

Ornis Hungarica 10: 17-26. 2000

Fajszám-terület összefüggés és közösségek egymásba ágyazottsága védett területeken

Bánszegi Zita, Báldi András és Bankovics Attila

Bánszegi, Z., Báldi, A. and Bankovics, A. 2000. Species-area relationship and nestedness in nature reserves. – Ornis Hung. 10: 17-26.

Using published species lists of breeding birds of nature reserves, we examined the species-area relationship. The logarithm of the numbers of species plotted against the logarithm of areas formed a line with a slope conforming data available in the literature. Several small reserves contained more species than a single large area of equivalent size in Hungary. However, there were species that occurred only on the largest sites (Bükk and Hortobágy NPs). We must therefore take into consideration not only the numbers, but the identity of the species, since many of the rare species bred only in the largest reserves. The breeding bird communities of Hungarian reserves were significantly nested. The species that occurred on unexpected sites required special habitats. Human disturbance, special habitats, unique species pool or the completeness of species lists caused the idiosyncrasy of some reserves. These examinations are likely to be important in designing refuges. The protection of large sites is essential because of the area requirements of some rare species. Smaller areas can be of great importance, if our aim is to protect the greatest number of species, and/or habitat specialists.



A védett területek szerepe kiemelkedő jelentőségű az élővilág megőrzésében. Magyarországon rengeteg tudás halmozódott fel a védett területek élővilágáról, de ezt eddig nem igazán használták fel további elemzésekhez. Mi ezen szeretünk volna segíteni jelen kutatásunkkal. A védett területek fészkelő madarairól fajlistákat állítottunk össze, és ezek figyelembevételével vizsgáltuk a fajszám-terület összefüggést. A $\log(\text{fajszám}) - \log(\text{terület})$ görbe alapján a fajszám nőtt a területtel, a görbe meredeksége pedig az irodalomnak megfelelően várt tartományba esett. Kumulatív fajszám-terület görbék összehasonlítása alapján a SLOSS (Single Large Or Several Small, azaz egy nagy, vagy több kisebb terület védelme kedvezőbb-e) problémára kerestük a választ. Az eredményeink szerint a kisebb területek összesítéséből származó terület több fajt tartalmaz, mint egyetlen ugyanakkora méretű nagyobb terület. Azonban több olyan faj is van, amely kizárólag a legnagyobb területeken fordult elő (Bükk, ill. a Hortobágyi NP). Figyelembe kell venni tehát a fajok identitását is a védett területek tervezésénél, hiszen számos ritka, értékes faj csak a legnagyobb területeken él. Élőhely-szigetek közösségei egymásba ágyazottak akkor, ha a kisebb szigetek fajkészleteit a nagyobb szigetekeken minden esetben megtaláljuk. Az eredményeink alapján a magyarországi védett területek fészkelő madárfajai szignifikánsan egymásba ágyazottak. A fajok, melyek a várttól leginkább eltérő területeken is előfordultak, speciális habitattal rendelkezők. A mintából kiugró fajkészletű szigeteknél a terület bejártsága, az unikális fajkészlet, a speciális habitat, vagy az ember zavaró hatása okozta az eltérést. A védett területek vizsgálata alapján elméletileg megalapozott útmutatók adhatók. A mi vizsgálataink szerint fontos tehát a nagy területek védelme, mivel egyes ritka fajok területigénye ezt megköveteli, de a kisebb területeknek is nagy haszna van, főleg ha a fajszám megőrzése a cél.

B. Z. és Báldi A.: MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2. baldi@ludovika.nhmus.hu, Bankovics A.: Magyar Természettudományi Múzeum, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

1. Bevezetés

A természeti értékek megőrzése egyre fontosabb kérdéssé válik az idő előrehaladtával, mivel mind több, még eredeti állapotában fennálló terület esik áldozatául az ember tevékenységének. A fajok és legfőképpen a fajok közti kapcsolatok megőrzésének leghatásosabb módja az eredeti állapotában fennmaradt, értékes területek védetté nyilvánítása (Humphreys & Kitchener 1982). A biológiai sokféleséget nem lehet kizárólag populációs és faji szinten megvédeni. Ezért fontos, hogy a fajok eredeti környezetét őrizzük meg, ahol a különböző fajok interakciókon keresztül továbbra is fejlődésre, adaptációra képesek (Janzen 1983, Báldi & Csorba 1997).

Egyre kevesebb az olyan eredeti állapotában megmaradt terület, melyet védelem alá helyezhetnénk. A területek egy része már valamilyen fokú védelem alatt áll, amelyeknek meg kell felelniük bizonyos követelményeknek azért, hogy fennmaradhassanak. Fontos, hogy megfelelően kezeljük őket, és új kezelési módszereket találjunk (Miller 1982). Ennek érdekében a természetvédelmi területek tervezésénél egyre inkább szükség van a kutatók közreműködésére, hogy viszonylag gyorsan alkalmazhassuk a legújabb tudományos eredményeket, így meglévő értékeink védelmét hatékonyabbá tegyük. Fontos a már megalakult védett területek vizsgálata, és ha szükséges, fejlesztése.

Magyarországon eddig a védett területek vizsgálata elsősorban faunalisták készítésére korlátozódott (Báldi 1999). Ezekre nagy szükség van, hiszen különböző vizsgálatokat végezhetünk velük. Azonban azonkívül, hogy még több, a je-

lenlegi állapotokat tükröző listára lenne szükség, fontos lenne ezek elemzése is, hogy védett területeink értékeit megállapíthassuk, és javaslatokat tehesünk a további fejlesztésre.

A biodiverzitás egyik legnagyobb veszélyeztetője az emberi behatásra történő élőhelyfragmentáció. Az ember tevékenysége folytán feldarabolódtak az egykor összefüggő területek. Az eredeti terület több kis "szigetre" szakadt, melyek ugyan nagyrészt megtartották természetes növénytakarójukat, azonban az őket elválasztó területeken jelentősen megváltozott a növényzet. Egy folytonos élőhelyből több, kisméretű, egymástól elszigetelt élőhelyfolt alakult ki kisebb összterülettel, melyek kedvezőtlen habitatokkal vannak egymástól elválasztva. Az így kialakult foltok élőhely szigeteknek tekinthetők. A fragmentáció kipusztulást okozhat a maradványfoltból, (1) ha annak területe túl kicsi, (2) ha az élőhelyek változatossága jelentősen lecsökken, (3) ha a maradványfoltot körülvevő mátrixnak káros hatásai vannak (Janzen 1983), illetve (4) ha megnő a szegélyhatás (Báldi 1996).

A fajszám területtel való növekedése az ökológia egyik régóta ismert alaptétele. Három fő hipotézist állítottak fel a jelenség magyarázatára. 1) Az élőhely-diverzitás teória: a nagyobb területeken nagyobb a habitatdiverzitás, és az élőhely típusok számának növekedése okozza a fajszám növekedését. 2) A terület *per se* teória: a szigeten élő fajok számát a kihalás és betelepülés dinamikus egyensúlya alakítja ki. 3) A passzív mintavétel teória: a fajszám és a terület pozitív összefüggését az okozza, hogy a nagyobb területeken több egyed fordul elő, amelyek minden valószínűség szerint több fajhoz tartoznak (McGuinness 1984, Báldi 1998). Újabbban a

természetvédelem is megpróbálja a fajszám-terület összefüggést védett területek tervezésénél felhasználni (Bevanger 1987). Jelentős vita övezi azonban ezeket a védelemre vonatkozó javaslatokat.

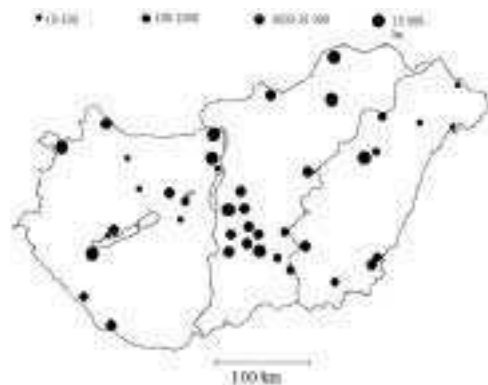
A fajszám-terület összefüggés alapján olyan védelmi javaslatok születtek, melyek kimondták, hogy nagy területet érdemes védeni, mivel azon több faj található, és kevesebb fajt veszít az idő múlásával, mint egy kisebb terület. A terület csökkentése tehát a fajszám csökkenéséhez vezet. Jóval vitatottabb kérdés, hogy vajon egy nagy terület több fajt tartalmaz-e, mint több kicsi, összességében ugyanakkora terület (SLOSS probléma). Többben kimutatták, hogy több kis területen összesen több faj található, mint egy darab ugyanakkora összterületű nagy területen (Quinn & Harrison 1988). Ez azonban több dologtól függ: az adott védelem céljaitól, a fajok ökológiájától, a védett területek egymástól való függetlenségétől (Newmark 1986). Felmerül tehát a kérdés: a mi esetünkben vajon több kisebb, vagy egy nagyobb területet érdemes védeni; mely esetben hatékonyabb a megőrzés, hogyan tudnánk több fajnak menedéket nyújtani?

A klasszikusnak számító McArthur és Wilson féle szigetbiogeográfia a fajok véletlenszerű előfordulását prediktálta (McArthur & Wilson 1967, Whittaker 1992). Ezzel szemben áll a determinisztikus megközelítés, mely szerint a sziget mérete alapján megjósolhatók a potenciálisan megtelepedő fajok. Ennek az alapja a "nested species subset", azaz a közösségek hierarchikus egymásba ágyazottsága. Ez azt jelenti, hogy a kisebb foltok fajkészlete a nagyobb foltok fajkészletének folytonos szűkítése révén alakul ki (Atmar & Patterson 1993). Tehát, ha van egy nagy szigeten A, B, C és D faj, akkor a kisebbben

A, B és C, a még kisebbben A és B, stb. Ez a teljes rendezettség állapota, de a természetben általában valamilyen fokú rendezetlenség várható.

Az egymásba ágyazottság természetesen nem jellemző akárhonnan összeválogatott közösségekre. A szükséges három feltétel (Atmar & Patterson 1993, Wright *et al.* 1998): (1) közös biogeográfiai és evolúciós múlt, (2) hasonló jelenkori környezet, és (3) a niche kapcsolatok hierarchikus elrendeződése (Patterson & Brown 1991). Azonban ezek megléte esetén sem szükségszerű az egymásba ágyazottság, aminek hiánya nem feltétlenül jelenti a közösség random összetételét, hanem esetleg más, nem random mintázat lehet jelen (pl. "checkerboard" mintázat).

Az egymásba ágyazottságot kialakító tényezők vizsgálata az egyik legfontosabb további kutatásra váró feladat (Wright *et al.* 1998). Ezek a következők: (1) passzív mintavétel, (2) az élőhelyek egymásba ágyazottsága, (3) különbségek a kihalás valószínűségében, és (4) különbségek a kolonizációs képességekben (Worthen 1996, Wright *et al.* 1998). A fajok kipusztulásának sorrendje jelentősen meghatározott. A konkrét rendszer szerint történő kihalás elmélete egyszerű: az eredetileg létező élőhely, mely jellemző fajkészletet tartalmazott, feldarabolódik kisebb szigetek csoportjára. Minden szigeten van egy faj, amely legközelebb áll minimum fenntartható populációméretéhez, ezért lokális kihalásának valószínűsége a legnagyobb az adott közösségben. Ahogy a terület mérete csökken, a jelenlévő fajok populációi egymás után halnak ki a saját kihalási kockázatuk sorrendjében. Ha ez a sorrend a "szigetcsoport" minden tagjánál azonos, teljes rendezettséget kapunk (Atmar & Patterson 1993).



1. Ábra. Azon védett területek, és hozzávetőleges nagyságuk (hektárban), amelyekről költő madárfajok listáit bevontuk az elemzésbe.

Fig. 1. Protected areas with list of breeding bird species, and their area.

Az egymásba ágyazottság fontos javaslatokkal szolgálhat a konzervációbiológusok számára (Whittaker 1998). Például, ha a közösségek nagy mértékben egymásba ágyazottak, egy nagy összefüggő terület védetté nyilvánításával több fajt védhetünk, mint több kis terület esetén (Quinn & Harrison 1988, Wright & Reeves 1992, Atmar & Patterson 1993, McLain & Pratt 1999). Ezenkívül olyan információkat kapunk a közösségstruktúráról, melyek alapján a leginkább kipusztulással fenyegetett fajok, illetve veszélyeztetett élőhely szigetek azonosíthatóak (Atmar & Patterson 1993). Így a természetvédelem számára fel lehet hívni a figyelmet a legsürgetőbb problémára.

2. Módszerek

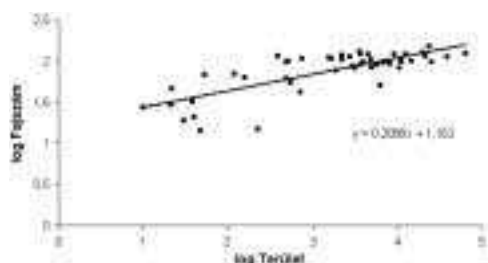
Az ország különböző részein fekvő védett területeket (nemzeti parkokat, tájvédelmi körzeteket, természetvédelmi területeket, és arborétumokat) vizsgáltunk (1. Ábra). A fészkelő madárfajok listáit az alábbiak alapján állítottuk össze: a listába felvettük

mindazon fajokat, melyek az utóbbi 30 évben legalább egyszer fészkeltek a védett terület határain belül. Felmerülhet az a kifogás a faunalisták ellen, hogy további elemzésre nem igazán alkalmasak, mert a mintavételi elrendezés, a módszerek, illetve a mintavételre fordított energia lényegesen különböző a területek közt. Emiatt az adatok kritikai vizsgálatát is elvégeztük, és végül mindösszesen 42 területről kaptunk értékelhető fajlistákat. Ezeket részben tudományos cikkekből nyertük, részben a területet ismerő szakemberektől kaptuk. A területeken összesen 204 madárfaj fészkel.

A listák alapján elkészítettük a fajszám-terület összefüggés ábrát. Az adatokat log-log skálán ábráztuk, mely az irodalomban leggyakrabban használt modell. Így a kapott egyenes meredekségét más, irodalmi adatokkal összevethettük. Ugyanakkor a vizsgált fajszám-terület összefüggésre legjobban illeszkedő modell megkeresése regresszió reziduálisok elemzésével további munkát igényel.

Ezután Quinn és Harrison féle kumulatív görbéket vettünk fel: a rendelkezésre álló adatokat (a "szigetek" mérete és a hozzájuk tartozó fajszám) kétféle módon rendeztük el: 1. Az adatokat a nagyobb szigettől a kisebb felé haladva adtuk össze (N-K), ekkor maximalizáltuk a szigetméretet. 2. A legkisebb szigettől haladtunk a nagyobb felé (K-N), azaz a szigetméretet minimalizáltuk. A két görbét összehasonlítva kimutatható, hogy több kicsi, vagy néhány nagy terület védelme maximalizálja a fajszámot (Quinn & Harrison 1988).

A közösségek egymásba ágyazottságát a "Nestedness temperature calculator" program (<http://aics-research.com/nestedness/tempcalc.html>) segítségével számoltuk. Ez az eddig készített legjobb és leg-



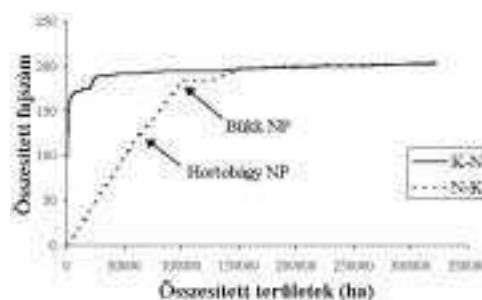
2. Ábra. Fajszám-terület összefüggés a magyarországi védett területek fészkelő madárfaunája alapján. Mindkét tengely logaritmikus beosztású.

Fig. 2. Species-area relationship of breeding birds in Hungarian nature reserves. Both axes are logarithmical.

könnyebben használható módszer. Kevésbé függ a mátrix méretétől, és telítettségétől, így a kapott eredményeket más, eltérő helyeken és taxonokkal végzett vizsgálati eredményekkel is össze lehet hasonlítani (Wright *et al.* 1998).

Az Atmar és Patterson által kifejlesztett Nestedness temperature calculator program a faj/előfordulási hely jelenlét-hiány mátrix rendezetlenségét méri, ahol a rendezetlenség (entrópia) és a hőmérséklet azonos fogalmak (Atmar & Patterson 1993). A mátrix kétféle információt közöl: (1) megmutatja mely fajok mely szigeten fordulnak elő, (2) információt ad a fajok kihalási sorrendjéről, illetve a szigetek méretének "jószágáról". Ez utóbbiakat csak akkor láthatjuk, ha a mátrixot a maximum egymásba ágyazottság állapotába rendeztük. A legstabilabb populációjú fajok és a legfajgazdagabb területek mindig a mátrix bal felső sarkában helyezkednek el (Atmar & Patterson 1993, Wright *et al.* 1998).

Egy tökéletesen rendezett, "hideg" mátrix 0° -os, ebben teljes mértékben megjósolható a fajok kihalási sorrendje. Egy teljesen rendezetlen mátrix 100° -os, ahol semmilyen információnk nincs a kihalások sorrendjéről, ez teljességgel véletlenszerű.



3. Ábra. Kumulatív fajszám-terület összefüggés a magyarországi védett területek fészkelő madárfaunája alapján.

K-N: az adatok összeadása a legkisebb területtől kezdve.

N-K: az adatok összeadása a legnagyobb területtől kezdve.

Fig. 3. Cumulative species-area relationship of breeding birds in Hungarian nature reserves.

K-N: isolates ranked from small to large

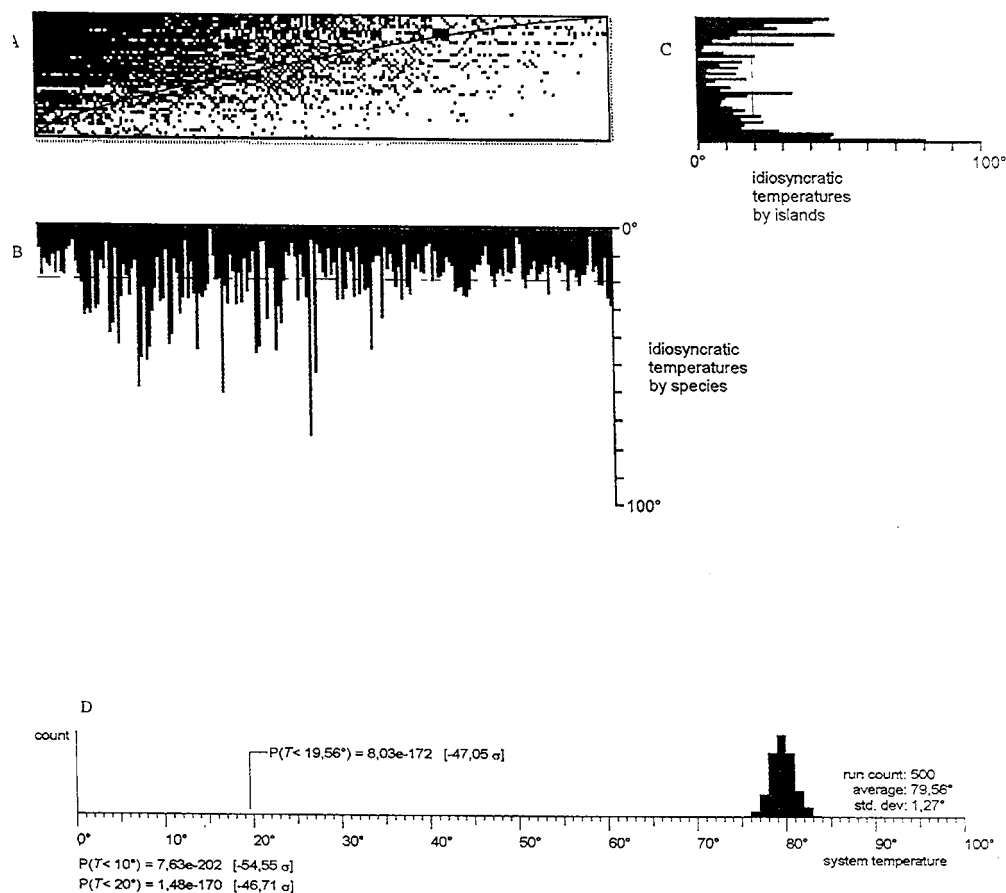
N-K: isolates ranked from large to small

Ez azonban csak az 50%-os telítettségű és négyzet alakú mátrixokra igaz. Mivel a miénk nem ilyen (204 faj x 42 terület, telítettség: 37,4%), a mátrix teljes rendezetlenségéhez tartozó hőmérsékletet a mátrix Monte Carlo szimulációval randomizált 500 változatának átlaghőmérsékletének meghatározásával végeztük el.

3. Eredmények

A fajszám ténylegesen nőtt a területtel a vártak megfelelően (2. Ábra). A log-log modellre illesztett egyenes egyenlete: $Y = 0,2088x + 1,163$.

A kumulatív görbék (3. Ábra) felvételénél a mi esetünkben problémát okozott az a tény, hogy a területeink mérete között nagy (három nagyságrendbeli) eltérések voltak. Ennek ellenére jól látszik, hogy a K-N görbe jóval meredekebben emelkedik, mint az N-K, azaz a kisebb területek összesítéséből származó ugyanakkora mé-



4. Ábra. Magyarországi védett területek fészkelő madárfaunáinak egymásba ágyazottsága.

A) A mátrix (204 faj 42 területen) a maximális egymásba ágyazottság állapotában.

B) A 204 madárfaj hozzájárulása a mátrix rendezetlenségéhez. Minél kiugróbb egy érték, annál kevésbé prediktálható az adott faj előfordulása az egymásba ágyazottság alapján. A vonal a mátrix átlaghőmérsékletét jelzi (19,56°).

C) A 42 terület hozzájárulása a mátrix rendezetlenségéhez. Minél kiugróbb egy érték, annál kevésbé prediktálható az adott terület faj-kompozíciója az egymásba ágyazottság alapján. A vonal a mátrix átlaghőmérsékletét jelzi (19,56°).

D) Az adott 204 x 42 mátrix Monte Carlo szimulációval számolt, maximum rendezetlenségéhez tartozó hőmérséklet érték.

Fig. 4. Nestedness of breeding birds in Hungarian nature reserves.

A) The maximally packed matrix (204 species on 42 sites)

B) The contribution of the 204 bird species to the disorder of the matrix. The highest the temperature, the least predictable the occurrence of the given species. The line indicates the mean temperature of the matrix (19,56).

C) The contribution of the 42 sites to the disorder of the matrix. The highest the temperature, the least predictable the species composition of the given site. The line indicates the mean temperature of the matrix (19,56).

D) The temperature that belongs to the maximum disorder of the given (204 x 42) matrix calculated by Monte Carlo routine.

retű terület több fajt tartalmaz. A legtöbb adatnál mások is ilyen eredményre jutottak (Quinn & Harrison 1988). Az N-K görbén megfigyelhető azonban, hogy két legnagyobb védett területünk (a Hortobágyi és a Bükk NP) együtt majdnem a teljes fajkészletet birtokolják (183 faj a 204-ből). A két görbe a végén metszi egymást, ez annak a következménye, hogy több olyan faj is van, amely kizárólag a Bükk, vagy a Hortobágyi NP-ban fészkel.

A Nestedness program segítségével kiszámolt hőmérséklet érték a mi mátrixunkra $19,56^\circ$ -nak bizonyult (4. Ábra). A fenti méretű és telítettségű mátrixot random módon 500-szor generáltuk, ami alapján a teljes rendezetlenséghez $79,56^\circ$ tartozott (4/D ábra). Annak a valószínűsége, hogy a kapott mátrixunknál, amely $19,56^\circ$ -os, random módon hidegebbet kapjunk, nagyon kicsi: $P(T < 19,56^\circ) = 8,03 \times 10^{-172}$. Tehát a mátrix összetétele determinisztikusnak bizonyult, azaz a fajok nem véletlenszerűen fordulnak elő a különböző méretű védett területeken.

Megvizsgáltuk azt is, hogy az egyes fajok és területek közül melyek járultak hozzá a magas hőmérséklethez (4/B és 4/C ábra). Ezen nem várt módon viselkedő, azaz a mátrixban nem várt helyen megjelenő (ún. idioszinkratikus) fajok illetve területek külön vizsgálata szükséges azért, hogy megállapíthassuk, mi okozza ezt a kiugró viselkedést. Idioszinkratikus területnek bizonyult a Hortobágyi NP, az Ócsai TK, a Szigetközi TK, a Tiszavasvári Fehér-szik TT, és a Budai Sas-hegy TT. A fajok közül idioszinkratikus a gulipán (*Recurvirostra avosetta*), a piros lábú cankó (*Tringa totanus*), a szárcsa (*Fulica atra*), a kék vércse (*Falco vespertinus*), a nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*), és a foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*).

4. Értékelés

Connor és McCoy (1979) összefoglaló munkája szerint többféle elfogadott érték létezik a fajszám-terület összefüggés log-log ábrázolásakor kapott egyenes meredekségére. Ezek az értékek 0 és 0,5 közé esnek. Az eredmények szerint általában a 0,20 és 0,40 közötti értékek a leggyakrabban, igazi izolátumok esetében (Newmark 1986). Az általunk kapott meredekség érték ($0,2088$) is ebbe a tartományba esett, ami alátámasztja a védett területek eltérő voltát a nem védett mátrix élőhelyektől.

A kumulatív görbék alapján azt mondhatnánk, hogy több kis terület védelmével jobban járunk, hiszen ugyanannyi faj sokkal kevesebb terület védelmével meg lehet őrizni. Az adatok szerint a két legnagyobb területen fészkelő fajok száma 183, a területük összesen 102448 ha, viszont ha ezt a fajszámot kisebb területek összesítésével szeretnénk megkapni, elég a 30 legkisebb terület 6709 hektárját figyelembe venni. Ez, első ránézésre, kevesebb pénzbe és nehézségbe kerül. Fontos megjegyezni azonban azt, hogy nem elég csupán a számokat nézni, figyelembe kell venni a fajok identitását is (Burkey 1989), mert a legtöbb ritka, értékes faj csak a legnagyobb területeken fordul elő. E fajok gyakran kulcsfajok pl. csúcsragadozók, így központi szerepük van a teljes rendszer hosszútávú fennmaradásában. A védelem alá helyezett területek hosszú távon csak olyan fajokat képesek megőrizni, melyek területigénye kisebb, mint a park mérete. Ezen kívül a kisebb területeken élő kisebb populációk jobban ki vannak téve genetikai, demográfiai és ökológiai sztochasztikus eseményeknek, melyek a populáció kihalásához vezethetnek (Burkey 1989).

Feltétlenül szükséges tehát a nagy területek védelme, mivel egyes fajok területigénye ezt megköveteli (Quinn & Harrison 1988). Ennek ellenére a kis területek is fontos szerepet játszhatnak főleg a lokálisan előforduló fajok védelmében, ezenkívül akkor, ha nincs lehetőség egy nagy terület védelmére. Szintén fontos megjegyezni azt, hogy egyetlen terület védelme esetén bizonyos természeti katasztrófák megváltoztathatják a teljes területet, míg több terület esetében, ha a katasztrófa bekövetkezik egy helyen, a többi terület épen maradhat (Burkey 1989).

Meg kell vizsgálni azt is, hogy mire törekszünk a védelem során (Burkey 1989). Ha a védelem célja az, hogy maximalizáljuk a fajszámot, akkor a területek fajkészlete közötti hasonlóságot kell figyelembe venni. Ha az a cél, hogy minimalizáljuk a fajok kihalási valószínűségét, akkor a válasz nagy mértékben függ a fajok ökológiájától, és a területeken bekövetkező, kiháláshoz vezető sztohasztikus események függetlenségétől (Newmark 1986, Quinn & Harrison 1988). A fajok nem egyformák. Kimutatták, hogy egy nagyobb területen több olyan faj található, mely nem tudja használni a védett parkkal határos területeket, mint két kisebb, összesen ugyanakkora méretű védett területen. Ezzel szemben két kisebb védett terület több olyan fajt tartalmaz, amelyek képesek használni a szomszédos habitatokat, mint egy nagy védett terület (Humphreys & Kitchener 1982). Tehát a kisméretű védett területek inkább a generalista fajok fennmaradásában játszanak szerepet, a specialista fajok nagyméretű területeket igényelnek (McLain & Pratt 1999).

Az egymásba ágyazottság alapján a védett területek madárközösségei szignifikánsan egymásba ágyazottak. Az eddigi

vizsgálatok szinte kivétel nélkül szignifikánsan nem random fajegyütteseket mutattak ki valódi, illetve élőhely szigeteken (pl. Simberloff & Martin 1991, Patterson & Brown 1991, Atmar & Patterson 1993, Hansson 1998, Wright *et al.* 1998, McLain & Pratt 1999).

Ha alacsony egy mátrix hőmérséklete, akkor egyes fajok csak a fajgazdag területeken található meg. Azon fajok, amelyek a kisebb, fajszegényebb szigeteken élnek, valójában minden szigeten megtalálhatók, míg a ritka, védelemre szoruló fajok csak a fajgazdag szigeteken. Ekkor egyetlen nagy területet érdemes védeni (Wright & Reeves 1992, Worthen 1996). Ha a mátrix hőmérséklete nő, több kisebb területen összességében több fajt találhatunk. Azonban magában a fajszámok összeadogatása félrevezető lehet: a magasabb hőmérsékletű mátrixok rövid populáció életidőket jelentenek, nagyobb a kihalások valószínűsége (Atmar & Patterson 1993). Ezen kívül fontos, hogy megállapítsuk, hogy mi a védelem célja, és megvizsgáljuk a fajok és területek tulajdonságait is: meg kell nézni, hogy melyik faj nem mutatja a várt elrendeződést, és miért. Ezután tehetünk csak természetvédelmi javaslatokat (Simberloff & Martin 1991, Worthen 1996).

Az idioszinkratikus értékek vizsgálatakor a kiugrás mértéke megmutatta, hogy milyen mértékben járultak hozzá az egyes fajok és területek a hőmérséklet magas értékéhez, azaz melyek voltak azok, amelyek a rendezetlenséget okozták nem várt viselkedésükkel.

Fajok esetében a nem várt viselkedés azt jelenti, hogy nem a leginkább fajgazdag területeken fészkeltek, hanem a szegényebb területeken. Ez lehet speciális habitatigény következménye, vagy egyes fajok szegély iránti preferenciájának kö-

vetkezménye. Természetesen, mivel egy speciális habitat valószínűbb, hogy jelen van egy nagyobb területen, az előbbi csoport terület függőnek tűnhet, de esetükben a habitat a meghatározó, nem a terület *per se* (Simberloff & Martin 1991). A fajok vizsgálatakor kiderült, hogy általában azok viselkedtek a várttól eltérően, melyeknek speciális a habitat igénye. Gulipán: szikes puszták és elöntések; piroszlábú cankó: nedves rétek, vízborítottsággal; szárcsa: nádasokkal övezett mélyebb vizű tavak; kék vércse: nagy nyílt térségek facsoportokkal és varjú fészkekkel; nádirigó és foltos nádiposzáta: nádasok, mocsarak (Haraszthy 1998). Ezért, ha ezen fajok védelme a célunk, elsősorban nem a terület méretét, hanem a szükséges habitat meglétét és minőségét kell figyelembe venni.

A kiugró területeket két csoportra lehet osztani. Az egyik csoportba a nagyobb területek tartoznak. Ezeknél fontos, hogy mennyire alapos a terület bejárása, azaz a fajlista mennyire teljes, hiszen a nagy területeknél jelentős különbségeket okozhat, ha a feltérképezés intenzitása eltérő. Nálunk kiugróak lettek az alaposabban ismert területek értékei (Ócsai TK, ahol a Madártani és Természetvédelmi Egyesület madárgyűrűző tábora a nyolcvanas évek elejétől működik a területen; Szigetköz TK, ahol a vízügyi beavatkozások monitorozása, illetve madártani kutatások folynak már több mint egy évtizede; és a Hortobágy NP, ami az egyik legismertebb terület Magyarországon kiemelkedő természeti értékei és kiugró madártani érdekessége miatt). A Hortobágy esetében unikális fajkészlete is hozzájárul a kiugró hőmérséklethez. A kisebb területek esetében azok tértek el a várttól, amelyek ugyan nagyobb területűek, de csak egyféle speciális habitatot foglaltak magukba (pl.: Tiszavasvári

Fehér-szik TT - 224 ha), illetve azok, melyeknél nagy az ember zavaró hatása (pl.: Budai Sas-hegy TT- 30 ha).

5. Következtetés

Magyarországon eddig lényegében nem folytak nagy térléptékű elemző munkák, melyek a védett területek faunisztikai feldolgozásain alapulnak. Ugyanakkor e munkák megbízhatósága nagyban függ a felhasznált fajlisták minőségétől. Az adatgyűjtés során szerzett fontos tapasztalataink volt, hogy az igen sok madártani adatnak a szakirodalomban csak csekély része alkalmas további elemző munkákra. Legtöbb cikk csak a fontos fajokat, vagy érdekességeket említi meg, vagy nem tesz különbséget a költő és nem költő fajok között stb. E listák értéke csekélyebb, mint egy teljes költő fajokat tartalmazó listáé.

További fontos vizsgálatnak tartjuk az ugyanarra a területekre vonatkozó eltérő taxonokkal végzett egymásba ágyazottság vizsgálatokat, mert így lehetőség nyílna a különböző taxonok közösségszerkezetének összehasonlítására (Hansson 1998), illetve a védett területek különböző taxonokra vonatkozó hatékonyságának vizsgálatára.

Köszönetnyilvánítás: Köszönjük Büki Józsefnek, Moskát Csabának, Csörgő Tibornak és sok más szakembernek az adatgyűjtésben nyújtott segítséget. A munkát az OTKA F/29242 pályázat támogatta.

Irodalomlista

- Atmar, W. & B. D. Patterson. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. – *Oecologia* 96: 373-382.

- Báldi, A. 1996. Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. – Természetvédelmi Közlem. 3-4: 103-112.
- Báldi, A. 1998. A fajszám-terület összefüggés modelljeinek és elméleteinek áttekintése. – Ornis Hung. 8 Suppl. 1: 41-48.
- Báldi, A. 1999. Biodiversity in Hungary: advantages and limits of taxonomically complete faunal inventories. – Nat. Areas J. 19: 73-78.
- Báldi, A. & G. Csorba. 1997. Mennyire megalapozott ökológiailag a hazai szárazföldi gerincesek természetvédelmének jogi státusa? – Természetvédelmi Közlem. 5-6: 79-86.
- Bevanger, K. 1986. Number of bird species used for selection of protected areas. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 10: 45-52.
- Burkey, T. V. 1989. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. – Oikos 55: 75-81.
- Connor, E. F. & E. D. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. – Am. Nat. 113: 791-833.
- Hansson, L. 1998. Nestedness as a conservation tool: plants and birds of oak-hazel woodland in Sweden. – Ecol. Letters 1: 142-145.
- Haraszthy, L. 1998. Magyarország madarai. – Mezőgazda, Budapest
- Humphreys, W. F. & D. J. Kitchener. 1982. The effect of habitat utilization on species-area curves. Implications for optimal reserve area. – J. Biogeogr. 9: 391-396.
- Janzen, D. H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. – Oikos 41: 402-410.
- McArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. The theory of Island Biogeography. – Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- McGuinness, K. A. 1984. Equations and explanations in the study of species-area curves. – Biol. Rev. 59: 423-440.
- McLain, D. K. & A. E. Pratt. 1999. Nestedness of coral reef fish across a set of fringing reefs. – Oikos 85: 53-67.
- Miller, K. R. 1982. Parks and protected areas: considerations for the future. – Ambio 11: 315-317.
- Newmark, W. D. 1986. Species-area relationship and its determinants for mammals in western North American national parks. – Biol. J. Linnean Soc. 28: 83-98.
- Patterson, B. D. & J. H. Brown. 1991. Regionally nested patterns of species composition in granivorous rodent assemblages. – J. Biogeogr. 18: 395-402.
- Quinn, J. F. & S. P. Harrison. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. – Oecologia 75: 132-140.
- Simberloff, D. & J.-L. Martin. 1991. Nestedness of insular avifaunas: simple summary statistics masking complex species patterns. – Ornis Fenn. 68: 178-192.
- Whittaker, R. J. 1992. Stochasticism and determinism in island ecology. – J. Biogeogr. 19: 587-591.
- Whittaker, R. J. 1998. Island biogeography. Ecology, Evolution, and Conservation. – Oxford University Press, Oxford.
- Worthen, W. B. 1996. Community composition and nested-subset analyses: basic descriptors for community ecology. – Oikos 76: 417-426.
- Wright, D. H. & J. H. Reeves. 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. – Oecologia 92: 416-428.
- Wright, D. H., Patterson, B. D., Mikkelsen, G. M., Cutler, A. & W. Atmar. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. – Oecologia 113: 1-20.