

CSORBA PÉTER – SZABÓ SZILÁRD – CSORBA KRISTÓF¹

Summary

Using landscape metrics data in landscape ecological research

Landscape structure data are more and more often used also in landscape research to determine the ecological and abiotic (e.g. landscape aesthetic) values of the landscape. Quantitative measurements refers to the measure of landscape patches, patch distances, and area/perimetry data.

This paper deals with the landscape dissection index (LDI) and the ecotone length. The most serious impact on the ecological potential makes the fragmentation by the roads and other linear technical elements. It is widely used to determine the scale of the fragmentation, the landscape division index (Zerteilungsgrad), the landscape splitting index (Zerstückerungsindex) and the effective mesh size (Maschengröße).

The application and importance of these landscape indices is introduced in the discipline of landscape ecology.

Bevezetés

A geográfia a tér tudománya, és ezt az erős **térszemléletet** magáénak vallja a nem kis részben tájfeldrajzi alapokra építkező tájökölógia is. A klasszikus tájfeldrajzi szakirodalom azonban még ma sem bővelkedik a geográfiai térszerkezet precíz **matematikai-geometriai** elemzésében. Természetesen néhány más földrajzi diszciplínában, pl. az általános természeti földrajzban, vannak kvantitatív matematikai, fizikai alapokon álló megállapítások – pl. a csuszamlásos formák kialakulásával, a homokmozgással, vagy a talajerózióval kapcsolatban (SZABÓ J.1990, KERÉNYI A. 1991, KERTÉSZ Á. 2002, LÓKI J. 2003). A hagyományos tájfeldrajzi értékelésekből azonban nálunk még hiányoznak a tájstruktúrára és a tájfejlődési tendenciákra vonatkozó tájgeometriai adatok, a tájat felépítő alapelemek: folt (patch), háttér (mátrix) és összekötő elem (corridor/barrier) területi elrendeződésének vizsgálata.

A matematika sokkal erősebb szerepet játszott a tájökölógia másik forrástudományágában, az ökológiában. Bár az anyag- és energiaforgalom számítások többnyire nem érték el azt a dimenziót, hogy segítségükkel teljes természeti tájegységeket lehetne jellemezni, önálló tudományággá fejlődött a biomatematika. Ennek ökológiai oldala elsősorban a társulásokon belüli, ill. társulások közötti faji átrendeződésekkel, ill. a faji sokféleség (biodiverzitás) leírásával foglalkozik. Sajnos még a diverzitás számítások mérföldkövének számító Shannon-Weaver- és a Simpson-indexek alkalmazását is alig lehet kimutatni az 1950-es, 1960-as évek tájökölógiai szakirodalmában.

A fordulópont az 1980-as évek elejére tehető, amikor egyre több tájökölógiai munkában igyekeztek felhasználni a térbeli folyamatok elemzésére a geometriai-topológia eszközeit. Az igazi áttörés talán Monica Turner és Robert Gardner szerkesztésében 1991-ben megjelentetett „Quantitative Methods in Landscape Ecology” („Kvantitatív módszerek a tájökölógiában”) című könyvhöz köthető. Legalábbis ezután, az 1990-es évek közepétől sorra jelennek meg olyan publikációk, amelyek jelentős teret szentelnek a táj természetes, vagy a földhasználat révén előálló területi mintázatának (pattern), s ennek jellemzésére valódi tájszerkezet-geometriai elemzéseket közölnek (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2005, FARINA, A. 1995, GRAU, S. 1998, HARGIS, C.D. ET AL. 1998, JOHNSON, K. 1995, KLOPATEK, J. M. – GARDNER, R.H. 1999, ZEPP, H.-MÜLLER, M. 1999).

A táj mintázatát, területi szerkezetét vizsgáló kutatásokat érdemes két nagy csoportra osztani aszerint, hogy az elemzés végső célja **abotikus, vagy biotikus-ökológiai következtetések** levonása.

A tájmintázat (pattern) pusztá szerkezetét, struktúráját igyekeznek megragadni pl. a tájesztétikai kutatások. Ekkor az a fő kérdés, hogy a tájat felépítő foltok, növényzet fedettség típusok, egyéb

¹ Környezetföldrajzi és Tájvédelmi Tanszék, DE TTK

tájalkotó elemek, pl. települések, vízfelületek, vonalas műszaki létesítmények, stb. milyen vizuális, ezen keresztül milyen érzelmi-hangulati hatást keltenek (RICHLING, A. 1988, MEZŐSI G. 1991, PEDROLI, B. 2000). Pl. mekkora nyílt tájrészlet kell a megnyugtató biztonságérzethez, milyen szerkezetű tájban képes gondtalanul „elengedni magát” az ember, milyen tájszerkezeti adottságok szükségesek a hatékony relaxációhoz (WÖBSE, H.H. 2002).

Ezzel szemben a tájszerkezet elemzésének ökológiai típusa a tájat felépítő alapelemek, vagyis a (táj)oltok, (tájökológiai)folyosók és a háttér, az ún. mátrixok elrendeződésének térbeli viszonyát annak fényében vizsgálja, hogy az adott struktúra milyen következményekkel jár az élővilág működésére nézve.

Újabban a kutatásoknak van egy olyan válfaja is, amely lényegében a két irányzat közé állítható, amikor a tájmintázat vizsgálatával egy geográfiai adottságot, egy potenciális lehetőséget elemzünk, de nem feladat az ökológiai konzekvenciák igazolása. Ezt a sajátos interdiszciplináris szakterületet újabban táj(geo)metriának nevezi a szakirodalom (FORMAN, R.T.T. 1995, JAEGER, J. 2002, KOLLÁNYI L. 2006.).

Tájmetriai mérések

Az első mérési lehetőség a **tájfoltok közötti távolság** kvantitatív elemzése. Ennek ökológiai értelmezését, jelentőségét olyan példákkal szokták megvilágítani, hogy két tájökológiai folt között növekvő távolsággal csökken az anyag- és energiaátvitel nagysága, nő a kapcsolathoz szükséges energia mennyisége és szintén nő az áldozattá válás (predation risk) valószínűsége (FARINA, A. 1998). Világos tehát, hogy a tájon belüli ökológiai kapcsolatok intenzitását alapvetően befolyásolja a táj foltmintázata, s lényegi következtetéseket lehet levonni a populációk, részpopulációk (metapopulációk) túlélési esélyeire, vitalitására nézve. A foltok közötti távolság nagymértékben befolyásolja a tájökológiai összekapcsoltság ill. összekapcsolódás (connectedness and connectivity) lehetséges szintjét (GOODWIN, B. 2003), (ld. később).

A foltok közötti távolság mérések tovább finomíthatók annak elemzésével, hogy figyelembe vesszük a területen található összes hasonló típusú folt közötti távolságot, vagy csak a legközelebbi ilyen vesszük számításba. Szelektálhatunk aszerint, hogy két azonos típusú folt között milyen közbülső folttypust tekintünk ökológiai gátnak és melyikeket minősítjük áthidalhatónak az adott populáció egyedeinek mozgása számára (BAKER W. L. - CAY, Y. 1992). Két fenyőerdő-folt közötti madármozgás szempontjából pl. egyáltalán nem mindegy, hogy az két erdőfolt között egy füves-cserjés parlag, vagy egy ipartelep található. Ennek mérlegelésével azonban egy kicsit már túllépünk a szigorúan vett tájmetriai mérések körén, hiszen a topográfiai elrendeződés vizsgálatán túl minőségi kategóriákat is figyelembe veszünk. Mindenesetre belátható, hogy önmagában a tájalkotó foltok közötti távolság elemzése is egy fontos alapadat, egy potenciális adottság a tájstruktúra ökológiai minősítéséhez.

A tájak mintázatát jól lehet jellemezni a **foltok nagyságára** vonatkozó adatokkal is. Ennek ökológiai értelmét az adja, hogy minden társulás, minden populáció egészséges létéhez, hosszútávú stabil fejlődéséhez megfelelő nagyságú térre van szükség. Minden faj, minden populációkollektívum, minden társulás létezéséhez nélkülözhetetlen egy bizonyos minimális terület. Nyilvánvaló, hogy pl. egy fél hektáros fenyőerdő nem képes megfelelő életteret biztosítani semmilyen kifejlett társulásnak.

Sajnos e tekintetben az ökológia és a tájmetria nehezen találja meg az együttműködés alapját, mert kevés társulásról tudjuk biztosan, hogy mekkora az a folt nagyság, amire minimálisan szüksége van. A probléma nyilvánvalóan az, hogy számos ökológiai faktortól függ a társulás életképessége. Optimális környezeti adottságok mellett kisebb, rosszabb életfeltételek mellett nagyobb minimális terület szükséges ahhoz, hogy ott hosszú távon életképes társulások létezzenek. Bár a kiindulópont, az tehát, hogy a társulásokat felépítő fajok külön-külön mekkora egyedszámtól alkotnak stabil populációt, még nagyjából ismert, populációkollektívum szinten azonban már kevés használható adatot találunk a szakirodalomban, nem is beszélve a társulások szintjéről.

Megfelelő populációnagyságnak az emlősök esetében százas, madaraknál ezres, hullőknél, kétélűeknél tízezres, alsóbbrendűek esetében pedig milliós egyedszámot szokás mondani. Növényekre nézve ellentmondásosabb a kép, évtizedek óta stabil állománya van pl. néhány tucatból álló ritka

védett fajnak, más esetben lényegesen népesebb populáció sem képes fejlődési pályán maradni, egyre csekélyebb túlélési esélyei vannak.

Társulások szintjén még hozzávetőleges becslés is alig van arról, hogy pl. mekkora a minimális területigénye egy puhafás ligeterdőnek, egy montán bükkösnek, vagy egy kékperjés réti társulásnak. Még leginkább a vízhez kötött társulások minimális foltnagyságáról van határozott elképzelés, egyenletes vízellátottság esetén néhány hektáros folt elegendőnek tűnik.

Úgy gondoljuk, hogy ilyen bizonytalan ökológiai értelmezhetőség esetén is komoly információt nyújt pl. a tájtervezés, a tájvédelem, a tájrehabilitáció számára az, olyan kimutatás, hogy pl. adott tájegység erdőfoltjainak átlagos nagysága 3 hektár, nyílt füves foltjai átlagosan 5 hektárosak és a vizes élőhelyek pedig 1 hektárnyi területeket képviselnek. Az átlagok persze sokszor nagy szélsőségeket takarhatnak, de ha a fenti adatok mellé megadjuk a középértékek egyéb mutatóit (*módusz*, *medián*), a szóródás mérőszámait (*variancia*, *szórás*), valamint a csúcsossági (*kurtosis*) és a ferdeségi (*skewness*) értékeket, akkor már elég sokrétű képet tudunk nyújtani a tájmintázat ökológiai potenciáljáról.

Egy tájrészlet foltjainak eloszlásánál tehát a legkevésbé használható információt az átlag adja. A módusz (mint leggyakoribb érték) és a medián (mint az az érték, amelytől éppen annyi db kisebb van, mint ahány nagyobb) viszont értékesebb képet adhat a foltok terület és kerület viszonyairól, különösen, ha a szórást is megadjuk.

A ferdeségi érték a normál eloszlású adatok „csúszását” adja meg, vagyis azt nézzük meg, hogy a kapott eloszlás görbéje esetében mennyire és milyen irányban tér el a „módusz=medián=átlag” állapottól. Ha ez az érték pozitív előjelű, akkor a görbe jobb oldali aszimmetriájú (vagyis inkább az átlag feletti értékek dominálnak), ha negatív bal oldali aszimmetriájú (vagyis inkább az átlag alatti értékek dominálnak).

A csúcsossági érték azt mutatja, hogy a normális eloszláshoz képest az adatsorunk hisztogramján a csúcs lapultabb, vagy csúcsosabb. Pozitív érték esetén a normálisnál csúcsosabb, negatív értéknél pedig laposabb az eloszlásunk. Ennek a mutatónak akkor lehet jelentősége, ha az adatsor nem normál eloszlású és normalizálni szeretnénk a további vizsgálatokhoz (regresszió, korreláció, ANOVA, stb.)

Az ökológiai minősítések egyik legnagyobb szakirodalommal rendelkező részterülete az élőegyüttesek **stabilitásra** vonatkozik (CSORBA P. 1997, KERTÉSZ Á. 2002.). A stabilitás a külső hatásokkal szemben mutatott ellenállóképesség kifejezésére szolgál, és igen összetett kérdés, mert van merev és rugalmas stabilitás (flexibility, elasticity), és ezen belül még több altípus (pl. reziliencia, rezisztencia, stb.). A stabilitás tájmetriai aspektusát nézve annak van jelentősége, ha megmondjuk, hogy a tájépítő foltok milyen hosszú határfelülettel érintkeznek egymással, vagyis a külső hatás – pl. egy özönfaj (invazív gyomféle) benyomulásának – milyen hosszú foltszegélyen van lehetősége.

Ennek kifejezésére viszonylag régóta alkalmazott mutató a **foltok terület/kerület hányadosa**. Könnyű belátni, hogy ha egy 2 hektárnyi erdőfoltnak 5 kilométer hosszú kerülete van, az valószínűsíthetően kevésbé sérülékeny élőhely, mintha ugyanazon 2 hektáros erdőfolthoz 8 kilométernyi szegélyhossz tartozik. Mivel a terület/kerület hányadosból közvetlenül nem lehet következtetni a folt élővilágának stabilitására, korábban is azt javasoltuk, hogy ezt a hányadost öko-geográfiai stabilitási számnak nevezzük (CSORBA P. 1989).

A foltnagyság, a foltkerület ill. az egész vizsgált terület nagysága közti viszony kifejezésére dolgozta ki G.W. Bowen az ún. *tájfelszabdaltsági indexet* (*landscape dissection index=LDI*) (BOWEN, G.W. – BURGESS, R.L. 1981). Ez az adat is jó volna ha általánosan elterjedt eszköze lenne a tájak minősítésének. Meghatározásának módja:

$$LDI = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{2\sqrt{\pi F_g} \sum F_i}$$

P_i : foltok összkerülete; F_g : foltok összterülete; F_i : az i -edik folt területe.

Az *LDI* a foltok élsűrűségének egy standardizált mérőszáma. Mivel standardizált mutatóról van szó, így segítségével összehasonlítható az egyes tájak felszabdaltsága, ellentétben a szegélyzóna

összhosszával, aminek csak a vizsgált tájrészlet területére van jelentése. Számított értékei úgy is értelmezhetők, mint a foltok aggregáltságának, vagy diszaggregáltságának mutatója: a nagyobb értékek a foltok diszaggregáltságára, felszabdaltságára utalnak. Az LDI érték növekedésével a foltok alakja egyre szabálytalanabbá válik, kerületük összhossza növekszik.

Fontos adat lehet a tájfoltokat határoló **szegélyzóna összhossza** is. A határfelületek, más néven az ökotonok szerepének, az ott lezajló folyamatoknak kutatása az ökológia manapság egyik legtöbbet vizsgált témája (RISSER, K. ET AL. 1984, FORMAN, R.T.T, 1995, HANSEN, A. - DI CASTRI, F. 1992, INGEGNOLI, V. 2002, ZÓLYOMI B. 1987). A szegélyhatást (edge effect) nagymértékben befolyásolja az átmeneti zóna éles, vagy simított jellege. Ennek a tulajdonságnak szintén van bizonyos geometriai összetevője, bár kétségtelen, hogy jóval fontosabb az adott ökoton minőségi jellege. Mivel az átlagos ökotonszélesség-adat nem könnyen értelmezhető ökológiai szempontból, marad a tájmetriai értékelés számára az ökotonhossz, ami elég markánsan jelzi a táj mozaikosságát, s a szomszédos tájak összehasonlítására kiválóan alkalmas mutató. Nyilvánvaló, hogy az ökotonhossz adat jól kiegészíti az átlagos foltnagyság ill. a folt terület/kerület hányados alapján kialakuló képet, de jobb, ha nem önmagában, hanem standardizált formában használjuk (lásd LDI).

A fenti mérési lehetőségek mind feltételezik, hogy a tájfoltoknak könnyen megállapíthatók határai vannak. Tudjuk, hogy ez korántsem egyértelmű dolog, egy ligeterdős tájban pl. nagyon nehéz kirajzolni a foltokat, szegélyeket, összekötő elemeket. Ilyen tájak geometriai-topológiai strukturájának elemzésekor néha az az érzése az embernek, hogy az egész táj egy nagy ökoton, mindenütt csak élesebb vagy fokozatosabb átmenetek vannak.

A tájfoltok ökológiai szerepét jelentős mértékben erősíti a foltok közötti hosszú, keskeny összekötőelemek megléte, a táj **ökológiai folyosókban** való gazdagsága (VAN DER SLUIS ET AL. 2004.). Ezek a sajátos kapcsolati elemek tájmetriai eszközökkel ugyancsak kifejezhetők. A tájökológiai folyosók hossza és az általuk összekötött foltok nagysága, pl. egy ökológiailag is jól értelmezhető adat. A szakirodalom szerint a legjobban működő folyosók legalább 25-30 m szélesek de 1-1,5 km-nél nem hosszabbak (BASTIAN, O. – SCHREIBER, K-F. 1994, BAUDRY, J. – BAUDRY-BUREL, F. 1982, FORMAN, R.T.T 1995, INGEGNOLI V. 2002, SCHREIBER, K-F. 1988). Az összekötő funkció működéséhez szükséges minimális szélességi adat abból vezethető le, hogy ha egy tájökológiai folyosó csak 5-10 méter széles, akkor nem alakul ki benne egy belső magterület, amelyet már kevésbé zavar a peremhatás, vagyis nem két határfelület, ökotonsáv képezi a folyosót egészét (ez az ún. vonal-, ill. sáv-folyosó közötti különbség; line-, ill. strip-corridor). Természetesen szorított ökológiai környezetben még a patakmenti, vagy parcellahatáron, útmentén álló egy sor fa alkotta keskeny vonalfolyosó (line-corridor) is komoly ökológiai értéket képviselhet. Ez is biztosíthat bizonyos migrációs és habitat lehetőséget az élővilág számára. A (táj)ökológiai folyosók korlátozott mértékben akkor is működnek, ha pl. 5-10-15 méteres szakaszon megszakad folytonosságuk (RISSER, K. ET AL. 1984). Az ilyen folytonossági hiány gyakoriságát, mértékét tájmetriai eszközökkel szintén lehet adatszerűen jellemezni.

Az ökológiai adottságok és keretfeltételek további elemzésére további tájmetriai mérések már nem sok lehetőséget nyújtanak. Az ökológiai folyamatokat ui. ezen túl már nem a (táj)geometriai, topológiai-mennyiségi mutatókkal leírható adatok, hanem döntően a minőségi körülmények befolyásolják. Az ökoton jelenséghez visszatérve pl. világos, hogy az ökoton szélességénél, sőt még a hosszánál is nagyobb szerepe van az adott élőhely stabilitásában annak, hogy a környező tájfoltok, vagy mátrixok mennyire képviselnek pufferövezetet? Mennyire erős a kontraszt a vizsgált folt és a környezetének ökológiai jellege között. Ez a kontrasztosság a szomszédos foltok között már nem írható le egyedül tájmetriai eszközökkel. Itt tehát a tájmetria eszköztára már nem nyújt további információt.

Mesterséges tájmozaikosság növelő hatás: a fragmentáció

Európa tájainak tájszerkezeti megjelenésében döntő szerepet játszanak a társadalmi területhasználat által kialakított tájelemek, tájfoltok (JONGMAN, R. – BRUNCE, R. 2000). A beépítés, a lineáris műszaki létesítmények de már csak a mezőgazdasági parcellák is a természetestől igen erősen eltérő tájmintázatot, szegélyzónákat, ökológiai határfelületeket eredményeznek. Le Corbusier kijelentését,

hogy ti. a természet mindig hajlított, görbe felületeivel szemben, az ember hosszú, merev egyenes vonalakat épít be a tájba, a tájgeometriai elemzések során nem nehéz igazolni.

A táj vonalas műszaki létesítmények által kiváltott felszabdalódási folyamatának ökológiai következményeit könnyű belátni (CSORBA, P. 2005). Az utak és a vasutak kettévágnak addig egybefüggő tájfoltokat, alapvetően módosítják a tájban mozgó élőlények korábbi mozgási lehetőségét, ezzel sérülékenyebbé teszik az összezsugorított térbe kényszerített populációkat. A tájban eluralkodnak a kényszer-alakította izolált fragmentumok, amelyek ökológiai működése eltávolodik a természetes anyag- és energiaáramlási folyamatokra jellemző korábbi paramétereiktől. Sokan ma ezt a tájfelszabdalódást, fragmentációt tartják a fejlett ipari-szolgáltató országokban a legveszélyesebb természetromboló folyamatnak (JONGMAN, R. 1995, WASCHER, D. – JONGMAN, R. 2000).

A vonalas műszaki létesítmények általi tájfelszabdalódás fokozataira Jochen Jaeger (2002) a következő 6 fázist állapította meg:

- perforáció (Perforation / perforation)
- bevágódás (Inzision / incision)
- kettészelődés (Durchschneidung / dissection)
- feldarabolódás (Zerstückelung / dissipation)
- összezsugorodás (Verkleinerung / shrinkage)
- feloldódás (Auslöschung / attrition)

Ugyancsak Jaeger szerint az ökológiai alapokon nyugvó tájtervezésben, az ökológiai szempontokat figyelembe vevő környezeti hatásvizsgálatokban három tájmetriai adattal kellene jellemezni a táj felszabdaltságát:

- A *landscape division* (*Zerteilungsgrad, D*), amely azt fejezi ki, hogy két véletlenszerűen kiválasztott hely milyen valószínűséggel esik különböző tájfoltba. Ekkor tehát a nagyon mozaikos tájak esetén kicsi a valószínűsége, hogy a két véletlenszerűen kiválasztott pont ugyanazon tájfoltba essen.

Ez a mutató szoros összefüggésben van a *koherenciafokkal* (*Kohärenzgrad, C*), amely azt fejezi ki, hogy egy adott területen ugyanabban az időben két véletlenszerűen jelen lévő állat mekkora eséllyel találkozhat. Minél nagyobb a táj felszabdaltsága, annál kisebb a koherencia, vagyis az állatok találkozásának a valószínűsége így kisebb. A mutató meghatározásánál JAEGER, J. (2002) megkülönbözteti azt az állapotot, amikor olyan területek is vannak a vizsgált területen belül, melyek nem képezik a vizsgálat tárgyát (háttérérték, vagyis ennek értékét ki kell hagynunk a kalkulációkból). Ezek alatt a beépített területeket érti, mivel itt a két állat találkozásának – így túlélésük – esélye igen kicsi. Ha ilyenek előfordulnak és területeket kihagyjuk a számításból (C_r), akkor a normál állapothoz képest (C_g) eltérő értéket kapunk, a különbség pedig ezek területével arányos. A képlet:

$$C_r = \frac{1}{F_r^2} \sum_{i=1}^n F_i^2$$

és

$$C_g = \frac{1}{F_g^2} \sum_{i=1}^n F_i^2$$

ahol C_r : azt a valószínűséget fejezi ki, mely kizárólag az F_i területeket veszi figyelembe a két véletlenszerűen kiválasztott hely elhelyezkedésénél; C_g : azt a találkozási valószínűséget adja meg, amikor a teljes területet figyelembe vehetjük; F_r : foltok összterülete, maradványterületek ($\sum F_i$); F_g : összterület.

Láthatjuk, hogy a C_r és C_g mutatók között csak akkor van különbség, ha a foltok összterülete nem egyezik meg a teljes területtel (vagyis nincs beépített terület).

Ha a foltok területe (F_r) nagyon különböző, vagy időben változó, a C_g indexet kell használni. Különösen indokolt a C_g használata időbeli változások vizsgálatánál, ha ugyanis csak a maradványterületekkel számolunk (vagyis kivesszük az időben változó beépített területeket), a kapott indexek nem lesznek összehasonlíthatók, mivel a terület, mivel F_r időben változó, így nem ugyanarra a területre vonatkoztatjuk az eredményt sem.

A *Zerteilungsgrad*, D esetében a képlet a következőképpen módosul:

$$D = 1 - \frac{1}{F^2} \sum_{i=1}^n F_i^2$$

Vagyis a két tájmetriai mutató kifejezhető így is:

$$D = 1 - C, \text{ vagyis: } C + D = 1.$$

Az értékeket valószínűségként fejezzük ki, terjedelmük 0 (ha a táj egyetlen foltból áll) és 1 (ha táj felosztottsága maximális – a foltok mérete megegyezik a felbontással) közé esik.

- A *landscape splitting index* (*Zerstückelungsindex*, S), amely olyan egyforma méretű területek száma, amelyre az adott tájat fel kellene darabolni ahhoz, hogy az előző pontban definiált valószínűség ne változzon. Ez tehát azt jelenti, hogy a nagyon mozaikos tájakat nagyszámú egyenlő méretű darabra kellene felszabdálni.

Az index képlete:

$$S = \frac{1}{C} = \frac{1}{1 - D}$$

Amikor $S = 1$, a táj egyetlen foltból áll. Értéke a táj felszabdaltságával növekszik, maximális értékét pedig akkor éri el, amikor a táj felszabdaltsága is maximális: ha minden folt mérete eléri az elemi cellák méretét.

- A „lyukbőség” *”effective mesh size”* (*Maschengröße*) pedig az előző mérőszámban meghatározott egyforma méretű területek nagysága. Tehát maradvány az eddigi példánál, egy nagyon mozaikos táj esetén a mesh size mérete kicsi.

Az index képlete:

$$m_{eff} = F_g \cdot C.$$

A kumulatív foltméret-eloszláson alapul és az S (Splitting Index) értékével elosztott összterület foltméreteként fejezzük ki. Ez a mutató is szoros összefüggésben van a D indexszel, de míg a D egy valószínűséget ad meg, addig az m_{eff} területben (hektárban) van kifejezve. A „lyuk” méretének alsó határa a felbontással egyezik meg, felső határa pedig akkor figyelhető meg, ha a táj egyetlen foltból áll.

A fenti adatok alapján igen finom tájszerkezeti különbségeket lehet tenni, igen sokféle következtetésre alkalmas alapadatok állíthatók a tájtervezés szolgálatába. Megfelelnek azoknak a kívánalmaknak, amelyeket a rokon szakmák megfogalmaztak a geográfia irányában is (KOLLÁNYI L. 2006.). Úgy gondoljuk, hogy a hazai tájaink korszerű értékeléséhez, szükség volna ezeknek az adatoknak a megállapítására, és jó volna, ha a tájtervezési, tájalakítási gyakorlat ilyen objektív adatokra támaszkodhatna. A mi szakmánk felelőssége, hogy be tudunk-e kapcsolódni egy hasznos munkamegosztásba, vagy megmaradunk a kistájkataszter által nyújtott statikus, sok részletében már lassan idejét múlt adatbázisnál.

A tanulmány megírásához köszönettel vettük az OTKA T 030256 pályázat által biztosított anyagi háttérrel és szellemi ösztönzőerőt.

Irodalom

- BAKER, W. L. – CAY, Y. 1992: The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*, 7., pp. 291-302.
- BASTIAN, O. – SCHREIBER, K-F. 1994: *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 502 p.
- BAUDRY, J. – BAUDRY-BUREL, F. 1982: La mesure de la diversité spatiale. Relations avec la diversité spécifique. Utilisation dans les évaluations d'impact. *Acta OEcologie Application* 3. pp. 177-190.
- BOWEN, G.W. – BURGESS, R.L. 1981: A quantitative analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes. ORNL Environmental Sciences Division, Publication No. 1719, Oak Ridge TN
- CSORBA P. 1989: Tájstabilitás és öko-geográfiai stabilitás. - *Földrajzi Értesítő*. 38. 3-4., pp. 395-410.
- CSORBA P. 1997: *Tájökológia*, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 113 p.
- CSORBA P. 2005. Magyarország út- és vasúthálózatának ökológiai tájfragmentációs hatása. *ÖKO XIII. évf.* 3-4. Budapest, pp. 102-112.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY 2005: *The European environment – State and outlook, 2005*, EEA, Copenhagen, 570 p.
- FARINA, A. 1998: *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman and Hall, London, 235 p.
- FORMAN, R.T.T. 1995: *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.
- GOODWIN, B., J. 2003: Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology*, 18, pp. 687-699.
- GRAU, S. 1997: Überblick über Arbeiten zur Landschaftszerschneidung sowie zu Unzerschnittenen Räumen in der Bundes- Landes- un Regionalplanung Deutschlands. *Natur und Landschaft*, 73, pp. 427-434.
- HANSEN, A. J. – DI CASTRI, F. 1992: *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Ecological Studies 92. Springer, 452 p.
- HARGIS, C.D. – BISSONETTE, J.A. – DAVID, J.L. 1998: The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape ecology*, 13. pp. 163-186.
- INGEGNOLI, V. 2002: *Landscape Ecology: A Widening Foundation*. Springer, 357 p.
- JAEGER J. 2002: *Landschaftszerschneidung*. Ulmer Verlag, 447 p.
- JOHNSSON, K. 1995: Fragmentation index as a region based GIS operator. *International Journal of Geographical Information Systems* 9., pp. 211-220.
- JONGMAN, R. 1995: Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, 32. pp. 169-183.
- 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. 1991: *Talajérózió*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 219 p.
- KERTÉSZ Á. 2002: *Tájökológia*. Holnap Kiadó, Budapest, 166 p.
- KLOPATEK, J. M. – GARDNER, R.H. (eds.) 1999: *Landscape Ecological Analysis, Issues and Applications*. Springer, 1999. 400 p.
- KOLLÁNYI L. 2006: Tájindikátorok és alkalmazási lehetőségeik a tájértékelésben. *4D Tájépítészeti és Kertművészeti Folyóirat*, 1, pp. 39-43.
- LÓKI J. 2003: A növényzet szélérózió elleni védőhatásának vizsgálata szélcsatornában. in: *Környezetvédelmi Mozaikok*, Debrecen, pp. 291-306.
- MEZŐSI G. 1991: Kísérletek a táj esztétikai értéknek meghatározására. *Földrajzi Értesítő*, XL, 3-4, pp. 251-264.
- PEDROLI, B. (ed./Hrsg.): 2000: *Landscape Our Home, Lebensraum Landschaft*, Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart, 222 p.
- RICHLING, A. 1992: On the Methodology of Assessment of Aesthetic Values of Landscape. *Miscellanea Geographica* 5. Warsaw, pp. 5-10
- RISSER, K. – KARR, J.R. – FORMAN, R.T.T. 1984: *Landscape Ecology. Directions and Approaches*. Illinois Natural History Survey, Special Publication No. 2. Champaign, Illinois 18 p.
- SCHREIBER, K-F. (Hrsg.) 1988: *Connectivity in Landscape Ecology*. Münstersche

- Geographische Arbeiten, 29., Schöningh, 255 p.
- SZABÓ J. 1990: Regressional analysis of the characteristics elements of relief. *Acta Geographica Debrecina*, 1988, pp. 169-180.
- TURNER, M. G. – GARDNER, R.H. (eds.) 1991: *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. Springer
- ZEPP, H. – MÜLLER, M.J. (Hrsg.): 1999: *Landschaftsökologische Erfassungsstandards*. Ein Methodenbuch, *Forschungen zur Deutschen Landskunde*, Band 244., Deutsche Akad. für Landskunde, Selbstverlag, Flensburg, 535 p.
- ZÓLYOMI B. 1987: Coecotone, ecoton and their role in preserving relic species. *Acta Botanica Hungarica*, 33., pp. 3-18.
- VAN DER SLUIS, T. – BLOEMMEN, M. – BOUWMA, I.M. 2004: *European Corridors: Strategies for corridor development for target species*. ECNC, Tilburg, Alterra, 32 p.
- WASCHER, D. – JONGMAN, R. 2000: *European landscapes, Classification, assessment and conservation*. European Environmental Agency, Copenhagen
- WÖBSE, H.H. 2002: *Landschaftsästhetik*. Ulmer Verlag, 304 p.