

## A TÁJSZERKEZET HATÁSA ŐSZI VETÉSŰ GABONAFÖLDEK FLÓRÁJÁRA ÉS ÍZELTLÁBÚ FAUNÁJÁRA

KOVÁCS ANIKÓ<sup>1,2</sup>, BATÁRY PÉTER<sup>2</sup>, BÁLDI ANDRÁS<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Állatorvosi Kar, Zoológiai Intézet  
1072 Budapest, Rottenbiller u. 50., e-mail: kovacsanko@freemail.hu

<sup>2</sup>Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

<sup>3</sup>MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

**Kulcsszavak:** búza, gyom, pók, futóbogár, méh, tájszerkezet, táji diverzitás

**Összefoglalás:** A kezelés és a tájszerkezet hatását vizsgáltuk őszi vetésű búzaföldeken a Kiskunsági Nemzeti Parkban és környező területeken 2005-ben. Mintavételeinket növények, pók, futóbogarak és méhek csoportjain végeztük. A tájszerkezet hatásának vizsgálatára a mintavételi pontok 500 méter sugarú körzetében meghatároztuk a tájszintű diverzitást. Lineáris kevert modellek szerint a tájszintű sokféleség a gyomokra pozitív, az ízeltlábúakra többnyire negatív hatással volt. A gabonatóblák szegélyében magasabb faj- és egyedszám értékeket tapasztaltunk, mint a táblák belső régiójában.

### Bevezetés

A 20. század második felétől a mezőgazdaság Európa nyugati országaiban jelentős átalakulásnak indult. A nagymértékű intenzifikáció a felhasznált vegyszerek, műtrágyák mennyiségének jelentős növekedésében, valamint a tájszintű homogenizáció szintjén egyaránt megjelent (BENTON et al. 2003, ROBINSON és SUTHERLAND 2002, TSCHARNTKE et al. 2005). 1960 és 1995 között a talajba juttatott nitrogén mennyisége hétszeresére, a foszforé három és félszeresére nőtt, és a következő ötven évben mindkettőnek a megháromszorozódása várható (TILMAN et al. 2002). Mindezek következtében a gabonatermelés az utóbbi 40 évben megkétszereződött (TILMAN et al. 2002), s a mezőgazdaság napjainkban mintegy 6 milliárd embert tart el.

A növekvő termésmennyiségek mellett viszont a nagymértékű intenzifikáció jelentős természeti károkkal, a biodiverzitás nagymértékű csökkenésével jár (TILMAN et al. 2002, KERTÉSZ 2003). A mezőgazdasági kezelések hatásának vizsgálatára világszerte számos kutatás indult. Ezek jó része madarakra irányult, de számos megfigyelés készült gerinctelenekről is. Hole és munkatársai által készített tanulmány alapján Dél-Angliában a házi verebek lokális kihalását elsődlegesen talán pont az egyre intenzívebbé váló mezőgazdaság miatti téli élelemhiány okozza (HOLE et al. 2002). Emellett a művelt területek egyre növekvő aránya miatt a megnövekedett távolságokat a természetes, féltermészetes élőhelyek között sok talajfelszíni ízeltlábú már nem tudja minden esetben áthidalni (IRMLER 2003).

Az élőhely heterogenitása alkalmas mérőszám lehet a gazdálkodás intenzitására vonatkozóan, mely táji szinten, földek közötti és a művelt területen belüli skálán mérhető (BENTON et al. 2003). Mindhárom esetben fontos a nem művelt területek jelenléte, melyek forrás („source“) populációknak adhatnak helyet, s ezek tagjai kolonizálhatják a művelt, általában nyelő („sink“) élőhelyeket (HOLLAND és FAHRING 2002). Mivel a természetes területek gyakran lineáris elemek (fasorok, sövények), fontos ökológiai folyosót jelenthet-

nek, mely elengedhetetlen számos populáció, faj fennmaradásához. Az egyes fajok igényei különbözőek. Vannak, melyek inkább a nem művelt területekhez, szegélyvegetációkhoz kötődnek, mások sokkal nagyobb abundanciát mutatnak egy olyan tájszerkezetben, ahol mozaikos elrendezésben művelt területek is fellelhetők (Robinson et al. 2001).

Közép- és Kelet-Európában 1960 és 1980 között az agrár-intenzifikálódási trend hasonlóan alakult, mint az európai uniós országokban (GREGORY et al. 2005). A rendszerváltást követően azonban a termelés jelentősen visszaesett (BÁLDI és FARAGÓ 2007). Az extenzíven művelt területek magasabb arányának köszönhetően ezen térségek élővilága gazdagabb maradt, mint az intenzívebben gazdálkodó Európai Unióban. Most azonban, hogy a szocialista rendszer volt tagállamai is sorra az Európai Unióba lépnek, országaik élővilága ugyanazokkal az ökológiai problémákkal és visszاسzorító hatásokkal szembesülhet. A mezőgazdaság okozta általános negatív hatások és környezetvédelmi problémák ellensúlyozására különböző agrár-környezetvédelmi programokat hirdettek meg szerte az Európai Unió országaiban, hogy megállítsák, és amennyire lehet, visszafordítsák a biodiverzitás csökkenését (KLEIJN és SUTHERLAND 2003). Magyarországon az Európai Unióhoz való csatlakozást megelőző jogharmonizációs feladatok teljesítésének keretein belül született meg a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (NAKP), majd az ennek bevezetéséről rendelkező 2253/1999 (X. 7.) számú kormányhatározat (HARASZTHY 2004). Ezen programok és gazdálkodási formák természetvédelmi értékét sajnos csak kevés tanulmány vizsgálta és vizsgálja mind a mai napig. A több milliárd eurós agrár-környezetvédelmi kifizetésekhez mindössze néhány száz tanulmány kapcsolható (KLEIJN és SUTHERLAND 2003). Ezek közé sorolható az EASY néven rövidített, hat európai uniós tagállamot közrefogó keretprogram, mely egységes protokoll segítségével hasonlított össze extenzíven és intenzíven kezelt mezőgazdasági területeket.

Jelen tanulmány az eltérő intenzitással művelt őszi vetésű gabonaföldek élővilágára koncentrál. Az ország területének 63%-a mezőgazdasági terület, melynek 52%-át szántóföldek teszik ki, így élőviláguk megismerése és védelme kiemelt jelentőségű. Vizsgálatunkban arra keresünk választ, hogy a kiskunsági őszi vetésű gabonaföldeken hogyan befolyásolja a kezelési intenzitás (műtrágyázás és vegyszerezés) és a tájszerkezet a madárvilágot, a növényzetet, a talajt, valamint az ízeltlábúak egyes csoportjait. Ezek közül jelen cikkben a tájszerkezet növényekre, pókokra, futóbogarakra és méhekre gyakorolt hatásáról számolunk be.

### **Anyag és módszer**

Az agrárterületek, jelen esetben őszi vetésű gabonaföldek élővilágának vizsgálata céljából ízeltlábúak és növények szintjén végeztünk felmérést a Kiskunsági Nemzeti Park Felső-Kiskunsági Szikes Puszták tájegységén és környező területein, így Kunszentmiklós, Apaj, Kunpeszér, Szalkszentmárton környékén. Mintavételeink összesen 5 gazdálkodó 18 területén zajlottak. Területenként két-két 95 méter hosszú transzszektet jelöltünk ki, egymással párhuzamosan, 50 méter távolságban: egyet a gabonátábla szélén, a legszélső gabonaszorokban, míg a másikat a tábla belső régiójában. Ezáltal lehetőségünk nyílt a szomszédos habitat hatásának vizsgálatára. Botanikai felvételezésre egy alkalommal, június végén, az aratást megelőzően került sor. Minden transzszektben tíz, 5×1 méteres kvadrátban mértük fel a fajkészletet, valamint a borítási értékeket.

Az ízeltlábúak mintavételezését tölcséres talajcsapdákkal és sárga vödör csapdákkal végeztük, előbbiekkal pókokat és futóbogarakat, utóbbiakkal méheket gyűjtve. Elhelyezésük a botanikai felvételezést szolgáló transzsektek mentén történt. Talajcsapdából transzsektekenként kettőt helyeztünk ki, ellenőrzésükre kéthetente került sor május és június hónapokban, összesen négy alkalommal. Az időjárás, valamint a földeken élő kismélsők csapdáinkat eltömítő tevékenységének következtében júniusban sok csapda sérült, így az értékelésben csak az első két mintavétel anyagát vettük figyelembe. A sárga vödör csapdákból minden kvadrátsorban egyet helyeztünk ki, egy másfél méter magas karó tetején rögzítve. Ezeket hetente ellenőriztük, összesen hat alkalommal. A csapdákat vízzel töltöttük meg, s hozzá egy kevés detergenst adtunk a felületi feszültség csökkentésének érdekében. Az elemzésekhez a csapdák anyagát transzsektekenként, és mintavételenként összevontuk.

A tájszerkezet hatásának vizsgálatára légifotók segítségével digitalizáltuk a sárga vödör csapdák pontjainak 500 méter sugarú körzetében elhelyezkedő valamennyi területet, melyeket szántó, erdő, gyeper, emberi építmény, mocsár és víz területi kategóriákba soroltuk. Minden csapda esetében kiszámítottuk az egyes területtípusok százalékos arányát, számát, átlagos területét, a szegélyek teljes hosszát, valamint a táji elemek diverzitását, Shannon-Wiener képletére alapozva (továbbiakban H érték):

$$H = - \sum (P_i * \ln P_i)$$

ahol P az adott területtípus aránya, 0 és 1 közötti szám.

A statisztikai elemzések során a faj- és egyedszámok függvényében vizsgáltuk a táji diverzitás hatását. Az elemzés során a nem normális eloszlású változók esetében logaritmus transzformációt végeztünk. Lineáris kevert modelleket állítottunk fel, melyekben függő változóként szerepelt a fajszám, illetve az egyedszám (növényeknél borítási érték), magyarázó változóként pedig a H érték és a transzsektek széli vagy belső helyzetét jelző transzsekt-pozíció érték. Random faktorként vettük be a modellbe a gazdálkodó, valamint a terület hatását. Az elemzésekhez az R 2.2.0 programcsomagot alkalmaztuk (version 2.2.0, R Development Core Team 2005).

## Eredmények

A vizsgálat során 151 növényfajt regisztráltunk, illetve 150 pók-, 80 bogár- és 95 méhfaj összesen mintegy 8000 példányát mutattuk ki.

Növények esetében mind a fajszám, mind a borítás esetén szignifikánsan pozitív hatást tapasztaltunk a táji diverzitás értékének növekedésével. Emellett lokális szinten is szignifikáns hatást mutatunk ki: a külső transzsektekben magasabb volt fajszám és a gyomborítás is (1. táblázat, 1. ábra).

A magasabb tájszintű sokféleség futóbogarak egyedszáma esetében szignifikánsan negatív hatású volt. A táblák széli régiójában mindkét csoport esetében magasabb diverzitást és abundanciát tapasztaltunk. A méhekre a táji diverzitás szignifikánsan negatív hatással volt, de az előzőekkel ellentétben a táblák belsejében volt magasabb az egyedszám értéke, de csak marginális szignifikancia értékkel (1. táblázat; 2–4. ábrák).

1. táblázat Őszi vetésű gabonaföldeken elhelyezett mintavételi tranzszektek helyzetének (szegély, illetve belső), valamint a tájszintű diverzitásának hatása a csoportok faj- és egyedszámának alakulására a lineáris kevert modellek alapján. A vastaggal jelölt adatok a szignifikáns eredményeket jelzik

Table 1. Effects of transect position (edge or interior) and landscape diversity on species number and abundance of sampled taxa according to linear mixed models. The significant results are with bold letters

		<i>Ha</i>			<i>Tranzsekt-pozíciób</i>		
		<i>F</i>	<i>p</i>		<i>F</i>	<i>p</i>	
Növény	Fajsám	11.914	0.001	+ <sup>d</sup>	37.391	0.000	–
	Abundancia	10.667	0.002	+	44.091	<.0001	–
Pók	Fajsám	0.007	0.935	–	32.241	<.0001	–
	Abundancia	0.746	0.397	+	10.975	0.003	–
Futóbogár	Fajsám	0.030	0.863	–	37.756	<.0001	–
	Abundancia	3676723878.000	<.0001	–	1134716983.000	<.0001	–
Méh	Fajsám	4.364	0.049	–	0.847	0.367	+
	Abundancia	4.886	0.038	–	3.300	0.083	+

Jelmagyarázat: <sup>a</sup> táji heterogenitás értéke Shannon képlete alapján, <sup>b</sup> a tranzsektek széli, illetve a tábla belső régiójában elfoglalt helye, <sup>c</sup> az abundancia növények esetében gyomborítást, ízeltlábúaknál egyedszámot jelent, <sup>d</sup> a + jel magasabb faj-, illetve egyedszámra utal, – esetben ennek ellenkezője igaz (a tranzsekt-pozíció – hatása a tábla szélén jelentkező magasabb faj-, illetve egyedszámra, + volta ellenkező irányú eredményekre utal)

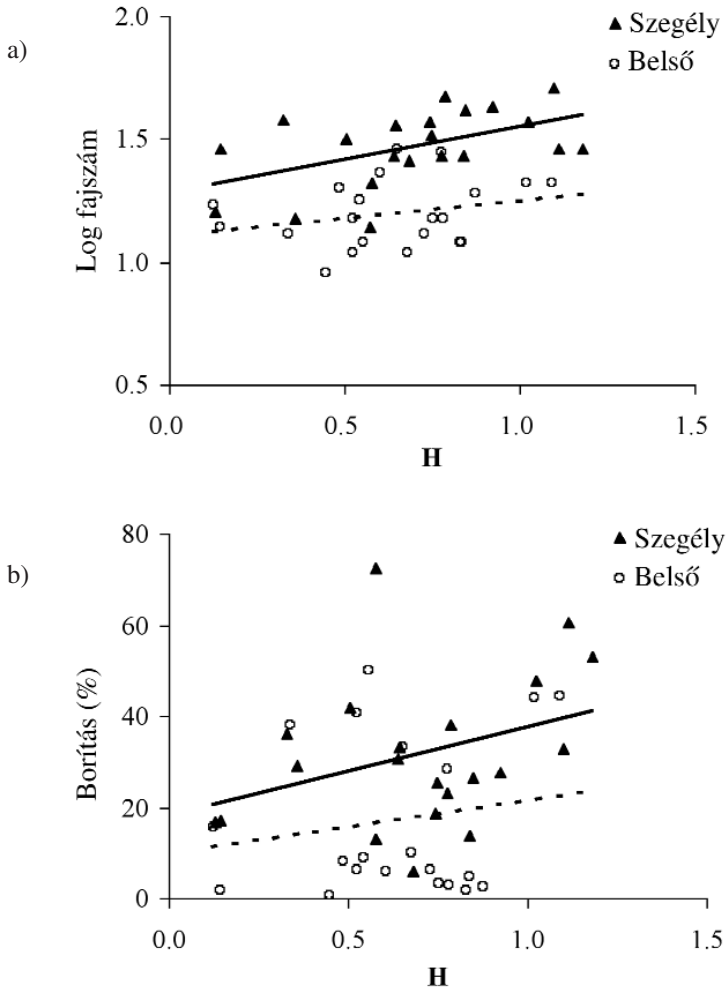
<sup>a</sup> landscape diversity according to Shannon's formula, <sup>b</sup> the position of transects in the edge or in the centre of cereal fields, <sup>c</sup> abundance means weed cover in the case of plants, number of individuals by arthropods,

<sup>d</sup> + means higher species number and abundance, - means lower (in the case of transect position – means that there is higher diversity and abundance in the edge of the field; + suggest higher species number in the centre)

## Megvitatás

A kiskunsági gabonaföldek meglepően gazdag élővilágnak biztosítanak élőhelyet. Kimutattuk a tájszintű diverzitás szignifikánsan pozitív hatását növények, valamint negatív hatását futóbogarak és méhek vizsgálata során. A szegélyi vegetáció gabonaföldek élővilágára kifejtett jelentős pozitív hatása a méhek kivételével minden esetben jelentősnek bizonyult.

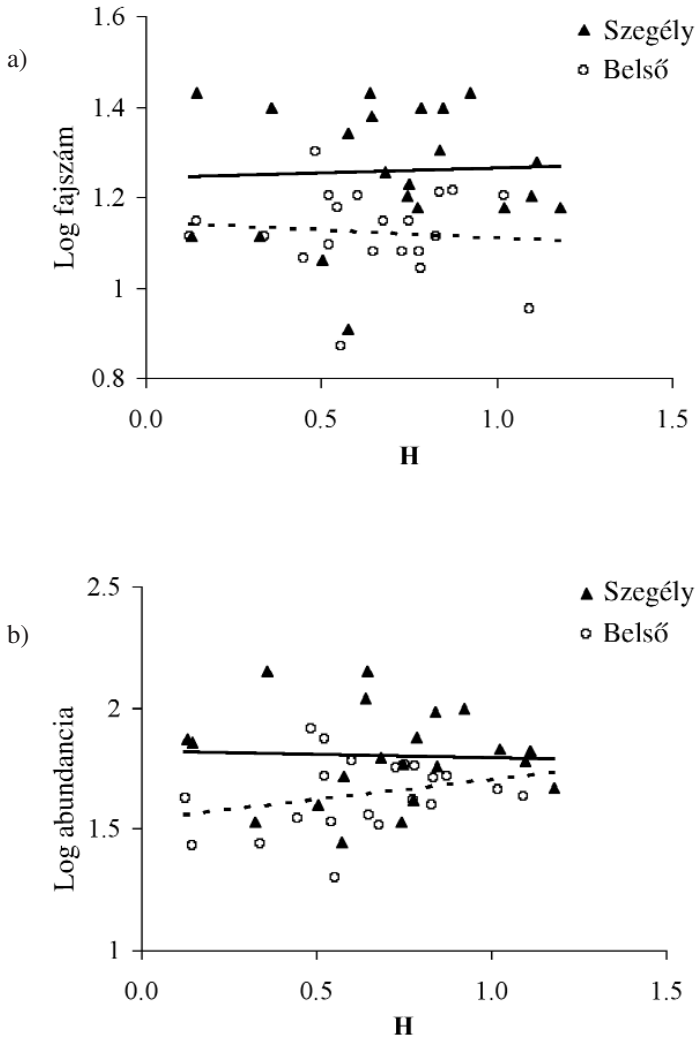
A növények esetében kapott eredményeink harmonizálnak több előző vizsgálatban leírttal. Eszerint a növények diverzitása és borítása általában magasabb heterogén tájszerkezet esetén, valamint a szántóterületek szélső régiójában több növény található, mint a belső területeken (GABRIEL et al. 2005). A természetközeli élőhelyek lehetőséget kínálnak a kétéves és évelő fajok számára, a kedvezőbb telelésre, s ezen területekről számos propagulum juthat el, s kolonizálhatja a művelt területeket is (BURNETT 1998). A szegély fontos szerepét emelte ki több más vizsgálat is (KISS et al. 1997, KLEIJN és SNOEIJING 1997, TÓTH és KISS 1999, RAND et al. 2006). A háttérben a szegélyek kevésbé



1. ábra Gyomnövények fajszáma (a) és borítása (b) a táji diverzitás függvényében  
 Figure 1. Species number of weeds (a) and weedcover (b) plotted against landscape diversity

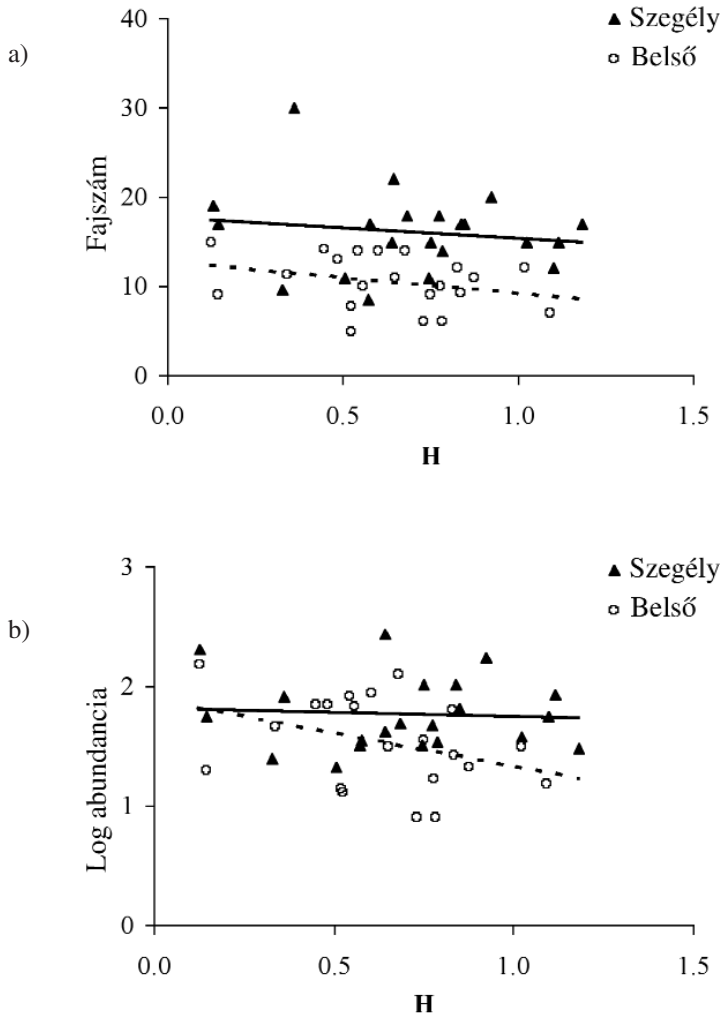
hatékony kezelése, valamint a szomszédos vegetáció forrás-élőhelyként való működése állhat. A táblák belsejében viszont már a kezelés hatása dominál, szignifikánsan alacsonyabb faj- és egyedszámot mutatva (WAGNER és EDWARDS 2001).

A táji diverzitás ízeltlábú csoportok esetében tapasztalt negatív hatása futóbogarak és méhek esetében a belső transzszektekben kifejezettebb. Ennek oka lehet, hogy a táblák belsejében élő, a szántókhoz alkalmazkodott fajok egy heterogénebb tájban nehezebben terjednek egyik területről a másikra, mely ezen közösségek elszigetelődéséhez vezethet, megakadályozva a fajkészlet kicserélődését, s az abundancia emelkedését (MAUREMOTO et al. 1995, TSCHARNTKE et al. 2005). BATÁRY et al. (2007) gyepeken végzett vizsgálatainak során megfigyelte, hogy a tájszerkezet eltérően hat generalista és specialista futóbogarakra. A füves területek növekvő aránya, s így a táji heterogenitás csökkenése a genera-



2. ábra Pókok fajszáma (a) és abundanciája (b) a táji heterogenitás függvényében  
 Figure 2. Species number (a) and abundance (b) of spiders plotted against landscape diversity

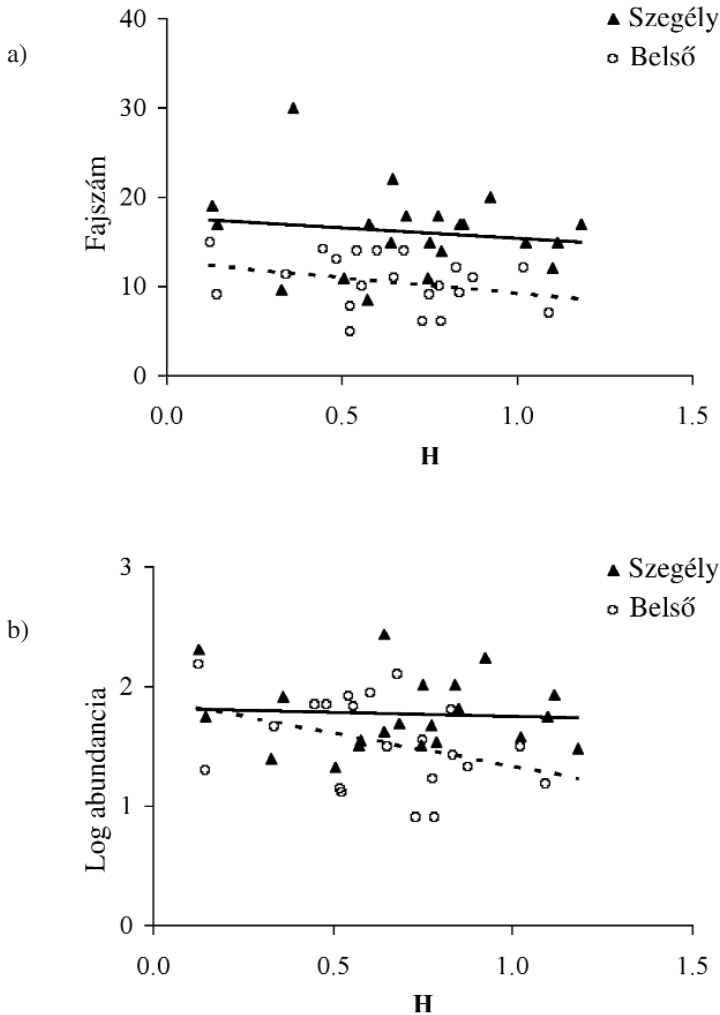
lista fajokat nagyobb mértékben, és negatívan befolyásolta, ellentétben a specialistákkal. A gabonatóblák szélén magasabb faj- és egyedszámokat figyelhettünk meg. A szomszédos vegetáció gabonatóblák szegélyének pókfaunájára kifejtett erős pozitív hatását tapasztalták CLOUGH et al. (2005) is, akik Németországban hasonlítottak össze szokványosan és organikusan művelt szántóterületeket. Egy másik vizsgálat a tájszerkezet változatosságának pozitív hatását mutatta ki pókokra (SAMU et al. 1999). A szántók között, körül elhelyezkedő erdősávok, gyepterületek telelőterületet, táplálékos és életteret nyújthatnak az ízeltlábúak számára (SOTHERTON 1984, PFIFFNER és LUKA 2000), melyek onnan a művelt táblákra is átterjednek (TOPPING 1999). Egy megfelelően kialakított, illetve



3. ábra Futóbogarak fajsza és abundanciája a táji heterogenitás függvényében  
 Figure 3. Species number (a) and abundance (b) of carabids plotted against landscape diversity

fenntartott tájszerkezet a biológiai védekezést is nagyban elősegítheti (KROMP 1999), és ezáltal csökkentheti a vegyszerek használatának szükségességét és mértékét (SYMONDSON et al. 2002). Méhek esetében a táji diverzitás negatív hatását tapasztaltuk. KLEIJN és LANGEVELDE (2006) szerint a tájszerkezet, a féltermészetes területek aránya csak egy bizonyos területi és minőségi küszöbérték felett eredményezhet növekedést a méhek fajszaának és egyedszaának alakulásában; feltehetően a mi vizsgálati területünk még nem esett bele ebbe a kategóriába.

A szegélyterületek, fa- és bokorsorok, gyepszávok száma és kiterjedése azonban az agrár-intenzifikáció következményeként jelentősen csökkent az utóbbi évtizedek során



4. ábra Méhek fajsza (a) és abundancája (b) a táji heterogenitás függvényében  
 Figure 4. Species number (a) and abundance (b) of bees plotted against landscape diversity

(WOODCOCK et al. 2005). Eredményeink több más vizsgálattal megegyezően felhívják a figyelmet a szegélyek kiemelt fontosságára a művelt területek flórájának és faunájának gazdagításában. A nagyobb léptékű tájszerkezet hatása specifikusabb, táji szinten magasabb diverzitást eredményezhet, a szántóterületek ízeltlábú faunájának alakításában viszont a jelek szerint valószínűleg kisebb szerephez jut. Nem tekinthetünk el azonban a kezelés, vegyszerezés befolyásoló szerepétől sem, mely adott esetben erősebb lehet egy adott terület életközösségének kialakításában.



## Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a segítséget Barina Zoltánnak és Pifkó Dánielnek, akik a botanikai felvételezésben, és Bíró Csabának, aki a GIS-ben segített. Emellett köszönet illeti Szél Győzöt, Józán Zsoltot, Kancsal Bélát és Fanaczán Anikót a határozásban nyújtott segítségükért, valamint Horváth Balázst a terepmunkában való részvételért. Köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság engedélyét, Farkas Jenő és Nagy István parkőrök támogatását.

## Irodalom

- BÁLDI A., FARAGÓ S. 2007: Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 307–311.
- BATÁRY P., BÁLDI A., SZÉL GY., PODLUSSÁNY A., ROZNER I., ERDŐS S. 2007: Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Diversity and Distributions*. (in press)
- BENTON T. G., VICKERY J. A., WILSON J. D. 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TRENDS in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- BURNETT M., AUGUST P.V., BROWN J.H., KILLINGBECK K.T. 1998: The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. I. A patch-scale perspective. *Conservation Biology* 12: 363–370.
- CLOUGH Y., KRUESS A., KLEIJN D., TSCHARNTKE T. 2005: Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography* 32: 2007–2014.
- GABRIEL D., THIES C., TSCHARNTKE T. 2005: Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7: 85–93.
- GREGORY R. D., VAN STRIEN A., VORISEK P., MEYLING A.W. G., NOBLE D. G., FOPPEN P. B., GIBBONS D. W. 2005: Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* 360: 269–288.
- HARASZTHY L., ÁNGYÁN J., PODMANICZKY L., VAJNÁNÉ M A. 2004: Nemzeti Vidékfejlesztési Terv Érzékeny Természeti Területek Programja 2004, Tájékoztató gazdálkodóknak.
- HOLE D. G., WHITTINGHAM M. J., BRADBURY R. B., ANDERSON G. O. A., LEE P. L. M., WILSON J. D., KREBS J. R. 2002: Widespread local house-sparrow extinctions. *Nature* 418: 931.
- HOLLAND J., FAHRING L. 2002: Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 115–122.
- IRMLER U. 2003: The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 141–151.
- KERTÉSZ Á. 2003: Tájökológia. Holnap Kiadó, Budapest.
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F., KÁDÁR F. 1997: Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63: 227–232.
- KLEIJN D., SNOEIJING G. I. J. 1997: Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 34: 1413–1425.
- KLEIJN D., SUTHERLAND W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- KLEIJN D., LANGEVELDE VAN F. 2006: Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 7: 201–214.
- KROMP B. 1999: Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 187–228.
- MAUREMOOTO J. R., WRATTEN S. D., WÖRNER S. P., FRY G. L. A. 1995: Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52: 141–148.
- PIFFNER L., LUKA H. 2003: Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders – a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* 4: 117–127.
- RAND T. A., TYLIANAKIS J. M., TSCHARNTKE T. 2006: Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters* 9: 603–614.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2005: R a language and environment for statistical computing. foundation for Statistical Computing, Vienna; URL: <http://www.R-project.org>
- ROBINSON, R. A., SUTHERLAND, W. J. 2002: Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157–176.

- ROBINSON R.A., WILSON J.D., CRICK H.Q.P. 2001: The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38: 1059–1069.
- SOTHERTON N. W. 1984: The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. *Annals Applied Biology* 105: 423–429.
- SAMU F., SUNDERLAND K. D., SZINETÁR C. 1999: Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *Journal of Arachnology* 27: 325–332.
- SYMONDSON W. O. C., SUNDERLAND K. D., GREENSTONE M. H. 2002: Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology* 47: 561–594.
- TILMAN D., CASSMAN K. G., MATSON P. A., NAYLOR R., POLASKY S. 2002: Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677.
- TOPPING C. J. 1999: An individual-based model for dispersive spiders in agroecosystems: simulations of the effect of landscape structure. *The Journal of Arachnology* 27: 378–386.
- TÓTH F., KISS J. 1999: Comparative analyses of epigeic spider assemblages in Northern Hungarian winter wheat fields and their adjacent margins. *Journal of Arachnology* 27: 241–248.
- TSCHARNTKE T., KLEIN A. M., KRUESS A., STEFFAN-DEWENTER I., THIES C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- WAGNER H. H., EDWARDS P. J. 2001: Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology* 16: 121–131.
- WOODCOCK B. A., PYWELL R. F., ROY D. B., ROSE R. J., BELL D. 2005: Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities. *Biological Conservation* 125: 193–202.

THE INFLUENCE OF LANDSCAPE CONTEXT ON FLORA AND ARTHROPOD  
FAUNA OF WINTER CEREAL FIELDS

A. KOVÁCS<sup>1,2</sup>, P. BATÁRY<sup>2</sup>, A. BÁLDF<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Faculty of Veterinary Science, Institute for Zoology

<sup>2</sup>Hungarian Natural History Museum, Department of Zoology

<sup>3</sup>Hungarian Natural History Museum and Hungarian Academy of Sciences,  
Animal Ecology Research Group, kovacsanko@freemail.hu

**Keywords:** cereal field, plant, spider, ground-active beetle, bee, landscape context, landscape diversity

The effects of cultivation and landscape were studied on winter cereal fields in the Kiskunság National Park and surroundings. Botanical survey was conducted, spiders, ground-active beetles and bees were sampled with traps. To study the effects of landscape we determined the landscape diversity in 500-meter radius zone of the sampling points. According to statistical analyses the landscape diversity had positive impact on plants and negative impact on arthropods. There were higher diversity and abundance in the edge of the cereal fields than in the centre region.