

Geoökológiai alapú tájtervezés elméleti és gyakorlati kérdései

Dr. Csorba , Péter,, DE Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék

<csorba.peter@science.unideb.hu>

Dr. Horváth, Gergely,, ELTE Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék

<horvger@caesar.elte.hu>

Dr. Lóczy , Dénes,, PTE Környezetföldrajzi és Tájvédelmi Tanszék

<loczyd@gamma.ttk.pte.hu>

Dr. Mezősi, Gábor,, SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

<mezosi@geo.u-szeged.hu>

Dr. Mucsi, László,, SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

<mucsi@geo.u-szeged.hu>

Dr. Szabó, Mária,, ELTE Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék

<szmarcsi@ludens.elte.hu>

Geoökológiai alapú tájtervezés elméleti és gyakorlati kérdései

írta Dr. Csorba , Péter,, Dr. Horváth, Gergely,, Dr. Lóczy , Dénes,, Dr. Mezősi, Gábor,, Dr. Mucsi, László,, és Dr. Szabó, Mária,

Publication date Utolsó módosítás: 2013. május 23.

Szerzői jog © 2013

TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1 MSc Tananyagfejlesztés

Interdiszciplináris és komplex megközelítésű digitális tananyagfejlesztés a természettudományi képzési terület mesterszakjaihoz

Tartalom

Előszó	vii
1. A földrajzi tájak elemzése, tervezése, kezelése	1
2. A táj fogalma és értelmezései (Mezősi G.)	2
3. Tájelemzés, tájértékelés (Mezősi G.)	3
1. Ökológiai szempontú tájelemzés	3
2. A tájértékelés típusai	10
4. A tájtervezés földrajzi alapjai (Csorba P.)	21
1. A tájtervezés fogalma és célja	21
2. A tájtervezés helye a rokon szakterületek között	23
3. A tájtervezés szükségessége, avagy válságban vannak-e az európai tájak?	25
4. Példák a megőrzendő nemzeti tájakról	28
5. A fenntartható tájak tervezésének előfeltételei	30
6. A funkcionális folt-folyosó-mátrix rendszer kutatásának legfontosabb eredményei	31
7. A csökkenő emberi hatás alatt álló tájak arányának növekedése	34
8. A beépítettség növekedése, a fragmentáció és a metapopuláció kérdése	35
9. A tájmetria és a tájtervezés	37
10. A tájtervezési elméletek	38
11. A hazai tájtervezés hierarchikus szintjei	40
5. A mezőgazdasági hasznosítású tájak értékelésének követelményei (Lóczy D.)	54
1. A természetföldrajzi alapú földértékelés feladatai és eredményeinek felhasználása	54
2. Mezőgazdasági célú földértékelés	55
2.1. Paraméterrendszerű megközelítések	56
2.1.1. A termőképesség minősítése az ökológiai (termőhelyi) alkalmasság alapján	57
2.2. Földértékelés síkvidéken	58
2.3. Esettanulmány: földértékelés Beremend környékén	59
6. A termőképesség értékelési módszerei Magyarországon (Lóczy D.)	69
1. A termőképesség értékelésének alapfogalmai és irányzatai	69
2. Földértékelés vagy földminősítés?	70
3. A földértékelés módszertani nehézségei	71
4. A földminősítés kezdetei Magyarországon	71
4.1. Országos termőképesség-felmérés az 1960-as években	73
4.2. Mezőgazdasági termőhelyértékelés („új földértékelés”) az 1970-80-as években ...	76
4.3. Közvetlen termőhelyértékelés megyei szinten	78
5. Magyarország agroökológiai potenciálja	78
6. A természetföldrajzi tájértékelés	79
7. Értékelés a tájrendezésben	83
7. A természetvédelmi rekreációs célú tájtervezés (Csorba P. – Horváth G.)	90
1. Természetvédelmi és rekreációs területek tervezésének geográfiai alapjai	90
2. A természetvédelmi területek tervezésének földrajzi vetületei	95
3. Természeti, táji értékek minősítése	99
4. Kísérletek természeti, táji értékek minősítésére	101
5. Természeti és rekreációs célú tájtervezés egyes szempontjai egy mintaterületen	105
8. Ökológiai várostervezés néhány vonása (Mezősi G. – Mucsi L.)	111
9. Az erdők szerepe az ökológiai szemléletű tájtervezésben. Esettanulmány a Szigetköz példáján (Szabó M.)	121
1. Az erdők szerepe a tájban	121
2. Az erdők természetességének és eredetiségének kérdései	122
3. Az erdők használata és rendeltetése	127
4. A biológiai sokféleség szerepe	128
5. Magyarország természetközeli erdőségei	129
6. Esettanulmány: tájváltozások a Szigetközben	131
6.1. Az erdőgazdálkodás hatása	131
6.2. A tájszerkezet változásai a Lipót-Ásványi ágrendszerben	133

Az ábrák listája

3.1. A területhasznosítási térkép a CLC50 adatbázis alapján	7
3.2. Gyepterületek nagyságának változása településenként 1895-2000 között	7
3.3. Komplex tájterhelhetőségi mutató (Kollányi 2004 alapján)	8
3.4. Az érzékeny természeti terület intenzitástérképe a kistajak fedvényével (Kollányi 2004 szerint)	8
3.5. Agrárgazdaság hatása a táj minőségére	13
3.6. Ökológiai hatásmátrix (Miklós 1985 in: Bastian – Schreiber 1999)	14
3.7. A kompenzációs faktor modell (Riedel 2002)	14
3.8. Területhasználati interferencia (Bastian – Schreiber 1999 alapján)	16
3.9. A Toka vízgyűjtő integrált kockázati modellje (Gruiz et al. 2005)	17
4.1. A tájtervezés és más tájkezelési szakterület kapcsolata	23
4.2. Európában szinte mindenütt megnöttek a mezőgazdasági parcellaméretetek, csökkent a táji változatosság (Ausztria, Zillertal)	25
4.3. Tájképi jelleget meghatározó szénaboglyák Biharrósa (Roşia/Románia) határában	27
4.4. Alcoutim portugál-spanyol határváros a Guadiana partján.	27
4.5. Hagyományos településkép és földhasználat Ny-Norvégiában (Havrá, Bergen közelében)	28
4.6. Szántóföld a mátrix, erdő a tájökölógiai folt és a domb aljában a patakmenti cserjés-fás tájökölógiai folyosó (Szilágyság, Románia)	31
4.7. Két erdőfoltot összekötő folyamatos és megszakadó ökológiai folyosó szántóföldek között (Karád, Külső-Somogy)	32
4.8. A művelés felhagyása miatt csökkenő mozaikosság felé haladó tájszerkezet Füzér határában. Az izolálódó gyepterületek élővilágának még van lehetősége különböző élességű folt-grádiensek felé mozdulni (ld. a fénykép felső harmadában), a jelenlegi benövényesedési tendencia viszont a fás-bokros élőhely lakóinak kedvez.	34
4.9. Növekvő völgytalpi beépítés az Alpokban (Zillertal)	36
4.10. Utak és vasutak által fragmentált táj Amszterdam közelében (Hollandia)	36
4.11. Természeti és táji értékekben gazdag területek	41
4.12. Az OTK célrendszere	42
4.13. OTT Országos jelentőségű tájvédelmi terület övezete	48
4.14. Tervezett területfelhasználás Esztergom városban	50
5.1. A földértékelés sémája a FAO irányelvei alapján (Lóczy D.)	57
5.2. Baranya megye átnézetes növénytermesztésre való alkalmassági térképe	59
5.3. A Beremenden működő gazdasági társaság (a termelőszövetkezet utódszervezete) vetésterületének növényenkénti megoszlása (1998)	59
5.4. A talajviszonyok FAO rendszerű alkalmassági táblázatának részlete (értékelés általános szántóföldi növénytermesztési szempontból – Sys, C. 1985 nyomán)	60
5.5. A domborzati viszonyok minősítése	61
5.6. Az éghajlati paraméterek minősítése	62
5.7. A talajtípusnak és a talaj fizikai féleségének értékelése	63
5.8. A humuszállapot értékelése (együtt valamennyi növényre)	63
5.9. A talajképző közet és a termőréteg-vastagság értékelése	63
5.10. A talajvízviszonyok értékelése (a talajvíztükör mélysége, m)	64
5.11. A talaj kémhatásának és mészállapotának értékelése	64
5.12. Beremend környékének növénytermesztésre való alkalmassága (Lóczy D. 2004)	65
6.1. A búzatermesztés termőhelyi kategóriái a Dunántúlon (Géczy G. 1968 nyomán)	73
6.2. Géczy-féle talajértékelő térkép részlete (Bicske környéke, Fejér megye) néhány jellemző talajszelvényrel és növénycsoportokkal történő minősítéssel (Géczy G. 1968 nyomán, egyszerűsítve) 74	
6.3. Nagy méretarányú földminősítési térkép részlete (Dömsödi J. 2011 nyomán). 1 = a talajszelvény helye, sorszáma és kódszáma; 2 = talajtípus, altípus, változat; 3 = talajképző közet; 4 = fizikai talajféleség	76
6.4. A genetikai talajtípusok osztályozása búzatermesztés szempontjából	79
6.5. Az éghajlattípusok relatív értékelő táblázata (szerkesztette: Lóczy D., egyszerűsítve).	81
6.6. Az éghajlati potenciál mezőgazdasági szempontú minősítése Veszprém megye egykori ajkai és pápai járása területén	81
6.7. A domborzati elemeknek a SOTER adatbázisban tárolt morfometriai paraméterei	83
6.8. A D-e-meter földminősítő rendszer sémája szántóföldi növénytermesztésre (Tóth G. et al. 2009)	86

6.9. A gyakorlati földminősítés fő tényezőcsoportjai (Dömsödi J. 2011 nyomán)	87
7.1. Az Európai Unió Habitat Directive (92/43/EEC) azaz az Élőhelyvédelmi Irányelvnek megfelelő természet-megőrzési területek	90
7.2. Kultúrtájak Magyarországon - Nemzeti Fejlesztés 2020, OFTK koncepció (Nemzetgazdasági Minisztérium, Nemzetgazdasági Tervezési Hivatal, 2012)	93
7.3. A természetvédelmi és a rekreációs térségek fejlesztése számára fenntartott térségek – funkcionális térségek – elhelyezkedése.	95
7.4. Tátorján tanösvény (Balatonkenese)	98
8.1. A városnagyság és az életminőség kapcsolata (Wentz 1976 után)	112
8.2. A település természeti környezetre gyakorolt hatásának néhány eleme (Sukopp – Wittig 1993 után) 114	
8.3. Nyílt villamospálya befűvesítése Hágában	117
8.4. A térbeli funkciók és érzékenységek Szeged egy részének példáján (Miller – DeRoo 1998 után)	118
9.1. A természetes fafajú erdők természetessége erdészeti tájanként	122
9.2. Magyarország erdőségei és az erdőrezervátumok	124
9.3. Két hazai erdőrezervátum	124
9.4. Az erdő természetességi kritériumként figyelembe vett elemei (forrás: Bartha D. – Gálhidy, L. 2007) 125	
9.5. Erdőtársulás-csoportok területe Magyarországon	126
9.6. Az idegenhonos fafajú erdők természetessége erdészeti nagytájanként	127
9.7. Erdőterületek megoszlása elsődleges rendeltetés szerint	127
9.8. Erdőtípusok területi részesedése Magyarországon	131
9.9. Az Öntési-tó nyílt vize, nádas és puhafaliget erdő komplexe	133
9.10. Első katonai felmérés térképlapja	134
9.11. Második katonai felmérés térképlapja	134
9.12. Harmadik felmérés (reambulált) lapja	135
9.13. 1:10000 Gauss-Krüger topográfiai térkép	135
9.14. 1:50 000 tájtérkép kivágata	135
9.15. Folyóhálózat – I. felmérés	136
9.16. Folyóhálózat – II. felmérés	137
9.17. Folyóhálózat – III. felmérés	138
9.18. Folyóhálózat – a topográfiai térkép alapján	139
9.19. I. katonai felmérés – élőhelytérkép	140
9.20. II. katonai felmérés – élőhelytérkép	140
9.21. III. katonai felmérés – élőhelytérkép	141
9.22. Topográfiai térkép – élőhelytérkép	141
9.23. Jelmagyarázat 9.15-22.	142
9.24. Az élőhelyek területi megoszlása	142

A táblázatok listája

5.1. A növénytermesztésre való ökológiai alkalmasság meghatározásához feltétlenül szükséges környezeti paraméterek (Lóczy D. 1989)	57
--	----

Előszó

A jelen digitális tananyag a TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1-2011-0025 számú, "Interdiszciplináris és komplex megközelítésű digitális tananyagfejlesztés a természettudományi képzési terület mesterszakjaihoz" című projekt részeként készült el.

A projekt általános célja a XXI. század igényeinek megfelelő természettudományos felsőoktatás alapjainak a megteremtése. A projekt konkrét célja a természettudományi mesterképzés kompetenciaalapú és módszertani megújítása, mely folyamatosan képes kezelni a társadalmi-gazdasági változásokat, a legújabb tudományos eredményeket, és az info-kommunikációs technológia (IKT) eszköztárát használja.



1. fejezet - A földrajzi tájak elemzése, tervezése, kezelése

A földrajzi tájak környeztünk olyan egységei, amelyekről a mindennapokban jó és rossz értelemben is beszélünk. Egyfelől joggal hangsúlyozódik a tájak természeti, környezeti értéke, a regionális tervezések meghatározónak mondható szintje, védelmi, értékeinek megőrzési fontossága. Másfelől joggal beszélnek az egyedi tájértékek pusztulásáról, a tájak „eltűnéséről”, pontosabban azok karaktere, jellege tűnik el, homogenizálódnak, funkcióik egyveretűbbek lesznek és gyakran elvész azok fontos történeti jellege, a területtel kapcsolatos társadalmi hatásegyüttése.

A következőkben ennek a problémakörnek néhány gyakorlati kérdését foglalja össze a kötet. Szól a tájak adatait előállító elemzésekről, részletesebben arról a módszer együttesről, amellyel ezen adatok a tervezés, minősítés, védelem szempontjából feldolgozhatóak. Ezek a módszerek megalapozzák a tájtervezés legfontosabb alapvonásainak összefoglalását. Itt elsősorban a tájak tervezésének szaktudományi alapjai olvashatóak és nem a tervezés technikai kérdéseiről van szó. Egy, a tájak tervezését érintő projekthez, akár a különböző szintű regionális tervezéshez megfelelő szakai összefoglalót szolgálhatnak ezek a módszerek és eredmények.

A továbbiakban a tájak legfontosabb védelmi és kezelési kérdéseit tekinti át az összeállítás. Részletesen beszél a mezőgazdasági területek tájainak tervezésével kapcsolatos feladatokról, azok környezeti, természeti, ökonómiai vizsgálati módszereiről, a fontosabb elérhető célokról, ill. azokról a szempontokról, amelyek egy mikro-mezo régió hasznosítási/fejlesztési tervével kapcsolatban megválaszolásra várhatnak. Külön fejezet tárgyalja az erdők természetvédelmi kezelésével kapcsolatos legfontosabb szabályokat, a rekreációs területek és a természeti területek esetleges használati konfliktusait is elkerülhetővé tevő környezetvédelmi tervezeteket. Egy igen sajátos területegység, a települések ökológiai tervezése sem az egyes ökológiai paraméterek (léghő, vegetáció) elkülönített elemzésére összpontosít, hanem arról, hogy ezek az információk miként integrálhatók egy település rendezési tervébe.

2. fejezet - A táj fogalma és értelmezései (Mezősi G.)

A tájat a saját nézőpontjából nagyon sok, a fogalmat alkalmazó tudományág használja, de használják a hétköznapiakban is, emiatt nem véletlen, hogy kusza fogalmi rendszer alakult ki körülötte. Így pl. a táj- és kertépítések szerint a táj a *természeti alapokon* a társadalmi tevékenységek hatására jön létre, folyamatosan változik, alapvető keretében azonban állandónak kezelhető együttes (Csima 2009). Mások a tájat alapvetően *esztétikailag homogén kategóriaként* kezelik (EU Tájjegyzmény 2005), míg vannak, akik azt elsősorban *funkcionális egységnek* tekintik (pl. a mező- és erdőgazdaság, regionális elemzés, tervezés területén). A sor sok más természet- és társadalomtudományi (pl. néprajzi) megközelítéssel folytatható, és emiatt a táj tartalmi értelmezésével kapcsolatos viták nehezen zárhatók le. A táj földrajzi megközelítése leginkább természeti földrajzi tartalmú („természettörténeti” kategória – Marosi 1981), amely értelmezés szerint egy felszíndarab az ott ható folyamatok szerkezete és a működése alapján alkot egyedi, komplex egységet (Pécsi – Somogyi – Jakucs 1971, Mezősi 2003).

Így a földrajzban ma úgy tekintjük a tájakat, hogy azok kereteit a természeti tényezők határozzák meg. Pontosabban a (természeti) tájalkotó tényezők – kiegészülve a társadalmi tevékenység jellemző egységeivel – együttesen, a mesterséges elemekkel kölcsönhatásban alkotnak jellegzetes értékekkel rendelkező lehatárolható egységeket. Ebben a megközelítésben a természeti tényezők elsődlegessége és a többi tájalkotó tényező e kapcsolatrendszer módosító szerepe fejeződik ki, és érthető, hogy emiatt a természeti tényezők alapján olykor nehezen lehatárolható néprajzi, történelmi kategóriák használatától gyakran eltekintettek. Ezért a mindennapi élethez is kapcsolódó („megélhető”) földrajzi tájak fogalma csak ritkán (pl. az Őrség, Hetés, vagy Vendvidék esetén) alakult ki (a Sopron–Vasi-síkság, vagy az Alsó-Zagyva-völgy középtájához már nem kötődnek ezen tájakban is megtalálható helyi sajátosságok).

A tájban szereplő természeti és társadalmi tényezők szerepének, súlyának az értelmezése, főként az antropogén hatások tájformáló szerepének megítélése alapján különböző irányzatok alakultak ki. A *természeti tájakat* a (természeti) tényezők integrált egységeként értelmezzük (emiatt nincs „talajtáj”, mert azt csak egy tényező alkotná), ezek a jelentős antropogén hatás miatt napjainkban lényegében már nem léteznek. Elemzésük a hasonló jellegű paraméteralkotók miatt tipikusan természettudományi módszerekkel is végbemehet(ne). Ebben a körben az egyveretűbb eljárásokkal jól meghatározható alá- és fölérendeltséget lehet kialakítani. Ez rávilágít a tájban különösen problémás méretarányral kapcsolatos kérdésekre, ugyanis a táji georendszerekben lezajló folyamatok méretarány függőek lehetnek. (Ezzel kapcsolatosan a táji mintázatokban megfigyelhető különbségeket a következő fejezet villantja fel.) Ugyanakkor lehet a tájakat főként az antropogén tevékenység által kialakítottaknak tekinteni, ez az alapja a *kultúrtáj* fogalmának, amely jellemzően a társadalmi hatásra létrejött tájakat jelöli, ill. folyamatait főként antropogén szabályozottságúak (emiatt érthető, hogy az emberi hatás bonyolult táji mértékéről külön elemzési irányok alakultak ki).

Ha tájtervezési, -fejlesztési, -rendezési, -védelmi feladatot kell megoldani, akkor – a megadandó hibahatárok mellett – a tájak pontos lehatárolása alapvetően szükséges feladat. Hasonló a pontos területi lehatárolás igénye a környezet biztonságos működésének biztosításakor is (Csorba P. 2008), eltérő megközelítésekkel született egységek ugyanis nehezen szolgálhatnak ezen feladatok alapjául; sőt, sok olyan „táj” is megjelent, amelyeknek a léte is kétséges (pl. Alvidék, Drávaszél, vagy a Kemeneshát Cser néven megjelölt része). A területi tervezés és a területfejlesztés keretében történő alkalmazásra jó példa, hogy a geográfia egyik legsikeresebb terméke a Marosi S.–Somogyi S. által szerkesztett, 1990-ben kiadott (és 2010-ben felújított) ún. „kistájgazdaság”.

A rendszer sajátosságairól, szerkezetéről pl., a metrikákról a 4. fejezet szól.

3. fejezet - Tájelemzés, tájértékelés (Mezősi G.)

A táj elemzése, értékelése, ill. a táj tervezése egy csokorba tartozó fogalmak, gyakran egymás helyettesítésére is használják. Ami biztos összeköti ezeket, az a táj tervezése.

Bár a (táj)tervezésnek is több definíciója ismert, célszerű olyan megközelítést használni, hogy a tervezés magába foglalja a

cél és probléma leírását

a táj elemzését (analízis) – ez „adatszolgáltatás”

a táj értékelését – ez a szűkebben tekintett „értékelés” is.

Maga a tervezés egyrészt a védelemre, menedzselésre, fejlesztésre vonatkozó céloknak a tervezési területre vonatkozó kifejtését kell, hogy tartalmazza (pl. a tervezési célok, a fejlesztési célok, ill. a táj általános fejlődésének kifejtése), másrészt az intézkedési koncepciókat kell számba vennie (pl. a szükséges területhasznosítási változtatások, védelmi, kezelési intézkedések stb.).

A tájértékelés és tájelemzés fogalmai tehát ebben a körben (is) logikusan elhelyezhetőek.

A tájelemzés (analízis) az érintett természet és környezet történelmi és jövőbeli helyzetét, a természeti, az antropogén sajátosságait, folyamatainak és változásainak leírását kell, hogy tartalmazza. Azaz olyan adatforrásokat kell összegyűjtenie, amelyek alkalmasak lehetnek általában nem összetett elemző vizsgálatokra is (pl. hatásértékelés, potenciálemelés, természeti/táji lajstrom készítése), azaz olyanokra, amelyek alapul szolgálhatnak értékelő vizsgálatoknak is.

A **tájértékelést** más közegbe foglalva elemzi a természetvédelem. Egy terület természetvédelmi értékelése a természetvédelmi kezelés körébe foglalható. Ez azon alapul, hogy minden védett területre kezelési tervet kell készíteni (1996. LIII. törvény), és a 9/2009 (VII.17.) KvVM rendelet a tartalmat is szabályozza. Az értékelés, ami kezeléshez szükséges alapinformációkat hordozhatja mint valamiféle megfelelést, vagy a menedzselte táji objektumok összehasonlító értékelését, esetleg konfliktusértékelést tartalmaz (ez utóbbi fejezi ki igazán a munkamenet lényegét). Gyakori értékelési eljárás (az adott objektum/táj) különböző szempontú értékebecslése, a táj kvantifikált diagnózisa. Ezen eljárásokon és a konfliktuselemzéseken kívül részletesen kidolgozott a táji funkciók hierarchikus rendje is. Ez érthető, hiszen végül is a tájértékelésének, tervezésének az egyik lényegi kérdése (hanem a legfontosabb) az egyes táji egységek funkciójának (vagy funkcióinak) meghatározása.

Akarmelyik megközelítést is választjuk, mind az elemzés, mind az értékelés eltérő irányok mentén valósulhat meg – a tervezés, menedzsment, védelem, működtetés szempontjából. Nagy vonalakban három ilyen fő megközelítés határozható meg. A táj analízise, vagy a táj értékelése (pl. a konfliktusok) ökológiai, ökonómiai és szociális-társadalmi szempontok szerint történhet. Minden vizsgálatnál nagyon hasznos ezeket megkülönböztetni, főként az értékelési irányt, hisz a céloktól függően nagyon eltérő eredményeket kaphatunk egy funkció vagy konfliktus értékelésénél. Egy tájnak, területnek pl. a területfejlesztési célú tervezésénél a célnak megfelelően többfajta funkció nyerhet prioritást, sőt ezek kombinálódhatnak is, vagy más-más konfliktus kerülhet előtérbe. A nehézség az, hogy ez a három szempont gyakran kombinálódik egy-egy elemzésnél, értékelésnél, és komoly feladat lehet eldönteni ezek kapcsolódási mértékét. Pl. mennyire tekintek egy fejlesztési célú területhasználati változtatást ökológiai, gazdasági vagy épp szociális szempontból fontosnak (Meyer 2003).

1. Ökológiai szempontú tájelemzés

A táj elemzése az alkotó tényezők (és azok adatainak) összegyűjtésén alapuló feladat. Ez természetesen egyfajta értékítélet megalkotását is jelenheti, ugyanis ennek az elemző folyamatnak két dimenziója is ismeretes: az egyik egy szakmai szint, ami a valóság képének (számszerű) megragadására hivatott. Ennek keretében gyűjtjük nagyon szerteágazó rendszer szerint a hatótényezők adatait. A másik szint viszonyítást jelent, ennek keretében azt lehet megállapítani, hogy az érték az alapértékhez (vagy valamilyen szabványhoz) viszonyítva milyen szintet ér el. Ez elsősorban nagyon pozitívista, pusztán adatgyűjtő és állapotmegállapító rendszert jelez. Az elemzés tartalma azonban elsősorban ilyen. Ezek az egyedi és komplex mutatók által előálló alapadatok azonban számos szaktudományi további vizsgálat alapjául is szolgálhatnak. (Pl. olyan kérdésekre, hogy milyen környezeti okok miatt ilyen az adott paraméter értéke; ha ez káros hatást mutat, miként tompítható; mi az oka ennek stb.) Jelen

összeállítás azonban nem az ilyen, utóbbi irányú szaktudományi válaszok módszereit és kérdéseit mutatja be elsősorban, hanem a táj tervezésénél használatos logikához kapcsolódik. Itt a rendszer által hordozott (elsősorban mért) értékeket, lehetőségeket (kívánatosan parametrizálva) és a tervezett szcenárió által képviselt értékeket hasonlítjuk össze.

A tájak, térségek állapotának bemutatására, a változások nyomon követésére különböző minőségi és mennyiségi mutatószámok, indikátorok alkalmazhatók. Jelenleg nincs egységes szabályozás arról, hogy milyen módszerekkel, mutatókkal kellene egységesen mérni a tájakat az EU-ban. Az OECD tartalmaz ugyan ajánlást, de ez főként a mezőgazdasági jellegű tájak mérésével foglalkozik.

A táj sok szempontú elemzését az eltérő céloknak megfelelően számos, eltérő tartalmú adat alapozhatja meg. A kérdés persze első olvasatra nem bonyolult, hisz akármilyen módon is, de a talaj, a víz (felszíni és talajvíz), a levegő, a klíma, a fajok, az életközösségek, a tájkép kapcsolatos biotikus és abiotikus tényezőit kell számba venni. Sőt újabban mindezt a tájmetriai súllyal, ahol a tájban megjelenő táji elemek, objektumok alakmérése is szerepet kap. Ennek az adatgyűjtésnek az a logikai háttere, hogy jelentős erőfeszítések történtek a táji adottságok, tájelemek mérhetőségének kidolgozására (Kollányi 2004). Azt azonban, hogy ezeket milyen mértékben és minőségben kell előállítani, az függ a tervezett vizsgálat menetétől (egyébként a nem szükséges tényezők kizárása a legnehezebb dolgok egyike, mert ehhez már annyira kell ismerni az adott rendszer működését, hogy meg lehessen határozni, hogy mi fontos és mi nem).

A legegyszerűbb felosztás szerint az elemzésre szokás egyedi és komplex paraméter együttest meghatározni. A következő összefoglalóban ezt felosztást követjük, először a tájalkotó tényezők szerinti egyedi, majd az összetett paraméterek tekintjük át. Az egyedi tényezők csoportjában az adatok elemzéséhez két eltérő lehetőség kínálkozik:

1. integrált módszer (szelektív térképezés, pl. potenciálisan védendő biotóp reprezentatív térképezése)
2. szigorúan elemző módszer, amelyben a paramétereket a rendszert elemekre bontva vizsgáljuk (pl. a víz Saprobia indexe). Az elemzés adataiból ekkor a különböző kritériumok alapján egyenként is tudunk a minőségre, állapotra vonatkozó következtetést levonni (Kaule 2002, Konkolyiné 2003).

Egyedi mutatók

A felszíni folyó és állóvizek, a felszínalatti vizek nagyszámú mérhető és mért morfológiai, hidrológiai adattal rendelkeznek. A **folyóvizek** morfológiai (pl. szélesség, mélység, folyóhossz, profil, szerkezet, rangszám, torkolat, parttípus) tulajdonságainak mérése nem csak magára a folyóra, hanem a vonatkozó vízgyűjtőre is kiterjed. Ezzel az adattal kapcsolatban az alábbi terhelési értékeket szokták számolni: a kapcsolódó vízgyűjtő eróziós kritériumai; az erre vonatkozó erdőborítottsági arány; a kémiai és a biológiai oxigénszükséglet stb. Ezen anyagok javasolt listája több angol vagy német ajánlásban is szerepel (Horn, in: Bastian – Schreiber 1999). Az állóvizeknél a szokásos morfológiai (pl. átlagos és maximális mélység, a medence formája, szélesség, térfogat) tényezőkön túl mind a hidrológiai (pl. hozzáfolyás, termikus típus), mind pedig a vízgyűjtő (pl. településsel borított felszín nagysága, műtrágya alkalmazása) adatait a további értékeléshez elő kell állítanunk.

A folyóvizek ökológiai állapotát számos paramétercsoport keretében mérik. A vízminőségnél többek között a szervesanyag terhelés mértékét szokás nyomon követni, a szaprofitás index értelmezéséhez több országban szabvány is van (Németországban pl. DIN 38410), vagy a savanyúság mértékét követik nyomon. A diverzitás, amelynek alapja a kimutatható toxikus hatások miatti fajvesztés, a parti zónák minősítése (pl. annak pufferező, valamint szűrő hatása miatt fontos ez) ugyancsak a vízfolyások fontos minősítési paramétere. Lényeges és széles körben mértek (Magyarországon pl. ÁNTSZ) azok a paraméterek, amelyek a folyóvizek ökológiai állapotát jelzik: pl. O_2 , tápanyag tartalom, pH, hőmérséklet, átláthatóság, oldott anyag (pl. Fe, Mn, Ca).

Az **állóvizeknél** a vízminőségi állapotok a szaprofitás és trofitás kérdései köré helyezhetők. A szaprofitás a vízben található szerves anyagok lebontási mértékét jelenti, és ebből a szempontból tiszta víztől (oligoszaprob) a különböző szintű mezozaprobokon át (amely már szerves anyagokkal erősen szennyezett és általában nagyon alacsony oxigénszint kíséri) a poliszaprobig (szerves oxigén lebontó anyagokkal erősen szennyezett, rothadási folyamatok dominálnak, nagyon alacsony oxigénszint) terjed. A trofitás szerves anyagot létrehozó, ezzel a víz minőségét befolyásoló adottságok, jelenségek gyűjtőfogalma. A növényi tápanyagkínálat főként a foszfor- és a nitrogén szinttel mérhető. Ez a mérték évi ritmusban is jelentősen változhat az oligotrófól (ehhez morfológiaiilag nagyobb tó mélység, a vízgyűjtőn nagyobb erdő-borítás, nagy tápanyagszegénység kis produktivitás kapcsolható), a mezo-, eutróf, poly- és hipereutróf szintig (ezt a sekélyebb domborzat, a vízgyűjtőn kisebb faborítás, nagy tápanyaggazdagság stb.).

A felszíni vizekből 50-60 féle adatot kell gyűjtenünk, amelyek további komplex mutatók számítására, vagy épp nagyon is gyakorlati feladatok megoldására szolgálnak alapul. Ilyen a vizek öntisztulási képességének becslése, vagy a felszíni vizek part menti területein a szennyezés visszatartási képesség becslése, azaz ennek a zónának a filter és puffer funkciója, vagy a (lejtőszög, talaj mechanikai összetétel, felszínborítás által számítható) lefolyás-szabályozási funkció meghatározása (vázlatát lásd a következő fejezetben a tájak funkcióinál).

A felszín alatti vizekkel kapcsolatban ismert, hogy ugyan a Föld 2/3-ának felszínét víz borítja, mennyiségileg csak kevés kötődik a szilárd felszínhez, és annak is kis része felszín alatti víz. De mégis az ivóvíz-használat jelentős része ebből van. Magyarországon a 80-as évektől a felszín alatti vizeket érintő vízkitermelés csökkenő, ma kb. 2500 ezer m³/nap mértékű. Ebben a legnagyobb (közel fele) aránnyal a rétegvizek, majd a parti szűrőükek (az összes termelés kb. harmada), a karszt- és a talajvizek vesznek részt (Mezősi 2008). A felszín alatti vizek minőségét egyrészt a földrajzi környezet határozza meg. Pl. az áramlás, hőmérséklet ilyen tényező, ill. az üledék szemcsemérete – mivel az agyagos 5% alatti porozitásával szemben a homokos 15-30% – további tényező ebből a szempontból az áteresztőképesség (K érték), amely a talaj és rétegvízrendszerek közötti áramlásokat szabályozza. Másrészt a minőséget a felszín közeli szennyezések okozta terhelések befolyásolják. A vízhasználatban kulcskérdés: mennyi felszín alatti vizet használunk fel és mennyit lehetne használni? Ettől függ ugyanis annak megítélése, hogy mennyire terhelhető szennyezéssel ez a víztömeg (nagyobb tömeg elvileg jobban), és ezek alapján lehet pontos cselekvési tervet megfogalmazni a felszín alatti vizek védelmére.

A felszín alatti vizek védelmét Magyarországon külön jogszabály – 219/2004. Korm. rendelet – szabályozza. Ennek célja a felszín alatti vizek jó állapotának biztosításával, annak fenntartásával, a szennyezésének fokozatos csökkentésével és megelőzésével kapcsolatos feladatok, kötelezettségek rögzítése. A szabályozás szerint a felszín alatti víztest jó mennyiségi állapotú, ha abban – többek között a hosszabb időszakra, legalább 10 évre számított átlagos éves vízkivétel nem haladja meg a hasznosítható felszín alatti vízkészletet, és a víz-, illetve nyomásszintekben a víztest egyetlen pontján sem következik be vízkivételhez kapcsolódó tartós süllyedés.

A klíma és levegő állapotának elemzéséhez az ismert hőmérsékleti és klímaadatok: napfénytartam (intenzitás, évi menet), hőmérséklet (amplitúdó, évi menet és közepes értékek), csapadék (mennyiség, évi menet), légnyomás, szél mért adatai szükségesek. Ezekkel komplex indexek állíthatók elő, ill. összetett vizsgálatok végezhetők, amellet, hogy az adatok a tájértékelés alapjául szolgálhatnak. Ilyenek pl. a fenológiai értékelések (virágzás, érés regionálisan eltérő helyzetei), vagy a domborzattal kombinálva a késői vagy korai fagyveszélyes helyek azonosítása. A klíma és az élő szervezetek biológiai igényei számos értékelést tesznek lehetővé (pl. a klímaváltozással összefüggésben), de ezek közül a levegőminőség és az azt erő többnyire antropogén terhelés emelkednek ki.

Az előadás címe: A globális klímaváltozás hatása hazai tájainkra, gyakorlati következmények. Az előadó: Dr. Rakonczai János (egyetemi docens - SZTE TTIK Földrajzi-Földtani Tanszékcsoport Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék). Az előadás a Szabadegyetem, Szeged előadássorozat keretein belül hangzott el.

A levegő állapotáról általánosságban azért nehéz beszélni, mert a meghatározó tényezők, mint a szennyező anyagok koncentrációja, vagy a légkör meteorológiai folyamatai érzékenyen változó rendszert képeznek. Egy adott régió levegőkörnyezeti állapotát egészségügyi szempontból szokták leginkább értékelni, és a megítélés alapja az, hogy egy-egy levegőkörnyezeti paraméter az egészségügyi határértéket milyen mértékben közelíti meg. A levegőt ipari, kommunális és mezőgazdasági eredetű terhelések érik leginkább. A terhelések közül különösen a kén-dioxid-kibocsátás (a széntüzelésű erőművek arányának csökkenésével és a korszerűsítésnek köszönhetően 15-20 éve általában mérséklődik – Magyarországon harmadára – Rausz 2005). A nitrogén-oxid környezetbe jutásának csökkenését a közlekedés jelentős térnyerése állította meg ugyan, a szén-monoxid-kibocsátás értéke az ipar és közlekedés technológiai korszerűsítése ellenére csak gyengén csökkenő, stagnáló tendenciát mutat.

Ezeket az adatokat a (táj)tervezésben globális, regionális és lokális léptékben lehet használni. A regionális klímát pl. a területhasználat alakíthatja (hősziget), a levegőkémiában itt jelentős átalakulási folyamatokat lehet is fel lehet ismerni, amire a tervezéskor pl. a városi felszínnek kombinált használatával, a közlekedési rendszerek szervezésével, a fontosabb felszínhasználatok közötti légszere biztosításával válaszolhatnak.

Egy adott terület növényzetének faji összetétele, flórája alapvetően a környezeti feltételektől függ. Ez azt is jelenti, hogy a feltételek megváltozására különböző sebességgel reagál a növényzet. Egy rét növénytakarója akár egy-két évtized alatt, egy erdő faállománya 1-2 évszázad alatt átalakul a változó környezeti adottságokhoz (pl. nedvesebb-szárazabb, hidegebb-melegebb körülményekhez) idomulva. A képlet azonban sajnos nem ilyen egyszerű, mert számos módosító tényező ismert még. A **vegetáció** indikátor paramétereit különböző

méretarányokban gyűjthetjük össze (gyakran automatizálható jelentős terepmunkával). A tájakhoz a biotóp és társulás szintű felvételezés kapcsolható (Magyarországon az utóbbi évek legnagyobb ezzel kapcsolatos terepi felvételezése megtörtént – MÉTA 2005 Vácrátót, MTA ÖKI). Adatai tájtervezési célra hasznosan használhatóak.

A Kárpát-medence növényzetének faji összetétele az éghajlat, a domborzat, a litológia/talaj és a vízellátás függvényében alakul. Ezek közül az éghajlati adottságokhoz leginkább illeszkedő módon, azaz zonálisan két nagy övezet húzódik (ezek illeszkednek a felsorolt más tájalkotóhoz is):

1. lombhullató erdők – bükkös, tölgyes, vagyis hegyvidéki és dombsági növénytársulások határolhatók el (a középhegység és a Dunántúl területére jellemző).
2. erdőssztyepp – homoki, pusztai erdők, sziki növényzet, lápok (a folyók mentére és az Alföld területére jellemző)

A vegetáció antropogén érintettséget jól jelzi, hogy Magyarországon pl. a ma leírt 470 asszociációból 350 természetes vagy természetközeli, 120 antropogén eredetű, 114 gyomjellegű (Borhidi – Sánta 1999). A hatás mértékéről informáló hemeróbia szintek a tervezés hasznos alapadatai lehetnek. A hatás miatt is az értékes növénytársulások gyakran veszélyeztetettek (a Kárpát-medencében főleg a lápok és láperdők, az elegyes karszterdők és a gyöngyvirágos tölgyesek), erre a természetvédelem válasza az volt, hogy az elmúlt évtizedben megduplázódott a védett növények (ma több mint 600, a tizede fokozottan védett) és társulások száma. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajokról, valamint a sérülékeny társulásokról Vörös Könyvek készültek (Rakonczay 1990, Borhidi – Sánta 1999).

Viszonylag egyszerű a feladat a **domborzat** adatait előállítani, ugyanis ezek nagy részben digitális, mért adatok, így az igazi feladat nem is a lejtőszög, lejtőforma, magasság, kitettség stb. számításával van, hanem a megfelelő adatok gyűjtésével kapcsolatos. Gyakori hiba pl. az adatbázisokban a redundancia. Amikor nagyobb egységen a magasságot és a lejtőszöget is szerepeltetjük egy modellben, akkor ez az előző duplikációját okozhatja, mert a magasságból általában származtatható a lejtőszög. A feladat így a megfelelő paraméterek kiválasztása lesz.

A **talaj** tulajdonságainál nemcsak fizikai értékekre kell gondolni (a szemcsenagyság persze már szükséges az átszivárgás számításához), hanem a kémiai, biológiai paraméterekre is. A talajtulajdonságok ismerete fontos abban, hogy meghatározzuk, hogy hol, mikét kell csökkenteni az egyre intenzívebb emberi hatások nyomait (3.1. táblázat). A talajok használhatóságának szempontjából két komoly korlátozó csoportot szokás említeni. Az egyikbe a talajt érintő (biológiai, kémiai, fizikai) degradációs folyamatokat sorolják, ezeket tekinthetjük inkább természeti eredetűeknek, bár a hatótényezőit a társadalmi tevékenység jelentősen módosíthatja. A degradáció ma sok szakember számára azt jelenti, hogy a talaj elvárt funkcióinak megjelenését (pl. termőképességét) bizonyos tényezők akadályozzák (Várallyay 2001), illetve a funkciók zavartalan működését veszélyeztetik. A talajvédelemi stratégiák két irányba próbálnak hatni: egyrészt elérni a talajra gyakorolt kedvezőtlen és káros hatások megelőzését, megszüntetését vagy mérséklését, másrészt minimálisra csökkenteni az elvárt funkciókat akadályozó tényezők hatását. A másikba a talajt érő szennyeződések sorolhatók.

3.1. táblázat A talajt érő környezeti terhelések tendenciái (Bulla –Vári 2002 alapján)

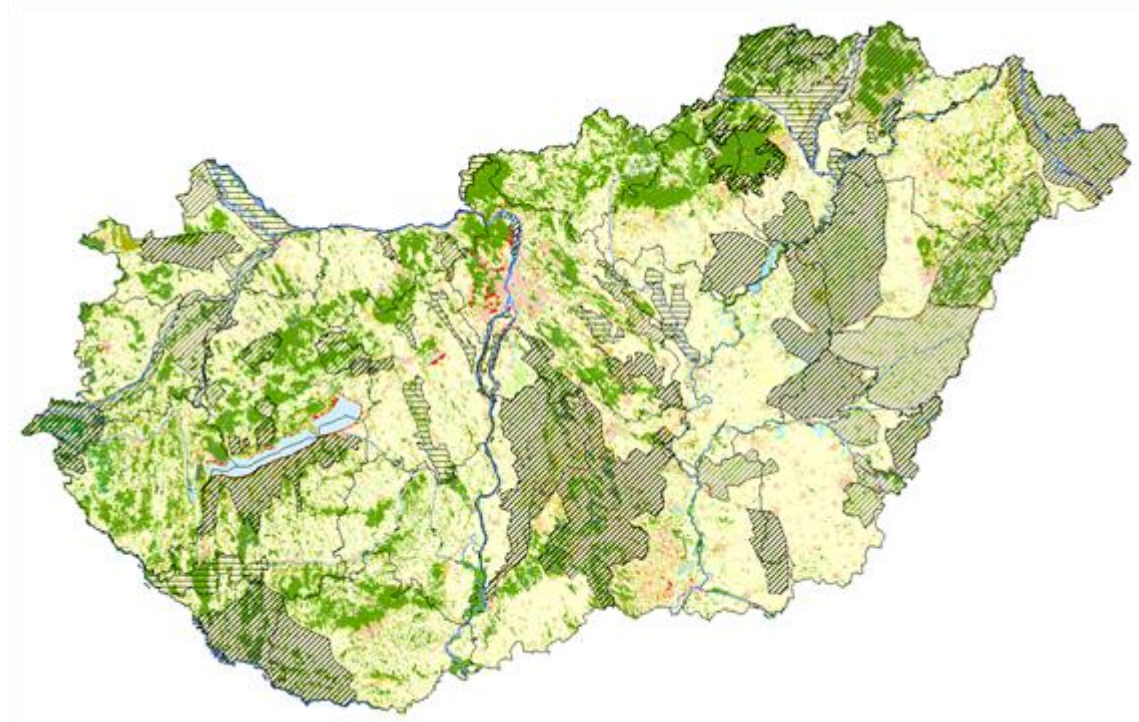
Terhelés	Ok(ok)	Tendencia
Talajsavanyodás	Légköri savasodás	Nincs adat, feltehetőleg csökken
Erózió, defláció (érintett 2,3 illetve 1,4 millió hektár)	Mezőgazdasági táblaméretetek és művelési módok változása	Nincs adat, feltehetőleg csökken
Szántóterület	Tulajdonviszonyok változása	Stagnál, csökken
Erdőterület	Erdőtelepítés	Lassan nő
Művelésből kivont terület	Tulajdonviszonyok, ipar, közlekedés, infrastruktúra	Lassan nő

Komplex mutatók

Az előzőekben bemutatott domborzat, vízrajz, talaj, vegetáció és klíma mutatóin kívül gyakran ezekből a mutatókból – újabb komplex mutatók is készíthetők (pl. terepváltozatossági mutató, terhelhetőségi mutató, területhasználati mutató). Ezek közül pl. a területhasználatok tekinthetők egy ilyen komplex mutatónak. Ezek a

CORINE (Magyarországra is az 1990-es, 2000-es 2006-os) adatbázisból érhetőek el A több tucat (EU ajánlás szerinti) területhasználati kategóriát tartalmazó digitális adatok használhatóak táji szintű statisztika készítésére. A feddvény további elemzésével jól meghatározhatók a táji mintázatok, a fragmentálódás, a szabdaltság (Kollányi 2004 – 3.1. ábra).

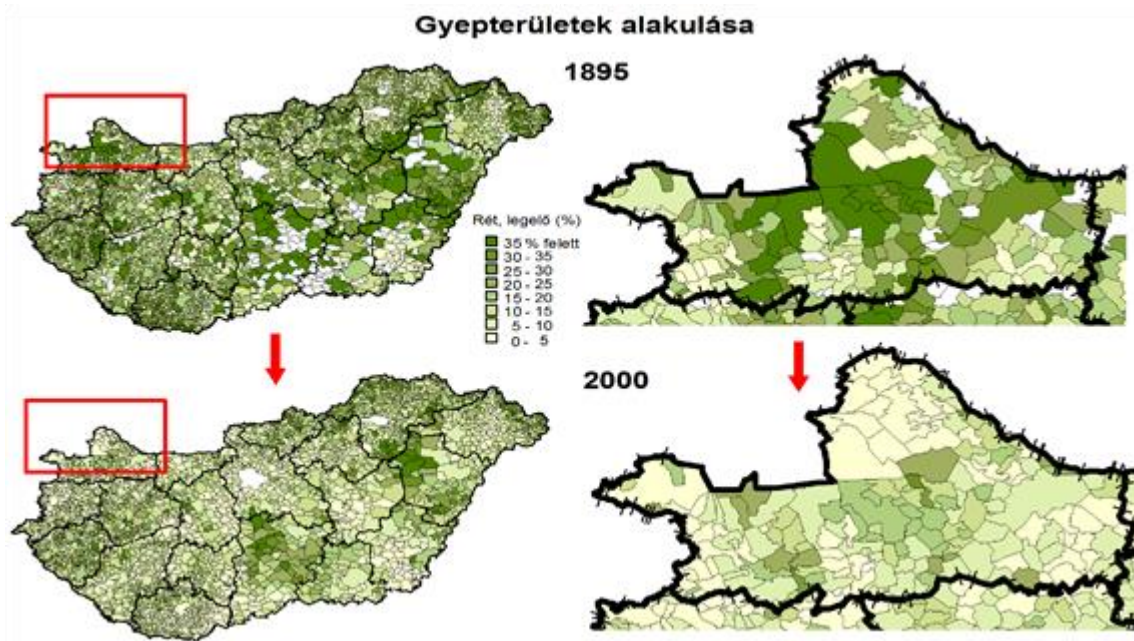
3.1. ábra - A területhasznosítási térkép a CLC50 adatbázis alapján



3.1 ábra A területhasznosítási térkép a CLC50 adatbázis alapján (részletes jelmagyarázat: http://www.fomi.hu/corine/clc50_index.html)

Idősoros adatokat egymás mellé helyezve nemcsak a táj jelenlegi állapotáról kaphatunk képet, hanem a tájban (az egyes paramétereiben) bekövetkező változásokat is nyomon követhetjük (3.2. ábra). A településsoros statisztikai adatbázisok (pl. KSH T-STAR, ÁMOK) alapján adott időszakra vonatkoztatva dinamikus mutatókat képezhetünk.

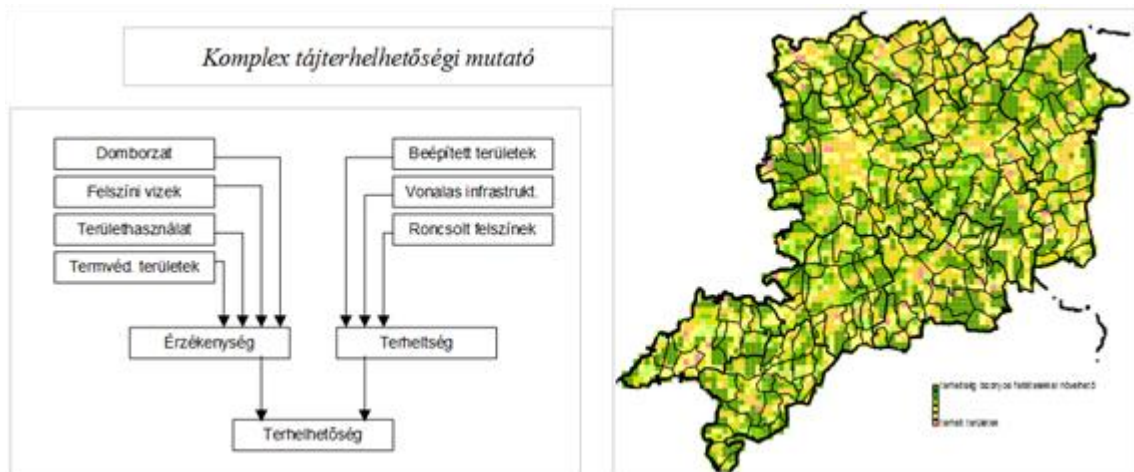
3.2. ábra - Gyepterületek nagyságának változása településenként 1895-2000 között



3.2. ábra Gyepterületek nagyságának változása településenként 1895-2000 között (Kollányi 2004 után)

Hasonló komplex mutató a táj terhelhetőségét az érzékenysége alapján figyelembe vevő számítás. Az érzékenységnél a domborzat, vízrajz, talaj, területhasználat, infrastruktúra, településszerkezet, tájsebek adatai alapján készült a komplex mutató. Az egyes vizsgálati paraméterek az adott célnak megfelelően változtathatók (3.3 ábra).

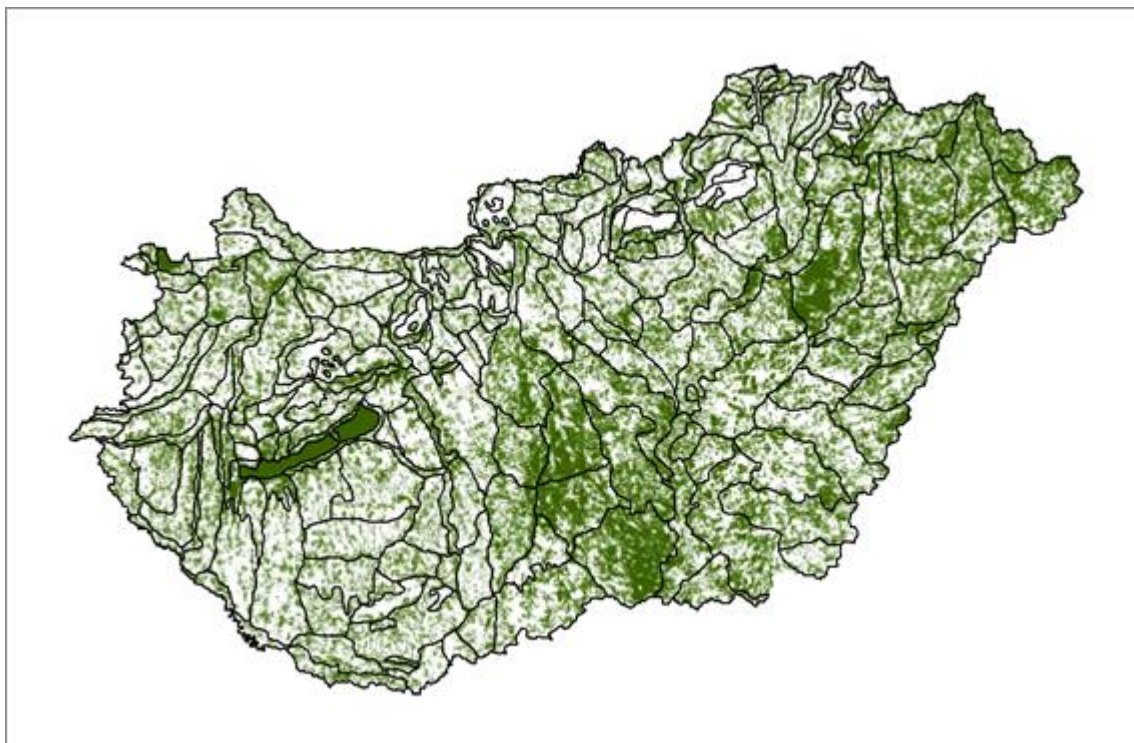
3.3. ábra - Komplex tájterhelhetőségi mutató (Kollányi 2004 alapján)



3.3. ábra Komplex tájterhelhetőségi mutató (Kollányi 2004 alapján)

Az érzékeny természeti területek indexe, mint komplex mutató magába foglalja a területhasználatból származó Shannon-féle tájdiverzitás indexet, az MTA Ökológiai és Botanikai Kutató Intézet (2003) EVITA adatbázisának reprezentatív fajai alapján készített sűrűségi térképeket. A zoológiai irányú elemzés a természeti területek (elsősorban gyepek) érzékenységi, fontossági sorrendjét jelzi (Kollányi 2004 szerint – 3.4. ábra).

3.4. ábra - Az érzékeny természeti terület intenzitástérképe a kistájak fedvényével (Kollányi 2004 szerint)



3.4. ábra Az érzékeny természeti területek intenzitástérképe a kistájak fedvényével (Kollányi 2004 szerint)

A tájképpel kapcsolatos adatok

A tájak (szerkezeti) sokfélesége, egyedisége, esztétikai képe, szépsége több természeti, társadalmi, kulturális paraméter által meghatározott, és az értékelés oldaláról együttesen pl. ezek határozzák meg egy régió rekreációs potenciálját. A vizsgálatok általában ebben az esetben sem egy paraméter alapján történnek, ezért összetettek és más adatokat is használnak. Magához a tájkép elemzéséhez is – ezeken túl – számos alap-paraméter szükséges, így pl. a diverzitás, egyediség, melynek részletes leírása a geoökológiai térképezést bemutató tanulmányokban érhető el (Leser – Klink 1988., Mezősi – Rakonczai 1997). Ezek között számos olyan paraméter is előkerülhet (pl. táji szépség) amely – szubjektív jellege miatt – igen sok vitát kiváltó esztétikai mutató. Az eredmények megítélésének szubjektivitása ellenére is a tájképi mutatók egy része jól mérhető.

E kérdéskör kvantitatív mérési igényeinek kielégítésére sokfajta módszert kíséreltek meg alkalmazni. Átfogó hazai eredményről nem lehet számot adni, még akkor sem, ha itt nem feltétlenül egy semleges, összemérhető – pl. pénzben kifejezhető – értékelést vár el (pl. egy területi tervező), hanem egy összehasonlítható relatív skála is sok információt adhat. Az abszolút, pl. pénzbeli értékelési módszerre példa lehet az, amit a tájak esztétikai adottságainak mérésére többen úgy javasolnak, hogy ezt azzal az összeggel fejezzük ki, amennyit az ember hajlandó arra költeni, hogy élvezze az esztétikai élményt (pl. egy nemzeti park, egy barlang esetén készültek ilyen mérések idehaza és külföldön – Marjainé 2000, 2001). Ennél sokkal elterjedtebb a relatív súlyozás módszere.

Közvetlenül a tájak esztétikai értékének meghatározásához szolgálhat hasznos alapadatként a látványmutató, amely az adott vizsgálati terület egységeire eső – a látvány szempontjából nagy jelentőségű – területhasználat típusokat méri (ehhez pl. számításba vehető a látvány szempontjából fontos területhasználatok szegélyeinek hossza, a területhasználatok nagysága, változatossága – Kollányi 2004). A látványmutató meghatározásához egy terepmodellből a GIS által is kínált, a tájtervező mérnök által szívesen használt, a tájakat fontos információval ellátó beláthatóság szolgálhat alapul (Mezősi 1991). A tájképi értéke jellemzését szolgálhatja a befolyásoltság index, amely a területek szabdaltságára, vonalas infrastruktúra létesítményekkel történő „terheltségére” utal (Kollányi 2004). A szegélyek számításánál a vonalas infrastruktúra azon létesítményeit veszik számításba, amelyek csökkentik a tájképi értéket és növelik az antropogén befolyásoltságot (pl. vasutak, utak).

Monitorozás

A környezeti adatok monitorozásának az a célja, hogy a környezetállapot változásait nyomon követhessük. Ennek különösen a környezetvédelmi intézkedések szempontjából van fontos szerepe, ahol pl. a negatív

környezeti változások korai, gyors felismerése, mértékének megállapítása segítheti az értékmegőrzést, ill. jelenthet támogatást a környezetpolitikai döntésekhez. A környezeti monitorozással nemcsak a legfontosabb környezeti paraméterek (indikátorok) minőségi kontrollja valósulhat meg – ami egyben jelentheti a fennálló környezeti terhelés diagnózisát is –, hanem a környezeti intézkedések ellenőrzéséhez (pl. egy hulladéklerakónál telepített talajvíz kutak adatai informálhatnak erről) is alapul szolgálhat.

A környezeti monitoring alapadatokat szolgáltathat a növény-, az állatvilág, a víz, a talaj, a levegő fontos környezeti jellemzőiről különböző léptékben (nemzetközi, nemzeti, regionális és lokális szint). A monitoring megvalósításához szorosan kapcsolódik az a stratégiai kérdés, hogy milyen paramétereket kell használni, ha a feladat egy folyamat hatásainak minősítése, ill. ha a térbeli mintázatra vagyunk kíváncsiak (pl. környezeti hatásértékelés esetén), ha a változás időbeli mintáját kell elemezni (ebben az esetben pl. a véletlenszerű, rendszerezett, forma – pl. háló – szerinti, vagy klaszter szerinti mintavétel lehetséges). A monitoring-rendszerek a levegőtől (pl. csapadék, imisszió) a vegetáció paraméterein át a talajig, vagy a talaj és rétegvizekig terjedhetnek. Ez utóbbinál a Vízkör Irányelvben az EU a felszíni és felszín alatti vizek esetén hármas szintű monitorozást kíván meg. Néhány ilyen típusú hazai adat interneten is elérhető: pl. www.antsz.hu, www.taki.iif.hu, www.e-misszio.hu, www.greenfo.hu. Nagyobb monitorozási programokat az UNEP, az UNESCO, a WMO vagy a FAO is folytat, és honlapjaikon ezek elérhetők. Az alapgond mégis az, hogy célnak integrált ökológiai monitoringot célszerű kitűzni, amely jobban illeszkedhet a felvetődő igen összetett hatásrendszerhez. Ezért hasznos az adatokat környezeti adatkatalógusba rendezni. Magyarországon ilyen nincs, de néhány országban már ennek csírái láthatóak (Pl. Németország – www.umweltdatenkatalog.de). Az EU tagoktól elvárt INSPIRE rendszer feltöltése ebben a kérdésben (is) jelentős előre lépést jelenthet.

2. A tájértékelés típusai

A táj értékelése több szempontból is elvégezhető. A minősítés szokásos esetei lehetnek: az **értékközlés** (pl. 5 t/ha az évi talajerózió a táblán); az **összevetés** (pl. a magas talajerózió káros a termőképességre, ill. annak fenntarthatóságára – azaz egyfajta következtetés van); **relatív összehasonlítás**, ahol jellemző pl. a minél – annál viszony bemutatása (pl. minél nagyobb a talajerózió, annál nagy a károsodás veszélye); **szűkebb értelemben vett értékelés** (pl. ha ilyen magas a talajerózió, akkor korlátozott a felszín hasznosíthatósága) – 3.2. táblázat.

A következőekben számos olyan tájértékelési irányt mutatunk be, amelyek túlmutatnak az adatok e szokásos értékelésén, de a tervezéshez épp ilyen irányok jelzik, hogy milyen „adatokkal” tud a táj kutatás egy-egy tervezési feladatot stabilan megalapozni. Így pl. egy területen a táji funkciók megállapítása, a használati kockázatok, konfliktusok azonosítása valós tervezési problémákat jelez, ill. segíthet megoldásukban.

3.2. táblázat Kapcsolat az értékelés és az adatok minősítése között

Értékközlés (a mért adatok) közzététele	Az adatok minősítése
Az új talajvízszint alakulásának sebessége 320 mm/év.	Az új talajvízszint alakulásának sebessége nagyon magas.
Ezen a szántón a talajerózió mértéke 20 t/ha.	Ezen a szántón a talajerózió mértéke nem tolerálható.
A talajvíz nitrogéntartalma 80 mg/l értéket éri el.	Ez a talajvíz az emberek számára ivóvízként nem használható.
A talajközeli levegő ózontartalma 3 óránként 195 µg/m ³ értéket is elér.	A talajközeli levegő ózontartalma az emberi egészség határértékét is eléri.
1 m hosszan egy félig természetes szurdok alakult ki.	A biotóp védelemre érdemes.

a. Funkciók értékelése

A táji/környezeti funkcióknak nevezik azokat a tematikus egységeket, amelyek azt jelzik, hogy az adott (táj)környezet milyen fő feladatot lát el (ill. milyen ellátására hivatott vagy alkalmas). A magyarázatok többsége ezeket a táji funkciókat három hierarchikusan is tagolódó tematikus csoportokba sorolja (deGroot 1992, Bastian – Schreiber 1999, Marks et al. 1992, Mezősi – Rakonczai 1997). Hierarchikusan a legnagyobb csoportot a „funkciócsoportok” adják, ezek a gazdasági-, az ökológiai- és a szociális funkciók csoportjait képezik. Így pl. a gazdasági funkciók csoportjába tartozók produktív funkciók pl. valami erőforrást állítanak elő. Az eggyel alacsonyabb hierarchiaszinten, az ún. főfunkciók szintjén, mint a biomassza vagy a víz, olyan részfunkciók találhatók, mint a szántó vagy erdő, amelyek így a megújuló erőforrások csoport, biomassza főfunkció kategóriái. Az ökológiai funkciók ennek megfelelően talajtani, hidrológiai és meteorológiai főfunkciók

csoportjába sorolhatók. Ezeket a funkciókat már közel két évtizede definiálták, azóta használják azokat táj/környezettervezési, védelmi feladatok megoldására (Marks et al. 1992., Mezősi – Rakonczai szerk. 1997, Bastian – Schreiber 1999). Ezen paraméterek (funkciók) meghatározása továbbra is egyszerű maradt (de kvantitatív leírásuk nem minden esetben precíz), számuk némileg bővült (7-ről 11-14-re), és beilleszthetők voltak az általános hierarchia-rendszerbe (3.3 táblázat). Ugyanakkor definiáltak (és használnak) más paramétereket is, ezért itt csak a leggyakrabban használtak közül mutatok be néhányat. Ezekre már megfelelő számú elemzés áll rendelkezésre, hogy alkalmazása javasolható legyen.

Csak az ökológiai funkciócsoportot tekintve (pl. a rekreációs funkciót nem) az alábbi főfunkciókat szokás elkülöníteni (Marks et al. 1992):

1. talajtani – ezen belül a **talajerózióval szembeni ellenállás**, a talaj kiszáradása és átnedvesedése elleni védelem, a **talaj filter- és pufferfunkcióját**, mint részfunkciót szokták kiemelni,
 2. hidrológiai – ezen belül az új talajvízszint-képződési funkciót, a vízviasszatartási, lefolyás-szabályozási funkciót, öntisztulási funkciót, mint részfunkciót említene meg,
 3. meteorológiai – ezen belül a hőmérséklet kiegyenlítődést, a légnedvesség növelését, mint részfunkciót emelnék ki,
 4. biotikus – ezen belül az **ökotópképző** funkciót, vagy a **természetvédelmi**/habitat funkciókat, mint részfunkciót szokták kiemelni. (A vastag betűvel kiemelt funkciókat részletesebben bemutatjuk.)
1. A talajerózió hatására bekövetkező termőképeség-romlás Magyarországon jelentős, a mezőgazdasági terület felén-harmadán okoz terméscsökkenést. A paraméter azt fejezi ki, hogy a termőföld eróziójával szemben milyen (többnyire) természetes ellenállás létezik. A folyamatot a táji adottságok oldaláról két tényező határozza meg: a lejtőn lefolyó vizek erodáló képessége, valamint a talaj és domborzati adottságok által meghatározott eróziós érzékenység. Ezt a paramétert több modellel is számítani próbálták. A kísérletek rámutattak arra, hogy a modellekben alkalmazott paraméterek miként szabályozzák az erózió nagyságát. Így pl. különösen érzékeny paraméter a talaj strukturáltsága, az aggregátumok típusa (azok stabilitása jelentősen csökkentheti az eróziót), a lejtőszög, vagy a lejtő hossza. Sok mérési eredmény áll rendelkezésre arról is, hogy a felszínhasználat, az alkalmazott agrotechnika miként hat az erózió mértékére. A sok tapasztalat alapján ma a legelfogadottabb modell a Wischmeier – Smith (1978) alapösszefüggéseire létrehozott általános talajvesztési egyenlet, az USLE, vagy annak számos változata (pl.: MUSLE, RUSLE, EPIC). Az összefüggés $A = RK(SL)CP$, ahol R az eső intenzitása, K a talaj erodálhatósága, LS a lejtőszög és hossza nomogram alapján számított értéke, C a felszín borítása, P a talajvédelmi célú alkalmazott agrotechnika. Az eróziós modell persze nem az ellenállást jelenti, de ugyanazon folyamat két nézetéről van szó. (A számítást a magyar szabvány is rögzíti.)
 2. A talaj természetes tisztítórendszerében a filter- és pufferfunkció részben a csapadékból, a beszivárgó szennyvizekből a szenny- és mérgező anyagok egy részét megkötő (szűrő), azokat oldott vagy gázhalmazállapotú formában abszorbeálja (puffer), esetleg a talaj anyagaival való reakció révén kémiaiilag megkötő, és így hosszú időre immobilizálja azokat. Az értékelést több funkció-területre szokás szétbontani, és ennek alapján külön elemzik a mechanikai szűrő-sajátosságokat, a fizikai-kémiai szűrő-sajátosságokat, vagy a nehézfémekre vonatkozó szűrő-képességet (és még más számunkra kevésbé fontos tényezőket is). A funkció becsléséhez szükséges alapadatok: a talaj mechanikai összetétele, a pH érték és a szántóföldi vízkapacitás. A mechanikai szűrőkapacitás alatt a talajnak azt a képességét értjük, hogy egy szuszpenziót mechanikusan megtisztít. Az értékelés alapjául a vízáteresztő képesség és a vízvezető pórusok aránya szolgál. Ezeket a fizikai ismertetőjegyeket térképezhető sajátosságokra, mint pl. a mechanikai összetételre vezetjük vissza (Farsang 1997). Ennek alapján becsülhetjük a szűrő-képességet egy 1-5-ig terjedő skálán, ahol az 5-ös értéket a nagy településvastagságú középszemű és finom homok, az átlagos (3) értéket ugyancsak nagy településvastagságú iszap és agyag adja (Marks et al. 1992). Ezt az értéket módosító tényezők javíthatják (pl. ha a szűrőréteg vastagsága 10-30 cm közötti --- ekkor +1 pont, ha a klimatikus vízháztartás jó, a csapadék > 300 mm -- +1 pont, vagy ronthatják pl. ha a szűrőréteg vastagsága < 0.8 m -- -1 pont). A nehézfémek kötődése lényegében a talaj huminanyag és agyagásvány-tartalmától, savanyúságától és redoxviszonyaitól függ. Az, hogy a talaj az egyes mikroelemeket milyen mértékben képes visszatartani, az elsősorban oldhatóságától, az pedig erősen a pH-tól függ. Ezt az összefüggést külön táblázat foglalja össze (Leser – Klik 1988).
 3. Az ökotópképző funkció a táj teljesítőképességét fejezi ki. A számítás növénytakasulások, ökoszisztémák esetén alkalmazható. A koncepciója az, hogy pontszerűen kell minősíteni, összeadni a funkciót leginkább

szabályozó indikátorok értékét. Így az értékelés a $\bar{O}\bar{E} = \bar{E} + T + D + A$ egyszerű összeggel állítható elő, ahol $\bar{E}$ – a növénytársulás érettségét, a szukcesszió sorban elfoglalt helyét jelöli (a klimax társulás 5, a pionír társulás értéke 1 pont), T – természetesség, azaz annak mértéke, hogy a társulás a termőhelyi adottságoknak megfelelő, stabil, zavaró tényezők hatására is jó reagáló képességgel rendelkezik-e (a természeteshez közeli 5 pont, a skála másik végén a mesterséges 0 pont), D – diverzitás a szerkezeti sokféleséget jelenti, és a magas fajszámmal jellemezhető. A magasabb diverzitás általában stabilabb ökorendszert jelent (itt a fajok száma és a szerkezeti sokféleség összege jelzi ezt), A – antropogén hatás, azért is fontos, mert olykor a szukcessziós sor csak másodlagos, az emberi beavatkozás ezt felülírhatja (a pontozás azt jelzi, hogy mennyire befolyásolt, vagy károsodott a vegetáció).

4. A természetvédelmi funkció szűkebben értelmezett ökotópképző funkcióként tekinthető, amely valamiféle stabilitást, önszabályozó képességet fejez ki. Mindez a biocönózisok védettségével, ill. annak igényével fogalmazható meg (Keveiné 1997). Az értékelés az ökotópképző összes paraméterre és azok veszélyeztetettségi értékének összegzésével állítható elő. Ezek az értékek empirikus súlyozott értékek. A természetvédelmi érték (TVÉ) így az alábbi összegzéssel számítható ki:

$TVSZ = \bar{E} + T + D + A + VL + V + J + K$, ahol $\bar{E}$ – érettség, T – természetesség, D – diverzitás, J – jelenlegi érték, amelyet a potenciális és a valós vegetáció típus területi arányával jellemzünk (1-10-es skálán), V – veszélyeztetettségi fok, amelyet egy vegetációtípusnál az összállományból veszélyeztetett fajok százalékos arányával (Vörös könyv alapján) jellemzünk, K – a megújuló képességet fejezi ki 0-5 évtől 100 év feletti értékig (1 ill. 10-es érték).

3.3. táblázat Táj funkciók osztályozása (Bastian – Schreiber 1999 alapján)

Funkció csoport	Főfunkció	Részfunkció
Gazdasági funkció	<i>Megújuló erőforrások rendelkezésre állása</i>	Biomassza (pl. szántóföldi növ, tartósan zöldfelület, fa, hal) Víz (felszíni víz, talajvíz)
	<i>Nem megújuló erőforrások rendelkezésre állása</i>	Ásványi nyersanyagok Fosszilis tüzelőanyagok
Ökológiai (szabályozó) funkció	<i>Anyag- és energiaháztartás szabályozása</i>	Talajtani funkciók (pl. talajerózió -, talaj kiszáradás elleni védelme, talaj filter és pufferfunkciója) Hidrológiai funkciók (pl. öntisztulási funkció, lefolyásszabályozási funkció, talajvízszint képződési funkció) Éghajlati funkciók (pl. hőmérséklet kiegyenlítődesi funkció, légnedvesség növekedési funkció)
	<i>A biocönózisok és a populáció regenerációs valamint szabályozó funkciói</i>	Biotikus helyreállítódási és szabályozási funkció (pl. habitatfunkció)
Társadalmi funkciók		

<i>Pszichológiai funkciók</i>	(Táj)esztétikai, etikai funkciók
<i>Információs funkciók</i>	Tudomány és oktatási funkciók
<i>Humánökológiai funkciók</i>	Pl. bioklimatikus, akusztikus funkciók
<i>Rekreációs funkciók</i>	

b. Hatásértékelés (más ökotényezőkre vagy gazdasági formákra)

A környezeti (táji keretben lezajló) hatás a tájháztartás teljesítőképességének fenntarthatóságával, ill. annak növelésével kapcsolatos. Ebben a kapcsolatrendszerben értelmezhetünk a **hatást okozó**, azt **kiváltó** (pl. környezeti) terhelést, mint pl. az iparosodás, az urbanizáció, a bányászat, vagy más gazdasági tevékenység. Ebbe a csoportba az intenzív mező- és erdőgazdálkodás, vagy a rekreáció is beletartozik. Sajátosan maguk a természeti tényezők maguk a változásaikkal lehetnek hatással további más természeti tényezőkre is (pl. a klíma változása hatással lehet a vízháztartásra). A kapcsolat másik felében a **hatást elszenvedő** környezeti tényezők szerepelhetnek (mint pl. a természeti erőforrások, a település, vagy a tájkép).

Ebben a folyamatban bármelyik természeti tényezőt tekinthetjük egyúttal terhelést is kiváltónak is. Innen indulva a hatásfolyamatról két megközelítésben beszélhetünk. Egyfelől (bármelyik) természeti tényezőnek, ill. változásának más ökológiai tényezőkre irányuló hatását elemezhetjük (a domborzattól a klímán keresztül a vízig). Így pl. ha a domborzat hatását kell vizsgálnunk más ökológiai tényezőre, akkor annak

a talajra (pl. a talajfejlődésre, az erózió és akkumuláció viszonyának alakulására figyelhetünk),
a klímára (pl. a kitettség, a hegy-völgyi szél, a hideg levegő akkumuláció kérdéseit vizsgálhatjuk),
a vízháztartásra (pl. a beszivárgás, a talajfelszíni párolgás),
flóra-faunára (természeti táj),
társadalomra (pl. rekreációs infrastruktúrára, a kultúrtájra) gyakorolt hatásait vehetjük sorra.

Másfelől ennek a terhelést kiváltó tényezőnek vizsgálhatjuk a hatását az érintett gazdasági szerkezetre is. Így vizsgálhatjuk (esetünkben a domborzat a kiváltó tényező) hatását az

erdőgazdaságra (más geotényezőkön keresztül hat),
mezőgazdaságra (pl. talajerózió, fagyveszély, beérési idő különbsége)
a rekreációs potenciálra (pl. a vizuális diverzitás változása),
a beépítési potenciálra (pl. hol, mekkora költséget jelenthet a domborzat, biztosítási árak).

Az 3.5. ábra ugyanennek a kérdéskörnek a másik irányát mutatja, azaz, hogy az egyes gazdasági tevékenységek miként hatnak a természeti környezetre, ill. annak elemeire (ebben a megközelítésben nem az integrált hatást értékeljük). Az ábrán függőlegesen a mezőgazdasági tevékenységnek azon tényezői szerepelnek, amelyek, mint kiváltó tényezők befolyást gyakorolnak a vízszintes tengelyen feltüntetett hatást elszenvedő elemekre. Az ábra csak nagyon sematikus értékelést jelez, így az üres kocka azt jelenti, hogy mérhető káros összefüggés nincs, a kis és nagy X jelölés közepes vagy jelentős kapcsolatot mutat.

3.5. ábra - Agrárgazdaság hatása a táj minőségére

	Talajvíz	Felszíni víz	Talaj	Flóra	Fauna	levegő	Esztétikai érték
műtrágya	x	x	x	x	(x)	x	
pesticid	x	x	x	x	x	x	
vízrendezés	x	x	x	x		x	x
öntözés	x	x	x	x	x		x
állattartás			x	x		x	x
szennyvíz	x	x	x	x	x	x	(x)

3.5. ábra Agrárgazdaság hatása a táj minőségére

Az ábra arra a kapcsolatrendszerre hívja fel a figyelmet, hogy az elemzésnél elsődleges fontosságú a hatótényezők azonosítása. Ezeket a fenti módon **hatásmátrixba** szokás rendezni. Ilyen mátrixok pl. a környezeti hatásvizsgálatok kívánt elemei is. A tényezők azonosítása azonban nem egyszerű, mert azok (és így folyamataik is) léptékfüggők. A 3.5. ábrán jelölt hatáskapcsolat lokális léptékű. Ez a lépték alkalmas lehet a számszerű kapcsolatok megállapítására is. A 3.6. ábra regionális léptékű összefüggést mutat, és a felszínhasználat különböző típusainak vázolja az egymásra hatását. Az 5 fokozatú skála az erősen elősegítő kapcsolattól az erősen értékvesztőig húzódik (Miklós 1985). Így pl. a (tervszerű) erdőgazdaság jelentősen elősegítheti a rekreációs használatot, ugyanakkor az ipari használat a vízzel való gazdálkodásnak jelentős értékvesztést okozhat. Ezeknek a kapcsolatoknak a léptéke konkrét védelmi, fenntartási intézkedéseket nem tud generálni.

3.6. ábra - Ökológiai hatásmátrix (Miklós 1985 in: Bastian – Schreiber 1999)

Tab. 4-6-4: Ökologische Wirkungsmatrix: Korrespondierende und konkurrierende Landnutzungen (in Anlehnung an Olischow 1981; Miklós 1985).

Verursacher	Betroffener	N	LS	L	e.	F	e.	B	W	S	E	I	Be
		n	n	i.	r	i.	r	r	r	h	h	t	t
Naturschutz			++	=/A	+/0	-	+/0	-	+	N	+	-	A
Landschaftsschutz		++		-	+	0	+	+	+	-	++	-	A
Landwirtschaft (intensiv)		=/A	-/0			e	e	N-	=	N-	=	e	A
(extensiv)		+/0	+/0			e	e	e	0	0	+/0	e	A
Forstwirtschaft (intensiv)		-	+	e	e			N-	-	N+	+	e	A
(extensiv)		+	++	e	e			e	+/0	N++	++	e	A
Binnenfischerei (intensiv)		-/0	0/-	e	e	e	e		-	e	-	e	A
Wasserwirtschaft		+/-	+/-	-	0	0	0	-		-	-/0	-	-
Siedlung		-	N-	N+	N-	N-	N-	=			-	-/+	A
Erholung (naturgebunden)		=	-	-	0	0	-	0/-	-	e		-	A
Industrie/Verkehrswesen		=	-/0	N-	N-	N=	N-	B-/+	=	-/0	=/A		e
Bergbau (Tagebaubetrieb)		A/N-											

Nutzung ++ stark förderlich
 + förderlich
 0 kein oder nur geringer Einfluß
 - beeinträchtigend (restriktiv)
 = stark beeinträchtigend
 A gegenseitiger Ausschuß

e – Nutzungsinterferenz entfällt; N – mögliche Nachbarschaftswirkungen; n – Probleme von Natur- und Landschaftsschutz; r – Probleme der Ressourcen; h – hygienische Wirkungen; t – technische Probleme

3.6. ábra Ökológiai hatásmátrix (Miklós 1985 in: Bastian – Schreiber 1999)

A hatásértékelésre adott válaszokat a **hatásszabályozás** fogalmába foglalják össze. Ebben lényegében azokat az intézkedéseket foglaljuk egybe, amelyek egyébként fenntartási, fejlesztési vagy védelmi célból is születnek. Példaképp hozható, hogy a 3.6. ábra alapján a mezőgazdaság tájra gyakorolt hatását úgy mérsékelhetjük, hogy korlátozzuk a növényvédő szer használatát, betiltjuk a biocidok alkalmazását, természetforgót váltunk, extenzív talajhasznosítást alkalmazunk, más változtatásokat javasolunk a használati módban, a mezsgye, az erdősáv, a táblaméreteket, a kaszálási gyakoriságot változtatjuk. Változtatunk a gyephasználat, a gyümölcsfa használat intenzitásában, rét és legelő közötti forgóban, a gyümölcsfaj alkalmazásában.

A vízgazdálkodásnál ilyen intézkedési csokor lehet a vízkivétel korlátozása (a talajvizet is beleértve), a lefolyások késleltetése, középvíz biztosítása, a víz renaturálása, vagy a vízterhelés csökkentése. A turizmus hatásának csökkentésénél pl. fontos szerepet kaphat a hasznosítás korlátozása, látogató irányítással kapcsolatos intézkedések meghozatala is (Riedel 2002).

Sajátos szegmense ennek a csoportnak, amikor azt mérem, hogy a hatás mekkora területet érint, és azt milyen mértékben. Erre a kompenzációs faktor modellt is lehet alkalmazni (Riedel - Lange 2002). Az 3.7. ábra erősen leegyszerűsítve egy tájkép érintettségén érzékelteti ezt a szándékot.

3.7. ábra - A kompenzációs faktor modell (Riedel 2002)

Védendő elem	Nagyság, érték	Potenciális hatás	Kiegyenlítő intézkedések
Tájkép	10 ha érintett, értékkategória: 2	10 előtte érték 2, nincs komoly hatás	A falakat be kell futtatni növényzettel

3.7. ábra A kompenzációs faktor modell (Riedel 2002)

Ezekből sejthető, hogy milyen módszerekkel lehet a hatásértékeléshez kezdeni. A léptéktől is függenek, hogy a szöveges, táblázatos, mátrixos (pl. a nagy léptékeknél) formába rendezzük először adatainkat. A kezdet – ahogy jeleztük – a hatótényezők azonosítása, és ha a méretarány engedi a konkrét hatásértékelés alapja a kapcsolatok **kvantitatív** megadása. Ezek birtokában lehet konkrétabb értékelést végezni (és annak eredményét, pl. táblázatban térképen bemutatni). A legkézenfekvőbb, ha összevetjük a hatást kiváltó tényező mért értékét és a hatást elszenvedő közeg (általában rendeletben rögzített) minőségi határértékét. Pl. ivóvizet érő szennyezők határértékei alapján végezhetjük el a minősítést (hazai keret pl. az ivóvízre: <http://www.muszeroldal.hu/assistance/ivovizminosites.pdf>). Gyakori a pontozásos elemzés alkalmazása is.

c. A tájak terhelése, terhelhetősége

A terhelés a várt és a valós állapot közötti eltérést jelenti. Egy táj ökológiai terhelése a potenciális tulajdonságok értékvesztésében fejeződik ki, pl. bizonyos célú hasznosíthatóság korlátozásában. Más szavakkal: a környezeti feltételek használata miatt (a táj környezeti állapotát fejezi ki) azok megváltozhatnak (gyakran romlanak), más használati igény csak részben vagy egyáltalán nem lehetséges többé, és vagy az emberi jólét, vagy az egészség szenvedhet kárt (Bastian – Schreiber 1999).

Különbséget kell tenni egy tényező objektíven megállapítható érzékenysége (pl. talaj, víz, levegő), ill. használati igény egyik oldalról és egy szubjektíven megállapítható ésszerűsége egy használati korlátnak (pl. egy megváltoztatás) a másik oldalról. A terhelés fogalma mindig egy értékeléssel kapcsolódik össze. Németországban használt nem bonyolult osztályozás szerint (Schernel 1978)

a konkrét használati kategóriáknál (település, mezőgazdaság, közlekedés, ipari és ivóvíz és energiaszolgáltatás
természeti tényezőkkel kapcsolatosan
ökológiai terhelés (levegő, víz stb.)
társadalmi-gazdasági terhelés (pszichológia, szociális stb.)
vizsgálat alapján
terhelés az okozótól. Érintett tájelem, korlátozott használat (hatóság?)

A tájökológiában különösen jelentős, mégis nagyon vitatott az ökológiai stabilitás fogalma. Emberi szemszögből akkor mondható egy táj stabilnak, ha a teljesítőképessége tartósan biztosíthatónak tűnik, pl. az emberi tevékenység eredménye nem okoz visszafordíthatatlan zavarokat a természeti potenciálokban. A stabilitás fogalma mégis az adott objektum (ökoszisztéma, táj) szervezetszerűségi szintjétől függ, és a jellegét még további tényezők is szabályozzák. Így az ökológiai stabilitás nagyon általános fogalom lesz a tartósan egy ökológiai rendszer és a képességét, hogy visszatérjen módosíthatja a kiindulási helyzetbe definiálva.

Bármilyen ökoszisztémát nézünk, a stabilitási magatartás nagyon különböző folyamatokon nyugszik, ahol az értékelésnek és a használatnak is különbözőnek kell lennie. E fogalom zavaros használata hozzájárul a felszínes izéhez. Egy általános összes stabilitás megadása nem lehetséges és nincs gyakorlati célja.

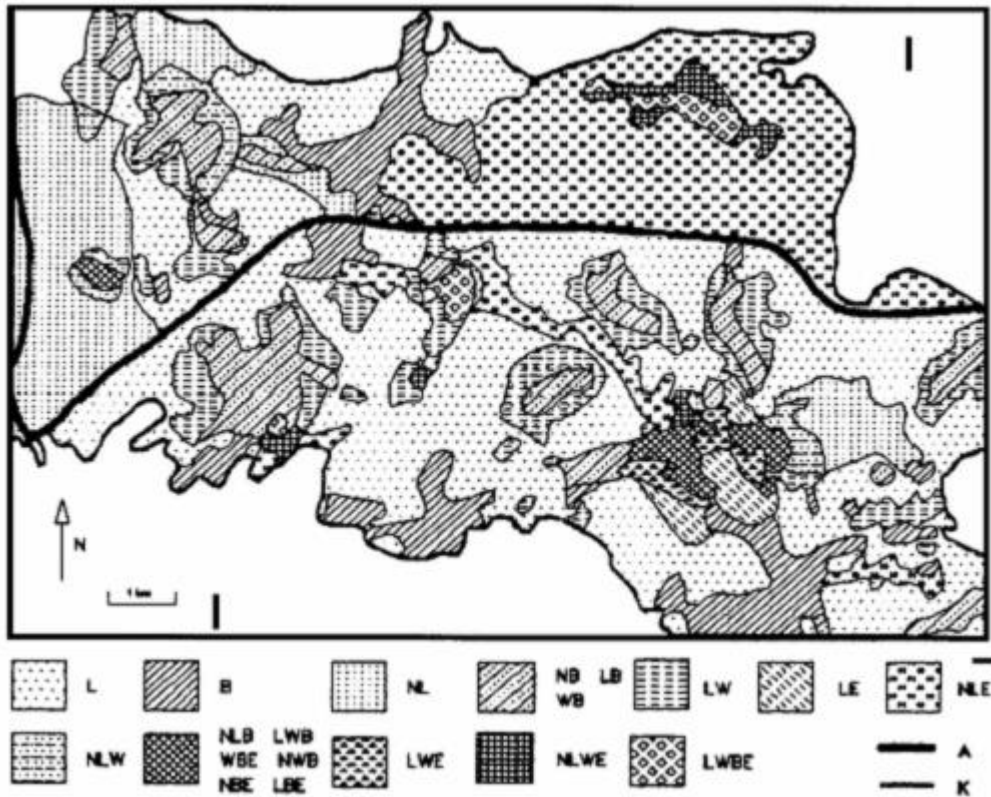
Egy táj terhelhetőségének fogalma, ill. határa alatt azt értjük, hogy egy táj a környezeti terhelésre úgy reagál, hogy még van lehetőség az állapot fenntartására és regenerációjára (az adott állapothoz képes). Itt vannak ehhez kapcsolódó fogalmak pl. rezisztencia, elaszticitás. A stabilitás és a terhelhetőség két lényeges eleme az értékelésnek, amelyek közül az első inkább az objektumokon, a terhelhetőség pedig inkább az elemző értékítéletén alapul.

d. Területhasználati interferenciák

Az előző pontban is elemzett környezethasználati típusok eltérően érintik a felszínt. Egy felszín használata lehet azonban többszörös célú is, pl. egy erdőgazdasági funkciójú felszínt rekreációs vagy természetvédelmi, vagy épp vízháztartási célra is használhatunk/használnunk. Ezek a használatok hatásaikban egymásra rakódhatnak, és az interferencia elemzés célja ezek azonosítása és az összetett, együttes hatás értékelése (3.8. ábra). A három évtizedre visszanyúló koncepció néhány országba tudott eredményt elérni (LANMAP – Landscape Ecological Mapping, Miklós 1985). Ma az értékelés leginkább pontozással történik, ami azt becsüli, hogy az egyes használati igények milyen fontosságúak. Ez a módszer nem igazán szerencsés, azt is sejteti, hogy a többszörös

használatnál szükség van a hatótényezők összehatásának elemzésére, és ezek alapján lehet visszatérni hatásértékelés körébe.

3.8. ábra - Területhasználati interferencia (Bastian – Schreiber 1999 alapján)



3.8. ábra Területhasználati interferencia (Bastian – Schreiber 1999 alapján)

Jelmagyarázat – L – mező és erdőgazdaság, B – beépítés, lerakás, N – természet- és tájvédelem, E – rekreáció, W – vízgazdálkodás, A – autópálya, K – határ

A többszörös felszínhasznosítás persze használati és érdekeltségi konfliktusokat is okozhat, aminek néhány környezet- és tájtervezési kérdését az f. pontban vázoljuk.

Ha az egyedi táji elemek ökológiai sajátosságainak a mérése, minősítése (pl. természetesség, diverzitás, érintetlenség) megtörténik, akkor már lehetőség van az objektum alkalmasság-értékelésére, azaz milyen célra, milyen korlátokkal használható fel az adott elem. Ehhez a relatív összeméréshez az ökológiai sajátosságok feltárt értékeit és az ért hatások, terhelések mértékét kell ismerni. Ez gyakorlati szempontból az alkalmasság megállapítását, elméletig a táj teljesítőképességének meghatározását állíthatja elő. Ez az ökológia szempontú terheléselemzés a mintázattal lehet kapcsolatban (amit a 4. fejezet tárgyal).

e. A kockázat értékelése

A szakirodalomban gyakran elkülönítik a veszély és a kockázat fogalmát. A **veszély** alatt jellemzően a természetben megjelenő, természeti vagy emberi indíttatású folyamatot, ill. annak eredményét értik, amely potenciálisan károkozás forrása lehet. A **kockázatról** mindig az emberrel (vagy élő) értékkel kapcsolatosan beszélnek (a lakatlan területet érintő földrengés nem jelent kockázatot). Ennek mértékét a veszély nagyságának és a bekövetkezésének valószínűségével jellemezik (Smith, K. 1996): $R_i = p_i x H_i$, ahol R_i az i-edik tényező kockázata, H_i az i-edik tényező veszélye és p_i annak bekövetkezési valószínűsége. A nevezéktani elkülönítés azonban inkább jámbor szándék, mert az irodalom azt nem használja következetesen (a munka következő részeiben – mivel idegen nyelvű irodalmi anyagokat idéz/használ – nem következetes alkalmazásukkal találkozhat az olvasó).

A kockázatelemzés folyamata az alábbi lépések mentén foglalható össze:

1. A természeti tényezők teljesítményét (indikátorokon keresztül) értékeljük. Számba vesszük a potenciális hasznosításokat, amelyek káros hatással lehetnek a természeti tényezőkre. Ezek alapján konfliktuskört szerkeszthetünk.
2. Az egyes elemekre elvégzett eredményeket aggregáljuk, és meghatározzuk a károkozással szembeni érzékenységet (mint pl. KHÉ-ben).
3. Meghatározzuk és területileg értékeljük a természeti erőforrásokat ért potenciális károk intenzitását.
4. Az aggregált érzékenység és intenzitás alapján kiszámolhatjuk a károkozás kockázatát.

A kockázatot a gyakorlatban egyik oldalról nagyon egyszerűen közelítik meg. Annak értékeit egyszerű hármas tagolású mátrix jellegű táblázatba foglalják (3.4. táblázat). Ha pl. az objektum értékvesztése nagy és annak védelmére érdemes értéke magas, akkor a kockázat erős. Másik oldalról, ha alacsony az értékvesztése egy egyébként kicsi védelmi értékű objektumnak, akkor a kockázat kicsi.

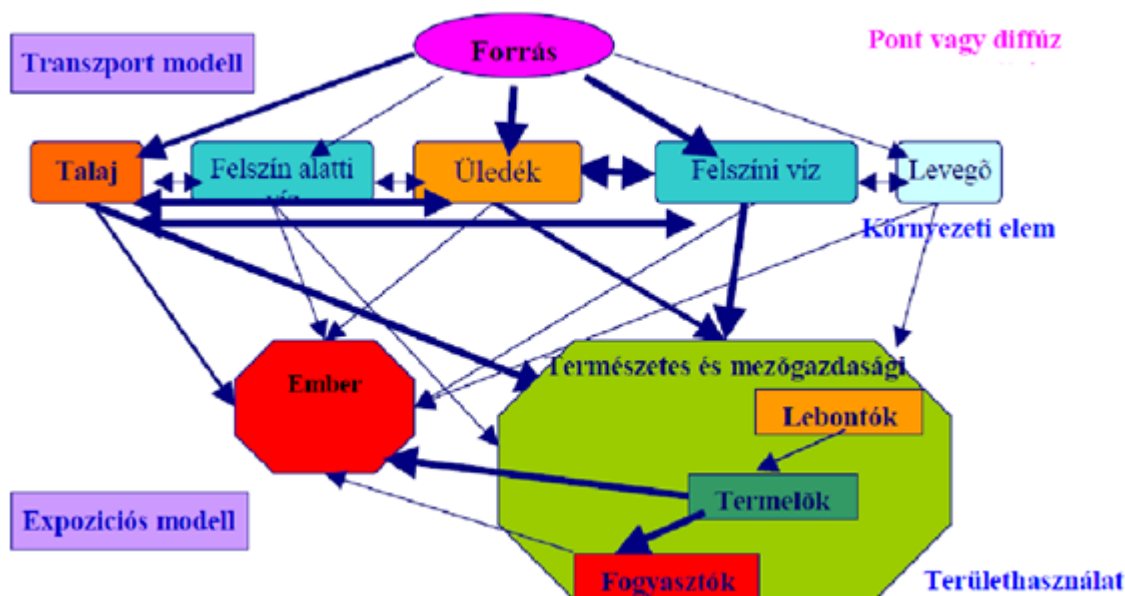
3.4. táblázat A kockázat sematikus értékelése (Riedel – Lange 2002)

A értékvesztés mértéke	Védelemre érdemes érték		
	+++ (nagyon értékes)	++(értékes)	+(kevésbé értékes)
+++nagy	!!! – magas kockázat	!!! – magas kockázat	!! - közepes kockázat
++közepes	!!! – magas kockázat	!! - közepes kockázat	! - kis kockázat
+alacsony	!!- közepes kockázat	! - kis kockázat	! - kis kockázat

A kockázat számítására (becslésére) igen elterjedt módszer e modell alkalmazása. Ezeket a korábban jelzett összefüggés alapján számítják, azaz a veszély és annak előfordulási gyakoriságát/mértékét jelző paraméterek szorzatából eredeztetik az értéket. A következőben egy ilyen példát mutatunk be, ahol a szerzőknek a célja egy vízgyűjtő szintű környezeti kockázatmenedzsment módszertan kialakítása volt. Ez a modell a szennyezőanyagok felszíni vizekre ható kockázatára összpontosított (Gruiz et al. 2005, 3.9.ábra). (Utalva a fentiekre: az itt használt kockázat fogalma nem illeszkedik az általunk használttal.) Ez hasznos elvi alapja lehet egy környezeti veszélyértékelési modellnek. Számos talajtanban, vízrajzban használatos kockázatbecslési modell ismert, amelyek jellemzően az emberi egészségkárosodás alapján határozzák meg a kockázat mértékét.

Hasonló módon ismertek modellek, pl. a víz környezeti veszélyeiről, amelynek számítási alapját a b. pontban jelzett rendelet adatai adhatják. Összességében az mondható, hogy a kockázat a kár nagyságának és a kár bekövetkezési valószínűségének szorzata. Mérőszáma fontos faktor a döntések meghozatalában. A kockázat tulajdonképpen a dolgok lényegéből fakadó veszélynek egy bizonyos környezeti, társadalmi, szociális szituációba helyezését is jelenti.

3.9. ábra - A Toka vízgyűjtő integrált kockázati modellje (Gruiz et al. 2005)



3.9. ábra A Toka vízgyűjtő integrált kockázati modellje (Gruiz et al. 2005)

A kockázatok igényes vizsgálatához korszerű módszerek és technikák állnak rendelkezésre, de az ehhez szükséges szemlélet kialakításában a fenti elvek is segíthetnek. A különféle alkalmazási területekre kiterjedt kockázatelemző módszerek többfajta technikát is használhatnak (pl. fuzzy elemzés – a bekövetkezési valószínűségek és súlyosságok kategóriáinak fuzzy értelmezés alapján, vagy Monte Carlo szimuláció – a becslések valószínűségi elemzési technikával történő átvitele, és az elemzést akkor segíti, amikor nem ismert egy esemény bekövetkezésének a valószínűsége.). A számos kockázatkezelő modell közül a talán a leggyakrabban használt a @Risk 5.0 (Palisade által gyártott) szoftver. Előnye, hogy a kliens gépeken futó eszközökkel (MS Excel, MS Project) együtt használhatók. Több szintű (standard, professional) és sokoldalú szoftvertermék-csomag. A szoftveren belül a „Standard” rész a legegyszerűbb és legalapvetőbb kockázatelemző módszereket tartalmazza (ez pl. Monte Carlo szimulációt használ). A „Precision” Tree 5.0 típusú szoftver része a döntési-fák módszerét, a „Project” rész pedig a projektkockázatok (határidőcsúszás, költségnövekedés) elemzését támogatja.

A magyar kockázatelemző módszerek közül az egyik legismertebb az IntegRISK® rendszer (Integrált Kockázatmenedzsment Rendszer), amely rendszerszerűen támogatja a kockázatelemzés és -kezelés folyamatát. A stratégiai-tervezés, operatív-tervezés, valamint a működési kockázatelemzés moduljai hatékonyan segítik a kockázatkezelést a stratégiai szervezeti célok elérésében. Tekinthető ez egyfajta – a törvényi megfelelést igazoló – auditálási segédeszköznek (Véry 2008).

Összességében az mondható, hogy sok modell ismert, amely segít pl. a szennyezett területek környezeti kockázatának jellemzésében, a kockázatos anyag és az érintett terület adottságain alapuló terjedési térképezésében, de lényegében itt azt kell világossá és (lehetőleg modellbe foglalhatóvá) tenni, hogy a környezetterhelés miként változtatja meg mennyiségileg és minőségileg a természeti erőforrásokat (ok-folyamat) – és a kockázatelemzés és a mennyiségileg és minőségileg megváltozott erőforrások mennyire korlátozzák a használati lehetőségeket.

A kockázatkezelés számos alkalmazási területen használt. Az a (szemlélet) változási szándék figyelhető meg, hogy a felismert problémákat nem elsősorban az ajánlott vagy elvárt keret-, szabványrendszerhez való megfeleléssel kísérlék megoldani (ez gyakran kötelező persze), hanem jóval több figyelmet kap a hatótényezők integrált kezelése, és a stratégia ennek alapján történő továbbvitele. Erre a szándéokra jó példa az ISO 31000 Risk Management szabvány.

Az Európai Unióban a környezeti kockázatszámítás szabályozását összefoglaló doktrína (legújabb verzió 2012) az észak-olaszországi Seveso vegyi üzemének 1976-ban történt, súlyos vegyi szennyezése okán született. Az Indiai Bhopal (1984) ugyancsak vegyi üzemi havária több ezer emberéletet is követelt. A szabályozás a további kockázatok megelőzésére jött létre (aminek fontosságára Schweizerhalle, Enschede, Toulouse hasonló

eseményei hívták fel a figyelmet (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:197:0001:0037:EN:PDF>)

Az EU-ban a kockázati modellek fogalmát is már igen tágra értelmezik, pl. a határrendszerek Frontex modellje, vagy a banki szféra Calermrisk modellje mutat erre példát. A banki szféra egy javaslata szerint a kockázatot érték (value at risk, általánosan használt rövidítéssel VaR) fogadható el a kockázat mérőszámának. A '80-as évek óta ez az egyik leggyakoribb mértéke a kockázatnak.

f. Konfliktusértékelés

A környezeti funkciók, eltérő hatások, terhelések, a többszörös használatból összefüggő interferenciák az értékelésnél, ill. annak eredményénél (pl. területi tervezésnél) olykor használati vagy érdekeltségi konfliktusokban jelenhetnek meg. Erre a jellemzően társadalmi indíttatású megközelítésre külön, elfogadott számítási módszer nem ismert. Maga a probléma az előzőekből ismert: egy-egy társadalmi tevékenység a környezeti erőforrásokat használja, ennek környezeti következményei vannak, a használatok és a következmények is egymásra rakódhatnak, ami használati konfliktust gerjeszthet (3.10. ábra). Hasonló módon értelmezhető az érdekeltségi konfliktus is. Az környezeti érdek vagy értékkonfliktusoknál a legcélravezetőbb a problémamegoldó konfliktus kezelés alkalmazása.

3.10. ábra A táji komponensek antropogén terhelése (Miklós 1988)

	Konfliktusokozó	Lehetséges kimenet
Agrárcélból használt felszín	Mezőgazdaság, urbanizáció, ipar	erózió, talajszerkezet változása, talaj igénybe vétele antropogén célra, imisszió
Vízi erőforrások	Vízgazdálkodás	a vízrendszer és az öntisztulás megváltozása
	Mezőgazdaság	közvetlen anyagbehordódás
	Ipar, település, közlekedési út	káros anyag kontamináció
Erdészeti erőforrás	Erdőgazdálkodás	ökológiailag instabil monokultúra kiépítése
	Ipar, település, közlekedés	káros anyag imisszió
	városiasodás	imisszió
Népesség élőhelyei, település, rekreációs területek	Urbanizáció	imisszió, zaj, szennyvíz, esztétikai problémák
	Ipar	
Természetvédelmi területek	Mezőgazdaság	erózió, melioráció, erdőirtás,
	Erdőgazdaság	monokultúra, biocide
	Rekreáció	olvadást előidéző só alkalmazása, növények eltávolítása

Felhasznált irodalom

Bastian O. – Schreiber K-F. (eds) 1999: *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Spektrum, Heidelberg – Berlin p.564 Borhidi A. – Sánta A. (szerk). 1999: *Vörös Könyv: Magyarország növénytakarásairól 1-2*. Természetbúvár Kiadó, Budapest p. 362, p. 404 Bulla M. – Vári A. 2002: *Magyarország környezeti jövőképe – egy évtized távlatából*. Műhelytanulmányok OKT, Budapest p. 32, <http://www.socio.mta.hu/konyvek/bulla-vari.pdf> Csima P. 2009: *Tematikus tájváltozás-elemzések – a települési táj*. <http://www.geo.u-szeged.hu/web/sites/default/files/15Konferenciak/absztraktkotet.pdf> 18 p. Csorba P. 2008: *A tájhatárok kijelölése és változása*. Földrajzi Közlemények 132. 2. pp. 220–226. Crawford-Brown D. J. 2001: *Mathematical Methods of Environmental Risk Modeling* Kluwer,

- Amsterdam p. 205 Gruiz K.; Vaszita E. and Siki Z. 2005: *Risk based management of the Hungarian demonstration site, Toka Valley, Gyöngyösorszi* In: Proceedings CD, Training Course and Conference, Budapest, 4–8 July, 2005. http://www.mokkka.hu/db1/get_pic.php?db_type=mysql&table=elolap&col=rec_id&id=42&pic=pict
- EU Tájégyezmény 2005: http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_705 Feature Analyst 2009: http://www.vls-inc.com/feature_analyst.htm Kaule G. 2002: *Umweltplanung*. Ulmer Sturtgart p. 315 Kollányi A. 2004: *Táji indikátorok alkalmazási lehetőségei a környezetállapot értékeléséhez*. www.kep.taki.iif.hu/file/Taj_Kollanyi.doc Konkolyné Gy. É. 2003: *Környezettervezés*. Mezőgazda Kiadó, Budapest p. 398 Leser H. – Klink H-J. 1988: *Handbuch und Kartierleitung Geoökologische Karte 1:25000*. Forschunggen zur Deutschen Landeskunde 228, Trier p.349 Marks R. – Müller M. – Leser H. – Klink H-J. (eds.) 1992: *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes*. Forschungen zur deutschen Landeskunde 229. Trier p. 222 Marjainé Szerényi Zs. 2000: *A természeti erőforrások monetáris értékelésének lehetőségei Magyarországon*. BCE, Budapest, p. 251 Marjainé Szerényi Zs. 2001: *A természeti erőforrások pénzbeli értékelése*. Közgazdasági Szemle XLVIII. 114–129 Marosi S. 1981: *Tájkutatási irányzatok, tájértékelés, tájtipológiai eredmények*. MTA FKI Elmélet–Módszer–Gyakorlat 35. 119 p. Marosi S.– Somogyi S. (szerk.) 1990: *Magyarország kistájainak katasztere I-II*. MTA FKI, Budapest. 1043 p. (2. kiadás 2010) Meyer, B.C. [Ed.] (2006): *Sustainable Land Use in Intensively Used Agricultural Regions* Landscape Europe. Alterra Report No. 1338. Wageningen. 182 p. Mezősi G – Rakonczai J (szerk.) 1997: *Geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata*. JATE TFT, Szeged, p. 131 Mezősi G. 2003: *A földrajzi táj*. – In: Borsy Z. (szerk.) Általános természetföldrajz. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. pp.807–817. Mezősi G. 2008: *Magyarország környezeti állapota*. JATEPress p. 153 Mezősi G. 1991: *Kísérletek a táj esztétikai értékének meghatározására*. Föld. Értesítő XL. 3-4. 251-264 Miklós, L. 1985: *Stety zaujmov v krajine*. Zivotne prosredie. Bratislava 19: 179-184 Pécsi M.– Somogyi S.– Jakucs P. 1972: *Magyarország tájtipusai*. Földrajzi Értesítő 21. 1. pp. 5–12. Pocsai K. – Balogh P 2011: *Agrárinformatika / Agricultural Informatics (2011)* Vol. 2, No. 1:77-85 Riedel, W. – Lange, H (szerk) 2002: *Landschaftsplanung*. Spektrum, Heidelberg. 384 Rakonczay Z. (szerk.)1990: *Vörös Könyv: a Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok*. Akadémiai Kiadó, Budapest p. 359 Rausz A. (szerk.) 2005: *Környezetstatisztikai Évkönyv 2004*. KSH, Budapest, p. 209 Rausz A (szerk.) 2006: *Adatok hazánk környezeti állapotáról (AHK) 2006* KvVM, Budapest, <http://www.kvvm.hu/index.php?pid=9&sid=9&hid=1114> Várallyay Gy. 2001: *A talaj vízgazdálkodása és a környezet*. Magyar Tudomány 2001.7. pp. 799-814. Véry Z. 2008: *Kockázatelemző módszerek és eszközök*. <http://blog.mfor.hu/controlling/1570.html> Wischmeier, W. H. – Smith, D.D. 1978: *Predicting rainfall erosion losses*. USDA Handbook, No 282 Washington p. 33

4. fejezet - A tájtervezés földrajzi alapjai (Csorba P.)

A táj azon kevés geográfiai fogalom, amelynek földrajzi jellegét aligha lehet vitatni. A fogalom pontos meghatározását illető vita ellenére soha nem lehetett megkérdőjelezni, hogy a táj alapvetően földrajzi képződmény, amelynek működését, megjelenését elsősorban a geográfusok vizsgálják, kutatása elsősorban földrajzi téma, feladat.

Ezzel szemben, amint megvizsgáljuk különféle tájas szóösszetételekkel kifejezett speciális szakterületek tevékenységét;

tájökológia,
tájtervezés,
tájrendezés,
tájrehabilitáció,
tájrekonstrukció,
tájesztétika,
tájvédelem stb.

egyértelmű, hogy a földrajzi megközelítés, a hagyományos földrajzi ismeretek alkalmazása többé-kevésbé mellőzhető. Kis túlzással, a minden tájas szakmunka számára nélkülözhetetlen, közkézen forgó kistájgazdaság kivételével úgy látszik nincs nagy szükség a földrajz, közelebből még a tájföldrajz által kínált ismeretekre sem.

Ezen a táj- és környezetföldrajz számára lehangoló helyzeten kívánunk változtatni, azzal a meggyőződéssel, hogy a fenti speciális ökológiai, mérnöki, esztétikai ismereteket kívánó munkákban nem elhanyagolható a természeti földrajz, ezen belül a tájföldrajz által nyújtott szemlélet és ismeretanyag. Törekvésünkkel nem megkérdőjelezni akarjuk az ökológus vagy a tájépítész kompetenciáját a tájas munkaterületen, viszont határozottan állítjuk, hogy az ilyen munkák, kutatások több szakma együttműködését kívánják, amiben helye van a geográfiának is.

Ennek a könyvnek a szerzői, mint egyetemi oktatók, elsősorban a földrajz szakos hallgatók oktatásán keresztül töreksenek szűkebb szakmájuk számára kedvezőbb munkaerő-piaci pozíciót elérni. Nagy mértékben a mi feladatunk és felelősségünk, hogy az ország egyetemeiről kikerülő földrajz szakos hallgatók szakmailag felkészülten bekapcsolódhassanak a tájtervezési, tájrendezési, tájvédelmi munkákba.

1. A tájtervezés fogalma és célja

A tájtervezés történeti gyökerei messzire nyúlnak, idézhetők akár az ókori várostervezéssel kapcsolatos adatok, de tényleges tájtervezésről – nem feledve, pl. a skót Loudon J.C. (1783-1843) tájkertjeinek („landscape-gardener”), vagy az amerikai parktervezésben úttörő szerepet játszó Olmsted F.L. (1822-1903) jelentőségét – lényegében az 1930-as évektől kezdve beszélhetünk. 1934-ben Abercrombie P. egyetemi előadásainak *Vidéktervezés és tájalakítás (Country planning and landscape design)* címet adta, de még évtizedek teltek el, mire az 1960-as években megjelentek az első tájtervezéssel foglalkozó könyvek.

A szakterület fejlődésére tartós hatást gyakorolt Hackett B.: *Landscape planning: an introduction to theory and practice* című munkája, később pedig korszerű környezetvédelmi szemlélete miatt Marsch W.: *Landscape planning: environmental applications* című könyve jelentett mérföldkövet. Az Elsevier kiadónál 1974-ben indult *Landscape Planning* folyóirat már a szakma növekvő tekintélyét jelzi. Az újság nevét 1986-ban *Landscape and Urban Planningre* módosították.

Magyarországon a tájtervezés a szakterület külföldi differenciálódásához hasonlóan a kertépítészettől, majd a tájépítészettől részeként Ormos Imre (1903-1979) ill. Möcsényi Mihály (1919-) tevékenysége nyomán kapott hivatalos keretet. A Kertészeti Akadémián, ill. Kertészeti és Szőlészeti Főiskolán (1968-tól egyetemen), nálunk is az 1940-es évekkel kezdődően alakult ki az a szakmai műhely, amely az agrár- és települési környezet tervezésének mérnöki oldalát a táj megkövetelte szélesebb keretbe helyezte, és ezzel elindította a valódi tájtervezési képzést, kutatást, gyakorlatot.

A környezet állapotának változtatását, a környezeti viszonyok megtervezését hosszú ideig kizárólag a városokra értették, úgy vélték, hogy a rurális területeken folyó élet és környezethasználat alapvetően összhangban van a természettel, itt nincs szükség tervezői beavatkozásra. Ebben van is valami igazság, hiszen valóban az ipari forradalom idején átalakult, lakosság számukban hirtelen felduzzadt, ezáltal sok helyen elviselhetetlenül zsúfolt és szennyeződött városokban kialakult viszonyok kényszerítették ki a várostervezést (urban planning). A rurális tájak kisebb működési zavarait egészen a XX. század elejéig össze sem lehetett hasonlítani a nagyvárosokat, a városi agglomerációkat sújtó környezetterhelés mértékével.

A vidéki térségek környezetterhelése, a degradálódás, az elhanyagoltság miatti leromlás a legfejlettebb országokban csak a két világháború között, és legalábbis Európában általánosságban az 1960-as években érte el azt a kritikus szintet, amely a vidéki területek tájtervezéséért kiáltott. Az intenzív mezőgazdaság talaj- és vízkészlet terhelő hatása, a falusi térségek népességmegtartó erejének csökkenésével, a felhagyott területek ugrásszerű növekedésével teremtett olyan helyzetet, amikor társadalmi igény mutatkozott a vidéki térségek tájainak tudatos alakítására, tervezésére.

Témánk szempontjából figyelemre méltó az a fejlődési út, amit a brit tájtervezés bejárt (Jensen, L.H. 2006). A szigetország tájainak évszázadok óta egymásra rakódó kultúrtörténete miatt itt hosszú, de elkülönült hagyománya van a táj (landscape) és a természet (wildlife) megőrzésnek. Ennek következtében 1949-ben, amikor kiadták a Nemzeti Parkokról és Vidékfejlesztésről szóló törvényt (National Parks and Access to the Countryside Act) a rendeletben foglaltak megvalósítására két, egymástól jogilag független szervezet alakult meg. A Nemzeti Parkok Bizottságának jogköre és feladata lett az ökológiai és geológiai tájvédelem, a Vidékfejlesztési Bizottság viszont a rurális területek látványának megőrzéséért felelt. A két irányító szervezet szemléleti különbsége kiéleződött az 1960-as évek végén, amikor komoly szakmai vita kezdődött a nemzeti parkokra nehezedő rekreációs nyomás csökkentése érdekében. A vita nyomán az eltérő tájértelmezés, ill. felfogás lassan közeledett egymáshoz, mind több szakvélemény jelent meg arról, hogy a tájpotenciál, a földhasználat, a klíma, a hidrológiai rezsim, az élőhely diverzitás mellett a vizuális érték is lehet tájmegőrzési cél. Az 1970-es években el is kezdődött a táji látvány objektívebb, mérhető, kvantitatív értékelése. Ebből a szakmai megújulásból fejlődött ki az 1990-es években az angol tájkarakter értékelés, s nyomában csakhamar európai szintre emelkedő ügyé vált és el is készült az európai tájak jellegét értékelő munka; az European Landscape Character Assessment (Wascher 2005). Az új tájértékelés a tájat nem csupán esztétikai látványként, hanem a tájalkotó tényezők kapcsolatrendszerének vizuális indikátoraként értékelte. S amikor a táji látvány már nem csupán egy a táj erőforrásai közül, amit a turisták jobb kiszolgálása érdekében kell alakítani, hanem a tájműködés bonyolult kapcsolatrendszerének vizuális megjelenése; a táj kezelése felbukkan számos felhasználó érdeklődési horizontján. Az angol Countryside Agency tájkarakter értékelését élénken figyelik az önkormányzati hivatalok, a befektetők, a különféle területhasználati, környezetvédelmi, gazdasági, turisztikai stb. stratégiákat összeállító szakemberek. Úgy tűnik, hogy Angliában és Walesben az összes föld-, ill. területhasználati stratégia a tájmenedzsmenten keresztül vezet, azaz a földrajzi tájat tekintik olyan működési (és történelmi!) egységnek, amely elemzése, értékelése minden környezetalakító beavatkozás kiinduló pontja.

A tájtervezést a szerzők többsége a tájépítészeten belül úgy különíti el, hogy a tájtervezést a tájépítész egyéb – települési, zöldfelületi stb. munkáihoz képest – kevésbé kötik az egyéni és a tulajdonosi érdekek, vagyis

- a privát szféra érdekei helyett inkább a közösségi, társadalmi célokat szolgálja,
- a szokásos tervezői telekhatároknál nagyobb léptékben, vagyis tájléptékben és
- hosszabb időkeretben gondolkodik.

Definíciószerűen az alábbi összegző gondolatokat érdemes kiemelni:

A tájtervezés célja a tájak területi szerveződésének befolyásolása, a tájhasználati konfliktusok, a különféle társadalmi igények, értékek közt kialakult feszültségek feloldása (Antrop, M. 2006).

Az Európai Táj Egyezmény (European Landscape Convention; Firenze, 2000 október) a tájtervezést egy olyan gyakorlati tevékenységnek tekinti, amely során a *táj működését és megjelenését javítjuk, megőrizzük, szükség esetén visszaalakítjuk egy korábbi állapotba.*

Egy még korszerűbb kifejezéseket felsorakoztató megfogalmazás szerint pedig a tájtervezés célja a *táji adottságok ésszerű kihasználása, a fenntartható tájhasználat és a táj ökológiai létét károsító lépések korlátozása, kiiktatása* (Tress, G. et al 2006).

Optimális esetben a tájtervezés olyan beavatkozás a táj működésébe és megjelenésébe, amely során

- a tájháztartás nem károsodik,
- lehetővé teszi a táj többcélú hasznosítását,
- racionális területhasznosítás és táji szemlélet érvényesül,
- az építmények, létesítmények alkalmazkodnak a táj karakteréhez,
- összességében fokozza, megőrzi a táj értékeit és potenciálját.

(info@KertIkon.hu, 2009)

2. A tájtervezés helye a rokon szakterületek között

A fentebb felsorolt, ún. tájas szakterületek között kétségtelenül a tájtervezés áll a képzeletbeli hierarchia élén, ez az a munkaterület, amelynek meg van a társadalmi elfogadottsága, és jelentkezik a gyakorlati igény is a tájtervezési munkákra. Ez az igény kétségtelenül nem éri el pl. a közműtervező vagy az általános építészmérnöki munka presztízsét, de az utóbbi évtizedekben tagadhatatlanul hazánkban is növekvő szükségletet elégít ki.

Ennek fényében is meglepő, hogy az Akadémiai Kiadó által 2002-ben kiadott kétkötetes Környezet- és természetvédelmi lexikonban nincs külön tájtervezés címszó, miközben megtaláljuk a fent említett összes többi tájas szakterület magyarázatát, a tájökológiától a tájvédelemig. Ennek oka talán az lehet, hogy a tájtervezés egy kevésbé tudományos jellegű, kifejezetten gyakorlati munkafolyamat, aminek konkrét célja lehet ökológiai, rehabilitációs, vagy esztétikai tájalakítás. Helyenként fel is bukkan a szakirodalomban olyan pontosító kifejezés, hogy „ökológiai tájtervezés” vagy „esztétikai tájtervezés”.

A tájas szakterületek Csima P. (2008) szerint az alábbiak szerint kapcsolódnak össze:

A tájrendezés része

a tájfejlesztés,
a tájvédelem és a
a tájrehabilitáció.

A tájfejlesztés esetében egy eredetileg nem meglévő tájpotenciál megteremtése, kialakítása a cél, a tájvédelem a meglévő adottságok megőrzését, a tájrehabilitáció és a tájrekonstrukció egy leromlott, ill. már el is eltűnt potenciál visszahozását jelenti.

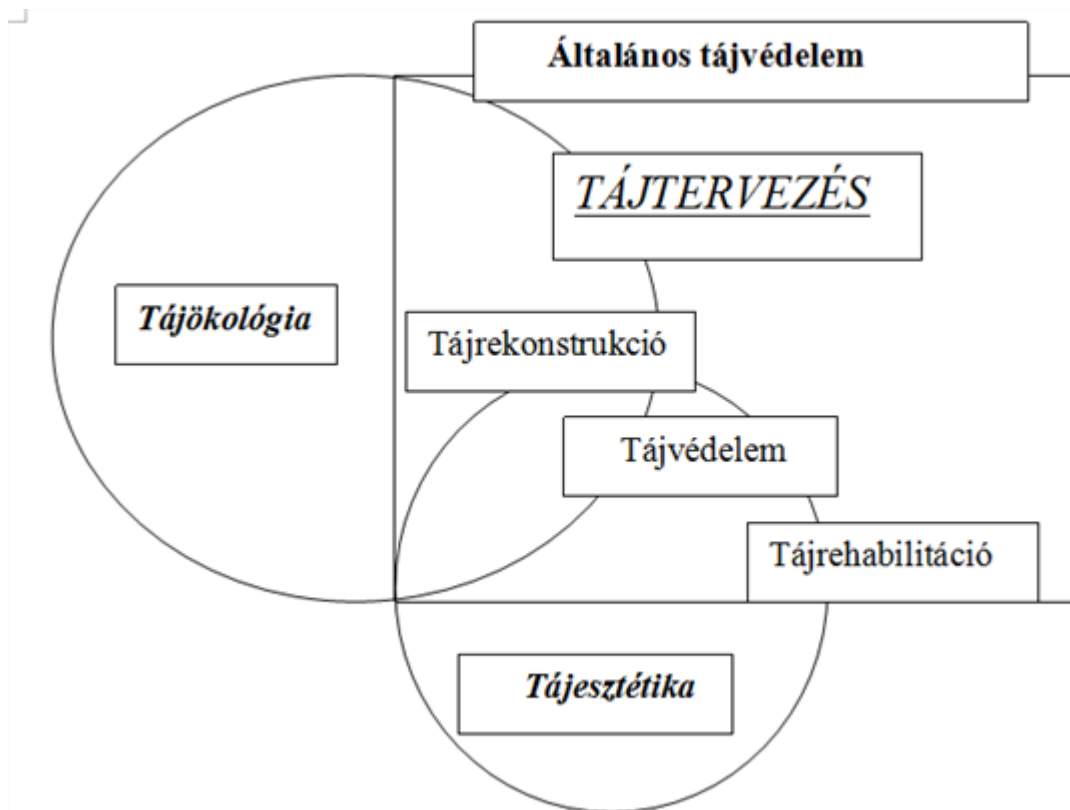
Az előbbiektől jobban elkülönülő szakterület:

a tájökológia és
a tájesztétika.

A tájtervezés pedig a tájrendezés egyik eszköze, „egyrészt a települési és a térségi rendezési tervek esetében a tájrendezési döntések szakmai előkészítésével, másrészt eszköz a tájépítési kivitelezési tervek megvalósításához.” (Csima 2008).

A 4.1. ábrán tudományos szempontból az általános tájvédelmet helyeztük a hierarchia tetejére, amelynek elméleti hátterét jelentős mértékben a tájökológia és a tájesztétika biztosítja. A tájtervezés képviseli a tájvédelem társadalom által megkívánt igényének a megvalósítását, amelyre az adott táj állapotának megfelelően rekonstrukciós, védelmi, vagy rehabilitációs célú rendezési terv készülhet. Mivel a rekonstrukció egy korábbi, már alig működőképes állapot visszahozását célozza, az ilyen beavatkozás során van szükség leginkább a tudományos, elméleti tájökológiai ismertekre, ezért tettük a tájrekonstrukciót legközelebb a tájökológiához. A tájrehabilitáció ezzel szemben inkább technikai korrekciós beavatkozásokat kíván, ennek több kapcsolata van a mérnöki tervezéssel.

4.1. ábra - A tájtervezés és más tájkezelési szakterület kapcsolata



4.1. ábra: A tájtervezés és más tájkezelési szakterület kapcsolata

A tájtervezés nemzetközi szakirodalmát tanulmányozva megállapítható, hogy a feladat több szakterület részvételét kívánó, interdiszciplináris jellege külföldön már jobban utat tört magának. Az 1990-es években új alapokra helyezkedő holland, német, angol, dán tájtervezés a korábbinál sokkal erőteljesebben támaszkodik az ökológiai és a geográfiai alapokra. Kétségtelen, hogy az említett országokban a tájhasználat intenzitása, az ember általi átalakítottasága magasabb fokot ért el, mint Európa keletebbre, északabbra fekvő tájain, de az is tény, hogy a tájökológus, a tájföldrajzos tudása természetesebb módon beépül a tervezői munkafolyamatba.

A hatékonyság növelése érdekében persze ezekben a példaként említett országokban is folyamatosan tenni kell az egyetemi oktatás terén is. Nem véletlen, hogy a képzés minőségéért felelősséget érző vezető oktatók intenzív mesterkurzusokra gyűjtik maguk köré az alapképzettséggel már rendelkező egyetemi hallgatókat (Tress B. et al. 2006). A szervezők nem titkolt célja, hogy a tájtervezés tudományok közötti jellegét ezzel egy magasabb, ún. transzdiszciplináris, azaz rokontudományok feletti, új minőségi szintre emeljék.

Ezen a mesterkurzusokon kifejezetten arra töreksenek, hogy hangsúlyozzák a téma összetettségét, a táj sokarcúságát, a tájtervezés különlegesen összetett szemléletet kívánó mivoltát. Ennek érdekében igyekeznek úgy az oktatók, mint a hallgatók szakmai háttérét a lehető legszélesebbre szabni; legyen köztük ökológus, földrajzos, mezőgazdász, erdész, építész, jogász, szociológus, filozófus, régész, biológus, pszichológus stb. Természetes követelmény, hogy az oktatók ne csak az akadémiai szférából kerüljenek ki, hanem legyenek a tájtervezés gyakorlatában résztvevő tervezők és a tervezés adminisztrációjában szereplő hivatalok képviselői is.

A fenti megállapításokat még inkább megerősíti az a tény, hogy a táj ma már a fejlett országokban sehol sem kizárólag a mezőgazdasági tevékenység színtere. Jóllehet a területhasználat arányait tekintve (extrém természeti adottságú területeket kivéve) a mező- és erdőgazdálkodás továbbra is uralkodó szerepet játszik, tájtervezési szempontból mégis a többcélú ún. multifunkciós földhasználat jellemző (Brandt, J. – Vejre, H. 2004). Ma már Európa, É-Amerika nagy részén a tervezéskor az infrastrukturális, a természetvédelmi és a rekreációs céloknak legalább olyan, sőt néha nagyobb szerepe van a földhasználatban, mint a hagyományos primer termelő tevékenységeknek. Gyakran megesik, hogy a mégoly jó minőségű földeket is inkább szennyvíztisztító telep, mint szántóföld foglal el, egy bevásárló központ miatt eltűnik egy nedves élőhely stb.

A tájtervezés másik kritikus pontja, hogy a társadalmi igények folyamatosan változnak, s ami ma még általános támogatottságot élvez, korántsem biztos, hogy megegyezik a közeljövő prioritásaival. Ezért általános

tájtervezési alapelvként kellene működnie annak, hogy a természetes táji folyamatokba csak a visszafordíthatóság mértékéig kellene beavatkozni (Kerényi A. 2007). Ez a kívánság sok esetben illúzió. Tény, hogy mai cselekedeteink következményei messzebb nyúlnak, mint amennyire képesek vagyunk előre látni a jövőbeli táji folyamatokat.

3. A tájtervezés szükségessége, avagy válságban vannak-e az európai tájak?

A szakterület szükségességét bizonyítani hivatott gondolatok bevezetéseként gyakran írnak arról, hogy a tájtervezést egy végzetesen eluralkodó tendencia, a tájnak a gazdaságilag fejlett országokban tapasztalható általános leromlása teszi nélkülözhetetlenné (Antrop, M. 2001, 2003, Van Mansvelt, J.D. – Pedrolí, B. 2003).

Állításukat azzal igyekeznek bizonyítani, hogy Európa legmagasabb társadalmi színvonalon élő országaiban a tájakat:

csökkenő változatosság (**tájdiverzitás**), tehát növekvő homogenitás („táji macdonalizáció”) jellemzi (4.2. ábra), markánsan megjelent egy erős tájhasználati **polarizáció**; azaz igen intenzív használatú tájak, tájrészletek mellett/között felhagyott, védett természetközeli foltok vannak, sorra alakítunk ki olyan tájszerkezeteket, amelyeknek **nincs kötődése** az ökológiai nagyszerkezethez, és a tájfejlődés sok helyen ma nem konzekvens folytatása a korábbi évszázadok fejlődésének, többnyire radikális szakítás zajlik a történelmi gyökerekkel. Inkább fölülírják, mintsem belenőnek a korábbi tájszerkezetbe („have been superimposed rather than being integrated” Antrop, M. 2005).

4.2. ábra - Európában szinte mindenütt megnöttek a mezőgazdasági parcellaméretek, csökkent a táji változatosság (Ausztria, Zillertal)



4.2. ábra: Európában szinte mindenütt megnöttek a mezőgazdasági parcellaméretek, csökkent a táji változatosság (Ausztria, Zillertal)

Másrészt az is igaz, hogy az utóbbi néhány évtizedben nagymértékben megváltozott – elsősorban a rurális tájakról alkotott – társadalmi szemlélet. A korábbi, mezőgazdaság uralta tájban egyre inkább a tiszta levegő- és vízpotenciált, a természetvédelmi, a rekreációs, az esztétikai funkciót, a zaj- és fényszegény vidéket látja az emberek többsége (Brandt, J. – Vejre, H. 2004). Ez a gondolat az alapja annak az Európai Unió kompenzációs mechanizmusnak is, amely anyagiilag támogatja a termőföld környezetkímélő használatát, annak érdekében,

hogy a kisebb intenzitású bolygatás és vegyszerhasználat fejében megőrződjön a közösség számára egyre fontosabb, „közjóság”-ként nyilvántartott kedvező környezetminőség; felszíni és felszín alatti vizek, gyommentes vegetáció, szennyezetlen, eróziómentes talaj stb.

Antrop szerint az első komoly visszhangot kiváltó figyelmeztetést, hogy ti. valami baj van az európai tájak egészségi állapotával – a Dobriš jelentésben lehetett olvasni (Stanners, D. – Bourdeau, P. 1995). Azóta szinte minden tájas konferencián visszatérően kiemelt téma a

tájdiverzitás,
a multifunkcionális tájhasználat és
a tájkarakter kérdése.

A tudományos figyelemfelhívás ezúttal elérte a politikusok ingerküszöbét is, 2000-ben megszületett, és kellő számú tagország csatlakozásával 2004-ben életbe is lépett az Európai Táj Egyezmény (Magyarországon a 2007. évi CIV. törvény parlamenti megszavazása zárta le a csatlakozási folyamatot.)

Antrop pesszimista álláspontjával azonban két szempontból is vitába szállhatunk. Egyrészt az utóbbi 10 évben különösen Európában – de Ázsiában, Dél- és Közép-Amerikában is, – elemi erővel jelentkezett az igény az ún. **nemzeti tájak** megőrzésére. Úgy is fogalmazhatunk, hogy a tájmegőrzés, a tájakhoz fűződő egyéni-, csoport-, és nemzeti identitáson keresztül a globalizáció elleni harc egyik színterévé vált (Csorba P. 2010).

Az utóbbi néhány évtizedben sok európai országban voltak közvélemény kutatások az egyes tájak kedveltségéről. A „**milyen tájat szeretnénk**” pl. a „Welche Landschaft wollen wir ?” felmérések eredményei ma már kielégítik a statisztikai megbízhatóság kritériumait, s nagyjából körvonalazódik, hogy milyen is volna az „igazi angol”, a „valódi német”, a „tipikus francia”, a „hamisítatlan olasz”, illetve jellegzetes alpesi, toszkánai, szicíliai, vagy dalmáciai táj (Wascher, D. – Jongman, R. 2000, Pedroli, B. et al. 2007).

Európára – a kontinens keleti, síksági tájainak kivételével – rendkívül mozaikos természeti adottságai révén igen magas táji változatosság (tájdiverzitás) jellemző. Emiatt a kontinens lakói nagyon sokféle tájhoz és tájtypushoz kötődnek. A nagyobb területű országokban nem is könnyű társadalmi konszenzusra jutni, hogy melyik az „igazi” nemzeti táj. Úgy tűnik, ahol a tájdiverzitás kisebb, vagy az ország mérete miatt a választék szegényebb, ott ez a közmegegyezés könnyebben körvonalazódik. Pl. a valódi svéd, lengyel, orosz táj mibenlétéről kisebb vita alakult ki, mint az angol, a francia, vagy a spanyol tájak esetében.

A közvélemény által elfogadott nemzeti tájak közös vonása a látvány attraktivitása mellett, hogy erősen kapcsolódik a nemzeti történelem sorsfordító helyeihez, egy-egy jelentős személyiség életének színtereihez. Az igazi nemzeti táj legtöbb esetben a tartósan birtokban lévő történelmi magterület – a svédeknek Dalarna, a németeknek a Rajna-vidék, az olaszoknak Toscana. Sok nemzet esetében a legősibb hitvilág néhány elemeként; mágikus, szent helyek kiemelt szerepe is megmaradt. A szlovákok számára, pl. „nemzeti hegy” a Kriván, a Sitno, a csehek hite szerint pedig a Blaník rejtőznek azok a harcosok, akik ha bajban van a nemzet, segítenek... A német hiedelemvilágban a Harz legmagasabb csúcsa, a Brocken úgy ismert, mint a boszorkányok legfőbb találkozóhelye.

A tipikusnak tartott **nemzeti tájaknak** van néhány **közös vonása**.

Mozaikos növényfedettség, amelynek többsége lehet kultúrnövényzet is, de ne legyen nagyterületű, láthatóan telepített erdő, ültetvény, talán még teraszozott szőlő sem,
az élénk, leginkább középhegységi domborzat,
előnyös a nyílt vízfelület,
a tradicionális (kisparcellás) mezőgazdasági tájhasználat,
a látómező 15-20 %-át elfoglalva viszonylag alacsony szintű antropogén jelenlét, belakottság,
történelmi hangulatot árasztó épületek; várak, kastélyok, kertek, kikötők, útmenti fasorok.

A **kedvezőnek ítélt tájfelépítő elemek** között tehát vannak természetes, félig-természetes és mesterséges elemek. Ezek aránya, elrendeződésének mintázata, színhatása összességében eredményezhet kiemelkedően előnyös táji megjelenést.

A természetes tájalkotó tényezők között

a domborzat jellege,
a természetközeli növényzet,

a vízfelület,
a tájfoltok közötti érintkezési felületek, az ún. szegélyhatás és
a foltmintázat játszik döntő szerepet.

A félig természetes elemek, azaz az agroökoszisztémák és telepített erdők esetében a mezőgazdasági parcellák mérete, formája, tagoltsága, kontúrjai, a lejtős területeken a parcellák iránya eredményez egyedi tájkaraktert. Fontos „tájöltöztető” elem a növényzet színe; gondoljunk csak a manapság a tavaszi hónapokban markáns tájmeghatározó erővel rendelkező repceföldek sárga négyzeteire. Kifejezetten erős kultúrtájformáló hatása van a szőlő- és gyümölcs telepítvényeknek, a mediterráneumban az olajfaligeteknek, a jellegzetes alakú mandulafenyőknek, európai ciprusoknak, de határozott regionális különbségi vannak, pl. a szénaboglyák formáinak is (4.3. ábra).

4.3. ábra - Tájképi jelleget meghatározó szénaboglyák Biharrósa (Roşia/Románia) határában



4.3. ábra Tájképi jelleget meghatározó szénaboglyák Biharrósa (Roşia/Románia) határában

A mesterséges tájképfőmáló objektumok esetében fontos a települések által elfoglalt hely exponáltsága – pl. hogy a település domb- és kisebb hegytetőkön, folyópartokon van-e. Egy igazi szép tájban meghúzódó településből egy templom és ne hírközlési bázisállomás tornya emelkedjen ki. A települési épületegyüttes a szélek felé alacsonyodva simuljon bele a külterületi tájba, toronyházak, lakótelepek ne nyomják el a történelmi településrag sziluettjét. Némely táj egyedi varázsát jelentősen fokozza egy-egy messziről is kivehető építménytípus – pl. középkori várfalak, bástyák, kálváriadombok kápolnái, gémeskút, présház, stb. Tájkarakter alakító ereje lehet a házak formájának, pl. magas alpesi tetőzetnek, a nádfedésnek, vagy „fehérfalú, piros tetős igazi magyar” tanyaépületnek. Messziről – egy tájat átfogó nézőpontból is jól kivehető a mediterrán házkockák vakító fehérsége (4.4. ábra), az árnyas szűk utcahálózata, tájképíleg is érzékelhető angol települések parkokkal, zöld gyepekkel tagolt megjelenése, a kikötők mólók tagolta vízének hullámzása.

4.4. ábra - Alcoutim portugál-spanyol határváros a Guadiana partján.



4.4. ábra Alcoutim portugál-spanyol határváros a Guadiana partján.

4. Példák a megőrzendő nemzeti tájakról

Joggal gondolná az ember, hogy Európa egyik legritkábban lakott országában, **Norvégiában** nincs ok félni az igazi norvég táj eltűnésétől. Ezzel szemben a norvég tájvédelem aktivitása igen nagy, elsőként csatlakoztak pl. az Európai Táj Egyezményhez is. Kétségtelen, hogy 1975, a hatalmas olaj- és földgázkincs kiaknázásának megkezdése óta végbement gyors gazdasági fejlődés következtében veszélybe került az igazi norvég táj is (Frislid, R. 1990). A norvég tájvédelem határozott korlátozást vár a rendkívül keskeny tengerparton kiépült olaj- és gázfogadó telepek, energiaigényes iparágak földfoglalása ellen. Az 1977-től meghirdetett vidékmentő (Countryside) program számos elnéptelenedő falu számára nyújt anyagi segítséget a vidék népességmegtartó erejének növeléséhez (4.5. ábra). A vidéken maradás kulcskérdése még Norvégiában is a mezőgazdaság, a tradicionális falombgyűjtéssel kiegészített legeltető állattartás, amely megakadályozta a boróka terjedését, olyan másodlagos bozótos növényzet kialakulását, amelyet még a kirándulók is elkerülnek. Harminc év tapasztalata alapján látható, hogy a termékek rendszeres elszállítása, azaz jó infrastruktúra kiépítése nélkül reménytelen az ilyen törekvés. A magashegységi fellek, ill. a messzi északi kultúrtájainak megőrzése csak csekély sikert könyvelhet el. A meglepően közép-európai típusú tájgazdálkodással bíró oslói medencében, a Grudbrandsdølgyben a földművelés és a vegyes lombdők mozaikjának megtartása érdekében a tájvédőknek a vízerőmű lobbival, a lucfenyőt preferáló erdészettel és a tömegturizmussal (ld. Lillehammer) kell megküzdeni. A jellegzetes norvég vidéki építési stílus, a faépítészet fenntartása ugyancsak nélkülözhetetlen a tájképvédelem számára.

4.5. ábra - Hagyományos településkép és földhasználat Ny-Norvégiában (Havrå, Bergen közelében)



4.5. ábra Hagyományos településkép és földhasználat Ny-Norvégiában (Havrá, Bergen közelében)

Ausztriában több tájnévből magától adódik a feladat. A Mühlviertel legyen valóban az ország szántóföldi gabonakamrája, a Waldviertel területén uralkodjon az erdő, a Weinviertel pedig legyen a szőlőművelés tája (Urban, H. et al. 1997). Stájerországban a gyümölcsfás kaszálórétek a „Streuobstwiese” a kívánatos, a tájképi jelleget megőrző „igazi stájer” területhasználati szerkezet. Az Alpokban pedig természetesen a hegyi kaszálórétek, az istállózó állattartás, az Almwirtschaft tájképi és funkcionális elemeit kell összeegyeztetni a turizmus és a közlekedés elvárásaival. Félő, hogy a völgytalpak intenzív gazdálkodása lassan felemészti a rendkívül dekoratív és jellegzetes élősvény-rendszert az ún. Heckenlandschaft-ot is (Bätzig 1991). A felhagyott lejtőkön a sűrű bokros növényzet elnyeli az egykori kőből rakott parcellahatárokat, a Trockenmauer-eket. Kétséges a jövője a Bécsi-medence keleti peremén a pannon biotóp nyúlványainak, a száraz gyepeknek. Szerencsére az osztrák faházépítési stílus ma is eleven, itt kevésbé kell megküzdeni „toszkánsárga fertőzéssel”, soktornyos, balusztrádos tájidegen építészeti tévutakkal.

Németország tájidentitási magterülete kétségtelenül a Világörökséggé is nyilvánított középső-Rajna-vidék (Dix, A. 2002, Schenk, W. 2002). Ez a legnémetebb folyó által átvágott, romantikus várakkal szegélyezett, híres szőlőtermő középhegységi táj jó példa arra is, hogy a XIX. századi nemzetté válás során a németek hogyan építették ki tudatosan táji identitásukat. Itt volt minden együtt, amihez a németek különös vonzódást éreznek, a germán történelmi levegő; Sigfriedtől a Loreley-szikláig, az erdőfedte hegyek, ahol a németek mindig a leginkább biztonságban érezték magukat, és a produktív, eleven kultúrtáj, a várromok miatt tájképileg is kiemelkedően szép, romantikus vidék. 150 évvel ezelőtt itt még külön építészeti stílus, az ún. rajna-romantikus neogót stílus is tájképformáló erővel járult hozzá a tájarculat kialakításához. A német tájvédelem kemény küzdelmet folytat ennek az emblematiszus német tájnak megőrzéséért, leginkább a folyami kavicsbányászat, a partbeépítés fokozódása, a szőlőparlagosodás és a közlekedési infrastruktúra ellen.

Részösszefoglalás

Részösszefoglalás

A tájtervezés a tájökológia és a tájlesztéskutatók által támogatott, az általános tájvédelmet szolgáló gyakorlati célú munka, amely nagymértékben felhasznál tájföldrajzi, geográfiai ismereteket.

Célja a „táji adottságok ésszerű kihasználása, a fenntartható tájhasználat és a táj ökológiai létét károsító lépések korlátozása, kiiktatása.” (Tress, G.)

A tájtervezést jelenleg Európában alapvetően meghatározza

- a kultúrtájak multifunkcionális felhasználása,
- erős társadalmi igény a jellegzetes táji karakterek megőrzésére és
- törekvés az ökológiai fenntarthatóságra.

A tájtervezés igyekszik fékezni

- a táji változatosság (diverzitás) csökkenését,
- a tájhasználat intenzitásának polarizálódását,
- a túlzott beépítést és
- elkerülni a tájfejlődési töréseket, az inkonzekvens tájhasználatot.

A tájtervezést egyre jobban befolyásolja a tájakról alkotott közmegítélés, egyre erősebb a nemzeti, a regionális vonásokat őrző, gondozott és egészséges kultúrtáj iránti igény.

A táji látvány megőrzése helyenként és időnként már komoly társadalmi támogatottságot élvez.

A közvélemény az olyan tájakat részesíti előnyben, ahol

**közepes mértékben tagolt a domborzat,
vannak nyílt vízfelületek,
változatos a növényfedettség, döntően természetközeli a vegetáció,
közepesen mozaikos a földhasználat,
mérsékelt a beépítettség,
a vonalas infrastruktúra alárendelt a táji látványban (tájba illesztett),
vannak történelmi hangulatot árasztó épületek, helyszínek,
az egész tájat sajátos mintázat, folthatás, kontraszt és színvilág jellemzi.**

5. A fenntartható tájak tervezésének előfeltételei

A tájkutató szakértők kivétel nélkül arról írnak, hogy a tájtervezésnek ökológiai szempontból fenntartható tájakat kellene létrehozni. Az ökológiai fenntarthatóság és a tájtervezés egymásra találása azonban ma még alig kimutatható. Eddig hiába szorgalmazzák sokan az ún. „ökológiai tervezést”, az eredmény egyelőre szerénynek mondható. A probléma hatékony kezelésére ma még egyik szakterület, az ökológiai és a mérnöki oldal sem eléggé felkészült.

Tudományos oldalról számos kérdés nyitott, a tervezői technikák pedig nem elég kifinomultak. Lényegében nincs elegendő és meggyőző indikátor az ökológiai fenntarthatósághoz. Opdam P. (2006) véleménye szerint pl. ma még nincs elegendő térbelileg is jól értelmezhető, explicit ökológiai törvény és küszöbérték. Az ökológiai megállapításoknak tehát nem tudjuk kellően értelmezni a térbeliségét, ill. fordítva; kevés az olyan területi koncepció, aminek egyértelmű az ökológiai jelentése. Végeredményben alig van olyan ökológiai alapelv, amit akár egy ökológiában laikus mérnök könnyedén hozzá tudna rendelni a tervben szereplő régióhoz, területhez, ad absurdum; helyrajzi számhoz.

A helyzet hasonlít a környezeti hatásvizsgálatok kapcsán felvetődő nehézséghez, hogy ti. egy leendő beruházás táji következményeinek előrejelzéséhez nagy szükség volna tájműködés számszerűsített anyag- és energiaforgalmának ismeretére. Ma a tájkutatás legaktuálisabb és legfajszínűsabb feladata annak tisztázása, hogy

1. a tájak működése, tehát anyag-és energiaforgalma milyen mechanizmusra épül,
2. azaz milyen összefüggés van az egyes tájalkotó tényezők között, tehát melyek a tájműködés uralkodó és alárendelt elemei.

Csak a fenti viszonyok tisztázása után lehet reményünk arra, hogy megítéljük a tájműködés kulcsfontosságú tényezőit, vagyis kimutassuk, hogy ha beavatkozunk a táj valamely tényezőjének működésébe, annak milyen

következménye lesz a többi tájalkotóra, ill. az egész táj működésére nézve. Tovább kell lépni Armand, A.D., Miller, G.P., Szolncev, N.A. általános megállapításain, akik a rendszerelvű tájkutatás előfutáraként évtizedekkel ezelőtt felvázolták a tájalkotó tényezők hierarchikus viszonyát.

Tisztáznunk kell a tájműködés mozgató rugóit, érzékeny pontjait, ami alapján kimondható, hogy a tájfelépítés belső kapcsolatrendszere révén adott táj mely tényezőjének bolygatása okozhat tájhasználati gondokat. Mely tájalkotó érdemel fokozott figyelmet, amikor dönteni kell valamely táj egy adott társadalmi célnak megfelelő használatáról.

A fenti feladatláncolat gyakorlatorientáltsághoz aligha férhet kétség – ez magyarázza az ilyen célú kutatások aktualitását – hiszen a fejlett környezetgazdálkodással bíró területeken már elérkeztünk arra a szintre, amikor a táji adottságok, potenciálok kihasználása olyan bonyolult szövevényt alkot, hogy abba történő bármilyen beavatkozás sok áttételen, keresztkapcsolaton át, messzire ható következményekkel jár. Az intenzív kultúrtájak adottságainak kihasználása olyan mértékű, hogy szinergikus hatások, egymástól látszólag távoli okok és következmények fellépésével kell számolni.

A táji rendszer működésének egy igen jelentős szeletét képviseli a biogeográfiai alrendszer. A tájtervezéshez nélkülözhetetlen kérdés, hogy miként értelmezzük az ökológiai folyamatok területiségét, tájszerkezeti megjelenését?

A probléma megoldásához bizonyára közelebb fogunk jutni az utóbbi években két feltűnően sokat vizsgált témakör további kutatásával:

az ökológiai /tájökológiai folt-folyosó-mátrix rendszer megismerésével, és
az ún. metapopulációk működésének feltárásával.

Mindkét fenti tájökológiai kutatási témakörnek közös eredménye az élőhely-feldarabolódás, vagyis a fragmentáció, amelynek vizsgálata szintén népszerű ökológiai, tájökológiai kérdés.

6. A funkcionális folt-folyosó-mátrix rendszer kutatásának legfontosabb eredményei

Az ökológiai alapokon álló tájtervezéshez megkerülhetetlen ismereteket produkált az 1980-as évek óta kiteljesedett ökológiai tájszerkezeti kutatás. Ennek eredményeként ma már egyértelmű, hogy a tájökológiai folyamatok megértéséhez három kulcsfontosságú tájelem térbeli kapcsolatát és funkcionális viszonyát kell ismerni:

a tájökológiai folt (patch),
a tájökológiai mátrix, és
a tájökológiai folyosó (corridor)

A tájökológiai **folt** (patch) átlagosan néhány hektárnyi kiterjedésű, környezetétől eltérő fizikai és biogeográfiai adottságokkal – kiemelkedés vagy mélyedés, hűvösebb, vagy melegebb mikroklíma, nedvesebb vagy szárazabb terület, eltérő talajtípus és az előbbiekből is következően más növénytakaróval – rendelkező terület. Természetes, vagy természetközeli környezetben ilyen foltok az ökotópok, az antropogén hatás növekedtével, a kultúrtájakban egyre gyakrabban telepített erdő, park, gyepterület, tó, mezőgazdasági parcella minősül tájökológiai foltnak, végül egy-egy épületcsoport, kisebb település is tájökológiai foltként jelenik meg.

A tájökológiai foltot minden irányból jól elkülöníthetően más fizikai minőséget képviselő, a foltnál lényegesen nagyobb kiterjedésű terület vesz körbe, amit tájökológiai mátrixnak nevezünk. A **mátrix** a táj domináns elemét képviseli, a táj típus megnevezések általában erre utalnak; hegyvidéki erdők, dombvidéki szántók, legelők, beépített hegylábi övezet, síkvidéki mezőgazdasági területek stb. A táj működésének motorja a mátrix és ez határozza meg a táj vizuális megjelenését is (4.6. ábra).

4.6. ábra - Szántóföld a mátrix, erdő a tájökológiai folt és a domb aljában a patakmenti cserjés-fás tájökológiai folyosó (Szilágyság, Románia)



4.6. ábra Szántóföld a mátrix, erdő a tájökológiai folt és a domb aljában a patakmenti cserjés-fás tájökológiai folyosó (Szilágyság, Románia)

Ökológiai szempontból a védendő értéket többnyire az ökológiai foltok képviselik. Ezek az eredetileg is izolált, vagy a földhasználat miatt izolálódott, csekély kiterjedésű foltok rejtenek olyan élőhelyeket, amelyek a társadalom számára eszmei értéket képviselnek, ugyanakkor sérülékenyek, veszélyeztetettek, a természetvédelem célterületei. Az ökológiai szempontból működőképes, hosszú ideig fennmaradó, folyamatos emberi beavatkozással megtartható tájat eredményező tervezésnek leginkább ilyen foltok megmentése, megőrzése a közvetlen feladata.

A tájökológiai foltok fennmaradását természetes körülmények között is segítették a hasonló ökológiai típust képviselő foltokat összekötő hosszanti elemek, a tájökológiai **folyosók** (korridorok). A természetben a folyosók leggyakrabban a vízfolyások mentén jöttek létre, de az alacsonyabb régiókban a lealacsonyodó középhegységi hegygerincek erdőtakarója is az alacsonyabb régiókban foltokra szakadozik, amiket már csak keskeny erdősávok kötnek össze. Erdővel fedett tájakon helyenként korridorok kötötték össze a tisztások gyepfoltjait, az alföldi erdőssztyepp vidékeinken, ahol már a füves vegetáció képviseli a mátrixot, a kisebb-nagyobb erdőfoltokat, a lefűződött, az élő folyótól egyre inkább elszigetelődő meanderek foltjait stb. A kultúrtájakon az emberi földhasználat leginkább ezeknek a keskeny, hosszú összekötő elemeknek a hálózatát ritkította meg (4.7. ábra). Az egykori vizes élőhely mocsaras foltját még nem vonta művelésbe, az egykori folyókanyarulat legmélyebb részén még víz csillog, nádas, puhafás ligeterdő veszi körbe, de a meander sekélyebb szakaszát már beszántották, út keresztezi, azaz az 1-2 km-re lévő folyó felé vezető egykori nedves élőhelysávot, a meander karjai mentén egyre halványodik az egykori összeköttetés. Az erős antropogén hatás alatt álló kultúrtájakban csökevényesen, de ökológiai folyosó funkció alakult ki a csatornák, a vasútvonalak, a közutak mentén. A települések pedig egészen sajátos foltjai az ökológiai hálózatnak. A településeken átvezető folyóvizek mentén pl. ma már tudatosan kialakítanak ökológiai folyosókat.

Több példa van arra, hogy a közösség számára fontos nagytestű állatok populációjának megőrzése érdekében „visszaadják” az állatmozgás számára az egykori ökológiai folyosókat. Ilyen történt pl. az Apennineknben a barnamedvék, Sri Lankán az elefántok érdekében. London körül már évtizedek óta szigorúan védett a Greenbelt = Zöld gyűrű erdővezete, Hollandiában az agglomerálódó városok között még meglévő mezőgazdasági területek keskeny folyosói élveznek kivételes védelmet.

4.7. ábra - Két erdőfoltot összekötő folyamatos és megszakadó ökológiai folyosó szántóföldek között (Karád, Külső-Somogy)



4.7. ábra Két erdőfoltot összekötő folyamatos és megszakadó ökológiai folyosó szántóföldek között (Karád, Külső-Somogy)

Az utóbbi 20-25 évben számos tájökológiai kutatás igyekezett tisztázni a korridorok pontos szerepét (Hilty, J. et al. 2006). Kifejezetten tájtervezési kérdésként vetődött fel, hogy az értékes tájökológiai foltok és ezzel a tájdiverzitás megőrzését milyen mértékben segítheti a folyosók védelme, netán új, mesterséges folyosók kialakítása. Bebizonyosodott, hogy a korridorok jelentős mértékben hozzájárulhatnak a foltok életképességének megőrzéséhez, sőt a folyosók egy része élőhelyként (habitat corridor) sem elhanyagolható szerepet játszik a tájműködésben. Ugyanakkor a folyosók jelentőségét sem szabad túlértékelni, nem jelentenek univerzális megoldást minden (táj)ökológiai problémára. Kiderült, hogy vannak a korridoroknak is komoly veszélyei, a tájökológiai szerkezetben a folyosók öncélú szaporítása ellenkező hatást is kiválthat. A korridorok előnyös, és hátrányos szerepét foglalja össze az 4.1. táblázat.

4.1. táblázat: A tájökológiai folyosók ökológiai szempontból előnyös és hátrányos hatása (Linehan J. et al. 1995)

A tájökológiai folyosók előnyös ökológiai hatása	A tájökológiai folyosók hátrányos ökológiai hatása
a növekvő fajbevándorlás fenntarthatja, vagy növelheti a fajváltozatosságot	a növekvő fajbevándorlás elősegítheti a betegségek, a járványok terjedését
a növekvő fajbevándorlás növelheti egy-egy faj populációjának nagyságát	a növekvő fajbevándorlás csökkentheti a populáción belüli genetikai variabilitás mértékét (outbreeding depression)
a növekvő fajbevándorlás csökkenheti a fajkihalás veszélyét	hozzájárulhat a tüzek és más természeti katasztrófák terjedéséhez
a növekvő fajbevándorlás révén egy-egy faj újra betelepülhet a foltba	a folyosók környékén nagyobb a vadászat, a zsákmányszerzés eredményessége
a növekvő fajbevándorlás csökkentheti a beltenyészet kialakulását, a genetikai leromlás veszélyét	nem vizsgált fajok számára hátrányos lehet a folyosók jelenléte, kialakítása
az ökológiai folyosó által elérhető területek révén nőhet a táplálék beszerzési terület nagysága	jelentős lehet a folyosók fenntartásának, kialakításának költsége
migrációs útvonalat és rejtkehelyet nyújt a fajvándorlás során	a konfliktus az izolációt preferáló konzervációbiológiai stratégiával szemben
növekszik a változatos élőhelyek elérhetősége	
erős külső zavaró hatások esetén alternatív menedékhelyet nyújt	

A fentiekből világosan kitűnik, hogy a tájökölógiai folyosók várható ökológiai szerepét alaposan mérlegelni kell, s pusztán az összeköttetés megtartása, megerősítése, vagy kialakítása nem biztos, hogy működőképes ökológiai hálózatot fog eredményezni. Fontos tudni, hogy a tájökölógiai folyosóknak számos típusa van – a keskeny, itt-ott megszakadó gyepcsíkoktól a bokor vagy fásoroktól kezdve a széles, folyamatos összekötő elemig sokféle változat létezik (pl. line corridor, line corridor with nodes, stepping stone corridor, landscape corridor, greenbelt corridor, riparian buffer stb.) (Forman, R.T.T. 1995).

Az ökológiai alapokon álló, fenntarthatóan működőképes táj megtervezésére nézve a tájszerkezet kutatások eddigi tanulságai az alábbiakban összegezhetők,

a tájökölógiai foltok-mátrix és folyosó rendszert együtt kell elemezni, értékelni, alakítani,
a tájökölógiai mátrix képviseli a táj működésének alapját, a foltok tartalmazzák a legtöbb biológiai értéket a folyosók pedig nagy mértékben hozzájárulhatnak a foltok működőképességéhez,
tisztázni kell, hogy mi a beavatkozás fő célja, a foltok, a folyosók adottságainak javítása sok esetben csak az élőlények bizonyos csoportjának kínál előnyöket, más fajok számára káros is lehet,
az ökológiai, természetvédelmi cél csak egy a társadalom egyéb táji környezettől elvárt szükségletei mellett – a beépítési, az infrastruktúra fejlesztési, a rekreációs stb. igény között – éles konfliktusok lehetnek, ami miatt gyakran ökológiai szempontból csak „fél-megoldások” születnek,
a mátrix-folt-folyosó mintázatnak igen erős a tájkép-meghatározó, tájlesztettkai hatása,
a vizuális tájjelleg megőrzése egyre fontosabb a nemzeti, a regionális és az egyéni identitás megtartása szempontjából,
minden tervezési helyszín hordozhat egyedi vonásokat,
az ökológiai tájszerkezet területi mintázatának értelmezése természetföldrajzi ismereteket kíván,
a tájhasználati mintázat értékelésére specializálódott szakterület a tájmetria (ld. később).

7. A csökkenő emberi hatás alatt álló tájak arányának növekedése

Vitatkoznunk kell Antrop az európai tájakat illető pesszimista megállapításával amiatt is, mert a tájidentitásra, a táji környezetre történő fokozódó érzékenység mellett másik jellemző európai tendencia a természetvédelmi területek növekedése. Márpedig a Natura 2000 területek kijelölésével a valamilyen szinten védettséget élvező ökoszisztemek aránya kontinentális szinten látványosan megnőtt, elérte a 10-12 %-ot. A sűrűn lakott országokban ez az arány 20%, Magyarországon pl. 21%. A természetvédelmi kezelés alatt álló területeken semmiképp sem lehet a táj helyzetének drasztikus romlásáról beszélni.

Az kétségtelen, hogy az Antrop – és mások – által említett tájhasználati intenzitás, az egymás mellett, vagy közelében lévő területek művelésének differenciái nagyok, élesek, az ökológiai tájkontraszt igen magas és ez még valóban növekedni is látszik. Ennek a problémának az ökológiai oldalán segítene egy olyan tájszerkezet, ahol a kevésbé mozgékony állatok, ill. a növényvilág számára lehetőség van a természetes élőhelyfoltoktól – erdő, bokorerdő, vagy füves rét – ökológiai adottságában csak **kismértékben eltérő területfolt** felé mozogni. Ha pl. két izolálódott rétfolt között van egy bokros-gyepes összeköttetés, akkor a szóban forgó élőlények számára ez az irány reális migrációs lehetőség (4.8. ábra). Ha a gyepfoltot nagyrészt szántók, ültetvények veszik körül, és csupán egyetlen bokros-gyepes területfolton keresztül van lehetőség a szomszédos gyepfolt eléréséhez, akkor nyilvánvalóan ennek az összekötő elemnek „stratégiai fontossága” van.

4.8. ábra - A művelés felhagyása miatt csökkenő mozaikosság felé haladó tájszerkezet Füzer határában. Az izolálódó gyepfoltok élővilágának még van lehetősége különböző élességű folt-grádiensek felé mozogni (ld. a fénykép felső harmadában), a jelenlegi benővényesedési tendencia viszont a fás-bokros élőhely lakóinak kedvez.



4.8. ábra A művelés felhagyása miatt csökkenő mozaikosság felé haladó tájszerkezet Füzer határában. Az izolálódó gyeptoltok élővilágának még van lehetősége különböző élességű folt-grádiensek felé mozdulni (ld. a fénykép felső harmadában), a jelenlegi benővényesedési tendencia viszont a fás-bokros élőhely lakóinak kedvez.

A magyarországi tájtípusokat alapul véve a **folt-grádiens** tagjai többnyire a következő földhasználati foltokból épülnek fel;

erdő → bokorerdő → rét/legelő → parlag → szántó → szőlő/ültetvény → beépített területek

Úgy gondoljuk, hogy az ökológiai alapokon álló tájtervezésnek fokozott mértékben kellene figyelembe venni az ilyen tájmintázati helyzeteket. A nagy részletességű tájökölógiai térképeken, akár egy CORINE ürfelvételen, egyszerű módon kijelölhetők azok a folt-sorozatok, amelyek tagjai között a legkisebb ökológiai különbségek vannak, tehát a migrációval szemben a **legkisebbbarriert** képviselik.

A felvetés gyakorlati alkalmazását jelentheti a McGarigal – Cushman (2005) által publikált tájszerkezeti grádiens koncepciónak. Nyilvánvaló, hogy ezek a foltmintázati grádiensek az összes élőlény számára kevésbé hasznosítható tervezési segítséget jelentenek. Ha azonban a természetvédelemnek az a célja, hogy egy-egy **jól körülhatárolható fajcsoport**, esetleg **egy bizonyos faj** számára keressen lehetőséget a beszűkült, veszélyeztetett élőhely bővítésére akkor ez a módszer jól alkalmazható.

8. A beépítettség növekedése, a fragmentáció és a metapopuláció kérdése

Igazat kell adnunk az európai tájak működőképességének megőrzéséért aggódó szakembereknek abban, hogy a beépített területek aránya, különösen pedig a közlekedési infrastruktúra gyarapodása megállíthatatlan folyamatnak tűnik (Lindenmayer, D. – Fischer, J. 2006). Sajnos semmi jele annak, hogy a városi agglomerációk, vagy a tengerparti, egyéb vízparti és hegyvidéki üdülőterületi beépítés üteme alábbhagyna. Valóban tájszintűvé nőtt, pl. a mediterrán szigetek, tengerpartok beépítettsége – ld. pl. Algarve Dél-Portugáliában, a Baleári-szigetek, vagy a horvát tengerpart – bár az is igaz, hogy ezzel párhuzamosan rohamosan elnéptelenednek a tengerparttól 50-100 km-re lévő vidékek. 1900-ban Spanyolország lakosságának 12%-a élt a tengerközelinek tekinthető 50 km széles övezetben. Ma ez az arány 38%!

A lakó- vagy üdülőterületi beépítés extrém mértéket öltött az Alpok völgyeiben is. A **völgytalpakon**, az összterület 8%-án van a települések 85%-a, intenzív mezőgazdaság 90%-a, kereskedelmi egységek 95%-a (4.9.

ábra). A nagyon intenzíven használt mezőgazdasági foltok, és a beépített területek között csak igen szigorú természetvédelmi szabályok betartásával lehet megtartani néhány természetközeli élőhelyet. A tájmozaik kontrasztossága már önmagában is probléma – ld. előző fejezet – s akkor még ott van a táj vonalas műszaki elemek; út, vasút, elektromos- és csővezetékek, csatornák általi sűrű felszabdaltsága.

4.9. ábra - Növekvő völgytalpi beépítés az Alpokban (Zillertal)



4.9. ábra Növekvő völgytalpi beépítés az Alpokban (Zillertal)

Az ökológusok egybehangzó véleménye szerint ma a földi ökorendszereket fenyegető legelterjedtebb antropogén hatás az **élőhelyek feldarabolódása** (Farina, A. 1998, Forman, R.T.T. 1995, Ingegnoli, V. 2003, Klopatek, J.M. – Gardner, R.H. 1999). Az élőközösségek pusztuló létét, alapvető működését veszélyezteti, ha a rendelkezésükre álló tér annyira összeszűkül, hogy az egyedek viselkedésében és a közösség szaporodásában zavar áll be. Az összezsugorodó élettérben csökken a populáció nagysága, s ha a szaporodási közösség egyedszáma nem ér el egy bizonyos számot, az törvényszerűen genetikai leromláshoz, a populáció működésének felbomlásához vezet. Ezt a kritikus egyedszámot a szakértők az emlősök esetében százaz, a többi gerincesnél ezres, az alsóbbrendűeknél tíz- vagy százezres nagyságrendre teszik. A növényekre vonatkozóan ritkábban lehet ilyen becsléssel találkozni, de a magasabb rendűekkel, pl. fákkal kapcsolatban itt is ezres egyedszám valószínű. Az újabb kalkulációk már figyelembe veszik a szükséges minimális élőhelynagyság minőségét is, tehát annak tagoltságát, bolygatottságát.

Az újabbban „öko fizikális (ecophysical)” mutatóknak nevezett adatok azonban még mindig inkább egy-egy fajra vonatkoznak, és alig vannak megbízható eredményeink az élőlénycsoportok, társulások hosszú távon életképes fennmaradásához **szükséges terület nagyságáról**. Hazai viszonylatban az ártéri puhafás ligeteredők esetében vannak óvatos becslések, amely szerint 20-30 hektárnyi összefüggő élettér nélkülözhetetlen az ilyen társulás fennmaradásához.

4.10. ábra - Utak és vasutak által fragmentált táj Amszterdam közelében (Hollandia)



4.10. ábra Utak és vasutak által fragmentált táj Amszterdam közelében (Hollandia)

Minden növény- és állatpopulációnak más kiterjedésű fizikai élettérre van szüksége. Sajnos a legtöbb esetben még nem tudjuk megmondani, hogy egy adott helyen mekkora minimális térigénye van pl. egy gyöngyvirágos tölgyesnek, vagy egy alhavasi gyepek. Ehhez a becsléshez annyira sok független változót, helyi adottságot, egyedi körülményt, szinergikus kölcsönkapcsolatot kell mérlegelni, hogy azt még többnyire nem tudjuk átlátni.

Elsősorban a fő közlekedési **utak, a vasutak, valamint a települési beépítések okoznak erős élőhely fragmentációt** (4.10. ábra), (Forman, R.T.T. 1995, Csorba P. 2008). Az autópályák építésének komoly ökológiai következményei annyira nyilvánvalóak, hogy ezek a beruházások már sok országban elérték a társadalmi ingerküszöböt, és a közvélemény erős nyomása nehezedik a döntéshozókra, hogy keressék a leginkább környezetkímélő vonalvezetés lehetőségét. Ma már a hazai autópályák alatt és fölött is átjárókat építenek, bár ezen létesítményeknek ökológiai hatékonyságáról megoszlanak a vélemények. A kérdésre valószínűleg nem lehet leegyszerűsített választ adni; mert bizonyos élőközösségek számára valóban életmentő, mások számára kevésbé hatékonyak ezek a vadátjárók és alagutak, mesterségesen kialakított kapcsolatok.

A hosszú távon – előre láthatóan legalább 50 évig – életképesnek tekinthető populáció területi dinamikájának kutatása a klasszikus szigetbiogeográfiai megállapításokat követően újabban az ún. **metapopulációs** vizsgálatokkal vett lendületet. A metapopuláció – leegyszerűsítve; a kvázi-független, szaporodási közösséget alkotó, de nem egy élőhelyet birtokló részpopulációk – vizsgálatából szintén fontos tájökológiai, tájtervezési következtetések vonhatók le, hiszen ezúttal is arról van szó, hogy melyik az a térbeli mintázat, amely még biztosítja a populáció életképességét. Milyen minimális élőhelynagyság és milyen intenzitású kapcsolat kell az részpopulációk között, amely még képes fenntartani a populációt.

Hanski, I. (1999) megállapítása szerint a populáció léte akkor biztosított, ha az egymás közeli metapopulációs élőhelyek között kiegyenlítődik a lokális fajkihalás és az újra benépesedési (rekolonizációs) folyamat. Néhány metapopulációs élőhely elvesztését kiváltja néhány folt meghódítása. Ehhez feltétlenül szükség van a foltok közötti fajvándorlásra, a migrációra, amit az ökológiai folyosók megléte nagyban megkönnyít.

9. A tájmetria és a tájtervezés

Az előző fejezetekben láttuk, hogy a geográfia elsősorban a tájalkotó tényezők állapotának és a tájökológiai alapelemek (folt, mátrix, folyosó) területi mintázatának elemzésével járulhat hozzá a sikeres, ökológiai alapokon álló tájtervezéshez. A tájökológiai alapelemek területi mintázata, azaz a foltok nagysága, alakja, egymáshoz mért távolsága, a folyosók szélessége, hossza, azaz csupa geometriailag leírható mutató alapvetően befolyásolja a táj ökológiai működését.

A táj **mintázatának** = **pattern** intenzív vizsgálata 1990-es évek elején, elsősorban egyesült államokbeli kutatók munkásságával vett új lendületet. Az új tájkutatói fejezet megnyílásához két fontos körülmény különösen hozzájárult:

1. az űrfelvétel és a képfeldolgozás technikai háttérének fejlődése,
2. másrészt az amerikai tájökológia gyakorlatorientált szemléletének kiteljesedése.

Hatalmas előrelépést jelentett az űrfelvételek használatának általánossá válása, a CORINE rendszerű felvételek széleskörű elterjedése, továbbá az amerikai Mezőgazdasági és Erdészeti Szolgálat két kutatójának; McGarigalnak és Marks-nak 1995-ben publikált ún. FRAGSTATS számítógépes szoftvere.

Richard Forman, aki a Harvard Egyetemen megalapított, világviszonylatban első tájökológiai tanszék vezetője 1990-ben egyik cikkében felsorolta az amerikai tájökológiai kutatásokat akkoriban leginkább jellemző témaköröket (Zonneveld, I.S. – Forman, R.T.T. 1990). A felsorolás többnyire az időközben **tájmetriának** elnevezett kutatási irány témaköreit érinti:

„tájfragmentáció, tájmintázat a fraktálgeometria, a térmodellek, a tájökológiai foltok, a folyosók, az ökológiai találkozási zónák és határfelületek, az összekapcsoltság, a mozaikosság, a városi és rurális találkozási övezet”.

A „tájgeometriai” vizsgálatának értékét kezdetben sokan megkérdőjelezték. Később azonban számos eredmény igazolta, hogy a tájszerkezet számszerűsített adatai jól felhasználhatók az ökológiai folyamatok, pl. anyag- és energiaáramlás, a populációdinamika, az ökológiai és táji stabilitás stb. elemzések, magyarázatok számára is (Antrop, M. – van Eetvelde, V. 2000, Blaschke, T. 2000, Jaeger, J. 2002, Mezösi G. – Fejes Cs. 1995).

Természetesen vannak bizonyos korlátai a tájmetriai adatok ökológiai, biológiai természetvédelmi alkalmazásának. Hiba volna az élővilág bonyolult mozgásfolyamatait mechanikusan, csupán az adott tájszerkezet leképeződéseként értelmezni. Az ökológiai következményeket, csak mint potenciális lehetőségeket tárgyaló elemzések nyomán (Farina, A. 1998, Roff, D.A. 2006) a hazai szakirodalomban is egyre gyakrabban bukkan fel az a mértéktartó megfogalmazás, ami a tájmetriai adatokat **egyik ökológiai kényszerfeltételnek** tekinti (Csorba P. et al. 2006, Fekete G. et al. 2000, Lóczy D. 2002, Szabó M. 2005).

Az utóbbi években a tájmetriai mutatók annyira megszorodtak, hogy sokan igyekeznek szelektálni az adott szűkebb célnak leginkább megfelelő mutatók között (Csorba P. 2007, Cushman et al. 2008, Jaeger J. et al. 2008, Csorba P. – Szabó Sz. 2012). Az egyre speciálisabb, kifinomultabb mutatók megjelenése ellenére úgy tűnik, hogy az általános tájtervezési munkák számára indokolt ismerni

- a foltűrűséget,
- a foltok terület/kerület arányát,
- a legközelebbi hasonló folt távolságát és
- a határfelületek (az ún. ökotonok) hosszát.

Úgy is fogalmazhatnánk, hogy már az is minőségi előrelépés volna, ha a felsorolt tájmetriai mutatók megjelenének a hazai tájtervezés folyamatában. Már ennek a néhány mutatónak a figyelembe vétele is lényegesen javítaná a tájtervezés ökológiai megalapozottságát.

10. A tájtervezési elméletek

Jack Ahern (1995) szerint a tájtervezésben négyféle megközelítési stratégiát lehet elkülöníteni:

a protektív,
a defenzív,
az offenzív, és
az opportunist.

1. Az első, a protektív stratégia olyan tájak esetében alkalmazható, ahol jól működő, fenntartható tájökológiai folt és folyosó rendszer van. Lényegében megvan egy ép, optimális tájszerkezet, az egyéb tájhasznosítás nem

veszélyezteteti a rendszer fontos elemeit, ezek megőrzése tudatos, jogilag biztosított és nem okoz terület használati konfliktust.

2. A defenzív stratégia a már fragmentált tájaknál alkalmazható, ahol az ökológiai rendszer fontos magterületei már beszűkültek, működésük hatékonysága korlátozott. Szükség van a még meglévő tájökológiai foltok és folyosók aktív védelmére a fragmentáció és az urbanizáció hatásai ellen.
3. Az offenzív tájtervezési stratégia egy már ökológiai működésében károsodott, töredezett tájszerkezet feljavítása, lényegében tájrehabilitáció, tájrekonstrukció. Ekkor újra kell építeni a tájszerkezet hiányzó elemeit, egy „visszatermesztelési” terv szükséges, amely többnyire költséges és csak komoly érdekkonfliktusok árán valósítható meg.
4. Az opportunista stratégia egy-egy értékes, izolált, zárványszerű élőhely megőrzését jelenti. Ökológiai szempontból nem feltétlenül a legjobb helyen vannak, de elég értékesek ahhoz, hogy megtartásuk indokolt legyen. Ilyen pl. a felhagyott ipartelepek, régi vasúti töltéseken megmaradt, vagy visszatelepült különleges élővilág. Gyakran tartalék területei egy jövőbeli igényesebb, működőképes tájszerkezet kialakításának.

Széleskörű publicitást kapott az amerikai tájökológia egyik legismertebb egyéniségének, Formannak 1995-ben kidolgozott elve, amely „**Aggregate-with-Outliers Principle**” elnevezést kapta. Magyarul „Halmazok és Kijáratok Elv”-ként fordítható koncepció szerint az ökológiailag optimális tájszerkezetben az intenzíven használt foltok között fenn kell tartani a vékony ökológiai folyosókat is, de a nagy területhasználati foltok közötti határzónák mentén kijáratot kell biztosítani az emberi mozgásnak is. Helyenként nagy természetközeli foltokat kell hagyni, de alapvetően előnyös a változatos foltméret, ami támogatja a fajdiverzitást, a specialista és a generalista fajok egyensúlyát, és az izolátumokban lehetőséget nyújt a genetikai különlegességek révén a variabilitás fenntartására.

Hollandiában az 1990-es években több helyen alkalmazták az ún. „**Framework Concept**” tájtervezési megoldást. A „Keret-koncepció” ún. alacsony és magas dinamikájú területek szabályos ismétlődését építi ki a tájban, a magas dinamikájú tehát beépített, ill. intenzív mezőgazdasági foltokat keretbe foglalja, azokat ún. alacsony dinamikájú sávok, folyosók rendszere veszi körül. Az alacsony dinamikájú, lényegében természetközeli sávok ökológiai működését a tengerparti dűnesorok geológiai és a hidrológiai adottságainak területi ritmusa szabályozza.

A tájökológiai foltok szerepének ismeretében széleskörű szakmai vita alakult ki, amit a szakirodalomban a „SS/SL” rövidítéssel jelöltek. A „Several Small or Single Large” azaz Sok Kicsi, vagy Egy Nagy Folt kérdés arra vonatkozik, hogy ökológiai szempontból vajon a sok kisméretű, vagy az egy nagyobb folt biztosít jobb túlélési esélyt a populációknak? A sok kis folt veszélye nyilvánvalóan a genetikai beszűkülés, előnye a több élőhelyfolt rugalmassága. Az egy nagy folt populációja biztosabb lábon áll genetikai és populációdinamikai szempontból, a külső hatásokkal szemben is erősebben ellenállást tud kifejteni, de ha egy betegség vagy természeti katasztrófa eléri a foltot csekély a menekülési lehetőség. A szakmai érvek és tapasztalatok összegzése után végül az a vélemény alakult ki, hogy optimálisnak az egy nagy és körülötte néhány kisebb folt szerkezet tekinthető. Az ökológiai szempontokat érvényesítő tájtervezési gyakorlatban tehát ez utóbbi mintázat megtartására, kialakítására kell törekedni.

Részösszefoglalás

Részösszefoglalás

A táj működését, a tájalkotó tényezők viszonyrendszerét még nem ismerjük annyira, hogy pontosan meg tudnánk határozni a tájrendezési beavatkozások várható következményeit.

Az ökológiai megállapításoknak nem tudjuk kellően értelmezni a térbeli vonatkozásait, ill. kevés az olyan területi koncepció, aminek egyértelmű az ökológiai jelentése.

Az utóbbi néhány évtized minőségi előrelépést hozott az ökológiai tájszerkezeti alapelemek: a folt, a mátrix és a folyosó szerepének, tulajdonságainak megismerése terén.

Az ökológiai, természetvédelmi értékeket többnyire a tájökológiai foltok hordozzák, amelyek megőrzésében fontos szerepük lehet a tájökológiai folyosóknak. A táj működését viszont a mátrix biztosítja.

Az ökológiai tájszerkezet működésére nézve legnagyobb veszélyt a vonalas műszaki létesítmények által okozott élőhely feldarabolódás; a fragmentáció okozza. Miközben nem ismerjük számos élőlény, populáció és társulás minimális élőhelyigényét.

Az élőhelyek fragmentálódásának káros ökológiai következményeit csökkenti a metapopulációs élőhelymintázat és az ezek közötti jó összeköttetés (connectivity).

A tájmetriai kutatások és eredmények nélkülözhetetlen információkkal szolgálnak az ökológiai alapokon álló tájtervezés számára, miközben a térinformatikai alkalmazás révén erősíti a geográfia szerepét a tervezési folyamatban.

A tájmetriai adatok közül indokolt figyelembe venni a tájtervezés során a

a folt-sűrűséget,
a terület/kerület hányadost,
a legközelebbi hasonló folt távolságát
és a szegélyhossz (ökoton) adatot.

A korszerű tájtervezés elkezdett alkalmazni néhány ökológiai elveken alapuló modellt, amelyek közül érdemes megjegyezni a:

a folt-grádiens modellt,
a „Halmazok és Kijárat” modellt,
a „Keret-koncepciót” és
az SS/SL alapelvet.

11. A hazai tájtervezés hierarchikus szintjei

A tájtervezés, tájrendezés természetesen nem „nulláról indulva” kezd dolgozni a feladaton, hanem beépül egy átfogó tervezési rendszerbe, egy olyan hierarchiába, amely sokszor igen komolyan korlátozza a tervezési, megvalósítási lehetőségeket.

A főlsleges munka, ill. jogi, földhasználati hibák elkerülése érdekében ezeket a viszonyítási sarokpontokat igen jól kell ismerni, követni kell a folyamatos törvénykezési változtatásokat is.

A hazai tervezési rendszerben a tájrendezés a **területrendezési terveknek** egy fajtája, amely az ökológiai és a tájlesztítikai alapelvek mentén a táj teljesítőképességének, termelőképességének és esztétikai megjelenésének javítására irányul.

A tájrendezési tervek kidolgozása, felépítése a következő logikát követi:

- Tájvizsgálat = az adottságok felmérése,
- Tájértékelés = lehetőségek áttekintése,
- Tájprogram = a megvalósítható cél megfogalmazása,
- Tervjavaslat = a kivitelezés leírása.

A táj működését, megjelenését társadalmi igényekhez igazító tervezési munka **különböző léptékben** valósítható meg. Ennek a hierarchiának a lépcsői nálunk kevésbé kidolgozottak, mint pl. Németországban, Hollandiában.

Nálunk jelenleg a legfontosabb, országos szintet képviselő dokumentum az **Országos Területfejlesztési Konceptió (OTK)**, amelyet az Országgyűlés fogad el és Országgyűlési Határozatként jelenik meg. Ennek feladata meghatározni a hosszú távú területfejlesztési célokat, irányelveket, továbbá alapinformációkat nyújt az általános és az ágazati területfejlesztések számára. A ma aktuális, 2005-ben elfogadott, kisebb mértékben többször módosított dokumentum az alábbi módon fogalmazza meg az ország ún. területi jövőképét.

„A cél egy olyan harmonikus és fenntartható társadalmi-gazdasági-környezeti tájszerkezet és területi rendszer létrejötte, amely a helyi adottságokra épül, saját arculattal és identitással rendelkező térségekben szerveződik, amely szervesen és hatékonyan illeszkedik az európai térbe, s amelyben a társadalom számára az alapvető

esélyeket meghatározó közszolgáltatások és életkörülmények tekintetében nincsenek jelentős területi egyenlőtlenségek” (97/2005.(XII.25.) OGY határozat).

Ezután foglalkozik az ország 2020-ig terjedő hosszú távú területhasználatának főbb irányvonalával.

„Régióinknak, térségeinknek olyan fenntartható rendszerekké kell válniuk, amelyek értékeiket, örökségüket, erőforrásaikat és belső összetartozásukat nem csak megőrzik, hanem azokat tovább erősítik, a társadalom, a gazdaság és a természeti-környezeti, kulturális elemek összhangját helyi-térségi rendszereikben az átfogó környezetgazdálkodás és az integrált környezeti tervezés segítségével biztosítják.”

Ezután vannak 2013-ig terjedő, tehát középtávú időszakra megfogalmazott regionális területfejlesztési politikai célok. Pl. a Tisza-menti térségre vonatkozóan az alábbiak:

A Tisza térség (a Tisza-mente, a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése, valamint a Tisza-tó üdülőkörzet által érintett terület) fenntartható felzárkóztatása: integrált fejlesztéséhez a Tisza által meghatározott táji rendszer működőképességének biztosítása és az ökológiai kritériumoknak megfelelő fenntartható társadalmi, gazdasági fejlődés feltételeinek megteremtése.

Az alábbi célok elérése szükséges:

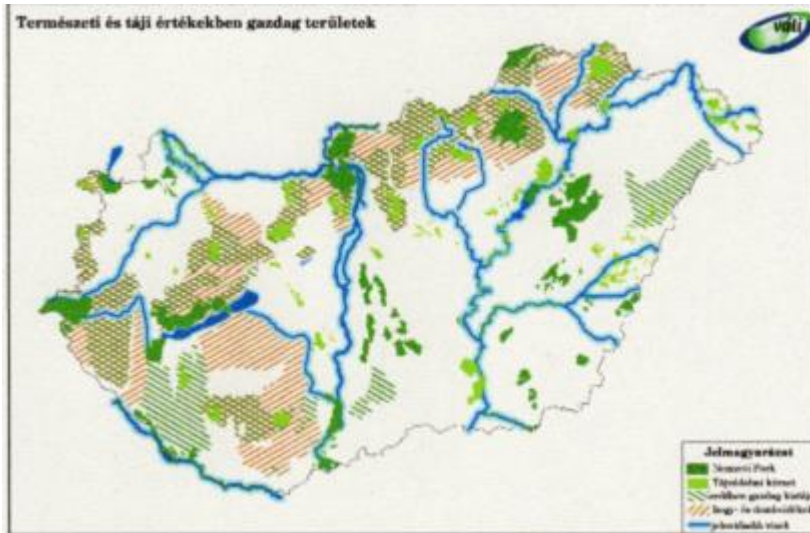
a Tisza-menti térség védett természeti és kulturális örökségének megőrzése és hasznosítása;
a Tisza-menti térség vízgazdálkodási rendszerének (természetes tározóknak, hullámtereknek) kiépítése és ennek következményeként a megfelelő tájhasználatához kapcsolódó erdészeti-, mezőgazdasági tevékenység kialakítása;
a helyi termelői, szolgáltatói együttműködések ösztönzése, jelentős kulturális, táji értékekkel rendelkező területeken a turizmus, kiemelten az ökoturizmus fejlesztése;
a helyi szereplők összefogásának, a partnerségek támogatása; a foglalkoztatás bővítése, a nem foglalkoztatottak munkaerő-piaci integrációjának támogatása foglalkoztathatóságuk javításával;
a Tisza-menti térség külső elérhetőségének javítása;
az árvíz, belvíz és az aszály környezetkárosító hatásainak integrált kivédése, megelőzése, ártéri tájrehabilitáció;
A Tisza turisztikai valamint személy- és teherhajózási lehetőségeinek – környezeti szempontok integráló – megteremtése a kapcsolódó infrastruktúra háttérével együtt (kikötőfejlesztés, hajóépítés felélesztése).

Foglalkozik a leírt fejlesztési tervek megvalósítását szolgáló eszköz- és intézményrendszer fejlesztési irányával, valamint a nagy régiók fejlesztésének fő irányával is. Pl:

„Dél-Alföld (Bács-Kiskun megye, Békés megye, Csongrád megye) A régió közös érdekeken alapuló együttműködési hálózatok kialakításával, a természeti értékek, és a határ menti helyzetből adódó előnyök tudatos kihasználásával megalapozza a szilárd, versenyképes gazdaság alapjait, és mindehhez színvonalas életkörülményeket és életlehetőségek biztosít.”

A határozathoz terjedelmes melléklet csatlakozik, amely sok fontos térképes dokumentumot is tartalmaz.

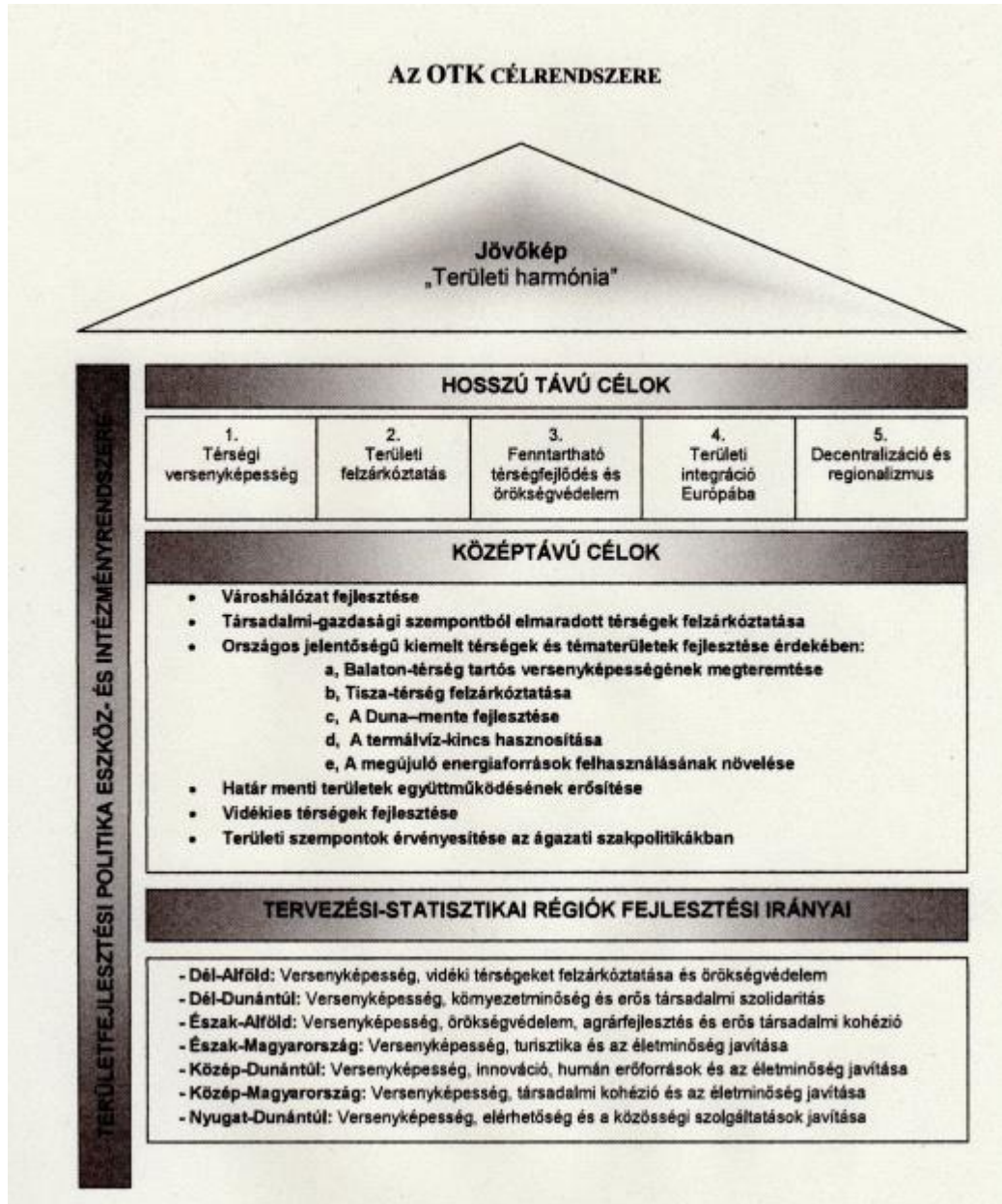
4.11. ábra - Természeti és táji értékekben gazdag területek



4.11 ábra Természeti és táji értékekben gazdag területek

Az OGY határozatban szereplő területfejlesztési politikai célkitűzéseket a mellékletekben tovább részletezik, külön a 2020-ig és külön a 2013-ig terjedő időszakokra nézve.

4.12. ábra - Az OTK célrendszere



4.12 ábra Az OTK célrendszere

„ Környezeti és kulturális szempontú tervezés érdekében indokolt:

- A táji egységek településcsoportjainak gazdaságfejlesztési együttműködései és a faluhálózatok kialakítása;
- A tájsebek, természetkárosítások rehabilitációját elvégezni;
- A természetvédelmi, tájeshetetikai és tájokológiai szempontokat érvényesíteni a mező- és erdőgazdasági tevékenységek összehangolásával, őshonos fajok telepítésének ösztönzésével;
- A térségek erdőterületeinek természetességét javítani, törekedve a tájak erdőtömbjeinek összekapcsolására is;
- A térségeknek fenntarthatósági keretstratégiákat kidolgozni;
- A térségek fejlesztési kezdeményezéseit környezeti és fenntarthatósági szempontok alapján megvizsgálni;
- A kastélyok, kúriák, várak, egyedi (kultur)táji értékek (hidak, emlékhelyek, keresztek, emlékfák, stb.) állagmegóvása, környezetük fejlesztése;

- *A táji értékek tűz- és katasztrófavédelmének biztosítása.*”

Máshol mintha csak ismételné jegyzetünk bevezetőjében leírt célkitűzésünket, amikor azt olvassuk, hogy:

„a tervezés multidiszciplináris szakmai kapacitásainak és tudományos megalapozásának erősítése szükséges, a tervezési módszertanok és a tervezést segítő kutatások támogatásával” (OTK, OGY határozat melléklete: 29. oldal).

Témánk szempontjából egy másik országos szinten irányadó tájtervezési alapidokumentum a 96/2009.(XII.9.) Országgyűlési határozat a 2009-2014 közötti időszakról szóló **Nemzeti Környezetvédelmi Programról (NKP)**. Ez a hazánkban megjelent harmadik ilyen stratégiai program, s felépítése hasonló az OTK-hoz, vagyis; helyzetértékelés, jövőkép, célok, eszközök, akcióprogramok. Ez utóbbi fejezetben azonban jóval részletesebben tárgyalják az alábbi témaköröket:

„5.2. Éghajlatváltozás

5.2.1. Az üvegházhatású gázok kibocsátásának csökkentése

5.2.2. Felkészülés az éghajlatváltozás hatásaira

5.2.3. Ózonkárosító anyagok kibocsátásának csökkentése

5.3. Környezet és egészség

5.3.1. Beltéri levegőminőség

5.3.2. Biológiai allergének

5.3.3. A vízminőség és egészség

5.3.4. Élelmiszerbiztonság

5.3.5. Klíma és egészség

5.3.6. Környezet-egészségügyi információs rendszer

5.4. Települési környezetminőség

5.4.1. Településfejlesztés, -rendezés és környezetvédelem

5.4.2. A települések levegőminőségének javítása

5.4.3. A zajterhelés csökkentése

5.4.4. Közlekedés és környezet

5.4.5. A települési közszolgáltatások és a környezetvédelem

5.5. A biológiai sokféleség megőrzése, természet- és tájvédelem

5.5.1. A természeti és táji értékek védelme

5.5.2. Természetvédelmi őrzés, kezelés, fenntartás

5.5.3. Károsodott területek helyreállítása, káros hatások csökkentése

5.5.4. A természetvédelem feltételrendszerének javítása

5.6. Fenntartható terület- és földhasználat

5.6.1. Területrendezés és környezetvédelem

5.6.2. Ásványkincsekkel való fenntartható gazdálkodás

5.6.3. Talajok védelme és fenntartható használata

5.6.4. Környezetbarát mezőgazdasági gyakorlat

5.6.5. Az erdőgazdálkodás környezeti aspektusai

5.7. Vizeink védelme és fenntartható használata

5.7.1. Vizeink „jó állapotának” elérése: vízgyűjtő gazdálkodási tervezés és monitoring

5.7.2. Stratégiai vízkészletek mennyiségi és minőségi védelmét szolgáló, kapcsolódó programok

5.7.3. Területi vízgazdálkodás, vízkármegelőzés és elhárítás

5.7.4. Kiemelt fontosságú és országos jelentőségű érzékeny víztestek állapotának javítása

5.8. Hulladékgazdálkodás

5.8.1. Megelőzés

5.8.2. Hasznosítás

5.8.3. Ártalmatlanítás

5.8.4. Hulladékgazdálkodási tervezés

5.9. Környezetbiztonság

5.9.1. Környezeti kármegelőzés és kárelhárítás

5.9.2. Környezeti kármentesítés

5.9.3. Kémiai és sugárbiztonság”

Látjuk, hogy a fenti fejezetek egyike, az 5.5.1. már a tájvédelemmel foglalkozik,

„A természet védelme nem csupán a védett területekre, hanem a nem védett területekre, a táj egészére is ki kell terjedjen. Ez a területi és ágazati tervezésen túl az egyes területhasználatok környezetkímélő és a táji értékek megőrzését biztosító gyakorlatán keresztül biztosítható. A táj szerkezetét, jellegének, ökológiai, ökonómiai és tájésképítési potenciáljának megőrzésére célszerűen kiterjedő területi tervek közül megtörtént az OTTr törvény felülvizsgálata, amelyben a tájképvédelmi övezetek és az országos ökológiai hálózat (azaz a Nemzeti Ökológiai Hálózat) szabályozása jelent előrelépést. A nem védett tájak megőrzésében kevés előrelépés történt. A kedvezőtlen mezőgazdasági szerkezet és a hagyományos tájszerkezet és tájjelleg fenntartásában szerepet játszó tevékenységek támogatásának hiánya rontották a tájpotenciált. Eddig 547 településnek a tájak és kultúrák sokszínűségét őrző természeti, kultúrtörténeti vagy esztétikai emlékeinek, egyedi tájértékeinek felmérése készült el.

Cél

• *A természet- és tájvédelmi érdekek érvényesítése a terület- és településfejlesztés és -rendezés, az ágazati tervezés (különösen mező- és erdőgazdálkodás, vízgazdálkodás, közlekedés és egyéb műszaki infrastruktúra-fejlesztés) során, valamint az adó- és támogatáspolitikában.”*

A fenti cél eléréséhez Kormányzati szintű feladatként megfogalmazzák, hogy :

• *„Az OTTr törvény alapján módosuló Budapest Agglomeráció Területrendezési Tervbe, valamint a megyei területrendezési tervekbe a fenntartható területhasználat, az országos ökológiai hálózat és a táj védelmét be kell építeni.*

• *A tájvédelmi szakhatósági munka fejlesztése, az érintett hatóságokkal való együttműködés erősítése.*

• *Az egyedi tájértékek kataszterezése, és az adatok folyamatos aktualizálása; az egyedi tájértékek jogszabályi védelmének biztosítása.*

- *Az Európai Tájegyzménnyel összefüggő hazai feladatok ellátása, a hazai végrehajtási rendeleteinek kidolgozása.*

Az Önkormányzatok szintjén pedig feladat:

- *A megyei területi tervekben a természet- és tájvédelmi szempontok érvényesítése.”*

A dokumentum hivatkozik a harmadik fontos, országos szintű területrendezési anyagra, az ún. OTrT-re, azaz az **Országos Területrendezési Tervre**. Ennek egyes fejezeteit még gyakrabban módosítják, lényegében napra kész állapotban van.

Országos Területrendezési Terv 6 országos területfelhasználási kategóriát és 11 országos és 15 kiemelt térségi, illetve megyei övezetet határoz meg.

„Az ország szerkezeti tervére vonatkozó szabályok – Térségi területfelhasználási kategóriák

(1) Országos területfelhasználási kategóriák

a) legalább 1000 ha területű térségek:

- *aa) erdőgazdálkodási térség,*
- *ab) mezőgazdasági térség,*
- *ac) vegyes területfelhasználású térség,*
- *ad) települési térség,*

b) területi korlát nélkül ábrázolt térségek:

- *ba) vízgazdálkodási térség,*
- *bb) építmények által igénybe vett térség,*
- *bc) települési térség.*

(2) Kiemelt térségi és megyei területfelhasználási kategóriák a következők,

a) legalább 50 ha területű térségek:

- *aa) erdőgazdálkodási térség,*
- *ab) mezőgazdasági térség,*
- *ac) vegyes területfelhasználású térség,*

a) legalább 50 ha területű térségek:

- *aa) erdőgazdálkodási térség,*
- *ab) mezőgazdasági térség,*
- *ac) vegyes területfelhasználású térség,*

b) legalább 10 ha területű térségek:

- *ba) városias települési térség,*
- *bb) hagyományosan vidéki települési térség,*

c) területi korlát nélkül ábrázolt térségek:

- *ca) vízgazdálkodási térség,*

- *cb) építmények által igénybe vett térség.*

(3) A kiemelt térségek területrendezési terve a (2) bekezdésben megjelöltektől eltérő, egyedileg meghatározott területfelhasználási kategóriát is kijelölhet a térség elsődleges funkciójának, illetve a kiemelés okának megfelelően.

Térségi övezeti szabályok – Térségi övezetek

(1) Országos övezetek:

- *országos ökológiai hálózat,*
- *kiváló termőhelyi adottságú szántóterület,*
- *kiváló termőhelyi adottságú erdőterület,*
- *országos komplex tájrehabilitációt igénylő terület,*
- *országos jelentőségű tájképvédelmi terület,*
- *kulturális örökség szempontjából kiemelten kezelendő terület,*
- *kiemelten érzékeny felszín alatti vízminőség-védelmi terület,*
- *felszíni vizek vízminőség-védelmi vízgyűjtő területe,*
- *ásványi nyersanyag-gazdálkodási terület,*
- *együtt tervezhető térségek,*
- *kiemelt fontosságú meglévő honvédelmi terület.*

(2) Kiemelt térségi és megyei övezetek:

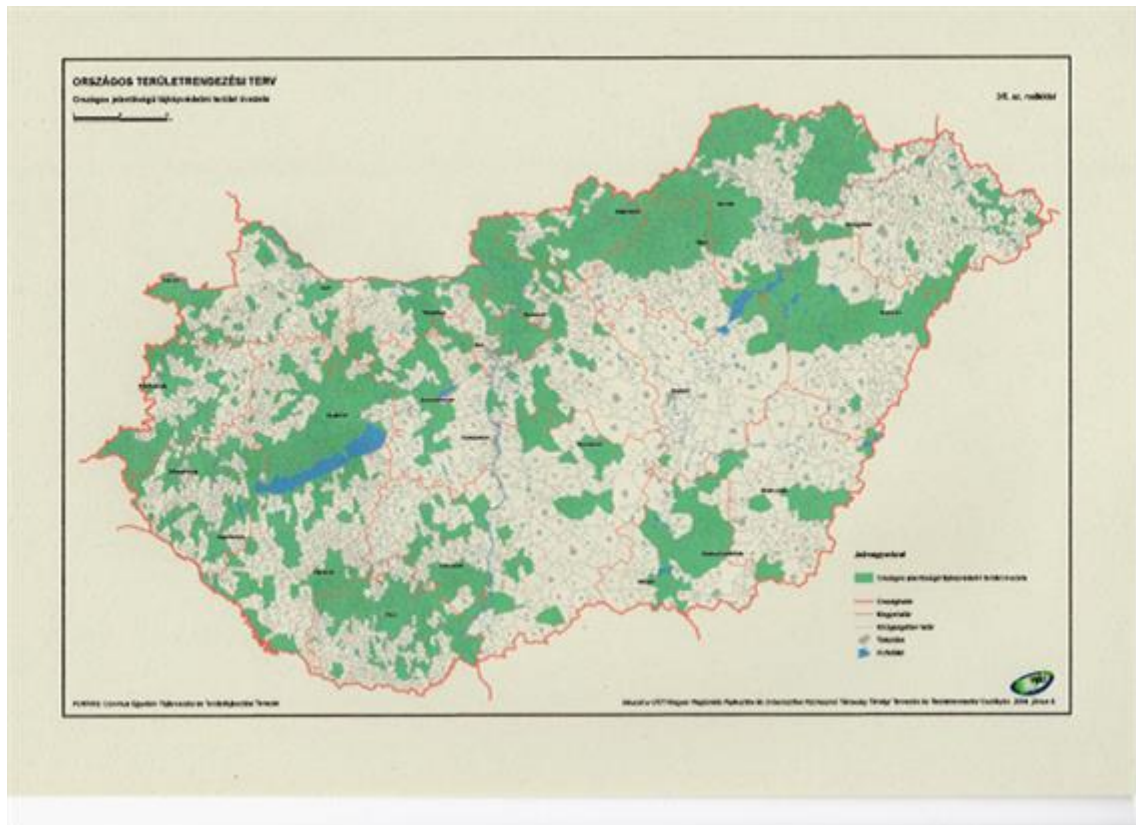
- *magterület,*
- *ökológiai folyosó,*
- *pufferterület,*
- *erdőtelepítésre alkalmas terület,*
- *térségi komplex tájrehabilitációt igénylő terület,*
- *térségi jelentőségű tájképvédelmi terület,*
- *térségi hulladéklerakó hely kijelöléséhez vizsgálat alá vonható terület,*
- *világörökség és világörökség-várományos terület,*
- *történeti települési terület,*
- *rendszeresen belvízjárta terület,*
- *nagyvízi meder,*
- *földtani veszélyforrás területe,*
- *vízéróziónak kitett terület,*
- *széleróziónak kitett terület,*
- *honvédelmi terület”.*

A fenti dokumentumokból emeljük ki a védendő tájképi értékekkel rendelkező területeket, amely kategóriának a magyarázata a következő:

„Az országos területrendezési tervben megállapított, kiemelt térségi és megyei területrendezési tervekben alkalmazott övezet, amelybe a természeti vagy kulturális örökség adottságai alapján a kilátás-rálátás szempontjából védendő tájképpel, illetve tájképi elemmel rendelkező területek, valamint a védett történeti tájjá nyilvánított területek tartoznak.”

Ha megnézzük a fejezethez tartozó térképet, felbukkan az a probléma, ami sokszor megnehezíti a tájföldrajz és a tájépítészet együttműködését, nevezetesen, hogy a tájképvédelmi területek közigazgatási határok szerint vannak kijelölve, ami tájföldrajzilag nyilvánvalóan csak durva közelítés a valósághoz.

4.13. ábra - OTT Országos jelentőségű tájvédelmi terület övezete



4.13 ábra OTT Országos jelentőségű tájvédelmi terület övezete

A tájtervezés lényegében egy felülről építkező hierarchia, a helyi tervezési célkitűzéseknek igazodni kell a kistérségi, megyei szintű elképzelésekhez, ezeknek illeszkednie kell a regionális dokumentumokhoz, és végül a régiók által megfogalmazott tervezési célok összhangban kell hogy legyenek az országos szinten kinyilvánított prioritásokhoz. Ezért is szükséges az előbb ismertetett országos anyagok folyamatos aktualizálása, hiszen ezek rendszerét kell hogy kövesse a kisebb terület egységek – régiók, megyék, kistérségek, települések fejlesztési elképzelése.

A felsorolt országos dokumentumok mindegyike alapvetően fontos információkat tartalmaz a tájtervezés számára. Ezen kívül vannak még ágazati jellegű – pl. erdőgazdasági, turisztikai stb. – tervfajták is, amelyek ugyancsak országos hatókörű anyagok. (Ezekkel a továbbiakban itt nem foglalkozunk.)

Ha az országos szintről továbblépünk, és megnézzük a regionális vagy megyei területrendezési, vagy környezetvédelmi programokat, azt találjuk, hogy a tájvédelemre, tájtervezésre nézve egyre finomodik a kép.

A megyei szintű területrendezési programok közül kiválasztva pl. Békés megye kistérségi komplex környezetvédelmi programját (www.geo.u-szeged.hu/kornyprog/bekes_kornyprog.pdf) az látjuk, hogy az első nagy fejezetben, a környezeti állapot áttekintésében külön foglalkoztak a táj értékelésével. Ha fellapozzuk az

adott fejezetet ott már tájrehabilitáció címet olvasunk, de a cél, a feladat, az indokoltság és a megvalósítás egyes pontjai követik az országos tervek lebontásának logikáját.

Cél:

A megyére jellemző sajátos táji jegyek további elvesztésének megakadályozása és a tájlesztítikai romlás megállítása, a sokszínű tájértékek megőrzése, visszaállítása.

Feladat:

- *A tanyás gazdálkodási módot népszerűsíteni kell, a megfelelő infrastrukturális háttér biztosítása mellett.*
- *A nagyparcellás mezőgazdasági egységek feldarabolása lenne szükséges, úgy, hogy a termelés gazdaságos maradjon.*
- *A készülő mérnöki létesítményeket tájba illeszkedően kell megtervezni és létrehozni, a már létezők köré pedig facsoportokat, fasorokat kellene telepíteni.*
- *A bányagödröket rekultiválni kell: ha megfelelő minőségű vízutánpótlás áll rendelkezésre, akkor tóként, mivel a megye szegény állóvizekben.*
- *A vizes területek további zsugorodását, a holtágak szennyezését, feliszapolódását meg kell állítani, végre kell hajtani a holtág-rehabilitációs programot.*
- *A vizüket elvesztett, kiszáradt holtmedrek felélesztésére terveket kell készíteni (pl. Száraz-ér teljes szakasza, Cigányka-ér, Gyepes-csatorna stb.).*
- *A mezőgazdasági művelésre nem alkalmas földterületeket vissza kell gyepesíteni, így azok a szárazföldi ökofolyosó fontos részeivé válhatnak.*

Indokoltság:

- *A természetes növényzetet már csak foltokban megőrző, átalakított tájban egyre inkább a mérnöki létesítmények és a mezőgazdasági területek dominálnak. Az emberi hatások nem ritkán a kedvezőtlen természeti folyamatokat is felerősítik (pl. defláció, belvizek).*

Leírás:

- *A megye folyóktól távolabbi részei rendkívül szegények felszíni vizekben, ezért ezeken a helyeken a meglevő vizes területeket feltétlenül fenn kell tartani, rehabilitációjukat elindítani.*
- *A felhagyott vályogvető- vagy agyaggödrök miatt helyenként a táj roncsolt felszínű, ami az illegális személtalakkal együtt nagy problémát jelent.*
- *A tanyás gazdálkodási mód a biológiai diverzitás megőrzése mellett, mint alapvető táji egység is jelentős. Nagy gondot jelent a tanyák elhagyása, hagyományos életforma feladása, állattartás megszűnése, az újonnan megjelenő specializáció, intenzifikáció illetve a gazdálkodási ismeretek átalakulása.*
- *A megye minden része szegényes erdőkben, ezért telepítésüket az egész megyében szorgalmazni kell.*

Úgy gondoljuk, hogy az idézett részlet jól illusztrálja a középszintű táji kerettervek tartalmát, azok felépítését, konkretizálási szintjét.

A területrendezési tervek legalsó lépcsőjén a települési tervek vannak. Itt már előfordul, hogy a táji szint elmarad, hiszen egy csekély kiterjedésű külterülettel rendelkező település esetén a töredéktájak kezelésének, fejlesztésének kényszere még nem általános igény. Esetükben a külterületen található védett természeti területekről szóló elképzelésekkel többnyire ki is merült a tájtervezés. A belterületeken pedig leginkább a zöldfelület gazdálkodásra szorítkozik a be nem épített területekkel történő foglalkozás. Kivétel olyan települések esete, amelyeknél a településen belül sem megkerülhető a táji látvány fontossága, pl. egy Esztergom, egy Eger, egy Sümeg esetében. Itt természetesen az attraktivitás megőrzése érdekében komoly tájvédelmi, tájrehabilitációs elképzelések, célok fogalmazódnak meg, amelyek ötvöződnek a zöldfelület gazdálkodási célokkal.

Ennek illusztrálására idézzük Esztergom város településfejlesztési tervének alábbi részletét:

„Esztergom fenti történelmi és táji öröksége a város fejlődésének legnagyobb erőforrása.

Magyarország északi határán, a Dunakanyar kapujában 10 035 ha területen fekvő 29 500 lakosú Esztergom az ország egyik legegységibb arculatú települése. Az egyéni arculat legmarkánsabb eleme

a történelmi, kulturális örökség, amely a tárgyi emlékekben, a város szerkezetében, a beépítési formákban, a város építészeti morfológiájában, de a szellemiségében is tetten érhető,
a táji környezet, a város változatos domborzata, a Duna látképe és jelenléte, a Pilis-Visegrádi-hegység közvetlen közelsége és az ezt a közelséget erősítő, várost átszövő zöldfelület.

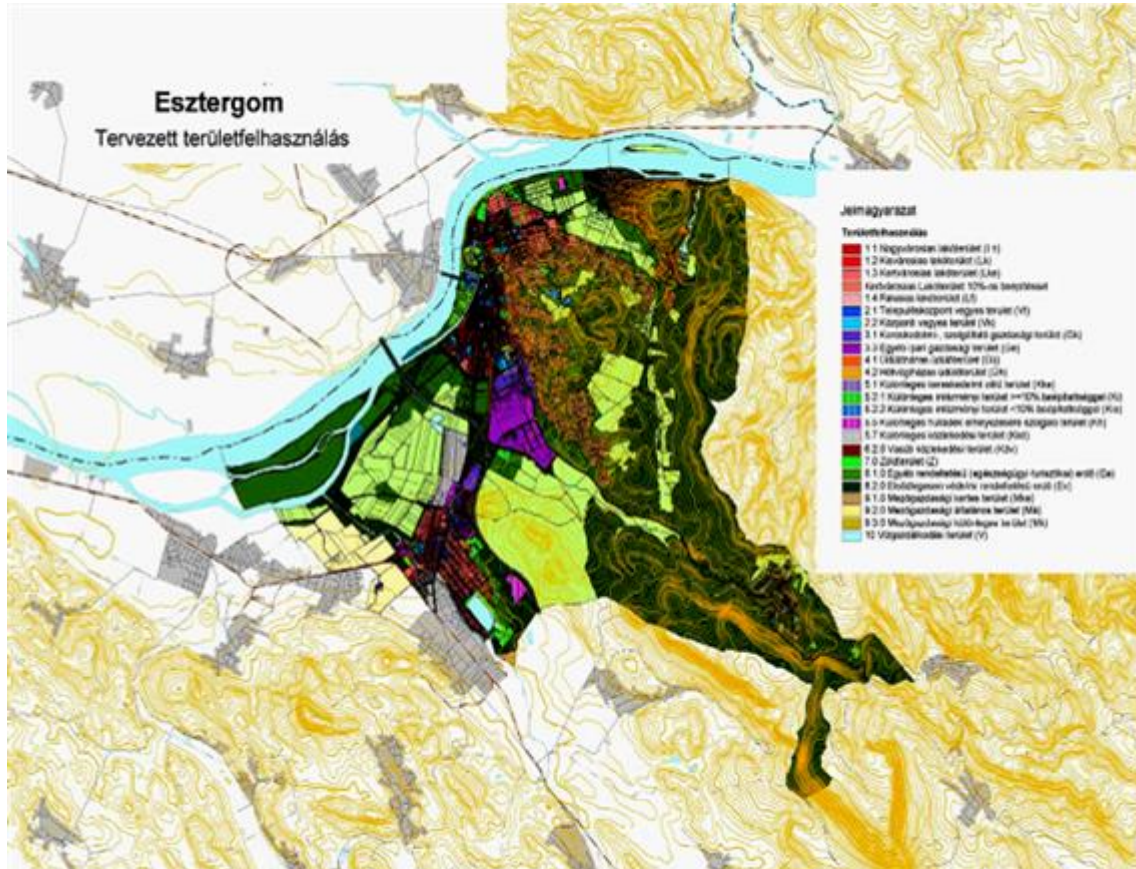
E kettő együttesen adja azt a sokszínű, több településrészre elkülönülő, de együtt élő várostestet, ahol szinte minden utcának, térnek sajátos hangulata van, és ahol vagy a természetes környezet adja a terek, utcák háttérét, vagy a város sziluettje, néha egy-egy markáns épület teszi egyedülállóan vonzóvá magát a tájat. Kevés város van, ahol a múlt tárgyi emlékei a természettel ilyen erőteljes szimbiózisban élnek” (Esztergom Város Településszerkezeti Terve 2006).

Külterületen

Esztergom településszerkezeti terve az 1995-ben jóváhagyott ÁRT-ben szereplő bővítéseken túl növeli a települési terület kiterjedését, de ezzel párhuzamosan a város ökológiai hálózatának erősítését, a rendszer ökológiai potenciáljának növelését tervezi

a táji sajátosságok, táji természeti értékek megőrzésével, fennmaradásuk biztosításával, zöldfelületi kapcsolatok erősítése, kiépítése által; a természeti, természetközeli területek rendszerbe szervezésével, ökológiai hálózat erősítésével, az ökológiai szempontból meghatározó (magas ökológiai potenciált biztosító) erdőgazdálkodási és korlátozott használatú mezőgazdasági (gyep, legelő, nádas) területek az Általános Rendezési Terv által tervezettnél jóval nagyobb kiterjesztésével.

4.14. ábra - Tervezett területfelhasználás Esztergom városban



4.14 ábra Tervezett területfelhasználás Esztergom városban

„A város zöldfelületi rendszerének kialakítása érdekében

Ki kell jelölni a város közhasználatú zöldfelületeit (közparkok, közterek, közkertek hálózatát).

Erősíteni kell az országos jelentőségű Duna menti ökológiai folyosó területét Duna-parti zöldterületek és erdők kijelölésével. (Ennek segítségével a folyó felőli városkép színvonalát javítani kell.)

Ki kell jelölni az országos jelentőségű ökológiai hálózat elemei (a Duna és a Pilishegység) közötti kapcsolatot biztosító – zöld folyosók helyeit (Csenke patak mentén, Szentgyörgymező belterületi határán, a Bocskoros kúti árok vonalában).

A zöld folyosók területén a beépítést megakadályozni, a növénytelepítés elsődlegességét biztosítani kell.

Új beépítésre szánt területen a város zöldfelületi hálózatához szervesen kapcsolódó min. 5% területarányt biztosító közhasználatú zöldterületet kell kialakítani.

Törekedni kell a tájba illő növényzet megőrzésére, kerülni kell – elsősorban a Duna mentén – a tájtól idegen növényállomány telepítését., (Esztergom Város Településszerkezeti Terve 2006)

Részösszefoglalás

Részösszefoglalás

A hazai tervezési rendszerben a tájrendezés a területrendezési terveknek egy fajtája, amely az ökológiai és a tájesztétikai alapelvek mentén a táj teljesítőképességének, termelőképességének és esztétikai megjelenésének javítására irányul.

A tájrendezési tervek kidolgozása, felépítése a következő logikát követi:

- Tájvizsgálat = az adottságok felmérése
- Tájértékelés = lehetőségek áttekintése
- Tájprogram = a megvalósítható cél megfogalmazása
- Tervjavaslat = a kivitelezés leírása

A tájtervezés lényegében egy felülről építkező hierarchia, a helyi tervezési célkitűzéseknek igazodni kell a kistérségi, megyei szintű elképzelésekhez, ezeknek illeszkednie kell a regionális dokumentumokhoz, és végül a régiók által megfogalmazott tervezési célok összhangban kell, hogy legyenek az országos szinten kinyilvánított prioritásokhoz.

Nálunk jelenleg a legfontosabb, országos szintet képviselő dokumentum az Országos Területfejlesztési Koncepció (OTK), amelyet az Országgyűlés fogad el és Országgyűlési Határozatként jelenik meg. Ennek feladata meghatározni a hosszú távú területfejlesztési célokat, irányelveket, továbbá alapinformációkat nyújt az általános és az ágazati területfejlesztések számára.

A második országos szinten irányadó tájtervezési alapidokumentum a 96/2009.(XII.9.) Országgyűlési határozat a 2009-2014 közötti időszakról szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról (NKP).

A harmadik fontos, országos szintű területrendezési anyag, az ún. OTrT, azaz az Országos Területrendezési Terv. Ennek egyes fejezeit még gyakrabban módosítják, lényegében napra kész állapotban van.

A megyei szintű területrendezési programok többsége a környezeti állapot áttekintésében külön foglalkozik a táj értékelésével. Az adott fejezet a cél, a feladat, az indoklás és a megvalósítás egyes pontjaiban követi az országos tervek lebontásának logikáját.

A területrendezési tervek legalsó lépcsőjén a települési tervek vannak. Itt már előfordul, hogy a táji szint elmarad, pl. egy csekély kiterjedésű, nem különösebben attraktív külterülettel rendelkező település esetén a töredéktájak kezelésének, fejlesztésének kényszere még nem általános igény. A belterületeken leginkább a zöldfelület gazdálkodásra szorítkozik a be nem épített területekkel történő, áttételesen tájtervezésnek nevezhető tevékenység.

Felhasznált irodalom

- Ahern J. 1995: *Greenways as a planning strategy. Landscape and Urban Planning*, 33. pp. 131-155. Antrop M. 2001: *The language of landscape ecologists and planners. Landscape and Urban Planning*, 55. 3., pp. 163-173. Antrop M. 2003: *Continuity and change in landscapes*. In: Mander, Ü. – Antrop, M. eds. *Multifunctional landscapes*. Vol. 3. WIT, Southampton, pp. 1-17. Antrop, M. 2005: *Why landscapes of the past are important for the future. Landscape and Urban Planning*, 70.1/2., pp. 21-34. Antrop, M. 2006: *From holistic landscape synthesis to transdisciplinary landscape management*. In: Tress, B. – Tress, G. – Fry, G. – Opdam, P.: *From Landscape Research to Landscape Planning*. Springer, pp. 27-50. Antrop, M. – van Eetvelde, V. 2000: *Holistic aspects of suburban landscapes: visual image interpretation and landscape metrics. Landscape and Urban Planning*, 50. pp. 43-58. Batzig, W. 1991: *Die Alpen Entstehung und Gefährdung einer europäischen Kulturlandschaft*. Beck Verlag, München, 278 p. Blaschke, T. 2000: *Landscape Metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung*. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 39. pp. 267-299. Brandt, J. – Vejre, H. 2004: *Multifunctional landscapes*. WIT Southampton, UK. Cushman, S.A. – McGarigal, K. – Neel, M.C. 2008: *Parsimony on landscape metrics: Strength, universality and consistency. Ecological Indicators*, 8, pp. 691-703. Csima P. 2008: *Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben*. In: Csorba P. – Fazekas I. (szerk.) *Tájkutatás – tájökológia*. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 401-408. Csorba, P. 2006: *Indikátorok az ökológiai tájszerkezet és tájműködés vizsgálatához*. In: Kiss A. – Mezösi G. – Sümegi Z. (szerk.): *Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére*. Szeged, pp. 117-122. Csorba P. – Szabó Sz. – Csorba K. 2006: *Tájmetriai adatok tájökológiai célú felhasználása*. In: Tiszteletkötet Dr. Lóki József 60. születésnapjára, Debrecen, pp. 24-34. Csorba P. 2010: *A földrajzi tájakhoz fűződő identitástudat rétegei. Tájökológiai Lapok*, 8. 1. pp. 3-21. Dix, A. 2002: *Das Mittelrheintal – Wahrnehmung und Veränderung einer symbolischen Landschaft des 19. Jahrhunderts*. Petermanns Geographische Mitteilungen, 146, pp. 44-53. Farina, A. 1998: *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman and Hall, 235 p. Fekete G. – Virágh K. – Aszalós R. – Précshényi I. 2000: *Static and dynamic approaches to landscape heterogeneity in the Hungarian forest-steppe zone. Journal of Vegetation Science*, 11. pp. 375-382. Forman, R.T.T. 1995: *Land Mosaics, The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, 632 p. Frisliid, R. 1990: *Cultural landscapes of Norway*. Landbruksforlaget, Moestue Bøker A.s, Oslo, 144 p. Hanski, I. 1999: *Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. Oikos*, 87., 2., pp. 209-219. Hilty, J. – Lidicker, W. – Merenlender, A. 2006: *Corridor Ecology*. Island Press, Washington, 323 p. Ingegnoli, V. 2003: *Landscape Ecology: A Widening Foundation*. Springer Verlag, 357 p. Jaeger, J. 2002: *Landschaftszerschneidung*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 447 p. Jaeger J. – Bartiller, R. – Schwinck, C. – Müller, K. – Ewald, C.K. – Ghazoul, J. 2008: *Implementing landscape fragmentation as an indicator in the Swiss Monitoring System. Journal of Environmental Management*, 88. 4. pp. 737-751. Jensen, L.H. 2006: *Changing conceptualisation of landscape in English landscape assessment methods*. In: Tress, B. – Tress, G. – Fry, G. – Opdam, P. 2006: *From Landscape Research to Landscape Planning*. Springer, pp. 161-172. Kerényi A. 2007: *Tájvédelem*. Pedellus Kiadó, Debrecen, 184 p. Klopatek, J.M. – Gardner, R.H. 1999: *Landscape Ecological Analysis, Issues and Applications*. Springer Verlag, 400 p. Lindenmayer, D. – Fischer, J. 2006: *Habitat Fragmentation and Landscape Change*. Islands Press, Washington, 328 p. Linehan, J. – Gross, M. – Finn, J. 1995: *Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. Landscape and Urban Planning*, 33. pp. 179-193. Lóczy D. 2002: *Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs, 307 p.* Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs, 307 p. Opdam, P. 2006: *Ecosystem networks: a spatial concept for integrative research and planning of landscapes*. In: Tress, B. – Tress, G. – Fry, G. – Opdam, P. 2006: *From Landscape Research to Landscape Planning*. Springer, pp. 51-66. Pedroli, B. – Van Doorn, A., – Blust, de G., – Paracchini, M.L., – Wascher, D., – Bunce F. (Eds.) 2007: *Europe's living landscapes. Essays exploring our identity in the countryside*. Landscap Europe Wageningen, KNNV Publishing, Zeist, 432 p. Roff, D.A. 2006: *Introduction to Computer-Intensive methods of data analysis in biology*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 376 p. Tress, B. – Tress, G. – Fry, G. – Opdam, P. 2006: *From Landscape Research to Landscape Planning*. Springer, 434 p. McGarigal, K. – Marks, B.J. 1995: *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. General Technical Report US Agriculture and Forest Service, Portland, Oregon, 122 p. McGarigal, K. – Cushman, S. A. 2005: *The gradient concept of landscape pattern*. In: Wiens, J. Moss, M. eds. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, pp. 112-119. Mezösi G. – Fejes Cs. 2004: *Tájmetria*. In: *Táj és Környezet*, MTA, FKI pp. 229-242. Schenk, W. 2002: *Aktuelle Tendenzen der Landschaftsentwicklung in Deutschland und Aufgaben der Kulturlandschaftspflege*. Petermanns Geog. Mitt. 146, 6, pp. 54-57. Stanners, D. – Bourdeau, Ph. (Eds.) 1995: *Europe's*

environment European Environmental Agency, Copenhagen, 676 p. Szabó, Sz. – Csorba, P. – Szilassi P. 2012: *Tools for Landscape Ecological Planning*. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences. Vol. 7. No. 3. pp. 127-136. Szabó M. 2005: *Vizes élőhelyek tájökölógiai jellemvonásai a Szigetköz példáján*. Akadémiai doktori értekezés, Budapest, Kézirat, 172 p. Urban H. – Grünweiss, F-M., – Smoliner, C. (Hrsgs.) 1997: *Wo i leb... Kulturlandschaften in Österreich* Katalog, NR 67. Des Stadtmuseums Linz - Nordico, Herausgeber: Oberösterreichische Umweltakademie beim Amt der Oberösterr. Landesregierung, 215 p. Van Mansvelt J.D. – Pedroli, B. 2003: *Landscape: a matter of identity and integrity*. In: Palang, H – Fry, G. – eds. *Landscape interfaces: cultural heritage in changing landscapes*. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht pp. 375-394. Wascher, D. (ed.) 2005: *European Landscape Character Areas*. Alterra Report No. 1254, 160 p. Wascher, D. – Jongman, R. (Eds.) 2000: *European landscapes, Classification, assessment and conservation*. European Environmental Agency, Copenhagen, 99 p. Zonneveld, I.S. – Forman, R.T.T. (eds.) 1990: *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer Verlag, 286 p.

5. fejezet - A mezőgazdasági hasznosítású tájak értékelésének követelményei (Lóczy D.)

A környezetgazdálkodás kettős célja a környezet erőforrásainak ésszerű hasznosítása és egyidejű védelme, állapotuk megóvása a fenntarthatóság követelményeivel összhangban. A környezetgazdálkodás nem egyszerűen gazdasági tevékenység (Ángyán J. – Menyhért Z. 1997, 2004), hanem változatos feladatok, intézkedések sorozatát magába foglaló, bonyolult társadalmi folyamat (Lóczy D. 2002). A természetbe való minden beavatkozást a cél megfogalmazása, a kiinduló állapot rögzítése, előkészítő kutatás, a tervek elkészítése, a megvalósításukhoz szükséges fejlesztések, a gazdasági, pénzügyi és társadalmi feltételek megteremtése, valamint az előre látható környezeti hatások felmérése kell, hogy megelőzzön. A környezetgazdálkodás folyamata azonban a beavatkozás műszaki megvalósításával sem ér véget, a további teendők: a működés monitorozása, az abból fakadó környezeti károk enyhítése, a rendelkezésre álló erőforrások állandó bővítése (a környezet „tervszerű fejlesztése” – Madas A. 1990).

1. A természetföldrajzi alapú földértékelés feladatai és eredményeinek felhasználása

A természetföldrajzi tájértékelést Marosi Sándor és Szilárd Jenő (1963) olyan irányzatként jellemzik, melynek célja színvonalas tájszintézis elkészítésével „a gazdálkodást befolyásoló kedvező vagy kedvezőtlen természeti adottságokat mint a táj potenciálját.” bemutatni. A klasszikus német tájökológia szerint (Neef, E. 1966) a természeti potenciál valamely erőforrás (esetleg több erőforrás együttes) hasznosságának, teljesítőképességének a mértéke, így megragadható, értékrendben elhelyezhető mennyiség, amelyet valamilyen skálán jól lehet ábrázolni. A környező országokban ezért a mezőgazdasági célú természetföldrajzi tájértékelést a táj, a környezet, ill. a természeti tér potenciálja(i) értékelésének nevezték (pl. Drdoš, J. et al. 1980). A természeti potenciálok köre végtelenül széles, hiszen minden (történelmileg felmerülő) társadalmi igényhez tartozik egy-egy potenciál. A német szakirodalom (Haase, G. 1979) a következő fő csoportjaikat különbözteti meg (bár a csoportok között jelentős az átfedés):

biológiai regenerációs (ökológiai) potenciál (Bastian, O. 1992; Czúcz, B. 2009);
ásványkincs-potenciál (MBFH 2011);
vízpotenciál (Somlyódy L. 2011);
energiapotenciál (Imre L. 2006; Energia Központ 2008);
termőképesség (Szűcs I. 2005);
éghajlati (légköri) potenciál (Varga-Haszonits Z. 2001)
beépíthetőség (Meggyesi T. 2006; Nagy I. 2008);
üdülési (rekreációs) potenciál (Dávid L. et al. 2007);
hulladékéelhelyezési potenciál (Takáts A. 2010);
környezet terhelhetősége (környezetterhelékenység) (Kerényi A. 2007).

Az irodalmi hivatkozások nagyrészt Magyarországra vonatkozó összefoglaló értékelések. Az utolsóként említett potenciál különösen jól jelzi, hogy a természeti potenciálok értékelésében messzemenően figyelembe kell venni a fenntarthatóság szempontjait. (Németországban pl. ötféle módszer használatos a mezőgazdálkodás fenntarthatóságának értékelésére – Roedenbeck, I.A.E. 2004.)

A tájértékelés mint alkalmazott irányzat feladata más megközelítésben az is, hogy a különböző földtudományokban elért eredményeket felhasználhatóvá tegye a gyakorlati élet számára (Lóczy D. 2002). E cél elérése érdekében egységesíti, hierarchiába rendezi, szintetizálja és közérthető formában (a leggyakrabban relatív értékrendben) mutatja be mindazt, amit a szaktudományok – jelenlegi fejlettségi szintjükön – a terület használói számára a természeti potenciál(ok)ról mondani tudnak. A kutatás új tudományos eredményeket tárhat fel a természeti környezettel szemben támasztott igények terén, tehát a „keresleti” oldalon (pl. felmerülhet az igény egy új haszonnövény termesztésére), még gyakrabban azonban a kereslet kielégítéséről, a különböző természeti potenciálokról, tehát a „kínálatról” szerzünk további ismereteket (pl. a földtani kutatás pontosabb adatokat szolgáltat az ásványkincsek lelőhelyeiről, készleteiről, ill. a mezőgazdaság számára a terület ökológiai adottságait sikerül megbízhatóbban felmérni). A felhasználónak ugyan van valamilyen elképzelése annak a

területnek az „értékről”, amelyen gazdasági tevékenységet folytat, de az új, tudományos ismeretek módosíthatják ezt. A természeti tényezők kölcsönhatásaira épülő, ún. közvetett megközelítésű (McRae, S.G. – Burnham, C.P. 1981) tudományos tájértékelés nem fejez ugyan ki pénzbeli értéket, de tájékoztat arról, hogy a természeti erőforrások és korlátok helyi kombinációja milyen mértékben teszi a vizsgált területet alkalmassá a szóban forgó hasznosításra, ill. alkalmas az összehasonlításra más földhasználati módok lehetőségeivel. A megfelelő igényességgel végzett tájértékelés a racionális földhasználat hosszabb távú tervezésének alapja lehet (Marosi S. 1985; Deutscher Rat für Landespflege 1997).

2. Mezőgazdasági célú földértékelés

A mezőgazdasági terület a legtöbb országban a legnagyobb kiterjedésű földhasználati kategória, emellett az lakosság élelmiszerellátása stratégiai kérdés, ezért a mezőgazdasági tájak termőképességi osztályozásának kiemelkedő szerepe van a tájértékelésen belül. A mezőgazdasági táj azonban egyéb funkciói, tulajdonságai révén is különleges figyelmet érdemel. Legfontosabb sajátossága, hogy önfenntartó képessége erősen lecsökkent, az ember folyamatosan beavatkozik működésébe, az energia- és anyagáramlás szabályozásával meghatározott termés elérése érdekében. Szélsőségesen intenzív, szakosodott gazdálkodás esetében az önszabályozó talaj – növény – állat – ember – talaj körfolyamat megszakad (Ángyán J. – Menyhért Z. 2004). Helyreállítása az agrár-környezetgazdálkodás feladata (Ángyán J. 2003). Az intenzíven művelt mezőgazdasági tájakat tehát nem csupán termőképességük alapján kell megítélni, hanem aszerint is, mennyire töltik be a tájak egyéb, a tájgazdálkodás és -tervezés szempontjából ugyanolyan fontos funkcióit (Bastian, O. 1997; Bastian, O., Schreiber, K.-F. 1999).

A fentiek értelmében az Európai Unió Közös Agrárpolitikáját (CAP) úgy reformálták meg, hogy a jövőben inkább a környezet védelmével és a vidéki táj fenntartásával összeegyeztethető mezőgazdasági termelési módokat támogassa. Magyarországon a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala 1994-ben készítette el „A környezetileg érzékeny területek rendszerének magyarországi alkalmazási lehetőségei – extenzív gazdálkodási módok fenntartásának lehetőségei a környezet- és természetvédelem érdekében” című tanulmányt, amely megalapozta a Nemzeti Agrár-Környezetvédelmi Programot és részprogramját, az Érzékeny Természeti Területek (ÉTT) kijelölését, ami a környezet- és természetvédelem integrálását szolgálja az agrárágazat tevékenységébe, az Európai Unió elvárásainak megfelelően. 1999 őszén kormányhatározat jelent meg a Program 2000. január 1-jei bevezetéséről. (A valóságban a Program csak kétéves késéssel, 2002. januárjában indult el, akkor is korlátozott pénzügyi forrásokkal.) A Program bevezetésének fontos előfeltétele volt Magyarország földhasználati zónarendszerének kidolgozása (a gödöllői Szent István Egyetemen), amellyel földrajzi információs rendszer alkalmazásával határolták el az intenzív és a környezetkímélő mezőgazdálkodás területeit az elsősorban természetvédelmi funkciót betöltő (védett) területektől. A Nemzeti Agrár-Környezetvédelmi Program sok szempontból új feltételeket teremt a mezőgazdasági tájértékelés és a ráépülő tájtervezés számára.

A mezőgazdaság a foglalkoztatásban – ugyan egyre csökkenő, de továbbra is – jelentős szerepet tölt be, ezért is kézenfekvő, hogy a földértékelés változatos céljai között a szántóföldi növénytermesztés szempontjai kiemelkedő jelentőségűek. Természetesen ugyanolyan fontosak, sőt fontosabbak lehetnek az egyéb gazdasági tevékenységek, valamint a település- és infrastruktúra-fejlesztés, a természetvédelem igényei is, amelyeket a szántóföldi művelés követelményeivel összevetve lehet és kell is figyelembe venni. Önmagában a természeti megközelítésű értékelésnek azonban az nem lehet feladata, hogy javaslatot nyújtson a konkrét területhasználat kialakításához. A FAO (1976) irányelvek (ld. később) értelmében ez utóbbira csak közgazdasági értékelés (piaci szempontok mérlegelése) után kerülhet sor (Szűcs I. 2005).

A komplex tájértékelő eljárások (termőhelyminősítés és közgazdasági értékelés együtt) már a döntéselőkészítő rendszerekben (decision support systems, DSS – Kő A. – Lovrics L. 1997), a döntési alternatívák rangsorolásában is szerepet kaphatnak. Erre számos példát lehet említeni a nemzetközi irodalomból. Az európai környezetvédelmi kutatások egyik újonnan kialakított, jelentős műhelyében, a Lipcsében és Hallében működő Környezetkutató Központban (Umweltforschungszentrum, UFZ) kétféle döntéselőkészítő módszert is kifejlesztettek (Krönert, R. et al. 2001). Az ún. querfurti modell többfunkciós elemzésekre, több ismérv szerinti értékelésre, optimális tájszerkezet-javaslatokra képes. Földrajzi információs rendszer segítségével megállapítja, hogy milyen mértékben teljesíti egy adott táj a funkcióit, majd ennek alapján kategóriákat állít fel, ezzel támogatva a tájtervezést, az optimalizálási ajánlásokat. A másik eljárást, amelyet egy szászországi városról torgauai modellnek neveztek el, kifejezetten a természeti erőforrások (elsősorban az Elba menti tiszta ivóvízkészletek) és az ezeket veszélyeztető gazdasági fejlődés (az adott esetben kavicsbányák nyitása) közötti, tehát jellegzetesen földhasználati konfliktus elemzésére alakították ki. A közvélemény bevonásával feltárták a környezeti konfliktus lényegét és a belőle a feltételek változtatásával levezethető forgatókönyveket

(scenáriókat). Megfogalmazták azokat a döntési (gazdasági, társadalmi, környezeti) ismérveket, amelyek a preferenciák meghatározásának az alapjai lehetnek. Többismérvű mátrix (multicriteria matrix) segítségével értékelték az alternatív megoldásokat az egyes ismérvek, majd páros összehasonlításban valamennyi, különbözőképpen súlyozott ismérv szerint is. A kétféle döntéselőkészítő eljárás kombinálásával a táj funkcióit szem előtt tartó, általánosan alkalmazható módszert javasolnak a tájhasználati konfliktusok megoldására (Krönert, R. et al. 2001).

A hazai felfogás szerint (Rétvári L. 1983) a mezőgazdasági területek termőképességét három alapvető tényező határozza meg:

1. a termőhelyek agroökológiai potenciálja (tehát milyen helyi adottságok milyen növények termesztését teszik lehetővé és milyen színvonalon);
2. a növények és az állatok genetikai potenciálja (tehát a fajtanevelés által milyen mértékben közelíthetők a termesztett növények és a tenyésztett állatok igényei az agroökológiai potenciálhoz);
3. a földhasználat társadalmi, gazdasági és technológiai feltételei (tehát milyenek a természeti potenciál kiaknázásának egyéb körülményei).

Világosan kitűnik, hogy a három tényezőcsoport szorosan összefügg egymással. Nyilvánvaló az is, hogy a különböző tudományterületekhez tartozó feltételrendszerek különböző arányban javíthatók: mégpedig 1-től 3-ig egyre fokozódó mértékben. Bizonyos egymásutánosság is megfigyelhető: először a mezőgazdaságban a melioráció hagyományos eljárásai kaptak nagy hangsúlyt, napjainkra tért nyert a géntechnika, ugyanakkor kibontakozóban vannak a – legnagyobb tartalékot jelentő – tudományos üzemszervezés, modelleken alapuló gazdálkodás, a precíziós mezőgazdaság módszerei, amelyek a 21. században általánossá válnak.

2.1. Paraméterrendszerű megközelítések

A nemzeti földértékelési eljárások kidolgozásakor az egész világon alapul veszik az ENSZ Élelmészügyi és Mezőgazdasági Szervezete (FAO) által megfogalmazott irányelveket (FAO, 1976). Ebben az irányadó dokumentumban az szerepel, hogy a földértékelés tárgya, a „föld” sokkal többet jelent, mint csupán a termőtalajt: a földfelszín olyan területe, amelynek jellemzői magukba foglalják az adott terület fölött és alatt elhelyezkedő bioszféra valamennyi, viszonylag stabil vagy kiszámítható ciklusokat mutató tulajdonságát, ideértve a légkört, a talajt, a felszínközeli geológiai és hidrológiai viszonyokat, a növény- és állatpopulációkat, valamint a múltbeli és a jelenlegi emberi tevékenység következményeit, mégpedig olyan mértékben, amennyire ezek a tulajdonságok jelentős módon befolyásolják a föld ember általi használatát. A földértékelés célja ígéretes földhasználati módok megállapítása az egyes terület egységekre, ezek összehasonlítása az értékelés sajátos szempontjából. Az agroökológiai potenciál felmérése a természeti földértékelés feladata. (A magyar szakirodalom inkább csak a közgazdasági célú vizsgáldást nevezi földértékelésnek, a természeti tényezők szerepének feltárására a földminősítés megjelölés használatos. A „Földminősítés, földértékelés és földhasználati információ a környezetbarát gazdálkodás versenyképességének javításáért” címet viseli pl. a Keszthelyi Georgikonban megrendezett konferenciasorozat, amelynek célja az aranykorona-rendszert felváltó új hazai földértékelés módszertani kidolgozása – ld. pl. Várallyay Gy. 2003).

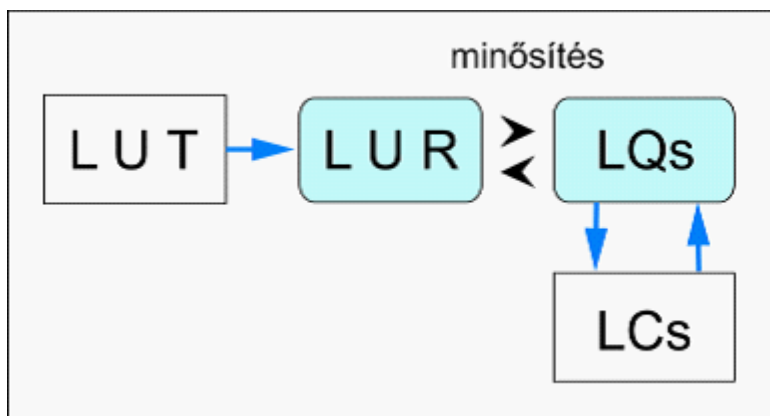
Korábban a földértékelés a nemzetközi irodalomban (McRae, S.G. – Burnham, C.P. 1981) elsősorban talajértékelésen alapuló kategorizálást jelentett. Az Egyesült Államok Mezőgazdasági Minisztériuma dolgozta ki a világméretben legelterjedtebb ilyen módszert (Klingebiel, A.A., Montgomery, P.H. 1961). A számítógépes rendszerek terjedésével (ilyen földleltár először Kanadában valósult meg) az ún. kategóriarendszerű minősítés kissé háttérbe szorult, az analitikus módszerek kerültek túlsúlyba, amelyek paraméterértékek integrációjával alakítják ki a termőföld minőségét kifejező értékszámot. Az ilyen megközelítés jobban megfelel a nagy területi felbontású, korszerű térinformatikai eszközökkel végrehajtott földértékelés követelményeinek is.

A mindennapi életben a föld értékelésének ún. közvetlen módját szokás alkalmazni. Az ilyen módszerek közvetlenül a terméseredményeken alapulnak, mint pl. az először 1875-ben bevezetett, majd a rendszerváltozás után újra hivatalosan elismert aranykorona-rendszer, amelynek kidolgozói a termőföld értékmérőjének az elérhető tiszta kataszteri jövedelmet tekintették. Mivel azonban a terméseredmények – az időjárás és a társadalmi-gazdasági-agrotechnikai viszonyok változása miatt is – évről-évre ingadoznak, létjogosultsága van a közvetett földértékelő eljárásoknak is, amelyek valamilyen viszonyítási rendszerben mutatják meg egy-egy terület természeti potenciálját. A növénytermesztésre leszűkítve az alkalmassági vizsgálat azt jelenti, egy-egy növény milyen eredménnyel termeszthető az adott területen.

2.1.1. A termőkéesség minősítése az ökológiai (termőhelyi) alkalmasság alapján

A növények alapvető ökológiai igényei bizonyos komplex környezeti tulajdonságokra (pl. jó vízellátottság – Lóczy D. 2001) irányulnak, amelyeket nehéz, sőt a legtöbbször lehetetlen egyetlen mérőszámmal megragadni (FAO 1976). A földértékelés gyakorlatában egyszerű környezeti tulajdonságokból („land characteristics”, LCs – a vízellátottság esetében pl. a termőréteg vastagsága, a talaj szövete, a csapadékmennyiség, a talajvízszint mélysége) állíthatjuk össze, amelyek már mennyiségileg leírhatók, egyszerű paraméterekkel jól kifejezhetők. A FAO irányelvei szerint a célként kitűzött földhasználati típusokból (land utilization types, LUT) levezetett földhasználati követelmények (land utilization requirements, LUR) mint „keresleti” oldal és a komplex környezeti tulajdonságok (land qualities, LQs) mint „kínálati” oldal összevetése a földértékelés lényege (5.1. ábra).

5.1. ábra - A földértékelés sémája a FAO irányelvei alapján (Lóczy D.)



5.1. ábra A földértékelés sémája a FAO irányelvei alapján (Lóczy D.). A magyarázatot ld. a szövegben

A paramétereket célszerű olyan mutatókból összeállítani, amelyek a különböző, tájökológiai célra felhasználható (elsősorban talaj-)felmérésekben, adatbázisokban szinte mindig szerepelnek, így értékeik könnyen beszerezhetők (5.1. táblázat). Az ökológiai alkalmasság felméréseinek legelterjedtebb (bár nem kizárólagos) módszere a paraméterrendszerű vizsgálat (McRae, S.G. – Burnham, C.P. 1981). Különösen ügyeltünk arra, hogy a termés minőség ét lényegesen befolyásoló paraméterek semmiképpen se maradjanak ki a rendszerből.

5.1. táblázat - A növénytermesztésre való ökológiai alkalmasság meghatározásához feltétlenül szükséges környezeti paraméterek (Lóczy D. 1989)

I. Domborzat

Lejtőszög

Lejtőkitettség

Horizontális tagoltság

II. Éghajlat

Havi középhőmérsékletek (márciustól októberig)

Havi napfénytartamok (márciustól októberig)

Havi csapadékösszegek (márciustól októberig)

Téli (november és február közötti) csapadékösszeg

III. Talaj

A talaj genetikai típusa

Fizikai féleség

Humuszállapot

Termőréteg-vastagság

Talajképző kőzet

A talajvíztükör mélysége

Kémhatás és mészállapot

5.1. táblázat A növénytermesztésre való ökológiai alkalmasság meghatározásához feltétlenül szükséges környezeti paraméterek (Lóczy D. 1989)

A paraméterrendszerű felmérésekkel szemben támasztott legfontosabb követelmények:

1. a feldolgozott paraméterek a lehető legjobban feleljenek meg a növények ökológiai igényeinek;
2. a paraméterek – fontosságuk szerint – alkossanak hierarchikus rendszert;
3. minél kevesebb legyen a paraméterek közötti átfedés, a szükségtelen ismétlődés (elkerülhető legyen a „többszörös értékelés” veszélye);
4. formai szempontból feleljen meg a számítógépes tárolás, feldolgozás, kiértékelés követelményeinek.

Legújabbban egyszerű, de részletes, soktényezős adatbázisra épített, paraméterrendszerű gyakorlati földminősítési módszert közöl Dömsödi János (2011).

2.2. Földértékelés síkvidéken

A természetföldrajzi megközelítésű, a domborzatminősítési irányzaton alapuló, az MTA Földrajztudományi Kutató Intézetében, Góczán L. (1980, 1984) irányításával kidolgozott eljárásokat (Lóczy D. 1989) elsősorban dombvidéki területeken próbálták ki. Emögött az a megfontolás húzódott meg, hogy igyekeztek kihasználni a domborzatról rendelkezésre álló topográfiai térképekről, ill. később a digitális terepmodellekről származtatható nagy adattömeget. A legjobb minőségű szántóterületek azonban az alföldeken találhatók, ahol módosított eljárást kell alkalmazni, hiszen a dombvidékektől eltérően pl. a felszín lejtésének szöge és iránya nem játszik jelentős szerepet, ezért ezekre a paraméterekre itt gyakorlatilag nincs is szükség. A domborzat szerepe ugyanakkor a folyami ártereken, hordalékkúpokon közvetlen módon, de igen markánsan megmutatkozik: a tengerszint feletti magasság 1-2 m-es szintkülönbségei is jól kirajzolódnak a talajképző kőzetek minőségének megváltozásában (lősz- vagy homokborítás), a talajvíz mélységében, a talajtípusok elterjedésében (réti és réti öntéstalajok megjelenése) stb. (Lóczy D. – Szalai L. 1999). A tengerszint feletti magasságot tehát nem mint domborzati tényezőt célszerű figyelembe venni, hanem a terület tájökológiai mintázatát végső soron meghatározó paraméternek kell tekinteni. A mintázat síkvidéken a legközvetlenebbül a talajtípusok eloszlásában tükröződik, de ezt csak talajvizsgálati helyek sűrűbb hálózata alapján lehetne feltárni. A határokat úgy lehet pontosabban megvonni, ha a domborzati formákhoz igazítjuk őket (ami a talajtani térképezésben régen elfogadott eljárás).

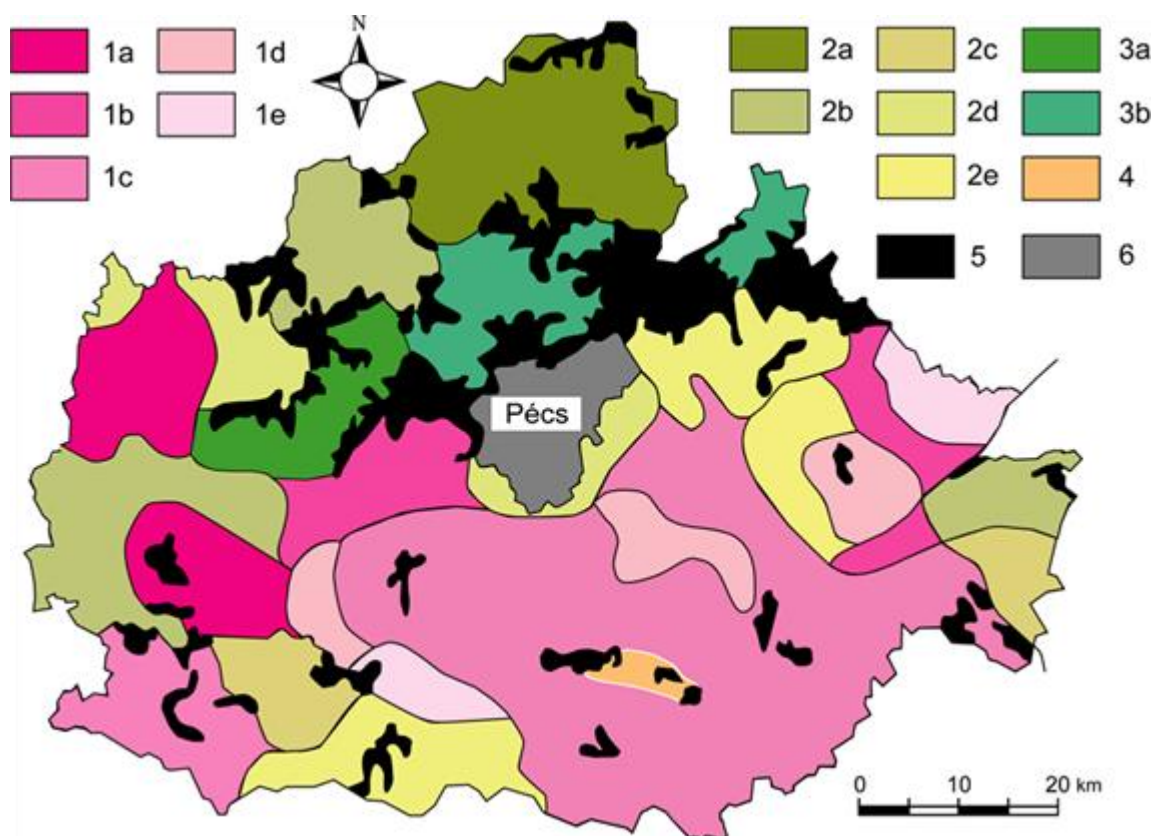
A feltétlenül szükségesnek ítélt környezeti tulajdonságokból épült föl a minősítés adatbázis a. Az adatbázis létrehozásához meg kellett még határozni annak felbontását, tehát az adatgyűjtés „elemi cellájának” a méretét. A környezeti adottságokat és az adatforrásokat mérlegelve kellett optimalizálni az adattömeg „sűrűségét”. A jelen alkalmassági vizsgálatban a 100 ha-os alapegységek (1x1 km-es négyzetek) tűntek a legmegfelelőbbnek.

Belőlük viszonylag valóságos alakban rajzolódhatnak ki a néhányszor 10 km²-es termőhelyfoltok, amelyeket azután a geomorfológiai térkép egységeihez igazítva is be lehet mutatni.

2.3. Esettanulmány: földértékelés Beremend környékén

A síksági ökológiai alkalmassági felmérést bemutató, Beremend környéki vizsgálat kiindulópontja a dunántúli megyék agroökológiai mikrokörzetesítése, amelyet 1981 és 1988 között Góczán László irányított. A körzetesítés öt fő szántóföldi növény (őszi búza, kukorica, napraforgó, cukorrépa, lucerna) területi ökológiai alkalmasságának paraméterrendszerű felmérésén alapul. A növények körét Baranyában a megye egyes részein jelentős szőlő termesztésére való alkalmassággal egészítettük ki (5.2. ábra). A szőlő speciális ökológiai igényei miatt más minősítő eljárást kellett alkalmazni.

5.2. ábra - Baranya megye átnézetes növénytermesztésre való alkalmassági térképe



5.2. ábra Baranya megye átnézetes növénytermesztésre való alkalmassági térképe (az eredeti, 1:25 000 méretarányú agroökológiai mikrokörzetesítési térképet Góczán László irányításával Tóza I., Lóczy D., Szalai L. és Di Gléria, M. készítette, a programozást Téchy Z. végezte). A betűk a növények nevének kezdőbetűi: b = őszi búza; k = kukorica; n = napraforgó; c = cukorrépa; l = lucerna. 1 = kiváló minőségű termőhelyek körzetei: 1a = K9; 1b = BKN 8-9; 1c = B8-9; 1d = BK8; 1e = B8; 2 = jó minőségű termőhelyek körzetei: 2a = K7-8; 2b = BK7; 2c = B7, K7; 2d = BKN 6-7; 2e = BKN6; 3 = gyengébb minőségű termőhelyek körzetei: 3a = BN5; 3b = KL4; 4 = történelmi borvidék; 5 = erdő; 6 = beépített terület

A Beremend környéki értékelésbe is azokat a haszonnövényeket igyekeztem bevonni, amelyeket a vizsgált tájon a legnagyobb földterületen termesztenek (5.2. táblázat).

5.2. táblázat A Beremenden működő gazdasági társaság (a termelőszövetkezet utódszervezete) vetésterületének növényenkénti megoszlása (1998)

5.3. ábra - A Beremenden működő gazdasági társaság (a termelőszövetkezet utódszervezete) vetésterületének növényenkénti megoszlása (1998)

<i>növény</i>	<i>vetésterület (ha)</i>
kukorica	626
őszi búza	353
szója	189
különböző gyógynövények	151
őszi árpa	144
lucerna	140
olajrepcé	124
silókukorica	110
zöldség (sárgarépa, gyökér)	49
takarmánykeverék (bükköny + zab, árpa vagy rozs)	47
vetett fű	7
cukorrépa	1994 óta nincs
<i>összes szántóterület</i>	<i>1940</i>

A kukorica ökológiai igényeinek teljesülésével tehát mindenképpen foglalkozni kell. Mellette felvettük a vizsgálandó növények közé a hasonló igényű napraforgót is, bár a társaság éppen nem termeszt. A búzát és az árpát az őszi kalászosok kategóriába vontuk össze. A meglehetősen hiányos forrásadatokból összeállítottuk a szójatermesztés ökológiai feltételeit. Ennek a növénynek a páradús és meleg dél-dunántúli klímán, a közepes és jó termőképességű talajokon már jelentős hagyományai vannak. Ugyanezt a gyógynövényekre már nem lehetett megtenni, hiszen ezek a kamillától a máriatővisig ökológiai szempontból igen vegyes kategóriát alkotnak. Feltételeztük, hogy termesztésük a szélsőséges adottságokat mutató, más növények számára nem alkalmas termőhelyeken folyik. A takarmányféléket – a korábbi felmérésekhez hasonlóan – a lucerna képviseli, a silókukorica és a takarmánykeverék kategóriákkal nem tudtunk mit kezdeni. A jelentős vetésterületű, sokoldalúan hasznosított, nagy nedvesség- és talajigényű olajrepcét (őszi káposztarepcét) új növényként volt tanácsos felvennünk a listára. Bár politikai és gazdasági okok miatt cukorrépát Beremenden 1994 óta nem termesztnek, célszerűnek tűnt erre az ipari növényre is felmérni a terület ökológiai alkalmasságát. A földterületét növények szerinti minősítésekor tehát *hét növény*: kukorica, őszi kalászosok, szója, lucerna, napraforgó, olajrepcé és cukorrépa figyelembevétele mellett döntöttünk.

Az ökológiai igények szerinti értékelésben figyelembe vettük a FAO irányelveiben, általános földművelési szempontú minősítéshez javasolt alkalmassági táblázatokat (5.3. táblázat).

5.3. táblázat A talajviszonyok FAO rendszerű alkalmassági táblázatának részlete (értékelés általános szántóföldi növénytermesztési szempontból – Sys, C. 1985 nyomán)

5.4. ábra - A talajviszonyok FAO rendszerű alkalmassági táblázatának részlete (értékelés általános szántóföldi növénytermesztési szempontból – Sys, C. 1985 nyomán)

<i>talajparaméter</i>	<i>alkalmassági fokozat</i>			
	S1	S2	S3/N1	N2
durva vázrészek aránya (%)	<15	<35	<55	>55
termőréteg vastagsága (cm)	>50	>20	>10	<10
CaCO ₃ -tart. (%)	<25	<35	<50	>50
CaSO ₄ -tart. (%)	<6	<10	<20	>20

A folytonosnak tekintett ökológiai igények teljesülését pontozásos módon lehet kifejezni. A részpontszámokból ilyenkor összeadással (additív eljárás) vagy összeszorzással (multiplikatív eljárás) alakul ki az összpontszám, amely – határpontok kijelölésével – „átváltható” alkalmassági fokozatokra (Lóczy D. 2002). Ebben a vizsgálatban az alkalmassági fokozatokat aszerint állapítottuk meg, hogy az egyes területegység hány százalékát érte el a régióban lehetséges maximális pontszám.

A paraméterek súlyozása

Mivel a tényezőkénti részpontszámok egyszerű, növényenkénti összeadása nem tükrözné valós ökológiai igényeiket, a lényegesebb tulajdonságok többszörös beszámítására, azaz valamiféle súlyozásra mindenképpen szükség van. Ugyanakkor láttuk, hogy a súlyozás a szubjektivitás leggyakoribb forrása a földértékelő rendszerekben. A szubjektív megítélés „kordában tartására” a lehető legegyszerűbb megoldást kell választani, mert ekkor még belátható a súlyozás hatása az eredményre. Ilyen megfontolásból csak kétféle fokozatú súlyozást építettünk be a rendszerbe: az elsőrendűen fontos paraméterek esetében a négyes, a másodrendűeknél a kettős szorzójút. Az agronómiai szakirodalom tanulmányozásából elég egyértelműen kiderült, hogy a következő paramétereket kell súlyozottan figyelembe venni:

az őszi búza esetében elsősorban a talaj genetikai típusát, másodsorban a májusi csapadékmennyiséget;
a kukorica esetében elsősorban a júniusi és a júliusi csapadékösszeget, másodsorban a júliusi és az augusztusi középhőmérsékletet;
a lucerna esetében a talaj genetikai típusát, valamint kémhatását és mészállapotát;
a napraforgó és a cukorrépa esetében a talaj genetikai típusát;
a szója esetében a szeptemberi középhőmérsékletet;
az olajrepcé esetében a júniusi középhőmérsékletet.

A súlyozás megtervezésekor tekintettel voltunk a szárazságtűrő fajták fokozatos terjedésére, ill. a vizsgált terület viszonylag jó talajvíz-ellátottságára, ezért a csapadékértékek súlyozását minimálisra szűkítettük.

Adatforrások

A határszéli terület minősítését megnehezíti, hogy természeti viszonyairól igazán friss térképek nem állnak rendelkezésre. Alaptérképként a területi tervezésben használt, 1:50 000 méretarányú topográfiai térképet fogadtuk el. Az éghajlatot mezoklimatikus szinten mindenhol egységesnek tekintettük, ezért egyetlen adatsorral dolgoztunk, az 1960 - 1990 közötti megfigyelések havi átlagaival számoltunk (OMSZ 2001). A talajtulajdonságok jelentősége ezen a síkvidéki területen különösen nagy volt, hiszen ezek eloszlása szabta meg elsősorban, milyen mértékben teljesülnek az egyes növények környezeti igényei. A Beremend környéki talajok elterjedéséről és alapvető tulajdonságaikról a legrégebb megbízható forrás a Kreybig L. vezetésével végzett talajtérképezés idevágó térképlapja (1951), ill. az annak felhasználásával, Géczy G. (1964) iránymutatásával készített feldolgozás. Az adatbázist az üzemi talajtérképezés 1:25 000 méretarányú térképeiről (1976) szerzett információk egészítik ki.

A kiválasztott hét szántóföldi növény termesztésére vonatkozó értékelés a mezőgazdasági szakirodalom feldolgozásával nyert adatokon nyugszik. A növények ökológiai igényeit a termesztési kézikönyvek (összefoglalóan: Láng G. 1976; növényenként pedig: Antal J. 1998; Barabás Z. 1987; Bócsa I. 1979; Eöri T. 1986; Kurnik E. – Szabó L. 1987; Menyhért Z. 1985; Nagy L. 1981, 1985; Radics L. 2002; Szabó L. 1993; Szendrő P. 1980 stb.) adataiból állítottuk össze, egy korábbi vizsgálat (Lóczy D. 1989) értékelési rendszerét kiegészítve és módosítva, csak a vizsgált területen előforduló állapotokra összpontosítva.

Módszer

A területen térképezett agroökológiai tényezőknek az egyes növények számára megbecsülhető értékét a következő táblázatok segítségével lehetett megállapítani (4 – 10. táblázat). A kiválónak minősített paraméterértékek jele: +++++; a termesztést erősen korlátozóké: +. Ahol a környezeti feltételek egyáltalán nem teszik lehetővé a növény termesztését (a FAO útmutatásai szerinti N1 állapot, tehát az adott földhasználat reális költségráfordítás mellett nem javasolható), ill. az adott feltételek nem relevánsak, a táblázatban - jel áll. A négyszeres súlyozást **, a kétszereset * jel mutatja.

Síkvidéken tehát a domborzat alig játszik szerepet az ökológiai alkalmasságban. A teljesség kedvéért közöljük a felszabdaltság különbségeit figyelembe vevő domborzatminősítő táblázatot (5.4. táblázat).

5.4. táblázat A domborzati viszonyok minősítése

5.5. ábra - A domborzati viszonyok minősítése

A mezőgazdasági hasznosítású tájak
értékelésének követelményei (Lóczy
D.)

uralgó lejtőkategória (%)	másodlagos lejtőkat. (%)	horizontális tagoltság (m/100 ha)	kukorica	őszi kalászos	szója	lucerna	napraforgó	olaj-repce	cukorrépa
0-5	-	<1000	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++
0-5	-	1000-4000	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++
0-5	-	>4000	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
0-5	5-12	<1000	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++
0-5	5-12	1000-4000	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++
0-5	5-12	>4000	++	++	+++	+++	++	+++	++
0-5	>12	<1000	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++
0-5	>12	1000-4000	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
0-5	>12	>4000	++	++	+++	+++	++	+++	+

Mivel viszonylag kis kiterjedésű és sík, tehát azonos mezoklimájú területről van szó, a Beremendre vonatkozó éghajlati adatsorokat (intervallumokat) az egész vizsgált területre érvényesnek fogadtuk el. Az éghajlat-értékelő táblázat (5.5. táblázat) feladata, hogy sokéves átlagok tekintetében „elhelyezze” a vidéket a magyarországi viszonyok skáláján.

5.5. táblázat Az éghajlati paraméterek minősítése

5.6. ábra - Az éghajlati paraméterek minősítése

Hőellátottság (havi középhőmérsékletek, °C)								
hónap	közép- hőmérséklet (°C)	kukorica	őszi kalászos	szója	lucerna	napra- forgó	olaj-repce	cukorrépa
március	6,0-6,5	-	++++	-	-	-	+	-
április	11,0-11,5	++++	++++	+++	++++	-	+++	++++
május	16,0-16,5	++++	++++*	++++	++++	+++*	++++	++++
június	19,0-19,5	++++	++++	++++	++++	++++*	+++*	++++
július	21,5-22,0	++++*	++++	++++	-	++++*	-	++++
augusztus	20,5-21,0	++++*	-	++++	-	++++	-	++++
szeptember	16,5-17,0	++	-	+++*	-	++++	-	++++
október	11,0-11,5	-	++++	-	-	-	-	+++
Fényellátottság (havi napfénytartamok, óra)								
április	180-190	-	+++	++++	++++	-	++	-
június	260-270	-	+++	+++	-	++++	+++	+++
július	290-300	-	-	+++	-	++++	-	-
augusztus	270-280	++++	-	-	-	-	-	++++
Vízellátottság (havi csapadékmennyiségek, mm)								
március	41-45	-	++++	+++	+++	-	+	-
április	61-65	++++	+++	+++	++	++	++	+++
május	66-70	++++	++++*	+++	++	++++	+	++++
június	76-80	++++	+++*	++	+	++++	+	+++*
július	61-65	++++*	-	+	-	+++	-	++++
augusztus	56-60	++++*	-	-	-	+++	-	++++*
szeptember	56-60	+++	-	-	-	++	-	++++*
október	71-75	-	+++	-	-	-	-	++
november- február	181-190	-	+++	-	-	-	++	++++

A vizsgált terület talajtípusai a barna erdőtalajok, a réti, ill. az öntéstalajok csoportjába tartoznak. Elsősorban fizikai fűleségük (szövetük) szerint alkotnak olyan változatokat, amelyek termékenysége is némileg eltérő lehet (5.6. – 5.10. táblázat) . A talaj szövete befolyásolja még a növények víz- (és tápanyag-) felvételét, ezért a talajvíztükör tartósan előforduló, legkisebb mélységét is ennek függvényében kell megítélni. A gyökérfejlődésben és a vízraktározásban a talajképző közet is szerepet játszik, ezért a területen megtalálható főbb csoportjait külön minősítjük. A tápanyag-ellátottságot és a talajszerkezetet jellemző legfontosabb paraméter a humuszállapot, amely a humuszos réteg vastagságából és humusztartalmából tevődik össze. A gyökérzet elhelyezkedése szerint az egyes termesztett növények ugyan különböző vastagságú humusztartalmú réteget igényelnek, de az eltérés nem jelentős; így az egyszerűség végett növényenként nem teszünk különbséget a

humuszállapot értékelésében. A talaj kémhatása több kultúra eredményes termesztetőségét megszabja, ezért – a mészállapottal, tehát a szénsavas mész megjelenésének mélységével együtt – szintén bevonjuk az értékelésbe.

5.6. táblázat A talajtípusnak és a talaj fizikai féleségének értékelése

5.7. ábra - A talajtípusnak és a talaj fizikai féleségének értékelése

talajtípus	fizikai féleség	kukorica	őszi kalászos	szója	lucerna	napraforgó	olaj-repce	cukorrépa
csernozjom barna erdőtalaj	agyagos vályog	++++	+++++**	++++	+++++*	++++*	+++++	+++**
csernozjom barna erdőtalaj	vályog	+++++	+++++**	++++	+++++*	+++++*	+++++	++++**
barna erdőtalaj	agyagos vályog	++++	+++**	++++	++++*	++++*	+++	+++**
barna erdőtalaj	vályog	++++	++++**	++++	++++*	++++*	++++	++++**
réti csernozjom	vályog	+++++	+++++**	++++	+++*	+++*	+++	+++++**
réti talaj	homokos vályog	+++	+++**	+++	++++*	+++*	+++	+++**
réti talaj	vályog	++++	++++**	++++	++++*	++++*	+++	++++**
réti talaj	agyagos vályog	++++	++++**	+++	++++*	+++*	++	+++**
réti talaj	agyag	++++	+++**	+++	++++*	+++*	+	++**
réti öntéstalaj	vályog	++++	+++**	+++	++++*	+++*	++	+**
öntés réti talaj	homokos vályog	++++	++**	++	++++*	+++*	++	+**
humuszos öntéstalaj	homokos vályog	+++	++**	++	++*	+++*	++	+**

5.7. táblázat A humuszállapot értékelése (együtt valamennyi növényre)

5.8. ábra - A humuszállapot értékelése (együtt valamennyi növényre)

humuszos réteg vastagsága (cm), humusztartalma (%)	<20	20-40	40-60	>60
<1	+	++	+++	+++
1-2	++	+++	+++	++++
2-3	++	+++	++++	+++++
>3	+++	++++	++++	+++++

5.8. táblázat A talajképző közet és a termőréteg-vastagság értékelése

5.9. ábra - A talajképző közet és a termőréteg-vastagság értékelése

A mezőgazdasági hasznosítású tájak
értékelésének követelményei (Lóczy
D.)

talajképző közet	mélysége (m)	kukorica	őszi kalászos	szója	napraforgó	lucerna	olaj-repce	cukorrépa
meszes finomhomok	<0,5	++	++	++	++	+++	++	+
meszes finomhomok	0,5-1	+++	+++	+++	+++	+++	++	++
meszes finomhomok	>1	+++	+++	+++	+++	+++	+	+++
meszes iszap	<0,5	++	++	+	+++	+++	+++	+
meszes iszap	0,5-1	+++	++	++	+++	++++	+++	+
meszes iszap	>1	+++	+++	+++	+++	++++	+++	++
futóhomok	<0,5	+	-	+	+	+	+	-
futóhomok	>0,5	++	-	+	++	++	+	-
löss, lösszerű üledék	<0,5	++++	++++	++++	++++	++++	++++	+++
löss, lösszerű üledék	0,5-1	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	++++
löss, lösszerű üledék	>1	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++

5.9. táblázat A talajvízviszonyok értékelése (a talajvíztükör mélysége, m)

5.10. ábra - A talajvízviszonyok értékelése (a talajvíztükör mélysége, m)

homok	<1	++	+	+	++	+	++	-
	1-2	++	++	++	++	++	++	+
	>2	++	++	++	+++	++	++	++
iszap	<1	++	++	++	++	++	++	+
	>1	++++	++++	++++	++++	++++	+++	+++
agyag	<1	++	+	+	++	+++	+	+
	>1	+++	+++	++	+++	+++	++	+++
löss	<1	+++	++	+++	+++	+++	+++	++
	1-2	++++	++++	++++	+++++	++++	++++	++++
	>2	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++

5.10. táblázat A talaj kémhatásának és mészállapotának értékelése

5.11. ábra - A talaj kémhatásának és mészállapotának értékelése

pH (H ₂ O) 5,6-6,5	Ca felszíntől	++++	+++*	+++	+++*	++++	++	+
	Ca > 0,5 m	+++	+++*	++	+++*	+++	++	-
6,5-7,5	Ca felszíntől	++++	++++*	++++	++++*	++++	++++	++++
	Ca > 0,5 m	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	++++	+++++
			*		*			
7,5-8,5	Ca felszíntől	++	+++*	+++	+++*	++++	+++	+
	Ca > 0,5 m	++	++++*	++++	++++*	++++	++	++
>8,5	Ca felszíntől	+	+++*	+++	+++*	+++	+	-

Az értékelő program a fenti táblázatok alapján minden növényre kiszámította az ökológiai alkalmasságot a maximális lehetséges pontszám százalékában. A százalékos értékek összevetéséből alakul ki a növények alkalmassági sorrendje, a termőhelyek minőségének mértéke (Lóczy D. 1989). Az egyes növényeknek a számukra alkalmas talajtípusokon a dél-dunántúli optimumhoz viszonyított alkalmasságát az 5.11. táblázat mutatja be.

5.11. táblázat A növényenkénti ökológiai alkalmasság Beremend környékén a dél-dunántúli regionális maximum százalékában

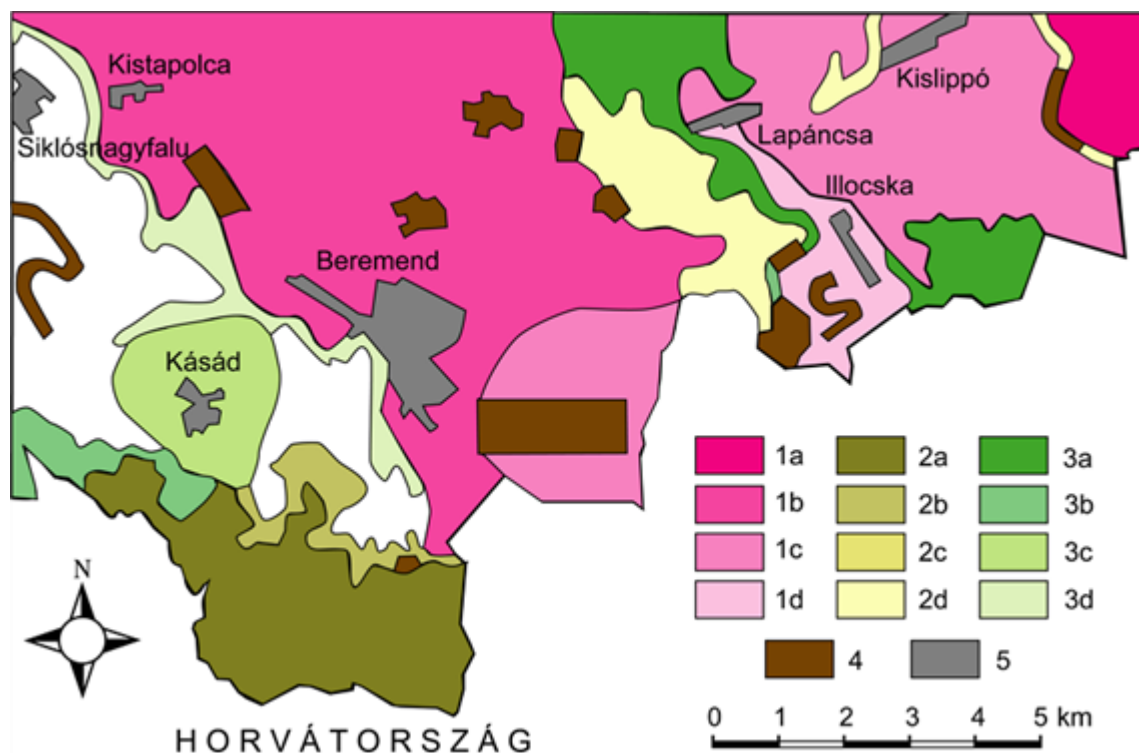
Igaz ugyan, hogy a százalékos alkalmassági értékek szórása nem túlságosan nagy, három csoport mégis világosan kirajzolódik: 90% feletti alkalmassággal kiemelkedik a napraforgó (térképi jele: n), ezt követik a valamivel 80% feletti értéket mutató olajrepece (r), kukorica (k), cukorrépa (c) és szója (s), míg a földterület a legkevésbé lucerna (l), őszi búza és árpa (együttesen: b) termesztésére alkalmas. Ehhez társulnak a 0 - 9 közötti skálán megjelölt alkalmassági értékek, mindig a növénycsoport kódja után feltüntetve. Az egyes növények természetesen nem zárják ki egymást, belőlük tervezhető az optimális vetésforgó.

Az ökológiai alkalmasság térképi ábrázolása

Beremend környékének (pontosabban a Siklónagyfalu-Ivándárda és a déli országhatár közötti terület) agroökológiai értékelése – a fenti megfontolások szem előtt tartásával – két lépésben történt:

1. áttekintő értékelő térkép készült a kilométerhálózat alapján meghatározott 100 ha-os négyzetekre (a legalább 80%-ban beépített, erdővel borított, a bányászkodás miatt talajtakarójától megfosztott felszínek figyelmen kívül hagyásával);
2. majd a terület geomorfológiai térképén szereplő, homogénnek tekintett formacsoportok lettek a – különben teljesen azonos módon lefolytatott – értékelés alapegységei (5.3. ábra).

5.12. ábra - Beremend környékének növénytermesztésre való alkalmassága (Lóczy D. 2004)



5.3. ábra Beremend környékének növénytermesztésre való alkalmassága (Lóczy D. 2004). Kategóriák: 1 = kiváló minőségű termőhelyek körzetei: 1a = nk19bc8rs7; 1b = nk9lrbc8s7; 1c = kln8bsc7r6; 1d = kl8bnc7sr6; 2 = jó minőségű termőhelyek körzetei: 2a = lkns7rb6c5; 2b = lnkb7src5; 2c = lkn7sr6b4c0; 2d = lkn7s6br5c4, lk7n6rs5bc4, kl7ns6br5c4; 3 = gyengébb adottságú termőhelyek: 3a = lkns6brc5c4; 3b = lrs6kn5bc0; 3c = kn6lrs5b4c0; 3d = lk6ns5rb3c0; 4 = erdő, mocsár; 5 = beépített terület. A kódok magyarázatát ld. a szövegben

Az első lépés eredménye, a kilométerhálóra készült értékelő térkép a területi arányokról természetesen csak nagyon hozzávetőleges információt nyújthatott, hiszen a négyzetháló minden egységében csak az egyes tényezők uralkodó értékeit lehetett feltüntetni és kiértékelni. A második lépésös értékelésben viszont bizonytalansági tényező a geomorfológiai egységek elhatárolásának pontossága, ill. az a tény, hogy a talajtulajdonságok nem követik pontosan ezeket, széles átmeneti sávok alakulhatnak ki. A geomorfológiai térképezés hibahatára 1:100 000-es méretarányban már 20-25% is lehet, de a domborzati és a talajviszonyok

eloszlásának különböző jellegéből adódó területi eltéréseket egyáltalán nem lehet becsülni (különösen a talajtípus meghatározása következtében, amelyet egyébként is némi szubjektivitás terhel).

A vizsgált területen belüli eltérések (3. ábra) elsősorban a talajviszonyoknak, azon belül is a kötöttség helyi eltéréseinek köszönhetők. Figyelembe kell venni, hogy a Dráva öntésterületén a talajképző kőzet szemcseátmérője és a rajta kialakult fiatal talajok kötöttsége elég szeszélyesen változik, aminek részletes bemutatását a felmérés felbontása nem tette lehetővé.

Mivel a százalékos alkalmassági értékek tízfokozatú skálára átszámítva csupán négy kategóriába kerültek: 6, 7, 8 vagy 9, az itt közölt, egyszerűsített összesítő térképen ezek a rangsorszámok szerepelnek a növények kezdőbetűi mögött. A legnagyobb területi kiterjedésű (csernozjom barna erdőtalaj) folt kódja:

nk9 lrbc8 s7

Ez a kukorica, a napraforgó számára kiváló, lucernának, repcének, cukorrépának és búzának jó, szójának valamivel mérsékeltbb alkalmasságot jelöl. Megállapítható, hogy közvetlenül az országhatár mentén réti, réti öntés- és öntés rétitalajokon ennél kissé kedvezőtlenebb földminőség állapítható meg. Az alacsonyabb fekvésű, magas talajvízállású területek alkalmassága a hét növény termesztésére jóval kisebb.

Távlatok

Mint az egyik természeti potenciál kiaknázása általában mérsékeli a többi felhasználásnak lehetőségeit, minden földértékelési térkép, az itt közölt is igazán csak akkor alkalmas a földhasználat tervezésére, ha más szempontú földértékelés eredményével is összevetjük. Ebben az esetben a következő szempontoknak lehet gyakorlati jelentősége: természetvédelmi, ásványkincs (építési homok), vízvédelmi, vízkészlet- (termálvíz), településfejlesztési, közlekedési szempontú minősítés. Mindezen potenciálok minősítési módszertanának kidolgozása és a vizsgálatok elvégzése, majd az összehasonlítás megtétele alapozhatja meg – legalább is tájékológiai nézőpontból – a konkrét földhasználati javaslatokat, ami azonban további kutatásokat igényel.

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány az OTKA által a T 30 859. sz. pályázat keretében támogatott, a mezőgazdasági táj szerkezetének feltárására irányuló kutatás egyik terméke. A Kreybig-féle kéziratos talajismereti térkép rendelkezésre bocsátásáért a szerző néhai Lehmann Antal nyugalmazott egyetemi docensnek, gazdálkodási adatok közléséért pedig Várdai Károlynak (Beremend) tartozik köszönettel.

Felhasznált irodalom

- Antal J. 1998: *A repce termőhelyének megválasztása és tápanyagellátása*. Agroforum 9(8).2-3. Ángyán J. 2003: *A környezet- és tájgazdálkodás agroökológiai földhasználati alapozása: Magyarország integrált földhasználati zónarendszerének kialakítása*. MTA doktori értekezés, Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő. 163 p. Ángyán J. (szerk.) 1999: *Nemzeti agrár-környezetvédelmi program a környezetkímélő, a természet védelmét és a táj megőrzését szolgáló mezőgazdasági termelési módszerek támogatására. I. kötet*. Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest. 174 p. (Agrár-környezetgazdálkodási tanulmánykötetek) Ángyán J. – Menyhért Z. 1997: *Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás*. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest. 414 p. Ángyán, J. – Menyhért Z. 2004: *Alkalmazkodó növénytermesztés, környezet- és tájgazdálkodás*. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest. 559 p. Barabás Z. (szerk.) 1987: *A búzatermesztés kézikönyve*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 538 p. Bastian, O. 1992: *Zur Analyse des biotischen Regulationspotentials der Landschaft*. Petermanns Geographische Mitteilungen 136. 2-3. 93-108. Bastian, O. 1997: *Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen – unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion*. NNA Berichte Nr. 10. 106-125. Bastian, O., Schreiber, K.-F. 1999: *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2., neubearbeitete Auflage*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg – Berlin. 564 p. Bócsa I. (szerk.) 1979: *A lucerna termesztése*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 330 p. Czucz, B. – Torda, G. – Molnár, Zs. – Horváth, F. – Botta-Dukát, Z. – Kröel-Dulay, Gy. 2009: *A spatially explicit, indicator-based methodology for quantifying the vulnerability and adaptability of natural ecosystems*. In: Filho, W.L. – Mannke, F. (eds): *Interdisciplinary Aspects of Climate Change*. Peter Lang Internationaler Verlag der Wissenschaften, Frankfurt. 209-227. Dávid L. – Jancsik A. – Rátz T. 2007: *Turisztikai erőforrások. A természeti és kulturális erőforrások turisztikai hasznosítása*. Budapesti Gazdasági Főiskola, Budapest. Deutscher Rat für Landespflege 1997: *Leitbilder für Landschaften in „peripheren Räumen“*. Schriftenreihe des

- deutschen Rates für Landschaftspflege. Nr. 671. 34 p. Dömsödi J. 2011: *Földminősítés és földértékelés*. Szent Gellért Kiadó és Nyomda, Budapest. 155 p. Drdoš, J., Urbanek, J., Mazúr, E. 1980: *Landscape syntheses and their role in solving the problems of environment*. Geografický časopis 32. 2-3. 119-129.
- Energia Központ 2008: *Stratégia a magyarországi megújuló energiaforrások felhasználásának növelésére, 2008-2020*. Energia Központ Nonprofit Kft., Budapest. 99 p. Eöri T. 1986: *A repce termesztése*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 120 p. FAO 1976: *A framework for land evaluation*. FAO Soils Bulletin No 32. Gaál Zoltán et al. 2003: *D-e-Meter az intelligens környezeti földminősítő rendszer*. In: Gaál Z. Máté F. Tóth G. (szerk.): *Földminősítés és földhasználati információ*. Veszprémi Egyetem, Keszthely. 321. Góczán L. 1980: *Mezőgazdasági területek agroökogeográfiai kutatása, tipizálása és értékelése*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 126 p. (Földrajzi Tanulmányok 18) Góczán L. 1984: *A természeti környezet tényezőinek relatív értékelése*. MTA FKI, Budapest. 95 p. (ElméletMódszerGyakorlat 31.) Haase, G. 1978: *Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen*. Petermanns Geographische Mitteilungen 122. 113-125. Imre L. (szerk.) 2006: *Magyarország megújuló energetikai potenciálja*. Magyar Tudományos Akadémia Energetikai Bizottság, Megújuló Energia Albizottság Szakmai Csoportja, Budapest. Kerényi A. 2007. *Tájvédelem*. Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen. 184 p. Klingebiel, A.A. – Montgomery, P.H. 1961: *Land Capability Classification*. In: USDA griculture Handbook No 210. Washington, DC. 1-21. Koch L. 1997: *Beremend természeti viszonyai*. In: Gilbert Cs. (szerk.): *Beremend és környéke* I. 750. Kő A. – Lovrics L. 1997: *Döntéstámogató rendszerek*. Aula Kiadó, Budapest Kreybig, L. 1951: *Magyarország talajismereti térképsorozata 1:25 000*. Beremend. Kézirat. Budapest Krönert, R. – Steinhardt, U., Volk, M. (eds) 2001: *Landscape Balance and Landscape Assessment*. Springer Verlag, Berlin – Heidelberg. 304 p. Kurnik E. – Szabó L. 1987: *A szója*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 135 p. (Magyarország kultúrlórája III. kötet, 18. füzet) Láng G. 1976: *Szántóföldi növénytermesztés*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 408 p. Lóczy D. 1989: *Agroökológiai körzetesítés Komárom megyében a növénytermesztésre való alkalmasság minősítése alapján*. Kandidátusi értekezés. MTA FKI, Budapest. 135 p. + mell. Lóczy D. 2001: *A vízellátottság mint tájtulajdonság minősítése különböző földértékelési rendszerekben*. Földr. Ért. 49. 3-4. 215-234. Lóczy D. 2002: *Tájértékelés, földértékelés*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest Pécs. 307 p. Lóczy D. 2004: *Földművelési szempontú tájértékelés Beremend környékén*. In: Dövényi Z. – Schweitzer F. (szerk.): *Táj és környezet*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 255-268. Lóczy, D. – Szalai, L. 1999: *Land evaluation and agricultural zoning using GIS in Baranya County, South-Hungary*. In: Pap, N. – Szász, I. – Tóth, J. (eds.): *Geographic Issues of the Development of a Rising Region*. Institute of Geography, JPTE Pécs Branch, Hungarian Academy of Sciences, Pécs. 6171. MBFH 2011: *Ásványvagyon*. Magyar Bányászati és Földtani Hivatal, Budapest, forrás: <http://www.mbfh.hu/home/html/index.asp?msid=1&sid=0&hkl=72&lng=1> McRae, S.G., Burnham, C.P. 1981: *Land evaluation*. Clarendon Press, Oxford. 239 p. Madas A. 1990: *Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban*. ÖKO 1. 1. 40-46. Marosi S. 1985: *Tájkutatási irányzatok, tájértékelés, tájtipológiai eredmények*. MTA FKI, Budapest. 119 p. (ElméletMódszerGyakorlat 35.) Marosi S. – Somogyi S. (szerk.) 1990: *Magyarország kistájainak katasztere I-II*. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 1023 p. Marosi S. Szilárd J. 1963: *A természetföldrajzi tájértékelés elvi-módszertani kérdéseiről*. Földr. Ért. 12. 3-4. 383-417. Meggyesi T. 2006: *Településfejlesztés*. Egyetemi jegyzet. Budapesti Műszaki és Gazdasági Egyetem, Budapest. 79 p. Menyhért Z. 1985: *A kukoricatermesztés kézikönyve*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 560 p. Nagy I. 2008: *Városökológia*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest – Pécs. 336 p. Nagy L. 1981: *A búzatermesztés területi elhelyezése Magyarországon, természeti tényezők alapján*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 122 p. Nagy L. 1985: *A napraforgótermesztés optimális területi elhelyezésének éghajlati feltételei*. Földr. Ért. 34.4. 483-488. Neef, E. 1966: *Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials*. Forschung und Fortschritt 40.1. 65-79. OMSZ 2001: *Magyarország éghajlati atlasza*. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest. 107 p. Pécsi M. 1979: *A földrajzi környezet új szemléletű értelmezése és értékelése*. Földr. Közl. 27.13. 1727. Proksza J.-né 1979: *A kukorica optimális termesztési körzeteinek meghatározása természeti tényezők alapján*. Földr. Ért. 28. 1071-15. Radics L. (szerk.) 2002: *Alternatív növények termesztése II*. Szaktudás Kiadóház, BP 203 p. Rétvári L. (szerk.) 1983: *Kiinduló helyzetkép természeti erőforrásainkról*. MTA FKI, Budapest. 151 p. (Elmélet Módszer Gyakorlat 27) Riedel, W., Lange, H. (Hrsg.) 2001: *Landschaftsplanung Lehrbuch*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg – Berlin. 142 p. Roedenbeck, I.A.E. 2004: *Bewertungskonzepte für eine nachhaltige und umweltverträgliche Landwirtschaft – Fünf Verfahren im Vergleich*. BIOGUM, Universität Hamburg, Hamburg. 154 p. (BIOGUM-Forschungsbericht Nr. 8) Somlyódi L. (szerk.) 2011: *Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest. 336 p. (Köztisztületi Stratégiai Programok) Stefanovits P. – Szűcs L. 1961: *Magyarország genetikai talajtérképe 1:200 000*. OMMI, Budapest. Sys, C. 1985: *Land Evaluation. Parts I-IV*. International Trading Centre for

Postgraduate Soil Scientists, State University of Ghent, Ghent Szabó L. 1993: *Az olajrepce*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 120 p. (Magyarország kultúrflórája VI. kötet, 4 füzet) Szendrő P. (szerk.) 1980: *A napraforgó termesztése*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 302 p. Szűcs I. 2005: *A termőföld környezeti és gazdasági értéke a 21. században. A talajok jelentősége a 21. században*. In: Magyarország az Ezredfordulón Stratégiai Tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián. II. Az Agrárium Helyzete és Jövője. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest. p. 345-357. Takáts A. 2010: *Hulladékgazdálkodás és Környéke*. Műszaki Könyvkiadó, Budapest. 282 p. Vajdai I. (szerk.) 1984: *A cukorrépa termesztése*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 308 p. Várallyay Gy. 2003: *A földminőség kifejezésének céljai és lehetőségei*. In: Gaál Z. – Máté F. – Tóth G. (szerk.): Földminősítés és földhasználati információ. Keszthely. 81-97. Varga-Haszonits Z. 2001: *A növénytermesztés éghajlati körzetei és potenciálja*. Berényi Dénes Jubileumi Ülés, DAB, Debrecen. 263-277.

6. fejezet - A termőképesség értékelési módszerei Magyarországon (Lóczy D.)

1. A termőképesség értékelésének alapfogalmai és irányzatai

A termőföldek minőségének gyakorlati célú összehasonlítására már a talajtan tudományának kialakulása előtt is kidolgoztak módszereket, de a mezőgazdasági célú földértékelés akkor emelkedett a tudomány szintjére, amikor megindult a fizikai és kémiai alapokon nyugvó talajtani térképezés (Boulaine, J. 1989). Magyarországon Stefanovits Pál és Szűcs László (1961) genetikai talajosztályozási rendszere és 1955-ben készített genetikai talajtérképe alapján Szabolcs István (1966) vezetésével az Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet munkatársai állították össze a nagy méretarányú talajtérképezés módszertanát, amelyre építve megkezdődhetett a korszerű földminősítés.

A FAO szerint a föld az ökoszféra adott területhez tartozó részlete, „amelynek jellemzői magukba foglalják az adott felszíndarab felett és alatt elhelyezkedő bioszféra valamennyi, viszonylag stabil vagy kiszámítható ciklusokat mutató tulajdonságát, ideértve a légkört, a talajt, a felszínközeli geológiai és hidrológiai viszonyokat, a növény- és állatpopulációkat, valamint a múltbeli és jelenlegi emberi tevékenység következményeit, mégpedig olyan mértékben, amennyire ezek a tulajdonságok lényegesen befolyásolják a föld ember általi használatát” (FAO 1976; ezen munka 5.2 fejezete).

Hivatalosnak tekinthető meghatározása szerint a *földértékelés* „a termőföld teljesítményének értékelése valamilyen jól megfogalmazott hasznosítás érdekében, a felszínformák, talajok, növényzet, éghajlat és egyéb tényezők állapotának felméréseivel és interpretálásával, hogy megállapítsuk és összehasonlítsuk az értékelés céljának szempontjából ígértes földhasználati módokat” (FAO 1976). Más, közkeletű megfogalmazásban bármely eljárás földminősítésnek tekinthető, amely a termőföld természeti potenciálját igyekszik feltárni vagy előre jelezni az optimális hasznosítás (a lehető legnagyobb jövedelem elérése a lehető legkisebb degradációval) érdekében (van Diepen, C.A. et al. 1991). A földértékelés a tájökológia alkalmazott irányzata, nevezték már a *természeti tér potenciálja(i) értékelésének* (Drdoš, J. et al. 1980), *termőhelyértékelésnek* (Haase, G. 1978), Magyarországon *természetföldrajzi tájértékelésnek* (Marosi, S. – Szilárd J. 1963), *agroökológiai* vagy *agroökoгеográfiai értékelésnek* (Góczán L. 1980), ill. a *földrajzi környezet komplex minősítésének* (Pécsi M. 1979).

A természeti környezet bármely eleme, amely a gazdaság egy adott fejlettségi szintjén emberi szükséglet kielégítésének alapja, forrása lehet, *erőforrásnak* számít (Tóth M. 1988). A természeti erőforráskutatás szemszögéből az *adottság* az erőforrásnak olyan természeti jellemzője (tulajdonság, képesség, lehetőség), amely – természetesen a társadalmi-gazdasági környezet függvényében – jelentősen befolyásolja igénybevitelének a gazdaságosságát. A földértékelésben a földrajzi fekvésből fakadó, a domborzati, a hő- és a vízellátottsági, valamint a talajtulajdonságokat tekintik adottságoknak, amelyekkel az erőforrások minősége, ill. rendelkezésre álló mennyiségük megragadható (Lóczy D. 2002).

A (mező- és erdőgazdasági) termőképesség a leggyakrabban értékelt *természeti potenciál*. A természettől egyre inkább függetlenedő mezőgazdaság elmélete megbukott. A termőképesség értékelésében tehát a természeti tényezők, elsősorban a talajviszonyok (Dorronsoro, C. 2000) jelentik az alapot.

A természeti potenciálok – csakúgy, mint az erőforrások – történelmi kategóriák. Az emberi társadalom fejlődésével körük általában bővül, bár vannak kivételes esetek is. Az ásványi nyersanyagok közül a neolitikumban pl. az obszidián összehasonlíthatatlanul értékesebb volt, mint bármely érc, manapság viszont az ásvány- és kőzetgyűjtőkön, ill. az emléktárgy-faragó művészeknél kívül más alig érdeklődik iránta.

A természeti potenciál minősítésekor több fontos szempontra is érdemes ügyelni:

A potenciált végül is nem az egyes erőforrások, hanem adottságaik sajátos kombinációja, tehát kölcsönhatásaik (az ökoszisztémán belüli szerepük) alkotják. (Ezért hozott csupán részeredményeket a „domborzatminősítés”, a

domborzati paramétereknek az ökoszisztémából kiragadott, a többi potenciáltól elszigetelt minősítése az 1980-as években Magyarországon [Pécsi M. 1991; Horváth G. 1991]; az irányzat áttekintését ld. Árgay Z. 2000.)

Egy-egy potenciál tehát több erőforráshoz kapcsolódhat. (A többszörös értékelés veszélye minden módszer esetében fennáll, bár a súlyozáshoz tudatosan is felhasználható.)

Az értékelendő tulajdonságok összefüggéseit modellezéssel részletesen fel kell tárni, majd integrálni kell őket.

Egyes erőforrások szűkösen fordulnak elő, birtokba vehetők, ezért áruk van, másoknak viszont nincs, és az értékük gyakran nagyon nehezen becsülhető meg. Világos tehát, hogy a csak természettudományos megközelítés nem elegendő, amint az egyedül közgazdasági szempontokat figyelembe vevő értékelés sem vezet célra.

A különböző országokban kialakult földértékelési módszerek három irányzat valamelyikébe sorolhatók be (Verheye, W. V. 1991):

1. talajtérképek értékelése;
2. komplex agropedológiai felmérés;
3. integrált földértékelés.

Ennek megfelelően az 1960-as évekig a világ fejlettebb államaiban általános gyakorlat volt, hogy a *talajfelvételezési* munkálatok lezárása után a térképek szöveges magyarázójában az elhatárolt egységek mezőgazdasági potenciáljának, javasolható földhasználatának is szenteltek legalább néhány sort (Vink, A.P.A. 1983). Az értékelés szempontjai ezekben a jelentésekben azonban még meglehetősen homályosak, tisztázatlanok voltak. A talajfelmérést végző szakemberek csupán saját tapasztalataikra hagyatkozhattak, az ismeretlen talajfajtákat az ismertebbekhez (ahonnan rendelkezésre álltak terméseredmények is) analógiájára értékelték. Természetesen a talajtérképek földértékelési célú felhasználása később sem szűnt meg, sőt kiteljesedett, más földhasználati kategóriákra (mint pl. beépítés és természetvédelem összehangolt tervezése – Hodgson, J.M. – Whitfield, W.A.D. 1990) is alkalmazták ezt a viszonylag egyszerű megoldást.

A szilárdabb módszertani alapokra épülő, *komplex agropedológiai* vizsgálatok megjelenése a II. világháború utáni évtizedekre esik (az Egyesült Államok Mezőgazdasági Minisztériumának Termőképességi Osztályozása, USDA Land Capability Classification, USDA LCC – Klingebiel, A.A. – Montgomery, P.H. 1961). Az ilyen termőképesség-osztályozási módszerek széles körben az 1960-as években terjedtek el (Davidson, D.A. 1992).

Az *integrált földértékelés* két szakaszból, termőhelyi minősítésből és a ráépülő közgazdasági értékelésből áll, ahogyan a FAO szorgalmazta különböző irányelveiben (FAO, 1976, 1997).

2. Földértékelés vagy földminősítés?

Magyarországon a földértékelés megnevezést hagyományosan szűkebb értelemben használták: a 70-es, 80-as években csupán a mezőgazdasági célú tájértékelésre vonatkozott, az alábbi definícióval (Fórizs J.-né 1985): „a termőföld mint a mezőgazdaság alapvető termelőeszköze értékének kifejezése pénzben, természetes mutatóval vagy viszonyzámmal”.

Az „értékelés” és a „minősítés” megjelölések nem pontos szinonimák (Pécsi M. 1979). Az érték szigorúan véve általában pénzben kifejezett kategória. A természeti potenciáloknak csak egy része (pl. az ásványkincs-készletek) fejezhető ki közvetlenül pénzben, az emberek nem anyagi jellegű, pl. egészségügyi (szennyezésmentes lakókörnyezet), esztétikai (a táj látványa) szükségletei nem. A közgazdasági értékelés igényszik olyan helyettesítő módszereket találni, amelyekkel ezek a homlokegyenest eltérő természetű „értékek” is összemérhetővé válnak.

Az értékeléssel szemben a *minősítés* szűkebb értelmű fogalom, inkább csak minőségi összevetés, relatív értékelés, rangsorolás. Az 1970-es évek végén a magyar szakirodalomban a környezetminősítés kifejezést használták azokra az eljárásokra, amelyek Pécsi Mártonnak (1979) a teljes emberi környezetről alkotott felfogásán alapultak. Pécsi M. (1979) szerint a *környezetminősítés* „... a teljes földrajzi környezet integrált potenciáljának a minősítése, a környezeti alrendszerek (a természeti, a mesterséges, a társadalmi-gazdasági, ill. a politikai-kulturális környezet) ágazati potenciáljainak külön-külön, jelentőségük szerint végrehajtott értékelése abból a célból, hogy a környezet teljesítse valamennyi feladatát, ugyanakkor használatának költségei a lehető legalacsonyabbak maradjanak”.

Ezt a fogalmat ilyen tág értelmezésben igyekeztek használni a magyar szerzők angol nyelven megjelent értekezéseikben is. A környezetminősítés fogalmának pontos angol megfelelője („environmental assessment”) azonban a nemzetközi szakirodalomban csak igen ritkán lelhető fel. A legtöbb esetben helyette is értékelés (*land evaluation*) szerepel. Maga a minősítés szó a magyarban is félreérthető, hiszen pl. már egy táj megnevezése is tartalmaz egyfajta minősítést (pl. Baranyai-dombság). Minden térkép (nemcsak a minősítő) ábrázol valamilyen minőséget – sőt a földrajzi helyzetet is, amelyet egyesek már önmagában is természeti potenciálnak tekintenek (Tóth M. 1988). Bár a minősítés megjelölés a magyar szóhasználatban talán jobban kifejezi az alkalmazott eljárás lényegét, a természeti potenciálok jelentőségének megbecslését nemzetközileg bevett megnevezéssel földértékelésnek célszerű hívní (Lóczy D. 2002).

3. A földértékelés módszertani nehézségei

A nemzetközi szakirodalomban gyakran hangsúlyozzák (Beek, K. – Bennema, J. 1972 – p. 12), hogy „a földet csak valamilyen jól meghatározott célra szabad minősíteni, hiszen abszolút és általában vett földérték nem létezik”. A *cél* megjelölésének ajánlható módszere a *hierarchikus „szűrés”*, tehát a feladat többlépcsős szűkítése, a legáltalánosabb cél fokozatos pontosítása (Lóczy D. 2002).

A tájak egyedi jellegéből fakad, hogy az egyes környezeti tulajdonságok a táji keretektől kilépve – már országos szinten is, nemzetközi méretekben pedig még inkább – másképpen érvényesülnek. A Föld távoli vidékein megfigyelt és leírt törvényszerűségek nehezen vihetők át más területekre. A *különböző természetföldrajzi övekben* eltérő környezeti tulajdonságokat tekintenek döntő fontosságúnak. Magyarországi viszonyok között a vízellátottság az a komplex környezeti tulajdonság, amelynek a mezőgazdaság szempontjából kiemelkedő jelentősége van (Lóczy D. 2000).

Egyes tényezők nem csupán a termés mennyiségére, hanem *minőségére* is hatnak. A mezőgazdasági termények értékesíthetőségének döntő szempontja minőségük. Ennek ellenére általános jelenség, hogy a szakirodalom pl. az agrometeorológiai elemeknek csak a terméshozamra gyakorolt, mennyiségi hatásával foglalkozik, a minőséget befolyásoló szerepüket elhanyagolja (Varga-Haszonits Z. 1987).

A jelentőségükben eltérő tényezők arányos figyelembevételének kézenfekvő eszköze a *súlyozás* (lásd 6.2 fejezet). Hátránya, hogy alkalmazásakor a szubjektív elemeket nem lehet tökéletesen kiküszöbölni. A szubjektivitás mérséklésének gyakori módja a szakértői becslés. Viszonylag objektív matematikai alapja lehet pl. egy főkomponens-elemzés, amellyel feltárható, az egyes hatótényezők milyen mértékben határozzák meg a föld értékét (Kertész Á. 1997), tehát mekkora „súlyt” célszerű nekik juttatni.

A földértékelés eredményét nem egyszerű ellenőrizni. A terméshozamokkal történő pusztá összevetés azért nem megfelelő módja az ellenőrzésnek, mert a hozamokra számtalan, nehezen megragadható társadalmi-gazdasági hatás (gazdasági szerkezet, agrotechnikai színvonal) is „rarakódik”.

4. A földminősítés kezdetei Magyarországon

Hosszú út vezetett a földminőség kifejezésére irányuló kezdeti törekvésektől a napjainkban Magyarországon alkalmazott földminősítési módszerekig. A fejlődés több vonalon párhuzamosan ment végbe: a talajtani szakemberek által végzett talajtérképezés, a természetföldrajzban kibontakozott komplex táj kutatás és a közvetlenül gyakorlati célú tájrendezés eljárásainak tökéletesedése által.

A magyarországi *termőföldek* minőségének *nyilvántartására* igen korán, még a tudományos igényű talajtérképezés megszületése előtt kísérletet tettek. A földnyilvántartás legkorábbi előzménye a II. József elrendelte kataszteri felmérés volt, melynek munkálatai 1786-ban meg is kezdődtek. Az ideiglenes kataszter 6 művelési ágra és 3-5 földminőségi osztályra terjedt ki. A „kalapos király” azonban halálos ágyán ezt a rendeletét is visszavonta, így a munka félbemaradt.

Állandó földadókataszter bevezetését Ferenc József rendelte el 1849-ben. Majd a kiegyezés után a magyar mezőgazdaság föllendült, a föld értéke megnövekedett. Most már elkerülhetetlen megadóztatásához minőségének pontos kimutatása is szükségessé vált. Földadó kivetése céljából az 1875/VII. törvénycikk olyan rendszer kidolgozásáról rendelkezett, amely a föld minőségét általánosan elfogadott mutatóval jellemzi, és országos kataszter készítését is előírta. Bár kezdetben még forintban fejezte ki a föld kataszteri értékét, *aranykorona-rendszerként ismerjük* (Dömsödi J. 1996). A földadót a következőképpen határozta meg: a koronában kifejezett, kataszteri tiszta jövedelem 20%-a, ill. (az 1924. évi módosítás után) 25%-a. A rendszer bevezetésekor talajtérképek még nem voltak, ezért megvalósításakor a *mintateres felmérés módszere* mellett

döntöttek: mivel a földminőséget a kataszteri tiszta jövedelem becsléséhez kapcsolták, a felméréshez az országot 12 kataszteri részterületre kellett osztani, azon belül pedig 20-40 becselőjárást kellett kijelölni. A legkisebb becselőjárás egyetlen község határát foglalt magába, a legnagyobb azonban 51 település mezőgazdasági területe is beletartozott. Átlagos nagyságuk 80 000 és 100 000 ha közé esett. A jelenlegi országterületre az egykori becselőjárások közül 211 esik.

A becselőjárásokon belül hét *művelési ágat* különböztettek meg: szántót, kertet, rétet, legelőt, szőlőt, erdőt és nádat. Minden becselőjárásban, minden művelési ágra *minőségiosztályokat* állapítottak meg, számuk legfeljebb nyolc lehetett. A minőségi osztályok leírására községenként *mintatereket* jelöltek ki. Ezek mindegyike 1 kataszteri hold (1600 bécsi négyszögöl = 0,5754 ha) területű volt, kiválasztásuk a talaj tulajdonságai alapján, de nem tudományos alapon történt. A „talajkóstolók” összesen kb. 70 000 mintatér leírását készítették el, meghatározva a rajtuk elérhető átlagos hozamokat. Az átlagos terméshozamok kiszámításakor a szántóterületeken 6 év, szőlő esetében 15 év, erdőre 25 év, a többi művelési ág tekintetében 10 év értékeit vették figyelembe. Minőségi osztályonként megállapították, hogy átlagos gazdálkodási színvonal és ráfordítások mellett mekkora tiszta jövedelmet lehetett elérni. Megbízható összevetésre csak egyazon becselőjáráson belül volt mód, országos összehasonlításra a rendszer nem volt alkalmas (Szabóné Kele G. 1999). A rendszerváltozás utáni felmérések kimutatták, hogy az aranykorona-értékek még azonos minőségi osztályban is jelentős mértékben szóródtak (Sipos A. – Szűcs I. 1992): pl. az I. osztályú szántók esetében 11,10 ak/ha-tól 62,60 ak/ha-ig; az I. osztályú szőlők esetében még inkább, tízszeres különbséggel, 13,90 ak/ha-tól 146,00 ak/ha-ig.

Nyilvánvaló hiányosságai ellenére a rendszer a maga korában igen fejlettnak számított. Eredeti célja szerint igazságosabbá volt hivatott tenni a föld adóztatását, aminek meg is felelt. A század elején a terméseredmények még elsősorban a föld minőségétől függtek. A szocializmus korában is széles körben alkalmazták: alapja lett a földjáradék megállapításának, amelyet a termelőszövetkezetekbe bevitt földek után kártérítésként fizettek; kisajátításkor, földcserekor pedig az aranykorona-értékből számították a föld megváltási árát (Vági F. 1970). A rendszerváltás után a kárpótlási törvény értelmében a magánosításkor továbbra is aranykoronában kell megjelölni a földterületek értékét. A szakemberek szerint azonban ez a rendszer az alábbi okokból már *rég túlhaladottá vált* (Góczán L. 1980; Sipos A. – Szűcs I. 1992; Szabóné Kele G. 1999):

Nem felel meg a talajtan tudományos eredményeinek.

A föld termőképessége (a művelés, a talajerózió- és savanyodás vagy a meliorációs beavatkozások hatására) az ország különböző részein eltérően változott.

Az egyes művelési ágakban alkalmazott művelésmód és a termesztett növényfajták genetikai hozamképessége jelentősen átalakult.

Az aranykorona-rendszerben a közgazdasági tényezők, amelyek egyre fontosabbá váltak, elválaszthatatlanul összekapcsolódnak az ökológiaiakkal.

A szállítás jelentősége az árutermelés, a szakosodás elterjedésével párhuzamosan megnőtt, a szállítási irányok módosultak. Számos piaci központ vonzáskörzete kisebb-nagyobb részével együtt a trianoni határ túloldalára került.

Nem veszi figyelembe, hogy a városkörnyéki területek földhasználata jóval belterjesebbé vált.

A földminősítésnek a II. világháború előtti „előtörténetéhez” tartozik a *Kreybig-féle talajismereti térképezés* is. Kreybig Lajos indítványozta az agrogeológiai szempontú (azaz a talajképző kőzet kiemelkedő szerepét hangsúlyozó) *talajtérképezések* új, ökológiai alapokra helyezését. Javaslatára 1934-től 1:25 000 méretarányban talajismereti térképezés kezdődhetett. Kreybig *ökológiai szemlélettel* olyan talajtulajdonságokat is igyekezett térképezni, amelyek közvetlenül hatnak a növények fejlődésére. A talajismereti *térképektartalma* magába foglalta (Kreybig L. 1937): a szénsavas mész eloszlását a talajszelvényben; a szikes talajok termékenységét; a talajvíztükör mélységét, a vízállásos területek elterjedését; a sekély termőrétegűséget; az összes humusztartalmat és a humuszos réteg vastagságát; a talaj P- és K-tartalmát; a talaj „nemét” (kémiai jellegét), fő- és altípusát Sigmond Elek dinamikai rendszere szerint. 1951-re elkészült az egész ország talajismereti térképe, ami világméretben is különlegesség volt. A szemre is tetszetős térképműnek földminősítő eszköztára tulajdonképpen nincsen, mégis szervesen illeszkedik a tájértékelés hazai történetébe, hiszen a talajok kémiai jellegének, fizikai féleségének, a vízgazdálkodásnak és a tápanyag-ellátottságnak a minősítésével minőségi fokozatokat fogalmaz meg a szántóföldi és a rét-legelő hasznosítás tekintetében (Kreybig L. 1952). A fő földhasználati kategóriák számára alkalmas területek a talajismereti térképeken jól elhatárolódnak. Az MTA Talajtani és Agrokémiái Kutató Intézetében digitalizálták és felújították a Kreybig-féle talajismereti térképeket, amelyeknek nem csupán történeti értékük van, hanem megbízható források a talajtulajdonságokban több mint fél évszázad alatt végbement változások feltárásához, pl. az éghajlatváltozás tendenciáinak kimutatása érdekében.

Kifejezetten az aranykorona-rendszer felváltását célozta *Fekete Zoltán* (1965) genetikai talajtipizáláson alapuló *értékelési módszere* (ismerteti: Szabóné Kele G. 1999). A talajtípusra adott pontszámot (1-től 100-ig terjedő skálán) az alábbi tulajdonságok figyelembe vételével korrigálta: talajszövet, -szerkezet, kémhatás, termőréteg-vastagság, humuszállapot, felvehető nitrogén, domborzat, fekvés, talajképző közet, a talajvíztükör mélysége és az éghajlati körzet. Sajnos, ezt az értékelő rendszert nem alkalmazták a gyakorlatban.

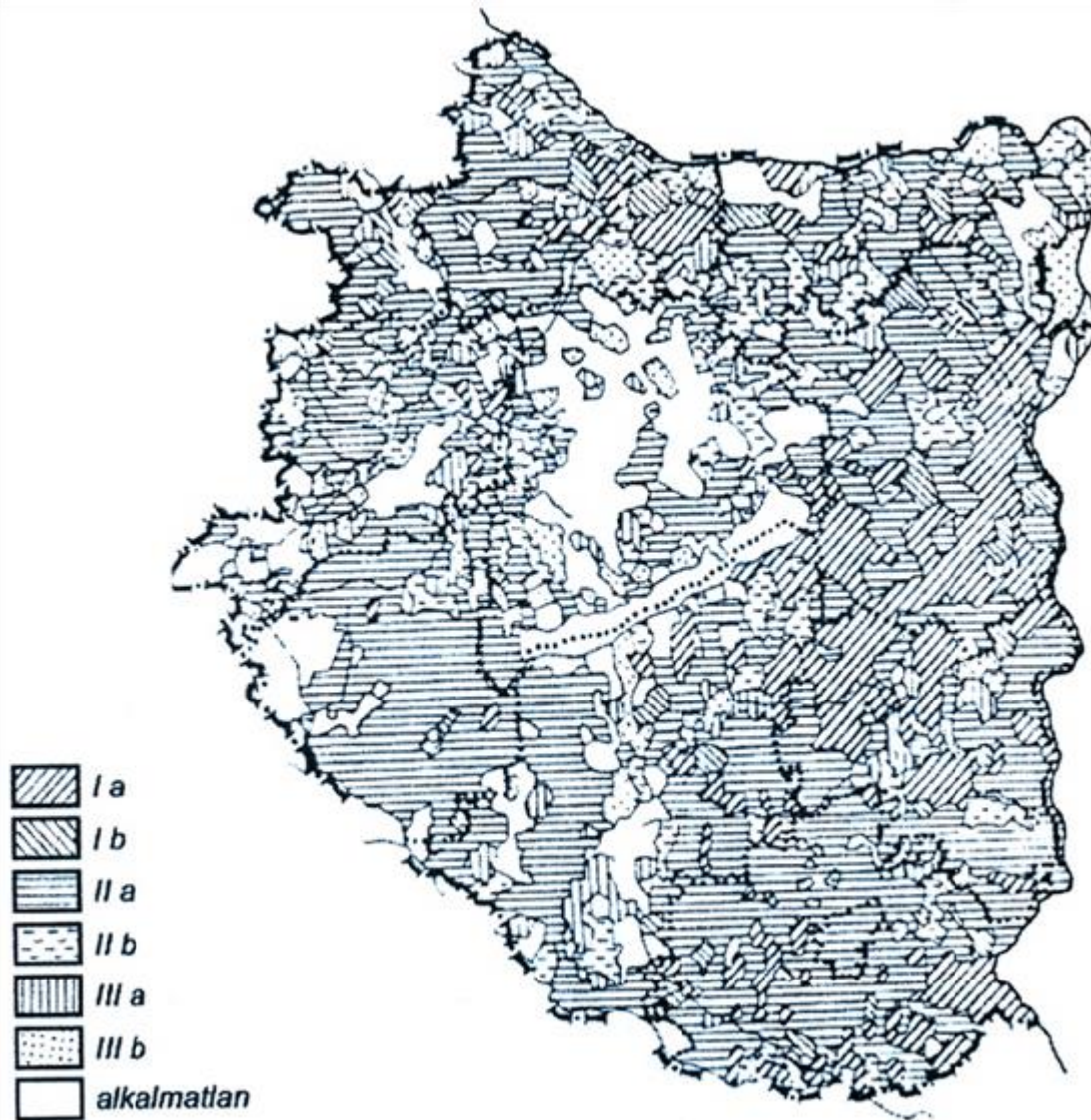
Magyarország tervezési gazdasági körzeteinek atlaszsorozatához talajbonitációs térképek készültek, melyek természetes termékenységük alapján tíz kategóriába sorolták talajainkat (Máté F. 1960).

4.1. Országos termőképesség-felmérés az 1960-as években

A Kreybig-féle talajismereti térképek felújítására vállalkozott a *Géczy Gábor* vezette munkacsoport (Géczy G. 1968). A Géczy-féle felmérést méltán tekinthetjük az első, talajtérképezésen alapuló, országos földértékelésnek. Célja a *növénytermesztésre való alkalmasság minősítése* volt a talajadottságok (a kémhatás, a talajszerkezet, a termőréteg-vastagság, a humuszos réteg vastagsága, a talaj sótartartalma, kötöttsége, vízgazdálkodási típusa), részben pedig a földrajzi fekvés és az éghajlat alapján. A felmérésben háromféle módon minősítettek:

növényenként I., II. vagy III. rendű (azon belül is a vagy b fokozatú) termőhelyi kategóriákat különböztettek meg (6.1. ábra);

6.1. ábra - A búzatermesztés termőhelyi kategóriái a Dunántúlon (Géczy G. 1968 nyomán)



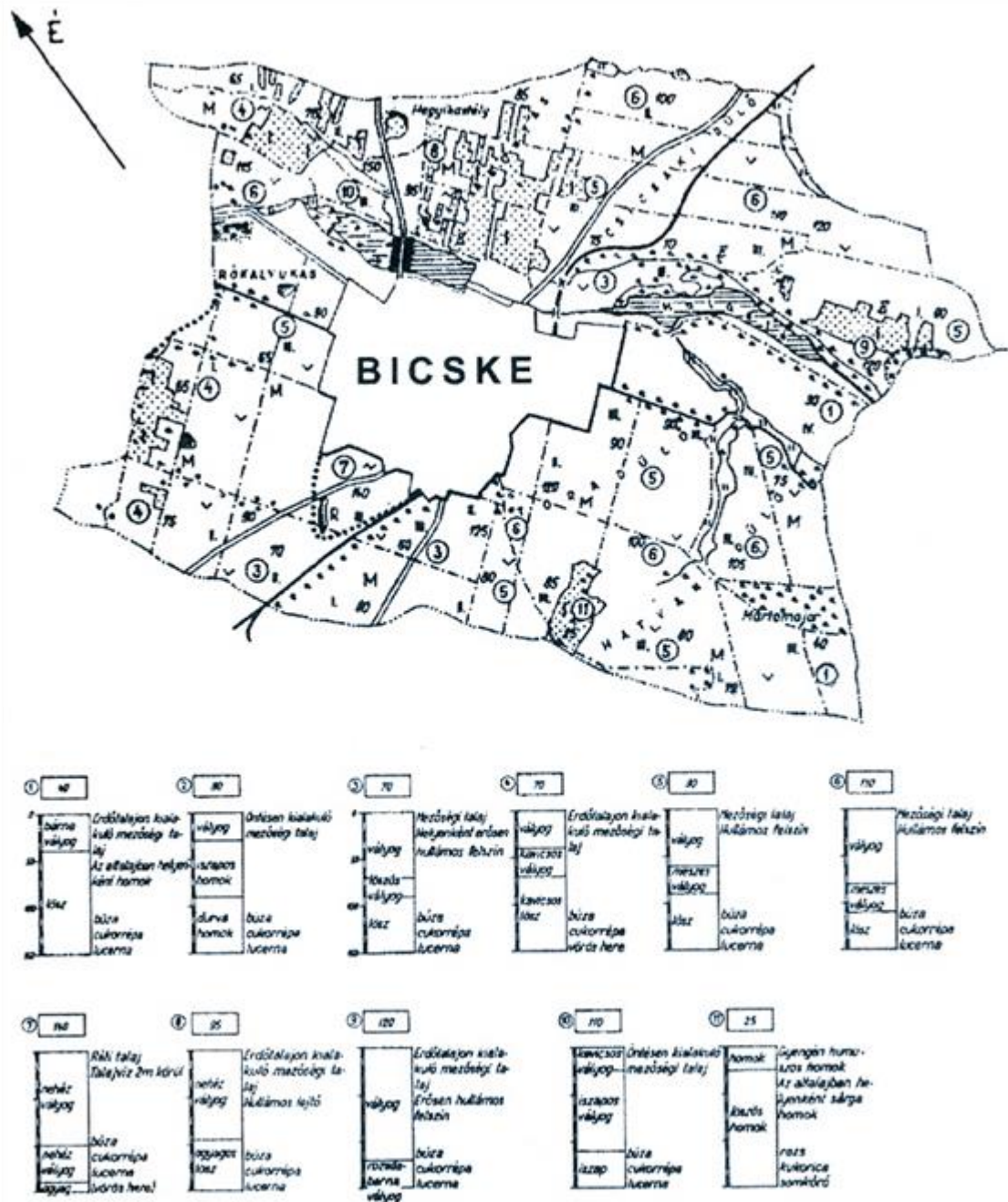
6.1. ábra A búzatermesztés termőhelyi kategóriái a Dunántúlon (Géczy G. 1968 nyomán)

másrészt növénycsoportokkal fejezték ki a földterület alkalmasságát: aszerint, hogy hány növénynek biztosít I., II. vagy III. rendű termőhelyet, ill. még hány növény termeszthető ott sikeresen 21 osztályt alakítottak ki; emellett még – Kreybig nyomán – talajhasznosítási osztályokat is meghatároztak.

Géczyt sok bírálat érte, hogy éppen a minősítés kiinduló lépésében nem fogalmazza meg egyértelműen a termőhelyi kategóriák kialakításának ismérveit. A talaj- és éghajlati adottságokon kívül az alkalmasságot a termőterület méretével, a hozamok kiegyenlítettségével, a fajtaleromlás veszélyének hiányával kapcsolja össze. Ezen kívül gazdasági feltételeket is említ: kedvező a piac közelsége, a jó szállítási lehetőségek és a rendelkezésre álló munkaerő.

Géczy legfrappánsabb újítása egyfajta *indikációs* megoldás. Rendszerében a termőhely minőségét egy vezető növény (egy gabonaféle) és két kísérő termény (kapás és pillangós takarmánynövény) jellemzi (6.2. ábra). A figyelembe vett terméseredmény mérőszáma az alaphozam, tehát az akkoriban átlagosnak vehető agrotechnika alkalmazásával, de tápanyagbevitel nélkül számított, gabonaegységben kifejezett termés hozam.

6.2. ábra - Géczy-féle talajértékelő térkép részlete (Bicske környéke, Fejér megye) néhány jellemző talajszelvénnel és növénycsoportokkal történő minősítéssel (Géczy G. 1968 nyomán, egyszerűsítve)



6.2. ábra Géczy-féle talajértékelő térkép részlete (Bicske környéke, Fejér megye) néhány jellemző talajszelvényt és növénycsoportokkal történő minősítéssel (Géczy G. 1968 nyomán, egyszerűsítve)

A talajhasznosítási osztályok (tehát a különböző művelési ágakra való alkalmasság) jellemzése a Géczy-féle felmérésben a következőképpen történik: az A kategóriájú földek szántónak, a haszonnövények széles skálájának termesztésére alkalmasak, míg a B és a C jelűek megfelelősége korlátozottabb, a rét vagy a legelő a javasolható földhasználat. A további felosztás (a, b és c) ezt az osztályozást egyéb kedvező vagy kedvezőtlen adottságok szerint árnyalja. A természeti tényezők értékelésén kívül Géczy G. hangsúlyozza a közgazdasági tényezők fontosságát is.

A projekt végső célja a mezőgazdaság természeti körzeteinek meghatározása volt. Domborzati, éghajlati (elsősorban vízellátottsági) tényezők, valamint a talajhasznosítási osztályok összesítésével 40 körzetet határoztak el. Összefoglalóan megállapítható, hogy a Géczy G. által megvalósított program ökológiai igények szerinti, kategóriarendszerű minősítés.

4.2. Mezőgazdasági termőhelyértékelés („új földértékelés”) az 1970-80-as években

Az 1970-es években kormányzati szinten is felmerült az aranykorona-rendszer felváltásának szükségessége. Stefanovits Pál, Máté Ferenc és Fórizs Józsefné (1971, 1976) irányításával tudományos, talajtani ismeretekre építő termőhelyértékelő módszert dolgoztak ki erre a célra (népszerűen: „százpontos” új földértékelés). A termőhelyértékelés elve az volt, hogy a talaj tulajdonságai (talajképző kőzet, fizikai féleség, humuszos réteg vastagsága és humusztartalma, termőréteg-vastagság, karbonátosság, szikesedés mértéke), majd a domborzat, az éghajlat és a hidrológiai tényezők külön-külön értékelhetők, majd a részértékeket együtt kifejezve *termőhelyi értékszám* alakítható ki. A módszer (Földértékelési szabályzat 1981) minden genetikai talajaltípusra megállapította a lehetséges maximális (optimális esetben ez 100 volt) és minimális *talajértékszámot*, majd domborzati (lejtőszög és kitettség), ill. éghajlati alapon a maximumból levonások (korrekciók) történtek. Az energetikailag lehetséges produkció kiszámítása (Szász G. 1979) alapján az országot öt éghajlati körzetre lehet osztani. Minden községre meghatározták, hogy melyikbe tartozik, s ez a besorolás jellemezte átfogóan a klímaadottságokat.

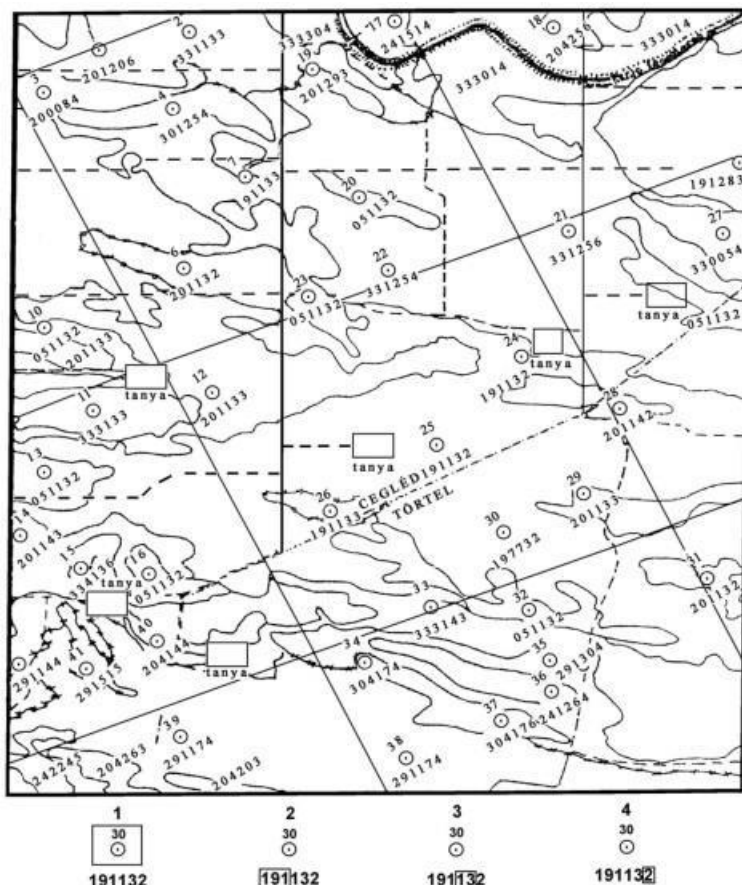
Az így meghatározott termőhelyi értékszámot széles körben fel kívánták használni a földvagyon számbavételében; a földvédelem elősegítésében; a művelésből történő kivonáskor a pótlási érték megállapításában; az árképzésben, földlekötéskor, a földcseregekben; az állami támogatási rendszer, a gazdasági szabályozók kialakításában; a területi munkamegosztás elmélyítésében (Szabó G. 1975).

A termőhelyi értékszám megállapítására kétféle megközelítés kínálkozott: a *talajtérképes módszer*, amely talajkartogramok (az egyes talajtulajdonságok felmérésének térképi ábrázolásai) minősítésén alapult volna, ill. a *mintateres eljárás* (teljesen hasonló, mint az aranykorona-rendszerben, ugyanazokra a becslőjárásokra támaszkodva).

Tudományos szempontból nem volt kétséges, hogy egyedül a talajtérképezés lehet egy korszerű földértékelés alapja (Fórizs J.-né 1985), azonban mindjárt a módszer kidolgozásakor a gazdaságossági megfontolások kaptak döntő szerepet: a mintateres felvételezés természetesen jóval olcsóbbnak ígérkezett. 1991-ben Magyarország területének csak 64%-áról álltak rendelkezésre üzemi talajtérképek (Szabóné Kele G. 1999). Úgy becsülték, hogy a részletes (1:10 000 méretarányú) térképezés kiterjesztése hazánk teljes területére 8-10 évig is eltartott volna.

A genetikai talajosztályozás alapján készült 1:10 000-es méretarányú térképeken a földhivatalok és a talajvédelmi szolgálatok munkatársai egységes szempontok szerint végezték a földminősítést. Átlagosan 10-15 ha területen jelöltek ki talajszelvényeket, ahol a talajviszonyok változékonysága ezt indokolta, sűrűbben is. Ahol a korábbi genetikai üzemi talajtérkép és a hozzátartozó kartogramok, vizsgálati jegyzőkönyvek rendelkezésre álltak, ott csak kb. 30 ha-onként tártak fel ellenőrző szelvényeket. Az EOTR rendszerben készített talajtérkép (alaptérkép) a genetikai típust, altípust, a talajképző kőzetet, és a művelt réteg fizikai talajféleségét tünteti fel (6.3. ábra).

6.3. ábra - Nagy méretarányú földminősítési térkép részlete (Dömsödi J. 2011 nyomán). 1 = a talajszelvény helye, sorszáma és kódszáma; 2 = talajtípus, altípus, változat; 3 = talajképző kőzet; 4 = fizikai talajféleség



6.3. ábra Nagy méretarányú földminősítési térkép részlete (Dömsödi J. 2011 nyomán). 1 = a talajszelvény helye, sorszama és kódszáma; 2 = talajtípus, altípus, változat; 3 = talajképző kőzet; 4 = fizikai talajfőlelés

A „százpontos” földminősítés bírálói az alábbi kritikai megállapításokat teszik vele szemben (Szabóné Kele G. 1999; Lóczy, D. 2002). Megőrzi az aranykorona-rendszer hibáit, a túlságosan eltérő méretű földértékelési körzeteket (az egykori becslőjárásokat). A talaj tápanyag-ellátottságát nem jellemzi kellőképpen a humuszállapot. A vízellátottságot csak közvetett módon képes tükrözni. A mintateretek nem felelnek meg a talajtani ismereteknek, a mintateretekre beszerzett adatok egyszerű számtani átlagolásával torz kép alakul ki a földerőforrás térbeli eloszlásáról. Ugyanakkor a művelési ágankénti értékelés rejtett módon közgazdasági elemeket is magába foglal.

A termőhelyi értékszámokon alapuló földértékelés akkor léphetett volna az aranykorona-rendszer helyébe, ha a területegységre jutó bruttó vagy nettó jövedelmek meghatározása alapján (Vági F. 1970; Szabó G. 1975) megszületett volna a korszerű, tudományos *közgazdasági értékelés* is. Ez azonban továbbra sem készült el, ezért a rendszerváltozáskor szükségszerűen visszatértek az aranykorona-értékhez, a földértékelési munkákat leállították. A felmérés számítástechnikai háttere (Commodore-64 gépek) gyorsan elavult, az összegyűjtött értékes adattömeg ma sem térképes, sem digitális formában nem hozzáférhető (Szabóné Kele G. 1999).

A földértékelésben az *éghajlati korrekció* rendszerét egyébként is tovább kellett volna fejleszteni. Itt a fekvés, a tengerszint feletti magasság (höellátottság) és az aszályveszély (vízellátottság) együttesen, szétválaszthatatlanul jelennek meg, ami megnehezíti az ellenőrzést, a pontosítást. A nemzetközi tapasztalatok is azt sugallják, hogy az éghajlatnak a földminősítésre gyakorolt hatását célszerű legalább két részre bontani: hő- és vízellátottságra, és ezt a két elemet egyesíteni az éghajlati korrekciós táblázatban. A höellátottságot megfelelően jellemezhetné az adott település tengerszint feletti magassága, esetleg fekvésével, azaz az Atlanti-óceántól való távolsággal kombinálva. Ugyanakkor a vízellátottság éghajlati feltételeit (Lóczy D. 2000) is jelentőségüknek megfelelően kellene beépíteni a földminősítés rendszerébe. A höellátottság minősítéséhez az ariditási index kistájakra történő értelmezése hasonlóan egyszerű és kézenfekvő megoldás. A fenti javaslatok a későbbi földértékelő rendszerekbe részben beépültek.

4.3. Közvetlen termőhelyértékelés megyei szinten

A mezőgazdálkodás természeti háttérével időközben egyéb, alapvetési jellegű vizsgálatok is foglalkoztak, térinformatikai adatbázis elemzésével. A gödöllői Agrártudományi Egyetem (ma: Szt. István Egyetem) Vízgazdálkodási és Meliorációs Tanszéke koordinálásával, 1981–1984 között folytatott *Pest megye agroökológiai potenciálja (PAP)* című felmérés (Petrasovits I. et al. 1984) elő kívánta segíteni a természeti adottságok jobb kihasználását a gazdaság, a település- és infrastruktúrafejlesztés, valamint a társadalmi jólét érdekében; a természeti adottságokhoz jobban igazodó, optimális termelési szerkezetű mezőgazdálkodás kialakítását (a potenciális terméshozamok kiszámításával); a természeti adottságok lehetséges és célszerű megváltoztatását (a melioráció lehetőségeinek és a környezet veszélyeztetettségének a feltárásával). Nem volt azonban célja az aranykorona-rendszer felváltása.

A Pest megye 683 000 ha-os területére kikísérletezett módszer más megyékre és nagyobb méretarányú felmérésekre is alkalmasnak bizonyult. A vizsgálat első szakaszában számítógépes adatbázisra alapozva, éghajlati, domborzati, talaj- és vízgazdálkodási jellemzők szerint homogénnek tekintett termőhelyeket, ún. *ökotípusokat* határoztak meg és határoltak el. Az automatikus osztályozás összesen 382 ökotípust alakított ki, de az elemzés végül csak arra a 72 ökotípusra készült el, amelyek együttesen a megye területének több mint 90%-át tették ki. A továbbiakban szántóföldi növényenként (búza, őszi és tavaszi árpa, szemes és silókukorica, napraforgó, cukorrépa, burgonya, lucerna stb.), ill. a szőlő, a gyümölcs, a zöldség, a gyepek és az erdő művelési ágra, valamint ökotípusonként kiszámították a jelenlegi, *gyakorlati agroökopotenciál* (AP) értékét. Az agroökopotenciál függ a természeti környezet teljesíthetőségétől, az adott növényfaj vagy -fajta biológiai termőképességétől és az alkalmazott termesztési technológiától. A számított AP azért jelenlegi, mert a felmérés időpontja körüli, kb. 10–15 éves időszakra vonatkozott, és azért gyakorlati, mert egy-egy ökotípus területén, a vizsgált időszakban a gyakorlatban elért terméseredményekből (növényenként a három legmagasabb hozamú tábla átlagából) kalkulálták. A PAP tehát alapjában véve *közvetlen földértékelő módszer*, így nincsen szüksége az agroökológiai alkalmasság áttételes (pl. pontozásos) minősítésére.

A felmérés másik újdonsága, hogy ennek a *potenciálnak a kihasználtságát* is meg kívánta adni, táblánként, az AP százalékában. Az átlagos kihasználtság egy növény és egy ökotípus esetében a táblánkénti kihasználtság középértéke. A ráfordítások közül feladat volt a műtrágya hasznosulásának a becslése. Az alkalmazott NPK műtrágya mennyiségét elosztották az egyes növények terméshozamával, így megkapták az 1 t termék előállításához felhasznált műtrágyát, amelyet AP kategóriánként és ökotípusonként átlagolni lehetett. Az AP védelme érdekében feltérképezték az azt veszélyeztető tényezőket, környezeti ártalmakat, és a veszélyeztetettséget ökotípusonként összegezték. Végül megbecsülték a *melioráció* négy fajtája (terület- és vízrendezés, talajvédelmi, valamint talajjavítási beavatkozások, ill. ezek különböző kombinációi) után várható terméshozamok százalékos mértékét. Ez utóbbi szempontból tehát az értékelés *potenciális* jellegű, tehát a termőhely minőségének közeljövőben elérhető javulását is figyelembe veszi.

A PAP konkrétan növényenként és ökotípusonként mutatja be az AP kihasználtságát (Petrasovits I. et al. 1984). A Pest megyében a legnagyobb területen termesztett búza ökológiai potenciáljának *kihasználtsága* pl. elmarad a legtöbb növényé (különösen a napraforgóé) mögött. A műtrágya-hasznosulás értékei növényenként eltérő mértékűek, de mindenképpen jelentős többletfelhasználásról tanúskodnak. A búza esetében ez a többlet átlagosan 26 kg/ha NPK hatóanyag volt a vizsgált időszakban. (A kisebb termékenyséű ökotípusok nagyobb kihasználtsága is a pazarló műtrágyázás következménye.) A megye területének 26,8%-át deflációval veszélyeztetettnak találták. A szerzők szerint a három fő növényből (búza, szemes kukorica és napraforgó) 16 ökotípuson, a megye területének 24%-án, 25%-os AP növekedést lehetne elérni, főleg vízrendezési vagy talajvédelmi beruházásokkal.

5. Magyarország agroökológiai potenciálja

Az 1970-es években indított, közgazdasági megközelítésű projekt célja az ezredfordulóra várható *agroökológiai potenciál előrejelzése* volt, tehát annak megbecslése, milyen terméshozamok jelezhetők előre 2000-re a főbb növényekből, jelentős agrotechnikai változásokat nem feltételezve. A Magyar Tudományos Akadémia, személy szerint pedig annak főtáitkára, Láng István koordinálásával, a Mezőgazdasági és Élelmiszerügyi Minisztérium, az Országos Vízügyi Hivatal, az Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal, valamint még csaknem 50 kutatóhely közreműködésével, kb. 400 szakember részvételével lefolytatott felmérés 1979-ben fejeződött be, zárójelentése 1980-ban látott napvilágot (A mezőgazdaság ... 1980), majd könyv alakban (Láng I. et al. 1983) is hozzáférhetővé vált.

Először a talajtípusok és altípusok, a művelési ágak eloszlása, valamint az ún. *klimatikus évtípusok* gyakorisága alapján agroökológiai körzeteket határoztak meg, határait az ország közigazgatási beosztásához igazítva. Ezután makrokörzetekenként kiszámították a főbb növények termésátlagait, majd matematikai modelleket fejlesztettek ki, hogy segítségükkel megbecsüljék a termésátlagok változásának tendenciáit és a 2000-re várható értékeit. A klímaév-típusok szerinti körzetesítésen kívül a talajok termékenység szerinti osztályozása is az agroökológiai potenciál felmérésének egyik maradandó eredménye (6. 1. táblázat).

Mint korszerű *prognózismodell* a hazai földértékelés történetében fontos helyet foglal el, bár az 1990-es években a mezőgazdálkodás társadalmi-gazdasági feltételei olyan mértékben megváltoztak Magyarországon, hogy a felméréstől eredeti céljának teljesítését, az ezredfordulóra vonatkozó prognózist nem lenne tisztességes számon kérni (Lóczy D. 2002). A felmérés országos jellegéből adódóan területi részletessége sem volt megfelelő, csupán a regionális különbségek vázlatos érzékeltetésére volt alkalmas.

6.4. ábra - A genetikai talajtípusok osztályozása búzatermesztés szempontjából

alkalmassági fokozatok				
I.	II.	III.	IV.	V.
köves és földes kopárok	humuszos homoktalajok	savanyú, nem podzolos erdőtalaj	barnaföld	csernozjom barna erdőtalaj
futóhomok	szoloncsák	pszeudoglejes barna erdőtalaj	agyagbemosódásos barna erdőtalaj	mészlepedékes csernozjom
rendzina	szoloncsák-szolonyec	sztyeppesedő réti szolonyec	kovárványos barna erdőtalaj	alföldi mész-lepedékes csernozjom
erubáz talajok	régi szolonyec	szolonyeces régi talaj	csernozjom típusú homoktalaj	mélyben sós alföldi mészlepedékes csernozjom
nyírok	lecsapolt és telkesített síkláp t.		mélyben sós v. szolonyeces régi csernozjom	régi csernozjom
lápos régi talaj	mocsári erdők t.		terasz csernozjomok	
síkláp talaj			régi talaj, régi öntés-talaj, öntéstalaj	

6.1. táblázat A genetikai talajtípusok osztályozása búzatermesztés szempontjából (forrás: A mezőgazdaság ... 1980; II.2.2. ábra). I = alkalmatlan; V = a leginkább alkalmas

6. A természetföldrajzi tájértékelés

Az egykori NDK tájökölógiai iskolájában a *mezőgazdasági termőhelyértékelésnek* (Standortsbewertung – Haase, G. 1978), amelyen a magyarországi természetföldrajzi értékelések is alapultak, három szakaszt különböztet meg: a tájökölógiai *elemzést* (a domborzat, a vízháztartás, az éghajlat, a talaj- és a növénytakaró számbavétele); a *tájszintézist* (az előbbi adatok rendszerezésével termőhelytípusok megállapítása); a *tájfeltárás* (a lehetséges földhasználatok megállapítása, a táj termőképességének gazdaságossági, ökológiai és társadalmi-politikai értékelése).

A *komplex természetföldrajzi táj kutatás* kezdeti eredményeit enciklopédikus jellegű monográfiákban foglalták össze. Analitikus kutatómunkán, terepi megfigyelések rendszerezésén alapult az úttörő táj földrajzi szintézis: „A Mezőföld természeti földrajza” (Ádám L. et al. 1959). Történeti értéke a tájtényezők összefüggéseinek szöveges leírása és térbeli eloszlásuk részletes bemutatása térképsorozat segítségével. A szerzők szerint (Marosi S. – Szilárd J. 1963; p. 4.) a színvonalas tájszintézis feladata, hogy bemutassa „... a gazdálkodást befolyásoló kedvező vagy kedvezőtlen természeti adottságokat mint a táj potenciálját”. A kétféle adottságok eredője a táj (mezőgazdasági) potenciálja. A komplex természetföldrajzi tájértékelést ennek értelmében gyakorlati célú, alkalmazott tudományágnak tartják.

Az 1960-as évektől a geográfusok is részletes, terepmunka-igényes *agroeológiai felméréseket* végeztek kisebb mintaterületeken, elsősorban a Központi Földtani Hivatal megbízásából. Ezek a munkák jellemző módon nagyüzemi keretek között folytak, nagy (általában 1:10 000) méretarányban készültek. Gyakorlati megfontolásból a gazdálkodó egységek földterülete tűnt megfelelő keretnek, hiszen egy-egy termelőszövetkezet vagy állami gazdaság területére könnyebben lehetett beszerezni a kutatáshoz szükséges alap- vagy ellenőrző adatokat.

A geográfusok másképpen közelítettek a feladathoz, mint az agrárszakemberek. Egyrészt igyekeztek érvényre juttatni a komplex tájértékelés fenti, maguk megfogalmazta irányelveit, másrészt a klasszikus természetföldrajz talaján álltak: a legpontosabban térképezhető tájalkotó tényező, a domborzat részletes értékelése volt a kiindulópontjuk. („A táj váza a domborzat.”) A talajtulajdonságok térképeit a domborzati viszonyok (pl. a katéna-elv) messzemenő figyelembevételével szerkesztették.

Az agrogeológiai felmérések az 1970-es évek elején fokozatosan agroökológia jellegűvé fejlődtek. Az agroökológia Góczán László (1972; p. 504.) szerint az ökogeográfia, a földrajzi indíttatású környezettan (egy alaptudomány) egyik szakága, amelynek feladata „az agrogén környezettípusokban, ill. mezőgazdasági mikrorégiókban a mezőgazdaságot érintő természeti és antropogén-természeti adottságoknak és folyamatoknak, mint a mezőgazdaság ... erőforrásainak feltárása, ezek egymásra és a mezőgazdasági termelésre gyakorolt hasznos és káros hatásainak megismerése, prognosztizálása, majd ezen ismeretek birtokában az agrogén környezet optimális, környezetvédő fejlesztésére vonatkozó javaslatok kidolgozása”.

Számos *reprezentatív típusterületen* végeztek felmérést: ilyen lehetett egy-egy alföld, dombság, hegység jellemző részlete, melyek azonban nem voltak természetföldrajzi (tájökológiai) egységek. Az MTA Földrajztudományi Kutató Intézetében az 1970-es években készült agroökológiai felmérések ugyancsak gazdasági szinten, 1:10 000 méretarányban értékelték a legkülönbözőbb tájrészletek (pl. a Nyugat-Mezőföld löszös típusterülete, Enying környéke) mezőgazdasági potenciálját. *Geomorfológiai térképek* készültek a felszínformák határaival és az azokat kialakító folyamatok feltüntetésével; *genetikai talajtérkép* különböző kartogramokkal kiegészítve; valamint *szöveges magyarázó* (a mikroklíma-mérések eredményei, a talajszelvények leírásai, a természeti viszonyok szöveges értékelése). A *kartogramok* egyenként ábrázoltak egyes domborzati jellemzőket, mint a lejtőkategória (a mezőgazdaságban, a műveléshez használt, %-os kategóriákban kifejezve), dombsági, hegységi felszíneken a lejtőkitettség, a reliefenergia (a legmagasabb és a legalacsonyabb pont különbsége területegységenként), valamint talajtulajdonságokat, mint a termőréteg és a humuszos réteg vastagsága, a humusztartalom, a kémhatás és a mészállapot, a mechanikai összetétel, az erózió mértéke (erős, közepes, gyenge, nem erodált), a vízhasznosulás (hasznos vízkapacitás). Végül pedig javaslatokat tartalmazó kartogramok is készültek. A javaslatok a talajművelésre (a szántás megengedett mélysége, lazítandó talajréteg) és a földhasználatra vonatkoztak.

A legrészletesebben továbbra is a domborzatot vették figyelembe, a talajszelvények adatait a domborzat (a geomorfológiai és a lejtőkategória-térkép) alapján terjesztették ki területileg. A tájökológiai felmérések egzaktságát fokozta, hogy a térképezett mennyiségekből már alapvető *statisztikai számításokat* is el lehetett végezni, pl. meg lehetett határozni a különböző potenciálú felszínek százalékos arányát, és ezt össze lehetett vetni az egyes növények, növénycsoportok tényleges vetésterületével. Ez volt az első lépés az agroökológiai potenciál térbeli eloszlásának felmérése felé.

A Komáromi-teraszsíkságon (Mocsa község határa), a Kisalföldön (Komárom-Grébics), a Bársonyos dombságán (Szend) és a Gerece Ny-i hegyláb felszínén (Tata, Szomód) fekvő reprezentatív mintaterületek eredményeire támaszkodó, *megyei szintű termőhely-értékelést* először Komárom megyére végzett Góczán László (1975). Kimutatta, hogy a természeti képződményként létrejött ökotópok a szüntelen és egyre fokozódó emberi beavatkozások (a mezőgazdaság esetében a művelés) hatására homogenizálódnak, nagyobb, antropogén befolyás alatt álló foltokká, mezőgazdasági termőhelyekké olvadtak össze (Góczán L. 1980). A megye termőhely-térképe 1:200 000 méretarányban készült el.

A termőhelyi értékszám meghatározása az „új” földértékelés (Fórizs J.-né, Máté F. – Stefanovits P. 1971) irányelvei szerint folyt. Góczán (1978) ezen túllépve közgazdasági értékelő módszert is kidolgozott, és mintaterületein ki is próbált.

A talajértékszám-rendszer tapasztalataiból kiindulva, 1979-ben a Központi Földtani Hivatal megbízta az MTA Földrajztudományi Kutató Intézetét egy általános környezetminősítő eljárást tartalmazó módszertani tanulmány elkészítésével. Ezt Góczán László vezetésével két akkori járás területén próbálták ki. „*A természeti környezet tényezőinek relatív értékelése*” címen megjelent tanulmány (Góczán L. 1984) Veszprém megye pápai és ajkai járására nyújt tényezőkénti értékelést. A talajértékszám-rendszer analógiájára *rangsorszám-rendszert* alakítottak ki minden tényezőre „hasznossága vagy kedvezőtlen, esetleg káros volta alapján”: 9-től (ez a legkedvezőbb helyek pontszáma) 0-ig (alkalmatlan) rangsorolja az adottságokat külön-külön a következő tényezők szempontjából: ásványi nyersanyagok; felszínközeli kőzetek (mezőgazdasági és mérnökeológiai szempontból egyaránt); domborzat; felszíni és felszín alatti vizek; éghajlat; termőtalaj és a növényzet.

A pontrendszer ugyan hasonló, tulajdonképpen mégis minden esetre egyedi minősítő módszert kellett kidolgozni. A legsajátosabb példaként az éghajlat relatív értékelése említhető. Megfelelő területi részletességgel

A termőképesség értékelési
módszerei Magyarországon (Lóczy
D.)

csak csapadék- és hőmérsékletadatokat lehetett beszerezni, ezért az éghajlatot lényegében két, a hazai viszonyokra kidolgozott mutató, a hő- és a vízellátottság értékével kellett jellemezni, a Péczely-féle ariditási index (Péczely Gy. 1979) felhasználásával. A két index kombinálásával elvileg 12 éghajlati típust lehetett kialakítani, majd tapasztalati alapon rangsorszámokkal ellátni (6.2. táblázat).

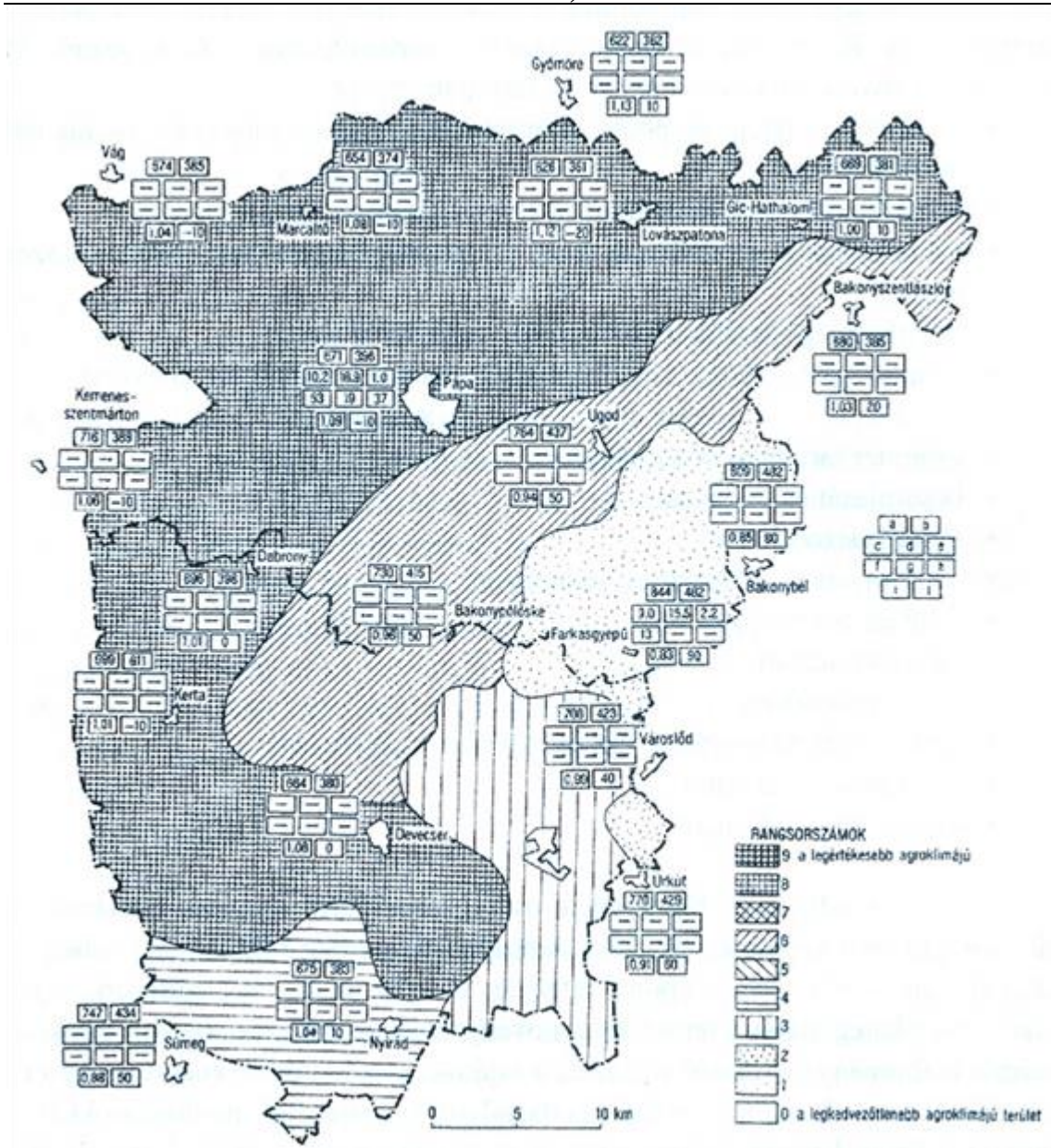
6.2. táblázat Az éghajlattípusok relatív értékelő táblázata (szerkesztette: Lóczy D., egyszerűsítve). 1-9 = rangsorszámok; H = ariditási index; t_v = a tenyészidőszak középhőmérséklete

6.5. ábra - Az éghajlattípusok relatív értékelő táblázata (szerkesztette: Lóczy D., egyszerűsítve).

		nedves	mérsékelten nedves	mérsékelten száraz	száraz
		$H < 0,85$	$0,85 < H < 1$	$1 < H < 1,15$	$H > 1,15$
meleg	$t_v > 17,5^\circ\text{C}$	-	9	7	2
mérsékelten meleg	$16,5^\circ\text{C} < t_v < 17,5^\circ\text{C}$	3	6	8	3
mérsékelten hűvös	$15,0^\circ\text{C} < t_v < 16,5^\circ\text{C}$	2	5	4	1
hűvös	$t_v < 15,0^\circ\text{C}$	1	0	-	-

A módszer az árnyaltabb osztályozáshoz esetenként még a nyári napok számát és a januári középhőmérsékletet is felhasználja. Az értékelő térkép (6.4. ábra) részletessége megfelel a forrásadatok (meteorológiai állomások idősorainak átlagértékei) sűrűségének.

6.6. ábra - Az éghajlati potenciál mezőgazdasági szempontú minősítése Veszprém megye egykori ajkai és pápai járása területén



6.4. ábra Az éghajlati potenciál mezőgazdasági szempontú minősítése Veszprém megye egykori ajkai és pápai járása területén (szerkesztette: Lóczy D., forrás: Góczán L. 1984, 4. ábra). a = évi csapadékmennyiség (mm); b = a tenyészidőszak (április-szeptember) csapadéka (mm); c = évi középhőmérséklet (°C); d = a tenyészidőszak (április-szeptember) középhőmérséklete (°C); e = januári középhőmérséklet (°C); f = átlagos évi vízhiány (mm); g = a >10 mm csapadékú napok száma; h = a szél erősség évi átlaga (m/sec); i = ariditási index (Péczely Gy. 1979 szerint); j = nedvesség-ellátottsági index (Konček, J. szerint)

Az egyes természeti „tényezők” azonban nyilvánvalóan nem külön-külön, hanem kölcsönhatásaikon keresztül szabják meg a környezet minőségét. Ezért relatív értékelésük után Góczán L. kísérletet tett az eredménytérképek *integrálására*. A térképeket négyzethálósá alakította, majd egymásra helyezte (szuperponálta).

Az újszerű paraméteres módszer széles körű adatbázisra építve, részletesen, közérthető térképeken mutatja be a természeti adottságokat. Hátrányai között említendő, hogy a minősítés célja túl általános, elsősorban a növénytermesztésre készült, de az egyes növénycsoportok igényeiben tapasztalható, gyakran jelentős mértékű különbségeket nem veszi figyelembe. Nem sikerült megoldani a különböző részeredmények egységbe foglalását, a természeti környezet átfogó, arányos értékelését sem.

Az 1980-as évek második felében Marosi Sándor és Somogyi Sándor (1990) témavezetésével tucatnyi természetföldrajzos, talajtanos és klimatológus szakember összegezte két vastag kötetben (*Magyarország*

kistájainak katasztere) 230 magyarországi kistáj legfontosabb jellemzőit. A kutatási program erősen támaszkodott a „Magyarország tájföldrajza” c. monográfia-sorozat keretében végzett tájértékelési munkákra. A kataszter tartalmazza a kistájak besorolását és helyzetét; területhasznosítását; domborzati (morfometriai) jellemzőit; földtani adottságait; éghajlati adatait; vízrajzi mutatóit; természetes növénytakaróját és termesztett növényeit; talajtípusait, valamint sajátos táji adottságait.

A leírás mindig rövid *tájtípológiai összeggésszel* zárul, melyben általános hasznosíthatóságukról is képet kapunk. A különböző tájalkotó tényezők jellemzésében többféle implicit értékelés is rejlik: pl. a vizek esetében megadják a vízminőség kategóriáját, a természetes növényzetnél az erdőgazdálkodási értékelés számára a faállomány növekedési ütemét, a sajátos táji adottságok között pedig a rekreáció lehetőségeit. Alkalmasabb minősítő eljárás hiányában a talajtermékenység osztályozást – bizonyos módosításokkal – Máté Ferenc és Szűcs István térképeiről vették át.

Magyarország kistájainak katasztere 2009-ben, Dövényi Zoltán szerkesztésében, új, a táj *kulturális* jellemzőivel kiegészített kiadásban jelent meg. Manapság ez a leggyakrabban használt földrajzi kézikönyv. Gazdag információtartalmát digitális formába (attribútumokká) alakítva, geokoordinátákat rendelve hozzájuk, korszerű földrajzi információs rendszerként is hasznosítani lehetne.

7. Értékelés a tájrendezésben

A tájrendezés folyamatában, a táj értéknövelő átalakításakor ökológiai, közgazdasági, műszaki és esztétikai szempontokat egyaránt érvényesíteni kell. A tájrendezésbe a német Hans Kiemstedt (1967) vezette be az ökológiai alkalmasság meghatározására irányuló tájértékelést. Az ő munkássága nyomán a magyar tájtervezők az értékelés szakaszában különböző szempontok szerint rangsorolják az egyes táji adottságokat, hogy sikerüljön feloldani a tájhasználat konfliktusait (Csemez A. 1990), valamint biztosítani lehessen a táji értékek minél teljesebb körének és a termőföldnek a védelmét (Csima P. 1993). Természetesen mindezt *gyakorlati tervezési* céllal végzik, konkrét feladatok megoldására összpontosítanak.

A Kertészeti (ma: Corvinus) Egyetem Táj- és Kertépítészeti Tanszékén már az 1970-es évek elején feldolgozták a tájértékelés nemzetközi fejleményeit (Csemez A. 1996), és kialakították a tájrendezéshez szükséges értékelési eljárásokat. Ezek lényege, hogy a különböző földhasználati lehetőségek relatív jelentőségét mátrix formájában ábrázolják, és javaslatokat ennek alapján fogalmazzák meg.

Térinformatikai módszerek a mezőgazdasági tájak értékelésében

A hazai hagyományos tájértékelési módszerek története az 1990-es évek elejével zárul: ekkorra esik ugyanis hazánkban a számítógépes adatfeldolgozási módszerek elterjedése. A földértékelési feladatokat ezután már egyre inkább paraméter-rendszerek keretében oldják meg, amelyek *földrajzi információs rendszeren* alapulnak.

Az 1980-as évek közepére már értékelhető tapasztalatok halmozódtak fel az információs rendszerek földértékelési alkalmazhatóságáról (Burrough, P. 1986). 1986-ban a Nemzetközi Talajtani Társaság (International Society of Soil Science, ISSS) Wageningenben tartott tanácskozásán javasolták egy 1:1 000 000 méretarányú, világméretű talajerőforrás-adatbázis, a SOTER (*World Soils and TERRain Digital Data Base*) kialakítását (Várallyay, G. et al. 1994). Miután a felterjesztést a Társaság hamburgi kongresszusa is jóváhagyta, a wageningeni Nemzetközi Talajinformációs Központban (International Soil Reference and Information Centre, ISRIC) megkezdődött a módszer kidolgozása. A cél nem egyszerűen talajadatbázis összeállítása volt, kezdettől fogva törekedtek arra, hogy más természeti erőforrások adataival kiegészítve, azok minősítésének is alapja lehessen. A SOTER talajtérképezési egységek alá rendelve, attribútumokként domborzati paramétereket (6.3. táblázat) és talajtulajdonságokat tárol.

6.3. táblázat A domborzati elemeknek a SOTER adatbázisban tárolt morfometriai paraméterei (terrain component data – Várallyay, G. et al. 1994)

6.7. ábra - A domborzati elemeknek a SOTER adatbázisban tárolt morfometriai paraméterei

A termőképesség értékelési
módszerei Magyarországon (Lóczy
D.)

sorszám	paraméter	sorszám	paraméter
18	a domborzati elem azonosítója	26	a talajképző közet jellemző szemcsetartománya
19	uralkodó lejtőszög	27	termőréteg-vastagság
20	lejtőhossz	28	felszíni lefolyásviszonyok
21	lejtőalak	29	a talajvíztükör mélysége
22	helyi felszinformák	30	az elöntés gyakorisága
23	átlagos magasság	31	az elöntés időtartama
24	felszínborítottság	32	az elöntés kezdete
25	felszínközeli közet		

A 110 attribútum – az éghajlaton kívül – a környezeti tulajdonságok legtöbb csoportjára kiterjed. A SOTER eredményein alapul az Egyesült Államokban használatos ALES földértékelő rendszer is.

Az Észak- és Dél-Amerika három mintaterületén kipróbált módszer hazai alkalmazását, a *HunSOTER*-t 1993-tól az MTA Agrokémiai és Talajtani Kutató Intézete irányította. Az adatbázisra épülő alkalmazások egyike földértékelési (Várallyay, G. et al. 1994): a GIS segítségével kiszámítható a talajtípus területarányos bonitációs értéke, majd különböző korlátozó tényezők miatt levonások során keresztül általános *talajbonitációs* értéket kapunk. A talajtípusok különbségeire tekintettel a következő korlátozások szerepelnek (az adatbázis természetesen mindegyikükre kiterjed): szélsőséges pH-érték; szélsőséges talajszövet; nagy karbonáttartalom; alacsony szervesanyag-tartalom; sekély (vagy hiányzó) humuszos réteg; sósság, szikesség; termőréteg-korlátozás; felszíni vagy szelvénybeli kövesség; sérülékenység víz vagy szél okozta talajerózió által és a talajképző kőzetből fakadó korlátozás. Az országos felmérés 1:500 000 méretarányban, de az agrotopográfiai térképezés (1:100 000 méretarány) egységeire támaszkodva készült el 1994-ben.

További alkalmazási lehetőségek a HunSOTER-en belül: különböző *sérülékenységi osztályozások* (a napjainkban a talajokat a leginkább „fenyegető” veszélyek: a talajerózió, az elsavanyodás, a másodlagos szikesedés kockázata szempontjából).

Sajnálatos, hogy a nemzetközi SOTER csonka maradt, világméretű adatbázisként nem készült el. Magyarországon azonban mindmáig a HunSOTER a legjobban használható „átnézetes” információforrás a környezet állapotáról.

Újabb termőhely-elemzési vizsgálatok

Az 1980-as évektől kezdve a gödöllői egyetemen növényenkénti alkalmasságot (land suitability) táblánként minősítő rendszereket dolgoztak ki (Ángyán J. 1987; Ángyán J. – Menyhért Z. 2004). Ehhez összeállították a környezeti tényezők alapláncját a mintaterületre. A termésátlagok hosszabb távú trendjei tükrében a környezeti tényezőket *főkomponens-analízis* segítségével csoportosítják, majd az így kapott mátrixot növényfajonként (kukorica, búza, sörárpa) súlyozzák. A klaszteranalízissel végzett összegzés eredménye *klimaalkalmassági értékszámok* kialakítása, amelyet Vas megyei gazdaságok területén kísérleteztek ki. A kapott eredmények megbízható összefüggést mutattak a termesztett növények termésátlagával, termesztésének költségeivel és jövedelmezőségével (Ángyán J. – Menyhért Z. 2004).

Hasonló kísérleti projekt keretében talajalkalmassági vizsgálatot is végeztek, amelybe azonban táblánkénti domborzati és mikroklíma-adatokat is beépítettek. Megállapították a táblák rangsorát az egyes növények termesztése szempontjából; milyen mértékben elégitik ki a környezeti adottságok az egyes növények igényeit; az egyes táblák termőképességét (az egyes növényekre végzett értékelés eredményeinek összegzésével).

Szakértői rendszerek a tájértékelésben

A környezeti kutatásokban a matematikai szimuláció hatékonyságát újabban *szakértői rendszerek* (Mérő L. 1997: pp. 216-225.) alkalmazásával igyekeznek fokozni. Ezek a mesterséges intelligencia kutatások eredményeként megszületett eljárások a földértékelés eszköztárában is megjelentek (Barrett, J.R. – Jones, D.D. 1989). Olyan, szakterületenként speciálisan kidolgozott számítógépes programok vagy inkább csak azok vázai (program shell), amelyekbe megszerkesztőik a numerikus információkon kívül „szimbolikus” (számokkal ki nem fejezhető) tudást is igyekeznek belefoglalni, módszereikben pedig a „biztos” eredményt nyújtó matematikai algoritmusok mellett heurisztikus („felismerő”, de matematikailag nem bizonyító erejű) *eljárásokat* is alkalmaznak, ami rugalmasabbá teszi a programokat (Buchanan, B.G. – Smith, R.G. 1989). (Ezen kívül még a szakértői rendszereknek több más meghatározása is ismeretes.)

Lényegük, hogy egy tudományos probléma megoldásakor a témában érintett, de nem feltétlenül teljesen azonos háttérrel rendelkező, elméleti és gyakorlati szakértők szaktudását valamilyen módon beépítsék a rendszerbe, s a felhasználók számára is hozzáférhetővé tegyék (Simon, K.H. et al. 1992). Ezt a folyamatot a mesterséges intelligencia *kutatói tudástervezésnek* (angolul: knowledge engineering) nevezik. A szakértői rendszer alkalmazásának alapfeltétele (Hart, A. 1989) tehát, hogy a szakértelem részekre (modulokra) bontható; nyelvileg kifejezhető (verbalizálható); a szakértő fejében létezik; az adott feladat megoldásához szükséges tudás meghatározható. A szakértők szerepe abban foglalható össze, hogy megadják a feladat megoldásához szükséges alapvető információkat (adatbázis feltöltése); feltárják a vizsgált jelenségek, folyamatok logikáját (tudásbázis kialakítása); megbecsülik, hogy a rendszer bizonyos elemei milyen mértékben függenek egymástól, bizonyos események milyen következményekkel járhatnak (feltétel-cél jellegű szabályok megfogalmazása); megállapításaikhoz valószínűségi értékeket rendelnek.

A rendszer önálló osztályozásra nem képes, a szakértők által meghatározott (pl. FAO alkalmassági) osztályokba sorolja be a területegységeket.

Mint minden új megközelítést, a szakértői rendszereket is keményen kritizálják. Sokak szerint továbbra is hiányzik belőlük a kreatív emberi gondolkodás képességének döntő eleme, az intuíció (Mérő L. 1997), holott éppen ez lenne az a többlet, amellyel meghaladnák a „hagyományos” modelleket. Lehetséges azonban, hogy intuícióra számos területen, mint a földértékelésben is, kevésbé van szükség, mint pl. a gyógyításban, ezért itt a szakértői rendszerek felhasználására már ma is megérett a helyzet. Nehézségek persze adódnak. A legfontosabb talán a földrajzi környezet alrendszerei közötti igen szoros összefonódásból adódik: kérdéses, hogy mennyire lehet elszigetelten kezelni olyan tulajdonságokat, mint pl. a vízellátottság. A szakértői rendszerek egyesek szerint (Mérő L. 1997) csak nagyfokú önállósággal rendelkező, viszonylag szűk szakterületek problémáinak megoldására alkalmasak. Ennek ellenére az alkalmazott tudományágak is egyre inkább „felfedezik” őket, a környezetgazdálkodásban pl. a mező- és erdőgazdaság, a víz- és hulladékgazdálkodás, a területi tervezés környezeti és technológiai problémáinak megoldására egyaránt (Simon, K.-H. et al. 1992).

A D-e-Meter földértékelő rendszer

A *D-e-Meter* névre keresztelt termőhelyminősítő projekt kidolgozása 2001-ben kezdődött Máté Ferenc iránymutatásával, a Pannon Egyetem, a Georgikon Kar és több szakmai intézmény összefogásával (Gaál Z. et al. 2003, Tóth T. et al. 2009). Ez a rendszer évtípusonként, a termőhely adottságai és a főbb kultúrnövények követelményei szerint, statisztikai alapon minősíti a földterületeket. Az AIIR adatbázisra (Agrokémiai Információs és Irányítási Rendszer) épít, amelyben 4 millió ha szántó művelésű terület 80 000 parcellájáról található talajtani, trágyázási, tápanyagvizsgálati és terméshozam adatsorok öt éves (1985–1989) időszakra. Az adatbázis tartalmazza az azonosításhoz szükséges alapadatokat (fekvés, méret, lejtés, kiettség, meteorológiai körzet, AK érték); laboratóriumi vizsgálatok adatait (pH, talajszövet, szervesanyag-tartalom, tápanyagkészlet); valamint a táblatorzskönyvek adatait (termesztett növény, vetésforgó, terméshozam, az alkalmazott műtrágya/szerves trágya mennyisége). A terméshozamokból, ill. a térképes és a kartogramokból kinyerhető talajtani információkból megbízható földminősítési mutatószámokat lehet megállapítani (Tóth G. 2009). Az automatizált térképezési módszerek tovább növelik a felmérés részletességét (Tóth G. – Máté F. 2006).

A projekt fő céljai a következők voltak:

a földminőség térbeli különbségeinek bemutatása on-line térinformatikai eszközökkel;
növénytermesztési modellezés a földminőség és egyéb kritériumok (pl. racionális műtrágya-felhasználás) kombinálásával;

támogatni a szántóföldi műveléssel kapcsolatos adatszolgáltatási kötelezettségek teljesítését, egyszerűsíteni az ágazati irányítással történő közvetlen kommunikációt.

A legfontosabb fejlesztéseket az *információs rendszer* területén kellett elvégezni, hogy mennyiségi alapon lehessen jellemezni a termőhelyek természeti potenciálját, a főbb haszonnövényekből (növénycsoportokból) kiindulva. Az információs rendszer tájékoztat az éghajlati, talajtani és földtani tényezőkből fakadó termékenységsökkenésről és termelési kockázatról (aszály, belvíz) is. A termesztés eredményességét különböző művelési intenzitási szinteken becsüli meg.

A földhasználat és a földminőség fenti kritériumok alapján kialakított internetes nyilvántartása naprakészen informál a termőföldek állapotáról. Ezen kívül a rendszer elősegíti környezettudatos gazdálkodási módok elterjedését is.

A D-e-Meter földminősítési rendszerben kiemelt jelentőségű tényező a domborzat, a talajok víz-/tápanyag-ellátottsága, komplex tulajdonságai és a művelés módja (6.5. ábra). Ezen kívül az éghajlatot is figyelembe veszik a következő módon: Magyarország 75 agrometeorológiai alkörzetében a növények termésmennyisége szerint háromféle évjárat határozható meg:

- I. optimális évjárat (amely maximális produkciót eredményez);
- II. ún. várható évjárat (amely átlagos produkcióval jár) és
- III. rossz évjárat (jelentősen gyengébb terméssel).

A rendszer statisztikailag értékeli a hosszútávú, kilenc agrogeológiai régióban, azonos mértékű trágyázás mellett folytatott tartamkísérletekből kapott adatokat.

6.8. ábra - A D-e-meter földminősítő rendszer sémája szántóföldi növénytermesztésre (Tóth G. et al. 2009)



6.5. ábra A D-e-meter földminősítő rendszer sémája szántóföldi növénytermesztésre (Tóth G. et al. 2009)

A D-e-Meter pontérték kiszámítása az *alappontok meghatározásával* kezdődik a) a magyar genetikai talajosztályozási rendszer minden talajaltípusára (Szabolcs I. 1966), ezen belül b) a fontos haszonnövényekre, c) a talaj vízellátottsága, d) a művelés intenzitása (extenzív vagy intenzív) szerint e) mindegyik meteorológiai régióra és f) három évjárat típusra (száraz, átlagos, kedvező) megadva. Majd *korrekciók* következnek a) a talajtulajdonságok (talajszövet, szervesanyag-tartalom, pH, alapkőzet) szerint; b) a tápanyag-ellátottság szerint; c) domborzat (kitettség és lejtés) szerint; végül pedig d) az elővetemény hatását figyelembe véve.

Az automatizált földminősítő és földértékelő algoritmusokat könnyű aktualizálni, azok jogszabállyal bevezethetők, az adózás, támogatások és kisajátítás esetén is fontos információt szolgáltatnak. Ha az egész ország területét lefedi egy legalább 1:10.000-es méretarányú talajtérképnek megfelelő adatbázis, multifunkcionális *intelligens földminősítési rendszer* alakítható ki.

Gyakorlati földminősítő eljárás

Egy legújabban kidolgozott, gyors, viszonylag kevés alapadatot megkövetelő termőképesség minősítő (land capability) eljárásnak, az ún. „*gyakorlati földminősítésnek*” (Dömsödi J. 2011) nyolc tényező az alapja (6.4. táblázat). A termőföldeket százpontos skálán minősíti.

A legtermékenyebb talajtípusok: a mészlepedékes csernozjomok, a réti és az öntéscsernozjomok. A feltalaj kémiai tulajdonságai szempontjából pedig a legkedvezőbb mészállapotú, semleges kémhatású talajok élveznek előnyt. A IV. tényezőcsoportban a vályog szövetű, morzsás szerkezetű talaj kapja a legtöbb pontot. Az egyes növények termesztésére való alkalmasság (land suitability) szerint a búza-cukorrépa-lucerna indikációjú terület a legértékesebb, mert a szántóföldi használat esetén 40féle növényt jó, további ötöt közepes eredménnyel lehet termesztetni rajta, ezen kívül pedig a többi művelési ágra (rét, legelő, szőlő, gyümölcsös) is kiválóan alkalmas.

A minősítés részértékszámainak összegzésével kiváló (100-85 értékszám), jó (84-70), közepes (69-50) és gyenge (<49) termőképességű egységeket lehet elkülöníteni.

6.4. táblázat A gyakorlati földminősítés fő tényezőcsoportjai (Dömsödi J. 2011 nyomán)

6.9. ábra - A gyakorlati földminősítés fő tényezőcsoportjai (Dömsödi J. 2011 nyomán)

sorszám	tényezők	maximális érték
I.	<i>Domborzat: a terep jellege, fekvés, kiettség, éghajlat, vízgazdálkodás</i>	18
II.	<i>A talaj genetikai típusa</i>	9
III.	<i>A feltalaj kémiai tulajdonsága</i>	10
IV.	<i>A feltalaj fizikai félesége, kötöttsége, szerkezete</i>	9
V.	<i>Az altalajban előforduló káros anyagok, jellegek, rétegek</i>	18
VI.	<i>A humuszos és a termőréteg vastagsága</i>	9
VII.	<i>Földhasználat: a lehetséges művelési ágak</i>	9
VIII.	<i>A művelési ágakon belül a lehetséges növények</i>	18
	összesen	100

A hazai földértékelés történetének tanulságai

A magyarországi viszonyokra kidolgozott termőképességet minősítő eljárások ilyen vázlatos történeti áttekintéséből is levonhatók bizonyos tanulságok:

A talajok részletes felmérése és térképezése elengedhetetlen feltétele a megbízható földértékelésnek.

A földminőség hosszú távú változásainak követésében fontos szerepe van a 60-80 éve végzett, ökológiai szempontú talajismereti térképezésnek (Kreybig L. 1937). Különösen a térképlapok térinformatikai feldolgozásával nyerhető értékes információ a talajok dinamikájáról.

A hagyományos, egyszerű felépítésű, manuálisan is kezelhető pontozásos rendszerek továbbélése mellett az aranykorona-rendszer felváltására kidolgozott, kiterjedt térinformatikai adatbázison nyugvó D-e-Meter földértékelés kiemelkedik sokoldalúságával és naprakész on-line információk nyújtásával.

A nemzetközi tapasztalatok (Lóczy D. 2002) alapján a hazai földértékelés színvonalát is emelhetné a szakértői rendszerek szélesebb körű alkalmazása.

Felhasznált irodalom

- A mezőgazdaság agroökológiai potenciálja az ezredfordulón 1980: *Kutatási jelentés I-II.* Budapest. 329 p. + mell. Ádám L. – Marosi S. – Szilárd J. (szerk.) 1959: *A Mezőföld természeti földrajza.* Akadémiai Kiadó, Budapest. 514 p. (Földrajzi Monográfiák 2) Ángyán J. (szerk.) 1987: *Termőhelyelemzés és környezetgazdálkodás a nagyüzemi növénytermesztésben (Esettanulmány I.).* Kézirat. Gödöllő – Szekszárd. 171 p. Ángyán J. – Menyhért Z. (szerk.) 2004: *Alkalmazkodó növénytermesztés, környezet- és tájgazdálkodás.* Szaktudás Kiadó Ház, Budapest. 559 p. Árgay Z. 2000: *Domborzatminősítés a hazai természetföldrajzban, a domborzatminősítés speciális irányzatai.* Földrajzi Értesítő 49.1-2. 127-141. Barrett, J.R. – Jones, D.D. (eds.) 1989: *Knowledge engineering in agriculture.* American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan. (ASAE Monograph No 8) Bastian, O., – Schreiber, K.-H. 1999: *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. neu bearbeitete Auflage.* Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg – Berlin. 564 p. Beek, K. – Bennema, J. 1972: *Land evaluation for agricultural land use planning: an ecological methodology.* Department of Soil Science and Geology, Agricultural University, Wageningen. 72 p. Buchanan, B.G. – Smith, R.G. 1989: *Fundamentals of expert systems.* In: Barr, A. – Cohen, P.R. – Feigenbaum, E.A. (eds): *The handbook of artificial intelligence.* Vol. 4. Addison-Wesley, Reading, MA. 149-192. Burrough, P. 1986: *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment.* Clarendon Press, Oxford. 194 p. (Monographs on Soil and Resources Survey No 12) Csemez A. 1990: *A tájértékelés célja, feladatai, eredményeink.* In: A táj- és településvédelem komplex kapcsolata. Kézirat. Budapesti Műszaki Egyetem Mérnöktovábbképző Intézet, Budapest. 25-30. Csemez A. 1996: *Tájtervezés – tájrendezés.* Mezőgazda Kiadó, Budapest. 299 p. Csima P. 1993: *Az általános tájvédelem és a természetvédelem.* ÖKO 4.2-3. 12-18. Davidson, D.A. 1992: *The Evaluation of Land Resources.* 2nd edition. Longman Group Limited, Harlow, Essex, UK. 198 p. Dorronsoro, C. 2002: *Soil evaluation: The role of soil science in land evaluation.* In: Proceedings of the SUMASS Conference "Sustainable use and management of soils in arid and semiarid regions. Cartagena (Spain), 22-26 September 2002 Dömsödi J. 2011: *Földminősítés és földértékelés.* Szent Gellért Kiadó, Budapest. 155 p. Drdoš, J. – Urbanek, J.

- Mazúr, E. 1980: *Landscape syntheses and their role in solving the problems of environment*. Geograficky časopis 32.2-3. 119-129. FAO 1976: *A framework for land evaluation*. UN Food and Agriculture Organization, Rome. FAO Soils Bulletin 32. 72 p. <http://www.fao.org/docrep/X5310E/x5310e00.htm> FAO, 1997: *Land quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development*. UN Food and Agriculture Organization, Rome. FAO Land and Water Bulletin 32. 212 p. Fekete Z. (szerk.) 1965: *Útmutató a talajok gyakorlati minősítéséhez*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 112 p. Fórizs J.-né 1985: *Földértékelés-termőhelyi értékelés problémái, javaslat a termőhely korszerű értékelésére*. Kézirat. MTA Agrárgazdasági Kutató Intézet, Budapest Fórizs J.-né – Máté F. – Stefanovits P. 1971: *Talajbonítási – földértékelés*. Az MTA Agrártudományi Osztályának Közleményei 30.3. 359-378. *Földértékelési szabályzat (az 5/1981.(IV.2.) MÉM sz. rendelethez) 1981*. Mezőgazdasági és Élelmezéstudományi Értesítő 32.7. 2643-19. Gaál Z. – Debreczeni B.-né – Kuti L. – Makó A. – Máté F. – Németh T. – Nikl I. – Speiser F. – Szabó B. – Szabóné Kele G. – Szakadát I. – Tóth G. – Vass J. – Várallyay Gy. 2003: *D-e-Meter az intelligens környezeti földminősítő rendszer*. In: Gaál Z. – Máté F. – Tóth G. (szerk.): *Földminősítés és földhasználati információ*. Veszprémi Egyetem, Keszthely. 3-21. Géczy G. 1960: *Újabb mezőgazdasági talajhasznosítási osztályozási rendszer*. Agrokémia és Talajtan 9.3-4. 405-413. Géczy G. 1968: *Magyarország mezőgazdasági területe*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 307 p. Góczán L. 1972: *Mezőgazdasági földtudomány és agroökológia*. Földrajzi Értesítő 21.3-4. 503-508. Góczán L. 1975: *Komárom megye természeti erőforrásainak feltárása és értékelése I. rész*. Komárom megye mezőgazdasági területeinek termőhely-értékelése. Kézirat. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 169 p. + mell. Góczán L. 1980: *Mezőgazdasági területek agroökogeográfiai kutatása, tipizálása és értékelése*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 126 p. (Földrajzi Tanulmányok 18) Góczán L. 1984: *A természeti környezet tényezőinek relatív értékelése*. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 95 p. (Elmélet – Módszer – Gyakorlat 31) Haase, G. 1978: *Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen*. Petermanns Geographische Mitteilungen 122. 113-125. Hart, A. 1989: *Machine induction as a form of knowledge acquisition in knowledge engineering*. In: Forsyth, R. (ed.): *Machine Learning – Principles and Techniques*. Chapman and Hall, London. 23-37. Hodgson, J.M. – Whitfield, W.A.D. 1990: *Applied Soil Mapping for Planning, Development and Conservation. A Pilot Study*. Department of Environment and HMSO, London. 38 p. Horváth G. 1991: *A domborzat formáinak osztályozása és tipizálása*. Földrajzi Értesítő 40.1-2. 39-54. Kertész Á. 1997: *A térinformatika és alkalmazásai*. Holnap Kiadó, Budapest. 240 p. Kiemstedt, H. 1967: *Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 151 p. (Beiträge zur Landespflege, Sonderheft 1) Klingebiel, A.A. – Montgomery, P.H. 1961. *Land Capability Classification*. In: USDA Agriculture Handbook No 210. Washington, D.C. 1-21. Kocsis M. – Makó A. – Farsang A. 2010: *Talajváltozatok termékenység-becslése talajterképeken alapuló mintaterületi adatbázisok alapján*. In: Farsang A. – Ladányi Zs. (szerk.): *Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között*. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest – SZTE, Szeged. 29-34. Kreybig L. 1946: *A tájtermesztési talajterképezés célja és irányelvei*. Kézirat. Budapest Kreybig L. 1937: *Általános magyarázó a tiszaroffi, kunmadarasi ... talajismereti térképlapokhoz*. Útmutatás a térképek hasznosításához. A Magyar Kir. Földtani Intézet kiadása, Budapest. 41 p. Kreybig L. 1952: *Az agrótechnika tényezői és irányelvei*. Akadémiai Kiadó, Budapest Krönert, R. – Steinhardt, U. – Volk, M. (eds.) 2001: *Landscape Balance and Landscape Assessment*. Springer Verlag, Berlin – Heidelberg. 304 p. Láng, I. – Csete, L. – Harnos Zs. (szerk.) 1983: *A magyar mezőgazdaság agroökológiai potenciálja az ezredfordulón*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 265 p. Le Bas, C. – King, D. – Jarnagin, M. – Daroussin, J. 1998: *The European Soil Information System*. INRA, FAO, Rome. 157 p. http://eu-soils.jrc.ec.europa.eu/esdb_archive/eu-soils_docs/Conf/EUSIS.pdf Lóczy D. 2000: *A vízellátottság mint tájtulajdonság megítélése különböző földértékelési rendszerekben*. Földrajzi Értesítő 49.34. 2152-34. Lóczy D. 2002: *Tájértékelés, földértékelés*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest – Pécs. 307 p. Marosi S. – Somogyi S. (szerk.) 1990: *Magyarország kistájainak katasztere I II*. MTA FKI, Budapest. 1023 p. Marosi, S. – Szilárd J. 1963: *A természeti földrajzi tájértékelés elvi-módszertani kérdéseiről*. Földrajzi Értesítő 12.3-4. 393-417. Máté F. 1960: *Megjegyzések a talajok termékenységük szerinti osztályozásához*. Agrokémia és Talajtan 9.3-4. 419-426. Máté F. 1999: *A termőföld minősítése a főbb növények termesztésére való alkalmasság alapján*. In: Stefanovits P. – Michéli E. (szerk.): *A talajminőségre épített EU-konform földértékelés elvi alapjai és bevezetésének gyakorlati lehetőségei*. MTA Agrártudományok Osztálya, Budapest. 100-109. Mérő L. 1997: *Észjárások. A racionális gondolkodás korlátai és a mesterséges intelligencia*. Tericum Kiadó, Budapest. 346 p. Neef, E. 1966: *Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials*. Forschung und Fortschritt 40.1. 65-79. Szabolcs I. (szerk.) 1966: *A genetikus üzemi talajterképezés módszerkönyve*. Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet (OMMI), Budapest. 428 p. Petrasovits I. – Hatalyák Z. – Rácz T. – Podmaniczky L. 1984: *Pest megyei agroökológiai potenciál értékelés*. GATE,

- Gödöllő – VÁTI, Budapest Péczely Gy. 1979: *Éghajlatlan*. Tankönyvkiadó, Budapest. 283 p. Pécsi M. 1979: *A földrajzi környezet új szemléletű értelmezése és értékelése*. Földrajzi Közlemények 27.(103.)1-3. 17-27. Pécsi M. 1991: *Geomorfológia és domborzatminősítés*. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 296 p. (Elmélet – Módszer – Gyakorlat 53) Ripka J. 1999: *A földminősítéssel szembeni távlati elvárások felmérésére és a szükséges tennivalók meghatározására vonatkozó javaslatok*. In: Stefanovits P. – Michéli E. (szerk.): *A talajminőségre épített EU-konform földértékelés elvi alapjai és bevezetésének gyakorlati lehetőségei*. MTA Agrártudományok Osztálya, Budapest. 110-124. Simon, K.-H. – Manche, A. – Urmacher, A. – Page, B. 1992: *Expertensysteme auf dem Umweltsektor*. Umweltbundesamt, Berlin (Texte 47/92) Sipos A. – Szűcs I. 1992: *A mezőgazdasági termőföld komplex értékelése*. Közgazdasági Szemle 39.12. 1144-1153. Stefanovits P. – Máté F. – Fórizs J.-né 1976: *Korszerű módszerek a termőhely jellemzésére a meliorációs munkák előkészítése szempontjából*. Tudomány és Mezőgazdaság 14.1. 9-14. Stefanovits P. – Szűcs L. 1961: *Magyarország genetikus talajtérképe 1:200,000*. Budapest Szabó G. 1975: *A mezőgazdasági termőföld gazdasági értékelése*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 146 p. Szabóné Kele G. 1999: *A termőhelyi értékszám meghatározásának helyzete és a talajtérképes módszer országos befejezésének feltételei*. In: Stefanovits P. – Michéli E. (szerk.): *A talajminőségre épített EU-konform földértékelés elvi alapjai és bevezetésének gyakorlati lehetőségei*. MTA Agrártudományok Osztálya, Budapest. 81-99. Tar F. 1999: *Termőföldértékelés az Európai Unióban*. In: Stefanovits P. – Michéli E. (szerk.): *A talajminőségre épített EU-konform földértékelés elvi alapjai és bevezetésének gyakorlati lehetőségei*. MTA Agrártudományok Osztálya, Budapest. 19-42. Tóth G. 2009: *Hazai szántóink földminősítése a D-e-Meter rendszerrel*. Agrokémia és Talajtan 58.2. 227-242. Tóth G., Máté F. 1999: *Jellegzetes dunántúli talajok főbb növényenkénti relatív termékenysége*. Agrokémia és Talajtan. 48.1-2. 172-180. Tóth M. 1988: *A természeti erőforrások potenciálja és igénybevétele gazdasági értékelésének elvi módszertani kérdései*. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 183 p. Tóth T. – Németh T. – Máté F. – Tóth G. – Gaál Z. – Szűcs I. – Makó A. – Horváth E. – László P. – Bidló A. – Dér F. – Fekete M. – Fábián T. – Heil B. – Hermann T. – Kovács G. – Mészáros K. – Pásztor L. – Patocska Z. – Speiser F. – Várallyay Gy. – Vass J. – Vinogradov Sz. 2006: *Földminősítés és talajmonitorozás*. Talajtani Vándorgyűlés, Sopron, 2006. augusztus 23-25. 23-32. van Diepen, C.A. – van Keulen, H. – Wolf, J., J.A.A. 1991: *Land evaluation: from intuition to quantification*. In: Stewart, B.A. (ed.): *Advances in soil science*. Springer, New York. 139-204. Varga-Haszonits Z. 1987: *Agrometeorológiai információk és hasznosításuk*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 248 p. Vági F. 1970: *Az aranykorona-érték és a termőhely minősítése*. Pénzügyi Szemle 7. 559-573. Várallyay Gy. 1985: *Magyarország talajainak vízháztartási és anyagforgalmi típusai*. Agrokémia és Talajtan 34.3-4. 267-299. Várallyay Gy. 2002: *Új tudományos kihívások egy korszerű földminősítési rendszerrel szemben*. Geodézia és Kartográfia 54.7. 3-11. Várallyay, Gy. – Szabó, J. – Pásztor, L. – Michéli, E. 1994: *SOTER (Soil and Terrain Digital Database) and its application in Hungary*. Agrokémia és Talajtan 43.1-2. 87-108. Várallyay Gy. – Szűcs L. – Murányi A. – Rajkai K. – Zilahy P. 1979: *Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe*. I. Agrokémia és Talajtan 28. 363-384. Várallyay Gy. – Szűcs L. – Murányi A. – Rajkai K. – Zilahy P. 1980a: *Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó tényezők 1:100 000 méretarányú térképe II*. Agrokémia és Talajtan 29. 35-76. Várallyay Gy. – Szűcs L. – Rajkai K. – Zilahy P. – Murányi A. 1980b: *Magyarországi talajok vízgazdálkodási tulajdonságainak kategóriarendszere és 1:100 000 méretarányú térképe*. Agrokémia és Talajtan 29. 77-112. Verheye, W.V. 1991: *Soil survey interpretation, land evaluation and land resource management*. Agropedology, Nagpur, India 1. 17-32. Vink, A.P.A. 1983: *Landscape Ecology and Land Use*. Longman, London – New York. 264 p.

7. fejezet - A természetvédelmi rekreációs célú tájtervezés (Csorba P. – Horváth G.)

1. Természetvédelmi és rekreációs területek tervezésének geográfiai alapjai

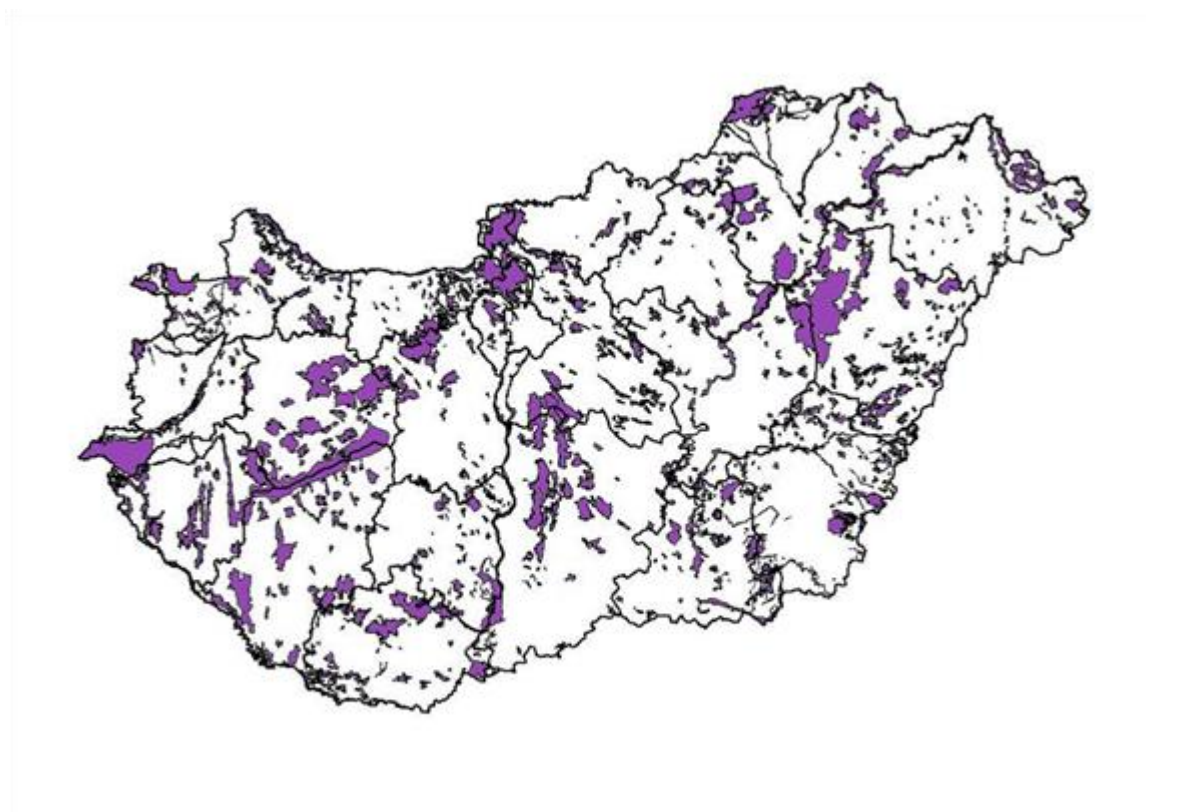
A fejezet címében szereplő két területhasználati cél együttes tárgyalását két tényező indokolja.

1. A fejlett környezetkultúrával rendelkező országokban a beépítések mellett ennek a két használati típusnak az aránya nő a leggyorsabban. Az ilyen célokat szolgáló területekre komoly társadalmi igény van, emiatt egyéb földhasználati formákkal sűrűn előfordulnak érdekütközések, tervezési konfliktusok.
2. A természetvédelmi területek jelentős része egyúttal rekreációs célokat is szolgál, a kétféle területhasználati forma esetében sikeresebben megoldható a közös használat, mint a természetvédelmet a mezőgazdasági, ipari, vagy infrastrukturális célokkal összhangba hozni.

A területhasználati célok tendenciáit jellemző adatok azt mutatják, hogy a fejlett országokban a táj működését, vizuális és strukturális szerkezetét leginkább a beépítések, azon belül elsősorban az infrastrukturális elemek területi arányának rohamos növekedése befolyásolja. A Európai Unió országainak átlagosan 9%-át az épületek, utak, parkolók, hulladéktelepek, raktározásra szolgáló telkek stb. foglalják el. Néhány kis területű ország esetében; pl. Dániában, Hollandiában ez az arány már meghaladja a 15%-ot.

A másik jellemző tendencia a természetvédelmi és a pihenésre, üdülésre szolgáló területek növekedése. A védettség alacsonyabb fokát élvező tájvédelmi körzetek mellett az utóbbi 10-15 évben a Naturparkok, Geoparkok, ill. a Natura 2000 területek kijelölésével ugrásszerűen megnőtt az ide tartozó területek kiterjedése. Ennek köszönhetően a Kelet-Európai-síkság vidékeit nem számítva a kontinensen eléri a 20%-ot a valamilyen jogi védelemben részesülő területek aránya. Hazánk e tekintetben az európai átlagot képviseli, a nemzeti parkok, természetvédelmi területek, tájvédelmi körzetek által képviselt 10%-nyi országterülethez 2004-óta újabb 10%-ot jelentő Natura 2000 terület csatlakozott. Közgazdasági értelemben a védett természeti területeket gyakran sorolják az improduktív, csak kiadásokat és csekély bevételt hozó területek közé. Emiatt van egy bizonyos kényszer a természeti területek pénzügyi értékének kifejezésére (Costanza), sőt újabban a környezetmegőrzéssel, az emberi komfortérzet, identitásérzés növelésével, erősítésével kapcsolatos erkölcsi kötelezettség monetáris meghatározására is (7.1. ábra).

7.1. ábra - Az Európai Unió Habitat Directive (92/43/EEC) azaz az Élőhelyvédelmi Irányelvnek megfelelő természet-megőrzési területek



7.1. ábra Az Európai Unió Habitat Directive (92/43/EEC) azaz az Élőhelyvédelmi Irányelvnek megfelelő természet-megőrzési területek

Úgy tűnik, hogy a természetvédelmi megfontolások miatt védelemben részesülő felszínek aránya a jövőben már nemigen fog ugrásszerűen gyarapodni, s hosszú távon megmarad a fejlett országokban már ma is jellemző 20-30%-os arány között. Az elkövetkező évtizedekben inkább a meglévő területek védettségének minőségi fejlesztése a fő cél, illetve az, hogy a nem védett területeken egyre jobban érvényesüljenek az általános tájvédelmi, környezetvédelmi elvek.

A környezetvédelmi, természetvédelmi és rekreációs célok közös megvalósításának ideális helyszínei lehetnek az erdővel fedett vagy a szabad vízfelülettel rendelkező területek. Az erdők arányának növelése meghirdetett és támogatott uniós célkitűzés, a vizes élőhelyek növelését, átgondolt tervezését pedig a klímaváltozás egyre határozottabban sürgeti.

Magyarország helyzete a fenti uniós törekvések tekintetében tipikusnak mondható; az erdőtelepítés lassan száz éves nemzeti program, a vizes élőhelyeink pedig a sajátos adottsággal rendelkező, önállóan elismert pannon biogeográfiai egység fokozottan klímaérzékeny foltjait képviselik. Az általános uniós célkitűzések mellett azonban érvényesíteni kell azt az országspecifikus adottságunkat is, hogy nálunk kiemelkedően magas a szántóföldi művelésre alkalmas területek aránya, amelyet hiba volna akár uniós érdekek túlzott figyelembevételével beerdősíteni, vagy akár legelőként hasznosítani.

A fenti bevezető gondolatokból egyértelműen látszik, hogy a természetvédelmi és a rekreációs területekre jelentős társadalmi igény van, de ezúttal is vannak olyan uniós, országos, vagy helyi érdekek, amely miatt a tervezés komoly területhasználati konfliktusokba ütközhet.

Országos szintű természetvédelmi és rekreációs célok

Az Országgyűlés 97/2005.(XII.25.) OGY határozata az Országos Területfejlesztési Koncepcióról szóló dokumentumban az alábbi területfejlesztési alapelvek érintik a témánkat:

- „térsgéi és táji szemlélet, a valós térszerveződések követése
-integrált fejlesztések

- a közkinccset képező természeti és kulturális értékek ... terhelhetőségen belüli elérhetőségének növelése
- helyi környezettudatosság, a táji értékek iránti felelősség...
- ...a települések közti területek lehetőség szerinti természetközeli állapotban tartása...
- ... saját arculattal és identitással rendelkező térségek...kialakításának támogatása"

A fenti OGY határozat területfejlesztési politika átfogó céljai 2020-ig címet viselő fejezetében szó van a nemzetközi jelentőségű turisztikai térségek megerősítéséről, továbbá arról, hogy a társadalmi, gazdasági, természeti-környezeti és kulturális elemeket integrált környezeti tervezéssel kell fejleszteni.

A 2013-ig kijelölt országos területi célok felsorolása során szó esik

- a budapesti metropolisz-térség zöldterületeinek revitalizálásáról,
- a fővárost övező ökológiai és rekreációs zöld gyűrű kialakításáról és
- a települések fizikai agglomerálódásának megakadályozásáról.

Az országos jelentőségű integrált fejlesztési térségek felsorolása a Balaton környékét, a Tisza-térséget, a Duna-mentét és a termálvíz kincssel rendelkező körzeteket említi. Ezen tájak esetében utal a dokumentum a Balaton térség aktív tájképvédelmére, az üdülési szezon meghosszabbítására és az idegenforgalom területi szétterítésére. A két nagy folyó mentén hízódó területek esetében pedig az ártéri tájrehabilitációra, az ökoturisztikai fejlesztésre valamint a biodiverzitás megőrzésére. Végül szerepel a koncepcióban a geotermális vagy turisztikai hasznosításának fontossága is.

Hangsúlyos elem a határon átnyúló táj- természet- és környezetvédelmi, ökológiai gazdálkodási rendszerek fejlesztését célzó bekezdés. A falusias térségek között a Duna-Tisza közti Homokhátság természeti adottságait sújtó degradációs folyamat megállítását nevezi meg kiemelt feladatnak.

A regionális fejlesztési irányok kijelölése című fejezetben új elem a Nyugat-Dunántúl (Győr-Sopron-Moson, Vas, ill. Zala megye) „zöld jövőrégió”-ként történő bemutatása. Ezen kívül a „szabadidő gazdaság” kifejezés ad újszerű keretet a Közép-magyarországi régió fejlesztésének.

Az Országos Fejlesztési és Területfejlesztési Koncepció

A Nemzetgazdasági Minisztérium 2012. december 17-én társadalmi egyeztetésre bocsátotta az Országos Fejlesztési és Területfejlesztési Koncepciót (OFTK). A Koncepció az ország társadalmi, gazdasági, valamint ágazati és területi fejlesztési szükségleteiből kiindulva egy hosszú távú jövőképet, valamint fejlesztéspolitikai célokat és elveket határoz meg. Ezen kívül kijelöli a 2014-2020-as fejlesztési időszak szakpolitikai súlypontjait. A koncepció kidolgozásával párhuzamosan zajlik az OTTrT, vagyis az Országos Területrendezési Terv felülvizsgálata is. Ez az a dokumentum, amely szinte évenként folyamatosan megújulva kijelöli az ország területhasználatának legfontosabb irányait.

Az OFTK „nemzeti jövőkép” fejezetében témánkat érintő megállapításai között megtalálható a turizmus, különösen a termálturizmus fejlesztés, a vizekről történő fokozott gondoskodás, valamint a tájvédelem szükségessége. A tájvédelem a terjedelmes dokumentumban később is rendszeresen felbukkan, többnyire a „természet-, táj- és környezetvédelem” formában. Néhány természetföldrajzi tájunk komplex fejlesztése sürgető feladatként jelenik meg. Ezek közé sorolja a Cserehátat, a Tisza-völgyet, a Duna-Tisza közti Homokhátságot és az Ormánságot.

Más léptékben rendszeresen visszatérő elem a burkolt felületek növekedésének lassítása, ill. a zöldfelületek növelése.

Kiemelt fejlesztéspolitikai feladatok között szerepel:

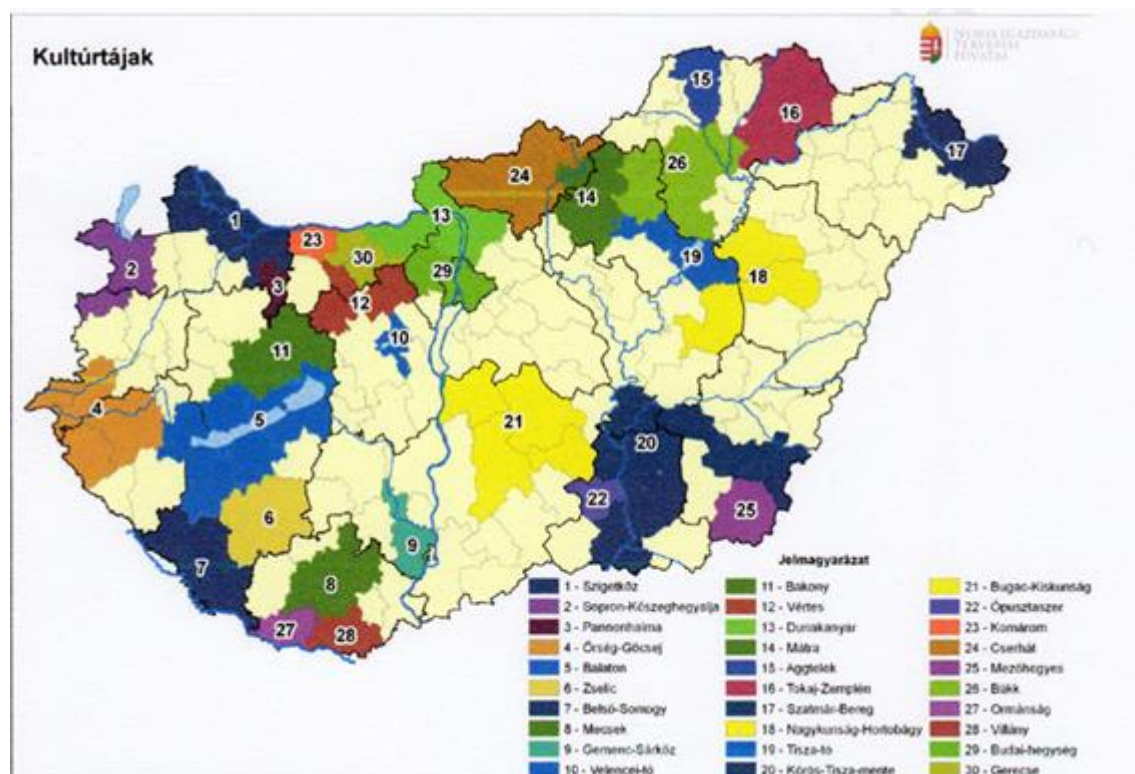
- „... az EU Víz Keretirányelv ... alapján a fenntartható vízkészletgazdálkodás.
- A táji sokféleség kataszterszintű nyilvántartása (a tájak számbavétele, a tájakra gyakorolt hatások elemzése, a tájak állapotának monitoringja, a változások nyomon követése).
- Az egyedi tájértékek és a kedvező tájkarakter-elemek megőrzése.

- Idegenhonos (inváziós) fajok terjedésének visszaszorítása.
- Zöldfelületek ökológiai értékének növelése”

A természet-, táj- és környezetgazdálkodási stratégia egyik legfontosabb szempontja a globális éghajlatváltozás hazai hatásaira adandó válasz felvázolása. Ebből a szempontból a legsérülékenyebb a „Nagykanizsa-Budapest-Tokaj vonaltól délre húzódó országrész” – amelyen belül elsősorban a Sajó-Hernád völgyben (ez éppenséggel a jelzett vonaltól északra fekvő táj!), a Felső- és Középső-Tiszavidéken, a Körösök-vidéken, valamint a Homokhátságon és a Nyírségben van szükség integrált térségi programokra. A Balaton-térséget hazánk legkarakteresebb tájegységének tekinti, „ahol a társadalmi és gazdasági folyamatok egyedülállóan nagy mértékben a környezeti tényezőktől függenek.” Ahol „a mindenkori fejlesztésnek a még meglévő táji, kulturális és természeti adottságokat tiszteletben tartva szabad csak megvalósulnia.” Magyarország legharmónikusabb és egyedi tájegységei között Tokaj-Hegyalját, Pannónhalmát, az Őrséget, a Fertő-tó környékét, a Hortobágyot, Bugacot és a Villányi borvidéket sorolja fel. Sajnos a hazai kultúrtájakat ábrázoló térképen rendkívül zavaró az egyes tájegységek közigazgatási határokhoz igazodó ábrázolása. Így pl. a Szigetköz magában foglalja a Hanságot és a Mosoni síkságot, sőt a Komárom-Esztergomi-síkság nyugati részét is (7.2. ábra). A Cserehát határai megegyeznek Nógrád-megyével, Belső-Somogy kultúrtájon viszont csak a földrajzi középtáj déli részét értik, megtoldva a Közép-Dráva-völgygel. Egészen torz kereteket rajzoltak meg a Tisza-tó kultúrtáj számára.

Az OFTK megemlíti a tájrehabilitáció és az aktív tájképvédelem fontosságát, de meglehetősen szerényen megfogalmazott támpontokat ad a különleges táji értékekkel, rekreációs funkciókkal bíró övezetekkel kapcsolatban követendő tervezési feladatok fejezetben (5. 2. 5. 2).

7.2. ábra - Kultúrtájak Magyarországon - Nemzeti Fejlesztés 2020, OFTK koncepció (Nemzetgazdasági Minisztérium, Nemzetgazdasági Tervezési Hivatal, 2012)



7.2. ábra Kultúrtájak Magyarországon - Nemzeti Fejlesztés 2020, OFTK koncepció (Nemzetgazdasági Minisztérium, Nemzetgazdasági Tervezési Hivatal, 2012)

A természetvédelmi és rekreációs területtervezés számára is hasznosítható ún. „térhasználati” irányelvek fejezetből érdemes kiemelni a takarékos és elsősorban barnamezős beruházások gondolatát, a városok „szétterülésének” megakadályozását, valamint a fenntartható tájképvédelmet.

Különösen a természetvédelmi tervezés számára határoz meg fontos elveket a fenti térfelhasználási alapelveket részletező szövegrészlet:

„A fejlesztések során a természetes folyó és állóvizek partjainak, erdőterületek, hegycsúcsok, szigetek, a fényszennyezéstől mentes éjszakai égbolt, kilátópontok védett természeti és kulturális értékek nyilvános elérésének, megközelíthetőségének, megszemlélésének lehetőségét nem szabad korlátozni (kivéve a szigorú természetvédelem alá vont területek). Prioritást kell, hogy élvezzenek azok a fejlesztési alternatívák, melyek korábban elzárt területek hozzáférését teszik lehetővé.

- Korlátozásnak minősül, ha a fejlesztések következtében a nem motorizált közlekedéssel a színhelyek megközelíthetősége jelentősen leromlik, a szükséges idő növekszik.
- A fejlesztések nem bátoríthatják a közutakon kívüli gépjárműmozgást, mely egyébként is szigorú kontroll alatt tartandó. Az ilyen jellegű szabadidős tevékenységek csak korlátozott kiterjedésű és kijelölt területeket érinthetnek, a természeti és környezeti szempontból érzékeny tájak, kiemelt táji értékekkel (természeti és kulturális) rendelkező területeken nem végezhetők.
- A fejlesztések megvalósítása során nem támogatható az igényekhez igazodó közösségi közlekedési eszközökkel nem látogatható új létesítmények, rendezvények megvalósítása.

A fejlesztések nem darabolhatnak fel egységes ökológiai rendszereket és kultúrtájakat, társadalmi csoportok településterületét (pl. nemzetiségek).

A fejlesztések megvalósítása nem eredményezheti ugrásszerű, és a helyi lakónépességet sokszorosán meghaladó üdülönépesség megjelenését a természeti és környezeti szempontból érzékeny tájakon, kiemelt táji értékekkel (természeti és kulturális) rendelkező területeken.

A fejlesztések (kivéve a kombinált közlekedésre irányuló fejlesztések) megvalósítása nem növelheti többszörösére a lakott területeken, természeti és környezeti szempontból érzékeny tájakon, kiemelt táji értékekkel (természeti és kulturális) rendelkező térségekben a koncentrált parkolási igényeket.

A biomassza, mint megújuló energiaforrás használata csak kisléptékű autonóm energiagazdálkodási rendszerekben támogatható. Ez az energiaforrás csak akkor tekinthető megújulónak, ha felhasználása a népességhez közel történik, átlátható, és nyomon követhető az újratermelése és a felelősség teljes fenntartható használata.

Az országon áthaladó tranzit áruszállítás szervezésére irányuló fejlesztésben prioritást kell, hogy élvezzen a vízi, a vasúti és a kombinált közlekedési formák használata.”

Összegezve ennek a legaktuálisabb országos területfejlesztési, földhasználati koncepciónak a számunkra legfontosabb üzenetét, azt mondhatjuk, hogy

a természetvédelem tekintetében:

- a vizes élőhelyek,
- az ökológiai hálózatok,
- a települési beépítések és az agglomerálódás elleni lépések

élveznek fejlesztési prioritást, ill. védelmet, a turizmussal és rekreációval kapcsolatban pedig:

- a megközelíthetőség, a közösségi közlekedési elérhetőség javítása és
- a termálturisztika kiemelt szerepe említendő.

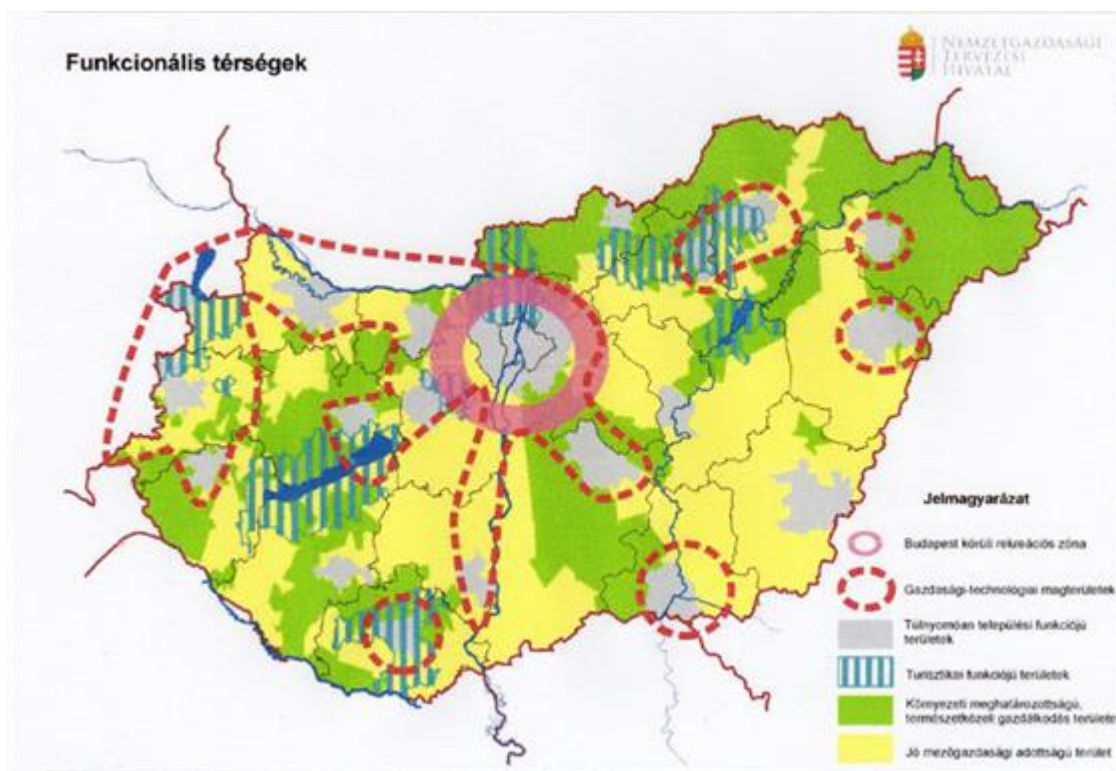
Az egész OFTK koncepció feltűnően gyakran hivatkozik a tájvédelemre, a tájkép, a kultúrtájak és a tájkarakter megőrzésének fontosságára.

A természetvédelmi és a rekreációs térségek fejlesztése számára fenntartott térségek területi elrendeződését az ún. Funkcionális térségek című ábrával illusztrálták (7.3. ábra). A térkép szerint a 2030-ig tartó tervezési időszakban a gazdasági-technológiai fejlesztési előnyt élvező Budapest-Győr tengely – furcsa módon – Burgenlandon keresztül(!) összekapcsolódik a Sopron-Szentgotthárd/Zalaegerszeg tengellyel. Ebbe ékelődik be a Sopron-Kőszegi turisztikai funkcionális folt, amely komoly tájfejlesztési érdekűtöközést generálhat. Azt is nehéz megmagyarázni, hogy Sárvár mivel érdemelte ki az önálló turisztikai funkciójú területkénti

szerepeltetését, miközben a Debrecen-Hajdúszoboszló-Hortobágy háromszög, vagy Tokaj-Hegyalja esetében nem látunk ilyen minősítést. (Ráadásul a Hortobágy „jó mezőgazdasági adottságú terület” besorolást kapott!)

Ugyancsak funkcionális ütközést mutat a Balaton-térség keleti része, amely Tihanytól keletre már az innen Budapestig terjedő gazdasági-technológiai magterülettel mutat átfedést. A fővárostól délre, a Duna-mentén merész módon egészen Bajáig meghosszabbodik a következő gazdasági-technológiai magterület. A Tisza-menti ökológiai folyosó besorolása a környezeti meghatározottságú területek közé elfogadható. A Tisza tavi turisztikai terület körvonalai viszont alig egyeznek az előbbi, kultúrtájakat bemutató térképen látott területfolttal.

7.3. ábra - A természetvédelmi és a rekreációs térségek fejlesztése számára fenntartott térségek – funkcionális térségek – elhelyezkedése.



7.3. ábra A természetvédelmi és a rekreációs térségek fejlesztése számára fenntartott térségek – funkcionális térségek – elhelyezkedése. Nemzeti Fejlesztés 2020, OFTK koncepció (Nemzetgazdasági Minisztérium, Nemzetgazdasági Tervezési Hivatal, 2012)

2. A természetvédelmi területek tervezésének földrajzi vetületei

A természetvédelmi célú tájrehabilitáció esetében törekszünk a természetes, vagy természetközeli állapot helyreállítására. Ez az általános célkitűzés persze nem szó szerint értendő, nyilvánvalóan nem jöhet szóba pl. a vizes élőhelyek folyószabályozások előtti állapotának rehabilitálása, még kevésbé az elbányászott hegyek „visszaépítése”.

A rehabilitációs tervezés ajánlott sorrendje a legnehezebbtől haladjon a legkönnyebben megoldható beavatkozás felé; tehát pl. indokolt a tájsebek > földtani értékek > erdők > füves térségek > vizes élőhelyek logikai sorrend megtartása.

A tervezett és a meglévő természetvédelmi területekről a 3/2008. (II.5.) KvVM rendeletben meghatározott módon természetvédelmi kezelési tervet kell készíteni. Elkészítése tehát a védetté nyilvánító jogszabály kötelező tartalmi eleme.

A tervezés általános szabályai szerint a tervezés állapotfelméréssel kezdődik, amely magában foglalja:

- az érintett terület természeti értékeinek, azok helyzetének felmérését,
- a természeti értékeket jelentősen befolyásoló, veszélyeztető, károsító tevékenységek bemutatását,
- a tervezett tevékenységek megvalósítás nyomán a várható változásokat,
- valamint a természeti értékek megóvására, esetleges elkerülhetetlen károsodásuk csökkentésére vonatkozó intézkedéseket.

A 3/2008 rendelet szerint az alábbi szerkezetben és tartalommal kell elkészíteni:

Természetvédelmi célkitűzések megfogalmazása

A tervezési területen kívánatos és elérendő célállapotot, illetve az elérendő természetvédelmi célok megfogalmazását tartalmazza tömören, közérthetően, pontokba szedve.

A természetvédelmi kezelési terv kötelezően előírt felülvizsgálati időszakán (tíz éven) belül megvalósítandó természetvédelmi célkitűzések esetén meg kell jelölni az adott célkitűzés elérésének tervezett idejét.

Természetvédelmi stratégiák ismertetése

A meghatározott természetvédelmi célkitűzések, illetve célállapot elérése érdekében követendő természetvédelmi kezelési irányelveket, illetve a célállapot elérése eszközeinek általános jellegű meghatározását tartalmazza tömören, közérthetően, pontokba szedve.

Természetvédelmi kezelési módok, korlátozások és tilalmak ismertetése

A fejezet természetvédelmi kezelési módok, korlátozások és tilalmak részletes, normatív

jellegű meghatározását tartalmazza.

A természetvédelmi területek tervezése ma már nem nélkülözheti a zónarendszerek kialakítását, azaz a magterület, a puffer- és az átmeneti övezet létrehozását, tervezését.

Magterület: elsődleges a megőrzési és kutatási funkció, emberi tevékenység, belépés kivételes esetben megengedhető.

Védőövezet (puffer zóna): a magterületeket veszi körül, feladata ezek védelme, korlátozottan és szabályozott mértékben folyhat rajtuk természetvédelmi célokkal nem ellentétes emberi

tevékenység. Folytathatók tudományos kísérletek a természetes vegetáció kezelésére, károsodott területek helyreállítására, fontos az oktatás és az ökoturizmus elősegítése.

Átmeneti övezet: a természeti erőforrások fenntartható használatának bemutató területei, rajtuk mezőgazdasági és egyéb emberi tevékenység is folyhat a helyi közösségek, a természetvédelmi szervezetek, kutatók, civil szervezetek és magánszemélyek együttműködésével.

A természetvédelmi területek kezelési leírásában nyilvánvalóan vannak olyan geográfiai részek, amelyek számunkra feladatot adnak, amelyek szakirodalmi hozzáférhetőségével a természeti földrajz részesévé válik a természetvédelmi területek tervezésének. Ma a geográfia szerepe jobbra kimerül a kistájataszterből idézett mondatokkal. Legfőbb ideje, hogy változtassunk szakterületünk ezen a feltűnően szerény pozícióján.

A földrajzi nézőpontot leginkább minden védett terület kezelési tervében, vagy védendőnek nyilvánítandó terület leírásában a természetes táji, biogeográfiai egységekhez történő igazodás képviseli. A tájökológiai területi hierarchiában az ökotópoktól a nanochorokon át a kistájakig terjed az a területi skála, amely szóba jöhet, mint egy-egy védett terület természetes területi kerete. Nem kell magyarázni, hogy a védett terület működését, ill. tervezését, kezelését, működtetését nagyban megkönnyíti, ha a védett terület határa igazodik a természetes vízgyűjtőkhöz, geológiai, domborzati, biogeográfiai egységekhez, egyszerűen a táji keretekhez. A hazai kistájak kiterjedése tág határok között mozog, a legkisebbek 20-25, a nagyok 1000 km²-t is elérik. Nemzeti Parkjaink átlagos kiterjedése 50, a Tájvédelmi Körzeteké (TK) 5-10, a Természetvédelmi Területeké (TT) 0,2 km². Elvileg tehát a kistájak közül néhány beférhet egy-egy nemzeti parkba, de a TK ill. TT esetében inkább kistáj részletek, ökotóp-csoportok (nanochorok) és ökotópok képezik a védett területet. Viszonylag ritka tehát, hogy a védett terület nagyobb természetes táji egységet jelent.

A nemzeti parkok határa néhány esetben valóban lefed kistájakat, pl. a Bükk-fennsík, az aggteleki Alsó-hegy, vagy a Felső-Örség teljes egészében részét képezi valamely nemzeti parknak. Viszont van példa arra is, hogy a nemzeti park területe kifejezetten mozaikos elrendezésű – legjobban erre a Kiskunsági Nemzeti Parkot említeni. A legnagyobb tájvédelmi körzetek – pl. a Zempléni, Kelet-Mecseki, vagy a Vértesi – a megfelelő kistáj magterületét foglalja el, de a védett terület határa kikerüli a hegységperemi településeket. A természetvédelmi területeket többnyire a sűrűn lakott, infrastrukturálisan tagolt területeken jelölik ki, sok esetben a helyrajzi szám kijelölte vonalnál véget ér a terület védettsége is.

A helyrajzi egységek kusza elrendeződése számos esetben okoz komoly természetvédelmi, kezelési gondot. Sokszor volna szükség a védelem érdekében történő határozott fellépésre a közvetlenül határos övezetben, nem véletlen, hogy az utóbbi években a nemzeti parkok egyik fő törekvése volt a pufferövezet szélesítése, az ökológiai ütköző zóna megerősítése. A kisméretű természetvédelmi foltok esetében ez a területbővítés sokszor ütközik komoly ellenérdekeltségbe, ami miatt a védett terület működésének javítása, fenntartása csak részlegesen valósítható meg. A Natura 2000 területek kijelölése jelentősen csökkentette a többi védett terület potenciális veszélyeztetettségét.

A tervezés számára fontos kiindulópont a minimálisan kialakítandó területnagyság (minimal area) kérdése. Ha hosszútávon fenntartható védett területeket akarunk létrehozni, akkor az élőközösség számára kellő területnagyságot kell biztosítani. Sajnos e tekintetben ismereteink még korlátozottak, csak meglehetősen bizonytalan becsléseink vannak az egyes élőközösségek által igényelt minimális területnagyságot illetően. Figyelmeztető tény, hogy az 1939-1944 között létrehozott 10 hektárnál kisebb védett területek közül szinte egy sem bizonyult életképesnek. Ma talán annyi leszögezhető, hogy a védett területek minimális nagyságát legalább 20-30 hektárosnak kell tervezni. Ennél valamivel kisebbre tervezhetőek az állandóan vizes élőhelyek, mocsarak, lápok. A bolygatottság szintje, a közvetlen környék minősége lényegesen befolyásolja a védett terület stabilitását. Közismert, hogy a tájmetria számos jó alaki indikátort kísérletezett ki, pl. a terület/kerület hányadost, amely számottevően befolyásolja a védett terület ökológiai stabilitását.

A védett területek megfelelő vízellátása, az egyik leggyakoribb tervezési feladat. A szükséges mennyiségű és minőségű víz kellő időben történő eljuttatása a védett területre komoly érdeksérelmek forrása lehet. A vízjogi, vízhasználati prioritások sorában a természetvédelmi érdek gyakran sérül. A kibontakozó globális felmelegedés miatt hazánkban a vízigényes élőhelyek hosszútávú fenntartása különösen kockázatos, nehezen tervezhető vállalkozás. Sok esetben a víz mennyiségének biztosítása is kérdéses, nem szólva a minőségről. A vízminőség kérdése széleskörű publicitást kapott, amikor az utóbbi években ismételt felvetődött a Velencei-tó, vagy a Balaton vízpótlása. Csak kemény szakmai érvekkel sikerült megakadályozni, hogy pl. a Rába vizével segítsék ki az említett tavak üdülési potenciálját, amelynek élővilága, ionösszetétele, kémhatása meglehetősen eltér a tavakétól. Kisebb vizes élőhelyek – pl. a Bátorligeti láp – esetében egy-egy ilyen idegen vízzel történő pótlás végzetes következményekkel járhat. A jó ökológiai állapotban lévő élőhelyeknek mindazonáltal van egy bizonyos öngyógyító képessége, ami vonatkozik a vízutánpótlásra is. A jól működő természetvédelmi foltok regenerálódó képessége hozzájárult sok értékes faj megmentéséhez. Az időleges vízhiány, vagy vízminőség, pl. szennyezett víz bejutása jelentős károkat okozhat, de ha megszűnik a káros hatás az élőhely fajainak jó része pótlódik, vagy pótolható. A mesterséges fajpótlásnak, akár egy értékes, de leromlott társulás helyreállításának ma már számos jó példája idézhető.

A védett természeti élőhelyek működőképességének fenntartását nem csak a természetes táji keretek megnyirbálása csökkentheti. A nedvesség és vízutánpótlás mellett a beépítés, az infrastrukturális elemek hálózata pl. a mikroklimatikus helyzet módosításával komoly mértékben károsíthatja a védett értékeket. A levegőmozgás biztosítása jóval elhanyagoltabb szempont a természetvédelmi tervezésben, mint a hidrológiai. A levegő szennyezettsége általában lassabban ható tényező, mint a vízé, a légkörfizikai körülmények közül pedig csak a fagyzugok kialakulása hozhat gyorsan végzetes helyzetbe egy élőhelyet. A páratartalom, a szélerősség hátrányos megváltozását tetten érni több éves mérések alapján lehet. Még talán a besugárzási viszonyok leárnýékoltsáá miatt bekövetkező megváltozását könnyebb azonosítani a fénykedvelő fajok megritkulásával, eltűnésével.

A látogatható természetvédelmi helyek tervezésének néhány geográfiai aspektusa

Az előbbi fejezetben érintett tervezési szempontok érvényesítése elsősorban a leginkább védendő bioszféra magterületekre, a „szentély” jellegű helyszínekre vonatkoznak. Ahol a védett terület szabadon, vagy korlátozásokkal, de látogatható státuszba kerül, ott a turisták, vagy a szakmai közönség mozgása számára össze kell hangolni a természetvédelem és az idegenforgalom érdekeit. Ez a cél komoly tervezési konzekvenciákkal jár.

A látogatható védett természeti területek tervezése számára a legfontosabb feladat a vendégek mozgását biztosító infrastruktúra biztosítása. A természeti oltalom alatt álló objektumok megtekintését a természetvédő szakmai szervezetek korlátozni igyekeznek – ami lehet időbeli; tiltott időszakok közbeiktatása, vagy adott időszakban a látogatószámot limitáló előírás. A legelterjedtebb korlátozás a tavaszi madárköltési időszak nyugalmanak biztosítása. Ennek Magyarországon évszázados hagyománya van; a vadászat és a madarászat tilalmi időszakait már 1729-ben, a halászat tiltott idejét 1883-ban szabályozták. Jelenleg a hazai védett területeink kb. 20%-án van érvényben ilyen korlátozás.

Az érdeklődők folyamatos, tömeges megjelenését a védett élőhelyek nagy része nem képes károsodás nélkül elviselni. A tájképi vonzerőhöz viszonylag sok ember hozzáférhet egyszerre, bár jellemző, hogy a látogatók többsége konkrétan egy-egy kilátópont, egy-egy kis területű helyszín felkereséséhez ragaszkodik. Ezek a „legjobb foto-pontok” igen nagy terhelésnek vannak kitéve, ahol az élővilág gyakran elszegényedik, degradálódik. Vannak népszerű természeti események, pl. a tiszavirágzás, a szarvasbögés, a daruvonulás, ill. néhány növényfaj virágzása; pl. hóvirág, medvehagyma, nárcisz, sóvirág stb. amikor szintén ugrásszerűen megnő egy-egy védett helyszín látogatottsága. Ekkor a taposás, a növénygyűjtés, az állatok pihenőhelyeinek zavarása okozhat komoly természetvédelmi kárt. A hirtelen megnövekvő érdeklődésre nincs kiépítve kellő infrastrukturális kapacitás – pl. parkolóhelyek, gyalogösvények, szeméthyűjtők, toalettak –, ami a célhelyszínek közvetlen környékén jelentős környezetterhelést okoz. A védett területeken ellenőrizetlenül szétáramló látogatók mozgásának irányítására hasznos, eredményes módja a tanösvények kijelölése (7.4. ábra). Az első ilyen ismeretterjesztő túraútvonal 1983-ban készült el, Aggteleken. Azóta kb. 150 tanösvényt építettek ki védett és nem védett területeinken, amelyek összhossza több száz km. A féltettebb, érzékenyebb helyszíneken megoldott vagy megoldható az élőhely, a faj egyedeinek fizikai védelme. E tekintetben a vizes élőhelyek élővilága nagyobb biztonságban van az óvatlan, vagy felelőtlen látogatóktól. Az élővilág tanulmányozására, megfigyelésére kiépített infrastruktúra helyhez, tájhoz illesztett építészeti megoldása általában kielégítő, általános a faanyag használata – ismertető táblák, palló utak, dongautak, állatmegfigyelő kunyhók (leshelyek), őrhelyek ebből készülnek.

7.4. ábra - Tátorján tanösvény (Balatonkenese)



7.4. ábra Tátorján tanösvény (Balatonkenese)

Szerencsére a szezonális és az időjárás miatt ingadozik a látogatók száma is, másrészt a látnivaló minősége sem azonos egész évben (pl. ritka fajok virágzásakor megnő az érdeklődők száma). Kivétel ez alól a barlangok látogathatósága, ami egyenletesen nagy lehet az év minden szakában. Az élmény minőségét a jelenlévők száma jelentős mértékben befolyásolja, a nagy forgalmú természetvédelmi bemutatóhelyeken gondoskodni kell a látnivalóhoz történő hozzáférés ütemezéséről, a környezetterhelés elosztásáról. Ez úgy oldható meg, ha a helyszínen, vagy annak közvetlen közelében biztosítunk a várakozás idejére alternatív időtöltést, olyan programot, ami helyben marasztalja a látogatókat, segíti az „üresjárat” kitöltését.

Általános tapasztalat, hogy a látogatók egyre igényesebbek, és egyre kevésbé tűrik a várakozást. Különösen a gyerekek értelmes lekötésére kell felkészülni minden látogatóközpontnak. Ez a jogos igény szintén helyet követel, ami növeli a természetvédelmi terület, vagy peremzónájának igénybevételét. Ma már természetes, hogy a jelentős természetvédelmi bemutatóhelyek bejáratai, látogatóközpontjai jól felszerelt épületkomplexumok, amelyek képesek befogadni, ill. lekötni 50-100-200 látogatót akkor is, ha pl. az időjárás miatt épp nem lehet végig menni a tanösvényen, vagy szünetelnek a szabadtéri programok. Ma már a tanösvények többségénél esőbeállók is vannak, de meg kell oldani a szemégyűjtést, az ivóvízhez jutást, sőt pl. a kerékpártárolást, hiszen a gyalogosan bejárható tanösvények mellett erős igény van a kerékpárral vagy lovagolva(!) végig nézhető tanösvényekre is.

A védett területek tervezése fokozatosan eltolódik az egyre nagyobb tájegységek védelme felé. Az évtizedekkel ezelőtti védett fajokra összpontosító szemléletet mára már felváltotta az élőhelyvédelmi szemlélet, s a jövő egyértelműen a tájszintű természetvédelemé. Nem fölösleges tehát a tervezés során a tájkép, a tájjelleg, a tájtípus fogalmak értelmezése, konkretizálása és érvényesítése. Ehhez tisztában kell lenni a fenti fogalmak tudományos jelentésével.

Tájkép: adott pontból látóhatárig (előtér-középtér-háttér) terjedő látvány.

Tájjelleg: természetvédelmi megközelítése általában a domborzati tájtípus alapján történik;

kiemelkedés (hegy, domb), mélyedés (völgy, medence), egyéb (síkság, part, sziget, félsziget) stb.

A Hortobágy tájjellege pl. így összegezzhető: tökéletesen sík szikes puszták, délibáb, elszórt gémeskutak, fehérre meszelt nádfedeles parasztházak, ménesek, gulyák, birkanyájak, madárvonulások.

Tájtípusok; pl. erdős pusztai táj, homokpusztai táj, ártéri táj, dombvidéki kultúrtáj, hegyvidéki erdős táj, stb.

A természetvédelmi területek tervezése ma még alapvetően ökológiai alapokon álló mérnöki munka. Elismerten, de nem megkerülhetetlenül szerepet kap ebben a geográfia is. A földrajztudomány számára azonban reményt keltő, hogy a természetvédelem egyre inkább nagy tájegységekben, egész tájakban gondolkodik. Nyilvánvalóvá vált ugyanis, hogy a természetvédelmi területek fenntarthatósága annál könnyebb, minél inkább öko-geográfiai egységet képező, működő tájakat alkotnak.

3. Természeti, táji értékek minősítése

A környezet- és tájtervezés folyamata során kiemelt figyelmet kell fordítani a *természeti és táji értékekre*, amelyek megkülönböztetett kezelést érdemelnek. Ezt azért kell kiemelten hangsúlyozni, mert bár a természet- és tájvédelem, valamint a tájtervezés témaköre számos kiváló irodalomra támaszkodhat, többek között kiváló tankönyvek (pl. Rakonczay Z. 1995, Csemez A. 2006, Kerényi A. 2007) is rendelkezésre állnak, mégis úgy tűnik, az elemzésekben, kézikönyvekben nem jelenik meg elég hangsúlyosan az a megközelítés, miszerint itt alapvetően *értékvédelemről* van szó. A természeti értékek közül a geográfus számára legfontosabbak az élettelen természet értékei, a földtudományi értékek, amelyek védelmének fontossága sokáig háttérbe szorult az élővilág értékei mögött (jól jellemzi ezt a felfogást pl. a Természetvédelmi Világszövetség, az IUCN egyértelmű kinyilatkoztatása, ami szerint az alapvető természetvédelmi cél a biológiai sokféleség megőrzése). Szerencsére napjainkban a *földtudományi értékek védelme* – angolul: *geoheritage conservation* – egyre nagyobb szerepet kap a természetvédelmi hatóságok és szervezetek gyakorlati intézkedései során. A földtudományi értékek azonban nem csak *általában* léteznek, hanem mindig egy *adott földfelszíni ponthoz* kapcsolódnak. Az ilyen, környezetétől elkülöníthető, földtudományi értéket képviselő – jobb híján nevezzük így –, „objektumokra” vezették be angol nyelven a „*geosite*” fogalmat. Ez a – magyar nyelvre egyelőre még igazán találó szóval át nem ültetett, bár egyre inkább terjedően (szakmailag helytelenül) *geotópnak* nevezett – kifejezés leegyszerűsítve olyan előfordulási helyet jelent, ahol a földtudományi természetvédelem szempontjából nézve valamilyen „érték” található. (Fontos megjegyezni, hogy a „földfelszíni pont” nyilván nem geometriai értelemben vett

pontszerűséget jelent, azok ugyanis méretüket, kiterjedésüket illetően roppant változatosak lehetnek, sőt akár „földfelszín alattiak” is lehetnek, mint pl. a barlangok).

A cél tehát ezen földtudományi természeti és táji értékek minősítése, azonban többnyire csak jelzők, leírások formájában jelenik meg, holott nagy szükség lenne ezen értékek „kvantitatív” megközelítésű, tehát számszerűsített meghatározására is. Leginkább talán a természeti és táji értékek kezelőinek maguknak volna szükségük egy- vagy többféle megbízható, számszerű értékelésre, pl. természetvédelmi szempontból nézve ez megkönnyítene bármiféle fejlesztést, kezelést, de akár – károkozás esetén – büntetéskiszabást is, vagy pl. turisztikai szempontból nézve elősegítené a fejlesztést, tervezést, irányítást, a meglátogatandó célobjektumok (ún. desztinációk) kijelölését.

Számos, a földrajztudomány érdeklődési körébe is tartozó témakörben voltak már kísérletek mindenféle „értékek” számszerűsítésére. Magyarországon is születtek ilyen módszerek, főleg értékrend szerinti minősítések. Nyilvánvaló azonban, hogy bármiféle módszer alkalmazása előtt tisztáznunk kell, mit is tekintünk „értéknek”. Ha felütjük a szótárakat, elég sokféle jelentést találunk az érték fogalmával kapcsolatban. A *magyar nyelv értelmező szótára* szerint az *érték* szónak három alapvető jelentése van (melyhez természetesen további jelentésárnyalatok tartoznak), közülük a témánk szempontjából jelentős értelmezéseket az alábbiak:

- „valaminek a megbecsült volta”, amely lehet egy anyagban, tárgyban, eszközben az a jelleg, tulajdonság, hogy az egyén vagy a társadalom részéről megbecsülésben részesül (pl. 'élvezeti érték' vagy 'használati érték');

- egy személyben, közösségben, emberi cselekvésben, alkotásban a társadalmi élet és a kultúra szempontjából becses, és ezért az egyéntől és közösségtől nagyra tartott tulajdonság (pl. 'emberi', 'erkölcsi', 'költői', 'lelki', 'művészi', 'szellemi érték', 'egy mű felbecsülhetetlen értéke' stb.); ill. valamely cselekvésnek, eljárásnak haszonnal, eredménnyel járó volta (pl. 'valaminek nagy a gyakorlati értéke');

- 'valaminek valamilyen mértékkel kifejezhető jelentése, ill. jelentősége' (pl. a 'pénz értéke' annak a viszonyoknak a kifejezése, hogy a pénz milyen árumennyiségre cserélhető be; az 'áru értéke' valamely árunak pénzben kifejezett becse); vagy pl. jövedelemnek, bevételnek pénzben kifejezhető nagysága, összege (pl. az évi forgalom értéke)."

A további jelentésárnyalatok közül fontos még valamely anyagnak, energiának, folyamatnak bizonyos mértékegységgel kifejezett nagysága (pl. a hőmennyiségnek kalóriában kifejezett értéke).

Erősen leegyszerűsítve tehát az *érték lehet*

- *elvont elméleti kategória*: a társadalmi élet és a kultúra szempontjából bizonyos tulajdonságai következtében az egyéntől és közösségtől nagyra tartott tulajdonság; ill. olyan tárgy vagy fogalom, aminek az átlagosnál nagyobb becsé van;

- és lehet „*közgazdasági*” *kategória*: valaminek valamely mértékkel kifejezhető jelentése (mint ahogy egy áru értéke pénzben kifejezhető).

A fenti értelemben tehát *természeti, ill. táji értékeknek a természet, valamint a táj azon elemei és egységei tekinthetők, amelyeket az emberiség, vagy emberek egy csoportja valamely tulajdonságaik alapján a többinél többre, nagyobbra értékkel, értékesebbnek tart.*

A táji értékek pontos megfogalmazását nehezíti a tájfogalom fentebb említett definitív meghatározatlansága; a gyakorlati szempontból meghatározó természetvédelmi törvény pl. csak az ún. *egyedi tájértékekre* ad meghatározást. A 6. § szerint „egyedi tájértéknek minősül az adott tájra jellemző természeti érték, képződmény és az emberi tevékenységgel létrehozott tájalkotó elem, amelynek természeti, történelmi, kultúrtörténeti, tudományos vagy esztétikai szempontból a társadalom számára jelentősége van”. E meghatározás többé-kevésbé világos, de az a baj, hogy szerepel benne egy másik értelmezendő fogalom, a „természeti érték”, amelynek meghatározása viszont ugyanezen törvény 4. (alapfogalmakat meghatározó) §-a szerint kissé nehezen érthető: „a természeti erőforrás, az élővilág és a fennmaradásához szükséges élettelen környezete, valamint más – e törvényben meghatározott – természeti erőforrásnak nem minősülő környezeti elem, beleértve a védett természeti értéket is”. Nemigen jutunk ki a fogalmi zsákutcából, ha ez utóbbi meghatározásban szereplő fogalmakat is értelmezzük az egy évvel korábbi, 1995. évi környezetvédelmi törvény 4. (szintén alapfogalmakat meghatározó) §-a alapján, ami szerint természeti erőforrás: „a – mesterséges környezet kivételével – társadalmi szükségletek kielégítésére felhasználható környezeti elemek vagy azok egyes összetevői”; környezet: „a környezeti elemek, azok rendszerei, folyamatai, szerkezete”; környezeti elem: „a föld, a levegő, a víz, az élővilág, valamint az ember által létrehozott épített (mesterséges) környezet, továbbá ezek összetevői”.

Kétségtelen, hogy ha a nyelvezet problémáitól el is tekintünk, és csak a tartalmi részt vizsgáljuk, akkor is nehéz a kereszthivatkozásoknak eme erdején át a táji érték fogalmához eljutni. A törvények fogalommagyarázatai egyébként is igen tautologikusak – azaz a fogalmat önmagával magyarázó (pl. a négy lábú asztal olyan asztal, aminek négy lába van) –, vagy egyfajta zárt körben mozognak, így elég nehéz elérni, hogy fogalmak logikusan egymásra épüljenek, és még kevésbé azt, hogy egyes fogalmakon mindenki ugyanazt értse.

Az egyedi tájértékek tulajdonképpen tereptárgyak, vagy azok csoportjai, amelyek lehetnek akár természetes, akár mesterséges eredetűek. A *táji értékek fogalma azonban összességében nyilvánvalóan jóval tágabb, mint az egyedi tájértékeké*, hiszen benne vannak az „élő” természeti (növényzeti, állattani), az „élettelen” természeti (földtani, talajtani, felszínalaktani és víztani) és az ember által létrehozott környezet értékei egyaránt, utóbbihoz sorolva az épített környezet értékeit, többek között a kultúr- és ipartörténeti értékeket is. Táji értékek tehát lehetnek akár természetes, akár mesterséges eredetű tereptárgyak, ill. azok csoportjai, együttese, valamint az általuk alkotott „tájkép”, beleértve ember és táj együttélésének harmóniáját.

Akár természeti, akár természetközeli, akár kultúrtájat vizsgálunk, biztosan találunk olyan elemeket a tájban, amelyeket valamiért többnek, jobbnak, fontosabbnak vélünk, a szó hétköznapi értelmében értéknek tartunk. Nehézséget jelent azonban, hogy míg az élő természetet reprezentáló értékek jelentős részben precízen meghatározottak – akár számszerűsítve is; az ökológia pl. régóta alkalmaz több ilyen értékelési kategóriát, és bár más megközelítésű, de ide sorolható egy növény- vagy állatfaj eszmei értéke is –, addig a földtudományi értékek terén nem ilyen egyértelmű a helyzet, ott még gyerekcipőben járunk.

4. Kísérletek természeti, táji értékek minősítésére

Hogy melyik „objektum” értékes, annak kijelölése persze *önmagában is szubjektív*. Még nehezebb annak meghatározása, *mekkor* ez az érték, mi a *nagyobb érték*, és legalább ilyen fontos, hogy *milyen szinten* (pl. kistérségi, országos vagy éppen nemzetközi szinten) érték valami stb. Kiss G. még 1996-ban rámutatott, annak eldöntésére, hogy az élettelen természeti képződmények közül melyek tekinthetők megőrzésre érdemesnek, még viszonylag kevés a speciális vizsgálat volt a földtudományok részéről mind nemzetközi, mind hazai vonatkozásban. Bár azóta több kutató (Panizza, M. 2001, Reynard, E. 2009) részéről voltak részeredményeket felmutató, ígéretes kísérletek, mégis valójában máig sincs egy általánosan elfogadott és alkalmazott módszer a legértékesebb képződmények egzakt alapon történő kijelölésére.

Pedig kézenfekvőnek tűnik, hogy *a táj adottságait valamilyen módon számszerűsítsük*, azaz konkrét, összehasonlítható, rangsorolást is lehetővé tevő számokkal, számjegyekkel fejezzük ki. Az ilyen típusú értékelés lehet *abszolút* (tehát pénzben kifejezhető értéken alapuló) vagy *relatív* (tehát egymáshoz viszonyított rangsort felállító, csak egymáshoz viszonyított fontosságot megadó). A táji, természeti értékek jelentős része materiálisan sokszor szinte megfoghatatlan, az abszolút érték szinte meghatározhatatlan, ill. ha valamit mégis meghatározunk, akkor az inkább csak *eszmei értéknek* tekinthető, ám a természeti képződmények ezen eszmei értékének meghatározása közgazdaságilag nem elég meggyőző. ami a természet- és tájvédelem érdekérvényesítését gyakran hátráltatja (Csorba P. 2003). Mindezek alapján célszerűbb a relatív értékelés, melynek egyik leghagyományosabb módja pontszámok használata (Kiss G. – Horváth G. 2002). Az ilyen értékrend szerinti relatív pontszámok értékelések főbb elvei:

- bizonyos tulajdonságokhoz, ill. azok valamilyen fokának meglétéhez egy-egy meghatározott pontszám rendelhető;
- bizonyos kiegészítő feltételek megléte egy-egy pontszámmal „jutalmazható”;
- ezekhez egyéb másodlagos tényezőket is figyelembe véve a pontszámot csökkentő vagy növelő negatív és pozitív „korrekciós tényezők” társíthatók;
- és végül a tulajdonságok fontossága, jelentősége alapján a pontszámok „súlyozhatók”.

A pontskála lehet alul zárt, felül nyitott, vagy alul-felül zárt (pl. 0-10 vagy 0-100 közötti); többnyire inkább az utóbbit szokták használni, mert nagy előnye, hogy az egymáshoz viszonyítást és a csoportképzést egyaránt erősen megkönnyíti. Az alappontszámokból könnyen képezhetők összetett pontszámok is, azaz az alappontszámokkal további matematikai műveletek is végezhetők a „végleges” pontszám kialakításához.

A relatív értékelések számos hazai példáján – Hevesi A. 1981, Góczán L. et al. 1984, Mezősi G. 1985, 1991, Gáldi L. 1986, Kertész Á. 1988, Ángyán J. 1997, Kozák M. et al. 1998, Kiss G. 1999, Lóczy D. 2002, Szilassi P. 2003, Szabó J. – Sütő L. 2005 stb. – túl a közelmúltban, különösen a kilencvenes évek kezdete óta mind

külhönban, mind Magyarországon számos tanulmány – pl. Chichilnisky, G. 1995, Costanza, R. et al. 1997, Kerekes S. – Szilávik J. 2001, Marjainé Szerényi Zs. 2001, Dömsödi J. 2010 – foglalkozott az értékek monetáris, azaz pénzben meghatározható kifejezésével is. Ezt a nagyon nehéz feladatot sokan és sokféleképpen közelítik meg. Marjainé Szerényi Zs. szerint „A környezeti javak értékelésére számos módszert javasol a közgazdasági irodalom, melyek segítségével *többféle elv szerint juthatunk el egyfajta pénzbeli értékhez*” (p. 117), természetesen a szubjektivitás széles skáláján. A kérdésben legautentikusabb közgazdasági iskolák, közgazdászcsoporthok és kutatók a *természeti tőke meghatározása* során alapvetően a *természeti erőforrásoknak*, ill. *környezeti vagyonnak* a készletét próbálják felbecsülni, konkrétan azokat az erőforrásokat, amelyek most és a jövőben az emberiségnek értékes javakat tudnak nyújtani. A bioszféra elemeinek, közgazdasági értelemben szolgáltatásainak gazdasági értékét az ökológiai közgazdaságtan *externáliákként* értelmezi, és ennek alapján próbálja meghatározni. Példaként az 7.1. táblázatban láthatók – geográfus számára kissé furcsa nyelvezettel – a természeti tőke fajtái a téma nemzetközi irodalmán alapuló áttekintés nyomán.

7.1. táblázat. A természeti tőke elemei (Boros T.-né)

Közeg	Az ökoszisztéma működésének jellemzői
Levegő	légtörri tulajdonságok és klimatológiai folyamatok (pl. levegőminőség, csapadék, hőmérséklet, szél)
Víz	hidrológiai folyamatok és tulajdonságok (pl. édesvíz- és talajvízkészletek, folyóvízterhelés, vízminőség)
Föld	- a felszíni rétegben végbemenő geológiai folyamatok (pl. tektonika, ércképződés), - geomorfológiai tulajdonságok és folyamatok (erősítés, mállás, sugárzásviszszaverő képesség), - talajfolyamatok és -tulajdonságok (textúra, termőképesség, biológiai aktivitás)
Élőhely	- a vegetáció jellemzői (szerkezet, biomassza, légzés, párolgás), - az állat- és növényvilág (fajgazdaság, dinamika, táplálkozási érték), - életközösségi tulajdonságok (tápláléklánc-kölcsönhatások, felbomlás), - konzerváló érték/integrálódás (sértetlenség, egyedüli előfordulás)

Látható, hogy az általunk tárgyalt természeti és táji értékek tulajdonképpen nem, illetve csak nagyon áttételesen jelennek meg, leszámítva talán a táblázat utolsó sorát. Constanza, R. et al. (1997) pl. a természeti tőke szolgáltatásai között említi a talajt és bizonyos geomorfológiai vonatkozásokat (eróziószabályozás, üledékvisszatartás), valamint az élőhely-menedékhelyeket, de egészében a természet és a táj nem jelenik meg tőkeként. Ez a helyzet általánosságban is jellemző a természeti tőkét közgazdasági szemmel megközelítő írásokra. A földrajzi szakirodalomban is jelentek meg a természeti tőkével foglalkozó írások, pl. Burjanné Botos B. (2003) tollából. Ő idézi azokat a véleményeket is, amelyek szerint a *természeti vagyon monetáris értékelése opportunistá dolog*, ugyanis a piaci értékek nem feltétlenül tükrözik egy adott természeti forrás épségének tényleges fontosságát és hasznát, a természeti értékek esetleges piaci értéke nem tükrözi vissza azok valódi értékét, és az, hogy nem adunk piaci árat az externáliáknak, a természeti források alulértékelését eredményezi.

E kérdéskör részletes tárgyalására itt most nincs lehetőség, de érdemes még megemlíteni Csorba P. (2003) kísérletét a tájképi látvány piaci értékének meghatározására. Írásában elemzi az ökológiai közgazdaságtanban már bevezetett módszereket (hedonikus árbecslés, utazási módszer, feltételezett piaci értékelés stb.), sőt, az említett Constanza, R. et al. (1997) által tárgyalt, a biomok „szolgáltató képessége” árának meghatározásával foglalkozó adatsort – annak egy nyilvánvalóan hibás megközelítése okán – ki is egészíti. Tanulmánya végén joggal állapítja meg: „Meggyőződésünk, hogy ha egyéb természeti, illetve kulturális kincsek – pl. a műalkotások, régészeti leletek, növényritkaságok, állatok stb. – esetében tíz- és százmillió forintos eszmei értékeket szoktak emlegetni, akkor nem irreális a valóban attraktív tájaink látványértékét nagyjából ugyanebbe a kategóriába helyezni”. A tájak értékelését illetően úgy véli, hogy egyelőre országos egyediségi rangsorolást érdemes készíteni és alapul venni. Mint írja, „nem biztos, hogy a szakmai szempontból ritka, egyedi táj a laikusok számára is könnyen elfogadható módon magas szintű értéket képvisel, de a tapasztalatok azt mutatják, hogy a közvélemény értékítéletét pozitív irányban befolyásolja, ha tisztában van vele, hogy az adott táj milyen ritka szakmai értéket képvisel”. Rámutat arra, hogy a tájképi látvány mérhetőségét a geográfia a tagoltság, az antropogén hatáserősség, a forma- és szíkontrasztosság számított adataival reméli objektívebbé tenni. Ezt a

gondolatsort tovább fűzve Karancsi Z. (2007) számos további tájlesztítési tényezőt tárgyal, amelyek figyelembe vétele nagy segítséget jelenthet a táj értékeléséhez.

A táji értékek minősítése azonban akkor is nagyon fontos, ha eltekintünk a számszerűsítés kérdésétől, különösen a rekreációs célú tájtervezés számára, hiszen a táji érték, azon belül különösen az esztétikai érték és a táj vonzereje között egyenes arányosság van. Legalább ilyen fontosak, sőt talán még jelentősebbek a rekreáció szempontjából a Csorba P. által *szelíd kultúrtáj*nak nevezett térségek, amelyek esetében „nincs lélegzetelállító attrakció, viszont annál is értékesebb csönd, természetközelség, harmonikus beépítettség”.

Értékkritériumok természeti-táji értékek meghatározásához

Ahhoz azonban, hogy a környezet- és tájtervezés számára egy átfogó értékelés születhessen, kell egy szempontrendszer is. Kellenek bizonyos kritériumok, amelyek támpontokat adnak az elvi értékeléshez, sőt az értékelés kulcskérdését jelentik. Nemzetközi példákra, különösen az ökológiai értékelésben alkalmazott kritériumokra alapozva és saját szempontjaikkal kiegészítve Kiss G.–Horváth G. (2003) állítottak össze egy szempontrendszert; a továbbiakban jórészt ennek alapján sorra vesszük a legfontosabbnak tekinthető kritériumokat.

A fenti kritériumokat (kivételesen egyesek esetében összevonva, mások esetében viszont szétbontva) foglalja össze a 7.2. táblázat, amelyben utalás történik arra is, hogy az egyes kritériumok szempontjából mi számít értékesnek, illetve hogy egy korábban említett pontszámok értékelés esetén mit tükrözhetnek az adandó pontszámok.

7.2. táblázat. Kritériumok természeti értékek minősítésére

A kritériumtípus		
elnevezése	értékelése	pontozása
Egyedülállóság, ritkaság	Egy képződménytípusnak kisebb a területi elterjedése, minél kevesebb az előfordulásainak száma, annál értékesebb	Minél ritkább és egyedülállóbb, illetve egy képződmény, annál magasabb ismert a pontszám
A képződmények előfordulási gyakoriságára utal; az <i>egyedülállóság</i> szélsőségesen ritka előfordulás		
Területi jellemzőség	A természetes körülmények között legnagyobb területi elterjedésben, területre, annál magasabb a leggyakrabban előforduló, illetve legjellegzetesebb képződmények értékesek	Minél jellemzőbb a képződmény a területre, annál magasabb a pontszám
A képződmények adott területre jellemző voltát, tehát a tipikusságát és a reprezentativitását összegzi		
Természetesség	A természeteshez közelebbi állapotú és kevésbé zavart képződmények értékesebbek	Minél természetközeli és minél kevésbé zavart a képződmény, annál magasabb a pontszám
Az emberi hatásoktól való átalakítottság fokát jelzi; célszerű úgy értelmezni, hogy a képződmény jelenlegi állapotában mennyire tartalmaz antropogén zavarásra utaló jegyeket		
Típusosság	Az adott képződménytípus általános jellegzetességeit	Minél típusosabb a képződmény, megjelenítő annál magasabb a pontszám
Azt fejezi ki, hogy egy képződmény mennyire tartalmazza az adott képződménytípus általános jellegzetességeit		
Fejlettség	A kialakulásuk folyamatait és képződési körülményeit jól szemléletesen megjelenítő	Minél fejlettebb a képződmény, annál magasabb a pontszám
Azt jelzi, hogy egy képződmény		

mennyire szemléletesen tárja elénk, képződmények értékesek
mennyire tükrözi a
képződménytípust létrehozó
folyamatokat és a képződési
körülményeket

Sokféleség

A képződmény megjelenésének
változatosságát, a kisebb-nagyobb
pozitív és negatív formák
gyakoriságát jelzi

A képződményt alkotó elemek Minél kevésbé homogén egy
változatossága, a részlet- és képződmény, annál magasabb a
mikroformák gazdagsága értékesebb pontszám

Veszélyeztetettség

A képződmény emberi
beavatkozással szembeni
veszélyeztetettségét fejezi ki

A veszélyeztetett képződmények Pontszámmal nem célszerű
könnyebben elpusztulhatnak; kifejezni
esetleges érték voltukat az adja, hogy
eltűnésük értékvesztést
eredményezhet

Elhelyezkedés

A képződményben megjelenő
geológiai szerkezet vagy
geomorfológiai alakzat jellegzetes
elhelyezkedése, kirajzolódása,
amiből pl. következtetni lehet a
kialakulás folyamatára

Egy geológiai szerkezetet vagy egy Minél jobban tükrözi egy
geomorfológiai alakzatot jó képződmény elhelyezkedése révén
elhelyezkedése révén feltáró a szerkezetet vagy a formát, annál
képződmény értékes magasabb a pontszám

Méret

Azt fejezi ki, hogy egy képződmény
mérete mennyire teszi alkalmassá
egy jelenség érzékeltetését,
bemutatását, ill. hogy mennyire
uralkodik a képződmény látványa a
környezetén

A méretükkel a formát jól Minél ideálisabb egy képződmény
érezketető, ill. a környezetét uraló, mérete, ill. minél inkább uralja a
nagyobb távolságból jól látható környezetét, annál magasabb a
képződmények értékesebbek pontszám

Kutatási jelentőség

Azt fejezi ki, hogy egy képződmény
milyen lehetőségeket biztosít
tudományos kutatásokra, mennyire
van tudományos jelentősége

A számottevő tudományos Minél nagyobb a kutatási
jelentőséggel bíró, kutatásokat keltő jelentőség, annál magasabb a
és vonzó képződmények értékesek pontszám

Oktatási-nevelési jelentőség

Azt fejezi ki, hogy egy képződmény
mennyire alkalmas ismeretek terepi
bemutatására, ami által az adott
képződménytípus megismerése és
létrehozó folyamatok megértése
könnyebbé válik

Az oktatási célú bemutatásra, Minél nagyobb az oktatási-
ismeretterjesztésre alkalmasabb nevelési jelentőség, annál
képződmények értékesek magasabb a pontszám

Látványosság

Egy képződmény esztétikai
vonzereje, tájképi jelentősége,
tájesztétikuma, köznapian szólva
szépsége

A látványos, szép, vonzó Minél látványosabb egy
képződmények értékesek képződmény, annál magasabb a
pontszám

Rekreációs jelentőség	A szabadidő aktív, élményforrásul Minél inkább cél lehet egy szolgáló eltöltését és a fizikai képződmény rekreációs aktivitással párosuló életmód tevékenységek szempontjából, követését lehetővé tevő, azt szolgáló annál magasabb a pontszám képződmények értékesek
Azt fejezi ki, hogy egy képződmény rendelkezik olyan tulajdonságokkal, amelyek testi-lelki kikapcsolódásra szolgálhatnak	
Elérhetőség	Egy képződmény jó úthálózat vagy Minél inkább elérhető egy tömegközlekedési kapcsolatok révén képződmény, annál magasabb a való elérhetősége növeli az értékét pontszám
Egy képződmény elérhetősége a nagyobb turisztikai kibocsátó központ felől személygépkocsival vagy tömegközlekedési eszközök segítségével	
Megközelíthetőség	Egy képződmény viszonylag könnyű Minél könnyebben megközelíthető gyalogos megközelíthetősége, pl. egy képződmény, annál magasabb jelzett utak megléte növeli az értékét a pontszám
Egy képződmény gyalogos megközelíthetősége arról a helyről, ahol a látogatók kiszállnak a tömegközlekedési eszközből vagy a személygépkocsiból	
Történetiség	Azok a helyek, amelyekről hosszú Minél több adat, forrás áll egy távú adatsorok, megfigyelések, képződményről rendelkezésre, feljegyzések állnak rendelkezésre, annál magasabb a pontszám értékesek
Egy képződményről rendelkezésre álló tudományos és köznapis ismeretek, információk mennyisége	
Kezelhetőség	A könnyebben megszervezhető őrzés Minél jobb a feltételek a vagy a terület lezárása a képződmény képződmény kezelésére, annál természetvédelmi értékét növeli magasabb a pontszám
Azt fejezi ki, hogy az adott képződmény milyen feltételeket kínál az ott található értékek megőrzésére	
Élőhelyi jelentőség	Azok a képződmények, amelyek Minél jobb a feltételek az nagy faj- és egyedszámú élővilág élővilág fennmaradására, és minél számára jelentenek élő-, táplálkozó-, gazdagabb és értékesebb ez az szaporodó-, vagy búvóhelyet, vagy élővilág, annál magasabb a ritka, veszélyeztetett fajok élőhelyei, pontszám természetvédelmi szempontból értékesek
Azt fejezi ki, hogy az adott képződmény milyen feltételeket kínál az ott megtelepedett élővilág fennmaradására, ill. hogy milyen különleges élővilággal rendelkezik	

5. Természeti és rekreációs célú tájtervezés egyes szempontjai egy mintaterületen

A mintaterületként kiválasztott Medves-vidék nevű kistáj Salgótarján közelében fekszik. A Tarján-patak, a Zagyva, a Bárna-patak és az országhatár fogja közre, területe 160 km². Változatos arcúlatú környezetben Magyarország egyik táji értékekben leggazdagabb, leglátványosabb vidéke (Horváth G. 1998, 1999, 2005), de ugyanakkor egy olyan tájegység, amelynek területén és amelynek közvetlen környezetében az antropogén hatásoknak az átlagot jóval meghaladó szerepük van (Karancsi Z. – Mucsi L. 1999, Karancsi Z. 2000, 2002). Ez, valamint az a tény, hogy a kistáj ÉK-i része egy tájvédelmi körzet része, kiválóan alkalmassá teszi arra, hogy egy természet- és tájvédelmi szempontú tájértékelés készüljön róla. Arculatát alapvetően földtani és felszínalaktani jellegzetességei határozzák meg (Prakfalvi P. et al. 2007, Gaál L. – Horváth G. 2007), s egyben – néhány történelmi és ipartörténeti emlékekkel együtt – ezek jelentik főbb idegenforgalmi vonzerőit is. A kistáj előnye, hogy viszonylag kis területen változatos tájképi elemeket, turisztikai célpontokat találunk. Bár

nemzetközi tekintetben nem sorolható a kiemelkedően attraktív tájak élvonalához, azért rejt olyan lehetőségeket, amelyek kihasználása után bekapcsolódhat akár a nemzetközi idegenforgalomba is (Drexler Sz. et al. 2003). A turizmus növekedése azonban komoly veszélyeket is rejt, hiszen a növekvő igény a tömegeket befogadó látogató- és pihenőövezetek iránt jelentős infrastruktúra-kiépítést igényel, ami számottevő tájtalakítást eredményez. Olyan tájhasználatok jelennek meg, amelyek negatívan befolyásolják a táj állapotát; mivel nő a tájterhelés, óriási nyomás nehezedik a természetközeli tájakra, ami könnyen tönkretelheti, megsemmisítheti a táji, ezen belül a földtudományi értékek egy részét. Magyarországon a tájvédelem alapvetően természetvédelmi vagy rekreációs célokat szolgál, a tájtervezésnek ezért az értékek analitikus és szintetikus feltárása mellett különös figyelmet kell fordítani tájvédelmi intézkedésekre is, olyanokra, amelyek megőrzik vagy fenntartják a táj jellegzetes vagy sajátos vonásait (Csorba P. et al. 2001), ugyanakkor fontos, hogy ezek az intézkedések ne csak passzív védelemre korlátozódjanak.

A természeti és rekreációs célú tájtervezésnek egészen sajátos szempontokra is ki kell terjednie. Pl. a kistáj É-i részét, a Medves fennsíkját és környékét ugyan jól megtervezett turistautak hálózakká be, és jelentős az egyéb utak aránya is, mégis irányítatlansága miatt – főként mert nem elégséges még az információ az érdekességekről és a látnivalókról – gondot jelent még a gyalogos turizmus is, amely esetenként a fokozottan védett területeken is megjelenik és károkat okoz. Sőt, a tapasztalatok szerint egy terület fokozott védettségének közismertté válása éppen nem az érintetlenség megőrzésére ösztönzi az embereket, hanem inkább ezen területek meglátogatására. Még rosszabb, hogy egyre gyakoribb a tájat tönkretelítő terepmotorozás és terepkerékpározás, noha a szűk turistaösvények nem biztosítanak ahhoz megfelelő feltételeket. Robbanásszerűen növekszik az autós turizmus is, és különösen elszomorító a vandalizmus által okozott károk. A Medves területén még autóversenyeket is rendeztek, pl. földúton gyorsasági szakaszt. Mindez igen intenzív terhelést jelent a tájra nézve és nagymértékben veszélyezteti a földtudományi értékeket (Drexler Sz. et al. 2001, 2003).

A társadalmi tényezőket vizsgálva megállapítható, hogy a jelentős bányászati-ipari múlt ellenére magas a térségben a szakképzetlen munkaerő aránya, és az arányok még romlanak is, mert megfigyelhető a szakképzett fiatalok elvándorlása. Szükség van valamilyen kitörési pontra, és – egy a helyi vezetők körében lebonyolított felmérés alapján – az az általános vélemény, hogy e kitöréshez vezető egyik legfontosabb út a turizmus és a rekreációs lehetőségek és fejlesztése (Judik B. 2000). A tájtervezésnek ezért meghatározó mértékben figyelembe kell vennie a tudatos fejlesztéssel kialakított fenntartható turizmus – e térségben főleg az öko- és geoturizmus – lehetőségeit és követelményeit.

A turizmus igényei mellett a tájtervezés során figyelni kell a területfejlesztéssel foglalkozó szervezetek által kidolgozott egyéb fejlesztési programokra is. A Medves-vidéket és környezetét felölelő Salgótarjáni kistérség esetében pl. a fejlesztési tervek (Terra Studio 2001) abból indulnak ki, hogy a térség adottságai folytán nem játszhat jelentősebb szerepet az ország mezőgazdaságában, de olyan tevékenységeket mégis célszerű megvalósítani és elősegíteni, amelyek helyi erőforrásokra épülnek. Pl. mivel jelentős az elparlagosodás, ezért fontos cél lehet a parlagon hagyott földek beerdősítése (de itt már a természetvédelmi és a gazdasági szempontok szembekerülhetnek, a területfejlesztők szerint ugyanis célszerű lenne ún. energiaerdők létesítése, amit a természetvédelmi hatóságok nem pártolnak). Kevésbé ütköznek azok a tervek, hogy pl. szükséges lenne talajeróziót csökkentő, vízgazdálkodást javító erdősávok telepítése, valamint gyümölcsösök telepítése, ill. hogy az erdőkben lehetőség nyílna a minőségi vadgazdálkodásra is, amelyet komplex módon – a két ágazat együttműködésével – az idegenforgalom is hasznosíthatna. Célul lehet kitűzni bizonyos nagy élőmunka-igényű ágazatok fejlesztését, mert ez a foglalkoztatási gondokat is enyhítheti, valamint a helyi feldolgozóipar fejlesztése révén versenyképes, magas feldolgozottsági fokú termékek előállítását. Tekintettel a biotermékek egyre nagyobb jelentőségére, fejlesztési elképzelésként felmerült a biogazdálkodásra való áttérés is. További tervek az egzotikumok kifejlesztésére – pl. a kecsketenyésztés, ill. ezáltal kecsketej, kecskesajt előállítása, továbbá aszalt termékek, tökmagolaj, biopálinka készítése stb. – irányulnak. Azaz környezetbarát extenzív technológiák során előállított, nagy terület- és élőmunka-igényű biotermékek lehető legmagasabb feldolgozottsági fokú előállításának lehet jövője. A terület elmaradottságából a kilábalást segítheti a helyi feldolgozóipar is, a kistérségi fejlesztési tervek szerint elsősorban a tartósító- és savanyítóipar, a gyümölcsle gyártás, a feldolgozás, az erdei melléktermékek feldolgozása, a méztermelés és -feldolgozás, továbbá a csomagoló- és bőripar rejt ilyen fejlesztési lehetőségeket magában. Új, a természeti környezetet terhelő rekreációs igények is jelentkeznek (szabadidőcentrumok, lovasbázisok megvalósítása, kerékpárutak kiépítése), számítani lehet az üdülőforgalom erősödésére is; mindezeket és a tájra várhatóan gyakorolt hatásukat célszerű a tájtervezés folyamata során végigelemezni.

A természetvédelmi szempontú tájtervezési folyamat során törekedni kell arra, hogy a természetességüket legjobban megőrzött területek érintetlenek maradjanak, vagy amennyiben ez – pl. infrastruktúra-fejlesztési vagy rekreációs célú okokból – nem lehetséges, akkor a lehető legkisebb mértékű legyen a beavatkozás. A vizsgált mintaterületen különösen egyes erdőrészeket sorolhatók ide, mint pl. a Medves térségében az országhatár

mentén húzódó Medves magosa vagy a Szilvás-kő Rónabánya felé eső lejtői, de hasonló jellegű a Nagy-Kercseg fás legelője és a Medves laposa összefüggő gyeptakarója is (Judik B. 2000). Ezeken a területeken a tervezés során a tájidegen fajok kiküszöbölésére és a beerdősülés lassítására vagy magakadályozására kell törekedni.

Egy másik szempont, amit figyelembe kell venni, a kilátópontokból látható táj látványának megőrzése. A Karancs kilátótornyából, Salgó várából, a Kis-Salgóról, a bárnai Nagy-kőről, a Szilvás-kő bazaltoszlopai feletti kilátópontokról nemcsak káprázatos a kilátás, hanem a 180°–360° közötti körképeknek oktatási és közművelődési célból is nagy a jelentősége. De nemcsak a kiemelkedő pontokról látható kilátást kell megőrizni, vannak ugyanis egyéb szép kilátópontok is, pl. a Magyar-bánya meddőhányójának széle és a Balassi-pihenő a Somos-kő várának legszebb látványát nyújtja; a tervezés egyik fontos eleme lehet ezeknek a pontoknak a meghatározása és esetleg egy esztétikai élményt nyújtó „festői út” nyomvonalának kijelölése (Karancsi Z. – Horváth G. 2004, Karancsi Z. – Katona Z. 2008).

Egészen sajátos a felhagyott bányák helyzete, amelyek mind természetvédelmi, mind tájtervezési szempontból egyedi elbírálást igényelnek. A tervezés során mindenképpen el kell kerülni azt a sablonos, egyes természet- és környezetvédők által gyakran hangoztatott felfogást, ami szerint a felhagyott bánya egy „tájseb”, amit minél előbb fel kell tölteni, be kell temetni, majd az így kialakított területet fásítani kell stb., hogy az egykori „sebhely” eltűnjön. Ez súlyos tévedés. A bányák nagy részét meg kell őrizni, mert különösen földtani szempontból rendkívüli értékeket jelentenek, sőt többüknek kimondott tájképi értéke van (utóbbira jó példa a Szilvás-kő látványos bazaltoszlopainak sora, amit a bányászat tárt fel). Az már vitatottabb, hogy a természetes szukcessziót kell-e gátolni, és hogy balesetveszélyességre hivatkozva mennyire kell beavatkozni; a földtudományi értékeket jelentő, vagy esztétikai élményt is nyújtó bányafalakat, falrészleteket azonban minden körülmények között meg kell őrizni.

A tájtervezés során az építmények szerepe, helyzete számos konfliktus forrását jelentheti. Alapelve, hogy a beépítés erősen csökkenti a táj értékét, különösen ha az valamilyen hivalkodó tájidegen stílust jelenít meg. Am – mint erre fentebb már történt utalás – bizonyos infrastruktúra-fejlesztési vagy rekreációs célú beépítések nem kerülhetők el; ezekben az esetekben törekedni kell a tájjal való harmónia megteremtésére. Hasonlóképpen fontos a már létező építmények sorsa, helyzete. Nyilván a kultúrtörténeti értékek megőrzése alapvető cél, de sokuk állapota aggasztó, fennmaradásuk, felújításuk feltétele gyakran az építmények új funkciókkal való ellátása, ami elkerülhetetlenül átalakításokkal, bővítésekkel jár, és a járulékos intézkedések (felvonulási területek kialakítása, megközelíthetőség biztosítása stb.) is beavatkozást jelentenek a tájba. A Medves-vidék ilyen szempontból viszonylag kedvező helyzetben volt, mindig is kevés volt a megtelepülésre alkalmas terület, így csekély volt a tájkonfliktusok lehetősége, azonban e téren a bányászat és az ipar fellendülése alapvetően megváltoztatta a tájjal való együttélés harmóniáját, ma pedig, a bányászat és az ipar felhagyásának szakaszát követően sokfelé a felhagyott építmények, az egykori vezetékes hálózatok maradványainak sorsa, tájba illesztése, funkcióval való ellátása a tájkonfliktus forrása. Természetesen ezeknek a tájkonfliktusoknak a feloldása nem vonatkoztatható el a terület- és településfejlesztés célkitűzéseitől.

A Medves-vidék északi, frekvenciáltabb részének két egykori települése azonban azt mutatja, hogy település és táj konfliktusának feloldása igencsak eltérő utakat kívánhat meg.

Az egyik település a Szilvás-kő lábánál, a Cered felé vezető országút mentén fekvő Rónabánya, ez az egykori, a Salgótarjáni Kőszénbánya Rt. által 1891–1910 között létrehozott, tervszerűen kialakított bányászkolónia, párhuzamos utcasoraival, egyforma épületeivel, egykori középületeivel (iskola, kultúrház). A térség szakértői körében egyetértés van azt illetően, hogy a telepítéstartományt emlékként védelem alá kellene vonni és olyan funkcióval ellátni, ami megújulását és népességének társadalmi átrétegződését eredményezheti. Mivel a település a természeti és egyébként különleges – pl. antropogén geomorfológiai – értékekkel megáldott Szilvás-kőbe vezető utak kiindulópontja, egy rekreációs-turisztikai célú fejlesztésre lenne szükség, úgy, hogy a település egységes képe megmaradjon, sőt visszaálljon, miközben az a jellege, hogy harmonikusan illeszkedik a természet adta környező tájba, megmaradjon – akkor is, ha pl. olyan tájátalakító beruházások, mint egy parkoló kiépítése, vagy egy színvonalas vendéglátó hely kialakítása stb. elkerülhetetlen a fejlesztési célok megvalósítása érdekében.

Más a helyzet pl. a Salgó várának nyugati lábánál fekvő Salgópusztá esetében. Az egykor népesebb, főleg állattenyésztéssel foglalkozó külterületi lakott helyen ma már csak néhány lakott és egy romos istállóépület található, állattenyésztés nélkül; környezetében az egykori legelők és szántók részben mesterséges, részben természetes úton beerdősültek. A település fennmaradására jelenlegi formájában sem gazdasági, sem demográfiai okokból nincs esély, ugyanakkor új funkcióval csak akkor lehetne ellátni, ha jó minőségű úton megközelíthető lenne, ami viszont természet- és tájvédelmi okokból nem kívánatos. Így tájtervezési szempontból a lerobbanóban lévő épületegyüttes megszüntetése lenne célszerű.

A természeti és rekreációs célú tájtervezés különösen fontos a kistáj nagyobb összefüggő védett területéhez, a Bükk Nemzeti Park Igazgatósága alá tartozó Karancs–Medves Tájvédelmi Körzethez (TVK) tartozó területegységek esetében. A különleges felszíni formák, a ritka növény- és állatfajok miatt a mintegy 7000 hektáros tájvédelmi körzeten belül több mint 450 ha fokozottan és szigorúan védett területet is kialakítottak; ezek közé tartoznak a fentebb már különféle szempontok alapján tárgyalt egyes salgói és szilvás-kői területek, a Gortva völgye, valamint a nem említett zagyvarónai Várhegy és a Zagyva forrásvidéke. A Természetvédelmi törvény értelmében tájvédelmi körzet „...elsődleges rendeltetése a tájképi és természeti értékek megőrzése.” Ennek érdekében a TVK kezelési terve (Judik B. 2000) a Nemzetközi Természetvédelmi Szövetség (IUCN) beosztását követve természetvédelmi kezelési övezetekre – A, B, C, D zónákra – bontja a területet. Ismert, hogy az A zónához (természeti övezet, korábban „fokozottan védett terület”) tartozó nagyobb, összefüggő, viszonylag érintetlen területeken – főként ökológiai és biodiverzitási okok miatt – emberi tevékenység nem folytatható, minden korábbi gazdasági, erdészeti tevékenység megszüntetendő, a közlekedés korlátozandó stb.; mindez biztosíthatja ugyan a sokféle értéket őrző táj fennmaradását, ám ugyanakkor szinte lehetetlenné teszi megismertetését. Hasonlóképpen az erős védettséget élvező, de korlátozott mértékben, szakvezetővel látogatható B zóna (kezelési övezet) megismertetése is korlátozott. Egészében a korlátozások egyértelműen az értékek védelmét szolgálják. Ezzel szemben a látogatók által felkereshető C zóna (bemutató övezet) az idegenforgalmi fejlesztések szintere, ahol a leglátogatottabb kirándulóközpontok és a hozzájuk kapcsolódó infrastrukturális létesítmények terhelése azzal fenyeget, hogy hiába biztosított elvileg a természeti értékek védelme, azok gyakorlatilag – az antropogén hatások következtében – erősen veszélyeztetettek (Drexler Sz. et al. 2001).

Tájvédelmi-tájtervezési szempontból természetesen az lenne kívánatos, hogy a fokozottan védett területek, a kis kiterjedésű, de a változatosságot növelő élőhelyek, a sérülékeny értékek (tehát főleg az A és B zónák) érintetlennek maradjanak, ám a valóság más. Némely jelentős földtudományi értékkel bíró, sűrűn látogatott területről egyszerűen nem is lehetne kizárni a látogatókat. Nagyobb baj, hogy olyan sérülékeny területeken, mint pl. a Gortva-völgy, a szigorú védettség ellenére évről évre nő az illegális látogatók száma. Néhány kiemelt helyszín esetében pedig a tájhasználat pár éven belül elérheti a terület ökológiai teherbíró-képességének határát. Amennyiben pedig a tájhasználat egyes elemei (gyakori gépjárműforgalom, erdei utakon száguldozó kerékpárosok, túl nagy idegenforgalom) meghaladják a pszichológiai teherbíró-képességet is, akkor a táj óhatatlanul elveszíti vonzerejét.

A fentiek alapján elmondható, hogy az IUCN természetvédelmi szempontból kialakított övezeti besorolása csak egy közel ideális állapot mellett valósítható meg. Erre tekintettel sokkal célszerűbb egy gyakorlati szempontú tájvédelmi zónabeosztást készíteni, és arra alapozni – természetesen egymással összhangban – mind a tájtervezést, mind a területfejlesztést. Drexler Sz. et al. (2001, 2003) a Medves-vidék esetében a komplex tájhasználat minden elemét és elsősorban a turizmus tájterhelését figyelembe véve 6 területtípust jelöltek ki. Ezek röviden összefoglalva és kissé kiegészítve az alábbiak.

1. Területek, ahol mellőzni kell a turizmus fejlesztését. Ilyenek pl. a Medves fennsíkját ÉK és K felől határoló völgyek, erdők (ezek turisztikai igénybevétele napjainkban még elhanyagolható, de mértéke veszélyesen növekvő); a Gortva-völgy fölötti turistautak használatát is csak a „bakancsos” turistáknak szabad megengedni. A viszonylag összefüggő, szigorúan védendő területen belül ez alól csak egy-két kivétel lehetne, mint pl. a Somoskő településhez közeli Kőpark bemutatóhely, a Medves magosa nevű kiemelkedés és Medvespuszta közötti terület, valamint az ún. Tehenesi-bánya környéke, amennyiben e helyeken a turizmus egyéb javasolt fejlesztésekkel (pl. kilátók létesítése, Medvespuszta térségében a gyümölcsösök újraterelítése, kiállítóhely létesítése a hegyvidéki pusztai életmód bemutatására, alkalmi táborozások helyeinek biztosítása stb.) összekapcsolódna.

2. Területek, amelyek fokozott ellenőrzés, kezelés mellett lennének látogathatók. Ilyenek pl. a terület északi részének jellegzetes bazaltképződményei (Szilvás-kő, Salgó, Kis-Salgó) és környékük, sziklás, törmelékes felszínükön szép sziklagyepekkel, sziklai sztyeperdőkkel; az égerligetek (pl. Várberék-patak, a Somoskői-patak völgyrendszerében vagy a Zagyva forrásvidékén), hasonlóképpen délebbre a Kazár és Rákócibánya környéki riolittufa-feltárások; a kistáj egészét uraló jellegzetes szurdokvölgyek (pl. Bugyizló-völgy, Morgó-gödri) és az azokat kitöltő-övező szurdokerdők. E tájrészletek ökológiai értékei – pl. társulásaik – kicsiny kiterjedésüknél, sajátos mikroklimájuknál vagy speciális talajadottságaiknál fogva igen sérülékenyek. Célszerű, hogy ezek a térségek csak feltárt utakon, egyes esetekben vezetővel legyenek látogathatók, az ösvényekről való letérés pedig legyen szigorúan tilos (már csak azért is, mert egyes részek a turistákra nézve veszélyesek is lehetnek).

3. Területek, amelyek az idegenforgalomból nem zárhatók ki, de tervezésük fokozott körültekintést igényel. Ilyenek a természetközeli állapotú, helyenként ritka fajokban gazdag élőhelyek, mint pl. a salgói bükkös, a Kis-Salgó cseres-kocsánytalan tölgyese, a Medves szőrfügyepei, vagy a szikes jellegű rétek és tavacskák, amelyek

kulturált turisták jelenlétére és az ebből fakadó csekély zavarásra kevésbé érzékenyek. Ide kell sorolni a kevésbé híres és markáns homokkő- és riolittufa-képződményeket, -területeket is, amelyek felszínei könnyen a „bakancserőző” áldozataivá válhatnak.

4. „Vonalas attrakciók” (sétautak, tanösvények, turistautak stb.) kialakítására alkalmas területek. A tájvédelem érdekében az utak, ösvények vonalvezetésének kialakításánál célszerű arra törekedni, hogy minden turisztikai központból – ilyen központként és kiindulópontként szolgálhat pl. Rónabánya, Rónafalu, Salgó, Eresztvény és Somoskő, ill. Medvespuszta – induljanak ki ösvények, amelyek elérhetővé teszik a másik központot, valamint számos látnivalót, de azok kerüljék el az érzékeny zónákat, továbbá az ösvények lehetőleg körutak legyenek, tehát térjenek vissza kiindulási helyükre. Az új keletű igények (lovaglás, terepkerékpározás, sífutás stb.) számára legyenek kijelölve, sőt kiépítve csak e célokra használható útvonalak. A gyalogos ösvények viszont csak a tervezett használatnak megfelelő szélességűek legyenek, azokon ne legyen engedélyezett lovaglás és kerékpározás.

5. Területek, amelyek terhelhetők, új attrakciók kidolgozására javasolhatók. Ilyenek elsősorban a települések belterületei, közvetlen környékük, valamint az autóparkolók környéke, illetve a természet- és tájvédelmi mérlegelés alapján e célra javasolt területek. Ezek a helyek a „városból kiszabaduló”, de nagyobb fizikai terhelésre nem vállalkozó rekreációs célú turizmus tömegeit köthetik le. Előnyük, hogy az elkerülhetetlen tájterhelés egy jelentős része ide koncentrálódik, miáltal az érzékenyebb területekre arányosan kevesebb terhelés jut. E cél eléréshez azonban számottevő infrastrukturális beruházásokra is szükség van.

6. Területek, amelyek „korlátlanul” terhelhetők. Ahhoz, hogy bizonyos tájakat megvédhessünk, másokat fel kell áldozni, ezért a lakosság és a látogatók szórakozási igényeit is figyelembe véve ki kell jelölni azokat a területeket, amelyek nagy tömegek fogadására, alkalmi rendezvények természetes környezetben való lebonyolítására szolgálhatnak. Salgótarján térségében ilyen lehetséges helyszínek pl. a Tó-strand környéke, a somosi sporttelep, a salgóbányai futballpálya, a salgóbányai liget, a Medves Hotel parkja, a volt Dornya-turistaház előtti tisztás stb. Az ide irányított „turizmus”, szabadidős tevékenység nyilvánvalóan fajlagosan csökkenti a többi tájrész terhelését.

Felhasznált irodalom

- Ángyán J. et al. 1997: *Magyarország földhasználati zónarendszerének kidolgozása a EU-csatlakozási tárgyalások megalapozásához (Alapozó modellvizsgálatok munkaközi anyaga III.)*. <http://www.ktg.gau.hu/~podma/zona/index.html> Bárczi G.–Ország L. (főszerk.) 1959–1962: *A Magyar nyelv értelmező szótára I–VII*. Akadémiai Kiadó, Budapest. Boros T.-né é. n: *Két új ökológiai fogalom: a „természeti tőke” és a „környezeti fenntarthatóság”*. Budapesti Műszaki Egyetem, http://dokutar.omikk.bme.hu/collections/mgi_fulltext/trend/2004/06/0602.pdf Burjáné Botos B. 2003: *A természeti tőke számszerűsítésének elméleti és gyakorlati kérdései, megoldásai*. Földrajzi Közlemények 127. 1–4. pp. 87–104. Chichilnisky, G. 1995: *The economic value of the Earth's resources*. Trends in Ecology and Evolution 11. 3. pp. 135–140. Costanza, R.–d'Arge, R.–de Groot, R.–Farber, S.–Grasso, M.–Hannon, B.–Limburg, K.–Naeem, S.–O'Neill, R. V.–Parelo, J.–Raskin, R. G.–Sutton, P.–van den Belt, M. 1997: *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature, 387. pp. 253–260. Csmez A. 1996: *Tájtervezés – tájrendezés*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 296 p. Csima P. 1993: *Az általános tájvédelem és a természetvédelem*. Öko 4. 2–3. pp. 12–18. Csorba P. 2002: *Összeurópai programok a táji változatosság kutatására*. Földrajzi Közlemények 136. 1–4. pp. 1–4. Csorba P. 2003: *Lehetőségek a tájképi érték monetáris kifejezésére*. Tájökológiai lapok 1. 1. pp. 7–17. Csorba P.–Novák T.–Kalenyák E. 2001: *A magyar tájak védelme az Európai Unió csatlakozás küszöbén*. Földrajzi Konferencia, Szeged 2001. <http://geography.hu/mfk2001/cikkek/CsorbaNovakKalanyak.pdf> Dömsödi J. 2010: *Természeti erőforrás és környezetgazdálkodás I. A természeti erőforrások szerepe a társadalom és a gazdaság fejlődésében*. Digitális tankönyvtár. http://www.tankönyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0027_TEK1/ch01.html Drexler Sz.–Horváth G.–Karancsi Z. 2003: *Turizmus, természetvédelem és tájhasznosítás kapcsolata egy nógrádi kistájrészlet példáján*. Földrajzi Közlemények, 128. 1–4. pp. 45–62. Gaál L.–Horváth G. 2007: *Domborzat, felszínformák, felszínfejlődés, felszínalaktani értékek*. – In: Kiss G.–Baráz Cs.–Gaálóvá, K.–Judik B. (szerk.): *A Karancs–Medves és a Cseres-hegység Tájvédelmi Körzet. Nógrád és Gömör határán*. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger. pp. 57–78. Gáldi L. 1986: *A Pilis–Visegrádi-hegység kilátópontjainak minősítése*. In: Rétvári L. (szerk.): *A Pilis–Visegrádi-hegység környezetminősítése*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. pp. 49–57. Góczán L. et al. 1984: *A természeti környezet tényezőinek relatív értékelése*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 95 p.

- Horváth G. 1998: *A Medves-vidék természeti képe*. In: Frisnyák S. (szerk.): *A Felvidék történeti földrajza*. Nyíregyháza pp. 63-72. Horváth G. 1999: *Táji értékek a Medves-vidéken*. In: Füleky Gy. (szerk.): *A táj változásai a Kárpát-medencében*. Gödöllő, pp. 13–18. Horváth G. 2005: *Földtudományi értékek vizsgálata és védelme a Medves-vidéken*. In: Dobos A.–Ilyés Z. (szerk.): *Földtani és felszínalaktani értékek védelme*. Eger, pp. 153–167. Horváth G. 2008: *Természeti, táji értékek számszerű minősítése*. In: Csorba P.–Fazekas I. (szerk.): *Tájkutatás – tájökológia*. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 73–85. Judik B. (szerk.) 2000: *A Karancs-Medves Tájvédelmi Körzet kezelési terve*. Bükk Nemzeti Park, Eger. 115 p. Karancsi Z. 2000: *Az ember szerepe a természeti környezet átalakulásában a Medves-vidék területén*. – In: Judik B. (szerk.): *Nógrádi értékekért I. I. Salgótarján* pp. 41–56. Karancsi Z. 2002: *Természetes és antropogén eredetű környezetváltozás a Medves-térség területén* Doktori (PhD) értekezés. Kézirat. Szegedi Tudományegyetem 131 p. Karancsi Z. 2004: *A tájésztétika jelentősége*. Tájökológiai Lapok 2. pp. 187–194. Karancsi Z.–Horváth G. 2004: *Az eresztvényi tanösvény*. II. Magyar Földrajzi Konferencia. CD. Szeged, pp. 741–761. Karancsi Z.–Katona Z. 2008: *Látványtervképezés a Medves-térségben*. In: Orosz Z.–Fazekas I. (szerk.): *Települési környezet*. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen. pp. 85–92. Karancsi Z.–Mucsi L. 1999: *Az emberi tevékenység hatása a Medves-régió területén* Magyar Tudomány, 44. 9. pp. 1140-1147. Kerekes S.–Szlávik J. 2001: *A környezeti menedzsment közgazdasági eszközei*. – Környezetvédelmi kiskönyvtár 2. Közgazdasági és Jogi Kiadó Kerszöv. 294 p. Kerényi A. 2007: *Tájvédelem*. Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen. 184 p. Kertész Á. 1988: *A Dunakanyar-hegyvidék természeti környezetpotenciáljának mezőgazdasági és idegenforgalmi szempontú értékelése*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 168 p. Kiss G. 1996: *A földtudományi értékekről és védelmük lehetséges módjairól*. Földrajzi Közlemények 120. 1. pp. 3–14. Kiss G. 2000: *Földtudományi értékek természetvédelmi értékének meghatározása fel-színalaktani értékek példáján*. Földrajzi Közlemények 124. 1–4. pp. 53–60. Kiss G.–Horváth G. 2002: *Kísérletek táji értékek meghatározására*. In: Füleky Gy. (szerk.): *A táj változásai a Kárpát-medencében*. Az épített környezet változása. Gödöllő, pp. 189–197. Kiss G.–Horváth G. 2003: *A természetvédelmi értékelések kritériumainak értelmezése és földtudományi értékekre való alkalmazhatósága*. Földrajzi Közlemények 127. 1–4. pp. 63–76. Kozák M.–Püspöki Z.–Majoros Zs. 1998: *Földtani értékek minősítése*. Acta Geographica Debrecina 34. pp. 313-325. Lóczy D. 2002: *Tájértékelés, földértékelés*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest–Pécs. 307 p. Marjainé Szerényi Zs. 2001: *A természeti erőforrások pénzbeli értékelése*. – Közgazdasági Szemle 48. 2. pp. 114–129. Mezösi G. 1985: *A természeti környezet potenciáljának felmérése a Sajó-Bódva köze példáján*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 216 p. Mezösi G. 1991: *Kísérletek a táj esztétikai értékének meghatározására*. Földrajzi Értesítő 40. 3–4. pp. 251–264. Panizza, M. 2001: *Geomorphosites: concepts, methods and examples of geomorphological survey*. Chinese Science Bulletin 46. 1. Suppl. pp. 4–6. Prakfalvi P.–Gaál L.–Horváth G. 2007: *Földtani felépítés, szerkezeti viszonyok, földtani értékek*. In: Kiss G.–Baráz Cs.–Gaálóvá, K.–Judik B. (szerk.): *A Karancs–Medves és a Cseres-hegység Tájvédelmi Körzet*. Nógrád és Gömör határán. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger. pp. 13–42. és http://www.progeo.hu/publ/Karancs_Medves_monografia_foldtan.pdf Rakonczay Z. 1995: *Természetvédelem*. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest. Reynard, E.–Coratza, P.–Regolini-Bissig, G. 2009: *Geomorphosites*. – Pfeil Verlag. München. 240 p. Szabó J. – Sütő L. 2005: *Az egyedi tájérték katasztrézés néhány elvi kérdése és gyakorlati tapasztalatai a Cserehát példáján* In: Földtani és felszínalaktani értékek védelme Szerk. Dobos A. - Ilyés Z., Eger, 2005, pp.81-100 Szilassi P. 2003: *A rekreációs szempontú tájértékelés elmélete és módszertana a hazai és a külföldi szakirodalom alapján*. – Földrajzi Értesítő 52. 3–4. pp. 301–315.

8. fejezet - Ökológiai várostervezés néhány vonása (Mezősi G. – Mucsi L.)

A társadalom és földrajzi környezete közötti kapcsolatok és konfliktusok jellegzetes találkozási pontja a település. A városökológia ezeket a konfliktusokat, e meglehetősen szövevényesen összetett társadalom-környezet rendszert elemzi. A településeken az egyébként már meglevő környezeti problémák hangsúlyosabbá válnak és újakkal egészülhetnek ki. Az új konfliktusok és megjelenési helyeinek feltárása, ill. ezek között is kiemelten a városi terület-felhasználással, tervezéssel kapcsolatos döntések széleskörű tudományos megalapozása képezi a városökológiai alapvető feladatát.

E kérdéskör **biológiai-ökológiai** indíttatású megközelítése szerint a városökológiát mint biológiai szerveződéssel foglalkozó tudományt lehet értelmezni, és ily módon a városökológia a szünbiológia része, és alapvetően egy biológiai jellegű tudomány (Gallé 1997). Odum szerint pl. a városökológia a biológiának az ága, mely az élőlények városi környezetbe végbemenő integrációját vizsgálja (Odum 1971). Az urbanizált területek flóra- és vegetáció- felmérésének tudománya azonban viszonylag fiatal diszciplína, bár nem előzmények nélküli. Példaképp említhetők Deakin 1855-ben, Hoepper és Preuss 1926-ban, Weidner 1939-ben, Kunick és Gilbert 1957-ben megjelent munkái (Mucsi 1996, Géczi 1999). Átfogó, tudományos igényű városi, illetve nagyvárosi ökológiai felméréseket azonban csak a hetvenes évek elejétől végeznek: Németországban pl. Wittig, Adam, Brandes, Gutte, Sukopp és Gödde, Lengyelországban Zukowski és Kistowski, Nagy-Britanniában Goode, Csehszlovákiában pedig Pysek, Elias és Kopecky stb. Az irányzat következetesen csak a flóra- és faunaelemzésekre összpontosít. Épp ezért a klasszikus biológiai szemléletű ökológiai megközelítés hívei számára még tágabb értelemben sem minősülnek városökológiai kutatásnak a biológiai referencia nélküli, csak a városok fizikai jellemzőivel foglalkozó diszciplínák mint a városklíma, a város és zöldfelület-tervezés, a környezeti földrajz. Angol nyelvterületen a városökológiát gyakran a városi flóra- és faunaelemzéssel azonosítják (pl. urban ecology, urban wildlife), s a mondanivaló lényege, hogy ezeket az elemeket minél gazdagabbá kell tenni.

Ez a gondolatmenet átvezet a harmadik megközelítésbe, amely **tervezői oldalról** boncolja a kérdést. Az angol nyelvű irodalomban tájökológia alatt leginkább Landscape architecture (műszaki tartalmú tájépítéssel) művekkel találkozunk. Az építészek és a „városrendezők” véleménye szerint az urbanizációval foglalkozó szakemberek alapvető feladata, hogy minél lakhatóbbá tegyék a városokat. Meglátásuk szerint a város a megtervezendő beavatkozások összefoglaló keretét képezi. Szintén építésztől származik az a vélemény is, mely szerint a várostervezés egyrészt művészet, másrészt tudomány, mert térinformatikusok, építészek, városökológusok együttműködését feltételezi a városi területek minél ésszerűbb felhasználásának, a gazdaság maximális eredményességének, az esztétikai igény optimális kielégítésének és a szép környezet megvalósításának céljából. A 80-as évek elejétől az építészetben divatos lett a „blockrecycling” (tömbrehabilitáció) és az „ökotectur” fogalmak használata, amit építészeti-tervezői körben városökológiának hívtak.

A városökológia építészeti, tervezői (és a politológiai irodalomban szinonimként kezelt településökológia) iránya azokat a törekvéseket is megtestesíti, amelyek hatására a századelőn az amerikai Davis, a 68-as európai társadalmi folyamatok hatására pedig pl. a svéd Järna, ill. az indiai Auroville és Chandigarh települések szerveződtek. A két indiai város esetében a tervező Le Corbusier volt, aki úgy vélekedett, hogy újra meg kell találni az embert, illetve azt az egyenes vonalat, ami követi az ember, környezete és a világmindenség tengelyét. Később jött létre a Greenspace ökövárosa. Gyakran tisztán ökológiai elvek alapján – pl. az energiafelhasználás racionalizálására – utópisztikus településeket szerveztek. Hasonló törekvések ismertek Svájctól (Dörfli) Kínáig (Mezősi szerk. 2007).

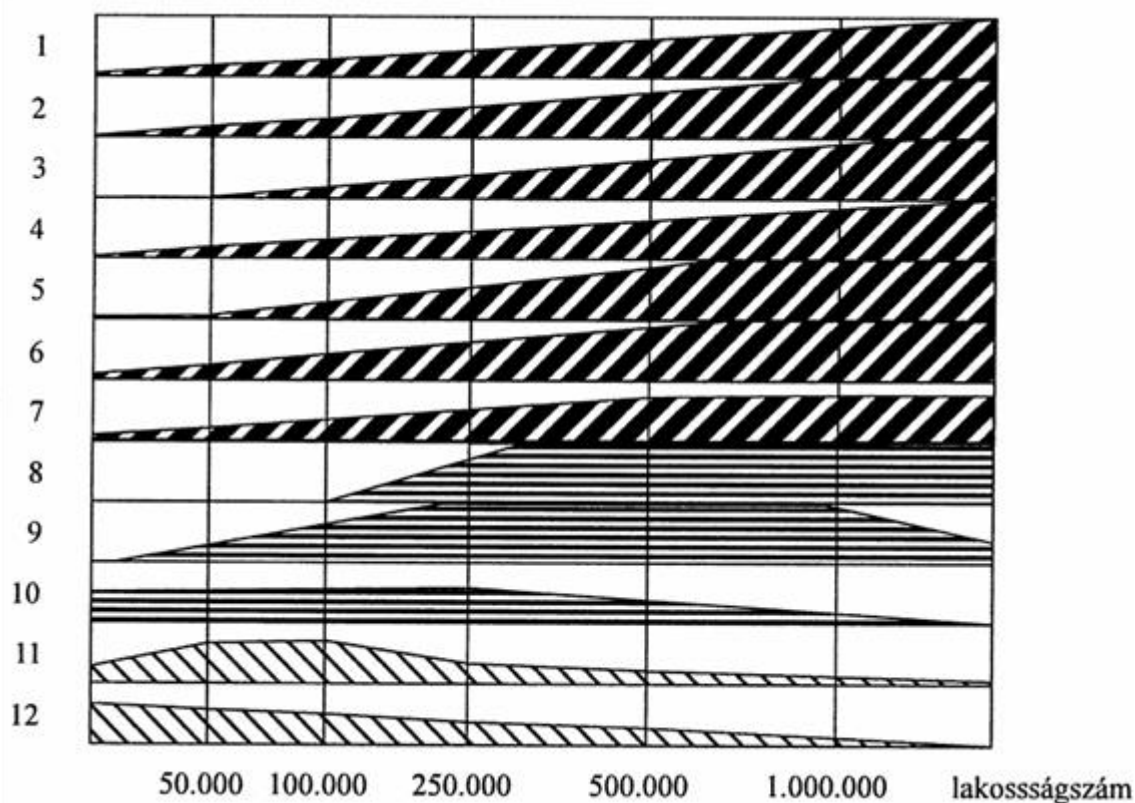
Tanulságos elemezni a várostervezési gyakorlatot (ill. annak törvényi hárterét), amely jól kifejezi, melyik ország milyen megközelítésben kezeli a várostervezés ügyét. A német tervezési rendszer pl. precízen kidolgozott és törvényekkel/rendeletekkel szabályozott. A város tervezését a táj tervezésének ökológiai alapú keretébe és hierarchiájába helyezi. Lényege, hogy ez mutat leginkább átmenetet a javasolható – és később bemutatásra kerülő – ökológiai várostervezés felé. A rendszer a tájtervezés (táji program – táji keretterv – tájterv – zöldterületi terv) 3., illetve 4. szintjébe illeszti be a településtervezést, jellemzően 1:5.000 - 1:10.000-es méretarányban. A tartalma inkább – a hazai értelemben vett – tájvédelmi tervekhez illeszkedik (pl. talaj, víz, klíma, flóra és fauna állapota, minősége, a természetközeli és hasznosítás-orientált ökörendszer típusok, diverzitásuk, az elemek fejlesztési lehetőségei, továbbá védelemi, kezelési és fejlesztési intézkedések stb.). A részletesebb tervek leginkább a települések zöldterületének tervezésére vonatkoznak. Magyarországon a

településtervezés szempontrendszere inkább építészeti indíttatású. A legfontosabb szabályozói az 1997. évi LXXVIII. törvény az épített környezet alakításáról és védelméről, amely szerint településrendezési tervet (ezen belül településszerkezeti tervet, amely meghatározza a település alakításának, védelmének lehetőségeit, fejlesztési irányait, az egyes területrészek felhasználásának módját, továbbá szabályozási kerettervet és szabályozási tervet is) kell készíteni. A 253/1997 sz. rendelet meghatározza, hogy a településszerkezeti tervben szakági tervek is kell készíteni (pl. tájrendezési, környezetalakítási, közlekedési - hálózati, csomóponti és keresztmetszeti-, közművesítési és hírközlési részek).

Ezek a megközelítések kapcsolatban állnak egymással. Ezt szemlélteti Lichtenberger (in: Sukopp et al. 1993) várostervezési alapállású földrajzi koncepciója. Szerinte a városökológia egy triád része, amelynek másik két elemei az ökológiai várostervezés és a szociálgeográfiai (inkább szociológiai lenne indokolt) városkutatás. Nem nagyon nehéz bizonyítani, hogy a három kategória (és mint a megközelítésekből látjuk akár több is értelmezhető lenne) között a határ nem merev, a „célok” (pl. városklimatológia, városi biotóp-vizsgálat, zöldfelületi mintázati, orvosföldrajzi, környezet-gazdaságtani elemzés) függvényében egyik vagy másik irányba eltolódhat. **A leginkább összetettnak, integratívnak az ökológiai várostervezés tűnik.**

A városökológiai vizsgálat leginkább európai sajátosság, még helyesebb, ha közép-európai specialitásnak mondjuk. Ezek után az már csak kis megszorításnak tűnik, hogy a városökológia mindig nagyvárosokra vonatkozik. Szükséges ugyanis bizonyos nagyságú terület, hogy a sajátos városi jelleg pl. az éghajlatban, az ökológiai mintázatban kialakulhasson. A nagyváros az irodalom alapján kb. 50.000-es várost jelent. Ez az a városméret, amit túllépve mérhető összefüggések alakulnak ki a városméret és az életminőség között, amit Wentz 1976-ban nagyon atraktívan kimutatott (8.1. ábra).

8.1. ábra - A városméret és az életminőség kapcsolata (Wentz 1976 után)



8.1. ábra A városméret és az életminőség kapcsolata (Wentz 1976 után) 1: bevétel, 2: stabil munkaerőpiac, 3: bűnözés, 4: lakás, 5: telekár, 6: a méret pozitív gazdasági hatásai, 7: oktatás, 8: egyetem, 9: vándorlás, 10: meteorológiai hatások, 11: infrastruktúra költségei, 12: környezetminőség

A városökológia terminus technicusnak sok arca van. Véleményünk szerint ez a fogalom legegyszerűbben a **tájökológiából vezethető le, ennek a kategóriának része.** A város sajátos prototípusa az urbán-ipari ökorendszereknek, pontosabban annak az emberi tevékenység hatása alatt álló és sajátos funkciókkal rendelkező ökorendszer-komplexumnak. (Utaltunk rá, hogy nehéz helyzetbe kerül azonban az, aki ezek alapján az angol

nyelvű irodalomban az „urban ecology” címszó alatt keres forrásanyagot. Az angol nyelvterületen ugyanis a városökológia nem természettudományi fogalom, hanem történeti okok miatt jellemzően – és elég merev határokkal – a társadalomtudomány, pontosabban a szociológia fogalmkörébe tartozik.).

A város dinamikailag egységes rendszert képez. A természeti, társadalmi és mesterséges típusokba sorolható részei szoros kölcsönhatásban vannak egymással. A város új, megváltozott ökológiai (és társadalmi – gazdasági) feltételeket hoz létre; feltételeket, melyek jelentősen eltérnek a város körüli természetes táj ökológiailag determinált jellegétől. E megváltozott, urbanizált környezet kutatására jött létre az interdiszciplináris jellegű városökológia, amely a (környezeti földrajz és a) tájökológiának településekre vonatkozó, gyakran ökológiai fogalmakra épülő, és egész a biotópok szintjéig kiterjedő intenzív kutatásainak része.

Magyarországon néhány kivételtől eltekintve – pl. Probáld (1974) Budapest városklímájával, Kovács (1985) a városökológia általános kérdéseivel kapcsolatban – hiányoznak a német, cseh, lengyel, angol irodalomban nagyszámban előforduló, átfogó jellegű vizsgálatok. Illetve ezen elemzések közül néhányat a városfejlesztési tervek készítése során a tervezővállalatok elvégeztek, de ezek a tudományos élet számára többnyire elvesztek.

A város mint ökológiai rendszer

A városökológia természettudományi szempontból a geo- és bioökológiai funkciók összefüggéseit, kapcsolódásait vizsgálja. A városi ökológiai rendszer sajátosságának tekinthető, hogy benne az ökológiai faktorok mellett ökonómiai-társadalmi tényezők is fontos szerepet kapnak. Ha a városökológia (biológiai) ökológiai értelmezésénél maradnánk, akkor az elemzés középpontjában a város flórájának és faunájának átfogó elemzése állna. A kötetben a városökológiai elemzésnél a humánökológiai aspektusokra koncentrálunk. Főként Szeged példáján olyan, városrészenként sajátosan alakuló összefüggéseket emelünk ki, mint a levegőbeli szennyezőanyagok feldúsulása, az élőhelyek állapota, vagy a beépítettség, terület-felhasználás és az érzetklíma kapcsolata.

Az már régóta ismert, hogy a természeti környezeti tényezők különböző mértékű pufferekapacitásúak az emberi hatásokkal szemben. Első megközelítésben pl. a geológiai felépítés, a globális klímakarakterek a „stabil elemek” csoportjába, a talajok, a vegetáció, a mikroklima a „labilis”, könnyen módosuló elemek közé tartozik. A városi ökológiai rendszerben az emberi tényező a meghatározó ökológiai faktor. Az ökológiai paraméterek tekintetében a városi ökológiai rendszereket nagyobb terhelés éri, mint a városkörnyéki, kisebb antrópikus hatásnak kitett területekét. Az egyes ökológiai tényezőkben (pl. a klímaparaméterekben, talaj fizikai és kémiai sajátosságaiban stb.) bekövetkező fontosabb változásokat az 8.1. táblázat mutatja be.

8.1. táblázat A városi és városkörnyéki ökorendszerek tényezőinek jellemző értékei (Adam, 1988, Sukopp, Wittig, 1993 adatainak felhasználásával)

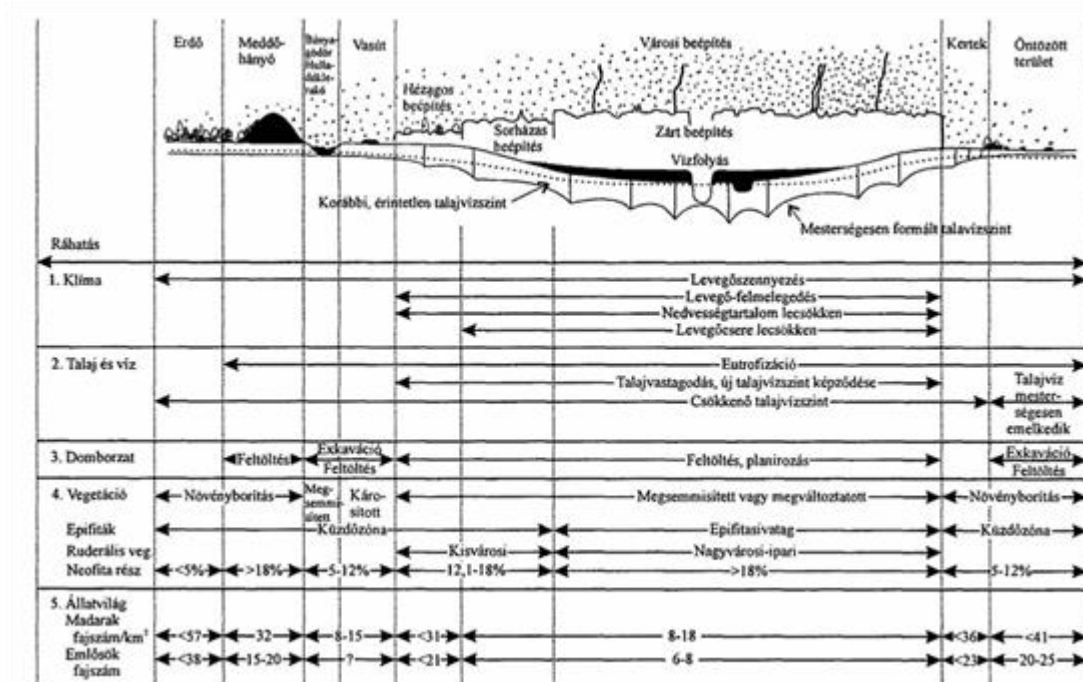
tényező	változás %-ban a vidékhez viszonyítva	ok
globális sugárzás	- 20	árnyékh hatás
csapadék	+10	több szennyezés
harmat	- 65	
páratartalom	-60 - -30	
szélsebesség	- 25	
évi középhőmérséklet	+ 0.5 - 1.0 K	
téli minimum	+ 1 - 3 K	
aerosol	+ 1000	
SO ₂ (µg/m ³)	+ 1000	ipar, háztartás
CO	+ 2500	
CO ₂	+ 1000	
nehézfémek	+ 1500	közlekedés
zöldfelület	- 60	beépítés
energiafelhasználás	+ 300	
por (mg/m ² /d)	+ 600	közlekedés, ipar

zaj dB	+ 150	közlekedés
szemét (t/a/lakos)	+ 200	háztartás, ipar

A környezeti gondok jelentős része szorosan összefügg a településfejlesztés/rendezés kérdéseivel, sok esetben településszerkezeti gondok is (pl. alacsony zöldterület-ellátottság, átszellőzés hiánya) erősítik ezt a kapcsolatot.

A nagyváros ökoszférájában bekövetkező változások szemléltetésére 1973 óta ismert Sukopp modellje, amelyben catenaszerűen szemlélteti az egyes hatótényezők térbeli, a területhasznosítástól függő változását. A 8.2. ábrán – aktualizálva – ezt a modellt mutatjuk be. Ahhoz, hogy a város tényleges hatását – nemcsak így sémászerűen – meg tudjuk ítélni, a fenti táblázat adatai értelmezésével figyelembe kell venni a topográfiai helyzetet, az ipar fejlettségét, a közlekedés intenzitását, a beépítettség mértékét, az energiafelhasználás szerkezetét stb.

8.2. ábra - A település természeti környezetre gyakorolt hatásának néhány eleme (Sukopp – Wittig 1993 után)



8.2. ábra A település természeti környezetre gyakorolt hatásának néhány eleme (Sukopp – Wittig 1993 után)

A 8.1. táblázat adatainak elemzésénél négy **lényeges okot** emelhetünk ki:

1. A növekvő mértékű urbanizációt és a szabad felszínek beépítését. 1960 és 1990 között Magyarországon sok 10 ezer ha korábban beépítetlen területet építettek. Tekintetük ezt persze a városiasodás „természetes” velejárójaként, de érzékelnünk kell az okozott környezeti terhelés mértékét is. A zöldfelületek beépítése mindenképp előtti a városi régió vízháztartását módosítja, de jelentősen hat a sugárzási viszonyokra, a hőmérséklet napi menetére és a szélviszonyokra.

2. Az ipari tevékenység és égetőművek emisszióját, valamint a közlekedési terhelését. A fosszilis energiahordozók elégetése, valamint a termelési folyamatok, az erőművek, a gépkocsik üzemelése a levegő minőségét rontja leginkább (pl. fotokémiai smog O₃-al). Ez az emisszió/imisszió többnyire a sűrűn lakott területeken koncentrálódik. Ezek a levegőt szennyező anyagok rontják a vegetáció és a talajvíz minőségét is.

3. A nagy leadott hőértékeket, ami speciálisan a városban ható antropogén jellegű klímaterhelés. A városklíma alakulását befolyásolja, és a fűtéstől, a közlekedéstől, ill. a nagy hőtároló képességű épületek hőleadásából származik.

4. A városfejlesztési terven belüli törvényszerűségeket. Ha pl. a terv olyan építkezéseket tesz lehetővé, amelyek elzárják a város területét a légcserét biztosító környezetétől, akkor ez a szennyezőanyagok jelentős koncentrálódásához vezethet.

A városi felszínnek környezeti minőségét ezek alapján tipikusan a légszennyezés (javuló tendencia), a zajártalom (kedvezően változhat a forgalom ésszerűsítésével, kerékpárutak kiépítésével), a kis zöldterületi arány (alig változik), ill. a rehabilitációt igénylő területek felhagyása/elhagyása jelentik. A 2003-2008-ra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Program kiemelt célként előli meg a településszerkezeti kérdéseket, a városi zöldterületek védelmét, növelését és állapotjavítását, a közlekedés eredetű gondok mérséklését is. Az Akcióprogram 6 operatív célt tűz maga elé. A környezeti szempont településfejlesztésben történő érvényesítését külön fejezet tárgyalja.

Az ökológiai várostervezés néhány elméleti és módszertani kérdése

A város/településfejlesztésnek új súlypontjai vannak, ami mellett egyetlen, a városökológiai terveket használó önkormányzat sem mehet el szó nélkül. Ma a természet védelmével kapcsolatos intézkedések nem állhatnak meg a város közigazgatási határánál, hanem a városperemi területeket is érinteniük kell. Ez épp annyira fontos, amennyire a település társadalmi-gazdasági hatásai kiterjednek a városkörnyékre. Egy jellemző példánál maradván kedvezőtlen, hogy pl. a város fejlesztési/rendezési tervében a (közigazgatási) város és a környék nem egységes rendszerként, egymást kiegészítendő szerepel. Külön készül általában pl. a bel- és külön a külterületi terv. Így rendkívül nehezen érvényesíthetők a legegyszerűbb várostervezési elvek is, pl. hogy a peremi táj elemeinek tangenciálisan és radiálisan célszerűen be kell nyúlniuk a lakóterületre is.

Európában ma a városfejlesztés legkritikusabb pontja a városi terület-felhasználás tervezése. Ez komplex gondolkodásmódot igényel, nagyon sok szerteágazó érdek van, az optimalizálást a szakági tervek (pl. zöldterületi terv, közlekedési terv) nem képesek elvégezni, azokat célszerű összehangolni. Ezért javasolható, hogy készüljön a szakági tervek után – azok alapján – városökológiai terv, amely a város lakói, valamint biogén tényezői és a tervek javaslatai közti harmonizációs lehetőségeket, pl. épp a terület-felhasználási értékeléseket tartalmazza. A fejlesztési/rendezési tervek vagy a települési környezeti terv időközönként kötelező felfrissítése szintén egy lehetséges kerete lehet a városökológiai terv kimunkálásának.

Hogy csak néhány, korábban bemutatott példát említsünk, a városökológiai elemzés pl. a táj következő funkcióit tudja a településen lakók számára felhasználhatóvá tenni:

- a zöldfelületek és erdők segítségével a városklíma és a levegőhigiénia javítása,
- a természetközeli és rekreációs területekkel a kirándulás, a hétvégi turizmusformák támogatása,
- tagolt, ökológiailag sok elemből álló „város és vidék” rendszer kialakítása, amely jelentősen támogatja azt a várostervezési célt, hogy „vízzel, erdővel, tereplépcsővel, nedves területtel kell ökológiailag lehatárolni egy települést” – Sukopp, 1993.

Az ökológiai várostervezésnek sok *értelmezése* van (pl.: Olschowy, 1992). A politikában és a tervezésben a városökológiát nem mint a várossal kapcsolatos alkalmazott ökológiai, környezeti, geográfiai tudományt kezelik, hanem az ökológiailag orientált városfejlesztési szándékként. Így a terveket akkor nevezik „ökológiailag megfelelőnek”, ha azok a természeti erőforrások, ill. az ember, a flóra és a fauna életkörülményeit hosszútávon biztosítják, az ökológiai várostervezésnek tehát környezetbarát városfejlesztést kell céloznia. Ezek a célok a gyakorlatban többé-kevésbé az ágazati tervekben, mint környezet- és természetvédelmi szándékok jelenhetnek meg.

Ha a várostervezést a környezet/tájtervezés logikájába illesztjük, akkor jól elkülöníthetően különböző szeletei értelmezhetőek a tervezési folyamatnak:

- elemzés, ahol a feladat az érintett település, speciális táj történelmi, múlt és jövőbeli helyzetének, a természeti, antropogén sajátosságainak folyamatainak változásainak leírása (állapotfelfvétele),
- értékelés, ahol a természeti/társadalmi tényezők, objektumok összehasonlítható, sorrendbe rakott vagy kvantifikált besorolása (diagnózis, értébecslése, potenciálértékelése, funkciók értékelése, konfliktusok elemzése) a fő kérdés,
- állapot fenntartás (menedzsment), ahol a védelemre, kezelésre, fejlesztésre vonatkozó célok kidolgozása a feladat a tervezési területre vonatkozóan,

- intézkedési tervek szükségesek az alkalmas területhasznosítás meghatározásához (mint rámutattunk ez az egyik kulcskérdése a várostervezésnek), ehhez intézkedési katalógus, kezelési koncepció és program illik, és világos koncepció kell a környezetvédelmi, kezelési intézkedésekről. Ezek végrehajtása és ellenőrzése is a rendszer része.

Célszerű úgy tekinteni, hogy ezen tényezők együttesen alkotják az ökológiai alapú várostervezés elemeit, azaz a tervezésnek sok szegmense ismert, és sokat is használ a gyakorlat (értékelés, elemzés sok hasznos példája ismert), de egy elemzés vagy értékelés, vagy pl. funkció- és konfliktusfeltárás nélkül mégoly igényesen megrajzolt városi területhasználatra kiterjedő terv nehezen tekinthető ökológiai alapú városi tervnek.

Az ökológiai várostervezés abból a szükségletből keletkezett, hogy egyre többen felismerték, hogy a sajátos települési környezetet, a soktényezős, szerteágazó hatáskapcsolatokat nemcsak sok vizsgálattal alátámasztva, hanem integratívan, tájháztartási szinten kellene szemlélni és értékelni. Az ökológiai tervezésnek általában két kritériumot kell kielégítenie. Az egyik az, hogy az egyes ágazati terveket, koncepciókat harmonizálni, integrálni kell, pl. ökológiai szemléletük mennyire illeszkedik az átfogóbb regionális tervekhez stb. Másrészt katalizálni kell, hogy az átfogó ökológiai kapcsolódások, összefonódások (gyakorlati konzekvenciái) az egyes ágazati tervekbe visszakerüljenek, ill. ott azokat a tervezéskor figyelembe vegyék. Az ökológiai terv elsődlegesen a térbeli kapcsolatokat hivatott rendezni. Azaz nem olyan kérdésekkel foglalkozik, hogy miként kerül egy szennyezőanyag a városi ökorendszerbe, vagy hogyan kell kifejleszteni és bevezetni egy környezetbarát technológiát. Sokkal inkább kell vizsgálni (a regionálisan eltérő adottságok és terület-felhasználás alapján) a környezet ember általi használatát és azt úgy optimalizálni, hogy a jövőbeni fejlődés minél kevesebb ökológiai kárt okozzon, ill. csökkentse az előálló károkat. Bock et al. (1990) szerint a városökológiai tervezésnél a következő súlyponti, tájháztartással kapcsolatos kérdések merülhetnek pl. fel:

- Mennyire alkalmas a felszín adott hasznosításhoz, funkcióhoz?
- Milyen érzékenységgű a felszín az adott hasznosítással, terheléssel szemben?
- Milyen terhelésű az adott felszín?
- Milyen konfliktusok vannak az érzékenység, terhelés és alkalmasság tekintetében?

Ha megválaszoljuk ezeket a kérdéseket, akkor élhetünk igazán az ökológiai tervezés adta lehetőségekkel, pl. a fejlesztési vagy építési tervekben a kimutatott vagy lehetséges konfliktusokat megkísérelhetjük megszüntetni vagy feloldani. Az értékelési rendszer, a célrendszer (pl. a konfliktus/veszélyeztetés/kockázat fokozatai) normatíváinak kidolgozása a városökológia soron következő feladata lehet.

Az ökológiai várostervezésnek Sukopp – Wittig (1993) szerint öt elvet kell kielégítenie:

a. *Az energia-bevétel optimalizálása.* Az elmúlt évtizedek számos, jól ismert környezeti gondja halmozottan és koncentráltan érte a településeket. Ezek mindegyike kapcsolatos az energia-felhasználással. A megoldást nem az energia bevitelének korlátozásával célszerű megoldani, hanem a jelenlegi 30 %-osnál jobb energiahasznosítással. A technikai megoldások mellett a várostervezésben ez a települést elkerülő úthálózat-fejlesztésben, ill. a motorizált közlekedés csökkentésében valósulhat meg (pl. kerékpárutak fejlesztése).

b. *A szükségtelen anyagfolyamatok elkerülése és az elkerülhetetlenek ciklizálása.* A város működése következtében sok anyag (ivóvíz, élelem, építési anyag stb.) kerül ki a városból a városkörnyékre és ezzel párhuzamosan oda sok káros anyag transzportálódik (pl. szennyvíz, hulladék). Az ökológiai várostervezés fontos feladata, hogy az így előálló városkörnyéki környezetterhelést a lehető legnagyobb mértékben csökkentse. Világos ugyanis, hogy a városperemi környezeti károk rövid időn belül jelentkeznek a város belsőbb területein (Galambos 1987). A megoldás egyik – sokrétűen elemzett – lehetősége a felhasznált anyagok (pl. csomagolóanyag) ciklizálása.

c. *Minden életforma védelme.* Ez a tervezési elv abból indul ki, hogy az életfeltételekhez szükséges ökológiai tényezőket kell védeni, pl. a talajt a beépítéstől, nyitva hagyni a átlevégőzést biztosító vonalakat stb.

d. *A természet megőrzése és védelme.* Ide számos, gyakran alkalmazott elv sorolható pl.: a különösen értékes felszíneken a környezet- és természetvédelem elsőbbsége, ill. a természet- és tájvédelem (városi) zónánként eltérő súlypontja azt fejezi ki, hogy más a tervezés feladata a város zöldfelülettel szűkösen ellátott belső területein (itt pl. a klíma, levegőhigiénie), mint a peremi zónákban (Tózsá 1995). A városban található flóra, fauna természetes körülmények között is fejlődik, pl. ruderalis fajok behúzódnak a city-be, de általában egy-egy

új biotóp kialakulása évtizedekbe, vagy évszázadokba tart. Ezt a történeti folyamatosságot a tervezésnél figyelembe kell venni.

e. A nagyobb, összefüggő szabad terek megőrzésének elve azt fejezi ki, hogy minden fajnak minimál-igényei vannak a terület nagyságával és minőségével kapcsolatban. Emellett azonban annak az elvnek is érvényt kell szerezni, hogy az élőhely eltérő geoökológiai adottságait fenntartsuk. A nivellálódás csökkentheti ugyanis a diverzitást.

- A flóra és fauna elszigeteltségét csökkentendő, a foltszerűen elkülönülő szabad terek között kapcsolatot kell biztosítani. Célszerű, ha ezeket a tereket hálózatba kapcsoljuk.

- Az ökológiai sokszínűséget minden városrészben fenn kell tartani.

- Az igazi megoldás az, ha már a tervezés szakaszában funkcionálisan összekapcsoljuk a városi ökorendszert és a felülethasznosítást, beépítést. Gondoljunk csak itt a tetők növényzettel borítására, vagy hogy egyúttal egy javaslattal is éljünk Szeged esetében: a nyílt villamospályák befűvesítésére (8.3. ábra).

8.3. ábra - Nyílt villamospálya befűvesítése Hágában



8.3. ábra Nyílt villamospálya befűvesítése Hágában

Az ökológiai várostervezés irányzatai, a környezeti zónáció

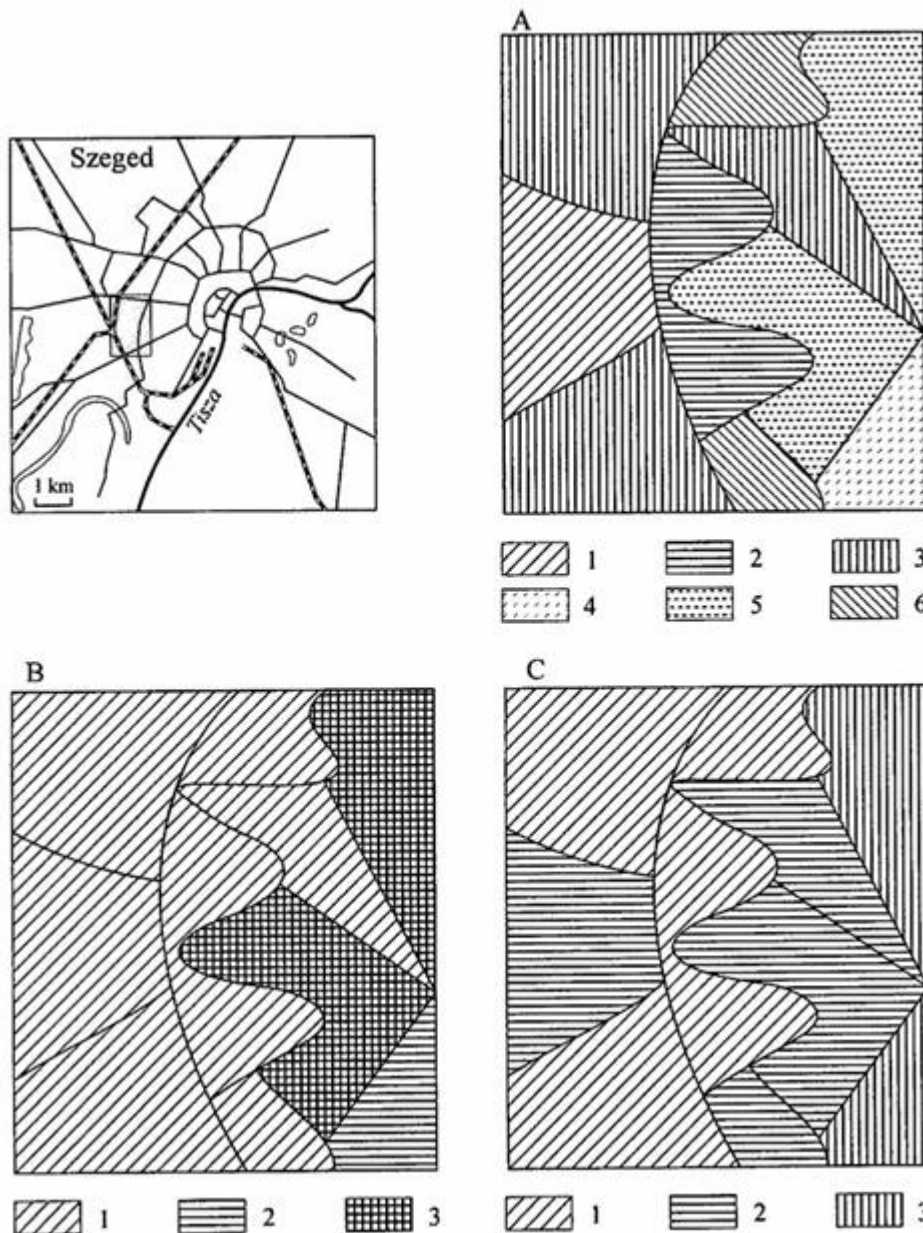
A települések ökológiai tervezése két nagyobb logikai csoportba osztható. Az elsőbe a *problémaorientált tervezés* módszerei és irányzatai sorolhatók. Ez a tágabb értelemben vett tervezés első fontosabb lépéséig halad, a fő törekvés lehetőleg minden káros hatás feltárása (elemzés, értékelés). Itt még nagyon sok adatot sem használnak, inkább a koncepcionális modellek használata a jellemző. Sok feladathoz a stratégiai tervezés ezen első lépése elég, ilyen logikai alapú a hazai környezetvédelmi törvény települések számára előírt környezeti terve. Egy ilyen tervezéskor azt vesszük pl. figyelembe, hogy a káros hatások jelentkezése attól is függ, hogy az adott felszín, ahol a hatás jelentkezik, mennyire érzékeny (ez a bióm természetességétől függ). A 8.4. ábrán Szeged példáján mutatjuk be ezt a módszert. A kérdés tehát az, hogy miképp vessük össze a negatív környezeti hatásokat és a felszín eltérő érzékenységet. (Itt nem precíz adatokra van szükség.) Egy megoldás pl. úgy képzelhető el, hogy lajstromozzuk a káros környezeti hatásokat (Streeter 1998), és aszerint, hogy kevésbé érzékeny, érzékeny vagy nagyon érzékeny felszín érintenek ezek, hatásfokukat rendre 1, 2, 3 ponttal értékeljük (ezzel a tervezés „elemzés” szakaszába jutunk). Ezt a logikát tetszés szerinti hatásra alkalmazhatjuk (8.2.

táblázat), és így a konfrontációs területeket relatív súlyokkal láthatjuk el. Ezt a probléma orientált tervezési eredményt továbbvihetjük, s egyfajta településkörnyezeti zónációt készíthetünk el.

8.2. táblázat A káros környezeti hatások számának és a felszínérzékenység mértékének együttes értékelése

Káros hatások száma	Kevésbé felszín	érzékeny	Érzékeny felszín	Nagyon felszín	érzékeny	Összes pont
Nincs ilyen hatás		0	0		0	0 - jó
1 hatás van		1				1
1 hatás van			2			2
1 hatás van				3		3
2 hatás van	1,1					2
2 hatás van	1		2			3
2 hatás van			2,2			4
2 hatás van	1			3		4
2 hatás van			2	3		5
2 hatás van				3,3		6 - kedvezőtlen

8.4. ábra - A térbeli funkciók és érzékenységük Szeged egy részének példáján (Miller – DeRoo 1998 után)



8.4. ábra A térbeli funkciók és érzékenységek Szeged egy részének példáján (Miller – DeRoo 1998 után) A: 1-rét-legelő, 2-erdő, 3-mezőgazdaság, 4-rekreáció, 5-lakóterület, 6-ipai terület; B: 1-többnyire talaj, vízfelszín, ültetvények, 2-többnyire emberek által használt felszín, 3-többnyire mesterséges anyagokkal borított felszín; C: 1-kevésbé érzékeny, 2-érzékeny, 3-nagyon érzékeny

A másik irányzat a célorientált tervezés. Itt a káros hatások valós problémákat okoznak, amelyek nagyobb apparátus, speciális információk (adatbázis, modell stb.) alkalmazása nélkül nem oldhatók meg. A célorientált tervezés egyik kulcskategóriája a környezethasználat kockázatának számítása. Szeged város talajainál a probléma azok nehézfém-szennyezése volt, a cél pedig annak megállapítása lehet, hogy milyen mértékben és ütemben kell beavatkozni, hogy a használati kockázat lehetőség szerint csökkenjen.

Az ökológiai várostervezés lépései

Ahogy az előzőekben bemutattuk az ökológiai várostervezésnek négy jellemző szintje ismert. Szűkebb értelemben persze mind tervezés valamilyen mértékben. A települések ökológiai tervéhez jó alapul szolgálhat az abiogén (domborzat, klíma, talaj, felszíni és felszín alatti vizek) és biogén tényezőkre kiterjedő *ökológiai állapotfelmérés*, amely a tervezés első fázisaként szolgál (elemzés). Hangsúlyozni szeretnénk azonban a más típusú tényezők fontosságát, hisz az előbb felsorolt faktorok előre vetítik a felszínhasznosítást, az építési

szerkezetet, a hulladékprodukción stb. Földrajzi alapról indulva ezek humánökológiai célú elemzését is fontosnak, a városökológia eminens feladatának tekinthetjük.

Meghatározható azonban néhány olyan lépés, amely sok tervtípusnál szükséges. Így pl. először mindig tisztázni kell, hogy milyen körből szükséges információt gyűjteni. Kisebb léptékű munkánál minimális követelmény a várostervezési szakterületi eredmények alkalmazása, nagyobb tervezési feladatokhoz a talajtan, a hidrológia és az energiatervezés ismeretanyaga is szükséges. Figyelemmel kell lenni az adatok teljességére, naprakészségükre, általában öt évnél régebbi adat nem használható. Az alapadatok előkészítése is komoly körültekintést igényel. Az alapinformációk ugyanis általában szelektíven állnak rendelkezésre, pl. a biotóp-térképezés többnyire csak az „értékes” biotópokra szorítkozik, vagy a nehézfém-elemzések gyakran az egészségügyi és a hidrológiai szempontú negatív hatásokat mérik, s a vegetációra gyakorolt esetlegesen kedvező hatást nem. A szakértőktől épp ezeket a pozitív és negatív hatásokat, az esetleges konfliktuspontokat kell összegyűjteni. Az egész tervezési folyamat lényege – ahogy azt bemutattuk – a cél pontos meghatározása, mely egyrészt a lehetséges prioritások mérlegelésére, másrészt a felszínhasználatban indokolt kompromisszumok keresésére épül. A tervezés fontos eleme a nyitottság, a város polgárainak informálása.

Városökológiai feladatok – pl. a város zöldterületi tervéhez kapcsolódva – már a tervezés első szakasza után is körvonalazhatók. A városi terület-felhasználás elemzésekor például utaltunk rá, hogy Szegeden, bizonyos területeken nagyon sűrű a beépítés, amely ráadásul alacsony diverzitási és naturitási fokú vegetációval párosul. Ilyen felszín, pl. Belvárost kettészelő, ökológiai gátként funkcionáló zóna. Hasonló gát található a túlhasználat, ill. a katonai hasznosítás miatt leromlott állapotú É-i ipatelep és a Fehér-tó közötti sávban is. Lényeges célnak tűnik, hogy e területek gátfunkcióit oldjuk. Fontos lehet az intenzív beépítés miatt jelenleg megszakadt Tisza-menti és a tervezett autópáttal kettészelt ökológiai folyosók biztosítása. Sajnos a város környéke sem rendelkezik nagy, összefüggő, magas ökológiai aktivitású területtel. Célszerű az ezek közötti kapcsolatokat erősíteni, hisz ezek lehetnek további ökológiai fejlesztések kiindulópontjai. Sajátos feladat lehet az alapvetően a város posztnyezését csökkenteni hivatott, a záródó pusztai vegetációval is kapcsolatban álló erdők telepítése.

Felhasznált irodalom

- Blume, H-P.1989): *Characteristics of Urban Soils* MAB-Mitteilungen, 30. Galambos, J. 1987: *A tájkutatás, tájértékelés és tájprognózis néhány aktuális kérdése*. Földr. Értesítő 1987. 3-4. pp. 209-232. Gallé, L. 1997: *Human settlements: human and community ecology perspectives*. Proceeding, Eco- Conference, Szabadka. Géczi R. 1999: *A városökológiai kutatások néhány időszéri kérdése Kolozsváron*. PhD disszertáció, JATE, Természeti földrajzi Tanszék, Szeged. Gilbert, O.L.1989: *The ecology of urban habitats*. Chapman and Hall Ltd, London Hahn, E. 1984: *Siedlungsökologie*. Müller, Karlsruhe p. 247 Keule, G. 2002: *Umweltplanung*. Ulmer, Stuttgart p. 315 Kovács M. 1985: *A nagyvárosok környezete*. Gondolat, p. 90, Budapest Mezősi G. (szerk.) 2007: *Városökológia*. JATEPress, Szeged p. 173 Miller, D. – DeRoo, G. (eds) 1998: *Urban environmental planning*. Aldershot-Brookfield, Ashgate Pearce, J. 1998: *Integrated environmental zoning: a comparative studies of 12 countries*. In: Miller, D. – DeRoo, G. (eds) 1998: *Urban environmental planning*. Aldershot-Brookfield, Ashgate, pp. 213-227. Probáld, F. 1974: *Budapest városklímája*. Budapest Riedel, W. – Lange, H. (szerk.), 2002: *Landschaftsplanung*. Spektrum, Heidelberg p. 384 Streefkerk, N. 1998: *A method for incorporating environmental aspects into spatial planning*. In: Miller, D. – DeRoo, G. (eds) 1998: *Urban environmental planning*. Aldershot-Brookfield, Ashgate pp. 137-155. Sukopp, H. 1993: *Urban ecology*. Den Haag, SPB Academic Publishing Sukopp, H. – Wittig, R. (eds) 1993: *Stadtökologie*. Stuttgart, G. Fischer Tóza, I. 1995: *Budapest zöldterületeinek földrajzi vizsgálat*. Földrajzi Értesítő 1995. 3-4. pp. 193-212.

9. fejezet - Az erdők szerepe az ökológiai szemléletű tájtervezésben. Esettanulmány a Szigetköz példáján (Szabó M.)

Az emberi társadalom jelentős mértékben épül a természet adta javakra és a legkülönbözőbb szolgáltatásokra, amelyeknek nélkülözhetetlen szerepük van az élet megteremtésében és fenntartásában.

Mára az emberiség kizsákmányoló tevékenységének köszönhetően az ökoszisztémák megfelelő működése forog kockán. E viszonylagos és törekény egyensúly megbomlása beláthatatlan következményekkel járhat. Ezért tehát fontos észrevennünk a természet adományaitól való függésünket, és nagyobb figyelmet fordítanunk a természet védelmére.

Az erdei ökoszisztémák, illetve az általuk nyújtott szolgáltatások fontos szerepet töltenek be mindennapi életünkben. Ezek a rendkívül összetett élőlényközösségek fontos funkciókat látnak el, és az emberi élet megfelelő minőségű fenntartásához is szükségesek. Az erdőket a legösszetettebb szárazföldi rendszerekként ismerjük, amelyek szolgáltatásait pótolni nem vagyunk képesek. Ezért védelmük – és nem csak az erdők, hanem minden természetközeli ökoszisztémáé – nem csupán etikai megfontolásokból fontos, hanem pusztításuk következményeképpen az emberiség jövőjének minőségi biztosítása szempontjából is.

1. Az erdők szerepe a tájban

Az erdők a bioszféra legmeghatározóbb szárazföldi ökoszisztémái, mivel jelenlétükkel sokkal nagyobb befolyással vannak az adott térségben zajló klimatikus és biogeokémiai folyamatokra, mint például egy füves puszta. Alapvetően határozzák meg adott térség jellegzetes éghajlati viszonyait. Fontos látnunk, hogy az erdő nem csak valamilyen kisebb vagy nagyobb kiterjedésű facsoportot jelent. Nem véletlen, hogy az egyik legkifinomultabb élőlényközösségekként tartjuk az erdőket számon: egy természetközeli, de főleg egy természetes erdő amiatt nevezhető erdőnek, mert annak komplex és szerteágazó folyamataiban sokféle élőlény és azok kölcsönhatásai játszanak szerepet, a rájuk ható abiotikus tényezőkkel együtt.

Egy erdő jellegét rendkívül sokféle tényező befolyásolja és határozza meg: elsősorban az, hogy milyen éghajlati övben található, hiszen ezek az övezetek alapvetően határozzák meg az arra a térségre jellemző hőmérsékleti-, csapadék- és fényviszonyokat. Emellett a talaj fizikai-kémiai tulajdonságai is meghatározó szerepet játszanak. Jelentősen meghatározó jelleg még egy erdő struktúrájában, hogy azt milyen fajok alkotják, és az azokat képviselő egyedek milyen gyakorisággal fordulnak elő.

Az erdőtársulások kialakulásának fő hajtóereje a korlátozottan rendelkezésre álló környezeti tényezőkért, az ún. limitáló faktorokért való versengés (tápanyagok, víz, fény), aminek következtében azonos fajkészletű térségekben hasonló faji összetételű közösségek fognak kialakulni. Ennek a versengésnek az eredményeképpen alakul ki az erdő vertikális struktúrája, vagyis színtezettsége. A szintek száma eltérő lehet a különböző típusú erdők esetén, valamint a koruk is befolyásolja, milyen fejlettséget érhetnek el a rendelkezésre álló idő alatt. Könnyen megfigyelhető azonban egy általános „szabály”, mi szerint a sarkok felé a szintek száma folyamatosan csökken. Ennek alapján, míg a trópusokon 8-9 szint is kialakulhat, addig a tajgaerdőkben már csak 2-3 szintet figyelhetünk meg. A legfelső mindig a lombkoronaszint, ami a hazánkra jellemző mérsékeltövi lombdombokban 15-50 m közötti magasságban mozoghat. Megfelelő körülmények között és elegendő emberi eredetű beavatkozás-mentes idő elteltével a lombkoronaszint tovább tagolódhat két alszintre. Az alkotó fajoktól függ, hogy a lombkorona milyen mértékben zárt, vagyis hogy mennyi fény képes átjutni azon, cserje-, esetleg gyeperdő és mohaszint kialakulását is lehetővé téve így. Ehhez azonban megfelelő víz- és tápanyag-ellátottság is szükséges. Ennek köszönhető, hogy tölgyerdőkben lényegesen nagyobb eséllyel találhatunk cserje- és lágyszárú fajokat, mint a bükkösökben, amelyek lombkoronája jellemzően zárt (Bartha D. – Gálhidi L. 2007).

Az erdők horizontális szerkezetét a talaj fizikai-kémiai tulajdonságai és tápanyagtartalma határozzák meg, hiszen a közösséget felépítő fajok ezek iránti igénye eltérő lehet. Ahol ezek valamilyen okból kifolyólag szélsőséges értéket vesznek fel, ott fás-fátlan foltok mozaikja alakul ki (Somogyi Z. 2001).

2. Az erdők természetességének és eredetiségének kérdései

A síkvidéki trópusi esőerdők és az európai mediterrán területet kivéve egyetlen földrajzi zóna/terület sem szenvedett el olyan jelentős mértékű átalakulást, mint a mérsékeltövi lombhullató erdők, illetve a velük szomszédos erdőssztyepek és sztyepek. Az erdők nagy részét kiirtották, helyükön az arra alkalmas területeken mezőgazdálkodás folyik. A megmaradt erdőállományok nagy részét pedig az erdőgazdálkodás, a fakitermelés alakította át. Az erdőgazdasági kezelés hatására mára alig maradtak fenn őserdő jellegű állományai, amelyek még őrzik az eredeti erdőségek fajösszetételét és szerkezetét. Jórészt egykorú, cserjeszintjüktől megfosztott un. kultúrerdőket találunk a legtöbb erdő helyén. Még rosszabb esetben tájidegen, más kontinensről származó fafajokkal történt az erdők újraterelítése, teret adva ezzel az idegenhonos fajok térhódításának az adott földrajzi területen. A múlt század hetvenes éveitől kezdődően a „savak eső” (helyesen: savas ülepedés) is jelentősen károsította a mérsékeltövi lombhullató erdőket. Emellett várható a közeljövőben a globális felmelegedés okozta csapadékeloszlási változások káros hatása is.

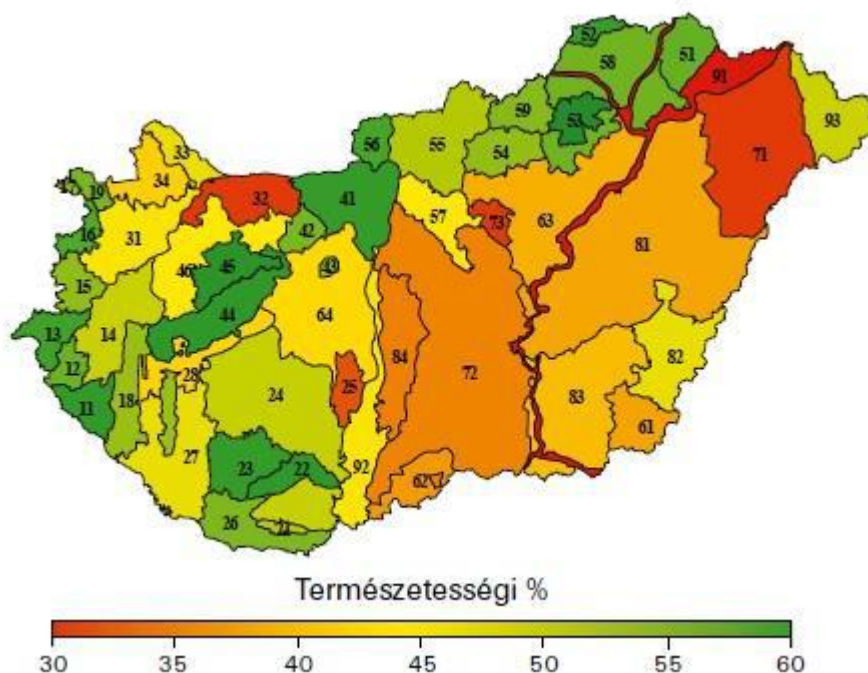
A természetesség kritériumainak az erdőkben zajló természeti folyamatok szabad érvényesülését és az e folyamatok által kialakított jellemzők meglétét tekintjük. A természetes erdőségek térben rendkívül változatos összetételűek és szerkezetűek, és időben folyamatos változásban vannak. Ennek hátterében az élettelen környezeti feltételek, mint geológiai, klimatikus, domborzati és hidrológiai faktorok állnak. Természetesnek azonban ma már nagyon kevés erdő minősíthető. Abban az esetben mondható ugyanis természetesnek egy erdő, ha a benne zajló természetes folyamatok szabadon – emberi beavatkozás nélkül – érvényesülhetnek, és az így kialakuló jellemzők hosszú távon fennmaradhatnak. A természetesség foka annál nagyobb, minél változatosabb a faállomány, ehhez hasonlóan az újulat, a cserjeszint, valamint a gyepszint faji összetétele (biodiverzitása) és szerkezete is. Ez azt jelenti, hogy egy erdő „egészséges” működése szempontjából optimális az, ha abban az adott élőhelyre jellemző fafajok az uralkodók, mellettük kívánatos arányban elegyfajok is előfordulnak, melyek a természetes bolygatásokhoz és a termőhelyi mozaikossághoz kötődnek. Ezzel ellentétben viszont hiányoznak az idegenhonos vagy termőhelyidegen fajok. Lényeges a vegyes kor- és méreteloszlás, mind a fák, mind a cserjék és az újulat esetében. Kiemelten fontos az állomány koránál idősebb faegyedek jelenléte, a változatos alak, a száradó és odvas fák, és nem utolsósorban a holt faanyag megléte, illetve ennek változatossága. A faállomány összetétele nagymértékben megszabja a közösségek összetételét is, elsősorban a nagyszámú fafajspecialista rovar- illetve gombafaj miatt.

A színtettség a madárvilág kialakulásában jelentős. Az idős, odvas faegyedek pedig bűvő- és szaporodási helyet biztosítanak az erdő állatvilágának. A holt faanyaghoz szintén egész életközösségek kapcsolódnak, továbbá fontos szerepük van a biogeokémiai folyamatokban (Standovár T. et al, 2000).

A természetesség fokát az aktuális erdőkép és a potenciális erdőkép összehasonlításával állapíthatjuk meg. Az ember által ipari célra létrehozott, terjedőben lévő ültetvények pont az előbbiekkal ellentétes tulajdonságokkal rendelkeznek: legtöbbször idegenhonos fafajokból, egyidős egyedekből, szabályos sorokban állnak, amelyekben további szintek kialakulására idő sincs.

Egy felmérés során elkészült Magyarország természetközeli erdőtársulásainak természetességi felmérése (Bartha D. – Gálhidi, L. 2007), amelynek során az erdőültetvényeket nem vették bele az értékelésbe. A természetességi értékszámot az erdőállományok fafajainak őshonossága és termőhelyhonossága szerint elemezték. 0%-nak a teljesen művi, 100%-nak a teljesen természetes állapotot vették. A teljes felmérés országos átlaga 48,6%. Eredményeik szerint ebből a természetes (őshonos és termőhelyhonos) fafajú erdőállományok természetességének átlaga (az elvártaknak megfelelően) a legmagasabb, értéke 57,6 %. A termőhelyidegen, de őshonos fafajú erdőállományok átlaga 51,0%. Az idegenhonos fafajú erdőállományok átlaga 38,7 %-os értékkel a legkisebb. A 9.1. ábráról is jól leolvasható, hogy hazánkban a legkedvezőbb átlagértéket a Dunántúli-középhegység erdei kapták, 59,6%-ot. Majd csökkenő sorrendben a Nyugat-Dunántúl 58,9%-kal, a Dél-Dunántúl 58,7%-kal, illetve az Északi-középhegység 57,7 %-kal következnek. Látható az is, hogy a magasabb értékszámokat jellemzően a hegy- és dombvidéki erdőtürsulásaink kapták, míg az alacsonyabbakat az alföldi- és síkvidéki területeken található erdeink (9.1. ábra).

9.1. ábra - A természetes fafajú erdők természetessége erdészeti tájanként



9.1. ábra: A természetes fafajú erdők természetessége erdészeti tájaként. A színek folytonos skálán %-ban jelzik a természetességi állapotot (100 % = természetes), 0% = teljesen művi). A számok az erdészeti tájakat jelölik. (forrás: Bartha D. – Gálhidy L. 2007)

A természetesség értelmezése nem lehet statikus, mivel egy adott termőhelyen a regenerációs és szukcessziós ciklusok fázisai miatt többféle erdő is kialakulhat. Ezen túlmenően a természetesség nemcsak az eredeti, hanem az antropogén beavatkozás következtében megváltoztatott élőhelyeken is értelmezhető, ha az erdő a jelenlegi termőhelyi potenciálnak megfelelő őshonos fajkészlettel, szerkezettel és folyamatokkal rendelkezik.

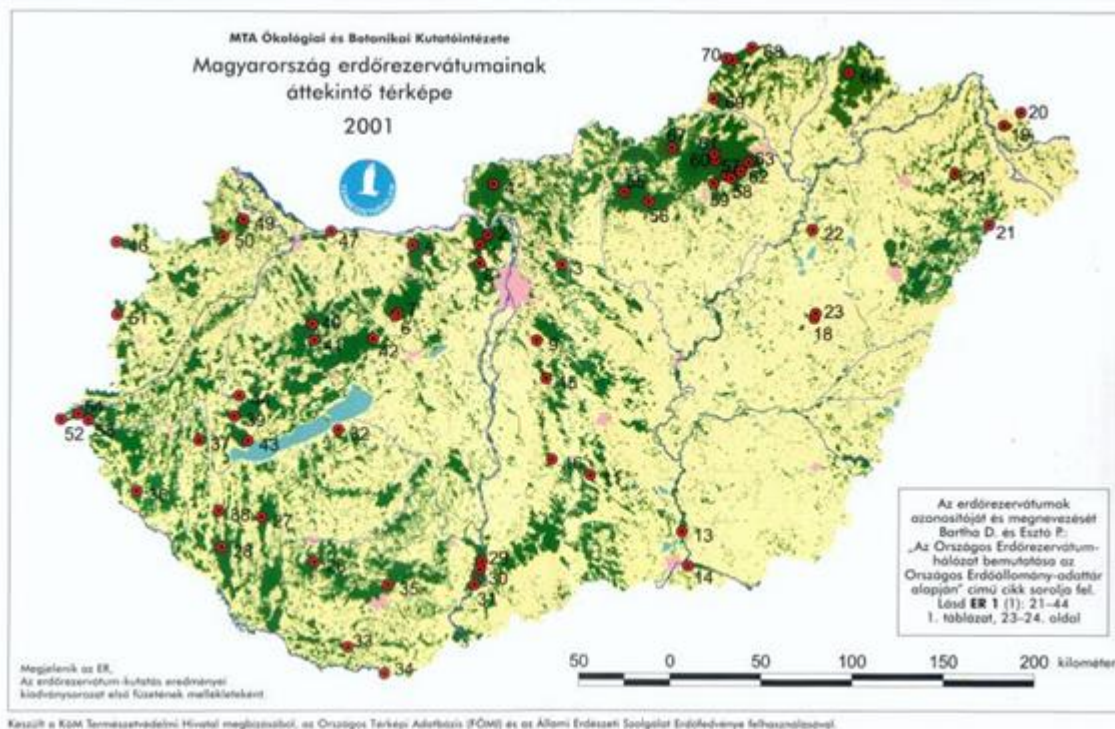
A természetesség mértékének megállapítása során a jelenlegi erdő állapotát hasonlítjuk a termőhelyi adottságoknak megfelelő potenciális erdőhöz, s a különbség adja az emberi beavatkozás mértékét. Hazánkban, a Duna-Tisza köze azon részein, ahol a talajvíz szintje jelentős mértékben és tartósan lecsökkent az eredeti homoki tölgyesek (pusztai- és gyöngyvirágos tölgyes) már nem alakulhatnak ki, helyettük a nyáras-borókások vagy fagyalos-nyárasok azok az erdők, amelyek spontán módon jönnek létre. Az emberi beavatkozás hatása nem minden esetben jár erdőtársulás-váltással egy adott élőhelyen. Jó példa erre a magasártéri keményfás ligeterdők átalakulása a folyószabályozások és vízrendezések eredményeként. Itt a eredeti vízigényes fajok háttérbe szorulásával a szárazságot jobban elviselő fajok száma és mennyiségi aránya nőtt meg az erdőállományokban, így ez az erdő vált természetessé. Lényeges még megemlíteni, hogy természetességről különböző léptékekben beszélhetünk: állomány, táj és régió szinteken lehet és szükséges vizsgálni.

Az eredetiség bármiféle emberi beavatkozás nélküli természetesség. Közismert, hogy az antropogén hatásokra szinte a világ minden táján, de különösen Európában jelentős mértékben megváltozott az ökológiai környezet (árterek ármentesítése, talajvízszint süllyedés, tápanyag feldúsulás, talajsavanyodás, levegőszennyezés, kemikália-terhelés, hőmérsékleti- és csapadék anomáliák stb), módosultak a termőhelyek, az eredeti erdőket alkotó fajok némelyikének (vagy többnek) a kipusztulásával megváltozott az eredeti fajkészlet és a diverzitás, módosultak a kompetíciós viszonyok is. Mindezek következtében napjainkban eredeti erdőségekről, erdős-tájról nem is beszélhetünk. A ma „őserdőknek” nevezett erdőállományok eredetisége is erősen megkérdőjelezett. A természetközeli állományok egyes elemei lehetnek eredetiek, ilyenek pl. a magyarországi erdőrezervátumok (9.2. és 9.3. ábra).

A természetesség kérdése általában a növénytakaróval kapcsolatban merül fel. Egy adott vegetációtípus az egymást követő klímaváltozások egyedi sorrendjének következtében alakul ki. Például az USA-beli Minnesota államban az első telepesek hárs-juhar-szil erdőkkel találkoztak, így napjainkban ezek megmaradt állományait tekintik védendőnek. A pollenvizsgálatok azonban kiderítettek, hogy 300 éve még préri lehetett ugyanazon a helyen, tölgyes foltokkal. A száraz éghajlat miatt a gyakori erdőtűzek következtében a hárs-juhar-szil erdők a védettebb, nedvesebb helyekre szorultak. A 17. századi hűvösebb klímában (kis jégkorszak) innen terjedtek el és

hódítottak meg egyre nagyobb területeket, és a jelenlegi melegebb klímában is megmaradtak. Nem egyértelmű tehát, hogy melyik növénytakarót tekintjük természetesnek (Sprugel D.G. 1991).

9.2. ábra - Magyarország erdőségei és az erdőrezervátumok



9.2. ábra: Magyarország erdőségei és az erdőrezervátumok (forrás: Bartha D. – Esztó P. 2001)

Bár az élőhelyek pusztulása főként a fajokban gazdag trópusi esőerdőkben érezteti hatását, a következményeket bolygónk más részein is tapasztalhatjuk, elsősorban ott, ahol az erdőt gyors ütemben kivágják. A nagymértékű élőhelypusztítás igen gyakran fragmentációval is jár. *Élőhely fragmentációnak (feldarabolódásnak)* nevezzük azt a folyamatot, melynek során egy nagy, összefüggő élőhely, pl. egy nagy területű erdőség mérete csökken és több darabra osztódik (Wilcove D. et al. 1986). Egy élőhely elpusztulása során kis darabjainak szétszórott hálózata még sokáig fennmaradhatnak. E fragmentumokat a köztük húzódó, erősen átalakított, degradált területek és utak egymástól gyakran teljesen izolálják. Jó példa erre többek között Warwickshire (Anglia) erdői i.sz. 400 és 1960 között jelentős mértékben feldarabolódtak, és területük az erdőirtások következtében nagymértékben csökkent (Lomolino M.V. et al. 2005). A nagymértékű élőhelypusztítás szinte minden esetben fragmentációval is jár. Ugyanakkor néha az eredeti élőhely egészen kis hányadának az elvesztése is akadályozhatja a fajok szabad mozgását, vándorlását, vagyis fragmentációt okozhat. Ilyen eredményre vezet többek között az utak, vasutak, földalatti kábelek, csatornák, csővezetékek építése. Tekintettel arra, hogy maga a területvesztés gyakorta kicsi, a fragmentáció ténye kezdetben szinte észrevétlen. A fragmentumok két fontos tulajdonságban is különböznek az eredeti, nagy összefüggő területet jelentő élőhelytől: egyrészt jelentős mértékben megnő a kerület-terület arány, másrészt az élőhely közepe jóval közelebb kerül a szélekhez. Mindkét változás természetvédelmi szempontból nem kívánatos.

9.3. ábra - Két hazai erdőrezervátum



Szalafő



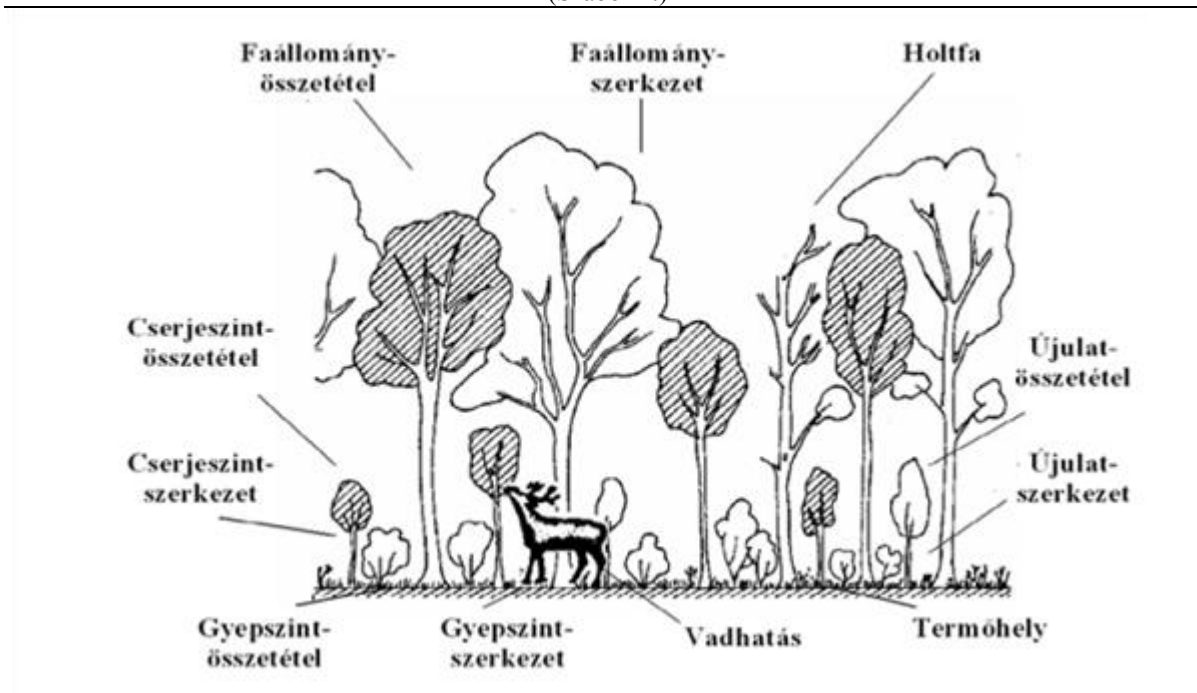
Kékes

9.3. ábra: Két hazai erdőrezervátum

A természetes erdőállományokról feltételezzük, hogy emberi hatásoktól mentesen, a természetes erdődinamikai folyamatok során alakul ki. Struktúráját és funkcióját a természetes diszturbációs folyamatok és az állományalkotó fajok életment stratégiái határozzák meg. A hazai erdők természetességét 11 kritérium alapján határozták meg, melyeket a 9.4. ábra foglal össze.

A 9.5. táblázatban az Országos Erdőállomány Adattár segítségével azonosítható erdőtüskulás-csoportok területi megoszlása látható. Ebből jól kitűnik, hogy az ország jelenlegi területének csupán mindössze 7,1%-a tekinthető természetközelinek. Ennek megoszlását tekintve megállapítható, hogy ennek a hét százaléknak a 32%-a gyertyános-tölgyes, 25%-a cseres-tölgyes és 21%-a bükkös állomány. Az összes többi jóval kisebb arányban részesedik az országos területarányból. A gyertyános-tölgyesek viszonylag jelentős aránya részben annak tulajdonítható, hogy egy jól átgondolt erdészeti kezelés pl Vas megyében jelentős kiterjedésű fás legelőket és irtásföldeket alakított át a gyertyános-tölgyesekké a XIX. század végére.

9.4. ábra - Az erdő természetességi kritériumként figyelembe vett elemei (forrás: Bartha D. – Gálhidy, L. 2007)



9.4. ábra: Az erdő természetességi kritériumként figyelembe vett elemei (forrás: Bartha D. – Gálhidy, L. 2007)

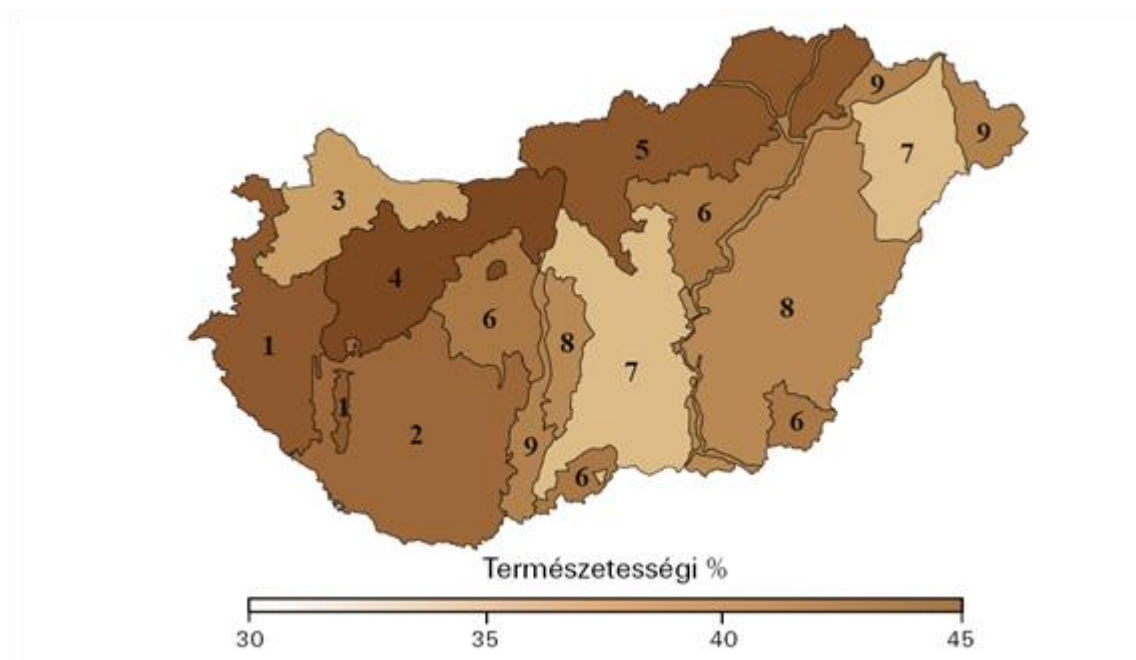
9.5 táblázat: Természetközeli erdőtársulás-csoportok területe Magyarországon (Forrás: Állami Erdészeti Szolgálat Adattár, 2000)

9.5. ábra - Erdőtársulás-csoportok területe Magyarországon

Erdőtársulás-csoport	Terület (ezer ha)	Arány (%)	Terület (az összes erdőterület %-ában)	Terület (az ország területének %-ában)
Bükkösök	140.0	21.0	7.89	1.50
Gyertyános-tölgyesek	210.0	32.0	11.85	2.26
Cseres-tölgyesek	166.5	25.0	9.39	1.79
Törmeléklető- és szurdokerdők	0.5	0.0	0.03	0.01
Molyhostölgyesek	38.0	6.0	2.15	0.41
Homoki tölgyesek	9.5	1.5	0.54	0.10
Borókás-nyárasok	1.0	0.0	0.04	0.01
Fenyőelegyes lombos erdők	16.0	2.5	0.89	0.17
Éger- és kőrisligetek	37.0	5.5	2.08	0.40
Fűz-nyár ártéri erdők	13.0	2.0	0.73	0.14
Keményfás ártéri erdők	19.0	3.0	1.07	0.20
Láperdők	3.0	0.5	0.19	0.04
Egyéb természetsterű erdők	4.5	1.0	0.24	0.05
Természetsterű erdők összesen	658.0	100.0	37.09	7.10

Az idegenhonos fafajú erdők átlagos természetességi értékei (9.6. ábra) a 9.1. ábrához hasonló eloszlást mutat. A legmagasabb érték számot itt a Dunántúli-középhegység erdei kapták (44,3%), majd ezt követi valamivel kevesebb értékkel az Északi-középhegység, a Nyugat-Dunántúl és a Dél-Dunántúl erdősegei. A leginkább alacsony természetességi átlagértékeket az alföldi területek erdői kapták, bár itt is különbségek vannak a löszvidék, az ártér- és lápvidék, a szikes területek és a homokvidékek között.

9.6. ábra - Az idegenhonos fafajú erdők természetessége erdészeti nagytájanként



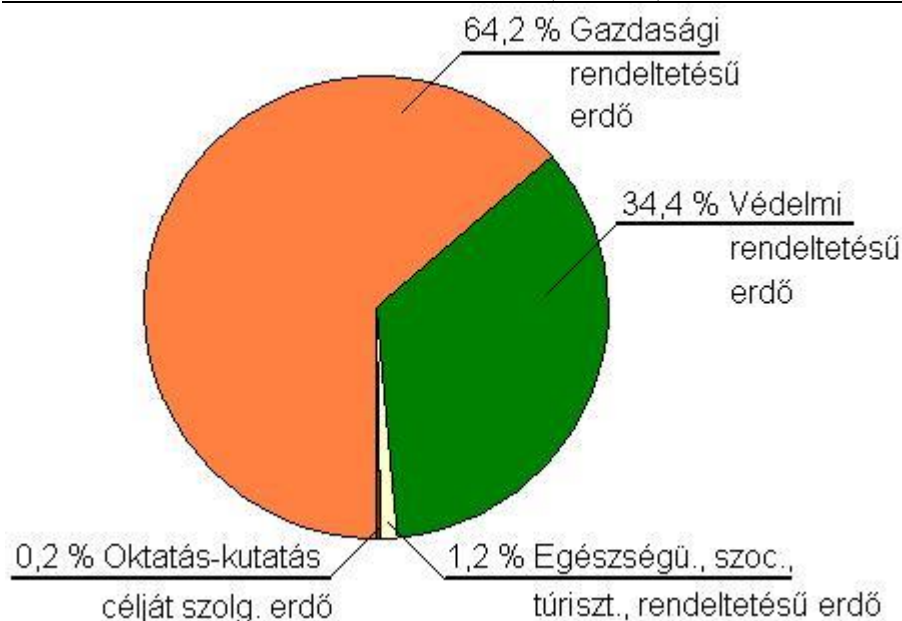
9.6. ábra: Az idegenhonos fafajú erdők természetessége erdészeti nagytájanként. A színek folytonos skálán %-ban jelzik a természetességi állapotot (100% = természetes, 0% = teljesen művi). A számok az erdészeti nagytájakat jelölik. (forrás: Bartha D. – Gálhidy, L. 2007)

3. Az erdők használata és rendeltetése

Az erdőségek gazdasági célú használata a Kárpát-medencében egészen a neolitikumig (Kr.e. 5500-3400) nyúlik vissza. Az erdők mind a mai napig jelentősen meghatározták az itt élő népek táj- és természeti erőforrás használatát, a megtelepülést és a gazdaság térszerveződését (Frisnyák S. 2012).

Az erdőgazdálkodás hosszú távú célját napjainkban az elsődleges rendeltetés adja meg, amelyet erdőrészlétként kell meghatározni. Az elsődleges rendeltetés mellett további rendeltetések határozhatók meg, melyeket az erdőgazdálkodási tevékenység során az elsődleges rendeltetés mellett figyelembe kell venni. A hazai erdőterületek megoszlását elsődleges rendeltetés szerint a 9.7. ábra mutatja be.

9.7. ábra - Erdőterületek megoszlása elsődleges rendeltetés szerint



9.7. ábra: Erdőterületek megoszlása elsődleges rendeltetés szerint (Forrás: Állami Erdészeti Szolgálat Adattár, 2000)

4. A biológiai sokféleség szerepe

Hosszú évtizedek óta folyamatosan és egyre szélesebb körben foglalkoztatja a kutatókat a kérdés, hogy mi a biodiverzitás szerepe egy ökoszisztéma, különösen az erdők működésében, funkcióiban (pl. produkciójában, szénmérlegében, a rendszer stabilitásában). A probléma gyakorlati vonatkozása igen jelentős: mekkora sokféleség megőrzése szükséges az ökológiai rendszerek működésének fenntartásához és ezáltal az emberiség számára nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások biztosításához?

Mára csaknem bizonyítottá vált, hogy a biodiverzitás minden aspektusa (pl. az egyedek sokfélesége, az ő életműködéseikhez szükséges információkat hordozó gének sokfélesége, a fajok változatossága, illetve az élőlényközösségek szintjén az egyes társulások belső struktúrájának sokfélesége egyaránt ebbe a fogalomkörbe tartozik) jelentős befolyással bír az ökoszisztémák produktivitására, rugalmasságára és ellenálló-képességére. E kapcsolatot már Darwin is megállapította 1872-ben, majd alá is támasztotta egy egyszerű kísérlettel. Két, ugyanolyan méretű és ugyanolyan tulajdonságokkal rendelkező földterületet ültetett be növényekkel. Az egyik területre csak egyetlen féle fűvet ültetett, míg a másikra több faj példányai is kerültek. Tapasztalatai egyértelműek voltak: az utóbbi táblán bizonyos idő eltelté után nagyobb egyedszámban talált növényeket, és nagyobb mennyiségben elszáradt fűnövényzetet, mint az első parcellán. A „kísérleti ökoszisztémák” közül a második, a fajgazdagabb (nagyobb diverzitású) produktivitása és biomasszája nőtt meg jelentős mértékben, míg az első gyakorlatilag nem változott.

A kutatók tapasztalatai szerint ugyanis a biológiai sokféleség és az ökoszisztémákban zajló folyamatok nagyon is összefüggenek. Ma Darwin tapasztalatait azzal magyarázzák, hogy a biodiverzitás hatása az ökoszisztéma funkcionalitására főként a fajok közötti különbségekből és az ő kölcsönhatásaikból ered. A fajgazdagság az esztétikai élmény mellett azért is fontos, mivel több faj lévén több faj közötti (interspecifikus) kapcsolat jöhet létre, így az anyagforgalomra és energia áramlására több alternatív út áll rendelkezésre. Ha minél több, különböző faj él egymás mellett, többnyire egymást kiegészítő erőforrás használatlall élnek, ami által egy változatosabb közösség alakul ki. A fajgazdagság további jelentősége, hogy növeli annak az esélyét, hogy adott közösségben jelen vannak olyan fajok, amelyek képesek megbirkózni a különböző környezeti állapotokkal. Ugyanis ha egy faj áldozatul esik valamilyen betegségnek vagy károsításnak, akkor más fajokra lehet szükség a „pótlásra”, hogy az ökoszisztéma folyamatokban ne történjen változás. Ez csak hasonló igényű fajok esetén valósulhat meg. Ha a különböző környezeti feltételekhez könnyen alkalmazkodó fajból több van az ökoszisztémában, az nagyobb „ellenálló-képességet” jelent.

A következő, erdőkre vonatkozó példában is jól látható, milyen jelentős hatással lehet akár egy-egy faj is adott ökológiai rendszerekben. Boreális erdőkben, a tajgában a különféle mohafajok jelenléte a mikroklímára is kihat:

a mohafajok ugyanis csökkentik a hőáramot, így a talaj hőmérséklete kisebb mértékben ingadozik, ami a tápanyagellátásra és produktivitásra nagy befolyással van. A mohafajok ily módon kulcsfajai ezeknek a rendszereknek, ha eltűnnének a tajgaerdőből, kaszkádszerűen összeomlana a rendszer. A kulcsfontosságú fajok bármilyen ökológiai funkciót betölthetnek, lehetnek például növények, ragadozók, növényevők, zsákmányállatok, akár paraziták is. A kulcsfajok jelentős mértékben befolyásolják az élőlényközösség fajdiverzitását, fajösszetételét és a szolgáltatások elérhetőségét, minőségét, hiszen rendkívüli módon veszik ki a részüket az élőlényközösségek folyamataiból az energia- és anyagáramlás közvetlen megváltoztatásával, vagy az ezek mértékét befolyásoló folyamatokra való közvetett hatásukkal.

A biodiverzitás tehát alapvető fontosságú az ökoszisztéma funkciók, és így az ökoszisztémák szolgáltatásainak fenntartása szempontjából. A különféle élőlényközösségeket alkotó fajok évmilliók során „csiszolódtak” így össze, nem csak egymással, hanem élettelen környezetükkel is, amelynek eredménye a ma tapasztalható nagymértékű komplexitás. Ismereteink meglehetősen hiányosak e rendszereket illetően, ezért nem tudhatjuk, hogy emberi tevékenységünk milyen következményekkel jár majd, milyen mértékben veszélyeztetjük rajtuk keresztül a geoökológiai rendszerek természetes állapotát, és ezen keresztül a minket is ellátó szolgáltatásaikat.

5. Magyarország természetközeli erdőseégei

Az ember tájátalakító tevékenységét megelőzően a Kárpát-medencét az erdők uralták, még Magyarország területének is közel 85%-át erdő borította. A pannon régió földrajzi helyzetéből adódik, hogy legnagyobb része az erdőssztyepp-klimába esik, a fátlan sztyeppzóna és a mérsékeltövi lomberdőzóna közötti átmeneti határon húzódik. A hazai potenciális erdősiségből mára 21% maradt, de ennek mindössze 30%-a tekinthető természetközeli. Bölöni J. (2001) még 19,1 % -ra becsülte a hazai erdősiséget, aminek 32%-át tekintette természetközeli. Jelenleg Magyarország erdősisége 21%-ra becsülhető (MTA ÖBKI Eredőrezervátum-kutatás eredményei alapján). Ennek csak egy része tekinthető természetközeli, ami az ország területére vonatkoztatva jelenleg 6,2 %, ami 1%-al kisebb, mint az 9.1. táblázatban feltüntetett adat. A többi nem őshonos faültetvény, vagy őshonos nemesített, illetve őshonos de nem termőhelyére telepített erdő. Az alábbiakban jelentősebb területen elfoglaló természetközeli főbb hazai erdőtípusokat tekintjük át röviden.

A **bükkösök** a hazai középhegységek magasabb régióiban, a kitettségétől függően 700 - 1000 m magasságban jelennek meg hűvös, nedves kiegyenlített klímában. Fő állományalkotó a magas növésű (20-30 m) bükk (*Fagus sylvatica*). Sziklás területeken a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) és a magas kőris (*Fraxinus excelsior*) elegyedik a bükkös állományába. Az erdő lombkoronája erdősen záródik, jelentős mértékben árnyékol, így cserjeszintje igen gyér. Gyepszintjében kora tavasszal virágoznak a hagymás-gumós, ún. geofiton növények, pl. a hóvirág (*Galanthus nivalis*), a medvehagyma (*Allium ursinum*), a salátaboglárka (*Ranunculus ficaria*) és a keltikék (*Corydalis cava* és *C. solida*). Nyáron már csak az árnyéktűrő és árnyékkedvelő fajok találhatók a gyepszintben (pl. páfrányok, borostyán). Sziklás területeken a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) és a magas kőris (*Fraxinus excelsior*) elegyedik a bükkös állományába, magasabb hegyvidékeken pedig a jegenyefenyő (*Abies alba*).

A **gyertyános-tölgyesek** főként dombvidékeken és a hegyvidékek alacsonyabb völgyeiben díszlenek. Fő erdőalkotó faja a gyertyán (*Carpinus betulus*) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*). Ez az erdőtípus a bükkösöknél már fényben kissé gazdagabb, így cserje- és lágyszárú szintje is fajgazdagabb. A bükkösökhöz hasonlóan itt is jellemző a hagymás-gumós-növények kora tavaszi tömeges megjelenése és virágzása.

A **tölgyesek** legelterjedtebb típusa a *cseres-tölgyes*, kiterjedt klímazonális állományai domb- és hegyvidékeken 250-450 m magasságban alakulnak ki. Zárt erdők, ahol lombkoronaszintet maga a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) uralja, elegyfák a csertölgy (*Quercus cerris*), a rezgőnyár (*Populus tremula*), a mezei juhar (*Acer campestre*) és a szilfélék (*Ulmus*-fajok). Cserjeszintje a kedvező fényviszonyok következtében fajgazdag, jellemzők a szárazságtűrő és fényigényes fajok. Fajgazdag gyepszintjében az élő lágyszárúak dominálnak: fű- és sásfélék, pillangósok (*Festuca heterophylla*, *Melica uniflora*, *Carex michelii*, *Carex montana*, *Lathyrus vernus*, *Trifolium montanum*). A tölgyeseknek változatos és sokféle típusa alakult ki a Kárpát-medencében is, elsősorban az alapkőzet, a talajviszonyok, a kitettség és az orográfiai tényezők függvényében.

Mészkerülő erdők – savanyú talajú bükkösök, gyertyános-tölgyesek és cseres-tölgyesek tartoznak ide, amelyek szilikátos alapkőzeten (andezit, riolit, savanyú homokkő) fejlődnek ki. Elegyetlen erdők, lombkoronaszintjét kizárólag a rossz növekedésű kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) alkotja. Cserje- és lágyszárú szintjük fajszegény.

Mészkedvelő erdők – többnyire rossz növekedésű, molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) uralta erdők, gyakran erősen fejlett cserje- és gyepszinttel. Elegyfaként gyakori a cser, az olasztölgy (*Quercus virgiliana*) és a virágos kőris (*Fraxinus ornus*), illetve a Dunántúlon a cserszömörce (*Cotinus coggygria*).

Erdőssztyepp-erdők – három csoportja különböztethető meg. Egyik a *tatárjuharos lösztölgyes*, amely az Alföld széles löszhátain és a középhegységek lábainak lösztakaróján alakult ki. Lombkoronájában uralkodó a molyhos- és a csertölgy (*Quercus pubescens*, *Q. cerris*), társul hozzájuk a kocsánytalan- (*Quercus petraea*) és a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) is. Gyepszintjében a kontinentális tölgyesek több faja is megjelenik.

A mérsékeltővi lomberdőzóna – ahová a fenti magyarországi erdők is tartoznak – alacsonyabb régióit, elsősorban a dombvidékeket és az alacsonyabb hegyvidékeket világszerte már évszázadok óta mezőgazdasági területként hasznosítják. A magasabb térszíneket kiterjedt gyümölcsösök és szőlők foglalják el több helyen az egykori erdők területét, elsősorban almafélék és a csonthéjasak termesztése a jellemző. Az alacsonyabb térszíneken a gabonafélék termesztése mellett a kukorica, burgonya, dohány, komló a jellemző haszonnövények.

Fenyvesek – a hegységek bizonyos magasságaiban (1000-1800 m) a lomberdőket a fenyvesek váltják. Magyarországon az elegyetlen fenyvesek őshonosan nem fordulnak elő, csak újraterelített vagy telepített állományokkal találkozhatunk a Magyar-Középhegység magasabb részein, elsősorban a Zempléni-hegységben, a Bükkben, a Mátrában és a Bakonyban. Tölgyelegyes erdei fenyvesek természetközeli állapotban a Nyugat-Dunántúlon az Őrségben, elegyes lucosok a Kőszegi-hegységben és Sopron környékén díszlenek. A Bakonyban, Szentgál környékén található Közép-Európa legnagyobb tiszafa állománya (*Taxus baccata*) egy bükkös második lombkoronaszintjét alkotva.

A síkvidéki erdők közül a lösztölgyessel rokon erdők a **szikai tölgyesek**, melyek magas talajvízszintnek és jelentős vízszintingadozásnak kitett erdők. Napjainkra mindössze kicsi, foltos állományai maradtak fenn a Tiszántúlon (pl. Újszentmargita, Ohat). Uralkodó bennük a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), gyepszintje gazdag hagymás-gumós kora tavasszal virágzó fajokban.

A **homoki tölgyesek** két típusa ismert hazánkban: a gyöngyvirágos- és a pusztai tölgyesek. Az előbbi állományai az alföldi homokterületek alacsonyabb területein (nagyobb buckaközi mélyedésekben, az elhagyott egykori Duna-medrek helyén, a talajvíz befolyása hatására alakultak ki. A pusztai tölgyesek a homokbuckák magasabb részein nőnek, talajvízhatás nélkül. A kocsányos tölgy (*Quercus robur*) itt is uralkodó, de jelentős szerep jut a mezei juharnak (*Acer campestre*), valamint a fehér- és szürke nyárnak (*Populus alba*, *P. canescens*) is.

Ligeterdők – az Alföld nagyobb folyói mentén alakultak ki, többé-kevésbé a víz hatása alatt állnak. A *fűz-nyár ligetek* az alacsonyártéren nőnek, évente átlagosan 2-4 hónapig kerülhetnek víz alá. Uralkodó fafajuk a fehér- és a törékeny fűz (*Salix alba*, *S. fragilis*), a fehér- és a fekete nyár (*Populus alba*, *P. nigra*). Termőhelyüket ma a többnyire szegényes élővilágú nemesített nyár- és fűzfaültetvények foglalják el, bennük gyakran tömegesek a tájidegen invazív fajok mint a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) és a zöldjuhar (*Acer negundo*). A *keményfa ligeterdők*, más néven tölgy-kőris-szil ligeterdők a magas ártérre jellemzők. Magasra nővő, jól színtezett nagy fajdiverzitású szálerdők, jellemző fái a kocsányos tölgy, a vénic szil (*Ulmus laevis*), a Kárpát-medence bennszülött alfaja magyar kőris (*Fraxinus angustifolia ssp. pannonica*) és a hegyvidéki erdőkre jellemző magas kőris (*Fraxinus excelsior*). Cserje- és lágyszárú szintje dús és fajgazdag, számos hegyvidéki faj fordul elő. Ligeterdők borították egykoron a mérsékelt övi nagyobb folyók ártereit. A folyószabályozásokat követően állományaik nagy része a mentett oldalra került, legtöbbjüket kivágták és szántóként, legelőként vagy kaszálóként hasznosítják.

Láperdők – állományai a lecsapolások és vízrendezések következtében csak töredékeiben maradtak fenn. Az *égeres láperdő* lombkoronáját főleg mézgás éger (*Alnus glutinosa*) alkotja, szálszerűen előfordul benne a magyar kőris és a vénic szil. A *fűz- és nyírlápok* alatt tőzeg képződik, és számos hidegkori maradványfajt őriznek.

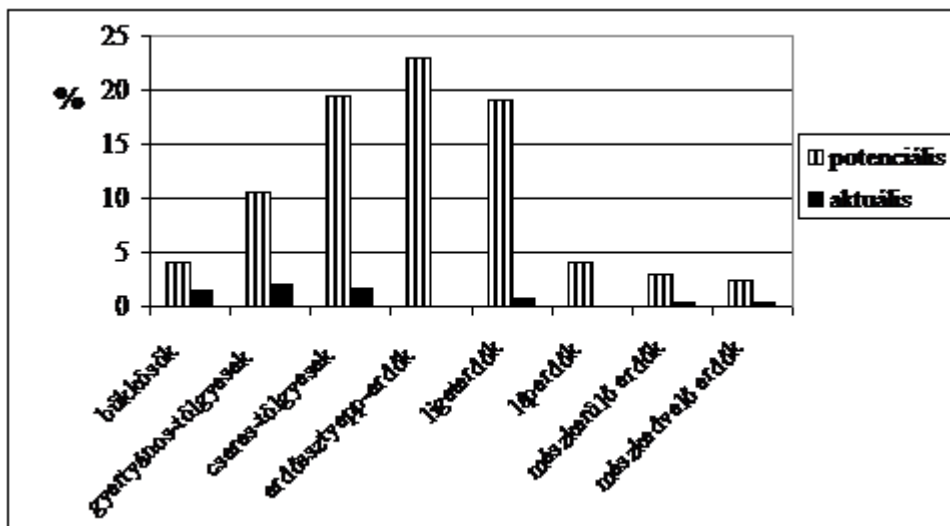
Fás legelők – extenzív legeltetéssel kialakított gyepek, ahol a ritkásan álló fák erős tájképi meghatározók. Többnyire egykori természetes állományok helyén állnak, így fái őshonosak. Általában nagy folyóink egykori árterein, ritkábban domb- és hegyvidékeinken alakultak ki, s az ősi magyar ártéri gazdálkodás emlékei. Nyílt területei védett ragadozó madarak (kék- és vörösvércse, kerecsen) fontos táplálkozó területei.

Összefoglalóan elmondható, hogy az erdők területe legnagyobb mértékben az erdőssztyepp-erdők esetében csökkent. Eredetileg az ország 23%-át borították, ma csak elszórt maradványaival találkozhatunk az alföldi és

hegylábi területeken. Az erdőssztyepp-erdők többnyire kiváló minőségű talajokon alakultak ki, helyüket régóta mezőgazdasági területként hasznosítják.

Hasonló mértékben csökkent a láp- és ligeterdők területe is, a folyószabályozások és lecsapolások következtében. A középhegységi erdők közül a cseres-tölgyesek területvesztése a legnagyobb, 90% feletti. Termőhelyüket szintén a mezőgazdaság foglalta el (9.7. tábla).

9.8. ábra - Erdőtípusok területi részesedése Magyarországon



9.8. ábra: Erdőtípusok területi részesedése Magyarországon (forrás: Standovár T. 2006)

6. Esettanulmány: tájváltozások a Szigetközben

Számos nemzetközi kutatási program indult be az elmúlt évtizedben a biológiai és a táji változatosság kutatására és megőrzésére, a tájökológiai kutatások eredményein nyugvó tájhasználat, tájvédelem és tájtervezés alapelveinek kidolgozására (Csorba P, 2002). Ezek egyike a Szigetköz erdőinek területváltozásai, természetvédelmi szempontból figyelemre méltó területeinek, természetességi állapotának kutatása.

Az alföldi táj potenciálisan jórészt az erdőssztyepp övezetbe tartozik. Erdeinek nagy részét az elmúlt évezredek során kivágták, helyüket először legelőként, majd később szántóként hasznosították (Molnár Zs. 1996, Frisnyák S. 2012). Az emberi beavatkozások jelentősen megváltoztatták a Kárpát-medence, így a Szigetköz erdőállományait is. Az erdők főleg a 19. század vége és a 20. század eleje óta fogytak meg. A magyarországi Felső-Duna szakasz szabályozása után a gáton kívülre került erdőket kevés kivételtől eltekintve kiirtották és helyüket szántóként, kaszálóként vagy legelőként hasznosítják. Az 1930-as években a szigetközi keményfaligetek néhány maradványában végzett cönológiai vizsgálatokról számol be Zólyomi Bálint (1937), aki már ekkor a hajdani nagy erdősegek maradványainak tekinti a vizsgált állományokat.

Érsek Imre (1924) szerint a szigeteket hatalmas tölgyerdők borították, amelynek utolsó maradványai a 19. század nyolcvanas éveiben kerültek az óvári és a mosoni fakereskedésekbe. A tölgyesek azonban nem alkottak összefüggő erdősegeket, hanem többnyire csak a magasabb térszíneket borították. Az alacsonyabb fekvésű területeken bokorfüzesek, fűz-nyár ligeterdők és zátónövényzet uralkodott. A tölgyerdők kiterjedését tekintve megoszlanak a vélemények: pl. Kogutowicz Károly (1930) munkájában: „A Dunántúl ősi növényi takarója” címmel készített térképén jól látható, hogy a Mosoni-Duna és az Öreg-Duna között és mentén ártér volt, a táj jellegét a vízi világ határozta meg. Az erdősegek a hullámtérben fejlődtek ki és nem kísérték folyamatosan a meder oldalát. A szigetközi táj vízjárta állapotát a mai légifelvételek is igazolják: az ívek menti feltöltődési rajzolatok, a tekervényes meandernyomok egyértelműen a korábbi ártéri jelleget mutatják.

6.1. Az erdőgazdálkodás hatása

Az I. katonai térkép tanúsága szerint a 18. század végére a természetes erdőknek csupán néhány százaléka maradt meg. A társadalomnak mindig szüksége volt fára. Az erdőhasználat gyakorlatilag egyidejű az emberi

társadalmak kialakulásával, illetve a letelepedéssel. A sokszor mértéktelen fakitermelés a természetes erdők területét oly mértékben lecsökkentette, hogy a 19. század végére a maradék már nem tudta volna kielégíteni az egyre növekvő faszükségletet, ezért a síksági területek, így a Szigetköz erdőterületeit is jelentősen növelték. A telepítéseket általában gyorsan növvő, ezért nagyobb gazdasági hasznot hozó nemesített vagy tájidegen fajokkal végezték. Emellett az eredeti erdők egy részét is ilyen fajokkal újították fel (Fekete G. et al., 1981). Az árterek természetes erdőállományai – elsősorban a keményfaligetek-erdők – így nemcsak a mezőgazdasági tevékenységnek és a folyószabályozásoknak estek áldozatul, hanem az erdőgazdálkodás is tovább csökkentette ősi állományait. A Duna szabályozását követően a hullámtérből szinte teljesen kiszorultak a keményfaligetek, a magasabb térszínein fennmaradt töredék állományai ritkaságnak számítanak.

A második világháború után tovább csökkent az erdők területe. Az Országos Erdészeti Főigazgatóság erdőfelújítási monográfiájának (Danszky, 1963) Szigetközzel foglalkozó kötetében levő adatok a terület alig több, mint 14%-át borította erdő. A változások azonban nemcsak az erdőterületek csökkenésében mutatkoztak meg, hanem az erdők természetességi állapotában is. Az 1920-as években az erdő és rét-legelő százalékos aránya még 60% : 40% volt. Ezen a 60% erdőn belül az ún. „kultúrnyaras” aránya mindössze 12,5 %-ot tett ki. Az 1980-as évekre az Erdészeti Tudományos Intézet (ERTI) adatai szerint ez az arány megfordult, 20%-ra csökkent az erdőterület. A megmaradt erdőállományok összetételében is jelentős változás tapasztalható: 81%-ra ugrott a „kultúrnyaras” aránya a természetközeli erdők rovására. Az FM Erdőrendezési Szolgálat 2004. évi adatai szerint Szigetközben 8400 hektáron folyik erdőgazdálkodás. Ebből 3800 a hullámtéren, 4600 pedig a mentett oldalon található. Az erdők zöme a Nagy-Duna és a Mosoni-Duna mentén húzódik. Erdészeti szempontból az erdők két nagy csoportját különböztetik meg, amelyek az alábbiak:

1. *Hullámtéri erdőállományok*: ahol az ún. lágylombos fajok a meghatározóak, elsősorban a nemesnyár és a nemesfűz. Állományuk azért növekedett, mert a rövid vágásforduló miatt itt a leggyorsabb a ráfordítások megtérülése. Térhódításuk nemcsak a tájképi értéket csökkenti, hanem a bennük élő növény- és állatvilág biológiai diverzitását is. A tarvágást követő tuskózás és mélyszántással történő talajelőkészítés a terület károsodását tovább fokozza, mivel az őshonos lágyszárú növényfajok nagyfokú csökkenését, esetenként egyes fajok kipusztulását idézi elő. Ahol az erdőfelújítást teljes talaj-előkészítéssel végzik el, az őshonos növényfajok előbb-utóbb eltűnnek. Az ilyen erdő már csak fafaj-összetételében emlékeztet az eredeti erdőre, elgyomosodik, homogenizálódik és tömegessé válnak bennük a tájidegen özőnfajok, mint pl. a bíbor nenyűljjohozám (*Impatiens glandulifera*) és a magas aranyvessző vagy jáger-kender (*Solidago gigantea*).

A nemesnyár állományok kizárólag gazdasági célú erdők, fontos szerepet töltenek be a magyar erdőgazdálkodásban, elsősorban az éves fanövekmény szempontjából. Minőségük tekintetében is országos jelentőségűek (Csóka-Szabados I. – Somogyi Z. 1999). Ezt a kiemelkedő farprodukciónak a Duna eredeti vízjárása által kialakított tájökológiai adottságok biztosították. A hullámtéri erdőkben a tölgy és az egyéb ún. kemény fafajok aránya kicsi.

2. *Mentett oldali erdők*: a töltés megépítése után alakult ki az erdők megosztása a Szigetközben. A folyószabályozás kapcsán a keményfaligetek (tölgy-kőris-szil erdők) jelentős részét letermelték, területüket mezőgazdasági művelésbe vonták. A mentett oldali erdők fafaj-összetétele gazdagabb, a nemesnyarasok aránya is jóval kisebb, mint a hullámtéren, (mindössze 25%), elsősorban a Mosoni-Duna mentén találhatók.

A mentett oldalon az akác jelentős területet foglal el a potenciális keményfaligetek olyan száraz termőhelyein, ahol az erdők már nem újíthatók fel az eredeti fafajokkal. Természetvédelmi szempontból a nemesnyarasok nagy területi aránya számos vitára ad okot. Ám jelenlétüket a mai tájban el kell fogadni. Néhány állományban sajátos növény- és állatviláguk alakult ki, így természetvédelmi értékük is figyelemreméltó. Ezek egyike a Lóvári erdő, melynek egyik erdőtagjában, egy közepes korú nyárültetvényben található hazánk egyetlen jelentős méhbangó (*Ophrys apifera*) populációja, mellette a légybangó (*Ophrys insectifera*) és számos más kosbor faj (*Orchis militaris*, *Listera ovata*, *Platanthera bifolia*, *Cephalanthera damasonium*, *Epipactis atrorubens*). Eddig összesen 15 orchideafaj került innen elő.

A 20. század végére az egykori nagy kiterjedésű ártéri erdőknek mintegy 19 %-a maradt fenn erősen feldarabolódott állományaikban. Ezek a természetközeli, többnyire ősi állapotú erdőállományok – melyek még nem estek át szántásos mesterséges felújításon – őrzik ma a szigetközi erdők eredeti faji összetételét. Megkülönböztetésül a többi erdőtől, ősi erdőként említendőek (Peterken, G.F – Game, M. 1984). Ez tartalmában megfelel a természetes és a természetközeli erdő fogalmának, s sok esetben még a degradált állományaik is ide tartoznak. Az ősi erdők megkülönböztetése azért fontos, mert még degradált állapotban is több értéket képviselnek tájökológiai és természetvédelmi szempontból, mint a legsudarabb telepített erdők (Simon T. et al., 1993, Szabó M. 2000, Kevey B. 2001, Szabó M. 2011).

A Szigetközben ősi állapotú erdők legnagyobb részben az alacsonyártéren maradtak fenn, s előfordulásuk súlypontja az Öreg-Duna hullámtere, egyben a Tájvédelmi Körzet területére esik. Kevesebb állomány képviseli a magasártéri keményfaligeteket, amelyek főként a Mosoni-Duna mentén fordulnak elő, szintén a Tájvédelmi Körzet területén.

6.2. A tájszerkezet változásai a Lipót-Ásványi ágrendszerben

A Kárpát-medencében fennmaradt vizes élőhely maradványok egyik gyöngyszeme a Szigetköz. A hullámtéri terület kiterjedt mellékágrendszerei természetvédelmi és tájképi szempontból is nagy jelentőségűek. Ezek egyike a Lipót-Ásványi mellékágrendszer, amely fokozott védelem alatt áll, mivel itt található Európa egyetlen ártéri tava, az Öntési-tó. Ez a tó Európa máig fennmaradt egyetlen hullámtéri tava. Nevét onnan kapta, hogy az árhullám elvonulása után az „Öntéssziget” középső, mélyebben fekvő részében sokáig megmarad a víz és egy hatalmas méretű tavat képez (9.9. ábra).

9.9. ábra - Az Öntési-tó nyílt vize, nádas és puhafaliget erdő komplexe



9.9. ábra: Az Öntési-tó nyílt vize, nádas és puhafaliget erdő komplexe

A Duna elterelését követően a tó víz nélkül maradt több mint egy évig. Később vízkormányzással biztosították az állandó vízborítást úgy, hogy felülről vizet vezetnek a tóba, a víz felesleg pedig visszaömlik az „Árvai Dunaág”-ba. E beavatkozás azonban hosszú távon nem jó, ugyanis az állóvíz helyett erősen mozgó víz van jelen, amely előbb-utóbb megváltoztatja a tó ökológiai jellegét. Az Öntési-tó ökológiai állapotának megőrzése érdekében szükséges volna a „mesterséges árvizek” szimulálására, vagyis az elárasztások és időnkénti kiszáradások biztosítására.

A tavat hiába keressük a régi történelmi térképeken, nyomát sem találjuk még a harmadik katonai felmérés térképlapjain sem (v. ö. 9.10. – 9.14. ábrák). Ennek két oka lehetséges: az egyik szerint azért nem ábrázolták, mert a korabeli térképezők nem tudták alaposan bejárni az ingoványos, mocsaras, náddal sűrűn benőtt folyóágak közti szigetreszeket, így mindhárom katonai térképen erdőt ábrázoltak a jelenlegi helyén. A másik ok, hogy valóban nem volt állandó vízborítás az Öntés-szigetnek ezen a helyén, de a szabályozás és vízrendezések után a területnek ezen a laposabb részén állandósult a vízborítás, ami az Öntési-tó kialakulásához vezetett. Ez utóbbi változatot a helybeliek is igazolják, akik szerint a tó bármennyire is értékes, táji és természetvédelmi szempontból nem természetes kialakulású.

A feldolgozás során a Monarchia első katonai felmérésének idejéig nyúltunk vissza, amikor az I. katonai térképlapok készültek. A változások a II., III. katonai térképen keresztül az 1970-es években készült topográfiai térképen keresztül követhetők nyomon.

9.10. ábra - Első katonai felmérés térképlapja



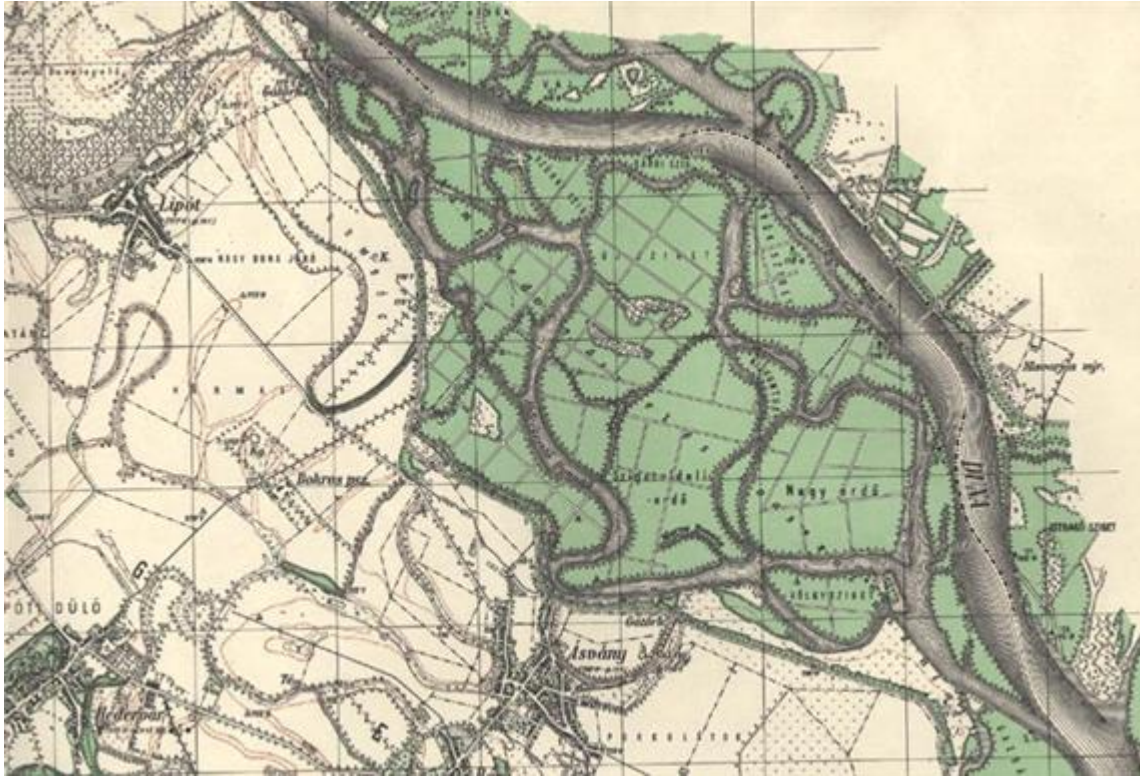
9.10. ábra: Első katonai felmérés térképlapja

9.11. ábra - Második katonai felmérés térképlapja



9.11. ábra: Második katonai felmérés térképlapja

9.12. ábra - Harmadik felmérés (reambulált) lapja



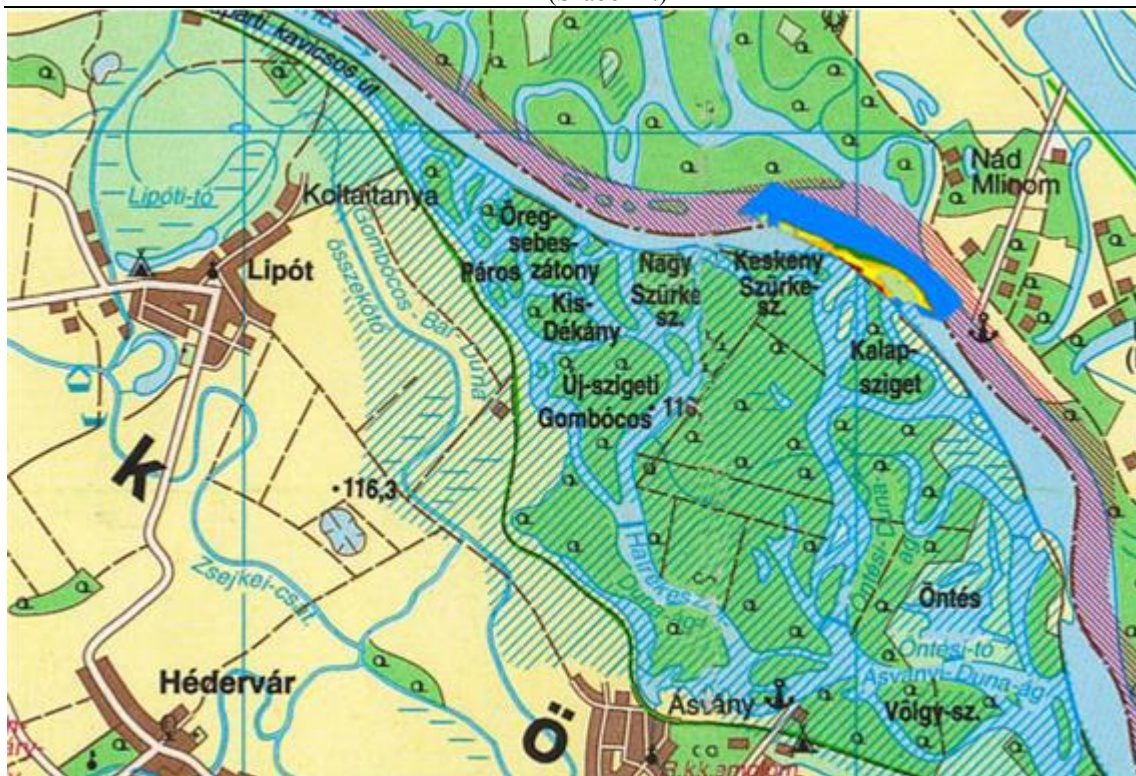
9.12. ábra: Harmadik felmérés (reambulált) lapja

9.13. ábra - 1:10000 Gauss-Krüger topográfiai térkép



9.13. ábra: 1:10000 Gauss-Krüger topográfiai térkép

9.14. ábra - 1:50 000 tájtérkép kivágata



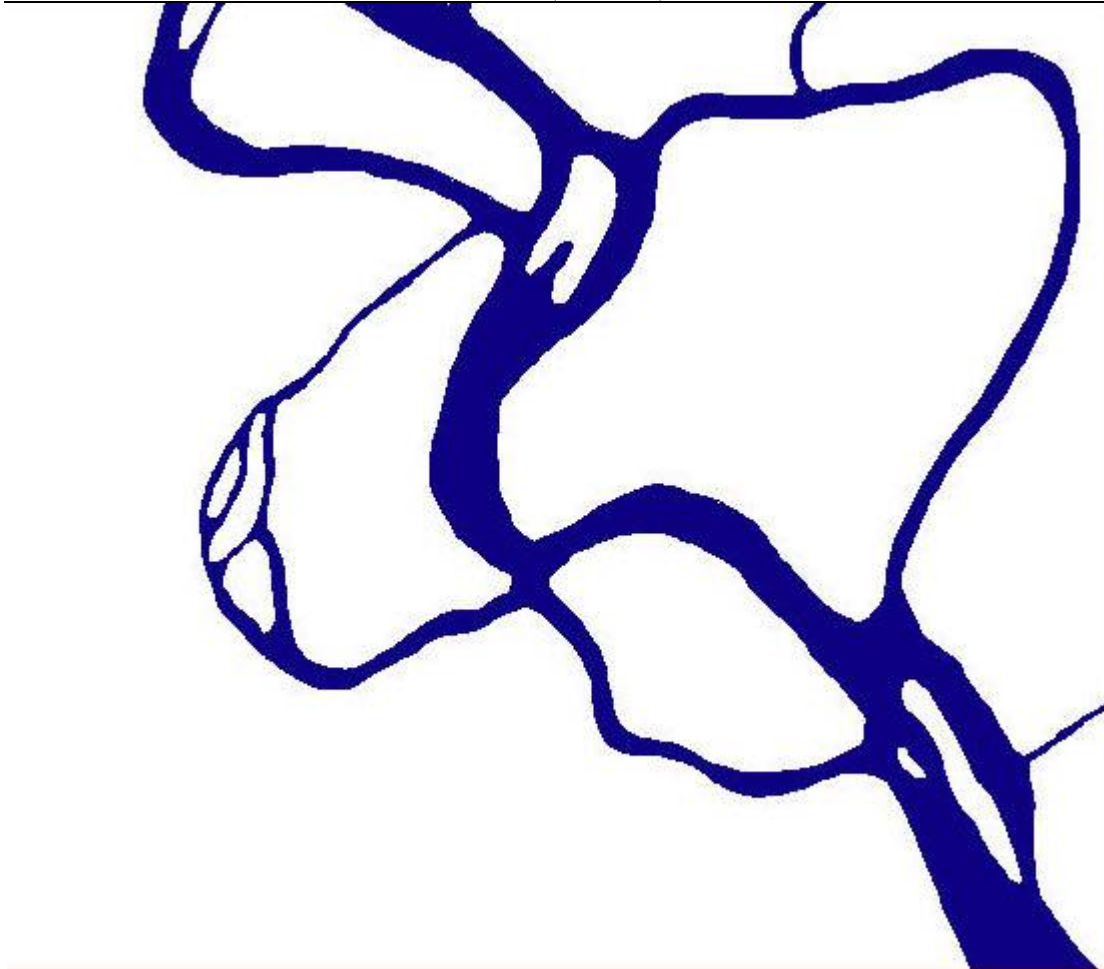
9.14. ábra: 1:50 000 tájtérkép kivágata (a térképek az eredeti méretarányok kicsinyített másai)

Az egyes tájfoltok, élőhelyek, lehatárolására egyszerűsített kategóriákba történt aszerint, hogy mind a négy térképen megtalálhatóak legyenek. A katonai térképeken még így is sokszor nehézségbe ütközött egyes területek pontos meghatározása. Összesen kilenc különböző élőhelytípust, mint tájfoltot sikerült elkülöníteni:

- vízfolyás és tó, beleértve a Duna-ágakat is;
- egykori medrek, amelyek időszakosan vízzel borítottak, hínáros, nádas vegetációval, helyenként erdővel kísérve;
- nádas, mocsár, amelyek egyes helyeken sással, égerrel tarkított élőhelyek;
- erdő, ide az ártéri erdők (bokorfüzesek, fűz-nyár ligetek) tartoznak;
- nedves rét (nedves rétek, legelők, nedves kaszálók);
- szántó, parlag (száraz rétek);
- homok-, kavicszátóny;
- település;
- kiskert (szőlős, gyümölcsös is beleértve)

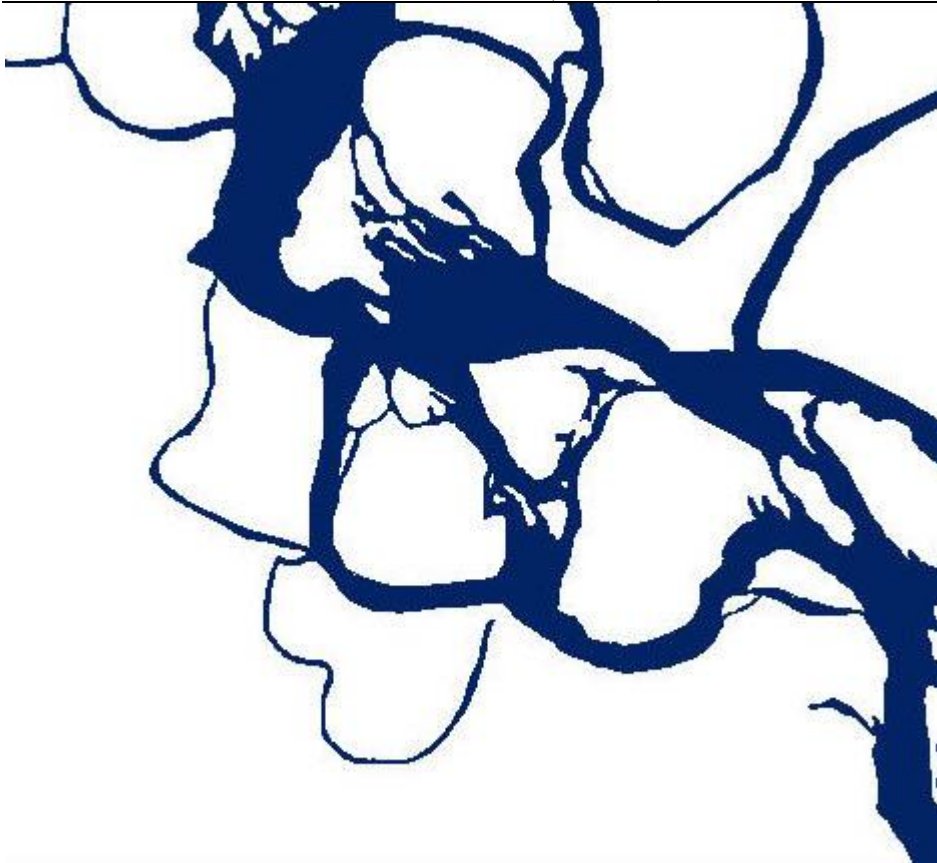
A térképek alapján nyomon követhetők a Duna-medrek változásai (9.15. – 9.18. ábrák), a Lipóti-tó degradálódása, a települések növekedése és a területhasználati változások (9.19. – 9.21. ábrák). A Duna-meder változásának megfigyelésekor az első szembevetendő változás az I. és II. katonai térképen még szerteágazóan folyó, szigeteket, zátonyokat építő Duna a III. katonai térképen már a szabályozás utáni főág és az ekkor kialakult mellékágrendszer különbsége. Jellemző a homokpadok, zátonyok eltűnése is a szabályozás után.

9.15. ábra - Folyóhálózat – I. felmérés



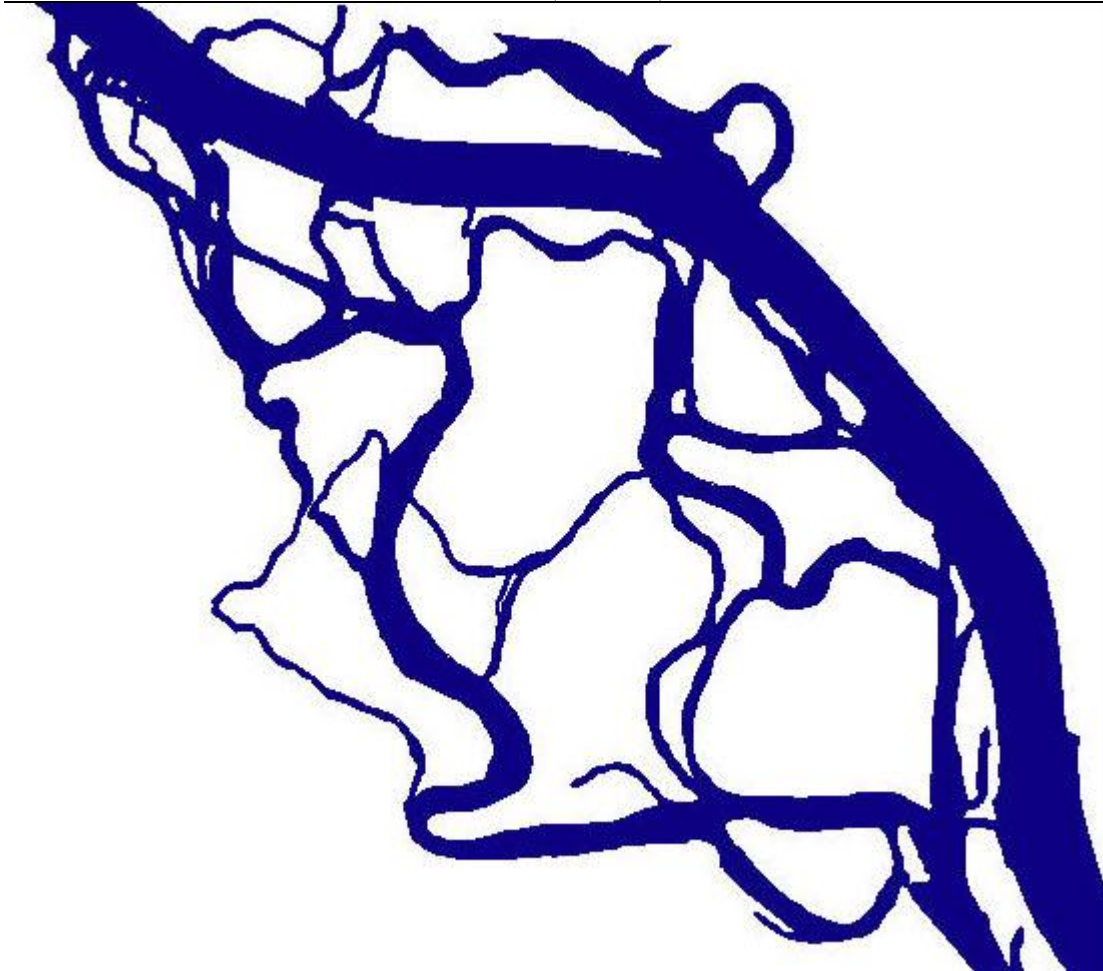
9.15. ábra: Folyóhálózat – I. felmérés

9.16. ábra - Folyóhálózat – II. felmérés



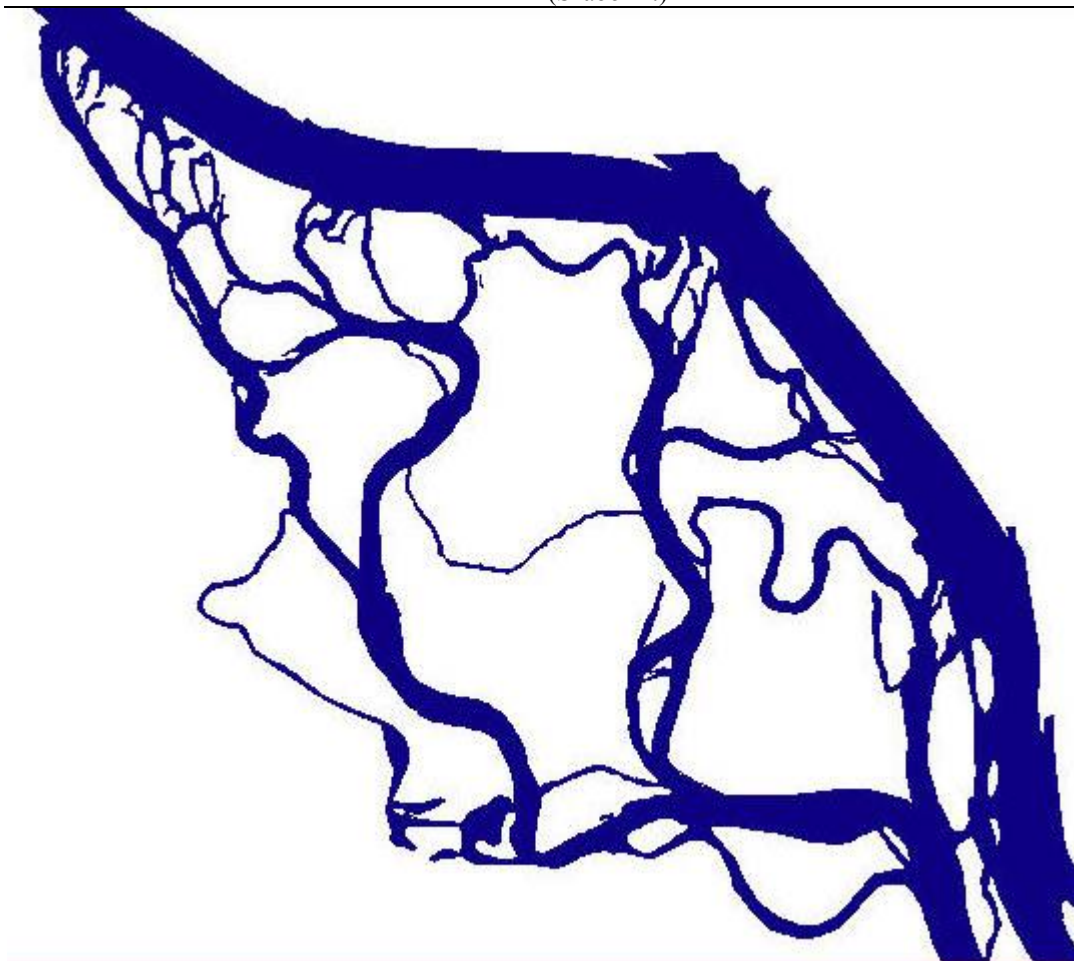
9.16. ábra: Folyóhálózat – II. felmérés

9.17. ábra - Folyóhálózat – III. felmérés



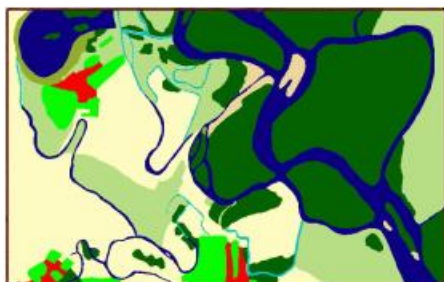
9.17 ábra: Folyóhálózat – III. felmérés

9.18. ábra - Folyóhálózat – a topográfiai térkép alapján



9.18. ábra: Folyóhálózat – a topográfiai térkép alapján

9.19. ábra - I. katonai felmérés – élőhelytérkép



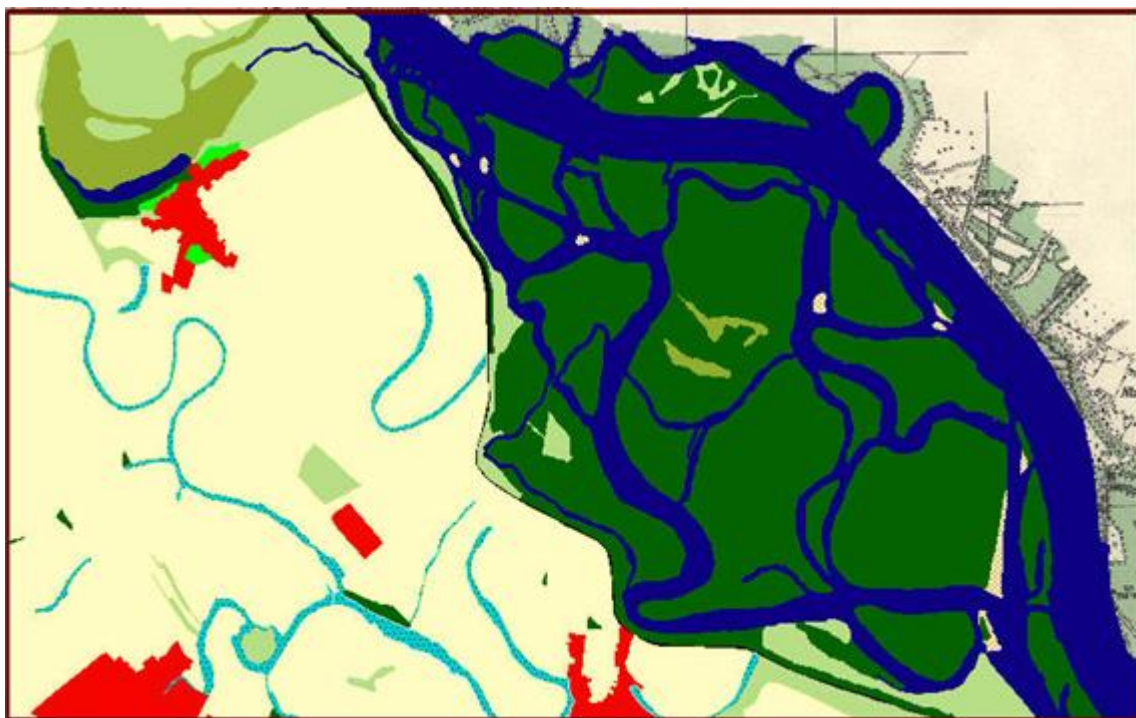
9.19. ábra: I. katonai felmérés – élőhelytérkép

9.20. ábra - II. katonai felmérés – élőhelytérkép



9.20. ábra: II. katonai felmérés – élőhelytérkép

9.21. ábra - III. katonai felmérés – élőhelytérkép



9.21. ábra: III. katonai felmérés – élőhelytérkép

9.22. ábra - Topográfiai térkép – élőhelytérkép



9.22. ábra: Topográfiai térkép – élőhelytérkép

9.23. ábra - Jelmagyarázat 9.15-22.

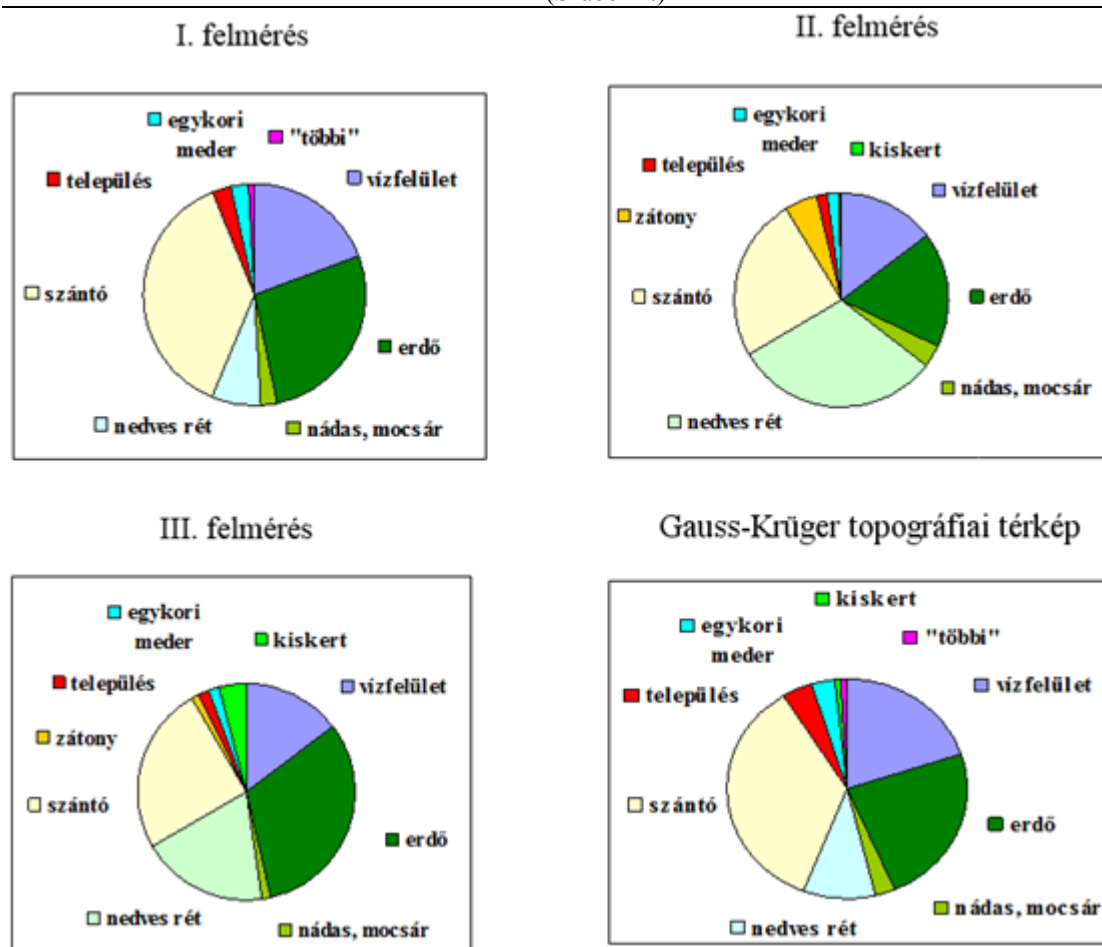
vízfolyás, tó	homok-, kavicsátony
erdő	település
nádas mocsár	egykori meder
nedves rét, legelő, kaszáló	kiskert
szántó, parlag	gát

9.23. ábra: Jelmagyarázat 9.15-22.

Jól nyomon követhető a lipóti morotvatónak a visszaszorulása és a partjára épült Lipót községnek a területi növekedése, amelyet az olaj helyett talált hőforrásnak és a rajta kiépült fürdőnek köszönhet. A vizsgált területen Lipót mellett még két település is található, ezek Hédervár és Ásvány (mai nevén Ásványráró a szomszédos Ráró faluval történt egyesülés révén). Hédervárat héder lovagok alapították, akik Szent István hívására érkeztek és telepedtek meg hazánkban. Az egykori földvár egyre nagyobb településsé nőtte ki magát, és mai napig folyamatosan fejlődik. Ásvány település határában aranyat találtak a zátonyokban, innen ered a neve, az arany pedig az Alpokból Dunába folyó patakokból került a Dunába. Ez a település is folyamatos területnövekedést mutat.

A négy térkép alapján elkészített élőhelyek/tájfoltok területi arányainak változását a 9.22. ábra foglalja össze. Az ábrából mindenek előtt a szántóföldek térhódítása a szembeszökő. A két első felmérés idején még változatlan (25-24 %), de a III. felmérés idején a vizsgált területnek már 37,9 %-a mezőgazdasági művelés alatt állt.

9.24. ábra - Az élőhelyek területi megoszlása



9.24. ábra: Az élőhelyek területi megoszlása

Az ábrából mindenek előtt a szántóföldek térhódítása a szembeszökő. A két első felmérés idején még változatlan (25 – 24 %), de a III. felmérés idején a vizsgált területnek már 37,9 %-a mezőgazdasági művelés alatt állt.

Az I. felmérés idején a vizsgált terület 31,7 %-t erdő borította, de területük a II. felmérés idejére jelentősen 17,6%-ra csökkent. A III. felmérés térképlapja szerint 10%-al megnőtt a területük, ekkor 27,2 %. Nem szabad azonban figyelmen kívül hagyni azt, hogy az erdőterület növekedése a 20. század húszas-harmincas éveinek nagyarányú (elsősorban hullámtéri) nemesnyaras erdőtelepítéseinek köszönhető, az ősi erdők állományai (amelyek az I. felmérés idején jelentős kiterjedésben uralták a tájat) pedig nagymértékben visszaszorultak.

Érdekes a nedves rétek területi alakulása: amilyen mértékben csökkent az erdőterület a II. felmérés idejére, szinte olyan mértékben nőtt a nedves rétek (legelők, kaszálók, mocsárrétek, láprétek) területe. Ez minden bizonnyal az állattenyésztés fellendülésével kapcsolatos, minél több legelőt és kaszálót kellett fenntartani, s ez elsősorban az erdők termőhelyén valósult meg. A III. felmérés idejére rendkívüli mértékben lecsökkentek a nedves rétek, párhuzamosan a szántók és az erdők növekedésével. Ez utóbbi esetben kézenfekvő, hogy a nemesnyár-telepítések potenciális erdő termőhelyekre történtek.

Az egykori kiskertek (szőlő- és gyümölcskertek) szinte eltűntek a települések körül, mára folyamatosan beépültek, illetve szántókká alakították őket. Az I. felmérés idején még 4 % fölött voltak szőlők és gyümölcsösök, de területeik a továbbiakban tizedére csökkentek. A Szigetközben napjainkban is elhanyagolható a kert és szőlő művelési ág (Marosi S. – Somogyi, S.1990).

Az erdők szerepe a tájtervezésben

Tájaink – elsősorban a természetközeli erdős tájak – megőrzése, védelme és a tájtervezés során (ahol lehetséges) az ősi állapotú erdők visszatelepítése közös ügyünk, amelynek képviselője az utánunk következő generációk

szempontjából is fontos. Minden nemzedéknek nem csak jó minőségű és megfelelő mennyiségű faanyagot, mint materiális javakat adó erdőkre van szüksége, hanem olyanokra is, amelyek szolgáltatásaik révén nem csupán gazdagítják, hanem alapvetően lehetővé teszik az életet, így az emberiség fennmaradását is. Az erdők adományainak nevezzük a kézzel fogható javakat és kézzel nem fogható szolgáltatásokat, amelyeket az erdők, mint ökológiai rendszerek működésük során az emberi társadalom számára biztosítanak, és amelyeket a társadalom tagjai élveznek. Ezek a működések, állapotok és eredmények az emberiség számára közvetlen vagy közvetett úton hasznosak. Az erdők különleges pozíciót foglalnak el a természet által nyújtott szolgáltatások tekintetében. Szerepük a szénkörforgalom fenntartásában nélkülözhetetlen és pótolhatatlan. Az emberiség több ponton, főleg az erdők irtásán és a fosszilis tüzelőanyagok égetésén keresztül befolyásolja a szén ciklust, és így a teljes földi bioszférában szerteágazó hatássorozatot indít meg, amelynek következményeit nem ismerhetjük pontosan. A klímaváltozás már ma is komoly problémákat okoz, amelyek megoldása számtalan akadályba ütközik. Az erdők továbbá jelentős mennyiségű szennyezőanyagot távolítanak el a légkörből, illetve fontos védelmi funkciókat látnak el az eróziós illetve áradásos pusztításokkal szemben. Az emberi tevékenység közvetlenül és közvetve egyaránt hat az erdőkre, s azok állapota visszahat az emberi életminőségre. Az erdőterületek csökkentésének mai ütemét folytatva végső soron beszűkítjük lehetőségeinket, csökkentjük jó közérzetünk esélyeit, valamint kockáztatjuk civilizációnk létét. Az emberi társadalmak gyakran alábecsülik az erdők által is nyújtott materiális javak és szolgáltatások fontosságát. Az erdők fiziológiai szükségleteket kielégítő szolgáltatásai is kiemelkedőek, így védelmük nem csupán etikai megfontolásokból fontos, hanem az emberiség jövőjének szempontjából is. A tájtervezés során olyan erdők megmaradását, illetve az újratelepítések esetén a létrehozását kell szorgalmazni, amelyek képesek fenntartani az erdők teljes élővilágát, és rendelkeznek a természetes erdők mindazon tulajdonságaival, amelyek ellenállóvá teszik az olyan kihívásokkal szemben is, mint pl. a gyapjaslepkék inváziója, a viharkár vagy akár a klímaváltozás hatásai. Nem véletlen egybeesés, hogy éppen az ilyen erdők azok, amelyeket szabadidőnkben is a legszívesebben keresünk fel, és amelyeket a világ minden táján egyre nagyobb becsben tartanak, nem csupán a nemzeti parkok területén, hanem egyre több büszke magántulajdonos földjén is. A tervezések irányítójá minden esetben a történelmi és múltbeli topográfiai térképek információtartalmának a felhasználása és mindenkor szem előtt tartása.

Felhasznált irodalom

- Bartha D. – Esztó P. (2001): *Magyarország erdőrezervátumainak áttekintő térképe*. ER, Az erdőrezervátum kutatás eredményei 1(1): térképmelléklet. Bartha D. – Gálhidy L. 2007: *A magyarországi erdők természetessége - WWF füzet 27*. Budapest. p. 25. Csorba P. 2002: *Összeurópai programok a táji változatosság kutatására*. Földrajzi Közlemények, CXXVI (1) 1-4, pp: 1-13. Csóka Szabados I. – Somogyi Z. 1999: *A szigetközi erdészeti monitoring eredményei 1993-tól 1998-ig*. In: Láng I. – Banczerowski Januszné-Berczik A. (eds.): *A Szigetköz környezeti állapotáról*. MTA Szigetközi Munkacsoport, Budapest. pp. 173-185. Daily, G.C. 1997: *What are ecosystem services?* In: Daily, G.C. (ed.): *Nature's Services*. Island Press, Washington D.C. pp. 1-11. Danszky I. (szerk.) 1963: *Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és elvárásai*. III. Kisalföld erdőgazdasági tájcsoporth. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Bp. Érsek I. 1924: *A Szigetköz története*. Magyaróvár. Fekete G. – Zólyomi B. – Jakucs P. – Horánszky A. – Csapody I. 1981: *Természetes erdők, mesterséges állományok*. Botanikai Közlemények, 68, pp. 133-142. Frisnyák S. 2012: In: Gál A. (szerk.): *Az erdő szerepe a Kárpát-medence gazdasági életében*. Tájhasználat és térszervezés. Történeti földrajzi tanulmányok. Nyíregyháza-Szerencs. pp: 21-35). Forman R.T.T. 1995: *Land Mosaics – The ecology of landscapes and region*. Cambridge University Press, p. 632. Gonczlik A. 2004: *Az élő természet adományai*. Kovász 8(1-4), pp. 15-43. Halupa L.– Csókáné Szabados I. 1994: *A Kisalföld erdői*. Hidrológiai Közöny. 74. pp. 269-279. IPCC 2007: *Forestry*. In: IPCC: *Climate change – mitigation of climate change*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 808. Kevey B. 2001: *A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz tölgy-kőris-szil ligeterdeire*. Kanitzia 9: pp. 227-249. Lomolino, M.V. – Riddle, B.R. – Brown, J.H. (2006): *Biogeography*. Third Edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers Sunderland, Massachusetts. Kogutowicz K. 1930, 1936: *Dunántúl és Kisalföld írásban és képen I., II*. Szeged. Marosi S. – Somogyi S. (szerk.) 1990: *Magyarország kistájainak katasztere I*. Szigetköz, 325-334. MTA, FKI, Budapest Mátyás Cs. 1996: *Erdészeti ökológia* Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 312. MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005: *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume One*. Island Press, Washington. Covelo. London Peterken, G.F. – Game, M. 1984: *Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire*. J. Ecology, 72, pp. 155-182. Simon T. – Szabó M. – Draskovits R. – Hahn I. – Gergely A. 1883: *Ecological and Phytogeographical changes in the willow woods of Szigetköz*. Abstracta Botanica 17/1-2: pp. 179-186. Standovár T. – Bartha D. – Bodor L. – Csóka Gy. – Somogyi Z. 2000:

Természet – Erdő – Gazdálkodás Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungária Egyesület – Eger. pp. 189. Standovár T. 2006: *Biológiai megfontolások az erdei életközösségek hatékony védelméhez*. Magyar Tudomány 6: 656-662. Sprugel D.G. 1991: *Disturbance, equilibrium and environmental variability: What is natural vegetation in changing environment?* Biological conservation 58: 1-18. Szabó M. 2000.: *Az ártéri táj változásai a Szigetköz példáján*. In: Füleky Gy. (szerk.): *A táj változásai a Kárpát-medencében a történelmi események hatására*. Gödöllő, pp.164-169. Szabó M. (2011): *River regulations and Hydroelectric Power Plants as geohazard - Effects of hydrogeographycal Changes on Floodplain Landscape (a Hungarian case Study)*. In: Jiun-Chuan Lin (szerk.): *Landscape Conservation*, National Taiwan University. pp:105-112. Wilcove D.S. – McLellan C.H. – Dobson A.P. 1986: *Habitat fragmentation in the temperate zone*. In: Soulé M.E. ed.: *Conservation Biology: The Science of Carcity and Diversity*. pp. 237-256. Sinauer Associates, Sunderland, MA. Wilson, E.O. 1984: *Biophilia*. Harvard University Press, Cambridge, MA. Zólyomi B. 1937: *A Szigetköz növénytani kutatásának eredménye*. Botanikai Közlemények.