

AKADÉMIAI DOKTORI ÉRTEKEZÉS

Pókok szünbiológiai kutatása  
az ember által befolyásolt tájban

Samu Ferenc, Ph.D.

MTA Növényvédelmi Kutatóintézet

Budapest  
2007

# TARTALOM

<b>1</b>	<b>Előszó.....</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Bevezetés .....</b>	<b>6</b>
2.1	Melyek a pókok ökológiai szerepét meghatározó fő biológiai tulajdonságok? ..	6
2.1.1	Táplálkozás.....	6
2.1.2	A pókfonál használata .....	7
2.1.3	Egyéb fiziológiai tulajdonságok.....	10
2.1.4	A pókok klasszikus 'sit-and-wait' ragadozók .....	11
2.2	Pókok a mezőgazdaságban.....	12
2.2.1	Pókok felhasználása a biológiai védekezésben .....	12
2.2.2	Hazai előzmények a pókok kutatásában.....	16
2.3	Kérdésfelvetés – a kutatások vázlata.....	18
<b>3</b>	<b>A kutatás módszerei – metodológiai eredmények .....</b>	<b>21</b>
3.1	A kutatás módszerei .....	21
3.1.1	A módszertani „kaptafa” .....	21
3.1.2	Módszertani háttérinformációk közlése .....	21
3.2	Metodikai eredmények.....	22
3.2.1	A kézi motoros rovarszippantó hazai adaptálása .....	23
3.2.2	Az „adatbázis koncepció” alkalmazása az eredmények feldolgozásában.....	35
<b>4</b>	<b>Agrár pókközösségek abundanciális mintázatai.....</b>	<b>40</b>
4.1	Abundancia, egyedsűrűség.....	41
4.1.1	Pókok egyedsűrűsége lucernában és szegélyekben.....	41
4.1.2	Abundanciális mintázatok megvitatása .....	43
4.2	Sokféleség .....	44
4.2.1	A becslés módszertana .....	44
4.2.2	Gabona és lucerna pókközösségek sokfélesége .....	45
4.2.3	Agrár és természetes élőhelyek összehasonlítása.....	50
4.3	Közösségszerkezet .....	52
4.3.1	Szántó- és gyepközösségek szerkezete .....	52
<b>5</b>	<b>Az agrobiont pókfajok .....</b>	<b>55</b>
5.1	Agrobiont pókfajok szűnfenobiológiai mintázatai.....	56

5.1.1	Előfordulás skála-függő variabilitása (tábla/kultúra/regionális szint).....	57
5.1.2	Nagyobb léptékű variabilitás az agrobiont összetételben.....	62
5.2	Az agrobiont pókok adaptációs sajátosságai .....	65
5.2.1	Az APEH elmélet .....	65
5.2.2	Az APEH elméletből származó hipotézisek.....	66
5.2.3	Az agrobiontok specializáltsága .....	67
5.2.4	Az agrobiont fajok természetes élőhelyei.....	72
5.2.5	Agrobiont pókfajok életmenete .....	78
<b>6</b>	<b><i>Pardosa</i> esettanulmányok .....</b>	<b>83</b>
6.1	A pusztai farkaspók életmenete .....	83
6.1.1	<i>Pardosa agrestis</i> életmenete szabadföldi mintavételezés alapján.....	84
6.1.2	<i>Pardosa agrestis</i> életmenete kineveléses kísérlet alapján.....	89
6.1.3	Kohorszéztválásos életmenet a pusztai farkaspóknál .....	93
6.2	<i>Pardosa</i> intraguild interakciók .....	96
6.2.1	<i>Pardosa agrestis</i> kannibalizmusa.....	96
6.2.2	Intraguild ragadozás farkaspókoknál.....	101
6.3	A pusztai farkaspók alkalmazkodása az agrárélőhely templáthoz .....	105
6.3.1	Alkalmazkodás a mikrohabitat szintű változékonysághoz.....	106
6.3.2	Alkalmazkodás a habitat és táji szintű változékonysághoz.....	108
<b>7</b>	<b>Lehetőségek az agrárterületek pókpopulációinak gyarapítására.....</b>	<b>111</b>
7.1	Pókpopulációk gyarapítása a mezőgazdasági környezet diverzifikációjával: az elosztottság koncepciója .....	111
7.2	Mennyi elosztottság szükséges: egy lucernás esettanulmány .....	115
<b>8</b>	<b>Összegző elméletek a mezőgazdasági pókközösségekről és a pókpopulációk gyarapításának lehetőségeiről.....</b>	<b>122</b>
<b>9</b>	<b>Köszönetnyilvánítás.....</b>	<b>130</b>
<b>10</b>	<b>Irodalomjegyzék .....</b>	<b>132</b>
<b>11</b>	<b>Függelékek.....</b>	<b>148</b>

# 1 ELŐSZÓ

Ez a disszertáció pókokról szól. Eddigi tudományos életemben, mióta csak Loksa Imre szakdolgozója lettem, kutatási objektumaim a pókok voltak. Tehát pókász vagyok. Milyen vicces, pókász! – mondják gyakran csodálkozva. Hát igen... Szoktam néha védekezésképpen mondani, hogy zoológus körökben ez nem olyan nagy ügy; van nekem például tetvész barátom is (az még viccesebb); vagy, hogy ezt úgy kell elképzelni, mintha egy zenekarban lennék zenész, és lám, a zenészek sem lehetnek csak úgy általában zenészek, nekik is kell hogy legyen valamilyen konkrét hangszerük, amin játszanak, így aztán vannak fuvolisták, brácsások... Tehát, ha valaki zoológus, vagy ökológus, nehéz csak úgy általában annak lenni. Mindenki, akit tisztelek, akiktől tanultam, szintúgy választottak maguknak egy konkrét hangszert, hogy aztán esetleg általában is mondhassanak valami fontosat a zene által...

**A kérdés választása.** A legnehezebb dolog a kutatás lényegét jelentő, irányát meghatározó kérdés kiválasztása. A lehetséges végtelen sok – és többnyire érdektelen – kérdés közül egy jót feltenni, ez a jó kutatás művészete, és ez az, ami biztosan nem algoritmizálható folyamat a tudományos kutatásban (Pirsig, 1974). Kérdést tehát választani kell, és jobb minél előbb nevének nevezni, hiszen erről fog szólni a dolgozat. Kérdésem tipikusan szünbiológiai, amely áll egy mintázatléíró részből, és megkísérel fényt deríteni a mintázat kialakulásának néhány lehetséges okára is: *Milyenek a pókok abundanciális viszonyai a magyarországi mezőgazdasági tájban – beleértve abba a természetközeli tájrészleteket is – és vajon mely tényezők azok, amelyek meghatározzák, oksági módon hatnak eme mintázatra?*

**Objektumválasztás.** Az objektum kiválasztása a kérdés feltevésével szubjektív módon megtörtént, hiszen a kérdésben benne foglaltatott. Az objektum tehát nem vezethető le a kérdésfeltevésből; nem állítható, hogy csak a pókok lennének alkalmasak a fenti probléma megválaszolására. Az ökológiai rendszerek szerkezetéről szólva Juhász-Nagy Pál (1984) a következő provokatív definíciót fogalmaztatta meg az ökológiáról diskurzust folytató egyik szereplőjével: „... valamilyen entitás valamilyen szerkezete, valamilyen komponensek valamilyen elrendeződése valamilyen térben.” A sorakozó „valamilyenek” tehát ismét a tudomány művelőinek választáskényszerét emelik ki. És ha a pókok nem is a logikai következményei a kérdésnek, amellet lehet érvelni, hogy a mezőgazdasági szünbiológiai

vizsgálatoknak nagyon is alkalmas alanyai. Az objektumválasztás egyik bevett stratégiája modellcsoportok és modellfajok kiválasztása. Ha meg szeretnénk érteni a ragadozók szerepét a szárazföldi ökoszisztémákban, a pókok olyan jelentős és elterjedt csoport, hogy vizsgálódásainkból semmiképpen sem hagyhatók ki. Hasonló gondolatmenet alapján Wise (1993) azt javasolta, hogy a pókokat a ragadozók egyik fő modellcsoportjaként kell kezelni. Érvelése szerint az ökológiai kutatások többsége horizontális – vagyis egy taxonómiai csoporton belül folynak – és azokat a csoportokat kell előnyben részesíteni, ahol a meglévő / várható eredmények kellőképpen általánosíthatók. Másik szempont a már meglévő tudásunk, háttér-információk mennyisége a modellcsoportra nézve; egy új információ, eredmény könnyebben hasznosulhat a már meglévők kontextusában. Ezzel felvértezve akkor vágjunk bele, hogy melyek az érdeklő meglévő információk, és vajon hasznosult-e belőlük valami a disszertációban idézendő kutatásokban.

## 2 BEVEZETÉS

### 2.1 Melyek a pókok ökológiai szerepét meghatározó fő biológiai tulajdonságok?

A pókszabásúak (Chelicerata, Arachnoidea), de maguk a pókok (Araneae) is a legősibb szárazföldi ragadozók közé tartoznak (Dunlop, 1996). Emiatt számos olyan konzervatív vonást öriznek, amely nagyon jól körülírható, jellegzetes biológiájú, életmódú csoporttá teszi őket. Ennek ellenére a pókok evolúciósan sikeres, jelenleg is virágkorát élő, fajgazdag csoport. Leírt fajaik száma 2006. december 31-én 39 725 volt Norman Platnick internetes katalógusa szerint (Platnick, 2007). Ez a 40 000 faj majd minden szárazföldi élőhelyen megtelepedett, a tundrától és a gleccserek olvadási zónájától kezdve (Hodkinson és mtsi., 2001), egészen a legszárazabb sivatagokig (Henschel és Lubin, 1992); néhány faj pedig szinte egész életét a víz alatt képes leélni. Bár megítélés kérdése, de ez a hatalmas alkalmazkodóképesség alapvetően nem változtatta meg a pókokat; így végeredményben egy nagyon is homogén, ökológiai szerepeiben is nagyon egységes csoportról beszélhetünk.

Röviden nézzük sorra a pókok meghatározó biológiai tulajdonságait, és egyúttal vegyük számba, hogy milyen ökológia tulajdonságokért lehetnek felelősek. Itt csak néhány, a dolgozat további mondanivalójának szempontjából fontos mozzanatot emelek ki a pókok lebilincselően érdekes biológiájából, mert a téma részletesebb tankönyvi, kézikönyvi kifejtése a nemzetközi irodalomban már megtörtént (Nentwig, 1987; Foelix, 1996; Barth, 2002).

#### 2.1.1 Táplálkozás

**A pókok generalista ragadozók.** A pókok alapvető szerepét az életközösségekben meghatározza, hogy ragadozó életmódú állatok, zsákmányállataik pedig jellegzetesen más gerinctelenek, leginkább rovarok. Ez alól időszakos, fejlődési stádiumhoz kötött ritka kivételek akadhatnak, mint például a póklárvák pollen fogyasztása (Smith és Mommsen, 1984), a karolópók hímek nektár szivogatása (Pollard és mtsi., 1995), vagy rovartojások fogyasztása (Nyffeler és mtsi., 1990). A táplálékspektrum tekintetében a pókokat szinte egységesen generalista zsákmányspektrumú állatokként írják le. A tág táplálékválasztást segítheti elő a

pókok egyik fontos szünapomorfikus tulajdonsága, hogy csáprágójukon keresztül mérget fecskendeznek az áldozat testébe, ezzel ártalmatlanítva azt. A mérreg alkalmazása hozzásegíti a pókokat ahhoz, hogy sokféle, potenciálisan veszedelmes, és testméretükhöz képes változatos nagyságú – akár azt méretben elérő, sőt meghaladó – zsákmányállattal megbirkózhassanak. A mérreg (és a háló) használata a pókokat saját testméretükhöz képest olyan nagy zsákmány elejtésére teszi képessé, amelyre más ragadozó csoportoknál csak a társasan vadászók képesek (Enders, 1975). A külső emésztés, ami szintén fontos általános tulajdonsága a pókoknak (pókszabású szünapomorfia), kevésbé befolyásolja a zsákmány legyűrését, ökológiai szerepe inkább a táplálkozás sebességének limitálásában rejlik.

A pókok „generalistaság”-ának mértékéről egyre árnyaltabb képet kapunk. Valójában a legtöbb pókfaj a lehetséges táplálékválasztéknak csak egy szeletét aknázza ki. Növényvédelmi szempontból sajnálatos módon, különösképpen igaz ez a herbivór kártevő rovarokra, amelyek képesek másodlagos növényi anyagokat vagy származékaikat felhalmozni, ezáltal válva kevésbé emészthető, mérgező vagy csak nem kedvelt prédává számos pók számára (Toft, 1999; Bilde és Toft, 2001). Ezen túl – a szabályt erősítő kivételként – léteznek a pókok körében igazi specialista ragadozók is, mint amilyen az egy-egy lepke hímjeire specializálódott, azokat saját feromonjaikkal törbecsaló lasszós pókok (Yeargan, 1988), vagy a hazánkban is előforduló hangyaspecialista *Zodarion* fajok (Pekar és Kral, 2002; Pekar, 2004). Mindez azonban csak színezi a pókok alapvetően generalista természetét, amelyek általában nemcsak nem specializálódnak egy szűk zsákmánycsoportra, hanem a többféle táplálék fogyasztása egészséges kifejlődésükhöz szükséges feltétel (Greenstone, 1979; Riechert és Harp, 1987; Nyffeler, 1999).

## 2.1.2 A pókfonál használata

A pókfonál a pókok következő közös, megkülönböztető bélyege. A fonalat – amely alapvetően fibrózus fehérjékből épül fel – a pókok az utótestben található erre szakosodott szövőmirigyekben termelik. A mirigyek a folyékony előanyagot állítják elő. A mirigyek kivezető csövének sejtjei, ioncsatornáik révén, úgy alakítják a pH-t és a fémionok összetételét (Chen és mtsi., 2006), hogy mire az előanyag a szövőszemölcsökön át elhagyja a pók testét, a természet által alkotott egyik legrugalmasabb, legerősebb fonál keletkezik (Vollrath és Kohler, 1996; Hu és mtsi., 2006; Vollrath, 2006). Ráadásul a pókfonál nemcsak egyféle lehet, hanem többféle mirigy létezik, melyek többféle tulajdonságú fonalat termelnek, s ezeket a pókok a kívánt funkció szerint használják, kombinálják (Eberhard, 1988).

**Védő szövedékek.** Minden pók tud pókfonalat termelni, de nem minden pók készít hálót. Ez az alapismeret minden pókokról szóló gyakorlat első óráján elhangzik; és nem véletle-

nül, mert az hogy egy pók miként használja fel fonalát, alapvetően meghatározza életformáját és ökológiai szerepét. A fonalak első funkciója alighanem a védelemé volt: fonálszövedékekkel védik a pókok kokonjaikat, és szövedékekkel bélelik búvóhelyüket, tárnájukat. Ezek a funkciók a környezeti toleranciát befolyásolják, olykor alapvetően, például amikor lehetővé teszik, hogy szövedékükben életben maradjanak és zsákmányt ejtsenek a sivatag forró homokjában (Henschel és Lubin, 1992), vagy amikor a szövedék fizikai kopoltyúként működve lehetővé teszi egy faj számára, hogy elárasztással fenyegetett területeket népesíten be (Rovner, 1987).

**Fonálröpítés.** A pókfonál igen fontos, a pókok körében általános felhasználási módja a „fonálröpítés”, amikor a kieresztett pókfonálra a légmozgás akkora emelőerőt képes kifejteni, hogy a fonálvégen magát a pókot is a levegőbe emeli. A fonálröpítés a pókokat a repülni képes szervezetek sorába emeli. Ez a diszperziós mód – a madárpókokkal kezdve (Coyle, 1985) – elterjedtnek tekinthető a pókok körében, és inkább az számít kivételnek, ha egy faj vagy fajcsoport nem használja ki ezt a lehetőséget (Bell és mtsi., 2005). Az sem véletlen viszont, hogy a nagyobb testű fajok leginkább csak juvenilis korukban, amikor még kis méretűek, használják ezt a diszperziós lehetőséget. A startolást a pókok maguk, aktívan kezdeményezik. Mint számos vizsgálat kimutatta, a döntés függ a folt vagy élőhely kedvezőségétől, táplálékellátottságától (Richter, 1970; Greenstone, 1982a; Weyman és mtsi., 1995), amellet a meteorológiai viszonyok is befolyásolják (Greenstone, 1990) – a szélsőségeknek például kisebbnek kell lennie 3 m/s-nál (Weyman, 1995). A levegőbe emelkedve a pókok már nem képesek útírányukat befolyásolni, teljességgel a légáramlatoknak vannak kitéve (Suter, 1999), és az is kiszámíthatatlan számukra, hogy kedvező vagy kedvezőtlen helyen landolnak-e. Ha kedvezőtlen körülmények közé érkeznék, gyakran azt választják, hogy rögvést újra megpróbálnak továbbutazni (Topping, 1992; Sunderland és Topping, 1993).

Ökológiai hatását tekintve, a fonálröpítéssel a pókok a legjobb diszperziós képességű csoportokkal (pl. spórával terjedő szervezetek) válnak összehasonlíthatóvá. Hollandiában a polderek visszanyerésekor keletkezett szűz talajon kimutatták, hogy a légi úton igen változatos pókpopuláció érkezett, de a fajok csak kis részéből származott a később megtelepedő pókközösség (Meijer, 1977). A pókok más újonnan keletkezett élőhelyen is, így például vulkanikus szigeteken, a legelső pionírok közé tartoznak (Crawford és mtsi., 1995), de ugyanezen tulajdonságuk járul hozzá ahhoz, hogy az évente megújuló szántóföldi közösségekben is fontos szerepet játszassanak (Bishop és Riechert, 1990).

**Fogóháló.** A pókfonálképzés révén létrejött másik fontos lehetőség a fogóháló készítése. Nem kell túlzottan bizonygatni, hogy a háló nagymértékben meghatározza egy faj táplálkozási lehetőségét, élőhelyigényét, pozícióját egy ökológiai rendszerben. A pókfajok dur-



ván fele él a hálókészítés lehetőségével. Ahány pók, annyi különféle háló; a hálók talán nagyobb morfológiai változatosságot mutatnak, mint gazdáik. A különféle hálóknak, készítésük megfigyelésének óriási szakirodalma van, és ez a téma jól feldolgozott kézikönyvekben (Foelix, 1996), különféle határozókban (Roberts, 1995). A háló egy állati artefaktum, egy viselkedés végeredménye, amelyet vizsgálnak az etológia eszközeivel (Peters, 1970; Zschokke, 1993; Krink és Vollrath, 1997), fontos karakter filogenetikai vizsgálatok számára (Scharff és Coddington, 1997; Opell és Bond, 2000; Benjamin és Zschokke, 2004), valamint fel lehet használni alkalmazott kutatásokban, mint például növényvédőszeres szubletális hatásainak összehasonlítására (pl. Samu és Vollrath, 1992).

A pókháló ökológiai relevanciája sokrétű. Legnyilvánvalóbb, hogy a háló a táplálékkeresést, a zsákmányolást határozza meg; a hálóépítő fajok esetében a pók zsákmánypopulációkra kifejtett hatása szinte teljes egészében a hálón keresztül közvetítődik. A pókhálók struktúrája és elhelyezése nagyban befolyásolja a fentebb tárgyalt „generalistaság” mértékét az elérhető táplálékkínálathoz képest (Castillo és Eberhard, 1983). Ennek megfelelően vannak szelektív és kevésbé szelektív hálók (Nentwig, 1980; Uetz, 1990). Egyes hálók kifejezetten egy szűk prédacsoport megfogására alkalmasak, mint például egyes trópusi keresztespók-félék (pl. *Scoloderus* spp.) hosszú, függőleges létrahálói, amelyek lepkék megfogására szakosodtak, azáltal hogy a hálón lefelé végigbucskázó lepkét fokozatosan megfosztják pikkelyeitől, míg a végén a zsákmány, immáron lecsupaszítva, odaragad (Stowe, 1986). Természetesen, a többi hálózövő hálója is szelektív valamilyen mértékben a prédakínálathoz képest, de mégsem nevezhető specializáltnak. A fogást inkább meghatározza a háló elhelyezése, a szálak fizikai tulajdonságai (mint erősség, ragadósság: Nentwig, 1983), de attól még sokféle préda megfogására képesek. A hálózövő pókok túlnyomó többsége a szabadföldi adatgyűjtés szerint legalább tíz rovarrendet fogyaszt, és ténylegesen generalistának tekinthető; ugyanazon szabadföldi vizsgált szerint, viszont a háló nélkül vadászó pókok még ennél is szélesebb prédaspektrumot aknáztak ki (Nyffeler, 1999).

Részben szintén a hálókészítéssel függ össze az az általános megfigyelés, hogy a mikroökoszisztéma strukturális gazdagsága és a pókok abundanciája, diverzitása közt pozitív kapcsolat van (Hatley és MacMahon, 1980; Rypstra és Carter, 1995; Samu és mtsi., 1999b). Ez nem meglepő, hiszen a hálóknak tartó struktúrára, támaszra van szükségük; sok pók egyednek sok struktúrára, sok fajnak, pedig több különféle struktúrára. A struktúra a hálózövő viselkedés szintjén is megszabja a hálóépítés eredményességét (Zschokke, 1996). Természetesen, az összefüggéshez az is hozzájárul, hogy a pókok – a táplálékhálózat magasabb szintjén helyet foglalva – a növényekkel nincsenek közvetlen trofikus kapcsolatban. Így a vegetáció számukra csak mint szerkezet, mikroklimát befolyásoló tényező jelenik meg, valamint természetesen, mint egy olyan tényező, amely áttételesen hat a táplálékkínálatukra, amely például egy strukturáltabb vegetációban gazdagabb lehet.

### 2.1.3 Egyéb fiziológiai tulajdonságok

**A pókok éhségtűrése.** A pókok anyagcseréjük lelassítása révén extrém hosszán képesek táplálék nélkül túlélni. Egyes vélemények szerint ez a rossz, kiszámíthatatlan táplálékellátottságú körülményekhez való alkalmazkodottságot jelzi (Greenstone és Bennett, 1980). A tápláléklimitációra bizonyítékot nyújtanak azok a vizsgálatok, melyek megmutatták, hogy a természetes pókpopulációkban a testnagyság hatalmas szórást mutat; sok egyed el sem éri az adult stádiumot, valamint az adult egyedek közül sokan nem vesznek részt a reprodukcióban (Wise, 1976, 1993). Emellett, léteznek a konkrét táplálékmenyiségre vonatkozó szabadföldi megfigyelések is (Nyffeler és Breene, 1990), míg laboratóriumi eredmény, hogy az eddig megvizsgált farkaspókoknál és keresztespók fajoknál a táplálék nélküli túlélési idő a 200 napot is meghaladta (Anderson, 1974). A különleges éhségtűrés általános pók jellemvonásnak látszik, és a pókok életműködésének számos elemével kapcsolatos. A külső emésztés lehetővé teszi, hogy az értékes tápanyagok tisztán jussanak a pók emésztőtraktusba, ahol az elágazó (egyed fajoknál még az első lábízekbe is benyúló) középbel ennek nemcsak az emésztésében, de a tárolásában is részt vesz. A pókok keringése, a hemolimfa oxigénmegkötése nem túl jó hatásfokú, és érdekes módon a pókok vázizomzata is szokatlanul kevés mitochondriumot tartalmaz (Foelix, 1996). Ezek eredőjeként, a pókok például nem képesek kitartó futásra, gyors mozgásaik csak rövid ideig tarthatnak.

**Pók érzékek.** A gerinctelenek körében a pókokat fejlett idegrendszerrel és érzékszervekkel rendelkező ragadozóknak tekinthetjük. Idegrendszerük nagy mértékben központosult. Itt, a proszómában lévő központi idegrendszerben összegződnek az érzékszervi információk, valamint innen irányítódik a pókok komplex, és sok faj esetében meglepően plasztikus ragadozási viselkedése, amely pl. a *Portia* spp. ugrópókok esetében nagymértékben különbözhet a felismert prédatípus függvényében (Jackson, 1992; Harland és Jackson, 2006).

A periférikus érzékek változatosan fejlettek. A vadászó stratégiát folytató pókoknál a látás gyakorta igen kifinomult. Ebben az erősen vizuális ugrópókok járnak az élen, ahol a 8 egyszerű szem közül a két főszem felbontását úgy lehet jellemezni, hogy az emberi szemnél ugyan 6-szor rosszabb, de a legjobb látásúnak tartott rovárnál, a szitakötőnél 10-szer jobb (Barth, 2002). Ezzel szemben, a hálószővő pókok gyakorlatilag nem rendelkeznek képlátással. A rezgések és tapintás világa viszont egyaránt fontos a vadászó és a hálószővő pókok számára. A tapintási, légrezgési, de a kémiai ingereket is számtalan specializálódott érzékszőr közvetíti, míg a vadászathoz, de más komplex mozgásokhoz elengedhetetlen proprioceptív információkat más kutikuláris érzékszervek adják tovább. Ezért olyan szőrösök a pókok!

## 2.1.4 A pókok klasszikus 'sit-and-wait' ragadozók

A sit-and-wait stratégia az aktív kereséshez képest akkor előnyös, ha a mozgás költsége – energiában vagy predációs kockázatban mérve – nagy, ha a zsákmányállatok eloszlása a térben nem nagyon foltos, ha a predátor lokálisan nem meríti ki a zsákmányforrást, valamint ha a helyben várakozás költsége alacsony (Schoener, 1971; Janetos, 1982). Ha a 2.1. táblázat segítségével áttekintjük a pókok fentiekben tárgyalt biológiai tulajdonságait, akkor arra a következtetésre juthatunk, hogy a pókok predesztinálva vannak egy olyan keresési stratégiára, amely a mozgással takarékoskodik, egyúttal tűrni képes az időben variábilis zsákmányszerzési lehetőség kockázatát (Venner és Casas, 2005). Végeredményben a sit-and-wait stratégia, különböző „fokozataiban” (hiszen az aktív kereső stratégia felé folyamatosan tekinthető az átmenet: Samu és mtsi., 2003; Cooper, 2005), a pókok bionómiájának meghatározó elemének tekinthető, amint ezt számos szabadföldi vizsgálat is alátámasztja (Ford, 1978; Olive, 1982; Gillespie és Caraco, 1987; Samu és mtsi., 2003).

**2.1. táblázat.** A pókok néhány biológiai tulajdonsága, és lehetséges ökológiai hatásai.

Anatómia	Funkció	Ökológiai relevancia
csáprágó, szűk szájnnyílás	külső emésztés	hosszú ideig tartó táplálkozás, de tápanyagok hatékony ki-nyerése
méreg	zsákmány immobilizáció	relatíve nagy zsákmány
középbél elágazó	emésztés, tárolás	éhségtűrés
keringés, szív	oxigén szállítás	'takarékos üzemmód', alacsony metabolikus ráta
tracheatüdő	oxigén felvétel	alacsony hatásfok
trachea	oxigén felvétel	jobb hatásfok
izomzat kevés mitochondriummal	rövid ideig gyors mozgás	ugrás lerohanás lehetséges, de gyors kifáradás
érezésszőrök	külső érzékelés és propriocepció	vadászatkor, hálóban kifinomult érzékek
szemek	változatosan fejlett látás	vizuális ragadozás egyes fajoknál
központosult idegrendszer	komplex inger feldolgozás	adaptív stratégia-alkalmazás, bonyolult viselkedésformák vadászat, hálószővés
szövőapparátus	háló, szövődékek	speciális zsákmányejtési stratégiák, relatíve nagy zsákmány ejtése, speciális niche-ek elfoglalása, jó diszperzió

## 2.2 Pókok a mezőgazdaságban

### 2.2.1 Pókok felhasználása a biológiai védekezésben

A pókok fő tulajdonságaiból – generalista ragadozók, fő táplálékuk a rovarok, széles elterjedtség – következik, hogy a mezőgazdasági kártevő rovaroknak is potenciális ragadozói. De vajon milyen mértékű ez a potenciális hasznosság: Van-e ténylegesen elég pók, hogy kifejtse ragadozó hatását? S ha van, ténylegesen fogyasztják-e a kártevőket? S ha fogyasztják is, vajon kifejt-e az jelentős hatást a kártevő populációkra? Felhasználható-e ez valamilyen formában a mezőgazdasági gyakorlatban, esetleg növelhetjük-e a pókok hasznos hatását?

#### 2.2.1.1 A pókok kvantitatív szerepéről az ökoszisztémákban

A pókoknak az ökoszisztémák anyag- és energiaforgalmában betöltött szerepéről még az IBPs (International Biological Program) időkből állnak rendelkezésre adatok, azok is természetes ökoszisztémák vizsgálatából. Van Hook (1971) észak-amerikai csenkeszes gyepekben a farkaspókokat találta a domináns ragadozó csoportnak. A herbivór rovarok mortalitását 21%-ban a farkaspókok okozták. Van Hook a pókok egyedsűrűségét 56 egyed/m<sup>2</sup>-re, biomasszáját pedig 146 mg/m<sup>2</sup>-rebecsülte.

Moulder és Reichle (1972), egy szintén amerikai, erdei ökoszisztémában radioaktív cézium izotópok sorsát követte végig a táplálékhálózatban. A pókok a vizsgált rendszerben 40 fajjal, 126 egyed/m<sup>2</sup>-es sűrűséggel voltak jelen, ami azonban csak 43 mg/m<sup>2</sup>-es szárazanyag biomasszát jelentett. A gyephez képest itt kisebb testű pókok voltak dominánsak, de a pók biomassza itt az erdőben még így is másfélszerese volt az utána következő jelentősebb ízeltlábú ragadozó csoportokénak, a százlábúaknak és a futóbogaraknak. Az izotópos vizsgálatok eredménye szerint a pókok biomassza-arányukon felül vettek részt a ragadozásban; az összes ragadozásnak áldozatul esett herbivór ízeltlábú 77,8 %-át a pókok pusztították el. Ezek a vizsgálatok természetesen csak jelzik, hogy bizonyos körülmények között a pókok akár főszereplővé is előléphetnek az „ökológiai darabban” (Wise, 1993), illetve lehetőséget nyújtanak arra, hogy az itt közölt egyedsűrűségeket agrárvizsgálatok adataival (lásd 4.1) összevethessük.

### 2.2.1.2 A pókok közvetlen hatása a kártevőkre

**Fogyasztják-e a pókok a kártevőket?** A pókok generalista szerepe fentebb kifejtésre került. Számtalan esettanulmány bizonyítja, hogy agrárökoszisztémákban a pókok minden fontosabb kártevő csoport fogyasztói lehetnek (Yeagan, 1975; Nyffeler és mtsi., 1989; Sahu és mtsi., 1996; Wisniewska és Prokopy, 1997a; Schmaedick és Shelton, 2000; Harwood és mtsi., 2005; Pekar, 2005; Hoefler és mtsi., 2006). A különböző pókfajok prédaspektruma azonban csak részlegesen fed át, és a spektrum szélessége is fajonként változatos lehet (Nyffeler és Sterling, 1994). Ugyanakkor, számos herbivór kártevő védekezésül másodlagos növényi anyagokat vagy azok metabolitjait halmozza fel testében, amelyek őket a ragadozók számára rossz ízűvé vagy egyenesen mérgezővé teszik. Míg a specialista ragadozók evolúciósan megtalálták e mérgek hatástalanításának útját, a generalista ragadozók számára ez mindenképpen plusz költséggel és kockázattal jár. Bizonyos levéltetvek fogyasztása farkaspók fajok számára például kifejezetten hátrányos; kísérletileg kimutatott, hogy a levéltetű fogyasztó csoportban még az éhező csoportnál is nagyobb mortalitás volt tapasztalható (Toft és Wise, 1999). Az *Erigone* sp. vitorlaspóknál viszont, bár a tiszta levéltetű táplálék ezeknél szintén hátrányos volt, ha az önmagában is megfelelő táplálékhoz (gyümölcsleghöz) keverték, akkor az növelni tudta a pókok reprodukív sikerét (Toft, 1995; Bilde és Toft, 1997). A pókok prédaszelektivitása nem csak a hálójuk fogási módján, vagy a ragadozás sikerén múlik, hanem létrejöhet aktív visszautasítást is tartalmazó választási viselkedés által is. Ennek része az averzió alapuló tanulás (Bernays, 1993), amely azonban, mint kimutatták (Toft, 1997), csak viszonylag rövid idejű: a pókok hamar felejtnek, és a kedvezőtlen préda faj egy idő után újra felkerülhet az elfogadott táplálékállatok listájára.

A kevert táplálék kedvező hatása, valamint az averzív tanulás időlegessége két olyan mechanizmus, amelyek hozzájárulnak a pókok prédaspektrumának szélesen tartásához. Egyúttal – még ha kifejezett táplálékspecialistákról nem is beszélhetünk – a mérgező prédatípusok az egyes fajok nagyon különböző mértékben tolerálhatják. Így például szabadföldről befogott pókok ELISA vizsgálatából kiderült, hogy a kis relatív abundanciájú (6%) *Pachygnatha degeeri* állaspók a pókok által elfogyasztott összes levéltetű mennyiség közel 40 %-áért volt felelős (Harwood és mtsi., 2005).

**Indirekt mortalitást okozó hatások.** A pókok nem kizárólag ragadozásuk révén fejtenek ki negatív hatást a kártevők populációira. Egy angol búzaföld a felmérés szerint területének felénél nagyobb felületű vitorlaspók hálót tartalmazott (Sunderland és mtsi., 1986). Továbbá, Fraser (1982) kimutatta, hogy a korai lárvastádiumú levéltetvek akkor sem tudnak megszökni a pókhálóból, ha a pók hozzájuk sem nyúl. A pókok másodlagos hatásának tudható be, hogy zavarásukra számos kártevőfaj ledobja magát a gazdanövényről, amely növeli esetleges más természetes ellenségek általi mortalitásukat (Sunderland, 1999). A pó-

kok zavaró hatása a kártevő táplálkozási viselkedésében is megmutatkozik. Számos közelmúltbeli vizsgálat bizonyította, hogy a pókok jelenléte a herbivórok egyedszámcsökkenése nélkül is mérsékelte a rágási kárt (Rypstra és Marshall, 2005); míg a pókok táplálkozási viselkedést gátló hatását közvetlen szabadföldi (Denno és mtsi., 2003) és laboratóriumi (Hlivko és Rypstra, 2003) vizsgálatokban ugyancsak bizonyították.

A pókok külső emésztéséből adódik, hogy a tápanyagkinyerés az áldozat testéből a táplálkozás kezdeti fázisában a leghatékonyabb. Emiatt, ha az átlagban alacsony, de változékony prédasűrűséghez adaptálódott pók hirtelen sok prédaegyeddel találkozik, megpróbálja a zsákmányegyedeknek csak a legértékesebb részét, minél kisebb erőfeszítéssel, kinyerni. E folyamat eredménye a részleges táplálkozás (Samu, 1993), és extrém formájában az öldöklés (Samu és Bíró, 1993). Az utóbbi két hatásról Riechert és Maupin (1998) azt becsülték, hogy 1,2-2,6-szor több zsákmány elpusztulását eredményezte, mintha ugyanennyi tápanyagot a pók zsákmányszegény viszonyok közt, normál táplálkozás útján vett volna magához.

### 2.2.1.3 A pókok populációdinamikai hatása

A klasszikus biológiai kontroll elméletében és gyakorlatában a cél az, hogy egy konkrét kártevő ellenében találjanak egy, a populációját korlátozni képes természetes ellenség fajt (Beddington és mtsi., 1978). A Lotka-Volterra modellekből kiindulva ki lehet mutatni, hogy mely tulajdonságokkal kell rendelkeznie egy ilyen klasszikus természetes ellenségnek ahhoz, hogy sűrűségfüggő hatása révén a kártevő populációját egy alacsony egyensúlyi, vagy stabil határciklusú szinten tarthassa (Kozár és mtsi., 1992), így például: zsákmánnyal összemérhető generációs idő, 3-as típusú funkcionális válasz, switching, illetve legyen zsákmányspecialista. A pókok a legtöbb esetben nem illenek ebbe a képbe, hiszen generalista ragadozók, nincs 3-as típusú funkcionális válaszuk (Samu és Bíró, 1993), generációs idejük tipikusan hosszabb a korlátozandó rovarokénál. Ráadásul populációik növekedése – az intraguild ragadozás, hálók speciális mikrohabitat igénye, néhány fajnál pedig territoriális viselkedés (Riechert, 1978) miatt – önkorlátozott. Az irodalomban talán egy esetet találhatunk (Chiverton, 1986), amelyben vitorlaspókok (*Linyphiidae*) a fenti klasszikus módhoz hasonlóan korlátozták a zablevéltetűt (*Rhopalosiphum padi*), feltehetőleg az intenzív bevándorlásból eredő aggregatív numerikus válaszuk révén.

Szintén a klasszikus biológiai kontrollhoz sorolhatók azon felhasználási kísérletek, ahol a pókokat zárt térben – üvegházban, fóliasátorban – mesterségesen juttatják ki, nagyrészt irrelevánsá téve ezzel a ragadozó természetes életmenetét és populációnövekedési sajátosságait, hiszen e helyzetekben a ragadozó/zsákmány arányt az alkalmazó állítja be. Magyarországon paprika kártevők ellen karolópókokkal történtek ilyen próbálkozások (Zrubecz és mtsi., 2004; Zrubecz és mtsi., 2007), külföldön pedig üvegházi bazsalikom

kártevők ellen próbáltak egy ugrópók-fajt bevetni (Hoefler és mtsi., 2006). A kísérletek nehézségének bizonyult a pókok nevelésének túlzottan magas ráfordítás igénye, valamint az, hogy az eredmények sikerességi foka egyfajta skálafüggést mutatott: kísérleti izolátorokban a pókok igen sikeresek voltak, de minél nagyobb területen, térben vizsgálták hatékonyságukat, az a magasabb skálaszinteken csökkenni látszott (Bán és mtsi., 2007).

**A pókok hatása komplex táplálékhálózatok részeiként.** Ellentétben a klasszikus elmélettel, a pókok jól illeszkedhetnek egy holoisztikus, a kontrollt nem az egyes fajok, hanem a természetes ellenségek együtteseinek révén elérni kívánó megközelítésbe. E szerint (Riechert és mtsi., 1999), az önmagukban egyedsűrűségfüggő korlátozást kifejtteni nem képes fajok egy közösség részeiként stabilizálóan tudnak hatni a herbivór fajokra. E hatásnak fontos része, hogy a generalista ragadozók képesek a táplálékhálózaton belül alternatív útvonalakat kihasználni. Így elképzelhető, hogy a lebontó alhálózaton belül, mint a detritivór szervezetek ragadozói a pókok felszaporodjanak, és utána csatlakozzanak a herbivór alhálózathoz, mint a herbivórok ragadozói (Polis, 1994; Wise és mtsi., 1999). Ebbe a keretbe a pókok jól beillenek – és itt a fenti negatívumok, mint pozitív tulajdonságok sorolhatók fel –, hiszen: hosszabb a generációs idejük és generalisták, ezért egy konkrét zsákmányfajtól függetlenül egy viszonylag állandó létszámmal képesek jelen lenni az élőközösségben, és részt vesznek mind a lebontó, mind a herbivór alhálózatban.

A pókok közösségben kifejtett biológiai kontroll hatását mutatta ki Riechert és Bishop (1990) zöldség veteményekben. A mulcsozott parcellákon megnőtt a pókok egyedsűrűsége, ami a rovarkártevők létszámának csökkenését és a levélkár szignifikáns redukálását eredményezte. Azokon a blokkokon viszont, ahol a pókokat szisztematikusan eltávolították, a levélkár a mulcsozott és a nem mulcsozott kezeléseket között nem különbözött. Carter és Rypstra (1995) a pókközösség létszámának közvetlen manipulálásának táplálékhálózaton végiggyűrűző kaszkád hatását vizsgálták szójában. A pókok hozzáadása révén itt is csökkent a herbivórok száma és a növényi rágás, ráadásul ez azokban az években volt jelentősebb, amikor maga a rágás egyébként is intenzívebb volt. A mulcsozás hatására európai gabonaföldeken is szignifikánsan csökkent a levéltetű létszám (Schmidt és mtsi., 2004), amely hatás a pókoknak volt tulajdonítható. A ragadozók kizárása ugyanitt a levéltetvek számának 94%-os emelkedéséhez vezetett, viszont ez a hatás már nemcsak a pókoknak, hanem a specialisták (*Aphidoletes*) elmaradásának is betudható volt. Több ragadozó együttes hatását – hogy vajon azok additívak-e, vagy a különböző fajok inkább akadályozzák-e egymást – vizsgálták 3 különféle guildbe tartozó pókfajjal (Sokol-Hessner és Schmitz, 2002). Az eredmények a közös zsákmányfajra gyakorolt hatás additivitását támasztották alá. Más kísérletek viszont azt mutatták, hogy az intraguild predáció leronthatja a ragadozó komplex hatását. Snyder és Wise (2001) tökparcellákon végzett kísérleteiben a domináns pók- és futóbogárfajok együttesen kontrollálni tudták a kártevőket a korai szezomban, míg

az intraguild predáció miatt ez a hatás a kései szezonban már nem érvényesült, úgy hogy azokon a parcellákon ahol – szégyellem leírni – a farkaspókokat eltávolították, ott a futóbogarak továbbra is sikeresek maradtak. Végezetül, az „egy természetes ellenség faj szemben a természetes ellenségek komplexével” kérdést metaanalitikusan vizsgáló Riechert (1999) arra a következtetésre jutott, hogy általában a természetes ellenség komplexben az egyedszám volt a döntő a kontroll sikerességében, de a diverzitás is számított, mert hosszabb távon, egész szezonon keresztül a diverz természetes ellenség közösségek voltak képesek egyetlen hatást kifejteni a kártevő populációkra.

## 2.2.2 Hazai előzmények a pókok kutatásában

A magyarországi pókfauna kutatásának első kiemelkedő alakja Herman Ottó volt. Műveiben hazánk faunájának leírásában vállalt úttörő szerepet, de nagy hangsúlyt kapott nála a fajok életmódjának bemutatása is (Herman, 1866, 1876, 1878, 1879). A századfordulón munkálkodó Chyzer Kornél (aki a világhírű lengyel pókással, Ladislaus Kulczyznskivel dolgozott együtt: 1891; 1894; 1897) munkái faunisztikai megállapításaiban, fajleírásaiban máig sem avultak el (Samu és Szinetár, 1999; Szinetár, 2006b). A modernebb, kvantitatív szemléletű kutatásokat a XX. század első felében olyan nevek fémjelezték, mint Kolosváry Gábor (1930) és Balogh János (1935). A múlt század negyvenes éveitől Loksa Imre és Balogh közösen folytatták a kutatásokat, az ötvenes évektől pedig Loksa végzet intenzív gyűjtőmunkát (pl. Loksa, 1966), s ennek eredményeképp készült el a hazai családok egy részének határozója is (Loksa, 1969, 1972). A fauna füzetek (sajnos részleges) elkészülte után több tájegységünk, nemzeti parkunk részletes vizsgálatával folytatódott a pókfauna kutatása (Loksa, 1981, 1991).

Egy bekezdés erejéig a hazai arachnológiai kutatások jelenlegi helyzetéről is említést kell tenni. A nyolcvanas évek végétől több fiatal zoológus kezdett a pókokkal foglalkozni. A fiatalabb generáció folytatta a faunisztikai, zoocönológiai hagyományokat (Szinétár, 1993a; Dudás, 2001; Szinetár és Eichardt, 2004; Horváth és mtsi., 2005), egyúttal hazai bibliográfia és faunalista összeállításával igyekezett számba venni, rendszerezni az eddig elért eredményeket (Szinétár és Samu, 1995; Samu és Szinetár, 1999; Szűts és mtsi., 2003), és ápolni a tudományos örökséget (Szinétár, 2004, 2006b). Örvendetes módon folytatódtak a természetvédelmi területekhez kapcsolódó kutatások (Szinétár és Eichardt, 1997; Bleicher és mtsi., 1999; Samu és Szinetár, 2000), ezek révén is sikerült elérni, hogy immáron tucatnyi védett pókfajunk van (Szinétár és Eichardt, 1997). Hazánk faunája egy tudományra új (Szinétár és Samu, 2003) és eddig ki nem mutatott fajokkal gazdagodott (Samu és mtsi., 1997c; Szinetár, 2000; Szinetár és mtsi., 2004). Továbbá, a vizsgáldások kiterjedtek újabb területekre is, így a lassan modern irányultságot vevő taxonómiára (Szita és



Samu, 2000; Szűts, 2003; Szűts és Scharff, 2005), etológiára és autökológiára (Kiss és Samu, 2005; Szirányi és mtsi., 2005), urbán ökológiára (Szinetár, 1993b; Kovács és Szinetár, 2004; Samu és mtsi., 2004), ismeretterjesztésre (Szinetár, 2006a), valamint tankönyvfejezetek írására (Szinetár, 1997; Samu, 1999).

Szemben a természetes élőhelyek fent részletezett kutatási tradíciójával, az agrárélőhelyek kutatása „klasszikus” pókászaink részéről nem kapott igazi figyelmet. Az egyetlen ténylegesen ezzel a témával foglalkozó cikk lucernában 14 faj mindössze 29 egyedéről tesz említést (Balogh és Loksa, 1956). A növényvédelmi állattani kutatásoknak viszont – benne a hasznos szervezetek vizsgálatának – hazánkban számos intézményben és egyetemen gazdag hagyománya van, amely a növényvédelmi állattanról szóló könyvsorozatban feldolgozást is nyert (Jermy és Balázs, 1990).

Az 1980-as évek második felétől a pókok mezőgazdasági ökológiájának kutatása, egyrészt a növényvédelmi állattan korszerű kvantitatív szemléletű hagyományaiból, másrészt pedig a pókokról a természetes élőhelyeken szerzett ismeretekből indulhatott ki. A 90-es évek elején egy OTKA pályázatban még arról kellett beszámolni, hogy „A hazai agrárterületeken élő pókfauna még teljességgel feltáratlan, jószerével még azt sem tudjuk, hogy melyek a leggyakoribb és legjellemzőbb fajok”. Ekkortól viszont eléggé inenzíven, több kutatócsoport összefogásával országszerte megkezdődött szántóföldi (Samu és mtsi., 1996a; Tóth és mtsi., 1996) és gyümölcsös kultúrákban (Samu és mtsi., 1997c; Bogyá és mtsi., 1999) a pókok mezőgazdasági szünbiológiájának kutatása; újabban pedig Báldi András és munkatársai (publikálatlan) dolgoznak intenzív és extenzív legelők pókjain.

## 2.3 Kérdésfelvetés – a kutatások vázlata

A disszertáció témája a pókok mezőgazdasági szünbiológiája. Kutatásaim során a cél mindig a fenntartható, ökológiai mezőgazdasági művelés elősegítése volt, ezért az agrárélőhelyeket és az ott talált közösségeket sohasem, mint elszigetelt jelenséget szemléltem, hanem igyekeztem feltárni kapcsolatukat a környező többi, adott esetben természetközeli, élőhely-folttal. Ezért, ha úgy tetszik, a dolgozat a pókok tájökológiai vizsgálatának a megalapozását, legalábbis az ebbe az irányba mutató próbálkozások bemutatását nyújtja.

**Az előzmények** közé kell sorolni a közreadott eredmények első csoportját, amelyek metodikai jellegűek. A Kutatás módszerei fejezetben beszámolok a kézi motoros rovarszippantó kifejlesztéséről, és a hatékonyságával, gyűjtési tulajdonságaival foglalkozó eredményekről, főként azért, mert szinte minden későbbi kutatásban használtam ezt az eszközt. Ugyanitt kerül sorra egy másik fontos módszer, a projekt független adatbázis felépítésének, használatának ismertetése, amely a későbbiekben szintén alapvető megközelítésnek és eszköznek bizonyult.

**A szünfenobiológiai jellemzés** a megismerés első lépése. Ezért a módszerek birtokában, a szünfenobiológiai mintázat feltárása volt az első cél. Mint a hazai előzmények ismertetéséből kitűnt (2.2.2), hazánkban korábban semmiféle szisztematikus feltárása nem történt meg a mezőgazdasági pókfaunának. Sarkítva, de mégsem túlzóan, azt lehet mondani, hogy az 1980-as évek végén, 90-es évek elején mind gyümölcsösökben, mind szántóföldi kultúrákban mi voltunk az elsők, akik pókok fogása céljából talajcsapdát ástak le, és kezdtek szisztematikus gyűjtésekbe. Tehát a mintázatfeltárás elején teljesen tiszta lappal indultunk, nem ismertük a mezőgazdasági kultúrák fő fajait, nem tudtuk mekkora fajgazdagságra, egyed-sűrűségre számíthatunk.

Nullhipotéziseink, az akkori várakozásainkból kiindulva, a következők voltak: a mezőgazdasági kultúrák, sivár, kihalt élőhelyek, (ahogy szállóigeként állítólag Balogh János tartotta: „a kukoricatáblán csak a szél és a tsz-elnök mozog”), ahol a) alacsony pók-egyedsűrűségre és fajgazdagságra számíthatunk; b) a fajösszetételt tekintve a tág toleranciájú, generalista fajok megjelenése tételezhető fel; c) azt is vártuk, hogy a környező élőhelyek milyensége fontos – úgy gondoltuk, hogy az ott lévő fajkészletből származnak azok a generalista fajok, amelyek kolonizálják a mezőgazdasági területeket. Tekintve, hogy a pókok elterjedésének egyik fő meghatározója az élőhely fizikai, térbeli struktúrája, ezért d) a külön-

féle ültetvényeken azok strukturáltságának függvényében, eltérő fajok megjelenését tételeztük fel.

Hipotéziseinket tesztelendő számos kutatási kérdést tettünk fel: Milyen gyakorisággal, tömegességgel vannak jelen a pókok különféle mezőgazdasági területeken? Milyen arányban, hány pókfajt találunk, vagyis milyen a pókközösségek szerkezete? Melyek a legjellemzőbb, leggyakoribb fajok? Az egyszerű faunisztikai jellegű vizsgálatok – amelyekkel a kérdések megközelíthetőnek látszottak – annyira könnyen mégsem voltak értelmezhetők, amint megpróbáltuk eredményekben megfogni az általánost: Mekkora a variabilitás, és mi invariábilis? Milyen robosztus állításokat tehetünk akár csak a fajösszetételre vonatkozóan? És ha teszünk egy állítást, akkor annak mik lesznek az érvényességi határai; milyen habitatokra, régiókra vonatkoztatható, mennyire érzékenyen függ egyéb körülményektől, például szomszédsági viszonyoktól, évjárattól, zavarástól?

A szűkebb értelemben vett ökológia területére vezetnek ezek a kérdések: milyen háttérváltozók, hogyan befolyásolják az általunk megállapított szünfenobiológiai mintázatokat. Itt feladatul ezen mintázatok kialakulásának, fennmaradásának okainak kutatását tűztük ki. Alaptétel, hogy ok-okozati összefüggések megállapítása csak kísérletes úton történhet. A kísérletek nehézségi foka viszont skálafüggést mutat. Minél nagyobb méretű, komplexebb a vizsgált rendszer, annál nehezebb olyan kísérleteket tervezni, amelyben az egyes ismétlések és kezelések között kizárólag azon (néhány) változó értéke jelent különbséget, amelyre hipotézisünk vonatkozik, de az összes többire „kontrollálunk”. Ezen nehézségek kényszerítették ki, hogy vizsgálatainkat egyre szűkebb rendszerekre fókuszáljuk: először csak az agrobiont (mezőgazdaságban domináns) fajok alkotta részközösségre, majd még szűkebben, csak egyetlen modell fajra.

**Az agrobiont fajok sajátosságait**, esetleges közös ökológiai tulajdonságait igyekeztek feltárni azok a kutatások, amelyek akkor kezdődtek, amikor már tudtuk, hogy mely domináns fajokkal kell számolnunk. Kísérleteinkkel Wissinger (1997) hipotéziseit teszteltük, aki abból indult ki, hogy a ma agrárterületeken élő, ott dominánssá válni tudó fajok, azért sikeresek ebben a speciális környezetben, mert eredeti élőhelyük hasonló volt. Például, a szántóföldi habitatok egyik fő tulajdonságában, az évente rendszeresen bekövetkező perturbációban; Wissinger nézete szerint az agrobiont fajoknak a szántóföldihez hasonló, „prediktálhatóan efemer” élőhelyekről kell származniuk. Ezt a kérdést egyebek közt úgy próbáltuk meg körüljárni, hogy megnéztük ténylegesen mely élőhelyeken őshonosak az agrobiontok. A preadaptáció logikusan az életmenet tulajdonságokban is kell, hogy jelentkezzen. Southwood habitat-templát elméletét felhasználva, ezért az is vizsgálatra került, hogy a fajok életmenete vajon illeszkedik-e az agrárhabitat fő „megfelelőségi periódusához”.

Az agrobiont fajok életmenetének vizsgálata átvezet hazánk leggyakoribb agrobiont fájával, *Pardosa agrestis*-szel – a pusztai farkaspókkal, mint **modellfajjal végzett kísérleteinkhez**, amely a dolgozat következő fő részét alkotja. Legelőbb azt vizsgáltuk, hogy leggyakoribb agrobiont fajunk életmenete hogyan illeszkedik az imént felvázolt Wiessinger-féle hipotézishez. Hipotézisünk az volt, hogy a pusztai farkaspók legenergiaigényesebb és egyben legérzékenyebb szakasza, az anyaállat kokonfejlesztése, hordása, valamint az első szabadon élő lárvastádium megjelenése a szántóföldi kultúrák fő vegetációs periódusára esik. Addigi gyűjtési eredményeink nem tették könnyűvé a megoldást, mert tavasztól késő ősziig találtunk mind juvenilis, mind pedig adult állatokat. Végül is kineveléses kísérletekkel sikerült tisztázni az – amint kiderült a génuszon belül unikális – életmenet részleteit. Anélkül, hogy itt megelőlegezném a végeredményt, látható volt, hogy ez a speciális életmenet több következménnyel bír, és több áttételes módon is elképzelhető volt, hogy egyszerre hasznos adaptációt, de potenciális terhet/kockázatot is jelentsen egy szántóföldi környezetben. Az egyik ilyen kockázat, aminek a *P. agrestis* különleges életmenete által kiteszi magát, az hogy fiataljai más *Pardosa* és farkaspók fajoknál variábilisabb és részben eltérő ütemben születnek és növekednek, amely intraguild predációnak teszi ki őket, beleértve ebbe a kannibalizmust is. A tág értelemben vett intraguild predáció méretfüggésének tisztázása ezért külön, a jelen dolgozatban is összegzett kísérletek tárgyát képezte. Szintén a pusztai farkaspók agrobiont sajátosságait igyekeztük megragadni, amikor egyedi megfigyeléssel a faj mozgási mintázatát igyekeztünk feltárni, és irodalmi adatok alapján összevetni nem agrobiont *Pardosa* fajokéval.

**Az agrobiont pókokkal foglalkozó kutatások lehetséges gyakorlati hasznosítása** a dolgozat utolsó részének a témája. A pókok szabadföldi kultúrákban betöltött hasznos szerepének kiaknázására és növelésére a fő lehetőség, hogy a mezőgazdasági élőhelyet alakítsuk olyanná, amely kellő mértékben biztosítja a pókok kultúráján belüli életfeltételeit, és esetleg még a környező élőhelyek pókközösségeiből is vonz oda állatokat. Első megközelítésben, a különféle mezőgazdasági művelési módok, célzott élőhelymanipulációk hatását a pókközösségekre irodalmi adatok elemzésével igyekeztem feltárni. A szintézisből származó fő hipotézis az volt, hogy a szétosztott habitatdiverzifikáció tűnik leghatásosabbnak a pókpopulációk egyedszámának növelésére. Azt, hogy milyen mértékű szétosztottság lehet még hatásos, egy szabadföldi manipulatív kísérletben keretében teszteltük; ennek a kísérletnek az eredményeit, és az eredményeknek a pókok mezőgazdasági szünbiológiájának számos aspektusára kiterjedő elemzését adom közre a dolgozat zárásaként.

# 3 A KUTATÁS MÓDSZEREI – METODIKAI EREDMÉNYEK

## 3.1 A kutatás módszerei

### 3.1.1 A módszertani „kaptafa”

A projektek diverzitása ellenére a dolgozatban közölt szabadföldi esettanulmányok valójában mégiscsak egy kaptafára készültek. Nagyon sokféle kiindulási kérdés/hipotézis esetében alkalmazható a következő séma: 1) ki kell gondolni, hogy a kiindulási kérdésünk milyen élőhelyek, kezelések, időpontok/sorozatok, vizsgálandó állatcsoport milyen paramétereinek (pl. abundancia, diverzitás) az összehasonlításával, elemzésével válaszolható meg – e kidolgozott terv megvalósítása a *kísérleti elrendezés*. 2) Ha megvan a kísérlet terve, „csak” végre kell hajtani azt: a megjelölt helyeken, körülmények között reprezentatív *mintavétel* kell becsülni a kívánt paramétereket. 3) Ez után eredményeinket *rendszerezve, összehasonlítva, elemelve* következtetéseket vonunk le az eredeti kérdésünket/hipotézisünket illetően.

### 3.1.2 Módszertani háttérinformációk közlése

**A kísérleti elrendezések megadása** egy egységes fejezetben – ez lenne egy hagyományos Anyag és módszer fejezet fő feladata. Jelen dolgozat azonban számos esettanulmányból áll, amelyeknek külön-külön megvan a maguk kísérleti elrendezése – beleértve a lokalitást, mintaszámot, módszert, stb. Ezen körülmények együttesét, egy kontextusától elválasztott adathalmazt, nem tartottam szerencsésnek egy külön fejezetben összegyűjteni és kifejtetni, mert önmagában unalmas és értelmezhetetlen lenne. E helyett, egy egységes táblázat (1. függelék) összegyűjtve tartalmazza a dolgozatban akárcsak származtatott formában szereplő gyűjtések / gyűjtési adatsorok fő paramétereit: blokk elnevezése, földrajzi koordináták, helységneve, élőhelytípus alaptípusát és NÉR besorolási kódját (Fekete és mtsi., 1997), a mezőgazdasági táblák veteményét, a gyűjtési projektet végző személyt, a mintavételezés

módszerét, a gyűjtések idejét, valamint az adott gyűjtéssel kapcsolatos mintavételi erőfeszítést ill. eredményességet mutató összes fogott pók egyedszámot. (Hogy az alapegység neve miatt „blokk”, arra a 3.2.2.2 részben található részletesebb magyarázat, definíció.) Az összefoglaló táblázatra támaszkodva az egyes projekt, esettanulmány eredményének ismertetése előtt tömören leírom az adott kísérlet lényegét, megadom a főbb paramétereket. Ez így, céljaim szerint, koncepcionálisan értelmezhetővé teszi az esettanulmányokat, és vizsgálat nélkül is követhetővé azt, hogy mikor, hol, mekkora mintaszámban, milyen munka folyt. A szövegben szögletes zárójelbe tett kódjokkal utalok a blokkokra. A kódok egyben beszédes rövidítésként is működnek, teljes feloldásukat az 1. függelék tartalmazza.

## 3.2 Metodikai eredmények

Az metodikai fejezet a továbbiakban igyekszik a kaptafa alkatrészeit jobban szemügyre venni, főként a kevésbé eset specifikus 2) és 3)-as pontokat, annál is inkább, mivelhogy maguknak a módszereknek a vizsgálatára, jobbítására is több saját tanulmányunk volt. Ezért ez a fejezet egyben eredményközlés is: a későbbi vizsgálatokat segítő módszertani eredményeink közlése.

**Mintavétel.** Az első tanulmánycsoport a szünbiológiai kutatások „Szent Kelyhével”, a reprezentatív mintavétellel foglalkozik (2-es pont). Sokszor tűnik úgy, hogy az ízeltlábúakat kutatni olyan, mint valami láthatatlan ellenséggel harcolni. Nincsenek referencia pontok, nincs olyan biztos módszer, ami a 100%-ot jelentené, és amihez más módszerek kalibrálhatóak lennének. Bármely módszernél a fogások hatalmas varianciát mutatnak. Minek tudjuk ezeket be: A populációk tényleges változásának? A foghatóság változásának? Netán magának a módszernek nem állandó a hatékonysága? Ezek minden bizonnyal együtt, egyszerre ható tényezők és nagyon megnehezítik az olyan értelmes összehasonlításokat, ahol szívünk szerint (és a kísérlettervezés szigorú szabályai szerint) csak egy vagy két, a mi kontrolunk alatt lévő változónak szabadna a különbséget jelenteni. Itt adaptáltunk hazai viszonyokra egy új módszert, amelytől standard alkalmazhatóságot, több konzisztenciát reméltünk. A motoros rovarszippantó gyűjtési tulajdonságairól, más módszerekkel történő összehasonlításáról szól a Metodikai eredmények fejezet első része.

**Az eredmények rendszerezésének stratégiájáról** szól a második rész. Valójában a fent említett kaptafát próbáltam informatikailag leképezni. Ha a kaptafa sok különböző projektben alkalmazható, akkor ez formálissá is tehető, az így felismert változók, paraméterek ér-

tékei pedig adatbázisban tárolhatók. Az itt közölt „adatbázis koncepció” lényege, hogy a projektek leírását és a belőle származó eredményeket egyetlen közös adatbázisban tároljuk és ennek segítségével elemezzük.

## 3.2.1 A kézi motoros rovarszipantó hazai adaptálása

### 3.2.1.1 A motoros szippantó felépítése, működése

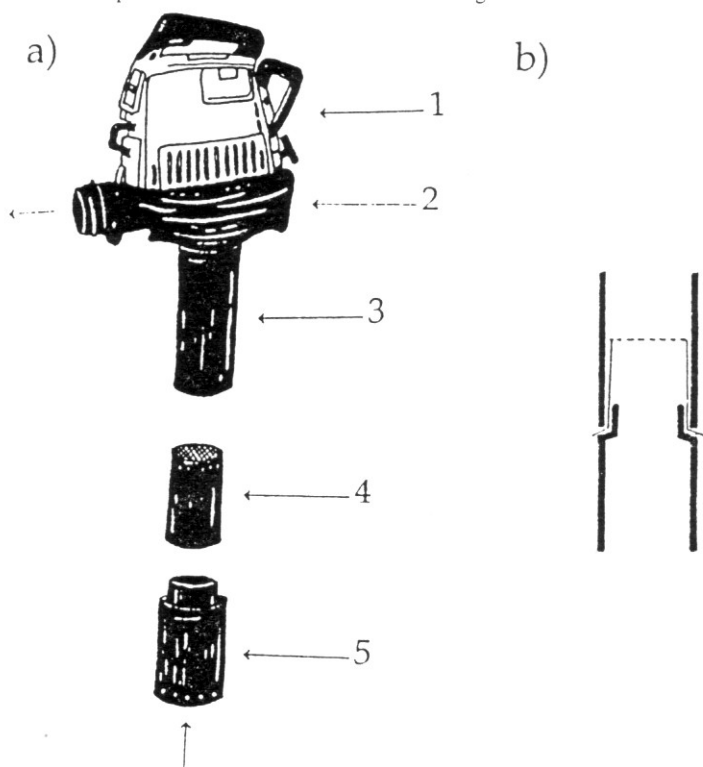
**Abszolút és relatív módszerek.** Az ökológiai módszereket Southwood és Henderson (2000) relatív és abszolút módszerekre osztotta. A relatív módszerek eredményét nem lehet területegységre vonatkoztatni, ezért velük egyedsűrűségét nem lehet becsülni. Ezzel szemben az abszolút módszerek területegységre vonatkoztatható egyedszám becsléseket adnak, amelyből denzitásbecsléshez juthatunk. Tipikus relatív módszerek a talajcsapda, a fénycsapda, melyek gyűjtési hatótávolságát nehéz megadni (ami ráadásul fajoktól, habitatszerkezettől, aktivitástól és még sok más faktortól függően változhat, lásd: Sunderland és mtsi., 1995). A relatív módszereket egyszerűségük miatt széleskörűen használják a faunisztikai és ökológiai kutatásokban; a hazai pókfaunisztikai eredmények döntő többsége is talajcsapdás gyűjtéssel született (Loksa, 1959, 1991).

Az abszolút gyűjtési módszerek szintén ismeretesek voltak a zoológusok körében. Ilyennek volt tekinthető a kvadrátból való kigyűjtés, de a standard módszerrel végzett kopogtatás is. Az élőhely területegységének kigyűjtése szívóhatást előállító szerkezettel az abszolút gyűjtések motorizált változatát jelentette. Ilyen készülékeket először az 50-es években készítettek (Johnson és mtsi., 1957; Southwood és Pleasance, 1962), eleinte elektromos motorral. Dietrick (1962) tervezte az első belsőégésű motorral üzemeltetett szippantót. Ennek nyomán az ilyen típusú motoros szippantókat szerte a szakirodalomban D-vac rövidítéssel illetik. Hazánkban először Györfly (1980) alkalmazta az ötletet és szerkesztett motoros permetezőből „biocönométert”. Az eredeti D-vac, melyet Angliában magam is használtam, egy kb. 13 kg-os, hátizsák-csőváza szerelt monstrum volt. A 90-es években kereskedelmi forgalomba kerültek könnyű kétütemű motoros ún. kerti lombfúvók, amelyekből akkortájt többen készítettek nem háti, hanem kézben tartható motoros szippantót (De Barro, 1991; Arnold, 1994; Macleod és mtsi., 1994).

**Az eszköz felépítése.** A külföldi ötletek alapján a hazai kereskedelemben kapható típusból állítottunk elő egy minimalista szerkesztésű gyűjtőeszközt, amelyet a bolti gépből egy vasfűrész, fúró és némi varrógépes gyakorlat után 1 óra alatt át lehet alakítani (Samu és Sáros-pataki, 1995a). A kézi motoros szippantó működési elve, hogy egy propeller egy 11 cm

átmérőjű (terület =  $0,01 \text{ m}^2$ ) műanyag csövön szívja be a levegőt nagy sebességgel. A cső két toldalékból áll, és a toldalék illesztéséhez egy szitaszövetből varrt gyűjtőzacskót helyezünk, amelyben a levegővel magával ragadott könnyebb ízeltlábúak (de avar, por, törmelék is) felfogásra kerülnek. A légáram olyan erejű, hogy a gyűjtés során a begyűjtött anyagot a gravitáció ellenében a gyűjtőzacskóban tartja. Egy egyszeri mintavételhez a szívási időt, illetve a mintázott terület nagyságát úgy kell megtervezni, hogy a gyűjtött anyag ne legyen olyan sok, hogy elzárja a levegő útját.

**Használat.** Tapasztalati úton, a legtöbb aljzathoz alkalmas a transzektben végzett 10 lenyomás, a lenyomások közt 2 lépés távolsággal. Egy ilyen minta  $0,1 \text{ m}^2$ -re vonatkozik. A mintákat nylonzacskókban hűtve tároljuk, és 1-2 napon belül a laborban válogatjuk. Ekkor még a legtöbb beszívott állat él, és így egy tálcán kifuttatva viszonylag könnyen nyerhető szép, tiszta anyag.



**3.1. ábra.** A motoros szippantó felépítése. a) 1 = motor, 2 = propellerház, 3 = felső cső, 4 = gyűjtőzsák, 5 = alsó cső. A b) ábra a 3-4-5-ös elemek keresztmetszeti rajza.



### 3.2.1.2 Milyen taxonok gyűjthetők motoros szippantóval? – Összehasonlítás módszerek és élőhelyek között

Az újonnan készített eszköz gyűjtési tulajdonságait úgy próbáltuk jellemezni, hogy standard körülmények közt végzett gyűjtések eredményeit ugyanazon élőhelyen végzett talajcsapás és fűhálós gyűjtések eredményeivel vetettük össze. A kísérletet két élőhelyen: lucernatáblában és magasfüves réten [jm2-luc, jm-felhluc1] végeztük el (a lucerna 40 cm, a réti vegetáció 50-70 cm magas volt). A szippantóval mindkét helyen 5-5 random transzekt mintát (0,1 m<sup>2</sup>) vettünk, hasonlóan 5-5 helyen végeztünk 10 hálósapásból álló fűhálós mintavételezést. Mindkét helyen 3-3 talajcsapdát üzemeltettünk 2 hétig (átmérő = 72 m, 50% etilén-glikol – a standard talajcsapdázási módszerünk leírását lásd: Kádár és Samu, 2006). Hogy a repképes taxonok is bekerülhessenek az analízisbe, a mintákat ezúttal válogatás előtt kloroformmal leöltük.

A vizsgálatokban több mint 3000 állatot gyűjtöttünk 24 magasabb taxonból (2. függelék). Az eredményeket kétutas MANOVA-val elemezve mind az élőhely, mind pedig a módszer szignifikáns hatását feltártuk, amelyek közül a módszer hatása bizonyult erősebbnek. Az interakció szintén magasan szignifikáns volt, amely a módszerek élőhelyfüggő hatékonyságára utal (3.1. táblázat).

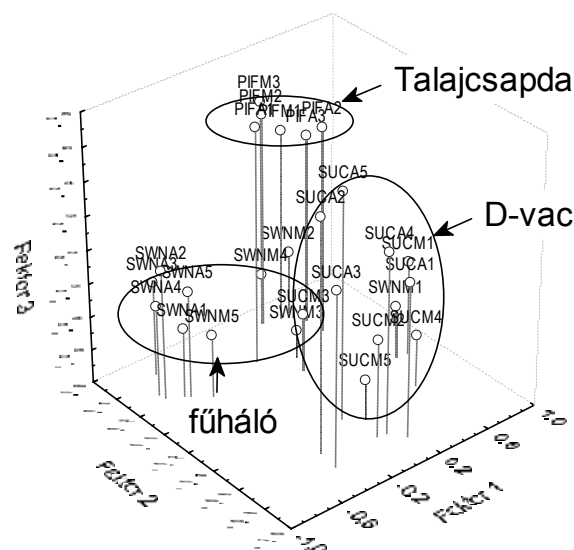
**3.1. táblázat.** Kétutas MANOVA eredménytáblázata, ahol a függő változók azon 8 gyakoribb taxon fogott egyedszámai, amelyekre logaritmikus transzformáció után az ANOVA kritériumok teljesültek (Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha, Aphidoidea, Diptera, Coleoptera, Hymenoptera és Araneae); a független változók pedig habitat és módszer. Ha a tesztet elvégezzük az összes 1 egyed/m<sup>2</sup>-nél nagyobb átlagos egyedsűrűségű taxon transzformálatlan adatain, ugyanezen kvalitatív eredményt kapjuk.

Hatás	Wilks' Lambda	Rao's R	d.f. 1	d.f. 2	P
Habitat	0,12	11,97	8	13	0,0001
Módszer	0,012	13,00	16	26	0,00001
Interakció	0,16	2,46	16	26	0,02

Hogy láttassuk, mennyire, milyen arányban fogják a módszerek az egyes taxonokat, eredményeinket ordinációs analízisnek vetettük alá. Az elvégzett PCA eredménye szerint (3.2. ábra) mindhárom módszer eltérő módon reprezentálta az élőhelyek ízeltlábú közösségeit.

Mind a szippantás és a fűhálózás a lágyszárú szintből gyűjtött, de a motoros szippantó hoztatt még az alsóbb szinten élő állatokból is (futóbogarak, több pókcsalád). A fűhálózás alighanem hatékonyabb a gyorsan mozgó, magasabb szinteken élő állatokra (pl. Orthoptera), míg a szippantó inkább gyűjtötte a könnyű repképes rovarokat (Diptera, Hymenoptera).

Összességében a szippantott és fűhálós anyagok egymással viszonylag nagy átfedést mutattak, míg a talajcsapda anyagok ezektől markánsan különböztek. A talajcsapda begyűjtött olyan csoportokat, amelyek életmódjuk miatt eleve elérhetetlenek a másik két módszer számára (talajban élő bogár lárvák, Collembola, Halticinae, Opilionidea, Isopoda, Chilopoda, Blattidae). Ezen állatok nagy része, talajrepedésekben, kövek alatt, avarban él, esetleg éjszakai életmódú. Lokális konklúzióként elmondható, hogy ha átfogó képet szeretnénk egy állatközösségről, mindenképpen több módszer párhuzamos használata indokolt. Jelen eredmények azt mutatták, hogy füves, lágyszárú élőhelyeken a motoros szippantó – talajcsapda páros kiegyensúlyozott, egymást jól kiegészítő eredményt ad.



**3.2. ábra.** A fogott magasabb taxonkategóriák terében végzett ordináció 3 dimenziós ábrázolása (PCA). Azok a taxonok, ahol az átlagos fogás 1-nél kisebb volt, nem kerültek be az analízisbe. Az első három faktor (tengely) a teljes variancia 59,1%-át magyarázta. Jelmagyarázat: SWNA = fűhálózott minták lucernában; SWNM = fűhálózott minták réten; SUCA = szippantó minták lucernában; SUCM = szippantó minták réten; PIFA = talajcsapda minták lucernában; PIFM = talajcsapda minták réten.

### 3.2.1.3 *Mennyire reprezentatív a motoros szippantó a pókokra? – Hatékonyság az egyes családok esetében*

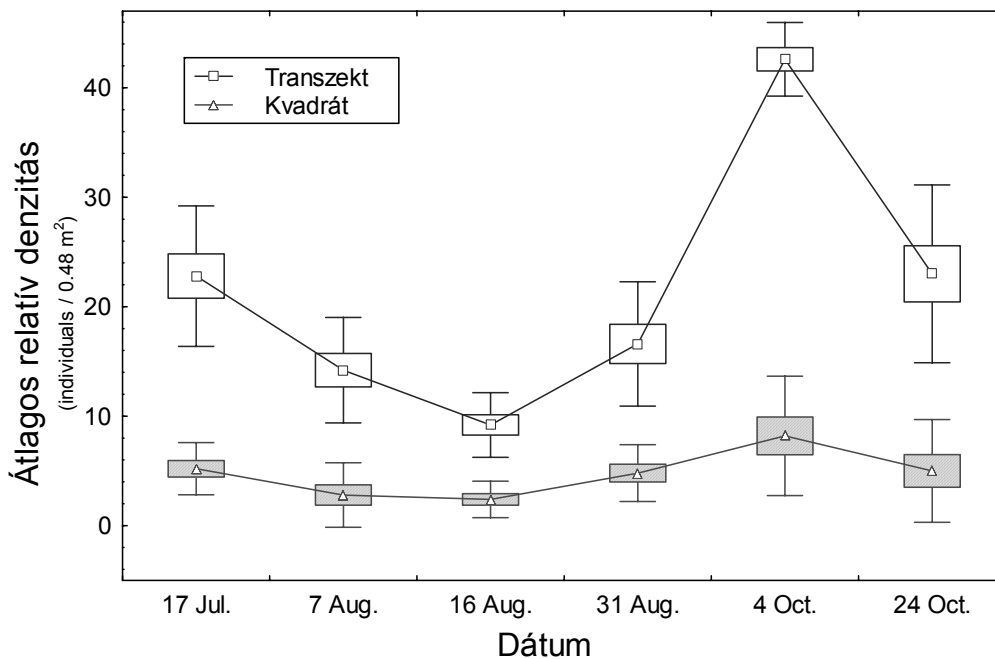
Gyűjtési tulajdonságaikat tekintve a fő különbség a hagyományos háti D-vac és az újonnan kifejlesztett szippantó készülék között a kézi eszköz 10x kisebb gyűjtési felületében van, amelyhez viszont a kisebb átmérő miatt jelentősen nagyobb szívóerő párosul. A hagyományos D-vac esetében számtalan olyan tanulmány született (Yeagan és Cothran, 1974; Duffey, 1980; Moreby és mtsi., 1994), amelyből kiderült, hogy mely pókcsaládokra, milyen életmódú pókok gyűjtésére alkalmas a módszer, melyek hatékonyságának, alkalmazhatóságának korlátai. Kérdéses volt, hogy a jóval kisebb gyűjtési átmérőjű kézi eszköz is hasonló hatékonysággal rendelkezik-e. Természetesen ennek az eszköznek a használatakor is alkalmazni lehet azt a technikát, hogy egy valamilyen módon lehatárolt kvadrátot igen alaposan legyűjtünk – ebben az esetben a kis átmérő hátrányai szinte bizonyosan eltűnnek. Azonban rendszeres, nagy volumenű használathoz a transzekt módszer (ahol 1 minta sorban 1 m-es közzel egymás utáni 10 db lenyomásból áll) jóval praktikusabb. A kísérletekben a kvadrát és transzekt módszerekkel párhuzamosan vizsgáltuk a pókközösségek mintázását, és hasonlítottuk őket össze.

A kísérleteket 1994-95-ben Nagykovácsi és Páty határában, lucernában végeztük [jm2-luc, paty1-luc], összesen 6 alkalommal (Samu és mtsi., 1997b). A motoros szippantót két módon alkalmaztuk, gyűjtési dátumonként 5-5 ismétlésben. Először kvadrátban, ahol a kvadrátot a környezetétől egy – gyorsan az addig nem zavart talajra helyezett – 0,5 m magas, 0,48 m<sup>2</sup> területű fémhenger határolta el. Ebben a hengerben először végeztünk egy alapos „porszívózást”, majd ezt, a vegetáció eltávolítása és hengerbe rázása után, megisméltük. Egy kvadrátban kb. 10 percig gyűjtöttünk, amely idő alatt – az utána végzett megfigyeléseink szerint – minden a talaj felszíne fölött található pókot sikerült kigyűjtenünk. A transzekt alkalmazás során a lenyomások nominális területe megegyezett a kvadrát területtel, vagyis 48 db lenyomásból állott egy transzekt, illetve a belőle származó minta. Miután a transzekt a bevett gyakorlatnál jóval hosszabb volt, ezért a szívóhatás csökkenés elkerülésére 12 lenyomásonként a gyűjtőzacskót kiürítettük. A kvadrát kigyűjtéséhez szintén alkalmaztunk ugyan ilyen gyakoriságú részürítéseket.

A kísérlet során több mint 1400 pókegyedet gyűjtöttünk, amelyből az ivaréretteket 24 fajba soroltuk. A pókok összesen 12 családba tartoztak. A fogásokban átlagosan 3× több juvenilis volt, mint ivarérett egyed. A fogott egyedszámot tekintve a transzektokban 3× több pókot fogtunk, mint a kvadrátokban (3.3. ábra), amely trend dátumonként is konzisztens volt (páros t-teszt:  $t = 8,07$ ;  $d.f. = 29$ ;  $P < 0,0001$ ).

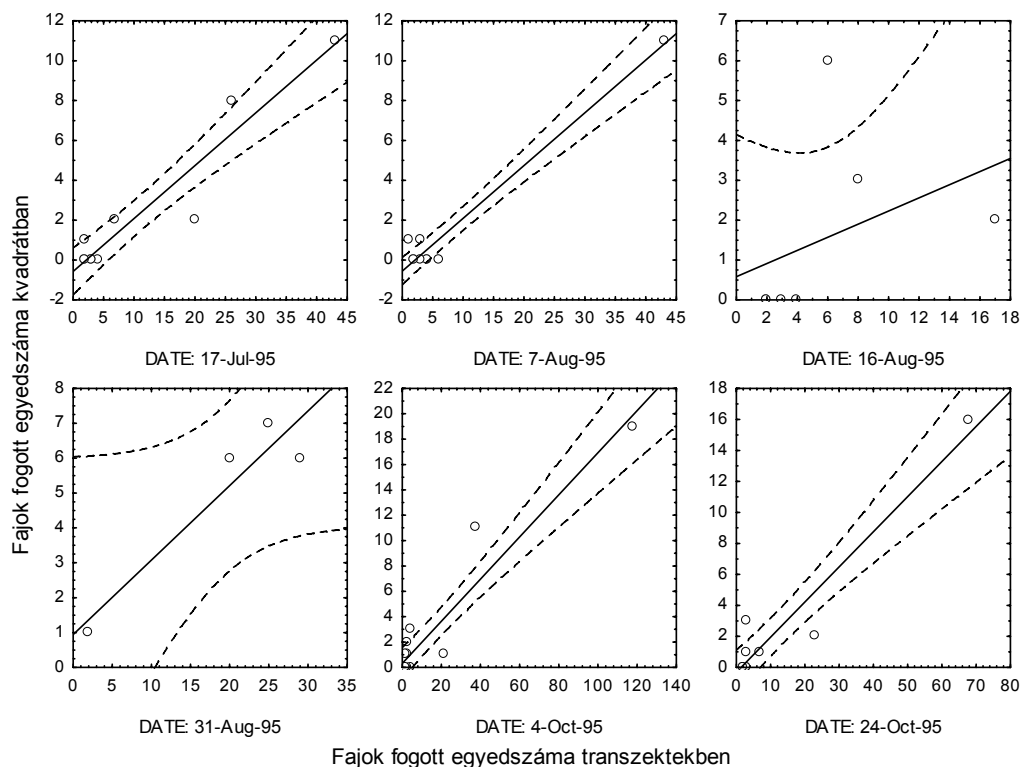
A fajkompozíció is igen hasonló volt a két módszer fogásaiban (Renkonen hasonlóság = 0,82). Ha dátumonként tekintjük, akkor az egyes fajok fogásai közt általában szignifikáns korreláció mutatkozott (3.4. ábra), vagyis a módszerek eléggé arányosan fogták az egyes fajokat. Bár minden családra igaz volt, hogy a transzekt módszer nagyobb egyed-

számban reprezentálta (Wilcoxon páros teszt az összesen  $N > 3$  egyedszámban fogott családokra:  $N = 9$ ;  $Z = 2,54$ ;  $P = 0,01$ ), a Gnaphosidae család szignifikánsan ( $\chi^2 = 12,17$ ;  $d.f. = 1$ ;  $P = 0,001$ ) nagyobb gyakorisággal volt jelen a kvadrát fogásokban, mint a marginális frekvenciákból következett volna; míg a Lycosidae család egyedei fordítva: túl voltak reprezentálva a transzekt módszerrel végzett gyűjtésekben ( $\chi^2 = 4,0$ ;  $d.f. = 1$ ;  $P < 0,05$ ).



**3.3. ábra.** A  $0,48 \text{ m}^2$ -re eső átlagos pókfogás a két vizsgált módszer esetében, vizsgálati dátumonként. Doboz: átlag hibája, hibavonal: szórás.

Az eredmények tehát azt mutatják, hogy az általunk preferált transzekt típusú szippantós gyűjtés várakozásunkkal ellentétben jóval több pókegyedet fogott, mint az élőhely teljes kigyűjtését megcélzó kvadrátgyűjtés. Az eredmények meglehetősen robusztusak; több időpontban, különféle vegetációs magasságok mellett, és a pókok méretétől, kifejlettségi fokától, többé-kevésbé taxonómiai hovatartozástól függetlenül is ugyanez a trend érvényesült.



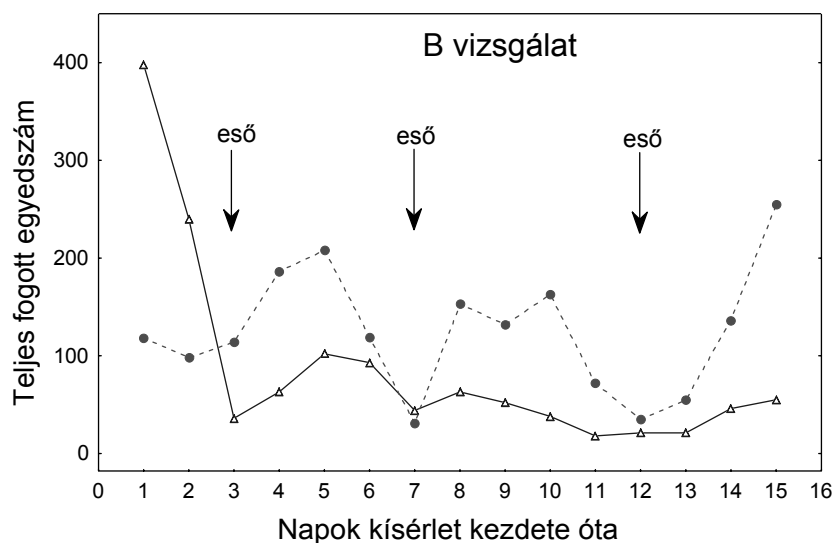
**3.4. ábra.** Fajfogások közti korrelációk motoros szippantó transzekt és kvadrát módszerrel történő alkalmazásai közt, vizsgálati dátumonként. Csak azok a fajok szerepelnek az analízisben, amelyek adott napon legalább az egyik módszerben legalább 2 egyeddel képviselve voltak. Az 1995. aug. 16-i dátum kivételével minden korreláció szignifikáns  $P < 0,05$  szinten.

A helyzet vagy úgy magyarázható, hogy nem hiszünk a kvadrátos gyűjtéseink hatékonyságában, vagy pedig úgy, hogy a transzektben végzett szippantásról feltételezzük, hogy valójában nagyobb területről gyűjt, mint a névleges lefedett terület. Egy nagyon hasonló kigyűjtési módszer hatékonyságát vizsgálva Dinter (1995) a kvadráton belül ismert számban engedett el jelölt állatokat, és utána végzett szippantást, aminek alapján a kvadrátból történő szippantásos kigyűjtés hatékonyságát 75-100%-osra becsülte. Az itt javasolt magyarázat szerint a nagyobb fogás azért következik be, mert a motoros szippantó ténylegesen nagyobb területről gyűjt, mint a lefedett terület. Ez a jelenség „széli hatás” néven már ismeretes volt a hagyományos, széles gyűjtőcsövű D-vac-ról szóló irodalomban (Duffey, 1974). Miután a csőméret csökkenésével a kerület:felület arány nő, a beáramló légsebesség pedig nagyobb, ezért a kézi motoros szippantónál a széli hatás fokozottan érvényesülhet. Fizikai magyarázatként az szolgálhat, hogy amíg a cső a föld felé közeledik, nem csak az alatta lévő területről szippant be állatokat, hanem, a levegő tölcser alakú áramlását feltételezve, oldalról is. Tapasztalataink szerint tehát a transzektben alkalmazott szippantás mintegy 200%-al túlgyűjt. Szerencsére a széli hatás eléggé egyformán érintette a különböző pókcsaládokat. Kivételt jelent a farkaspókok esete, amelyeknél eléggé talányos, hogy miért voltak aránytalanul felülreprezentálva a transzekt mintákban. A másik, jól magyarázható

negatív kivétel a kövipókok esete, amelyeket erősen rejtőzködő életmódjuk miatt (talajfelszínen avarban, repedésekben) csak a megismételt drasztikus szippantás tudott jó hatékonysággal a kvadrátból begyűjteni. Tehát a transzektben való szippantás lágyszárú vegetációban eléggé arányosan mintázza a pókközösséget, egy denzitásbecsléshez azonban az itt feltárt széli hatást figyelembe kell venni.

### 3.2.1.4 Összevetés egyéb gyűjtési, populációbecslési eljárásokkal (jelölés-visszafogás)

Hogy a talajcsapdás és rovarszippantós abundancia becslési eredményeinket egy elvileg különböző módszerrel is összevethessük, egy jelölés-visszafogásos (Otis és mtsi., 1978; Demeter és Kovács, 1991) vizsgálat sorozatot végeztünk a *Pardosa agrestis* populációk vizsgálatára. A *P. agrestis* populációk jelölés-visszafogásos becslésére Sárospataki Miklós kollégámmal kezdett elővizsgálatok (Samu és Sárospataki, 1995b) után Kiss Balázs akkori Ph.D. hallgatóval két nagyobb szabású vizsgálatot is végeztünk lucernában (Kiss és Samu, 2000).



**3.5. ábra.** *P. agrestis* fogások időbeli változatossága a felsőnáni „B” vizsgálatban. Szaggatott vonal: nőstények, folyamatos vonal: hímek.

Eredeti kérdésünk az volt, hogy mezőgazdasági területeink leggyakoribb faja vajon mekkora tipikus egyedsűrűségben található a táblákon. A fogási eredmények nagy eseti (szezonális, lokális) változatossága (példaként lásd 3.5. ábra) már előre jelezte, hogy egy „tipikus” érték maximum nagyságrendileg lesz értékelhető, különösen azért, mert a je-

lölés-visszafogás magas munkaigénye miatt nagyon sokszor nem lehetett a vizsgálatokat megismételni. A módszer néhányszori alkalmazása is lehetőséget adott arra, hogy eredményeit a vele párhuzamosan véghezvitt talajcsapdázás és rovarszippantás eredményeivel összevethessük.

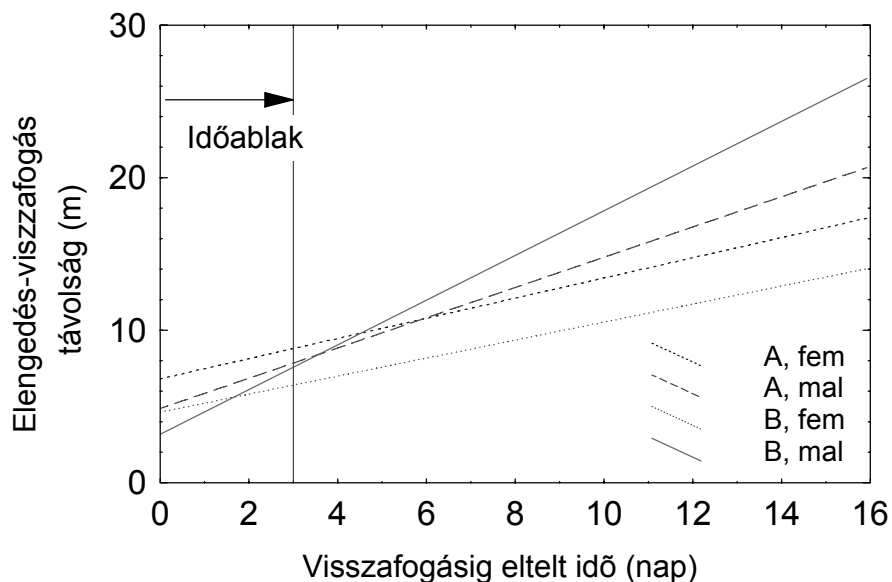
A vizsgálatokat 3 éves lucernaföldeken végeztük. Az „A” vizsgálat 1995 július 30-tól augusztus 13-ig tartott, Julianna-majorban, az MTA NKI kísérleti telepén, 10 ha-os lucerna táblán [jm2-luc]. A „B” vizsgálat Felsőnána (Tolna megye) határában egy 59 ha-os lucernaföldön [fnana2-luc] zajlott 1996 augusztus 3-17-ig. Mindkét helyen 11x11 élvefogó talajcsapda került telepítésre négyzetes rácsmintázatban; az A vizsgálatban 2x2 m-es csapdatávolsággal (lefedett terület: 20x20 m), a B vizsgálatban 3x3 m-es csapdatávolsággal (lefedett terület: 30x30 m). A csapdarácsok az A vizsgálatban 30 m-re, a B vizsgálatban 100 m-re voltak a tábla szélétől. A talajcsapdák 75 mm felső átmérőjű műanyagpoharak voltak, kivehető belsővel. Folyadékot nem tartalmaztak (eső esetére aljukat kilyuggattuk), búvóhelyként az aljára lucerna hajtásdarabokat tettünk. A mintavételi erőfeszítés mindkét esetben 1815 csapdanap volt. Mindkét vizsgálatnál párhuzamosan, azonos pohárral, hagyományos ölfolyadékos talajcsapdázás is folyt (40 %-os etilénlikolos oldat + detergens) az 12 csapdával (210 csapdanap) az A, és 7 csapdával (105 csapdanap) a B vizsgálatban. Motoros rovarszippantást mindkét vizsgálatban 3 alkalommal végeztünk, összesen 54 és 30 0,1 m<sup>2</sup>-es mintát (10 lenyomás) véve az A és B esetben.

Az élvefogó csapdákat naponta ürítettük. Az újonnan megfogott ivarérett *P. agrestis* egyedeket Trinát zománctestekkel jelöltük, vékony ecsettel mikroszkóp alatt pöttyökből álló kódot festve az állatok potrohának és fejtorának dorzális oldalára. A kódolást úgy alakítottuk ki, hogy a kód egyedi volt a napra és a csapdára nézve, de ezen belül az egyedeket nem különböztettük meg. Ha egy állatot visszafogtunk, akkor az kiegészítő kódot kapott, amelytől jelölése teljesen egyedi lett. Jelölés után a pókokat amellet a csapda mellett, amely megfogta őket 0,5 m-rel engedték szabadon.

A populációnagyság és denzitás becsléseket a Capture program (White és mtsi., 1982) segítségével végeztük. A programcsomag számos olyan becslőt tartalmaz, amely az eredeti Petersen-Lincoln típusú modellek szigorú feltételrendszeréből (Seber, 1982) megengedik egyik vagy másik feltétel feloldását. A program többváltozós modellszelekciót (Otis és mtsi., 1978) is tartalmaz, amely segítségével az „Mt” modellt választottuk adataink elemzéséhez. Az Mt modell az 'időben konstans fogási valószínűségek' feltételét oldja fel, lehetővé téve a becslést olyan populációk esetében is, ahol ez a feltétel nem áll fenn. Miután a populáció zártága az Mt modellnek is alapfeltétele, ezért az ennek ellenőrzésére szolgáló tesztet különböző hosszúságú csúszó időablakokra elvégeztük, és a becsléseket csak olyan időhosszokra végeztük el, ahol a zártági feltétel nem sérült; ez végül 3 nap lett. A végső értékeket vizsgálatonként, valamint hímekre és nőstényekre külön számítottuk a vonatkozó időablakok becsléseinek átlagaként, mégpedig úgy, hogy az egyes időablakok becsléseit

súlyoztuk az időablakra eső visszafogások számával (Otis és mtsi., 1978). Az egyedsűrűség megállapításához nem elég a populációméretet becsülni, hanem becsülni kell azt a területet is, amelyre a fogások vonatkoznak. Ez a terület a rács területe, plusz egy széli zóna, amely az állatok időablak-hosszra eső mozgási körzetével egyenlő. A mozgáskörzetet a visszafogási adatokból kalkuláltuk, a visszafogásig eltelt idő és megtett távolság adatokra illesztett egyenesből (3.6. ábra) a 3 napos értékre intrapolálva.

A vizsgálatok során több mint 5000 *P. agrestis* egyedet jelöltünk meg (3.2. táblázat). A visszafogási arányok eléggé változóak voltak, 20%-tól (A vizsgálat, mindkét nem) 3,6%-ig (B vizsgálat, hímek) terjedtek. A visszafogások többsége az első 3 napban következett be, és a populáció zártságot vizsgáló teszt is csak erre az időablak hosszra mutatta a populációkat zártnak.



**3.6. ábra.** A visszafogásig eltelt idő és megtett út kapcsolata; lineáris regresszió illesztett egyenesei A és B vizsgálatokra, *P. agrestis* hímekre (mal) és nőstényekre (fem) külön-külön.



**3.2. táblázat.** A két jelölés-visszafogásos vizsgálat fő mutatói és eredményeik. A populációbecslés a Capture program Mt modelljével készült.

Vizsg.	Nem	Jelölt egye- dek	Visszafogások <sup>a</sup>	Mozgási körzet, m	Csapdázott terület, m <sup>2</sup>	Populáció méret <sup>b</sup>
A	hím	1739	346, 84, 24, 5, 1	7,84	762	1406 ± 148,4
	nőstény	452	84, 12, 1	8,78	812	662 ± 161,2
B	hím	1290	47, 2	7,60	1401	6353 ± 2868,0
	nőstény	1875	114, 12, 2, 1	6,40	1316	5983 ± 1627,7

<sup>a</sup> Az 1×, 2×, ... n× visszafogott egyedek száma

<sup>b</sup> Az értékek visszafogással súlyozott átlagok ± SE

A hagyományos rovarszippantásos és talajcsapdás módszerekkel végzett gyűjtések sajnálatos módon nagyon kevés adatot szolgáltatottak. A szippantásos gyűjtés esetében pl. az A és B vizsgálatokban begyűjtött több mint 1400 pókegyedből csak 1-1,4% volt adult *P. agrestis*. Éppen az alacsony egyedszám miatt az adatokat csak táblázatosan, statisztikai értékelés nélkül adom közre (3.3. táblázat).

**3.3. táblázat.** Egyedsűrűség és abundancia értékek *P. agrestis*-re az A és B vizsgálatokban. A jelölés-visszafogásos becslés az Mt modellből származik. Az értékek: átlag ± SE.

Vizsg.	Nem	Mt egyeds., egyed/m <sup>2</sup>	Szipp. egyeds., egyed/m <sup>2</sup>	Ölőfoly. talajcsapda egyed/csapda/nap
A	hím	1,85 ± 0,194	0,56 ± 0,320	0,72 ± 0,120
	nőstény	0,81 ± 0,198	0,85 ± 0,049	0,15 ± 0,025
B	hím	4,54 ± 2,047	1,92 ± 1,110	2,51 ± 0,399
	nőstény	4,55 ± 1,236	0,64 ± 0,370	1,03 ± 0,271

### 3.2.1.5 Egységes, több módszerre épülő mintavételi stratégia

A metodikai fejlesztéseink fő motivációja mindvégig a reprezentatív, egyedsűrűsége is vonatkoztatható minta nyérése volt. A relatív módszernek számító talajcsapdázás helyett /mellett/ azt kalibrálandó bevezettük a rovarszippantót, azonban tovább kellett keresnünk a „Szent Kelyhet”, hiszen jó lett volna tudni, hogy a motoros szippantó vajon maga mennyi-

re reprezentatív. Ezt a fent leírt kvadrátban történő szippantással, mint referencia módszerrel próbáltuk elérni. Csakhogy kiderült, hogy pont a farkaspókok esetében eléggé furcsa eredmény jött ki: a kalibrálni kívánt transzekt módszerű szippantásban a referencia mintáknál jóval nagyobb denzitást kaptunk, amely a széli hatással is nehezen volt magyarázható, inkább volt magának a kvadrátos módszer valamilyen farkaspók-specifikus hibájának betudható. Ezért egy elvileg is különböző egyedsűrűség becslő módszert – a jelölés-visszafozás módszerét alkalmaztuk. Jelöléses kísérletet csinálni praktikusán csak egy fajra volt lehetséges, így a becsléseket csak a leggyakoribb fajra, a pusztai farkaspókra végeztük el. A lényegét a 3.3. táblázat tartalmazza: a farkaspókok esetében a transzektos szippantásos mintavétel alulbecsüli az egyedsűrűséget, amely érték egy lucernaföldön akár elérheti a 8-10 adult egyed/m<sup>2</sup>-es értéket (hímek+nőstények). A farkaspókok szippantásos mintavételezése tehát lehetséges, de hibával terhelt. A talajcsapdás abundancia értékek például az átlagokat tekintve jobban korreláltak az egyedsűrűség-becslések értékeivel (3.3. táblázat). A kevésbé mozgékony taxonok esetében azonban nincs okunk feltételezni, hogy a kvadrát helyezésekor elmenekülhettek volna, tehát azokra a kvadrátos, és az azzal erősen korreláló transzektos szippantós eredményeket reprezentatívnak tekinthetjük. Mi akkor a tanulság? Szerintem a következők:

- A) A pókok egyedsűrűség-becslése nem könnyű feladat, és fontos, hogy előre tisztában legyünk a becslésünk korlátaival. Mindenképpen elég nagy bizonytalansággal kell számolnunk. Ez lehet 3-4-5-szörös, de – mint kiderült – megfelelő mintavételi stratégia esetén legalább nem nagyságrend(ek)beli.
- B) Láttuk, hogy a helyi, adott időpontbeli partikuláris tényezők mekkora hatással vannak a fogási eredményekre. Robosztus eredmények csak tér- és időbeli ismétléseken alapuló minták átlagából kaphatók.
- C) A szippantásban szignifikánsan alulreprezentált kövipókok esete, vagy a 3.2. ábra szemléletesen mutatják, hogy igazi reprezentativitás csak több, egymást kiegészítő módszer párhuzamos alkalmazásával érhető el.
- D) A fenti pontokat figyelembe vevő, és az összehasonlítani kívánt lokalitások/kezelésekben azonos mintavételi erőfeszítéssel kapott eredmények viszont összehasonlíthatóak, alkalmasak ökológiai kérdésselvetések megválaszolására.

## 3.2.2 Az „adatbázis koncepció” alkalmazása az eredmények feldolgozásában

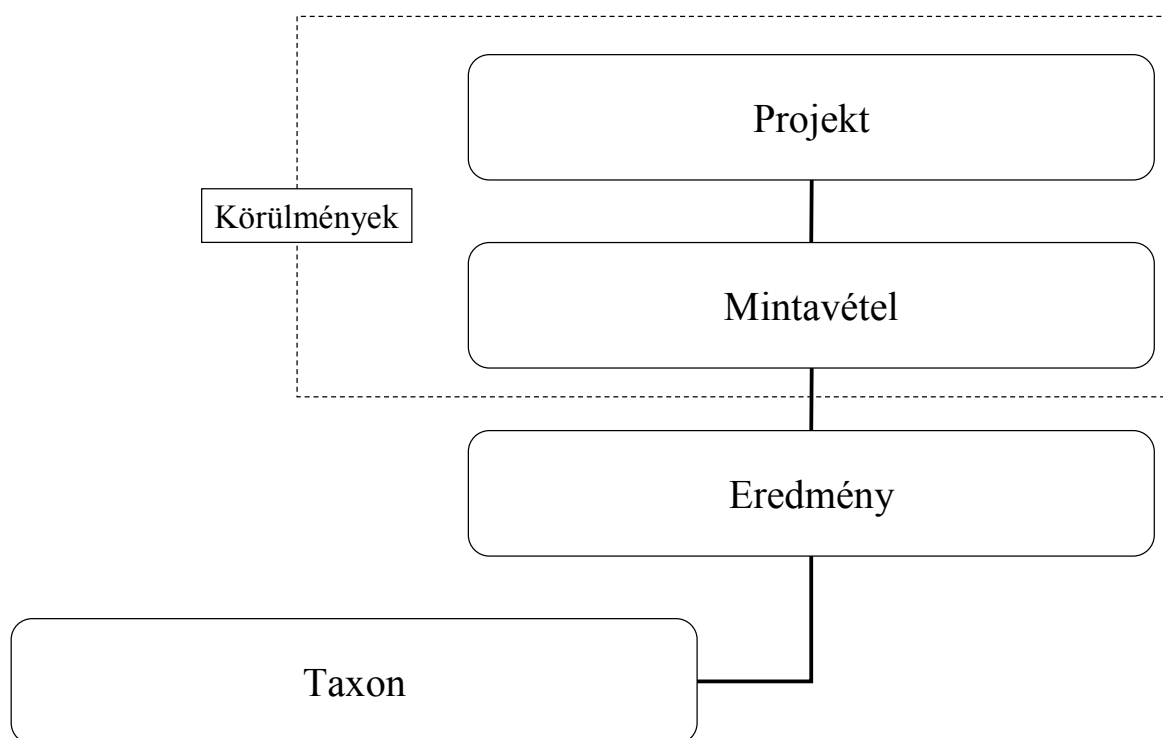
### 3.2.2.1 A projekt-független adatbázis lényege, felépítése

A metodológiai kísérletek nyomán körvonalazódni látszott egy olyan mintavételezési stratégia, amely egységesen alkalmazva többféle élőhelyen, többféle állatpopulációkkal és közösségekkel kapcsolatos kérdésfelvetés megválaszolására is alkalmas lehet. Az *objektumok, tehát populációk*: egy, vagy többfajúak. Azt is észre kellett venni, hogy valójában a kérdésfelvetéseink is hasonlóak, és hasonlóak a megválaszolásukhoz szükséges lépések. Ezt a jelenséget neveztem korábban „kaptafának”, és tárgyaltam a módszertani rész bevezetőjében (lásd 3.1.1). Ha adva van egy megközelítésbeli, módszertani és objektum szerinti kaptafánk, akkor a velük készült cipők (eredmények) sem lehetnek nagyon különbözőek, és adott esetben összehasonlításuk is értelmes lehet. Az *adatbázis koncepció* lényege, hogy amennyiben a kaptafa egy adott alkalmazása egyenlő egy adott projekttel, akkor az eredmények is hasonmúek és egy közös adatbázisban tárolhatók. Az adatbázis olyan értelemben független a projekttől, hogy szerkezete van annyira általános, hogy az adott kaptafa-családdal készült bármely projekt eredményeit és körülményeit tárolni tudja.

Maga az „ötlet” nem egyedülálló (ERIN, 1994; Berendsohn és mtsi., 1996), sőt egyenesen következik az általános adatmodell elméletből (Halassy, 1994); konzisztens gyakorlati megvalósítására azonban mégis kevés példát találni. A legtöbb szünbiológiai adatbázis kevésbé integrált, inkább speciális részfeladatokat szolgál, pl. egyed-alapú gyűjteményeket tart nyilván (Lindberg, 1996; Colwell, 1997), míg mások faunisztikai, florisztikai adatok kezelésére képesek (Copp, 1998). Az eredeti publikációk (Samu, 2000b, 2000a) nyomán röviden bemutatandó adatbázis első rekordjai 1992-ből származnak, és folyamatos használattal és fejlesztéssel azóta 650 pókfaj 6600 mintavételi alkalomból származó közel 270 000 egyedére tartalmaz a mintavételi körülményeket is rögzítő adatrekordot.

Az adatbázis adatmodellje a fentebb leírt gondolatmenetet követi, aszerint strukturálódik. Az ökológiai adatsorok fő aspektusait leképezendő, három fő modulból áll (3.7. ábra), amelyek a) leírják/megadják a szünbiológiai objektumra vonatkozó eredményeinket (pl. közösség faji összetétele), b) rögzítik a vizsgálat körülményeit, amelyben az objektumot tanulmányoztuk, valamint c) tartalmazzák a taxonómiai referenciát, amely az objektum elemeire vonatkozik.

A körülmények modult praktikus ketté bontani, egyrészt egy *Projekt modulra*, amely az adott projekt, kísérlet általánosabb adatait tartalmazza, beleértve ebbe a célkitűzéseket, kísérleti elrendezést, és a kísérleti egységek állandóbb tulajdonságait.



**3.7. ábra.** A projekt-független adatbázis adatmodelljének fő strukturális elemei.

A *Mintavétel modul* a projekt végrehajtásának közvetlen feltételeit rögzíti, amelyek élőhelyfoltonként, kezelésként, dátumonként várhatóan különbözőek; olyan változók, amelyeknek értékét a projekt tervezéskor nem rögzítettük/nem rögzíthettük. A szünbiológiai objektum fő alkotóelemeinek identitását a *Taxon modul* adja meg. Végezetül, az objektum szerkezetének megismerését célzó mintavételezés kvantitatív eredményét az *Eredmények modul* rögzíti, ahol arra is lehetőség van, hogy az egyedek bármilyen kollekcijára vonatkozó változókat tároljunk.

### 3.2.2.2 Egyed típusok megadása, kapcsolódási felület meta-adatbázisokhoz

A részletesebb struktúrára (3.8. ábra) csak az adatmodell főbb tábláinak (= egyed típusainak, lásd: Halassy, 1994) magyarázatának erejéig térek ki. A magyarázatként felsorolt jellemzők, tulajdonságok, mint adatmezők (= tulajdonságtípusok) szerepelnek az adott objektumban.

Bármiféle kutatásaink Projekttekbe rendeződnek. Egy Projektet valamiféle általános kérdésvetetés, tematika jellemez (jó esetben), van valamiféle személyi, intézményi hátte-

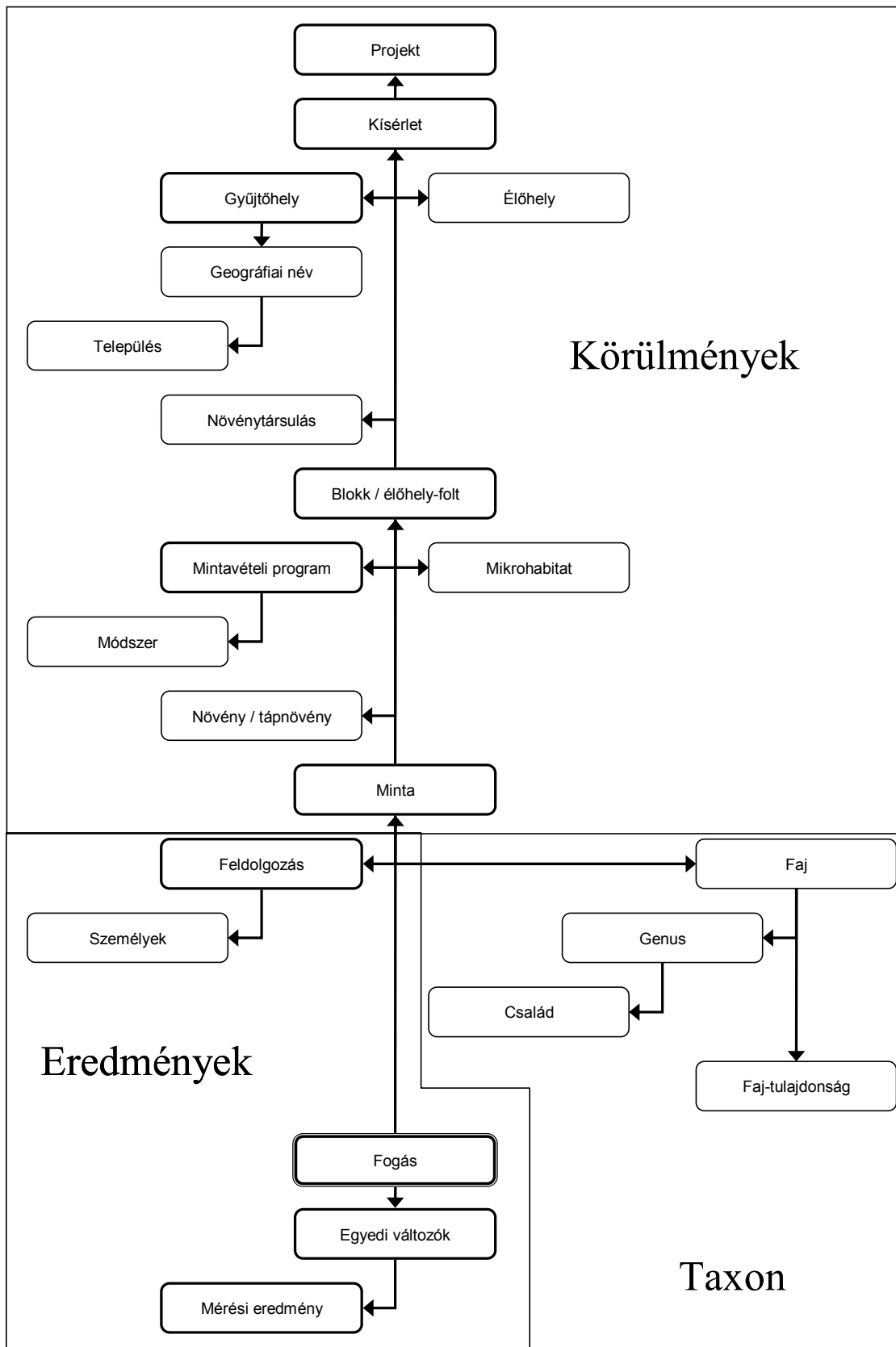
re, kapcsolódhat pályázathoz. Megvalósításához Kísérleteket kell végrehajtani. A kísérletet itt általános értelemben kell érteni, az adatbázisban végighúzódo kísérleti nomenklátúra nem csak manipulatív kísérletekre vonatkozhat, hanem megfigyelésekre, gyűjtésekre is. A Kísérlet tábla a kísérlet fő általános paramétereit tartalmazza, mint kezdő és végdátum, helyszín(ek), tesztelendő hipotézis(ek), kísérleti elrendezés.

A kísérleteket konkrét helyeken hajtjuk végre (= végezzük a megfigyelést, gyűjtést). Ez a konkrét hely a Blokk (amelyet élőhelyfoltként is értünk). A Blokk a mintavételezés térbeli alapegysége, olyan homogén terület, amelyikre a mintánkat reprezentatívnak tartjuk. Blokk lehet egy erdei tisztás, egy rét, egy mezőgazdasági tábla, vagy egy kijelölt kísérleti parcella.

A Blokk tábla leírását számos kapcsolt tábla segíti. Ilyen a Gyűjtőhely, amely egy természetes táji egység, a Blokk földrajzi helyzetét adja meg. A Gyűjtőhely kiterjedését meghatározza a mintavételezés és az objektum által kijelölt skálaszint (Addicott és mtsi., 1987; Wiens, 1989). Egy Gyűjtőhelyen többféle élőhelytípus is előfordulhat. Gyűjtőhely pl. a kísérleti földek Julianna-majorban, de egy külön gyűjtőhely a tőle csak néhány száz méternyire lévő erdős Kecskéhat, bár önmagában az is mozaikos szerkezetű. A Gyűjtőhelyek elnevezéséről Dévai (1987) értekezett részletesebben. A Blokk tehát a Gyűjtőhelynek egy (homogén) része. Jellemezhető a Növénytársulással, vagy az Élőhely típusával. Fontos tulajdonsága még a Blokknak a benne esetlegesen alkalmazott kezelés.

A mintavételezés körülményeinek eseti részleteinek leírására a Minta tábla szolgál. A *minta* definíciója: adott blokkban, adott dátummal, adott mintavételi programmal végrehajtott mintavételezésből származó *alminták* összessége. Az alminták számossága a minta nagysága. A minta tulajdonságai közé tartozik tehát a mintanagyság, a mintavételi erőfeszítés nagysága, a dátum, a blokk azonosító, a mintavételi program azonosítója, az a növény, vagy mikrohabitat, ahonnan a mintavétel történt, valamint a blokknak az adott időponthoz kötődő tulajdonságai, mint pl. a fenológiai állapot. A mintavétel metodikai részleteit a Mintavételi program táblában tároljuk.

A körülmények adatbázisba vétele és abban történő részletes tárolása valójában az adatbázis metaadatainak belső tárolását jelenti. A metaadat adat az adatról, vagyis jelen esetben annak a dokumentációja, hogy a mintavételezés milyen projekt keretében, hol, milyen módszerrel, milyen objektumon zajlott. Hasonló metaadatai vannak más ökológiai vizsgálatoknak, csak esetleg azokat nem tárolják ilyen módon. A különféle adatbázisokról, adatsorokról, általánosabban kutatási produktumokról összegyűjtött metaadatokat egy ún. metaadatbázisban is lehet tárolni.



**3.8. ábra.** A projekt-független adatbázis részlete strukturális terve. A fő adatbeviteli táblák (egyed-típusok) vastaggal, a háttér („konzerv”) táblák pedig vékonyan keretezve.

Talán felesleges ecsetelni, hogy egy ilyen adatbázis mennyire megkönnyíthetné a kooperatív kutatást, szinergizmusokat eredményezne az adatok egymásra vonatkoztatásával, azonos lokalitásokra, objektumokra vonatkozó adatsorok összekapcsolásával, együtt elemzésével. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program tervezésekor elkészítettük egy ilyen metaadatbázis részletes tervét (Horváth és mtsi., 1997), amely azonban forráshiány miatt azóta sem valósult meg. Jelen adatbázis minden esetre metaadat-előkészített, csatlakozása egy ilyen metaadatbázishoz könnyen menne.

Visszatérve az adatbázis leírásához: egy *minta* tehát állhat például 5 db két hétig üzemelő talajcsapda anyagából. Ekkor a mintanagyság 5, a mintavételi hossza 2 hét, a mintavételi erőfeszítésként pedig a csapdakerület adandó meg. Az adatbázis központi táblája a Fogás, amelyben végül is eredményeinket rögzítjük. A Fogás alminta szinten tartalmazza a határozással és számlálással kapott eredményeket.

A számosságot *identifikációs egységekre* rögzítjük. Egy identifikációs egységen belül az egyedek közt már nem teszünk további különbséget, azokat csakis számosságukkal, illetve az egységhez esetlegesen kapcsolódó mért változó értékével jellemezhetjük. Az identifikációs egység fő tulajdonsága a faji hovatartozás (vagy a legalacsonyabb szinten megállapítható taxonómiai azonosság, pl. juvenilis pókok esetében általában csak génusz). Ennek értékét a Taxon modul Faj, vagy magasabb szintű tábláiból vesszük. További tulajdonságok még a fejlődési állapot, nem, vagy más egyéb szabadon definiálható tulajdonság. Ha a vizsgálatot egyedi szinten végezzük, akkor identifikációs egységként definiálhatjuk az egyes egyedeket (ekkor számosságuk minden esetben 1), és az így egyedileg azonosított egyedekhez rendelhetünk mért értékeket, amelyeket az Egyedi változók táblában szabadon definiálhatunk és a Mérési eredmény táblában tárolhatunk.

### 3.2.2.3 *Eredmények a taxonadatbázis építésének terén*

A metodikai részben, amely a kutatások megalapozását mutatja be, meg kell emlékezni a pókokra vonatkozó Taxon háttéradatbázis létrehozásáról. A kutatások kezdetekor nem állt rendelkezésre magyarországi pókos fajlista, hiszen a legutolsó fajlista (Chyzer és Kulczynski, 1918a, 1918b) a XX. század elején jelent meg. Szinetár Csaba kollégámmal először a magyarországi pókos irodalmat gyűjtöttük egybe (Szinetár és Samu, 1995). A következő lépésben ezt az irodalmat dolgoztuk fel, és létrehoztunk egy adatbázist, amely kritikai módon tartalmazza az összes kimutatott faj mai Magyarország területére vonatkozó irodalmi említését. Ezt, mint Magyarország bibliográfiai fajlistáját publikáltuk (Samu és Szinetár, 1999), másrészt integrálásra került az adatbázissal, ahol a taxonómiai nevek a Platnick (2007) katalógus szerinti mindenkori kurrens állapotot tükrözik, és segítségével bármely fajra kikereshető, hogy melyik Magyarországra vonatkozó publikációban említik.

## 4 AGRÁR PÓKKÖZÖSÉGEK ABUNDANCIÁLIS MINTÁZATAI

A pókközösségekről szóló kutatások bevezetésénél nem kerülhető meg az a kérdés, hogy valójában mennyire tekinthetők közösségeknek a vizsgált pókpopulációk együtt-előfordulásai. A közösség fogalmát (mint annyi más fogalmat sem) az ökológusok nem egy egységes definíció alapján használják; mégis megegyezés mutatkozik abban, hogy közösség alatt adott lokalitásban előforduló, egymással valamiféle ökológiai interakcióban lévő élőlények összességét kell érteni (Morin, 1999). Aszerint, hogy a közösséget egy kváziorganizmusnak fogják-e fel – amely felfogás szerint a hasonló környezeti feltételek és a közösség tagjai közt ható kölcsönhatások révén repetitíven termelődnek ki entitásként felismerhető közösségek – beszélhetünk az *absztrakt közösség* fogalmáról; míg egy ezzel ellentétesnek látszó felfogás a *konkrét közösség* fogalmát részesíti előnyben, amely szerint az azonos lokalitásban előforduló organizmusok közt ugyan implicite feltételezhető az egymásra hatás, de ezek sokfélesége és változatos környezeti interakcióik miatt a közösség nem sokkal több, mint az egyhelyütt, egyszerre előforduló élőlények statisztikai sokasága (McCune és Grace, 2002). Véleményem szerint a határ nem olyan éles a két felfogás közt, és mindenképpen van a dolognak egy a kutatás menetére vonatkozó vetülete is: amikor elkezdünk kutatni, akkor mást nem láthatunk, mint a konkrét közösséget, de ahogyan gyűlnek az információk, megismerjük a vizsgált rendszert, úgy lehetőség nyílik a közösség absztrakt felfogására és az ismétlődő előfordulás törvényszerűségeinek, a ténylegesen ható tényezők, folyamatok feltárására. Természetesen maguk a közösségek is különbözhetnek. Vannak, amelyek könnyen beleillenek az absztrakt képbe, mert egy markáns környezeti feltétel, vagy egy közösséget meghatározó faj jól felismerhető entitásokat hoz létre, és vannak helyzetek, amikor – pl. finom gradiensek mentén – a folyamatos változás, változatosság dominál, amely mentén a közösségösszetétel is folyamatosan változik, és amely a konkrét közösség fogalommal fogható jól meg.

Egy következő kérdés, hogy egy szűk taxonómiai csoport populációi mennyiben nevezhető közösségnek. Az irodalmi ismeretek mindenképpen azt mutatják, hogy a pókok trofikus interakciók révén kötődnek a közösség többi eleméhez (lásd a 2.2.1.3 szakasz idézeteit). De a kötődés minősége meglehetősen egységes a pókokon belül, ellentétben például más heterogénebb életmódot folytató állatcsoporttal. A pókok „taxocönózisa” tehát, egy



elégge egységes viselkedésű részhalmaza egy élőlényközösségnek, és az interakciók miatt a pókközösség változásai az egész közösséget érintő folyamatok (pl. degradáció) indikátorai lehetnek. A dolgozat folyamán tehát maradok a „pókközösség” elnevezés mellett, azzal, hogy az minimálisan egy konkrét közösségként fogható fel; valamint azzal a másik kitétel-lel, hogy a vizsgált részközösség nyilvánvalóan a teljes közösségnek csak egy szelete, de amelynek viselkedése adott esetben indikatív lehet az egész közösségre nézve.

## 4.1 Abundancia, egyedsűrűség

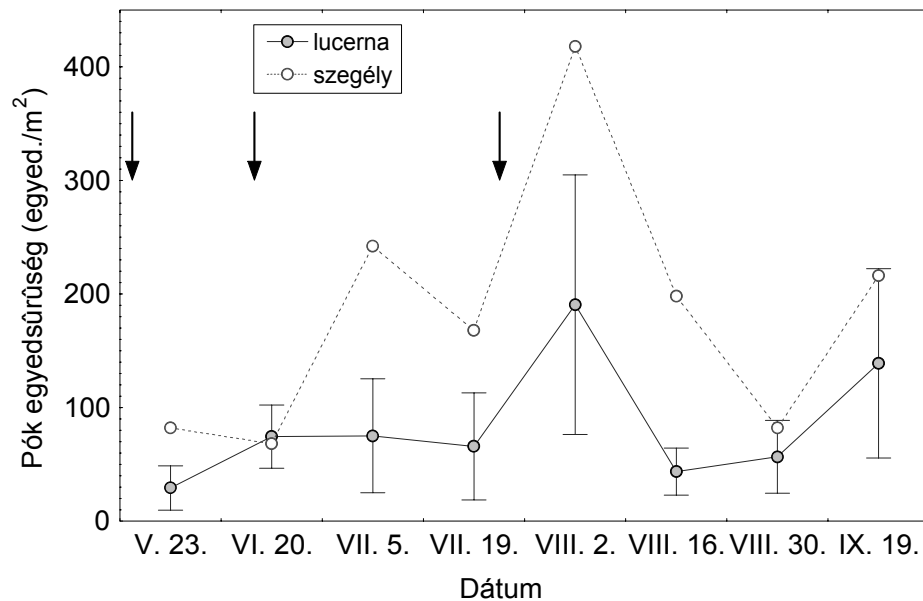
A mezőgazdasági pókközösségek jellemzésekor feltehető egyik legelső kérdés, hogy valóban mennyi pók is található a különféle agrárterületeken; egyedszámuk, biomassájuk révén vajon mekkora súlyt képviselnek eme életközösségekben? Miután az egyedsűrűség közvetlen becslésére a relatív módszernek számító talajcsapdázás nem megfelelő, így a kérdés megválaszolásához a motoros szippantós tanulmányokat lehet felhasználni.

### 4.1.1 Pókok egyedsűrűsége lucernában és szegélyekben

A lucernás vizsgálatok egy részét Tolna megyében, Kisdorogon végeztük (Samu és mtsi., 1996a), 5 éves 16 ha-os lucernatáblában [kisdorog1-magluc], amely a vizsgálati évben (1995) peszticid kezelést nem kapott. A szippantós mintavétel eléggé intenzív volt, áprilistól szeptemberig kéthetes közökkel 23-23 db 10 lenyomásos transzekt mintát vettünk, a tábla melletti füves szegélyben [kisdorog1-szegely] pedig 5-5-öt. A pókok egyedsűrűsége a lucernában  $85,6 \pm 75,46$  egyed/m<sup>2</sup> (átlag $\pm$ SD), míg a szegélyben  $184,3 \pm 115,79$  egyed/m<sup>2</sup> volt, utóbbi szignifikánsan magasabb érték (páros t-teszt: *d.f.* = 7; *t* = 3,4; *P* < 0,05). A pók-egyedsűrűségben augusztus elején mutatkozott egy magasabb csúcs, amely a szegélyben extrém magas, 400 egyed/m<sup>2</sup>-en felüli, de a lucernában is 190 egyed/m<sup>2</sup>-es denzitást jelzett (4.1. ábra).

Vajon mennyire általános, hogy ilyen magasnak mondható pók-egyedsűrűség alakuljon ki mezőgazdasági földeken? Az adatbázisból 25 olyan lokalitást lehetett kiválasztani, ahol egy adott kultúrának a vizsgálata legalább 50 db rovarszippantós mintával történt. Ezek közül 16 helyen volt búza, 20 helyen lucerna (9 helyen mindkettő) [a konkrét blokk rövidítéseket a 4.2. ábra tartalmazza]. Az egyedsűrűséget minden egyes mintára kiszámolva, az értékek meglehetősen nagy szórását kaptuk: a búza esetében az átlagos egyedsűrűség 6-88

egyed/m<sup>2</sup> közt, míg lucerna esetében 9-357 egyed/m<sup>2</sup> közt változott (4.2. ábra). Azokon a helyeken, ahol mindkét kultúrában történt gyűjtés, lucerna és búza közt igazán jelentős különbség nem mutatkozott a pók-egyedsűrűségben, de a lucernában gyakrabban volt több pók. Kiugróan magas egyedsűrűségek voltak viszont néhány Tolna megyei lucernásban, ahonnan búzás adatunk nem volt.

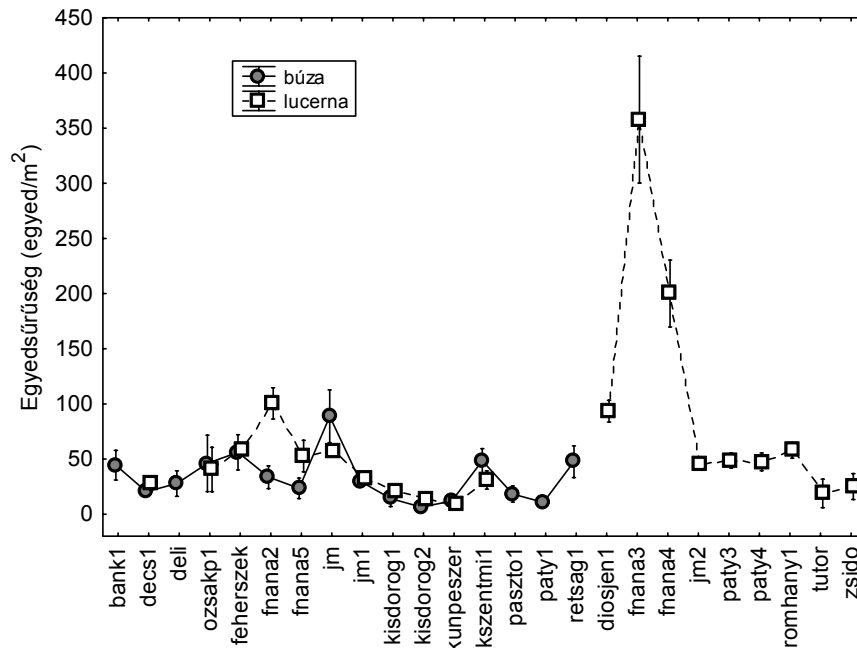


**4.1. ábra.** A pók-egyedsűrűség szezonális változásai a kisdorogi lucernában és füves szegélyben, motoros szippantós mintából becslve. A nyilak a kaszálási időpontokat jelzik. A hibavonalak a szórást mutatják.

**4.1. táblázat.** Beágyazott ANOVA modell eredménye, az egyes minták log<sub>10</sub> transzformált egyedsűrűségein, mint függő változón.

1.	2.	d.f.	3.	MS	4.	F	5.	P	
6.	<b>Kultúra(Gyűjtőhely)</b>	7.	11	8.	0,4765	9.	2,47	10.	0,005
11.	<b>Gyűjtőhely</b>	12.	24	13.	1,7690	14.	9,18	15.	0,0001
16.	<b>Hiba</b>	17.	985	18.	0,1927	19.		20.	

Az egész adatsort tekintve – miután nem minden kultúra volt képviselve minden gyűjtőhelyen – a kultúrát, mint a gyűjtőhelybe ágyazott hatást figyelembe vevő ANOVA modell, logaritmus transzformált adatokon, a gyűjtőhely igen erős, de a kultúrának szintén szignifikáns hatását jelezte (4.1. táblázat).



**4.2. ábra.** 25 gyűjtőhely búza-, ill. lucernaföldjeinek pók-egyedsűrűsége. Átlag ± 95% konfidencia intervallumok.

A fentiek szerint elmondható, hogy általában a lucernásokban magasabb a pókdenzitás. Ennél még fontosabb az az általános eredmény, hogy a két szántóföldi kultúrát tekintve „általában” milyen magas a pókok létszáma, hiszen, még ha a két kiugró felsőnáni táblát kizárjuk, még úgy is 40 pók/m<sup>2</sup>-nél magasabb átlagot kapunk.

#### 4.1.2 Abundanciális mintázatok megvitatása

Hogyan viszonyulnak a magas pókdenzitást mutató eredményeink eddigi ismereteinkhez? A szippantott minták értelmezésekor mindenképp figyelembe kell venni a metodikai alapozás során szerzett tapasztalatunkat, vagyis, hogy a széli hatás révén akár 2-3-szorta magasabb egyedsűrűség becslést kaphatunk. A jelölés-visszafogásos vizsgálatból illetve a talajcsapda módszerrel való összevetésből viszont az is látható volt, hogy a szippantásos módszer (ha különböző okok miatt is), bizonyos családokat alulreprezentál. Ide tartozik két olyan agrárterületeken jelentős család, mint a kövipókok és a farkaspókok (lásd 3.3. táblázat). Egy másik igen jelentős család, a vitorlaspókok (*Linyphiidae*) szántóföldi egyedsűrűségéről saját vizsgálatommal mutattam ki, hogy az erősen limitált az aljzat-közeli növényzeti / fizikai struktúra által. A megfelelő hálóépítő helyekért erős interferencia kompetíció tapasztalható, és ezek számának mesterséges megnövelésével a populáció akár 13-szorosára is növelhető volt (Samu és mtsi., 1996b). Egy független vizsgálatban a strukturáltság növe-

lését követően Alderweireldt (1994) szintén hasonló nagyságú növekedést mutatott ki. Ez csak egy példa arra, hogy a pókpopulációk mennyire érzékenyek bizonyos környezeti paraméterekre. A szakirodalomban is változatos utalásokat találhatunk a mezőgazdasági pókdenzitásra. Szántóföldi kultúrákból 10 egyed/m<sup>2</sup> körüli értéktől (Lemke és Poehling, 2002; McLachlan és Wratten, 2003) felfelé, egészen 780 egyed/m<sup>2</sup>-es értékig (Toft és mtsi., 1995) jelentettek pók-egyedsűrűségeket – mindegyik érték motoros szippantós mintából származott. Átfogó review cikkükben Nyffeler és Sunderland (2003) az átlagos európai szántóföldi pók-egyedsűrűséget 82 egyed/m<sup>2</sup>-nek számították. Úgy gondolom, hogy a fenti vizsgálatok összességükben megnyugtatóan megválaszolják a szántóföldi kultúrákban található pók-egyedsűrűségek közelítő, nagyságrendi értékét. Ennél pontosabb értékre nincs is szükség, hiszen az aktuális érték lokálisonként, időpontonként, és számos hatás által befolyásolva tág értékek közt változhat.

## 4.2 Sokféleség

A pókok tehát változó, de gyakorta nem kis egyedsűrűséggel vannak jelen a mezőgazdasági kultúrákban. Természetesen vetődik fel következő kérdésként, hogy ez a magas egyedszám mekkora fajgazdagságot, diverzitást takar? Kezdeti, intuitív nullhipotézisünk az volt, hogy a monokultúras, a természetten kívül más növényfajokat csak nemkívánatos elemként tartalmazó agrárélőhelyek csak szegényes, kis fajszámú pókközösségeknek adnak éleletteret. Hipotézisünket a különféle projektek keretében gyűjtött adatsoraink metaanalízisével próbáltuk tesztelni.

### 4.2.1 A becslés módszertana

Természetesen mi sem kerülhettük el azokat a problémákat, amik akkor jelentkeznek, ha állatfajok közösségeinek sokféleségét kívánjuk jellemezni. A sokféleség leírható különféle diverzitás indexek segítségével, amelyek nemcsak a fajszámot, hanem az egyedek fajok közti eloszlását is figyelembe veszik (Magurran, 1988; Tóthmérész, 1995). A dierzítási indexek maguk is diverzek, az közösségek különböző tulajdonságait különböző súllyal veszik figyelembe. A sokféleség egy egyszerűbb mértéke a fajgazdagság, amely kétségtelen, hogy a diverzitásnak csak egyetlen aspektusát ragadja meg, viszont éppen egyszerűsége – darabban kifejezett teljes fajszám – miatt közérthető és jelentős intuitív erővel bír.

A sokféleség bármelyik fajta reprezentációját is választjuk, a következő nehézséget az okozza, hogy nem rendelkezünk teljes ismerettel az közösség egészéről, annak sokféleségét csak minták alapján tudjuk becsülni. Ez a probléma fokozottan jelentkezik ha különböző helyen, időpontban, mintavételi erőfeszítéssel gyűjtött anyagok alapján akarunk állatközösségeket jellemezni. A diverzitásindexek közül ezért a mintanagyságra kevésbé érzékeny alfa diverzitási indexet (Kempton és Taylor, 1974) adom meg, amelynek további jó tulajdonsága, hogy pl. a Shannon-Wiener indexnél kevésbé befolyásolják a legdominánsabb fajok.

Egy közösség teljes fajszámát – a fajgazdagságot – hagyományosan a mintanagyság – kapott fajszám kapcsolatát leíró fajakkumulációs görbék telítési értékéből határozzák meg (egy hazai alkalmazására példa Samu és Lövei, 1995). Ekkor a tapasztalati görbére illesztenek egy függvényt, amelynek az asszimptotája számítható – innen a módszer „paraméteres” elnevezése. Ezzel szemben léteznek nem paraméteres becslők, amelyek ilyen függvénykapcsolatot nem tételeznek fel. Jelen dolgozatban a fajgazdagsági értékek közül az EstimateS programcsomag (Colwell, 2005) segítségével számítható ACE nem paraméteres, minta borítás alapú becslő értékeit adom meg. Chazdon és mtsi. (1998) nyomán: a *minta borítás* egy broken stick eloszlást követő közösségben az eredeti pálcának az azon hosszúságú része, amit a mintavételezés során a pálcá darabjaiból össze tudunk rakni (a teljes pálcá többi darabját nem tudtuk begyűjteni). Ebből az információ mennyiségből kellene megbecsülnünk az összes darabka számát, vagyis a teljes fajszámot. A nem paraméteres becslők kifejlesztésénél arra jöttek rá, hogy a legtöbb információt a rövidke darabok hordozzák. Az ACE (Abundance-based Coverage Estimator of species richness) becslés előnye, hogy a) nem csak az incidenciát, hanem az abundanciát is figyelembe vesz, b) a becslés azon fajok adataira támaszkodva történik, amelyek 10-nél kevesebb egyeddel szerepelnek a mintában. Más nem paraméteres becslők csak az 1-es és 2-es egyedszámú fajokkal számolnak (Chao, 1987). Az ACE számításának menetét Colwell (2005) közli.

#### 4.2.2 Gabona és lucerna pókközösségek sokfélesége

**A sokféleség becslései.** A diverzitás és fajgazdagság becsléseket gabona- és lucernatáblákra nézve végeztük el. A gabona eredmények publikált adatok (Samu és mtsi., 2001) alapján kerülnek közzé. A lucernás eredmények ugyanilyen paraméterek alapján nem lettek kiértékelve, ezért az adatbázis felhasználásával publikálatlan, illetve más szempontból publikált (Samu és mtsi., 1996a; Samu, 2003) adatsorok analízisét közlöm. Minden analízisnél szempont volt, hogy legalább egy teljes szezont felölelő és minél több egyedet tartalmazó adatsorból történjen a számítás. A gyűjtési módszerek lokalitásonként motoros szippantó, talajcsapda, vagy mindkettő voltak (lásd 4.2. és 4.3. táblázatok).

**4.2. táblázat.** Gabona adatsorok fajgazdagság és diverzitás adatai (Samu és mtsi., 2001) nyomán. Blokk elnevezések feloldása az 1. függelékben. szipp. = motoros szippantó, tcs. = talajcsapda, komb. = a 2 módszer kombinációja.  $S_{obs}$  = megfigyelt fajszám; N = fogott egyedszám;  $S_1$  = egy egyeddel képviselt fajok száma. Az ACE fajgazdagság becslőt részletesebben lásd a szövegben és Colwell (2005)-nél.

Blokk	Módszer	Minták	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>1</sub>	S <sub>1</sub> /S <sub>obs</sub>	ACE	Alfa
bank1-búza	szipp.	12	533	18	5	0,28	21,5	5,1
retsag1-búza	szipp.	7	333	22	16	0,73	106,6	8,6
fnana2-búza	szipp.	11	402	17	7	0,41	28,8	5,5
fnana2-búza	komb.	26	645	30	14	0,47	59	8,1
fnana2-búza	tcs.	15	243	18	9	0,50	40,6	4,8
jm-búza	szipp.	48	2254	49	27	0,55	100,2	13,3
jm-búza	komb.	93	3988	76	29	0,38	110,7	15,6
jm-búza	tcs.	45	1734	45	13	0,29	58,8	8,7
kartal1-búza	tcs.	21	1661	53	23	0,43	86,9	10,7
kartal2-búza	tcs.	58	1039	56	20	0,36	77,9	13,2
kartal3-búza	tcs.	83	3713	91	23	0,25	111,5	17,2
szombath2-búza	tcs.	9	4179	36	12	0,33	50,5	5,7

**4.3. táblázat.** Lucerna adatsorok fajgazdagság és diverzitás értékei (Samu és mtsi., 1996a; Samu, 2003 adataiból), valamint Fetykó Kinga Ph.D. hallgató által Erdélyben gyűjtött publikálatlan (\*), valamint saját publikálatlan adatokból (\*\*) számítva. Rövidítések magyarázata a 4.1. táblázatban.

Lokalitás	Módszer	Minták	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>1</sub>	S <sub>1</sub> /S <sub>obs</sub>	ACE	Alfa
fnana2-luc	szipp.	19	1111	31	11	0,35	48,33	5,92
fnana3-luc	szipp.	6	492	20	7	0,35	27,6	4,19
fnana4-luc	szipp.	7	628	40	19	0,48	61,5	9,51
fsz_lucK**	komb.	26	362	37	13	0,35	52,52	10,32
fsz_lucNy**	komb.	24	483	35	13	0,37	51,26	8,67
Icl2-luc*	tcs.	27	1519	40	16	0,40	72,92	7,53
jm-luc1	szipp.	126	2657	48	14	0,29	63,2	8,32
jm-lucsig	szipp.	22	431	33	17	0,52	65,71	8,32
liv1-luc*	tcs.	27	1303	33	6	0,18	38,22	6,16
jm-savosluc-normal	komb.	214	2855	84	35	0,42	132,55	16,23
jm-savosluc-savos	komb.	428	5637	100	34	0,34	145,62	17,27

Ugyanezen kritériumok szerint választottam különféle jellegű gyepterületeket is, amelyekre szintén kiszámítottam a sokféleségi paramétereket (4.4. táblázat). A természetes, természetközeli állapotútól a füves táblaszegélyig terjedő természetességi állapotú gyepek sokféleségi értékei a mezőgazdasági pókközösségek megítéléséhez nyújtanak támpontot, adnak egyfajta referencia értékeket.

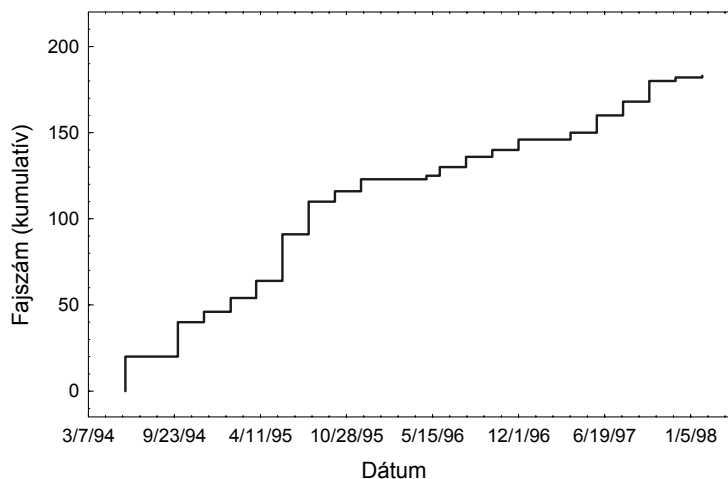
**4.4. táblázat.** Különféle gyepes élőhelyek pókközösségeinek fajgazdagsága és diverzitása. Szegély adatsorok publikálva: (Samu és mtsi., 1996a; Samu és mtsi., 2001), gyepes adatsorok részben publikálatlanok, részben (Samu és Szinetár, 2000) adatsoraiból számítva. Rövidítések magyarázata a 4.1. táblázatban.

Lokalitas	Módszer	Minták	N	S <sub>obs</sub>	S1	S1/S <sub>obs</sub>	ACE	Alfa
Sash-brom	tes	61	757	57	20	0,35	72,06	14,29
Sash-sesleri	komb	92	774	57	16	0,28	69,08	14,19
org-egd	tes	65	767	45	14	0,31	60,2	10,44
fsz-loszgy	dvac	22	269	57	31	0,54	121,59	22,12
jm-sziklagy3	komb	22	499	76	26	0,34	103,12	24,97
km_vsik	komb	74	2367	59	24	0,41	101,94	10,97
jm1-szegely	komb	242	2508	89	33	0,37	127,5	18
fsz_szikny	komb	25	769	64	19	0,30	84,4	16,59
fsz_szikK	dvac	22	1737	59	19	0,32	80,47	11,8
jm-sziklagy2	dvac	31	840	55	17	0,31	67,23	13,19
kp_sztyepr	komb	27	532	69	22	0,32	91,57	21,14
org_nek	komb	165	1354	54	14	0,26	62,97	11,25
paty1-szegely	dvac	15	452	37	16	0,43	61,16	9,54
fnana2-lucszeg	komb	33	960	37	12	0,32	50,24	7,64

**Sokféleségi mintázatok.** A gabona és lucerna fajgazdagsági és diverzitás értékek első ránézésre azt mutatják, hogy egyrészt nagy a variáció az egyes táblák között, másrészt hogy a két kultúra értékei között nincs lényegi különbség. Szintén szembeűnő, hogy a táblák közti variációért erősen felelős a mintanagyság is. A fajgazdagsági becslők elméletileg a teljes fajgazdagságot becslik, s ezeknek ideális esetben egy eléggé kicsiny mintanagyság után be kellene állniuk egy mintanagyság-független stabil értékre, ami azonban az itt bemutatott valóságos szituációkban megghiúsult. A jelenség egy lehetséges magyarázata (Colwell és mtsi., 2004), hogy az alminták nem egy homogén közösséget mintáznak, hanem a térbeli heterogenitások (foltosság) és az időbeli változások miatt, minél szélesebben

merítünk, egyúttal annál tágabban is vonjuk meg a mintázott közösség határát. Ezen folyamat időbeli aspektusát jól szemlélteti, hogy a Sas-hegyen Szinetár Csabával közösen végzett többéves gyűjtéseink során (Samu és Szinetár, 2000) a fajszám kumulatív változása minden vizsgálati évben új lendületet kapott, és bár az ország ismert fajszámának mintegy harmadát sikerült kimutatnunk, a görbe még így is távol állt a telítéstől (4.3. ábra).

Ahhoz, hogy a kapott sokféleségi mutatókat értékelni tudjuk, a fentiek szerint meg kell vizsgálnunk azok függését a mintanagyságtól; és miután a minták különféle módszerekkel lettek felvéve, a mintavételi módszertől való függőséget szintén vizsgálni kell. Ez egy ANCOVA modellben tehető meg, ahol folyamatos változóként a mintanagyságot természetes egységekben kifejező – és a mintavételi módszertől talán legkevésbé függő – mértékkel, az adult egyedszámmal adtam meg (4.5. táblázat).



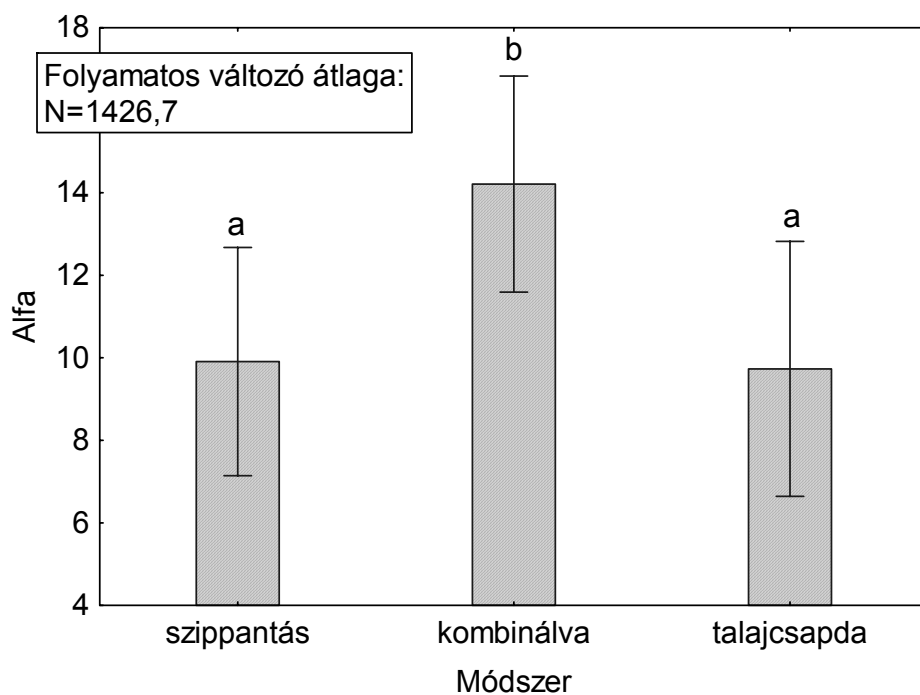
**4.3. ábra.** Az egyes gyűjtési időpontokban kapott kumulatív (tapasztalati) fajszám a Sas-hegyen végzett többéves gyűjtési projektben (Samu és Szinetár, 2000).

A fajgazdagság függése a mintanagyságtól magasan szignifikáns, míg a módszertől nem függ az értéke. Az alfa diverzitás esetében a függési sorrend fordított. Az alfa index alacsony függősége a mintanagyságtól az irodalomból is ismeretes volt, de itt kiderült, hogy egy másik, szintén eléggé függetlennek tartott módszerhez (ACE) képest is milyen jól vizsgázott (4.5. táblázat). A módszerek összehasonlítása láthatóvá tette, hogy a módszerfüggőség nem a szippantós illetve talajscapdás módszer között jelentkezett, hanem aközött, hogy egyetlen módszert használtunk-e, vagy pedig a módszerek kombinációját, hiszen ha mindkét módszer eredményeire támaszkodtunk, akkor a post-hoc teszt szerint szignifikánsan magasabb diverzitást tudtunk kimutatni (4.4. ábra).



**4.5. táblázat.** Az ACE fajgazdagsági becslés és Alfa diverzitási index függése az összes fogott adult egyedszámban (N) kifejezett mintanagyságtól és a módszertől (ANCOVA modellek), az összes lucernás, gabonás, gyp és szegély adatsort figyelembe véve.

	<i>d.f.</i>	MS	F	P
<b>ACE</b>				
N	1	8083,50	12,47	0,001
Módszer	2	1466,46	2,26	0,119
Hiba	33	648,02		
<b>Alfa</b>				
N	1	15,40	0,671	0,416
Módszer	2	81,47	3,58	0,039
Hiba	33	22,74		



**4.4. ábra.** A becslés alapjául szolgáló egyedszámok átlagára kalkulált alfa diverzitás értékei az alkalmazott módszereként. A hibavonlak a 95%-os konfidencia intervallumot mutatják. A különböző betűk a Tukey HSD post-hoc teszt alapján P = 0,05 szignifikancia szinten szignifikáns különbséget jelölnek.

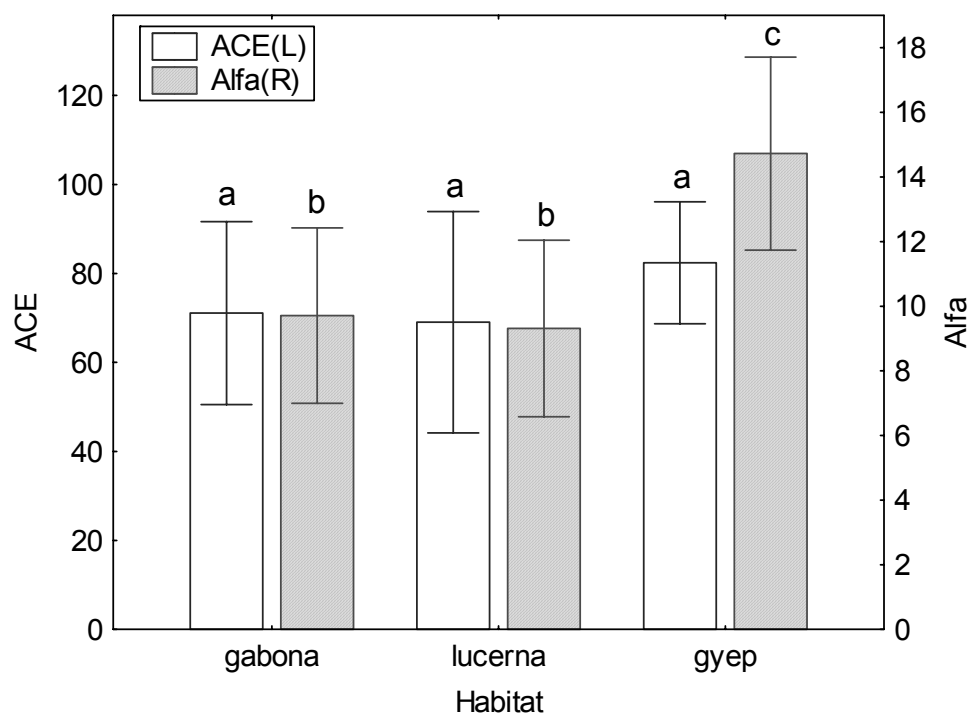
### 4.2.3 Agrár és természetes élőhelyek összehasonlítása

Az előkészítés után immár tesztelhető kezdeti nullhipotézisünk, miszerint a vizsgált gabona és lucernaföldek pók fajgazdagsága, diverzitása kisebb, mint az agrárélőhelyekhez fizionómiailag viszonylag hasonló, de azoknál állandóbb természetközeli élőhelyek pók sokfélesége. A hatásokat ismét ANOVA-típusú modellekkel elemeztem; az előző elemzések eredményeit figyelembe véve, a fajgazdagságnál az egyedszámmal, mint folyamatos változóval, míg a diverzitásnál a módszerrel, mint faktorral kontrollálva néztem meg, hogy a vizsgált három élőhelytípus pókközössége különbözik-e a függő változók tekintetében. Az eredmények azt mutatták, hogy a habitat hatása egyedül a diverzitásnál mutatkozott meg, míg a fajgazdagságot tekintve a vizsgált élőhelyek átlagai statisztikailag nem különböztek (4.6. táblázat). Ha a diverzitást tekintjük, akkor Tukey HSD post-hoc teszt alapján kimondhatjuk, hogy a mezőgazdasági élőhelyek diverzitása egymással megegyezett, és a gyepekénél szignifikánsan alacsonyabb volt (4.5. ábra).

Az eredeti nullhipotézis tehát, az egyik vizsgált paraméter esetében beigazolódott, a másik esetében viszont nem. A trendet én mégis azonosnak vélem. A két kultúra mindkét sokféleségi értéke valamelyest kisebb volt, mint a gyepeké, de a különbséget, még a szignifikáns diverzitás esetében sem nevezném nagynak, markánsnak. Ez a kvalitatív megállapítás egyébként egybeesik korábbi megállapításainkkal, amelyet részben eltérő, részben pedig kisebb adatháttér mellett tettünk (Samu és Szinetár, 2002), tehát egyfajta megismételt eredménynek is tekinthető.

**4.6. táblázat.** Az ACE fajgazdagsági becslés és az Alfa diverzitási index függése az élőhely típusától összetett ANOVA modellekben. A variancia homogenitás teszt (Levene) egy esetben sem szignifikáns.

	<i>d.f.</i>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>ACE</b>				
Habitat	2	1259,90	2,01	0,151
N	1	6963,51	11,09	0,002
Habitat*N	2	562,76	0,89	0,418
Hiba	31	627,70		
<b>Alfa</b>				
Módszer	2	47,22	2,26	0,122
Habitat	2	69,77	3,34	0,049
Módszer*Habitat	4	9,24	0,44	0,776
Hiba	28	20,87		



**4.5. ábra.** A két számított sokféleségi érték függése az élőhely típusától. A különböző betűk (változón belül) szignifikánsan különböző értékeket, a hibavonalak a 95%-os konfidencia intervallumokat jelölik.

A nagyságrendek értékelésekor, és az általánosíthatóság mérlegelésekor azonban két további dolgot kell figyelembe venni. Egyrészt, a lucerna és búza a hazai mezőgazdasági gyakorlatban azok közé a kultúrák közé tartozik, amelyek csak nagyon ritkán részesülnek inszekticides kezelésben. Ez különösen igaz volt a 90-es évek körüli időszakokra, amikor Magyarországon talán a legkevesebb pénz jutott ilyen kezelésekre, a mezőgazdaság kemizáltsága országos szinten is jelentősen visszaesett. Másrészt, abban, hogy mely táblák kerültek mintavételezésre, illetve kerültek be az analízisbe, óhatatlanul is volt némi részrehajlás. A helyi farmerek, növényvédelmi szolgálat szakemberei inkább ajánlották a kevésbé kemizált táblákat, és a mintavételezés során is csak a jobb táblákból jött össze a statisztikailag értékelhető egyszám. Jelenleg, amikor tájökológiai vizsgálatok során intenzíven művelt gabonában is gyakorta dolgozunk, a gyűjtések terepi tapasztalata alapján (jelenleg még részletesebb feldolgozás és analízis nélkül), úgy tűnik, hogy sokkal rosszabb a helyzet. A kép tehát, amit lefestettem feltétlenül valós annyiban, hogy nem kell semmilyen különleges körülmény ahhoz, hogy szántóföldi kultúrák magas fajszámú pókközösségeknek adjanak otthon, de árnyalni kell úgy, hogy ez csak a potenciális helyzet, amit az intenzív művelés – elsősorban az inszekticides kezelés – nagymértékben leronthat.

## 4.3 Közösségszerkezet

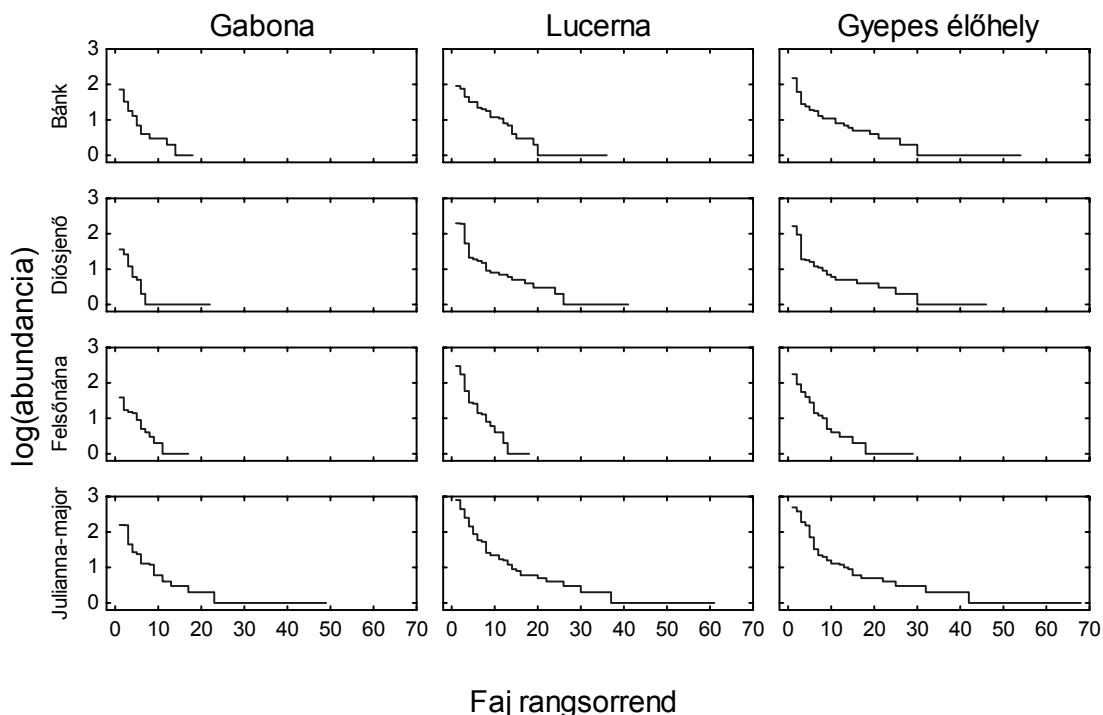
Az a megállapításunk, hogy a szántóföldi pókközösségek potenciálisan a gyepkével vete-  
kedő fajgazdagsággal rendelkezhetnek, de a diverzitás tekintetében mégis alulmaradnak,  
előrevetíti, hogy a természetes és mezőgazdasági közösségek közti különbség a fajok el-  
oszlásának különbségével magyarázható.

### 4.3.1 Szántó- és gyepközösségek szerkezete

A pókközösségeket érintő vizsgálatoknál abból indultunk ki, hogy bizonyos alapvető szer-  
kezeti mintázatok jelezhetik az egész közösség milyenségét. Feltételeztük, hogy az szántó-  
földi pókközösségek egyszerűbb szerkezetűek, kevesebb fajúak, néhány abundáns faj által  
domináltak, míg velük szemben a természetes közösségek pókközösségei dominancia gör-  
be lefutása egyenletesebb, és alapvetően nagyobb a fajgazdagságuk.

Hipotézisünket először a hazai gabonatóblák pókközösségeit leíró cikkünkben vizsgál-  
tuk (Samu és mtsi., 2001). Az közösségek szerkezetét négy lokalitás búza és lucerna táblá-  
iban, valamint környező füves élőhelyeken [bank1-búza, romhany1-luc, romhany1-gyep,  
retsag1-búza, diosjen1-luc, retsag1-irtret, fnana2-búza, fnana2-luc, fnana2-szegely, jm-  
búza, jm-luc1, jm-felhkaszalo3] állapítottunk meg, az összehasonlíthatóság kedvéért egy-  
öntetűen motoros szippantós gyűjtésekből. Az eredmények grafikus ábrázolása rang-  
abundancia görbék segítségével történt (4.6. ábra).

Az agrárközösségek szerkezetét később egy jelentősen kibővített adatmennyiségen is  
vizsgáltuk, az agrobiont fajokról szóló cikkünk keretében (Samu és Szinetár, 2002), ahol  
is 8 megye 19 településének határából származó gyűjtési adatokat vettünk figyelembe. Mi-  
vel e cikk eredményeire még többször történik hivatkozás, közlöm az eredeti publikáció  
lokalitásokat tartalmazó táblázatát (4.7. táblázat). A pókközösségek összehasonlítása itt  
szintén gabonatóblák, lucerna és gyepes élőhelyek között történt, de ez alkalommal egyön-  
tetűen csak a talajcsapdás adatokat figyelembe véve. Itt minden blokkban az első 10 leg-  
dominánsabb faj relatív dominanciáját állapítottuk meg, és ezeket a százalékos értékeket  
átlagoltuk élőhelytípusonként (4.7. ábra).

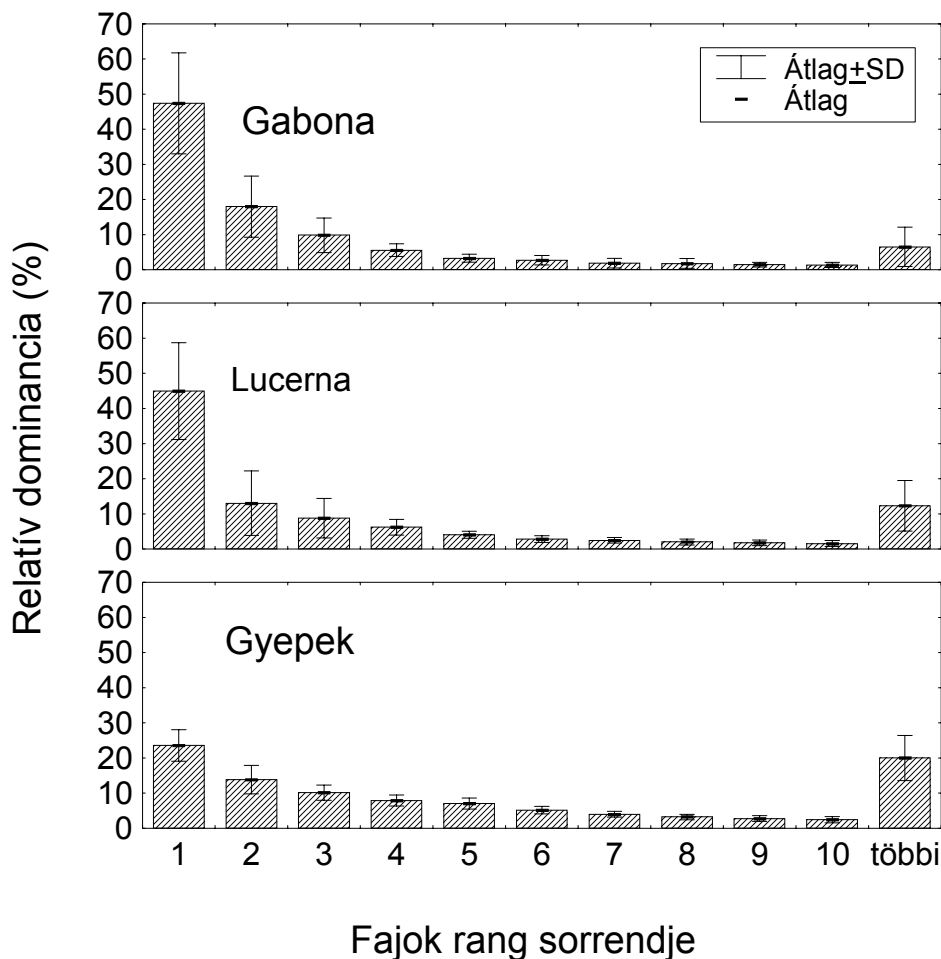


**4.6. ábra.** Három élőhelytípus rang-abundancia görbéi 4 különböző gyűjtési helyről (Samu és mtsi., 2001). A mintavételezés minden esetben motoros szippantóval történt.

**4.7. táblázat.** (Samu és Szinetár, 2002) cikkében szereplő, és a metaanalízis során felhasznált gyűjtőhelyek. (L = lucerna, G = gabona, Gy = gyepek típusok száma), tcs = talajcsapda, szipp. = motoros szippantó; a mintavételi blokkok adatai az 1. függelékben szerepelnek)

Megye	Település	Blokk	Élőhelyek	Módszer
Baranya	Nagyharsány	1	GY(2)	tcs.
Csongrád	Királyhegyes	2	L, GY(2)	tcs., szipp.
Heves	Hatvan	1	G	tcs.
Heves	Recsk	1	GY(1)	szipp.
Nógrád	Bánk	1	G	szipp.
Nógrád	Diósjenő	1	L	szipp.
Nógrád	Pásztó	1	G	szipp.
Nógrád	Rétság	1	G, GY(1)	szipp.
Nógrád	Romhány	1	L, GY(1)	szipp.
Pest	Kartal	2	G	tcs.
Pest	Nagykovácsi	3	L, G, GY(2)	tcs., szipp.
Pest	Páty	3	L, G, GY(1)	szipp.
Pest	Budapest	1	GY(1)	tcs., szipp.
Tolna	Decs	1	L, G	szipp.
Tolna	Felsőnána	5	L, G	tcs., szipp.
Tolna	Szekszárd	1	L, G	szipp.
Tolna	Tevel	1	L, G	tcs., szipp.
Vas	Szombathely	2	G	tcs.
Veszprém	Somlónásárhely	1	GY(1)	tcs.

Kezdeti hipotézisünk mindkét vizsgálat, illetve mindkét gyűjtési módszer alapján igazolódni látszott, kivéve a közösségek teljes fajgazdagságát, amely, mint már megmutattuk és megvitattuk (4.5. ábra) potenciálisan az agrárélőhelyeken sem volt alacsonyabb, mint a gyepekben.



**4.7. ábra.** A fő habitattípusok pókközösségeinek faj-dominancia struktúrája talajcsapdás gyűjtések alapján (Samu és Szinétár, 2002).

Szemben a természetközeli élőhelyekkel, a kevésbé strukturált, monokultúrás (de legalább is egy növényfaj óriási dominanciájával jellemezhető) agrárélőhelyek pókközösségei inkább voltak jellemezhetőek egy vagy néhány faj túlsúlyos dominanciájával. Az első számú faj dominancia értéke a szántóföldi élőhelyeken szignifikánsan magasabb volt, mint a gyepekben (egy utas ANOVA:  $F = 10,03$ ;  $d.f. = 2,19$ ;  $P < 0,005$ ; Tukey HSD teszt  $P = 0,05$ -os szint: gabona vs. lucerna: NS; gyp: mindkettőtől szignifikánsan különbözik). A gyepekben a dominancia értékek csökkenésének meredeksége szintén kimutathatóan kisebb volt (3 fő élőhelytípus közötti meredekség eltérés szignifikáns: ANCOVA modell  $\log(\text{dominancia})$  függő változón, élőhely\*rang interakció:  $F = 12,47$ ;  $d.f. = 2,214$ ;  $P < 0,0001$ ).

## 5 AZ AGROBIONT PÓKFAJOK

**Szántóföldi élőhelyek fajai.** Tehát láttuk, hogy egyrészt az agrárélőhelyek korántsem ki-haltak, hanem potenciálisan jelentős fajgazdagság hordozói, de azt is láthattuk, hogy az itt példaként vizsgált pókok közösségeinek szerkezete különbözik a természetesebb élőhelye-ken tapasztalható viszonyoktól. A közösség szerkezete azonban nem szabja meg (vagy csak részben) a működést. A tényleges ökológiai hatás megítéléséhez fontos információ, hogy konkrétan mely fajok alkotják a közösséget. A dolgozatban vizsgált összes gabona- és lucernaföldre összegezve a fajlistát a 3. függelék tartalmazza.

A lassan másfél évtizedes gyűjtések eredményeként a hazai gabona- és lucernaföldek-ről motoros szippantós és talajcsapdás gyűjtések során fogott 36 000 adult pókegyed alap-ján eddig összesen 252 pókfaj jelenlétét sikerült kimutatni. Ez a szám még a legutóbbi ösz-szefoglaló dolgozat óta is folyamatosan nő (Samu és Szinetár, 2002: 223 faj). Egyúttal, a 3. függelék fajlistája azt is jól tükrözi, hogy milyen nagy e mögött a magas fajsza-m mögött a sporadikusan előforduló, vélhetően „turista” fajok aránya. Az 1 egyeddel képviselt fajok száma a teljes fajsza-m több, mint 30 %-a, míg 5, vagy kevesebb egyeddel volt képviselve a fajok több mint fele. Lucernásban találtuk már példányát a ritka, védett magyar aknászpók-nak (*Nemesia pannonica*), de Julianna-majorban, ugyancsak lucernában, fogtunk egy egyeddet a nemrégiben új fajként leírt *Pelecopsis loksai*-ból is.

**Az agrobiont fajok.** A ritka fajokkal szemben az első körülbelül 10 domináns faj minden összegzés szerint ugyanaz volt. Leggyakoribb volt a *Pardosa agrestis* farkaspók faj, közel 40 %-os dominanciával, de a kumulatív dominancia értékek jól mutatják az első néhány faj hatalmas túlsúlyát (5.1. táblázat). Miután a leggyakoribb fajok jellemzőnek tűnnek, és ural-ják az adott agrárközösséget, célszerűnek látszott valamiféle néven nevezni őket. Az addigi irodalomban, főleg lengyel szerzők nyomán, a 60-as, 70-es években sporadikusan használt kifejezést felélesztve, az agrárközösségek legdominánsabb pókfajait *agrobiont* fajoknak neveztük el. A definícióban egy mesterséges határvonalat is megadtunk, de annak hangsú-lyozásával, hogy ez csak a fajcsoport többé-kevésbé mesterséges elhatárolását szolgálja. Ez alapján „*agrobiont* fajoknak tekintjük egy régió adott kultúrájának (itt szántóföldi) azon fa-jait, amelyeknek átlagos dominanciája az 1%-ot meghaladja, és a vizsgált földek több, mint 75 %-án előfordul” (Samu és Szinetár, 2002). Az adott pillanat statisztikai állását tükröző

lehatároló vonal az 5.1. táblázatban szaggatottal van jelezve. Az agrárterületeken szintén gyakori, de csak szubdomináns státuszt elérő fajokat Luczak (1979) után „agrofil” fajoknak hívjuk.

**5.1. táblázat.** A 16 legdominánsabb pókfaj szántóföldi (lucerna és gabona) gyűjtések alapján, (Samu és Szinetár, 2002) nyomán. Utolsó két oszlop: a motoros szippantással, ill. talajcsapdázással mintázott földek hány %-án fordult elő a faj.

Faj	Család	Össz. fogás	Dominancia (%)	Kumul. dom. (%)	Előford. szipp. (%)	Előford. tcs. (%)
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	Lycosidae	10423	38,96	38,96	88,46	100
<i>Meioneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	Linyphiidae	3886	14,53	53,49	100	58,82
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	Linyphiidae	3602	13,46	66,95	65,38	82,35
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	Tetragnathidae	1683	6,29	73,24	80,77	94,12
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	Linyphiidae	1239	4,63	77,87	80,77	47,06
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	Philodromidae	546	2,04	79,91	92,31	35,29
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gnaphosidae	346	1,29	81,2	15,38	88,24
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	Thomisidae	322	1,2	82,4	46,15	76,47
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	Pisauridae	279	1,04	83,44	65,38	23,53
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Camb., 1871)	Theridiidae	268	1	84,44	26,92	58,82
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae	226	0,84	85,28	73,08	47,06
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	Linyphiidae	216	0,81	86,09	15,38	29,41
<i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802)	Araneidae	202	0,76	86,85	61,54	11,76
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczynski, 1897)	Gnaphosidae	172	0,64	87,49	0	29,41
<i>Meioneta simplicitarsis</i> (Simon, 1884)	Linyphiidae	166	0,62	88,11	73,08	29,41
<i>Lepthyphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	Linyphiidae	148	0,55	88,66	38,46	41,18
Egyéb fajok	207 species	3028	11,32			
Összesen		26752				

## 5.1 Agrobiont pókfajok szünfenobiológiai mintázatai

Miután adott az agrobiont fajok különleges pozíciója, nézzük meg, hogy milyen egyéb általánosítható tulajdonsággal jellemezhetjük az agrobiontokat azon a trivialisitáson túl, hogy az agrárélőhelyek leggyakoribb fajai a leggyakoribbak a nevezett élőhelyeken. Elsőnek arra voltunk kíváncsiak, hogy az eloszlásukkal kapcsolatban milyen invariabilitásokra bukkanhatunk, vagyis az agrárközösségek agrobiont részének mennyire állandó a közösségen belüli helyzete, mekkora ebben a táblák közti, regionális, illetve még nagyobb léptékű variáció?



### 5.1.1 Előfordulás skála-függő variabilitása (tábla/kultúra/regionális szint)

**Táblák közti variáció az agrobiont összetételben.** Láthattuk, hogy az egyes táblák közt mind a pókok egyedsűrűségében, mind pedig a fajgazdagságban meglehetősen nagy különbségek lehetnek. Négy-négy búza-, illetve lucernatábla adatait (Samu és Szinetár, 2002) szemlélve azt láthatjuk, hogy az agrobiont fajok tekintetében magas a hasonlóság, nemcsak a táblák között, de az egyes kultúrák között is (5.2. táblázat). Az agrobiont fajok tekintetében (5.1. táblázat első 8 faja) a Sørensen távolság függvényével (= Bray-Curtis távolság) mért táblák közti hasonlóság (= 1-távolság) jóval magasabb volt (átlag hasonlóság  $\pm$  SD =  $0,61 \pm 0,145$ ), mint a 9-16-os rangsorrenddel jellemezhető agrofil fajok alapján (átlag hasonlóság  $\pm$  SD =  $0,35 \pm 0,140$ ).

**5.2. táblázat.** Az agrobiont és agrofil fajok dominancia viszonyai 4-4 búza- és lucernatáblán, (Samu és Szinetár, 2002) alapadataiból. A fajkódokat a génusz és a fajnév első 4 betűjéből képeztük.

Fajok	fnana2- búza	jm- búza	kartal2- búza	kartal3- búza	fnana2- luc	jm- luc1	kisdorog1 luc	zsido- luc
pardagre	93	1207	468	1321	387	3221	148	112
meiorure	17	188	59	616	28	1565	289	5
oedoapic	31	103	20	354	453	716	4	24
pachdege	36	22	12	21	273	253	300	19
erigdent	1	74		22	33	913	24	20
tibeoblo	39	85	4	5	15	213	8	2
draspusi	7	23	12	76	39	48	9	1
xystkoch	14	26	17	41	29	33	10	6
pisamira	1	11	2	4	1	111	11	
robearun	4	21	20	73	4	137	2	
araehumi	1	6	1	37	4	108	3	8
tricipisc		5	9	175		18		
mangacal	14	10		1	6	77	34	
zelomund			106	59		3		
meiosimp	1	2				24	4	1

Azt az állítást, hogy az agrobiontok tekintetében a táblák hasonlóbbak egymáshoz, mint az összes pókfaj tekintetében, az egész adatbázisra nézve is leellenőriztem. Az 1. függelék összes olyan lucerna és búza tábláját, ahol talajscapdázás folyt, és a fogott adult egyedek száma meghaladta a 100-at, kultúránként külön-külön összehasonlítottam, és a Sørensen hasonlósági indexet képeztem: egyszer csak a 8 agrobiont fajt, másodszor pedig az összes fogott pókfajt figyelembe véve. Az eredményeket kétutas beágyazott ANOVA modellel teszteltem. A Sørensen hasonlóság értéke (anguláris transzformáció után, amely a 0-1

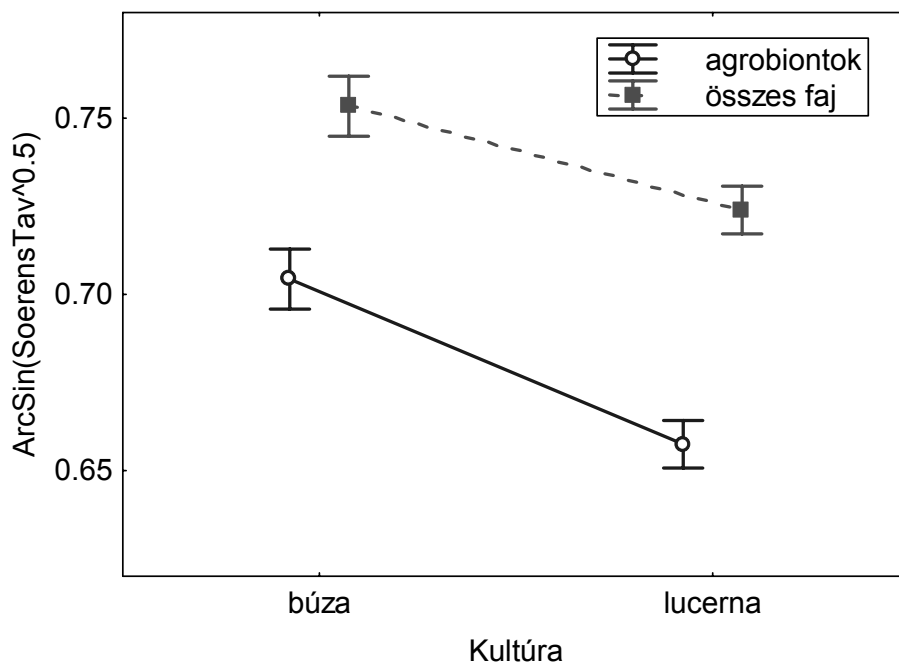
tartományba eső változókra ajánlott, és amely javította a változó normalitását, Steel és Torrie, 1981) volt a függő változó. Független változók: a fajcsoport két szinttel: agrobiont, összes faj; kultúra: búza, lucerna. Az összehasonlítás az egyes táblapárosításokat jelentette, amelyekből összesen 171 volt.

Az eredmények azt mutatják (5.3. táblázat), hogy az összehasonlított párokra való kontrollálás után (ami gyakorlatilag egy páros teszttel teszi ekvivalenssé az ANOVA modellt, StatSoft Inc., 2000), az agrobiontok tekintetében a táblák magasan szignifikánsan hasonlóbbak voltak, mint az összes pók tekintetében. Ez a hatás hasonlóan érvényesült mindkét kultúrában, de az interakció szintén szignifikáns volt, ami azt jelenti, hogy ugyan a lucernatáblák mindkét fajcsoport alapján átlagosan hasonlóbbnak bizonyultak egymáshoz, de az agrobiontok esetében ez a hatás jobban érvényesült (5.1. ábra).

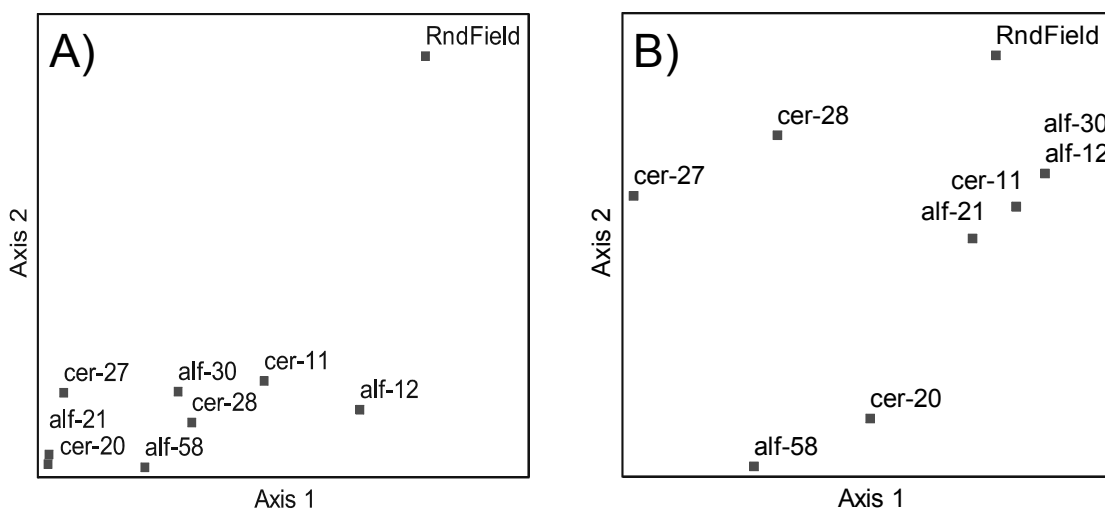
**5.3. táblázat.** Beágyazott ANOVA modell eredménye annak tesztelésére, hogy az agrobiontokon, illetve az összes pókfajon (fajcsoport) mért Sørensen hasonlóság különbözik-e a talajcspadával vizsgált búza és lucerna táblák pókközösségei között.

	<i>d.f.</i>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>fajcsoport</b>	1	0,2705	220,4	0,0001
<b>kultúra</b>	1	0,1180	96,2	0,0001
<b>fajcsoport*kultúra</b>	1	0,0061	5,0	0,0265
<b>összehasonlítás(kultúra)</b>	169	0,1577	128,5	0,0001
<b>hiba</b>	169	0,0012		

Szintén megvizsgáltuk (Samu és Szinetár, 2002), hogy a táblák agrobiontok szerinti nagyfokú hasonlósága mennyire lehet a véletlen műve. Ehhez a 4.7. táblázatban jelzett táblákon, az ott felsorolt 16 domináns faj alkotta részközösség hasonlósági viszonyait vizsgáltam nem metrikus skálázással (NMS) úgy, hogy a dominancia értékek permutálásával egy azonos közösségszerkezetű randomizált táblát is képeztem, amelyet szintén bevontam az ordinációba (5.2. ábra).



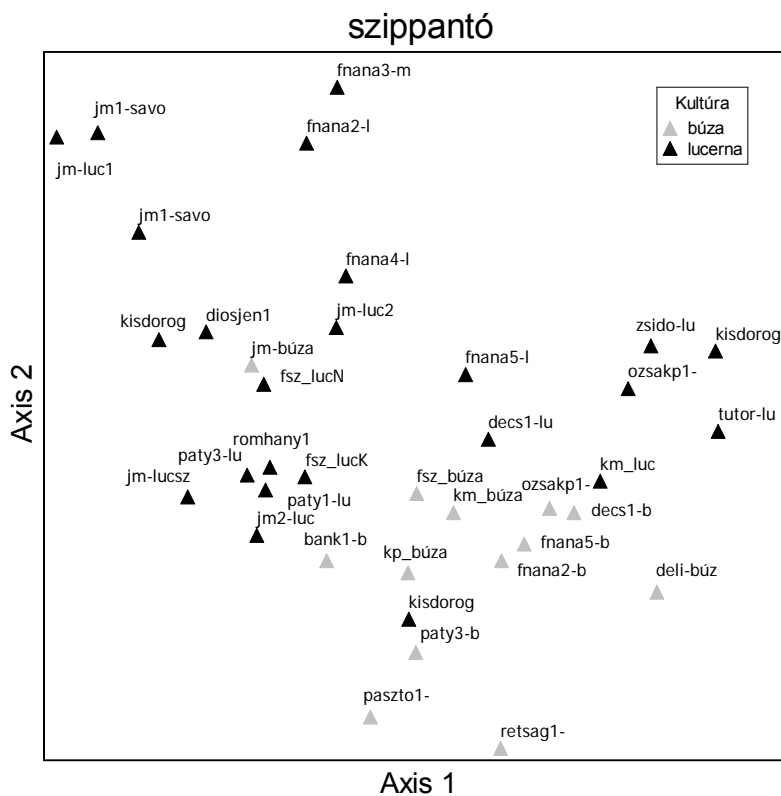
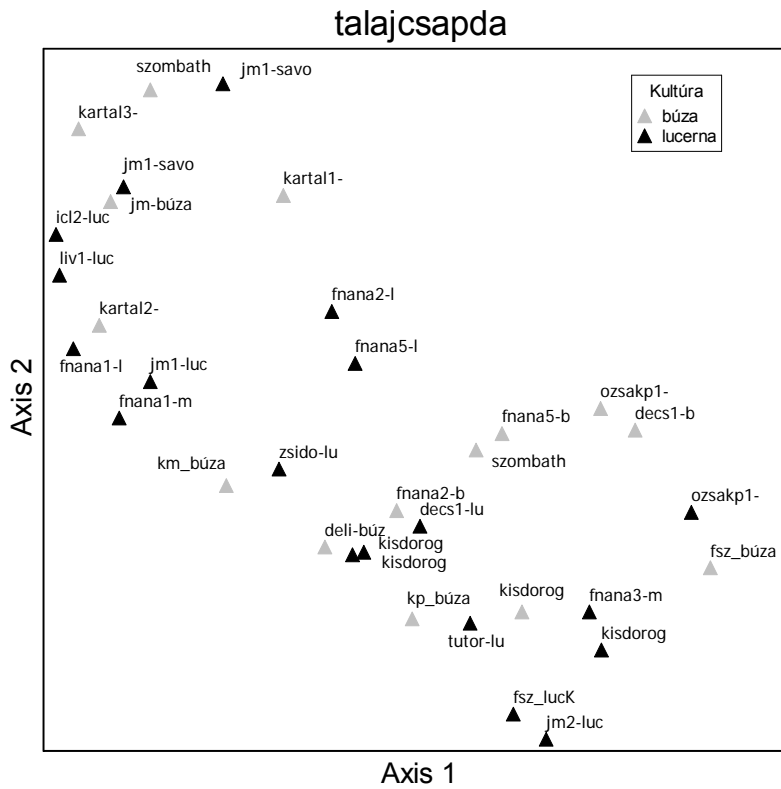
**5.1. ábra.** Búza és lucernatáblák hasonlósági viszonyai az összes pókfaj és csak az agrobiontok figyelembevételével, angulárisan transzformált Sørensen távolsággal mérve. A hibavonalak 95%-os konfidencia határokat jelölnek.



**5.2. ábra.** Nem metrikus skálázással (NMS) készült ordinációk, amelyek A) az első 8 domináns pókfaj, B) az 9-16 domináns pókfaj Sørensen távolság alapján számított elhelyezkedését ábrázolja. cer = gabona, alf = lucerna táblák a 4.7. táblázatból, a RndField-ben a fajokhoz tartozó abundancia értékek randomizálva voltak.

A két diagramm jól mutatja, hogy a 8 agrobiont alapján a táblák egymáshoz igen közel, míg a random táblától teljesen elkülönülten helyezkednek el, de már a második 8 faj esetében (agrofil fajok), sokat csökken az egymáshoz való hasonlóság, és átlagosan közelebb kerülnek a random táblához is.

**Szántóföldi kultúrák közti variáció.** A 5.2. ábra egyben kvalitatív választ ad arra kérdésre is, hogy vajon mennyire különülnek el két meglehetősen eltérő növényi szerkezetet, művelési módot, stb. képviselő szántóföldi kultúra, a búza és a lucerna agrobiont részközösségei. Látható, hogy teljes a keveredés, vagyis efféle elkülönülésről nem beszélhetünk. Tekintettel a két kultúra meglehetősen nagy különbségéről, ez eléggé meglepő eredmény, amit érdemes lehet megvizsgálni nagyobb adatszetten is. Ezt az 1. függelék tábláin tettem meg, külön választva a szippantóval gyűjtött blokkokat (N = 37) és a talajcsapdázott blokkokat (N = 34) adatsorait. Az adatokat – csakúgy, mint a 2002-es cikkben – itt is Sørensen távolságfüggvény alapján NMS-nak vettem alá. Az eredmények (5.3. ábra) a talajcsapdás adatsorok esetében teljes mértékben megerősítették a kisebb adattömegre alapozott állítást. A motoros szippantóval végzett gyűjtések alapján azonban a két kultúra agrobiont-részközösségei közt kifejezett, de mégsem teljes szeparáció mutatkozott. Ez az eredmény utólag jól magyarázható azzal, hogy a talajcsapda a talajfelszínen gyűjt, amelyben talán kisebb a növénykultúrák közti különbség, míg a motoros szippantó egyaránt gyűjt a talajfelszínről és a búza ill. lucerna lombjából is, ahol is a szerkezeti különbségek jobban érvényesülhetnek.



**5.3. ábra.** Lucerna- és búzaföldek agrobiont fajok Sørensen távolságindexre alapozott hasonlóságviszonyai NMS segítségével ábrázolva, talajcsapdával és motoros szippantóval gyűjtött adatokra.

**Regionális variáció az agrobiont összetételben.** Amennyiben az egyes szántók agrobiont kompozíciójában jelen lennének regionális különbségek, akkor az egy régióba tartozó, egymáshoz közeli tábláknál hasonlóbb agrobiont összetételt kellene tapasztalunk, mint távoli régiókba eső, egymástól geográfiailag távol eső táblák esetében. Ez úgy vizsgálható, ha megnézzük, hogy hogyan viszonyul egymáshoz a tábláknak a fajok terében és a fizikai térben való elhelyezkedése, van-e egyfajta korreláció a kettő között. Ehhez a Mantel teszt alkalmas, amely egy Monte Carlo típusú teszt, és kiküszöböli azt az egyszerű korrelációs vizsgálatnál fennálló problémát, hogy az ugyanazon objektumok közt képzett két távolságmátrix nem független egymástól (McCune és Mefford, 1999). A tesztet a 4.7. táblázat gabonaföldjeinek agrobiont részközösségein végeztük el (Samu és Szinetár, 2002), szippantott (N = 4) és talajcsapdázott mintavételekre (N = 6) külön-külön. A fajok terében a Sørensen távolságfüggvényt használtuk. A táblák közti távolságviszonyokat NMS-sal redukáltunk 2 dimenziósra, és így képeztünk távolságmátrixot. A geográfiai térben Euklideszi távolságmátrixot képeztünk. A Mantel teszt egyik esetben sem volt szignifikáns (szippantott:  $R = 0,19$ ,  $P = 0,4$ ; talajcsapdázott:  $R = 0,35$ ,  $P = 0,2$ ). Tehát nem volt okunk elvetni a nullhipotézist, vagyis nem volt kapcsolat a táblák geográfiai helyzete és az agrobiont fajhasonlóság között.

### 5.1.2 Nagyobb léptékű variabilitás az agrobiont összetételben.

**Európán belüli mintázatok.** Persze kérdéses, hogy előbbi megállapításunk az agrobiont összetétel geográfiai függetlenségéről milyen léptékben állja meg a helyét. Úgy tűnik (bár szerintem meglepő) hogy magyarországi, sőt kárpát-medencei viszonylatban a regionalitás ténylegesen nem jelentkezik. E tekintetben megvizsgálhatjuk az 5.3. ábra erdélyi adatokat is tartalmazó, és szélesebb merítésű ordinációit, és az adatok eloszlásában nemigen találunk K-Ny-i, É-D-i, vagy másfajta gradiens. Mégis gyanítható, hogy a geográfia függetlenség *ad infinitum* nem áll fenn. A magyarországi agrobiont közösség távolabbi határainak feltérképezésére kitűnő eszköz a Hänggi és mtsi. (1995) által megjelentetett katalógus, amely irodalmi adatok alapján összesíti a különböző európai országok faunisztikai gyűjtéseit habitat, módszer, strátum és egyéb szempontok szerint csoportosítva. Miután megkaptam Hänggi és mtsi.-tól a publikációjuk alapját képező adatbázist, és engedélyükkel módosítottam, valamint összekapcsoltam saját adatbázisommal, az adatbázisból kinyerhető régiókra, országokra összegeztem az ottani agrobiont közösségek összetételét (5.4. táblázat).

A táblázat tágabb perspektívába helyezi bizonyos fajok státuszát, és segít megérteni az agrobiont faj relatív fogalmát. Egyrészt a mi leggyakoribb agrobiontunk – a pusztai farkaspók – korántsem bírja ugyanezt a státust tőlünk távolabb; bizonyos régiókból, kultúrák-

ból egyenesen hiányozhat. Angliában, ahol a faj tagja a természetes faunának (Merrett és mtsi., 1985), mezőgazdasági földeken egyáltalán nem, vagy csak véletlenszerűen fordul elő (Keith D. Sunderland, személyes közlés). A pusztai farkaspók esetében, mind gyakoriságában, mind agrobiont státuszában kimutatható egy ÉNy→ DK gradiens (Blick és mtsi., 2000). Ez a gradiens, egyébként, általánosságban is jellemző az agrocönózisok családösszetételére. Míg nálunk az agrobiont és agrofil fajok közt mindenkép a farkaspókok játszószák az egyik domináns szerepet, és a szintén jelentős vitorlaspókokon túl jelen van számos más vadászó pókcsalád képviselője is (Philodromidae, Thomisidae, Gnaphosidae), addig az atlantikus klímán a vitorlaspókok akár 90% feletti dominanciája (Cottenie és DeClercq, 1977; Cocquemot, 1989; Topping és Sunderland, 1994) nyomja rá a bélyegét a agrárközösségekre. Sajnálatos a dél-európai országokból származó adatok hiánya. Az ott folyó hasonló kutatások inkább a különféle fásszárú ültetvényekre koncentrálnak (Nobre és Meierrose, 2000; Santos és mtsi., 2006), míg az általam ismert egyetlen gabonára vonatkozó irodalom a vadászó pókok (Thomisidae, Drassidae, Lycosidae) 90%-on felüli dominanciáját említi (Castanera és Del Estal, 1985).

**5.4. táblázat.** Európa néhány régiójának, illetve országának agrobiont pók közösségei gabonából és lucernából, (Hänggi és mtsi., 1995) adatai alapján. Az értékek átlagos százalékos gyakoriságot jelölnek az összes agrobiont faj arányában.

<b>Faj kód</b>	<b>Alpok lucerna</b>	<b>Dánia gabona</b>	<b>Franciao. gabona</b>	<b>ÉK Eur., lucerna</b>	<b>ÉK Eur., gabona</b>	<b>Skandin. gabona</b>
pardagre	21,7	9,8			7,5	3,2
meiorure	2,2	9,8	12,5	22,2	11,9	6,5
oedoapic	21,7	19,6	25,0	22,2	17,0	3,2
pachdege	21,7	9,8	12,5	22,2	19,5	38,7
erigdent	21,7	19,6	25,0	22,2	5,7	3,2
tibeoblo					5,0	38,7
draspusi		2,0				
xystkoch	10,9	9,8			11,9	
pisamira						
robearun						3,2
araehumi		9,8			1,3	3,2
tricipisc						
mangacal				11,1	20,1	
meiosimp						
lepttenu		9,8	25,0			

A 5.4. táblázat alapján az is jól követhető, hogy a nálunk az agrobiont státusz határán lévő, illetve agrofil fajnak számító pókok előfordulása másutt esetleg meglehetősen sporadikus. Ugyanennél a fajkategóriánál azonban a mi *P. agrestis*-ünk esetének fordítottja is megfigyelhető. A *Tenuiphantes tenuis* (= leptenu) vitorlaspók faj agrár előfordulása nálunk esetleges és sohasem tömeges, míg Nyugat Európa atlantikus részén, így Franciaországban (5.4. táblázat), Angliában (Sunderland, 1995; Samu és mtsi., 1996b) a legdominánsabb agrobiontok közé tartozik.

A különbözőségeken túl a hasonlóságokat is kiemelendőnek tartom. Az körvonalazódik, hogy kontinensnyi léptékben a mesterségesen fenntartott igen hasonló élőhelyek, a klimatikus, fajkészlet és egyéb tényezők különbözősége ellenére egy figyelemre méltóan uniform agrobiont közösséget tartanak fent. Ezek alapján – legalábbis a nem mediterrán európai országokra – felállítottuk az európai alapvető agrobiont pókfajok listáját (Samu és Szinetár, 2002), amely a *Meioneta rurestris* (C.L. Koch 1836), *Pachygnatha degeeri* Sundevall 1830, *Oedothorax apicatus* (Blackwall 1850) és *Erigone dentipalpis* (Wider 1834) fajokból áll. A listával, illetve a csoportosítással más szerzők is egyetértenek, és azt azonos értelemben használják (Bell és mtsi., 2004; Kajak és Oleszczuk, 2004; Wolak, 2004; Schmidt és Tschardtke, 2005; Thorbek és Topping, 2005; Ludy és Lang, 2006).

**Agrobiont fajok kontinens léptékű eloszlása.** Európából kitekintve, az USA-ban folyt még intenzívebb kutatás az agrárterületek pókközösségeit illetően, gyakorta ugyanazokon a veteményeken, pl. éppen lucernában (Howell és Pienkowski, 1970; Culin és Yeorgan, 1983) és búzában (Doane és Dondale, 1979; Greenstone, 2001). Az USA-beli pókos agrárkutatások fő centruma inkább a déli államok voltak. Délen a Linyphiidae család kevésbé volt jelentős (átlagban >25%, Nyffeler és Sunderland, 2003), és a háló nélküli vadászó életmódú családok változatos összetételben (Oxyopidae, Salticidae, Clubionidae, Thomisidae, Lycosidae) domináltak. Ugyanakkor északabbra, Ohio-ban az egyik domináns agrobiont pók – ugyanúgy mint Közép-Európában – egy kistermetű farkaspók, a *Pardosa milvina* (Marshall és Rypstra, 1999a). Még északabbra, New York államban a vitorlaspókok nyugat európaihoz hasonló (>70%) arányát találták (Schmaedick és Shelton, 2000).

Észak-Amerikában az agrobiont fajok hasonlóképp kimutathatóak, de mások, mint Európában. Mindkét kontinensre igaznak látszik, hogy nagy, azonos klímával jellemezhető területeken a szántóföldi kultúrák egy határozott agrobiont összetétellel jellemezhetőek, amely azonban a klimatikusan eltérő területek közt különböző – kvázi zonalitást mutat. A déli területek inkább jellemezhetőek a vadászó pókok túlsúlyával, amelyek közepes-, nagytű pókok, egyéves, esetleg hosszabb élettartammal, míg az északabbra mindkét kontinensen megfigyelhető a kistermetű, évente jellemzően több generációs vitorlaspókok térnyerése. Ezek a jelenségek a klimatikus adottságokhoz való életmenet alkalmazkodás jelelenségére hívják fel a figyelmet.



## 5.2 Az agrobiont pókok adaptációs sajátosságai

### 5.2.1 Az APEH elmélet

Az agrárélőhelyek pókközösségeinek vizsgálatának kezdetén a kutatók abból a logikus feltetelezésből indultak ki, hogy az ott előforduló pókok tág tűrésű generalisták (euriókok), amelyek minden élőhelyen gyakoriak (euritópok) (Duffey, 1978; Luczak, 1979). Ez a kép azóta folyamatosan finomodik, ahogyan egyre több adat gyűlik össze. Először Toft (1989) hívta fel arra a figyelmet, hogy a gabonakultúrák speciális életmenet adaptációt igényelnek. Ezt követően Wissinger (1997) alkotta meg az általam APEH rövidítéssel ellátott (Adaptation to Predictably Ephemeral Habitats = adaptáció a kiszámíthatóan efemer élőhelyekhez) elméletét; amely érvelés lényege, hogy a szántóföldi élőhelyek egyedi zavarás mintázatához nem generalista, hanem speciálisan ehhez alkalmazkodott fajok illeszkednek a legjobban. Az APEH elmélet valójában speciális esete Southwood (1977) habitat-alkalmassági elméletének. Egy élőhelyen léteznek alkalmas és túlélhető időszakok. Egy faj szaporodása a csak az alkalmas időszakban biztosított. Az alkalmassági elmélet azt mondja ki, hogy egy élőhelyen az alkalmas időszakok hossza, eloszlása, és ezen időbeli mintázat kiszámíthatósága limitálja, hogy milyen életmenet-stratégiájú fajok élhetnek meg ott tartósan.

Wissinger (1997) ismerte fel, hogy a szántóföldi művelésű agrárélőhelyek sem nem tekinthetők állandónak, sem pedig efemernek (utóbbiban az alkalmas időszakok hossza tipikusan rövid, időbeli előfordulása pedig véletlenszerű), hanem „kiszámíthatóan efemerek”; vagyis alkalmas időszak a szezonnak csak egy részében van, de ennek előfordulása évről évre egyforma, kiszámítható. Az alkalmas időszak végén az aratás, talajművelés az eredeti élőhely szinte teljes pusztulását okozza. A pusztítás mértékét próbálta Thorbek és Bilde (2004) kimutatni, amikor is a különböző talajművelési módok generalista ragadozó ízeltlábúakra gyakorolt hatását vizsgálták. A művelési módok hatásukban egymástól nem különböztek; a különböző csoportoknál 25-60 %-os direkt mortalitást okoztak, amelyen belül a maximális értéket éppen a pókoknál mérték. Ezen felül igen fontos volt ezen beavatkozások másodlagos hatása, amely pl. elvándorlás miatti késleltetett populációnövekedésben nyilvánult meg. Thomas (1997) szabadföldi mintavételezés alapján a különféle művelések (peszticid kezelés, szántás és kaszálás) által bekövetkező mortalitást 56-96 %-osra becsülte, míg vizsgálatai szerint az intenzív legelés gyakorlatilag teljes kipusztulást okozott. Másfajta zavarások viszont, így a tavaszi vetés, például a farkaspókokra nem gyakorolt negatív hatást, bár a legtöbb agrobiont vitorlaspók egyedszámát harmadára csökkentette (Oberghausen és Ekbom, 2006). Minden esetre a szántóföldi élőhelyek drasztikus talajművelés általi meg-

változásai nem hasonlíthatóak a természetes gyepek őszi-téli fiziognómiai változásához, ahol a fajok többségének folyamatos ottléte, áttelelése biztosított.

## 5.2.2 Az APEH elméletből származó hipotézisek

Wissinger (1997) szerint a kiszámíthatóan efemer élőhelyekhez való alkalmazkodás fő stratégiája a „ciklikus bevándorlás”. Ez valójában logikai szükségszerűség, hiszen, ha a táblában az ott élő állatok nagy része elpusztul, a maradék pedig elvándorol, akkor lennie kell egy újratelepedési folyamatnak is. Néhány túlélő egyed szaporodása semmiképpen sem szolgálhat magyarázatul az újra felszaporodásra, hiszen pl. a pusztai farkaspók esetében egy őszi szántás és a késő tavasszal tapasztalt jelentős egyedsűrűség közt egyszerűen nincs szaporodási periódus. A diszperzió tehát egy fontos eleme kell hogy legyen az agrobiont mintázatok kialakulásának. Ezért duplán kár, hogy saját vizsgálatainkban – bár számos próbálkozásunk volt (pl. szívócsapdás gyűjtések) – a fonálröpítéses ki- vagy bevándorlási aktust hitelt érdemlően nem sikerült tetten érni. Ehelyett, az APEH elméletet nem a mechanizmus szintjén, hanem a következmények szintjén, vagyis a feltételezhetően létrehozott mintázatok révén próbáltam tesztelni. A hipotézisekkel az általánosabbtól a speciálisabbak felé haladva vizsgáltam a következők szerint:

H1. Mint Wissinger elmélete kimondja, az agrobiontok valójában nem generalisták, nem tág élőhelyi preferenciával rendelkező euriók fajok, hanem az agrár/szántóföldi élőhely sajátosságaihoz adaptálódott, többé-kevésbé specialista fajok.

Egy további lépésként (feltéve, hogy az első hipotézis legalább részben igaznak bizonyul), a specializáltságuk milyenségét, mértékét próbáltam felderíteni. Ezt egyrészt úgy közelítettem meg, hogy a fajok az agrárélőhelyeken túl kötődnek-e másfajta élőhelyekhez, ezek minőségéből milyen következtetést lehet levonni.

H2. Az agrobiont fajok természetes élőhelyei valamiféleképpen tükrözik az agrárélőhelyek sajátosságait. Feltételezésem szerint ilyen hasonlóság lehetséges a növényzet fizikai struktúrájában, és a bolygatottsági mintázatban.

H3. Az agrobiontok preadaptálódtak a szántóföldi habitat templáthoz (= bolygatottsági mintázathoz), és ezt életmenetük is tükrözi.

Alább ezen hipotézisek részletesebb kifejtésére és vizsgálatára kerül sor.

### 5.2.3 Az agrobiontok specializáltsága

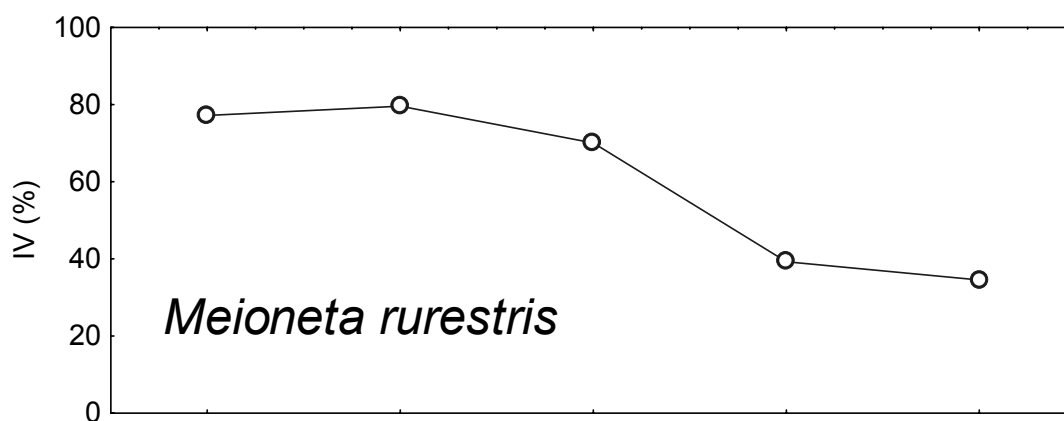
**Az indikátor érték.** A fajok specializáltságának mértékének kimutatásához az egész adatbázis felhasználásával végeztünk indikátor érték számításokat. Ez a relatíve friss munka publikációként még nem, csak előadásként hangzott el (Samu és Szinetár, 2005). Az *indikátor érték* (Indicator Value, IV) Dufrene és Legendre (1997) által megalkotott mutató, amely egy faj különböző típusú élőhelyek közti megoszlásából együttesen veszi figyelembe a faj relatív abundanciáját (specifitás) és relatív előfordulását (fidelitás). Az IV lényegét „képletmentesen” úgy lehet összefoglalni, hogy az érték a specifitás és fidelitás értékek szorzatából adódik; gyakorta százalékos értékként közlik; 100%-os az indikációja annak a fajnak, amelynek összes egyede kizárólag egy adott élőhelytípus foltjaiban fordul elő (100 %-os specifitás), és amelynek egyúttal minden egyes, adott élőhelytípushoz tartozó foltban fordult elő egyede (100 %-os fidelitás). Egy faj indikátor értéke csakis a faj eloszlási viszonyaitól függ, a többi fajétól nem. Az IV kiszámítását az IndVal program (Dufrene és Legendre, 2004) segítségével végeztem.

Fontos tulajdonsága még az indikátor értéknek, hogy az adott vizsgálat élőhelyfoltjainak összességére, mint vizsgálati univerzumra, azon belül egy adott csoportosítására érvényes. A fajok generalista-specialista tulajdonságának jellemzésére az indikátor érték ezen relativitását próbáltam felhasználni. Az összes vizsgált élőhelyfoltot csoportosíthatjuk durván és részletesen, sorolhatjuk őket mindössze, mondjuk, két nagy osztályba (pl. fás és fátlan élőhelyek), de sorolhatjuk őket számos, egymástól csak kis mértékben elkülönülő élőhelyosztályba is (ekkor pl. külön-külön osztályba kerül a szikes gyepek számos változata). A két felosztás közt nyilvánvaló a folytonos átmenet. Az osztályok egy adott finomsági szintű megkülönböztetését nevezzük *partíciónak*. Amennyiben a vizsgált élőhelyfoltokról rendelkezésünkre álnak független háttérismeretek (pl. botanikai adatok), úgy ez felhasználhatjuk különféle partíciók előállítására. Ilyenkor használhatnánk divizív osztályozási módszereket (Podani, 1997), vagy végezhetnénk hierarchikus osztályozást, amelyet előre elhatározott hasonlósági szinteknél „elvágvá” a partíciók megkaphatók.

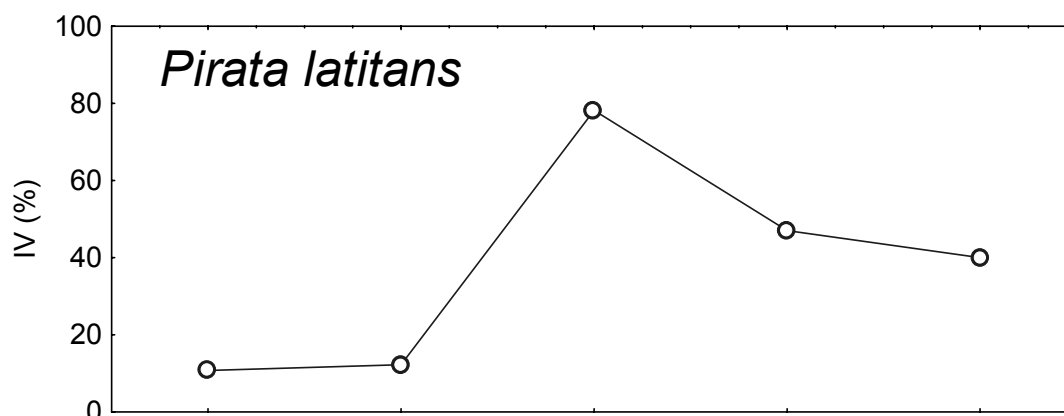
**A specialista index számítása.** A faj elhelyezkedését a specialista-generalista kontinuumban a *specialista index* (SI) mutatja, amely 0-1-es skálán azt adja meg, hogy a kérdéses faj IV-ének maximumát melyik partíciónál éri el. Az SI kiszámításának elve Dufrene és Legendre eredeti munkájában (1997) szerepel (azonban konkrét index formájában történő megvalósításával az irodalomban még nem találkoztam). Amennyiben egy faj különféle partíciókra kiszámított IV-e a legmagasabb értéket a legdurvább osztályozás szintjén mutatta, akkor a fajt generalistának tekintetem, SI értéke ekkor 0. Specialistának tekintetem egy fajt (SI = 1) akkor, ha a legmagasabb IV a legfinomabb osztályozás szintjén jelentkezett. Amennyiben a maximum közbülső osztályozási szinten jelentkezett, úgy az SI arányosan 0-1 közötti értéket vett fel.

Az élőhelyek osztályozását az adatbázisban található élőhelyfoltokra (blokkokra) végeztem el. Miután a cél az volt, hogy minél több élőhelytípusból kerüljenek be adatok az analízisbe, ez esetben a bekerülési kritérium a szokásosnál enyhébb volt: egy foltban legalább 50 adult egyedből álló fogás kellett hogy legyen, legalább két gyűjtési alkalom alapján (N = 158 folt). Az osztályozás alapja a Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Program keretében kidolgozott élőhely-osztályozás (NÉR) volt (Fekete és mtsi., 1997). Ez alapján készítettem a legfinomabb felbontású partíciót (24 élőhelytípus). Durvább felbontású partícióból négyet készítettem; a teljes partícionálást lásd a 4. függelékben.

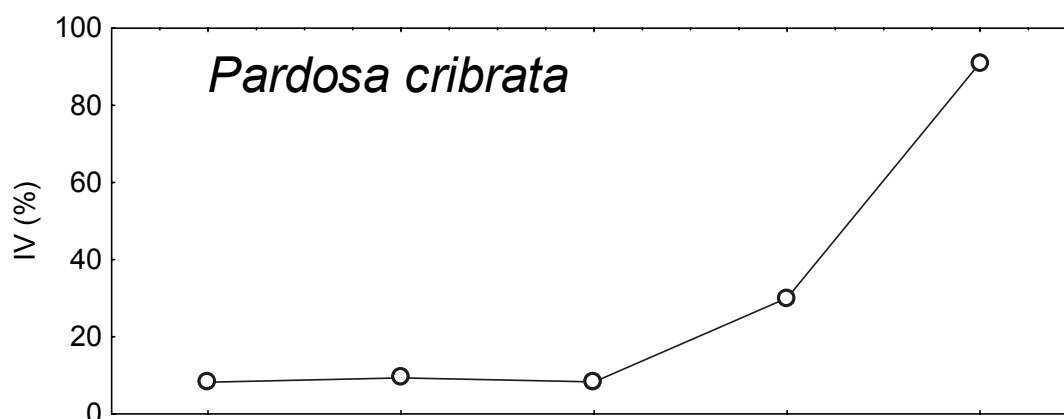
Az indikátorfaj analíziseket partíciókként elvégeztem minden olyan fajra, amely a vizsgált foltokban összesen legalább 50 adult egyeddel előfordult (N = 195 faj). A számítás minden fajra – az 5 partíciónak megfelelően – 5 IV-et szolgáltatott, amelyek azt mutatták, hogy az adott partícióban milyen élőhelytípust indikált maximálisan a faj, és ezt milyen mértékben. Illusztrációként bemutatom egy generalista, egy mérsékelten specialista és egy specialista faj indikációs karakterisztikáját (5.4. ábra).



Partíció	1	2	3	4	5
Élőhely	összes élőhely	nem fás	agrár-urbán	extenzív agrár	táblaszegély
IV	77,22	79,61	70,07	39,26	34,52
Rang	1000	3	3	147	232
P	NS	0,05	0,05	NS	NS



Partíció	1	2	3	4	5
Élőhely	összes élőhely	nem fás	vizes, nem fás	üde rétek	láp- mocsárrét
IV	10,76	12,23	78,22	47,01	40,03
Rang	1000	220	1	59	102
P	NS	NS	0,05	0,05	NS



Partíció	1	2	3	4	5
Élőhely	összes élőhely	nem fás	gyepek	szikések	padkás szikes
IV	8,23	9,35	8,28	30,02	91,03
Rang	1000	268	484	111	28
P	NS	NS	NS	NS	0,05

**5.4. ábra.** Egy generalista (*Meioneta rurestris*), egy mérsékelten specialista (*Pirata latitans*) és egy specialista (*Pardosa cribrata*) pókfaj indikációs karakterisztikája. A módszer magyarázatát lásd a szövegben. Az élőhelyek felosztása a 4. függelékben található. A Rang az IV 1000 futtatásos Monte Carlo szimulációjának eredményét jelöli: 1000 = összes szimulált érték nagyobb a tapasztalati IV-nél; a szignifikancia próba a tapasztalati IV-nek a szimulált IV populációba tartozásának valószínűségét adja meg. A *Meioneta rurestris* (Linyphiidae), egyike agrobiont pókfajainknak, amely a fás élőhelyeket kivéve, szinten minden élőhelytípuson előfordult, bár tömegességének súlypontja az agrár és egyéb bolygatott területek. A *Pirata latitans* (Lycosidae), a kis kalózpók, egy igazi higrofil faj. Sokféle élőhelyen előfordul, de ezek közös jellemzője, hogy vizes, de legalábbis kifejezetten üde élőhelyek. A *Pardosa cribrata* (Lycosidae) egy szikes specialista faj, amely többfajta szikes gyeptől előkerülhet, de leginkább időszakosan vízborította élőhelyfoltok, padkás-szikések indikátorfaja.

Az értékek szignifikancia próbáját Monte Carlo analízissel az IndVal program elvégezte. Azt, hogy egy adott fajnál az 5 partíció indikátorértékei melyik partícióban érik el a maximumot, az nem volt mindig egyértelmű, mert több fajnál is előfordult, hogy nem volt szignifikáns csúcs. Hogy a fajonkénti maximális IV megállapítása kellőképpen konzervatív legyen, egy hármas kritérium-rendszert dolgoztam ki: 1. legyen az IV numerikusan maximális az adott partícióban; 2. legyen ez az érték a Monte Carlo szimuláció szerint  $P < 0,05$  szinten szignifikáns; 3. a Monte Carlo szimulációban kapott értékek közt a valódi IV érték rangi értéke az adott partícióban legyen minimális. Ez az analízisbe bevett 195 faj kevesebb mint felénél, 94-nél teljesült.

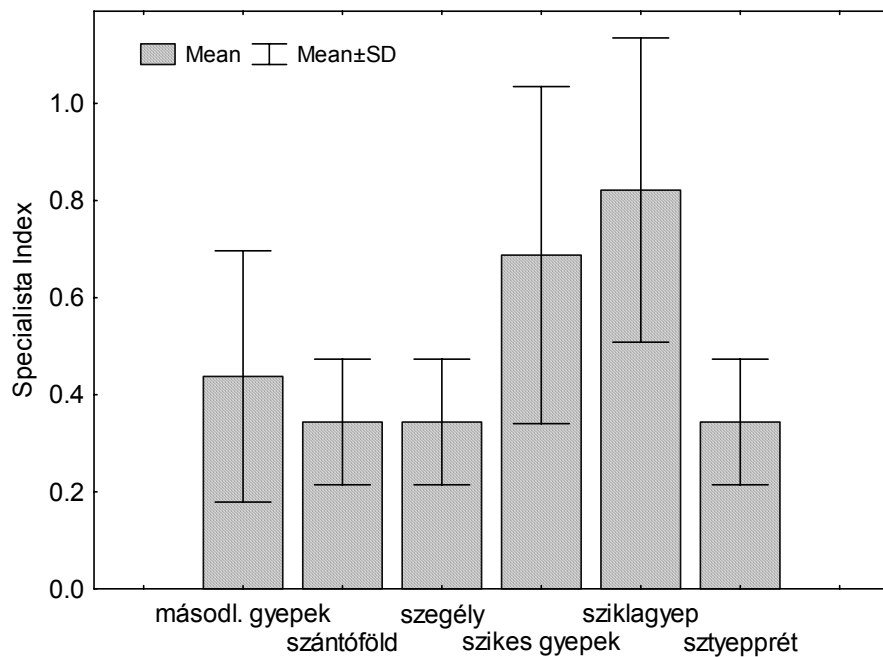
**A specialista index értékelése.** A módszer természetesen annyit ér, amennyire jó a háttér-adatbázis. A háttér-adatbázis esetleges kiegyenlítetlenségei, bizonyos élőhelyek alul- vagy felülreprezentáltsága fals eredményekhez vezethet. Ilyenre egészen bizonyosan akad példa jelen adatbázisban is: viszonylag kevesebb van a vizes, és az erdei élőhelyekből, és egészen bizonyosan felül vannak reprezentálva az agrárélőhelyek. Az alulreprezentáció okozhatja, hogy egyes fajok igazi preferenciái nem derülnek ki, míg a „túlkutatott” élőhelyek csökkenthetik specialista fajok SI értékét. Jó példa erre, hogy agrárterületekről kitartó csapdázással számos erősen specialista, ritka fajt fogtunk 1-1 példányban (pl. *Nemesia pannonica*, *Pelecopsis loksai*) – ilyen adatok analízisbe kerülése az adott fajok SI-ét csökkenti.

Felhasználhatjuk-e mégis az adatbázist a generalista-specialista mivolt jellemzésére? Az adatbázis természetesen nem végleges, a pókászok közti együttműködés (mint ez eddig is történt) további, a kiegyensúlyozottságot célzatosan növelő adatsorokkal bővítheti. Másrészt az eredmények validálhatók külső források alapján, mint Loksa Imre faunafüzeteiben (Loksa, 1969, 1972) a fajokról közölt jellemző élőhelyi adatok, vagy a Loksa-kortárs Jan Buchar cseh arachnológus fajkategorizálásai (Buchar, 1992; Buchar és Růžička, 2002). Hasonló összevetések azért is tanulságosak lehetnek, mert kiváló megfigyelőképességű, hatalmas terepi tapasztalatokkal bíró zoológus agyokban létrejött tapasztalati klasszifikációk ütközhetnének egy adatbázis kvantitatív adatai alapján kiszámított statisztikai klasszifikációval.

Mind az adatbázis bővítése, mind egybevetése más fajkategorizálásokkal egyelőre csak a (közel)jövő tervét képezik. A megközelítés alkalmazása, talán jelen formájában sem haszontalan, mivel a számítások, illetve az IV megtalálása eléggé konzervatív módon történik és a következtetéseket nem az egyes fajok biológiájára nézve vonjuk le, hanem sok faj SI-ét használjuk fajcsoportok, illetve élőhelytípusok statisztikai jellemzésére.

**Agrobiontok specializáltsága.** A hosszas bevezetés után – amely jelzi, hogy magát a módszert előremutatónak találok, még ha a vele elért eredményekhez az „előzetes” jelző

hozzátételét fontosnak is érzem – lássuk az eredményeket. Az összehasonlítást az 1. függelékéből kiválasztott 6 élőhelytípus foltjainak / blokkjainak (szántóföld, N = 51; másodlagos nem fás élőhelyek, N = 13; tábla szegélyek, N = 6; szikes gyepek, N = 6; sziklagyepek, N = 11; sztyepprétek, N = 8) 8-8 domináns pókfajai közt végeztem el. A kérdés az volt, hogy vajon a szántóföldi domináns fajok (agrobiontok) átlagos SI-e különbözik-e a többi élőhelytípus saját domináns pókjainak átlagos SI-étől. A variancia homogenitást logaritmikus transzformációval biztosítva, az egyutas ANOVA az élőhely hatás erős szignifikanciáját mutatta ( $F = 4,47$ ,  $d.f. = 5, 41$ ,  $P = 0,002$ ; 5.5. ábra). Miután a kérdés a szántóföldi domináns pókok összehasonlítására vonatkozott, ezért két tervezett kontraszt analízist végeztem. A szántóföldi élőhelyeket az összes többivel összehasonlítva a specialistaság mértékében nem volt szignifikáns különbség ( $F = 3,13$ ,  $d.f. = 1, 41$ ,  $P = 0,08$ ), azonban ha szántóföldi élőhelyek domináns pókjait csak a természetközeli élőhelyek (szikesek, sziklagyepek, löszgyepek) domináns pókjaival hasonlítottam össze, akkor az agrobiont SI szignifikánsabban kisebbnek mutatkozott ( $F = 6,19$ ,  $d.f. = 1, 41$ ,  $P = 0,01$ ).



**5.5. ábra.** Néhány élőhelytípus domináns fajainak (az adott élőhely 8 legdominánsabb faja) átlagos specialista indexe.

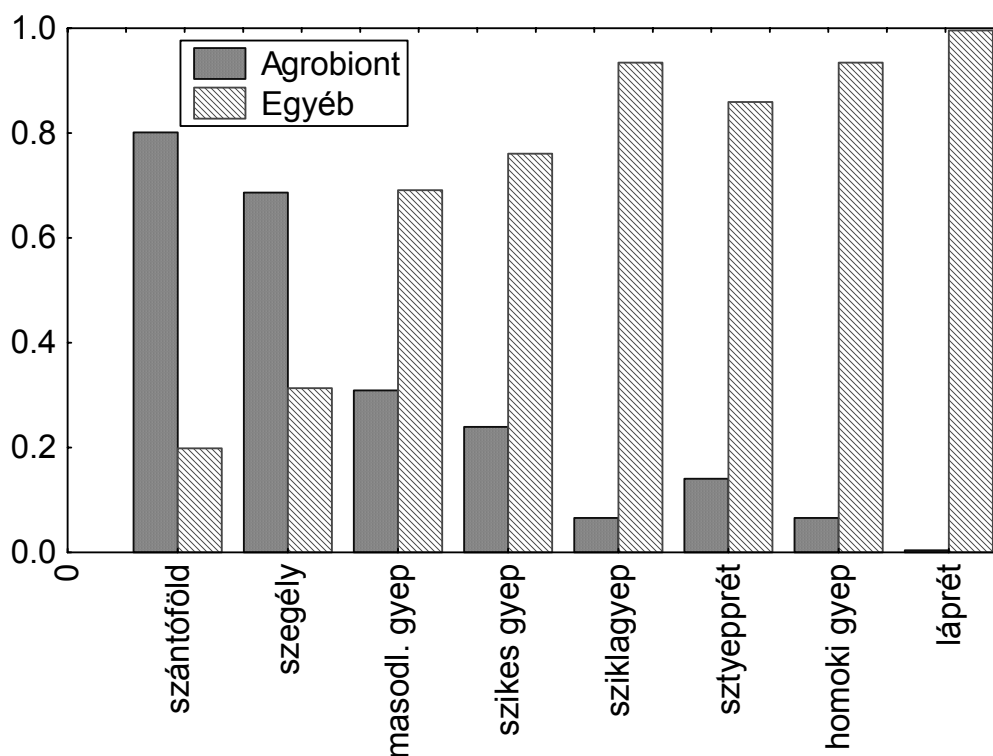
Az APEH-ből nyert első hipotézis a fenti teszt alapján nem nyert megerősítést. Azt láthattuk, hogy az agrárterületeken a domináns fajok biztosan nincsenek jobban specializálódva az adott élőhelyhez, mint másutt, és azt is láthattuk, hogy vannak olyan élőhelyek (pl. sziklagyepek), ahol a specializáltság mértéke nagyobb. Lehet, hogy Wissinger elméletét túlságosan sarkított hipotézisformálással állítottuk mérlegre? A végső konklúzió levonása előtt vizsgáljuk meg a többi hipotézist is.

#### 5.2.4 Az agrobiont fajok természetes élőhelyei

Az agrobiont fajok természetes élőhelyi kötődése megmutathatja, hogy ezen fajok elsődlegesen milyen típusú élőhelyekhez alkalmazkodhattak. Az agrárélőhelyek és ezen természetes élőhelyek közti hasonlóságok feltérképezése pedig azt mutathatja meg, hogy mely élőhelyi sajátosságok fontosak az agrobiontok élőhelyválasztásában.

**Agrobiont fajok dominanciája természetközeli élőhelyeken.** Az agrobiontok élőhelypreferenciáit az adatbázis legfrissebb adatai alapján közlöm. Az összesítés az 1. függelék blokkjaiból élőhelytípusonként készült. Az összesített dominancia viszonyok az mutatják, hogy az agrobiontok igazi dominanciát csak az agrárterületeken (beleértve a táblaszegélyeket) értek el. Egyedüli számottevő (31%) agrobiont népeség, csak a szintén emberi behatás alatt álló másodlagos gyepekben volt tapasztalható (5.6. ábra). Természetes gyepekben az agrobiont részarány általában 10-15% alatt maradt. A szikes gyepek volt az a természetközeli gyeptípus, ahol az agrobiont arány ennél nagyobb volt; az agrobiontok itt a teljes népeség csaknem negyedét tették ki. Ez az eredmény – amely az azóta kibővült adatbázis alapján született – gyakorlatilag megismétli régebbi összesítésünket (Samu és Szinetár, 2002).





**5.6. ábra.** Az agrobiont fajok (5.1. táblázat első 8 faja) és az összes többi faj („egyéb”) összesített dominancia viszonyai agrár és egyéb élőhelyeken. Az y tengelyen a két fajcsoport relatív gyakorisága van feltüntetve.

A relatív dominanciája az agrobiontoknak tehát csak az agrárterületeken számottevő. A természetközeli élőhelytípusok közül csak gyepekben, vagy alacsony lágyszárú vegetációban fordulnak elő, fás élőhelyeken gyakorlatilag nem. Ezek közül az élőhelytípusok közül relatíve nagy dominanciával fordultak elő szikes gyepekben és a vizsgált alföldi sztyeppréteken, míg sziklagyepeken, homoki gyepekben, lápréteken ritkának mondhatók.

**Indikálhatnak-e az agrobiontok természetközeli élőhelytípust?** E kérdésre az első durva választ 2002-es cikkünkben (Samu és Szinetár, 2002) kerestük. Itt, részletesebben megfogalmazva, azt a kérdést tettük fel, hogy vajon ha a két általunk vizsgált szántóföldi kultúrát hasonlítjuk össze, akkor van-e közöttük különbséget tevő indikátorfaj (és az agrobiont-e), továbbá van-e ezeket a kultúrákat a természetközeli gyepektől megkülönböztető faj, és azok közt akad-e agrobiont.

A vizsgálatban a 4.7. táblázatban felsorolt talajcsapdázott blokkok vettek részt. Agrobiont fajnak abban az analízisben a 5.1. táblázat első 10 faját tekintetem. Adataink kiértékeléséhez az Indikátor Faj Analízist (IFA) használtuk (az indikátor érték (IV) leírását lásd az 5.2.3 részben); a számításokat ezúttal a PC-ORD 4 programcsomaggal (McCune és Mefford, 1999) végeztük. Az elemzést hasonlóan hajtottuk végre, mint amikor egy sok-

szintű ANOVA analízis esetében tervezett kontrasztokat vizsgálunk. Például, arra a kérdésre, hogy melyik faj jellemző a mezőgazdasági élőhelytípusra az összes természetközeli szemben, egy olyan osztályozást végeztünk, amelyben egy osztályba kerültek a lucerna és gabona táblák, és egy második osztályba pedig a vizsgált gyepek foltjai.

**5.5. táblázat.** Indikátor faj analízis eredménye 3 élőhelytípus összehasonlítására (Samu és Szinetár, 2002 nyomán).

<b>Osztályozás</b>	<b>Indikált élőhely (IV maximuma)</b>	<b>Indikátor fajok száma (<math>P &lt; 0,05</math>)</b>	<b>Az agrobiont fajok száma az indikátor fajok közt</b>
gabona-lucerna	gabona	0	0
	lucerna	2	0
gabona-gyepek	gabona	27	9
	gyepek	2	0
lucerna-gyepek	lucerna	15	7
	gyepek	1	0
szántóföld-gyepek	szántóföld	26	8
	gyepek	7	0

Az IFA eredményei (5.5. táblázat) azt jelzik, hogy a két szántóföldi kultúra egymástól csak minimálisan különül el, és ez sem az agrobiont fajok szintjén. Ugyanakkor, a szántóföldi kultúrák külön-külön és együttesen is markánsan elkülönülnek a gyepektől, úgy, hogy mindegyiknek megvolt a maga indikátor faja, és ezek közt a szántóföldi kultúrák esetében szinte az összes agrobiont faj szerepelt.

Hogy az agrobiont fajok élőhelyaffinitását ne csak a fenti metaanalízis jellegű megközelítéssel vizsgáljuk, egy tájökológiai vizsgálatban (Szita és mtsi., 2004) szántóföldi kultúrákat, és két jól elkülönülő gyeptípust, szikes gyepeket és löszpusztagyepeket vizsgáltunk. Hipotézisünk az volt, hogy a kissé mélyebb térszint elfoglaló, és ezért rendszeresen (de csak időszakosan) vízborította szikes gyepek az szántóföldi élőhelytípushoz hasonlóbb bolygatottsági mintázatúak, mint a relatíve stabilabb löszgyepek. Ez a hipotézis gyakorlatilag Wissinger (1997) APEH elméletéből származó egyik alhipotézis (lásd 5.2.2. szakasz) helyi élőhelytípusokra adaptált változata.

Mintavételi tervünk szerint egymáshoz közeli élőhely hármásokban gyűjtöttünk, ahol egy hármás egy szántóföldi táblából (búza vagy lucerna), egy löszgyep és egy szikes gyep foltból állt. A hármásokat magukat háromszor ismételtük a Körös-Maros NP területén lévő Blaskovics pusztán. A vizsgálati blokkok adatait az 1. függelék Királyhegyes helységnév alatt sorolja fel. A gyűjtések 1998 és 2000 között talajcsapdázással (10 csapda/blokk) és

motoros szippantással (10 db 0,1 m<sup>2</sup>-es minta/blokk), áprilistól novemberig havi rendszerességgel folytak. Az adatok kiértékelése az előbb ismertetett vizsgálattal megegyezett.

**5.6. táblázat.** Indikátor Faj Analízis eredményei a Blaskovics pusztai tájmozaikban végzett vizsgálatokból (Szita és mtsi., 2004). Az analízis a vizsgált élőhelyfoltok 4 különféle osztályozására (A-D altáblázatok) készült el. A táblázatban a Monte Carlo szimuláció alapján P<0,1 szinten szignifikánsnak bizonyult fajok rövidítései vannak feltüntetve. A rövidítés a fajnevek (lásd 3. függelék) genusz- és fajnévnek első 4 betűjéből tevődik össze. Az agrobiont fajok dőlttel szedve.

<b>A</b>	<b>szántóföld</b>	<b>lőszpusztagyep</b>	<b>szikes gye</b>
Mindkét módszer	<i>pardagre, syedgrac, erigdent</i>	meiosimp, phrufest, agrocupr, argibrun, euopfron, aloppluv, hahnnav, zeloelec, enophthor, heliflav, trichack, argesubn, xeromini	gnaprufu, tricpisc, titavete
Szippantó	<i>pardagre, syedgrac, erigdent, pachdege</i>	argibrun, heliflav, argesubn, phrufest	metodese
Talajcsapda	<i>araehumi, oedoapic, erigdent, pardagre</i>	meiosimp, phrufest, hahnnav, euopfron, zeloelec, aloppluv	gnaprufu, titavete, zelolong, zelograc, pellnigr, trocrob, hogradi, drasprae

<b>B</b>	<b>szántóföld + szikes gye</b>	<b>lőszpusztagyep</b>
Mindkét módszer	tricpisc, titavete, pellnigr	meiosimp, phrufest, phrufest, euopfron, hahnnav, argibrun, agrocupr, aloppluv, anophthor, trichack, phaebrac, heliflav, argesubn, meiorure, draspusi
Szippantó	syedgrac	heliflav, argibrun, phrufest, argesubn, trichack, tetrext, meiosimp
Talajcsapda	titavete, <i>pardagre</i> , micaross, pellnigr, <i>oedoapic</i> , gnaprufu, araehumi, parderib, tricpisc	meiosimp, phrufest, zeloelec, euopfron, pheabrac, xeromini, hahnnav, aloppluv

<b>C</b>	<b>szántóföld + lőszpusztagyep</b>	<b>szikes gye</b>
Mindkét módszer	<i>meiorure, pachdege</i> , meiosimp, hahnnav, agrocupr	gnaprufu, tricpisc, titavete, pellnigr

<b>C</b>	<b>szántóföld + löszpusztagyep</b>	<b>szikes gye</b>
Szippantó	-	metodese, tricpisc
Talajcsapda	-	gnaprufu, titavete, zelograc, pellnigr, drasprae, zelolong, hognradi, heliflav, tricpisc, zelodecl

<b>D</b>	<b>szántóföld</b>	<b>löszpusztagyep + szikes gye</b>
Mindkét módszer	syedgrac, pardagre, erigdent, oedoapic	zelolong
Szippantó	erigdent, pardagre, syedgrac, pachdege	-
Talajcsapda	araehumi, oedoapic, erigdent, pardagre	zelolong, trocrobu, thanaren

A 5.6. táblázat A és D osztályozásaiban – gyűjtési módszertől függetlenül – a szántóföldi kultúrákat főként agrobiont indikátorfajok különítették el bármelyik gyeptípustól, vagy a gyepek összességétől. Ugyanezekben az összehasonlításokban a gyepeknek is megvoltak a maguk indikátor fajai, de azok egy esetben sem voltak agrobiont státuszúak. Amennyiben az agrobiontok az eredeti nullhipotézis szerinti széles toleranciájú, euriók, minden élőhelyen megtalálható fajok lennének, akkor indikátor szerepük egyik főbb élőhelytípusban sem lenne várható. Az eredmények eddig tehát a 2002-es metaanalízis eredményét erősítik meg, és egyúttal az „agrobiont = generalista” hipotézis cáfolatát adják.

A vizsgálat másik fő kérdése az volt, hogy ha mindegyik élőhellyel nem is, de a szántóföldi mellett milyen más élőhellyel asszociáltak az agrobiont fajok – hiszen feltehető, hogy a ma szélesen elterjedt szántóföldi élőhelyek megléte előtt is volt egyfajta preferált természetes élőhelyük. E kérdésre a B és C osztályozások próbáltak választ adni. Ha a szántóföldi kultúrát valamelyik gyeptípussal egy osztályba soroljuk, akkor vajon együttesen elkülönülnek-e valamilyen faj által a másik gyeptípustól? A szántóföldi kultúráknak a szikesekkel négy két agrobiont indikátor fajuk akadt. Ezek – a löszgyepekhez képest – ennek a két élőhelytípusnak a közös, jellemző fajai, és mint ilyen támogatják az eredeti hipotézist. Viszont az eredeti hipotézisből származó predikcióval ellentétben a szántóföldi kultúráknak a löszgyepekkel együtt – a szikesekkel való összehasonlításban – is ugyananyi közös, jellemző faja akad. Vagyis a „kizárólag szikes eredet” hipotézist nem sikerült bizonyítani. A levonható tanulság inkább az, hogy az agrobiontok „vegyes eredetűek”, és a szántóföldi sikeres alkalmazkodásuk kulcsa valószínűleg fajonként eltérő.

**5.7. táblázat.** Agrobiont pókfajok tömegessége különböző élőhelyeken Hänggi (1995) adatbázisából összesítve. Az adatbázis kvalitatív kategóriáiból az abundancia értékeket a következő számítási móddal kaptam: ritka = 1, meglehetősen gyakori = 5, gyakori = 10 egyed, a különféle forrásokból származó értékeket élőhely kategóriánként összegeztem.

***Pardosa agrestis***

Élőhely	Abund.
Gabona	284
Művelt gyepek	224
Répa	100
Vetett / műtrágyázott legelő	67
Nem tengerparti sós területek	60
Pionír területek	52

***Erigone dentipalpis***

Élőhely	Abund.
Szikes gyepek	366
Gabona	310
Művelt gyepek	270
Vetett / műtrágyázott legelő	213
Városi gyepek	176
Répa	160

***Xysticus kochi***

Élőhely	Abund.
Tengerparti dűnék	202
Brometalia	95
Külszíni fejtések	76
Száraz, félszáraz gyepek	59
Gabona	58
Művelt gyepek	46

***Meioneta rurestris***

Élőhely	Abund.
Gabona	264
Külszíni fejtések	205
Szegélyek, cserjések, temetők	165
Brometalia	132
Vetett / műtrágyázott legelő	107
Burgonya	83

***Pachygnatha degeeri***

Élőhely	Abund.
Gabona	467
Vetett / műtrágyázott legelő	318
Üde rétek	241
Művelt gyepek	177
Fenyérek	176
Parti zónák	145

***Robertus arundineti***

Élőhely	Abund.
Szikes gyepek	127
Tőzeglápok	37
Cserjés hangások	36
Répa	31
Üde rétek	16
Gabona	16

***Oedothorax apicatus***

Élőhely	Abund.
Gabona	612
Szikes gyepek	326
Művelt gyepek	196
Répa	160
Tengerparti dűnék	117
Vetett / műtrágyázott legelő	116

***Drassylus pusillus***

Élőhely	Abund.
Brometalia	71
Száraz, félszáraz gyepek	61
Fenyérek	37
Szegélyek	32
Erdőszélek	32
Művelt gyepek	32

***Araeoncus humilis***

Élőhely	Abund.
Gabona	120
Művelt gyepek	79
Here, lucerna	40
Vetett / műtrágyázott legelő	32
Nem tengerparti sós területek	30
Brometalia	26

**Az agrobiont fajok élőhely preferenciája Közép-Európában.** Az agrobiont fajok eredeti élőhelyének kutatásához végezetül adalékként szolgálhat a szintén a 2002-es metaanalízisünk részeként megjelent összesítés, amely Hänggi és mtsi. (1995) közép-európai irodalmi kompilációból származó pókélőhely adatbázisának adatait összegezte (5.7. táblázat). Itt heterogén, kvalitatív adatokból származó adatokról van szó, de a fő trendeket mindenképpen megmutatja. Látható, hogy a magyarországi viszonyokhoz hasonlóan a legtöbb agrobiont faj az összes élőhely közül az agrárélőhelyeken van jelen legnagyobb egyedszámban. Szembetűnő a fás élőhelyek teljes hiánya, és az, hogy az élőhelyek közt gyakorlatilag nem szerepelnek stabil, klimax gyepársulások, hanem így, vagy úgy de szinte az összes élőhely vagy erősen emberi behatás alatt áll, vagy abiotikus hatások által fokozottan befolyásolt (sós, homokos, parti zónába eső, műtrágyázott, stb.). A specifikus élőhelyek, tehát szemlátomást fajról fajra mások lehetnek, de mégis körvonalazódni látszik, egyfajta „hányattott” környezethez való alkalmazkodottság az európai agrobiont pókfajok körében.

### 5.2.5 Agrobiont pókfajok életmenete

A környezet, mint templát időbeli változásaihoz legnyilvánvalóbban az életmenet révén lehet alkalmazkodni. Wissinger (1997) pontosan ezen időbeli mintázat specifikálásával tett hozzá sokat a biológiai kontroll elmélethez (Pickert és Bugg, 1998). Az életmenet stratégiákkal kapcsolatban azt a hipotézist kell tesztelnünk, amely szerint az agrobiontok életmenete illeszkedik a szántóföldi élőhelyek kiszámíthatóan efemer voltához (H3, 5.2.2. fejezet).

A hazai pókfajok többsége szemelpár életmenet stratégiát folytat, vagyis az adulttá válás után, életének végén egyszer szaporodik, utána elpusztul. Ez a szaporodási stratégia azt is eredményezi, hogy a szülők egyszeri ráfordításukat maximalizálni igyekeznek. A hímek részéről – egyes fajoknál – ennek szélsőséges eseteként foghatjuk fel a szexuális kannibalizmust (Elgar és Nash, 1988; Spence és mtsi., 1996). A nőstényeknél ugyanez a test tartálékainak a peteképzéshez való végletes felhasználásában, de egyes fajoknál matrifágiában is megnyilvánul (Seibt és Wickler, 1987). A szaporodás időszaka tehát az az időszak, amikor az egyedek a környezeti erőforrásokból a maximumot igénylik, hogy a párkereséshez, peteképzéshez szükséges energiát biztosíthassák. A szántóföldi élőhelyeken a maximális produkció egy rövid 2-3 hónapos időszak, amely azután hirtelen ér véget (aratás, tarlóhántás). A fő időszak a legtöbb veteménynél (gabonák) május-július, de kései veteményeknél (pl. kukorica) későbbre is húzódhat, és léteznek állandóbb produkciójú vetemények is, mint például a lucerna. Predikciónk szerint, tehát az agrobiont fajoknak – amennyiben élet-

menetük illeszkedik a szántóföldi élőhely templáthoz – a május-július közötti időszakra kellene, hogy essen a szaporodási időszakuk.

A szaporodási időszak becslése terepi mintavételi adatokból azonban nem egyszerű. A nehézségek között sorolhatóak fel a következő pontok: a) Bizonyos fajok évente több generációsak is lehetnek, ahol esetleg a generációk összeérhetnek, átfedhetnek, előfordulhatnak szinkronizálatlanul. b) Az adult állapot jelenléte nem feltétlenül jelzi, hogy ténylegesen szaporodási időszak van-e, mert több faj válik pl. késő ősszel ivaréretté, ilyen alakban telet át, majd tavasszal szaporodik (a párzás lehet ősszel vagy tavasszal). c) Gyakorta van akár lényeges eltérés is az alap életmenettől, mert bizonyos nőstények esetleg több egymás utáni kokont is rakhatnak, más fajoknál pedig esetleg ez az általános. Sajnálatos módon a fajok szaporodásbiológiájáról az irodalmi ismeretek nagyon hézagosak, az életmenetek elfajta részletei csak néhány modellfaj esetében ismeretesek (Edgar, 1972; Wise, 1984; Kiss és Samu, 2005). d) A terepi mintavételi adatok igen gyakran hézagosak. Néhány adult példány fogása júniusban és augusztusban havi rendszerességű gyűjtés mellett mit jelent: két generációt? vagy egy elhúzódó szaporodási időszakot? e) Ha több évig tart a csapdázás, akkor az azonos időszakból származó adatok összegzése nagyban növelheti a varianciát az egyes évek eltérő időjárási viszonyai miatt. Egyszóval – a leggyakoribb fajoktól eltekintve – kevés, de annál jobban szóró adatokkal tudhatunk csak dolgozni.

A fenti nehézségeket figyelembe véve, a tényleges életmenet kiderítését csak egyetlen faj, a pusztai farkaspók esetében kíséreltük meg (lásd később: 6.1). A többi faj esetében egyedül a fenológiákat, azon belül is csak az adult alakok előfordulását vettük figyelembe. Az fenológiai vizsgálatokhoz négy, az agrárterületeken jellegzetes család fajai közül választottunk ki egyrészt agrobiont, illetve agrofíl fajokat, másrészt pedig természetes élőhelyekhez egyértelműen kötődő fajokat, úgy hogy lehetőleg a családon belül minél több genusz legyen képviselve, és amennyiben lehetőség volt, úgy, hogy egy genuszon belül is legyen példa mezőgazdasági és természetes fajra is. Az is szempont volt, hogy az adott fajból legyen kellő számú adult adat. Itt az egyedszámok 37-től (*Alopecosa mariae*) 11 000-ig (*Pardosa agrestis*) terjedtek. A fogásokat havi bontásban a teljes fogott adult példányszám százalékában ábrázoltuk (5.7. ábra).

Az ábrázolt fenológiák alapján a mezőgazdasági és a természetközeli élőhelyeket preferáló fajok összevethetők. Először vizsgáljuk meg azt a kérdést, hogy vajon a természetes fajok elhúzódóbb, kevésbé markáns csúcsú fenológiát mutatnak-e – mintegy követve a gyepnek a szántóföldekéhez képest széthúzottabb optimumát. A statisztikai analízis ezt nem támasztotta alá. A fajok fenológia-koncentráltsága, és a fenológia széthúzottsága is függetlennek bizonyult a faj mezőgazdasági vagy gyepi karakterétől (5.8. táblázat).

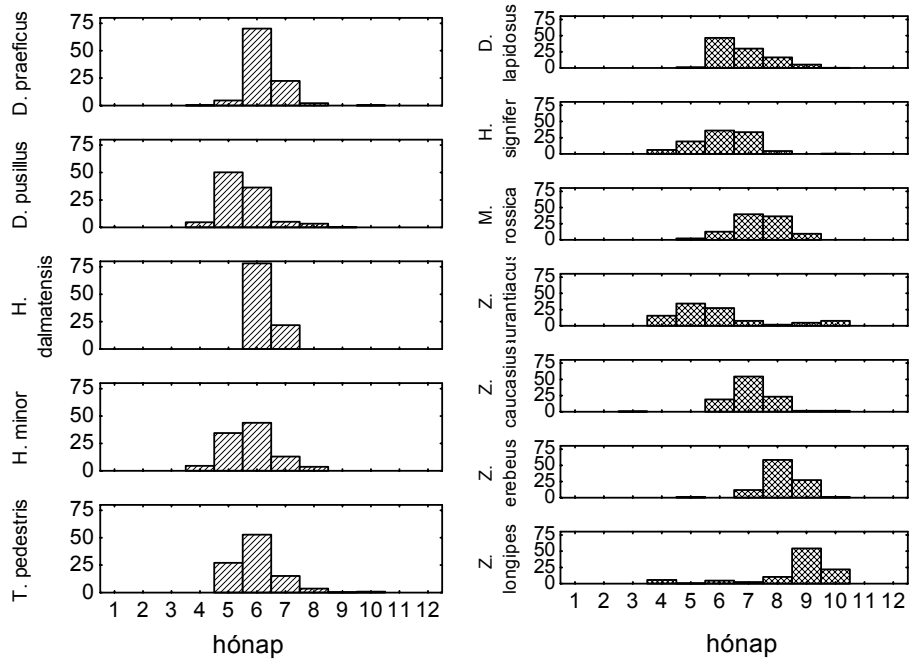
**5.8. táblázat.** A 5.7. ábra fajainál a „fenológiai koncentrálttság” (a havi fogások egy hónapra eső maximális %-os aránya), valamint az előfordulási hossz (vagyis, hogy az adult egyedek hány hónapon keresztül fordultak elő) függése a faj karakterétől (mezőgazdasági területeket vagy gyepeket kedvelő faj) és a család kategóriától; kétutas ANOVA.

<b>Forrás</b>	<b>d.f.</b>	<b>SS</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Max. havi fogás %</b>				
Faj karakter	1	154,44	0,78	0,381
Család	3	4749,46	8,03	0,0003
Hiba	39	7687,25		
<b>Előfordulás hossz</b>				
Faj karakter	1	0,173	0,05	0,812
Család	3	127,54	14,01	0,0001
Hiba	39	118,35		

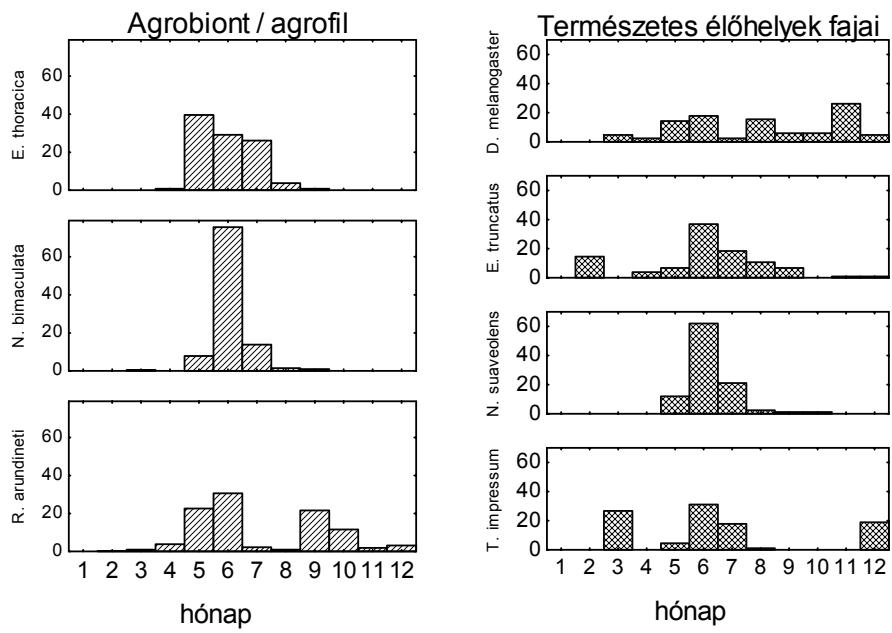
Abban tehát, hogy az ivarérett példányok eloszlása mennyire koncentrált a szezon valamelyik szakaszában, nem mutatkozott különbség a mezőgazdasági és a természetes fajok között. Kérdés azonban, hogy ez a koncentráció a szezon melyik szakaszára esik. E tekintetben a fajokat egy egyszerű szempont szerint osztályoztam: mutatnak-e fenológiai csúcsot a szántóföldi főszezonban (május-július), vagy nem. A vizsgált 40 faj közül a 18 mezőgazdasági fajtól mindegyik mutatta e kérdéses csúcsot, míg a természeteseknél 22-ből 15 mutatott, és 7 nem. Ez az egyfarkú Fischer Egzakt Teszt (FET) szerint  $P = 0,009$  valószínűségi szinten szignifikáns különbséget jelent. Hasonló különbség a természetes fajok szemszögéből is kimutatható (FET,  $P = 0,019$ ). Ezek közt 6 fajnak van kora tavaszi csúcsa, de a mezőgazdaságiak közül egynek sem. Néhány mezőgazdasági kötődést mutató faj, köztük a legjelentősebb agrobiont, a főcsúcs mellett mutatott egy későnyári csúcsot is. Ennek a lehetséges adaptációs jelentőségét a következőkben vitatjuk meg.



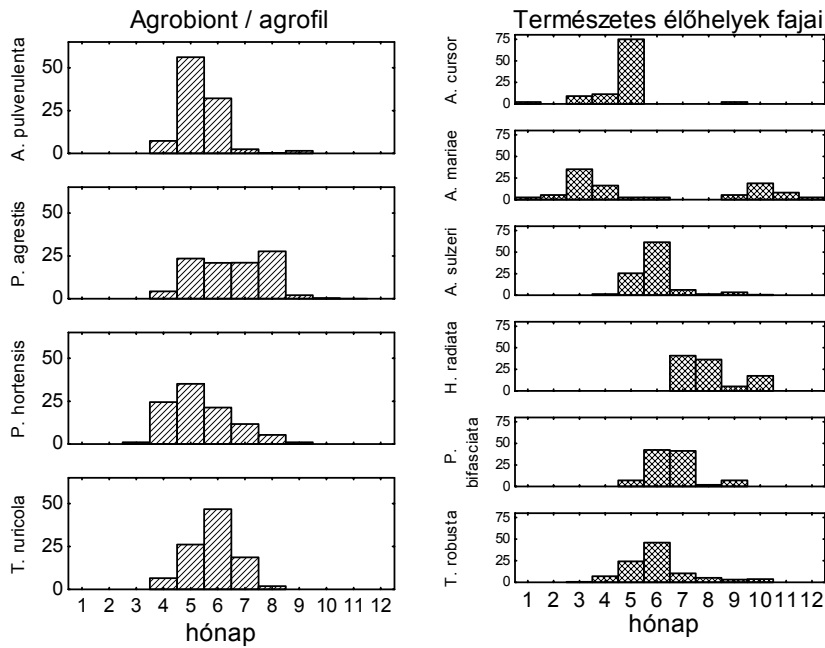
## Gnaphosidae



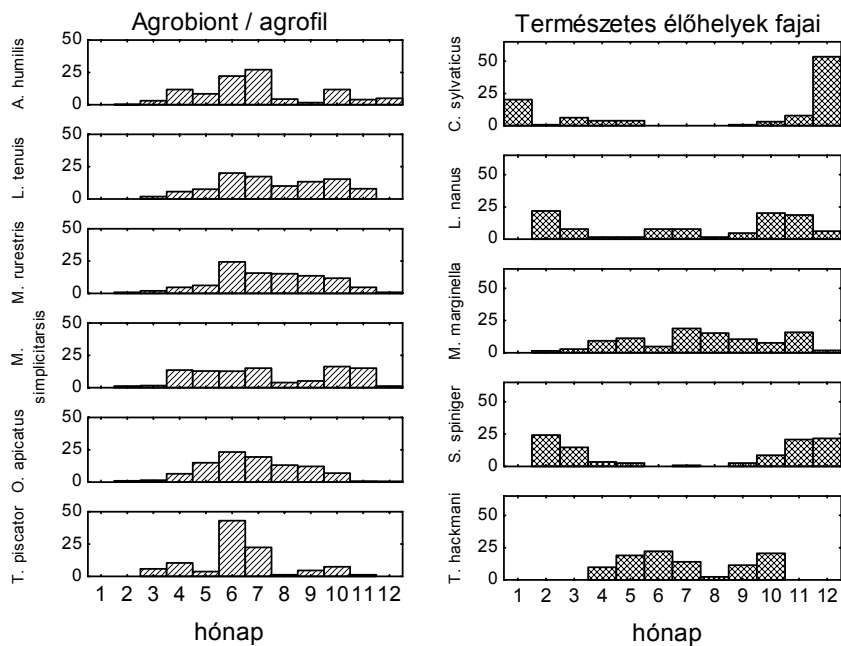
## Theridiidae



## Lycosidae



## Linyphiidae



**5.7. ábra.** Négy család mezőgazdasági (= agrobiont és agrofíl), valamint természetes élőhelyekhez kötődő fajainak mintája alapján a mezőgazdasági és természetes élőhelyek tapasztalható életmenetek összehasonlítása. Y tengely = naptári hónapra eső adult fogás a teljes adult fogás százalékában.

## 6 *PARDOSA* ESETTANULMÁNYOK

Az agrobiont fajok szántóföldi élőhelyhez való alkalmazkodottsága – ha nem is minden fajnál azonos módon valósul meg – a fentiek alapján körvonalazódni látszik. E kérdéskör vizsgálatát a kutatások során mindvégig két megközelítési móddal próbáltuk megvalósítani. Egyrészt ez eddig bemutatott „statisztikus mintázatelemzéssel”, másrészt pedig egy kiválasztott modell faj, illetve fajcsoport autökológiai vizsgálataival. A kiválasztott faj, amely a pusztai farkaspók (*Pardosa agrestis*), mint láttuk a szántóföldi élőhelyek leggyakoribb faja, az ottani pókegyedek mintegy 40%-át teszi ki. A vizsgálatokba – hiszen a genusz hazánkban jelentős faj és egyedszámmal bír, és elterjedt számos természetközeli élőhelyen is – összehasonlító céllal bevontunk más *Pardosa* fajokat is.

### 6.1 A pusztai farkaspók életmenete

A pókok életmenetének mintavételezéssel történő vizsgálatának nehézségeit fentebb már tételesen felsoroltam. E nehézségeknek volt betudható, hogy a pusztai farkaspók életmenete – fontos szerepének felismerése után, és a nem kis mintavételi erőfeszítések ellenére is – nem volt világos számunkra.

**A tipikus *Pardosa* életmenet.** A *Pardosa* fajok életmenete meglehetősen kutatási figyelmet kapott Európában (Vlijm és Kessler-Geschier, 1967; Hollander, 1971; Schaefer, 1977; Baert, 1987) és Észak Amerikában is (Dondale, 1977; Orazé és mtsi., 1989; Pickavance, 2001). Ezekből a vizsgálatokból egyrészt kiderült, hogy a mérsékeltégyövi fajok esetében az életmenet sarokköve, hogy az áttelelés sohasem történik adult állapotban, hanem kizárólag valamilyen juvenilis állapotban (beleértve a szubadult stádiumot is). Úgyszintén körvonalazni lehet egy általános életmenet sémát, amely egyéves sztenokronon életmenetként jellemezhető (Schaefer, 1977).

Egy „átlagos” *Pardosa* faj esetében a kifejlett állatok tavasszal jelennek meg, majd a tavaszi, esetleg kora-nyári párosodási szezon után, a kokon képzés és hordás időszakát (kb. 10-10 nap) követően a kispókok májusban, júniusban jelennek meg. Az utódok létrehozása után a szülők elpusztulnak, a hímek előbb, a nőstények később. A nőstények – mivel a megtermékenyítéshez szükséges spermiumot tárolják, s így újabb párosodásra nincs szükségük (Eberhard, 1996; Elgar, 1998; Szirányi és mtsi., 2005) – kedvező körülmények között, egy második kokont is létrehozhatnak, illetve kikeltethetnek. A kispókok egész nyáron és ősszel táplálkozva és növekedve, kb. 4-9 vedlésen átesve (Miyashita, 1969; Kiss és Samu, 2002), késő őszre egy előrehaladott juvenilis stádiumot, vagy az ivarérett stádiumot megelőző szubadult állapotot érnek el, amely állapotban áttelelnek, majd tavasszal ivaréretté válnak (Tretzel, 1954; Vlijm és Kessler-Geschier, 1967; Merrett, 1968; Loksa, 1972; Schaefer, 1972; Workman, 1979; Steinberger, 1990; Groppali és mtsi., 1995; Marshall és mtsi., 2002).

Ugyanakkor, az átlagos életmenettől való kisebb-nagyobb eltérésekre is vannak irodalmi utalások. Hideg mérsékeltövi éghajlat alatt az életciklus kettő (Edgar, 1971; Stepczak, 1975; Buddle, 2000), sőt akár három éves is lehet (Workman, 1979), de maga a reprodukív periódus ezekben az esetekben is klasszikus tavaszi - kora nyári időzítésű marad.

### 6.1.1 *Pardosa agrestis* életmenete szabadföldi mintavételezés alapján

**Mintavételi eredmények egységesítése.** Az egyes lokalitásokban gyűjtött adatainkat összegezve, azokat közös skálán ábrázolva, grafikus módon próbáltuk meg a faj fenológiáját felvázolni (Samu és mtsi., 1998). A módszerek közt talajcsapdázás és motoros szippantás szerepelt. A gyűjtések gabona és lucerna táblákon folytak 3 évig. A határozás során a nem ivarérett állatokat 3 osztályba soroltuk: „lárva” (kokont elhagyó állapot), „szubadult” (ez a ivarszerv kezdeményekről jól felismerhető), valamint a kettő közti összes nem ivarérett szakaszt egybevonva „juvenilis” néven tartottuk nyilván. Miután megbízható faji meghatározása csak az ivarérett pókoknak lehetséges, kezelniük kellett azt a problémát, hogy vajon melyik juvenilis pókegyed tartozik a *P. agrestis* fajba.

Egyrészt a határozási tapasztalat alapján bizonyos kellően eltérő rajzolatú *Pardosa* fajoktól a pusztai farkaspók juvenilis stádiumban is elkülöníthető volt. Másrészt bevezettük az analízisbe bevont mintavételi helyek szűrését az alapján, hogy az összes fogott adult *Pardosa* egyed hány százaléka volt *P. agrestis*. Amennyiben a *P. agrestis* arány 85%-nál magasabb volt, abban az esetben a lokalitás bekerült az elemzésbe (6.1. táblázat), és minden *P. agrestis*-hez hasonló juvenilist *Pardosa-t agrestis*-nek tekintettünk.

A következő áthidalandó probléma az volt, hogy a különböző mintavételi módszerek a különböző stádiumokat eltérő hatékonysággal fogják. Ez a tény saját tapasztalatunkból, de az irodalomból is jól ismert volt (Samu és Sárospataki, 1995a; Sunderland és mtsi., 1995; Samu és mtsi., 1997b), azonban eddig mások is – mi is inkább kikerültük, semmint kezeltük ezt a problémát. A talajcsapda leghatékonyabban a kifejlett hím pókokat fogja, de adult nőstények is gyakoriak a fogásokban. Ez utóbbi miatt – ha utódait a hátán hordozó nőstény esik a csapdába – a talajcsapdák a lárvákra is szolgáltatathatnak adatot. A motoros szippantó fogásaiban viszont kevés adult példány és sok juvenilis található (lásd 6.2. táblázat). Ha tehát a faj fenológiájáról minden stádium figyelembe vételével szeretnénk képet kapni, akkor nem lehet egyszerűen egyik vagy másik módszer eredményeire támaszkodni, hanem mindkettőt figyelembe kell venni. Ezt a két módszer fogásainak közös skálára való hozásával és együttes kezelésével oldottuk meg.

**6.1. táblázat.** A *P. agrestis* életmenet vizsgálatába bevont blokkok (részletesebb adatok az 1. függelékben), valamint a nem *P. agrestis* *Pardosa*-k aránya az adott blokkban.

Lokalitás	Kultúra	Módszer	Év	nem <i>agrestis</i> (%)
Julianna-major 1	lucerna	talajcs.	1993	1,2
Julianna-major 1	tavaszi árpa	talajcs.	1993	0,7
Kartal	búza	talajcs.	1993	5,0
Felsőnána	lucerna	talajcs.	1993	2,4
Felsőnána	lucerna	talajcs.	1994	6,4
Julianna-major 2	lucerna	szippantás	1994	0
Romhány	lucerna	szippantás	1994	0
Szombathely	búza	talajcs.	1994	1,0
Kisdorog	lucerna	szippantás	1995	0
Kisdorog	lucerna	talajcs.	1995	5,3
Rétság	búza	szippantás	1995	0
Romhány	lucerna	szippantás	1995	0
Julianna-major 1	lucerna	talajcs.	1995	0,5
Julianna-major 1	lucerna	szippantás	1995	11,5
Julianna-major 1	búza	talajcs.	1995	0,4
Julianna-major 1	búza	szippantás	1995	11,4
Páty	lucerna	szippantás	1995	0

Az analízist minden megkülönböztetett fejlődési stádiumra külön végeztük el. Először a mintavételi egységekre (1 talajcsapda vagy 0,1 m<sup>2</sup> szippantás) 10 napos ablakokra (dekád)

átlagoltuk. A következőkben a két módszer eredményeit kombináltuk (adtuk össze), úgy hogy a talajcsapdás adatokat  $P_{ij}$  (ahol  $i$  a dekádokat,  $j$  az egyes stádiumokat jelöli) stádium specifikus konstanssal ( $f_j$ ) szoroztuk, úgy, hogy végeredményként a szippantott mintákkal legyenek azonos skálán, és az időbeli mintázatot ne torzítsa.

$$f_j = S_j/P_j$$

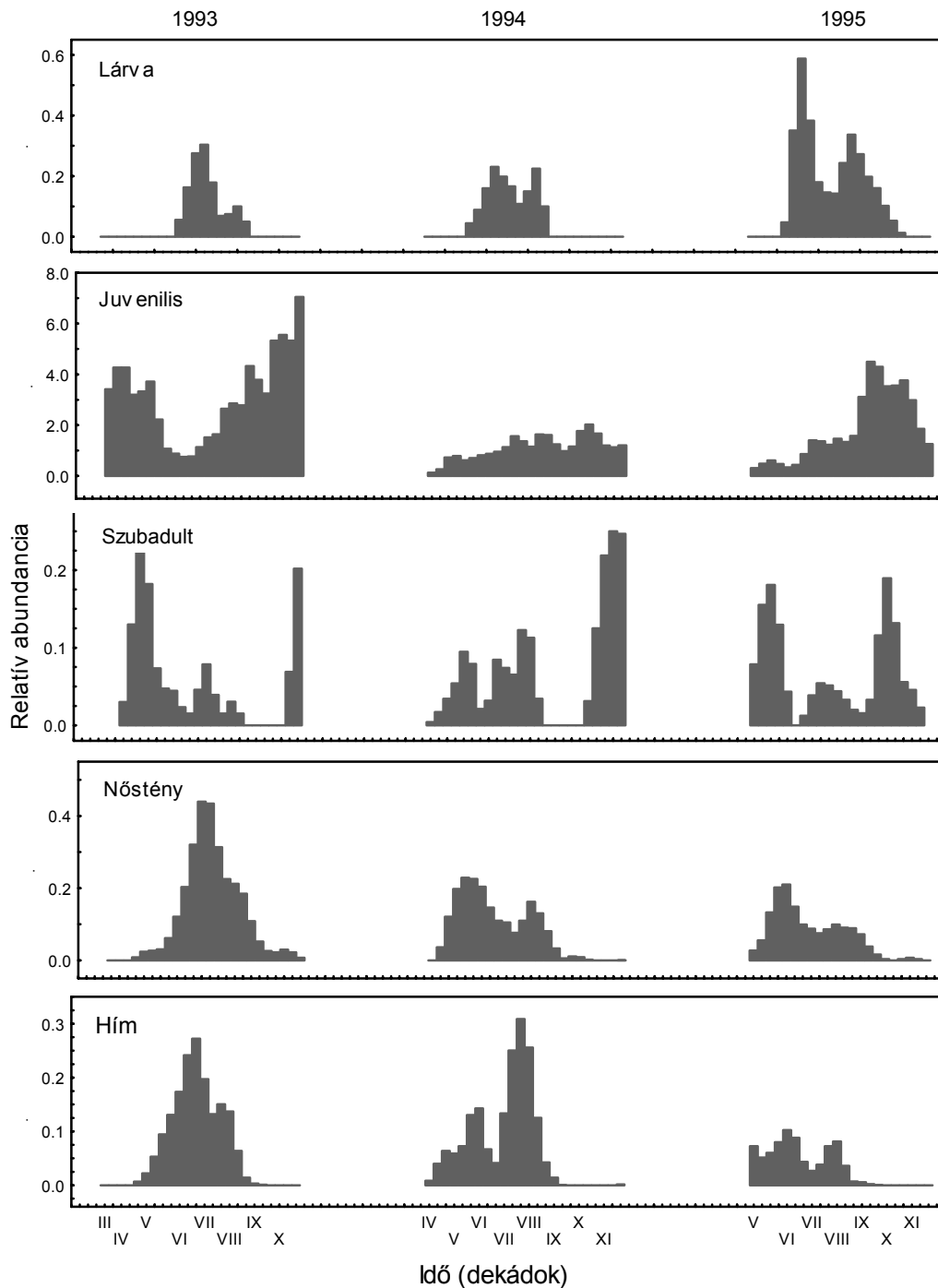
ahol  $S_j$  a teljes vizsgálati periódus szippantott fogásainak mintavételi egységre eső átlaga  $j$  stádiumra;  $P_j$  ugyanezen érték talajcsapdákra számítva (6.2. táblázat).

**6.2. táblázat.** *P. agrestis* átlagos fogások mintavételi egységenként, és a stádium specifikus konstans értékei (magyarázat a szövegben).

Módszer (mintav. egys. száma)	Lárva	Juvenilis	Szubadult	Nőstény	Hím
Szippantás (420)	0,15	1,77	0,06	0,11	0,07
Talajcsapda (638)	0,77	0,63	0,11	1,21	3,23
$f_j$ konstans	0,20	2,78	0,55	0,09	0,02

Az ily módon átszámított talajcsapda fogási eredmény ugyanazt a fogási átlagot adta, mint a motoros szippantó. Az azonos skálára hozás után a két adatot ezután dekádonként összeadtuk, amelyből megkaptuk az elsődleges idősorunkat. Ezt az idősort egy menetben 2 pontos mozgó medián módszerrel simítottuk. A fenológiai görbéket végezetül egybevetettük a táblaszintű alapadatokkal, hogy a fenti procedúra nem vezetett-e be valamilyen artefaktumot. Ez az ellenőrzés eredményezte azt a megállapítást, hogy a pusztai farkaspók fenológia dekád pontossággal számítva a vizsgált területeken szinkronban volt.

**Fenológiai eredmények.** Ha a fenológiai görbéket (6.1. ábra) megvizsgáljuk, akkor a kezdeti szakaszban egyezést találunk az általános *Pardosa* életmenettel (lásd 6.1 szakasz): a télvégi-tavaszi populáció juvenilisekből és szubadultakból áll, és jól lehet követni, amint ezek májusi kezdettel egy jól kivehető szubadult csúcs után kifejlődnek és hímekké, nőstényekké alakulnak. Az adult csúcsok aztán (szemléljük most csak az 1993-as évet) lecsengenek. A lárvák hirtelen megjelenése május végén, június elején jól mutatja a szaporodási időszakokat. Egyébiránt német irodalmi adatok alapján a pusztai farkaspók életmenete teljességgel ezt a klasszikus vonalat követi (Tretzel, 1954).



**6.1. ábra.** A *Pardosa agrestis* farkaspók különböző fejlődési alakjainak fenológája szántóföldi élőhelyeken. Az  $y = 0$  szinten lévő vízszintes vonalak 0 fogást jeleznek, míg az üres helyek a csapdázás szünetelését mutatják. Az  $y$  tengelyen talajcsapdás és motoros szippantós eredményekből standardizáltan összevont abundancia értékek vannak feltüntetve (magyarázat a szövegben).

Ha azonban alaposabban megvizsgáljuk a fenológiai mintázatot mindhárom évben, szisztematikus eltéréseket fedezhetünk fel a klasszikus *Pardosa* életmenettől. Először is az adultak jelenléte hosszabb a vártnál, és 1994-95-ben kifejezett bimodalitást mutat. A nő-

tények jelenléte egészen szeptemberig, nehezen magyarázható egy esetleges második kokon kihordásával (más fajoknál erre példák: Vlijm és mtsi., 1963; Richter, 1970; Edgar, 1972), mivel az jóval kevesebb időt igényelne. Még furcsább a hímek jelenléte, amelyeknek a párosodást követően rövidesen el kellene pusztulniuk. A klasszikus életmenettől való szignifikáns eltérés igazi bizonyítékát azonban a szubadultak fenológiája jelenti. Egy egységes, jól definiált életmenetben ennek a fejlődési állapotnak a megjelenésére csak májusban kellene számítanunk, azonban mindhárom évben júliusban is felfedezhető egy különálló szubadult csúcs. Valójában pontosan egy ilyesfajta megállapítás reményében volt szükség a fenti standardizációs hókusz-pókuszra: azt kellett elérni, hogy összevonva kellően robusztus adataink legyenek, és merjünk hinni abban, hogy pl. a szubadultak esetében júniusban ténylegesen és konzisztensen (évek és lokalitások közt) gyakorlatilag nincs fogás, vagyis a második csúcs ténylegesen egy önálló csúcs, nem pedig egy elhúzódo, kevésbé szinkronizált életmenet eredménye. Így szemlélve valóban kitűnik, hogy július végén – augusztus elején egy önálló második adult csúccsal állunk szemben. A két csúcs jelenlétét jól megerősíti a lárvák második diszkrét csúcsa, amely mindhárom évben felfedezhető.

A bimodalitás magyarázatára a vizsgálat eredményének megismerésekor több hipotézist is felállítottunk. Egy részük megmagyarázhatta volna, hogy nőstényeknek mitől elhúzódo a fenológiája (2 kokon kihordás, esetleges júliusi esztiváció), de a hímek és a szubadultak 2. csúcsa ezt cáfolta. Komoly, megalapozott hipotézisnek csak az alább kifejtendő két lehetőség maradt.

**A kétgenerációs hipotézis.** A júniusi adult csúcsból kifejlődő lárvák gyors növekedésen esnek át, és július végére, augusztus elejére kifejlődve egy második generációt képeznek, amely újból szaporodik, és fiataljai átteleve, majd kifejlődve a következő tavaszi adult generációt alkotják. Heydemann (1960) szerint az *agrestis*-szel közelrokon *P. purbeckensis* szeptemberben-októberben fogott egyedei egy második generáció képviselői. (Kérdés hogy, egy ilyen kései generáció sikeresen szaporodhat-e?) A pusztai farkaspók generációs idejéről nem állt rendelkezésünkre sem direkt információ, sem irodalmi adat, azonban más fajok esetében voltak a kifejlődéshez szükséges időről becslések. A *Pardosa ramulosa* faj esetében egy juvenilis stádium hossza 10-30 nap között változott, a teljes kifejlődéshez szükséges átlagos idő 117 nap volt (Van Dyke és Lowrie, 1975). Edgar (1972) szerint a *P. lugubris* faj kifejlődéséhez 7-9 vedlésre van szükség, és csak a szubadult állapot hosszát legalább 15 napra tette 22°C-on. A *P. nigriceps* esetében a szubadult állapot eléréséhez 4 hónapra volt szükség (Almquist, 1969). Ezek az irodalmi eredmények valószínűtlenné tették, hogy a pusztai farkaspóknak esélye lenne kb. 60 nap alatt lárvából ivaréretté fejlődni.



**A két kohorsz hipotézis.** A bimodális fenológiát eddig minden stádiumon vizsgáltuk, de a juveniliseken nem, mert az egy kevert csoport. A fenológiai görbékét szemlélve látható is: egyedül a juvenilis korosztály esetében nem tűnik ki a bimodalitás. Ez nem mond ellent a kétgenerációs hipotézisnek, de felveti annak a lehetőségét, időszakonként a juvenilis korosztály egyaránt tartalmazzon „poszt-lárva” és „szub-szubadult” stádiumokat is. Ha ez így lenne, akkor elképzelhető lenne, hogy egymással párhuzamosan két kohorsz fejlődjön. Az első kohorsz a klasszikus *Pardosa* életmenetet követi. A másik kohorsz eltolódott fejlődésű: július során megjelennek a szubadult egyedek, ezen egyedek július végén – augusztus elején válnak adulttá, majd szaporodnak. A lárvák őszre kisméretű juvenilisek lesznek, ebben az állapotban telelnek át, majd tavasszal folytatva fejlődésüket júliusra lesznek ivarérettek. Ha e két kohorsz fejlődésmenetét egymásra ültetjük, pontosan a megfigyelt fenológiai görbéhez juthatunk. Persze kérdés, hogy miért nincsenek köztes – pl. június végén kifejlődő – egyedek; de nem lehetetlen egy ilyen jelenségre olyan magyarázatot találni, amely szerint ez az időszak valamilyen szempontból hátrányos, és emiatt az egyedeknek érdemes lehet szinkronizálniuk az egyedfejlődést, hogy együtt, valamelyik fő kohorsszal fejlődjenek, és ezáltal elkerüljék a hátrányos szakaszt, valamint élhessenek a szinkronitásból adódó megnövekedett párválasztási lehetőséggel. Végezetül, a két kohorsz hipotézis felveti annak a lehetőségét is, hogy valójában két morfológiailag (még) nem különböző, s az időbeli niche tengely mentén is szeparálódó, öko-fajjal van dolgunk, mint hasonló esetekre akár a farkaspókok körében is találhatunk példát (Uetz és Denterlein, 1979; Uetz és mtsi., 2002).

### 6.1.2 *Pardosa agrestis* életmenete kineveléses kísérlet alapján

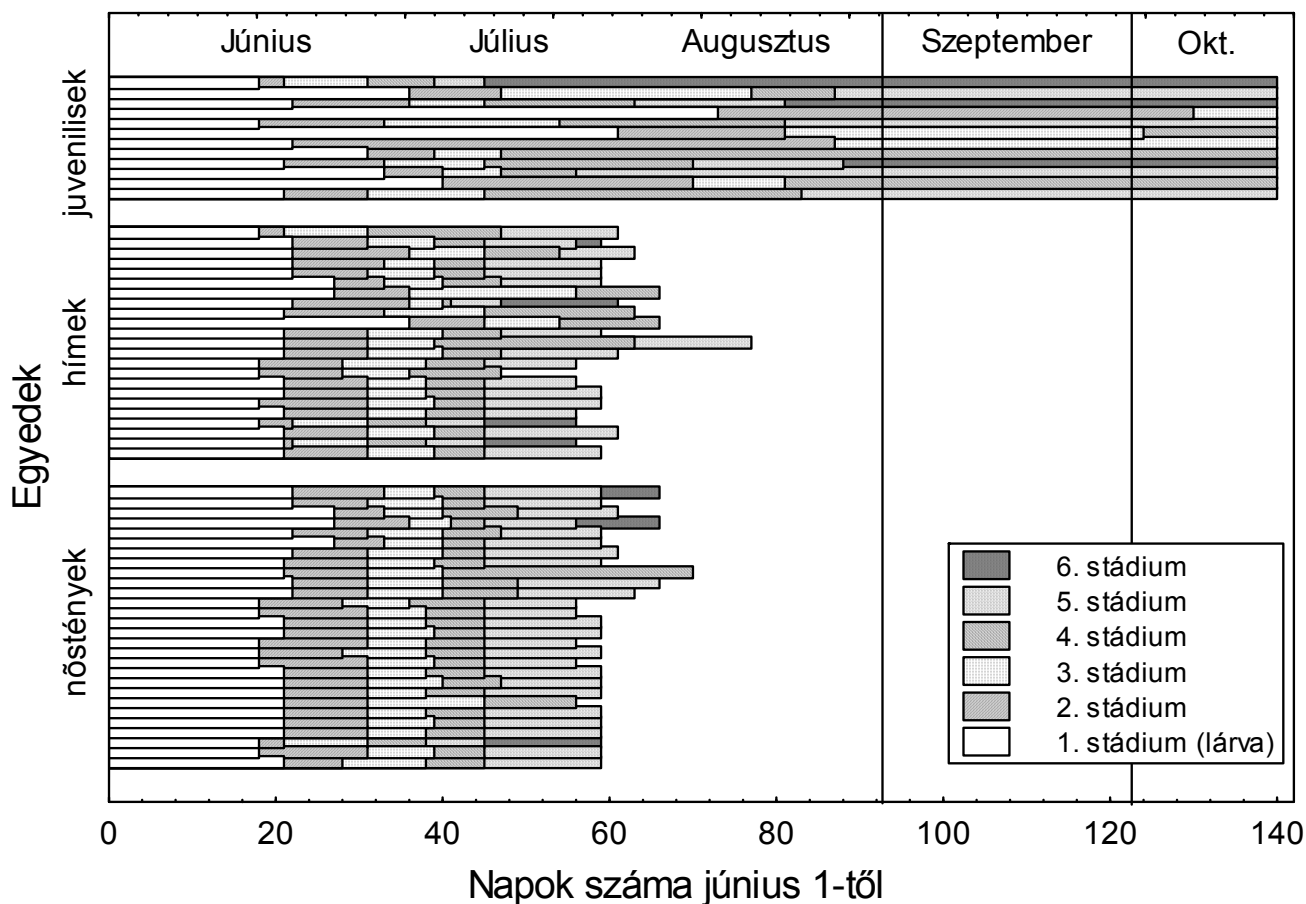
A pusztai farkaspók bimodális életmenetének feltárása után a „kétgenerációs” és a „két kohorsz” hipotézist állítottuk fel, de a meglévő szabadföldi adatok alapján e kettő között nem lehetett dönteni. Egy újabb szabadföldi vizsgálat sorozat, amelyet Kiss Balázzsal végeztünk, és amely nemcsak mintavételezésből, hanem a begyűjtött állatok testméretének megméréséből is állt, szintén nem szolgáltatott döntő bizonyítékot, de megerősítette a bimodalitás tényét (Kiss és Samu, 2005). Ezt egyébként más közép-európai egyidejű vizsgálatok is megerősítették (Zulka és mtsi., 1997; Blick és mtsi., 2000), sőt a bimodalitásra korábbi irodalmi utalást is találtunk (Jedlickova, 1988). Azóta Szita Éva PhD hallgatóval végzett vizsgálatainkból kimutattuk a bimodális fenológiai mintázatot a pusztai farkaspók természetes élőhelyeken, szikes gyepekben előforduló populációiban is (Szita és mtsi., 2004). Az immáron meglehetősen robusztusnak látszó, de a *Pardosa* genuszon belül továbbra is egyedülállóan látszó életmenet mechanizmusának tisztázására, amely Kiss Balázs PhD munkájának volt része, egy kineveléses kísérletet terveztünk, amelyre egyszerre

külső, de mégis kontrollált körülmények közt került sor. A kísérletek fő célja az volt, hogy konkrétan kimutassa, hogy az első (P1) és a második (P2) fenológiai csúcs közt lehetséges-e a puszta farkaspók kifejlődése lárvaállapottól az ivarérett stádiumig.

***Pardosa agrestis* kineveléses kísérlet.** Két kísérlet került végrehajtásra, mindkettőt ú.n. izolátorházban – amely egy fedett, de mégis nyitott (dróthálós) oldalú helyiség – ahol külső hőmérsékleti- és fényviszonyok uralkodnak. Az első kísérlet 1997 július 3-5 között kezdődött. Négy P1-es anya kokonjaiból 25-25, összesen 100 lárva került izolálásra (= kései lárvák). A második kísérletben 2001. június 1-2-án a P1-es csúcs legkorábbi adult állataitól, 3 anyától származó 75 lárvával (= korai lárvák) kezdődtek a kinevelések. A lárvákat a kikelést követő 4 nap után anyjuk hátáról ecsettel leválasztva egyedi fiolákba kerültek, amelyeknek orvosi szénporral kevert gipszsel volt kiöntve az aljuk, amely a nedvesen tartást és az anyagcsereanyagok megkötését szolgálta. Addigi kísérleteink során problémát jelentett a lárva állapotú *Pardosa*-k táplálása, amit Kiss Balázs végül is elég nagy feleslegben adott, szabadföldön motoros szippantóval gyűjtött vegyes ugróvillás táplálékkal oldott meg. A pókok nagyobb juvenilis korukban gyümölcslegyet (*Drosophila melanogaster*) kaptak. A vedlés ellenőrzésére hetente 3x került sor (ezt a levedlett bőr jelezte). Az 1997-es kísérlet őszig túlélő alanyait november 25-től február 20-ig szabadföldön avarba kevert fiolákban felszínesen elásva teleltettük, és ez idő alatt 6 alkalommal lettek ellenőrizve.

**A kinevelési kísérlet eredményei.** A fő eredmény röviden összefoglalható: a P1-es lárvák P2-ig teljesen ki tudnak fejlődni. A korai lárvák 80 %-a (N = 51) vált kora augusztusra ivaréretté, 20 %-uk (N = 12) viszont nem jutott el az ivarérettségi vedlésig egészen a kísérlet tél eleji végéig. Az ivaréretté váló példányok nagy többségének (94 %) ivarérettségi vedlése a relatíve szűk július 27. – augusztus 6. közti periódusra esett. A legkorábbi vedlés július 18-án volt, a legkésőbbi pedig augusztus 17-én, annak ellenére, hogy az időjárás szeptemberig meleg maradt. A kísérlet során mért napi átlaghőmérsékletek alapján egy egyednek 455-580 °C-os 10 °C feletti hősszegre volt szüksége az ivarérettség eléréséhez.

A korai lárvákkal szemben a késői lárvák közül télig egy sem vált ivaréretté. A tél eleji juvenilis populációt (N = 95) szabadföldi körülmények közt megpróbáltuk átteleltetni, ami a későbbiekben magas mortalitást eredményezett. A tavaszig túlélő egyedek (N = 14) viszont 2-3 tavaszi vedléssel május 5-29 között ivaréretté váltak. Az őszig számított ivaréresi arány a késői és a korai lárvák közt erősen szignifikáns különbséget mutatott (FET,  $P < 0,0001$ ).



**6.2. ábra.** A 2000 június 1-2-án kelt „korai” P1-es *P. agrestis* lárvák fejlődésmenete külső hőmérsékleti körülmények és nappalhossz mellett. Egy vízszintes sáv egy egyed fejlődését jelképezi, és a vedlési időpontok szerint stádiumokra van osztva. A hímek és a nőstények esetében az ivarérettségig fejlődött egyedek vannak feltüntetve, itt a sáv vége az ivarérettségi vedlés. A juvenilisek esetében a kísérlet végéig az ivarérettség nem következett be, itt a sáv vége a kísérlet lezárásának időpontja.

A fentiek szerint a korai lárvák között két csoport különböztethető meg: a *gyors fejlődésű egyedek*, amelyek augusztus közepére kifejlődnek, és a *lassú fejlődésűek*, amelyek télig nem fejlődtek ki (6.2. ábra). Az ivarérettségig történt vedlések száma mind a korai, mind a késői lárvák kinevelésekor variábilis képet mutatott (6.2. ábra). Vagyis, a pusztai farkaspók kifejlődése nem kötött számú vedlések során történik. A korai lárvák közül azok, amelyek ősziig kifejlődtek, vagyis a gyors fejlődésűek, átlagosan 5 vedlésen estek át nemtől függetlenül. Ez szignifikánsan kevesebb vedlés volt, mint az a tipikusan 6 vedlés, amennyire a késői lárváknak (lassú fejlődésűek) volt szükségük tavasszal befejeződő kifejlődésükhöz. A két különböző fejlődési sebességet mutató egyedek közt a vedlésszám különbözősége szignifikáns volt, míg önmagában a nem (kontrollálva a fejlődési sebességre) nem befolyásolta a vedlésszámot (6.3. táblázat).

**6.3. táblázat.** Kétutas ANOVA-k eredménye két függő változóra: a pusztai farkaspók kifejlődéséhez szükséges vedlések számára és az adult proszóma szélességre. A független változók az állat neme és a fejlődési sebesség (összel, vagy tavasszal fejezi-e be a fejlődést).

Tényezők	Vedlések száma			Proszóma szélesség		
	<i>d.f.</i>	F	P	<i>d.f.</i>	F	P
(1) Fejlődési sebesség	1, 61	52,5	<0,001	1, 58	1,2	0,270
(2) Nem	1, 61	0,5	0,483	1, 58	30,9	<0,001
1×2	1, 61	0,25	0,619	1, 58	0,6	0,448

A különböző vedlésszám úgy tűnik, hogy csak „technikai” különbséget jelent az állatok számára. A tél előtt megtörtént vedlések száma nem befolyásolta a kései lárvákkal folytatott kísérlet keretében mért áttelelési sikert ( $\chi^2 = 6,92$ ; *d.f.* = 3; P = 0,074). A különböző vedlésszám – kísérleti körülmények között – a testméretben sem jelentkezett: az augusztusban ivaréretté váló pókok ugyanakkorák voltak, mint a több vedléssel csak májusra kifejlődő társaik (6.3. táblázat). A gyors és lassú fejlődésű állatok azonban valószínűleg csak a laboratóriumi jól tartás következtében tudtak azonos méretet elérni. Szabadföldi körülmények között a P1 és P2 adultak közt szignifikáns méretkülönbség volt tapasztalható; a rövidebb ideig fejlődők kisebb méretet értek csak el (6.4. táblázat). Ugyanakkor, a kísérleti körülmények között a nemek közti méretkülönbség jól kimutatható volt, annak ellenére is, hogy a vedlések száma nem különbözött a hímek és a nőstények között (6.3. táblázat).

**6.4. táblázat.** Kétutas ANOVA eredménye a pusztai farkaspók populációk szabadföldi gyűjtéséből származó fejtor-szélességek összehasonlítására. Független változók: vizsgálati év és fenológiai csúcs (P1 vagy P2).

Tényezők	Nőstények			Hímek		
	<i>d.f.</i>	F	P	<i>d.f.</i>	F	P
(1) Vizsgálati év	2, 348	18,8	<0,001	2, 208	53,0	<0,001
(2) Fenológiai csúcs	1, 348	34,6	<0,001	1, 208	110,8	<0,001
1×2	2, 348	12,7	<0,001	2, 208	2,0	0,142

A két csoportnál a növekedés sebessége is különbözött. A gyors fejlődésűek proszómája július 5-re szignifikánsan szélesebb volt, mint a lassú fejlődésűeké ( $t = 2,87$ ; *d.f.* = 56; P =

0,006). Lassú és gyors fejlődésű egyedek egy kokonon belül is lehetnek; e tekintetben mindhárom korai anya utódai keverték voltak, bár arányuk anyánként különböző volt ( $\chi^2 = 7,34$ ; *d.f.* = 2; *P* = 0,025).

### 6.1.3 Kohorszszétválásos életmenet a pusztai farkaspóknál

A fenti eredmények megmutatták, hogy a szabadföldi mintavételekben tapasztalt bimodális fenológia a pusztai farkaspók nyár során, meglepően rövid idő alatt, kifejlődő második generációjának köszönhető. Az irodalmi adatokkal összevetve a *Pardosa* genuszban a *P. agrestis* az egyetlen ismert mérsékeltövi bivoltin (két generációs) faj.

A bivoltinizmuson túl azonban a *P. agrestis* életmenetnek van egy további érdekessége, nevezetesen hogy nem mindegyik első generációs lárva vesz részt a második generáció képzésében. Egy részük a következő tavaszig elhalasztja kifejlődését. Vagyis az eredeti első generációs kohorsz egyedeinek sorsa ketté válik. Ezt a jelenséget Sunderland és mtsi. nyomán (1976) *kohorszszétválásnak* ('cohort splitting') nevezik.

**A kohorszszétválás stratégia** – bár egy jellegzetes életmenet stratégia – sem gyakorinak, sem pedig közismertnek nem nevezhető. Ahol egy fajnál lehetőség nyílik bivoltin életciklusra, úgy az magasabb fitneszt eredményez, mint egy alternatív, akár tisztán univoltin, akár kohorszszétválásos stratégia. A kohorszszétválásos stratégia olyan átmeneti zónákban lehet életképes, ahol a bivoltin stratégia még épp hogy csak lehetséges. Ilyen helyzetekben a bivoltin utat követő egyedek gyors fejlődéséhez külön költségek és kockázatok társulhatnak (pl. tápanyag stressz, megnövekedett predációs kockázat, lásd: McPeck, 1990; Gotthard és mtsi., 1994; Nylin és Gotthard, 1998). Az is fontos hátrány, ha a gyors fejlődésű egyedek kisebb méretüként kénytelenek kifejlődni, illetve szaporodni. Ezzel szemben a lassú egyedek csak egy generációt tudnak produkálni, de azt viszont lehet, hogy nagyobb utódszámmal, utódmérettel és magasabb túlélés mellett teszik (a stratégia-függő méretkülönbségre más taxonoknál példák: Moreira és Peckarsky, 1994; Grosjean és mtsi., 1996; Zimmer és Kautz, 1997). Az átmeneti zónákban a gyors és a lassú növekedési stratégia relatív előnye apró, időben változó környezeti különbségeken múlhat. Ezek a körülmények stabilizálhatják a két stratégia együttélését, vagyis a kohorszszétválást. A jelen vizsgálatban a pusztai farkaspók szabadföldi populációjánál tapasztaltuk, hogy a második generációs egyedek adult testmérete kisebb volt, mint az első generációs egyedeké (6.4. táblázat), míg a mesterséges körülmények közt nevelteknél ilyen különbség nem volt, amely azt sugallja, hogy a gyors növekedés ennél a fajnál is környezeti limitáció alatt áll.

A pókok körében jelen vizsgálatokig a kohorszszétválás jelensége csak egy faj esetében, a *Neriene radiata* vitorlás póknál volt ismeretes (Wise, 1976; Wise, 1987).

A *N. radiata* faj esetében, nagyon hasonlóan a pusztai farkaspókhhoz, a tavaszi generáció utódai vagy gyors, vagy lassú fejlődésen mentek keresztül. Ennek megfelelően az ivarérettséget késő nyárra, vagy következő tavaszra érték el. A különbség abban mutatkozott, hogy az elhúzódó tavaszi generációból a korai utódok egységesen a gyors, míg a szaporodási időszak végi, kései utódok egységesen a lassú úton fejlődtek (Wise, 1987). A generáción belüli kései vagy korai pozíció meghatározó volta más kohorszszétválást mutató taxonoknál is megfigyelhető, így pl. Oniscoidea (Sunderland és mtsi., 1976), Diplopoda (David és mtsi., 1999), valamint Plecoptera (Townsend és Pritchard, 1998).

**Fészekaljon belüli alternatív fejlődési utak.** A fenti példákkal szemben a pusztai farkaspók kohorszszétválása egy fészekaljon belül is tetten érhető volt, de csak a korai lárvák esetében. A 6.2. ábra vizsgálata kideríti, hogy a fejlődési utak szeparációja hogyan következik be az időben. Sok lárva esetében már az első vedlési időpont jelzi, hogy a lassú fejlődési útvonalhoz fognak tartozni, mivel már ez a vedlési időszak is jóval (egyes esetekben kétszer) hosszabb, mint a gyors fejlődésüeknél. Más, későbbi lassú fejlődésű juvenilisek viszont, az első 2-3 vedlés során még lépést tartanak gyors fejlődésű társaikkal, és csak később mutatnak lassúbb fejlődési ütemet. A lassú fejlődésüeknél nemcsak az egyes szakaszok voltak hosszabbak, de tavaszi kifejlődésükig átlagban többet is vedlettek (6.3. táblázat). A fészekaljon belüli kohorszszétválás – általunk ismert egyetlen – másik példája az álkérészek közt fordul elő (Moreira és Peckarsky, 1994).

**A kohorszszétválás, mint kockázatmegosztó stratégia.** A kohorszszétválás következményei közt kell megemlíteni, hogy az egyedeket különböző fejlődési útvonalakra irányítja. Ez a mechanizmus előmozdíthatja a populáció genetikai egységének megőrzését, átjárást biztosítva a különböző életmenetű szubpopulációk közt (Schultheis és mtsi., 2002). A stratégia egy másik következménye, hogy egyfajta kockázatmegosztó funkciót ellátva segítheti a populáció fennmaradását olyan változó környezetben, amely egyszer az univoltin, más-szor pedig inkább a bivoltin stratégiának kedvezne. A pusztai farkaspók esetében ez azért nem egy csoportselektációs érv, mert az alternatív fejlődési útvonalak egy fészekaljon belül is kifejlődhetnek, vagyis ez az anya egyedi kockázatmegosztó stratégiáját képezi.

A *P. agrestis* kockázatai közt szerepelnek a P1-es gyors fejlődésű lárvák kockázatai (lásd fentebb). Egy gyors fejlődést “választó” lárva azonban áttételesen – a direkt kockázatoknál adott esetben nagyobb – az utódai túlélési és reprodukciós esélyeiben rejlő kockázatot is vállal, amely első sorban abból ered, hogy a kritikus áttelelési időszaknak az utódai kisebb testmérettel kénytelenek nekivágni. Ennek az időjárástól függő kockázatnak a megosztása elsőrendű érdeke a nőstényeknek.

**A *P. agrestis* populációk szinkronitását biztosító tényezők.** Érintőlegesen feltettük már a kérdést, hogy mitől marad P1 és P2 két különálló csúc, mitől marad a populáció szinkronban és nem folynak teljességgel össze az egyes kohorszok, generációk? Az alábbiakban pontokba szedve igyekeztem bemutatni a szinkronizált életmenet és egy esetleges aszinkron, folytonos életmenet egymással szemben álló előnyeit.

*A szinkronizált életmenet előnyei:*

- a teljes életciklus befejezése (1 vagy 2 generáció) csak úgy lehetséges, ha az állatok egy menetrendhez tartják magukat, különben az áttelelésbe belecsúszna az adult vagy a lárva életszakasz, amely a *Pardosa* genuszon belül tiltott vagy nagyon hátrányos állapot;
- a szinkronizált adult csúcson belül nagyobb az esélye a pártalálásnak;
- a nőstények lárva-kannibalizmusa csak egy rövid időre gátlódik, ha ez szinkronizált a nőstények között, a lárvák túlélési esélye nő (lásd 6.2.1);
- az esetlegesen bizonyos mérettartományokra (pl. lárvák) specializált ragadozók számára nincs konstans zsákmány, hanem a lárvák rövid perióduson belül, de akkor tömegeesen jelentkeznek (mast fruiting).

*Az aszinkron életmenet előnyei:*

- minden egyed a természetes, környezet által biztosított fejlődési ütemét folytathatja;
- a szélesebb méreteloszlás miatt kisebb az intraspecifikus kompetíció;
- kisebb kitettség esetleges frekvencia függő mortalitási tényezőknek.

A szabadföldi adatok alapján a faj szinkronitása magyarországi körülmények közt bizonyítottan látszik (Samu és mtsi., 1998; Kiss és Samu, 2005). Vajon mely mechanizmusok segítik elő a szinkronizációt? E tekintetben az őszi – tél eleji populáció a legkritikusabb, mert itt a juvenilis állatoknak igen széles méreteloszlása tapasztalható (6.3. és 6.9. ábrák), amelyből következő tavaszra egy többé-kevésbé egységes P1-es generációnak kellene kifejlődni. Tehát olyan faktorokat kell keresni, amelyek ebben az időszakban hatva az eloszlást szűkíthetik.

Kiss Balázs Ph.D. munkája nyomán egy harmadik populáció szinkronizáló faktorra is bukkantunk (Kiss és Samu, 2002). Ezen kísérletek eredményei szerint a juvenilis farkaspókok őszi fejlődését a hőmérséklet és a nappalhossz együttesen szabályozza, mégpedig úgy, hogy természetes körülmények között egyedül a fiatalabb juvenilis stádiumú egyedek folytatták fejlődésüket, a szubadult állapotúak nem vedlettek. A mesterségesen magas hőmérséklet mellett (nappal 26°C, éjszaka 18°C) tartott csoportban a vedlési hajlandóság nőtt, és ez a hatás mesterséges hosszú nappal kezeléssel még jobban fokozható volt. A hőmérséklet kezelése hatása a fiatal juvenilis állatokra azonnali volt, míg a szubadult egyedeknél egy komoly gátlást kellett áttörni; ezek a legrövidebb esetben is csak 18 napos ke-

zelés után vedlettek. Ez a fejlődésszabályozási mechanizmus is szűkítheti a populáció méreteloszlását oly módon, hogy a kisebb egyedeknek az őszi melegebb periódusok alatt felzárkózhatnak, míg a nagyobb egyedek fejlődése gátolva van.

Kísérletesen nem vizsgáltuk, de elképzelhető, hogy a juvenilisek áttelelési sikere méretfüggő, a kisebb egyedek nagyobb téli mortalitást szenvedhetnek el. Ez egy további tényező, amely alulról szűkítheti a méreteloszlást.

A kannibalizmusról a következő szakaszban kimutatjuk, hogy bizonyos méretkülönbség felett egy komoly potenciális faktor a farkaspók populációk szabályozásában. A szabadföldön tapasztalt 10-szeres méretkülönbség bőséges lehetőséget nyújt arra, hogy a nagyobb egyedek a kisebbeken ragadozva alulról szűkítsék a méreteloszlást. Ennek mechanizmusát az alábbiakban részletezem.

## 6.2 *Pardosa* intraguild interakciók

A pókok kannibál hajlama régóta ismeretes. Bristowe (1941) joggal mondhatta, hogy „a pókok legádázabb ellenségei saját maguk a pókok”, amely állításba a mai terminológia szerint beleérthetjük a kannibalizmust és az intraguild predációt is (Polis és mtsi., 1989). Bár a kannibalizmus jelentőségét a pókok körében hamar felismerték, ökológiai jelentőségét mégis nehéz megítélni, mert a kutatások inkább az „izgalmasabb” témának tartott szexuális kannibalizmusra koncentráltak (Elgar és Nash, 1988; Arnquist, 1992; Prenter és mtsi., 1994).

### 6.2.1 *Pardosa agrestis* kannibalizmusa

**A kannibalizmus ökológiai hatása.** A kannibalizmus ökológiai hatására vonatkozó kutatási eredményeket inkább találunk más állatcsoportokban, ahol különösképpen a kannibalizmus populációszabályozó szerepét vizsgálták (Polis, 1981; Elgar és Crespi, 1992a). Ezek szerint a kannibalizmus a nagyobb egyedek fitnessét növelheti olyan időszakban, amikor az alternatív préda ritka. A kisebb egyedek kihasználhatnak kisebb dimenziójú táplálékforrást, ezáltal „közvetítve” ezt a nagyobb egyedek felé. Ha a kannibalizmus intenzitása a ragadozó és áldozat méretarányával függ össze, akkor a kannibalizmus populációs hatásai közé tartozik, hogy szűkíti a méreteloszlást, ezáltal szinkronizálja a populációt (pl. az evezőlábú rákok körében: Anderson, 1970). Ha viszont a kannibalizmus intenzitása az ab-



szolút mérettel korrelál, akkor akár növelheti is a populáció méretbeli variációját (Crowley és Hopper, 1994).

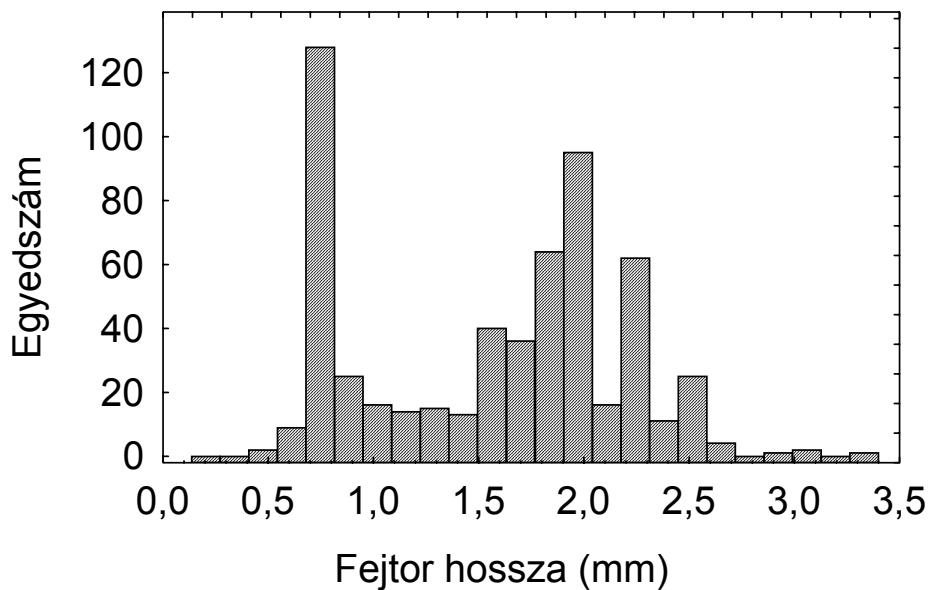
A kannibalizmus költségei közé tartozik annak a kockázata, hogy a ragadozó egy rokonát pusztítja el (Pfennig és mtsi., 1993), a fajspecifikus fertőzések megkapásának megnövelt kockázata (Pfennig és mtsi., 1998). Fontos kockázat, hogy a kannibalizmus esetében a préda a ragadozóhoz hasonló támadási és védekezési képességekkel bíró egyed (Elgar és Crespi, 1992b), ami főleg kis méretkülönbségnél növeli a ragadozó kockázatát.

**A farkaspókok kannibalizmusáról** megoszlanak a szakirodalomban megfogalmazott vélemények. Egyes közlések szerint a mérges marás miatt a kannibalizmus megkísérlése különösen magas kockázatú a ragadozó szerepű egyed számára, másrészt pedig a fejlett látás és viselkedési repertoár lehetővé teszi, hogy a farkaspókok felismerjék fajársaikat és tényleges óvakodjanak egymás megtámadásától (Aspey, 1977ab.; Nossek és Rovner, 1984). Míg a kannibalizmus elkerülését kimutató vizsgálatokat adult egyedeken végezték, addig a különböző stádiumok interakcióját is figyelembe vevő vizsgálatok részben más eredményre vezethetnek. A lárvák, ha időszakosan is, de védve vannak a szülői kannibalizmus ellen, mert a kokon- és fiahordó anyánál az apró pókok megtámadása viselkedési gátlás alatt áll. Más nőstényeknél (szűz és poszt-reproduktív) azonban ez a gátlás nem létezik, és saját fajú lárvák bekerülhetnek a táplálékegyedek közé (Higashi és Rovner, 1975; Wagner, 1995). Wagner és Wise (1996) pedig szabadföldi izolátoros kísérletben mutatták ki egy farkaspók fajnál a kannibalizmus juvenilisekre ható populációszabályozó szerepét.

**A vizsgálat kérdései.** Modell fajunk, a pusztai farkaspók, kannibalizmusára irodalmi adat nem állt rendelkezésre. Mint a faj életmeneténél láttuk, a gyors és lassú fejlődésű egyedek összel egy bimodális (6.3. ábra), a többi *Pardosa* fajnál jóval heterogénebb (Kiss és Samu, 2002) populációt alkotnak. Az egyes életmenet stratégiák és a fajnak az agrárkörnyezethez való alkalmazkodásának megítéléséhez fontos volt megtudni, hogy szerepelhet-e kannibalizmus a populációszabályozó tényezők között. Ennek kiderítésére egy laboratóriumi vizsgálat keretében (Samu és mtsi., 1999a) a következő konkrét kérdésekre kerestük a választ: a) befolyásolja-e a kannibalizmus bekövetkeztének valószínűségét az állatok tömegaránya; b) gyakoribb-e a kannibalizmus a kisebb / fiatalabb korosztályban, mint a nagyobb / idősebb egyedek körében; c) az éhségállapot befolyásolja-e a kannibalizmus bekövetkeztének valószínűségét?

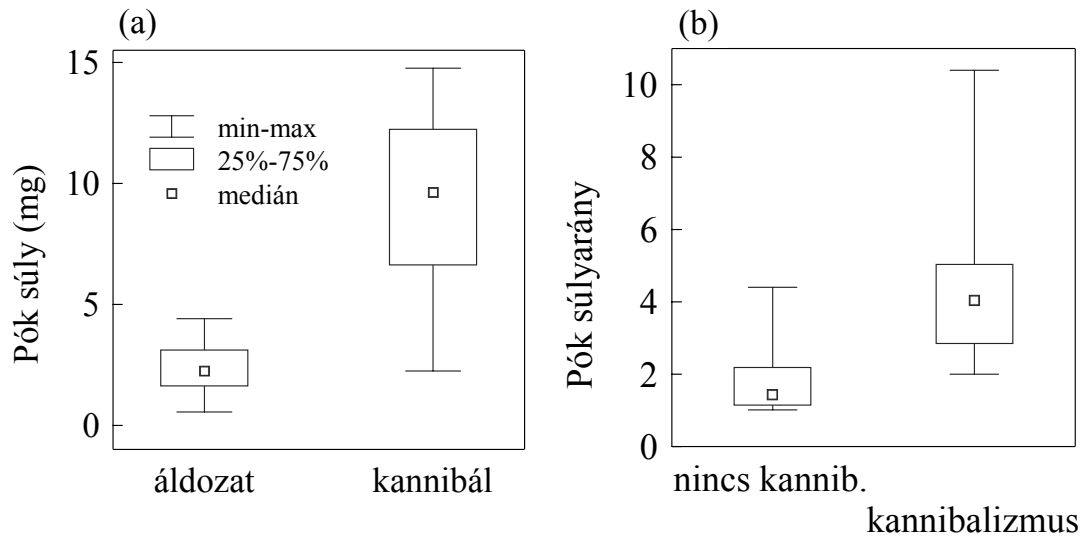
**Anyag és módszer.** A vizsgálatok „alapanyaga” 500 db október hónapban kézzel begyűjtött juvenilis *P. agrestis* volt (Julianna-majori földekről, ahol a nem *agrestis* *Pardosa*-k aránya mindössze kb. 1% volt, 6.1. táblázat), amely képviselte az áttelelés előtti populáció természetes méreteloszlását. A konkrét kísérletre kiválasztott állatokat *ad libitum* etetés és

standard ideig való éhezéssel hoztuk azonos éhség szintre. A kísérlet állatpárok 24 órás megfigyeléséből állt. Az arénák 14 cm átmérőjű, gipsz aljzatú Petri csészék voltak. Az egyik kísérletben (N = 110 pár) az állatok súlyaránya volt a fő vizsgálati tényező, ekkor az éhségszintet 14 napos éhezésnél állítottuk be. Az éhség kísérletnél az éhség szint 0, 14 és 28 napos éhezés volt, míg a súlyarányt tartottuk egy olyan szűk sávban, amely a kannibalizmust megengedte, de mégsem tette extrém módon könnyűvé.

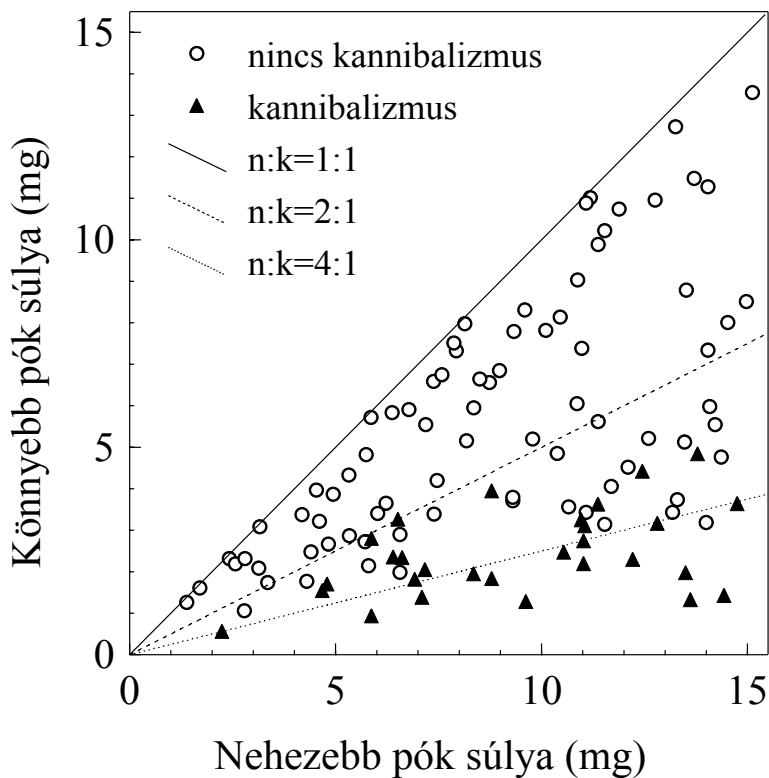


**6.3. ábra.** Julianna-majori *P. agrestis* populáció méreteloszlása szept. 21.- okt. 3. között, Kiss Balázs kézi gyűjtése (Samu és mtsi., 1997a nyomán). Jól látható a 10-szeres méretkülönbség és a populáció bimodális méreteloszlása.

**A súly és a súlyarány szerepe.** Ha kannibalizmus történt, mindig a nehezebb pók volt a kannibál, fordított esetet egyszer sem figyeltünk meg (6.4. ábra). A súlyarány (nehezebb pók súlya / könnyebb pók súlya) azoknál a pároknál, ahol a kannibalizmus bekövetkezett szignifikánsan nagyobb volt, mint azoknál a pároknál, ahol kannibalizmus nem történt (6.4. ábra). A 6.5. ábra világítja meg talán legjobban a kannibalizmus méretfüggését a pusztai farkaspóknál. A 4:1-es súlyarán felett szinte kötelező volt a kannibalizmus, az egy kivétellel minden ilyen párosításnál bekövetkezett. A 4:1 – 2:1 arányok átmeneti zónát képeznek, itt a kannibalizmus az esetek egy részénél volt megfigyelhető, míg végül 2:1 súlyarány alatt kannibalizmust egy esetben sem figyeltünk meg.



**6.4. ábra.** A kannibál súlyarány kísérletben: a) áldozatok és kannibálok közti súlykülönbség (Wilcoxon-féle előjeles rang-teszt,  $T = 0$ ,  $N = 29$ ,  $P < 0,0001$ ). b) súlyarányok olyan párok esetében, ahol a kísérlet kimenetelen kannibalizmus volt, illetve nem történt kannibalizmus (Mann-Whitney U teszt:  $U = 142$ ,  $n_1 = 81$ ,  $n_2 = 29$ ,  $P < 0,0001$ ).



**6.5. ábra.** A súlyarány kísérletek kimenetele. Minden pont egy konkrét párosítást jelöl, a szimbólum jelzi annak kimenetelét. Az egyenesek nem illesztettek, hanem súlyarány határokat jelölnek.

A súlyarány tehát döntőnek látszik a kannibalizmus realizálódásában, és ezzel eredeti a) kérdésünkre egyértelmű és pozitív választ adtunk. Nehezebb annak a kérdésnek a megítélése, hogy az abszolút súly (illetve ezzel összefüggésben, hogy milyen korosztályhoz, stádiumhoz tartozik az állat) befolyásolja-e a kannibalizmust a súlyarányon felül. Ezt logisztikus regressziós modellek sorozatával teszteltük, ahol főhatásként néztük a könnyebb állat súlyát, a nehezebb állat súlyát, valamint a súlyarányt. Az egyetlen hatást figyelembe vevő modelleknél nemcsak a súlyarány, hanem a könnyebb pók hatása is szignifikáns volt a kannibalizmus kimenetelére. Azonban mindkét olyan modellben, ahol a könnyebb vagy nehezebb pók súlyát úgy tekintettük, hogy kontrolláltunk a súlyarányra, a póksúly egyik esetben sem bizonyult szignifikáns tényezőnek (6.5. táblázat). A b) kérdésünkre tehát negatív válasz adható, amennyiben a pók mérete, korosztálya önmagában nem befolyásolja a kannibalizmus valószínűségét, kizárólag a relatív méretarány.

Az éhségállapot hatását felvető c) kérdésre ugyancsak pozitív választ adhattunk, mert a az éhezés hosszával szignifikánsan nőtt a kannibalizmus bekövetkeztének valószínűsége (logisztikus regresszió:  $N = 92$ ,  $\chi^2_1 = 51,979$ ,  $P < 0,0001$ ).

**6.5. táblázat.** Logisztikus regressziós modellek eredménye, ahol a függő változó a párosítás bináris kimenetele volt (történt-e kannibalizmus vagy nem), a független változók a könnyebb pók súlya (L), nehezebb pók súlya (H), és a súlyarány (R).

<b>Modell</b>	<b>Hatás</b>	<b>d.f.</b>	<b><math>\chi^2</math></b>	<b>P</b>
H	M	1	0,48	NS
L	M	1	39,206	<0,0001
R	M	1	65,416	<0,0001
R+H+R×H	M	3	70,062	<0,0001
	R	1	6,456	0,011
	H	1	0,586	NS
	R×H	1	1,734	NS
R+L+R×L	M	3	68,158	<0,0001
	R	1	3,830	0,05
	L	1	0,078	NS
	R×L	1	0,162	NS

## 6.2.2 Intraguild ragadozás farkaspókoknál

Az, hogy az agrobiont pókok milyen hatékony ragadozói lehetnek a rovarkártevőknek, nagyban függ populációik önkorlátozó természetétől (Riechert és Lockley, 1984; Provencher, 1990; Provencher és Riechert, 1994). Ezen önkorlátozásnak a mechanizmusai közé tartozik a kannibalizmus és az intraguild ragadozás is. Az USA közép-nyugati államaiban két agrobiont farkaspók faj egy érdekes modell rendszerrel szolgál, ahol ezen interakciók egymás mellett tanulmányozhatók. Ezt Ann Rypstra-val közösen írt cikkünk nyomán ismertetem (Rypstra és Samu, 2005).

**A *Pardosa milvina* – *Hogna helluo* fajpáros.** A *Hogna helluo* (Walckenaer) és *Pardosa milvina* Hentz farkaspók fajok Észak-Amerika keleti felében az agrárterületek jellegzetes agrobiont fajai (Dondale és Redner, 1990; Marshall és mtsi., 2002). Míg a *P. milvina* a mi pusztai farkaspókunkra méretben és életmódra is nagyon emlékeztető, nagy egyedsűrűségű ( $10\text{-}15\text{ m}^{-2}$ ), kis termetű (20 mg) faj, addig a *Hogna* jóval nagyobb (800 mg), kevésbé mozgékony, és relatíve alacsony egyedsűrűséggel ( $1\text{-}2\text{ m}^{-2}$ ) előforduló faj (Marshall és Rypstra, 1999b; Walker és mtsi., 1999a). A *Pardosa* faj egyéves életciklusú, az adult csúcs július közepére esik. Ebből következően – kivéve azt a rövid időszakot, amikor az adult egyedek és a lárvák együtt fordulnak elő – a populáció végig viszonylag szűk méreteloszlású (Marshall és mtsi., 2002). A *Hogna* fajnak viszont kétéves életciklusa van, amiből következően bármely adott időszakban a méreteloszlása szélesebb, mint a *Pardosa milvina*-é. Az év legnagyobb időszakában a *Hogna* egyedek nagyobbak a *Pardosa* egyedeknél, de a *P. milvina* kora nyári szubadult-adult időszakában a nálánál kisebb *Hogna* lárvákkal és fiatal juvenilis egyedekkel is együtt él.

**Kísérletünk célja** az volt, hogy az életmenetből adódóan együtt élő különféle méretű egyedek közti intraguild és kannibalisztikus interakciókat megvizsgáljuk, kontrollként használva egy nem ragadozó prédával (házitücsök lárvák) szembeni ragadozási viselkedést, hatékonyságot. A kérdés az volt, hogy vajon a két ragadozó ugyanúgy viszonyul-e a sajátfajú, intraguild, valamint normál (= tücsök) prédához, vagy ha nem, akkor mi a különbség iránya és mértéke. A „viszonyulást” azzal mértük, hogy mekkora méretkülönbségnél (súlyarány) és milyen késleltetéssel következnek be a ragadozási esemény.

**Anyag és módszer.** A kísérleti protokoll ugyanaz volt, mint a kannibalizmust vizsgáló súlyarány kísérletünkben (lásd 6.2.1), azzal a különbséggel, hogy itt a standard éhezési időtartama 1 hét volt. A következő párosításokat vizsgáltuk, a nagyobb állatot előre véve: *Hogna-Hogna*, *Pardosa-Pardosa*, *Hogna-Pardosa*, *Pardosa-Hogna*, *Hogna-tücsök*, *Pardosa-tücsök*. A kísérletnél olyan méretű állatokat használtunk fel, hogy a mérettarto-

mányok, illetve a méretarány tartományok a kísérleti csoportokban hasonlóak legyenek (6.6. táblázat).

Miután itt több prédátípust kellett összehasonlítani a statisztikai analízis némiképp bonyolultabbá vált, mint a kannibalizmus kísérletben. A fő független változó a préda/predátor súlyarány volt (PPR). A predátor faj (*Pardosa*, *Hogna*), prédátípus (normál, kannibál, intraguild) és a PPR hatását a ragadozás bekövetkeztére egy többutas logisztikus regressziós analízissel vizsgáltuk (SAS, 2001). Ugyanezen faktorok hatását arra, hogy a ragadozás mennyi idő múlva következik be, túlélési analízis arányos kockázati modelljével vizsgáltuk.

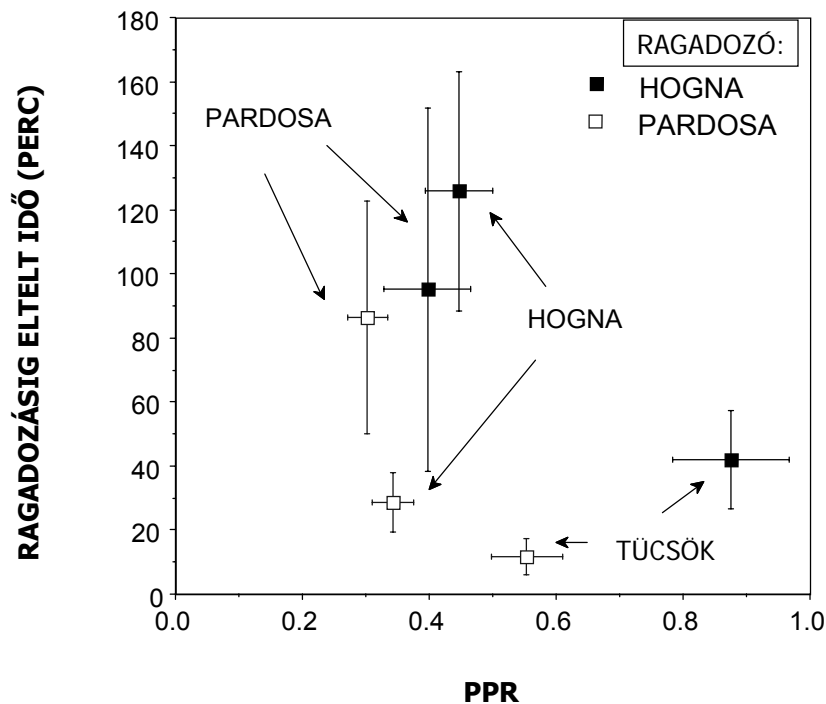
**6.6. táblázat.** Az intraguild ragadozási kísérletben részvevő egyedek súlyeloszlása és súlyarányaik (átlag  $\pm$  S.E.), valamint a bekövetkezett ragadozási események száma kezelésenként.

Párosítások	N	Ragadozások száma (%)	Ragadozó súly (mg)	Préda súly (mg)	PPR
<i>Hogna</i> – tücsök	70	66 (94,3 %)	14,4 $\pm$ 1,2	14,6 $\pm$ 1,9	0,97 $\pm$ 0,11
<i>Hogna</i> – <i>Hogna</i>	78	34 (43,6 %)	19,2 $\pm$ 1,2	11,7 $\pm$ 1,7	0,84 $\pm$ 0,07
<i>Hogna</i> – <i>Pardosa</i>	54	28 (48,1 %)	19,5 $\pm$ 1,4	9,9 $\pm$ 2,1	0,63 $\pm$ 0,05
<i>Pardosa</i> – tücsök	64	50 (78,1 %)	19,6 $\pm$ 1,3	11,1 $\pm$ 1,8	0,75 $\pm$ 0,07
<i>Pardosa</i> – <i>Hogna</i>	74	44 (59,5 %)	17,6 $\pm$ 1,2	9,2 $\pm$ 1,8	0,64 $\pm$ 0,06
<i>Pardosa</i> – <i>Pardosa</i>	66	38 (42,4 %)	19,1 $\pm$ 1,3	12,2 $\pm$ 1,9	0,68 $\pm$ 0,06
Minden csoport	406	260 (64,1 %)	18,4 $\pm$ 1,6	11,4 $\pm$ 2,1	0,76 $\pm$ 0,03

**Ragadozás normál- és pókprédán.** Mindkét farkaspók fajnál azt tapasztaltuk, hogy a normál (tücsök) prédával nagyobb ragadozási arány volt tapasztalható, mint a pókprédán (*Pardosa*:  $\chi^2_{195} = 10,19$ ,  $P = 0,001$ ; *Hogna*:  $\chi^2_{209} = 54,54$ ,  $P < 0,0001$ ; 6.6. táblázat). Egyúttal mindkét fajnál az elfogyasztott tücsökprédák relatíve nagyobbak is voltak (nagyobb PPR), mint a pókprédák (6.6. ábra). Vagyis mindkét faj, de a *Hogna* különösen, saját magával is összemérhető nagyságú tücsköket is elfogyasztott, míg a pókpréda esetében csak akkor került sor ragadozásra, ha az a préda jóval kisebb volt.

Fennmaradt viszont a kérdés, hogy a tücsök nagyobb ragadozási aránya minek köszönhető? Vajon a tücsök ízletesebb, a táplálék valamely minősége miatt jobban preferált préda, vagy pedig a táplálék minőségét illető preferencia tekintetében nincsen különbség pók és tücsök közt, és a tücsök esetében csak azért tapasztaltunk magasabb ragadozási arányt, mert az kevésbé veszélyesebb, mint a pókpréda. Gondolatunk szerint ezt a két faktort úgy lehet elválasztani, ha megnézzük, hogy megfelelően kis méretarány (PPR) eseté-

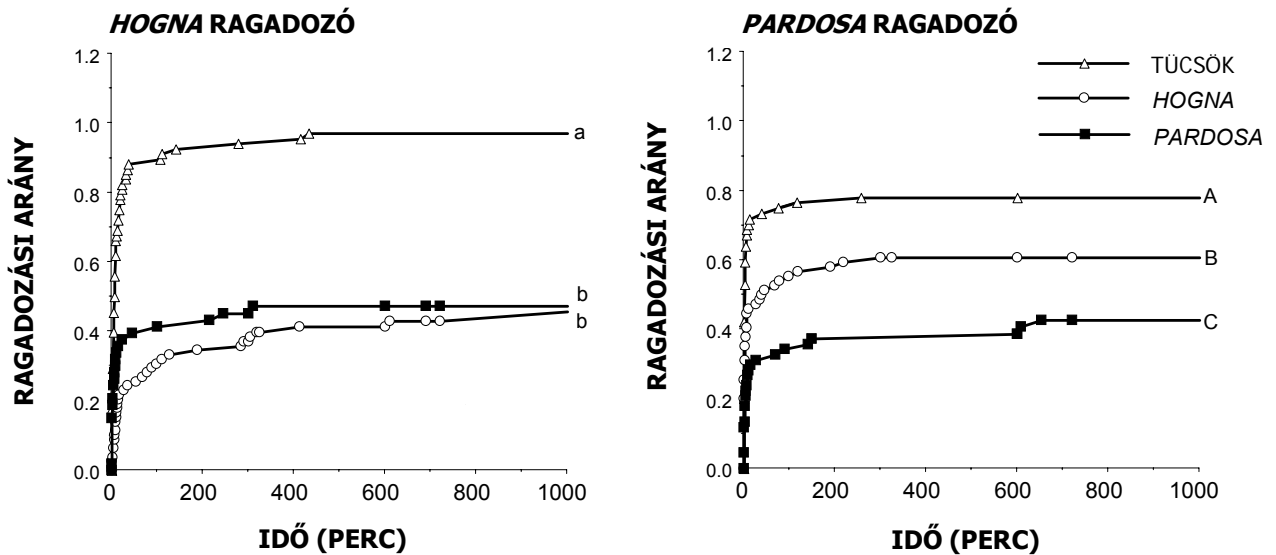
ben mi a helyzet. Ha a táplálék minősége szerit nem tesz különbséget a ragadozó, akkor feltételezhetjük, hogy a kis prédaegyedeket egyenlő arányban fogyasztja. Ezért úgy jártunk el, hogy a megfigyelt esetekből a magas PPR-ú párosításokat fokozatosan kizártuk, és néztük, hogy a különbség még mindig fennáll-e. Mindkét fajnál létezett olyan reális méretarány, amely alatt vizsgálva az eseteket, nem találtunk a tücsök- és a pókpréda közt különbséget a ragadozási arányban (ezt az értéket  $PPR_{kritikus}$ -nak hívtuk; *Pardosa* predátor esetében  $PPR_{kritikus} = 0,54$ ,  $\chi^2_{97} = 3,82$ ,  $P = 0,05$ ; míg a *Hogna* esetében  $PPR_{kritikus} = 0,57$ ,  $\chi^2_{74} = 3,46$ ,  $P = 0,05$ ).



**6.6. ábra.** A PPR és a ragadozásig eltelt idő (átlag  $\pm$  S.E.) együttes eloszlása a két ragadozó, *Pardosa milvina* és *Hogna helluo* által véghezvitt sikeres ragadozások esetében (az eltérő ragadozók átlagai eltérő szimbólumokkal jelölve, míg a préda típusát nyílazott feliratok jelzik).

**A *Hogna* és *Pardosa* ragadozási stratégia.** A két faj különbözött egymástól a prédafajok irányába mutatott ragadozási viselkedésében. A *H. helluo* konzisztensen nagyobb préda-méretet preferált minden prédakategóriában, míg a *P. milvina* – szintén minden préda kategóriában – gyorsabbnak volt mondható, mint a *Hogna* (6.6. ábra; túlélés analízis, ragadozó hatása  $\chi^2_1 = 8,53$ ,  $P < 0,005$ ). A *Pardosa* nagyobb valószínűséggel ragadozta a *Hogna*-t, mint egy fajtársát ( $\chi^2_{139} = 5,53$ ,  $P = 0,018$ ; 6.6. táblázat), de a *Hogna* esetében nem volt különbség a ragadozási arány tekintetében, a két pókprédára nézve ( $\chi^2_{131} = 0,27$ , NS; 6.6. táblázat).

lázat). A *Hogna* a ragadozás gyorsaságában nem tett különbséget a két pókpréda között, míg a *Pardosa* szignifikánsan hamarabb ejtett el egy *Hogna* prédát, mint egy sajátfajú prédát (6.7. ábra).



**6.7. ábra.** A két ragadozó faj ragadozási sikere az idő függvényében. (A sikert a prédák elfogyásával mértük, 1 = összes préda elfogyott, vagyis minden ragadozás sikeres volt.) A túlélési görbéket a két ragadozónál külön-külön Bonferoni teszttel hasonlítottuk össze. Az azonos betűvel jelzett görbék nem térnek el szignifikánsan egymástól (szignifikancia szint:  $P = 0,05$ ).

**Megértettük-e jobban a farkaspókok szabadföldi koegzisztenciáját?** Ha szem előtt tartjuk hogy egy egyedi példáról van szó, akkor talán óvatos általánosításokat is tehetünk a farkaspókok együttélésére vonatkozóan, különösen, hogy mindkét faj a dolgozat tárgyát képező agrobiont fajok közül kerül ki. A generalista ragadozók biológiai kontroll szerepének egyik legproblémásabb részének azt tartják hogy, ha egyedsűrűségük növekszik, akkor ezáltal nem föltétlen a kártevő prédaállatokra gyakorolt ragadozó hatás nő, hanem az intra-guild interakciók intenzitása, ami a növekedést hatástalanná, vagy egyenesen biológiai kontroll szempontból hátrányossá teheti (Hodge, 1999; Finke és Denno, 2002; Denno és mtsi., 2004). Az a tény, hogy a jelen vizsgálatban a tücsökpréda a méretarány tartomány legnagyobb részében jóval érzékenyebb volt a pók ragadozásra, mint a pókpréda, azt mutatja, hogy az intraguild ragadozás kellő mennyiségű alternatív préda jelenlétében, annyira talán mégsem meghatározó a szabadföldi viszonyok között.

Érdekes lehet azt értékelni, hogy vajon mennyire szimmetrikus a két farkaspók egymásra hatása, vagy mondhatjuk-e, hogy az egyik faj hatása számottevőbb a másikra. A *Hogna* egyértelműen fölényben van az év nagy részében, hiszen a méretkülönbség teljes



mértékben megszabja az intraguild interakció lehetséges irányát. Mégis, úgy gondolom, hogy a lehetséges interakció és a szabadföldön ténylegesen bekövetkező interakció között a ragadozási viselkedés lehet az igazi választóvív. Ha ezt tekintjük, akkor azt kell főként figyelembe venni, hogy a *Hogna* bármiféle pókprédára jóval lassabban reagál, mint egy természetes prédatípusra. A *Pardosa* viszont a nálánál megfelelő mértékben kisebb *Hogna*-ra csaknem ugyanolyan gyorsan reagál, mint a tücsökre. Vagyis, a *Hogna*-nak hiába van meg a lehetősége a pókzsákmányolásra, valószínű, hogy a szabadföldön, ahol egy gyors pókpréda könnyen elmenekülhet, nem tudja ezt érvényesíteni. Viszont könnyen lehet, hogy – abban a rövid időszakban, amikor a megfelelő méretarányok fennállnak –, a *Pardosa* tényleges populációszabályozó hatást tud kifejteni a nálánál nagyobb termetű farkaspókokra. Labor eredményeinket éppen ezért érdemes gondolatébresztő predikcióként kezelni, és alkalomadtán akár az eredeti, akár egy hasonló hazai fajpáron más kísérleti felállásban tesztelni.

### **6.3 A pusztai farkaspók alkalmazkodása az agrárélőhely templáthoz**

Sajnos, mire eljutottunk a leggyakoribb agrobiont fajunk, a pusztai farkaspók autökológiai kutatási eredményeinek összefoglalásához, a másik – a közösségi – szálon folyó kutatások eredményiből már sejteni lehetett, hogy az agrobiont fajok körében valószínűleg nincs egy egységes alkalmazkodási stratégia az agrárkörnyezethez. Az egyes fajokat nem lehet egyetlen sikeres recept alkalmazóiként tekinteni. A *P. agrestis* eredmények megerősítik ezt a képet, hiszen azt találtuk, hogy ennél a fajnál sincs egy olyan különleges, kiemelhető momentum, amely önmagában magyarázná a faj mezőgazdasági sikerességét. A sikeres stratégia tehát a *P. agrestis* esetében is több tényezőtől adódik össze. Ez viszont talán mégis ad némi reményt arra, hogy ha a teljes, sikeres, és főleg általános receptet nem is sikerült kideríteni, mégis lehet jó néhány olyan hozzávaló, amiről immár sejtjük, hogy része lehet egy sikeres receptnek, és akár nem csak egy faj esetében. Így aztán – pl. skálaszintek szerint haladva – talán nem haszontalan számba venni azokat az ökológiai tulajdonságokat amelyeket a szántóföldi környezethez való lehetséges adaptációnak gondolunk.

Az szántóföldi agrárkörnyezet tulajdonságairól már esett szó Wissinger (1997) elmélete kapcsán (lásd 5.2.1). Wissinger a szántóföldi agrárkörnyezetet kiszámíthatóan efemernek, bolygatottnak tartja. Ebből a „kiszámíthatóságot”, illetve az ahhoz való alkalmazkodást nagyon nehéz tesztelni. Az APEH elméletből származó hipotézisek (lásd 5.2.2) valójában nem is erre voltak kihegyezve. Szemben a kiszámíthatóság relatív fogalmával, a

*bolygatottság*, illetve az ebből adódó változékonyság, a nagy tér- és időbeli variancia valószínűleg egy jóval általánosabb aspektusa az agrárkörnyezetnek. A változékonyság több skálaszinten tetten érhető (Samu és mtsi., 1999b). Egy pók szemszögéből nézve paradox módon a közepes skálaszinten homogén monokultúras környezet magas tér- és/vagy időbeli varianciát eredményezhet, hiszen pontosan az egysíkúságuk miatt ezen rendszerek kevésbé stabilak, s ez a potenciális rovarzsákmány magas kisléptékű változékonyságához vezethet (lásd többgenerációs kártevők hirtelen gradációi, vagy a szívogató rovarok foltos, „ragályos” térbeli eloszlása). A következő skálaszinten az évszakos változásokat felnagyító emberi művelés okoz a természetes élőhelyeknél magasabb változékonyságot. A még magasabb skálaszinten pedig az azonos termőhelyi adottságokat darabonként másként felhasználó fragmentációt, és további tér- és időbeli varianciát bevezető emberi tájhasználatot lehet megnevezni, amely egyfajta táji szintű bolygatást okoz.

### 6.3.1 Alkalmazkodás a mikrohabitat szintű változékonysághoz

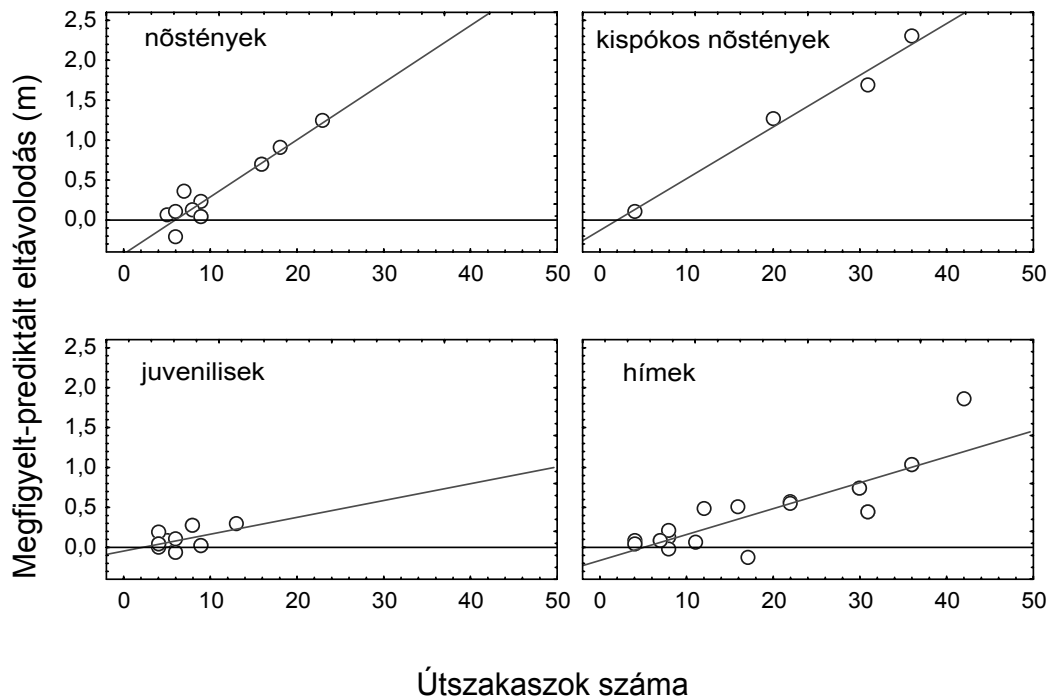
**Táplálkozási adaptációk változékonyságú zsákmánysűrűséghez.** A közelrokon és szintén agrárkörnyezethez kötődő *Pardosa hortensis* farkaspóknál (lásd 5.1. táblázat) régebbi (Ph.D. munkámban felhasznált, ezért itt csak az eredmények miatt idézett) vizsgálataink során sikerült kimutatni, hogy zsákmányolási és táplálkozási (a zsákmányállatból külső emésztés során a tápanyagokat kinyerő) stratégiája révén úgy tudja optimalizálni az energiabevitelt, hogy az különféle zsákmánysűrűségek között is adaptív. Ha a farkaspók egy nagyobb zsákmánysűrűségű foltba lépett, ahol a prédaegyedekkel való találkozási valószínűség magasabb volt, úgy változtatta meg táplálkozási viselkedését, hogy az energia-beviteli ráta szignifikánsan emelkedett azáltal, hogy a kezelési idő csökkent, a konzumpciós ráta pedig nőtt. Részleges táplálkozás csak a telített állatoknál fordult elő, ami azt jelezte, hogy az állatok nem érték el a Marginális Érték Elmélet (Marginal Value Theorem, Charnov, 1976) által jósolt optimumot. A telítődés közelében a pókok a hatékonyság csökkenése mellett is folytatták a táplálkozást. Egy ilyen táplálkozási viselkedés inkább maximalizálja a hosszú távú energia-bevitelt, amely összefüggésben lehet azzal, hogy a pókfaj forrásai limitáltak és/vagy erősen változékonyságúak (Samu, 1993).

Ugyancsak a *P. hortensis* farkaspók esetében vizsgáltuk, hogy hogyan változik meg a táplálkozási viselkedés, ha olyan gazdag foltba lép be az állat, ahol szimultán több zsákmányegyeddel is találkozhat (Samu és Bíró, 1993). Ilyenkor erőteljesebb optimalizációt tapasztaltunk. A farkaspókok a zsákmánysűrűség növekedésére megváltoztatták táplálkozási stratégiájukat, nagy mértékben csökkentették a kezelési időt, ezáltal növelték tápanyagkinyerési hatékonyságukat, ami a táplálékállatok részleges elfogyasztásához vezetett. Ennek extrém megjelenése volt a magas prédasűrűségnél kimutatott zsákmányállat begyűjtés,

többszörös táplálkozás, valamint „öldöklés”. Az itt felsorolt funkcionális válaszon túli különleges táplálkozási viselkedések zsákmány-egyedsűrűség függők, szignifikánsan befolyásolhatják a farkaspókok zsákmánypopulációkra gyakorolt szabályozó hatását, és mutatják a ragadozók táplálkozási stratégiájának plaszticitását.

**Kereső viselkedés a mezőgazdasági táblákon.** A táplálkozási viselkedést farkaspókokon nem laboratóriumi körülmények közt vizsgálni szinte lehetetlen (bár volt akinek sikerült: Nyffeler és Benz, 1988; Nyffeler és Breene, 1990), a mozgási viselkedésükről szabadföldön adatot gyűjteni talán csak egy fokkal könnyebb. A *P. agrestis* szabadföldi megfigyelését Szirányi András egykori szakdolgozatos, majd Ph.D. hallgató kitartásának köszönhetjük. A kézi adatfelvétel végzett egyedi megfigyelések lehetővé tették, hogy a pókútvonalat számítógépesen rekonstruáljuk. Ezek elemzése alapján a *P. agrestis* kisléptékű mozgását „sit-and-move” keresési stratégiának neveztük el (Samu és mtsi., 2003), mivel az állatok változatosan hosszú – de az irodalmi összehasonlítás szerint más *Pardosa* fajoknál jóval rövidebb – időt töltenek egy ideiglenes leshelyen való várakozással (Ford, 1978; Walker és mtsi., 1999b). Ez átlagban 2,5 perc volt, de a lesben állás összességében az állatok idejének mégis a 90 %-át is kitette. Egy lesben állási periódust az állatok rövid, de célirányos mozgása szakított meg időnként, amivel új leshelyet kerestek. A néhány megfigyelt ragadozási esemény mindig a leshelyekről történt.

Külön elemeztük, hogy a megfigyelt mozgási szakaszok egy egyednél véletlenszerűen követik-e egymást, vagyis a mozgás egy „random bolyongás” modellel magyarázható-e. Az eredmények alapján a mozgás a véletlenszerűnél szignifikánsan direkcionálisabb volt (6.8. ábra). Értékelésünk szerint a sit-and-move stratégia és a direkcionális mozgás egy kockázatkerülő stratégia részét képezik, amely egyrészt kiküszöböli a folyamatos mozgással járó keresés energetikai hátrányát, de az egyed mégsem kockáztatja azt, hogy egy rossz minőségű leshelyen „leragad”, ehelyett folyamatos leshely változtatással „átlagolja” az élőhelyet. Ez a stratégia ugyan az átlagos hozamot is, de annak varianciáját is csökkenti (Real és Caraco, 1986). A rövid időtávon tapasztalt direkcionalitás a kimerített foltra történő visszatérés esélyét csökkentheti.



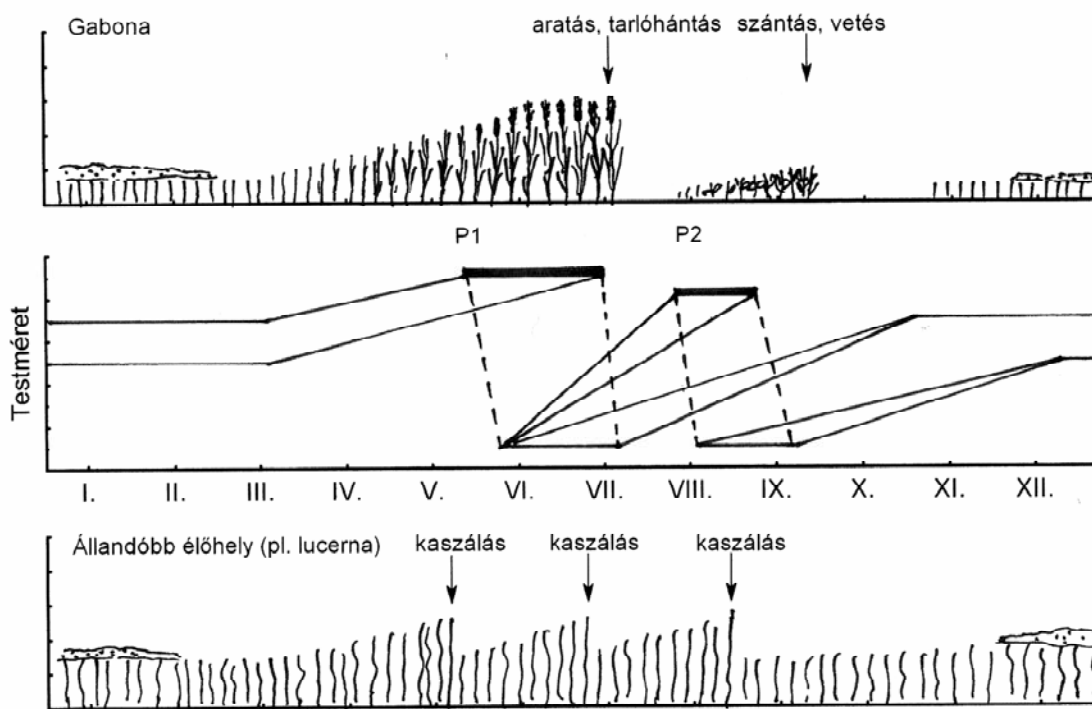
**6.8. ábra.** A megfigyelt *P. agrestis* egyedek mozgási szakaszaiból kimért és a korrelált random bolyongás modell alapján prediktált kezdőponttól való eltávolodás különbsége, annak függvényében, hogy az egyed hány útszakaszt tett meg. A pozitív eltérés direkcionális, a negatív lokalizált mozgást jelez a nulla eltéréssel jellemezhető random sétához képest (Kareiva és Shigesada, 1983).

### 6.3.2 Alkalmazkodás a habitat és táji szintű változékonysághoz

Míg a mikrohabitathoz történő alkalmazkodás inkább az egyed viselkedése által történik, addig az élőhelyhez és a még magasabb skálaszintekhez való alkalmazkodás inkább populáció és metapopuláció szintű jelenség. Ezen szintek időbeli változékonyságához pedig nem az egyed rövidtávú viselkedése (pl. táplálékkeresés és táplálkozás) a legmegfelelőbb vizsgálati szint, hanem a hosszabb távú stratégiáké, így az életmenet és diszperziós stratégiáé. Itt most azt próbáljuk meg elemezni, hogy vajon a tapasztalt és bemutatott kohorszszétválásos életmenet, valamint más populáció szintű interakció, jelenség hogyan teszi lehetővé a pusztai farkaspók populációk sikeres fennmaradását és tapasztalt szinkronitását a szántóföldi élőhelyeken.

**A *P. agrestis* életmenet illeszkedése az agrárélőhelyhez.** Az életmenetet és egyidejű környezetét sematikusán a 6.9. ábra ábrázolja. Jól látható, hogy az első generáció fenológiai csúcsa (P1) egybeesik a kora nyári fő vegetációs periódussal. A gabonafélék aratása kriti-

kusan érintheti a populációt, mert mint vizsgálatok bizonyítják ezek a beavatkozások egyrészt magas direkt mortalitással járnak, másrészt pedig az élőhely olyan mértékű megváltozásához vezetnek, amely az életben maradt egyedeket is elvándorlásra készíti (Thorbek és Bilde, 2004). Valójában a *P. agrestis* életmenet ebből a szempontból is jól illeszkedik a szántóföldi élőhely templáthoz, hiszen ekkora a P1 lecseng, és a farkaspók populáció változatos nagyságú, de az adult állatokhoz képest jobb diszperziós képességgel (fonálröpítés: Richter, 1970; Greenstone, 1982b) rendelkező juvenilis egyedekből tevődik össze. A diszperzióhoz kedvező populációösszetétel szintén adva van az élőhelyet szintén súlyosan érintő másik beavatkozás, az őszi és esetleges tavaszi szántás idején is.



**6.9. ábra.** A pusztai farkaspók életmenete és élőhelyeinek időbeli változása. A vonalak az egyes kohorszok egyedeinek testméretét reprezentálja illusztrációs céllal. Az két csúcs (P1 és P2) adult szakaszait vastag vonallal jeleztem. A szaggatott vonalak a szaporodást jelölik. A vetemény magasságváltozásán túl jelöltem a tarló vegetációt és a téli hó borítás időszakát.

A pusztai farkaspók bizonyítottan az egyik legsikeresebb pókfaj a bolygatás által időlegesen elhivatatlenné váló habitatokban. Viszont az is látszik, hogy permanens populáció egy éves művelésű táblán nem tud fennmaradni, vagyis a fennmaradása csakis egy táji szintű metapopulációs folyamattal magyarázható. Ebben a folyamatban fontos szerepet játszanak az olyan állandó élőhelyfoltok, mint pl. a többéves szántóföldi kultúrák, szegélyek és egyéb zavart gyepek, ahol az agrobiont fajok permanens populációval létezhetnek (5.6. áb-

ra). Ezek azok az élőhelyfoltok, ahol a második generáció kifejlődhet, és ezáltal jelentősen megnövelheti az ősszel és tavasszal kolonizációra kész juvenilis egyedek létszámát.

Az élőhelyek időbeli variabilitását a mezőgazdasági művelés okozza bolygatásaival. Ugyanezen bolygatások – miután kultúránként nem egyszerre következnek be – okozzák a mezőgazdasági táj térbeli variabilitását egy adott időpontban. Például, nyár végén egyaránt találunk tarlóhántott sívó földet, gazonos tarlót, zöldellő kukoricatáblát és többéves veteményeket. Tavasz végén, nyár elején mind a tér-, mind pedig az időbeli variabilitás sokkal kisebb. A pusztai farkaspók első generációja erre a stabilabb időszakra esik, míg a kohorszszétválásának időszaka a későbbi, variábilisabb időszakra. A kohorszszétválásos életmenet stratégia elemzésénél megmutattuk, hogy ez valójában egy kockázat megosztó stratégia, itt pedig az látszik, hogy a kockázatmegosztás arra az időszakra esik, amikor a nagy variabilitás ezt szükségessé is teszi.

Az intraguild interakciók szintén szerepet játszhatnak a *P. agrestis* metapopulációs dinamikájában. A faj látványosan hiányzik – akár mezőgazdasági táblák közelében lévő – kevésbé bolygatott gyepkekből, ahol egyéb *Pardosa* fajok viszont nagy számban előfordulnak. Miután, mint láttuk, az intraguild interakciókban a méretkülönbségek döntőek, könnyen lehet, hogy a faj esetleges kompetitív hátrányán túl, a szélesebb méreteloszlású, kisebb egyedeket is nagy súllyal tartalmazó juvenilis populáció (6.3. ábra) az intraguild predáció miatt szorul ki ezekről az élőhelyekről, illetve kényszerül a csupaszabb, ám más farkaspókok által nem lakott agrárélőhelyeket kolonizálni. Ha úgy tetszik, az intraguild predációra való érzékenység készítheti a *P. agrestis*-t a variábilisabb élőhelyek kiaknázására.

A pusztai farkaspók esetében azt néztük, hogy a faj miként alkalmazkodik az agrárkörnyezet sajátosságaihoz. Az alábbiakban megfordítjuk a kérdést, és azt vizsgáljuk meg, hogy az agrártáj különféle tulajdonságait miként lehetne úgy alakítani, hogy az az egyes pókpopulációk számára minél kedvezőbb legyen.

## **7 LEHETŐSÉGEK AZ AGRÁRTERÜLETEK PÓKPOPULÁCIÓINAK GYARAPÍTÁSÁRA**

Az eddigiekben egy metodikai előkészítés után megvizsgáltuk, hogy melyek a mezőgazdasági pókközösségek és azok leggyakoribb fajainak – az agrobiont pókfajoknak – főbb jellemvonásai, valamint esettanulmányokat ismertettünk hazánk leggyakoribb agrobiont fajáról a pusztai farkaspókról, hogy bemutassuk agrárkörnyezethez való alkalmazkodottságának lehetséges tényezőit. Az utolsó fejezetben először egy rövid irodalmi ismertetőt adok arról, hogy az agrárkörnyezet megváltoztatásával befolyásolhatjuk-e kedvezően az ott élő pókpopulációk életfeltételeit, majd a záró megjegyzéseket megelőzően egy esettanulmányt közlök, amelyben e lehetőségek egy részét kísérletesen vizsgáltuk.

### **7.1 Pókpopulációk gyarapítása a mezőgazdasági környezet diverzifikációjával: az elosztottság koncepciója**

A pókok, mint generalista ragadozók, a specialista ragadozóktól eltérően hatnak a zsákmánypopulációkra. A specialisták képesek arra, hogy kitüntetett zsákmányuk populációját szabályozzák, azok egyedszámváltozásait funkcionális, aggregatív vagy reprodukzív válaszok révén kövessék. Ezzel szemben a pókok generalista predátorokként több prédafajt hasznosítanak, így nagyobb létszámban lehetnek jelen akkor is, amikor egy kártevő populáció még felszaporodásának kezdetén áll. Bár az egyes pókfajok csak mérsékelt egyedsűrűségfüggő populációs válaszokat képesek adni egy konkrét zsákmányfajra, de ha különböző zsákmányolási stratégiájú, életmenetű, prédapreferenciájú fajaik hatását együttesen nézzük, akkor hatásuk számottevő lehet. A pókok biológiai kontroll szerepéről egy rövid irodalmi összefoglaló a Bevezetésben található (lásd 2.2.1). Összességében a vizsgálatok zöme azt támasztja alá, hogy a pókok hatása a zsákmánypopulációkra a két populáció arányától (numerikus vagy tömeg) függ (Riechert, 1999).

A fentiekből következik, hogy a pókok mezőgazdasági hasznosságának mind populációik egyedsűrűsége, mind pedig közösségeik diverzitása fontos tényezője. Két egymásra

épülő review cikkünkben (Samu és mtsi., 1999b; Sunderland és Samu, 2000) azt elemeztük, hogy milyen mezőgazdasági művelési módszerekkel növelhető a pókok egyedsűrűsége és diverzitása a táblán belül, másrészt pedig táji szinten milyen művelési és tájhasználati stratégiák segíthetik elő a pókpopulációk gyarapodását.

**Táblán belüli diverzifikációnak** veteménytől, éghajlattól, művelési szokásoktól függően nagyon sok hagyományos vagy éppen újonnan, a biotermesztésben alkalmazott változata létezik. Ezeket Altieri (1994) nyomán nagyjából be lehet sorolni a következő kategóriákba: köztesvetés (alapvetemény, plusz bizonyos sorokban egy másodlagos vetemény), alávetés (homogén köztesvetés, a két vetemény eltérő magasságú), sávos művelés (füves, gazos, egyéb eltérő szerkezetű sávok kialakítása táblán belül), korlátozott mértékű gyomosság, mulcsozás (elhalt növényi részek elterítése talajon), valamint alternatív talajművelési módok, a különféle talajművelési fázisok összevonásától (pl. vetőszántás) egészen a szántás elhagyásáig (Birkás, 2002).

Az egyes diverzifikáció típusok osztályozhatóak aszerint, hogy hatásuk térbelileg hogyan helyezkedik el a mezőgazdasági táblán. *Aggregált diverzifikációról* beszélünk, ha a hagyományos művelésű táblát törjük meg valamilyen alternatív résszel, amely által az egész táblát tekintve a florális, strukturális heterogenitás nő. Ide tartoznak a különféle másodlagos veteményből álló, vagy füves, gyomos sávok, amelyek különböző térközzel követhetik egymást a táblán belül. Ezzel szemben az *elosztott diverzifikáció*, mint neve mutatja, homogén módon eloszlik a táblán, annak egész területét érinti. Ide tartozik az összes talajművelési mód, a mulcsozás és az alávetés.

A pókok reakciója a különféle táblán belüli diverzifikációkra egyetlen egy esettanulmány egy részeredménye szerint volt csak negatív (Costello és Daane, 1998). Az összes többi feldolgozott irodalom vagy arról számolt be, hogy nőtt a pókok abundanciája (24 tanulmányból 15 esetben, 63%), vagy pedig nem volt szignifikáns hatás. A 7.1. táblázat Sunderland és Samu (2000) nyomán olyan irodalmi adatokat tartalmaz, ahol az eredmények térben replikált, megfelelő kontrollt tartalmazó kísérletből származnak. A diverzifikáció általános pozitív hatásán túl a fő tanulsága ezen tanulmányoknak, hogy a diverzifikáció nagyobb gyakorisággal és nagyobb mértékben segítette a pókpopulációkat, ha az elosztott volt és nem térben aggregált.



**7.1. táblázat.** A táblán belüli diverzifikáció hatása a pókabundanciára. (Gyarapító hatás: N.S. = a kontroll táblához / blokkhoz képest nem volt szignifikáns hatás. Ahol a szerzők kimutattak szignifikáns hatást, és az adatokat megadták, ott jelöltük, hogy a pók abundancia hány-szorosozó hovázetőleges különbséget mutatott a kezelt és a kontroll táblák/blokkok között.)

Diverzifikáció	Gyarapító hatás	Fő pókcsaládok	Vetemény	Ország	Irodalmi forrás
<i>Aggregált diverzifikáció</i>					
Nem-vetemény sávok	N.S.	több (8 család)	zöldség	USA	(Riechert és Bishop, 1990)
Nem-vetemény sávok	2	Araneidae	alma	Svájc	(Wyss, 1995; Wyss és mtsi., 1995; Wyss, 1996)
Nem-vetemény sávok	N.S.	Salticidae, Oxyopidae, Thomisidae	alma	Magyarország	(Samu és mtsi., 1997c)
Köztesvetés	3	Linyphiidae	tök-kukorica	USA	(Letourneau, 1990)
Köztesvetés	N.S.	Linyphiidae	sárgarépa-lucerna	Svédország	(Ramert, 1996)
Köztesvetés	2	Linyphiidae, Araneidae, Salticidae	kukorica-bab	USA	(Coll és Bottrell, 1995)
Köztesvetés	N.S.	Tetragnathidae, Clubionidae	kukorica-bab	Kanada	(Coderre és mtsi., 1989)
Köztesvetés	N.S.	nincs megadva	kukorica-szója	USA	(Tonhasca és Stinner, 1991)
Köztesvetés	N.S.	Lycosidae, Oxyopidae	gyapot-lucerna	Ausztrália	(Mensah, 1999)
<i>Elosztott diverzifikáció</i>					
Talajkímélő szántás	N.S.	Linyphiidae, Lycosidae	tavaszi gabona	Finnország	(Huusela-Veistola, 1998)
Talajkímélő szántás	N.S. <sup>1</sup>	nincs megadva	kukorica, szója	USA	(Tonhasca és Stinner, 1991)
Talajkímélő szántás	2	Linyphiidae	őszi gabona	Anglia	(Kendall és mtsi., 1991)
Talajkímélő szántás	4	nincs megadva	cirok	USA	(House és Parmalee, 1985)
Heterogén talajfelszín	13	Linyphiidae	kukorica	Belgium	(Alderweireldt, 1994)
Here/fű mulcs	N.S.	Linyphiidae	sárgarépa	Svédország	(Ramert, 1996)
Szalma/törek mulcs	10	több (8 család)	zöldség	USA	(Riechert és Bishop, 1990)
Szalma/törek mulcs	2	Lycosidae	aszparágusz	Új-Zéland	(Wardle, 1995)
Részleges gazosság	2	Tetragnathidae, Linyphiidae	szója	USA	(Balfour és Rypstra, 1998)
Részleges gazosság	2	nincs megadva	kukorica	USA	(Stinner és mtsi., 1984)
Részleges gazosság	3	Linyphiidae	őszi gabona	UK	(Topping és Sunderland, 1994)
Részleges gazosság	+	Linyphiidae	őszi gabona	UK	(Feber és mtsi., 1998)
Részleges gazosság	3	Lycosidae, Linyphiidae	paradicsom	USA	(Altieri és mtsi., 1985)
Alávetés	4	Lycosidae, Linyphiidae	paradicsom (here)	USA	(Altieri és mtsi., 1985)
Alávetés	2 <sup>2</sup>	Corinnidae	szőlő (gabona, hüvelyesek)	USA	(Costello és Daane, 1998)

<sup>1</sup> felvételezés csak napközben és leveleken

<sup>2</sup> fajonként változó

**A táji szintű élőhely-diverzifikálás** az a következő skálaszint, amellyel foglalkozunk. Valójában, itt az átmenet eléggé folytonos, és a különféle szintekre való besorolás a mi definíciónkon múlik. A táblán, mint élőhelyfolton belül, a pók élettevékenységek szempontjából különféle módon kihasználható mikrohabitatoknak egy adott eloszlásával találkoztunk. Az aggregált és elosztott diverzifikálás ezen mikrohabitat-eloszlásnak egy-egy fajta megváltoztatását jelentette (Samu és mtsi., 1999b). Az „A” habitat mellé azonban létesülhet egy „B” habitat is, amelyre egy másfajta mikrohabitat készlet és/vagy eloszlás jellemző. Ezzel átléptünk a táji szintre, mert egy táji folton belül nézzük, hogy ott milyen A, B, C, stb. habitatfoltok vannak, milyen eloszlással. Vegyük azonban észre a folyamatos átmenetet: ha van egy aggregált diverzifikálásunk – mondjuk füves sávok egy táblában – az nem különbözik sokkal attól az esettől, mintha a sávokat egy külön élőhelyfoltra gyűjtenénk, és létrehoznánk egy füves habitatfoltot a tábla mentén. Az egyik esetben van egy aggregált diverzifikációnk, a másikban pedig egy kissé „még aggregáltabb”. Természetesen minél nagyobb léptékben szemlélődünk, annál inkább fog ténylegesen elkülönülni egymástól a két nominális skálaszint.

Két élőhelyfolt határát külön élőhelyként, az *ökoton*ként tartják számon. Ahhoz az ismerethez, hogy a táji foltot alkotó élőhelyfoltok konfigurációja miként befolyásolja a pók eloszlását, a táji szint legkisebb léptékéről indulva, a széleken történő folyamatokat tanulmányozva juthatunk el. Léteznek olyan fajok, amelyek speciálisan csak ökotonokban fordulnak elő, de a két szomszédos élőhely közösségei is átfednek itt, ami jellegzetesen magasabb diverzitásban nyilvánul meg (Luczak, 1995; Traut, 2005). A mezőgazdasági táblák szegélyei tekinthetők ökoton élőhelyeknek, és a megnövekedett diverzitás gyakorta tapasztalható esetükben (lásd a 4.4. táblázatot, vagy a következő példákat: (Kromp és Steinberger, 1992; Alderweireldt, 1993)). A széli és szomszédosági hatás leggyakrabban a táblában vagy az élőhelyfolton belül jelentősen lecsökken. A farkaspókok legtöbb faja tipikusan a táblák szélén fordul csak elő nagyobb egyedszámban, míg a fonálröpítéssel terjedő vitorlaspók fajokra gyakran ez nem igaz (Sunderland, 1987; Klimes, 1989; Glueck, 1990; Malfait és de Keer, 1990; Nyffeler és Breene, 1992; Huusela-Veistola, 1998). Érdekes, hogy az agrobiont pusztai farkaspók e tekintetben a vitorlaspókokkal megegyezően viselkedett (Tóth és mtsi., 1996).

A pókpopulációk táblaszélről való gyarapodása potenciálisan az egyik legfontosabb hatás lehetne, amely azonban attól függ, hogy a betelepülési események milyen gyakorisággal és behatolási mélységgel történnek. Ha a szomszédos habitat eltérő volt, mint például erdő és szomszédos szántó esetében, akkor a behatolási mélység nem volt több néhány méternél (Bedford és Usher, 1994; Downie és mtsi., 1996). Ennél meglepőbb, hogy hasonlóak voltak az eredmények akkor is, ha a táblával szomszédos élőhely gyeves vagy egyéb lágyszárú vegetáció volt. Gyepben megjelölt pókoknak az 5 %-a, és azok is csak maximum 5 m-re hatoltak be a mezőgazdasági táblába Lengyelországban (Kajak és

Lukasiewicz, 1994); az USA-ban gyomos szegély és lucerna közt szintén hasonló volt a kapcsolat (Bugg és mtsi., 1987).

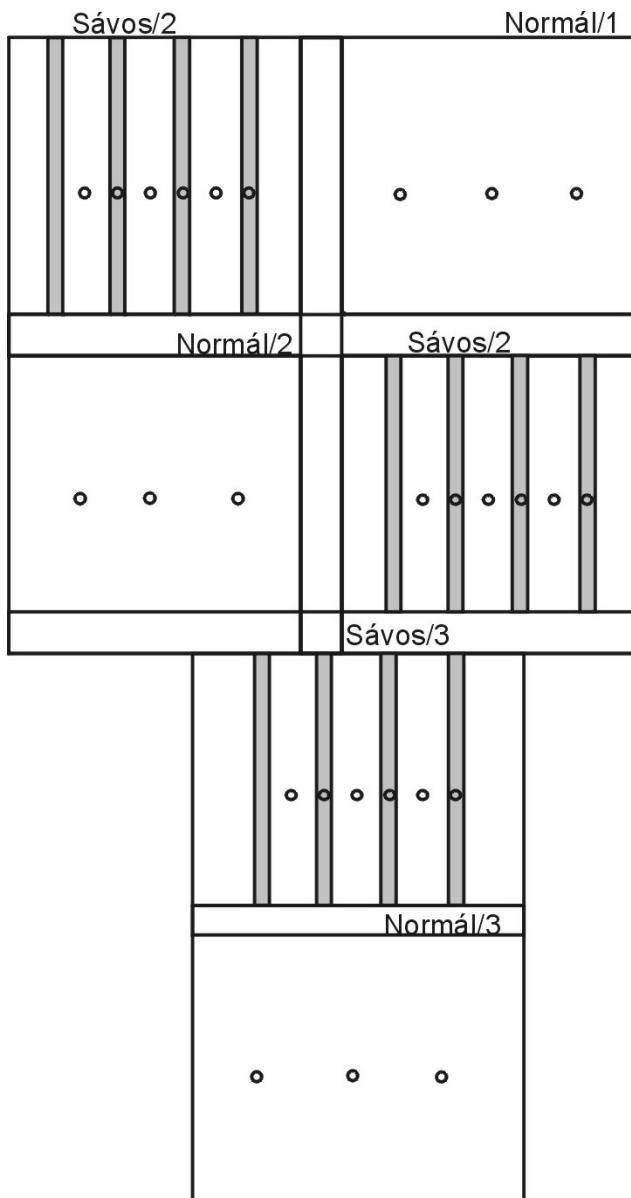
## 7.2 Mennyi elosztottság szükséges: egy lucernás esettanulmány

Láthattuk, hogy a habitatdiverzifikáció különféle táblán belüli módjai igen hatásosan képesek a pókpopulációk gyarapítására, és ezen hatásuk annál számottevőbb, minél inkább térbelileg elosztva hozzák létre vagy módosítják azokat a mikrohabitátokat, amelyek a pókoknak kedveznek. A kedvező mikrohabitátok koncentrált, aggregált hozzáadása a táblához már kevésbé volt hatékony az áttekintett esettanulmányok szerint (7.1. táblázat), míg legkevésbé azok az erőfeszítések voltak hatásosak, amelyek a táblán kívül létrehozott eltérő élőhelyek hozzáadásával próbálták a táblán belüli pókpopulációt gyarapítani. Az elosztott diverzifikáció tehát mindenképpen előnyösebbnek tűnik a pókok számára. A mai agrártechnológia azonban – sajnos különösen Magyarországon – pontosan az ilyen elosztott diverzifikáció létrehozására nincs felkészülve, és a termelők inkább készek pár alternatív művelésű csíkot hagyni táblájukban, mintsem hogy az egész területet érintő megoldásokkal próbálkozzanak.

Egy szabadföldi kísérletben (Samu, 2003) arra próbáltunk választ kapni, hogy vajon milyen mértékű elosztottság az, ami esetleg még hatásosan segítheti a pókpopulációkat, de megvalósítása agrotechnikai gondot sem okoz. Ilyen köztes megoldásnak tűnt a lucernatáblák sávos művelése, amely során a táblán a lucerna sávokban kaszálatlan marad. A kaszálatlan, tehát bolygatatlan, magasabbra növevő, virágzásnak induló lucernasáv mindenképpen egy diverzebb élőhelyrészletnek (más és többféle mikrohabitátot kínálónak) számít a rendszeresen kaszált lucernatáblán belül, de mégsem különbözik alapvetően a tábla többi részétől, vagyis remélhetően nem kell azzal a szegélyek esetében tapasztalt mellékhatással számolni, hogy egy eléggé különböző élőhelyen ugyan sok faj megjelenik, de azok a táblába nem vándorolnak be.

A lucerna sávos művelését alkalmazta Schilinger és Dietrick (1960) 15-45 m széles sávokkal, amely a természetes ellenség populációk általános növekedését eredményezte, míg a másik általunk ismert tanulmányban (Stern és mtsi., 1964) a sávos művelésű lucerna a szomszédos gyapotföldön emelte meg egy ragadozó poloskafaj (*Lygus vosseleri*) létszámát. A korábbi fázisú lucerna sávok táblaszéli kialakítását a maglucerna természetben hazánkban is vizsgálták, bár csak a kártevők szemszögéből (Erdélyi, 1970).

Az adott kísérleti felállásban a következő kérdésekre kerestük a választ: a) A kaszálatlan sávok pókpopulációja nagyobb egyedsűrűségű-e? b) Amennyiben igen, akkor ez a magasabb egyedsűrűség bevándorlási forrásul szolgál-e a tábla normál kezelésű területei részére? c) Különbözik-e a kaszálatlan sáv, a normál (kaszált) lucerna és egy környező gyeppóközösségének fajösszetétele? d) Különbözik-e a sávos művelésű lucerna kaszált részeinek fajösszetétele a kontroll blokkok egyöntetűen kaszált lucernájának fajösszetételétől?



**7.1. ábra.** A sávos lucerna kísérlet sematikus elrendezése. Szürke sávok a sávos kezelésen belüli kaszálatlan sávokat jelölik, a világos sávok kaszáltak. A pöttyök a talajcsapdázási és szippantási pontokat mutatják. A blokkok közt 1 m széles tárcsázott terület volt.

**Anyag és módszer.** A kísérletek Julianna-majorban folytak egy 1,6 ha-os lucernatáblán, 3 éven keresztül. A területet 6, egyenként 50×50 m-es blokkra osztottuk fel, amelyből 3 sáv, 3 pedig normál művelésű volt (7.1. ábra). Az 1 m széles sávokat az első kaszálás során alakítottuk ki, és onnan kezdve, mint mozgó sávok maradtak fent a három sávos kezelésű blokkban. Ez azt jelentette, hogy a sáv az első kaszáláskor kimaradt, így ott a lucerna tovább nőhetett, virágzásnak indulhatott, sőt bizonyos mennyiségű gyomnövény is fejlődhetett, virágozhatott. A következő kaszáláskor azonban a sáv is, a sávok közötti kaszált részekkel együtt, kaszálásra került. Ekkor viszont az eredeti sáv mellett hagyunk meg egy új sávot, amely szintén a következő kaszálásig maradhatott háborítatlan. Ez a kezelési mód megelőzte a sávok teljes átalakulását egy jóval különbözőbb élőhelytípussá. Megvalósítása esetén a mozgó sáv valószínűleg a gazdálkodók számára is elfogadhatóbb lenne, mert a komolyabb gyomproblémák kialakulását megelőzi, valamint a termésvesztéséget is minimalizálja. A mintavételezés talajcsapdával és motoros szippantóval párhuzamosan történt a 7.1. ábra által jelölt helyeken, a 3 év alatt összesen 64 alkalommal. A lucernatábla közvetlen szomszédságában (egy földút által elválasztva) egy sok éve felhagyott „old field” jelleű gyeppen összehasonlító mintavételezéseket végeztünk (a 3 év alatt növekedő csapdászámával: 5, 9 és 18 csapdával).

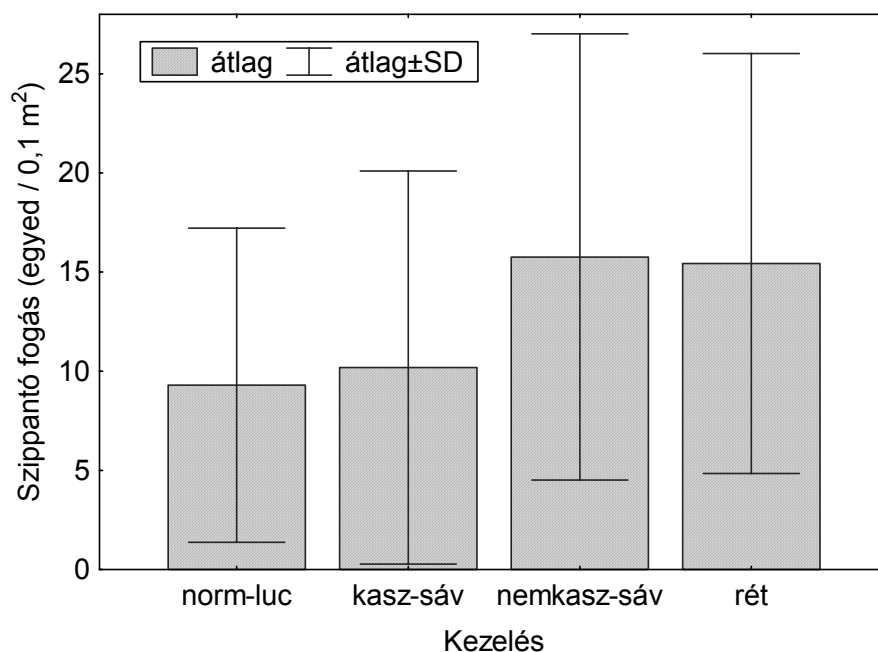
**Eredmények.** A kísérlet során 11 730 mintavételi egység (adatbázis nomenklátúra szerint alminta) került feldolgozásra, amelyből 23 958 pókot válogattunk ki, és amelyek 163 fajt képviseltek. Ezek közül a lucernás állományban 118 faj jelenlétét mutattuk ki. Először azt néztük meg, hogy a pókabundancia magasabb volt-e a kaszálatlan sávokban, mint a kontroll „normál” lucernában. A 7.2. táblázatban részletezett ANOVA modell azt mutatta, hogy a módszerre, vizsgálati évre és blokkra való kontrollálás után a kaszálatlan sávok szignifikánsan több pókot tartalmaztak, amely mintegy 53 %-al több pók egyedet jelentett.

**7.2. táblázat.** A sávos és normál kezelések hatása (plusz kiegészítő, kontrolláló faktorokként: gyűjtési módszer, év, blokk) az egységnyi mintavételi erőfeszítésre eső pók fogásra, a változó  $\lg(n+1)$  transzformációja után, amely után a Bartlett próba nem volt szignifikáns.

<b>Forrás</b>	<b>d.f.</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Faktorok:</b>			
Kezelés	3	6,938	0,0001
Gyűjtőmódszer	1	782,34	0,0001
Vizsgálati év	3	2,9466	0,0324
Módszer×Kezelés	3	9,577	0,0001
Blokk(Kezelés)	7	1,107	0,3572
Hiba	531		

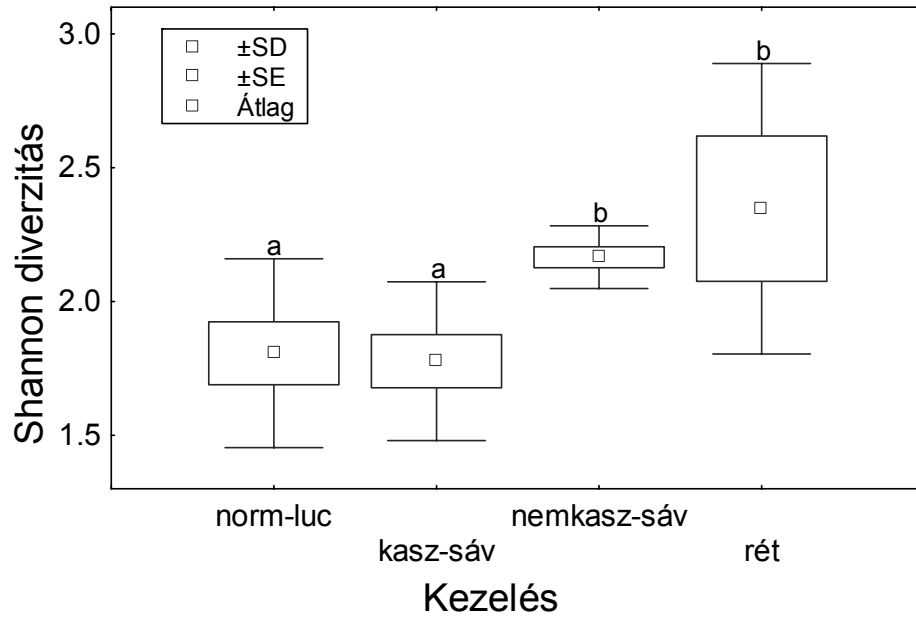
Forrás	<i>d.f.</i>	F	P
<b>Kontrasztok:</b>			
Kezelés: normál vs. 1 kaszálatlan sáv		18,755	0,0001
Kezelés: normál vs. 1 kaszált sáv		3,16	0,076

Ugyanakkor – hogy a b) kérdésre válaszoljunk – ez a jóval magasabb egyedszám csak kis mértékben hatott a kaszálatlan sávok mellett fekvő kaszált sávok póknépeségére, amely csak marginálisan volt abundánsabb, mint az ugyanolyan kezelésben részesült, de nem kaszálatlan sáv mellett fekvő normál lucerna póknépesége (7.2. táblázat, 7.2. ábra).

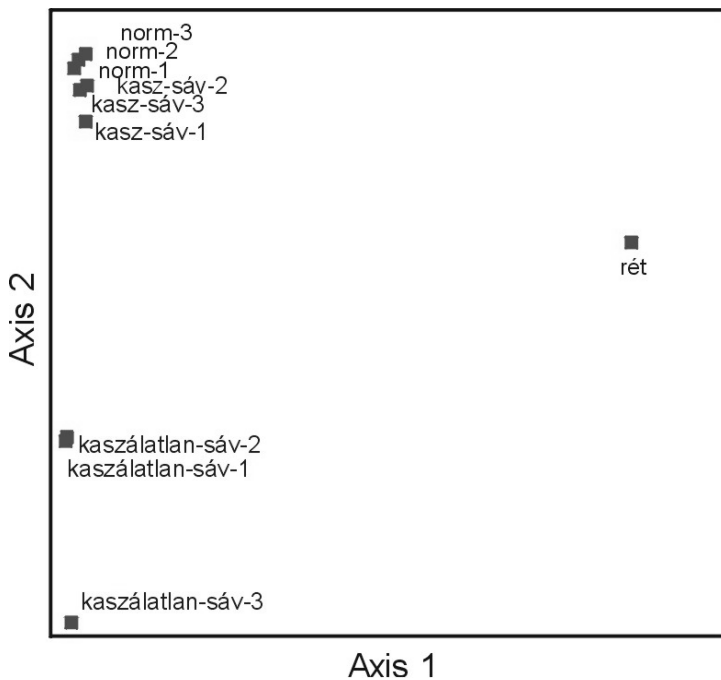


**7.2. ábra.** A különböző kezelésekben tapasztalt egyedsűrűség a motoros szippantós fogás alapján.

A c) és d) kérdésekre választ adandó, megvizsgáltuk, hogy vajon az abundancián túl, az egyes élőhelytípusokat benépesítő pókközösségek diverzitása különbözik-e egymástól, és azt találtuk, hogy e tekintetben a kaszált kezelések egyformák voltak, míg a nem kaszált sávokban a szignifikánsan magasabb pókdiverzitás annyival magasabb volt, hogy elérte a kontroll gyepek diverzitását (7.3. ábra).



**7.3. ábra.** Pókok Shannon diverzitása a vizsgált élőhelytípusok szerint, a blokkonként és évenként fogott adatokból kalkulálva. Az élőhelytípus szerint a különbség szignifikáns volt (ANOVA:  $F_{3,27} = 4,964$ ,  $P = 0,007$ ). A nem azonos betűvel jelzett kezelések közt az alkalmazott *post hoc* teszt szignifikáns különbséget mutatott (Duncan's Multiple Range Test,  $P = 0,05$ ).



**7.4. ábra.** PCA ordináció, blokkok elhelyezkedése a fajok terében (vizsgálati évek összevonva). A két tengely a teljes variancia 54,5 %-át magyarázza.

**7.3. táblázat.** A három fő élőhelytípusra vonatkozó indikátor faj analízis eredménye.

Habitat	Faj	Család	IV	P
kaszált lucerna	<i>Erigone dentipalpis</i>	Linyphiidae	60,7	0,001
	<i>Pardosa agrestis</i>	Lycosidae	59,5	0,003
kaszálatlan sáv	<i>Lepthyphantes tenuis</i>	Linyphiidae	66,6	0,001
	<i>Dicymbium nigrum</i>	Linyphiidae	52,9	0,012
	<i>Pardosa pullata</i>	Lycosidae	43,4	0,020
	<i>Pachygnatha degeeri</i>	Tetragnathidae	55,3	0,029
	<i>Mangora acalypha</i>	Araneidae	58,7	0,040
rét	<i>Aulonia albimana</i>	Lycosidae	99,7	0,001
	<i>Episinus truncatus</i>	Theridiidae	72,6	0,001
	<i>Evarcha arcuata</i>	Salticidae	75,0	0,001
	<i>Marpissa nivoyi</i>	Salticidae	97,1	0,001
	<i>Ozyptila atomaria</i>	Thomisidae	75,0	0,001

**7.4. táblázat.** A sávos lucerna kísérlet első 5 domináns faja a három fő élőhelytípusban.

Élőhely	Faj	Család	Dominancia (%)	Kumulatív dominancia (%)
kaszált lucerna	<i>Pardosa agrestis</i>	Lycosidae	45.7	
	<i>Meioneta rurestris</i>	Linyphiidae	19.0	
	<i>Erigone dentipalpis</i>	Linyphiidae	11.2	
	<i>Oedothorax apicatus</i>	Linyphiidae	7.6	
	<i>Tibellus oblongus</i>	Philodromidae	2.1	85.6
kaszálatlan sávok	<i>Pardosa agrestis</i>	Lycosidae	35.0	
	<i>Meioneta rurestris</i>	Linyphiidae	18.7	
	<i>Oedothorax apicatus</i>	Linyphiidae	9.8	
	<i>Erigone dentipalpis</i>	Linyphiidae	7.6	
	<i>Tibellus oblongus</i>	Philodromidae	4.1	75.2
rét	<i>Aulonia albimana</i>	Lycosidae	35.0	
	<i>Tibellus oblongus</i>	Philodromidae	23.0	
	<i>Pardosa hortensis</i>	Lycosidae	6.6	
	<i>Meioneta rurestris</i>	Linyphiidae	6.3	
	<i>Pisaura mirabilis</i>	Pisauridae	4.4	75.1



A pókközösségek azonban nemcsak a diverzitási mutatókban különböztek az egyes vizsgált élőhelytípusok közt, hanem azok egymástól a fajösszetétel alapján is elkülönültek. A PCA ordinációs terében a normál és kaszált sávok blokkjai egy helyre csoportosultak, de külön helyezkedtek el a kaszálatlan sávok pontjai, és a rét pontja (7.4. ábra). Az ordinációs diagrammon gyönyörűen látszik, hogy a rét-lucerna elkülönülés az 1-es tengely mentén, míg a kaszált-kaszálatlan elkülönülés a 2-es tengely mentén történik.

A három fő élőhelytípus elkülönülését indikátor fajok is jelezték. Az IFA eredménye szerint a kaszált lucerna két indikátor faja „klasszikus” agrobiont, míg a kaszálatlan sávokban megjelentek új fajok is, melyek egy része agrofílként jellemezhető, végül pedig a rétnak megvoltak a maga, lucernában nem vagy alig megtalálható indikátorfajai (7.3. táblázat).

Bár az indikátorfajok különböztek a három élőhelytípus esetében, a lucernában – akár kaszált, akár nem kaszált – az első 5 faj még dominancia sorrendjében is azonos volt (7.4. táblázat); az egyetlen különbség annyi volt, hogy a kaszált lucernában az első 5 faj kumulatív dominanciája 86 %-os volt, addig a kaszálatlanban 75 %-os. A rét domináns fajai viszont, ha nem is átfedés nélkül, de markánsan mások voltak, mint a lucernás blokkoké.

## 8 ÖSSZEGZŐ ELMÉLKEDÉSEK A MEZŐGAZDASÁGI PÓKKÖZÖSSÉGEKRŐL ÉS A PÓKPOPULÁCIÓK GYARAPÍTÁSÁNAK LEHETŐSÉGEIRŐL

A sávós lucernás vizsgálat sok tekintetben reprezentálja és összefoglalja a dolgozat eddig esettanulmányok segítségével részletezett mondanivalóját. Ez kitűnő alkalom a diszkusszióra, mert megnézhetjük hogy a kiragadott példa (állatorvosi ló) hogyan, mennyiben támasztja alá korábbi téziseimet, alkalmat nyújt röviden elmélkedni a pókok hasznáról, valamint kitekinteni abba az irányba, hogy vajon mely területeken leghiányosabbak az ismereteink, a jövőbeli kutatásoknak mely témákat lesz érdemes megcélolniuk. Nézzük akkor sorra, tézis szerűen, hogy melyek voltak a dolgozat fő állításai, és ha van a sávós lucernás tanulmányban erre vonatkozható tanulság, akkor mi az.

**A mezőgazdasági táblák magas pók-egyedsűrűséget képesek eltartani.** A Julianna-majori 1,6 ha-os lucernaföld kaszált részei nagyságrendben 100 egyed/m<sup>2</sup>-es sűrűséggel voltak képesek a pókpopulációt eltartani, ami nem sokkal kisebb, mint a gyeppen tapasztalt értékek (7.2. ábra). Ez beillik a 25 tábla alapján számított 40 pók/m<sup>2</sup>-es átlagba, annál valamivel magasabb, de nem éri el néhány kiugró Tolna megyei tábla értékét (4.2. ábra); továbbá nagy mértékben megegyezik az európai átlagos értékekkel (Nyffeler és Sunderland, 2003).

Az abundanciális kérdések diszkusszióját már megtettük (4.1.2), itt értékelésként csak az jegyzendő meg, hogy a tapasztalt egyedsűrűségek a természetközeli élőhelyek összehasonlításában is magasnak tekinthetők. A különböző helyeken, kultúrákban, időpontokban mért értékek hatalmas variációja arra hívja fel a figyelmet, hogy egy *potenciálisan* magas értékkel van dolgunk, amely a művelés intenzifikálása, a táji környezet kedvezőtlenebbé válása esetén valószínűleg nem fog ugyanígy realizálódni. Ez utóbbi állítás predikcióként értékelendő, mert jelenlegi adataink nem teszik lehetővé pontos tesztelését. Folyamatban lévő táji szintű vizsgálatainkban intenzíven művelt táblákon jóval kisebb egyedsűrűséget tapasztalunk. Egy friss németországi vizsgálat átlagos intenzitással művelt gabonátáblákon (azonosan, tehát motoros szippantással becsülve) 10 egyed/m<sup>2</sup>-es denzitásról, és a vele összehasonlított gyepekből (valójában műtrágyázott legelők) pedig 40-es egyedsűrűségről –

vagyis mindkét esetben a mi értékeink negyedéről – számol be (Schmidt és Tschardtke, 2005).

**A mezőgazdasági táblák pókközösségei nagymértékű fajgazdagságot mutathatnak.** A vizsgálat során a lucernából 3 év alatt kimutatott 118 faj önmagáért beszél. Az érték csak a normál blokkokat tekintve is 84, amely a nem paraméteres fajgazdagság becslés alapján 130 körüli teljes fajszámmra enged következtetni. Ellentétben a pókabundanciával, ahol a kapott értékek belefértek az átlagba, az itt tapasztalható fajgazdagságot mindenképpen kiugró értéként kell kezelnünk (lásd 4.3. táblázat), és a nem egyöntetűen mezőgazdasági, változatos táji környezetnek, valamint a magas mintaszámnak tudhatjuk be. A különféle gyepes és agrárközösségek összehasonlítása során (4.2.3) láthattuk, hogy maguk a gyepes is sokféle minőségűek lehetnek, a fajgazdagság becslésben pedig metodikai faktorok is komoly szerepet játszhatnak (módszer, mintanagyság). Összességében és átlagban a mezőgazdasági táblák kisebb, de nem jelentősen kisebb fajgazdagságot és diverzitást mutattak.

Az abundanciáról tett megállapítást itt szó szerint ismételni lehetne: egy potenciálisan magas fajgazdagsággal állunk szemben, amely intenzív mezőgazdasági területeken jóval alacsonyabb lehet. A már említett német vizsgálat 26 mezőgazdasági táblából összesen mutatott ki 47 pókfajt. E vizsgálatban az átlagos megfigyelt fajgazdagság őszi búzában 11 faj (!) volt (Schmidt és Tschardtke, 2005). Az Európai Unió felzárkózásunkat minden esetre nem ezen a téren kellene felgyorsítanunk, hanem sokkal inkább a különféle agrárkörnyezetvédelmi programok adaptálásában.

**A szántóföldi pókközösségek mind szerkezeti mutatóikban, mind pedig fajösszetételükben markánsan különböznek a természetközeli élőhelyek pókközösségeitől.** A sávos lucerna kísérlet során közösségszerkezeti analízist nem végeztünk, de a 4.6. ábra alapján valószínűsíthető, hogy a Julianna-majori átlagnak megfelelően ez a lucernás is a természetközeli gyephez igen hasonló közösségszerkezetet mutatott volna, ellentétben más vizsgálati helyekkel, ahol a tipikusabb, kevésbé fajgazdag közösségek nemcsak faj-abundancia görbékük rövidegében, hanem kezdeti nagyobb meredekségében is különböznek a természetes közösségektől. Julianna-majorban a nagy fajgazdagság, a nagyszámú kis egyedszámmal képviselt faj – a kimutatott, ám nagynak mégsem nevezhető különbségek ellenére – egy látszólagos közösségszerkezeti hasonlóságot generál a mezőgazdasági és a gyepi közösségek közt.

**Az agrárközösségek domináns és megkülönböztető elemei az agrobiont fajok.** A közösségek igazi különbözőségét, vizsgálatunk alapján, a fajkompozíció jelentette. Ezt a sávos lucernás kísérlet ordinációjában jelentkező markáns elkülönülés jól illusztrálja (7.4. ábra). A fajkompozíció legkonstansabb elemeinek a mezőgazdasági közösségek legdominán-

sabb fajai bizonyultak, melyeket *agrobiont fajoknak* neveztünk el. Az agrobiontok természetes élőhelyeken jóval kisebb egyedszámban vannak jelen, mint az agrárélőhelyeken (5.6. ábra). Az indikátorfaj analízis eredménye szerint az agrobiont fajok egyúttal szignifikáns indikátorai is a szántóföldi élőhelyeknek. Egy kétfajta kultúrát és sok táblát magában foglaló vizsgálat eredményei szerint majdnem minden agrobiont faj indikátorfajként szolgált mindkét szántótípusra a természetközeli gyepekkel való összehasonlításban (5.5. táblázat). Egy másik, konkrét tájablakban, egymáshoz közel fekvő táblák vizsgálatában pedig – hasonló összehasonlításban – az indikátor fajok nagy része egyben agrobiont státuszú is volt (5.6. táblázat).

Az agrobiontok tehát az agrár pókközösségeknek nemcsak a volumenét adják, de igazi megkülönböztetői is. Együttesen az agrár-pókközösségeket egy repetitíve előforduló, önálló entitásként felismerhető *társulássá* emelik.

**Az agrobiont fajok révén önálló társulásként jellemezhető agrár pókközösségek több szinten is állandóságot mutatnak.** A szántóföldi agrárközösségek megfigyelt állandósága eléggé tág határok közt fennállt. Nem különböztek egymástól a két fő vizsgált kultúra típusban (gabona és lucerna); és regionálisan sem volt igazi különbség e közösségek meghatározó agrobiont összetételében.

A regionalitás, illetve az agrár pókközösségek állandóságának kérdéséhez első ránézésre a sávos lucerna kísérlet egymagában nem sokat tehet hozzá. Mégis, figyelemre méltónak érzem, hogy egy tájilag diverz és pókokban is nagyon fajgazdag környezet fajkészletéből még egy ilyen kisméretű, és ezáltal a szegélyhatásnak is nagymértékben kitett mezőgazdasági földdarab is ennyire markánsan tudott szelektálni. Az alábbi egy statisztika nélkül alapadatokat közlő táblázat a normál blokkok és a tőle mindössze egy földúttal elválasztott rét *Pardosa* fajairól:

**8.1. táblázat.** A sávos lucerna kísérlet normál blokkjainak és a szomszédos réten fogott *Pardosa* fajok összesített egyedszámai (adult egyedek).

Faj	Normál lucerna	Rét
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	1264	1
<i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1757)	2	0
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)	11	125
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	3	1
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)	1	1
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	15	34
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	3	3
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	0	1
<i>Pardosa riparia</i> (C. L. Koch, 1833)	0	11

A pusztai farkaspók természetközeli gyepebe való behatolási készsége elképesztően alacsony, de ugyanennyire extrém a dominanciája a lucernában. Egy ugyanitt elhelyezkedő nagyobb lucernatábla esetében a tábla közepén bizonyos fajok színező elemként minden bizonnyal megjelenének (*P. hortensis*, *P. palustris*), míg mások (*P. lugubris*, *P. paludicola*) alighanem csak a tábla kicsinysége, a fokozott széli hatás miatt mutathatók ki. Még jobban bizonyítja az agrár póktársulás stabilitásáról és a regionalitás nagyfokú hiányáról tett állításmat, hogy ugyanezen eredményeket egy Vas megyei lucernásban Szinetár Csabával és munkatársaival (2006) nemrégiben gyakorlatilag megismételtük. A 9 leggyakoribb faj közül 4 agrobiont, és 5 agrofil volt, köztük messze a legmagasabb dominanciával a *P. agrestis* rendelkezett. Elmondhatjuk tehát, hogy az agrárélőhelyek, még egy eltérő és diverz fajkészletű környezetben is a környezettől nagymértékben független, jellegzetes közösséget alakítanak ki, melynek vezérfajai Közép-Európa szerte ugyanazok. Mint a korábbi irodalmi áttekintésben megmutattuk (5.1.2), hasonló közösség-szerveződési mintázatok (de eltérő fajok) jellemzők más régiókra, és kontinensekre is.

**Az agrobiont fajok nem mindenütt jelenlévő generalisták, hanem speciális adaptációik révén az agrárterületeken különösen sikeres fajok.** Az agrobiont fajoknál tapasztalható szomszédos, de eltérő élőhelytípusok közti különböző eloszlási arányokat (a sávos lucerna kísérletből lásd a 8.1. táblázat és 7.4. táblázatokat) nemcsak, mint egy szűnfenobiológiai mintázatot jegyeztem fel, hanem a dolgozatban – legalább a hipotézisek felvetésének szintjén – próbáltam lehetséges ok-okozati magyarázatokat is feltárni. Kiindulásként Wissinger (1997) „adaptáció a kiszámíthatóan efemer habitatokhoz” elméletét igyekeztem tesztelni. A teszteléshez alkalmazott módszerek változatosak voltak, leginkább az adatbázis megközelítés nyújtotta lehetőségek kiaknázásából álltak.

A Wissinger-féle elméletből származó predikciók általában csak „mérsékelt” módon igazolódtak be, vagy ha úgy tetszik, az állításoknak csak a gyenge formája volt igazolható. Az agrobiont fajok generalista-specialista státuszára vonatkozóan például igaz az, hogy ezen fajok nem mindenütt jelenlévő generalisták, de nem igaz az, hogy szűk toleranciájú specialisták lennének (5.5. ábra). Az agrobiont fajok természetes élőhelyére vonatkozó feltételezéseink szintén csak részben váltak be. Az élőhelypreferenciák vizsgálata részben az elsődleges igazolása volt annak, hogy az agrobiont fajok nem fordulnak elő általánosan mindenféle élőhelyen, még ha csak a lágyszárú dominálta típusokat tekintjük is (5.6. ábra). Az agrobiontok egy részéről azt is sikerült kimutatni, hogy a szántóföldi élőhelyekhez hasonló diszturbancia mintázatú szikes élőhelyekről származnak (5.2.4), de az is kiderült, hogy ez nem igaz minden fajra, és akadnak az agrobiontok közt a természetesek közül stabilabbnak tekinthető löszgyepeket preferáló fajok is (Szita és mtsi., 2004). Egy lengyel vizsgálat a szegély szukcessziós kora és a pókközösség táblabeli való hasonlósága közt tárt

fel negatív összefüggést (Kajak és Oleszczuk, 2004), vagyis az agrobiontok „pionírságát” hangsúlyozza.

Végezetül a fentiekhez hasonlóan egy nem túl erős mintázatot sikerült feltárnunk az agrobiont és agrofil fajok életmenetével kapcsolatban is, amennyiben úgy tűnt, hogy a mezőgazdasági területekhez kötődő fajok szaporodási időszaka egybeesik a mezőgazdasági kultúrák legstabilabb, legproduktívabb nyár eleji vegetációs periódusával, míg a természetes élőhelyek fajai közt elég gyakran előfordultak ettől eltérő életmenetűek is (5.2.5).

**Leggyakoribb agrobiont pókfajunk, a pusztai farkaspók esetében több autökológiai tulajdonság esetében valószínűsíthetjük, hogy a változékonny környezethez való alkalmazkodást szolgálják.** A legsarkosabb élőhelyek közti eloszlást éppen a *P. agrestis* esetében tapasztalhatjuk (a sávos lucerna kísérletből lásd ismét a 8.1. táblázatot). Vajon mitől van 100-szor több *P. agrestis* a lucernában bármely más *Pardosa* fajhoz képest, és vajon mitől van 100-szor kevesebb a természetes gyepeken? E kérdésre direkt és bizonyíthatóan ok-okozati választ nem sikerült kapnunk, de a pusztai farkaspóknak számos olyan – adott esetben a rokonfajokhoz képest egyedülálló – tulajdonságát sikerült esettanulmányok során kideríteni, amelyekről egyenként kimutatható, hogy inkább szolgálják egy változékonny környezetben élő faj érdekeit, mint egy stabil környezetben élőét.

Így például a *P. agrestis* táplálékkereső mozgása során más *Pardosa* fajokhoz képest kevésbé egyhelyben ülő, hanem aktív; direkcionális mozgással igyekezik a környezetet variabilis táplálékellátottságából eredő kockázatot kivédeni (6.3.1). Hasonló kockázatmegosztó stratégiát ismerhetünk fel a pusztai farkaspók genuszon belüli unikális életmenetében. A faj egyedül a mérsékeltövi *Pardosa*-k közt évente két generációt képes produkálni Közép Európában, amelyről sikerült kimutatni, hogy egy úgynevezett kohorszszétválásos életmenet. Amikor az első generáció utódjainak kohorsza szétválak, érvelésünk szerint (6.1.3) ez szintén a környezeti változékonyságot kivédő kockázatmegosztó stratégiaként működik, mert bizonyos években, illetve körülmények közt a gyors, míg más körülmények közt a lassú fejlődésű egyedek élvezhetnek előnyt. Az életmenet következtében ősszel és tavasszal jelen lévő kispókok előnyösek lehetnek az mezőgazdaság tájban keletkező „kiürített” élőhelyek gyors újbóli benépesítésében, ugyanakkor – mint ezt több laboratóriumi kísérletben kimutattuk – a kisebb méret hátrányos lehet az állandóbb élőhelyek rezidens farkaspókjaival létrejövő intraguild interakciók során (6.2). A pusztai farkaspók tehát nem sikeres a stabil, állandó élőhelyeken, de nem lehetne sikeres egyetlen, izolált, évente megsemmisülő szántóföldi élőhelyfoltban (táblán) sem. Sikerének titka véleményem szerint metapopulációs dinamikájában keresendő, melynek feltárása a táji szintű vizsgálatokat tesz szükségessé (és amelyben még csak a kezdeti lépéseknél tartunk).

**Az agrobiont populációk gyarapításának legjobb közvetlen lehetősége a táblán belüli talajközeli heterogenitás egyenletes (szétosztott) megteremtése és az inszekticidus kezelések minimalizálása.** Az irodalmi áttekintésben egyértelműen kitűnt (2.2.1.3), hogy a pókok hasznos, biológiai kontroll ágens szerepüket egyedi fajokként nem képesek kifejteni, de a szabadföldi ragadozókomplexnek nagyon is hasznos részei. Együttes hatásuk több esettanulmány szerint kimutatottan képes volt a kártevők egyedszámát korlátozni és a termesztett növényekben tett kártételt mérsékelni (Riechert és Bishop, 1990; Carter és Rypstra, 1995; Riechert, 1999; Sunderland, 1999).

A publikált kísérletes szabadföldi vizsgálatok metaanalízise alapján a pókpopulációk gyarapítására leghatásosabbak azok az élőhely diverzifikációs kezelések voltak, amelyek a talajon vagy a talaj közelében növelték a strukturális heterogenitást (7.1). A diverzifikáció aggregált, például sávokban, vagy a tábla szegélyében történő alkalmazása a szétosztott diverzifikációval szemben sokkal kevésbé volt hatékony. Kísérletes vizsgálataink sávos művelésű lucernában (7.2) megerősítették ezt a következtetést, amennyiben a kaszátlan sávok ugyan lényegesen magasabb pók-egyedsűrűséget és diverzitást voltak képesek fenntartani, de csak magukban a sávokban, ugyanis a megemelkedettebb póklétszám csak marginálisan növelte meg a sávok közötti normál művelésű lucerna pókpopulációjának létszámát, illetve fajgazdagságát.

Hogyan gyarapítható / tartható magas szinten a pókok egyedszáma szántóföldi kultúrákban? Mind az irodalmi és a saját vizsgálatok tanulsága szerint a szétosztott, talaj közeli diverzifikáció segíti legjobban a pókpopulációkat. Ezt segítik a különféle talajvédő művelési technikák (Balfour és Rypstra, 1998). E tekintetben érdemes lenne Magyarországon is olyan alkalmazott kutatásokat végezni, amelyek a nálunk használt agrotechnikai műveleteket alakíthatnának át úgy, hogy a talajközeli diszturbancia minimalizálódjon, a talaj felszíni struktúrája változatos maradjon, és törek, mulcs juthasson a talajfelszínre. Ezek a technikák nemcsak a pókokat, hanem más természetes ellenség csoportok felszaporodását is elősegíthetik (Ramert, 1996). A művelés intenzitása a másik fontos tényező, amely limitálhatja a pókok egyedsűrűségét. Az tág spektrumú inszekticidek a pókokra a rovarokhoz hasonló mértékben veszélyesek (Dinter és Poehling, 1992; Baatrup és Bayley, 1993; Wehling és Heimbach, 1994). A szabadföldi kísérletekben pedig még a környezetkímélőnek mondott integrált védekezés is adott esetben töredékére csökkentette a pókpopulációkat (Al Hussein és mtsi., 1991; Wisniewska és Prokopy, 1997b; Pfiffner és Luka, 2003). A művelés intenzifikálása tehát könnyedén lenullázhatja bármiféle élőhelydiverzifikáció pozitív hatását, és eredményezhet akár nagy területeken is a Magyarországon eddig tapasztaltnál jelentősen alacsonyabb egyedszámokat és diverzitást (Schmidt és Tschardtke, 2005).

**A magas táji diverzitás a művelési intenzitással kölcsönhatásban hozzájárulhat a táblán belüli pókpopulációk gyarapításához.** A pusztai farkaspók életmenetének elemzése feltárta, hogy a metapopulációs dinamika nagy valószínűséggel kulcsszerepet játszik a faj fennmaradásában és sikerességében. E tekintetben, bár továbblépést tervezünk, saját szabadföldi eredményeink egyelőre nincsenek. Az irodalmi adatok metaanalízise (Samu és mtsi., 1999b; Sunderland és Samu, 2000) azt tárta fel, hogy az agrobiont fajok számára a diverzifikálás céljára létesített élőhely annál kevésbé megfelelő, minél jobban különbözik az a mezőgazdasági, zavart élőhelyektől, és fordítva, az ezeken az élőhelyeken előforduló nem agrobiont pókok csak nagyon kis mértékben hatolnak be a mezőgazdasági táblákba. Ez egy paradox helyzet, hiszen – például a természetvédelem értékrendszere szerinti – minél jobb élőhelyeket hozunk létre, minél minőségibb tájat tartunk fent, annál kevésbé fog ez hatni a mezőgazdasági táblák pókjaira.

A kis átfedés a „jobb élőhelyek” és az agrárterületek pókközösségei között meglehetősen robusztus ténynek látszik. Viszont, adott időszakokban, léptékben egy mérsékelt átfedés is lehet fontos a populációk számára. Úgy tűnik, hogy pontosan ilyen kritikus területeken vannak még hiányok az ismereteinkben, mint például az áttelelés, illetve a különböző diszperziós mozgások. A sávos lucernás vizsgálat *Pardosa* eloszlásánál (8.1. táblázat) például ne feledjük, hogy mind a diszperzió, mind az áttelelés juvenilis alakban történik, és még ha ebben a vizsgálatban történtek is „szezonon kívüli” felvételezések, a juvenilis egyedeket fajra ezekből sem lehetett meghatározni. Az, hogy egy pók egy kritikus életszakaszában egy számára életfeltételeket nem nyújtó, vagy csak egy „nem túl kedvező” élőhellyel találkozik, az adott esetben nem közömbös. Ezért talán inkább helyesebb a természetközeli és az agrárélőhelyek között meglévő valamilyen szintű átjárhatóságot hangsúlyozni (lásd ismét a 5.6. ábrát). Ez ráadásul két irányú, hiszen nemcsak az agrobiont fajok találják meg adott esetben létfeltételeiket egy természetes élőhelyen, hanem – mint ezt az agrárközösségek magas fajgazdagsága is bizonyítja, a „természetes fajok” számára sem automatikusan 100 %-os nyelő (sink) egy mezőgazdasági tábla.

Ezek szerint valamekkora bizonytalanság mutatkozik a kisebb léptéknél is az élőhely valódi szerepének megítélésében egy adott faj szempontjából, illetve az élőhelyek határán zajló folyamatoknál is. Még bizonytalanabb ismeretekkel rendelkezünk a nagyobb léptékeknél, az igazi táji folyamatoknál. A metapopulációs vizsgálatok nagy része eddig csak a modellezés szintjén folyt. Ezek mind azt jósolták, hogy a diverz táji összetétel, különösen a füves foltok meghagyása, a metapopulációs mechanizmusokon keresztül pozitívan hat az agrobiont fajok lokális populációira is (Halley és mtsi., 1996; Thomas, 1997; Topping, 1997; Topping, 1999).

Az első szabadföldi eredmények alátámasztották a modellek jóslatait. A műveletlen területek aránya az adott táji fragmenten belül növelte a pókok diverzitását a művelési intenzitástól függetlenül, és hagyományos (nem bio) művelés mellett a pókok egyedsűrűségét is



(Schmidt és mtsi., 2005). Ez azért tartható jelentős eredménynek, mert megmutatja, hogy kevésbé intenzív művelés esetén a mezőgazdasági pókfauna befogadja a diverzebb környezet inputjaként érkező színező elemeket; de a pókpopulációk összességében kihasználják az élőhely nyújtotta lehetőségeket, az közel az eltartó képességhez tartja fent a pókpopulációkat, tehát a pók-egyedsűrűség nem tud növekedni. Az intenzív művelés hatására a mezőgazdasági behatások olyan mortalitási tényezőt jelentenek, amely ezen eltartó képesség alá szorítja a pókok egyedszámát, ezért a környező élőhelyekről származó input ilyenkor effektíve növelheti a populációk méretét.

**Az eltartó képesség koncepciója** hasznos lehet több eddig ismertett jelenség lehetséges magyarázatánál. A sávos lucernás kísérletben könnyen lehet, hogy egyszerűen egy, az élőhelytípusok által megszabott eltartó képesség érvényesült, amely a kaszálatlan sávokban magasabb, a kaszáltakban alacsonyabb volt; és vizsgálataink egyszerűen ezt az egyensúlyi helyzetet mutatták ki. Ugyanezzel a koncepcióval általánosabban is megkísérelhető az elosztottsággal kapcsolatos jelenségek magyarázata. Az aggregált diverzifikáció aggregált módon növeli az eltartó képességet, míg az elosztott az egész táblára nézve. Ez utóbbit támaszthatják alá azon tanulmányok (Carter és Rypstra, 1995; Chase, 1996; Chen és Wise, 1999; Wise és mtsi., 1999; Snyder és Wise, 2001; Halaj és Wise, 2002), amelyek például a mulcsozásal hozzáadott szerves anyag táplálékláncbeli sorsát vizsgálják, és mutatják ki, hogy pontosan a generalista ragadozókra hathat ez pozitívan, miután azok vannak olyan helyzetben, hogy ha populációjuk a detritívór állatok fogyasztása révén megnő, akkor ez a megnövekedett ragadozási kapacitás átfordítható más állatsoportra, a herbivórokra is.

**Zárszó.** Nemrégiben egy biofarmon jártam. A tulajdonos büszkén mutogatta hogy hányféle parcellán mennyi különféle terményt termeszt, hogyan hasznosítja a vetésforgó előnyeit, belefoglalva ebbe a parlagoltatást, legeltetést. Egyszóval, gyönyörű, változatos környezetet teremtetett. Aztán a problémákról mesélt: hogy a különféle talajvédő művelésekkel, speciális kultivátorokkal hogyan küzd például a gyomproblémával; vagy, hogy szerves trágyával, mulccsal hogyan igyekszik műtrágya nélkül a tápanyagutánpótlást megoldani. Rákérdeztem, hogy vajon rovarkártevőkkel is vannak-e problémái, felhasznál-e természetes ellenségeket ellenük? Nem értette. Miért, hogyan kellene a természetes ellenségeket felhasználnia? Hiszen, kártevő problémája már hosszú évek óta egyáltalán nincs. — Lehet, hogy a természetes ellenségek a megkérdézés nélkül léptek akcióba?

## 9 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A doktori dolgozatban hosszú évek munkáját foglaltam össze, így nagyon sok mindenkinek tartozom köszönettel – pontosabban mindenkinek, akivel csak dolgom volt, mert munkámat mindenki csak segítette. Szüleimnek a jó startot köszönhetem. Feleségemnek köszönöm, hogy ilyen jól viselte/viseli hóbortjaimat; a gyerekek pedig – ebbe belenőve – csak most kezdik felfedezni, hogy léteznek nem pókász apukák is.

Szakmailag és emberileg is hálával tartozom volt témavezetőimnek, illetve azoknak akik a legkorábbi indulásomnál bábáskodtak: Loxsa Imrének, Mészáros Zoltánnak, Szentkirályi Ferencnek, Lövei Gábornak és Kozár Ferencnek. A Növényvédelmi Kutatóintézetben, de különösen az Állattani Osztályon az idősebb és fiatal kollégák által teremtett barátságos, inspiratív milió teljességgel megfizethetetlen (lehet, hogy ezért nem is fizetik meg a kutatókat?) – az Intézet azóta is első és utolsó munkahelyem.

Sosem voltam magányos fajta kutató, projektjeimet mindig igyekeztem másokkal együttműködésben végezni. Ha jól számolom, akkor eddig 63 másik emberrel szerepelt együtt a nevem, mint cikk vagy könyv, könyvfejezet szerzője. Társzerzőimnek mindnek köszönettel tartozom. Külön köszönöm a nagyon jó kollegiális és igazi baráti viszonyt Szinetár Csabának és Sárospataki Miklósnak, akikkel minden gondomat megoszthattam, önzetlen segítségükre bármikor számíthattam. Kissé lazább, de szintén nagyon jó munkakapcsolatom volt/van az Intézetből számos kollégával: Kádár Ferencsel, Nagy Barnabással, Balázs Klárával, Jenser Gáborral, Szentkirályi Ferencsel, Bernáth Balázssal, Kozár Ferencsel, Jermy Tiborral és Szentesi Árpáddal. Jermy Tibort, Szentesi Árpádot, Schmera Dénest bármikor elkaphattam, ha valamilyen ökológiai, statisztikai kérdést kellett abban a másodpercben megbeszélnem valakivel.

Az Intézetből külön köszönet illeti meg asszisztensnőmet, Botos Istvánnét, aki kezdeti pókok iránt érzett ellenszenvét olyannyira legyőzte, hogy ma teljes mértékben képes őket határozni; és általában is a napi teendőket olyan szinten vette le a vállamról, hogy maradék energiáimat cikkek, sőt akadémiai doktori disszertáció írására tudtam fordítani. Sok kis apró, de összeadva mégis nagy asszisztensi segítséget nyújtott még Konczné Benedicty Zsuzsa, és rövidebb ideig Mucsi Ferencné.

Nagyon sokat köszönhetek tanítványaimnak is, akiktől igyekeztem legalább annyit tanulni, mint amennyit esetleg ők tanultak tőlem. Én minden esetre nagyon jól éreztem ma-

gamat a társaságukban, élveztem a velük való együttműködést. Kicsit ide sorolom a csak félig a szárnyaim alól induló, azóta már kolléga Tóth Ferencet és Szűts Tamást. Kiss Balázzsal különlegesen hosszú és gyümölcsöző munkakapcsolatom volt; Szita Éva és Szirányi András pedig most frissen fejezte be/fejezi be PhD-ját.

Külföldi ösztöndíjaim, meghívásaim alatt kivételes kutatóegységakkal volt módom együtt dolgozni. Nekik, Keith Sunderland-nek, Chris Topping-nak, Fritz Vollrath-nak, Ann Rypstra-nak, Rudy Jocque-nak és Søren Toft-nak hálás köszönettel tartozom, azért, hogy hatalmas segítőkészséggel álltak hozzám projektjeinkhez, és elleshettem tőlük, az apró műhelytitkokon túl, kutatói mentalitásukat, hozzáállásukat a problémákhoz.

Különféle projekteken vettem együtt részt más magyar kollégákkal. Ezek közül főként a botanikusokkal ápolt jó viszonyt kell kiemelnem. Közülük legtöbb segítséget Rédei Tamástól, Ódor Pétertől és Csontos Pétertől kaptam.

A terepi munkában, a helyi szervezésben, megfelelő kísérleti területek megtalálásában, csapdaüzemeltetésben is sokan a segítségemre voltak, közülük külön köszönet illeti Vörös Gázát, Kókai Lajost és a KNP számos munkatársát.

Végezetül köszönettel tartozom munkám anyagi támogatásáért, amit a következő pályázatok, ösztöndíjak biztosítottak:

- Bolyai János Ösztöndíj, MTA
- British Ecological Society Small Ecological Project Grant (No. 1320)
- Danish Environmental Research Programme
- EU TEMPUS Mobility Grant
- FKFP 0517/2000.
- KTM-MTA
- Magyary Zoltán Ösztöndíj
- NKFP 3B/0008/2002
- NKFP 6-00013/2005
- OTKA 23627
- OTKA F5042
- OTKA F30264
- OTKA F17691
- OTKA T32209.
- Postdoctoral Grant from the Belgian DWTC (Federale diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden)
- UK Royal Society travel grant
- USDA Grant (No. 58-319R-3-022)

# 10 IRODALOMJEGYZÉK

- Addicott, J. F., Aho, J. M., Antolin, M. F., Padilla, D. K., Richardson, J. S. és Soluk, D. A. (1987) Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49:340-346.
- Al Hussein, I. A., Heyer, W. és Wetzel, T. (1991) Investigations Into the Occurrence of Spiders Araneae in Winter Wheat and the Influence of Some Insecticides. *Archiv Fuer Phytopathologie und Pflanzenschutz* 27:219-228.
- Alderweireldt, M. (1993) A Five Year Survey of the Invertebrate Fauna of Crop Fields and Their Edges Part 2. General Characteristics of the Spider Taxocoenosis. *Bulletin et Annales de la Societe Royale Belge D'Entomologie* 129:63-68.
- Alderweireldt, M. (1994) Habitat manipulations increasing spider densities in agroecosystems: possibilities for biological control? *J. Appl. Entomol.* 118:10-16.
- Almqvist, S. (1969) Seasonal growth of some dune living spiders. *Oikos* 20:392-408.
- Altieri, M. (1994) *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. Food Products Press, New York.
- Altieri, M. A., Wilson, R. C. és Schmidt, L. L. (1985) The effect of living mulches and weed cover on the dynamics of foliage and soil arthropod communities in three crop systems. *Crop Prot.* 4:201-213.
- Anderson, J. F. (1974) Responses to starvation in the spiders *Lycosa lenta* Hentz and *Filista hibernalis* (Hentz). *Ecology* 55:576-585.
- Anderson, R. S. (1970) Predator-prey relationships and predation rates for crustacean zooplankters from some lakes in western Canada. *Can. J. Zool.* 48:1229-1240.
- Arnold, A. J. (1994) Insect suction sampling without nets, bags or filters. *Crop Prot.* 13:73-76.
- Arnquist, G. (1992) Courtship behaviour and sexual cannibalism in the semi-aquatic fishing spider, *Dolomedes fimbriatus* (Clerck) (Araneae: Pisauridae). *J. Arachnol.* 20:222-226.
- Aspey, W. P. (1977a) Wolf spider sociobiology: II. Density parameters influencing agonistic behavior in *Schizocosa crassipes*. *Behaviour* 62:142-163.
- Aspey, W. P. (1977b) Wolf spider sociobiology: I. Agonistic display and dominance-subordinance relations in adult male *Schizocosa crassipes*. *Behaviour* 62:103-141.
- Baatrup, E. és Bayley, M. (1993) Effects of the pyrethroid insecticide cypermethrin on the locomotor activity of the wolf spider *Pardosa amentata*: Quantitative analysis employing computer-automated video tracking. *Ecotox. Environ. Safe.* 26:138-152.
- Baert, P. (1987) On the phenology of *Pardosa pullata* and *Trochosa terricola*. *Annales De La Societe Royale Zoologique De Belgique* 117:254-255.
- Balfour, R. A. és Rypstra, A. L. (1998) The influence of habitat structure on spider density in a no-till soybean agroecosystem. *Journal of Arachnology* 26:221-226.
- Balogh, J. I. (1935) *A Sashegy Pókfaunája*. Faunisztikai, Rendszertani és Környezettani Tanulmány. Sárkány-Nyomda Rt., Budapest.
- Balogh, J. I. és Loksa, I. (1956) Untersuchungen über die Zoozönose des Luzernfeldes. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 2:17-114.
- Bán, G., Nagy, A., Zrubecz, P. és Tóth, F. (2007) Első tapasztalatok A közönséges karolópók (*Xysticus kochi* Thorell) üzemi méretű felhasználásáról nyugati virágtripsz (*Frankliniella occidentalis* Pergande) ellen hajtattott paprikában. *Növényvédelem in press*.
- Barth, F. G. (2002) *A spider's world: senses and behavior*. Springer Verlag, Berlin.

- Beddington, J. R., Free, C. A. és Lawton, J. H. (1978) Characteristics of successful natural enemies in models of biological control of insect pests. *Nature* 273:513-519.
- Bedford, S. E. és Usher, M. B. (1994) Distribution of arthropod species across the margins of farm woodlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 48:295-305.
- Bell, J. R., Shaw, E. M. és Wheater, C. P. (2004) Does stochasticity in emergent pioneer communities reduce the value of indicator species analysis? In: Samu, F., Szinetár, Cs. (szerk.), *European Arachnology 2002*. 143-150. Budapest, Plant Protection Institute & Berzsenyi College.
- Bell, J. R., Bohan, D. A., Shaw, E. M. és Weyman, G. S. (2005) Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bull. Entomol. Res.* 95:69-114.
- Benjamin, S. P. és Zschokke, S. (2004) Homology, behaviour and spider webs: web construction behaviour of *Linyphia hortensis* and *L-triangularis* (Araneae : Linyphiidae) and its evolutionary significance. *J. Evol. Biol.* 17:120-130.
- Berendsohn, W. G., Anagnostopulos, A., Jakupovic, J., Nimis, P. L. és Valdés, B. (1996) A framework for biological information models. In: Valdés, B., Silvestre, S. (szerk.), *Proc. VIII. Optima, Lagascalia*. 667-672.
- Bernays, E. A. (1993) Aversion learning and feeding. In: Papaj, D. R., Lewis, A. C. (szerk.), *Insect Learning. Ecology and Evolutionary Perspectives*. 1-17. New York, Chapman and Hall.
- Bilde, T. és Toft, S. (1997) Limited predation capacity by generalist arthropod predators on the cereal aphid, *Rhopalosiphum padi*. *Biological Agriculture & Horticulture* 15:143-150.
- Bilde, T. és Toft, S. (2001) The value of three cereal aphid species as food for a generalist predator. *Physiol. Entomol.* 26:58-68.
- Birkás, M. (2002) Környezetkímélő és energiatakarékos talajművelés. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar, Növénytermesztési Intézet, Földműveléstani Tanszék, Gödöllő.
- Bishop, L. és Riechert, S. E. (1990) Spider colonization of agroecosystems mode and source. *Env. Entomol.* 19:1738-1745.
- Bleicher, K., Samu, F., Szinetár, Cs. és Rédei, T. (1999) A budai Sas-hegy Természetvédelmi Terület farkaspókjainak (Araneae, Lycosidae) vizsgálata hatvan évvel ezelőtt és napjainkban. *Természetvédelmi Közlemények* 8:111-119.
- Blick, T., Pfiffner, L. és Luka, H. (2000) Epigäische Spinnen auf Ackern der Nordwest-Schweiz im Mitteleuropäischen Vergleich (Arachnida: Araneae). *Mitteilungen der Deutsche Gesellschaft allgemeine angewandte Entomologie* 12:267-276.
- Bogya, S., Szinetár, Cs. és Markó, V. (1999) Species composition of spider (Araneae) assemblages in apple and pear orchards in the Carpathian Basin. *Acta Phytopath. Entomol. Hung.* 34:99-121.
- Bristowe, W. S. (1941) *The Comity of Spiders*. Ray Soc., London.
- Buchar, J. (1992) Kommentierte Artenliste der Spinnen Böhmens (Araneida). *Acta. Univ. Carol. Biol.* 36:383-428.
- Buchar, J. és Růžička, V. (2002) *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. Peres, Praha
- Buddle, C. M. (2000) Life history of *Pardosa moesta* and *Pardosa mackenziana* (Araneae, Lycosidae) in central Alberta, Canada. *Journal of Arachnology* 28:319-328.
- Bugg, R. L., Ehler, L. E. és Wilson, L. T. (1987) Effect of common knotweed (*Polygonum aviculare*) on abundance and efficiency of insect predators of crop pests. *Hilgardia* 55:1-52.
- Carter, P. E. és Rypstra, A. L. (1995) Top-down effects in soybean agroecosystems: Spider density affects herbivore damage. *Oikos* 72:433-439.
- Castanera, P. és Del Estal, P. (1985) Study of the soil fauna in winter wheat in central Spain in 1980-83. *SROP/WPRS Bulletin III*:140-141.
- Castillo, J. A. és Eberhard, W. G. (1983) Use of artificial webs to determine prey available to orb-weaving spiders. *Ecology* 64:1655-1658.
- Chao, A. (1987) Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43:783-791.
- Charnov, E. L. (1976) Optimal foraging: the marginal value theorem. *Theor. Pop. Biol.* 9:129-136.
- Chase, J. M. (1996) Abiotic controls of trophic cascades in a simple grassland food chain. *Oikos* 77:495.

- Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Denslow, J. S. és Guariguata, M. R. (1998) Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. In: Dallmeier, F., Comiskey, J. A. (szerk.), *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: Conceptual background and Old World case studies*. 285-309. Paris, Parthenon Publishing.
- Chen, B. és Wise, D. H. (1999) Bottom-up limitation of predaceous arthropods in a detritus-based terrestrial food web. *Ecology* 80:761-772.
- Chen, X., Shao, Z. Z. és Vollrath, F. (2006) The spinning processes for spider silk. *Soft Matter* 2:448-451.
- Chiverton, P. A. (1986) Predator density manipulation and its effects on populations of *Rhopalosiphum padi* (Hom., Aphididae) in spring barley. *Annals of Applied Biology* 109:49-60.
- Chyzer, K. és Kulczynski, L. (1891) *Araneae Hungariae*. Tomus I: Salticoidae, Oxyopoidae, Lycosoidae, Heteropodoidae, Misumenoidae, Euetrioidae, Tetragnathoidae, Uloboroidae, Pholcoïdae, Scytodoidae, Urocteoidae, Eresoidae, Dictynoidae. *Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest*.
- Chyzer, K. és Kulczynski, L. (1894) *Araneae Hungariae*. Tomus II, pars prior : Theridioidae. *Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest*.
- Chyzer, K. és Kulczynski, L. (1897) *Araneae Hungariae*. Tomus II. pars posterior: Zodarioidae, Agalenoidae, Drassoidae, Zoropseoidae, Dysderoidae, Filistatoidae, Calommatoidae, Theraphosoidae. *Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest*.
- Chyzer, K. és Kulczynski, L. (1918a) Ordo Araneae. In: *A Magyar Birodalom Állatvilága*. III. Arthropoda. 33. Budapest, Kir. Magyar Term. tud. Társ.
- Chyzer, K. és Kulczynski, L. (1918b) Addenda et corrigenda ad conspectum Araneorum. In: *A Magyar Birodalom Állatvilága*. III. Arthropoda. 7-10. Budapest, Kir. Magyar Term. tud. Társ.
- Cocquemot, C. C. J. P. (1989) Faunistical inventory of cerealbiocenosis spiders in Paris Basin, France. *Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura* 21:27-44.
- Coderre, D., Provencher, L. és Champagne, J. (1989) Effect of intercropping maize-beans on aphids and aphidophagous insects in corn fields of southern Quebec, Canada. *Acta Phytopath. Entomol. Hung.* 24:59-63.
- Coll, M. és Bottrell, D. G. (1995) Predator-prey association in mono- and dicultures: Effect of maize and bean vegetation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 54:115-125.
- Colwell, R. K. (1997) The Biota data model. In: Colwell, R. K. (szerk.), *Biota: The Biodiversity Database Manager*. Sunderland, MA, USA, Sinauer Associates, Inc.
- Colwell, R. K. (2005) *EstimateS 7.5 User's guide*. University of Connecticut, Storrs.
- Colwell, R. K., Mao, C. X. és Chang, J. (2004) Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology Letters* 85:2717-2727.
- Cooper, W. E. (2005) The foraging mode controversy: both continuous variation and clustering of foraging movements occur. *Journal of Zoology* 267:179-190.
- Copp, C. J. T. (1998) The Recorder Project. Systems analysis. Manuscript, under <http://www.nbn.org.uk/recorder/>. National Biodiversity Network, Peterborough.
- Costello, M. J. és Daane, K. M. (1998) Influence of ground cover on spider populations in a table grape vineyard. *Ecol. Entomol.* 23:33.
- Cottenie, P. és DeClercq, R. (1977) Studie van de Arachnofauna in winterarwevelen (Study of the arachnofauna in fields of winter wheat). *Parasitica*. 33:138-147.
- Coyle, F. A. (1985) Ballooning Mygalomorphs: estimates of the masses of *Sphodros* and *Ummidia*. *J. Arachnol.* 13:291-296.
- Crawford, R. L., Sugg, P. M. és Edwards, J. S. (1995) Spider Arrival and Primary Establishment on Terrain Depopulated by Volcanic-Eruption at Mount St-Helens, Washington. *Am. Midl. Nat.* 133:60-75.
- Crowley, P. H. és Hopper, K. R. (1994) How to behave around cannibals: a density dependent dynamic game. *The American Naturalist* 143:117-154.
- Culin, J. és Yeargan, K. (1983) Spider fauna of alfalfa and Soybean in Central Kentucky. *Trans. Ky. Acad. Sci.* 44:40-45.
- David, J. F., Celerier, M. L. és Geoffroy, J. J. (1999) Periods of dormancy and cohort-splitting in the millipede *Polydesmus angustus* (Diplopoda : Polydesmidae). *Eur. J. Entomol.* 96:111-116.
- De Barro, P. J. (1991) A cheap lightweight efficient vacuum sampler. *J. Aust. Entomol. Soc.* 30:207-208.

- Demeter, A. és Kovács, G. (1991) Estimation of the size of animal populations (in Hungarian). Academic Press, Budapest.
- Denno, R. F., Gratton, C., Dobel, H. és Finke, D. L. (2003) Predation risk affects relative strength of top-down and bottom-up impacts on insect herbivores. *Ecology* 84:1032-1044.
- Denno, R. F., Mitter, M. S., Langellotto, G. A., Gratton, C. és Finke, D. L. (2004) Interactions between a hunting spider and a web-builder: consequences of intraguild predation and cannibalism for prey suppression. *Ecol. Entomol.* 29:566-577.
- Dévai, G., Miskolczi, M. és Tóth, S. (1987) A proposal for faunistical data reporting and standardisation of computerised data processing. (in Hungarian). *Fol. Mus. Hist. Nat. Bakonyiensis* 6:29-41.
- Dietrick, E. J. (1962) An improved backpack motor fan for suction sampling of insect populations. *J. Econ. Entomol.* 54:394-395.
- Dinter, A. (1995) Estimation of epigeic spider population densities using an intensive D-vac sampling technique and comparison with pitfall trap catches in winter wheat. *Acta Jutl.* 70:23-32.
- Dinter, A. és Poehling, H.-A. (1992) Freiland- und Laboruntersuchungen zur Nebenwirkung von Insektiziden auf epigäische Spinnen im Winterweizen. *Mitt. dtsc. allg. angew. Ent.* 8:152-160.
- Doane, J. F. és Dondale, C. D. (1979) Seasonal captures of spiders (Araneae) in a wheat field and its grassy borders in central Saskatchewan. *Canadian Entomologist* 111:439-445.
- Dondale, C. D. (1977) Life histories and distribution patterns of hunting spiders (Araneae) in an Ontario meadow. *J. Arachnol.* 4:73-93.
- Dondale, C. D. és Redner, J. H. (1990) The insects and arachnids of Canada and Alaska. Part 17. The wolf spiders, nurseryweb spiders, and lynx spiders of Canada and Alaska (Araneae: Lycosidae, Pisauridae and Oxyopidae). Agriculture Canada Publication,
- Downie, I. S., Coulson, J. C. és Butterfield, J. E. L. (1996) Distribution and dynamics of surface-dwelling spiders across a pasture-plantation ecotone. *Ecography* 19:29-40.
- Dudás, G. (2001) Adatok Dél-Heves pókfaunájához. *Folia historico naturalia musei matraensis* 69-78.
- Duffey, E. (1974) Comparative sampling methods for grassland spiders. *Bull. British Arachnol. Soc.* 3:34-37.
- Duffey, E. (1978) Ecological strategies in spiders including characteristics of species in pioneer and mature habitats. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 42:109-123.
- Duffey, E. (1980) The efficiency of the dietrick vacuum sampler (D-vac) for invertebrate population studies in different types of grassland. *Bull. Ecol.* 11:421-431.
- Dufrene, M. és Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67:345-366.
- Dufrene, M. és Legendre, P. (2004) IndVal or how to identify indicator species of a sample typology? <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/outils/indval/home.html>
- Dunlop, J. (1996) Systematics of the fossil arachnids. *Rev. suisse Zool.* 173-184.
- Eberhard, W. G. (1988) Behavioural flexibility in orb web construction effects of supplies in different silk glands and spider size and weight. *J. Arachnol.* 16:295-302.
- Eberhard, W. G. (1996) Female control: sexual selection by cryptic female choice. Princeton University Press, Princeton.
- Edgar, W. D. (1971) The life-cycle, abundance and seasonal movement of the wolf spider, *Lycosa* (*Pardosa*) *lugubris*, in Central Scotland. *J. Anim. Ecol.* 40:303-322.
- Edgar, W. D. (1972) The life cycle of the wolf spider *Pardosa lugubris* in Holland. *J. Zool. Lond.* 168:1-7.
- Elgar, M. A. (1998) Sperm competition and sexual selection in spiders and other arachnids. In: Birkhead, T. R., Moller, A. P. (szerk.), Sperm competition and sexual selection. 307-339. Academic Press.
- Elgar, M. A. és Nash, D. R. (1988) Sexual cannibalism in the garden spider *Araneus diadematus*. *Anim. Behav.* 36:1511-1517.
- Elgar, M. A. és Crespi, B. J. (1992a) Cannibalism. *Ecology and Evolution among Diverse Taxa*. Oxford University Press, Oxford.
- Elgar, M. A. és Crespi, B. J. (1992b) Ecology and evolution of cannibalism. In: Elgar, M. A., Crespi, B. J. (szerk.), *Cannibalism. Ecology and evolution among diverse taxa*. 1-12. Oxford, Oxford University Press.

- Enders, F. (1975) The influence of hunting manner on prey size, particularly in spiders with short attack distances. *The American Naturalist* 109:737-763.
- Erdélyi, C. (1970) A csalogatósávok védekezés a maglucernában élő rovarkártevők leküzdésének hatásos és gazdaságos módja. In: Mándy, G., Virányi, S. (szerk.), A herefélék termesztésének fejlesztésért. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó.
- ERIN (1994) Standards and core attributes for biological data. [http://kaos.erin.gov.au:80/general/standards/biological\\_stds.htm](http://kaos.erin.gov.au:80/general/standards/biological_stds.htm)
- Feber, R. E., Bell, J., Johnson, P. J., Firbank, L. G. és Macdonald, D. W. (1998) The effects of organic farming on surface-active spider (Araneae) assemblages in wheat in southern England, UK. *Journal of Arachnology* 26:190-202.
- Fekete, G., Molnár, Z. és Horváth, F. (szerk.) (1997) A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitásmonitorozó Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Finke, D. L. és Denno, R. F. (2002) Intraguild predation diminished in complex-structured vegetation: Implications for prey suppression. *Ecology* 83:643-652.
- Foelix, R. F. (1996) *Biology of Spiders*. Oxford University Press, Oxford.
- Ford, M. J. (1978) Locomotory activity and the predation strategy of the wolf spider *Pardosa amentata* (Clerck) (Lycosidae). *Anim. Behav.* 26:31-35.
- Fraser, A. M. (1982) The role of spiders determining cereal aphid numbers. Ph.D. thesis. University of East Anglia.
- Gillespie, R. G. és Caraco, T. (1987) Risk sensitive foraging strategies of two spider populations. *Ecology* 68:887-899.
- Glueck, E. I. S. (1990) The Effect of Bio-Dynamic and Conventional Agriculture Management On Erigoninae and Lycosidae Spiders. *J. Appl. Entomol.* 110:136-148.
- Gotthard, K., Nylin, S. és Wiklund, C. (1994) Adaptive variation in growth-rate - life-history costs and consequences in the speckled wood butterfly, *Pararge aegeria*. *Oecologia* 99:281-289.
- Greenstone, M. H. (1979) Spider feeding behaviour optimises dietary essential amino acid composition. *Nature* 282:501-503.
- Greenstone, M. H. (1982a) Ballooning frequency and habitat predictability in two wolf spider species (*Pardosa*). *Florida Entomol.* 65:83-89.
- Greenstone, M. H. (1982b) Ballooning Frequency and Habitat Predictability in 2 Wolf Spider Species (Lycosidae, *Pardosa*). *Fla. Entomol.* 65:83-89.
- Greenstone, M. H. (1990) Meteorological determinants of spider ballooning the roles of thermals versus the vertical windspeedgradient in becoming airborne. *Oecologia* 84:164-168.
- Greenstone, M. H. (2001) Spiders in wheat: First quantitative data for North America. *Biocontrol* 46:439-454.
- Greenstone, M. H. és Bennett, A. F. (1980) Foraging strategy and metabolic rate in spiders. *Ecology* 61:1255-1259.
- Groppali, R., Pesarini, C., Priano, M., Sciaky, R. és Trematerra, P. (1995) Spiders in apple orchards in Valtellina (Arachnida, Araneae). *Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura* 27:201-216.
- Grosjean, P., Spirlet, C. és Jangoux, M. (1996) Experimental study of growth in the echinoid *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (Echinodermata). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 201:173-184.
- Győrfy, G. (1980) A "biocönóméter" megépítésének egy lehetősége és gyakorlati alkalmazása. *Fol. Entomol. Hung.* 41:366-369.
- Halaj, J. és Wise, D. H. (2002) Impact of a detrital subsidy on trophic cascades in a terrestrial grazing food web. *Ecology* 83:3141-3151.
- Halassy, B. (1994) Az adatbázisstervezés alapjai és titkai avagy Az út az adattól az adatbázison át az információig IDG Magyarországi Lapkiadó Kft., Budapest.
- Halley, J. M., Thomas, C. F. G. és Jepson, P. C. (1996) A model for the spatial dynamics of linyphiid spiders in farmland. *J. Appl. Ecol.* 33:471-492.
- Hänggi, A., Stöckli, E. és Nentwig, W. (1995) Habitats of Central European spiders. *Misc. Faun. Helvet.* 4:1-460.



- Harland, D. P. és Jackson, R. R. (2006) A knife in the back: use of prey-specific attack tactics by araneophagic jumping spiders (Araneae : Salticidae). *Journal of Zoology* 269:285-290.
- Harwood, J. D., Sunderland, K. D. és Symondson, W. O. C. (2005) Monoclonal antibodies reveal the potential of the tetragnathid spider *Pachygnatha degeeri* (Araneae : Tetragnathidae) as an aphid predator. *Bull. Entomol. Res.* 95:161-167.
- Hatley, C. L. és MacMahon, J. A. (1980) Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Env. Entomol.* 9:632-639.
- Henschel, J. R. és Lubin, Y. D. (1992) Environmental Factors Affecting the Web and Activity of a Psammophilous Spider in the Namib Desert. *Journal of Arid Environments* 22:173-189.
- Herman, O. (1866) Adatok Erdély Pók-Faunájához. *Erles. Erdélyi Muz. egyl. évk.* 3:129-131.
- Herman, O. (1876) Magyarország Pók-faunája. I. A Királyi Magyar Természettudományi Társulat Megbizásából. *Ungarns Spinnenfauna. I. Im Auftrage der Kön. Ungar. Naturwis senschaftlichen Gesellschaft. Kir. Magyar Term. tud. Társulat, Budapest.*
- Herman, O. (1878) Magyarország Pók-faunája. II. A Királyi Magyar Természettudományi Társulat Megbizásából. *Ungarns Spinnenfauna. II. Im Auftrage der Kön. Ungar. Naturwis senschaftlichen Gesellschaft. Kir. Magyar Term. tud. Társulat, Budapest.*
- Herman, O. (1879) Magyarország Pók-faunája. III. A Királyi Magyar Természettudományi Társulat Megbizásából. *Ungarns Spinnenfauna. III. Im Auftrage der Kön. Ungar. Naturwis senschaftlichen Gesellschaft. Kir. Magyar Term. tud. Társulat, Budapest.*
- Heydemann, B. (1960) Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. I. Teil. *Spinnen (Araneae). Akad. Wissensch. Lit., Abb. math. naturw. Kl.* 11:751-913.
- Higashi, G. A. és Rovner, J. S. (1975) Post-emergent behaviour of juvenile lycosid spiders. *Bull. British Arachnol. Soc.* 3:113-119.
- Hlivko, J. T. és Rypstra, A. L. (2003) Spiders reduce herbivory: Nonlethal effects of spiders on the consumption of soybean leaves by beetle pests. *Annals of the Entomological Society of America* 96:914-919.
- Hodge, M. A. (1999) The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *J. Arachnol.* 27:351-362.
- Hodkinson, I. D., Coulson, S. J., Harrison, J. és Webb, N. R. (2001) What a wonderful web they weave: spiders, nutrient capture and early ecosystem development in the high Arctic - some counter-intuitive ideas on community assembly. *Oikos* 95:349-352.
- Hoefler, C. D., Chen, A. és Jakob, E. M. (2006) The potential of a jumping spider, *Phidippus clarus*, as a Biocontrol agent. *J. Econ. Entomol.* 99:432-436.
- Hollander, J. (1971) Life histories of species in the *Pardosa pullata* group, a study of ten populations in the Netherlands (Araneae, Lycosidae). *Tijdsch. Entomol.* 114:255-279.
- Horváth, F., Rapcsák, T., Fölsz, F., Hoffer, J., Lökös, L., Peregovits, L., Rajczy, M., Samu, F., Szép, T. és Szilágyi, G. (1997) A Biodiverzitás-monitorozó Program metaadatbázisának terve (TERMET). In: Horváth, F., Rapcsák, T., Szilágyi, G. (szerk.), *Nemzeti Biodiverzításmontozó Rendszer I. Informatikai alapoás.* 88-105. Budapest, Magyar Természettudományi Múzeum.
- Horváth, R., Lengyel, S., Szinetár, Cs. és Jakab, L. (2005) The effect of prey availability on spider assemblages on European black pine (*Pinus nigra*) bark: spatial patterns and guild structure. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* 83:324-335.
- House, G. J. és Parmalee, R. W. (1985) Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil Tillage Research* 5:351-360.
- Howell, J. O. és Pienkowski, R. L. (1970) Spider populations in alfalfa, with notes on spider prey and effect of harvest. *J. Econ. Entomol.* 46:163-168.
- Hu, X., Vasanthavada, K., Kohler, K., McNary, S., Moore, A. M. F. és Vierra, C. A. (2006) Molecular mechanisms of spider silk. *Cellular and Molecular Life Sciences* 63:1986-1999.
- Huusela-Veistola, E. (1998) Effects of perennial grass strips on spiders (Araneae) in cereal fields and impact on pesticide side-effects. *J. Appl. Entomol.* 122:575-583.
- Jackson, R. R. (1992) Conditional strategies and interpopulation variation in the behavior of jumping spiders. *New Zealand Journal of Zoology* 19:99-111.

- Janetos, A. C. (1982) Active foragers vs. sit-and-wait predators: a simple model. *J. Theor. Biol.* 95:381-385.
- Jedlickova, J. (1988) Spiders (Aranei) of the Jursky súr Nature Reserve (Czechoslovakia). VEDA, Publishing House of the Slovak Academy of Sciences, Bratislava.
- Jermy, T. és Balázs, K. (szerk.) (1990) A növényvédelmi állattan kézikönyve. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Johnson, C. G., Southwood, T. R. E. és Entwistle, H. M. (1957) A new method of extracting arthropods and molluscs from grassland and herbage with a suction apparatus. *Bull. ent. Res.* 48:211-218.
- Juhász-Nagy, P. (1984) Beszélgetések az ökológiáról Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Kádár, F. és Samu, F. (2006) A duplaedényes talajcsapdák használata Magyarországon. *Növényvédelem* 42:305-312.
- Kajak, A. és Lukasiwicz, J. (1994) Do semi-natural patches enrich crop fields with predatory epigeal arthropods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 49:149-161.
- Kajak, A. és Oleszczuk, M. (2004) Effect of shelterbelts on adjoining cultivated fields: Patrolling intensity of carabid beetles (Carabidae) and spiders (Araneae). *Polish Journal of Ecology* 52:155-172.
- Kareiva, P. M. és Shigesada, N. (1983) Analyzing insect movement as a correlated random walk. *Oecologia* 56:234-238.
- Kempton, R. A. és Taylor, L. R. (1974) Log-series and log-normal parameters as diversity discriminants for the Lepidoptera. *J. Anim. Ecol.* 43:381-399.
- Kendall, D. A., Chinn, N. E., Smith, B. D., Tidboald, C., Winstone, L. és Western, N. M. (1991) Effects of straw disposal and tillage on spread of barley yellow dwarf virus in winter barley. *Annals of Applied Biology* 119:359-364.
- Kiss, B. és Samu, F. (2000) Evaluation of population densities of the common wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae : Lycosidae) in Hungarian alfalfa fields using mark-recapture. *Eur. J. Entomol.* 97:191-195.
- Kiss, B. és Samu, F. (2002) Comparison of autumn and winter development of two wolf spider species (*Pardosa*, Lycosidae, Araneae) having different life history patterns. *Journal of Arachnology* 30:409-415.
- Kiss, B. és Samu, F. (2005) Life history adaptation to changeable agricultural habitats: Developmental plasticity leads to cohort splitting in an agrobiont wolf spider. *Env. Entomol.* 34:619-626.
- Klimes, L. S. E. (1989) Epigaeic arthropods across an arable land and grassland interface. *Acta Ent. Bohemoslov.* 86:459-475.
- Kolosváry, G. (1930) Ökologische und biopsychologische Studien über die Spinnenbiosphäre der gesamten Halbinsel von Tihany. *Zeits. Morph. Ökol: Tiere* 19:493-533.
- Kovács, G. és Szinetár, Cs. (2004) Az olasz darócpók, *Segestria florentina* (Rossi, 1790), (Araneae, Segestriidea) előkerülése Magyarországon. *Fol. Entomol. Hung.* 65:234-238.
- Kozár, F., Samu, F. és Jermy, T. (1992) Az állatok populációdinamikája. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Krink, T. és Vollrath, F. (1997) Analyzing Spider Web-Building Behavior with Rule-Based Simulations and Genetic Algorithms. *J Theor Biol* 185:321-331.
- Kromp, B. és Steinberger, K.-H. (1992) Grassy field margins and arthropod diversity: a case study on ground beetles and spiders in eastern Austria (Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Aranei, Opiliones). *Agric. Ecosyst. Environ.* 40:71-93.
- Lemke, A. és Poehling, H. M. (2002) Sown weed strips in cereal fields: overwintering site and "source" habitat for *Oedothorax apicatus* (Blackwall) and *Erigone atra* (Blackwall) (Araneae: Erigonidae). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90:67-80.
- Letourneau, D. K. (1990) Abundance Patterns of Leafhopper Enemies in Pure and Mixed Stands. *Env. Entomol.* 19:505-509.
- Lindberg, D. (1996) UCMP data model for paleontological collection. University of California, Berkeley.
- Loksa, I. (1959) Quantitative zoozönologische Untersuchungen in den Wäldern des Donau-Deltas. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 4:375-391.
- Loksa, I. (1966) Die bodenzoozönologischen Verhältnisse der Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Loksa, I. (1969) Pókok I. - Araneae I. In: Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae). 133. Budapest, Akadémiai Kiadó.

- Loksa, I. (1972) Pókok II. - Araneae II. In: Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae). 112. Budapest, Akadémiai Kiadó.
- Loksa, I. (1981) The spider fauna of the Hortobágy National Park (Araneae). In: Mahunka, S. (szerk.), The fauna of the Hortobágy National Park. 321-339. Budapest, Akadémiai Kiadó.
- Loksa, I. (1991) Über einige Arthropoden-Gruppen aus dem Pilis-Biosphären-Reservat (Ungarn). 2. Die Diplopoden, Chilopoden, Weberknechte und Spinnen aus dem Gebiet zwischen Kakas-Berg (Pilisszentkereszt) und Ispán-Wiese (Mikula-harasztt). Opusc. Zool. 24:129-141.
- Luczak, J. (1979) Spiders in agrocoenoses. Pol. Ecol. Stud. 5:151-200.
- Luczak, J. (1995) Plant-dwelling spiders of the ecotone between forest islands and surrounding crop fields in agricultural landscape of the Masurian Lakeland. Ekol. Pol. 43:79-102.
- Ludy, C. és Lang, A. (2006) A 3-year field-scale monitoring of foliage-dwelling spiders (Araneae) in transgenic Bt maize fields and adjacent field margins. Biol. Contr. 38:314-324.
- Macleod, A., Wratten, S. D. és Harwood, R. W. J. (1994) The efficiency of a new lightweight suction sampler for sampling aphids and their predators in arable land. Ann. Appl. Biol. 124:11-17.
- Maelfait, J. és de Keer, R. (1990) The border of an intensively grazed pasture as a corridor of spiders Araneae. Biol. Cons. 54:223-238.
- Magurran, A. E. (1988) Ecological Diversity and Its Measurement. Croom Helm, London.
- Marshall, S. D. és Rypstra, A. L. (1999a) Patterns in the distribution of two wolf spiders (Araneae : Lycosidae) in two soybean agroecosystems. Env. Entomol. 28:1052-1059.
- Marshall, S. D. és Rypstra, A. L. (1999b) Spider competition in structurally simple ecosystems. Journal of Arachnology 27:343-350.
- Marshall, S. D., Pavuk, D. M. és Rypstra, A. L. (2002) A comparative study of phenology and daily activity patterns in the wolf spiders *Pardosa milvina* and *Hogna helluo* in soybean agroecosystems in southwestern Ohio (Araneae, Lycosidae). Journal of Arachnology 30:503-510.
- McCune, B. és Mefford, M. J. (1999) PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4. MjM Software Design, Gelenden Beach, Oregon.
- McCune, B. és Grace, J. B. (2002) Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- McLachlan, A. R. G. és Wratten, S. D. (2003) Abundance and species richness of field-margin and pasture spiders (Araneae) in Canterbury, New Zealand. New Zealand Journal of Zoology 30:57-67.
- McPeck, M. A. (1990) Behavioral differences between *Enallagma* species (Odonata) influencing differential vulnerability to predators. Ecology 71:1714-1726.
- Meijer, J. (1977) The immigration of spiders (Araneida) into a new polder. Ecol. Entomol. 2:81-90.
- Mensah, R. K. (1999) Habitat diversity: implications for the conservation and use of predatory insects *Helicoverpa* spp. in cotton systems in Australia. International Journal of Pest Management 45:91-100.
- Merrett, P. (1968) The phenology of spiders on heathland in Dorset. Families Lycosidae, Pisauridae, Agelenidae, Mimetidae, Theridiidae, Tetragnathidae, Argiopidae. J. Zool., Lond. 156:239-256.
- Merrett, P., Locket, G. H. és Millidge, A. F. (1985) A check list of British spiders. Bull. British Arachnol. Soc. 6:381-403.
- Miyashita, K. (1969) Seasonal changes of population density and some characteristics of overwintering nymph of *Lycosa T-insignata*. Appl. Entomol. Zool. 4:1-8.
- Moreby, S. J., Aebischer, N. J., Southway, S. E. és Sotherton, N. W. (1994) A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. Annals of Applied Biology 125:13-27.
- Moreira, G. R. P. és Peckarsky, B. L. (1994) Multiple developmental pathways of *Agnetina capitata* (Plecoptera, Perlidae) in a temperate forest stream. J. N. Am. Benthol. Soc. 13:19-29.
- Morin, P. J. (1999) Community ecology. Blackwell Science, Malden.
- Moulder, B. C. és Riechle, D. E. (1972) Significance of spider predation in the energy dynamics of forest-floor arthropod communities. Ecol. Monogr. 42:473-498.
- Nentwig, W. (1980) The selective prey of linyphiid-like spiders and of their space webs. Oecologia 45:236-243.

- Nentwig, W. (1983) The non-filter function of orb webs in spiders. *Oecologia* 58:418-420.
- Nentwig, W. (1987) *Ecophysiology of Spiders*. Springer-Verlag, Berlin.
- Nobre, T. és Meierrose, C. (2000) The species composition, within-plant distribution, and possible predatory role of spiders (Araneae) in a vineyard in Southern Portugal. *Ekol. Bratisl.* 19:193-200.
- Nossek, M. E. és Rovner, J. S. (1984) Agonistic behavior in female wolf spiders (Araneae, Lycosidae). *J. Arachnol.* 11:407-422.
- Nyffeler, M. (1999) Prey selection of spiders in the field. *Journal of Arachnology* 27:317-324.
- Nyffeler, M. és Benz, G. (1988) Feeding ecology and predatory importance of wolf spiders (*Pardosa* spp.) in winter wheat fields. *J. Appl. Entomol.* 106:123-134.
- Nyffeler, M. és Breene, R. G. (1990) Evidence of low daily food consumption by wolf spiders in meadowland and comparison with other cursorial hunters. *J. Appl. Entomol.* 110:73-81.
- Nyffeler, M. és Breene, R. G. (1992) Dominant insectivorous polyphagous predators in winter wheat: high colonization power, spatial dispersion patterns, and probable importance of the soil surface spiders. *Dtsch. ent. Z., N. F.* 39:177-188.
- Nyffeler, M. és Sterling, W. L. (1994) Comparison of the feeding niche of polyphagous insectivores (Araneae) in a Texas cotton plantation: estimates of niche breadth and overlap. *Env. Entomol.* 5:1294-1303.
- Nyffeler, M. és Sunderland, K. D. (2003) Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture Ecosystems & Environment* 95:579-612.
- Nyffeler, M., Dean, D. A. és Sterling, W. L. (1989) Prey Selection and Predatory Importance of Orb-Weaving Spiders Araneae Araneidae Uloboridae in Texas USA Cotton. *Env. Entomol.* 18:373-380.
- Nyffeler, M., Breene, R. G., Dean, D. A. és Sterling, W. L. (1990) Spiders as predators of arthropod eggs. *J. Appl. Entomol.* 109:490-501.
- Nylin, S. és Gotthard, K. (1998) Plasticity in life-history traits. *Ann. Rev. Entomol.* 43:63-83.
- Oberg, S. és Ekblom, B. (2006) Recolonisation and distribution of spiders and carabids in cereal fields after spring sowing. *Annals of Applied Biology* 149:203-211.
- Olive, C. W. (1982) Behavioural response of a sit-and-wait predator to spatial variation in foraging gain. *Ecology* 63:912-920.
- Opell, B. D. és Bond, J. E. (2000) Capture thread extensibility of orb-weaving spiders: testing punctuated and associative explanations of character evolution. *Biological Journal of the Linnean Society* 70:107-120.
- Oraze, M. J., Grigarick, A. A. és Smith, K. A. (1989) Population ecology of *Pardosa ramulosa* (Araneae, Lycosidae) in flooded rice fields of Northern California USA. *Journal of Arachnology* 17:163-170.
- Otis, D. L., Burnham, G. C., White, G. C. és Anderson, D. R. (1978) Statistical inference from capture data on closed populations. *Wildl. Monogr.* 62:1-135.
- Pekar, S. (2004) Predatory behavior of two European ant-eating spiders (Araneae, Zodariidae). *Journal of Arachnology* 32:31-41.
- Pekar, S. (2005) Predatory characteristics of ant-eating Zodarion spiders (Araneae : Zodariidae): Potential biological control agents. *Biol. Contr.* 34:196-203.
- Pekar, S. és Kral, J. (2002) Mimicry complex in two central European zodariid spiders (Araneae : Zodariidae): how Zodarion deceives ants. *Biological Journal of the Linnean Society* 75:517-532.
- Peters, P. J. (1970) Orb web construction: interaction of spider (*Araneus diadematus* Cl.) and thread configuration. *Anim. Behav.* 18:478-484.
- Pfennig, D. W., Reeve, H. K. és Sherman, P. W. (1993) Kin recognition and cannibalism in spadefoot toad tadpoles. *Anim. Behav.* 46:87-94.
- Pfennig, D. W., Ho, S. G. és Hoffman, E. A. (1998) Pathogen transmission as a selective force against cannibalism. *Anim. Behav.* 55:1255-1261.
- Pfiffner, L. és Luka, H. (2003) Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders - a paired farm approach. *Basic Appl. Ecol.* 4:117-127.
- Pickavance, J. R. (2001) Life-cycles of four species of *Pardosa* (Araneae, Lycosidae) from the Island of Newfoundland, Canada. *Journal of Arachnology* 29:367-377.

- Pickert, C. H. és Bugg, R. L. (1998) Enhancing biological control: Habitat Management to Promote Natural Enemies of Agricultural Pests. Univ. California Press, Berkley, CA.
- Pirsig, R. M. (1974) Zen and the art of motorcycle maintenance. Corgi Books, London.
- Platnick, N. I. (2007) The World Spider Catalog, Version 7.5. Merrett, P., Cameron, H. D. The American Museum of Natural History. <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/>
- Podani, J. (1997) Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe.
- Polis, G. A. (1981) The evolution and dynamics of intraspecific predation. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 12:225-251.
- Polis, G. A. (1994) Food Webs, Trophic Cascades and Community Structure. *Australian Journal of Ecology* 19:121.
- Polis, G. A., Myers, C. A. és Holt, R. (1989) The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20:297-330.
- Pollard, S. D., Beck, M. W. és Dodson, G. N. (1995) Why do male crab spiders drink nectar? *Anim. Behav.* 49:1443-1448.
- Prenter, J., Elwood, R. W. és Montgomery, W. I. (1994) Male exploitation of female predatory behaviour reduces sexual cannibalism in male autumn spiders, *Metellina segmentata*. *Anim. Behav.* 47:235-236.
- Provencher, L. (1990) An individual based approach to understanding prey regulation by spiders. Knoxville; The University of Tennessee.
- Provencher, L. és Riechert, S. E. (1994) Model and field test of prey control effects by spider assemblages. *Env. Entomol.* 23:1-17.
- Ramert, B. (1996) The influence of intercropping and mulches on the occurrence of polyphagous predators in carrot fields in relation to carrot fly (*Psila rosae* (F.)) (Dipt., Psilidae) damage. *J. Appl. Entomol.* 120:39-46.
- Real, L. és Caraco, T. (1986) Risk and foraging in stochastic environments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17:371-390.
- Richter, C. J. J. (1970) Aerial dispersal in relation to habitat in eight wolf spider species (Pardosa, Araneae, Lycosidae). *Oecologia* 5:200-214.
- Riechert, S. E. (1978) Energy-based territoriality in populations of the desert spider *Agelenopsis aperta* (Gertsch). *Symp. Zool. Soc. Lond.* 42:211-222.
- Riechert, S. E. (1999) The hows and whys of successful pest suppression by spiders: Insights from case studies. *Journal of Arachnology* 27:387-396.
- Riechert, S. E. és Lockley, T. (1984) Spiders as biological control agents. *Ann. Rev. Entomol.* 29:299-320.
- Riechert, S. E. és Harp, J. M. (1987) Nutritional ecology of spiders. In: Slansky, F., Jr., Rodriguez, J. G. (szerk.), *Nutritional Ecology of Insects, Mites, Spiders and Related Invertebrates*. 645-672. New York, John Wiley & Sons.
- Riechert, S. E. és Bishop, L. (1990) Prey control by an assemblage of generalist predators: spiders in garden test systems. *Ecology* 71:1441-1450.
- Riechert, S. E. és Maupin, J. (1998) Spider effects on prey: tests for superfluous killing in five web-builders. In: Selden, P. A. (szerk.), *Proc. 17th Eur. Coll. Arachnol.*, Edinburgh. 203-210.
- Riechert, S. E., Provencher, L. és Lawrence, K. (1999) The potential of spiders to exhibit stable equilibrium point control of pests: tests of two criteria. *Ecol. Applic.* 9(2):365-377.
- Roberts, M. J. (1995) Spiders of Britain and Northern Europe. HarperCollins, London.
- Rovner, J. S. (1987) Nests of terrestrial spiders maintain a physical gill: flooding and the evolution of silk constructions. *J. Arachnol.* 14:327-337.
- Rypstra, A. L. és Carter, P. E. (1995) The web-spider community of soybean agroecosystems in southwestern Ohio. *J. Arachnol.* 23:135.
- Rypstra, A. L. és Samu, F. (2005) Size dependent intraguild predation and cannibalism in coexisting wolf spiders (Araneae: Lycosidae). *Journal of Arachnology* 33:390-397.
- Rypstra, A. L. és Marshall, S. D. (2005) Augmentation of soil detritus affects the spider community and herbivory in a soybean agroecosystem. *Entomol. exp. appl.* 116:149-157.
- Sahu, S., Singh, R. és Kumar, P. (1996) Host preference and feeding potential of spiders predaceous on insect pests of rice. *Journal of Entomological Research* 20:145-150.

- Samu, F. (1993) Wolf spider feeding strategies: optimality of prey consumption in *Pardosa hortensis*. *Oecologia* 94:139-145.
- Samu, F. (1999) Araneae - Pókok. In: Tóth, J. (szerk.), Erdészeti rovartan. 436-440. BUDAPEST, Agroinform Kiadó.
- Samu, F. (2000a) A project independent data structure for zoological studies in long-term ecological research. In: Lajtha, K., Vanderbilt, K. (szerk.), Cooperation in Long Term Ecological Research in Central and Eastern Europe. Proc. ILTER Regional Workshop, Budapest. 85-87.
- Samu, F. (2000b) A general data model for databases in experimental animal ecology. *Acta Zoologica Acad. Sci. Hung.* 45:273-292.
- Samu, F. (2003) Can field-scale habitat diversification enhance the biocontrol potential of spiders? *Pest Management Science* 59:437-442.
- Samu, F. és Vollrath, F. (1992) Spider orb web as bioassay for pesticide side effect. *Entomol. exp. appl.* 62:117-124.
- Samu, F. és Bíró, Z. (1993) Functional response, multiple feeding and wasteful killing in a wolf spider (Araneae: Lycosidae). *Eur. J. Entomol.* 90:471-476.
- Samu, F. és Lövei, G. L. (1995) Species richness of a spider community (Araneae): Extrapolation from simulated increasing sample effort. *Eur. J. Entomol.* 92:633-638.
- Samu, F. és Sárospataki, M. (1995a) Design and use of a hand-hold suction sampler and its comparison with sweep net and pitfall trap sampling. *Fol. Entomol. Hung.* 56:195-203.
- Samu, F. és Sárospataki, M. (1995b) Estimation of population sizes and home ranges of polyphagous predators in alfalfa using mark-recapture: an exploratory study. *Acta Jutl.* 70:47-55.
- Samu, F. és Szinetár, Cs. (1999) Bibliographic check list of the Hungarian spider fauna. *Bull. British Arachnol. Soc.* 11:161-184.
- Samu, F. és Szinetár, Cs. (2000) Rare species indicate ecological integrity: an example of an urban nature reserve island. In: Crabbé, P. (szerk.), Implementing ecological integrity. 177-184. Kluwer Academic Publishers.
- Samu, F. és Szinetár, Cs. (2002) On the nature of agrobiont spiders. *Journal of Arachnology* 30:389-402.
- Samu, F. és Szinetár, Cs. (2005) A database of spiders in mosaic landscapes: an example from the Kiskunság region in Hungary. Abstract. In: 22th European Colloquium of Arachnology, Blagoevgrad, Bulgaria. 49.
- Samu, F., Vörös, G. és Botos, E. (1996a) Diversity and community structure of spiders of alfalfa fields and grassy field margins in South Hungary. *Acta Phytopath. Entomol. Hung.* 31:253-266.
- Samu, F., Toft, S. és Kiss, B. (1997a) A kannibalizmus gyakoriságát befolyásoló tényezők a pusztai farkaspóknál (*Pardosa agrestis*, Lycosidae, Araneae). Abstract. In: IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs.
- Samu, F., Németh, J. és Kiss, B. (1997b) Assessment of the efficiency of a hand-held suction device for sampling spiders: improved density estimation or oversampling? *Ann. Appl. Biol.* 130:371-378.
- Samu, F., Toft, S. és Kiss, B. (1999a) Factors influencing cannibalism in the wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae, Lycosidae). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 45:349-354.
- Samu, F., Sunderland, K. D. és Szinetar, C. (1999b) Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: A review. *Journal of Arachnology* 27:325-332.
- Samu, F., Szirányi, A. és Kiss, B. (2003) Foraging in agricultural fields: local 'sit-and-move' strategy scales up to risk-averse habitat use in a wolf spider. *Anim. Behav.* 66:939-947.
- Samu, F., Józsa, Z. és Csányi, E. (2004) Spider web contamination of house facades: habitat selection of spiders on urban wall surfaces. In: Samu, F., Szinetár, Cs. (szerk.), European Arachnology 2002. 351-356. Budapest, Plant Protection Institute & Berzsenyi College.
- Samu, F., Sunderland, K. D., Topping, C. J. és Fenlon, J. S. (1996b) A spider population in flux: selection and abandonment of artificial web-sites and the importance of intraspecific interactions in *Lepthyphantes tenuis* (Araneae: Linyphiidae) in wheat. *Oecologia* 106:228-239.
- Samu, F., Rác, V., Erdélyi, C. és Balázs, K. (1997c) Spiders of the foliage and herbaceous layer of an IPM apple orchard in Kecskemét-Szarkás, Hungary. *Biol. Agric. Horticult.* 15:131-140.
- Samu, F., Tóth, F., Szinetár, Cs., Vörös, G. és Botos, E. (2001) Results of a nation-wide survey of spider assemblages in Hungarian cereal fields. *IOBC/WPRS Bull.* 24:119-127.

- Samu, F., Németh, J., Tóth, F., Szita, É., Kiss, B. és Szinetár, Cs. (1998) Are two cohorts responsible for bimodal life history pattern in the wolf spider *Pardosa agrestis* in Hungary? In: Selden, P. A. (szerk.), Proc. 17th Eur. Coll. Arachnol., Edinburgh. 215-221.
- Santos, S. A. P., Cabanas, J. E. és Pereira, J. A. (2006) Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type. Eur. J. Soil Biol. In Press:
- SAS (2001) JMP IN: A Guide to statistics and data analysis using JMP and JMP IN software.
- Schaefer, M. (1972) Ökologische Isolation und die Bedeutung des Konkurrenzfaktors am Beispiel des Verteilungsmusters der Lycosiden einer Küstenlandschaft. Oecologia 9:171-202.
- Schaefer, M. (1977) Winter ecology of spiders (Araneida). Z. Ang. Ent. 83:113-134.
- Scharff, N. és Coddington, J. A. (1997) A phylogenetic analysis of the orb-weaving spider family Araneidae (Arachnida, Araneae). Zool. J. Linn. Soc. 120:355-434.
- Schilinger, E. I. és Dietrick, E. J. (1960) Biological control of insect pests aided by strip farming alfalfa in experimental program California Agriculture 14:8-15.
- Schmaedick, M. A. és Shelton, A. M. (2000) Arthropod predators in cabbage (Cruciferae) and their potential as naturally occurring biological control agents for *Pieris rapae* (Lepidoptera : Pieridae). Canadian Entomologist 132:655-675.
- Schmidt, M. H. és Tschardtke, T. (2005) The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. Agriculture Ecosystems & Environment 105:235-242.
- Schmidt, M. H., Thewes, U., Thies, C. és Tschardtke, T. (2004) Aphid suppression by natural enemies in mulched cereals. Entomol. exp. appl. 113:87-93.
- Schmidt, M. H., Roschewitz, I., Thies, C. és Tschardtke, T. (2005) Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. J. Appl. Ecol. 42:281-287.
- Schoener, T. W. (1971) Theory of feeding strategies. Ann. Rev. Ecol. Syst. 2:369-405.
- Schultheis, A. S., Hendricks, A. C. és Weigt, L. A. (2002) Genetic evidence for 'leaky' cohorts in the semivoltine stonefly *Peltoperla tarteri* (Plecoptera : Peltoperlidae). Freshw. Biol. 47:367-376.
- Seber, G. A. F. (1982) The estimation of animal abundance. Griffin, London.
- Seibt, U. és Wickler, W. (1987) Gerontophagy versus cannibalism in the social spiders *Stegodyphus mimosarum* Pavesi and *Stegodyphus dumicola* Pocock. Anim. Behav. 35:1903-1904.
- Smith, R. B. és Mommsen, T. P. (1984) Pollen feeding in an orb-weaving spider. Science 226:1330-1332.
- Snyder, W. E. és Wise, D. H. (2001) Contrasting trophic cascades generated by a community of generalist predators. Ecology 82:1571-1583.
- Sokol-Hessner, L. és Schmitz, O. J. (2002) Aggregate effects of multiple predator species on a shared prey. Ecology 83:2367-2372.
- Southwood, T. R. E. (1977) Habitat, the templet for ecological strategies? J. Anim. Ecol. 46:337-365.
- Southwood, T. R. E. és Pleasance, H. J. (1962) A hand-operated suction apparatus for the extraction of arthropods from grassland and similar habitats, with notes on other models. Bull. ent. Res. 53:125-128.
- Southwood, T. R. E. és Henderson, P. A. (2000) Ecological Methods. Blackwell Science, Oxford.
- Spence, J. R., Zimmermann, M. és Wojcicki, J. P. (1996) Effects of food limitation and sexual cannibalism on reproductive output of the nursery web spider *Dolomedes triton* (Araneae: Pisauridae). Oikos 75:373-382.
- StatSoft Inc. (2000) STATISTICA for Windows (Computer program manual). StatSoft Inc., Tulsa, OK.
- Steel, R. és Torrie, J. (1981) Principles and procedures of statistics: a biometrical approach. McGraw-Hill, Auckland.
- Steinberger, K.-H. (1990) Phenology and habitat selection of "xerothermic" spiders in Austria (Lycosidae, Gnaphosidae). In: Celerier, M.-L., Heurtault, J., Rollard, C. (szerk.), XIIeme Colloque européen d'Arachnologie, Paris. 325-333.
- Stepczak, K. (1975) The life-cycle of the wolf spider *Pardosa lugubris* (Walck.) (Lycosidae, Aranei) based on seasonal variations of its abundance. Bulletin de la Societe des Amis des Sciences et des Lettres Poznan 15:113-123.

- Stern, V. M., van den Bosch, R. és Leigh, T. F. (1964) Strip cutting alfalfa for *Lygus* bug control. *California Agriculture* 18:4-6.
- Stinner, B. R., McCartney, D. A. és Rubink, W. L. (1984) Some observations on ecology of stalk borer (*Papaipema nebris* (Gn.): Noctuidae) in no-tillage corn agroecosystems. *Journal of the Georgia Entomological Society* 19:228-234.
- Stowe, M. K. (1986) Prey specialization in the Araneidae. In: Shear, W. (szerk.), *Spiders: Webs, Behaviour and Evolution*. 101-131. Stanford, Stanford University Press.
- Sunderland, K. (1999) Mechanisms underlying the effects of spiders on pest populations. *Journal of Arachnology* 27:308-316.
- Sunderland, K. D. (1987) Spiders and cereal aphids in Europe. *Bull. SROP/WPRS* 10:82-102.
- Sunderland, K. D. (1995) Studies on the population ecology of the spider *Lepthyphantes tenuis* (Araneae: Linyphiidae) in cereals. *Bull. SROP/WPRS* in press.
- Sunderland, K. D. és Topping, C. J. (1993) The spatial dynamics of linyphiid spiders in winter wheat. *Mem. Queensland Mus.* 33:639-644.
- Sunderland, K. D. és Samu, F. (2000) Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomol. exp. appl.* 95:1-13.
- Sunderland, K. D., Hassall, M. és Sutton, S. L. (1976) Population dynamics of *Philoscia muscorum* (Crustacea, Oniscoidea) in a dune grassland ecosystem. *J. Anim. Ecol.* 45:487-506.
- Sunderland, K. D., Fraser, A. M. és Dixon, A. F. G. (1986) Field and laboratory studies on money spiders (Linyphiidae) as predators of cereal aphids. *J. Appl. Ecol.* 23:433-447.
- Sunderland, K. D., De Snoo, G. R., Dinter, A., Hance, T., Helenius, J., Jepson, P., Kromp, B., Samu, F., Sotherton, N. W., Ulber, B. és Toft, S. (1995) Density estimation for invertebrate predators in agroecosystems. *Acta Jutl.* 70:133-162.
- Suter, R. B. (1999) An aerial lottery: The physics of ballooning in a chaotic atmosphere. *Journal of Arachnology* 27:281-293.
- Szinetár, Cs. (1993a) A nádasok pókfaunája. *Fol. Entomol. Hung.* 54:155-162.
- Szinetár, Cs. (1993b) Spruce as spider habitat in urban ecosystems II. *Fol. Entomol. Hung.* 54:131-145.
- Szinetár, Cs. (1997) Csáprágósok (Chelicerata) altörzse. In: Papp, L. (szerk.), *Zootaxonomía. Egységes jegyzet*. 114-133. Dabas, Magyar Természettudományi Múzeum és Dabas-Jegyzet Kft.
- Szinetár, Cs. (2000) Data on the boilogy of *Larinia jeskovi* Marusik, 1986 (Araneae: Araneidae) from the reed belts of Lake Balaton. *Ekológia (Bratislava)* 19 (4):105-110.
- Szinetár, Cs. (2004) In memoriam Dr. Imre Loksa. In: Samu, F., Szinetár, Cs. (szerk.), *European Arachnology 2002*. 11-14. Budapest, Plant Protection Institute & Berzsényi College, Budapest.
- Szinetár, Cs. (2006a) Pókok. Kossuth Kiadó, Budapest.
- Szinetár, Cs. (2006b) A pókász Herman Ottó. In: Hevesi, A., Viga, G. (szerk.), *Herman Ottó öröksége*. 115-123. Miskolc, Herman Ottó Múzeum.
- Szinetár, Cs. és Samu, F. (1995) Magyar zoológusok Kárpát-medencei pókokkal foglalkozó közleményeinek szerzők szerinti bibliográfiája. *Bibliography of arachnological articles on the arachnofauna of the Carpathian Basin by Hungarian zoologists*. *Fol. Entomol. Hung.* 56:241-256.
- Szinetár, Cs. és Eichardt, J. (1997) Első védett pókfajunk a szongáriai cselőpók. *Madártávlat* 7-9.
- Szinetár, Cs. és Samu, F. (2003) *Pelecopsis loksai* sp. n., a new erigoninae spider from Hungary (Araneae: Linyphiidae). *Bull. British Arachnol. Soc.* 12:412-414.
- Szinetár, Cs. és Eichardt, J. (2004) *Larinia* species (Araneidae, Araneae) in Hungary. Morphology, phenology and habitats of *Larinia jeskovi* Marusik, 1986, *Larinia elegans* Spassky, 1939, and *Larinia bonneti* Spassky, 1939. In: Samu, F., Szinetár, Cs. (szerk.), *European Arachnology 2002*. 179-186. Budapest, Plant Protection Institute & Berzsényi College.
- Szinetár, Cs., Horváth, R. és Eichardt, J. (2004) *Chryso nordica* (Theridiidae, Araneae) found in Eastern Hungary is a new spider species for Central Europe. In: Samu, F., Szinetár, Cs. (szerk.), *European Arachnology 2002*. 303-307. Budapest, Plant Protection Institute & Berzsényi College.
- Szinetár, Cs., Kovács, P., Samu, F. és Horváth, R. (2006) Egy kisparcellás lucernaföld talajlakó pókfaunája és annak szezonális változásai a Nyugat-Dunántúlon. *A Berzsényi Dániel Főiskola Tudományos Közleményei* XV:69-79.



- Szirányi, A., Kiss, B., Samu, F. és Harand, W. (2005) The function of long copulation in the wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae: Lycosidae) investigated in a controlled copulation duration experiment. *Journal of Arachnology* 33:408-414.
- Szita, É. és Samu, F. (2000) Taxonomical review of *Thanatus* species (Philodromidae, Araneae) of Hungary. *Acta Zool.* 46:155-179.
- Szita, É., Samu, F., Fetykó, K. és Szirányi, A. (2004) Testing the origin of agrobiont spiders: spiders in agricultural and natural grassland habitats of the Körös-Maros National Park, Hungary. In: Samu, F., Szinetár, Cs. (szerk.), *European Arachnology 2002*. 319-326. Budapest, Plant Protection Institute & Berzsenyi College.
- Szűts, T. (2003) A new species of *Eburneana* Wesolowska & Szűts with notes on the biogeography and morphology of the genus (Araneae: Salticidae). *Genus* 14:419-424.
- Szűts, T. és Scharff, N. (2005) Redescriptions of little known jumping spider genera (Araneae : Salticidae) from West Africa. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 51:357-378.
- Szűts, T., Szinetár, Cs., Samu, F. és Szita, É. (2003) Check list of the Hungarian Salticidae with biogeographical notes. *Arachnol. Mitt.* 25:45-61.
- Thomas, C. (1997) Modelling dispersive spider populations in fragmented farmland. *Acta Jutl.* 72:79-85.
- Thomas, C. F. G. és Jepson, P. C. (1997) Field-scale effects of farming practices on linyphiid spider populations in grass and cereals. *Entomol. exp. appl.* 84:59-69.
- Thorbek, P. és Bilde, T. (2004) Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *J. Appl. Ecol.* 41:526-538.
- Thorbek, P. és Topping, C. J. (2005) The influence of landscape diversity and heterogeneity on spatial dynamics of agrobiont linyphiid spiders: An individual-based model. *Biocontrol* 50:1-33.
- Toft, S. (1989) Aspects of the ground-living spider fauna of two barley fields in Denmark: species richness and phenological synchronization. *Entomol. Meddr.* 57:157-168.
- Toft, S. (1995) Value of the aphid *Rhopalosiphum padi* as food for cereal spiders. *J. Appl. Ecol.* 32:552-560.
- Toft, S. (1997) Acquired food aversion of a wolf spider to three cereal aphids: Intra- and interspecific effects. *Entomophaga* 42:63-69.
- Toft, S. (1999) Prey choice and spider fitness. *Journal of Arachnology* 27:301-307.
- Toft, S. és Wise, D. H. (1999) Growth, development, and survival of a generalist predator fed single- and mixed-species diets of different quality. *Oecologia* 119:191-197.
- Toft, S., Clausen, C. és Goldschmidt, H. (1995) Distance methods used to estimate densities of web spiders in cereal fields. *Acta Jutl.* 70:33-45.
- Tonhasca, A. és Stinner, B. R., Jr. (1991) Effects of strip intercropping and no-tillage on some pests and beneficial invertebrates of corn in Ohio. *Env. Entomol.* 20:1251-1258.
- Topping, C. J. (1997) Predicting the effect of landscape heterogeneity on the distribution of spiders in agroecosystems using a population dynamics driven landscape-scale simulation model. *Biol. Agricult. Horticult.* 15:325.
- Topping, C. J. (1999) An individual-based model for dispersive spiders in agro/ecosystems: simulations on the effects of landscape structure. In: Greenstone, M. H., Sunderland, K. D. (szerk.), *Spiders in Agroecosystems: Ecological Processes and Biological Control*.
- Topping, C. J. és Sunderland, K. D. (1994) Methods for quantifying spider density and migration in cereal crops. *Bull. British Arachnol. Soc.* 9:209-213.
- Topping, C. J. S. K. D. B. J. (1992) A Large Improved Rotary Trap For Sampling Aerial Invertebrates. *Annals of Applied Biology* 121:707-714.
- Tóth, F., Kiss, J., Samu, F., Tóth, I. és Kozma, E. (1996) Description of important spider species (Araneae) of winter wheat in pitfall trap catches. (in Hungarian). *Növényvédelem* 32:235-239.
- Tóthmérész, B. (1995) Comparison of different methods for diversity ordering. *J. Veg. Sci.* 6:283-290.
- Townsend, G. D. és Pritchard, G. (1998) Larval growth and development of the stonefly *Pteronarcys californica* (Insecta : Plecoptera) in the Crowsnest River, Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* 76:2274-2280.
- Traut, B. H. (2005) The role of coastal ecotones: a case study of the salt marsh/upland transition zone in California. *Journal of Ecology* 93:279-290.

- Tretzel, E. (1954) Reife- und Fortpflanzungszeit bei Spinnen. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 42:634-691.
- Uetz, G. (1990) Prey selection in Web-Building spiders and evolution of Prey Defenses. In: Evans, D., Schmidt, J. (szerk.), *Insect defenses. Adaptive mechanisms and strategies of prey and predators*. 92-128. State University of New York Press, New York.
- Uetz, G. W. és Denterlein, G. (1979) Courtship behavior, habitat, and reproductive isolation in *Schizocosa*. *J. Arachnol.* 7:121-128.
- Uetz, G. W., Papke, R. és Kilinc, B. (2002) Influence of feeding regime on body size, body condition and a male secondary sexual character in *Schizocosa ocreata* wolf spiders (Araneae, Lycosidae): Condition-dependence in a visual signaling trait. *Journal of Arachnology* 30:461-469.
- Van Dyke, D. és Lowrie, D. C. (1975) Comparative life histories of the wolf spiders *Pardosa ramulosa* and *P. sierra* (Araneae: Lycosidae). *Southw. Nat.* 20:29-44.
- Van Hook, R. I. J. (1971) Energy and nutrient dynamics of spider and orthopteran populations in a grassland ecosystem. *Ecol. Monogr.* 41:1-26.
- Venner, S. és Casas, J. (2005) Spider webs designed for rare but life-saving catches. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 272:1587-1592.
- Vlijm, L. és Kessler-Geschier, A. M. (1967) The phenology and habitat of *Pardosa monticola*, *P. nigriceps* and *P. pullata* (Araneae, Lycosidae). *J. Anim. Ecol.* 36:31-56.
- Vlijm, L., Kessler, A. és Richter, C. J. J. (1963) The life history of *Pardosa amentata*. *Entomol. Ber.* 23:75-80.
- Vollrath, F. (2006) Spider silk: Thousands of nano-filaments and dollops of sticky glue. *Current Biology* 16:925-927.
- Vollrath, F. és Kohler, T. (1996) Mechanics of silk produced by loaded spiders. *Proc Roy Soc London Ser B* 263:387-391.
- Wagner, J. D. (1995) Egg sac inhibits filial cannibalism in the wolf spider, *Schizocosa ocreata*. *Anim. Behav.* 50:555-557.
- Wagner, J. D. és Wise, D. H. (1996) Cannibalism regulates densities of young wolf spiders: Evidence from field and laboratory experiments. *Ecology* 77:639-652.
- Walker, S. E., Marshall, S. D. és Rypstra, A. L. (1999a) The effect of feeding history on retreat construction in the wolf spider *Hogna helluo* (Araneae, Lycosidae). *Journal of Arachnology* 27:689-691.
- Walker, S. E., Marshall, S. D., Rypstra, A. L. és Taylor, D. H. (1999b) The effects of hunger on locomotory behaviour in two species of wolf spider (Araneae, Lycosidae). *Anim. Behav.* 58:515-520.
- Wardle, D. A. (1995) Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in Ecological Research* 26:105-185.
- Wehling, A. és Heimbach, U. (1994) Effects of two insecticides (lambda-cyhalothrin and endosulfan) on spiders in laboratory, semi-field and field tests. *IOBC/WPRS Bull.* 17:113-122.
- Weyman, G. S. (1995) Laboratory studies of the factors stimulating ballooning behavior by linyphiid spiders (Araneae, Linyphiidae). *Journal of Arachnology* 23:75-84.
- Weyman, G. S., Sunderland, K. D. és Fenlon, J. S. (1995) The effect of food deprivation on aeronautic dispersal behaviour (ballooning) in *Erigone* spp. spiders.
- White, G. C., Anderson, D. R., Burnham, K. P. és Otis, D. L. (1982) Capture-recapture and removal methods. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos.
- Wiens, J. A. (1989) Spatial scaling in ecology. *Funct. Ecol.* 3:385-397.
- Wise, D. (1987) Rearing studies with a spider exhibiting a variable phenology: no evidence of substantial genetic variation. *Bull. Br. arachnol. Soc.* 7:107-110.
- Wise, D. H. (1976) Variable rates of maturation of the spider *Linyphia marginata*. *Am. Midl. Nat.* 96:66-75.
- Wise, D. H. (1984) Phenology and life history of the filmy dome spider (Araneae: Linyphiidae) in two local Maryland populations. *Psyche* 91:267-288.
- Wise, D. H. (1993) *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Wise, D. H., Snyder, W. E., Tuntubunpakul, P. és Halaj, J. (1999) Spiders in decomposition food webs of agroecosystems: Theory and evidence. *Journal of Arachnology* 27:363-370.

- Wisniewska, J. és Prokopy, R. J. (1997a) Do spiders (Araneae) feed on rose leafhopper (*Edwardsiana rosae*: Auchenorrhyncha: Cicadellidae) pests of apple trees? *Eur. J. Entomol.* 94:243-251.
- Wisniewska, J. és Prokopy, R. J. (1997b) Pesticide Effect on Faunal Composition, Abundance, and Body Length of Spiders (Araneae) in Apple Orchards. *Environ Entomol* 26:763-776.
- Wissinger, S. (1997) Cyclic colonization in predictably ephemeral habitats: a template for biological control in annual crop systems. *Biol. Contr.* 10:4-15.
- Wolak, M. (2004) The significance of unmanaged "island" habitats for epigeic spiders in a uniform agricultural landscape. In: Samu, F., Szinetár, Cs. (szerk.), *European Arachnology 2002.* 327-336. Budapest, Plant Protection Institute & Berzsenyi College.
- Workman, C. (1979) Life cycles, growth rates and reproductive effort in lycosid and other spiders. *Rep. Kevo Subartic Res. Stat.* 15:48-55.
- Wyss, E. (1995) The effects of weed strips on aphids and aphidophagous predators in an apple orchard. *Entomol. exp. appl.* 75:43-49.
- Wyss, E. (1996) The effects of artificial weed strips on diversity and abundance of the arthropod fauna in a Swiss experimental apple orchard. *Agric. Ecosyst. Env.* 60:47-59.
- Wyss, E., Niggli, U. és Nentwig, W. (1995) The impact of spiders on aphid populations in a strip-managed apple orchard. *J. Appl. Entomol.* 119:473-478.
- Yeargan, K. és Cothran, W. (1974) An escape barrier for improved suction sampling of *Pardosa ramulosa* and *Nabis* spp. populations in alfalfa. *Env. Entomol.* 3:189-191.
- Yeargan, K. V. (1975) Prey and periodicity of *Pardosa ramulosa* (McCook) in alfalfa. *Env. Entomol.* 4:137-141.
- Yeargan, K. V. (1988) Ecology of bolas spider, *Mastophora hutchinsoni*: phenology, hunting tactics, and evidence for aggressive chemical mimicry. *Oecologia* 74:524-530.
- Zimmer, M. és Kautz, G. (1997) Breeding phenological strategies of the common woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda : Oniscidea). *Eur. J. Soil Biol.* 33:67-73.
- Zrubecz, P., Tóth, F. és Nagy, A. (2004) Pókfajok (*Xysticus kochi* Thorell; *Tibellus oblongus* Walckenaer) lárváinak hatékonyságvizsgálata virágtripszek (*Frankliniella* spp.) elen hajtatott paprikában. *Növényvédelem* 40:527-533.
- Zrubecz, P., Tóth, F. és Nagy, A. (2007) Is *Xysticus kochi* (Araneae: Thomisidae) an efficient indigenous biocontrol agent on *Frankliniella occidentalis* (Thysanoptera: Thripidae)? *BioControl* in press:
- Zulka, K. P., Milasowszky, N. és Lethmayer, C. (1997) Spider biodiversity potential of an ungrazed and grazed inland salt meadow in the National Park 'Neusiedler See-Seewinkel' (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). *Biol. Cons.* 6:75-88.
- Zschokke, S. (1993) The influence of the auxiliary spiral on the capture spiral in *Araneus diadematus* Clerck (Araneidae). *Bull. British Arachnol. Soc.* 9:169-173.
- Zschokke, S. (1996) Early stages of web construction. *Rev. suisse Zool. hors série*:709-720.

# 11 FÜGGELÉKEK

**1. függelék.** A dolgozatban szereplő gyűjtések fő adatai. a) S.F. = Samu Ferenc, Sz.Cs. = Szinetár Csaba, T.F. = Tóth Ferenc, F.K. = Fetykó Kinga; b) sz = motoros szipantás, tcs = talajcsapdázás, fh = fűhálózás; c) N = a blokkban mintavételezési időszak során fogott összes pókegyed száma. A „masodnfas” (= másodlagos nem fás) élőhelytípus általában bolygatott, kevert jellegű lágyszárú (főleg gyep) dominálta növényzetre utal (olyan, amittől a botanikusok undorral elfordulnak, de mégis rengeteg van belőle a mezőgazdasági tájban.

Blokk kód	Földr. szélesség	Földr. hosszúság	Település	Élőhely	NÉR kód	Vetemény	Gyűjtő	Módszer	Kezdő dátum	Befejező dátum	N
bank1-búza	É 47° 53' 39"	K 19° 8' 50"	Bánk	szántófield	t1	búza	S.F.	sz	1995.06.01	1996.07.11	533
bank1-szegely	É 47° 53' 39"	K 19° 8' 50"	Bánk	szegely	t10		S.F.	sz	1995.06.01	1996.07.11	616
dabas1-loszgy	É 47° 9' 23"	K 19° 18' 49"	Dabas	sztyepprét	o5		Sz.Cs.	tcs	2000.08.31	2000.10.18	117
decs1-búza	É 46° 16' 41"	K 18° 46' 43"	Decs	szántófield	t1	búza	S.F.	sz, tcs	1999.05.20	2000.11.02	520
decs1-luc	É 46° 16' 41"	K 18° 46' 43"	Decs	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1999.05.20	2000.11.02	460
deli-búza	É 46° 17' 3"	K 20° 41' 12"	Királyhegyes	szántófield	t1	búza	S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	272
diosjen1-luc	É 47° 55' 30"	K 19° 3' 1"	Diósjenő	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz	1995.06.01	1996.12.13	1961
fnana1-luc	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsónána	szántófield	t2	lucerna	S.F.	fh, tcs	1993.05.05	1994.09.09	816
fnana1-magluc	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsónána	szántófield	t2	lucerna	S.F.	fh, tcs	1993.06.09	1994.09.09	15899
fnana2-búza	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsónána	szántófield	t1	búza	S.F.	sz, tcs	1996.04.18	1997.07.17	586
fnana2-luc	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsónána	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1996.04.18	1997.08.27	3033
fnana2-szegely	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsónána	szegely	t10		S.F.	sz, tcs	1996.04.18	1997.08.27	2161
fnana3-magluc	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsónána	szántófield	t10	lucerna	S.F.	sz, tcs	1996.07.09	1996.09.30	2214
fnana4-luc	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsónána	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz	1997.06.04	1997.10.09	1275
fnana4-szegely	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsónána	szegely	t10		S.F.	sz	1997.06.04	1997.10.09	1525

Blokk kód	Földr. szélesség	Földr. hosszúság	Település	Élőhely	NÉR kód	Vetemény	Gyűjtő	Módszer	Kezdő dátum	Befejező dátum	N
fnana5-búza	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsőnána	szántófield	t1	búza	S.F.	sz, tcs	1999.05.20	2000.11.02	650
fnana5-luc	É 46° 27' 46"	K 18° 32' 44"	Felsőnána	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1999.05.20	2000.11.02	1190
fsz búza	É 46° 48' 39"	K 19° 11' 7"	Fülöpszállás	szántófield	t1	búza	S.F.	sz, tcs	2001.04.25	2003.04.17	761
fsz_loszgy	É 46° 48' 39"	K 19° 11' 7"	Fülöpszállás	sztyepprét	h5		S.F.	sz, tcs	2001.04.25	2003.06.10	1743
fsz lucK	É 46° 48' 39"	K 19° 11' 7"	Fülöpszállás	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	2001.04.25	2003.06.10	1302
fsz lucNy	É 46° 48' 39"	K 19° 11' 7"	Fülöpszállás	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	2001.04.25	2003.06.10	1412
fsz_szikK	É 46° 48' 39"	K 19° 11' 7"	Fülöpszállás	szikesgyep	f2		S.F.	sz, tcs	2001.04.25	2003.06.10	5013
fsz_szikNy	É 46° 48' 39"	K 19° 11' 7"	Fülöpszállás	szikesgyep	f2		S.F.	sz, tcs	2001.04.25	2003.06.10	3266
herics-losz	É 46° 18' 36"	K 20° 40' 34"	Királyhegyes	sztyepprét	h5		S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	1040
herics-szik	É 46° 18' 36"	K 20° 40' 34"	Királyhegyes	szikesgyep	f2		S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	686
Holtto-lapret	É 47° 6' 1"	K 17° 22' 43"	Somlóvásárhely	lápér	d2		Sz.Cs.	tcs	1990.05.11	1991.05.10	1400
icl2-luc	É 40° 59' 21"	K 23° 48' 52"	Iclod	szántófield	t2	lucerna	F.K.	tcs	2001.05.20	2001.08.04	1741
jm1-luc	É 47° 32' 52"	K 18° 56' 3"	Nagykovácsi	szántófield	t2	lucerna	S.F.	fh, tcs	1993.05.21	1993.10.27	700
jm1-savosluc-norm	É 47° 32' 52"	K 18° 56' 3"	Nagykovácsi	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1995.05.02	1998.04.28	6104
jm1-savosluc-savos	É 47° 32' 52"	K 18° 56' 3"	Nagykovácsi	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1995.05.02	1998.04.28	13000
jm1-szegely	É 47° 32' 52"	K 18° 56' 3"	Nagykovácsi	szegély	t10		S.F.	sz, tcs	1995.05.02	1998.04.28	5881
jm2-luc	É 47° 32' 52"	K 18° 56' 3"	Nagykovácsi	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, fh, tcs	1994.05.09	1995.12.19	1270
jm-búza	É 47° 32' 52"	K 18° 56' 3"	Nagykovácsi	szántófield	t1	búza	S.F.	sz, tcs	1995.05.02	2000.09.19	2991
jm-felhkaszalo1	É 47° 32' 50"	K 18° 55' 50"	Nagykovácsi	masodnfas	p2		S.F.	tcs	1998.05.19	1998.10.08	173
jm-felhkaszalo2	É 47° 32' 50"	K 18° 55' 50"	Nagykovácsi	masodnfas	p2		S.F.	sz, tcs	1998.05.19	2000.09.19	6789
jm-felhkaszalo3	É 47° 32' 50"	K 18° 55' 50"	Nagykovácsi	masodnfas	p2		S.F.	sz, tcs	1996.04.22	2000.11.14	4930
jm-felhluc1	É 47° 32' 24"	K 18° 55' 50"	Nagykovácsi	masodnfas	o11		S.F.	sz, fh, tcs	1994.05.09	1999.09.20	12845
jm-felhluc2	É 47° 32' 24"	K 18° 55' 50"	Nagykovácsi	masodnfas	o11		S.F.	sz, tcs	1998.06.10	2000.02.08	1665
jm-felhluc3	É 47° 32' 24"	K 18° 55' 50"	Nagykovácsi	masodnfas	o11		S.F.	sz, tcs	1998.07.08	2000.11.14	3560
jm-irtasret2	É 47° 32' 29"	K 18° 54' 57"	Nagykovácsi	masodnfas	p2		S.F.	tcs	1998.06.10	1998.10.08	261
jm-irtasret3	É 47° 32' 29"	K 18° 54' 57"	Nagykovácsi	masodnfas	p2		S.F.	tcs	1998.06.10	1998.10.08	180
jm-kaszalo1	É 47° 33' 1"	K 18° 55' 49"	Nagykovácsi	masodnfas	o7		S.F.	sz, tcs	1998.06.10	2000.11.14	3480
jm-kaszalo2	É 47° 33' 1"	K 18° 55' 49"	Nagykovácsi	masodnfas	o7		S.F.	sz, tcs	1998.06.10	2000.11.14	4104
jm-kaszalo3	É 47° 33' 1"	K 18° 55' 49"	Nagykovácsi	masodnfas	o7		S.F.	sz, tcs	1998.06.10	2000.11.14	6303
jm-kaszalo4	É 47° 33' 1"	K 18° 55' 49"	Nagykovácsi	masodnfas	o7		S.F.	sz, tcs	1999.06.14	2000.11.14	2030
jm-luc1	É 47° 32' 52"	K 18° 56' 3"	Nagykovácsi	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1998.06.02	2001.11.20	6064
jm-luc2	É 47° 32' 52"	K 18° 56' 3"	Nagykovácsi	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1998.05.21	2000.11.14	919

Blokk kód	Földr. szélesség	Földr. hosszúság	Település	Élőhely	NÉR kód	Vetemény	Gyűjtő	Módszer	Kezdő dátum	Befejező dátum	N
jm-lucsziget	É 47° 32' 47"	K 18° 55' 47"	Nagykovácsi	szántóföld	t2	lucerna	S.F.	sz	2000.06.27	2001.11.20	1594
jm-sziklagy1	É 47° 32' 58"	K 18° 55' 32"	Nagykovácsi	sziklagyep	h3		S.F.	sz, tcs	1998.05.19	2005.04.07	9804
jm-sziklagy2	É 47° 32' 53"	K 18° 55' 15"	Nagykovácsi	sziklagyep	h3		S.F.	sz, tcs	1996.04.22	2000.11.14	6987
jm-sziklagy3	É 47° 32' 57"	K 18° 55' 12"	Nagykovácsi	sziklagyep	h3		S.F.	sz	1998.06.10	2000.11.14	3049
jm-sziklagy4	É 47° 32' 52"	K 18° 54' 59"	Nagykovácsi	sziklagyep	h3		S.F.	sz, tcs	1999.06.14	2000.11.14	3892
kartal1-búza	É 47° 39' 20"	K 19° 32' 6"	Kartal	szántóföld	t1	búza	T.F.	tcs	1992.05.01	1992.07.04	1661
kartal2-búza	É 47° 40' 41"	K 19° 31' 7"	Kartal	szántóföld	t1	búza	T.F.	tcs	1992.11.09	1993.07.07	1039
kartal3-búza	É 47° 41' 17"	K 19° 36' 36"	Hatvan	szántóföld	t1	búza	T.F.	tcs	1994.03.23	1994.07.13	3713
kisdorog1-búza	É 46° 22' 45"	K 18° 30' 28"	Tevel	szántóföld	t1	búza	S.F.	sz, tcs	1995.04.28	1995.07.26	131
kisdorog1-luc	É 46° 22' 45"	K 18° 30' 28"	Tevel	szántóföld	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1995.04.28	1995.09.21	367
kisdorog1-magluc	É 46° 22' 45"	K 18° 30' 28"	Tevel	szántóföld	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1995.04.28	1995.09.21	1499
kisdorog1-szegely	É 46° 22' 45"	K 18° 30' 28"	Tevel	szegély	t10		S.F.	sz, tcs	1995.04.28	1995.09.21	848
kisdorog2-búza	É 46° 22' 45"	K 18° 30' 28"	Tevel	szántóföld	t1	búza	S.F.	sz, tcs	2000.05.04	2000.11.02	117
kisdorog2-luc	É 46° 22' 45"	K 18° 30' 28"	Tevel	szántóföld	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	2000.05.04	2000.11.02	170
km_búza	É 47° 0' 53"	K 19° 9' 17"	Kunszentmiklós	szántóföld	t1	búza	S.F.	sz, tcs	2001.05.08	2003.06.03	729
km_luc	É 47° 0' 53"	K 19° 9' 17"	Kunszentmiklós	szántóföld	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	2002.02.05	2002.11.18	217
km_vszi	É 47° 0' 53"	K 19° 9' 17"	Kunszentmiklós	szikesgyep	f5		S.F.	sz, tcs	2001.05.08	2003.06.03	4835
kp_búza	É 47° 3' 33"	K 19° 17' 32"	Kunpeszér	szántóföld	t1	búza	S.F.	sz, tcs	2001.05.08	2003.06.03	141
kp_búza	É 47° 3' 33"	K 19° 17' 32"	Kunpeszér	szántóföld	t1	lucerna	S.F.	sz, tcs	2002.02.05	2002.11.18	136
kp_szyepr	É 47° 3' 33"	K 19° 17' 32"	Kunpeszér	sztyepprét	h5		S.F.	sz, tcs	2001.05.08	2003.06.03	2177
kunpeszer3	É 47° 3' 37"	K 19° 17' 41"	Kunpeszér	sztyepprét	h5		Sz.Cs.	tcs	2000.08.31	2000.12.10	125
kunpeszer4	É 47° 1' 43"	K 19° 18' 1"	Kunpeszér	sztyepprét	h5		Sz.Cs.	tcs	2000.08.31	2000.12.10	194
kunpeszer5	É 47° 1' 50"	K 19° 17' 36"	Kunpeszér	masodnfás	o5		Sz.Cs.	tcs	2000.08.31	2000.12.10	123
kunpeszer8	É 47° 6' 34"	K 19° 15' 1"	Kunpeszér	láprét	d2		Sz.Cs.	tcs	2000.08.31	2000.12.10	203
liv1-luc	É 47° 00' 18"	K 23° 50' 24"	Livada	szántóföld	t2	lucerna	F.K.	tcs	2001.05.20	2001.08.04	1489
org_egd	É 46° 49' 24"	K 19° 30' 34"	Orgovány	homokigyep	g1		S.F.	sz, tcs	2002.10.21	2005.05.24	1997
org_nek	É 46° 49' 21"	K 19° 30' 11"	Orgovány	homokigyep	g1		S.F.	sz, tcs	2002.10.21	2005.05.24	1997
ozsakp1-búza	É 46° 19' 27"	K 18° 49' 23"	Szekszárd	szántóföld	t1	búza	S.F.	sz, tcs	1999.05.20	1999.11.02	485
ozsakp1-luc	É 46° 19' 27"	K 18° 49' 23"	Szekszárd	szántóföld	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	1999.05.20	1999.11.02	294
paszto1-búza	É 47° 55' 12"	K 19° 44' 7"	Pásztó	szántóföld	t1	búza	S.F.	sz, fh	1993.06.03	1994.09.08	195
paty1-búza	É 47° 31' 46"	K 18° 49' 55"	Páty	szántóföld	t1	búza	S.F.	sz	1995.05.05	1995.07.27	85
paty1-luc	É 47° 31' 46"	K 18° 49' 55"	Páty	szántóföld	t2	lucerna	S.F.	sz	1995.07.17	1995.10.24	784

Blokk kód	Földr. szélesség	Földr. hosszúság	Település	Élőhely	NÉR kód	Vetemény	Gyűjtő	Módszer	Kezdő dátum	Befejező dátum	N
paty1-szegely	É 47° 31' 46"	K 18° 49' 55"	Páty	szegély	t10		S.F.	sz	1995.05.05	1995.11.09	1710
paty3-búza	É 47° 32' 11"	K 18° 50' 49"	Páty	szántófield	t1	búza	S.F.	sz	1996.03.28	1996.07.17	228
paty3-luc	É 47° 32' 11"	K 18° 50' 49"	Páty	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz	1995.05.05	1996.08.27	617
paty4-irtret	É 47° 32' 16"	K 18° 50' 48"	Páty	masodnfás	o8		S.F.	sz	1995.05.05	1996.08.27	1578
recsk1-irtret	É 47° 55' 6"	K 20° 8' 7"	Recsk	masodnfás	o7		S.F.	sz	1993.06.03	1994.09.08	138
retsag1-búza	É 47° 54' 34"	K 19° 5' 54"	Rétság	szántófield	t1	búza	S.F.	sz	1995.06.01	1995.08.09	333
retsag1-irtret	É 47° 54' 34"	K 19° 5' 54"	Rétság	masodnfás	o8		S.F.	sz	1995.06.01	1996.12.13	1589
romhany1-gyep	É 47° 54' 36"	K 19° 12' 57"	Romhány	masodnfás	o7		S.F.	sz	1994.04.27	1996.12.13	1894
romhany1-luc	É 47° 54' 36"	K 19° 12' 57"	Romhány	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, fh	1993.06.16	1996.12.13	2056
Sash-brom	É 47° 28' 55"	K 19° 1' 6"	Budapest	sziklagyep	h1		S.F.&Sz.Cs.	sz, tcs	1994.06.21	1998.03.11	1653
Sash-caric	É 47° 28' 55"	K 19° 1' 6"	Budapest	sziklagyep	h2		S.F.&Sz.Cs.	sz, tcs	1994.06.21	1998.03.11	1662
Sash-festuc	É 47° 28' 55"	K 19° 1' 6"	Budapest	sziklagyep	g2		S.F.&Sz.Cs.	sz, tcs	1994.06.21	1998.03.11	990
Sash-pulsa	É 47° 28' 55"	K 19° 1' 6"	Budapest	sziklagyep	h2		S.F.&Sz.Cs.	sz, tcs	1994.06.21	1998.03.11	1421
Sash-sesleri	É 47° 28' 55"	K 19° 1' 6"	Budapest	sziklagyep	h1		S.F.&Sz.Cs.	sz, tcs	1994.06.21	1998.03.11	1947
Szarsomlyo1-loszgy	É 45° 51' 19"	K 18° 24' 45"	Nagyharsány	sziklagyep	h3		Sz.Cs.	tcs	1999.03.27	1999.10.23	290
Szarsomlyo1-zartszgy	É 45° 51' 19"	K 18° 24' 45"	Nagyharsány	sziklagyep	g2		Sz.Cs.	tcs	1999.03.27	1999.10.23	763
szombath1-búza	É 47° 14' 58"	K 16° 38' 26"	Szombathely	szántófield	t1	búza	Sz.Cs.	tcs	1994.06.02	1994.07.28	267
szombath2-búza	É 47° 14' 58"	K 16° 38' 26"	Szombathely	szántófield	t1	búza	Sz.Cs.	tcs	1997.05.12	1997.08.01	3912
tutor-losz	É 46° 17' 42"	K 20° 40' 39"	Királyhegyes	sztyepprét	h5		S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	880
tutor-luc	É 46° 17' 42"	K 20° 40' 39"	Királyhegyes	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	312
tutor-szik	É 46° 17' 42"	K 20° 40' 39"	Királyhegyes	sziklagyep	f2		S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	1045
zsido-losz	É 46° 17' 30"	K 20° 40' 49"	Királyhegyes	sztyepprét	h5		S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	948
zsido-luc	É 46° 17' 30"	K 20° 40' 49"	Királyhegyes	szántófield	t2	lucerna	S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	695
zsido-szik	É 46° 17' 30"	K 20° 40' 49"	Királyhegyes	sziklagyep	f1		S.F.	sz, tcs	2000.04.03	2000.11.30	591

**2. függelék.** Átlagos egyedszáma és szórása az egy mintában fogott, különféle taxonokhoz/fejlődési állapothoz tartozó ízeltlábúaknak a három összehasonlított módszer esetén 2 élőhelyen (\* Hymenoptera Formicoidea nélkül értendő)

taxon	szipp. lucerna		szipp. rét		fűháló lucerna		fűháló rét		talajcs. lucerna		talajcs. rét		Teljes fogás
	átlag	S.D.	átlag	S.D.	átlag	S.D.	átlag	S.D.	átlag	S.D.	átlag	S.D.	
Formicoidea	14,0	4,84	23,4	7,40	19,4	13,14	3,2	3,27	10,3	4,16	82,6	26,83	579
Diptera	29,8	12,02	8,6	3,13	23,0	2,91	6,4	2,19	41,6	16,62	23,3	8,73	534
Coleoptera imágó	17,2	3,11	13,8	6,30	8,2	3,03	6,6	2,19	64,3	23,79	11,6	3,51	457
Acaridea	16,8	10,23	40,0	11,15	0,0	0,00	16,6	11,63	14,0	12,76	3,3	3,05	419
Heteroptera	7,4	2,70	9,8	7,85	25,8	2,68	11,2	4,43	3,0	1,00	2,0	1,00	286
Coleoptera lárva	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	63,0	32,18	1,0	1,73	192
Auchenorrhyncha	13,4	3,13	7,8	7,36	6,0	4,00	2,4	0,54	3,3	3,21	1,6	2,08	163
Hymenoptera*	14,0	7,81	3,8	2,28	4,8	4,55	2,4	2,51	8,0	4,58	1,6	1,15	154
Araneae	7,6	4,09	8,4	4,21	7,4	3,05	2,4	3,20	4,0	2,64	2,3	1,15	148
Orthoptera	2,8	1,64	0,4	0,54	10,6	6,46	2,4	1,34	6,0	7,93	3,0	2,64	108
Aphidoidea	2,4	2,19	4,2	3,56	6,6	3,50	3,0	5,09	1,0	1,00	0,0	0,00	84
Collembola	0,2	0,44	2,2	3,49	0,0	0,00	2,8	3,89	11,3	9,45	4,3	3,78	73
Lepidoptera lárva	1,8	0,44	4,0	4,06	2,2	1,64	0,0	0,00	0,6	0,57	0,0	0,00	42
Neuroptera	0,8	0,83	0,0	0,00	1,2	0,83	0,4	0,54	0,0	0,00	0,0	0,00	12
Lepidoptera imágó	0,2	0,44	0,4	0,89	0,4	0,54	1,0	0,70	0,0	0,00	0,3	0,57	11
Halticinae	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	2,6	3,05	8
Dermaptera	0,8	1,30	0,0	0,00	0,6	0,89	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	7
Opilionidea	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	1,3	2,30	0,3	0,57	5
Isopoda	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,3	0,57	1,3	1,15	5
Pseudoscorpionidea	0,0	0,00	0,6	0,89	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	3
Mollusca	0,0	0,00	0,0	0,00	0,6	0,89	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	3
Chilopoda	0,2	0,44	0,2	0,44	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,3	0,57	3
Blattidae	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,3	0,57	1
Thysanoptera	0,0	0,00	0,2	0,44	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	1



**3. függelék.** Az 1. függelék gabona és lucerna blokkjaiban fogott pókfajok listája a két fő gyűjtési módszer alapján.

Faj	Családnév	szipp.		tcs.		Össz.	Dom, %
		búza	lucerna	búza	lucerna		
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	Lycosidae	135	603	5578	7337	13653	37,47
<i>Meioneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	Linyphiidae	461	4468	766	210	5905	16,21
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	Linyphiidae	119	1419	2364	754	4656	12,78
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	Tetragnathidae	64	1282	364	406	2116	5,81
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	Linyphiidae	96	1292	75	321	1784	4,90
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	Thomisidae	10	40	245	333	628	1,72
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	Philodromidae	214	357	14	10	595	1,63
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae	62	274	52	28	416	1,14
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gnaphosidae	3	8	156	214	381	1,05
<i>Meioneta simplicatarsis</i> (Simon, 1884)	Linyphiidae	8	356		2	366	1,00
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambr., 1871)	Theridiidae	3	28	152	133	316	0,87
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Lycosidae	6	12	65	224	307	0,84
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Lycosidae	6	20	88	189	303	0,83
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	Pisauridae	91	181	7	11	290	0,80
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Lycosidae	1	11	36	193	241	0,66
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	Linyphiidae	4	15	191	11	221	0,61
<i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802)	Araneidae	56	154	2		212	0,58
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	Linyphiidae	4	44	79	52	179	0,49
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	Linyphiidae	32	115	12	20	179	0,49
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczynski, 1897)	Gnaphosidae			168	4	172	0,47
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	Lycosidae			47	105	152	0,42
<i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1767)	Theridiidae	47	75	8		130	0,36
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Lycosidae		1	52	75	128	0,35
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	Theridiidae		2	110	13	125	0,34
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gnaphosidae		1	53	61	115	0,32
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	Theridiidae	1		104	1	106	0,29
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambr., 1871)	Linyphiidae	9	49	15	18	91	0,25
<i>Pardosa vittata</i> (Keyserling, 1863)	Lycosidae				88	88	0,24
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gnaphosidae		3	54	28	85	0,23
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambr., 1879)	Gnaphosidae	3	27	32	18	80	0,22
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Lycosidae	7	32	34	6	79	0,22
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambr., 1861)	Dictynidae	16	32	14	13	75	0,21
<i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841)	Hahniidae		38	24	9	71	0,19
<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	Theridiidae	19	24	9	17	69	0,19
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	Linyphiidae	4	25	36		65	0,18
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	Liocranidae	2	46	4	11	63	0,17
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	Thomisidae	1		8	53	62	0,17
<i>Steatoda phalerata</i> (Panzer, 1801)	Theridiidae		16	4	40	60	0,16
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	Linyphiidae	3		51	6	60	0,16
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)	Lycosidae		5	5	45	55	0,15
<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	Linyphiidae	14	38	1		53	0,15
<i>Metopobactrus deserticola</i> Loksa, 1981	Linyphiidae	2	48		1	51	0,14
<i>Lepthyphantes quadrimaculatus</i> Kulczynski, 1896	Linyphiidae	1	47			48	0,13
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae	11	27	4	4	46	0,13

Faj	Családnév	szipp.		tcs.		Össz.	Dom, %
		búza	lucerna	búza	lucerna		
Haplodrassus signifer (C. L. Koch, 1839)	Gnaphosidae	1	2	28	13	44	0,12
Hypsosinga pygmaea (Sundevall, 1832)	Araneidae	8	34			42	0,12
Zelotes gracilis Canestrini, 1868	Gnaphosidae	3	24	8	7	42	0,12
Trachyzelotes pedestris (C. L. Koch, 1837)	Gnaphosidae			29	13	42	0,12
Trochosa terricola Thorell, 1856	Lycosidae		1	10	30	41	0,11
Mecopisthes peusi Wunderlich, 1972	Linyphiidae		40			40	0,11
Microlinyphia pusilla (Sundevall, 1830)	Linyphiidae	2	33	3	2	40	0,11
Pardosa lugubris (Walckenaer, 1802)	Lycosidae		2	20	18	40	0,11
Alopecosa accentuata (Latreille, 1817)	Lycosidae	2		29	5	36	0,10
Syedra gracilis (Menge, 1869)	Linyphiidae	3	16	2	11	32	0,09
Alopecosa cuneata (Clerck, 1757)	Lycosidae			8	22	30	0,08
Alopecosa pulverulenta (Clerck, 1757)	Lycosidae			19	9	28	0,08
Tallusia vindobonensis (Kulczynski, 1898)	Linyphiidae		8	2	18	28	0,08
Tenuiphantes flavipes (Blackwall, 1854)	Linyphiidae	6	16	5	1	28	0,08
Tegenaria agrestis (Walckenaer, 1802)	Agelenidae				28	28	0,08
Neottiura suaveolens (Simon, 1879)	Theridiidae	13	14			27	0,07
Ozyptila scabricula (Westring, 1851)	Thomisidae	1	4		22	27	0,07
Silometopus bonessi Casemir, 1970	Linyphiidae	1	24			25	0,07
Drassyllus lutetianus (L. Koch, 1866)	Gnaphosidae	1		22	2	25	0,07
Micrargus laudatus (O. P.-Cambr., 1881)	Linyphiidae		2	22		24	0,07
Pardosa paludicola (Clerck, 1757)	Lycosidae			2	22	24	0,07
Urocoras longispinus (Kulczynski, 1897)	Amaurobiidae		1	2	20	23	0,06
Talavera aequipes (O. P.-Cambr., 1871)	Salticidae	5	12	5		22	0,06
Erigone atra Blackwall, 1833	Linyphiidae		4	17		21	0,06
Micaria pulicaria (Sundevall, 1832)	Gnaphosidae			2	19	21	0,06
Pardosa pullata (Clerck, 1757)	Lycosidae	2	5	5	9	21	0,06
Thanatus arenarius L. Koch, 1872	Philodromidae			5	16	21	0,06
Ostearius melanopygius (O. P.-Cambr., 1879)	Linyphiidae		1	1	16	18	0,05
Xysticus ulmi (Hahn, 1832)	Thomisidae		2	16		18	0,05
Dicymbium nigrum (Blackwall, 1834)	Linyphiidae		14	1	2	17	0,05
Drassyllus villicus (Thorell, 1875)	Gnaphosidae		2	3	12	17	0,05
Hogna radiata (Latreille, 1819)	Lycosidae			1	15	16	0,04
Thomisus onustus Walckenaer, 1806	Thomisidae	5	9		2	16	0,04
Walckenaeria capito (Westring, 1861)	Linyphiidae		1	14	1	16	0,04
Ceratinella brevis (Wider, 1834)	Linyphiidae	1	2	3	9	15	0,04
Micaria rossica Thorell, 1875	Gnaphosidae			1	14	15	0,04
Arctosa lutetiana (Simon, 1876)	Lycosidae				15	15	0,04
Sitticus saltator (O. P.-Cambr., 1868)	Salticidae	1			13	14	0,04
Theridion impressum L. Koch, 1881	Theridiidae	1	11	2		14	0,04
Zelotes longipes (L. Koch, 1866)	Gnaphosidae				14	14	0,04
Alopecosa trabalis (Clerck, 1757)	Lycosidae			5	8	13	0,04
Enoplognatha mordax (Thorell, 1875)	Theridiidae		1	11		12	0,03
Ozyptila simplex (O. P.-Cambr., 1862)	Thomisidae		3	9		12	0,03
Pardosa proxima (C. L. Koch, 1847)	Lycosidae				12	12	0,03
Pardosa riparia (C. L. Koch, 1833)	Lycosidae			1	11	12	0,03
Heliophanus flavipes (Hahn, 1832)	Salticidae	4	6		1	11	0,03
Xysticus erraticus (Blackwall, 1834)	Thomisidae				11	11	0,03

Faj	Családnév	szipp.		tcs.		Össz.	Dom, %
		búza	lucerna	búza	lucerna		
<i>Argiope bruennichi</i> (Scopoli, 1772)	Araneidae	3	6		1	10	0,03
<i>Clubiona neglecta</i> O. P.-Cambr., 1862	Clubionidae	1	4	3	2	10	0,03
<i>Pardosa bifasciata</i> (C. L. Koch, 1834)	Lycosidae			10		10	0,03
<i>Dictyna arundinacea</i> (Linnaeus, 1758)	Dictynidae	4	5			9	0,02
<i>Episinus truncatus</i> Latreille, 1809	Theridiidae	4	5			9	0,02
<i>Gnaphosa lucifuga</i> (Walckenaer, 1802)	Gnaphosidae			6	3	9	0,02
<i>Micrargus subaequalis</i> (Westring, 1851)	Linyphiidae	1	7	1		9	0,02
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gnaphosidae			8	1	9	0,02
<i>Misumenops tricuspidatus</i> (Fabricius, 1775)	Thomisidae		8			8	0,02
<i>Drassyllus pumilus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gnaphosidae		1	4	3	8	0,02
<i>Zelotes pygmaeus</i> Miller, 1943	Gnaphosidae		2	4	2	8	0,02
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae		1	1	5	7	0,02
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	Gnaphosidae			5	2	7	0,02
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	Gnaphosidae			7		7	0,02
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	Thomisidae		4	3		7	0,02
<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837)	Thomisidae			7		7	0,02
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	Tetragnathidae		3	1	3	7	0,02
<i>Robertus neglectus</i> (O. P.-Cambr., 1871)	Theridiidae				7	7	0,02
<i>Arctosa perita</i> (Latreille, 1799)	Lycosidae				6	6	0,02
<i>Dysdera hungarica</i> Kulczynski, 1897	Dysderidae			6		6	0,02
<i>Enoplognatha latimana</i> Hippa & Oksala, 1982	Theridiidae		6			6	0,02
<i>Erigone dentigera</i> O. P.-Cambr., 1874	Linyphiidae		3		3	6	0,02
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Lycosidae			5	1	6	0,02
<i>Meioneta mollis</i> (O. P.-Cambr., 1871)	Linyphiidae	1	3	2		6	0,02
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	Thomisidae	1	1	4		6	0,02
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830	Tetragnathidae		4	1	1	6	0,02
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	Lycosidae			6		6	0,02
<i>Sitticus distinguendus</i> (Simon, 1868)	Salticidae	1		5		6	0,02
<i>Silometopus ambiguus</i> (O. P.-Cambr., 1905)	Linyphiidae	3	3			6	0,02
<i>Xysticus acerbus</i> Thorell, 1872	Thomisidae			4	2	6	0,02
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	Liocranidae			3	2	5	0,01
<i>Clubiona diversa</i> O. P.-Cambr., 1862	Clubionidae		1	1	3	5	0,01
<i>Dicymbium tibiale</i> (Blackwall, 1836)	Linyphiidae		4	1		5	0,01
<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)	Salticidae	2	3			5	0,01
<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)	Salticidae		3		2	5	0,01
<i>Microlinyphia impigra</i> (O. P.-Cambr., 1871)	Linyphiidae	2	3			5	0,01
<i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834)	Linyphiidae		2	3		5	0,01
<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Linyphiidae		2		3	5	0,01
<i>Sibianor aurocinctus</i> (Ohlert, 1865)	Salticidae	3	1			4	0,01
<i>Cnephalocotes obscurus</i> (Blackwall, 1834)	Linyphiidae	2	2			4	0,01
<i>Prinerigone vagans</i> Audouin, 1826	Linyphiidae		4			4	0,01
<i>Erigonoplus globipes</i> (L. Koch, 1872)	Linyphiidae		1	1	2	4	0,01
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	Salticidae			4		4	0,01
<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838)	Dysderidae			1	3	4	0,01
<i>Linyphia triangularis</i> (Clerck, 1757)	Linyphiidae	1	3			4	0,01
<i>Meioneta affinis</i> (Kulczynski, 1898)	Linyphiidae		4			4	0,01
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Salticidae		1		3	4	0,01
<i>Trichoncus hackmani</i> Millidge, 1956	Linyphiidae		4			4	0,01

Faj	Családnév	szipp. búza	szipp. lucerna	tcs. búza	tcs. lucerna	Össz.	Dom, %
Zora spinimana (Sundevall, 1833)	Zoridae			4		4	0,01
Ceratinella brevipes (Westring, 1851)	Linyphiidae		2		1	3	0,01
Diplocephalus cristatus (Blackwall, 1833)	Linyphiidae		3			3	0,01
Palludiphantes pillichii (Kulczynski, 1915)	Linyphiidae			3		3	0,01
Meioneta fuscipalpus (C. L. Koch, 1836)	Linyphiidae		2		1	3	0,01
Minicia marginella (Wider, 1834)	Linyphiidae		3			3	0,01
Myrmarachne formicaria (De Geer, 1778)	Salticidae			2	1	3	0,01
Pardosa cribrata Simon, 1876	Lycosidae			1	2	3	0,01
Sitticus rupicola (C. L. Koch, 1837)	Salticidae	3				3	0,01
Thanatus striatus C. L. Koch, 1845	Philodromidae		2	1		3	0,01
Titanoeca veteranica Herman, 1879	Titanoecidae			2	1	3	0,01
Zelotes aurantiacus Miller, 1967	Gnaphosidae			2	1	3	0,01
Zelotes latreillei (Simon, 1878)	Gnaphosidae		1		2	3	0,01
Zodarium rubidum Simon, 1914	Zodariidae			3		3	0,01
Bianor aemulus (Gertsch, 1934)	Salticidae			2		2	0,01
Cicurina cicur (Fabricius, 1793)	Dictynidae			1	1	2	0,01
Dysdera erythrina (Walckenaer, 1802)	Dysderidae				2	2	0,01
Enoplognatha ovata (Clerck, 1757)	Theridiidae	2				2	0,01
Ero furcata (Villers, 1789)	Mimetidae			1	1	2	0,01
Talavera monticola (Kulczynski, 1884)	Salticidae	1	1			2	0,01
Hypsosinga heri (Hahn, 1831)	Araneidae		2			2	0,01
Hypsosinga sanguinea (C. L. Koch, 1844)	Araneidae		2			2	0,01
Tenuiphantes mengei (Kulczynski, 1887)	Linyphiidae		2			2	0,01
Pardosa amentata (Clerck, 1757)	Lycosidae				2	2	0,01
Philodromus pulchellus Lucas, 1846	Philodromidae	2				2	0,01
Pirata hygrophilus Thorell, 1872	Lycosidae			1	1	2	0,01
Synema globosum (Fabricius, 1775)	Thomisidae		2			2	0,01
Tapinocyba insecta (L. Koch, 1869)	Linyphiidae			1	1	2	0,01
Tetragnatha extensa (Linnaeus, 1758)	Tetragnathidae	1	1			2	0,01
Uloborus walckenaerius Latreille, 1806	Uloboridae		2			2	0,01
Xysticus bifasciatus C. L. Koch, 1837	Thomisidae				2	2	0,01
Xysticus robustus (Hahn, 1832)	Thomisidae		2			2	0,01
Xysticus sabulosus (Hahn, 1832)	Thomisidae			1	1	2	0,01
Zelotes civicus (Simon, 1878)	Gnaphosidae			2		2	0,01
Zelotes pallidus (O. P.-Cambr., 1874)	Gnaphosidae			2		2	0,01
Achaearanea lunata (Clerck, 1757)	Theridiidae			1		1	<0,01
Achaearanea riparia (Blackwall, 1834)	Theridiidae		1			1	<0,01
Acartauchenius scurrilis (O. P.-Cambr., 1872)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Agalenatea redii (Scopoli, 1763)	Araneidae		1			1	<0,01
Liocranoeca striata (Kulczynski, 1882)	Liocranidae			1		1	<0,01
Agelena gracilens C. L. Koch, 1841	Agelenidae	1				1	<0,01
Alopecosa aculeata (Clerck, 1757)	Lycosidae				1	1	<0,01
Alopecosa mariae (Dahl, 1908)	Lycosidae			1		1	<0,01
Alopecosa schmidti (Hahn, 1835)	Lycosidae				1	1	<0,01
Alopecosa sulzeri (Pavesi, 1873)	Lycosidae			1		1	<0,01
Ballus chalybeius (Walckenaer, 1802)	Salticidae		1			1	<0,01
Bathyphantes nigrinus (Westring, 1851)	Linyphiidae			1		1	<0,01

Faj	Családnév	szipp. búza	szipp. lucerna	tcs. búza	tcs. lucerna	Össz.	Dom, %
Bathyphantes parvulus (Westring, 1851)	Linyphiidae			1		1	<0,01
Ceratinella scabrosa (O. P.-Cambr., 1871)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Centromerus albidus Simon, 1929	Linyphiidae		1			1	<0,01
Centromerus incilium (L. Koch, 1881)	Linyphiidae				1	1	<0,01
Cheiracanthium mildei L. Koch, 1864	Miturgidae				1	1	<0,01
Cheiracanthium pennyi O. P.-Cambr., 1873	Miturgidae		1			1	<0,01
Clubiona pallidula (Clerck, 1757)	Clubionidae			1		1	<0,01
Clubiona similis L. Koch, 1867	Clubionidae	1				1	<0,01
Dactylopiastes digiticeps (Simon, 1881)	Linyphiidae	1				1	<0,01
Diaea dorsata (Fabricius, 1777)	Thomisidae		1			1	<0,01
Diaea livens Simon, 1876	Thomisidae		1			1	<0,01
Drapetisca socialis (Sundevall, 1833)	Linyphiidae				1	1	<0,01
Entelecara flavipes (Blackwall, 1834)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Entelecara omissa (O. P.-Cambr., 1902)	Linyphiidae			1		1	<0,01
Erigonella hiemalis (Blackwall, 1841)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Ero aphana (Walckenaer, 1802)	Mimetidae	1				1	<0,01
Talavera aperta (Miller, 1971)	Salticidae		1			1	<0,01
Pseudeuophrys obsoleta (Simon, 1868)	Salticidae		1			1	<0,01
Gongylidiellum murcidum Simon, 1884	Linyphiidae		1			1	<0,01
Hahnia ononidum Simon, 1875	Hahniidae			1		1	<0,01
Hahnia pusilla C. L. Koch, 1841	Hahniidae			1		1	<0,01
Haplodrassus aenus Thaler, 1984	Gnaphosidae			1		1	<0,01
Haplodrassus silvestris (Blackwall, 1833)	Gnaphosidae			1		1	<0,01
Heliophanus auratus C. L. Koch, 1835	Salticidae				1	1	<0,01
Histocona torpida (C. L. Koch, 1834)	Agelenidae				1	1	<0,01
Kaestneria pullata (O. P.-Cambr., 1863)	Linyphiidae	1				1	<0,01
Mughiphantes nanus (Kulczynski, 1898)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Geolycosa vultuosa (C. L. Koch, 1838)	Lycosidae				1	1	<0,01
Marpissa nivoyi (Lucas, 1846)	Salticidae		1			1	<0,01
Micaria albimana O. P.-Cambr., 1872	Gnaphosidae				1	1	<0,01
Micaria dives (Lucas, 1846)	Gnaphosidae			1		1	<0,01
Misumena vatia (Clerck, 1757)	Thomisidae		1			1	<0,01
Nemesia pannonica (Herman, 1879)	Nemesiidae				1	1	<0,01
Neriere clathrata (Sundevall, 1830)	Linyphiidae				1	1	<0,01
Neriere furtiva (O. P.-Cambr., 1870)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Neriere montana (Clerck, 1757)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Oedothorax retusus (Westring, 1851)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Ozyptila blackwalli Simon, 1875	Thomisidae				1	1	<0,01
Ozyptila trux (Blackwall, 1846)	Thomisidae			1		1	<0,01
Panamomops mengei Simon, 1926	Linyphiidae		1			1	<0,01
Paracoelotes segestriiformis (Dufour, 1820)	Amaurobiidae				1	1	<0,01
Pardosa arenicola (O. P.-Cambr., 1875)	Lycosidae	1				1	<0,01
Pelecopsis radicola (L. Koch, 1872)	Linyphiidae			1		1	<0,01
Phlegra fasciata (Hahn, 1826)	Salticidae		1			1	<0,01
Phlegra fuscipes Kulczynski, 1891	Salticidae				1	1	<0,01
Philodromus cespitum (Walckenaer, 1802)	Philodromidae		1			1	<0,01
Pirata latitans (Blackwall, 1841)	Lycosidae			1		1	<0,01
Pocadicnemis juncea Locket & Millidge, 1953	Linyphiidae		1			1	<0,01

<b>Faj</b>	<b>Családnév</b>	<b>szipp. búza</b>	<b>szipp. lucerna</b>	<b>tes. búza</b>	<b>tes. lucerna</b>	<b>Össz.</b>	<b>Dom, %</b>
Psilochorus simoni (Berland, 1911)	Pholcidae		1			1	<0,01
Salticus zebraneus (C. L. Koch, 1837)	Salticidae	1				1	<0,01
Singa nitidula C. L. Koch, 1844	Araneidae		1			1	<0,01
Synageles hilarulus (C. L. Koch, 1846)	Salticidae	1				1	<0,01
Tetragnatha pinicola L. Koch, 1870	Tetragnathidae		1			1	<0,01
Tibellus maritimus (Menge, 1875)	Philodromidae				1	1	<0,01
Tiso vagans (Blackwall, 1834)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Titanoeca schineri L. Koch, 1872	Titanoecidae			1		1	<0,01
Trichoncus saxicola (O. P.-Cambr., 1861)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Trichopterna cito (O. P.-Cambr., 1872)	Linyphiidae		1			1	<0,01
Walckenaeria furcillata (Menge, 1869)	Linyphiidae				1	1	<0,01
Xysticus kempeleni Thorell, 1872	Thomisidae				1	1	<0,01
Xysticus striatipes L. Koch, 1870	Thomisidae		1			1	<0,01
Zelotes aeneus (Simon, 1878)	Gnaphosidae				1	1	<0,01
Zelotes apricorum (L. Koch, 1876)	Gnaphosidae			1		1	<0,01
Zelotes declinans (Kulczynski, 1897)	Gnaphosidae				1	1	<0,01
Zodarion germanicum (C. L. Koch, 1837)	Zodariidae				1	1	<0,01
Zora parallela Simon, 1878	Zoridae		1			1	<0,01
<b>Összesen (252 faj)</b>		<b>1621</b>	<b>11666</b>	<b>11548</b>	<b>11601</b>	<b>36436</b>	

**4. függelék.** A Specialista Index kiszámításához használt, NÉR besorolásra alapozott hierarchikus élőhely-osztályozási rendszer.

Élőhely név	NÉR kód	Partíció 1	Partíció 2	Partíció 3	Partíció 4	Partíció 5
Tavak zárt nádasai és gyékényesei	b1	1	1	1	1	1
Nem zombékoló magassárrétek	b5	1	1	1	1	1
Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	b6	1	1	1	1	2
Tőzegmohalápok	c3	1	1	1	2	3
Kiszáradó kékpérjés láprétek	d2	1	1	1	3	4
Dombvidéki mocsárrétek	d3	1	1	1	3	4
Ürmöspuszták	f1	1	1	2	4	5
Szikes rétek	f2	1	1	2	4	6
Padkás szikesek és szikes tavak iszapnövényzete	f5	1	1	2	4	7
Évelő nyílt homokpusztai gyepek	g1	1	1	2	5	8
Mészkedvelő nyílt sziklagyepek	g2	1	1	2	5	9
Mészkerülő nyílt sziklagyepek	g3	1	1	2	5	9
Zárt sziklagyepek	h1	1	1	2	6	10
Sziklafüves lejtősztyepprétek	h2	1	1	2	6	10
Pusztafüves lejtősztyeppék és erdőssztyepprétek	h3	1	1	2	6	11
Alföldi sztyepprétek	h5	1	1	2	6	12
Liget- és láperdők	j	1	2	4	10	19
Tölgy-kőris-szil ligetek	j6	1	2	4	10	19
Alföldi gyertyános-tölgyesek és üde gyöngyvirágos-tölgyesek	k1	1	2	4	11	20
Középhegységi szubmontán és montán bükkösök	k5	1	2	4	11	21
Törmeléklejtő erdők, szurdokerdők és sziklai bükkösök	k6	1	2	4	11	21
Mészkedvelő és melegkedvelő tölgyesek	l1	1	2	4	12	22
Cseres-tölgyesek	l2	1	2	4	12	22
Molyhos tölgyes bokorerdők	m1	1	2	4	13	23
Sziklai cserjések	m7	1	2	4	13	23
Kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok	o1	1	1	1	3	4
Természetközeli gyepek felhagyott szántókon	o11	1	1	2	7	13
Taposott gyomnövényzet:	o13	1	1	2	7	13
Alföldi gyomos száraz gyepek	o5	1	1	2	7	13
Domb- és hegyvidéki gyomos szárazgyepek:	o7	1	1	2	7	14
Domb- és hegyvidéki gyomos üde gyepek	o8	1	1	2	7	14
Erdei- és feketefenyvesek	s4	1	2	4	14	24
Egyéves szántóföldi kultúrák	t1	1	1	3	9	18
Évelő szántóföldi kultúrák	t2	1	1	3	9	17
Vetett rétek és legelők	t5	1	1	3	8	15
Táblák, ültetvények, dűlőutak szegélynövényzete	t10	1	1	3	8	16