

KÜLÖNBÖZŐ MINŐSÉGŰ ÉS KEZELÉSŰ VÁROSI TERÜLETEK MADÁRVILÁGÁNAK
ÖSSZEHASONLÍTÁSA

Csókás Adrienn és Heltai Miklós

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
VadVilág Megőrzési Intézet, 2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.
email: csokas.adrienn@gmail.com

Bevezetés

A városok terjeszkedésével a vadállatok élettere folyamatosan csökken. Az ember állandó és közvetlen jelenlétéhez alkalmazkodni képes fajok sok esetben ezért a városokban keresik és találják meg életfeltételeiket. A városok nemcsak megfelelő búvóhelyet nyújthatnak az állatoknak, hanem táplálkozó- és esetlegesen szaporodó helyként is szolgálhatnak (Heltai és Szócs, 2008). A városok táplálékkínálata sokszor bővebb, illetve klímája is eltér – télen kifejezetten kedvezőbb - a környező természetes területekétől. Ezért a városokban a szaporodási idő kitolódhat, ami a városi fajok fennmaradása szempontjából előnyös. Az adaptálódott fajok városi egyedei sikeresebben szaporodhatnak, több utódot nevelhetnek fel, mint vadonélő társaik (Møller és mtsai, 2012).

A városiasodás az ökoszisztéma megváltozásával is jár (Crocini és mtsai, 2008). Éppen ezért az elmúlt évtizedekben a szakemberek egyre inkább fordították figyelmüket a város, mint élőhely felé. Mind több tanulmány, felmérés született, amely a városi ökoszisztémát, illetve az urbanizáció hatását vizsgálja az ökörendszerekre (Alberti, 2005; Marzluff és mtsai, 2001).

Főként a madarak vizsgálata gyakori (Reis és mtsai, 2012; Khera és mtsai, 2009; Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors, 2009; Palomino és mtsai, 2005; Zhou és mtsai, 2012). Ennek oka, hogy könnyen megfigyelhetők és jó bioindikátornak számítanak, mivel érzékenyek a változásokra (Crocini és mtsai, 2008; Fontana és mtsai, 2011; Palomino és mtsai, 2006; Leveau and Leveau, 2012; Reis és mtsai, 2012).

A városi területeken belül a zöldborítottság mértéke az egyik tényező, amely előre jelezheti az adott területen a várható fajok számát. A beépítettség növekedésével a városi madárközösség is változik, méghozzá növekszik az invazív/faunaidegen (általában is élőhely generalista) fajok száma, míg csökken az őshonosoké (Marzluff és mtsai, 2001). Az őshonos fajok csökkenésének oka egyrészt a természetes élőhelyek csökkenése, másrészt ezek a fajok kevésbé képesek elviselni az emberi zavarást, azaz szűkebb tűrésűek (Alberti, 2005).

A fentiek alapján Budapest XIII. kerületén belül található területeket vizsgáltuk meg a madarak előfordulása szempontjából. Elsősorban a különböző minőségű (kezelésű) területeket értékeltük az ott előforduló madarak fajszáma, egyedszáma és diverzitása alapján. Választ kerestünk az adott területen előforduló fajok és a zöld- illetve betonborítottság, valamint az emberi zavarás és a kezelés jellege között fennálló kapcsolatokra mind a fajszám, mind az egyedszám tekintetében. Abból a feltételezésből indultunk ki, hogy minél zöldebb egy adott terület, minél kisebb a zavarás mértéke és minél inkább hiányzik a terület kezelése annál több faj fordul elő és az egyes fajok egyedszáma is magasabb.

Anyag és módszer

Vizsgálati terület

A vizsgált terület Budapest XIII. kerülete (GPS koordináták: 47.53055, 19.07953), amely a Dunával és több más kerülettel is határos (IV., XIV., VI., V. kerület). A kerület területe 2013. január 1-én 1344 ha (Budapest teljes területe: 52514 ha).

A XIII. kerületet 3 kritérium alapján osztottuk fel (Heltai és Szöcs, 2008):

- *Első kritérium:* a városi élőhelyek csoportosítása elhelyezkedésük alapján. E szerint esetünkben beszélhetünk belvárosi keménymagról, külvárosi lakóközrétől. Városszéli átmeneti zóna azonban a hely jellegéből adódóan a vizsgálati területen nem volt található.
- *Második kritérium:* a városi élőhelyek értékelése az emberi használat intenzitása alapján. Itt megkülönböztetünk ritkán, alacsonysűrűségben használt területeket, gyakrabban, de nagyobb időközökkel és magasabb sűrűségben használt területeket, illetve rendszeresen, de változó sűrűségben használt területeket.
- *A harmadik kritérium:* a városi élőhelyek értékelése társulás biológiai értékeik alapján. Itt megkülönböztethetünk szukcessziós és kezelt élőhelyi foltokat.

A megfigyelési pontokat úgy jelöltük ki, hogy a három kritérium közös metszéspontjait vettük figyelembe. Tehát megnéztük a térképen, hogy mely területekre jellemző pl., hogy belvárosi keménymag – rendszeresen zavart – kezelt terület, vagy külvárosi lakóközrét – ritkán zavart – szukcessziós terület. Ezek alapján 12 élőhelyi kategóriát kaptunk, melyből csupán 8 található meg a kerületben:

1. táblázat: Élőhelyi kategóriák Budapest XIII. kerületében

Table 1. Habitat categories in district XIII of Budapest

Megfigyelési pont sorszáma	Elhelyezkedés alapján	Zavarás alapján	Kezelés alapján
1	Belvárosi keménymag	Rendszeresen, de változó sűrűségben zavart terület	Kezelt terület
2			Szukcessziós terület
3		Gyakrabban, de nagyobb időközönként zavart terület	Kezelt terület
4			Szukcessziós terület
5		Ritkán zavart terület	Kezelt terület
6			Szukcessziós terület
7	Külvárosi lakóközrét	Rendszeresen, de változó sűrűségben zavart terület	Kezelt terület
8			Szukcessziós terület
9		Gyakrabban, de nagyobb időközönként zavart terület	Kezelt terület
10			Szukcessziós terület
11		Ritkán zavart terület	Kezelt terület
12			Szukcessziós terület

Adatgyűjtés

Mivel a 6. kategória a kerületben csak egyetlen egy helyen fordult elő, ezért a többi kategória esetében is csak egy pontot jelöltünk ki megfigyelési pontként a térképen. A nyolc megfigyelési pontot igyekeztünk egyenlő távolságban kijelölni egymástól. A ki-

jelölés esetében a szomszédos pontokhoz mért távolságot vettük alapul. Ez alapján a szomszédos pontok közötti távolság átlagosan 1282 m, melynek szórása ± 215 m.

A vizsgálatokat egy éven keresztül, 2012. szeptemberétől 2013. augusztusáig végeztük. Havonta egyszer mentünk ki a megfigyelési pontokra, így összesen 12 havi adatot gyűjtöttünk össze. A méréseket minden hónap végén végeztük el, közvetlenül napfelkeltét követően, amikor a madarak aktivitása a legnagyobb. A megfigyelést pontszámlálással végeztük (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors, 2009). A terület fölött átrepülő madarakat nem jegyeztük fel. Nemcsak a látott, de a halott madarakat is feljegyeztük (Fontana és mtsai, 2011; Leveau and Leveau, 2012).

A madarak élőhely preferenciájának vizsgálatához meg kellett állapítanunk a beépített és a zöld területek arányát. Ehhez a Google Earth programban megjeleníthető térképen rögzítettük az észlelési pontok földrajzi koordinátáit, melyek köré 50 m sugarú kört jelöltünk ki. Grafikai program segítségével kiszámoltuk az 50 m sugarú kör pixelszámát. Majd az adott terület „zöld” részeit (kertek, fasorok, parkok, sportpályák) zöldre színeztük a program segítségével. Ezt követően kiszámoltuk a teljes 50 m sugarú körhöz mérten a zöld területek arányát (Tóth és mtsai, 2011).

Az adatfeldolgozás módszerei

Először is összegeztük az egyes élőhelyek faj- illetve egyedszámát, illetve összesítettük ez előbbi két mérőszámot az egész területre vetítve. Ezeket az α - és γ -diverzitással jellemeztük. Az α -diverzitás a fajok diverzitása egy élőhelyen, míg a γ -diverzitás valamilyen nagyobb egység fajgazdagságának mutatója (Horváth and Martinez-Castellanos, 2006, Horváth, és mtsai, 2006). Ezt követően az adatokat elsősorban az említett három kritérium mentén elemeztük mind a fajok, mind az egyedek szempontjából.

Megvizsgáltuk az egyes élőhelyek átlagos faj-, egyedszámát és a zöldborítottság viszonyát is. Normális eloszlású sokaság esetén egy-utas ANOVA-t használtunk, nem normális eloszlás esetén pedig Mann-Whitney U-tesztet, és Kruskal-Wallis (Kw) tesztet. Az egyes élőhelyek átlagos faj- illetve egyedszáma és a zöldborítottság viszonyának vizsgálatához regresszió analízist használtunk.

Az ökológiában a faj- és az egyeddiverzitás az egyik legfontosabb és gyakran használt ökológiai mutató. A Shannon-Wiener indexen (H) túl diverzitás-vizsgálatot (diversity ordering) is készítettünk. A legszélesebb körben megbízhatóan alkalmazható diverzitás-vizsgálat a Rényi-féle diverzitás (Tóthmérész, 1995), ezért a Shannon-Wiener index mellett ezt a diverzitás-vizsgálatot is elvégeztük.

Eredmények

A madárközösségek változatossága: α - és γ -diverzitás

A 12 hónapos vizsgálati idő alatt 21 faj 2397 egyedet figyeltük meg a 8 vizsgálati területen (**2. táblázat**). Az egyes területeken megfigyelt fajok száma közel azonos. A megfigyelt fajok között 5 olyan volt, amelyet minden megfigyelési ponton feljegyeztünk (balkáni gerle, dolmányos varjú, szirti galamb, szarka, széncinege). A legmagasabb fajszámú területek (fajszám (S) = 16), a 3. és a 6. megfigyelési pontok voltak. A legkisebb fajszámot az 1. és az 5. területen számoltuk össze ($S_{1,5} = 9$).

Az egyedszámok (N) vizsgálatakor magasan kiemelkedik a 6. megfigyelési pont ($N_6 = 567$), mind a fajszám ($S_6 = 16$), és mind egyedszám tekintetében is. A második legtöbb egyedet a 11. ponton számoltuk ($N_{11} = 456$), ahol a fajszám szintén magas

volt ($S_{11} = 15$). A többi terület meg sem közelíti ezeknek a területeknek az egyedszámát. A fajszaámhoz hasonlóan itt is ki kell emelnünk az 1. és 5. pontot, ugyanis ennek a két megfigyelési pontnak volt a legkisebb az egyedszáma ($N_1 = 178$; $N_5 = 140$). Így tehát ez a két terület nem csak fajszámban, de egyedszámban is szegény.

2. táblázat: A vizsgálati időszak alatt megfigyelt fajok illetve egyedek száma

Table 2. The number of species and individuals observed during the monitoring

Faj megnevezése	Megfigyelési pontok sorszámai							
	1	2	3	5	6	7	9	11
Balkáni gerle (<i>Streptopelia decaocto</i>)	2	16	1	3	1	2	9	5
Csuszka (<i>Sitta europaea</i>)			1		2		1	
Dankasirály (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)					362	2		18
Dolmányos varjú (<i>Corvus cornix</i>)	1	4	3	1	53	13	11	12
Feketerigó (<i>Turdus merula</i>)	3	11	3		2	4	5	2
Szirti galamb (<i>Columba livia</i>)	137	50	160	46	28	84	63	71
Házi rozsdafarkú (<i>Phoenicurus ochrurus</i>)		5	4	1			1	
Házi veréb (<i>Passer domesticus</i>)		41	5	27	4	39	5	48
Kékcinege (<i>Cyanistes caeruleus</i>)	1		2		1	5	9	
Nagy kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>)					1			
Molnárfecske (<i>Delichon urbica</i>)	11							
Nagyfakopáncs (<i>Dendrocopos major</i>)		3	1		1		6	3
Örvös galamb (<i>Columba palumbus</i>)		2	26	4	1	1	11	7
Seregély (<i>Sturnus vulgaris</i>)						2		
Szarka (<i>Pica pica</i>)	10	35	29	27	42	36	44	84
Széncinege (<i>Parus major</i>)	10	32	44	25	33	39	65	41
Tengelic (<i>Carduelis carduelis</i>)		27	6			21	17	2
Tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>)					22			59
Vetési varjú (<i>Corvus frugilegus</i>)			4	6	13	1	5	73
Zöldike (<i>Carduelis chloris</i>)	3		4			5	34	25
Zöld küllő (<i>Picus viridis</i>)			1		1	1		1
Összes faj (α)	9	11	16	9	16	15	15	15
Összes egyed (γ)	178	226	294	140	567	255	286	451

Kritériumok elemzése

A könnyebb összehasonlíthatóság érdekében a területek éves fajszámát átlagoltuk. Ez alapján belváros = $4,40 \pm 1,93$ faj, míg külváros = $5,67 \pm 1,82$ faj átlaggal $\pm$ szórás értékekkel jellemezhető. A Mann-Whitney U-teszt eredménye alapján a belvárosi és a külvárosi terület átlagos fajszáma szignifikánsan eltér egymástól ($p=0,0030$), a külváros átlagos fajszáma nagyobb, mint a belváros átlagos fajszáma.

A különböző mértékben zavart területek összehasonlításánál a területek átlagai: rendszeres = $4,50 \pm 2,16$; gyakrabban = $5,25 \pm 1,78$; ritkán = $5,00 \pm 1,91$. A Kruskal-Wallis próba statisztika eredményei alapján a három terület között nincs szignifikáns különbség az átlagos fajszámok tekintetében ($Kw = 2,446$ illetve $\chi^2_{krit} = 5,991$).

Budapest XIII. kerületében – más nagyvároshoz hasonlóan – dominálnak a kezelt területek. A területek átlagai $\bar{X}_{kezelt} = 4,64 \pm 2,07$; $\bar{X}_{szukcessziós} = 5,58 \pm 1,50$. A Mann-Whitney U-teszt eredménye alapján ($p = 0,0326$) a két terület átlagos fajszáma szignifikánsan eltér egymástól, a szukcessziós terület átlagos fajszáma nagyobb, mint a kezelt terület átlagos fajszáma.

Ugyanezeket a számításokat elvégeztük az egyedszámok tekintetében, ahol a területek éves egyedszámait átlagoltuk. Az eredmények azt mutatják, hogy a külváros átlagos egyedszáma magasabb, mint a belvárosé ($\bar{X}_{külváros} = 27,42 \pm 24,21$; $\bar{X}_{belváros} = 23,53 \pm 23,53$). Azonban mindkét terület szórása rendkívül magas a két terület egyedszáma nem tér el egymástól szignifikánsan ($p = 0,1578$).

A területek átlagos egyedszámai eltérőek a különböző mértékben zavart területeken: $\bar{X}_{ritkán} = 32,44 \pm 31,24$; $\bar{X}_{gyakrabban} = 24,08 \pm 20,91$; $\bar{X}_{rendszeresen} = 18,14 \pm 12,58$. A Kruskal-Wallis teszt alapján a három terület egyedszáma nem tér el szignifikánsan egymástól ($Kw = 2,262$; $\chi^2_{krit} = 5,991$), tehát a zavarás – mint ahogy a fajok esetében sem – nem befolyásolja az egyedek elterjedését.

A szukcessziós területek átlagos egyedszáma ($\bar{X}_{szukcessziós} = 33,21 \pm 21,09$) eltér a kezelt területekétől ($\bar{X}_{kezelt} = 22,25 \pm 29,36$). Mindkét terület esetében a szórás nagy és a két terület átlagos egyedszáma statisztikailag nem különbözik ($p = 0,0546$).

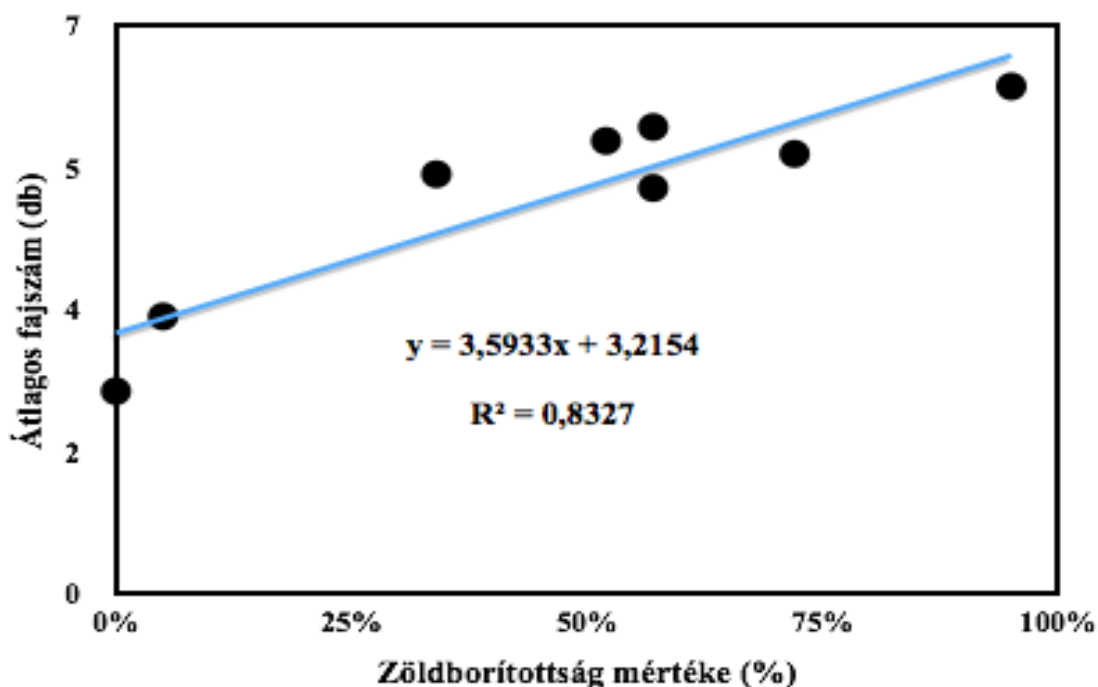
A zöldborítottság és az átlagos faj- illetve egyedszám közötti összefüggés

Mivel a madaraknál különösen nagy jelentősége van a zöld területeknek, megvizsgáltuk, milyen összefüggés fedezhető fel a zöldborítottság (ZB) és az egyes területek átlagos faj- illetve egyedszámai között.

A zöldborítottság és az átlagos fajszám közötti összefüggés vizsgálatakor abból a feltételezésből indultunk ki, hogy a zöldborítottság mértéke nagyban meghatározza az adott területen előforduló fajok számát, tehát minél zöldebb egy terület, annál több madárfaj található meg a területen. Feltételezésünk, hogy a zöld terület növekedésével nő az átlagos faj- illetve egyedszám is.

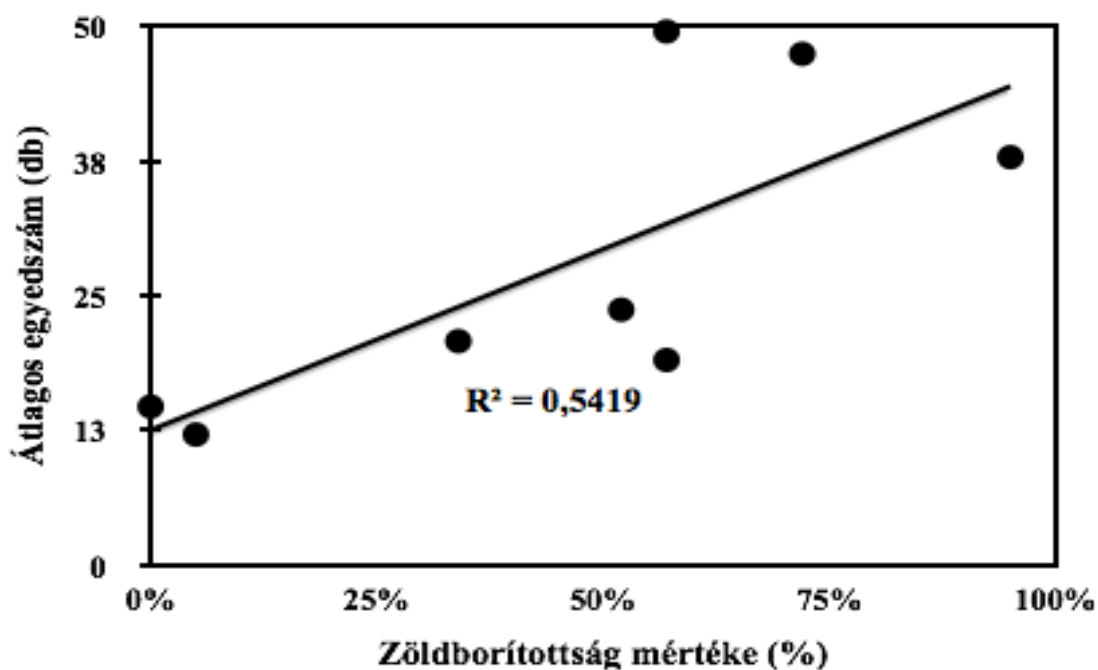
A regresszió analízis alátámasztotta a feltételezésünket: a zöld borítottság mértéke és az átlagos fajszám között lineáris kapcsolat áll fenn (erős pozitív összefüggés). A zöld borítottság 83%-ban határozza meg az egyes fajok előfordulását (**1. ábra**).

Ugyanezt a vizsgálatot elvégeztük az átlagos egyedszám tekintetében is. A regresszió analízis az egyedszám esetében is alátámasztotta a feltételezésünket: a zöld borítottság mértéke és az átlagos egyedszám között lineáris kapcsolat áll fenn (pozitív összefüggés). A zöld borítottság 54%-ban határozza meg az egyes fajok előfordulását (**2. ábra**).



1. ábra: A zöldborítottság és az átlagos fajszám közötti összefüggés ($r = 0,9125$)

Figure 1. Correlation between the average number of species and the percentage of green coverage



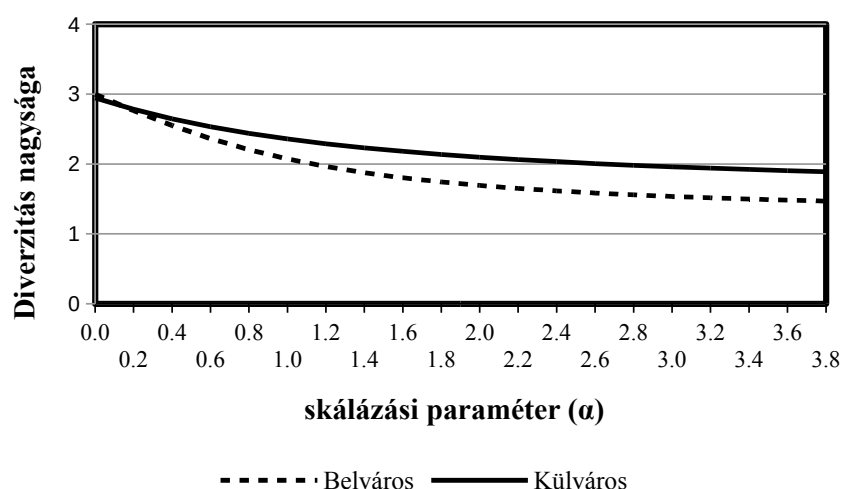
2. ábra: A zöldborítottság és az átlagos egyedszám közötti összefüggés ($r = 0,7361$)

Figure 2. Correlation between the average number of individuals and the percentage of green coverage

Shannon-Wiener diverzitás index és Rényi-féle diverzitás vizsgálat

A diverzitást a három szempont szerint vizsgáltuk: az elhelyezkedés, a zavarás mértéke, és a társulás biológiai értékei alapján.

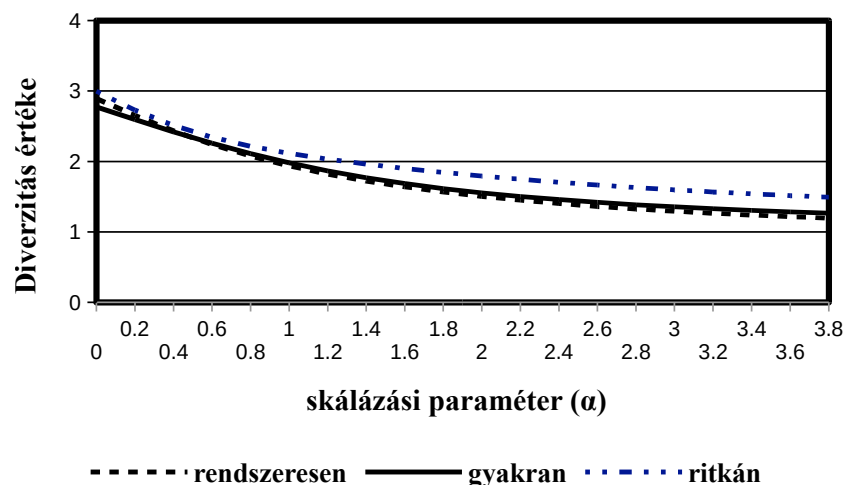
A belvárosi és külvárosi területek diverzitásának számításakor a Shannon-Wiener index (H) értékei alapján úgy tűnik, hogy a külvárosi területek diverzitása ($H_{\text{külváros}} = 2,35$) nagyobb, mint a belvárosi területeké ($H_{\text{belváros}} = 2,07$). A Rényi-féle diverzitás azonban nem mutat ilyen egyértelmű képet: a görbék metszik egymást (**3. ábra**), tehát a két terület diverzitása nem hasonlítható össze, ugyanis a diverzitás megoszlásánál van egy olyan folyamat, egy olyan jellemző, amely befolyásolja a fajok/egyedek elterjedését. Ezért nem állíthatjuk bizonyosan, hogy a külváros diverzitása nagyobb, mint a belvárosé. Valószínűleg további mérések egyértelművé tennék a két terület diverzitása közötti különbséget.



3. ábra: A Rényi-féle diverzitás vizsgálat értékei a belvárosi és a külvárosi területeken

Figure 3. The Rényi's diversity index values in downtown and suburban areas

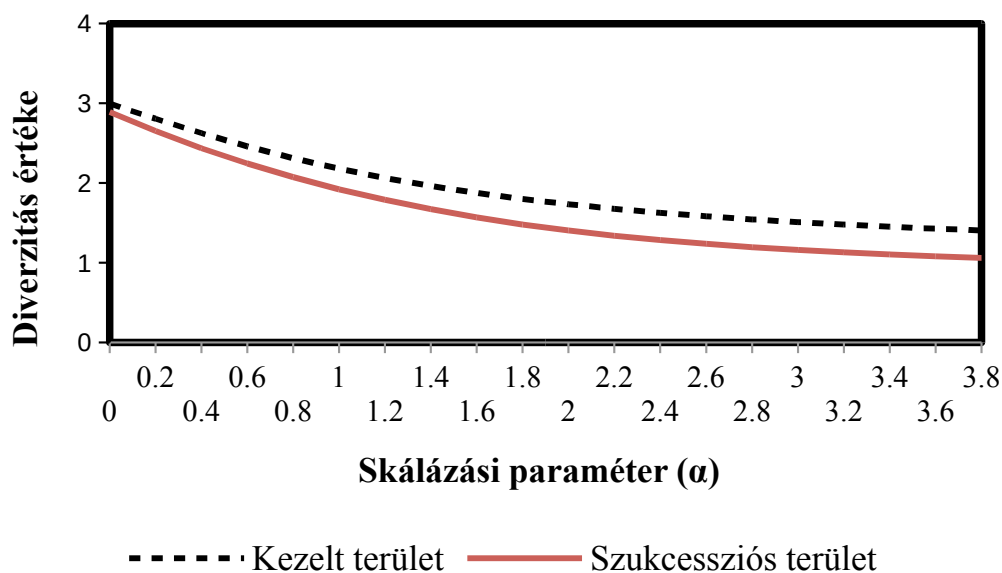
A különböző mértékben zavarott területek esetén azt várnánk, hogy a legnagyobb diverzitással a ritkán, alacsony sűrűségben zavarott területek rendelkeznek, ennél alacsonyabb a diverzitása a gyakrabban, de nagyobb időközökkel és magasabb sűrűségben használt területeknek, és a legalacsonyabb diverzitása a rendszeresen, de változó sűrűségben használt területeknek van. Ezt az elvárást támasztják alá a Shannon-Wiener diverzitás index értékei. A különböző zavarású területek Shannon-Wiener indexei közötti eltérés ($H_{\text{ritkán}} = 2,11$; $H_{\text{gyakrabban}} = 1,98$; $H_{\text{rendszeresen}} = 1,94$) nem jelentős, azonban ennek ellenére is a grafikon az elvárt eredményt mutatja. A Rényi-féle diverzitás esetében itt sem kapunk ennyire egyértelmű eredményt (**4. ábra**): az eredmények azt mutatják, hogy a ritkán, alacsony sűrűségben zavarott területek diverzitása a legnagyobb. Ez megegyezik a Shannon-Wiener diverzitás index-szel. Amiben eltérés van a Shannon-Wiener index és a Rényi-féle diverzitás között az a rendszeresen, illetve a gyakrabban, de nagyobb időközökkel használt területek értékei. A megbízhatóbb Rényi-féle diverzitás szerint a két terület diverzitása nem összehasonlítható. Így a terület használatának intenzitása esetében csak azt jelenthetjük ki teljes bizonyossággal, hogy a ritkán, alacsonyabb sűrűségben használt területek diverzitása a legnagyobb.



4. ábra: A Rényi-féle diverzitás vizsgálat értékei a különböző mértékben zavart területeken

Figure 4. Rényi's diversity index values in differently disturbed areas

Budapest XIII. kerületének diverzitása esetében a Shannon-Wiener index egyértelműen mutatja, hogy a kerületben a kezelt területek diverzitása nagyobb ($H_{\text{kezelt}} = 2,17$), mint a szukcessziós területeké ($H_{\text{szukcessziós}} = 1,92$). Megvizsgálva a Rényi-féle diverzitás is ugyanazt mutatja, mint a Shannon-Wiener index (**5. ábra**). Így a két diverzitást összevetve mindkettő alátámasztja, hogy a kerületben a kezelt területek diverzitása nagyobb, mint a szukcessziós területeké.



5. ábra: A Rényi-féle diverzitás vizsgálat értékei a kezelt és a szukcessziós területeken

Figure 5. Rényi's diversity index values in managed and derelict lands

Értékelés és következtetések

A XIII. kerület méretéhez és jellegéhez (belvárosi területek nagy részaránya) képest sok faj és egyed van jelen a területen. A zavarás vizsgálatokor láthattuk, hogy sem a fajokat sem az egyedeket nem befolyásolja a zavarás mértéke. A XIII. kerületben általunk feljegyzett fajok már alkalmazkodhattak a különböző mértékű zavaráshoz. Ezt bizonyítja, hogy a folyamatos zavarásnak kitett területeken a 12 hónap alatt összesen 659 egyedet számoltunk, a nem folyamatos zavarásnak kitett területeken 580 egyedet. Természetesen az eredmények igazolják azt is, hogy bár a madarak képesek alkalmazkodni a zavaráshoz, sokkal inkább kedvelik azokat az élőhelyeket, amelyeknél a zavarás alacsony mértékű. Ezt igazolja, hogy a ritkán zavarított területeken a 12 hónap alatt 1158 egyedet számoltunk meg (ez az összes egyed közel 49%-a).

A kezelt és szukcessziós területek összehasonlítása nem a várt eredményt hozta. Ennek egyik oka lehet, hogy míg a kezelt területek a XIII. kerület 80%-át alkotják, addig a szukcessziós területek mindössze 5%-át. Ez több kisebb élőhely, amelyek egymástól távol helyezkednek el, és sokszor a madarak számára is átjárhatatlanok. Ezen túl az eredményt befolyásolja a zöldborítottság mértéke, illetve a növényzet összetétele.

Minden kritériumot összevetve elmondható, hogy a zöldborítottság és a fajok elterjedése összefügg (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors, 2009). Feltételezésünk, miszerint minél zöldebb egy terület, minél kisebb a zavarás és minél kisebb mértékű a kezelése azonban csak részben igazolható. A kritériumok összevetése alapján a legjobb élőhelyek közös jellemzői: 1) ritkán és alacsony sűrűségben zavarított, 2) külvárosi rész, 3) a zöldborítottsága magas (a zöld területen belül pedig az idősebb fák dominálnak).

Az eredmények alapján a legrosszabb élőhelyek közös jellemzői, hogy 1) belvárosi területek és kezelték, 2) zöldborítottságuk rendkívül alacsony, ezért itt a faj és egyedszám is alacsony.

A legjobb és legrosszabb élőhelyek összevetése során levonható az a következtetés, hogy bár a városban előforduló madarak tudnak alkalmazkodni a városi környezethez, az adott terület zöldborítottságának mértéke (és a terület nagysága) a döntő számukra (Palomino és mtsai, 2006). Az eredmények egyértelműen mutatják, hogy az egyes területeken előforduló fajok mennyisége szorosan összefügg a városiasodás mértékével, a zöld terület arányával (Reis és mtsai, 2012), de a zavarás és a kezelés nincs hatással az elterjedésükre.

Summary

COMPARISON OF BIRDLIFE IN URBAN AREAS CHARACTERIZED WITH DIFFERENT QUALITATIVE PROPERTIES AND LAND MANAGEMENT PRACTICES

In this study we searched for correlations between species (number of species and individuals) and the percentage of green coverage, the degree of disturbance and the type of land use in urban areas. We expected higher number of species and individuals in the areas of larger green coverage, lower disturbance and lower degree of land use. During the 1-year study we counted 2387 individuals of 21 species, and it was clear that there were differences between the different habitats. The results support the initial assumptions. There is a very strong correlation between the size/percentage/proportion of green coverage and the number/diversity of species. The size/percentage of green coverage determines the number of species in 83% and the number of individuals in 54%. So we can conclude that the birds in the city can adapt very well to the urban environment and the green cover (and the size) of the habitat patches is the most important factor. The results also show that the number of species in each habitat is

closely correlated to the degree of urbanization (proportion of green coverage) and disturbance and land usage have little or no effect on their occurrence.

Felhasznált irodalom

- Alberti M. (2005): The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, 28 (2):168-192.
- Croci S., Butet A., Georges A., Aguejda R., Clergeau P. (2008): Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology*, 23:1171-1186.
- Fontana S., Sattler T., Bontadina F. Moretti M. (2011): How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*, 101:278-285.
- Heltai M. és Szöcs E. (2008): Városi vadgazdálkodás. Jegyzet vadgazda mérnöki szakos hallgatók részére. Szent István Egyetem, Gödöllő
- Horváth A. és Martinez-Castellanos R. (2006): Élőhely-értékelés állatközösségek diverzitása alapján a dél-mexikói Montebello-i Tavak Nemzeti Parkban. *Állattani Közlemények*, 91(2): 96-116.
- Khera N., Mehta V. and Sabata B. C. (2009): Interrelationship of birds and habitat features in urban greenspaces in Delhi, India. *Urban Forestry and UrbanGreening*, 8:187-196.
- Leveau L.M. and Leveau C. M. (2012): The role of urbanization and seasonality on the temporal variability of bird communities. *Landscape and Urban Planning*, 106: 271- 276.
- Marzluff J., Bowman R. and Donnelly R. (2001): Avian ecology and conservation in an urbanizing world. Kluwer Academic, New York
- Møller A. P., Diaz M., Flensted-Jensen E., Grim T., Ibáñezálamo J. D., Jokimaki J., Mand R., Markó G. and Tryjanowski P. (2012): High urban population density of birds reflects their timing of urbanization. *Oecologia*, 170: 867-875.
- Ortega-Álvarez R. and MacGragor-Fors I. (2009): Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, 90:189-195.
- Palomino D. and Carrascal L. M. (2005): Birds on novel island environments. A case study with the urban avifauna of Tenerife (Canary Islands). *Ecological Research*, 20:611-617.
- Palomino D. and Carrascal L. M. (2006): Urban influence on birds at a regional scale: A case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning*, 77:276-290.
- Reis E., López-Iborra G. M. and Pinheiro R. T. (2012): Changes in bird species richness through different level of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brasil. *Landscape and Urban Planning*, 107: 31-42.
- Tóth M., Bárány A. és Szenczi P. (2011): A nyest Budapesten. *Állattani közlemények*, 96(1-2): 39-59.
- Tóthmérész B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 6:283-290.
- Zhou D., Fung T. and Chu L.M. (2012): Avian community structure of urban parks in developed and new growth areas: A landscape-scale study in Southeast Asia. *Landscape and Urban Planning*, 108:91-102.