecological engineering principles in landscape management*. In Mander, Ülo; Wiggering, Hubert; Helming, Katharina (Eds.), 2007, *Multifunctional Land Use: Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services*. Springer, p.83-92.

Kahneman, D. and Knetsch, J. L., 1992, *Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction*. Journal of Environmental Economics and Management, vol. 22(1), pages 57-70.

Katona-Kovács, J., Murphy, J., Fieldsend A. F., Szabó, G., 2008, *Attitudes amongst farmers in Eastern Hungary and the East of England towards environmental, economic and social sustainability in a changing countryside*. 6th European Rural Development Network Conference "Multifunctional Territories: Importance of Rural Areas beyond Food Production" Vienna, 2008.

Katona-Kovács J., 2007, *Analysis of Agri-Environmental Measures in Hungary – A Regional perspective*. In Studies in Agricultural Economics No. 107. Budapest, 2007, 79-96. pp.111.

Kenyon, W. and Hanley N. D., 2005, *Three Approaches to Valuing Nature: Forest Floodplain Restoration*. In Getzner, M., Spash, C. L., Stagl, S. (Eds.), 2005, *Alternatives for Environmental Valuation*. Routledge, London. p.209-224.

Kerekes S., Kindler J., Baranyi Á., Bisztriczky J., Csutora M., Kék M., Kovács E., Kulifai J., Nemcsicsné Zsóka Á., Pál G., Szabó L., Szerényi Zs., 1998, *A Szigetközi térség*

természeti tőke értékváltozása. Budapesti Közgazdaságtudományi Egyetem Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék.

Kerekes S., 2007, *A környezetgazdaságtan alapjai*. Budapest, Aula Kiadó, 2007. pp. 238.

Kerekes S. and Tardi J., 1999, *Economic Valuation of Nature Reserves in Central and Eastern Europe*. European Nature 3. 1999 november p. 29-30.

Kotchen, M. J. and Reiling, S. D., 2000, *Environmental attitudes, motivations, and contingent valuation of non-use values: a case study involving endangered species*. Ecological Economics 32 (2000) 93-107.

Krajnyik, Zs., 2008, Környezeti javak pénzbeli értékelése Magyarországon és Szlovákiában a feltételes választás módszerének alkalmazásával. Ph.D. értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem.

Kroeger T. and Casey F., 2007, *An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands*. Ecological Economics 64 (2007) 321-332.

Kumar, M and Kumar, P., 2007, *Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective*. Ecological Economics 64 (2007) 808-819.

Központi Statisztikai Hivatal (KSH), 2005, Letöltve: 01/10/2006.

http://portal.ksh.hu/portal/page?_pageid=37,594828&_dad=portal&_schema=PORTAL

Központi Statisztikai Hivatal (KSH), 2006a, Letöltve: 01/11/2009.

http://portal.ksh.hu/portal/page?_pageid=37,112477&_dad=portal&_schema=PORTAL

Központi Statisztikai Hivatal (KSH), 2006b, *A nemzetgazdasági ágak környezetszennyezése – légszennyezés, 2000-2004*, Namea.

Központi Statisztikai Hivatal (KSH), 2010a, *Mezőgazdaság, 2009*. pp.27

Központi Statisztikai Hivatal (KSH), 2010b. Letöltve: 01/02/2010.

http://portal.ksh.hu/portal/page?_pageid=37,569024&_dad=portal&_schema=PORTAL

KvVM, 2005, *Nemzeti Jelentés a Duna vízgyűjtőkerület magyarországi területének jellemzőiről, az emberi tevékenységek környezeti hatásairól és a vízhasználatok gazdasági elemzéséről*. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, 2005. pp.91.

Lendvai G., 2005, *Amire büszkék is lehetnénk...* 6. Európai növényritkaság Nagykarácsonynál. Bogárd és Vidéke 16/32.

Lienhoop N. and MacMillan, D. C., 2007a, *Valuing Wilderness in Iceland: Estimation of WTA and WTP Using the Market Stall Approach to Contingent Valuation*. Land Use Policy 24 (1): 289-95.

Lienhoop N. and MacMillan, D. C., 2007b, *Contingent Valuation: Comparing Participant Performance in Group-Based Approaches and Personal Interviews*. Environmental Values 16 (2): 209-32.

Limburg, K. E.; O'Neill, R. V.; Costanza, R. and Farber, S., 2002, *Complex systems and valuation*. Ecological Economics 41 (2002) 409-420.

Long, J. S. and Freese, J., 2006, *Regression Models for Categorical Dependent Variables Using Stata*, Stata Press, pp.527

Louviere, J.J., Hensher, D.A., Swait, J.D., 2000, *Stated choice methods; analysis and applications*, Cambridge University Press, Cambridge.

Macmillan, D. C.; Loma P.; Hanley, N. and Alvarez-Farizo, B., 2002, *Valuing the Non-Market Benefits of Wild Goose Conservation: A Comparison of Interview and Group-Based Approaches*. Ecological Economics 43 (1): 49-59.

Macmillan, D. C.; Hanley, N. and Lienhoop, N., 2006, *Contingent Valuation: Environmental Polling or Preference Engine?* Ecological Economics 60 (1): 299-307.

Marjainé Szerényi Zs., 2000, *A természeti erőforrások monetáris értékelésének lehetőségei Magyarországon, különös tekintettel a feltételes értékelés módszerére*. Ph.D. Értekezés, Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem.

Marjainé Szerényi Zs., Bisztriczky J., Kulifai J., Molnár F., Németh P., 2003, *A Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése I. ütemében kiválasztott 11 tározó egyes megoldásai hatására kialakuló természeti tőke értékváltozásának becslése*. Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék.

Marjainé Szerényi Zs., Molnár F., Bisztriczky J., Bezegh A., Kulifai J., Harangozó G., 2004, *A Rába új folyógazdálkodási tervének vizsgálata az EU Víz Keretirányelvének megfelelően*. Gazdasági elemzés a természeti tőke értékváltozásának figyelembevételével. Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék.

Marjainé Szerényi Zs., 2005a, *A feltételes értékelés alkalmazhatósága Magyarországon*, Akadémiai Kiadó. pp.192.

Marjainé Szerényi Zs. (szerk.), 2005b, *A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek*. A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötete, pp. 155.

Markandya, A., Nunes, P. A. L. D., Brauer, I., ten Brink, P.; Kuik, O. and M. Rayment, 2008, *Review On The Economics Of Biodiversity Loss – Economic Analysis and Synthesis*, Final report for the European Commission. Venice, Italy. pp.140.

Marosi S., 1959, *A komplex eredetű völgyek*. In A Mezőföld természeti földrajza (szerk.: Ádám L. - Marosi S. - Szilárd J.). Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 207-217.

MethodEx, 2007, *Methods and data on environmental and health externalities: harmonising and sharing of operational estimates*. Final Technical Report: Methods. pp.299. http://www.methodex.org/Methodex_20Deliverable_2012_5Fv4.pdf

MethodEx Policy Toolbox, 2007, [BeTa-MethodEx](#). In MethodEx, 2007, *Methods and data on environmental and health externalities: harmonising and sharing of operational estimates*. Final Technical Report: Methods. pp.299.

Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Növény, Talaj és Agrárkörnyezet- védelmi Igazgatóság, 2007, *Növényvédőszer-maradék vizsgálati eredmények*. Növényi termékekben, feldolgozott növényi alapú élelmiszerekben és környezetvédelmi mintákban. MgSzH NTI Analitikai Hálózat, pp. 55.

Meyerhoff, J., 2005, *Non-use values and attitudes: wetlands threatened by climate change*. In Getzner, M., Spash, C. L., Stagl, S. (Eds.), 2005, *Alternatives for Environmental Valuation*. Routledge, London. p.51-68.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC., pp.100.

Miller, J. R., 2005, *Biodiversity conservation and the extinction of experience*. Trends in Ecology and Evolution, Vol. 20, No. 8., p.430-434.

Mishan, E.J., 1971, *The postwar literature on externalities: an interpretive essay*. In Journal of Economic Literature (9), pp. 1-28.

Mitchell, R.C. and Carson, R.T., 1989, *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Resources for the future, Washington, D.C., pp. 488.

Molnár, Cs., Molnár, Zs., Barina, Z., Bauer, N., Biró, M., Bodoncz, L., Csathó, A. I., Csiky, J., Deák, J. Á., Fekete, G., Harmos, K., Horváth, A., Isépy, I., Juhász, M., Kállayné Szerényi, J., Király, G., Magos, G., Máté, A., Mesterházy, A., Molnár, A., Nagy, J., Óvári, M., Purger, D., Schmidt, D., Sramkó, G., Szénási, V., Szomorad, F., Szollát, Gy., Tóth, T., Vidra, T., Virók, V., 2008, *Vegetation-based landscape regions of Hungary*. Acta Botanica Hungarica 50: 47-58.

Molnár, Zs. és Vajda, Z., 2000, *Actual habitat mapping of the Duna-Tisza köze*. Kecskemét-Vácrátót. Report for the Ministry of Environment, Budapest.

Mourato, S.; Csutora M.; Marjainé Szerényi Zs.; Kerekes S.; Pearce, D.; Kovács E., 1999, *A Balaton vízminőség-javítása értékének becslése a feltételes értékelés módszerével*. Gazdaság, Vállalkozás, Vezetés. Műhelytanulmányok. 1999/1. pp. 147-170.

Nemzeti Környezetvédelmi Program (2009–2014), 2009, tervezet. KvVM/KJKF/377/2009.

New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS), 2006, *Assessment of Biodiversity Losses*, Deliverable D.4.2. RS 1b/WP4. EC, Sixth Framework Programme.

Nijkamp P.; Vindigni G. and Nunes, P. A. L. D., 2008, *Economic valuation of biodiversity: A comparative study*. Ecological Economics 67 (2008) 27-231.

Norton, B. G., 1987, *Why Preserve Natural Variety*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

O'Neill, J. and Spash, C. L., 2000, *Conceptions of Value in Environmental Decision-Making*. Appendix: Policy Research Brief. Environmental Values 9 (2000): 521-536.

Nunes, P. A. L. D.; van den Bergh J. C. J. M. and Nijkamp, P., 2003, *The ecological economics of biodiversity: Methods and policy applications*. Edward Elgar, Cheltenham, U.K. pp. 165.

Organisation for Economic Co-operation and Development, 1999, *A biológiai sokféleség ösztönzése és közgazdasági értékelése. Útmutató döntéshozók számára*. Paris: OECD. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, 2003, pp. 196.

Organisation for Economic Co-operation and Development, 2001a, *Multifunctionality: Toward an Analytical Framework*. Paris: OECD. pp. 157.

Organisation for Economic Co-operation and Development, 2001b, *Environmental Indicators for Agriculture. Methods and Results*. Volume 3, OECD. OECD Publishing, pp.400.

Páldy A., Farkas I., Király Ottóné, Puskás N., Márton M., 1988a, *A mezőgazdasági lakosság egészségi állapotának főbb jellemzői Szabolcs-Szatmár megye különböző peszticid felhasználású négy községében*. Egészségtudomány 32, 341-352

Páldy A., Puskás N. and Farkas I., 1988b, *Pesticide use relative to cancer incidence as studied in a rural district of Hungary*. The Science of Total Environment, 73, p.229.244.

Pataki Gy. és Takács-Sánta A. (szerk.), 2005, *Természet és gazdaság*. Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény. Typotex Kiadó, pp. 557.

Pearce, D., 2001, *Valuing biological diversity: issues and overview*. In OECD, 2001, *Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies*. OECD, Paris. pp.181.

Pearce, D. W., 2007, *Do we really care about biodiversity?* In Kontoleon A., Pascual U., Swanson T., (Eds.), 2007, *Biodiversity Economics. Principles, Methods and Applications*. Cambridge University Press, pp.664. 22-54.

Pearce, D., W., Markandya, A. and Barbier, E., B., 1989, *Blueprint for a Green Economy*. Earthscan Publication Ltd, London. pp.192.

Pearce, D. W. and Turner, R. K., 1990, *Economics of Natural Resources and the Environment*. Pearson Education Limited, pp. 378.

Pearce, D. and Moran, D., 1994, *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London, UK.

Pearce, D. W. and Tinch, R., 1998, *The True Price of Pesticides*. In Vorley WT and Keeney D (eds) *Bugs in the System: Redesigning the pesticide industry for sustainable agriculture*, London: Earthscan

Pigou, A. C., 1932, *The Economics of Welfare*. London: Macmillan and Co.

Pimentel, D., Acquay, H.; Biltonen, M.; Rice, P.; Silva, M.; Nelson, J.; Lipner, V.; Giordano, S.; Horowitz, A. and D'Amore, M., 1992. *Environmental and economic costs of pesticide use*. BioScience, Volume 42 (No. 10, November), pages 750- 760.

Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kunz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995, *Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits*. Science 267, 1117-1123.

Platina (Platform for the implementation of NAIADES), 2009, *Integrative study on hydromorphological alterations on the Danube*. European Union (DG-TREN) FP7 RTD project. pp. 266.

Popp J., 2003, *KAP-reform és a többfunkciós mezőgazdaság*. Gazdálkodás, XLVII. Évfolyam 4. sz., p.48-69.

Pretty, J.N.; Brett, C.; Gee, D.; Hine, R.E.; Mason, C.F.; Morison, J.I.L.; Raven, H.; Rayment, M.D.; van der Bijl, G., 2000, *An assessment of the total external costs of UK agriculture*. Agricultural Systems 65 (2000) 113-136.

Pretty, J.N.; Brett, C.; Gee, D.; Hine, R.E.; Mason, C.F.; Morison, J.I.L.; Rayment, M.D.; van der Bijl, G.; Dobbs, T, 2001, *Policy and Practice. Policy Challenges and Priorities for Internalizing the Externalities of Modern Agriculture*. Journal of Environmental Planning and Management, 44(2), 263–283.

Princen, T., 1997, *Az üzleti tevékenység homályba burkolása és elnyújtása – Amikor a költségek internalizálása nem elegendő*. In Pataki Gy. és Takács-Sánta A. (szerk.), 2005, *Természet és gazdaság. Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény*. Typotex Kiadó, p. 457-491.

Pruckner, G. J., 1995, *Agricultural Landscape Cultivation in Austria: An Application of the CVM*. European Review of Agricultural Economics, vol. 22, issue 2, pages 173-90.

Randall, A., 2002, *Valuing the outputs of multifunctional agriculture*. European Review of Agricultural Economics, Vol. 29 (3) (2002) pp. 289-307.

Ribaudo, M. O., Horan, R. D. and Smith, M. E., 1999, *Economics of Water Quality Protection from Nonpoint Sources: Theory and Practice*. Agricultural Economic Report 782. Economic Research Service, US Department of Agriculture, Washington, DC.

Robinson, R. A. and Sutherland, W. J., 2002, *Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain*. Journal of Applied Ecology, 39, 157-176.

Rolfe, J.; Bennett, J. and Louviere, J., 2000, *Choice modelling and its potential application to tropical rainforest preservation*. Ecological Economics Volume 35, Issue 2, November 2000, p.289-302.

Romstad, E., Vatn, A., Rorstad, P. K. and Soyland, V., 2000, *Multifunctional agriculture: Implications for policy Design*. Report 21. Aas: Agricultural University Norway, Department of Economics Sciences.

Ryszkowski, L. and Karg, J., 2007, *The influence of agricultural landscape diversity on biological diversity*. In Mander, Ülo; Wiggering, Hubert; Helming, Katharina (Eds.), 2007, *Multifunctional Land Use: Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services*. Springer, p. 125-141.

Sagoff, M., 1998, *Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: a look beyond contingent pricing*. Ecological Economics 24 (2–3), 213–230.

Samu, F.; Horváth, A.; Szita, É.; Bernáth, B.; Botos, E.; Fetykó, K., 2008, *The effect of source habitats on arable spider communities: is proximity the most important?* Working

Group "Landscape management for functional biodiversity", Preceedings of the meeting at Bordeaux (France), 14 - 17 May, 2008. IOBC/wprs Bulletin, Vol. 34, 2008, p.89-92.

Sandhu, S.; Wratten, S. D.; Cullen, R. and Case, B., 2008, *The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach*. Ecological Economics 64 (2008) 835-848.

Schläpfer, F., 2008, *Contingent valuation: A new perspective*. Ecological Economics 64 (2008) 729-740.

Schultz, P.W. and Zelezny, L., 1999, *Values as predictors of environmental attitudes: evidence for consistency across 14 countries*. Journal of Environmental Psychology, Vol. 19, pp.255-265.

Sen, A., 1982, *Rational Fools: A Critique of the Behavioural Foundations of Economic Theory*. In Amartya Sen, 1982, Choice, Welfare and Measurement. Harvard University Press, 84-106. pp. 457.

Shortle, J. S. and Abler, D. G., 1999, *Agriculture and the environment*. In J. van den Bergh (ed.) Handbook of Environmental and Resource Economics. Edward Elgar, Cheltenham. p. 159-176.

Sisák, I., 2008, *A mezőgazdasági eredetű diffúz szennyezés csökkentését célzó intézkedések megalapozása*. A Víz Keretirányelv végrehajtásának elősegítése, II. fázis. 3. Előrehaladási Jelentés. 13. Melléklet. pp.18. <http://www2.vizeink.hu/files/313mell.pdf>

Spash, C. L., 2000, *Ecosystems, Contingent Valuation and Ethics: The Case of Wetlands Recreation*. Ecological Economics 34 (2): 195-215.

Spash, C. L., 2006, *Non-Economic Motivation for Contingent Values: Rights and Attitudinal Beliefs in the Willingness To Pay for Environmental Improvements*. Land Economics, November 2006, 82 (4): 602-622.

Spash, C. L., 2007, *Deliberative monetary valuation (DMV): Issues in combining economic and political processes to value environmental change*. Ecological Economics 63 (2007) 690-699.

Spash, C. L., 2008, *Deliberative Monetary Valuation and the Evidence for a New Value Theory*. Land Economics, August 2008, 84 (3): 469-488.

Spash, C. L. and Hanley, N., 1995, *Preferences, Information and Biodiversity Preservation*, Ecological Economics 12 (1995) 191-208.

Spash, C. L., Stagl, S. and Getzner, M., 2005, *Exploring alternatives for environmental valuation*. In Getzner, M., Spash, C. L., Stagl, S. (Eds.), 2005, *Alternatives for Environmental Valuation*. Routledge, London. p.1-20.

Spash, C. L.; Urama, K.; Burton, R.; Kenyon, W.; Shannon, P.; Hill, G.; 2006, *Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in a water ecosystem: Economics, ethics and social psychology*. Ecological Economics (2006), doi:10.1016/j.ecolecon.2006.09.013.

- Stefanovits P., 1977, *Talajvédelem, környezetvédelem*. Mezőgazdasági Kiadó, Bp., pp. 244.
- Steiner, R.; McLaughlin, L.; Faeth, P.; Janke, R., 1995, *Incorporating externality costs in productivity measures: a case study using US agriculture*. In Barbett, V., Payne, R., Steiner, R. (Eds.), *Agricultural Sustainability: Environmental and Statistical Considerations*. John Wiley, New York, pp. 209-230.
- Stern Review, 2006, *The Economics of Climate Change*. UK HM Treasury. http://www.hm-treasury.gov.uk/sternreview_index.htm Letöltve: 2008. nov.
- Stevens, T. H.; Echeverria, J.; Glass, R.; Hager T. and More T., 1991, *Measuring the Existence Value of Wildlife: What Do CVM Estimates Really Show?* *Land Economics* 64(4), p.390-400.
- Sturrock, J. W., 1981, *Shelter boosts crop yield by 35 percent: also prevents lodging*. *New Zealand Journal of Agriculture* 143, 18-19.
- Svedsater, H., 2003, *Economic Valuation of the Environment: How Citizens Make Sense of Contingent Valuation Questions*. *Land Economics* 79 (Feb.): 122-35.
- Swinton, S. M., Frank, L., Robertson, P. G., Hamilton, S. K., 2007, *Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits*. *Ecological Economics* 64 (2007) 245–252.
- Szabó G., 2003, *Az agrár-környezetvédelem egyes közgazdasági aspektusai*. *Gazdálkodás*, XLVII. Évfolyam 4. sz., p.37-47.
- Szabó Z., 2008a, *A városi természet értékelése Terézvárosban*. Lélegzet Alapítvány. pp. 36. http://www.levego.hu/letoltes/kiadvanyok/varosi_termeszet_ertekelese.pdf
- Szabó Z., 2008b, *Valuation of Biodiversity: Deliberative Monetary Valuation combined with qualitative assessments in the field of agriculture*. In *Sustainability and Corporate Responsibility Accounting – measuring and managing business benefits*. EMAN-EU 2008 Conference Proceedings, Budapest, 2008. Corvinus University Budapest, Aula. pp.167. p.101-106.
- Szabó Z., 2009, *Increasing the validity of valuing biodiversity: Reducing protest responses by Deliberative Monetary Valuation*. Proceedings of the [8th International Conference of the European Society for Ecological Economics](http://www.levego.hu/letoltes/kiadvanyok/varosi_termeszet_ertekelese.pdf), 29.06-02.07.2009, Ljubljana, Slovenia.
- Szabó, Z. and Pál, J, 2007, *Agriculture Case Study in Hungary: Crops*. In *Methods and data on environmental and health externalities: harmonising and sharing of operational estimates*. Final Technical Report: Case Studies. MethodEx, FP6 Programme, European Commission, pp.299. p. 469-528. http://www.methodex.org/methodex_deliverable_12b.pdf
- TEEB report, 2008, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. An interim report. European Communities, pp. 68.
- Tegtmeier, E. M. and Duffy, M. D., 2004, *External costs of agricultural production in the United States*. *Journal of Agricultural Sustainability*, Vol. 2., No. 1., p.1-20.

Tóth Z. és Báldi A., 2006, *Az organikus gazdálkodás hatása a biodiverzitásra*. Természetvédelmi Közlemények 12, p.17–33.

Travisi, C. M. and Nijkamp, P., 2008, *Valuing environmental and health risk in agriculture: A choice experiment approach to pesticides in Italy*. Ecological Economics, Volume 67, Issue 4, 1 November 2008, p.598-607.

Turner, R. K.; Pearce, D. and Bateman, I., 1993, *Environmental Economics: An Elementary Introduction*. The John Hopkins University Press, pp.328.

Új Magyarország Vidékfejlesztési Program (2007-2013). Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, 2007.

Új Magyarország Vidékfejlesztési Stratégiai Terv (2007-2013). Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, 2007.

Urama, K.C., 2003, Economic Analysis of the Environmental Impacts of Surface Irrigation Technology in Developing Countries: The Case of Nigeria. Department of Land Economy. University of Cambridge, Cambridge, p. 359.

Urama, K. C. and Hodge, I., 2006. *Participatory Environmental Education and Willingness to Pay for River Basin Management: Empirical Evidence from Nigeria*. Land Economics 82 (Nov.): 542-61.

United States Environmental Protection Agency, *What is a Pesticide?* <http://www.epa.gov/pesticides/about/> letöltve: 2008. márc. 03.

VAHAVA project, 2006, A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. KvVM – MTA.

Várallyay Gy., 1997, *A talaj és funkciói*. Magyar Tudomány, 42, 1414-1430.

Várallyay Gy., 2001, *A talaj vízgazdálkodása és a környezet*. Magyar Tudomány 2001/7, Kutatás és környezet. <http://www.matud.iif.hu/01jul/varally.html> Letöltve: 2007. dec.

Vatn, A. and Bromley D. W., 1994, *Választások árak és védőbeszéd nélkül*. In Pataki György és Takács-Sánta András (szerk.), 2005, *Természet és gazdaság*. Typotex kiadó. pp. 557.

Vatn, A. and Bromley D. W., 1997, *Externalities – A Market Model Failure*. Environmental and Resource Economics 9: 135–151.

Verhoef, E. T., 1999, *Externalities*. In J.C.J.M. van den Bergh [ed.]: Handbook of Environmental and Resource Economics. Cheltenham: Edward Elgar. Chapter 13, pp. 197-214.

Vicsek L., 2006, *Fókuszcsoport. Elméleti megfontolások és gyakorlati alkalmazás*, Osiris Kiadó, Budapest. pp.401.

von Blottnitz, H.; Rabl, A. Boiadjev, D.; Taylor, T. and Arnold S., 2004, *Damage Costs of Nitrogen Fertiliser and Their Internalization*. SusTools, Tools for Sustainability:

Development and Application of an Integrated Framework. Final Report on Work Package 4. pp. 28.

von Blottnitz, H.; Rabl, A.; Boiadjev, D.; Arnold, S. and Taylor, T.; 2006, *Damage Costs of Nitrogen Fertilizer in Europe and Their Internalization*. Journal of Environmental Planning and Management, 49 (3), pp. 413-433.

Wang, X.; Bennett, J.; Xie, C.; Zhang, Z.; Liang, D., 2007, *Estimating non-market environmental benefits of the Conversion of Cropland to Forest and Grassland Program: A choice modeling approach*. Ecological Economics 63 (2007) 114-125.

Warren, J., 1995, *Set-aside your weedy prejudices*. New Scientist, 148 (2002), 48.

Warren, J.; Lawson, C. and Belcher, K., 2008, *The Agri-Environment*. Cambridge University Press. pp. 224.

Wilson, M.A. and Howarth, R.B., 2002, *Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation*. Ecological Economics 41 (3), 2002, 431–443., p. 437.

Zhang, W.; Ricketts, T. H.; Kremen, C.; Carney, K. and Swinton, S. M., 2007, *Ecosystem services and dis-services to agriculture*. Ecological Economics, 2007, vol. 64, issue 2, pages 253-260.

Zsolnai L., 2001, *Ökológia, gazdaság, etika*. Helikon kiadó, pp.168.