

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
Természettudományi és Informatikai Kar
Környezettudományi Doktori Iskola
Ökológiai Tanszék

POLOSKAEGYÜTTESEK TÉRMINTÁZATA KISKUNSÁGI GYEPEKEN

Doktori (Ph.D.) értekezés

TORMA ATTILA

Témavezető: Prof. Dr. Gallé László
egyetemi tanár

Szeged, 2011

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	2
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
2.1. Mozaikos élőhelyek: a heterogenitás hatásai	5
2.2. Szegélyek, határok, átmenetek	6
2.3. A hazai poloskakutatás rövid áttekintése	8
3. CÉLKITŰZÉSEK	10
4. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK	14
4.1. A vizsgálati területek	14
4.2. Mintavételi módszerek	16
4.3. Adatelemzés	17
5. EREDMÉNYEK	22
5.1. Mozaikos élőhelyek: a heterogenitás hatása poloskaegyüttesekre	22
5.1.1. A mozaikosság hatása poloskaegyüttesekre élőhelyléptékben	23
5.1.2. A mozaikosság hatása poloskaegyüttesekre tájléptékben	27
5.2. Szegélyek, határok, átmenetek finom skálán	31
5.2.1. Átmenetek gyeptípusok között: heteromorf gyepek hatása poloskaegyüttesekre	31
5.2.2. Átmenetek erdők és gyepek között: erdőszegélyek hatása poloskaegyüttesekre	38
6. DISZKUSSZIÓ	44
6.1. A heterogenitás hatása élőhely- és tájléptékben	44
6.2. Szegélyek, határok, átmenetek	49
6.3. Niche-teória és neutrális teória	54
7. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS	55
8. IRODALOMJEGYZÉK	56
Összefoglalás	77
Summary	81
Mellékletek	86

„To understand the drama, we must view it on the appropriate scale”

J. A. Wiens (1989)

1. BEVEZETÉS

Dolgozatom fő célja a Kiskunság természetközeli gyepein a poloskaegyüttesek térbeli szerveződésének, és az azt befolyásoló jelenségeknek a feltárása, jellemzése, és természetvédelmi szempontú értékelése.

A föld felszínének mintegy 25 %-át gyepek borítják. Produkciós szintjük viszonylag alacsony – például a lomberdőkéhez képest – mégis, mind természetvédelmi, ökológiai, mind gazdasági szempontból igen fontosak (Tscharrntke és Greiler 1995). Gazdasági jelentőségük rögtön kitűnik, ha belegondolunk, hogy a gabonaföldek monokultúrás gyepeknek tekinthetők. Nem számítva a szántóföldi kultúrákat (gabonaföldeket), más mezőgazdasági hasznosítási formáik, például a kaszálók, legelők is gyakoriak.

Közép-Európa országaiban a tájképet már régóta a mezőgazdasági területek határozzák meg. A huszadik század elején a gyepek még a fajokban leggazdagabb élőhelyek közé tartoztak Európában (Batáry és mtsai. 2008a). Az utóbbi száz év során a mezőgazdaság intenzitásának növekedése a fajgazdagság csökkenéséhez vezetett (Marshall és Moonen 2002). Ennek fő okai a természetes és a természetközeli élőhelyek lerombolása, átalakítása (Tscharrntke és Kruess 1999), és a megmaradtak fragmentálódása (Steffan-Dewenter és Tscharrntke 2000).

Ha figyelembe vesszük, hogy az élőlényeknek, még ha csak az ízeltlábúakat tekintjük is, eltérő életfeltételek, eltérő élőhelyek szükségesek, akkor egyértelmű, hogy csak a különböző élőhelyek, élőhelyfoltok mozaikja képes magas faji diverzitást nyújtani (Duelli és Obrist 2003). Termesztett monokultúrákban viszonylag kevés – például egy *Poa pratensis* gyepen 500, egy közép európai gabonaföldön 900 faj –, míg egy nem monokultúrás gyepen több mint 1500 növényzeten mozgó rovar faj él (Tscharrntke és Greiler 1995).

A mérsékeltövi gyepek fő konzumensei a rovarok, ezért kezdetben főleg növényvédelmi szempontokból foglalkoztak a gyepek ízeltlábú-közösségeivel. Természetvédelmi jelentőségüket csak később kezdték hangsúlyozni, mikor már egyértelmű volt, hogy a fajdiverzitás csökken, és ennek káros gazdasági hatásai is

lehetnek, például a beporzók denzitásának csökkenése miatt (Klein és mtsai. 2007). A különböző diszturbanciák, gyephasználati módok, mint a legeltetés (Morris 1971, 1973), kaszálás (Morris 1979, 1981a,b), műtrágyázás (Morris 1992) vagy akár égetés (Morris 1975) hatását a közösségek struktúrájára, diverzitásra sokan vizsgálták. Mára az extenzív és intenzív használati módok hatásai között a különbség ismert (Morris 1990, 2000, Batáry és mtsai. 2008b), és ennek köszönhetően különböző gyepkezelési stratégiák kidolgozása is lehetséges.

A mezőgazdaság gyephasználattal kapcsolatos lokális hatásai mellett, a tájléptékű hatások szintén jelentősen befolyásolják az ízeltlábú közösségeket (Tschardtke és mtsai. 2005). Az élőhely és a táj térbeli és időbeli heterogenitásának, a foltok térbeli elrendeződésének eszenciális hatása a fajdiverzitásra ismert volt (Burel 1992; Huston 1995), mégis ezeknek a térbeli hatásoknak a vizsgálata a műholdas távérzékelés és a földrajzi információs rendszerek fejlődésével, valamint a tájökológia térhódításával vált igazán korszerűvé. Ráadásul a tájökológia, mint interdiszciplináris tudomány könnyedén fölhasználta – főleg a metapopulációs modellek (Hanski 1998) és a szigetbiogeográfia (MacArthur és Wilson 1967) – már meglévő hipotéziseit, eredményeit.

Az élőhely és a táj struktúrája több módon is befolyásolja az élőlények elterjedését. A fragmentálódott és izolált foltokban lokális kihalások történhetnek (Harrison 1991, Newmark 1991). Ugyanakkor a lokális menedékek megléte és a rekolonizációs folyamatok lehetősége is a táj struktúrájától függ (Dennis és Fry 1992, Thomas és Harrison 1992, Lys és Nentwig 1994, Pfiffner és Luka 2000).

Az egyik legalapvetőbb koncepcionális probléma az ökológiában –, ha ugyan nem az összes természettudományban – a skálafüggés (Levin 1992). Az ökológusok már régóta felfigyeltek a mintázás skálájának fontosságára a fajok elterjedésének, eloszlásának vizsgálatában (pl. Greig-Smith 1952). Amilyen egyértelmű a klíma és a növényzet közötti összefüggés globális skálán, lokálisan, azaz finomabb skálán befolyásolhatja azt például a kompetíció vagy más biológiai folyamat (Greig-Smith 1979, Woodward 1987). Mindezek alapján alapvető szempont, hogy az ökológiai vizsgálatoknak nem lehet egy kitüntetett skálája (Levin 1992). Összehasonlítva a vizsgálatok léptékét (Weatherhead 1986, Tilman 1989, Kareiva és Anderson 1989), kiderül, hogy ez nem így van. May (1999) megjegyzi, hogy ez sajnálatos, de nem meglepő, ha figyelembe vesszük, hogy a vizsgálatok időskálája erősen kapcsolódik a Ph.D. és más ösztöndíjak idejéhez, a térlépték pedig egy ember által kivitelezhető mintázás léptékéhez, így felső határa általában a tájlépték. Ennek ellenére a tájléptékű skálán való vizsgálódások fontossága nem kérdőjelezhető meg, és vannak, akik

kitüntetett szerepét is hangsúlyozzák éppen az ember és a táj sajátos kapcsolata miatt (Naveh és Lieberman 1984).

A térbeli mintázatok vizsgálata midig is az ökológusok érdeklődésének középpontjában állt. Ráadásul gyakorlati jelentősége is lehet, mikor a kutatások olyan endemikus élőhelytípust céloznak meg, mint például a kiskunsági homoki gyepek. Közép- és Kelet-Európa vidékei részben még őrzik az ezekre a gyepekre jellemző unikális biodiverzitást (Varga, 1997). Mára azonban már ezek a területek is veszélyeztetettekké váltak az élőhelyek feldarabolódása és a mezőgazdasági ágazat átalakulásának hatásai miatt (Báldi és mtsai. 2005, Báldi és Faragó 2007).

Azok a vizsgálatok, melyek ezekre a még megmaradt fragmentumokra irányulnak igazán fontosak, hisz az utóbbi kétszáz év alatt a Kiskunságban például a sztyeppvegetáció 99%-a, a nyílt homoki vegetáció 93-94 %-a, a sziki vegetáció 56%-a valamint a lápi és mocsári növényzet 55%-a tűnt el vagy ment tönkre (Biró és mtsai. 2008).

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Térbeli heterogenitás hatásai: mozaikos élőhelyek

A heterogenitás az adott objektumoknak a véletlenszerűtől eltérő, egyenlőtlen mintázata, és ezeknek a mintázatoknak az elemzése alapvető fontosságú az ökológiai folyamatok és az ökológiai rendszerek működésének megértéséhez (Forman 1995). A heterogenitás fogalma természetesen a tér minden léptékében alkalmazható.

Egy mozaikos élőhelyen a heterogenitás következtében határok, szegélyek, ökotonok alakulnak ki a különböző foltok között. Az ott lejátszódó folyamatok pedig befolyásolják az élőlények elterjedését, mintázatát. Az élőhely mozaikossága (heterogenitása) önmagában is növelheti az élőlények diverzitását (MacArthur és mtsai. 1962, Roth 1976), mert az eltérő élőhelyfoltokat más-más fajok használhatják. A különböző foltok közötti ökotónális élőhelyeknek is kialakulhat sajátos fajkészlete, ami tovább növelheti a változatosságot (Clements 1905).

Egy nagyon mozaikos élőhelyen viszont lehetnek olyan foltok, melyek mérete nem nyújt elegendő kiterjedésű élőhelyet egyes fajok megtelepedéséhez, noha a folt minősége megfelelné (Herkert 1994). Túlzott mozaikosság esetén megnövekedhet a szegélyhatás is, ami az interiőr-fajoknak nem kedvez (Villard 1998).

A gyepek természetes mozaikossága az eltérő vegetációnak köszönhető, ami valamilyen abiotikus környezeti tényező, például a talaj, a mikrodomborzat, a mikroklíma lokális megváltozását tükrözheti (pl. Zalatnai és Körmöczi 2004, Zalatnai és mtsai. 2008). Azonban, nem csak ezeknek az abiotikus tényezőknek a megváltozása okoz mozaikosságot. A legelő állatok taposása és rágása, a gyephasználát, kaszálás, égetés, stb. nyomán is különbségek adódnak a vegetáció szerkezetében, diverzitásában (Collins és mtsai. 1998, Güsewell és mtsai. 1998).

A vegetáció mozaikossága sokféle úton befolyásolhatja az ízeltábú-közösségeket. Jelentős hatása van az elérhető forrásokra. Egy heterogén gyepen például több növényfaj él, ami több növényevő rovarnak biztosít táplálékforrást, a heterogenitás tehát a vegetáció diverzitásán keresztül növeli a herbivór rovarok fajsámát (Southwood 1979, Siemann 1998, Siemann és mtsai. 1998). A specialista herbivórok abundanciája viszont várhatóan nagyobb ott, ahol a tápnövényük nagy, homogén állományban fordul elő, azaz a heterogenitás negatívan hathat a specialista herbivórok denzitására (Root 1973). A mozaikosság nem csak a primer konzumenseket befolyásolja, hanem a táplálkozási

kapcsolatokon keresztül kaszkádszerűen növelheti a fajdiverzitást: a herbivórok diverzitásának növekedésével növekedhet a ragadozó és parazita fajok száma is (Hunter és Price 1992, Siemann 1998).

A táplálékforrás mellett a mozaikosság más forrásokon keresztül is befolyásolhatja az élőlények elterjedését, mint például a búvóhelyek, menedékek, a szaporodóhelyek száma. Nyílt homokbuckákon a zuzmófoltok mozaikjai kiváló búvóhelyek egyes poloskák számára, így a moha- és zuzmódenzitás növekedésével az epigeikus poloskák fajszáma is nő (Spungis 2005).

A heterogenitás befolyásolhatja továbbá a rovarok tájékozódását (Soutwick és Buchmann 1995), mozgási és szaporodási viselkedését is (Plowright és Galen 1985, Root és Kareiva 1984).

A heterogenitás élővilágra gyakorolt eszenciális hatása miatt nem meglepő, hogy a szakirodalomban számos kifejezés is utal rá, mint például: heterogenitás (Benton és mtsai. 2003), mozaikosság (Clark 1991), foltozottság (Watling és Donnelly 2006), stb. A dolgozatomban is gyakran egymás szinonimjaként használom ezeket a kifejezéseket.

2.2. Szegélyek, határok, átmenetek

Az ökológiai rendszerek határán, az átmeneti zónákban történő változások nagymértékben meghatározzák az élőlények eloszlásának térbeli és időbeli mintázatát. A 20. század eleje óta az ökoton-ökoklin kérdéskör sarkalatos pontja a szünbiológiának, és egyaránt foglalkoztatja az alkalmazott és elméleti ökológia szakembereit. Az ökoton szót Clements (1905) alkotta az "oikos" és "tonus" szavak összevonásával, és mint a környezet hirtelen változásával jellemezhető "sztochasztikus stressz-zóna" definiálta. Kezdetben csak a növényközösségek határzónájaként értelmezték (pl. Curtis 1959). Odum (1953) általánosította a fogalmát, miszerint „egy ökoton átmenet két vagy több közösség között, egy illeszkedési zóna, vagy tenziós öv, melynek jelentős lineáris kiterjedése van, de ez keskenyebb, mint a szomszédos közösségek kiterjedése közül bármelyik.” Szerinte az ökotonokban a diverzitás magasabb, mint a határoló élőhelyeken, például az ökoton-fajok megjelenése miatt.

Az ökoton kérdése a múlt század vége felé merült föl újra, a természetvédelmi biológia és tájökológia részéről (di Castri és mtsai. 1988). Ekkor számos példán keresztül taglalták és definiálták a fogalmát (pl. Allen és Starr 1982, Hansen és mtsai. 1988, Holland és Risser 1991, Risser 1995, Kent és mtsai. 1997). A lényeges elemek, hogy egy ökoton az

határzóna; keskenyebb, mint a határoló rendszerek; sajátos karakterisztikával rendelkezik; és a biotikus, abiotikus tényezők hirtelen, sztochasztikus változása jellemzi.

Noha az ökoklin fogalma is régebbre vezethető vissza (Whittaker 1960, van der Maarel és Westhoff 1964), igazán az ökoklin koncepció is ekkor kap teret. Eddy van der Maarel (1990) veti fel, hogy az ökoton szükségszerűen fajszegényebb, mint a határoló közösségek, ugyanis a sajátos stressz-zónához csak kevés faj tud alkalmazkodni. Ugyanakkor megkülönbözteti az ökotontól az ökoklint, ahol a szomszédos rendszerek egy folyamatos grádiens (például klimatikus vagy talaj grádiens) mentén kevésbé stresszes átmenetet alkotnak, és ez nyilvánvalóan fajgazdagabb, hisz a kevésbé stresszes változáshoz több faj tud alkalmazkodni. Ezzel szemben, például Frocht (1987) kimutatott valódi ökotont, azaz gyors változással jellemezhető stressz-zónát, ami sajátos fajkészlettel rendelkezett és a diverzitása is magasabb volt, mint a határoló rendszereké. Az ökoton–ökoklin koncepció közötti különbséget még sokan tárgyalták sokféle példán keresztül (pl. van der Maarel 1990, Jenik 1992, Attrill és Rundle 2002, Dutoit és mtsai. 2007).

A szegélyhatás (edge-effect) fogalmát eredetileg az élőhelyek határán megfigyelt α -diverzitás növekedés magyarázatára használták (Leopold 1933, Odum 1953). Murcia (1995) szerint két szomszédos élőhely közötti átmeneti zónában történő minden biotikus vagy abiotikus változást, legyen az akár hirtelen vagy fokozatos, szegélyhatásnak nevezünk.

Az átmeneti zónák eltérő térbeli skálán (és természetesen időbeli skálán is, de jelen dolgozatnak az időbeli változás nem tárgya) egyaránt azonosíthatók. Létezik két biom közti ökoton éppúgy, mint egy gyeperdő közötti átmenet. Térbeli kiterjedésük szerint megkülönböztethetünk mega-, makro-, mezo- és mikroökotonokat (Farina 1998), vagy az adott szupraindividuális entitás alapján biom-, ökológiai-, közösségi-ökotonokat (Zhou és Peng 2008). Vanpeene-Bruhier (1998) hangsúlyozta a természetes ökotonok és az elsősorban emberi hatásra kialakult ökotonok („*constrained ecotone*”) szétválasztását, mert más jellegűek. A mezőgazdaság hatására éles szegély-zónák alakulnak ki (Kark és van Rensburg 2006), és a mai antropogén tájban ezek a meghatározóak (Dauber és Wolters 2004). Számos kutató foglalkozott is az utóbbival, például: erdő–irtásrét szegélyekkel (Heliölä és mtsai. 2001; Fortin és Mauffette 2001; Yu és mtsai. 2006), mezőgazdasági területek szegélyeivel (French és Elliot 1999, Martin és Major 2001, Dauber és Wolters 2004), ültetett erdő–gyep szegéllyel (Bieringer és Zulka 2003) vagy akár urbánus ökotonnal (Żelazna és Błażejewicz-Zawadzińska 2005). Ugyanakkor egyre többen

hangsúlyozzák a természetes szegélyek szerepét is (Kotze és Samways 2001, Dangerfield és mtsai. 2003, Taboada és mtsai. 2004).

A szegély befolyásolhatja a populációk abundanciáját és eloszlását (Molnár és mtsai. 2001, Máthé 2006), a populációk közötti interakciókat (Ferguson 2004), a közösségek szerkezetét, fajösszetételét (Burgess és mtsai. 2001). Általánosítását nehezíti, hogy a szegély hatása – például ízeltlábú-együttesek diverzitására – lehet pozitív (Magura és Tóthmérész 1997, Magura 2002), negatív (Samways and Moore 1991, Bieringer és Zulka 2003) vagy lehet, hogy nem befolyásolja azt (Durães és mtsai. 2005), a vizsgált szegélytől és taxontól függően.

2.3. A hazai poloskakutatás rövid áttekintése

Magyarországon a poloskák kutatása viszonylag hamar elkezdődött, és világszinten folyt Horváth Gézának köszönhetően. Számos dolgozata jelent meg poloskákkal kapcsolatban, faunisztika, etológia, taxonómia témakörben egyaránt; köztük az akkoriban egyedülálló *A Magyar Birodalom Állatvilága (Fauna Regni Hungariae)* sorozat *Hemiptera* fejezete (Horváth 1897), majd később annak kiegészítése (Horváth 1907).

A poloskák szervezett faunakutatása a második világháború utáni évtizedekben újra erőre kapott, noha egyes védett területekre összpontosult (Halászfű 1953, Gebhardt 1957, Benedek 1964). A *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)* kötetek kiadása is abban az időszakban kezdődött, és máig hét füzete született poloskákból (Halászfű 1959, Soós 1963, Benedek 1969a, Vásárhelyi 1978, 1983a, Kis és Kondorosy 2000). A nemzeti parkok megalapítása után azok faunájának szervezett vizsgálata folyt, melynek eredményei a *Natural History of the National Parks of Hungary* tanulmánykötet-sorozatban megjelent poloskatanulmányok (Bakonyi és Vásárhelyi 1981, 1987, 1993, Vásárhelyi 1983b, Kondorosy és Kis 1996, Földessy és mtsai. 1999, Bakonyi és mtsai. 2002). Folytatódott egyes kisebb védett terület poloskafaunájának kutatása is (Vásárhelyi 1985, Vásárhelyi és mtsai. 1990, Kondorosy és Harmat 1998, Kondorosy 2000, 2001, 2003, Harmat 1986a, 1986b, 1989, 1993, 2006, Földessy 1988a, 1988b, 1991, Rédei és Hufnagel 2003a, b), illetve kiegészítő adatok közlése (Kondorosy és Földessy 1998, Aukema 1990). A faunisztikai kutatások mellett főként taxonómiai, etológiai (Benedek 1965, 1966, Benedek 1969b, Halászfű 1954a,b, 1955) és növényvédelmi (összefoglalva: Benedek 1988) kutatások folytak poloskák terén. A magyar poloskakutatás történetéről részletesebb beszámolót Rédei (2007) nyújt dolgozatában.

A széleskörű faunisztikai kutatások mellett, közösségi ökológiai tárgyú vizsgálatokkal viszont alig találkozunk, néhány kivételtől eltekintve (pl. Harmat 1985, Kerényi 1997). Igaz, ez nem csak Magyarországra érvényes; egyes ízeltlábú csoportok (pl. Lepidoptera, Carabidae, Orthoptera) mintázása népszerűbb; még akkor is ha például élőhelyek minősítésekor, jobb indikációs csoportok is rendelkezésre állnak (Biedermann és mtsai. 2005).

A poloskák – akár az összes szipókás taxon – természetvédelmi szempontú kutatottsága sem kielégítő. Magyarországon a mintegy 860 poloskafaj közül 4 védett és nem biztos, hogy azok, melyeknek a védettsége igazán szükséges lenne; igaz, a fajok védettségi kategorizálása, értékelése nem olyan egyszerű (lásd: Kondorosy 2009). A szipókás rovarok természetvédelmi szempontú értékelése – veszélyeztetettség kategóriák, „vörös listák”, ritkasági kategóriák, stb. – terén ettől függetlenül elmaradunk más európai országokhoz képest (például Bartels 1995, Bartels és mtsai. 2004, Deckert és Hofmann 1993, Gogala 1992, Goula 2008).

A poloskák életmódjukat tekintve igen diverz csoport: szaprofág, zoofág és növényevő fajok egyaránt előfordulnak közöttük (Dolling 1990), noha nagy részük, mintegy 60% növényevő (Schaefer és Panizzi 2000). A táplálkozási stratégiájuk is változatos: egyetlen növényre specializálódott fajok és szélsőségesen polifág fajok egyaránt akadnak (Schuh és Slater 1995). Gyepterületeken az élőhely tulajdonságait érzékenyen indikálják (Morris, 1979, Zurbrügg és Frank, 2006 Gallé és mtsai 1987, Gallé 1996) és a fajsámuk korrelál az teljes ízeltlábú fajszámmal (Duelli és Obrist 1990), így jól alkalmazhatók szünbiológiai vizsgálatokban.

3. CÉLKITŰZÉSEK

Egy életközösség működéséhez, szerveződéséhez szabályozás szükséges. Ez a szabályozás történhet a habitat által („*environmental control model*” – pl. Whittaker 1956), vagy biológiai interakciók révén („*biotic control model*” – pl. Southwood 1987).

A herbivórok esetében a „*bottom-up*” és „*top-down*” regulációk komplex hatását hangsúlyozzák (Forkner és Hunter 2000, Denno és mtsai. 2002, 2003), ugyanakkor ezek a hatások nagyon variálnak az egyes fajoktól, a tápnövény specializáció szintjétől és a környezet heterogenitásától függően (Denno és mtsai. 2003).

Noha a poloskák esetében is van példa fajok közötti kompetícióra (Di Giulio és Edwards 2003) vagy például pókok ragadozása révén *top-down* regulációra (Shrewsbury és Raupp 2006), Sanderson és mtsai. (1995) szerint általánosságban a vegetáció határozza meg a poloskaegyüttesek szerveződését.

A fajok közötti interakciókat és hatásait nem vizsgáltam, ezért a közösség kifejezést nem használom, a következőkben feltett kérdések és az eredmények poloskaegyüttesekre vonatkoznak.

Disszertációm céljai és részcelkitűzései két nagy kérdéskomplexumban foglalhatók össze:

1. Milyen léptékspecifikus hatások befolyásolják a poloskaegyüttesek összetételét?

1.1. Milyen tényezők befolyásolják heterogén gyepek poloskaegyütteseinek szerveződését, fajösszetételét és fajgazdagságát élőhelyléptékben és tájléptékben?

1.2. Van-e különbség a két léptékben az együttesek fajösszetételére és fajgazdagságára ható változók és azok hatása között?

A gerinctelen közösségek struktúrájának és fajösszetételének kialakításában három tényező – az élőhely minősége, a táj felépítése és a populációk közötti interakciók, mint a kompetíció, predáció – játszik fő szerepet (Jeanneret és mtsai. 2002, 2003). Értekezésemben a kérdés az, hogy az élőhelyfolt minősége vagy az élőhelyfolt környezete befolyásolja-e a poloskaegyüttesek fajösszetételét, szerkezetét.

A vegetáció, mint az élőhely minőségének fő jellemzője számos tulajdonságával – például a növényi fajösszetétel (Sanderson és mtsai. 1995), a vegetáció struktúrája (Zurbrügg és Frank, 2006) vagy a növényfajok diverzitása (Frank és Künzle, 2006) – hathat a poloskaegyüttesekre.

Hipotézisem ezek alapján az volt, hogy térléptéktől függetlenül a poloskaegyüttesek fajkompozícióját mozaikos élőhelyeken elsősorban a vegetáció határozza meg.

A Kiskunság poloskafaunája viszonylag jól föltárt (Bakonyi és Vásárhelyi 1987, Aukema 1990), és főleg melegkedvelő, szárazságtűrő fajok alkotják. A száraz sztyeppfoltokban több faj találja meg a számára szükséges életfeltételeket, mint a mocsár- és láprét foltokban (Torma és mtsai. 2010a). A hipotézisem a fajgazdagságra nézve az, hogy az élőhelyfolt vegetációjának típusa a fajszámot is meghatározza.

A tájökölógiai változók közül a foltméret vagy az izoláció hatása a szigetbiogeográfia elmélet (MacArthur és Wilson 1967) alapján valószínűsíthető, ugyanakkor Bender és mtsai. (1998) szerint a folt mérete a specialista fajokra hat, a generalista fajok esetében hatása vitatott. Az adott folttal szomszédos foltok – azok száma, típusai, diverzitásuk, stb. – szintén jelentős hatással lehetnek az egyes populációk túlélésére, foltok közötti vándorlására, a kolonizációs, rekolonizációs folyamatokra (Dennis és Fry 1992, Pfiffner és Luka 2000, Turner 2005). Az élőhelyet körülvevő mátrix minősége is eltérő hatással lehet a különböző fajokra (Lövei és mtsai. 2006). A habitat-specialista fajok szigetekként érzékelhetik a számukra megfelelő foltokat, és érzékenyen reagálnak azok méretére. A generalisták általában eltérő gyakorisággal használják a különböző típusú foltokat, de a számukra kedvezőtlen élőhelyek-foltokon is képesek túlélni (Horváth és mtsai. 2009).

Mindezek alapján megvizsgáltam, hogy mely tényezők befolyásolják a fajszámot az összes faj, csak a specialista (mono- és oligofág) és csak a generalista (polifág) táplálkozási stratégiájú poloska fajok esetében az azonos típusú foltokon. Azt vártam, hogy a tájökölógiai változók hatása elsősorban a specialista fajok esetében kimutatható.

Ha a száraz foltok élőhely-szigetként viselkednek, a nedves foltok pedig, mint mátrix jellemezhetők, akkor a tájökölógiai paraméterek – főleg a folt mérete és az izoláció – a száraz foltok poloskaegyütteseire hatnak elsősorban.

Tekintve, hogy a szünbiológiai folyamatok skálafüggők (összefoglalva: Wiens 1989) az is fontos, hogy melyik léptékben, melyik hatás érvényesül.

2. Milyen mintázati változások jellemzik a poloskaegyütteseket különböző élőhelyek határán?

2.1. Milyen változások zajlanak le az epigeikus poloskaegyüttesek szerkezetében, fajösszetételében, fajgazdagságában a különböző típusú élőhelyfoltok határán?

2.2. Milyen típusú változások jellemzik a poloskaegyütteseket: éles határokat vagy átmeneteket mutatnak?

2.3. Mely háttérváltozók és hogyan befolyásolhatják mintázatukat?

Két élőhely határán mind a biotikus mind az abiotikus tényezők változása megfigyelhető (Zólyomi 1987, Burgess és mtsai. 2001, Dutoit és mtsai. 2007). Az itt tapasztalható változások befolyásolhatják a két habitat határán élő ízeltlábú populációk egyedszámát (Molnár és mtsai. 2001, Máthé 2006), a populációk közötti interakciókat (Murcia 1995, Ferguson 2004) és a közösségek struktúráját (Magura és mtsai. 2002). Az élőhelyek közötti átmeneti zónában történő változások általánosítása azonban több okból is nehéz: 1) Vizsgált csoportonként eltérő lehet, hogy a folt belsejétől milyen távolságra mutatható ki változás a fajösszetételében, azaz a jelenség taxonfüggő (Dangerfield és mtsai. 2003). 2) Az élőhelyek közötti átmenet szélessége, még azonos taxon esetében is különböző mintázatot eredményezhet. Pókközösségek fajszáma például növekedhet (Bedford és Usher 1994), ha a szegély széles, keskeny szegély esetén viszont nincs változás a pókok fajszámában (Martin és Major 2001). 3) a szegély hatásának az iránya is változhat: Bieringer és Zulka (2003) az erdő szegély negatív hatását mutatta ki sáskák fajszámára és abundanciájára. Magura (2002) a futóbogarak diverzitásának növekedését mutatta ki a szegélyzónában. Durães és mtsai. (2005) azt tapasztalták, hogy a szegély közelsége nem befolyásolja a bogarak fajszámát.

A gyepi közösségek fajszámára, abundanciájára az erdők, bokrok közelsége negatívan hat (Samways és Moor 1991, Bieringer és Zulka 2003), a gyep–erdő átmenetek esetében ezért a poloskaegyüttesek fajszámának csökkenését vártam a szegélyhez közel. A poloskaegyüttesek szerkezetében hirtelen változásokat feltételeztem, mivel a vizsgálatok éles vegetációs szegélyen zajlottak. Meg kell jegyezni azonban, hogy ízeltlábúak esetén, éles növényzeti szegélyeken is kialakulhat széles átmeneti övezet (Dangerfield és mtsai. 2003). Ráadásul az éles természetes szegélyek hatása az ízeltlábú közösségekre kevésbé ismert, mint a széles átmeneti zónáké (Kotze és Samways 2001), mert a vizsgált éles szegélyek legtöbbször antropogén hatásra alakultak ki (Attrill és Rundle 2002, Kark és van Rensburg 2006).

A poloskák igen érzékenyek az élőhely jellemzőinek változására (Zurbrügg és Frank, 2006) így a poloskaegyüttesek mintázatának és az élőhely tulajdonságait jellemző változóknak a szoros kapcsolatát vártam.

Különböző típusú gyepfoltok közötti átmenetek hatását ízeltlábú-közösségekre például kaszált és nem kaszált gyepek vagy szántók és gyepek szegélyén vizsgálták (pl.

Thomas és Marshall 1999, Haysom és mtsai. 2004), természetközeli gyepfoltok közötti határokon nem. A természetesen heteromorf homokdűnéken kialakuló mozaikos gyepek esetén a száraz, néha félsivatagi jellegű buckatetők és a mélyebb, nedvesebb szélbarázda közösségei határozottan elkülönülnek (Harmat 1985, Gallé és mtsai. 1987, 1988). A poloskaegyüttesek szerkezetében, fajösszetételében hirtelen változásokat vártam a buckatetők és szálbarázdák határán.

Mivel a poloskák erősen kötődnek a növényzethez, így a vegetációs határok és a poloskaegyüttesek szerkezetében történő változások egybeesését, kongruenciáját vártam.

4. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

4.1. A vizsgálati területek

Vizsgálataimat a Kiskunságban, egy élőhely-komplexum, a Kisasszonyerdő kivételével a Kiskunsági Nemzeti Park területén végeztem. A Kiskunság Magyarország természeti középtája, amely a Duna-Tisza közén, 7400 km²-en terül el. Kialakulását tekintve a homokterület az Ős-Duna hordalékkúpjainak maradványa. A folyóvízi feltöltődés után a Duna elhagyta a területet, és ezután a szél által mozgatott homoküledék felhalmozódása indult meg. A homokhátság buckavonulatai mintegy 30-40 méterrel magasodnak a Duna- és Tisza-völgy fölé. A homokbuckák Ény-Dk települési irányúak, mely az uralkodó széliránynak felel meg. A szél által kifújtt mélyedésekben korábban időszakos szikes tavak, szikes mocsarak, semlyékek sokasága volt. Mára az erdősítések és a szántók alapvetően átalakították a táj nagy részének arculatát. Csökkent a puszták területe, de a csatornázások és a csapadékhiány miatt eltűntek a szikes tavak, kiszáradtak a buckaközi semlyékek és lápok is (Biró és mtsai. 2008).

Kisasszonyerdő

A Bugacpusztaháza faluhoz közeli Kisasszonyerdő nem áll védettség alatt. Jelentős részét intenzív erdészeti művelés alatt álló akác és erdei fenyő ültetvények alkotják, kisebb részben a homokpuszta gyepek (*Festucetum vaginatae*) és nyaras-borókás (*Junipero-Populetum*) foltok mozaikjai is megtalálhatóak. Egy homokpuszta gyepp-nyaras (1. terület) és egy homokpuszta gyepp-borókás (2. terület) szegélyén végeztem a vizsgálatokat. Az 1. területen a gyepet egy nyílt, nyárfákból és elszórtan borókákból álló erdőfolt szegélyezte. Az erdő aljnövényzete főleg egyszikűekből állt. A talajt vastag avartakaró borította, ami a gyepre is kiterjedt. A 2. területen a gyepet egy kizárólag borókákból álló, aljnövényzet nélküli, zárt borókás határolta. Jelentős avartakaró csak a borókásban volt, amit tülevelek alkottak. A gyepeken a domináns fűfélék a *Festuca vaginata*, *Stipa borysthena* voltak, jelentős borítása volt még a *Poa bulbosa* és *Koeleria glauca* fajoknak. A kétszikű növények közül az *Arenaria serpyllifolia*, *Euphorbia cyparissias* és az *Alkanna tinctoria* fordultak elő nagyobb denzitásban. A moha- és zuzmóborítás is jelentős volt (*Tortula ruralis*, *Cladonia magyarica*, *Cladonia rangiferina*) mindkét területen.

Kisbugac

A Duna-Tisza közti Hátság közepén terül el a nemzeti park legnagyobb területe, Bugac (11488 ha). A bugacpusztaházi mintaterület egy 2,4 hektárnyi, a kisbugaci legelőből elkerített terület. 1976-tól, művelés, legeltetés az elkerített részen nem folyt. A talaj futóhomok jellegű a buckatetőkön, és néhol szikesedő humuszos homok a szélbarázdákban. Az átlagos szintkülönbség 2 méter körül van. A növényzet a dűnék tetején meszes talajú homokpuszta (*Festucetum vaginatae* és *Potentillo-Festucetum pseudovinae*), a legszárazabb helyeken mészkedvelő egyéves gyepek (*Brometum tectorum*) foltokkal. A mélyebb szélbarázdákban buckaközi kékperjés rét (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*) található (Körmöczi 1983, Gallé és mtsai. 1985), azonban ezek az utóbbi évtizedek talajvízszint esése miatt jelenleg a száraz gyepek felé mutató átmeneti állapotúak (Körmöczi és mtsai. 2000).

Fülöpházi buckavidék

A homokbuckások egyik legszebb védett része a szinte érintetlen állapotban levő Fülöpházi homokbuckák, melynek területe 1992 hektár. A Fülöpházi buckavidék növényzete szintén meszes talajú homokpuszta (*Festucetum vaginatae*), a szélbarázdákban pedig buckaközi kékperjés rét (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*) található. A buckák magasabbak, mint Kisbugacon, az átlagos szintkülönbség 6-8 méter.

Körös-éri Tájvédelmi Körzet (KÉTK)

A terület a Dorozsma-Majsai-homokhát földrajzi kistáj déli, körülbelül. egyharmad részét fedi le. A területet homok- és löszvidékét valamikor üde rétek szikesedésre hajlamos buckaközök, tagolták (Margóczy és mtsai 2007). A táj egykori arculatát ma már csak maradványfoltok őrzik. A tájvédelmi körzetet 13 ilyen maradványgyep alkotja. A 2800 hektár kiterjedésű tájvédelmi körzet egy hajdani természetes vízfolyás, a Körös-ér nevét viseli. Ma a Körös-éri főcsatorna a környék talajvizeinek megcsapolója. A szigetszerű természetközeli élőhelyfoltokat vagy a mély fekvés, vagy a rendkívül csekély termőerő miatt nem volt érdemes művelésbe vonni. Ezeket a mély fekvésű gyepeket hívják semlyékeknek. A gyepekre a mozaikosság jellemző, a növényzeti foltokat a vízviszonyok és a szikesedés határozza meg (Margóczy és mtsai 2007).

Csipak-semlyék

A Kőrös-éri Tájvédelmi Körzeten belül a Csipak-semlyék egy igen mozaikos gyep. Mórahalom település közelében terül el 8,5 hektáron. A semlyék északi részén magassásos, lápréti, mocsárréti vegetáció található, majd a középső részeken szikes rétek, mézpázsitos szikfokok jellemzőek. A gyep D-i végében azonban egy homokháton kialakult sztyeppré beékelődése mellett újra lápréti, mocsárréti vegetációval találkozhatunk. Ezen állományok É-i része enyhébb-erősebb szikesedést mutat, ez feltehetően az utóbbi években-évtizedekben beindult másodlagos szikesedési folyamat eredménye (Aradi és mtsai. 2007).

4.2. Mintavételi módszerek

A poloskák rendkívül diverz csoportot alkotnak így, életmódjuk függvényében, sokféle módszer alkalmazható gyűjtésükhöz (Schuh és Slater 1995).

Gyepeken általánosan használt mintavételi módszer a fűhálózás (Remane 1958, Zurbrügg és Frank 2006). Standen (2000) kimutatta, hogy füves élőhelyeken a poloskák diverzitásának becsléséhez legalkalmasabb a motoros rovarszívós és a fűhálós mintavétel kombinációja. Moir és mtsai. (2005) szerint az optimális módszer nagyban függ a gyűjtőhely sajátosságaitól is. A motoros rovarszívó alkalmas mind az epigeikus, mind a növényzeten mozgó rovarok mintázására (Samu and Sárospataki 1995) és a valódi denzitást méri (Györffy 1980), a területek sajátosságai miatt mégsem alkalmazható. A semlyékeken gyakran még nyár elején is áll a víz, ami megnehezíti a használatát, míg a nyílt homoki gyepeken a felszívott homok nehezíti a gyűjtött anyag feldolgozását. Ezért a növényzeten mozgó poloskák mintavétele fűhálózással, az epigeikus poloskáké Barber-féle talajcsapdázással végeztük. A Barber-csapda annak ellenére, hogy aktivitás-denzitást mintáz, több szerző szerint (Harmat, 1985 Kerényi 1997, Gallé és mtsai. 1987, Torma és Körmöczi 2009, Gallé és mtsai. 2010) alkalmas a homoki gyepek poloskaegyütteseinek mintázására szünbiológiai vizsgálatok során. A talajcsapdáknak etilén-glikolt használtam öllő- és tartósító folyadéknak. Fűhálózásakor, minden ötvenedik csapás után önzáró műanyag zacskóba ürítettem a gyűjtött anyagot, és 70 %-os alkohollal ölttem el és tartósítottam az állatokat. Az egyes élőhelyeken alkalmazott mintavételezés további részleteit az eredményeket tárgyaló fejezetekben ismertetem.

A gyűjtött anyagot mélyhűtőben tároltam, majd sztereomikroszkóp alatt válogattam ki és határoztam meg őket.

A határozáshoz a Magyarország Állatvilága (Halászfy 1959, Benedek 1969a, Vásárhelyi 1978, 1983a, Kis és Kondorosy 2000), Die Tierwelt Deutschland (Wagner 1952, 1966, 1967), Faune de France (Péricart 1983, 1998) és a Fauna Romanîei (Kis 1984, 2001) megfelelő köteteit használtam. A poloskák nevezéktana Kondorosy (1999) munkáját követi.

4.3. Adatelemzés

Mozgóablakos elemzés

Mozgóablakos elemzést (*Moving Split Window*–MSW) használtam négyzetes euklideszi távolságfüggvénnyel (*Squared Euclidean Distance*–SED) és a Renkonen-féle hasonlóságfüggvény komplementerével (*Dissimilarity of Renkonen*–REN) az epigeikus poloskaegyüttesek szerkezetében történő változások detektálására. A SED függvény esetén a fajok tömegességbeli különbségeit, míg a REN esetében a fajkompozícióban meglévő eltéréseket detektáljuk (Körmöczi 2005).

Az MSW általánosan használt módszer elsősorban a vegetációs határok detektálására (Whittaker 1956, van der Maarel 1976, Körmöczi 2005), de sikeresen alkalmazható ízeltlábú-együttesek esetében is (Magura 2002, Gallé és mtsai. 2007, Torma és Körmöczi 2009, Torma és mtsai. 2009).

Az elemzés során a mintasorra helyezünk egy ún. ablakot, mely kezdetben a mintasor két szomszédos mintáját fedi le, és a két ablakfél, azaz a két szomszédos minta között kiszámítjuk a függvények értékét. Majd tovább tolva az ablakot a következő két szomszédos minta között is kiszámítjuk a függvények értékét. Ezt folytatva, az összes ablakfélre, azaz az egymást követő mintákra kiszámoljuk a függvényértékeket. Ez az egyes fél-ablakméreten elvégzett elemzés. A módszer azonban alkalmas másodlagos mintavételre, azaz a fél-ablakméretet növelni lehet kétszeresére, háromszorosára, stb., az egymást követő minták összevonásával. Erre azért van szükség, mert egyszerre több ablakméretre kiszámítva a függvényértékeket, az alapadatokból származó zajt, amire a módszer igen érzékeny minimalizálni lehet (Fortin és Dale 2006).

A számított függvényértékeket ábrázolva, a csúcsok jelölik a határokat. A magas keskeny csúcsok éles határra, hirtelen változásra utalnak, míg a platószerű csúcsok vagy a kettős csúcsok átmenetet, határzónát jelölnek (Körmöczi 2005). A csúcsok szignifikanciáját a függvények Z-score transzformációjával teszteltem (Cornelius és

Reynolds 1991, Hennenberg és mtsai. 2005). A Z-score transzformációhoz a random referenciát Monte-Carlo szimulációból kaptam 1000 permutáció után (Horváth, 1998). A különböző ablakméretekhez tartozó Z-score értékeket átlagoltam.

A kisasszonyerdei minták esetében az epigeikus poloskaegyüttesek szerkezetében történő változások kimutatására az egymást követő minták között számoltam a Chao-féle Jaccard és a Morirsita-Horn hasonlósági indexek komplementerét. A Jaccard index a fajkompozícióban meglévő eltérésekre érzékeny a Morirsita-Horn index pedig az egyik leggyakrabban használt abundancia-alapú index (Magurran 2004). A „klasszikus” Jaccard index helyett azért használtam a Chao-féle Jaccard indexet, mert kevésbé hibásan becsüli a közösségek közti hasonlóságot (Chao 2005). Az indexeket az EstimateS 8.0 szoftver (Colwell, 2004) segítségével számoltam. Ebben az esetben azért nem végeztem MSW analízist, mert a minta kis elemszáma miatt az ablakméretet alig lehet növelni.

Ordináció

Ordinációs módszereket általánosan alkalmazunk annak a vizsgálatára, hogy a különböző mintavételi helyek, mint objektumok hasonlósági mintázata hogyan függ az egyes fajoktól, mint változóktól (Podani 1997).

A korrespondenciaelemzés során az algoritmus egy, az adatpontok χ^2 -távolságait tartalmazó mátrixhoz számítja ki a sajátértékeket és a sajátvektorokat, majd a sajátvektorhoz rendeli a sajátértékeket, és ez alapján helyezi el az objektumokat és a változókat egy közös ordinációs térben. A korrespondenciaelemzésnek kötött formája a kanonikus korrespondenciaelemzés (*Canonical Correspondence Analysis*–CCA) (ter Braak 1986), amely a tengelyeket az általunk meghatározott környezeti változók lineáris kombinációjaként állítja elő úgy, hogy azok a lehető legnagyobb inerciát magyarázzák az adatmátrixból. Ez a módszer lehetőséget ad a közösség szerkezetének vizsgálatára, ellentétben a lineáris modellekkel, amelyek csak egyetlen közösség-paraméter változását magyarázzák (Jeanneret és mtsai. 2003).

CCA-t használtam a környezeti változók marginális és parciális hatásának vizsgálatához. A marginális hatás egy adott változó hatása önmagában, a többi változó hatása nélkül, a parciális hatás pedig, egy adott változó hatása a többi változó hatásának levonása után (Schweiger és mtsai. 2005). A végső modellbe csak azok a változók kerültek be, melyeknek önmagukban szignifikáns magyarázóerejük volt. A változók hatását Monte-Carlo szimuláció alkalmazásával teszteltem, 1000 ismétlést végrehajtva.

A CCA során, a kis egyedszámú fajok növelik a háttér adatokból származó zajt, azaz a teljes inerciát (ter Braak és Smilauer 1998). A zaj csökkentése érdekében a „ritka” fajok az elemzésből kihagyhatók (pl. Titeux és mtsai. 2004, Gallé és Torma 2009). Oksanen (2010) szerint ugyanakkor nem a környezeti változó által magyarázott inercia aránya a teljes inerciához a releváns, hanem az a tény, hogy szignifikáns hatása van-e. Az elemzések során nem zártam ki adatokat ami azért is előnyös, mert a fajok kizárása az elemzésekből értékes információ elvesztéséhez vezethet (Cao és mtsai. 2001).

A kisasszonyerdőben gyűjtött minta elemzését egy másik kötött ordinációs eljárással, a redundanciaelemzéssel (*Redundancy Analysis*–RDA) végeztem, mert az előzetesen elvégzett DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) alapján a környezeti változók és a fajok, mint változók között lineáris kapcsolat feltételezhető (Lepš és Smilauer 2003, Batáry és mtsai. 2008a).

Permutációs sokváltozós varianciaanalízis

A permutációs sokváltozós varianciaanalízis (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*–PerManova) vagy más néven nem-parametrikus sokváltozós varianciaanalízis (*Non-parametric Multivariate Analysis of Variance*–NpManova) (Anderson 2001) alkalmas sok változó szimultán válaszána a tesztelésére egy vagy több faktor hatására, valamelyik különbözőségi- vagy távolsággüggvény alapján. A hatások szignifikanciáját Monte-Carlo szimuláció segítségével tesztelni lehet (Anderson 2001).

Bray-Curtis különbözőségi index alapján, PerManova-val teszteltem, hogy a különböző mikrohabitatokhoz, habitat foltokhoz tartozó poloskaegyüttesek jelentősen eltérnek-e szerkezetükben, fajkompozíciójukban. A szignifikancia meghatározása 1000 permutáció alapján történt. Hasonlóan teszteltem a Csipak semlyék esetében, hogy a mintavétel éve hatással volt-e a poloskaegyüttesek szerkezetére, azaz eltértek-e a 2006 és 2007 évek gyűjtési adatai.

Általánosított lineáris kevert modellek

Ha a minták térbeli függetlensége nem teljesül, akkor azok valódi ismétlésnek nem tekinthetők, hanem pszeudoreplikációnak. A pszeudoreplikáció tehát az, mikor több szabadsági fokot tulajdonítunk az adatainknak, mint ami a ténylegesen van. Ha ezt nem vesszük figyelembe, akkor a statisztikai számítások során megsértjük a hibák

függetlenségének elvét. A pszeudoreplikáció problémájának egyik lehetséges föloldása a kevert modellek alkalmazása (Crawley 2007).

Általánosított lineáris kevert modelleket használtam (*Generalized Linear Mixed Model*–GLMM) Poisson hibaeloszlással (Taboda és mtsai. 2006), annak vizsgálatára, hogy az azonos típusú foltok poloskaegyütteseinek fajszámát mely tényezők befolyásolják. A modellszelekció során az Akaike információs kritérium (*Akaike's Information Criterion*–AIC) alapján döntöttem. A változók azonos száma mellett, minél kisebb a modell AIC értéke annál nagyobb a modell magyarázó ereje (Reiczigel és mtsai. 2008). A lineáris modellek feltételeinek teljesülését regressziós diagnosztika (*Q-Q plots, Cook's distance*) segítségével vizsgáltam (Reiczigel és mtsai. 2008). A multikollinearitás kizárására VIF értéket néztem (VIF–*Variance Inflating Factor*, Stine 1995). Ha VIF érték több változó esetén 10-nél magasabb, az kollinearitást jelez (Reiczigel és mtsai. 2008).

Regressziószámítás

A regressziószámítás során két vagy több változó közötti kapcsolatot modellezünk úgy, hogy a függő változó mért vagy becsült értékeit magyarázzuk a független változók segítségével (Reiczigel és mtsai. 2008).

Egyszerű lineáris regresszióval vizsgáltam a szegély hatását a gyakoribb fajok abundanciájára. Független változóként a minták szegélytől való távolságát, függő változóként a minták egyedszám adatait használtam. Az egyedszámokat log (egyedszám+1) transzformáltam, hogy változók összefüggése lineáris legyen. A regressziós paraméterek becslésére a legkisebb négyzetek módszerét (*Ordinary Least Squares*–OLS) alkalmaztam.

Korrelációszámítás

Két változó kapcsolata a közöttük lévő korreláció számításával vizsgálható (Reiczigel és mtsai. 2008). A korreláció jelzi a változók közötti kapcsolat nagyságát és irányát.

Pearson-féle korrelációs koefficienszt használtam az egyes fajok abundanciája (mintánkénti egyedszám) és tápnövényeik denzitása (kvadrátonkénti százalékos borítás) közötti kapcsolat jellemzésére.

A poloskák fajgazdagsága, a szegélytől való távolság és az élőhelyet jellemző változók közötti kapcsolat vizsgálatára Sperman-féle rangkorrelációt alkalmaztam, mivel korábbi vizsgálatok szerint (Murcia 1995, Bieringer és Zulka 2003) a szegélyhatás nem feltétlenül lineáris mintázatokhoz vezet. Többváltozós regressziót azért nem végeztem, mert a változók között egyértelmű a kollinearitás.

Indikátorfaj-analízis

Annak a jellemzésére, hogy egyes fajok, milyen mértékben kötődnek az egyes élőhelyfoltokhoz a Dufrene-Legendre-féle indikátor értéket (Dufrene és Legendre 1997) használtam. Az analízis során először a fajok „specifitását” (*specificity*) számoljuk (a faj egyedeinek hány százaléka található az adott típusú foltban) majd a faj „pontosságát” (*fidelity*) (a faj az adott foltban tartozó minták hányad részében volt jelen) Az indikátor értéket az előző két érték szorzata adja. Az egyes fajok indikátor értékének szignifikanciáját azaz, hogy mekkora valószínűséggel kapunk a számított indikátor értéknél nagyobbat, 1000 ismétlés alapján Monte-Carlo módszerrel teszteltem.

A számításokat az R statisztikai program környezetben (R Development Core Team 2007) végeztem. Az ordinációkhoz a vegan (Oksanen és mtsai. 2011), a kevert modellekhez az lme4 (Bates és mtsai. 2011), a VIF érték számolásához a faraway (Faraway 2009), az indikátorfaj-analízishez pedig a labdsv (Roberts 2010) csomagot használtam.

Az MSW analízishez Dr. Körmöczy László által írt script-t használtam.

5. EREDMÉNYEK

5.1. Mozaikos élőhelyek: a heterogenitás hatása poloskaegyüttesekre

A mintavételi elrendezés, háttérváltozók meghatározása

A gyepek mozaikosságának hatását a poloskaegyüttesek szerveződésére két térbeli skálán vizsgáltam. Élőhelyléptékben a Csipak semlyéken, tájléptékben a Körös-éri Tájvédelmi Körzet (KÉTK) területén. A Csipak semlyéken 18 foltból (Melléklet 1. táblázat), a KÉTK 13 gypén, összesen 25 foltból (Melléklet 2. táblázat) gyűjtöttem. A mintavételezés fűhálózással történt; foltonként 5×50 csapást végeztem, évi 3 alkalommal. A Csipak semlyéken két évben is (2007 és 2008), a KÉTK területén csak 2006 évben. A különböző időpontok gyűjtési adatait összevontam. A Csipak semlyéken a két év gyűjtési adata lényegesen nem tért el egymástól, a gyűjtés évének nem volt szignifikáns hatása a mintavételi foltok poloskaegyütteseire (PerManova: pseudo-F=0,995 $p=0,430$), ezért a két év adatait nem elemeztem külön, hanem azokat is összevontam, így minden foltból 5 minta származik, de ezek nem tekinthetők valódi ismétlésnek.

Margóczi és mtsai. (2007) jelentésében szereplő cönológiai felvételekből az egyes foltokban a növényzet teljes borítását, a növényfajszámot és a növénydivezitást (Shannon formula alapján) számoltam. Az Á-Nér kódjuk (Melléklet: 1 és 2. táblázatok) alapján az egyes foltokat négy nagy folt típusba soroltam: a száraz gyepek (H5b), nedves gyepek (D), szikes rétek (F2) és szikpadka (F4). Természetesen keverék jellegű foltok is előfordultak, valamint a száraz gyepek közé soroltam az ásothalmi 13-as számú foltot, ami nyílt homoki gyeppel, és a nedves gyepek közé a kelebiai 20-as számú, jellegtelen vizes élőhely foltját. A Csipak semlyéken a csatornapartot (14-es folt) az elemzésekből kihagytam, mivel a foltból semmilyen háttérváltozó nem állt rendelkezésre, csupán a faunisztikai értékelésben vettem figyelembe.

A digitális vegetációs térképek felhasználásával kiszámoltam a foltok területét, az alakját jellemző shape indexet, a környező foltok diverzitását 100 méteres körzetben és a mintavételi foltok izolációját 100 méteres körzetben, valamint az izolációt az egész gyepre vonatkoztatva. A környező foltok diverzitását Shannon formulával, az azonos típusú foltok összterülete alapján számoltam. Az izolációt az adott folt típus területének aránya alapján számoltam; például, ha egy gypen a H5b típusú foltok összterülete a gyeppel területének 10%-a, akkor a gypen a folt izolációja 90%. Ugyanígy értendő a folt 100 méteres

körzetében is. Azért a 100 méteres körzetben számolt értékeket használtam, mert a mintavételi helyek körüli nagyobb sugarú körök már jelentősen fedték egymást. A számításokat az ArcView 3.3. GIS szoftver segítségével végeztem.

A mélyebb részeken lévő tartós vízborítás miatt talajnedvességet nem mértem, ehelyett a cönológiai felvételekben szereplő növényfajoknak a Flóra Adatbázis 1.2. verziójában (Horváth és mtsai. 1995) szereplő nedvességigényét (WZ érték) átlagoltam, és ezzel jellemeztem az adott élőhelyfolt nedvességviszonyait.

A változókat két típusba soroltam. 1) A mintavételi folt vegetációját jellemző változók: a folt növényzeti típusa (folttípus), a növényzet fajszáma, a növényzet diverzitása és a növényzet borítása. 2) Tájökológiai jellegű változók, amik a mintavételi folt és környezete viszonyát jellemzik: a foltméret, a shape index, a környező foltok diverzitása 100 méteres körzetben (foltdiverzitás 100), a mintavételi folt izolációja az egész gyepen (izoláció) és a folt izolációja 100 méteres körzetében (izoláció 100).

5.1.1. A mozaikosság hatása poloskaegyüttesekre élőhelyléptékben

A poloskaegyüttesek jellemzése

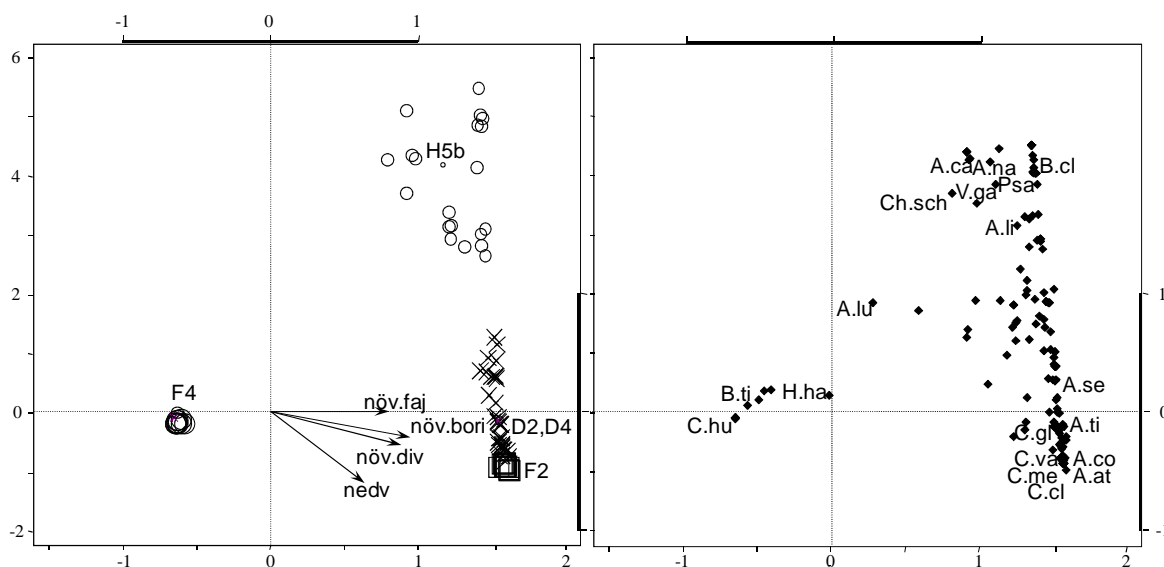
A Csipak semlyékről a két év során összesen 155 faj 67585 egyedét határoztam meg. 39 fajnak csak egyetlen példányát gyűjtöttem (Melléklet: 3. táblázat).

Az igen magas egyedszám azonban csak néhány fajnak köszönhető. Három faj, a *Conostethus hungaricus* E. Wagner, 1941 (65,10%), az *Agramma atricapillum* (Spinola, 1837) (18,26%) és az *Agramma confusum* Puton, 1879 (3,38%) majdnem az összegyedszám 90%-át adta. Rajtuk kívül a *Henestaris halophilus* (Burmeister, 1835) (1,86%) az *Acetropis carinata* (Herrich-Schäffer, 1842) (1,17%) és a *Cymus* fajoknak (majdnem 1%) volt még jelentősebb abundanciájuk.

A fajok a nagy része az indikátorfaj-analízis alapján erősen kötődik bizonyos folt-típushoz (Melléklet 3. táblázat). A teljesség igénye nélkül, néhány meghatározó, karakterisztikus faj indikátorértékét és a hozzá tartozó szignifikancia szintet közlöm. A szikéseket jelzi a *C. hungaricus* (99,97 $p=0,001$), a *Codophila varicornis* (Jakovlev, 1874) (62,50 $p=0,001$), az *A. atricapilla* (86,13 $p=0,001$), az *A. confusum* (85,42 $p=0,001$), a *H. halophilus* (93,37 $p=0,001$) és a *Polymerus vulneratus* (Panzer, 1806) (83,40 $p=0,001$). A többi folttípusnak is megvannak az indikátor fajaik, mint a homoki sztyeppréteknél például az *A. carinata* (67,93 $p=0,001$) a *Polymerus brevicornis* (Reuter, 1878) (28,41

$p=0,011$), a *Polymerus unifasciatus* (Fabricius, 1794) (43,13 $p=0,001$), a *Berytinus clavipes* (Fabricius, 1775) (33,59 $p=0,011$), a *Platyplax salviae* (Schilling, 1829) (14,36 $p=0,05$), a *Chorosoma schillingi* (Schummel, 1829) (39,27 $p=0,004$), a *Sciocoris microphthalmus* Flor, 1860 (53,55 $p=0,004$), stb. A kiszáradó mocsár- és láprétek esetében pedig például az *Adelphocoris seticornis* (Fabricius, 1775) (18,57 $p=0,05$).

Az ordinációs diagramon (1. ábra) is látható, hogy elsősorban a folttípus határozza meg a poloskaegyüttesek szerveződését. Ráadásul, míg az egyik tengely mentén a nedvesség grádiens követhető, a másikon egyértelműen a szikések, főleg a szikfokok mintái válnak el. A fajok ordinációs térben való elhelyezkedése is mutatja, hogy az egyes folt típusoknak jellegzetes fajkompozíciója van, amit a PerManova eredménye is megerősített (df: 3,12; pseudo-F=5,97; $p<0,001$).



1. ábra. A CCA ordinációs diagramja a Csipaki minta alapján. Az ábra bal oldalán a mintavételi egységek, a jobb oldalán a fajok ordinációs térben való elhelyezkedése látható. A nyilak a szignifikáns marginális hatású változókat szimbolizálják (növ.faj–növényzet fajszáma, növ.bori–növényzet borítása, növ.div–növényzet diverzitása, nedv–nedvesség). A faktorként definiált élőhelyeket az Á-nér kódjaik jelölik. A fajok rövidítései: A.at–*Agramma atricapillum*, A.ca–*Acetropis carinata* A.co–*Agramma confusum* A.li–*Adelphocoris lineolatus*, A.lu–*Anthemina lunulata*, A.na–*Amblytylus nasutus*, A.se–*Adelphocoris seticornis*, A.ti–*Adelphocoris ticinensis*, B.cl–*Berytinus clavipes*, B.ti–*Brachycarenum tigrinus*, C.cl–*Cymus claviculus*, C.gl–*Cymus glandicolor* C.me–*Cymus melanocephalus*, C.hu–*Conostethus hungaricus*, C.va–*Codophila varicornis*, Ch.sch–*Chorosoma schillingi*, H.ha–*Henestaris halophilus*, P.sa–*Platyplax salviae*, V.ga–*Vilpianus galii*.

A poloskaegyüttesek szerkezetét befolyásoló tényezők

A CCA alapján a foltot és a környezetét jellemző változók a teljes inercia 84,04%-át magyarázták (df: 12,4; pseudo-F=2,86; $p<0,001$). A teljes inercia 29,18%-át magyarázták a tájökológiai jellegű változók (df: 4,12; pseudo-F=1,34; $p=0,507$), de hatásuk nem szignifikáns. A vegetációt jellemző változók 65,07%-ot magyaráztak a teljes inerciából (df: 7,9; pseudo-F=2,66; $p<0,001$). Ha a változók marginális, azaz önmagukban gyakorolt hatásait nézzük, akkor egyetlen tájökológiai változónak sem volt szignifikáns hatása (1. táblázat), míg a foltot jellemző paraméterek közül mindegyik szignifikáns. A parciális CCA-k eredményei azonban azt mutatják, hogy vegetációra jellemző változók hatásai átfednek, és egyedül a folt típusának van szignifikáns parciális hatása.

1. táblázat. A nedvesség, a vegetációt jellemző változók és a tájökológiai változók hatása a poloskaegyüttesek szerveződésére a Csipak semlyéken a kanonikus korrespondencia elemzések (CCA) alapján. A szignifikáns értékeket az átláthatóság kedvéért vastagon szedtem.

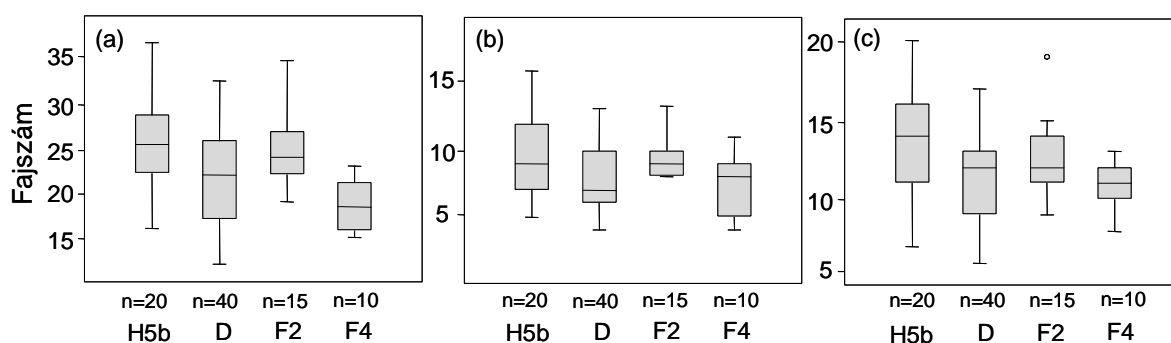
Változók	Marginális hatás			Parciális hatás		
	Magyarázott inercia (%)	Pseudo-F	<i>p</i>	Magyarázott inercia (%)	Pseudo-F	<i>p</i>
Nedvesség	24,21	5,109	0,002	1,83	0,590	0,656
Folttípus	52,04	3,525	0,001	22,91	1,732	0,008
Növényzet összborítása	23,17	4,823	0,002	7,34	2,36	0,063
Növényzet fajszáma	21,38	4,350	0,017	5,37	1,730	0,168
Növényzet diverzitása	22,91	4,753	0,003	3,28	1,057	0,352
Foltméret	6,00	1,020	0,481	-	-	-
Shape index	13,65	2,528	0,146	-	-	-
Izoláció 100	2,47	0,405	0,755	-	-	-
Foltdiverzitás 100	2,38	0,390	0,763	-	-	-

A poloskaegyüttesek fajgazdagságát befolyásoló tényezők

A fajsámokat tekintve, a Kruskal-Wallis teszt szignifikáns különbségeket mutatott az egyes folt típusokban élő poloskák fajszáma között az összes faj (H: 16,54; $p<0,001$),

csak a generalista (H: 10,93; $p=0,012$) és csak a specialista (H: 13,19; $p=0,004$) táplálkozási stratégiájú fajok esetében egyaránt (2. ábra). Ezek alapján a folt típusa nyilvánvalóan meghatározza a rajta kialakuló poloskaegyüttesek fajszámát. A folt típusának ez az erős hatása a fajszámra elfedheti a többi változó hatását, azt a látszatot keltve, hogy például az élőhelyfolt mérete, izolációja nem fontos paraméter a poloskák számára, azaz olyan jelentős folyamatok, mint a fragmentáció vagy izoláció nem is befolyásolják a poloskák diverzitását. Éppen ezért megvizsgáltam, hogy azonos foltípusok poloskaegyütteseit milyen változók befolyásolják, vajon hatnak-e fajgazdagságukra a tájökölógiai változók. A kevert modellek alapján eltérő változók befolyásolják a különböző foltípusok poloskaegyütteseinek fajgazdagságát (2. táblázat). A száraz gyep foltokon a generalista és specialista fajok számát és a teljes fajszámot egyaránt a folt mérete befolyásolta. Egyedül a generalista fajok esetében van még hatása a növénydiverzitásnak és a folt alakjának a végső modell alapján, de ezek közül csak a folt alakjának hatása szignifikáns (2. táblázat).

A nedves gyepfoltok esetében is a tájökölógiai változóknak: a folt alakjának, méretének és a környező foltok diverzitásának volt szerepe, azonban a hatásuk ellentétes a száraz foltokhoz képest. A folt méretével a száraz foltokban nő a fajszám, míg a nedves foltok esetében csökken. A folt alakjának „szabálytalansága”, azaz a nagyobb terület/terület arány a nedves foltoknál pozitív hatású, míg a száraz foltoknál negatív hatású, igaz hatása csak a generalista fajokra van. A nedves gyepeken a specialista fajokra még a környező foltok diverzitása van pozitív hatással.



2. ábra. A mintánkénti fajszámok az egyes foltípusokban (a) az összes (b) csak a specialista és (c) csak a generalista táplálkozási stratégiájú poloskák esetében a Csipak semlyéken. A rövidítések: H5b–száraz gyepek, D–nedves gyepek, F2–szikes rétek, F4–szikfokok. A boxploton a szürke doboz a 25-75%-os interkvartilis tartományt, a benne húzódó vonal a mediánt jelöli. Ezekon kívül a minimum és a maximum értékeket is föltüntettem. A kicsi körök a kiugró értékeket jelölik.

2. táblázat. A száraz sztyepp (H5b) és a nedves láp- és mocsárrét (D) foltok poloskaegyütteseinek fajszámát befolyásoló tényezők a kevert modellek szerint.

	Összes faj		Specialista fajok		Generalista fajok	
	z érték	p	z érték	p	z érték	p
H5b						
Foltméret	2,438	0,015	3,467	<0,001	2,675	0,007
Shape index					-2,452	0,014
Növényzet diverzitása					0,550	0,582
D						
Foltméret	-2,983	0,003			-2,404	0,016
Shape index	4,688	<0,001	2,875	0,004	3,287	0,001
Foltdiverzitás 100			2,092	0,036		

5.1.2. A mozaikosság hatása poloskaegyüttesekre tájléptékben

A poloskaegyüttesek jellemzése

A KÉTK gyepen 126 faj 6326 ivarérett egyedét gyűjtöttem, melyből 25 faj csak egyetlen példányban fordult elő (Melléklet: 4. táblázat).

Az egyedszám viszonyok kiegyenlítettebbek voltak, bár itt is egyetlen fajnak (*Stenodema calcaratum* (Fallén, 1807) 42,67%) igen magas volt az egyedszáma. Szubdomináns fajok a *C. varicornis* (5,79%) és a *C. hungaricus* (4,02%), 1-2 %-os relatív gyakorisága viszont több fajnak is volt, például: *A. atricapilla*, *A. confusa*, *H. halophilus*, *Notostira elongata* (Geoffroy, 1785), *Myrmus miriformis* (Fallén, 1807), *Neottiglossa leporina* (Gmelin, 1789), *Polymerus spp.*, stb. (Melléklet 4. táblázat).

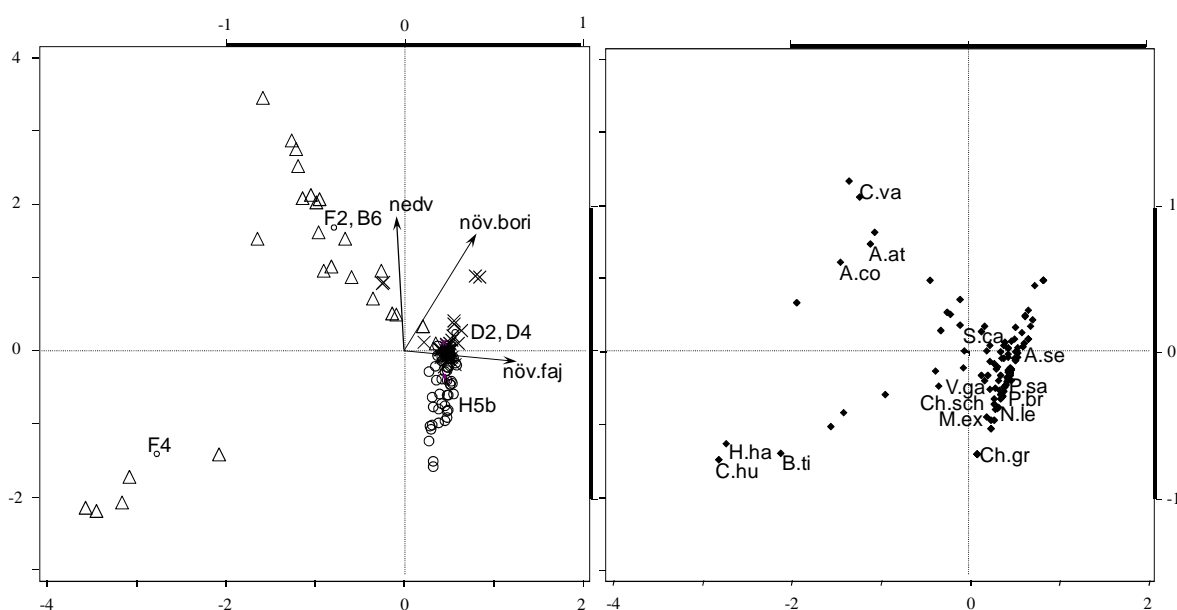
Az indikátorfaj-analízis alapján a következő fajok jelzik az egyes folt-típusokat (Melléklet: 4. táblázat). Szikes élőhelyeket jelez a *C. hungaricus* (100,00 $p=0,001$) *C. varicornis* (71,15 $p=0,001$) *A. atricapilla* (55,96 $p=0,004$), *A. confusa* (40,03 $p=0,008$), *H. halophilus* (97,70 $p=0,001$); a homoki sztyeppréteket például a *N. leporina* (53,55 $p=0,004$), *P. brevicornis* (40,56 $p=0,011$), *P. salviae* (34,00 $p=0,008$) a *Ch. schillingi* (27,35 $p=0,035$), *Vilpianus galii* (Wolff, 1802) (20,00 $p=0,042$). A kiszáradó mocsár- és láprétek esetében pedig az *A. seticornis* (17,42 $p=0,037$), *S. calcaratum* (55,84 $p=0,008$) fajok indikátor értéke volt szignifikáns.

Az élőhelyléptékhez hasonlóan, tájléptékben is elsősorban a folt típus határozza meg a poloskaegyüttesek szerveződését az ordináció szerint (3. ábra). A tengelyek mentén való elrendeződés alapján itt is a nedvesség grádiens és a szikesek erős hatása feltételezhető. A

fajok ordinációs térben való elhelyezkedése azt mutatja, hogy tájléptékben is az egyes folt típusoknak megfelelően rendeződtek a fajok. Az eltérő típusú foltok poloskaegyütteseinek között szignifikáns különbség van (PerManova: df: 3,20; pseudo-F=2,24; $p < 0,001$).

A poloskaegyüttesek szerkezetét befolyásoló tényezők

A CCA szerint a mintákból származó teljes inercia 73,74%-át magyarázták a változók (df: 13,11; pseudo-F=2,02; $p < 0,001$), és mind a tájökológiai változóknak (34,00% df: 5,19; pseudo-F=1,92; $p = 0,049$), mind a vegetációt jellemző változóknak (44,30% df: 7,17; pseudo-F=2,38; $p = 0,005$), szignifikáns volt az együttes hatása. Ha a változók marginális, önmagukban gyakorolt hatásait nézzük, akkor viszont egyetlen tájökológiai változónak sincs szignifikáns hatása (3. táblázat). A foltot jellemző változók közül pedig egyedül a növényzet diverzitásának nincs szignifikáns hatása. A parciális CCA alapján a



3. ábra. A CCA ordinációs diagramja a KÉTK gyepeinek mintái alapján. Az ábra bal oldalán a mintavételi egységek, a jobb oldalán a fajok ordinációs térben való elhelyezkedése látható. A nyilak a szignifikáns marginális hatású változókat szimbolizálják (növ.faj–növényzet fajszáma, növ.bori–növényzet borítása, nedv–nedvesség). A faktorként definiált élőhelyeket az Á-nér kódjaik jelölik. A fajok rövidítései: A.at–*Agramma atricapillum*, A.co–*Agramma confusum*, A.se–*Adelphocoris seticornis*, B.ti–*Brachycarenum tigrinus*, C.hu–*Conostethus hungaricus*, C.va–*Codophila varicornis*, Ch.gr–*Chorosoma gracile*, Ch.sch–*Chorosoma schillingi*, H.ha–*Henestaris halophilus*, M.ex–*Megalocoleus exsanguinus*, N.le–*Neottiglossa leporina*, P.br–*Polymerus brevicornis*, P.sa–*Platyplax salviae*, S.ca–*Stenodema calcaratum*, V.ga–*Vilpianus galii*.

változók hatásai átfednek, és csak a folt típusának van szignifikáns parciális hatása tájleptékben is, hasonlóan az élőhelyleptékben tapasztaltakkal.

A poloskaegyüttesek fajgazdagságát befolyásoló tényezők

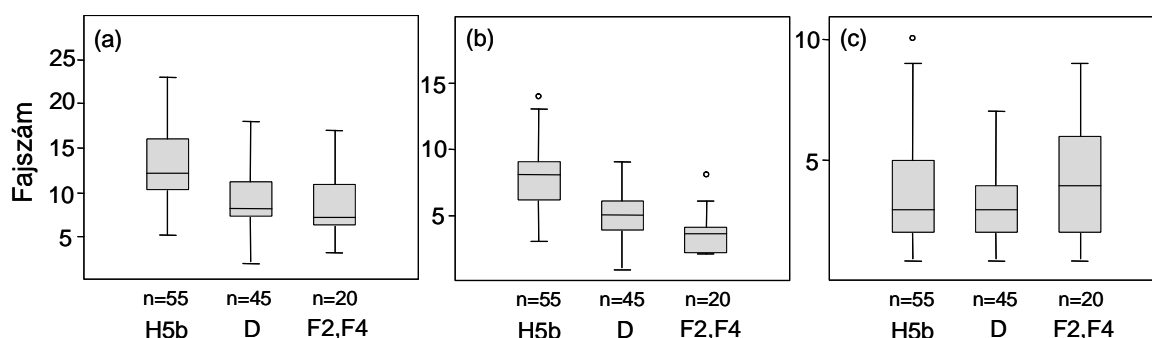
Az egyes folt típusok poloskaegyütteseinek fajszámait összehasonlítva, tájleptékben is szignifikáns különbségeket kaptam a Kruskal-Wallis teszt alapján (4. ábra). A gyűjtött poloskafajok számát (H: 27,16 $p < 0,001$) és a tápnövény-specialista fajok számát (H: 45,57 $p < 0,001$) tekintve a különbség egyértelmű, a generalista fajok száma között nincs akkora különbség (H: 9,09 $p = 0,048$). Megjegyezném, hogy a szikes foltokat összevontam, mert az egyetlen szikpadka folt külön összehasonlításának nem láttam értelmét. Hasonlóan az élőhelyleptékhez, itt is kevert modell segítségével vizsgáltam meg, hogy az azonos típusú foltok esetében mely változók befolyásolják a fajszámot (4. táblázat). A száraz foltok esetében csak a tájökölógiai változók befolyásolták a fajszámot. A teljes gyepre vonatkoztatott izoláció negatívan hatott az összes poloska, a tápnövény-specialista és a generalista fajok fajgazdagságára egyaránt, noha ez a specialista fajok esetében nem szignifikáns. Hasonló hatása volt a folt alakjának is, minél „szabálytalanabb”, nagyobb

3. táblázat. A nedvesség, a vegetációt jellemző változók és a tájökölógiai változók hatása a poloskaegyüttesek szerveződésére a KÉTK gyepein a kanonikus korrespondencia elemzések (CCA) alapján. A szignifikáns értékeket az átláthatóság kedvéért vastagon szedtem.

Élőhely-paraméterek	Marginális hatás			Parciális hatás		
	Magyarázott inercia (%)	Pseudo-F	<i>P</i>	Magyarázott inercia (%)	Pseudo-F	<i>p</i>
Nedvesség	8,45	2,124	0,014	2,29	0,800	0,545
Folt típus	42,14	3,642	0,001	23,24	2,027	0,001
Növényzet összborítása	11,68	3,042	0,001	1,98	0,689	0,722
Növényzet fajszáma	10,40	2,668	0,006	3,00	1,047	0,307
Növényzet diverzitása	7,54	1,876	0,093			
Foltméret	4,12	0,989	0,685			
Shape index	3,15	0,747	0,800			
Izoláció	5,29	1,285	0,317			
Izoláció 100	4,19	1,007	0,675			
Foltdiverzitás 100	2,82	0,667	0,949			

kerület/terület arányú volt a folt annál kisebb volt a fajgazdagsága az adott foltnak, főleg a specialista fajokat nézve.

A nedves foltok poloskaegyütteseinek a fajszámára mind a tájökölógiai mind a vegetációt jellemző változók hatottak. A folt alakjának hatása akárcsak élőhely léptékben, itt is ellentétes volt a száraz foltokhoz képest. Az izoláció negatív hatása csak a specialista fajok esetében volt szignifikánsan kimutatható, és az is a száz méteres körzetben. A vegetációt jellemző változók közül az összborításnak és a fajszámának volt jelentős hatása.



4. ábra. A mintánkénti fajszámok az egyes folt típusokban (a) az összes (b) csak a specialista és (c) csak a generalista táplálkozási stratégiájú poloskák esetében a KÉTK gyepein. A rövidítések: H5b–száraz gyepek, D–nedves gyepek, F2–szikes rétek, F4–szikfokok, azonban F4 folt típusból csak egy volt, ezért azt összevontam a többi szikkal. A boxploton a szürke doboz a 25-75%-os interkvartilis tartományt, a benne húzódnó vonal a mediánt jelöli. Ezekon kívül a minimum és a maximum értékeket is föltüntettem. A kicsi körök a kiugró értékeket jelölik.

4. táblázat. A száraz sztyepp (H5b) és a nedves láp- és mocsárrét (D) foltok poloskaegyütteseinek fajszámát befolyásoló tényezők a kevert modellek szerint.

	Összes faj		Specialista fajok		Generalista fajok	
	z érték	p	z érték	z érték	p	z érték
H5b						
Izoláció	-3,234	0,001	-1,697	0,090	-2,317	0,020
Shape index	-1,722	0,080	-3,557	<0,001		
Foltdiverzitás 100			1,882	0,060		
D						
Foltméret	-2,709	0,007	3,764	<0,001		
Shape index	3,551	<0,001			1,997	0,046
Izoláció 100	-1,862	0,062	-1,973	0,048		
Foltdiverzitás 100			2,608	0,009		
Növényzet összborítása	-2,816	0,005			-2,237	0,025
Növényzet fajszáma	3,669	<0,001	3,028	0,002		
Növényzet diverzitása			-1,634	0,102	2,017	0,044

5.2. Szegélyek, határok, átmenetek finom skálán

5.2.1. Átmenetek gyeptípusok között: heteromorf gyepek hatása poloskaegyüttesekre

A mintavételi elrendezés, háttérváltozók meghatározása

A gyepeken a mikrodomborzatnak köszönhetően kialakult heteromorfia hatását a poloskaegyüttesek kis léptékű mintázatára két szelvény mentén vizsgáltam. Az egyik szelvény Kisbugacon, a másik a Fülöpházási buckavidéken található. A szelvényeket úgy jelöltem ki, hogy áthaladjanak egy északi és egy déli kitétséggű buckaoldalon, valamint a közöttük elhelyezkedő szélbarázdán. Kisbugacon 55 méter hosszú volt a szelvény, és a maximális magasságkülönbség a szelvény mentén 2,80 méter. Fülöpházán a 120 méter hosszú szelvény mentén a legnagyobb szintkülönbség 11,66 méter volt. A szelvények mentén, arra merőlegesen futó, egymással párhuzamos csapdacsoportokat telepítettünk. A kisbugaci szelvény mentén egyenként 3 csapdából álló 55 csapdacsoport működött. A csapdák közötti távolság a csapdacsoportokon belül és közöttük egyaránt egy-egy méter volt. A fülöpházi transzekt mentén 40 csapdacsoport volt egymástól 3 méter távolságban. Egy csapdacsoportot 4 egymástól 1 méterre elhelyezett csapda alkotott. A csapdák két hétig működtek, három alkalommal Kisbugacon (Május 20-Június 3., Július 29-Augusztus 12. és Szeptember 04-18.) és négy alkalommal Fülöpházán (április 17- május 03., május 30-június 17., július 29-augusztus 12. és szeptember 30-október 13.). A csapdázáshoz Fülöpházán 500 ml-es, 90 mm átmérőjű, Bugacon 200 ml-es, 55 mm átmérőjű műanyag poharakat használtunk. A gyűjtési időpontok fogási adatait összevontam. Mintavételi egységnek egy-egy csapdacsoport adatai felelnek meg.

A szelvények mentén méterenként a relatív magasságot mértük teodolit segítségével, valamint 0,5×0,5 méteres kvadrátokban a növényfajok százalékos borításbecslése történt. A növényzet MSW analízise ezek alapján készült, a többi elemzéshez a kvadrátok borítási adatait összevontam, hogy a poloskák mintavételével összemérhető legyen. A fülöpházi szelvény mentén 3 méterenként, 0-10 cm mélységben talajmintát vettünk a talajnedvesség (w%-Buzás 1988) meghatározásához. A következő számított élőhely-paramétereket használtam az elemzések során: fűborítás, sásborítás, kétszikűborítás, moha- és zuzmóborítás, faborítás, szabad talajfelszín, növényfajszám, növénydiverzitás (Shannon formula alapján), relatív magasság, talajnedvesség valamint a

kitettséget határoztam meg, mint faktort. Kisbugacon nem vettem talajmintát, így a talajnedvességről nincs adat, valamint faborítás nem volt.

Faunisztikai eredmények és a poloskaegyüttesek jellemzése

Kisbugacon 41 faj 911 egyedét (Melléklet: 4 táblázat), Fülöpházán 54 faj 1584 ivarérett egyedét (Melléklet: 5. táblázat) határoztam meg. Kisbugacon 11 faj egyetlen példányban fordult elő. A domináns fajok – *Emblethis ciliatus* Horváth, 1875 (49,40%), *Pionosomus opacellus* Horváth, 1895 (17,12%) és *Piesma kochiae* (Beckegur, 1867) (6,37%) – az összegyedszám mintegy 75%-át adták. Fülöpházán a dominanciaviszonyok kiegyenlítettebbek voltak, a gyakoribb fajok: az *E. ciliata* (17,80%), *P. opacellus* (16,10%), *Odontoscelis lineola* Rambur, 1842 (9,53%), *Catoplatus carthusianus* (Goeze, 1778) (9,03%), *Macroplox preysleri* (Fieber, 1836) (6,94%), *Acalypta gracilis* (Fieber, 1844) (6,56%), *Sciocoris cursitans* (Fabricius, 1794) (6,50%) és *Sciocoris deltocephalus* Fieber, 1861 (6,44%). 15 faj esetében csak egyetlen példányt fogtak a csapdák.

Az indikátor értékek alapján elmondható, hogy az eltérő mikrohabitatoknak megvannak a jellegzetes fajaik. Az *E. ciliata* (45,75 $p=0,016$ Kisbugacon és 46,21 $p=0,010$ Fülöpházán) és a *P. opacellus* (62,45 $p=0,002$ Kisbugacon és 73,96; $p=0,001$ Fülöpházán) mindkét területen a bucketetót preferálta. Hozzájuk csatlakozott Kisbugacon a *P. kochiae* (40,42 $p=0,004$) és a *Spathocera obscura* (Germar, 1842) (27,17 $p=0,046$), Fülöpházán a *S. deltocephalus* (75,42 $p=0,003$) és *Phimodera humeralis* (Dalman, 1823) (87,25 $p=0,001$). A déli kitettségű lejtő jellemző faja az *Aethus flavicornis* (Fabricius, 1794) (20,00 $p=0,070$ Kisbugacon és 51,02 $p=0,015$ Fülöpházán) valamint a *M. preysleri* (67,84 $p=0,004$) és az *O. lineola* (71,45 $p=0,001$) Fülöpházán. Az északi kitettségű oldalt egyedül a *C. carthusiana* preferálta Fülöpházán (68,60 $p=0,013$). A szélbarázdában, Kisbugacon a *Coranus kerzhneri* P. Putshkov, 1982 és a *Tropidophlebia costalis* (Herrich-Schäffer, 1850) (41,18 $p=0,005$ és 27,28 $p=0,045$), Fülöpházán pedig az *S. cursitans* és a *Dimorphopterus spinolai* (Signoret, 1857) (60,86 $p=0,021$ és 79,33 $p=0,005$) voltak a karakterisztikus fajok.

Tápnövénykapcsolatok

A Pearson-féle korreláció alapján a specialista fitofág fajok közül a következőknél találtam szignifikáns kapcsolatot a tápnövény mintázatával: *P. kochiae* és *Kochia laniflora*

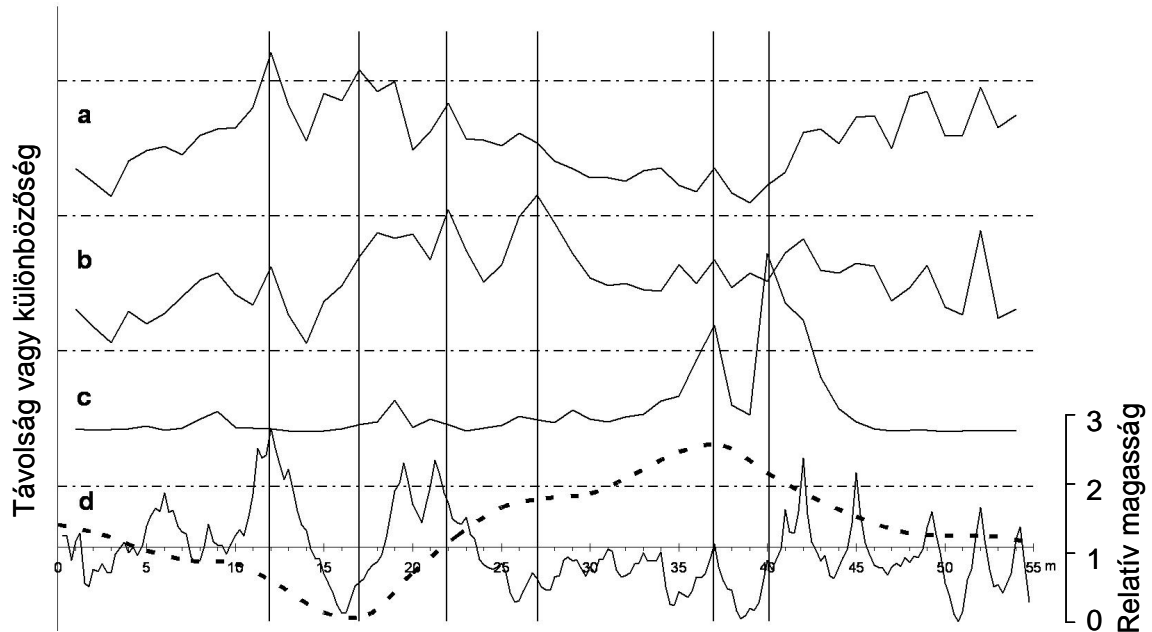
($r=0,411$; $p=0,002$), *C. cartusiana* és *Eryngium campestre* ($r=0,449$; $p=0,004$), *Aellopus atratus* (Goeze, 1778) és *Alkanna tinctoria* ($r=0,822$; $p<0,001$), *E. ciliata* és *Euphorbia seguieriana* ($r=0,537$; $p<0,001$), *M. preysleri* és *Fumana procumbens* ($r=0,654$; $p<0,001$), *D. spinolai* és *Calamagrostis epigeios* ($r=0,899$; $p<0,001$), *Piesma silenes* (Horváth, 1888) és *Gypsophyla arenaria* ($r=0,647$; $p<0,001$).

A poloskaegyüttesek szerkezeti változásai a szelvények mentén

Az Mozgóablakos elemzések (MSW) alapján Kisbugacon (5. ábra) nem mutatható ki szoros egybeesés a mikrodomborzat, a növényzet és a poloskák által mutatott változások között. A kvantitatív adatok alapján Euklideszi távolságfüggvényt használva (5.c ábra) a poloskák 37 és 40 méternél jeleztek szignifikáns változásokat. Ezek a csúcsok a bucketető mikrohabitatnak, az abundáns fajok leggyakoribb előfordulási helyének határait jelölik ki. A hiány-jelenlét, azaz bináris adatokkal számolva Renkonnen index alapján 12 és 17 méternél (5.a ábra), Euklideszi metrika alapján 22 és 27 méternél (5.b ábra) is szignifikáns csúcsok találhatóak, melyek a fajkompozícióban és a frekvenciaviszonyokban jeleztek változásokat (Körmöczi 2005). Egyedül 12 méternél, a szélbarázda kezdeténél volt pontos egyezés a poloskák és a vegetáció jelezte határok között. A Mantel teszt ($r=0,183$; $p=0,059$) megerősítette, hogy nem volt szignifikáns kapcsolat a poloska- és növényfajok térbeli mintázata között a transzekt mentén.

Fülöpházán viszont a Mantel teszttel szignifikáns korrelációt ($r=0,631$; $p<0,001$) kaptam. Az MSW elemzések alapján (6. ábra) is a poloskaegyüttesek és a vegetáció hasonló szerkezeti változásokat mutat, mely változások a mikrodomborzat változásait követik. Szignifikáns csúcsok találhatóak 33 és 63 méternél a kvantitatív (6.c ábra) és bináris adatok (6.a,b ábrák) alapján egyaránt, azaz mind a fajok abundancia- és frekvenciaviszonyaiban, mind a fajkompozícióban jelentős változások mentek végbe a térfolyamatokban. A bináris adatok alapján 39 méternél (6.a ábra) és 42 méternél (6.b ábra) is szignifikáns csúcsok találhatóak, így ezek kétcsúcsú görbét alkotnak, ami átmeneti zónára utal, nem pedig éles határra (Körmöczi, 2005). A kvantitatív adatok alapján (6.c ábra) 6 méternél találunk még szignifikáns csúcsot, ami egybeesik a bucketető végével, és arra utal, hogy a gyakori fajok abundanciájában történt itt változás. Érdekes, hogy a vegetáció szerkezetében, a szélbarázda és az északi oldal között (63 méternél), nincs a poloskákéhoz hasonló éles határ, inkább egy átmeneti zóna, ahogy azt az egymást követő, bár nem

szignifikáns csúcsok mutatják, és a bucketető és a déli kitétségű lejtő vegetációja sem különbözik.

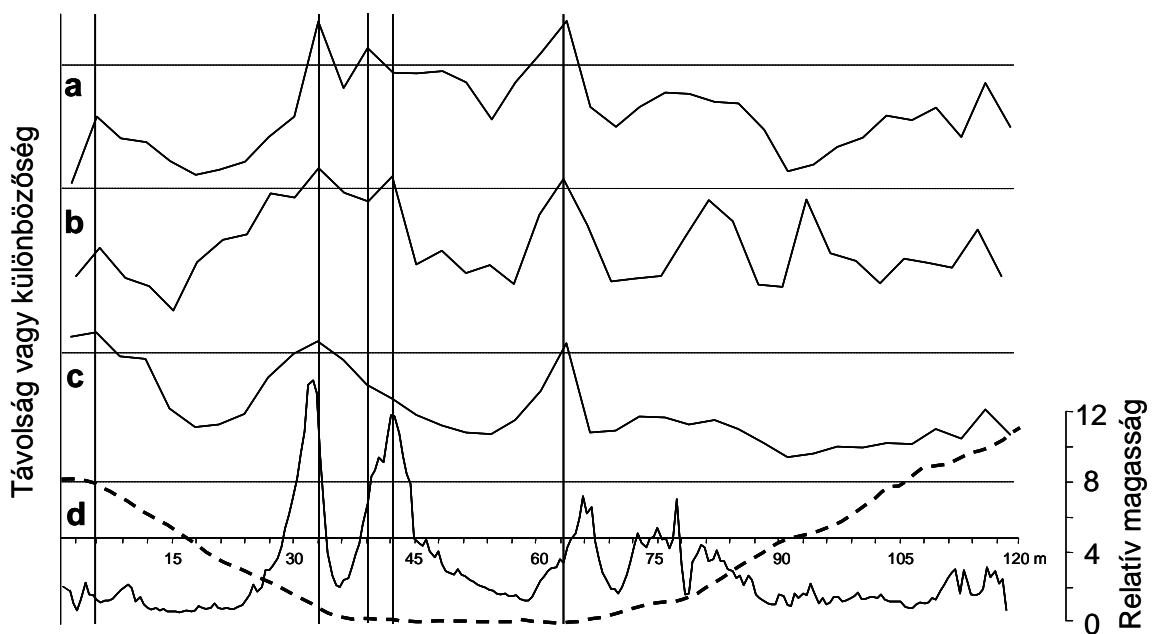


5. ábra. A poloskaegyüttesek szerkezeti változása az MSW analízis alapján a kisbugaci mintaterületen. Az ábrán a Z-score értékek profiljai vannak föltüntetve (a) Renkonen index, (b) Euklideszi távolság bináris adatok, (c) Euklideszi távolság kvantitatív adatok alapján. A vízszintes, szaggatott vonal az 5%-os szignifikanciaszintet jelöli. Az együttesek szerkezetében történő változásokat a csúcsok jelölik. A szignifikáns csúcsokat függőleges vonalakkal külön megjelöltem. A bal oldali függőleges skála nem valós, mivel az egyes profilokat a saját szignifikanciaszintjükhez képest ábrázoltam. Szaggatott vonallal a szelvény mikrodomborzati profilját ábrázoltam. A (d) ábrán a vegetáció Z-score profil diagramja látható, azért hogy a növényzet és a poloskaegyüttes szerkezeti változásai valamint a domborzat változása összevethetők legyenek.

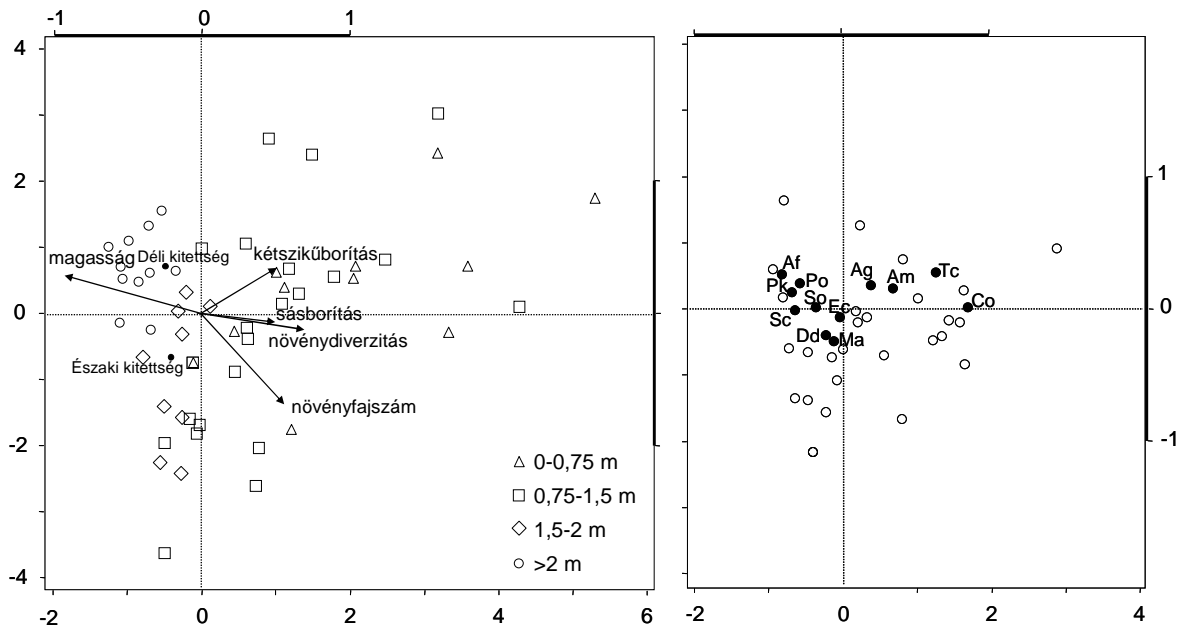
A poloskaegyüttesek szerkezetét befolyásoló tényezők

Az ordinációs diagramokon (7. és 8. ábrák) is látható, hogy Fülöpházán a buckaoldalak és a szélbarázda mintái jól elkülönültek, és a fajok kiegyénült poloskaegyütteseket alkottak (8. ábra). Kisbugacon viszont csak a bucketető mintái csoportosultak (7. ábra), kiegyénült poloskaegyüttes is csak ott volt kimutatható; az alacsonyabb részeken nem volt konzisztens fajösszetétel, a minták adatai nagyon variáltak, és a poloskák abundanciája is alacsony volt. A kötött ordinációk (CCA) mindkét esetben az élőhelyparaméterek szignifikáns kapcsolt hatását mutatták (5. és 6. táblázatok).

A magyarázott inercia Kisbugacon 16,10 % (pszeudo-F=1,29; $p=0,005$) és Fülöpházán 44,58 % (pszeudo-F = 2,68; $p= 0,005$) volt. A paraméterek hatása azonban, főleg a vegetációt jellemző paraméterek esetében, eltértek a két helyen. Noha a sásborítás mindkét helyen szignifikáns marginális magyarázóerővel bírt, hatása minden bizonnyal összefügg a talajnedvesség hatásával. Erre utal, hogy a parciális hatása nem szignifikáns. Külön kiemelném a faborítás hatását! Fülöpházán, az északi kitettséű oldal elején (kb. 75-90 méter között) a szelvény mellett egy kisebb nyárfacsoport helyezkedett el. Noha a transekt nem a facsoporton keresztül húzódott, mégis hatással volt a poloskákra, amit az MSW analízis is mutatott (lásd a 6. ábra 75 méter utáni markáns, bár nem szignifikáns csúcsok). A növényzeti paraméterek mellett a relatív magasság és a kitettség mindkét esetben meghatározó volt.



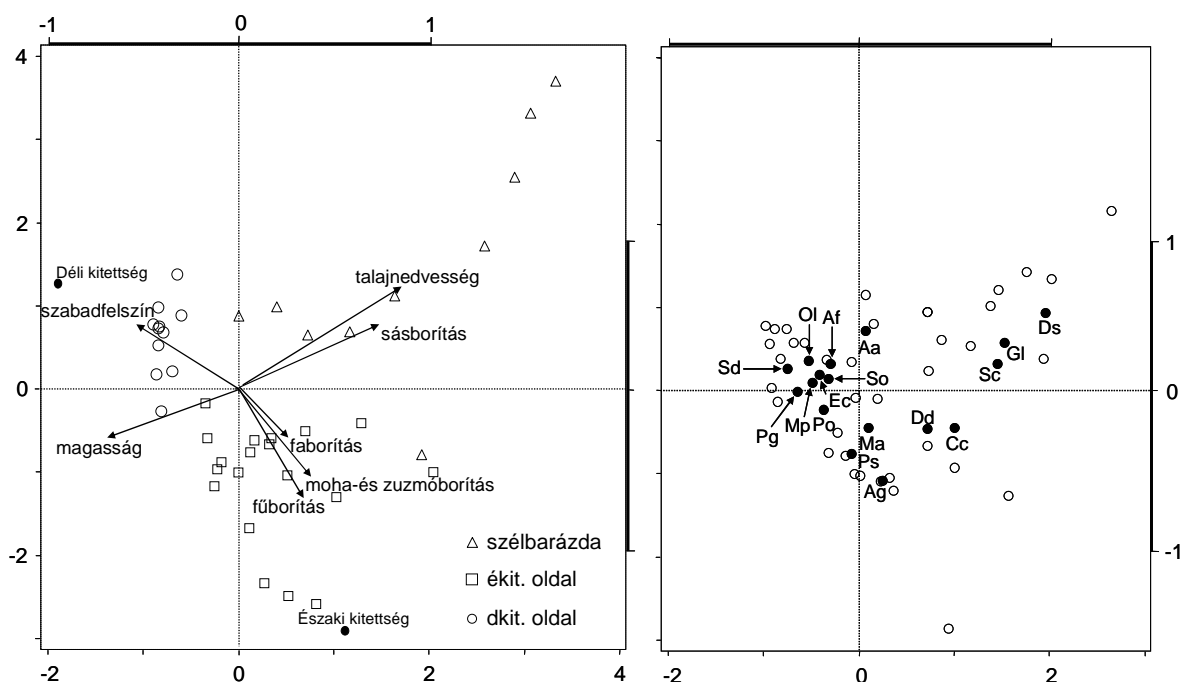
6. ábra. A poloskaegyüttesek szerkezeti változása az MSW alapján a fülöpházi mintaterületen. Az ábrán a Z-score értékek profiljai vannak föltüntetve (a) Renkonen index, (b) Euklideszi távolság bináris adatok, (c) Euklideszi távolság kvantitatív adatok alapján. Az együttesek szerkezetében történő változásokat a csúcsok jelölik. A vízszintes, szaggatott vonal az 5%-os szignifikanciaszintet jelöli. A függőleges vonalakkal külön megjelöltem a szignifikáns csúcsokat függőleges vonalakkal külön megjelöltem. A bal oldali függőleges skála nem valós, mivel az egyes profilokat a saját szignifikanciaszintjükhöz képest ábrázoltam. Szaggatott vonallal a szelvény mikrodomborzati profilját ábrázoltam. A (d) ábrán a vegetáció Z-score profil diagramja látható, azért hogy a növényzet és a poloskaegyüttes szerkezeti változásai valamint a domborzat változása összevethetők legyenek.



7. ábra. A kanonikus korrespondencia elemzés (CCA) ordinációs diagramja a kisbugaci minta alapján. A baloldali ábrán a mintavételi egységek, a jobboldalin a fajok ordinációs térben való elhelyezkedése látható ugyanazon a skálán. A mintavételi egységek a relatív magasság szintjei szerint vannak csoportosítva. A nyilak a szignifikáns marginális hatású változókat szimbolizálják. A faktorként definiált kitétséget fekete pont jelöli. A jobboldali ábrán körökkel a fajok vannak jelölve; fekete körök és a rövidítésük jelölik az 1% feletti gyakorisággal rendelkező fajokat: Af–*Aethus flavicornis*, Ag–*Acalypta gracilis*, Am–*A. marginata*, Co–*Coranus kerzhneri.*, Dd–*Dimorphopterus doriae*, E–*Emblethis ciliata*, Ma–*Mennacarus arenicola*, Pk–*Piesma kochiae*, Po–*Pionosomus opacellus*, Sc–*Sciocoris cursitans*, So–*Spathocera obscura*, Tc–*Tropidophlebia costalis*.

5. Táblázat. A szelvény mentén felvett változók és a kitétség, mint faktor hatása a poloskaegyüttesek szerveződésére a kisbugaci mintaterületen a kanonikus korrespondencia elemzések (CCA) alapján. A szignifikáns értékeket az átláthatóság kedvéért megvastagítottam.

Élőhely- paraméterek	Marginális hatás			Parciális hatás		
	Magyarázott inercia (%)	Pszedo-F	<i>p</i>	Magyarázott inercia (%)	Pszedo-F	<i>p</i>
Füborítás	1,47	0,792	0,680	-	-	-
Sásborítás	3,09	1,690	0,005	1,32	0,739	0,660
Kétszikűborítás	2,97	1,620	0,010	1,49	0,851	0,630
Moha- és zuzmóborítás	2,31	1,253	0,061	-	-	-
Faborítás	-	-	-	-	-	-
Szabad talajfelszín	2,28	1,235	0,115	-	-	-
Növényfajszám	3,69	2,030	0,005	2,46	1,383	0,024
Növénydiverzitás	4,10	2,263	0,005	1,74	0,992	0,430
Talajnedvesség	-	-	-	-	-	-
Relatív magasság	6,17	3,483	0,005	2,89	1,627	0,015
Kitétség	6,56	1,825	0,005	2,52	0,710	0,91



8. ábra. A kanonikus korrespondencia elemzés (CCA) ordinációs diagramja a fülöpházi minta alapján. A baloldali ábrán a mintavételi egységek, a jobboldalin a fajok ordinációs térben való elhelyezkedése látható ugyanazon a skálán. A mintavételi egységek a szelvény tagolódása szerint vannak csoportosítva. A jobboldali ábrán körökkel a fajok vannak jelölve; fekete körök és a rövidítésük jelölik az 1% feletti gyakorisággal rendelkező fajokat: Aa–*Aellopus atratus*, Af–*Aethus flavicornis*, Ag–*Acalypta gracilis*, Cc–*Catoplathus cartusiana*, Dd–*Dimorphopterus doriae*, Ds–*D. spinolae*, Ec–*Emblethis ciliata*, Gl–*Graptopeltus lynceus*, Ma–*Mennacarus arenicola*, Mp–*Macroplox preysseri*, Ol–*Odontoscelis lineola*, Pg–*Phymodera humeralis*, Po–*Pionosomus opacellus*, Ps–*Piesma silenes*, Sd–*Sciocoris deltocephalus*, Sc–*S. cursitans*, So–*Spathocera obscura*.

6. Táblázat. A szelvény mentén felvett változók és a kitétség, mint faktor hatása a poloskaegyüttesek szerveződésére a fülöpházi mintaterületen a kanonikus korrespondencia elemzések (CCA) alapján. A szignifikáns értékeket az átláthatóság kedvéért megvastagítottam.

Élőhely- paraméterek	Marginális hatás			Parciális hatás		
	Magyarázott inercia (%)	Pszedo-F	<i>p</i>	Magyarázott inercia (%)	Pszedo-F	<i>p</i>
Fűborítás	4,66	1,859	0,017	3,08	1,338	0,069
Sásborítás	9,23	3,865	0,005	2,70	1,175	0,110
Kétszikűborítás	1,59	0,613	0,89	-	-	-
Moha- és zuzmóborítás	4,41	1,755	0,03	3,63	1,577	0,033
Faborítás	4,58	1,824	0,045	3,85	1,675	0,028
Szabad talajfelszín	5,84	2,356	0,010	3,44	1,496	0,043
Növényfajszám	3,14	1,233	0,150	-	-	-
Növénydiverzitás	2,56	0,998	0,340	-	-	-
Talajnedvesség	12,35	5,356	0,005	3,49	1,516	0,041
Relatív magasság	7,90	3,259	0,005	2,82	1,227	0,103
Kitétség	18,65	4,241	0,005	13,67	1,729	0,005

Az élőhely struktúrájának jellemzésére, a csapdák mellett 1×1 méteres kvadrátokban a következő adatokat jegyeztük föl: fűfélék borítása, kétszikűek borítása, moha- és zuzmóborítás, avarborítás és a növényfajok száma. A szegélytől egyenlő távolságra lévő kvadrátok adatainak átlagát használtam az analízisek során.

A poloskaegyüttesek jellemzése

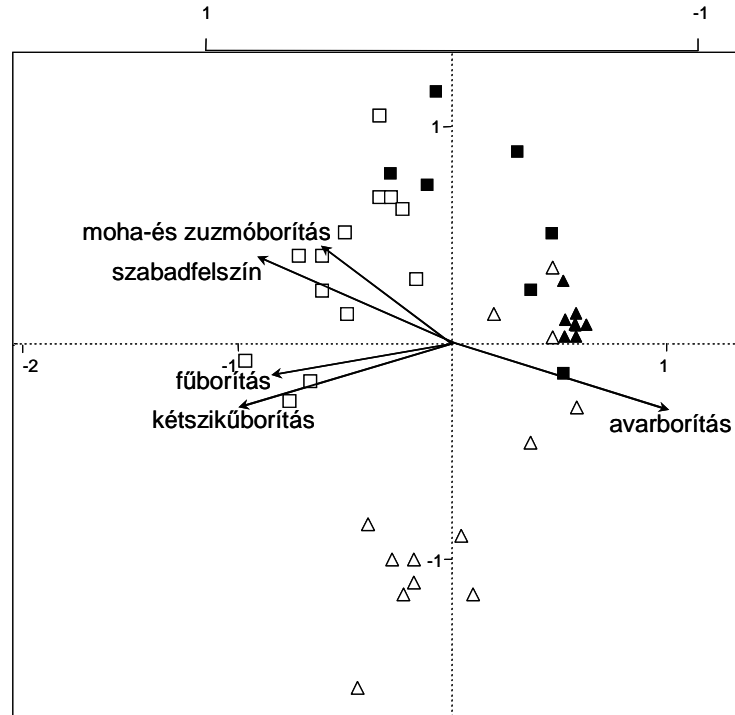
Összesen 49 fajba tartozó 1396 ivarérett poloska egyedet határoztam meg (Függelék 5. táblázat). Az 1. területen a leggyakoribb fajok az *Ae. atratus* (24,93%), a *P. opacellus* (18,40%), az *A. gracilis* (13,95%) és az *E. ciliatus* (6,82%) voltak. A 2. területen az *E. ciliatus* (52,31%), a *P. opacellus* (12,37%) és az *Ae. atratus* (11,61%). Kizárólag a nyarasban fordult elő a *Ceratombus coleoptratus* (Zetterstedt, 1819) és *Aradus depressus* (Fabricius, 1894) néhány egyede. Csak a borókásban fordultak elő a következő fajok: *Stygnocoris sabulosus* (Schilling, 1829), *Stygnocoris rusticus* (Fallén, 1807), *Acompus rufipes* (Wolff, 1804), *Eremocoris fenestratus* (Herrich-Schäffer, 1839), *Gonocerus juniperi* (Herrich-Schäffer, 1839).

Annak ellenére, hogy mindkét területen voltak olyan fajok, melyek a gyepeken nem fordultak elő, sem a nyarasban, sem a borókásban nem találtam kiegyénült poloskaegyüttest. Az ordinációs diagramon (10. ábra) jól látható, hogy a gyepek és erdők mintái jól elválnak, bár az első területen a nyárerdő szegélyéhez közeli gyepi minták a nyárerdő mintáihoz csoportosulnak. A második területen viszont a borókásban a szegélyhez közel elhelyezett csapdacsoportok tartanak a gyepi mintákhoz.

A poloskaegyüttesek szerkezeti változásai a szegélyeken

Az egymást követő minták között számolt különbözőségi értékek megerősítik az ordináció eredményeit (11. ábra). A egyes területen, a gyepen, a nyaras szegélyétől mintegy hét méterre megnőnek a szomszédos minták között számolt különbözőségi indexek értékei, és folyamatosan magas értéket mutatnak. Ez alapján a szegélyhatás mélysége kb. 7 méter a nyaras – homoki gyep ökoton esetében, azaz ekkora részen befolyásolja a gyep poloskaegyüttesét a nyárerdő szegély.

A másik területen, a szegélytől három méterre, a borókásban észlelhető egy hirtelen változás a poloskaegyüttes szerkezetében. Ebben az esetben szegélyhatást nem mutattam ki, a gyep poloskaegyüttesére nem hat a borókás szegély jelenléte.



10. ábra. A minták ordinációs diagramja RDA alapján. A háromszögek jelölik a mintákat az egyes területen (nyaras – homokpusztagyep), a négyzetek pedig a kettes területen (borókás – homokpusztagyep). Feketével a nyárerdőben és a borókásban vett mintákat jelöltem. Az élőhely paramétereinek hatását a nyilak jelképezik.

A poloskaegyüttesek szerkezetét befolyásoló tényezők

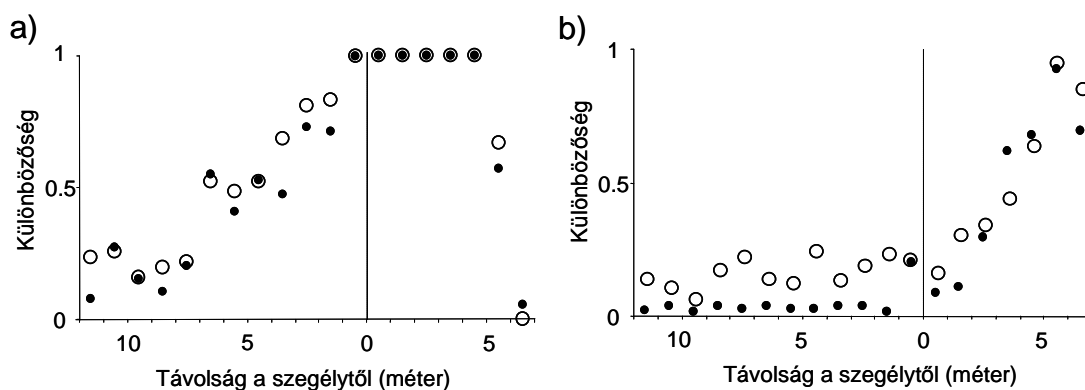
A kötött ordinációs elemzés (RDA) során a konstruált tengelyek az összvariancia 73,52 %-át magyarázták, és a permutációs teszt a mért élőhely-paraméterek szignifikáns kapcsolt hatását mutatta (pszeudo-F= 15,27; $p < 0,001$, Monte-Carlo szimuláció alapján, 1000 permutációt végezve). A variancia particionálás szerint (7. táblázat) az élőhely paramétereknek szignifikáns hatása volt a poloskaegyüttesek szerveződésére, de a hatásaik nagyban átfedtek. Legnagyobb mértékben a szabad talajfelszín és a kétszikű növények borítása befolyásolta a poloskaegyütteseket.

A poloskaegyüttesek fajszámát befolyásoló tényezők

A rangkorreláció alapján (8. táblázat) a kétszikűek borítása, a moha- és zuzmóborítás, és a poloskák fajszáma egyaránt növekedett, az avarborítás csökkent a

nyárerdő szegélyétől távolodva. A második területen a poloskák, a növényzet borítási értékei és a szegélytől való távolság között nem volt szignifikáns kapcsolat, jelezve, hogy a 2-3 méter magas borókák nem befolyásolták jelentősen a szomszédos gyeprészt. Egyedül a kétszikűek denzitása csökkent a szegély felé.

A poloskák fajszauma tehát eltérően változott a két ökoton esetében. A nyárerdő szegélye felé haladva gyakorlatilag „elfognak” a poloskák, a borókás-szegély esetében nem tapasztaltam hasonló negatív hatást, a gyepi fajok néhány méterre behatoltak borókás belsejébe és a fajszám csak a borókásban csökkent. A rangkorreláció és a kötött ordináció is bizonyította, hogy a növényzet tulajdonsági mellett a szabad talajfelszín és az avarborítás is jelentősen befolyásolta a poloskaegyüttesek szerveződését és fajgazdagságát.



11. ábra. Az egymást követő minták között számolt különbözőségi értékek a Morisita-Horn (fekete körök) és a Chao-féle Jaccard (fehér körök) indexek komplementerét használva, a) nyaras-homokpusztagyep, b) borókás-homokpusztagyep szegély esetében. A függőleges, szaggatott vonalak jelölik a szegély helyét.

7. táblázat. Az egyes élőhely-paraméterek hatása a kötött ordináció (RDA) alapján.

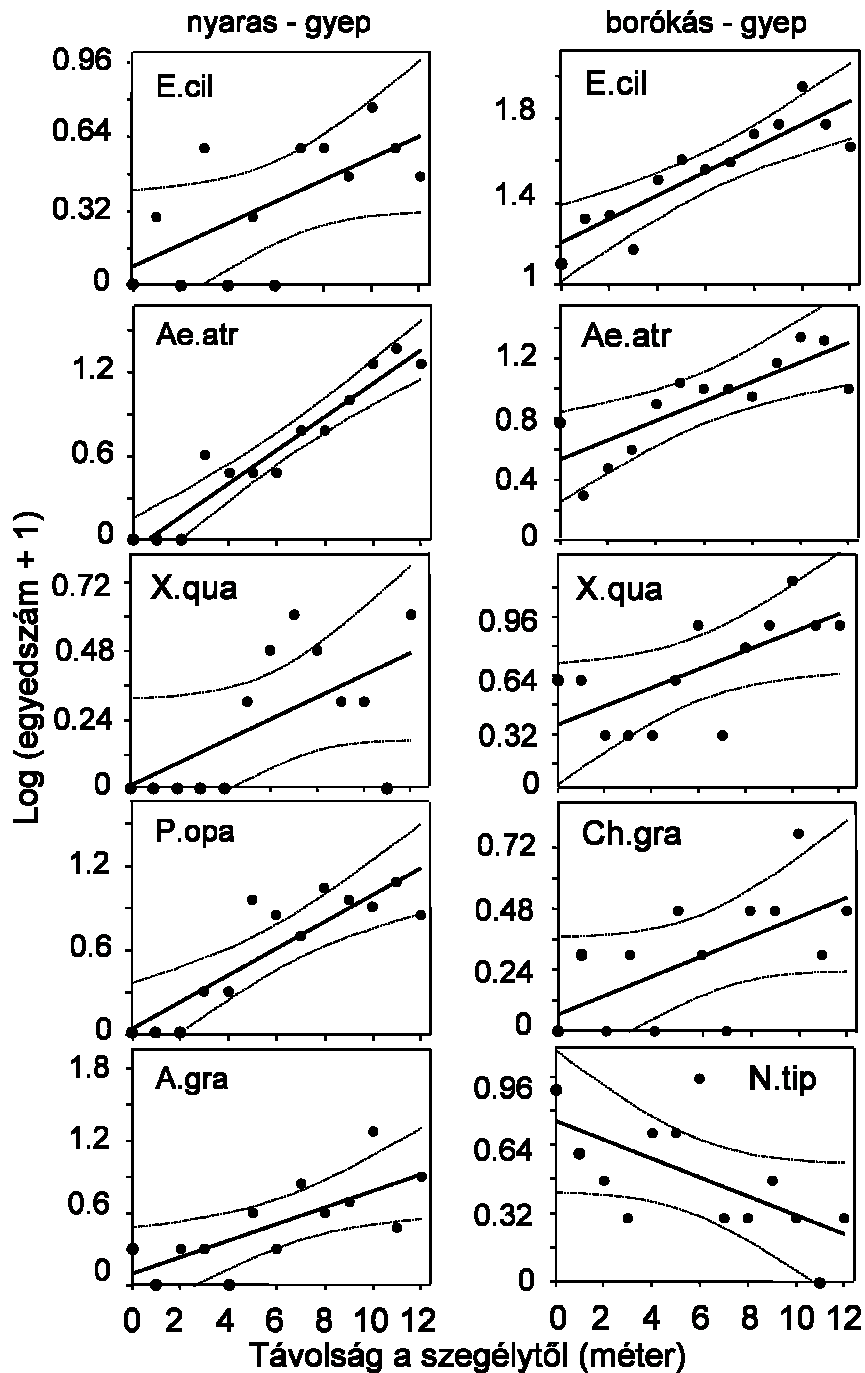
Élőhely- paraméterek	Marginális hatás			Parciális hatás		
	Magyarázott variancia (%)	Pseudo-F	p	Magyarázott variancia (%)	Pseudo-F	p
Füborítás	20,28	9,668	0,005	3,00	3,421	0,032
Kétsziküborítás	57,48	51,359	0,005	3,21	4,005	0,022
Moha- és zuzmóborítás	8,20	3,397	0,055	4,61	5,750	0,013
Avarborítás	36,55	21,888	0,005	4,54	5,653	0,015
Szabad talajfelszín	58,04	52,556	0,005	3,41	4,251	0,032
Növényfajszám	34,54	20,055	0,005	1,90	2,365	0,090

A szegély hatása az egyes fajokra

Az gyakoribb fajok abundanciája és a szegélytől való távolság kapcsolata alapján az egyes fajok eltérően reagáltak a szegélyre, sőt bizonyos fajok másképp reagáltak az eltérő szegélyekre is (a szignifikáns kapcsolatok a 12. ábrán láthatók). Az *E. ciliatus*, az *Ae. atratus* és a *Xanthochilus quadratus* (Fabricius, 1798) egyedszáma mindkét szegély esetében szignifikánsan csökkent a szegélyhez közeledve. Úgy tűnik, hogy a *Chorosoma gracile* Josifov, 1968 is negatívan reagál a szegélyekre, de ezt a nyaras esetében nem tudtam vizsgálni, mert annyira alacsony volt az egyedszáma. A *P. opacellus* és az *A. gracilis* fajokra negatív hatást gyakorolt a nyárerdő közelsége, de nem befolyásolta a gyepen tapasztalt abundanciájukat a borókás jelenléte (*P. opacellus*: $r^2=0,11$; $F_{1,11}=1,352$; $p=0,2696$ *A. gracilis*: $r^2=0,00$; $F_{1,11}=0,0435$; $p=0,8385$). A *C. kerzhneri* egyedszámát egyáltalán nem befolyásolták a szegélyek (nyaras: $r^2=0,30$; $F_{1,11}=4,692$; $p=0,0531$; borókás: $r^2=0,14$; $F_{1,11}=1,749$; $p=0,2129$). A *Neides tipularius* (Linnaeus, 1758) egyedszámára szintén nem hatott a nyaras szegélye ($r^2=0,10$; $F_{1,11}=1,295$; $p=0,7293$), sőt a borókás esetében szignifikáns pozitív hatást találtam.

8. táblázat. A poloskák fajsza, a szegélytől való távolság és az élőhely-paraméterek közötti kapcsolat Sperman-féle rangkorreláció alapján. A Bonferroni-Holmes korrekció előtti szignifikáns értékeket megvastagítva szedtem. * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$

1.terület \ 2.terület	Fűborítás	Kétszikű-borítás	Moha- és zuzmóborítás	Avarborítás	Szabad talajfelszín	Növényfajszám	Távolság a szegélytől	Poloska fajsza
Fűborítás		-0,07	-0,28	-0,46	-0,41	0,34	0,11	-0,02
Kétszikűborítás	0,02		-0,25	-0,47	0,37	0,02	0,87**	0,42
Moha- és zuzmóborítás	-0,37	0,59		-0,20	-0,30	-0,43	-0,50	-0,51
Avarborítás	0,14	-0,84**	-0,87**		-0,04	-0,19	-0,46	0,24
Szabad talajfelszín	-0,28	0,60	0,42	-0,62		0,28	0,47	0,14
Növényfajszám	-0,23	0,77*	0,34	-0,65	0,59		0,19	0,19
Távolság a szegélytől	-0,34	0,62	0,92***	-0,86**	0,43	0,34		0,34
Poloska fajsza	-0,25	0,66	0,91***	-0,90***	0,40	0,43	0,93***	



12. ábra. A szegély közelségének szignifikáns hatásai az egyes poloskafajok egyedszámára a nyaras-gyep: *E.cil* ($r^2=0.42$, $F_{1,11}=8.085$, $p=0.0159$), *Ae.atr* ($r^2=0.92$, $F_{1,11}=124.20$, $p<0.0001$), *X.qua* ($r^2=0.37$, $F_{1,11}=6.339$, $p=0.0286$), *P.opa* ($r^2=0.76$, $F_{1,11}=34.83$, $p=0.0001$), *A.gra* ($r^2=0.54$, $F_{1,11}=12.85$, $p=0.0043$), és a borókás-gyep: *E.cil* ($r^2=0.78$, $F_{1,11}=38.55$, $p<0.0001$), *Ae.atr* ($r^2=0.66$, $F_{1,11}=21.06$, $p=0.0008$), *X.qua* ($r^2=0.37$, $F_{1,11}=6.339$, $p=0.0286$), *Ch.gra* ($r^2=0.45$, $F_{1,11}=9.17$, $p=0.0114$), *N.tip* ($r^2=0.39$, $F_{1,11}=6.971$, $p=0.0229$) esetében. A hibaszávok az illesztés 95 %-os konfidencia intervallumát mutatják. A fajok rövidítései: *A.gra*–*Acalypta gracilis*, *Ae.atr*–*Aellopus atratus*, *Ch.gra*–*Chorosoma gracile*, *E.cil*–*Emblethis ciliatus*, *N.tip*–*Neides tipularius*, *P.opa*–*Pionosomus opacellus*, *X.qua*–*Xanthochilus quadratus*.

6. DISZKUSSZIÓ

6.1. A heterogenitás hatása élőhely- és tájléptékben

Mozaikos élőhelyek poloskaegyütteseinek élőhely- és tájléptékben

A PerMANOVA és az ordinációk szerint a mozaikos élőhelyeken, az azonos típusú foltokban jellegzetes fajösszetételű, elkülönült poloskaegyüttesek találhatók egy élőhelyen belül és tájléptékében is. Az együttesek fajösszetételükben, fajszámukban szignifikánsan különböznek, sőt diverzitásuk is jelentősen eltér (Torma és mtsai. 2010a). Az elkülönült együttesek megléte várható volt, hisz a poloskák között erős negatív korreláció mutatható ki az élőhelyek diverzitása és az együttesek hasonlósága között (Dorman és mtsai. 2007).

A vegetációval együtt a poloskák szerveződése is alapvetően két grádiens, a vízellátottság és a szikesedés mentén történt. Azt, hogy ezeknek a poloskaegyütteseknek a struktúrája mennyire változik nehéz megállapítani, mert természetközeli élőhelyek poloskaközösségeiről kevés a rendelkezésre álló irodalmi adat, szemben a kultúrterületek, mint a gabonaföldek, takarmánynövények (Kondorosy 1994), gyümölcsösök (Fauvel 1999), vagy akár a gyógynövény ültetvények (Rédei 2007) poloskaegyütteseiről. A térbeli léptéktől függetlenül nagyon hasonló fajösszetétel található a hasonló folt típusokban, azaz a fajkészlet alapvetően megegyezik. Ez azért is valószínű, mert a poloskák igen vagilisek, jól kolonizálók, és jó a terjedési képességük (Schuh és Slater 1995). A két év gyűjtési eredményei is nagyfokú hasonlóságot mutattak (noha ez igen rövid idő intervallum), így valószínű, hogy az egyes folt típusok poloskái viszonylag állandó fajösszetételű közösségeknek tekinthetők. Sőt, egy ennél is finomabb élőhelyfelosztás alapján a poloskaegyüttesek még tovább differenciálhatók. A szikesek esetében például jelentős eltérések lehetnek a fajösszetételben és az indikátor fajokban is, például a *C. hungaricus* a mézpázsitos szikfokokat, az *A. atricapilla* a sziki szittyós, a *C. varicornis* pedig a sziki kákás mocsarakat jelzi.

A kapott eredményeket azonban nem lehet automatikusan kezelni. Egyetlen poloskaszemfaj sem állítaná például – a szignifikáns indikátorérték ellenére sem, – hogy a *Hebrus pusillus* (Fallén, 1807) kételtű poloska a sziki szittyós rétek indikátor faja lenne. Valószínűleg a tartós vízborítás miatt próbáltak megtelepedni a területen.

A vegetáció szerepe poloskaegyüttesek szerveződésében élőhely- és tájléptékben

A növényzet diverzitásával, strukturáltságával várhatóan nő a gerinctelenek diverzitása is; a növényi produkcióval párhuzamosan nő fogyasztók száma, ami maga után vonzza a ragadozók és paraziták számának emelkedését. (Southwood 1979, Hunter és Price 1992).

A poloska fajok döntő többsége növényevő (Schaefer és Panizzi 2000, Schuh és Slater 1995), így a vegetáció befolyása érthető, de még a generalista ragadozókra, például a virágpoloskák többségére is erőteljes hatással van (Lattin 1999). A vegetáció számos tulajdonsága – például a vegetáció produkciója (Brändle és mtsai. 2001) vagy akár a virágok száma (Zurbrügg és Frank 2006) – gyakorolhat hatást a poloskaegyüttesekre. Az élőhely típusa egyértelműen befolyásolja a poloskaegyüttesek fajkompozícióját (Frank és Künzle, 2006, Zurbrügg és Frank, 2006, Indermaur 2001, Gallé és mtsai. 2010, Torma és mtsai. 2010a).

Mozaikos gyepeken mind élőhely mind tájléptékben az adott élőhelyfolt típusa volt hatással a poloskaegyüttesek szerveződésére, a fajszámra, diverzitásra (Torma és mtsai. 2010a). Más vizsgálatokhoz hasonlóan a növénydiverzitásnak, a növényi fajszámnak (pl. Frank és Künzle 2006), vagy a vegetáció szerkezetének (pl. Bröring, és Wiegleb 2005) szignifikáns hatása volt a poloskaegyüttesek struktúrájára. Azonban, ezek hatása nagyon átfedett, jelentős parciális magyarázó ereje egyedül a folt vegetációs típusának volt. Ez viszont Sanderson és mtsai. (1995) eredményeit támasztja alá, mely szerint a növényi fajösszetétel határozza meg a poloskaegyüttesek fajkompozícióját. Tájléptékben a vegetáció tulajdonságai kevésbé magyarázták a poloskaegyüttesek változatosságát.

A vegetáció herbivórokra gyakorolt bottom-up hatásának a magyarázatára több hipotézis is született. Siemann (1998) szerint a vegetáció produkciójának növekedésével nő a herbivórok diverzitása, mert nő a ritka források aránya („*resource rarity hypothesis*”), mert nő a herbivórok lokális túlélésének valószínűsége („*consumer rarity hypothesis*”), és mert növeli az intraspecifikus denzitásfüggést („*density dependence hypothesis*”).

A „*resource concentration*” hipotézis (Root 1973) szerint a specialista herbivórok nagyobb valószínűséggel fordulnak elő ott, ahol a tápnövényeik nagy, monodomináns állományban található. Ezt egyértelműen alátámasztja több specialista faj, például a *C. hungaricus*, az *Eurydema* fajok mintázata, de még az *Agramma* fajoké is, melyek polifágok.

Terepi (pl. Southwood 1979) és manipulatív (pl. Rhainds és English-Loeb 2003, Scherber és mtsai. 2006) vizsgálatok támasztják alá, hogy a növénydiverzitással nő a herbivórok fajszáma. Siemann és mtsai. (1998) azonban fölhívták a figyelmet a vegetáció fajkompozíciójának változása és a diverzitásának változása közti kapcsolatra. Koricheva és mtsai. (2000) egyenesen a növényi fajkompozíció hatását hangsúlyozzák a diverzitás hatásával szemben. Perner és mtsai. (2005) szerint az ízeltlábúak abundanciájára is a növényzet fajkompozíciója hat, nem a növényzet fajgazdagsága. Viszont Brändle és mtsai. (2001) szerint, függetlenül a fajkompozíció változásától, a vegetáció produktivitásával nő a specializálódott poloska fajok aránya.

Ahogy látható elég sokféle, néha egymásnak ellentmondó eredmények találhatók a vegetáció herbivórokra gyakorolt hatásáról. Vizsgálataim szerint az élőhelyfolt típusa – amit alapvetően a vegetáció fajkompozíciója alapján különítettem el – az egyedüli lényeges növényzeti paraméter, ami hatott a poloskaegyüttesek fajösszetételére és fajdiverzitására. Az azonos élőhelyfoltok esetében sem a növényzet diverzitásának, fajsámának, vagy a növényzet összborításának nem volt hatása a poloskaegyüttesek fajsámára. Élőhelyléptékben még a specialista poloska fajok és a növényfajok száma között sem volt kapcsolat, tájléptékben viszont a növényzet fajsámával nőtt a poloskák összajszáma és ez a pozitív kapcsolat a specialista fajoknak volt köszönhető, a generalista fajokra nem hatott a vegetáció fajsáma. Di Gulio és mtsai. (2001) szerint is a specialista herbivórok számára fontos a növények fajsáma, míg generalista fajokra és predátorokra kevésbé hat. A két lépték közötti különbség a vegetáció gazdagságának hatásában – más vizsgálatokhoz hasonlóan (pl. Steffan-Dewenter és mtsai. 2002) – érzékelteti a szünbiológiai folyamatok skálafüggését. Ugyanakkor a vegetáció hatása tájléptékben is csak a kevésbé diverz „mátrix” foltjaiban érvényesült, a fajgazdagabb sztyeppfoltokban nem befolyásolta a poloskaegyüttesek fajsámát.

Arra, hogy miért nem volt szorosabb a kapcsolat a poloskák fajsáma és vegetáció fajgazdagsága, diverzitása között főleg élőhelyléptékben, valószínűleg a vizsgálati területek sajátosságai adhatnak magyarázatot.

A manipulatív vizsgálatok kísérleti élőhelyei, mint például Rhainds és English-Loeb (2003) kísérletében, minden bizonnyal egyszerűbb struktúrával rendelkeztek, mint bármely terepi vizsgálat élőhelye. Általában a terepi vizsgálatok sem természetesen mozaikos élőhelyek folttípusaiban mintázták a poloskaegyütteseket (vagy más herbivórokat), hanem eltérő hasznosítású gyepeken (pl. Indermaur 2001), vagy művelés alól eltérő ideje kivont területeken (pl. Zurbrügg és Frank, 2006), vagy szennyezési

grádiens mentén (pl. Brändle és mtsai. 2001). Azaz valamilyen antropogén befolyás jellemezte a területeket. A gyepek kezelése mind a növényzetet, mind a poloskákat befolyásolja (Morris 1969, Morris 1979). A művelés alól kivont területeken pedig, a másodlagos szukszcenziós folyamatoknak van nagy szerepe, mely során a közösségek nyilvánvalóan változnak; például a pionír növényeken élő herbivórok kevésbé specializálódtak, mint a későbbi szukszcenziós stádiumra jellemző növények herbivórai (Novotny 1994). Ezek a folyamatok pedig, okozhatnak kongruenciát különböző taxonok diverzitásában (összefoglalva: Rodrigues és Brooks 2007). Másrészt a bottom-up hatás alacsony diverzitású rendszerekre jellemző, míg a diverzebb rendszerekre a top-down reguláció (Oksanen és mtsai. 1981). Ez alapján lehetséges, hogy az általam vizsgált gyepek mozaikossága és az abból adódó diverzitása miatt kevésbé jelentős a vegetáció bottom-up hatása. Végezetül mind a top-down mind a bottom-up hatások átfedhetnek a tájökölógiai jellegek, például a fragmentáció (Tschardtke 1992) hatásaival.

A tájökölógiai változók szerepe poloskaegyüttesek szerveződésében élőhely- és tájléptékben

Taxononként és táplálkozási guildekként is eltér az élőhely és a táj paramétereinek befolyása az ízeltlábúakra (Stoner és Joern 2004). Jeanneret és mtsai. (2003) szerint a vizsgált taxon mellett a vizsgált terület jellege is befolyásolja az ízeltlábúak és a tájökölógiai változók közötti kapcsolatokat.

A poloskaegyüttesek fajkompozícióját az élőhelyfolt alakja, területe és a környezete sem befolyásolta egy adott élőhelyen, és tájléptékben is csak az együttes hatásuk volt említésre méltó. Az előzőekben láthattuk, hogy a poloskaegyüttesek szerkezetét, fajösszetételét az élőhelyfolt típusa határozta meg. A táj szerkezetének akkor van igazán hatása az ízeltlábú-közösségek szerkezetére, ha azok nem kötődnek szorosan valamely élőhely-típushoz (Jeanneret és mtsai. 2003).

MacArthur és Wilson (1967) izolátumok biotális szabályozottságára vonatkozó elmélete szerint a tengeri szigetek területének csökkenésével és az izolációjuk fokozódásával a fajok számának csökkenése várható. A terület-fajsám összefüggés a szárazföldi élőhelyek, élőhelyfoltok, azaz a „szárazföldi szigetek” esetében is az egyik legtöbbet tesztelt hipotézis (összefoglalva: Debinski és Holt 2000). Azonban nem csak az élőhelyfolt mérete lehet meghatározó, hanem az alakja (Diamond 1975), a környező foltok (Zurbrugg és Frank, 2006), a konnektivitás a foltok között (Schooley és Wiens 2005,

Diekötter és mtsai. 2008) és még számos tájökológiai változó (összefoglalva: Saunders és mtsai. 1991, Turner 2005).

A vizsgált poloskaegyüttesek fajszámát is ezek a tájökológiai változók befolyásolták élőhely- és tájléptékben egyaránt. A változók hatása azonban jobban eltért a különböző folt típusok, mint a különböző térbeli léptékek esetében.

A száraz sztyeppfoltok poloskaegyütteseinek fajszáma élőhelyléptékben egyértelműen nőtt a folt méretével. Ez megegyezik számos terület-fajszám összefüggést, – akár szipókás rovarokon – tesztelő vizsgálat eredményével (pl. Helden és Leader 2004). A gyepre vonatkoztatott izolációnak negatív hatása volt a Heteroptera fajszámra tájléptékben. Az izoláció negatív hatását a poloskákra más vizsgálat is kimutatta (pl. Littlewood és mtsai. 2007). A foltméret és az izoláció fajszámra gyakorolt hatása egyrészt a kolonizációs folyamatokra gyakorolt hatásukkal magyarázható, ugyanis a kolonizáció sikere csökken a kolonizálandó folt izolációjának növekedésével (Littlewood és mtsai. 2007) és a területének csökkenésével (Biedermann 2004). A folt mérete nem csak a kolonizáció sikerét befolyásolja. Egy nagyobb folt, több búvóhelyet, többféle táplálékot, azaz több forrást biztosít, így a konzumensek nagyobb egyedszáma, fajszáma figyelhető meg a nagyobb foltban (Martinko és mtsai. 2006). Élőhelyléptékben valószínűleg az élőhelyfolt által biztosított források, nagyobb léptékben pedig, az egész élőhely által biztosított források lehetnek a poloskák fajszámváltozásának a hátterében.

Bender és mtsai. (1998) szerint a folt mérete a specialista fajokra hat, a generalista fajok esetében hatása vitatott. Eredményeim alapján a foltméret a specialista és generalista fitofág poloska fajokra is hatott, valószínűleg a zoofág és omnivór poloskákra nem. Viszonylag kevés zoofág poloskát gyűjtöttem, ezért nem vizsgáltam külön őket. De, ahogy várható volt a gyakoribb ragadozó fajok, a *Nabis pseudoferus* Remane, 1949 és *Nabis punctatus* Costa, 1847 szinte minden foltban megtalálhatók voltak, egyenletesen oszlott el az egyedszámuk a mintákban.

A folt alakja szintén hatással volt a poloskák fajszámra. A folt „szabálytalanságával”, azaz a kerület/terület arányával várhatóan csökken a fajszám, mert csökken az interriőr-área (Diamond 1975), ami főleg a specialista fajoknak nem kedvez (Villard 1998). A folt alakjának valószínűleg azért lehetett a poloskákra jelentős hatása, mert nem volt a poloskák számára igazi határ a foltok között, és a folt alakja akkor számít igazán, ha a foltok közötti határ könnyen átjárható (Collinge és Palmer 2002).

A lép- és mocsárrét foltok poloskaegyütteseinek a fajszámát is befolyásolta a foltméret és a shape index, de ellenkezőleg mind a sztyeppfoltokét. Ezekben a foltokban

kevesebb poloskafaj él, és azok jelentős része szinte minden foltban tömeges, mint például *Agramma* és *Cymus* fajok, köszönhetően a tápnövényeik (Juncaceae, Cyperaceae) denzitásának. Az ideiglenesen jelenlévő, átvándorló fajok hatása jelentős lehet rovarközösségekben még nagy léptékben is (Novotny és Missa 2000). Az ideiglenesen jelenlévő, nem az adott folttípushoz kötődő, átvándorló poloska fajok jelentősen befolyásolhatták a fajszámot a „fajszegény” láp- és mocsárrét foltokban. A mocsár- és láprét foltokban ezzel magyarázható a tájökológia változóknak a száraz foltok esetében tapasztaltakkal ellentétes hatása. Valamint a környező foltok diverzitásának a pozitív kapcsolata a poloskák fajszámával.

Lóvei és mtsai. (2006) a „mátrix” és „szárazföldi szigetek” futóbogár-együtteseit vizsgálták, és hangsúlyozták a szegélyek befolyását is a fajgazdagságra, ami lényeges különbség a klasszikus terület-fajszám összefüggésekhez képest. A KÉTK gyepein végzett vizsgálataim esetében, ha ilyen szegélyhatás érvényesült is, az a „mátrix” fajszámát befolyásolta pozitívan.

6.2. Szegélyek, határok, átmenetek

Az egyes élőhelyfoltok poloskaegyüttese

Már korábbi vizsgálatok is kimutatták, hogy az epigeikus poloskák elkülönítik a homoki gyepék mikrohabitat típusait (Harmat 1984), és érzékenyen reagálnak ezen élőhelyek jellemzőinek változására (Kerényi 1997). Ahogy Gallé és mtsai. (1988) megállapították ún.: durvaszemcsés – „*coarse grained*” (Levins 1962, MacArthur és Levins 1964) – módon képezik le az élőhelyüket. Éppen ebből adódik, hogy a poloskaegyüttesek szerkezetében, fajkompozíciójában, vagy akár az egyes fajok elfordulásában lévő változatosság magyarázatát főleg a finom léptékű folyamatokban érdemes keresni.

Az egymástól messzebb lévő vizsgálati területeken is az epigeikus poloskák a hasonló élőhelyfoltokban hasonló együtteseket alkottak. A domináns fajok és a szubdomináns fajok nagy része is megegyezett, és ezek a fajok jellemzők a homoki gyepékre (Halászfy 1959, Benedek 1969a, Vásárhelyi 1978, 1983a, Kis és Kondorosy, Harmat 1984, Kerényi 1997). Az indikátorfaj-analízis és a CCA alapján nem csak a buckatető és a szélbarázda, hanem az eltérő kitétségű buckaoldalakat is saját fajösszetétel jellemzi. Kivételek azért akadtak: a kisbugaci területen például a szélbarázdában nem

találtam karakterisztikus fajokkal jellemezhető, kiegyénült együttest, noha Harmat (1984) egyértelműen elkülönült buckaközi közösségeket említ. Egy elkülönült buckaközi közösség hiányát okozhatja a szélbarázda kis mérete (Gallé és mtsai. 1987). Kerényi (1997) vizsgálatai szerint a buckaközi poloska populációk rezisztenciája alacsonyabb, mint a buckatetőn élőké, így a zavarások, klimatikus változások, mint a szárazodás, a talajvízszint csökkenése fokozhatja egy szélbarázda poloskaegyüttesének elszegényedését. Gallé és mtsai. (2009) a szárazodás miatt a kisbugaci szélbarázdákra jellemző fajok eltűnését, a termofil-xerotoleráns fajok előretörését és a hangyaközösségek homogenizálódását tapasztalták. Poloskák esetében Tugyi és mtsai. (2011) is azt találták, hogy Harmat (1980) által vizsgált buckaközi poloskaegyüttesek nagy része elszegényedett.

A kiegyénült poloskaegyüttesek hiánya az erdőkben viszont nem volt váratlan. Noha jellemző fajok akadtak, közülük is az *A. depressus* kéregpoloska nem sorolható az epigeikus fajok közé. Különböző lombhullató fák kérge alatt él és taplógombák fonalait szívogatja (Vásárhelyi 1983a). A *C. coleopratus* pedig nem erdei faj; nedves avarban, mohapárnákban található nagyon sokféle élőhelyen (Rédei és Huffnagel 2002, Torma 2011). Ebben a száraz régióban a számára szükséges nedves mikrohabitatot az erdőkben és buckaközi mélyedésekben (Harmat 1984) találhatja meg.

A poloskaegyüttesek mintázata az élőhelyek határán és az azt befolyásoló tényezők

Az eddigi vizsgálatok szerint az éles átmenetek markánsan befolyásolják az állatközösségek struktúráját, a faunaelemek eloszlását (French és Elliot 1999), de nincs egyetértés e hatás irányáról (Dauber és Wolters 2004).

Vizsgálataim során változó mintázatokat tapasztaltam a gyep – gyep és a gyep – erdő határán egyaránt, annak ellenére, hogy ezek mind éles átmenetnek tekinthetők.

A nyaras szegélyen megfigyelt negatív szegélyhatás, megegyezik több, az erdőszegélyek gyepi közösségekre gyakorolt hatását vizsgáló kutatás eredményével (Samways és Moore 1991, Bieringer és Zulka 2003). A szegélyhatás mélysége azonban kisebb poloskák esetén, mint például az egyenesszárnyúaknál (Torma és mtsai. 2009), amely csoportnál Bieringer és Zulka (2003) mintegy 30 méter mélységű szegélyhatást észlelt.

A borókás – gyep határán csak néhány fajra hatott negatívan a szegély. Az együttes szerkezetének hirtelen változása és a fajszám csökkenése egyaránt a borókásban, néhány méterre a szegélytől ment végbe, ami Durães és mtsai. (2005) szerint arra utal, hogy nem a szegély közelségére, hanem az élőhely megváltozására reagál az adott közösség.

Egyenesszárnyúak fajsámára viszont a borókás szegély is negatíván hat (Torma és mtsai. 2009).

A poloskaegyüttesek eltérő válasza a szegély jelenlétére, valószínűleg az első területen lévő magas nyárfáknak a szomszédos gyeprészre gyakorolt árnyékoló, avarképző hatásának tulajdonítható. Ezt megerősíti, hogy a nyárfák hatása a fülöpházi szelvény mentén is kimutatható volt. Az árnyékolásnak a különböző ízeltlábúakra gyakorolt hatásáról már több szerző is beszámolt (pl. Sparks és Greatorex-Davies 1992, Entling és mtsai. 2007, Gossner 2009). Az árnyékolás közvetve, a növényzetten keresztül is hat a rovarokra: Mullen és mtsai. (2003) erdei utak szegélyét vizsgálva, pozitív korrelációt találtak a növekvő fény mennyiség, a növényfajok száma és a Hemiptera fajok száma között. Greatorex-Davies és mtsai. (1994) szintén szignifikáns kapcsolatot találtak, a fény mennyiség, a kétszikű növények és a poloskák, bogarak fajgazdagsága között. Hasonló kapcsolt mintázat volt a nyaras – gyeprész ökoton esetében, ahol a poloskák fajsámája, a moha- és zuzmóborítás, a kétszikűek borítása és a szegélytől való távolság között volt erős korreláció. Spungis (2005) tengerparti homokdűnéken szintén azt állapította meg, hogy az epigeikus poloskák fajsámára a kétszikűek borítása valamint a moha- és zuzmóborítás van pozitív hatással.

A vegetáció hatását tekintve, a specialista herbivór fajok mintázata sok esetben (pl. *P. kochiae*, *Ae. atratus*, *E. ciliatus*, stb.) összefügg a tápnövényük mintázatával. Ez lehetett az oka annak is, hogy noha a poloskaegyüttes fajgazdagságát, fajkompozícióját nem befolyásolta a borókás szegély közelsége, egyes fajok – például *Ae. atratus*, *E. ciliata* – mégis negatív szegélyhatást mutattak. A mért élőhelyparaméterek közül ugyanis egyedül a kétszikűek denzitását befolyásolta a borókás szegély, szintén negatíván, a domináns kétszikű fajok pedig épp az említett poloska fajok tápnövényei, az *Alkanna tinctoria* és az *Euphorbia cyparissias* voltak. Ugyanakkor nem hatott negatíván a polifág növényevő (pl. *P. opacellus*) vagy a ragadozó (pl. *C. kerzhneri*) fajokra. Ingham and Samways (1996) szerint is életmód függvénye, hogy az éles szegély pozitív vagy negatív hatást gyakorol-e.

A vegetáció nem csak, mint táplálékforrás befolyásolhatja a poloskákat. A moha- és zuzmóborítás például nem csak az őket szívogató specialista fajokra – mint az *Acalypta* fajok (Rédei és mtsai. 2004) – hat, hanem az epigeikus poloska fajok diverzitását és denzitását általánosan befolyásolja, mivel búvóhelyet nyújt nekik (Spungis 2005). Továbbá, a vegetáció meghatározza a csupasz talajfelszín arányát, az avarborítás mennyiségét és jellegét is, és ezeken keresztül is hathat a poloskaegyüttesekre. A poloskák fő helyváltoztató mozgása ugyanis a gyaloglás (Dolling 1991), amit a felszín

struktúrájának bonyolultsága befolyásol (Yang 2000). Noha a talajparaméterek is főleg a vegetáción keresztül hatnak a poloskákra (Sanderson és mtsai. 1995), a talajnedvességnek például önmagában is lehet hatása, főleg a lárvák fejlődésére és az imágók mozgására, szétterjedésére (Willis és Roth 1962, Riis és Esbjerg 1998, Riis és mtsai. 2005).

Az élőhelyeket általában a növényzet alapján határozzák meg, így a domináns növényfajoknak nagy hatása van az adott rendszer struktúrájára (Gosz 1993). Mivel feltételezzük, hogy a környezeti változásokra, a rendszer struktúrájával párhuzamosan változnak az állatközösségek paraméterei is, így legalább néhány esetben a növényzet által és az állatok által mutatott átment egybeesése várható (pl. Boone és Krohn 2000, Gaston és mtsai. 2001) Vizsgálataim alapján nincs egyértelmű egybeesés, még a növényzethez szorosan kapcsolódó poloskák esetében sem. Valószínűleg erős háttér grádiens vagy valamilyen homogenizáló hatás esetén fordulnak elő ilyen kongruenciák és főleg nagyobb léptékekben (összefoglalva: Rodrigues és Brooks 2007), természetközeli, mozaikos élőhelyeken kevésbé (Davis és mtsai. 2008, Torma és mtsai. 2009, 2010b.) Különösen a kisbugaci szelvény mentén nem volt hasonlóság a vegetáció és poloskaegyüttes változása között. Ennek oka lehet a gyengébb háttérgrádiens, azaz a mikrodomborzati különbségek, de lehet, hogy a Kisbugacon a szárazodás hatására történő, mind a vegetációban (Körmöczy 1991, 1996) mind az állatközösségekben (Gallé és mtsai. 2009, Kanizsai és mtsai. 2009) tapasztalt átrendeződés okozza. A fülöpházi transzekt mentén a vegetáció nem változott a bucketető és a lejtő határán, míg a domináns poloska fajok abundanciájában változás volt, ami minden bizonnyal a lejtő meredekségének a hatását mutatja, mint például pókoknál is (Gajdos és Toft 2000).

Az élőhelyfoltok határain lejátszódó folyamatok az epigeikus poloskaegyüttesek esetében úgy tűnik, szorosan összefüggnek az élőhely tulajdonságainak változásával. Hirtelen változásra a poloskaegyüttesek paraméterei (fajösszetétel, fajgazdagság, közösségszerkezet) is hirtelen változnak, és ezek éles határokként érzékelhetők. A környezet graduális változása esetén átmeneti zónák jönnek létre, ahol egyes esetekben csökkent a poloskák fajgazdagsága: például a nyárerdő – gyepek ökoton esetében a poloskák abundanciája és fajszáma is csökkent, gyakorlatilag elfogytak az erdő széléig. A déli kitérű lejtő és a szélbarázda közötti tranzíciós zónában viszont fajkicserélődés és nem a fajszám csökkenése volt észlelhető (Gallé és mtsai. 2010).

Természetvédelmi vonatkozásait tekintve, a kisméretű gyepek nem alkalmasak még a más rovarokhoz képest viszonylag mérsékelt szegélyhatást mutató poloskák fajgazdagságának megőrzésére sem. Hänggi és Baur (1998) azt tapasztalta, hogy 30

méternél kisebb átmérőjű, erdővel körülvett gyepek esetében már hiányzik az interiőr-área. Az erdőtelepítések miatt a gyepek fragmentálódása és területcsökkenése különösen káros tényező lehet a gyepi ízeltlábúak számára a Kiskunságban.

Epigeikus poloskaegyütteseknél nem valószínű olyan mélységű szegélyhatás, mint amiről Ewers és Didham (2008) beszámol erdei bogak esetében. 74 környezeti változót is (mikroklima, vegetáció, topográfiai, táji változókat) vizsgáltak, de egyiknél sem volt szélesebb néhány száz méternél az átmeneti zóna, ahol ezeknek a környezeti paramétereknek a változása lezajlott. Ezzel szemben a vizsgált erdei bogárfajok, mintegy 20%-nál a szegélyhatás több mint egy kilométerre a szegélytől is érvényesült, amit a környezet mért paramétereinek megváltozása nem okozhatott.

A szegélyhatás általában kevesebb, mint 150 méterre érvényesül, néha akár 500 méterre is behatolhat az interiőr-áreába. Kilométeres léptében azonban kevesen vizsgálták a szegélyek hatását (összefoglalva: Laurance 2000). Ha a szegély több mint egy kilométerre is befolyásolja az az interiőr fajok mintázatát, akkor viszont jóval nagyobb élőhelyfoltok védelmére lehet szükség, mint eddig gondolták (Laurance 2000, Ewers és Didham 2008).

6.3. Niche-teória és neutrális teória

A közösségi ökológia egyik fő célja, hogy általános magyarázatot adjon az élőlények megfigyelt térbeli és időbeli mintázatára, függetlenül a léptéktől. Ezeket a mintázatokat igyekszik megmagyarázni a niche-teória és a neutrális teória is. A két elmélet teljesen másképp magyarázza, hogy mi alakítja a közösségeket, ami máig folyó vita az ökológiában (Schweiger és mtsai. 2005). A niche-teórián alapuló modellek szerint a források eloszlása és a biológiai interakciók következtében alakulnak ki koegzisztens fajok csoportjai, azaz közösségek (összefoglalva: pl. Chesson 2000). A neutrális teória szerint a fajok véletlenszerű diszperziója alakítja a mintázatokat, létrehozva az ökológiai sodródást (a genetikai sodródás mintájára) (Hubbell 2001).

Nem célokom állást foglalni egyik mellett sem, főleg, mert a két elmélet nem zárja ki egymást (Chave 2004). A poloskaegyüttesek términtázatának változásai nem tűnnek véletlenszerűnek és ezek a változások a források, élőhelyfoltok eloszlásával magyarázhatók leginkább a vizsgálatok léptékében.

7. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Köszönöm Gallé Róbertnek, Bozsó Miklósnak, Varga Csabának és Varga Márknak a néha igencsak fárasztó terepi munka során nyújtott segítségüket.

Köszönöm Gallé Róbertnek, Gallé Lászlónak, Péntes Zsoltnak és Körmöczi Lászlónak az adatok értékelésében és a dolgozat elkészítésében nyújtott segítségüket, ötleteiket.

Köszönöm témavezetőmnek Dr. Gallé Lászlónak a segítségét, támogatását.

Külön köszönöm Dr. Körmöczi Lászlónak az MSW analízis során nyújtott segítségét, és a növénycönológiaia felvételeket.

Külön köszönet illeti továbbá Gallé Róbertet a nagyszerű kritikákért.

Köszönöm Csorba Tündének, Nagy Károlynak, Törzsök Józsefnek, Németh Csabának, Almási Lászlónak, az Ökológiai Tanszék összes segítőkész munkatársának és szakdolgozójának a terepi munkában és a válogatásban nyújtott segítségüket.

Utoljára, de nem utolsó sorban köszönném meg családtagjaimnak és barátaimnak a sokéves támogatásukat és Laurának a türelmét.

8. IRODALOMJEGYZÉK

- Allen, T.F.H., Starr, T.B. (1982): *Hierarchy. Perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago.
- Anderson, M.J. (2001): A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* **26**: 32–46.
- Attrill, M.J., Rundle, S.D. (2002): Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuaries, Coastal and Shelf Science* **55**: 929–936.
- Aradi, E., Margóczy, K., Krnács, Gy. (2007): Gyepmaradványok védelme és kezelése: a dél-kiskunsági semlyékek példája. *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 199–207.
- Aukema, B. (1990): Additional data on the Heteroptera fauna of the Kiskunság National Park. *Folia Entomologica Hungarica* **51**: 5–16.
- Bakonyi, G., Vásárhelyi, T. (1981): Contribution to the Heteroptera fauna of the Hortobágy National Park I. In: *The Fauna of the Hortobágy National Park 1* (szerk.: Mahunka, S.). Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 55–63.
- Bakonyi, G., Vásárhelyi, T. (1987): The Heteroptera fauna of the Kiskunság National Park. In: *The Fauna of the Kiskunság National Park 2* (szerk.: Mahunka, S.). Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 85–106.
- Bakonyi, G., Vásárhelyi, T. (1993): Aquatic and semiaquatic bugs of the Bükk National Park (Heteroptera: Nepomorpha and Gerromorpha). In: *The Fauna of the Bükk National Park 1* (szerk.: Mahunka, S.). Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, p. 65–69.
- Bakonyi, G., Csölle, C., Fabók, V., Földessy, M., Hufnagel, L., Kondorosy, E., Rádei, D., Tölgyesiné-Nell, T., Varga, I., Vásárhelyi, T. (2002): The Heteroptera fauna of the Fertő–Hanság National Park. In: *The Fauna of the Fertő–Hanság National Park 2* (szerk.: Mahunka, S.). Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, p. 325–350.
- Bartels, R. (1995): Rote Liste ausgewählter Gruppen der Wanzen des Landes Sachsen-Anhalt. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* **18**: 24.
- Bartels, R., Gruschwitz, W., Kleinsteuber, W. (2004): Rote Listen Sachsen-Anhalt. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* **39**: 237–248.
- Batáry, P., Báldi, A., Samu, F., Szűts, T., Erdős, S. (2008a): Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biological Conservation* **141**: 2062–2070.

- Batáry, P., Kovács, A., Báldi, A. (2008b): Management effects on carabid beetles and spiders in Central Hungarian grasslands and cereal fields. *Community Ecology* **9**(2): 247–254.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. (2011): lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. URL: <http://lme4.r-forge.r-project.org/>.
- Báldi, A., Batáry, P., Erdős, S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **108**: 251–263.
- Báldi, A., Faragó, S. (2007): Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment* **118**: 307–311.
- Benedek, P. (1964): Adatok a Tapolca-patak és környéke rovarfaunájához II. *Folia Entomologica Hungarica* **17**: 265–282.
- Benedek, P. (1965): A magyarország Eurydemákról I. Rendszertani problémák (Heteroptera, Pentatomidae). *Növényvédelem* **1**(5): 17–25.
- Benedek, P. (1966): A magyarországi Eurydemákról (Heteroptera, Pentatomidae) II. A hazai Eurydema fajok faunisztikai, etológiai adatai és földrajzi elterjedése. *Állattani Közlemények* **53**(1–4): 33–41.
- Benedek, P. (1969a): Poloskák VII. Heteroptera VII. In: *Fauna Hungariae* 17(7). Akadémiai Kiadó, Budapest, pp 86.
- Benedek, P. (1969b): A Velia Latreille, 1804 génusz (Heteroptera, Veliidae) kárpát-medencei fajai. *Folia Entomologica Hungarica* **22**: 256–259.
- Benedek, P. (1988): Poloskák – Heteroptera. In: *A növényvédelmi állattan kézikönyve 1* (szerk.: Jermy, T., Balázs, K.). Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 306–431.
- Benton, T., Vickery, J.A., Wilson, J.D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* **18**(4): 182–188.
- Biedermann, R. (2004): Patch occupancy of two hemipterans sharing a common host plant. *Journal of Biogeography* **31**: 1179–1184.
- Biedermann, R., Achtziger, R., Nickel, H., Stewart, A.J.A. (2005): Conservation of grassland leafhoppers: a brief review. *Journal of Insect Conservation* **9**: 229–243.
- Bieringer, G., Zulka, K.P. (2003): Shading out species richness: edge effect of a pine plantation on the Orthoptera (Tettigoniidae and Acrididae) assemblage of an adjacent dry grassland. *Biodiversity and Conservation* **12**: 1481–1495.

- Biró, M., Molnár, Zs., Horváth, F., Révész A. (2008): Measuring habitat loss in the Kiskunság based on historical and actual habitat maps. In: *The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság* (szerk.: Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, Gy., Barabás, S.). Hungary, p. 13–14.
- Boone, R.B., Krohn, W.B. (2000): Relationship between avian range limits and plant transition zones in Maine. *Journal of Biogeography* **27**: 471–482.
- Brändle, M., Amarell, U., Auge, H., Klotz, S., Brandl, R. (2001): Plant and insect diversity along a pollution gradient: understanding species richness across trophic levels. *Biodiversity and Conservation* **10**: 1497–1511.
- Bröring, U., Wiegand, G. (2005): Soil zoology II: Colonization, distribution, and abundance of terrestrial Heteroptera in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecological Engineering* **24**: 135–147.
- Burel, F. (1992): Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology* **6**: 161–174.
- Burgess, V.J., Kelly, D., Robertson, A.W., Ladley, J.J. (2001): Positive effects of forest edges on plant reproduction: literature review and a case study of bee visitation to flowers of *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae). *Plant Ecology* **153**: 347–359.
- Buzás, I. (1988): *Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerek 1-2*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Cao, Y., Larsen, D.P., Thorne, R. St.-J. (2001): Rare species in multivariate analysis for bio-assessment: some considerations. *Journal of the North American Benthological Society* **20**: 144–153.
- Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Shen, T.J. (2005): A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* **8**: 148–159.
- Chave, J. (2004): Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters* **7**: 241–253.
- Chesson, P.L. (2000): Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* **31**: 343–366.
- Clark, J.S. (1991): Disturbance and tree life history on the shifting mosaic landscape. *Ecology* **72**(3): 1102–1118.
- Clements, F.C. (1905): *Research methods of ecology*. University Publishing Company, Lincoln, Nebraska, USA, pp 334.

- Collinge, S.K., Palmer, T.M. (2002): The influences of patch shape and boundary contrast on insect response to fragmentation in California grasslands. *Landscape Ecology* **17**: 647–656.
- Collins, S.L., Knapp, A.K., Briggs, J.M., Blair, J.M., Steinauer, E.M. (1998): Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* **280**: 745–747.
- Colwell, R. K. (2004): *EstimateS, Version 8.0: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide)*. Freeware for Windows and Mac OS. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- Cornelius, J.M., Reynolds, J.F. (1991): On determining the statistical significance of discontinuities within ordered ecological data. *Ecology* **72**: 2057–2070.
- Crawley, M.J. (2007): *The R book*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England.
- Curtis, J.T. (1959): *The vegetation of Wisconsin: an ordination of plant communities*. University of Wisconsin Press, Madison, WI.
- Dangerfield, J.M., Pik, A.J., Britton, D., Holmes, A., Gillings, M., Oliver, I., Briscoe, D., Beattie, A.J. (2003): Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology* **28**: 227–236.
- Dauber, J., Wolters, V. (2004): Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* **13**: 901–915.
- Davis, J.D., Hendrix, S.D., Debinski, D.M., Hemsley, C.J. (2008): Butterfly, bee and forb community composition and cross-taxon incongruence in tallgrass prairie fragments. *Journal of Insect Conservation* **12**: 69–79.
- Debinski, D.M. és Holt, R.D. (2000): A survey and overview of habitat fragment experiments. *Conservation Biology* **14**(2): 342–355.
- Deckert, J., Hofmann, H.-J. (1993): Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Wanzen) als Biodeskriptor (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland. *Insecta* (Berlin) **1**(2): 141–146.
- Dennis, P., Fry, G.L.A. (1992): Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **40**: 95–115.
- Denno, R. F., Gratton, C., Döbel, H., 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., Gratton, C., Peterson, M.A., Langellotto, G.A., Finke, D.L., Huberty, A.F. (2002): Bottom-up forces mediate natural-enemy impact in a phytophagous insect community. *Ecology* **83**: 1443–1458.
- Diamond, J.M. (1975): The Island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biological Conservation* **7**: 129–146.
- di Castri, F., Hansen, A.J., Holland, M.M. (1988): *A new look at ecotones – emerging international projects on landscape boundaries*. International Union of Biological Sciences, Paris
- Di Giulio, M., Edwards, P.J. (2003): The influence of host plant diversity and food quality on larval survival of plant feeding heteropteran bugs. *Ecological Entomology* **28**: 51–57.
- Diekötter, T., Billeter, R., Crist, T.O. (2008): Effects of landscape connectivity on the spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. *Basic and Applied Ecology* **9**: 298–307.
- Dolling, W.R. (1991): *The Hemiptera*. Oxford University Press, Oxford.
- Dormann, C.F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., de Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J-P., Schmidt, T., Speelmans, M., van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M. (2007): Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities *Global Ecology and Biogeography* **16**: 774–787.
- Duelli, P., Obrist, K.M. (2003): Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* **4**: 129–138.
- Dufrene, M., Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**(3): 345–366.
- Durães, R., Martins, W.P., Vaz-de-Mello, F.Z. (2005): Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages across a natural forest-cerrado ecotone in Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Entomology* **34**(5): 721–731.
- Dutoit, T., Buisson, E., Gerbaud, E., Roche, P., Tatoni, T. (2007): The status of transitions between cultivated fields and their boundaries: ecotones, ecoclines or edge effects? *Acta Oecologica* **31**: 127–136.
- Entling, W., Schmidt, M.H., Bacher, S., Brandl, R., Nentwig, W. (2007): Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 440–448.

- Ewers, R.M., Didham, R.K. (2008): Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. *The Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **105**(14): 5426–5429.
- Faraway, J. (2009): faraway: Functions and datasets for books by Julian Faraway. R package version 1.0.4. <http://www.maths.bath.ac.uk/~jjf23/>
- Farina, A. (1998): *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, pp 235.
- Fauvel, G. (1999): Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**: 275–303.
- Ferguson, S. H. (2004): Influence of edge on predator–prey distribution and abundance. *Acta Oecologica* **25**: 111–117.
- Forkner, R. E., Hunter, M.D. (2000): What goes up must come down? Nutrient addition and predation pressure on oak herbivores. *Ecology* **81**: 1588–1600.
- Forman, R.T.T. (1995): *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fortin, M., Mauffette, Y. (2001): Forest edge effect on the biological performance of the forest tent caterpillar (Lepidoptera: Lasiocampidae) in sugar maple stand. *Ecoscience* **8**: 164–172.
- Fortin, M-J., Dale, M. (2006): Spatial partitioning of regions: patch and boundary. In: *Spatial analysis: a guide for ecologist*.(szerk.: Fortin, M-J., Dale, M.). Cambridge University Press, p. 174-211.
- Földessy, M. (1988a): A Mátra Múzeum Heteroptera gyűjteménye. *Folia historico-natura Musei Matraensis* **2**: 65–69.
- Földessy, M. (1988b): A Sár-hegy Heteroptera faunája. *Folia historico-naturalia Musei Matraensis*, suppl. **2**: 9–12.
- Földessy, M. (1991): A Sár-hegy Heteroptera faunájának állatföldrajzi vizsgálata. *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **16**: 71–73.
- Földessy, M., Vásárhelyi, T., Bakonyi, G. (1999): Data to the Heteroptera fauna of the Aggtelek National Park. In: *The Fauna of the Aggtelek National Park 1* (szerk.: Mahunka, S.) Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, p. 119–126.
- French, B.W., Elliot, N.C. (1999): Temporal and spatial distribution of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in grassland and adjacent wheat fields. *Pedobiologia* **43**: 73–84.

- Frochot, B. (1987): Synergism in bird communities: a method to measure edge effect. *Acta Oecologica* **8**: 253–258.
- Frank, T., Künzle, U. (2006): Effect of early succession in wildeflower areas on bug assemblages (Insecta: Heteroptera) *European Journal of Entomology* **103**: 61–70.
- Gajdos P., Toft S. (2000): Distinctiveness of the epigeic spider communities from dune habitats on the Danish North Sea coast. In: *European Arachnology 2000* (szerk.: Toft, S. és Scharff, N.) p. 223–228.
- Gallé, L., Hornung E., Szőnyi G., Györffy Gy., Kincsek I. (1985): A JATE Állattani Tanszékének komplex ökológiai kutatásai. In: *Tudományos kutatások a Kiskunsági Nemzeti Parkban 1975-1984* (szerk.: Tóth, K.). Hungexpo, Budapest, p. 174–197.
- Gallé, L. (1996): Hosszútávú ökológiai kutatások, állapotfelmérés és monitoring a Kiskunsági Nemzeti Parkban, In: *20 éves a Kiskunsági Nemzeti Park*. (szerk.: Tóth, K.) KNP, Kecskemét.
- Gallé, L., Györffy, Gy., Hornung, E., Körmöczi, L. (1988): Indication of environmental heteromorphy and habitat fragmentation by invertebrate communities in grasslands. In: *Proc. Vth Int. Conf. Bioindicators Deterioration of the Region* (szerk.: Bohac, J., Ruzicka, V.) Institute of Landscape Ecology CAS, Czeske Budejovice. pp 167–170.
- Gallé, L., Györffy, Gy., Körmöczi, L., D-Szőnyi, G., Harmat, B. (1987): Különböző közösségtípusok élőhely heterogenitás indikációja homokpusztai gyepen. *Környezet- és Természetvédelmi Kutatások* **6**: 230–271.
- Gallé, L., Kanizsai, O., Harmati, M., Dürdő, H. (2009): Long-term transformation of ant communities in a patchy habitat. *The 3rd Central European Workshop in Myrmecology (CEWiM) and 1st Central European Meeting of the International Union for the Study of Social Insects (IUSI)* Abstracts p. 47.
- Gallé, R., Fehér, B. (2006): Edge effect on spider assemblages *Tiscia* **35**: 37–40.
- Gallé, R., Torma, A., Körmöczi, L. (2010): Small scale effect of habitat heterogeneity on invertebrate assemblages in Hungarian sandy grasslands. *Polish Journal of Ecology* **58**(2): 336–346.
- Gaston, K.J., Rodrigues, A.S.L., van Rensburg, B.J., Koleff, P., Chown, S.L. (2001): Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecology Letters* **4**: 4–9.
- Gebhardt, A. (1957): Faunisztikai és állatföldrajzi adatok a Mecsek-hegység és a Harsányi-hegy Hemiptera állományának ismeretéhez. *Folia entomologica hungarica* **10**: 301–340.

- Gogala, A. (1992): The Red List of endangered Heteroptera in Slovenia. *Varstvo narave* **17**: 117–121 (in Slovenian).
- Gossner, M.M. (2009): Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. *European Journal of Entomology* **106**: 241–252.
- Gosz, J.R. (1993): Ecotone hierarchies. *Ecological Applications* **3**: 369–376
- Goula, M., Costas, M., Pagola-Carte, S., Baena, M., López, T., Vázquez, A., Gessé, F., Ribes, J., Ribes, E. (2008): On some threatened Heteroptera from the Iberian fauna. In: *Advances in Heteroptera Research. Festschrift in Honour of 80th Anniversary of Michail Josifov* (szerk.: Grozeva, S., Simov, N.). Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, p. 139–158.
- Greatorrex-Davies, J.N., Sparks, T.H., Hall, M.L. (1994): The response of Heteroptera and Coleoptera species to shade and aspect in rides of coniferised lowland woods in Southern England. *Biological Conservation* **67**: 255–273.
- Greig-Smith, P. (1952): The use of random and contiguous quadrats in the study of the structure of plant communities. *Annals of Botany, New Series* **16**: 293–316.
- Greig-Smith, P. (1979): Pattern in vegetation. *Journal of Ecology* **67**: 755–779.
- Günther, H., Hoffmann, H.-J., Melber, A., Remane, R., Simon, H., Winkelmann, H. (1998): Rote Liste der Wanzen (Heteroptera). In: *Rote Listen gefährdeter Tiere Deutschlands*. – Schriftenr. Bundesamt f. Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg (Hrsg.). Landschaftspflege Naturschutz, 55.
- Güsewell, S. Buttler, A., Klötzli, F. (1998): Short-term and long-term effects of mowing on the vegetation of two calcareous fens. *Journal of Vegetation Science* **9**(6): 861–872.
- Györfy, Gy. (1980): A "biocönométer" megépítésének egy lehetősége és gyakorlati alkalmazása. *Folia Entomologica Hungarica* **33**(2): 366–369.
- Halászfy, É. (1953): Bátorliget szipókás faunája – Rhynchota. In: *Bátorliget élővilága* (szerk.: Székessy, V.). Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 395–401.
- Halászfy, É. (1954a): Magyarország és a környező területek Brachyplatida és Cydnida fajainak ökológiája és elterjedése. *Folia Entomologica Hungarica* **7**: 93–132.
- Halászfy, É. (1954b): Magyarország és a környező területek Heteropteráinak határozója II. *Annales historico-naturales Musei nationalis Hungarici, N.S.* **5**: 401–417.
- Halászfy, É. (1955): Magyarország és a környező területek Scutellerida (Scutellerinae) fajainak ökológiája és elterjedése. *Folia Entomologica Hungarica* **8**: 73–94.
- Halászfy, É. (1959): Poloskák II. Heteroptera II. In: *Fauna Hungariae* **17**(2). Akadémiai Kiadó, Budapest, pp 87.

- Hansen, A.J., di Castri, F., Naiman, R.J. (1988): *Ecotons: What and why – A new look at ecotones*. IUBS, UNESCO, MAB
- Hanski, I. (1998): Metapopulation dynamics. *Nature* **396**: 41–49.
- Harmat, B. (1984): *Szünbiológiai vizsgálatok homokpusztai gyep Heteroptera-közösségein*. Doktori disszertáció, pp. 93.
- Harmat, B. (1986a): A Bakony-hegység karimáspoloska faunájának alapvetése (Heteroptera: Coreidae). *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* **5**: 7–12.
- Harmat, B. (1986b): Ritkábban előforduló poloskafajok a Bakonyból (Heteroptera). *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* **5**: 13–16.
- Harmat, B. (1989): A Bakony-hegység Alydidae, Rhopalidae és Stenocephalidae faunájának alapvetése (Heteroptera). *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* **8**: 11–18.
- Harmat, B. (1993): A Bakony-hegység Nabidae, Reduviidae és Pyrrhocoridae faunájának alapvetése (Heteroptera). *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* **12**: 23–38.
- Harmat, B. (2006): A Bakony csipkéspoloska-faunájának alapvetése (Heteroptera: Tingidae). *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* **23**: 41–52.
- Harrison, S (1991): Local extinction in a metapopulation context: An empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**(1-2): 73–88.
- Haysom, K.A., McCracken, D.I., Foster, G.N. (2004): Developing grassland conservation headlands: response of carabid assemblage to different cutting regimes in a silage field edge. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **102**(3): 263–277.
- Helden, A.J., Leader, S.R. (2004): Biodiversity on urban roundabouts-Hemiptera, management and the species–area relationship. *Basic and Applied Ecology* **5**: 367–377.
- Heliölä, J., Koivula, M., Niemelä, J. (2001): Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. *Conservation Biology* **15**: 370–377.
- Hennenberg, K.J., Goetze, D., Kouamé, L., Orthmann, B., Porembski, S. (2005): Border and ecotone detection by vegetation composition along forest-savanna transects in Ivory Coast. *Journal of Vegetation Science* **16**: 301–310.
- Herkert, J.R. (1994): The effects of habitat fragmentation on Midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications* **4**: 461–471.
- Holland, M.M., Risser, P.G. (1991): The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments – Introduction. In *Ecotones: The role of*

- landscape boundaries in the management and restoration of changing environments.* (szerk.:Holland, M.M., Risser, P.G., Naiman, R.J.) New York, Chapman & Hall, pp 616.
- Horváth, A. (1998): Infothem program: new possibilities of spatial series analysis based on information theory methods. *Tiscia* **31**: 71–84.
- Horváth, F., Dobolyi, Z.K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karaas, L., Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány.* Vácrátót-Budapest, pp 252.
- Horváth, G. (1897): Ordo Hemiptera. In: *Fauna Regni Hungariae. Animalium Hungariae hucusque cognitorum enumeratio systematica* (szerk.: Paszálvszky, J.) **3**: 1–72. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- Horváth, G. (1907): Supplementum ad Faunam Hemipterorum Regni Hungariae. *Annales historico-naturales Musei nationalis Hungarici* **5**: 501–506.
- Hunter, M.D., Price, P.W. (1992): Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* **73**: 724–732.
- Horváth, R., Magura, T., Szinetár, Cs., Tóthmérész, B. (2009): Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture, Ecosystems and Environment* **130**: 16–22.
- Huston, M.A. (1995): *Biological Diversity.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Indermaur, L. (2001): *Impact of vegetation parameters on bug distribution (Insecta: Heteroptera) in conservation headlands* Diplomarbeit, Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät, Universität Bern, pp 32.
- Ingham, D.S., Samways, M.J. (1996): Application of fragmentation and variation models to epigaeic invertebrates in South Africa. *Conservation Biology* **10**: 1353–1358.
- Jeanneret, Ph., Schüpbach, B., Pfiffner, L., Walter, Th. (2003): Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* **18**: 253–263.
- Jenik, J. (1992): Ecotone and ecocline: two questionable concepts in ecology. *Ekológia (CSFR)* **11**(3): 243–250.
- Kareiva, P., Anderson, M. (1989): Spatial aspects of species interactions: the wedding of models and experiments. In: *Community Ecology* (szerk.: Hastings, A.) New York, Springer, p 35–50.

- Kark, S., van Rensburg B.J. (2006): Marginal or central areas of transitions? *Israel Journal of Ecology & evolution*. **52**: 29–53.
- Kent, M., Gill, W.J., Weaver, R.E., Armitage, R.P. (1997): Landscape and plant community boundaries in biogeography. *Progress in Physical Geography* **21**: 315–353.
- Kerényi, Z. (1997): *Poloskaközösség szerkezetváltozásai diszturbációs hatásokra homokpusztai gyepen*. Diplomamunka, pp 39.
- Kis, B. (1984): Heteroptera: Pentatomoidea. In: *Fauna Republicii Socialiste România*, vol. 8, fasc. 8, Editura Academiei Republicii Socialiste România, București.
- Kis, B. (2001): Heteroptera: Coreoidea și Pyrrhocorioidea. *Fauna României*, vol. 8, fasc. 9, Editura Academiei Române, București.
- Kis, B., Kondorosy, E. (2000): Poloskák IV. Heteroptera IV. Bodobácsok. Lygaeidae. In: *Fauna Hungariae* 111 pp. + 101 ábra – kézirat.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I. Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharrntke, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences* **274**: 303–313.
- Kondorosy, E. (1994): *Gabonafélék és takarmánynövények poloska-(Heteroptera-) népessége*. Kandidátusi értekezés, Pannon Agrártudományi Egyetem: Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Keszthely.
- Kondorosy, E. (1999): Checklist of the Hungarian bug fauna (Heteroptera). *Folia Entomologica Hungarica* **60**: 125–152.
- Kondorosy, E. (2000): Adatok a Villányi-hegység poloskanépességének (Heteroptera) ismeretéhez. *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **10**: 165–174.
- Kondorosy, E. (2001): Somogy megye poloskafaunája (Heteroptera). *Natura Somogyiensis* **1**: 123–134.
- Kondorosy, E. (2003): A Látrányi Puszta Természetvédelmi Terület poloska-népességéről (Heteroptera). *Natura Somogyiensis* **5**: 113–122.
- Kondorosy, E. (2009): True bugs and nature conservation in Hungary. The 5th European Hemiptera Congress, Velence, Abstracts, p. 29.
- Kondorosy, E., Kis, B (1996): Data to the knowledge of the Lygaeidae (Heteroptera) of the Bükk National Park. In: *The Fauna of the Bükk National Park* (szerk.: Mahunka, S). Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, p. 147–150.

- Kondorosy, E., Harmat, B. (1998): Contributions to the Heteroptera fauna of Órség Landscape Conservation Area. In: *Natural History of Órség Landscape Conservation Area 3*. (szerk.: Vig, K.). *Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értesítője, Pars historico-naturalis* **24**(2): 25–49.
- Kondorosy, E., Földessy, M. (1998): Adatok a Duna-Dráva Nemzeti Park Dráva menti területei poloska (Heteroptera) faunájához. In: *A Dráva mente állatvilága 2*. (szerk.: Uherkovich, Á.). *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **9**: 159–176.
- Koricheva, J., Mulder, C.P.H., Schmid, B., Joshi, J., Huss-Danell, K. (2000): Numerical responses of different trophic groups of invertebrates to manipulations of plant diversity in grasslands. *Oecologia* **125**: 271–282.
- Kotze, D.J., Samways, M.J. (2001): No general edge effect for invertebrates at Afromontane forest/grassland ecotones. *Biodiversity and conservation* **10**: 443–466.
- Körmöczi, L. (1983): Correlations between the zonation of sandy grasslands and the physico-chemical condition of their soil in Bugac. *Acta Biologica Szegediensis* **29**: 117–127.
- Körmöczi, L., Gallé, L., Györffy, Gy., Margóczy, K. (2000): Successional dynamics of sand dune plant and invertebrate communities: the role of stress and disturbances. In: *Cooperation in Long Term Ecological Research in Central and Eastern Europe* (szerk.: Lajtha, K. és Vanderbilt, K.). Oregon State University, p. 77–83.
- Körmöczi, L. (2005): On the sensitivity and significance test of vegetation boundary detection. *Community Ecology* **6**: 75–81.
- Körmöczi, L. (1991): Drought-induced changes in a sandy grassland complex in the Great Hungarian Plain. *Acta Biologica Szegediensis* **37**: 63–74.
- Körmöczi, L. (1996): Spatio-temporal patterns and pattern transformations in sand grassland communities. *Acta Biologica Szegediensis*. **41**: 103–108.
- Lattin, J.D. (1999): Bionomics of the Anthocoridae. *Annual Review of Entomology* **44**: 207–31.
- Laurance, W.F. (2000): Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* **15**(4): 134–135.
- Lepš, J., Smilauer, P. (2003): *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Levins, R. (1962): Theory of fitness in a heterogeneous environment I. The fitness set and adaptive function. *American Naturalist* **96**: 361–373.

- Levin, S.A. (1992): The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology* **73**(6): 1943–1967.
- Littlewood, N.A., Pakeman, R.J., Woodin, S.J. (2009): Isolation of habitat patches limits colonisation by moorland Hemiptera. *Journal of Insect Conservation* **13**: 29–36.
- Lóvei, G.L., Magura, T., Tóthmérész, B., Ködöböcz, V. (2006): The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography* **15**: 283–289.
- Lys, J-A., Nentwig, W. (1994): Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphylinidae and Araneae by strip-management in a cereal field. *Pedobiologia* **38**: 238–242.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, N.J.: Princeton University Press.
- MacArthur, R.H., Levins, R. (1964): Competition, habitat selection and character displacement in a patchy environment. *The Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **51**(6): 1207–1210.
- MacArthur, R.H., MacArthur, J.W., Preer, J. (1962): On bird species diversity II. Prediction of bird census from habitat measurements. *American Naturalist* **96**: 167–174.
- Magura T. (2002): Carabids and forest edges: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management* **157**: 23–37.
- Magura, T., Tóthmérész, B. (1997): Testing edge effect on carabid assemblages in an oak-hornbeam forest. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungariae* **43**(4): 303–312.
- Magurran, A.E. (2004): *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Publishing.
- Margóczy K., Aradi E., Körmöczy L., Zalatnai M., Makra O. (2007): A tervezett Körös-éri Tájvédelmi Körzet területeinek tájtörténeti elemzése az I. Katonai Felmérés időszakától. In.: A „Déli határszakasz felszíni vizeinek jó környezeti állapotának megőrzéséhez szükséges akcióterv” című HU-RO-SCG-1/146 azonosító számú program keretében végzett Ökológiai kutatások (szerk.: Margóczy, K.). Zárójelentés.
- Marshall, E.J.P., Moonen, A. C. (2002): Fields margin in Northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystem & Environment* **89**: 5–21.
- Martin, T.J., Major, R.E. (2001): Changes in wolf spider (Araneae) assemblages across woodland–pasture boundaries in the central wheat-belt of New South Wales, Australia. *Austral Ecology* **26**(3): 264–274.

- Martinko, E.A. Hagen, R.H., Griffith, J.A. (2006): Successional change in the insect community of a fragmented landscape. *Landscape Ecology* **21**: 711–721.
- May, R. (1999): Unanswered questions in ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **354**: 1951–1959.
- Máthé, I. (2006): Forest edge and carabid diversity on a Carpathian beech forest. *Community Ecology* **7**: 90–97.
- Moir, M.L., Brennan, K.E.C., Majer, J.D., Fletcher, M.J., Koch, J.M. (2005): Toward an optimal sampling protocol for Hemiptera on understorey plants. *Journal of Insect Conservation* **9**: 3–20.
- Molnár, T., Magura, T., Tóthmérész, B., Elek, Z. (2001): Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. *European Journal of Soil Biology* **37**: 297–300.
- Morris, M.G. (1969): Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. III. The heteropterous fauna. *Journal of Applied Ecology* **6**: 475–487.
- Morris, M.G. (1971): Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. IV. Abundance and diversity of Homoptera-Auchenorrhyncha. *Journal of Applied Ecology* **8**: 37–52.
- Morris, M.G. (1973): The effects of seasonal grazing on the Heteroptera and Auchenorrhyncha (Hemiptera) of chalk grassland. *Journal of Applied Ecology* **10**: 761–780.
- Morris, M.G. (1975): Preliminary observations on the effects of burning on the Hemiptera (Heteroptera and Auchenorrhyncha) of limestone grassland. *Biological Conservation* **7**: 311–319.
- Morris, M.G. (1979): Responses of grassland invertebrates to management of cutting. II. Heteroptera. *Journal of Applied Ecology* **16**: 417–432.
- Morris, M.G. (1981a): Responses of grassland invertebrates to management by cutting III. Adverse effects on Auchenorrhyncha. *Journal of Applied Ecology* **18**: 107–123.
- Morris, M.G. (1981b): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. IV. Positive responses of Auchenorrhyncha. *Journal of Applied Ecology* **18**: 763–771.
- Morris, M.G. (1990): The Hemiptera of two sown calcareous grasslands. II. Differences between treatments. *Journal of Applied Ecology* **27**: 379–393.

- Morris, M.G. (1992): Responses of Auchenorrhyncha (Homoptera) to fertiliser and liming treatments at Park Grass, Rothamsted. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **41**: 263–283.
- Morris, M.G. (2000): The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* **95**: 129–142.
- Mullen, K., Fahy, O., Gormally, M. (2003): Ground flora and associated arthropod communities of forest road edges in Connemara, Ireland. *Biodiversity and Conservation* **12**: 87–101.
- Murcia, C. (1995): Edge effect in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 58–62.
- Novotny, V. (1994): Association of polyphagy in leafhoppers (Auchenorrhyncha, Hemiptera) with unpredictable environments. *Oikos* **70**: 223–232.
- Novotny, V., Missa, O. (2000): Local versus regional species richness in thropical insects: one lowland site compared with the islands of New Guinea. *Ecological Entomology* **25**: 445–451.
- Naveh, Z., Lieberman, A.S. (1984): *Landscape ecology. Theory and application*. Springer Verlag, New York.
- Newmark, W.D. (1991): Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology* **5**(1): 67-78.
- Odum, E.P. (1953): *Fundamentals in ecology*. Philadelphia, Saunders, 574 pp.
- Oksanen, J. (2011): Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. <http://cran.r-project.org>.
- Oksanen, L., Fretwell, S.D., Niemelä, O. (1981): Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *American Naturalist* **118**: 240–261.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. (2011): Vegan: Community Ecology Package version 1.17-9. URL: <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.
- Perner, J., Wytrykush, C. , Kahmen, A., Buchmann, N., Egerer, I., Creutzburg, S., Odat, N., Audorff, V., Weisser, W.W. (2005): Effects of plant diversity, plant productivity and habitat parameters on arthropod abundance in montane European grasslands. *Ecography* **28**: 429–442.

- Péricart, J. (1983): Hémiptères Tingidae Euro-Méditerranéens. In: *Faune de France* vol. 69, Paris.
- Péricart, J. (1998): Hémiptères Lygaeidae Euro-Méditerranéens vol. 1-3. In.: *Faune de France* vol. 84 a-c. Paris.
- Pfiffner, L. és Luka, H. (2000): Overwintering of Arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **78**: 215–222.
- Plowright, R.C., Galen, C. (1985): Landmarks or obstacles: the effect of spatial heterogeneity on bumble bee foraging behavior. *Oikos* **44**: 459–464
- Podani, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. Scientia Kiadó, Budapest, 407 pp.
- R Development Core Team (2007): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rédei, D. (2007): Gyógy- és aromanövények poloskanépszerűsége. *Doktori (PhD) értekezés*. Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Budapest, 147 pp.
- Rédei, D., Huffnagel, L. (2002): Beiträge zur Kenntnis der Dipsocoromorpha-Arten (Insecta: Heteroptera) in Ungarn. *Opuscula Zoologica* **34**: 67–76.
- Rédei, D., Huffnagel, L. (2003a): Adatok a Dunántúli-középhegység talajlakó poloska-faunájának ismeretéhez (Heteroptera). (Adatok Magyarország talajlakó poloskáinak ismeretéhez I.) *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **20**: 63–76.
- Rédei, D., Huffnagel, L. (2003b): Adatok az Északi-középhegység talajlakó poloskafaunájának ismeretéhez (Heteroptera). (Adatok Magyarország talajlakó poloskáinak ismeretéhez II.) *Folia historico naturalia Musei Matraensis* **27**: 81–89.
- Rédei, D., Harmath, B., Huffnagel, L. (2004): Ecology of the Acalypta species occurring in Hungary (Insecta: Heteroptera: Tingidae) (Data to the knowledge on the ground-living Heteroptera of Hungary, No.3.). *Applied Ecology and Environmental Research* **2**: 73–90.
- Reiczigel, J., Harnos, A., Solymosi, N. (2007): *Biostatistika nem statisztikusoknak*. Pars KFT, Nagykovács, 455 pp.
- Remane, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **42**(4): 353–400.
- Rhainds, M., English-Loeb, G. (2003): Testing the resource concentration hypothesis with tarnished plant bug on strawberry: density of hosts and patch size influence the

- interaction between abundance of nymphs and incidence of damage. *Ecological Entomology* **28**: 348–358.
- Riis, L., Esbjerg, P. (1998): Season and soil moisture effect on movement, survival, and distribution of *Cyrtomenus bergi* (Hemiptera: Cydnidae) within the soil profile. *Environmental Entomology* **27**(5): 1182–1189.
- Riis, L., Esbjerg, P., Bellotti, A.C. (2005): Influence of temperature and soil moisture on some population growth parameters of *Cyrtomenus bergi* (Hemiptera: Cydnidae). *Florida Entomologist* **88**(1): 11–22.
- Risser, P.G. (1995): The status of science examining ecotone. *Bioscience* **45**: 318–325.
- Roberts, D.W. (2010): labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. URL: <http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>.
- Rodrigues, A.S.L., Brooks, T.M. (2007): Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **38**: 713–737.
- Roth, R. (1976): Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* **57**: 773–782.
- Root, R.B. (1973): Organization of a plant arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monograph* **43**: 95–124.
- Root, R.B., Kareiva, P.M. (1984): The search for resources by cabbage butterflies (*Pieris rapae*): ecological consequences and adaptive significance of markovian movements in a patchy environment. *Ecology* **65**: 147–165.
- Sanderson, R.A., Rushton, S.P., Cherrill, A.J., Byrne, J.P. (1995): Soil, vegetation and space: an analysis of their effects on the invertebrate communities of a moorland in north-east England. *Journal of Applied Ecology* **32**: 506–518.
- Samu, F., Sároszpataki, M. (1995): Design and use of a hand-hold suction sampler, and its comparison with sweep net and pitfall trap sampling. *Folia Entomologica Hungarica* **56**: 195–203.
- Samways, M.J., Moore, S.D. (1991): Influence of exotic conifer patches on grasshopper (Orthoptera) assemblages in a grassland matrix at a recreational resort, Natal, South Africa. *Biological Conservation* **57**: 117–137.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* **5**(1): 18–32.

- Schaefer, C.W., Panizzi, A.R. (2000): Economic Importance of Heteroptera: A General View. In: *Heteroptera of Economic Importance* (szerk.: Schaefer, C.W., Panizzi, A.R.) CRC Press, USA, p. 3–8.
- Scherber, C., Mwangi, P.N., Temperton, V.M., Roscher, C., Schumacher, J., Schmid, B., Weisser, W.W. (2006): Effects of plant diversity on invertebrate herbivory in experimental grassland. *Oecologia* **147**: 489–500.
- Schooley, R.L., Wiens, J.A. (2005): Spatial ecology of cactus bugs: area constraints and patch connectivity. *Ecology* **86**(6): 1627–1639.
- Schuh, R.T., Slater, J.A. (1995): *True bugs of the world (Hemiptera: Heteroptera)*. Cornell University Press, New York, pp. 337.
- Schweiger, O., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Bugter, R. (2005): Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* **42**: 1129–1139.
- Shrewsbury, P.M., Raupp, M.J. (2006): Do top-down or bottom-up forces determine *Stephanitis pyroides* abundance in urban landscapes? *Ecological Applications* **16**(1): 262–272.
- Siemann, E. (1998): Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology* **79**: 2057–2070.
- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J., Ritchie, M. (1998): Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* **152**(5): 738-750
- Soós, Á. (1963): Poloskák VIII. Heteroptera VIII. In: *Fauna Hungariae* **17**(8). Akadémiai Kiadó, Budapest, 48 pp.
- Southwood, T.R.E. (1987): The concept and nature of the community. In: *Organization of Communities: Past and Present*, (szerk.: Gee, J.H.R. és Giller, P.S.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, p. 3–27.
- Southwood, T.R.E., Brown, V.K., Reader, P.M. (1979): The relationships of plant and insect diversities. *Biological Journal of the Linnean Society* **12**: 327–348.
- Soutwick, E.E., Buchmann, S.L. (1995): Effect of horizon land marks on homing success in honey bees. *The American Naturalist* **146**: 748-764.

- Sparks, T.H., Greatorex-Davies, J.N. (1992): The effects of shade in plantation woodland on invertebrate abundance and diversity. *Aspects of Applied Biology* **29**: 89–96.
- Spungis, V. (2005): Fauna and ecology of bugs (Hemiptera, Heteroptera) in the coastal gray dunes in Latvia. *Latvijas Entomologs* **42**: 95-105.
- Standen, V. (2000): The adequacy of collecting techniques for estimating species richness of grassland invertebrates. *Journal of Applied Ecology* **37**: 884-893.
- Steffan-Dewenter, I., Tschamtkke, T. (2000): Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters* **3**: 449-456.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tschamtkke, T. (2002): Scale-dependent effect of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* **83**(5): 1421–1432.
- Stine R.A. (1995): Graphical interpretation of variance inflation factors. *Journal of the American Statistical Association* **49**: 53–56.
- Stoner, K.J.L., Joern, A. (2004): Landscape vs. local habitat scale influences to insect communities from tallgrass prairie remnants. *Ecological Application* **14**(5): 1306–1320.
- Taboada, A., Kotze, D.J., Salgado, J.M. (2004): Carabid beetle occurrence at the edges of oak and beech forests in NW Spain. *European Journal of Entomology* **101**: 555–563.
- Taboada, A., Kotze, D.J., Tárega, R., Salgado, J. (2006): Traditional forest management: Do carabid beetles respond to human-created vegetation structures in an oak mosaic landscape? *Forest Ecology and Management* **237**: 436–449.
- Kanizsai, O., Dürögő, H., Szőnyi, G., Gallé, L. (2009): Hangyaközösségek hosszútávú dinamizmusa a bugaci pusztán. In: *Entomológia: kutatás, szemléletformálás, ismeretterjesztés. Móczár László köszöntése 95. születésnapján.* (szerk.: Gallé, L.) Szeged, p. 179–190.
- ter Braak, C.J. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**: 1167–1179.
- ter Braak, C.J.F., Smilauer, P. (1998): *CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for windows: software for canonical community ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- Thomas, C.D., Harrison, S. (1992): Spatial dynamics of a patchily distributed butterfly species *Journal of Animal Ecology* **61**(2): 437-446.

- Thomas, C.F.G., Marshall, E.J.P. (1999): Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **72**: 131–144.
- Tilman, D. (1989): Ecological experimentations: strength and conceptual problems. In: *Long-term studies in ecology* (szerk.: Likens, G.E.) New York, Springer, p. 136–157.
- Titeux, N., Dufrière, M., Jacob, J-P., Paquay, J., Defourny, P. (2004): Multivariate analysis of a fine-scale breeding bird atlas using a geographical information system and partial canonical correspondence analysis: environmental and spatial effects. *Journal of Biogeography* **31**: 1841–1856.
- Torma, A., Körmöczi, L.(2009): The influence of habitat heterogeneity on the fine-scale pattern of an Heteroptera assemblage in a sand grassland. *Community Ecology* **10**(1): 75–80.
- Torma, A., Bozsó, M., Gallé, R. (2009): Határok és átmenetek hatása ízeltlábú-együttesek mintázatára a Kiskunság természetközeli élőhelyein. In: *Entomológia: kutatás, szemléletformálás, ismeretterjesztés. Móczár László köszöntése 95. születésnapján.* (szerk.: Gallé, L.) Szeged, p. 136–154.
- Torma, A., Varga, Cs., Varga, M. (2010a): Spatial pattern of true bugs (Heteroptera) in heterogeneous grassland – Preliminary results. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*. **45**(1): 81–87.
- Torma, A., Gallé, R., Csorba, L., Bozsó, M. (2010b): Cross-taxon congruence of arthropods (Othoptera, Heteroptera, Aranae) and plants at South-Hungarian grasslands. *11. Kolozsvári Biológus Napok (11th Biology Days)*. Abstract, p. 31.
- Torma, A. (2011): Terrestrial True Bug Fauna of Tisza River Basin. In: *Tiscia, Tisza monograph series – kézirat, benyújtás előtt.*
- Tscharntke, T. (1992): Fragmentation of Phragmites habitats, minimum viable population size, habitat suitability and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds. *Conservation Biology* **6**: 530–536.
- Tscharntke, T., Greiler, H-J. (1995): Insect communities, grasses, and grasslands. *Annual Review of Entomology* **40**: 535–558.
- Tscharntke, T., Kruess, A. (1999): Habitat fragmentation and biological control. In: *Theoretical Approaches to Biological Control* (szerk.: Hawkins, B.A., Cornell, H.W.). Cambridge University Press, Cambridge, p. 190–205.

- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**: 857–874.
- Tugyi, N., Gallé, R., Torma, A. (2011): The effect of micro-relief on the invertebrate assemblages at sandy grassland. In: *VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia II.* (szerk.: Mócsy, I., Szacsvai, K., Urák, I., Zsigmond, A.R., Szikszai, A.). Kolozsvár, Ábel Kiadó, p. 775.
- Turner, M.G. (2005): Landscape ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **36**: 319–344.
- Yang, L.H. (2000): Effects of body size and plant structure on the movement ability of a predaceous stinkbug, *Podisus maculiventris* (Heteroptera: Pentatomidae). *Oecologia* **125**: 85-90.
- Yu, X.D., Luo, T.H., Yang, J., Zhou, H.Z. (2006): Distribution of ground-dwelling beetles (Coleoptera) across a forest-clearcut ecotone in Wolong Natural Reserve, southwestern China. *Insect Science* **13**: 127–135.
- van der Maarel, E., Westhoff, V. (1964): The vegetation of dunes near Oostvoorne, Netherlands. *Wentia* **12**: 1–61.
- van der Maarel, E. (1990): Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science* **1**: 135–138.
- Vanpeene-Bruhier, S. (1998): *Transformations des paysages et dynamique de la biodiversité végétale. Les écotones, un concept clé pour l'étude des végétations post-culturelles. L'exemple de la commune d'Aussois (Savoie)*. Ph.D. thesis.
- Vásárhelyi, T. (1978): Poloskák V. Heteroptera V. In: *Fauna Hungariae* **17**(5): Akadémiai Kiadó, Budapest, 76 pp.
- Vásárhelyi, T. (1983a): Poloskák III. Heteroptera III. In: *Fauna Hungariae* **17**(3) Akadémiai Kiadó, Budapest, 88 pp.
- Vásárhelyi, T. (1983b): Contribution to the Heteroptera fauna of the Hort obágy National Park II. In: *The Fauna of the Hortobágy National Park 2* (szerk.: Mahunka, S.). Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 125–131.
- Vásárhelyi, T. (1985): A Barcsi borókás poloskafaunájának alapvetése (Heteroptera). *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **5**: 101–104.
- Vásárhelyi, T., Kondorosy, E., Bakonyi, G. (1990): The Heteroptera fauna of the Bátorliget Nature Reserves. In: *The Bátorliget Nature Reserves – after forty years 2* (szerk.: Mahunka, S.). Budapest, p. 347–355.

- Villard, M.-A. (1998): On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogmas in avian conservation. *The Auk* **115**(3): 801-805.
- Wagner, E. (1952): Blindwanzen oder Miriden. In: *Die Tierwelt Deutschlands* 41. Veb Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Wagner, E. (1966): Wanzen oder Hetropteren I. Pentatomorpha. In: *Die Tierwelt Deutschlands* 55. Veb Gustav Fisher Verlag, Jena.
- Wagner, E. (1967): Wanzen oder Heteropteren II. Cimicomorpha. In: *Die Tierwelt Deutschlands* 55. Veb Gustav Fisher Verlag, Jena.
- Watling, J.I., Donnelly, M.A. (2006): Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* **20**(4): 1016–1025.
- Weatherhead, P.J. (1986): How unusual are unusual events? *American Naturalist* **128**: 150–154.
- Whittaker, R.H. (1956): Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs* **26**: 1–80.
- Whittaker, R.H. (1960): Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* **30**: 279–338.
- Willis, E.R., Roth, L.M. (1962): Soil and moisture relations of *Scaptocoris divergens* Froeschner (Hemiptera: Cydnidae) *Annals of the Entomological Society of America* **55**(1): 21–33.
- Wiens, J.A. (1989): Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* **3**(4): 385–397.
- Woodward, F.I. (1987): *Climate and Plant Distribution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Zalatnai M., Körmöczy L. (2004): Fine scale pattern of the boundary zones in alkaline grasslands communities. *Community Ecology* **5**: 235–246.
- Zalatnai, M., Körmöczy, L., Tóth, T. (2008): Soil-plant interrelations and vegetation boundaries along an elevation gradient in a hungarian sodic grassland. *Cereal Research Communications, Suppl.* **36**: 231–234.
- Żelazna, E., Błażejwicz-Zawadzińska, M. (2005): Species diversity of Carabids (Coleoptera, Carabidae) in different types of Bydgoszcz urban green belts and suburban environments. *Folia Biologica* **53**: 179–186.
- Zhou, T., Peng, S. (2008): Spatial scale types and measurement of edge effects in Ecology. *Acta Ecologica Sinica* **28**(7): 3322–3333.
- Zurbrügg, C., Frank, T. (2006): Factors influencing bug diversity (Insecta: Heteroptera) in semi-natural habitats. *Biodiversity and Conservation* **15**: 275–294.

Összefoglaló

Európában a tájképet már régóta a mezőgazdasági területek határozzák meg. A huszadik század elején a gyepek még a fajokban leggazdagabb élőhelyek közé tartoztak. Az utóbbi száz év során a mezőgazdaság intenzitásának növekedése a fajgazdagság csökkenéséhez vezetett, aminek fő okai a természetes és a természetközeli élőhelyek lerombolása, átalakítása, és a megmaradtak fragmentálódása. Közép- és Kelet-Európa vidékei részben még őrzik az ezekre a gyepekre jellemző unikális biodiverzitást. Mára azonban már ezek a területek is veszélyeztetettekké váltak az élőhelyek feldarabolódása és a mezőgazdasági ágazat átalakulásának hatásai miatt. Azok a vizsgálatok, melyek ezekre a még megmaradt fragmentumokra irányulnak igazán fontosak.

A poloskák életmódjukat tekintve igen diverz csoport: szaprofág, zoofág és növényevő fajok egyaránt előfordulnak közöttük. A táplálkozási stratégiájuk is változatos: egyetlen növényre specializálódott fajok és szélsőségesen polifág fajok egyaránt akadnak közöttük. Gyepterületeken az élőhely tulajdonságait érzékenyen indikálják és a fajszaámuk korrelál az teljes ízeltlábú fajszaámmal, így jól alkalmazhatók szünbiológiai vizsgálatokban. Ennek ellenére Magyarországon nagyon kevés közösségi ökológia vizsgálatban szerepelnek.

Dolgozatom fő célja a Kiskunság természetközeli gyepein a poloskaegyüttesek térbeli szerveződésének, és az azt befolyásoló jelenségeknek a feltárása, jellemzése, és természetvédelmi szempontú értékelése.

A térbeli mintázatok vizsgálata midig is az ökológusok érdeklődésének középpontjában állt. Dolgozatomban két fő kérdés mentén tárgyalom a poloskaegyüttesek térbeli mintázatát.

1) Milyen léptékspecifikus hatások befolyásolják a poloskaegyütteseket heterogén élőhelyeken? 2) Milyen változások jellemzik a poloskaegyüttesek finom léptékű mintázatát különböző élőhelyek határán?

A skálafüggés egyik legalapvetőbb koncepcionális probléma. Az ökológusok már régóta felfigyeltek a mintázás skálájának fontosságára a fajok elterjedésének, eloszlásának vizsgálatában.

A heterogenitás az adott objektumoknak a véletlenszerűtől eltérő, egyenlőtlen mintázata, és ezeknek a mintázatoknak az elemzése szintén fontos az ökológiai folyamatok és az ökológiai rendszerek működésének megértéséhez. Egy mozaikos élőhelyen például a heterogenitás következtében határok, szegélyek, ökotonok alakulnak ki a különböző foltok

között. Az ott lejátszódó folyamatok pedig befolyásolják az élőlények elterjedését, mintázatát.

Az átmeneti zónák, ökotonok, szegélyek kérdésköre már a 20. század eleje óta sarkalatos pontja a szünbiológiának, és egyaránt foglalkoztatja az alkalmazott és elméleti ökológia szakembereit. Manapság a szomszédos élőhely közötti átmeneti zónában történő minden biotikus vagy abiotikus változást, legyen az akár hirtelen vagy fokozatos, szegélyhatásnak nevezünk.

1. Az élőhely heterogenitásának és a térléptéknek a hatását a poloskaegyüttesek szerveződésére a Körös-éri Tájvédelmi Körzet (KÉTK) területén vizsgáltam. Élőhelyléptékben a Csipak semlyéken 18 foltban, tájléptékben a KÉTK 13 gyepén, összesen 25 foltban mintáztam a poloskákat. A mintavételezés fűhálózással történt; foltonként 5×50 csapást végeztem, évi 3 alkalommal, a Csipak-semlyéken két évben is.

Az eredmények élőhelyléptékben 155 fajba tartozó 67585 ivarérett egyed, tájléptékben 126 fajba tartozó 6326 ivarérett egyed adatainak alapszanak.

Az ízeltlábúakra közösségeket szabályozó tényezők két csoportjának hatását vizsgáltam: a vegetációt jellemző és a folt környeztet jellemző ún. tájökológiai paramétereket.

A kanonikus korrespondenciaelemzés alapján mind élőhely-, mind tájléptékben a vegetációs paraméterek (növény fajsza és diverziás, a növényzet borítása, a vegetáció típusa a foltban) befolyásolják a poloskaegyüttesek struktúráját, fajkompozícióját. Hatásaik átfednek, és szignifikáns parciális hatása csak a vegetáció típusának van. A Kruskal-Wallis teszt alapján a vegetáció típusa a fajgazdagságot is befolyásolja, léptéktől függetlenül a sztyepp foltok poloskaegyütteseinek nagyobb a fajszáma, mint a mocsár- és láprét foltoknak. Az azonos típusú növényzeti foltok poloskaegyütteseinek fajszámára viszont alig van hatásuk a kevert modellek alapján.

Ellentétben a vegetációs paraméterekkel, a tájökológiai változóknak (folt mérete és alakja, a folt izolációja, a környező foltok diverzitása) alig volt hatása a poloskaegyüttesek fajösszetételére. A kevert modellek szerint viszont ezek a tényezők befolyásolják az azonos foltok poloskaegyütteseinek a fajgazdagságát. Hatásuk nem tér el lényegesen a két térlépték között, viszont másképp hatnak a sztyepp foltokra, mint a mocsár- és láprét foltokra. Az izoláció és a kerület/terület arányának növekedésével a fajszám csökken, a folt méretének növekedésével nő a sztyeppfoltokban. Ezek alapján, úgy tűnik, hogy a sztyeppfoltok, élőhely-szigeteknek tekinthetők a mocsár- és láprét foltok alkotta mátrixban.

2. Az epigeikus poloskaegyüttesek finom skálájú mintázatát természetes élőhelyek határán gyep–gyep és erdő–gyep átmeneti zónákban vizsgáltam.

2.1. A gyep–gyep átmenetek vizsgálatára két szelvényt jelöltem ki, úgy, hogy áthaladjanak egy északi és egy déli kitettségű buckaoldalon, valamint a közöttük elhelyezkedő szélbarázdán. Kisbugacon 55 méter hosszú volt a szelvény, és a maximális magasságkülönbség a szelvény mentén 2,80 méter. Fülöpházán a 120 méter hosszú szelvény mentén a legnagyobb szintkülönbség 11,66 méter volt. A szelvény mentén Barber-féle talajcsapdával mintáztam az epigeikus poloskákat. A szelvények mentén cönológiai felvételeket, talajnedvesség mérését és a mikrodomborzatot jellemző változók felvételét is végeztük.

A csapdák összesen 41 faj 911 egyedét fogták be Kisbugacon, és 54 faj 1548 egyedét Fülöpházán. A mozgó ablakos elemzések (MSW) és az ordinációk alapján elkülönült poloskaegyüttesek találhatóak a buckatető, a délies és északias kitettségű lejtőkön és a szélbarázdában is Fülöpházán. Kisbugacon csak a homokbuckát jellemzi konzisztens fajösszetétel, a szélbarázdában nem találtam kiegyénült poloskaegyüttest. Az indikátorfaj-analízis alapján mindegyik mikrohabitatban találhatóak karakterisztikus fajok. A CCA alapján mikrodomborzatnak és a vegetációnak szignifikáns hatása van a poloskaegyüttesek szerkezetére. Az eltérő élőhely típusok határán hirtelen változás történt a poloskaegyüttesek szerkezetében. Kivételek alól a délies lejtő és a szélbarázda határa, ahol egy szélesebb átmeneti zónában történtek a változások. Fülöpházán ezt az átmeneti zónát magas fajkicserélődési ráta jellemezte, Kisbugacon viszont a homokbucka poloskegyüttesének fokozatos elfogyása, eltűnése észlelhető. Fajkicserélődés rátája alacsony volt, valószínűleg, mert a szélbarázdában nem volt konzisztens fajösszetételű, kiegyénült poloskaegyüttes. Az elkülönült poloskaegyüttes hiányát a szélbarázda kis mérete is okozhatta. Másrészt a buckaközi poloskaközösségek érzékenyebbek a klimatikus tényezőkre, mint a homokbuckák poloskaközösségei, ezért a Kiskunságban észlelt szárazodás is okozhatta elszegényedését.

A vegetációnak, a mikrodomborzatnak és a poloskegyüttesek mintázatának a változásai között szoros egybeesések voltak megfigyelhetők Fülöpházán, míg Kisbugacon nem. Viszont egyes fajok abundanciája és a tápnövényük denzitása között szignifikáns korreláció volt mindkét szelvény mentén.

2.2. Az epigeikus poloskaegyüttesek mintázatának változását erdő–gyep ökotonokban a Bugac falúhoz közeli Kisasszonyerdőben vizsgáltam egy nyárerdő–homokpusztagyep (egyes terület) és egy borókás–homokpusztagyep (kettes terület) határán. A Barber-féle

talajcsapdás mintavétel során 49 faj 1396 egyedét sikerült gyűjteni. Néhány faj kizárólag a nyarasban vagy a borókásban fordult elő, viszont kiegyénült együtteseket csak a gyepen találtam az ordináció alapján.

A gyepi poloskaegyüttesek szerkezete eltérően változott a borókás és a nyárerdő szegélyen. Az egyes területen egy körülbelül 7 méter széles átmeneti zónát lehetett észlelni a gyepen az erdő felé, amit a gyepi fajok fokozatos eltűnése jellemezett. A fajszám és a szegélytől való távolság között szignifikáns pozitív kapcsolat volt a rang-korreláció alapján. A máik területen a poloskaegyüttesek sruktúrája hirtelen változott a borókásban, néhány méterre a szegélytől. A poloskák fajszáma nem csökkent a borókás szegély közelségével.

Az RDA és a korrelációk alapján a kétszikű növények és a moha-zuzmó denzitás, a szabad talajfelszín valamint az avarborítás együttesen befolyásolja a poloskaegyüttesek fajkompozícióját és fajgazdagságát.

Az egyes fajok is eltérően reagáltak a szegélyek közelségére. A specialista fitofág fajok abundanciáját úgy tűnik, erőteljesebben befolyásolja negatívan a szegélyek jelenléte, mint a generalista fitofág vagy a ragadozó fajokat.

Summary

European countries are dominated by agricultural landscapes. The increased farming intensity in the last decades caused a decrease of species richness due to the destruction and fragmentation of the natural habitats.

Considering the differential habitat use of arthropods only a mosaic of different habitats can provide high species richness. Therefore the natural remnants of heterogeneous grasslands and the patterns and processes taking place in these remnants have an important role in the conservation of arthropod diversity in an agricultural landscape.

Mosaic pattern of grasslands derives from changes of several environmental factors e.g. microrelief, exposure, soil moisture, soil organic carbon content. Human land use practices (grazing, mowing, fertilizing, burning) also affects the rate of heterogeneity of grasslands.

Heterogeneity can influence the species richness, because a heterogeneous environment can provide various source for more species. Moreover, heterogeneity creates borders and edge-zones between different patches which can create new patterns and processes and new properties for e.g. edge related species.

The term edge effect was introduced to describe the increase in the abundance and species diversity in the transition zone between two habitats. At present, the changes in both biotic and abiotic conditions, occurring at the transition zones between adjacent habitats, are referred to as edge effects. The edges may influence the distribution and abundance of the species, the interactions between populations, and the structure of communities.

Central and Eastern European grasslands still harbour a diverse and unique arthropod community. However, during the last decades these grasslands have also become endangered as a consequence of changes in agricultural practices. Therefore, studies of the spatial patterns and processes in these remnants are necessary to obtain information on the actual state of the fauna and the ecological communities.

True bugs represent an ecologically very diverse group including both predaceous and herbivorous species with different degree of food specialization and both adults and nymphs live at the same habitat. Furthermore, the true bug diversity correlates with the total insect diversity and they respond sensitively to habitat changes. True bugs are an ideal group to study the patterns and processes in heterogeneous grasslands.

In my work I tried to answer two main questions. 1) Does spatial scale affect the composition of Heteroptera assemblages in heterogeneous grasslands? 2) How the fine scale patterns of epigeic Heteroptera assemblages change across transition zones between natural habitats?

True bugs are an ecologically very diverse group thereby various collecting techniques may be applied to sample Heteroptera communities. Choice of sampling methods depends on the purpose and location of the study. D-vac is an optimal technique for sampling, because it collects species from both the vegetation and ground surface. However, it is difficult to use both in the case of loose sand soil, because of the great amount of sand sucked during the collecting and in the case of dune slack meadows because of the high water level in spring and early summer. Therefore, epigeic true bugs were collected with pitfall traps, and plant-dwelling true bugs were sampled by sweep-netting.

1. To reveal the scale dependent effects influenced true bug assemblages 25 patches of 13 grasslands were studied at landscape scale in the Körös-ér Landscape Protected Area and 18 patches of Csipak-semlyék were studied at habitat scale. To sample the Heteroptera assemblages 5 x 50 sweeps were applied three times in a year in each patch.

The analyses based on the data set of 67585 adult individuals of 155 species at habitat scale and 6326 adult individuals of 126 species at landscape scale.

The distribution of organisms is influenced by numerous factors and presumably the complex relationships among these factors. Two groups of components of the environmental control i.e. the vegetation and landscape structure played an important role in shaping the distribution of Heteroptera species, structure and species composition of assemblages.

According to the CCA the vegetation components – i.e. coverage of vegetation, plant species richness and diversity, vegetation type of a patch – had a significant influence in shaping the distribution of Heteroptera species, structure and species composition of assemblages at both habitat and landscape scales. The vegetation components had a significant joint effect, but variance partitioning revealed that only the vegetation types of patches had significant partial effect.

The vegetation types of patches influenced the species richness and diversity of true bug assemblages, too. Both habitat and landscape scales the species richness of sand steppe patches were higher than fen and marsh meadow patches.

There was little impact of vegetation properties on the species richness of true bug assemblages in the same type of vegetation patches, according to mixed models.

Contrary to the vegetation components, landscape variables – i.e. isolation, diversity of surrounding patches, area and shape of a patch – had no important role in shaping the structure and species composition of Heteroptera assemblages at habitat and landscape scales.

According to the mixed models, landscape components influenced the species richness of assemblages in the same type of vegetation patches at both two scales. Isolation, shape-index and patch area were the main components affected the species richness. However, their effects differed between the true bug assemblages of sand steppe and wet meadow patches. The species richness of true bugs in sand steppe patches decreased with increasing isolation and shape-index and increased with increasing patch area. Sand steppe patches seemed to be terrestrial habitat-islands, in the matrix of fen and marsh meadow patches.

Differences in the effects of both vegetation and landscape components between scales were observed, however the differences in their effects were more relevant between the various types of patches.

2. Fine scale patterns of epigeic Heteroptera assemblages across transition zones between various natural habitat types were studied across grassland–grassland and grassland–forest transitions.

2.1. Two transect of SW-NE direction – running from a sanddune-top through the windgroove to the adjacent sanddune-top – of pitfall traps were applied to show the effect of the grassland heteromorphy on the Heteroptera assemblages. In Kisbugac, the transect was 55 m long with an elevation of 2.8 m between the highest and lowest points of the transect. The other transect situated near Fülöpháza village and was 120 m long with a maximum elevation of 11.66 m.

The analyses based on the data set of 911 adult individuals of 41 species collected in Kisbugac and 1584 adult individulas of 54 species in Fülöpháza.

According to both MSW and ordination techniques distinct true bug assemblages were found at the top of the sand dune, South-facing sand-dune slope, the wind groove and the North-facing slope in Fülöpháza. However, consequent species composition was found only in the samples of sand-dune habitats in Kisbugac. In the wind groove habitat a distinct

true bug assemblage was not observed. The indicator species analyses showed which the characteristic species of the different assemblages were.

Results of CCA revealed that microrelief and vegetation properties had a significant joint effect on true bug assemblages.

Abrupt changes of assemblage structure were mostly detected between different habitat types. However, between the assemblages of South-facing sand-dune slope and the wind groove smooth transitions were observed. The transition zone was characterised by high species turnover in Fülöpháza, but in Kisbugac it was characterised by the dissolution of the sand-dune assemblage and high species turnover was not observed, because of the lack of a distinct wind groove assemblage. The lack of the distinct assemblage was presumably due to the relatively small size of wind groove. However, bug assemblage in wind grooves depended stronger on climatic conditions than the bug assemblage at dune tops and a dry period could cause a decline in species richness and abundance in wind grooves. The long-term dry period observed in the Kiskunság may cause intrinsic changes in assemblage structure of true bugs in this manner, but further studies are needed to reveal the real impact of the dry period.

In Fülöpháza there was strong relationship between the microrelief, vegetation and Heteroptera patterns. We did not find clear congruence between the patterns of vegetation and true bugs along the transect in Kisbugac, contrarily to Fülöpháza. However, the abundance of numerous species correlated with the density of their host plants along both two transects.

2.2. The spatial pattern of epigeic true bug assemblages was studied across forest–grassland edges at forest steppe remnants in Kisasszonyerő. Two edges were investigated: a poplar forest–open sand grassland (site one) and a juniper forest–open sand grassland (site two).

The abundance and variety of true bugs was sampled by pitfall traps. Altogether 1396 adult individuals belonging to 49 species were collected. Some species occurred exclusively at forest habitats however, distinct Heteroptera assemblages were found only at grasslands.

The response of the grassland Heteroptera assemblages to the proximity of the edge differed between the two sites. At site one, an approximately seven-meter wide transition zone could be observed from the grassland into the forest, which was characterized by the dissolution of the grassland true bug assemblage. The species richness decreased significantly toward the edge. At site two, an abrupt change in the structure of the

Heteroptera assemblage denoted a sharp boundary near to the edge in the juniper forest. The species richness did not change toward the juniper edge.

According to the RDA and rank correlation methods, the cover of dicotyledonous plants, mosses and lichens, bare soil surface and leaf litter had a significant joint effect on the species richness and composition of true bug assemblages.

The characteristic species of the grasslands responded differently to the edges. Specialist herbivorous bugs seemed to be affected more strongly and negatively by edges than generalist herbivorous and predaceous species.

Mellékletek

1. Táblázat. A Csipak semlyék mintavételi foltjai.

Mintavételi folt száma	EOV koordináta	Á-nér kód	Folttípus
1	E715628, No93721	F2	F2
2	E715593, No93704	B1axD2	D2,D4
3	E715577, No93748	D34	D2,D4
4	E715681, No93636	D2	D2,D4
5	E715797, No93571	D2	D2,D4
6	E715774, No93536	H5b	H5b
7	E715714, No93570	D2	D2,D4
8	E715906, No93387	D2	D2,D4
9	E715931, No93575	D2	D2,D4
10	E716007, No93950	H5bxF2	H5b
11	E715773, No94166	D34	D2,D4
12	E715841, No93967	H5b	H5b
13	E715873, No93987	F4	F4
14	E715896, No93959	-	D2,D4
15	E715790, No93943	F4	F4
16	E715638, No93923	F2	F2
17	E715439, No94051	H5b	H5b
18	E715533, No93797	F2	F2

2. Táblázat. A Körös-éri Tájvédelmi Körzet mintavételi foltjai.

Mintavételi hely neve	Folt száma	EOV koordináta	Á-Nér kód	Folttípus
Csipak semlyék	1	E715724, N093447	H5b	H5b
Csipak semlyék	2	E715703, N093488	D2xF2xH5b	D2,D4
Csipak semlyék	3	E715577, N093807	F4	F4
Nagy széksóstó	4	E719176, N097633	D34	D2,D4
Tanaszi semlyék	5	E714055, N093734	H5b	H5b
Tanaszi semlyék	6	E714096, N093831	F2xH5bxB6	F2,B6
Tanaszi semlyék	7	E714695, N092099	B6	F2,B6
Bogárzó	8	E706463, N099170	H5b	H5b
Bogárzó	9	E704866, N099702	D2	D2,D4
Ásotthalomi láprétek	10	E709071, N095428	D2	D2,D4
Ásotthalomi láprétek	11	E710385, N095121	H5b	H5b
Ásotthalomi láprétek	12	E710415, N094816	D2	D2,D4
Ásotthalomi emlékerdő	13	E707222, N096845	G1	H5b
Rívó semlyék	14	E706518, N089463	D2	H5b
Kissori semlyék	15	E710929, N089530	H5b	H5b
Madarász tó	16	E716355, N095059	B6xF2	F2,B6
Madarász tó	17	E716338, N094975	H5b	H5b
Kelebiai halastavak	18	E698948, N094348	H5b	H5b
Kelebiai halastavak	19	E695863, N094773	D34xF2xB6	D2,D4
Kelebiai halastavak	20	E696042, N094700	OA	H5b
Bácsboristai legelő	21	E697909, N098502	H5bxG1	H5b
Öttömösi Baromjárás	22	E699866, N101957	D34	D2,D4
Magyari erdő és tőzeglánya	23	E702102, N092257	H5b	H5b
Magyari erdő és tőzeglánya	24	E702065, N092310	H5b	H5b
Magyari erdő és tőzeglánya	25	E702574, N091964	D2xB5	D2,D4

3. Táblázat. A Csipak semlyéken gyűjtött poloskák. Rövidítések: Fr.%- az egyes fajok relatív gyakorisága %-ban megadva, F2- szikes rétek és mocsarak, D- nedves gyepek (kékperjés láprétek, mocsárrétek, stb.), H5b- száraz homoki gyepek(homoki sztyeprétek, homokpusztagyepek), F4- szikfok növényzet, n- a foltok száma.

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				<i>p</i>
	F2	D	H5b	F4		F2	D	H5b	F4	
	n=3	n=9	n=4	n=2		n=3	n=9	n=4	n=2	
GERROMORPHA										
HEBRIDAE										
<i>Hebrus pusillus</i> (Fallén, 1807)	2	0	0	0	0.00	13.33	0.00	0.00	0.00	0.032
DIPSOCOROMORPHA										
CERATOCOMBIDAE										
<i>Ceratoacombus coleoptratus</i> (Zetterstedt, 1819)	1	0	0	0	0.00	6.67	0.00	0.00	0.00	0.286
LEPTOPODOMORPHA										
SALDIDAE										
<i>Chartoscirta cincta</i> (Herrich-Schäffer, 1842)	2	0	0	0	0.00	13.33	0.00	0.00	0.00	0.038
<i>Saldula opacula</i> (Zetterstedt, 1839)	1	1	0	0	0.00	5.00	0.56	0.00	0.00	0.473
CIMICOMORPHA										
TINGIDAE										
<i>Acalypta marginata</i> (Wolff, 1804)	0	1	1	0	0.00	0.00	0.68	3.46	0.00	1.000
<i>Acalypta platycheila</i> (Fieber, 1844)	2	3	0	0	0.01	8.89	0.74	0.00	0.00	0.154
<i>Agramma atricapillum</i> (Spinola, 1837)	1554	724	6	3	3.38	86.13	12.19	0.07	0.07	0.001
<i>Agramma confusum</i> Puton, 1879	9090	2733	176	339	18.26	85.42	8.56	1.12	4.78	0.001
<i>Derephysia foliacea</i> (Fallén, 1807)	0	0	0	1	0.00	0.00	0.00	0.00	10.00	0.117
<i>Dictyla humuli</i> (Fabricius, 1794)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Kalama tricornis</i> (Schrank, 1801)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.498
<i>Lasiacantha gracilis</i> (Herrich-Schäffer, 1830)	1	451	114	1	0.84	0.03	15.42	10.76	0.06	0.320
<i>Oncochila scapularis</i> (Fieber, 1844)	0	1	2	0	0.00	0.00	0.40	4.09	0.00	0.758
<i>Oncochila simplex</i> (Herrich-Schäffer, 1830)	0	5	0	0	0.01	0.00	11.11	0.00	0.00	0.185
<i>Stephanitis pyri</i> (Fabricius, 1822)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.508
<i>Tingis auriculata</i> (Costa, 1843)	1	1	0	0	0.00	5.00	0.56	0.00	0.00	0.426
<i>Tingis ampliata</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
MIRIDAE										
<i>Acetropis carinata</i> (Herrich-Schäffer, 1842)	3	8	772	8	1.17	0.03	0.05	67.93	0.80	0.001
<i>Adelphocoris lineolatus</i> (Goeze, 1778)	2	20	63	6	0.13	0.41	2.28	32.75	4.16	0.015
<i>Adelphocoris seticornis</i> (Fabricius, 1775)	0	17	2	0	0.03	0.00	17.57	2.09	0.00	0.050
<i>Adelphocoris ticinensis</i> (Meyer-Dür, 1843)	0	8	0	0	0.01	0.00	13.33	0.00	0.00	0.097

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				p
	F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2		F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2	
<i>Amblytulus nasutus</i> (Kirschbaum, 1856)	0	1	49	0	0.07	0.00	0.02	29.73	0.00	0.005
<i>Campylomma verbasci</i> (Meyer-Dür, 1843)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Capsus ater</i> (Linnaeus, 1758)	3	1	4	0	0.01	9.47	0.12	4.74	0.00	0.230
<i>Charagochilus gyllenhali</i> (Fallén, 1807)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Charagochilus weberi</i> E. Wagner, 1953	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Chlamydatus pulicarius</i> (Fallén, 1807)	0	2	1	0	0.00	0.00	2.09	2.65	0.00	1.000
<i>Chlamydatus pullus</i> Reuter, 1870	2	5	5	0	0.02	3.60	2.50	10.11	0.00	0.288
<i>Conostethus hungaricus</i> E. Wagner, 1941	13	2	6	43976	65.10	0.01	0.00	0.00	99.97	0.001
<i>Criocoris sulcicornis</i> (Kirschbaum, 1856)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Deraeocoris morio</i> (Boheman, 1852)	0	2	0	0	0.00	0.00	4.44	0.00	0.00	0.694
<i>Halticus apterus</i> (Linnaeus, 1761)	0	29	220	1	0.37	0.00	0.73	28.10	0.09	0.022
<i>Heterocordylus genistae</i> (Scopoli, 1763)	2	0	54	0	0.08	0.63	0.00	23.82	0.00	0.011
<i>Leptoterna ferrugata</i> (Fallén, 1807)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.491
<i>Lygus gemellatus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	2	12	0	0	0.02	4.44	2.96	0.00	0.00	0.736
<i>Lygus pratensis</i> (Linnaeus, 1758)	4	6	0	1	0.02	10.67	3.56	0.00	2.00	0.226
<i>Lygus rugulipennis</i> Poppius, 1911	28	46	48	8	0.19	28.61	8.58	29.56	7.88	0.145
<i>Macrotylus herrichi</i> Reuter, 1873	0	0	7	0	0.01	0.00	0.00	10.00	0.00	0.076
<i>Megalocoleus molliculus</i> (Fallén, 1829)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.498
<i>Myrmecoris gracilis</i> (F. Sahlberg, 1848)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Notostira elongata</i> (Geoffroy, 1785)	13	23	9	10	0.08	10.22	5.22	4.77	10.61	0.883
<i>Omphallonotus quadriguttatus</i> (Kirschbaum, 1856)	0	4	2	0	0.01	0.00	2.09	5.29	0.00	0.454
<i>Orthocephalus saltator</i> (Hahn, 1835)	0	0	9	0	0.01	0.00	0.00	25.00	0.00	0.009
<i>Orthocephalus vittipennis</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	0	1	1	0	0.00	0.00	0.68	3.46	0.00	1.000
<i>Orthops basalis</i> (Costa, 1852)	0	1	2	0	0.00	0.00	0.40	8.18	0.00	0.169
<i>Polymerus brevicornis</i> (Reuter, 1878)	0	12	23	0	0.05	0.00	2.93	28.41	0.00	0.008
<i>Polymerus unifasciatus</i> (Fabricius, 1794)	0	13	21	0	0.05	0.00	5.27	43.13	0.00	0.001
<i>Polymerus vulneratus</i> (Panzer, 1806)	1	3	13	99	0.17	0.04	0.04	1.83	83.40	0.001
<i>Stenodema calcaratum</i> (Fallén, 1807)	85	104	12	22	0.33	49.07	20.01	3.06	16.33	0.001
<i>Stenotus binotatus</i> (Fabricius, 1794)	0	6	6	0	0.02	0.00	3.42	13.85	0.00	0.113
<i>Systellonotus triguttatus</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	3	0	0.01	0.00	0.29	13.06	0.00	0.106
<i>Teratocoris antennatus</i> (Boheman, 1852)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Trigonotylus caelestialium</i> (Kirkadly, 1902)	49	142	90	20	0.45	25.28	22.79	31.34	15.48	0.327
<i>Trigonotylus pulchellus</i> (Hahn, 1834)	51	42	169	54	0.47	12.47	1.83	32.53	29.70	0.065
<i>Macrolophus pygmaeus</i> (Rambur, 1839)	0	3	0	0	0.00	0.00	6.67	0.00	0.00	0.383

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				p
	F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2		F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2	
NABIDAE										
<i>Nabis ferus</i> (Linnaeus, 1758)	16	16	6	0	0.06	33.03	5.51	5.23	0.00	0.006
<i>Nabis pseudoferus</i> Remane, 1949	7	25	19	2	0.08	8.59	10.23	24.05	1.84	0.114
<i>Nabis punctatus</i> Costa, 1847	0	5	4	1	0.01	0.00	3.00	9.73	2.43	0.293
Nabis p.	10	19	16	0	0.07	14.12	7.95	16.94	0.00	0.365
ANTHOCORIDAE										
<i>Orius minutus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0.00	6.67	0.00	0.00	0.00	0.294
<i>Orius niger</i> Wolff, 1804	2	95	89	5	0.28	0.25	17.61	30.93	2.08	0.064
PENTATOMOMORPHA										
PIESMATIDAE										
<i>Piesma capitatum</i> (Wolff, 1804)	0	3	1	0	0.01	0.00	3.81	2.14	0.00	0.771
<i>Piesma maculatum</i> (Laporte, 1832)	1	3	1	0	0.01	2.42	2.42	1.36	0.00	1.000
<i>Piesma quadratum</i> (Fieber, 1844)	7	64	10	6	0.13	5.20	10.57	7.53	10.04	0.961
<i>Piesma salsolae</i> (Becker, 1867)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Piesma silenes</i> (Horváth, 1888)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
BERYTIDAE										
<i>Berytinus clavipes</i> (Fabricius, 1775)	0	12	127	0	0.21	0.00	0.90	33.59	0.00	0.011
<i>Berytinus montivagus</i> (Meyer-Dür, 1841)	0	0	4	0	0.01	0.00	0.00	20.00	0.00	0.013
<i>Gampsocoris punctipes</i> (Germar, 1822)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.518
<i>Neides tipularius</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	9	2	0.02	0.58	0.26	20.69	5.26	0.029
LYGAEIDAE sensu lato										
<i>Beosus quadripunctatus</i> (Müller, 1766)	0	2	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Chilacis typhae</i> (Perris, 1857)	1	0	0	0	0.00	6.67	0.00	0.00	0.00	0.294
<i>Cymus clavicolus</i> (Fallén, 1807)	164	33	4	0	0.30	85.99	1.92	0.25	0.00	0.001
<i>Cymus glandicolor</i> (Hahn, 1831)	296	305	29	3	0.94	69.83	22.92	1.28	0.21	0.001
<i>Cymus melanocephalus</i> Fieber, 1861	170	196	2	0	0.54	71.78	14.10	0.06	0.00	0.001
<i>Dimorphopterus doriae</i> (Ferrari, 1874)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Dimorphopterus spinolae</i> (Signoret, 1857)	1	10	2	0	0.02	1.14	11.43	2.57	0.00	0.270
<i>Drymus sylvaticus</i> (Fabricius, 1775)	0	4	0	0	0.01	0.00	8.89	0.00	0.00	0.210
<i>Geocoris grylloides</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	3	0	0.00	0.00	0.00	10.00	0.00	0.089
<i>Geocoris megacephalus</i> (Rossi, 1790)	0	0	0	1	0.00	0.00	0.00	0.00	10.00	0.119
<i>Graptopeltus lynceus</i> (Fabricius, 1775)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.469
<i>Henestaris halophilus</i> (Burmeister, 1835)	15	2	136	1105	1.86	0.34	0.00	2.87	93.37	0.001
<i>Holcocranum saturejae</i> (Kolenati, 1845)	1	1	0	0	0.00	5.00	0.56	0.00	0.00	0.442

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				p
	F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2		F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2	
<i>Ischnodemus sabuleti</i> (Fallén, 1829)	3	25	0	0	0.04	5.29	21.24	0.00	0.00	0.069
<i>Lygaeus equestris</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0.00	6.67	0.00	0.00	0.00	0.299
<i>Lygaeus simulans</i> Deckert, 1985	5	4	7	0	0.02	14.39	0.77	11.33	0.00	0.190
<i>Megalonotus sabulicola</i> (Thomson, 1870)	1	0	0	0	0.00	6.67	0.00	0.00	0.00	0.286
<i>Metopoplax origani</i> (Kolenati, 1845)	5	56	4	0	0.10	5.00	12.44	2.25	0.00	0.464
<i>Nysius cymoides</i> (Spinola, 1837)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Nysius ericae</i> (Schilling, 1829)	3	6	0	0	0.01	12.00	4.44	0.00	0.00	0.143
<i>Nysius senecionis</i> (Schilling, 1829)	35	112	0	0	0.22	25.81	20.65	0.00	0.00	0.074
<i>Ortholomus punctipennis</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	0	0	0	1	0.00	0.00	0.00	0.00	10.00	0.110
<i>Oxycarenus pallens</i> (Herrich-Schäffer, 1850)	10	228	18	1	0.38	3.30	26.75	4.01	0.15	0.065
<i>Pachybrachius fracticollis</i> (Schilling, 1829)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Peritrechus gracilicornis</i> (Puton, 1877)	4	18	2	1	0.04	2.05	7.18	1.15	1.15	0.689
<i>Peritrechus nubilus</i> (Fallén, 1807)	128	25	0	1	0.23	68.10	1.75	0.00	0.11	0.001
<i>Platyplax salviae</i> (Schilling, 1829)	0	1	10	0	0.02	0.00	0.09	14.36	0.00	0.050
<i>Pterotmetus staphyliniformis</i> (Schilling, 1829)	0	6	0	0	0.01	0.00	8.89	0.00	0.00	0.221
<i>Sphragisticus nebulosus</i> (Fallén, 1807)	0	1	2	0	0.00	0.00	0.40	8.18	0.00	0.163
<i>Taphropeltus hamulatus</i> Thomson, 1870	1	0	1	0	0.00	3.81	0.00	2.14	0.00	0.765
<i>Tropistethus holosericeus</i> (Scholtz, 1846)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.540
<i>Xanthochilus quadratus</i> (Fabricius, 1798)	0	0	30	0	0.04	0.00	0.00	60.00	0.00	0.001
PYRRHOCORIDAE										
<i>Pyrrhocoris marginatus</i> (Kolenati, 1845)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.505
COREIDAE										
<i>Bathysolen nubilus</i> (Fallén, 1807)	1	0	1	0	0.00	3.81	0.00	2.14	0.00	0.767
<i>Coriomeris denticulatus</i> (Scopoli, 1763)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.512
<i>Syromastes rhombeus</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	2	0	0.00	0.00	0.00	10.00	0.00	0.096
ALYDIDAE										
<i>Alydus calcaratus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.504
<i>Camptopus lateralis</i> (Germar, 1817)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.504
RHOPALIDAE										
<i>Brachycarenus tigrinus</i> (Schilling, 1817)	0	9	10	128	0.22	0.00	0.20	0.93	94.81	0.001
<i>Chorosoma schillingi</i> (Schummel, 1829)	3	2	135	16	0.23	0.47	0.02	39.27	9.31	0.004
<i>Corizus hyoscyami</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	0	0.00	0.00	0.00	10.00	0.00	0.097
<i>Liorhyssus hyalinus</i> (Fabricius, 1794)	0	3	1	1	0.01	0.00	2.05	1.15	4.62	0.722
<i>Myrmus miriformis</i> (Fallén, 1807)	50	90	45	14	0.29	37.11	11.38	13.78	6.23	0.029

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				p
	F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2		F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2	
<i>Rhopalus parumpunctatus</i> (Schilling, 1817)	3	31	38	2	0.11	1.34	4.61	50.86	1.34	0.001
<i>Stictopleurus abutilon</i> (Rossi, 1790)	0	7	1	0	0.01	0.00	10.09	1.22	0.00	0.265
<i>Stictopleurus crassicornis</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	0	0	0.00	4.00	1.78	0.00	0.00	0.708
<i>Stictopleurus pictus</i> (Fieber 1861)	1	1	0	0	0.00	5.00	0.56	0.00	0.00	0.469
<i>Stictopleurus punctatonervosus</i> (Goeze, 1778)	39	65	2	15	0.18	36.85	16.49	0.09	15.94	0.011
PLATASPIDAE										
<i>Coptosoma scutellatum</i> (Geoffroy, 1785)	0	0	9	0	0.01	0.00	0.00	35.00	0.00	0.001
CYDNIDAE										
<i>Geotomus punctulatus</i> (Costa, 1847)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Legnotus limbosus</i> (Geoffroy, 1785)	0	3	0	0	0.00	0.00	6.67	0.00	0.00	0.397
<i>Microporus nigritus</i> (Fabricius, 1794)	1	0	1	0	0.00	3.81	0.00	2.14	0.00	0.780
<i>Tritomegas sexmaculatus</i> (Rambur, 1842)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
SCUTELLARIDAE										
<i>Eurygaster maura</i> (Linnaeus, 1758)	10	31	4	1	0.07	21.48	12.95	1.81	0.60	0.114
<i>Eurygaster testudinaria</i> (Geoffroy, 1785)	36	46	0	0	0.12	70.13	15.93	0.00	0.00	0.001
<i>Odontotarsus purpureolineatus</i> (Rossi, 1790)	0	0	4	0	0.01	0.00	0.00	10.00	0.00	0.097
PENTATOMIDAE										
<i>Aelia acuminata</i> (Linnaeus, 1758)	1	31	10	6	0.07	0.24	15.68	6.74	16.17	0.442
<i>Aelia rostrata</i> Boheman, 1852	0	17	19	1	0.05	0.00	7.06	43.25	0.70	0.002
<i>Anthemina lunulata</i> (Goeze, 1778)	0	5	52	51	0.16	0.00	0.16	18.31	45.70	0.001
<i>Carpocoris fuscispinus</i> (Boheman, 1850)	0	5	7	0	0.02	0.00	2.68	18.98	0.00	0.036
<i>Carpocoris pudicus</i> (Poda, 1761)	0	2	2	0	0.01	0.00	1.37	6.92	0.00	0.344
<i>Carpocoris purpureipennis</i> (De Geer, 1773)	6	38	25	1	0.10	5.14	19.53	36.13	0.39	0.013
<i>Codophila varia</i> (Fabricius, 1787)	1	0	0	0	0.00	6.67	0.00	0.00	0.00	0.267
<i>Codophila varicornis</i> (Jakovlev, 1874)	20	4	0	0	0.04	62.50	0.42	0.00	0.00	0.001
<i>Crypsinus angustatus</i> (Bärensprung, 1859)	0	0	0	1	0.00	0.00	0.00	0.00	10.00	0.117
<i>Eurydema oleraceum</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	2	14	0.03	0.27	0.27	0.61	60.00	0.001
<i>Eurydema ornatum</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	4	76	0.12	0.00	0.01	0.38	97.16	0.001
<i>Eusarcoris aeneus</i> (Scopoli, 1763)	3	3	0	0	0.01	15.00	1.67	0.00	0.00	0.059
<i>Eusarcoris ventralis</i> (Westwood, 1837)	6	7	1	0	0.02	22.02	3.43	0.41	0.00	0.031
<i>Dolycoris baccarum</i> (Linnaeus, 1758)	10	32	29	7	0.12	10.08	8.96	30.83	11.91	0.042
<i>Graphosoma lineatum</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	10	0	0.01	0.00	0.00	20.00	0.00	0.007
<i>Holcostethus vernalis</i> (Wolff, 1804)	3	6	0	0	0.01	12.00	5.33	0.00	0.00	0.151
<i>Neottiglossa leporina</i> (Gmelin, 1789)	26	99	54	10	0.28	19.68	16.01	24.76	7.86	0.414

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				<i>p</i>
	F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2		F2 n=3	D n=9	H5b n=4	F4 n=2	
<i>Piezodorus lituratus</i> (Fabricius, 1794)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.519
<i>Podops curvidens</i> Costa, 1847	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Podops inuncta</i> (Fabricius, 1775)	0	3	1	0	0.01	0.00	3.81	2.14	0.00	0.794
<i>Podops rectidens</i> Horváth, 1883	0	5	0	0	0.01	0.00	8.89	0.00	0.00	0.205
<i>Rhaphigaster nebulosa</i> (Poda, 1761)	0	1	0	0	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	1.000
<i>Rubiconia intermedia</i> (Wolff, 1811)	0	14	0	0	0.02	0.00	22.22	0.00	0.00	0.022
<i>Sciocoris cursitans</i> (Fabricius, 1794)	0	1	40	3	0.07	0.00	0.02	43.06	3.88	0.003
<i>Sciocoris distinctus</i> Fieber, 1851	34	29	1	0	0.09	76.55	6.77	0.08	0.00	0.001
<i>Sciocoris homalonotus</i> Fieber, 1851	0	5	2	0	0.01	0.00	4.68	4.74	0.00	0.673
<i>Sciocoris microphthalmus</i> Flor, 1860	1	22	156	1	0.27	0.05	1.28	78.41	0.12	0.001
<i>Vilpianus galii</i> (Wolff, 1802)	0	13	26	0	0.06	0.00	2.02	20.45	0.00	0.032
<i>Zicrona coerulea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	0.513

4. táblázat. A Körös-éri Tájvédelmi Körzet gyepein gyűjtött poloskák. Rövidítések: Fr.%- az egyes fajok relatív gyakorisága %-ban megadva, F2- szikes rétek és mocsarak, D- nedves gyepék (kékperjés láprétek, mocsárrétek, stb.), H5b- száraz homoki gyepék(homoki sztyepprétek, homokpusztagyepék), F4- szikfok növényzet

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				p
	H5b	D	F2	F4		H5b	D	F2	F4	
	n=11	n=10	n=3	n=1		n=11	n=10	n=3	n=1	
LEPTOPODOMORPHA										
SALDIDAE										
<i>Chartoscirta cincta</i> (Herrich-Schäffer, 1842)	0	0	2	1	0.05	0.00	0.00	5.33	12.00	0.12
<i>Chartoscirta cocksi</i> (Curtis, 1835)	0	4	0	0	0.06	0.00	5.45	0.00	0.00	0.294
<i>Saldula opacula</i> (Zetterstedt, 1839)	0	3	0	0	0.05	0.00	3.64	0.00	0.00	0.643
<i>Saldula palustris</i> (Douglas et Scott, 1874)	0	8	0	0	0.13	0.00	1.82	0.00	0.00	1
CIMICOMORPHA										
TINGIDAE										
<i>Agramma atricapillum</i> (Spinola, 1837)	1	27	102	8	2.18	0.00	0.50	55.96	10.77	0.004
<i>Agramma confusum</i> Puton, 1879	1	6	48	10	1.03	0.01	0.19	40.03	30.02	0.008
<i>Catoplatus carthusianus</i> (Goeze, 1778)	3	0	0	0	0.05	6.00	0.00	0.00	0.00	0.223
<i>Lasiacantha capucina</i> (Germar, 1836)	2	0	0	0	0.03	2.00	0.00	0.00	0.00	0.564
<i>Lasiacantha gracilis</i> (Herrich-Schäffer, 1830)	2	0	0	0	0.03	4.00	0.00	0.00	0.00	0.397
<i>Lasiacantha hermani</i> Vásárhelyi, 1977	2	0	0	0	0.03	4.00	0.00	0.00	0.00	0.427
<i>Tingis ampliata</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	0	2	0	0	0.03	0.00	3.64	0.00	0.00	0.634
MIRIDAE										
<i>Acetropis carinata</i> (Herrich-Schäffer, 1842)	16	15	0	0	0.49	11.88	8.37	0.00	0.00	0.404
<i>Adelphocoris lineolatus</i> (Goeze, 1778)	64	53	3	2	1.93	21.61	17.25	0.47	5.63	0.289
<i>Adelphocoris seticornis</i> (Fabricius, 1775)	5	47	0	1	0.84	0.87	17.42	0.00	3.46	0.037
<i>Adelphocoris ticinensis</i> (Meyer-Dür, 1843)	1	6	3	0	0.16	0.12	3.62	8.10	0.00	0.416
<i>Amblytylus nasutus</i> (Kirschbaum, 1856)	2	1	0	0	0.05	2.75	0.57	0.00	0.00	0.775
<i>Apolygus lucorum</i> (Meyer-dür, 1843)	1	2	0	0	0.05	0.71	2.35	0.00	0.00	1
<i>Brachycoleus decolor</i> Reuter, 1887	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.552
<i>Capsus ater</i> (Linnaeus, 1758)	1	9	0	0	0.16	0.22	9.72	0.00	0.00	0.218
<i>Charagochilus gyllenhalii</i> (Fallén, 1807)	4	3	0	0	0.11	3.57	0.74	0.00	0.00	0.663
<i>Charagochilus weberi</i> E. Wagner, 1953	8	6	0	1	0.24	4.09	1.27	0.00	8.53	0.347
<i>Chlamydatus pulicarius</i> (Fallén, 1807)	0	2	0	0	0.03	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Chlamydatus pullus</i> Reuter, 1870	3	0	0	0	0.05	6.00	0.00	0.00	0.00	0.206
<i>Conostethus hungaricus</i> E. Wagner, 1941	0	0	0	254	4.02	0.00	0.00	0.00	100.00	0.001

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				<i>p</i>
	H5b	D	F2	F4		H5b	D	F2	F4	
	n=11	n=10	n=3	n=1		n=11	n=10	n=3	n=1	
<i>Criocoris sulcicornis</i> (Kirschbaum, 1856)	3	2	0	0	0.08	3.74	1.37	0.00	0.00	0.587
<i>Deraeocoris morio</i> (Boheman, 1852)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Deraeocoris ruber</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.561
<i>Deraeocoris ventralis</i> Reuter, 1904	2	0	0	0	0.03	4.00	0.00	0.00	0.00	0.457
<i>Europiella albipennis</i> (Fallén, 1829)	3	0	0	0	0.05	6.00	0.00	0.00	0.00	0.216
<i>Halticus apterus</i> (Linnaeus, 1761)	35	36	0	0	1.12	12.40	11.42	0.00	0.00	0.373
<i>Heterocordylus genistae</i> (Scopoli, 1763)	2	15	0	0	0.27	0.26	3.17	0.00	0.00	0.618
<i>Leptoterna ferrugata</i> (Fallén, 1807)	2	0	0	0	0.03	4.00	0.00	0.00	0.00	0.469
<i>Lygus gemellatus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	4	7	4	2	0.27	0.73	1.06	4.07	18.31	0.082
<i>Lygus pratensis</i> (Linnaeus, 1758)	4	9	0	0	0.21	2.63	4.88	0.00	0.00	0.801
<i>Lygus rugulipennis</i> Poppius, 1911	14	18	1	2	0.55	4.17	7.76	0.41	7.45	0.82
<i>Macrotylus herrichi</i> Reuter, 1873	51	0	0	0	0.81	20.00	0.00	0.00	0.00	0.022
<i>Megaloceroea reticornis</i> (Geoffroy, 1785)	31	17	0	0	0.76	17.35	7.86	0.00	0.00	0.176
<i>Megalocoleus exsanguis</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	77	2	0	0	1.25	23.45	0.08	0.00	0.00	0.045
<i>Megalocoleus molliculus</i> (Fallén, 1829)	8	0	0	0	0.13	10.00	0.00	0.00	0.00	0.208
<i>Myrmecoris gracilis</i> (F. Sahlberg, 1848)	2	0	0	0	0.03	4.00	0.00	0.00	0.00	0.453
<i>Notostira elongata</i> (Geoffroy, 1785)	56	122	6	2	2.94	8.66	22.42	3.22	1.93	0.245
<i>Omphallonotus quadriguttatus</i> (Kirschbaum, 1856)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Orthocephalus bivittatus</i> Fieber, 1864	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.558
<i>Orthocephalus saltator</i> (Hahn, 1835)	2	0	0	0	0.03	2.00	0.00	0.00	0.00	0.544
<i>Orthocephalus vittipennis</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	2	2	0	0	0.06	2.10	1.73	0.00	0.00	1
<i>Orthops basalis</i> (Costa, 1852)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.558
<i>Phytocoris varipes</i> Boheman, 1852	4	0	0	0	0.06	6.00	0.00	0.00	0.00	0.196
<i>Plagiorrhama suturalis</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	0	0	1	0	0.02	0.00	0.00	6.67	0.00	0.148
<i>Polymerus brevicornis</i> (Reuter, 1878)	87	27	0	0	1.80	40.56	6.00	0.00	0.00	0.011
<i>Polymerus unifasciatus</i> (Fabricius, 1794)	39	62	0	0	1.60	14.72	25.79	0.00	0.00	0.11
<i>Polymerus vulneratus</i> (Panzer, 1806)	3	2	0	0	0.08	2.49	0.69	0.00	0.00	0.855
<i>Plagiognathus chrysanthemii</i> (Wolff, 1804)	3	0	0	0	0.05	6.00	0.00	0.00	0.00	0.19
<i>Stenodema calcaratum</i> (Fallén, 1807)	564	2002	86	47	42.67	12.57	55.84	8.52	14.96	0.008
<i>Stenotus binotatus</i> (Fabricius, 1794)	17	44	0	0	0.96	4.77	15.31	0.00	0.00	0.192
<i>Strongylocoris niger</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.553
<i>Trigonotylus caelestialium</i> (Kirkadly, 1902)	83	66	15	6	2.69	16.40	12.94	9.22	23.72	0.353
<i>Trigonotylus pulchellus</i> (Hahn, 1834)	3	79	2	0	1.33	0.22	17.63	1.09	0.00	0.106
<i>Trigonotylus ruficornis</i> (Geoffroy, 1785)	1	3	0	1	0.08	0.15	1.08	0.00	14.57	0.053

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				p
	H5b	D	F2	F4		H5b	D	F2	F4	
	n=11	n=10	n=3	n=1		n=11	n=10	n=3	n=1	
NABIDAE										
<i>Nabis ferus</i> (Linnaeus, 1758)	8	20	12	2	0.66	1.30	4.99	15.47	4.64	0.246
<i>Nabis pseudoferus</i> Remane, 1949	18	38	0	1	0.90	8.06	17.07	0.00	3.20	0.254
<i>Nabis punctatus</i> Costa, 1847	4	3	0	0	0.11	3.57	2.21	0.00	0.00	0.751
Nabis p.	29	32	1	0	0.98	17.94	18.08	0.36	0.00	0.276
ANTHOCORIDAE										
<i>Orius majusculus</i> (Reuter, 1879)	1	1	1	0	0.05	0.38	0.32	4.24	0.00	0.498
<i>Orius minutus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	0.03	1.05	0.87	0.00	0.00	1
<i>Orius niger</i> Wolff, 1804	1	5	1	0	0.11	0.23	4.65	2.50	0.00	0.691
BERYTIDAE										
<i>Berytinus clavipes</i> (Fabricius, 1775)	13	5	0	0	0.28	8.89	1.41	0.00	0.00	0.272
<i>Berytinus montivagus</i> (Meyer-Dür, 1841)	1	1	0	0	0.03	1.05	0.87	0.00	0.00	1
<i>Neides tipularius</i> (Linnaeus, 1758)	5	2	0	0	0.11	4.40	0.97	0.00	0.00	0.496
LYGAEIDAE sensu lato										
<i>Cymus glandicolor</i> (Hahn, 1831)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Cymus melanocephalus</i> Fieber, 1861	0	3	0	1	0.06	0.00	1.17	0.00	15.71	0.056
<i>Dimorphopterus spinolae</i> (Signoret, 1857)	2	0	0	0	0.03	2.00	0.00	0.00	0.00	0.559
<i>Geocoris grylloides</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	0	0	0.05	2.75	0.57	0.00	0.00	0.75
<i>Henestaris halophilus</i> (Burmeister, 1835)	0	0	6	85	1.44	0.00	0.00	0.15	97.70	0.001
<i>Ischnodemus sabuleti</i> (Fallén, 1829)	0	6	1	0	0.11	0.00	4.51	2.53	0.00	0.51
<i>Kleidocerys resedae</i> (Panzer, 1797)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.558
<i>Lygaeus simulans</i> Deckert, 1985	2	2	0	0	0.06	2.10	1.73	0.00	0.00	1
<i>Nysius ericae</i> (Schilling, 1829)	0	2	0	0	0.03	0.00	3.64	0.00	0.00	0.638
<i>Nysius senecionis</i> (Schilling, 1829)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Ortholomus punctipennis</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	7	0	0	0	0.11	10.00	0.00	0.00	0.00	0.195
<i>Oxycarenus pallens</i> (Herrich-Schäffer, 1850)	32	10	1	0	0.68	11.53	1.86	0.50	0.00	0.229
<i>Peritrechus gracilicornis</i> (Puton, 1877)	2	0	0	0	0.03	4.00	0.00	0.00	0.00	0.46
<i>Platyplax salviae</i> (Schilling, 1829)	73	0	0	0	1.15	34.00	0.00	0.00	0.00	0.008
<i>Raglius confusus</i> (Reuter, 1886)	5	0	0	0	0.08	6.00	0.00	0.00	0.00	0.216
<i>Rhyparochromus vulgaris</i> (Schilling, 1829)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.55
<i>Xanthochilus quadratus</i> (Fabricius, 1798)	4	0	0	0	0.06	4.00	0.00	0.00	0.00	0.451
COREIDAE										
<i>Syromastes rhombeus</i> (Linnaeus, 1767)	4	0	0	0	0.06	8.00	0.00	0.00	0.00	0.248

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				p
	H5b	D	F2	F4		H5b	D	F2	F4	
	n=11	n=10	n=3	n=1		n=11	n=10	n=3	n=1	
RHOPALIDAE										
<i>Brachycarenum tigrinus</i> (Schilling, 1817)	3	0	0	10	0.21	0.17	0.00	0.00	97.09	0.001
<i>Chorosoma gracile</i> Josifov, 1968	57	0	0	0	0.90	10.00	0.00	0.00	0.00	0.165
<i>Chorosoma schillingi</i> (Schummel, 1829)	38	1	0	0	0.62	27.35	0.04	0.00	0.00	0.035
<i>Myrmus miriformis</i> (Fallén, 1807)	70	43	14	1	2.02	17.74	10.29	15.02	1.21	0.558
<i>Rhopalus conspersus</i> (Fieber, 1837)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.524
<i>Rhopalus parumpunctatus</i> (Schilling, 1817)	19	25	0	0	0.70	11.84	12.87	0.00	0.00	0.39
<i>Rhopalus subrufus</i> (Gmelin, 1788)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Stictopleurus abutilon</i> (Rossi, 1790)	12	6	0	0	0.28	11.00	2.27	0.00	0.00	0.216
<i>Stictopleurus crassicornis</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	0	1	0.06	0.62	0.13	0.00	15.49	0.112
<i>Stictopleurus pictus</i> (Fieber 1861)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.543
<i>Stictopleurus punctatonervosus</i> (Goeze, 1778)	0	7	0	6	0.21	0.00	0.70	0.00	54.25	0.001
PLATASPIDAE										
<i>Coptosoma mucronatum</i> Seidenstücker, 1963	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.58
CYDNIDAE										
<i>Legnotus picipes</i> (Fallén, 1807)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.557
<i>Tritomegas bicolor</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
SCUTELLARIDAE										
<i>Eurygaster maura</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	0.03	0.46	0.00	5.13	0.00	0.289
<i>Eurygaster testudinaria</i> (Geoffroy, 1785)	1	5	22	1	0.46	0.02	0.46	33.00	2.25	0.016
<i>Odontoscelis lineola</i> Rambur, 1842	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.568
<i>Odontotarsus purpureolineatus</i> (Rossi, 1790)	5	2	0	0	0.11	5.87	0.48	0.00	0.00	0.411
PENTATOMIDAE										
<i>Aelia acuminata</i> (Linnaeus, 1758)	90	34	1	2	2.01	36.19	8.57	0.15	2.77	0.045
<i>Aelia rostrata</i> Boheman, 1852	63	2	0	0	1.03	25.27	0.10	0.00	0.00	0.03
<i>Anthemina lunulata</i> (Goeze, 1778)	10	0	0	0	0.16	8.00	0.00	0.00	0.00	0.227
<i>Carpocoris pudicus</i> (Poda, 1761)	4	4	0	0	0.13	3.14	0.87	0.00	0.00	0.67
<i>Carpocoris purpureipennis</i> (De Geer, 1773)	41	24	24	2	1.44	9.57	2.92	13.10	4.91	0.601
<i>Codophila varicornis</i> (Jakovlev, 1874)	0	27	338	1	5.79	0.00	0.15	71.15	0.17	0.001
<i>Dolycoris baccarum</i> (Linnaeus, 1758)	9	16	1	1	0.43	3.42	6.45	0.60	5.42	0.815
<i>Eurydema oleraceum</i> (Linnaeus, 1758)	3	2	0	7	0.19	0.24	0.04	0.00	37.42	0.003
<i>Eurydema ornatum</i> (Linnaeus, 1758)	5	0	0	8	0.21	0.35	0.00	0.00	56.47	0.001
<i>Eurydema ventrale</i> Kolenati, 1846	0	0	0	7	0.11	0.00	0.00	0.00	40.00	0.002
<i>Eusarcoris aeneus</i> (Scopoli, 1763)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátor érték				<i>p</i>
	H5b	D	F2	F4		H5b	D	F2	F4	
	n=11	n=10	n=3	n=1		n=11	n=10	n=3	n=1	
<i>Eusarcoris ventralis</i> (Westwood, 1837)	0	2	0	0	0.03	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Graphosoma lineatum</i> (Linnaeus, 1758)	7	1	2	0	0.16	3.84	0.11	6.10	0.00	0.538
<i>Menaccarus arenicola</i> (Scholtz, 1846)	2	0	0	0	0.03	4.00	0.00	0.00	0.00	0.422
<i>Neottiglossa leporina</i> (Herrich-Schäffer, 1830)	171	8	1	1	2.86	53.55	0.55	0.12	1.04	0.004
<i>Neottiglossa pusilla</i> (Gmelin, 1789)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Picromerus bidens</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Piezodorus lituratus</i> (Fabricius, 1794)	1	0	0	0	0.02	2.00	0.00	0.00	0.00	0.582
<i>Podops inuncta</i> (Fabricius, 1775)	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Rubiconia intermedia</i> (Wolff, 1811)	8	5	0	0	0.21	7.65	1.98	0.00	0.00	0.423
<i>Sciocoris homalonotus</i> Fieber, 1851	0	1	0	0	0.02	0.00	1.82	0.00	0.00	1
<i>Vilpianus galii</i> (Wolff, 1802)	19	0	0	0	0.30	20.00	0.00	0.00	0.00	0.042

5. táblázat. A kisbugaci szelvény mentén gyűjtött polosák. Rövidítések: Fr.%- az egyes fajok relatív gyakoriság %-ban megadva, BT- bucketető, D- déli kitétségű oldal, BK- buckaköz, É- északi kitétségű oldal, n- a minták száma

Taxon	Abundancia				Fr.%	Indikátorérték				p
	BT n=10	D n=10	BK n=10	É n=25		BT n=10	D n=10	BK n=10	É n=25	
CIMICOMORPHA										
TINGIDAE										
<i>Acalypta gracilis</i> (Fieber, 1844)	11	5	5	10	3.40	22.00	6.00	6.00	5.12	ns
<i>Acalypta marginata</i> (Wolff, 1804)	4	1	4	6	1.65	7.02	0.88	7.02	3.37	ns
<i>Catoplatus carthusianus</i> (Goeze, 1778)	1	1	1	1	0.44	2.94	2.94	2.94	0.47	ns
<i>Lasiacantha capucina</i> (Germar, 1836)	0	0	1	0	0.11	0.00	0.00	10.00	0.00	ns
MIRIDAE										
<i>Acetropis carinata</i> (Herrich-Schäffer, 1842)	0	0	0	1	0.11	0.00	0.00	0.00	4.00	ns
<i>Amblytylus nasutus</i> (Kirschbaum, 1856)	1	0	0	0	0.11	10.00	0.00	0.00	0.00	ns
<i>Chlamydatus pullus</i> Reuter, 1870	1	0	0	1	0.22	7.14	0.00	0.00	1.14	ns
<i>Leptoterna ferrugata</i> (Fallén, 1807)	0	0	0	1	0.11	0.00	0.00	0.00	4.00	ns
<i>Plagiorrhama suturalis</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	0	1	0	2	0.33	0.00	5.56	0.00	3.56	ns
<i>Polymerus vulneratus</i> (Panzer, 1806)	7	0	0	1	0.88	47.30	0.00	0.00	0.22	ns
<i>Strongylocoris niger</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	0	0	1	0	0.11	0.00	0.00	10.00	0.00	ns
REDUVIIDAE										
<i>Coranus kerzhneri</i> P. Putshkov, 1982	0	2	8	9	2.09	0.00	2.94	41.18	8.47	0.005
PENTATOMOMORPHA										
PIESMATIDAE										
<i>Piesma kochiae</i> (Beckegur, 1867)	29	28	0	1	6.37	40.42	39.02	0.00	0.03	0.004
LYGAEIDAE										
<i>Aellopus atratus</i> (Goeze, 1778)	0	1	0	0	0.11	0.00	10.00	0.00	0.00	ns
<i>Camptotelus lineolatus</i> (Schilling, 1829)	0	0	0	2	0.22	0.00	0.00	0.00	4.00	ns
<i>Dimorphopterus doriae</i> (Ferrari, 1874)	6	11	0	2	2.09	10.11	37.08	0.00	0.36	0.005
<i>Emblethis ciliatus</i> Horváth, 1875	182	144	37	87	49.40	45.75	36.20	7.44	6.65	0.016
<i>Lygaeus simulans</i> Deckert, 1985	0	0	3	2	0.55	0.00	0.00	23.68	1.68	0.056
<i>Metopoplax origani</i> (Kolenati, 1845)	0	1	0	0	0.11	0.00	10.00	0.00	0.00	ns
<i>Megalonotus hirsutus</i> Fieber, 1861	0	0	0	1	0.11	0.00	0.00	0.00	4.00	ns
<i>Nysius ericae</i> (Schilling, 1829)	11	3	1	1	1.76	50.00	3.90	0.65	0.10	0.001
<i>Ortholomus punctipennis</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	2	0	0	0	0.22	20.00	0.00	0.00	0.00	ns
<i>Oxycarenus pallens</i> (Herrich-Schäffer, 1850)	0	1	0	0	0.11	0.00	10.00	0.00	0.00	ns

Taxon	Abundancia				Fr. %	Indikátorérték				p
	BT n=10	D n=10	BK n=10	É n=25		BT n=10	D n=10	BK n=10	É n=25	
<i>Pionosomus opacellus</i> Horváth, 1895	107	44	2	3	17.12	62.45	25.68	0.13	0.09	0.002
<i>Rhyparochromus pini</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	0.33	3.33	3.33	3.33	0.00	ns
<i>Sphragisticus nebulosus</i> (Fallén, 1807)	0	0	1	1	0.22	0.00	0.00	7.14	1.14	ns
<i>Trapezonotus arenarius</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0.11	0.00	10.00	0.00	0.00	ns
<i>Tropidophlebia costalis</i> (Herrich-Schäffer, 1850)	0	1	6	10	1.87	0.00	0.91	27.27	10.18	0.045
<i>Xanthochilus quadratus</i> (Fabricius, 1798)	0	0	1	1	0.22	0.00	0.00	7.14	1.14	ns
STENOCEPHALIDAE										
<i>Dicranocephalus albipes</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	2	0.22	0.00	0.00	0.00	8.00	ns
COREIDAE										
<i>Spathocera obscura</i> (Germar, 1842)	10	6	0	6	2.41	27.17	9.78	0.00	2.61	0.046
RHOPALIDAE										
<i>Chorosoma gracile</i> Josifov, 1968	3	0	1	4	0.88	16.07	0.00	1.79	4.57	ns
<i>Rhopalus conspersus</i> (Fieber, 1837)	0	0	3	2	0.55	0.00	0.00	15.79	1.68	ns
CYDNIDAE										
<i>Aethus flavicornis</i> (Fabricius, 1794)	5	5	0	0	1.10	15.00	20.00	0.00	0.00	0.070
<i>Cydnus aterrimus</i> (Förster, 1771)	0	0	3	3	0.66	0.00	0.00	21.43	3.43	0.054
<i>Ochetostethus opacus</i> (Scholtz, 1847)	1	0	0	3	0.44	4.55	0.00	0.00	4.36	ns
SCUTELLARIDAE										
<i>Odontoscelis fuliginosa</i> (Linnaeus, 1761)	1	1	0	0	0.22	5.00	5.00	0.00	0.00	ns
<i>Odontoscelis lineola</i> Rambur, 1842	1	0	0	0	0.11	10.00	0.00	0.00	0.00	ns
PENTATOMIDAE										
<i>Menaccarus arenicola</i> (Scholtz, 1846)	6	4	1	8	2.09	16.90	8.45	0.70	3.61	ns
<i>Sciocoris cursitans</i> (Fabricius, 1794)	2	1	0	1	0.44	11.76	2.94	0.00	0.47	ns

6. táblázat. A fülöpházi szelvény mentén gyűjtött polosák. Rövidítések: Fr.%- az egyes fajok relatív gyakoriság %-ban megadva, BT- bucketető, D- déli kitétségű oldal, Á- átmeneti zóna, BK- buckaköz, É- északi kitétségű oldal, n- a minták száma

Taxon	Abundancia					Fr.%	Indikátor érték					p
	BT n=2	D n=9	Á n=4	BK n=6	É n=19		BT n=2	D n=9	Á n=4	BK n=6	É n=19	
CIMICOMORPHA												
TINGIDAE												
<i>Acalypta gracilis</i> (Fieber, 1844)	5	7	3	4	85	6.58	27.27	2.83	4.09	2.42	41.09	ns
<i>Acalypta marginata</i> (Wolff, 1804)	0	0	0	2	0	0.13	0.00	0.00	0.00	33.33	0.00	ns
<i>Catoplatus carthusianus</i> (Goeze, 1778)	2	1	0	0	140	9.05	5.90	0.15	0.00	0.00	68.60	0.013
<i>Copium clavicornis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	4	0	0.25	0.00	0.00	0.00	33.33	0.00	ns
<i>Derephysia cristata</i> (Panzer, 1806)	0	0	0	0	1	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	5.26	ns
<i>Dictyla rotundata</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	0	2	1	0	3	0.38	0.00	3.92	9.92	0.00	2.64	ns
<i>Lasiacantha capucina</i> (Germar, 1836)	0	0	0	0	1	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	5.26	ns
<i>Oncochila scapularis</i> (Fieber, 1844)	0	1	0	0	3	0.25	0.00	4.59	0.00	0.00	9.27	ns
<i>Oncochila simplex</i> (Herrich-Schäffer, 1830)	0	0	1	0	0	0.06	0.00	0.00	25.00	0.00	0.00	ns
<i>Tingis grisea</i> Germar, 1835	1	0	0	0	0	0.06	50.00	0.00	0.00	0.00	0.00	ns
MIRIDAE												
<i>Acetropis carinata</i> (Herrich-Schäffer, 1842)	1	2	0	0	0	0.19	34.62	6.84	0.00	0.00	0.00	ns
<i>Leptoterna ferrugata</i> (Fallén, 1807)	0	1	0	0	0	0.06	0.00	11.11	0.00	0.00	0.00	ns
<i>Plagiorrhama suturalis</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	0	0	0	0	2	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	10.53	ns
NABIDAE												
<i>Nabis p.</i>	0	0	0	0	1	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	5.26	ns
ANTHOCORIDAE												
<i>Orius niger</i> Wolff, 1804	1	0	1	0	0	0.13	33.33	0.00	8.33	0.00	0.00	ns
<i>Xylocoris cursitans</i> (Fallén, 1807)	0	0	0	1	0	0.06	0.00	0.00	0.00	16.67	0.00	ns
PENTATOMOMORPHA												
PIESMATIDAE												
						0						
<i>Piesma kochiae</i> (Beckegur, 1867)	0	4	1	0	1	0.38	0.00	19.83	8.37	0.00	0.37	ns
<i>Piesma silenes</i> (Horváth, 1888)	0	2	0	0	10	0.76	0.00	6.60	0.00	0.00	14.80	ns
BERYTIDAE												
<i>Neides tipularius</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	5.26	ns
LYGAEIDAE sensu lato												
<i>Aellopus atratus</i> (Goeze, 1778)	0	8	5	0	6	1.2	0.00	8.05	38.19	0.00	2.71	0.05
<i>Dimorphopterus doriae</i> (Ferrari, 1874)	0	0	2	1	5	0.51	0.00	0.00	13.44	2.99	7.45	ns
<i>Dimorphopterus spinolae</i> (Signoret, 1857)	0	0	1	36	1	2.41	0.00	0.00	0.99	79.33	0.04	0.008
<i>Emblethis ciliatus</i> Horváth, 1875	26	163	14	4	75	17.8	46.21	35.94	5.78	0.24	7.31	0.01

Taxon	Abundancia					Fr.%	Indikátor érték					p
	BT	D	Á	BK	É		BT	D	Á	BK	É	
	n=2	n=9	n=4	n=6	n=19		n=2	n=9	n=4	n=6	n=19	
<i>Geocoris grylloides</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0	0.06	0.00	0.00	25.00	0.00	0.00	ns
<i>Graptopeltus lynceus</i> (Fabricius, 1775)	0	0	3	3	3	0.57	0.00	0.00	26.64	11.84	1.18	ns
<i>Lygaeosoma sardeum</i> Spinola, 1837	0	3	1	0	1	0.32	0.00	11.65	9.83	0.00	0.44	ns
<i>Lygaeus simulans</i> Deckert, 1985	0	5	0	0	1	0.38	0.00	40.60	0.00	0.00	0.46	ns
<i>Macroplox preysleri</i> (Fieber, 1836)	2	69	2	0	37	6.96	0.00	67.84	1.21	0.00	10.91	0.004
<i>Ortholomus punctipennis</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	0	1	0	1	1	0.19	0.00	3.74	0.00	8.41	0.84	ns
<i>Oxycarenus pallens</i> (Herrich-Schäffer, 1850)	0	2	0	0	0	0.13	0.00	11.11	0.00	0.00	0.00	ns
<i>Pionosomus opacellus</i> Horváth, 1895	74	67	4	2	108	16.1	73.96	11.47	1.40	0.21	10.08	0.001
<i>Xanthochilus quadratus</i> (Fabricius, 1798)	0	0	0	1	1	0.13	0.00	0.00	0.00	12.67	1.26	ns
COREIDAE												
<i>Coriomeris scabricornis</i> (Panzer, 1809)	0	1	0	0	0	0.06	0.00	11.11	0.00	0.00	0.00	ns
<i>Spathocera obscura</i> (Germar, 1842)	2	20	2	1	12	2.34	22.12	38.23	2.77	0.61	4.41	ns
RHOPALIDAE												
<i>Brachycarenus tigrinus</i>	0	2	0	0	0	0.13	0.00	22.22	0.00	0.00	0.00	ns
<i>Chorosoma gracile</i> Josifov, 1968	0	11	7	2	16	2.28	0.00	22.92	31.64	1.34	13.89	ns
<i>Liorhyssus hyalinus</i> (Fabricius, 1794)	0	1	0	0	0	0.06	0.00	11.11	0.00	0.00	0.00	ns
PLATASPIDAE												
<i>Coptosoma scutellatum</i> (Geoffroy, 1785)	0	0	0	3	0	0.19	0.00	0.00	0.00	16.67	0.00	ns
THYREOCORIDAE												
<i>Thyreocoris scarabaeoides</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	2	0.19	0.00	0.00	0.00	10.22	2.04	ns
CYDNIDAE												
<i>Aethus flavicornis</i> (Fabricius, 1794)	2	31	6	2	9	3.16	14.81	51.02	16.66	1.65	2.95	0.015
<i>Canthophorus mixtus</i> Asanova, 1964	0	0	1	0	2	0.19	0.00	0.00	17.59	0.00	3.12	ns
<i>Microporus nigrinus</i> (Fabricius, 1794)	0	0	0	0	1	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	5.26	ns
SCUTELLARIDAE												
<i>Eurygaster dilaticollis</i> Dohrn, 1860	0	0	0	0	3	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	15.79	ns
<i>Odontoscelis lineola</i> Rambur, 1842	6	116	2	2	25	9.56	16.63	71.45	0.69	0.62	4.61	0.001
<i>Phimodera humeralis</i> (Dalmann, 1823)	11	6	0	0	4	1.33	87.24	5.39	0.00	0.00	0.48	0.001
<i>Psacasta exanthematica</i> (Scopoli, 1763)	0	1	1	0	0	0.13	0.00	3.42	17.31	0.00	0.00	ns
<i>Psacasta neglecta</i> (Herrich-Schäffer, 1837)	0	0	1	0	1	0.13	0.00	0.00	20.65	0.00	0.92	ns
PENTATOMIDAE												
<i>Aelia acuminata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	10.53	ns
<i>Aelia rostrata</i> Boheman, 1852	0	0	1	0	0	0.06	0.00	0.00	25.00	0.00	0.00	ns
<i>Carpocoris purpureipennis</i>	0	0	0	0	1	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	5.26	ns

Taxon	Abundancia					Fr. %	Indikátor érték					<i>p</i>
	BT	D	Á	BK	É		BT	D	Á	BK	É	
	n=2	n=9	n=4	n=6	n=19		n=2	n=9	n=4	n=6	n=19	
<i>Menaccarus arenicola</i> (Scholtz, 1846)	0	4	1	2	12	1.2	0.00	8.93	3.77	6.70	18.03	ns
<i>Neottiglossa leporina</i> (Herrich-Schäffer, 1830)	1	0	0	0	0	0.06	50.00	0.00	0.00	0.00	0.00	ns
<i>Sciocoris cursitans</i> (Fabricius, 1794)	0	2	10	47	44	6.52	0.00	0.19	19.42	60.86	13.26	0.021
<i>Sciocoris deltocephalus</i> Fieber, 1861	35	53	0	0	11	6.27	75.42	22.35	0.00	0.00	0.59	0.003

7. táblázat. A Kisasszonyerdőben gyűjtött poloskák.

Taxa	Nyárerdő-gyep ökoton				Borókás-gyep ökoton			
	Gyep n=13		Erdő n=7		Gyep n=13		Erdő n=7	
	Abundancia	Ind. érték	Abundancia	Ind. érték	Abundancia	Ind. érték	Abundancia	Ind. érték
CERATOCOMBIDAE								
<i>Ceratocombus coleoptratus</i> (Zetterstedt, 1819)			4	0.57**				
TINGIDAE								
<i>Acalypta gracilis</i> (Fieber, 1844)	47	0.85**			26	0.74**	2	0.02
<i>Acalypta marginata</i> (Wolff, 1804)	2	0.15					1	0.14
<i>Agramma minutum</i> Horváth, 1874	1	0.08						
<i>Catoplatus carthusianus</i> (Goeze, 1778)					1	0.08		
<i>Dictyla echii</i> (Schrank, 1781)	1	0.08			1	0.03	1	0.09
<i>Dictyla rotundata</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	6	0.38			1	0.08		
NABIDAE								
<i>Alloeorrhynchus flavipes</i> Fieber, 1836	1	0.08						
<i>Nabis pseudoferus</i> Remane, 1949	1	0.08			2	0.08	1	0.07
ANTHOCORIDAE								
<i>Xylocoris cursitans</i> (Fallén, 1807)					1	0.08		
REDUVIIDAE								
<i>Coranus kerzhneri</i> P. Putshkov, 1982	16	0.77**			34	0.66 ms	3	0.06
PIESMATIDAE								
<i>Piesma maculatum</i> (Laporte, 1832)					1	0.08		
BERYTIDAE								
<i>Neides tipularius</i> (Linnaeus, 1758)	13	0.47	1	0.02	35	0.46	19	0.43
LYGAEIDAE sensu lato								
<i>Acompus rufipes</i> (Wolff, 1804)							1	0.14
<i>Aellopus atratus</i> (Goeze, 1778)	84	0.77**			118	0.93***	5	0.02
<i>Arocatus longiceps</i> Stål, 1872	1	0.08						
<i>Dimorphopterus doriae</i> (Ferrari, 1874)	16	0.31			1	0.08		
<i>Emblethis ciliatus</i> Horváth, 1875	23	0.69*			511	0.86***	43	0.10
<i>Eremocoris fenestratus</i> (Herrich-Schäffer, 1839)							1	0.14
<i>Graptopeltus lynceus</i> (Fabricius, 1775)	2	0.15						
<i>Lygaeosoma sardeum</i> Spinola, 1837	1	0.08			8	0.21	2	0.05
<i>Melanocryphus tristrami</i> (Douglas et Scott, 1868)					2	0.08	1	0.07
<i>Ortholomus punctipes</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	3	0.23			3	0.15		
<i>Peritrechus nubilus</i> (Fallén, 1807)	1	0.08						

Taxa	Nyárerdő–gyep ökoton				Borókás–gyep ökoton			
	Gyep n=13		Erdő n=7		Gyep n=13		Erdő n=7	
	Abundancia	Ind. érték	Abundancia	Ind. érték	Abundancia	Ind. érték	Abundancia	Ind. érték
<i>Pionosmus opacellus</i> Horváth, 1895	62	0.77**			105	0.63	26	0.32
<i>Plinthisus longicollis</i> Fieber, 1861	2	0.15						
<i>Raglius alboacuminatus</i> (Goeze, 1778)					1	0.08		
<i>Rhyparochromus vulgaris</i> (Schilling, 1829)			1	0.14			2	0.29
<i>Stygnocoris rusticus</i> (Fallén, 1807)							1	0.14
<i>Stygnocoris sabulosus</i> (Schilling, 1829)							3	0.43*
<i>Tropidophlebia costalis</i> (Herrich-Schäffer, 1850)	2	0.15			5	0.15	4	0.26
<i>Xanthochilus quadratus</i> (Fabricius, 1798)	13	0.54*			23	0.56	3	0.08
COREIDAE								
<i>Bathysolen nubilis</i> (Fallén, 1807)	1	0.08						
<i>Ceraleptus gracilicornis</i> (Herrich-Schäffer, 1835)							2	0.29
<i>Ceraleptus obtuosus</i> (Brullé, 1839)	2	0.15			1	0.08		
<i>Gonocerus juniperi</i> (Herrich-Schäffer, 1839)							1	0.14
<i>Spathocera obscura</i> (Germar, 1842)					1	0.08		
<i>Syromaster rhombeus</i> (Linnaeus, 1767)	1	0.08			5	0.11	3	0.15
RHOPALIDAE								
<i>Brachycarenum tigrinus</i> (Schilling, 1817)	1	0.08			6	0.16	3	0.14
<i>Chorosoma gracile</i> Josifov, 1968	4	0.31			17	0.69*		
<i>Rhopalus parumpunctatus</i> (Schilling, 1817)	4	0.31			5	0.31		
ARADIDAE								
<i>Aradus depressus</i> (Fabricius, 1794)			3	0.29 ms				
CYDNIDAE								
<i>Cydnus atterimus</i> (Förster, 1771)					1	0.08		
SCUTELLARIDAE								
<i>Eurygaster maura</i> (Linnaeus, 1758)	2	0.15			1	0.08		
PENTATOMIDAE								
<i>Aelia acuminata</i> (Linnaeus, 1758)	1	0.02	1	0.09	3	0.14	1	0.05
<i>Dolycoris baccarum</i> (Linnaeus, 1758)					1			
<i>Eusarcoris aeneus</i> (Scopoli, 1763)	1	0.08						
<i>Menaccarus arenicola</i> (Scholtz, 1846)	12	0.46 ms					8	0.28
<i>Neottiglosa leporina</i> (Herrich-Schäffer, 1830)					2	0.15		