

## INDIKÁTOROK AZ ÖKOLÓGIAI TÁJSZERKEZET ÉS TÁJMŰKÖDÉS JELLEMZÉSÉRE<sup>11</sup>

CSORBA PÉTER<sup>12</sup>

### INDICES TO EVALUATE THE ECOLOGICAL LANDSCAPE STRUCTURE AND LANDSCAPE FUNCTIONING

**Abstract:** Similarly to most natural sciences, ecological landscape evaluation endeavours to support its results with more quantitative data. However, objective possibilities to find good indicators for landscape ecological evaluations are obviously problematic. We suggest to use the following indices, warning their limited quantitiveness at the same time. Landscape pattern-density, connectedness of the landscape patches, stability of land-use structure and the ecological health-level of landscape patches seem to be appropriate indices to characterise landscape structure.

### BEVEZETÉS

A természettudományok közös jellemzője, hogy megállapításait igyekszik minél több objektív mérési, megfigyelési adattal alátámasztani. A jelenségek mérhetőségét tekintve persze komoly különbség van például a fizika és a földtudományok között, s e tekintetben a geográfia az ökológiával együtt a kevésbé számszerűsíthető állításokat tartalmazó természettudományok közé tartozik (*Csorba P.* 2005, *Farina, A.* 1998, *Klopatek, J. M. – Gardner, R. H.* 1999). Különösen igaz ez a földrajz azon szakterületeire, például a tájökológiára, amelyben jelentős szerepet játszik a társadalmi összetevő is. Nem véletlen, hogy a tájökológia klasszikusai közül többen kijelentették, hogy a modern ökológiai szemléletű táj kutatás módszertanilag egy hibrid rendszer, amelyben együtt vannak jelen a természeti és a (nehezen metrizálható) társadalomtudományi elemek (*Haase, G.* 1999, *Richling, A. et al.* 1994, *Preobrazhenskiy, V. S.* 1984). A geo- és ökoszisztémák rendszerelméleti szempontból ún. sztohasztikus rendszerek, mivel a jelenségek bekövetkezését, lefolyását, csak valamilyen valószínűségi szinten tudjuk előre jelezni. Az okok és következmények között nincs olyan fokú kauzális kapcsolat, mint amivel a fizika vagy a kémia számolhat. Mindez nem jelenti azt, hogy például a tájökológia ne törekedne az objektívitás növelésére, ne igyekezne minél több mérhető adattal szolgálni (*Jongman, R. – Brunce, B.* 2000, *Turner, M. G. – Gardner, R. H.* 1991).

---

<sup>11</sup> A tanulmány megírásához felhasználtuk a T 030256, illetve a T 042638 jelzésű OTKA pályázatok során formálódott gondolatokat, részeredményeket.

<sup>12</sup> Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék. 4032 Debrecen, Egyetem tér 1. E-mail: csorbap@delfin.unideb.hu

A tájökológia alapvetően arra törekszik, hogy feltárja a táji adottságokat, potenciális lehetőségeket és ezeket valamilyen kompromisszum keretében összhangba hozza a társadalom által megfogalmazott igényekkel. A táj adottságait, a tájpotenciál mérése tűnik a könnyebben számszerűsíthető kérdésnek, bár mindenki halott, például a potenciális nyersanyagkészletek, a gazdaságosan kiaknázható vízmennyiség, vagy a biomassa előállítására alkalmas fitomasszatömeg meghatározásának bizonytalanságairól. Az igazi problémát mégis a társadalmi igény felmérése okozza, mert ez egy igen soktényezős és számos nagyon gyorsan változó komponenset tartalmazó kérdés. A természeti adottságok és társadalmi igények objektív összevetésének nehézségeit jól mutatják, például a különféle ökológiai lábnyom számításokkal kapcsolatos viták (*Pappné Vancsó J.* 2004).

### PRÓBÁLKOZÁSOK A TÁJI ADOTTSÁGOK INDIKÁTORAINAK MEGHATÁROZÁSÁRA

A társadalmi igényekkel átszőtt folyamatok kvantitatív alapokra helyezése komoly szempontja az ismert *VAHAVA programnak* is. Ez a program indikátorokat keresett annak minősítésére, hogy a természeti adottságok (tájalkotó elemek) mennyire érzékenyek a klímaváltozással szemben (*Láng I.* 2003, *Kerényi A.* – *Csorba P.* 2004).

A hőmérséklet- illetve a nedvességváltozásra történő érzékenység talajtani összetevőjére nézve pl. javasoltuk a

- a hidromorf talajok arányának
- a kiszáradásra érzékeny, sekély talajok arányának,
- a könnyen felmelegedő, fedetlen talajok arányának bevonását a kalkulációkba.

Úgy véltük, hogy a fenti adatok Magyarország Nemzeti Atlaszában meglévő genetikai talajtérképről, a talajok vízgazdálkodási tulajdonságairól, a talajok vízgazdálkodási típusairól készített lapokról, valamint a talajeróziós térképről megfelelő pontossággal kiszámítható. Ezekből az arányokból meg lehet becsülni, hogy az adott közép- vagy kistáj talajtakarójának klímaérzékenysége mely relatív kategóriába sorolható.

Megítélésünk szerint a hőmérséklet illetve a nedvességváltozásra történő érzékenység növényzeti összetevőjére nézve a minősítéshez nélkülözhetetlenül szükség van:

- a víz- illetve nedvességigényes természetes növényzet arányának,
- az öntözésigényes agrokultúrák arányának és
- a védett természeti területek nagyságának, jellegének ismeretére.

Ehhez forrásanyagként javasoltuk a nemzeti atlasz természetes növénytakarót, az erdőtípusokat, a természetvédelmet és a mezőgazdasági kultúrák természetének területi elrendeződését bemutató térképeit. Az utóbbi tényező esetében azonban jelentős korrekció szükséges.

A megfelelő indikátorok megtalálása volt az első feladat 2004-ben beindított *Környezetállapot Értékelő Programnak* (KÉP) is. A bennünket érintő tájvizsgálati alprogramban végül a következő indikátorok mellett döntöttünk.

*1. indikátor: Tájmintázat (pattern)* azaz a tájat felépítő természetes, és ember által kialakított tájfoltok területi elrendeződése, tájgeometriai megjelenése.

A táj működéséről sok információt nyerhetünk abból, hogy a táj milyen vizuálisan elkülöníthető egységek mozaikjából épül fel. A táj külső megjelenése nem tökéletes leképezése a táj funkcionális működésének, de számos lényeges tájműködési kérdésre – például tájérzékenység, antropogén átalakítottság mértéke, stb. – megfelelő biztonsággal lehet következtetni a táj mintázatának elemzéséből.

Mérését, vagyis a hivatalosan elfogadott természetföldrajzi tájegységek mozaikosságának összehasonlítását egyszerű foltsűrűségi méréssel lehet kezdeni. A méréshez meg kell határozni a homogének tekinthető alapegységeket, amihez kézenfekvő felhasználni a CORINE klasszifikációt. Az átmeneti (ökoton) sávok gyakorisága, tájszerkezeti elrendeződése megjelenhet önálló tájmintázati mutatóként is. A foltsűrűségi index meghatározása mellett mód van más felteloszlási mutatószám kidolgozására is. Így például a tájműködés szempontjából fontos információkat kaphatunk a foltok alakjának elemzéséből. Azonos foltsűrűségi mutató takarhat igen eltérő tájmintázatot, például szabályos alakú mezőgazdasági parcellák és zerguzgos futású határvonalak eredményezhetnek azonos foltsűrűségi-indexet. Viszonylag egyszerű, és kifejező mutató, ha megadjuk a folthatár hosszát, pl. a foltok számához, vagy nagyságához viszonyítva.

*2. indikátor: Tájtagoltság*, azaz a táj működésében azonos szerepet betöltő tájfoltok területi érintkezésének jellemzése.

Ennek a tájindikátornak a kiválasztását az indokolta, hogy az előző foltgeometriai mintázat mérőszámai nem eléggé érzékenyek a táj ökológiai működésének jellemzésére. Ehhez a tájban található azonos ökológiai funkciót betöltő foltok térbeli kapcsolatát kell elemezni. A magas foltsűrűség, például önmagában csak potenciális lehetőség a tájrészletek szoros összekapcsoltságára, a lehetőség ökológiailag akkor realizálódik, ha azonos, vagy közel azonos típusú élőhely foltok között van területi kontaktus.

Az ökológiai összekapcsoltság intenzitásának meghatározásához első lépés a tájegységeket felépítő foltok csoportosítása, ökológiai szempontok alapján (*Schreiber, K-F.* 1988, *With, K. A. et al.* 1997). Ezután feltérképezzük az így kialakított típusokhoz tartozó foltok területi elrendeződését. Mivel az ökotopok általában néhány km<sup>2</sup> nagyságú térrészletek, ez a munka jóval részletesebb, 1:10.000-1:25.000 méretarányt kíván, azaz az 1:50.000 méretarányú CORINE feldolgozás sem elég részletes.

Egy lehetséges másik mutatószám a tájfragmentáltság megállapítása (*Jaeger, J.* 2002). Ez a szám kifejezi a hazai kistájak út- és vasúthálózat, valamint a beépítések általi feldaraboltságát. Ez a mutató már 1:250.000 méretarányban is megfelelő adatokat szolgáltat.

3. *indikátor: Tájhasználati stabilitás*, vagyis a területhasználati foltok művelési ágak, vagy egyéb célokra történő felhasználásának állandósága tetszőleges időtávlati összehasonlítás segítségével.

Minden tájjal kapcsolatos tájvédelmi, tájhasználati, tájkezelési tevékenység számára fontos, hogy a tervező tisztában legyen az adott táj pillanatnyi állapotán kívül a tájváltozás aktuális irányával, és a változások ütemével. A tájtörténet – annak ökológiai, tájhasználati, kultúrtörténeti stb. aspektusa – igen népszerű kutatási irány. Minimálisan két időpont összehasonlítását alapul véve tanulságos egy 1980-as éveket ill. a jelenlegi helyzetet összevetni. Az elmúlt 20-25 év alatt ui. igen markáns változások zajlottak le a hazai tájhasználati szerkezetben, s ez ökológiai szempontból is értékelhető következmények kimutatásával bíztat.

Az egyes tájrészletek területhasználati szerkezetének szisztematikus összehasonlítása, és a változások gyakoriságának megállapítása. A munka elvégezhető tetszőleges időtartam illetve részletesség kereteiben. Ki lehet emelni, például azokat a területeket, ahol nem volt jelentős művelési ágváltás. Az ökológiai tájműködés szempontjából talán még érdekesebb annak a megállapítása, hogy hol és miért került sor nagyarányú földhasználati változásra. Sorrendbe lehet állítani a használati típusok közti ökológiai kontrasztot – például a szántó-gyep művelési ágváltás ökológiai szempontból kevésbé éles tájműködési következményekkel jár, mintha egy 1985-ben erdőként hasznosított területen ma intenzív zöldségtermelés folyik. Ebből kidolgozható egy művelési ágváltás ökológia távolságára vonatkozó mutató.

4. *indikátor: A táj egészségi állapota* kifejezi a természetközeli és attól eltávolodott élőközösségek számára rendelkezésre álló táji keretek potenciális ökológiai minőségét ill. annak aktuális kihasználtsági fokát (*Magyar E.* 1996).

Az előző indikátorok inkább a tájműködés potenciális fizikai kereteire, változatosságára vonatkoztak, annak ökológiai minőségét kevésbé érintették. Ez az indikátor pedig a tájfoltok ökológiai minőségének értékelését célozza, a táj egészségi állapotának tágran vett értelmezésével. Ezzel a mutatóval azt lehet jellemezni, hogy a kimutatott tájszerkezeti kapcsolatok, területhasználati irányváltások ökológiai szempontból mennyire értékes tájökológiai szerkezetet hoznak létre, vagy veszélyeztetnek. Az élőhely-mozaikok mennyire alkalmasak hosszú távon életképes populációk, élőközösségek működéséhez. Milyen mértékű az antropogén hatáserősség (hemeróbiaszint).

Az élőközösségek sokszor kényszerülnek szuboptimális élőhelyek elfoglalására, itt azonban működésük – például vitalitásuk, szaporodásuk, migrációjuk stb. fizikai és ökológiai korlátok közé van szorítva. A tájak ökológiai minősítésének egyik módszere az antropogén hatáserősség, az ún. hemeróbiaszint megállapítása. Ez a klasszifikációs módszer nálunk még alig terjedt el. A hemeróbia térkép az előző indikátor kapcsán említett tájfeldaraboltsági térképpel együtt alkalmas alapot teremthet egy olyan minősítés elkészítésére, amely kimutatja a magyarországi kistájak, kistájcsoportok, vagy középtájak jelenlegi ökológiai minőségét. Az eredmény igen fontos lehet a szükséges tájvédelmi beavatkozások számára, megmondja, hogy hol, milyen mértékű az a tájhasználati konfliktus, ami a természetközeli élőhelyek

és az aktuális társadalmi igények között fennáll. Hol, milyen lehetőség van a táj legnehezebben működő izolátumainak erősítésére, a táji kapcsolatrendszer bővítésére.

Úgy gondoljuk, hogy a tájak külső, vizuálisan is megjelenő *szerkezeti vonásainak jellemzésére* – amelyek kifejezetten geográfiai, tájökológiai aspektusnak tekinthetők – három alapvető táji indikátor vizsgálatára érdemes koncentrálni:

1. a mozaikosság mértékére,
2. a hemeróbiaszint, azaz antropogén befolyásoltság mérésére és
3. a tájrészletek tájökológiai összekapcsoltsága, vagyis az ún. *connectivity* mértékére.

Meggyőződésünk, hogy a fenti három tájtulajdonságot kifejező adatok jól használhatók a kistájak állapotfelmérésével, fejlesztésével, rehabilitációjával kapcsolatos munkák során, vagyis az ökológiai célú tájtervezésnél szélesebb körben használható tájszerkezeti adottságokat kívánjuk megvilágítani.

A fenti mutatók kiválasztásánál figyelembe vettük a nemzetközi szakirodalomban olvasható tapasztalatokat, bár ezek szinte kivétel nélkül a tájlemez ökológiai oldala számára megfelelő szempontok mentén haladó vizsgálatok. A magunk részéről viszont továbbra is következetesen képviselni kívánjuk a kérdés *geográfiai alapokon álló* tájökológiai elemzését. Nem tekintjük tehát feladatunknak a feltárt tájszerkezeti adottságok ökológiai szerepének igazolását.

Mivel azonban a tájtervezés legeredményesebb módja, ha az a lehető legnagyobb mértékben támaszkodik a tájban lévő természetes adottságokra, az adott táj működésének uralkodó jellemzőire, azt sem állíthatjuk, hogy az általunk kiemelt fontosságúnak tekintett tájszerkezeti mutatók némelyike nem áll közel a kifejezetten ökológiai indíttatású kutatásokban szereplő adatokhoz.

**Vos, C. C. és munkatársai** (2001) pl. az ökológiai léptékű táji adatok közül kiemelkedő jelentőséget tulajdonítanak a tájökológiai foltok ökológiai teherbíró képességének, és a foltok összekapcsoltságának. Az első mutató megítélése kifejezetten ökológiai feladat, a másodikat, a tájszerkezeti összekapcsoltságot viszont geográfiai szemszögből is jól azonosítható tájtulajdonság. Ezért is szerencsésebb, ha az ilyen jellegű munkák és elemzéseknel hangsúlyozzuk, hogy *ökológiai szempontú tájszerkezet vizsgálatról, mérésről van szó*.

## ÖSSZEGZÉS

A felsorolt indikátorok használhatóságának kipróbálása folyamatban van. Lehet, hogy nem mindegyike bizonyul majd alkalmasnak a táji adottságok minősítésére. Az azonban egyértelmű, hogy a korszerű tájértékelés ma már nélkülözhetetlen a kvantitatív adatok felsorakoztatását, s ennek a fejlődési útnak kezdő lépéseit igen időszerű megtenni.

IRODALOM

- Csorba P.** (szerk.) 2005. Debreceni Földrajzi Disputa. Civis-Copy, Debrecen. 215 p.
- Farina, A.** 1998. Principles and Methods in Landscape Ecology. Chapman and Hall. 235 p.
- Haase, G.** 1999. Beiträge zur Landschaftsanalyse und Landschaftsdiagnose. Abhandlungen der Sächsische Akad. der Wiss. zu Leipzig 59. H. 1. 203 p.
- Jaeger, J.** 2002. Landschaftszerschneidung. Ulmer Verlag, Stuttgart. 447 p.
- Jongman, R. – Brunce, B.** 2000. Landscape classification, scales and biodiversity in Europe. In: **Mander, Ü. – Jongman, R.** (eds.). Consequences of Land Use Changes. WIT Press. pp. 11-38.
- Kerényi A. – Csorba P.** 2004. Módszertani alapvetés a hazai tájak klímaérzékenységének meghatározásához a feltételezett klímaváltozásra tekintettel. Agro-21. Füzetek 33. pp. 84-94.
- Klopatek, J. M. – Gardner, R. H.** (eds.) 1999. Landscape Ecological Analysis, Issues and Applications. Springer V. 400 p.
- Láng I.** 2003. Bevezető gondolatok „A globális klímaváltozással összefüggő hazai hatások és az arra adandó válaszok” című MTA-KvVM közös kutatási projekthez. Agro-21 Füzetek 31. pp. 3-8.
- Magyar E.** 1996. A környezeti hatástanulmányok tájra vonatkozó munkarészei. ÖKO 7/1-2. pp. 108-125.
- Pappné Vancsó J.** 2004. Az ökológiai lábnyom: a fenntartható fejlődés mérőeszköze. Földrajzi Közlemények 128/1-4. pp. 73-87.
- Preobrazhenskiy, V. S.** 1984. Trends of development of landscape ecology in the USSR. IALE Proceedings. Suppl. Vol. Roskilde.
- Richling, A. – Malinowska, E. – Lechnio, J.** (eds.) 1994. Landscape Research and its Applications in Environmental Management. IALE Polisch Assoc. Warsaw. 289 p.
- Schreiber, K-F.** (Hrsg.) 1988. Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the IALE in Münster. Münstersche Geographische Arbeiten 29. Schöningh, Paderborn.
- Turner, M. G. – Gardner, R. H.** (eds.) 1991. Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. Springer Verlag. 270 p.
- Vos, C. C. – Verboom, J. – Opdam, P. F. M. – Ter Braak, C. J. F.** 2001. Toward Ecologically Scaled Landscape Indices. The American Naturalist 183/1. pp. 24-41.
- With, K. A. – Gardner, R. H. – Turner, M. G.** 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environmental. Oikos 78. pp. 151-169.