

TÁJÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK A DÉL-MEZŐFÖLDI TÁJVÉDELMI KÖRZETBEN AZ ORTHOPTERA ROVAROK NYOMÁN

PÁPAI János, KRAUSZ Krisztina

Garay János Gimnázium
Szekszárd, Szent István tér 7–9.
e-mail: papaij@freemail.hu

Kulcszavak: élőhelyfoltok, Orthoptera együttesek, tájökológiai paraméterek

Összefoglalás: A Dél-Mezőföldi Tájvédelmi Körzetben a szántóföldekkel körülvett, változatos felszínű, mozaikos homoki és löszgyepek, mocsár és láprétek különböző méretű foltjai jó lehetőséget nyújtanak tájökológiai vizsgálatok elemzésére egy rovarcsoport, az Orthoptera rovar együttesek szempontjából. A 11 különböző méretű és vegetációjú élőhely 17 foltjában végzett vizsgálatok rámutattak az élőhelyeket jellemző tulajdonságok mellett a tájökológiai paraméterek szerepére. Az Orthoptera együttesek összetételében nagy szerepe volt a foltok eltérő degradáltságának, kisebb jelentősége a vegetáció összborításának, homogenitásának, az átlagos növény-magasságnak. A tájökológiai paraméterek közül a foltok körüli mátrix Orthoptera rovarok számára lehetséges átjárhatóságának volt legnagyobb szerepe. Kisebb mértékben befolyásolhat a legközelebbi potenciális kolonizációs forrás távolsága, a lehetséges folyosó megléte, a foltok mérete és egymástól mért távolsága is. A kisebb, elzártabb löszgyepfoltokban nagyobb volt a jó migrációs képességű fajok aránya, melyek könnyebben kolonizálhatnak.

Bevezetés

A természetes és természetközeli élőhelyek, fokozódó emberi beavatkozás miatti, egyre gyorsuló feldarabolódása és a fragmentumok elszigetelődése ma már a természetvédelmi biológia és a természetvédelem egyik legfontosabb problémája, hiszen az elszigetelődés gyakran az eredeti életközösségek fajkészletének megváltozásával, egyes fajok eltűnésével, az elemi kölcsönhatások átalakulásával jár együtt.

A természetvédelmi területek tervezésekor az ilyen élőhelyeken figyelembe kell venni a ún. SLOSS dilemma tanulságait, a megnövekedett szegélyhatás következményeit, a „fajraktárként” (pool) szolgálható nagyobb természetes élőhelyek megszűnését, az egyes izolátumokat összekötő folyosók előnyeit és hátrányait.

A konkrét védelmi tevékenység megszervezéséhez ismernünk kell azokat a kutatási eredményeket, melyek az izolált helyzetű életközösségekre, azok összetételére, fajgazdagságára, sérülékenységre vonatkoznak. Egyes tanulmányok az elszigetelt élőhely nagyságának hatását tanulmányozzák (GALLÉ et al. 1991, DAVIES és MARGULES 1998), mások az elszigeteltség mértékének befolyását az ott élő rovarközösségek összetételére (KRAUSZ et al. 2000). Az elszigetelt élőhelyek közötti összekötő sáv jelentőségéről sok eltérő vélemény látott napvilágot (SIMBERLOFF et al. 1992). Nehéz a folyosók összekötő szerepét a kísérlettervezés szabályainak megfelelő objektív vizsgálatokkal tesztelni (BEIER és NOSS 1998). Ugyanazt a folyosót tanulmányozva jelentős különbségek mutathatók ki a konnektivitás tekintetében különböző rovarcsoportokat vizsgálva (GALLÉ et al. 1995, VERMEULEN és VEENBAS 1991). A természetes és mesterségesen létrehozott összekötő folyosók elnevezésében egyes szerzők éles különbséget tesznek (GYULAI 1996).

A fenti problémákat tovább bonyolítja a vizsgálat megfelelő léptékének megválasztása. Ha a fragmentált élőhelyeket táj léptékben vizsgáljuk, már jellegzetes foltmintázat alakul ki, melyek leírásával a fajok elterjedésére és az életközösség folyamataira gyakorolt hatásaival a tájökológia foglalkozik (HANSSON et al. 1995, FORMAN 1995). Ebben a megközelítésben a tájat olyan területegységként határozhatjuk meg, amelyen belül az egymással kapcsolatban lévő foltfeleségek egyedi módon ismétlődő mintázat szerint vannak elrendezve (FORMAN és GORDON 1981). A tájat felépítő szerkezeti elemek a foltok, a mátrix (a leggyakoribb foltfeleség) és az összekötő lineáris folyosók. Egy táj jellemzéséhez fontos ezek aránya, a mintázat szemcsézettsége és a foltok közötti transzportfolyamatok iránya, intenzitása és időbeli változása is (STANDOVÁR és PRIMACK 2001). Míg a fragmentált élőhelyek populációival foglalkozó metapopulációs modellek többsége a tájat homogén foltok és mátrixok mintázataként értelmezi, a tájökológiában lényegesek a foltokon és a mátrixokon belüli tulajdonságok és a közöttük meglévő kölcsönhatások is (WIENS et al. 1993). A tájökológiai ismeretek hozzájárulhatnak a populációk fennmaradásához szükséges védett (pl. a vizsgált folt) és nem védett területek (mint mátrixok) szerepének megértéséhez (STANDOVÁR és PRIMACK 2001).

Egy táj természetes vagy mesterséges növénytakarója vegetációtérképezéssel jól vizsgálható, az élőhelyek térképezése lehetővé teszi egy-egy táj komplex térképezését is. Az állatok azonban eltérő diszperziós képességük és biotópjukhoz való eltérő kötődésük miatt különböző mértékben alkalmasak az egyes élőhelyek monitorozó vizsgálatára. E táj-léptékű, élőlény egységekkel foglalkozó tudományterület (SZENTESI és TÖRÖK 1997) élőlény-specifikus: ugyanaz a tájmintázat egyes fajok számára biztosítja a funkcionális összeköttetést, míg mások számára nem (STANDOVÁR és PRIMACK 2001).

Így van ez az Orthoptera rovarok esetében is, mely csoportban mind taxonómiai, mind életmód, mind viselkedés területén igen különböző fajokat kezelünk együtt. Ma már elfogadott e rovarcsoport két külön rendbe (*Caelifera*, *Ensifera*) sorolása (RÁCZ 1999). Számos kutató kimutatta, hogy e rovarok szorosán kötődnek az egyes vegetációs foltokhoz, ezért alkalmasak különböző nyílt növénytársulások jellemzésére (RÁCZ 1993). Fajsza-muk megfelelően, de nem kezelhetetlenül nagy, a hazánk területét nagy számban borító fátlan területeinek biomassza tekintetében egyik jelentős képviselői, ezért fontos szerepük lehet a táplálkozási hálózatokban. Faj és egyedszám-összetételük változásával nyomon követhetők az élőhelyen bekövetkezett természetes (pl. szukcesszionális) vagy mesterséges (legeltetés, kaszálás) változásokat (BÁLDI és KISBENEDEK 1997). Egy habitatanban jelenlevő fajegyüttes, ha a fajok kolonizációjára és szelektálódására megfelelő idő áll rendelkezésre, az adott habitattípusra jellemzővé válik (NAGY 1997). Továbbá e rovarok populációi is hatnak a növénytársulásokra, részben fogyasztásukkal, részben ürülékkel és a talajba kerülő cellulózbontó baktériumok által (JOARN és LAWLOR 1981, GYÖRFFY és SZÖNYI 1989). WHITE (1978) vizsgálatai során azt tapasztalta, hogy az Orthoptera rovarok hatása nem is annyira fogyasztásukban, hanem inkább jelenlétükben, rágásukban, növényekre gyakorolt nyomásukban mérhető, hasonlóan a század elejéről származó hazai sáskajárásokkal foglalkozó cikkek tapasztalataihoz (JABLONOWSKI 1926, KADOCSA 1952).

Több munkában felvetődik, hogy a fent felsorolt tényezők mellett figyelembe kell venni az Orthoptera fajok eltérő migrációs képességét is, mely módosíthatja a növényzethez való kötődés mértékét, különösen elszigetelt élőhelyen. Így fordulhat elő, hogy a térben egymáshoz közel eső, de növényzetükben eltérő élőhelyek Orthoptera együttese

hasonlóak lesznek (KRAUSZ et al. 1995), és kimutatható egyfajta regionális elterjedésbeli különbség (KRAUSZ és PÁPAI 1999). Ez a viselkedésük magyarázhatja a sáskák kevésbé érzékeny élőhelyheteromorfiát indikáló képességét a Bugaci homokbuckás terület kis térléptékű foltjaiban (GALLÉ et al. 1987). Az egyes Orthoptera fajoknak tulajdonított jó migrációs képesség azonban nem zárja ki hogy zavartalan területen hosszabb ideig egy helyben maradjanak (PÁPAI és KRAUSZ 1998). A hazai szöcske és sáskafajokat szárnyhosszúságuk és mobilitási hajlamuk alapján NAGY (1992) négy csoportba sorolta, mely jó kiindulási lehetőséget biztosít az egyes populációk mozgásmintázatának vizsgálatánál.

Ilyen tájléptékű vizsgálatra kiválóan alkalmas a Dél-Mezőföldi Tájvédelmi Körzetben a szántóföldekkel körülvett, változatos felszínű, mozaikos homoki és löszgyepek, mocsár és láprétek különböző méretű foltjai. Vizsgálatainkban arra kerestük a választ, hogy az egyes foltok milyen kapcsolatban állnak egymással és az őket körülvevő mátrixszal egy rovarcsoport, az Orthoptera rovarok szempontjából nézve.

Konkrét kérdéseink a következők:

- 1. Milyen a vizsgált élőhelyfoltok Orthoptera együtteseinek összetétele?
- 2. Mennyire hasonlítanak vagy különböznek egymástól az egyes Orthoptera együttesek?
- 3. Milyen tájökológiai tényezőtől függ az egyes foltok hasonlósága?
- 4. Hogyan befolyásolja az Orthoptera együttesek szerkezetét a foltok közötti konnektivitás?
- 5. Mi a jelentősége a fajok eltérő migrációs képességének foltos élőhelyen?

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Dél-Mezőföldi Tájvédelmi Körzet 11 különböző méretű és vegetációjú élőhelyének 17 foltjában végeztük. Az élőhelyeket feltüntető térképen lévő számok az alábbi területeket jelentik:

- Szedresi tarka sáfrányos – Szedres – 59,2 ha – xerofil gyep – legeltetés
- 2. Tengelic pókbangós rét – Tengelic – 8 ha – jellegtelen mocsárrét – kaszálás
- 3. Paksi tarka sáfrányos – Paks – 40 ha – xerofill, magaskórós gyep – kaszálás
- 4. Paksi ürgemező – Paks – 352,5 ha – nyílt homoki gyep – intenzív legeltetés
- Szenesi legelő – Nagydorog – 87 ha – nyílt és zárt homoki gyep – legeltetés
- 5. a. nyílt homoki gyep
- 5. b. zárt homoki gyep
- 5. c. zárt homoki gyep
- Kistápei láprét – Bikács – 8 ha – láprét, láperdő (össz 47 ha) – időszakos kaszálás
- Németkér – Látóhegy – Németkér – 288 ha – homokpuszta – legeltetés
- 7. a. nyílt homoki gyep
- 7. b. zárt homoki gyep
- 7. c. mocsárrét
- Gyűrűsi löszvölgyek – Németkér – 500 ha – löszvölgy – legeltetés
- 8. a. Gyűrűsi völgyek DK-i vége
- 8. b. Gyűrűsi völgy ÉNy-i vége
- 9. Ürgévölgy - Németkér – 12,3 ha – degradált löszvölgy – időnkénti cserjeirtás
- 9. a. Ürgévölgy keleti oldala – 7,7 ha

- 9. b. Ürgevölgy nyugati oldala – 4,5 ha
- Oláh völgyi törpemandulás – Dunaföldvár – 40,5 ha – löszvölgy – kaszálás
- Hardi-völgy – Alsószentiván – 39,5 ha – löszvölgy – nincs beavatkozás

Az élőhelyfoltokon végzett vizsgálatokat fűhálózással és egyelő gyűjtéssel végeztük 2005–2006 júniusa és szeptembere között. Az egyedsűrűséget 100 fűhálósapásra standardizálva becsültük. Az élőhelyeket növénytársulásuk, vegetációstruktúrájuk; vegetáció összborítása, átlagos növénymagasság, degradáltsága, homogenitása alapján jellemeztük.

A vizsgált tájökológiai paraméterek:

- foltok mérete,
- legközelebbi gyep távolsága, amely kolonizációs forrásként feltételezhető (0,04–6,8 km),
- a foltokat körülvevő mátrix átjárhatósága az Orthoptera szemponyjából (ordinális skála: erdő, dinnyeföld, napraforgó),
- a lehetséges összekötő folyosó megléte (sáv jellegű élőhely az izolátum és a forrás között, amelyen feltételezhető az Orthoptera rovarok terjedése, van vagy nincs),
- foltok egymástól mért távolsága (D-É irányú rangsor).

Az eredmények értékelésénél az Orthoptera közösségek összehasonlítását területenként és az élőhelyfoltok szerinti elkülönülését a mintavételi adatokból PCA faktortérben, a változók közötti lineáris korrelációk segítségével jellemeztük. Az Orthoptera együttesek struktúráját befolyásoló tájökológiai paraméterek jelentőségét a főkomponens analízis után a faktortérben elhelyezkedő objektumok koordinátái és az élőhelyek egy-egy tulajdonsága közötti összefüggést Spearman-féle rangkorrelációval teszteltük. Az Orthoptera együttesek összetételét diverzitási indexekkel (Shannon-Wiener, Simpson index) is jellemeztük.

Az Orthoptera együttesek vizsgálatokor figyelembe vettük az egyes populációk eltérő migrációs képességét, melyeket NAGY (1991) munkája alapján a szárnyhosszúság és a helyváltoztatási képességük alapján 5 kategóriába osztottunk. 1. rövid szárnyú (szárnyatlan vagy szárnycsontokkal jelentkező) és korlátozottan mozgékony fajok; 2. rövid szárnyú és mozgékony fajok; 3. közepesen hosszú szárnyú és mozgékony fajok, 4. hosszú szárnyú és mozgékony fajok, 5. hosszú szárnyú és igen mozgékony fajok. Az egyes foltokban az öt migrációs kategóriába sorolt fajokat külön-külön 1-5-ig számmal jellemeztük és kiszámoltuk a foltok összmigrációs képességét. E mérőszámot szintén korreláltattuk a felvett élőhely- és tájökológiai paraméterekkel.

Eredmények

A vizsgált élőhelyfoltok Orthoptera együtteseinek összetétele

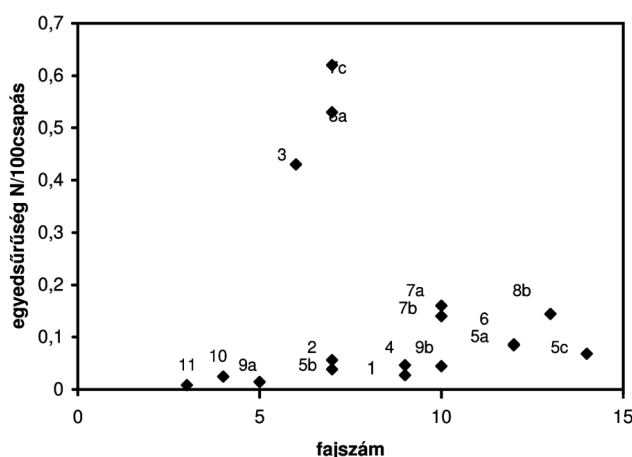
A 11 élőhely 17 foltjában összesen 41 fajt (4 *Ensifera*, 27 *Caelifera*) gyűjtöttünk (1. táblázat). Közülük 3 faj védett, 9 állatföldrajzilag értékes, melyek főképp mediterrán, pontomediterrán elterjedésűek (NAGY 1997).

1. táblázat Az Orthoptera fajok listája, jelölve az állatföldrajzilag értékes (+,++) és védett (v) fajokat, a fajok relatív gyakoriságát %-ban és migrációs képességét (1–5-ig a migrációs képesség növekszik, lásd Módszerek fejezetben)

Table 1. List of Orthoptera species, indicating protected ones (v) and those being biogeographically valuable (+, ++), relative abundance of species in % and migration ability (this is increasing from 1 to 5)

Fajlista	állatföldrajzilag ért (+, ++)	relatív gyakoriság	migrációs képesség
	védett (v) fajok		
Ensifera			
Tettigonidae			
<i>Poecillimon intermerdius</i>			
<i>Phaneroptera falcata</i> (Poda, 1761)		23,5	3
<i>Leptophyes albobittata</i> (Kollar, 1833)		17,6	1
<i>Conocephalus discolor</i> (Thunberg, 1815)		23,5	3
<i>Tettigonia viridissima</i> (Linne, 1758)		11,7	3
<i>Platycleis affinis</i> (Fieber, 1853)	++	5,9	3
<i>Platycleis grisea</i> (Fabricius, 1781)		5,9	3
<i>Tesselana vittata</i> (Charpentier, 1825)		5,9	2
<i>Bicolorana bicolor</i> (Philippi, 1830)		11,7	2
<i>Roeseliana roeseli</i> (Hagenbach, 1822)		5,9	2
<i>Pholidoptera aptera</i> (Fabricius, 1793)		5,9	2
<i>Pholidoptera fallax</i> (Fischer 1853)		5,9	2
<i>Ruspolia nitidula</i>			
Gryllidae			
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)		11,7	3
Caelifera			
Acrididae			
<i>Tetrix tenuicornis</i> (Shalb., 1893)		5,9	1
<i>Acrida hungarica</i> (Herbst, 1786)	+, v	17,6	4
<i>Pezotettix giornae</i> (Rossi, 1794)	+	11,7	1
<i>Calliptamus barbarus</i> (Costa, 1836)	++, v	17,6	2
<i>Calliptamus italicus</i> (Linne, 1758)		5,9	3
<i>Oedipoda coerulescens</i> (Linne, 1758)		29,4	3
<i>Acrotylus insubricus</i> (Scopoli, 1786)	+	17,6	4
<i>Doclostaurus brevicollis</i> (Eversmann, 1848)	+	11,7	2
<i>Doclostaurus maroccanus</i> (Thunberg, 1815)	+	5,9	5
<i>Chrysochraon dispar</i> (Germ., 1834)		5,9	1
<i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay, 1826)		5,9	2
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier, 1825)		52,9	2
<i>Stenobothrus crassipes</i> (Charpentier, 1825)	+	47	1
<i>Stenobothrus lineatus</i> (Panz., 1796)		23,5	4
<i>Stenobothrus stigmaticus</i> (Ramb., 1839)		11,7	3
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Thunberg, 1815)		23,5	3
<i>Myrmeleotettix antennatus</i> (Fieber, 1853)	++	23,5	3
<i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg, 1815)		47	3
<i>Chorthippus mollis</i> (Charpentier, 1825)		76,5	3
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linne, 1758)		5,9	3
<i>Chorthippus dichrous</i> (Eversmann, 1859)		64,7	3
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)		41,2	3
<i>Chorthippus parallelus</i> (Zetterstedt, 1821)		35,3	1
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (DeGeer, 1773)		23,5	3
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825)		11,7	3
<i>Euchorthippus declivus</i> (Brisout, 1849)		58,8	2
<i>Euchorthippus pulvinatus</i> (F.W., 1846)	+	41,2	4

Legkisebb fajszámot és egyedszámot a kis méretű, erősen beerdősült löszvölgyekben (Hardi völgy, Oláh völgyi törpemandulás, Leányvári völgy) tapasztaltunk (1. ábra).



1. ábra Az Orthoptera együttesek fajszám-egyedsűrűség megoszlása a vizsgált élőhelyfoltokban.

(A számok az élőhelyek szövegben leírt sorrendjét jelentik.)

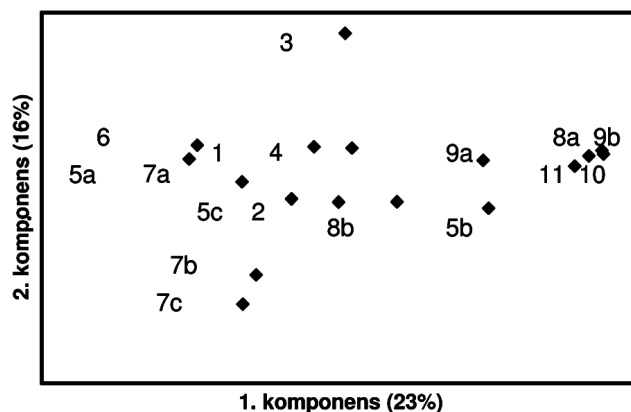
Figure 1. Distribution of species number and specimen density of Orthoptera communities in the observed habitat patches (numbers refer to order of habitats in the text)

Legtöbb fajt a Szenesi legelő és a Németkér-Látóhegy buckákkal tagolt mozaikos homokpusztáján gyűjtöttünk. Kiemelhető a Gyűrűsi löszvölgy és a Kistápei-láprét fajgazdag Orthoptera közössége, bár a jellegzetes lápi fajok pl. *Chrysochraon dispar* visszaszorulóban vannak az erdőben gyakoriakkal *Euthystira brachyptera*, *Pholidoptera aptera* fajokkal szemben, mely mutatja a beerdősülés veszélyét. Kis fajszám, de nagy egyedsűrűség jellemezte a Paksi tarkasáfrányos erősen degradált élőhelyét. Ugyancsak nagy egyedsűrűséget tapasztaltunk a Gyűrűsi völgy gazdag vegetációjú, természetközeli löszvölgyeiben és a Németkér-Látóhegyi homokpuszta nedvesebb foltjaiban is. Jellemző a területek Orthoptera együtteseire néhány általánosan elterjedt faj nagy dominanciája (*Euchorthippus declivus*, *Chorthippus dichrous*, *Glyptobothrus mollis* és *G. brunneus*), de jelen vannak az egyes élőhelyeket jól elkülönítő jellegzetes konstans fajok is. A lápréten a *Chrysochraon dispar*, a nyílt homokpusztákon az *Oedipoda coerulea*, *Acrotylus insubricus*, *Myrmeleotettix maculatus*, *M. antennatus* fajok, a zárt homokpusztákon az *Euchorthippus pulvinatus*, löszgyepeken és homokpusztákon a *Stenobothrus crassipes* fajok.

Az Orthoptera együttesek összehasonlítása

Az Orthoptera együttesek PCA faktortérben összehasonlított ordinációs mintázata nem mutat nagyobb csoportosulásokat, egyedül a kis méretű löszgyepfoltok együtteseinek mutatnak hasonlóságot (2. ábra).

Ebben nagy szerepe volt az élőhelyek degradáltságának, ami az x tengely mentén egy faj és egyedszám-csökkenéssel, az y tengely mentén egy fajszám-csökkenés, de egyedszám-növekedéssel járt együtt. A Shannon-Wiener és Simpson diverzitási indexek Orthoptera populációira kiszámolt értékei is negatív összefüggést mutatnak a degradáció növekedésével.



2. ábra Az Orthoptera együttesek PCA faktortérben összehasonlított ordinációs mintázata (1.–2. komponens)
 Figure 2. Ordination markings of Orthoptera communities compared in PCA factor space (1–2 components)

A 2.–3. komponensek ábrázolása ordinációs térben nagyobb csoportosulásokat mutat, a nyíltabb és zártabb élőhelyek elkülönülnek, mely a 3.–4. (13,5%) komponens mentén ismét gradienst alkot. Mindkét komponens koordinátái a növényborítottsággal mutatnak korrelációt. Az élőhelyek vegetációját jellemző többi vizsgált tényező is mutat szignifikáns összefüggést az Orthoptera együttesek jellemzésére szolgáló valamelyik mutatóval (2. táblázat). A táblázatból kiemelhető a vegetáció homogenitásának növekedése és az Orthoptera közösségek egyenletességének növekedése közötti korreláció.

2. táblázat Spearmann féle rangkorrelációk az Orthoptera együtteseket jellemző mutatók és az élőhelyfoltok tulajdonságai között

Table 2. Grade correlations according to Spearmann between indexes of Orthoptera communities and characteristics of the habitat patches

	növény társulások	vegetáció magasság	vegetáció borítottság	degradált- ság	vegetáció homogenitás
fajszám	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,018 -	n.s.
egyedsűrűség	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,019 -	n.s.
H(Shannon-Wiener)	t=0,09	n.s.	n.s.	t=0,02 -	n.s.
D (Simpson)	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,049 -	n.s.
E(Egyenletesség)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,056 +
komponens 1.	n.s.	t=0,0188	n.s.	t=0,0196	n.s.
komponens 2.	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,0358	n.s.
komponens 3.	t=0,0012	t=0,017	t=0,0074	n.s.	n.s.
komponens 4.	n.s.	n.s.	t=0,0209	n.s.	n.s.

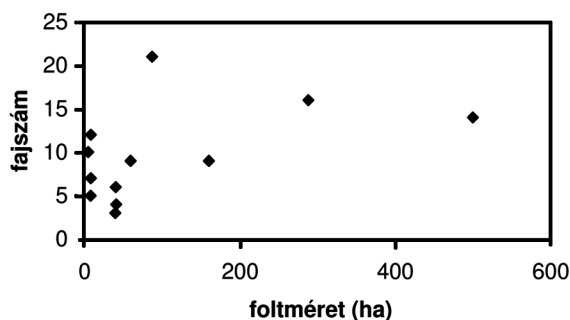
A tájökológiai paraméterek szerepe

Egy foltos táj Orthoptera együtteseinek szerveződésére ható tényezők közül nem hagyható figyelmen kívül az egyes foltok és a foltok közötti mátrix tulajdonságai és konnektivitásuk sem. Az általunk vizsgált tájökológiai paraméterek közül kiemelkedő szerepe volt a foltok közötti mátrix átjárhatóságának az egyenesszárnyú rovarok számára (3. táblázat).

3. táblázat Spearmann-féle rangkorrelációk az Orthoptera együtteseket jellemző mutatók és a tájökológiai paraméterek között
 Table 3. Grade correlations according to Spearmann between indexes of Orthoptera communities and landscape ecological parameters

	legközelebbi folttávolság/km	mátrix átjárhatóság	folyosó	foltméret (ha)	egymástól mért távolság
fajszám	n.s.	t=0,0464 -	n.s.	t=0,15 +	n.s.
egyedsűrűség	t=0,108 +	n.s.	n.s.	t=0,14 +	n.s.
H(Shannon-Wiener)	n.s.	t=0,069 -	n.s.	n.s.	n.s.
D (Simpson)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
E(Egyenletesség)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
komponens 1.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
komponens 2.	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,013	n.s.
komponens 3.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
komponens 4.	n.s.	t=0,0062	t=0,0097	n.s.	t=0,0098
migrációsösszeg	n.s.	t=0,0429 -	n.s.	t=0,11 +	n.s.

Legkönnyebben az erdőt, legkevésbé a napraforgótábla átjárhatóságát feltételezve kimutatható volt ennek szerepe. A legközelebbi potenciális kolonizációs forrás szerepe az egyedsűrűség változásával függött össze, a foltok közötti távolság is kis mértékben befolyásoló tényezőnek tűnt. A nagysághatás – a fajszám-területméret összefüggés – enyhén kimutatható (3. ábra). A folyosó szerepe csak kis mértékben bizonyítható. Az eredmények alapján feltételezhető, hogy a foltok közötti konnektivitásban inkább a mátrix átjárhatósága a döntőbb.



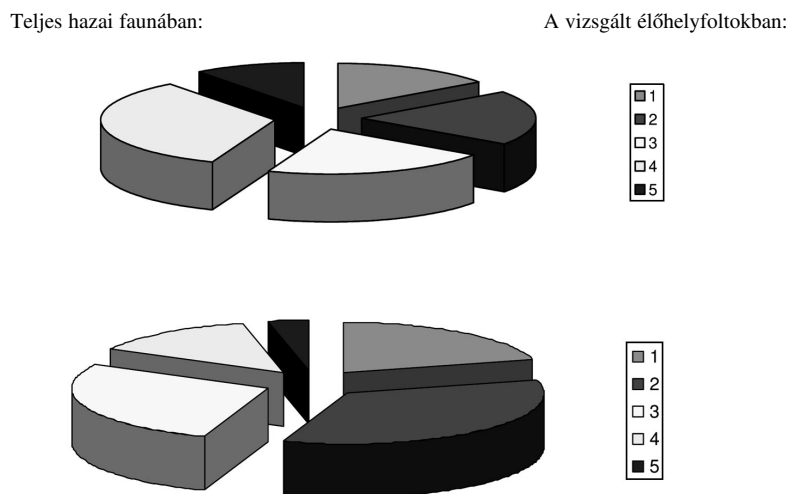
3. ábra Fajszám-terület összefüggés
 ($r_s = 0,443$ $t = 0,149$)

Figure 3. Correspondence between species number and area

Az eltérő diszperziós képesség jelentősége

A hazai Orthoptera fajok migrációs, diszperziós képességének eloszlása eltér a vizsgált foltokétól (4. ábra), a gyengébb migrációs képességű fajok többen, a jó migrációs képességűek kevesebben vannak jelen, mint a teljes hazai állományban.

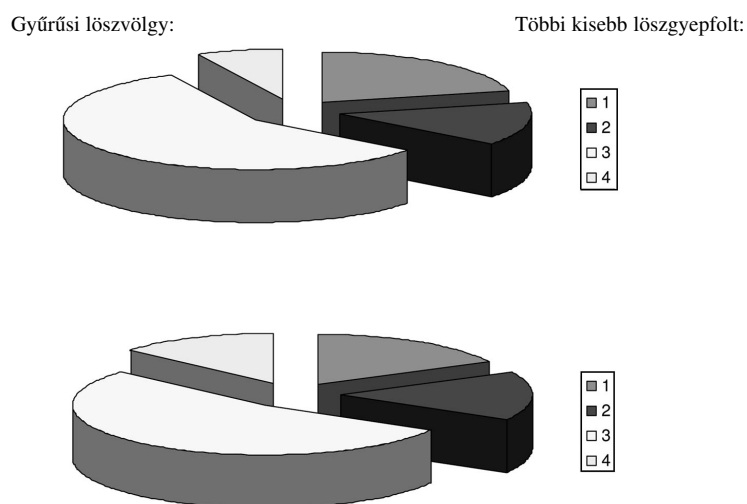
A fajok megjelenése nagy mértékben függ az élőhelyek típusától is, ezért több információt ad, ha az azonos típusú foltok Orthoptera együtteseinek migrációs képesség



4. ábra Orthoptera együttesek migrációs képességének megoszlása (1–5-ig a migrációs képesség növekszik, lásd Módszerek fejezetben)

Figure 4. Distribution of migration ability of Orthoptera communities (increasing from 1 to 5) in the total Hungarian fauna / in the observed habitat patches

beli megoszlását hasonlítjuk össze (5. ábra). Itt megfigyelhető a kis löszfoltokon jó migrációs képességű fajok szignifikánsa nagyobb aránya. Az egyes foltok Orthoptera együtteseiből számolt migrációs összeg (lásd módszerek) és a tájökológiai paraméterek között számolt korreláció az átjárhatóság csökkenésével mutatott negatív összefüggést, vagyis minél kisebb az átjárhatóság, annál nagyobb a rossz migrációs képességű fajok aránya.



5. ábra Orthoptera együttesek migrációs képességének megoszlása (1–5-ig a migrációs képesség növekszik, lásd Módszerek fejezetben)

Figure 5. Distribution of migration ability of Orthoptera communities (increasing from 1 to 5) in the loess valley near Győrűs / in the rest smaller loess grassland patches

Megvitatás

Jelen dolgozat a Dél-Mezőföldi Tájvédelmi Körzet Orthoptera együtteseinek tájökológiai elemzését kívánja bemutatni. A tájökológiai szempontoknak a gyakorlati tervezésben való fokozódó érvényre jutása az utóbbi néhány évtizedben rohamosan megnőtt. Nemcsak a természetvédelmi, de az erdészeti, vízgazdálkodási, sőt mezőgazdasági és földhasznosítási tervezésben is fontosak a tájértékelési módszerek (LÓCZY 2002), tájtérképezések abiotikus (MEZŐSI és RAKONCZAI 1997) és biotikus módszerei, főleg vegetációtérképezési adatbázisok, térképsorozatok (www.novenyzetietterkep). A bevezetésben megfogalmazott gondolatok, miszerint az állatvilág másképpen követi a táj szerkezetének megváltozását, átalakulását, mint a vegetáció, vizsgálataink is alátámasztják. Hiszen az egyes foltok Orthoptera együtteseinek nem kizárólag az élőhelyek vegetációjának tulajdonságával mutatott összefüggést. Az élőhelyheteromorfia-heterogenitás témakörében végzett ökológiai vizsgálatok különösen a 80-as években nagy számban jelentek meg (GALLÉ et al. 1985, SZÓNYI and KINCSEK 1986). Az egyes állatcsoportok eltérő élőhelyheteromorfiaja megnehezíti a tájléptékű faunisztikai térképek elkészítését, bár a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer több éves, egységes szempontú adatsora jó lehetőséget nyújt az adatok ilyen irányú összegzésére is (FORRÓ 1997). A foltok degradáltsága és Orthoptera együtteseik hasonlósága között kimutatott kapcsolat egybevág azokkal a magállapításokkal, hogy e rovarokra nagy hatással van az élőhely természetességi állapota (BÁLDI és KISBENEDEK 1997).

A vizsgált élőhelyek Orthoptera együtteseit vizsgálva, gyengén ugyan, de kimutatható volt a foltok egymástól mért térbeli távolságának hatása, alátámasztva a bevezetésben tárgyaltakat, miszerint az Orthoptera rovarok nagyobb migrációs képességével magyarázhatóan időnként módosíthatja a növényzethez való kötődés mértékét. A térbeli távolság fontos közösségszerkezetet befolyásoló tényező lehet elszigetelt élőhelyek és az őket összekötő folyókat kísérő gátak Orthoptera közösségeinél (KRAUSZ et al. 1995) vagy Dél-Alföldi izolátumok, köztük néhány kunhalom kabócaközösségeinél (MOLNÁR és GYÓRFFY 1999), de nem befolyásoló tényező nagyobb kiterjedésű, természetközeli gyepek esetében, ahol az egymástól térben elkülönülő, de növényzetében hasonló habitatok Orthoptera közösségei nagy hasonlóságot mutattak (KRAUSZ 2001).

A potenciális kolonizációs forrás távolsága a vizsgált élőhelyek Orthoptera együtteseinek összetételét nem befolyásolta, de az egyedsűrűség növekedésével összefüggést mutatott, a távolság növekedésével nőtt. Ez az eredmény nehezen értelmezhető. Nem tudtuk kimutatni összefüggést a legközelebbi élőhely távolsága és az egyedszám között természet, skorpió és hangyafajokat vizsgálva 53 eukaliptusz-fragmentumon Ausztráliában (ABENSPERG-TRAUN és SMITH 1999) sem. A nagysághatás, a faj-terület görbe összefüggése csak 15%-os hibavalószínűségi szinten volt kimutatható. A nagysághatás eredményét nagyban befolyásolja a foltok mérete, kisebb foltokat vizsgálva nehezebben mutatható ki (KRAUSZ et al 2000), nagyobbaknál jobban (BÁLDI és KISBENEDEK 1999). E tények felhívják a figyelmet a szünbiológiai kutatásokban oly gyakori skálázási problémákra (BANKS 1998).

A foltok közötti mátrix Orthopterák általi átjárhatósága fontos befolyásoló tényezőnek bizonyult, de egy-egy monokultúra átjárhatósága fajonként nagyon különböző lehet, míg egyes fajok számára átjárhatatlan egy búzavetés, addig pl. a *Tettigonia viridissima*, *Gampsocleis glabra*, *Chorthippus dorsatus* fajok gyakoriak lehetnek vagy tarlókon a

Calliptamun italicus, *Oedipoda coeruleascens*, *Chorthippus dorsatus* stb. fajok találják meg táplálkozó és élőhelyüket (NAGY 1992). Vizsgálataink szerint a lehetséges folyosók viszont csak kis mértékben növelték a foltok közötti konnektivitást.

Köszönetnyilvánítás

Kutatásunkat az OTKA F14 49162 számú kutatási szerződése támogatta

Irodalom

- BÁLDI A., KISBENEDEK T. 1997: Orthopteren assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 66: 121–129.
- BÁLDI A., KISBENEDEK T. 1999: Orthopterans in small steppe patches an investigation for the best-fit model of the species area curve and evidences for their non-random distribution in the patches. *Acta Oecologica* 20: 125–132.
- BANKS J., E. 1998: The scale of landscape fragmentation affects herbivore response to vegetation heterogeneity. *Oecologia* 117: 239–245.
- BEIER P., NOSS R. F. 1998: Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241–1252.
- DAVIES K. F., MARGULES C. R. 1998: Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67: 460–471.
- FORMAN R. T. T., GORDON M. 1981: Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31: 733–740.
- FORMAN R. T. T. 1995: *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FORRÓ L. (szerk.) 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer V. Rákók, szitakötők és egyenesszárnyúak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- GALLÉ L., GYÖRFFY GY., HORNUNG E., KOCSIS A., KÖRMÖCZI L., MARGÓCZI K., SZÓNYI G., VAJDA Z., 1991: Arthropod Communities of Ecological Islands Surrounded by Agricultural Fields. *Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő*, pp. 286–290.
- GALLÉ L., GYÖRFFY GY., KÖRMÖCZI L., SZÓNYI G., HARMAT B. 1987: Különböző közösségtípusok élőhely heterogenitás indikációja homokpusztai gyepen. *Tudomány-Természet-Társadalom* 1: 230–272.
- GALLÉ L., MARGÓCZI K., KOVÁCS É., GYÖRFFY GY., KÖRMÖCZI L., NÉMETH L. 1995: River valleys: Are they ecological corridors? *Tiscia* 29: 53–59.
- GYÖRFFY GY., SZÓNYI G. 1989: Movements of phytophagous insect populations between ungrazed sandy grassland and adjacent areas. *Acta Biologica Szeged* 35: 129–155.
- GYULAI I. 1996: Ökológiai folyosók, zöld folyosók: Tisztázatlan fogalmak a biológiai változatosság megőrzésének stratégiájában. *Természet Világa* 127: 41–46.
- HANSSON J., FAHRIG L., MERRIAM G. (eds.) 1995: *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman and Hall, London.
- JABLONOWSKI J. 1926: Ungarns Heuschreckengefahr ernst und jetzt: eine entomologische Skizze. III. *Internet. Ent. Kongr.* 2: 377–388.
- JOARN A., LAWLOR L. R. 1981: Guild structure in grasshopper assemblages based on food and microhabitat resources. *Oikos* 37: 93–104.
- KADOCSA GY. 1952: A magyarországi sáskajárások és időszakosságuk (*Locust plagues and their periodicity in Hungary*). *Ann. Inst. Prot. Plat. Hung.* 5: 87–104.
- KRAUSZ K., PÁPAI J., GALLÉ L. 1995: Composition of Orthoptera assemblages in grassland habitats at Lower-Tisza flood plain. *Tiscia* 29: 47–53.
- KRAUSZ K., PÁPAI J. 1999: Distribution of Orthoptera populations in isolated habitats. VIII. *Eur. Ecol. Cong. Greece*, p. 53.
- KRAUSZ K., PÁPAI J., KÖRMÖCZI L., HORVÁTH A. 2000: Structure of Orthoptera assemblages in step-like habitat islands and neighbouring grasslands. *Articulata* 15: 167–177.
- KRAUSZ K. 2001: Orthoptera közösségek szerveződése izolált élőhelyeken. – Ph.D. értekezés, Szeged.
- LÓCZI D. 2002: Tájértékelés, földértékelés. *Studia Geographia. Dialóg Campus Szakkönyvek, Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs*.

- MEZŐSI G., RAKONCZAI, J. 1997: A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata. JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged.
- MOLNÁR N., GYÖRFFY, GY. 1998: Indication of habitat quality and isolation by Auchenorrhyncha assemblages. *Tiscia* 31: 13–17.
- NAGY B. 1992: Role of Activity Pattern in Colonization by Orthoptera. Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő, pp. 351–363.
- NAGY B. 1997: Az Orthoptera-fajok előfordulása, veszélyeztető tényezői a magyarországi főbb gyeptípusokban. In: KELEMEN J. (szerk.) *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez: TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest* pp. 305–315.
- PÁPAI J., KRAUSZ K. 2004: Veszélyeztetett Orthoptera populációk mozgásmintázatának vizsgálati lehetőségei a rövidszárnyú rétisáska (*Euchorthippus declivus*) nyomán. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 263–271.
- RÁCZ I. 1999: Biogeographical survey of the Orthoptera fauna in Central Part of the Carpathian Basin (Hungary). *Articulata* 13: 53–69.
- RÁCZ I. 1993: A Középdunai faunakerület (Kárpát-medence) Orthoptera faunájának genezise és biogeográfiai kapcsolatai; faunatípusok és közösségtípusok. Kandidátusi értekezés, Debrecen.
- SIMBERLOFF D., FARR J. A., COX J., MEHLMAN D. W. 1992: Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493–505.
- STANDOVÁR T., PRIMACK R. 2001: A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZENTESI Á., TÖRÖK J. 1997: *Állatökológia*. Kovásznai Kiadó, Budapest.
- SZÓNYI G., KINCSEK I. 1986: Indication of spatial heteromorphy and community structure of Acridoidea-communities in a sandy grassland. *Acta Biologica Szeged* 32: 141–156.
- VERMEULEN H. J. W., VEENBAS G. 1991: The effect of Connections between Heathy Habitat fragments on the Survival of Stenotopic Ground-dwelling Arthropods Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő, pp. 387–392.
- WIENS J. A., STENSETH N. C., HORNE B., IMS R. A. 1993: Ecological mechanism and landscape ecology. *Oikos* 66: 369–380.
- WHITE 1978: Energetics and consumption rates of alpine grasshoppers in New Zealand. *Oecologia* 33: 17–44. www.novnyzetiterkep.hu/meta/

LANDSCAPE ECOLOGICAL STUDY OF THE ORTHOPTERAN INSECTS
IN THE SOUTHERN MEZŐFÖLD

J. PÁPAI, K. KRAUSZ
Szekszárd, Szent István tér 7-9.
e-mail: papaij@freemail.hu

Keywords: mosaic-like habitats, Orthoptera assemblages, landscape ecological parameters

The different sized and mosaic-like habitats of various surfaces of sandy and loess grasslands, marshes and marshy fields of the Southern Mezőföld offer a good opportunity to study landscape ecological analyses in respect of one particular insect group, that of the Orthoptera. The research made on 17 patches of 11 habitats differing in size and vegetation have pointed out the role of ecological parameters as well as the features of the specific habitats. This area owns a rich Orthoptera fauna: there are 39 species, which is the 32% of the total national fauna.

In the structure of the orthopteran assemblages, more has been determining the role of different degradation state of habitats rather than the total surface, homogeneity and the average plant height. As far as the landscape ecological parameters are concerned, the permeability of the surrounding matrix for orthopteran insects had the greatest significance. To a smaller extent, the distance of the nearest potential colonial source, the existence of a possible corridor and the size and distance between the spots could have an influence as well. In the smaller, more isolated patches there was a greater dimension of species with good migrating skills, which can colonise better.