

XXXII. OTDK Biológia szekció

Táji- és élőhely jellemzők hatása életmenet jelleg
függvényében dél-kiskunsági gyepek poloska-
együtteseinek fajgazdagságára és abundanciájára

Turóczy Tamás Gyula

Biológia MSc II. évfolyam

Szegedi Tudományegyetem

Témavezető: Dr. Torma Attila Gyula

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	1
Bevezetés.....	2
Célkitűzések	4
Anyagok és módszerek.....	5
Vizsgálati területek.....	5
Mintavétel.....	5
Életmenet jelleg kategóriák	7
Adatértékelés	7
Eredmények.....	9
A teljes poloskaegyütteseket befolyásoló tényezők	9
A herbivór illetve karnivór poloskákat befolyásoló tényezők.....	10
A specialista illetve generalista poloskákat befolyásoló tényezők.....	12
A talajon illetve növényzeten mozgó poloskákat befolyásoló tényezők.....	16
A tojás illetve kifejlett formában telelő poloskákat befolyásoló tényezők	20
Diskusszió.....	23
Összefoglalás.....	26

Bevezetés

A természetes élőhelyek feldarabolódása, más néven a fragmentáció napjaink egyik legfontosabb természetvédelmi problémája világszerte (Ewers és Didham 2006). A fragmentációs folyamatok során az egységes, nagy kiterjedésű természetes és természetközeli területek feldarabolódnak, azok egymástól távol eső kisméretű foltokban maradnak csak fent, ami hatással van az ott élő életközösségekre (Fahrig 2003). A területek feldarabolódásának és pusztulásának jelentős szerepe van a fajok számának világméretű csökkenésében, a természetes állat- és növényközösségek megváltozásában és az ökológiai folyamatok módosulásában (Sodhi és Ehrlich 2010). A modern mezőgazdaságra jellemző intenzív területkezelés tekinthető a fragmentáció legfőbb okának. A mérsékelt övi gyepek a legsérülékenyebbek ebből a szempontból. Ezek a területek jól megközelíthetőek, könnyen átalakíthatóak, ezért elsősorban ezek vannak kitéve a mezőgazdasági használatnak valamint a beépítéseknek (Kőrösi et al. 2012). Az európai mérsékelt övi, természetközeli gyepek fajgazdagsága nagy (Sutcliffe et al. 2014), így ezekre a területekre kiemelten kell figyelnünk. Az élőhelyek folyamatos feldarabolódása és a fennmaradó foltok méretének csökkenése az élőhelyek mennyiségének csökkenéséhez vezet (Tscharntke et al. 2002). A megmaradt természetközeli gyepfoltokon az eredetileg ott élő életközösségek az élőhely degradációjának következtében nagymértékű változásokon mehetnek át. A területhasználat következtében a vegetáció struktúrája is megváltozik, új fajok kerülhetnek a térségbe, mások eltűnhetnek (Sodhi és Ehrlich 2010). A gyephasználat, mint a kaszálás, legeltetés, közvetlenül is befolyásolja az ott élő állatközösségeket, például a kaszálógép okozta halálozások által (Gardiner és Hill 2006). Mégis, nagyobb hatást fejt ki indirekt módon, a vegetáció megváltoztatásán keresztül (Nickel és Hildebrandt 2003; Batáry et al. 2008). A nemzetközi irodalomban kiemelten foglalkoznak az intenzív gyephasználat káros hatásaival (összefoglalva Morris 2000), ezzel szemben Kelet-Közép-Európában, például hazánkban is számos vizsgálat (Batáry et al. 2007; Sárospataki et al. 2009; Báldi et al. 2013) mutatta, hogy, valószínűleg a nyugat-Európaihoz képest extenzív gyephasználatnak és a még viszonylag nagy területeken megmaradt természetközeli gyepeknek köszönhetően még nincs komoly hatása a gyephasználatnak. Dolgozatomban a gyepkezelések, gyephasználat hatásával így nem foglalkozom.

A fragmentáció tájszintű folyamat, így annak megértéséhez szükséges a lokális változókon kívül a tájszintű változókat is figyelembe venni (Fahrig 2003). Kezdetben a sziget-biogeográfia elmélet (Wilson és MacArthur 1967) alapján a fragmentált foltokat egymástól teljesen izoláltnak vették, és a sziget-biogeográfia teória alapján, az élőhely-fragment izolációját – és később méretét is – tekintették a közösségek paramétereit meghatározó, fő prediktív változóknak. Azonban a valódi szigetekkel szemben, a szárazföldi élőhely-szigetek esetében, az adott élőhelyek közötti terület, az ún. „mátrix” is többé-kevésbé átjárható és élőhelynek is alkalmas lehet (Lövei et al. 2006). Mivel az élőlények a foltok között képesek mozogni, így a foltok és a köztük levő táji elemek egységes mátrixát kell figyelembe venni. Összességében, a számos lokális változó, mint a folt mérete, izoláltsága és minősége mellett a táji változók is hatással vannak a populációk abundanciájára és diverzitására, de egyenkénti relatív hatásuk még nagyrészt ismeretlen (Tscharntke et al. 2002). A helyzetet bonyolítja, hogy az egyes élőlények eltérő ökológiai igényekkel rendelkeznek, így a lokális és táji változók eltérően hathatnak rájuk (Zabel és Tscharntke 1998; Öckinger et al. 2010). Ezért fontos az élőlények életmenet jellegének figyelembe vétele. Az életmenet jellegek különbségeiből származó információk által árnyaltabb képet kaphatunk az egyes környezeti paraméterek hatásáról, és arról, hogy hogyan kapcsolják az egyes életmenet jellegű csoportok az adott közösséget az ember-által befolyásolt környezetükhöz (Öckinger et al. 2010). Az életmenet jelleg információit tekintve a terjedési képesség, niche szélesség és a reprodukció potenciál különösen fontos, hisz valószínűleg ezek határozzák meg a fajok perzisztenciáját (Kotiaho et al. 2005; Ewers és Didham, 2006). Ezek mellett a táplálkozási hálózatban betöltött szerepük is fontos különbség, például a ragadozókra erőteljesebb hatása lehet az izolációnak, mint a herbivórokra (Zabel és Tscharntke 1998).

A poloskák (Heteroptera), ökológiai szempontból, egy igen diverz taxon, lehetnek növényevők, ragadozók, sőt ektoparaziták is. Vízi és szárazföldi ökoszisztémákban egyaránt megtalálhatók (Dolling 1990). Gyepeken jelentős fajszámmal és abundanciával rendelkeznek, és érzékenyen reagálnak a gyepterhelésre (Torma és Császár 2013). A gyepi poloskaegyüttesek diverzitása korrelál az ízeltlábúak összdiverzitációjával (Duelli és Obrist 1998). Mindezek alapján a poloskák kiváló célcsoport a még megmaradt, természetközeli gyepeken élő ízeltlábúak diverzitását célzó vizsgálatokhoz.

Célkitűzések

A kiskunság élővilága egyedi, több mint 1300 növény- és több mint 9000 állatfajt tartanak számon. Az ízeltlábú faunája kiemelkedően gazdag és egyedi. A félszáraz klímának és homokos talajnak köszönhetően a területen az endemikus fajok száma a legmagasabb a Kárpát-medencében (Kröel-Dulay és Kovács-Láng 2008). Ez a nagyon gazdag és értékes bióta elsősorban a gyepterületeken található, aminek a megőrzése tehát kiemelt fontosságú. Ehhez viszont több ismeret szükséges arról, hogy milyen tényezők, és hogyan befolyásolhatják a diverzitás mintázatokat. Dolgozatomban arra keresek választ, hogy az élőhely-folt és a környező táj tulajdonságai közül melyek, és milyen módon befolyásolják az ízeltlábú fauna fajgazdagságát és abundanciáját. A vizsgált cél taxon a poloskák (Heteroptera). Kérdéseim 3 fő pontban foglalhatók össze:

- 1) Hogyan befolyásolják az élőhely minőségét elsősorban meghatározó vegetáció strukturális és diverzitási paraméterei a poloskaegyüttesek fajgazdagságát és abundanciáját?
- 2) Hogyan befolyásolják a táj kompozícióját és a fragmentáltságot jellemző paraméterek a poloskaegyüttesek fajgazdagságát és abundanciáját?
- 3) Az eltérő életmenet jelleggel bíró csoportok fajgazdagságát és abundanciáját eltérő környezeti paraméterek befolyásolják-e, ha igen, melyek és hogyan?
- 4) Az eltérő életmenet jelleggel bíró csoportok és az őket befolyásoló változók, hogyan viszonyulnak a teljes poloskaközösséghez és az azt meghatározó környezeti paraméterekhez?

A kérdésekre kapott válaszok egy átfogó képet nyújthatnak, arról, hogy a még megmaradt kiskunsági gyepeken, mely tényezők befolyásolják az ízeltlábúak diverzitását. Ez a megfelelő védelmi stratégiák, intézkedések kidolgozásához, megvalósításához nélkülözhetetlen.

Anyagok és módszerek

Vizsgálati területek

A Kiskunság a magyar Alföld része, a Duna-Tisza közén helyezkedik el. A két folyó általi határoltsága, valamint a Kárpát-medencében való centrális helyzetének köszönhetően ez a terület igen egyedi természeti tulajdonságokkal rendelkezik. A Kiskunság talaja meszes, szerkezetét tekintve változatos, a durvább homokos talajtól az agyagos homokig változik, a központi területen pedig a homok a domináns talajtípus. Felszíne dombokkal tarkított, tengerszint feletti magassága 90-140 méter között mozog. A határoló két folyó völgyének és a belső területeken levő magas tengerszint feletti magasságnak köszönhetően ezt a régiót Homokhátságnak is nevezik. A Kiskunság éghajlata mérsékelt övi, amely kiegészül kontinentális és mediterrán éghajlati hatásokkal is. Az éves középhőmérséklet 10,5 °C, a havi középhőmérséklet pedig -2 °C januárban, és 21 °C júliusban. Az éves átlagos csapadékmennyiség 550 mm, amely júniusban éri el a csúcspontját. A kiskunság élővilága is egyedi, a területen több mint 1300 növény- és több mint 9000 állatfajt tartanak számon. A félszáraz klímának és homokos talajnak köszönhetően a területen az endemikus fajok száma a legmagasabb a Kárpát-medencében (Kröel-Dulay és Kovács-Láng 2008). A mintavételt 10, területen végezték a Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszékének munkatársai 2010-ben (Gallé et al. 2010).

Minden mintavételi helyen két különböző gyeptípuson történt a mintavétel, alacsonyabban fekvő szikes mocsárréteken és magasabban elterülő homoki sztyeppréteken. A mocsárréteken a vizsgált területeken a talajvízszint csökkenésének következtében egyre több helyen szárazosodás, illetve szikesedési folyamatok figyelhetők meg. A homoki sztyepprétek kisebb foltokban találhatók, ezek vegetációja sokkal fajgazdagabb (Margóczy et al. 2007).

A mintavételi területek a következők voltak: Müller-szék, Őszeszék, Nádas-tó és környező területe, Csipak-semlyék, Tanaszi-semlyék, Zákányszéki-rét, Kiskundorozsma: Öreg-hegy, Pálosi-rét és Piticsomhoz tartozó kettő különböző mintavételi terület (pontos koordináták: Gallé et al. 2010)

Mintavétel

A mintaterületeken szikes mocsárrét és homoki sztyepprét folt párokban történt a mintavétel. Egy párba a közvetlenül szomszédos, mélyebb területen kialakult szikes mocsárrét

és a magasabb térszinten található homoki sztyepprét folt tartozott. Mind a 10 mintavételi területen 2 mintavételi pár volt kiválasztva, ami összességében 40 mintavételi pontot jelentett. A poloskák gyűjtése fűhálózással és Barber-féle talajcsapdával történt. A fűhálózás általánosan használt módszer a növényzeten mozgó ízeltlábúak mintavételezésére (Torma és Császár 2013; Körösi et al. 2012), míg a talajcsapdázással a talajon mozgó poloskafajok gyűjthetők (Torma és Gallé 2011). Minden mintavételi pontban 5, párhuzamos, állandó transzekt mentén 50 fűhálósapás történt, illetve 5 darab, 2 hétig működő talajcsapda lett telepítve, egymástól 5 méteres távolságban. A mintavételezés évi három alkalommal volt ismételve (lásd Gallé et al. 2010). A mintavételi időpontok és az azonos mintavételi pontban kijelölt transztektek fogási adatait összevontam, így $N = 40$ statisztikai minta alapján végeztem az adatértékelést.

Minden mintavételi pontban az élőhely minőségét jellemző, lokális változók, és a környező tájat jellemző táji változók felvételezése is megtörtént. Az élőhely minőség jellemzésére a vegetáció jellemzői alapján történt, mivel mind a növényzet fajkompozíciója, diverzitása és struktúrája meghatározó tényező az ízeltlábú-együttesek szerveződésében (Morris 2000). Minden mintavételi pontot jellemzett a vegetáció típusa az adott mintavételi pontban (szikes mocsárrét illetve sztyepprét). Minden mintavételi alkalommal a transztektek mentén az alábbi, a vegetáció struktúráját jellemző paraméterek voltak becsülve: a vegetáció %-os borítása 10, 40 és 80 cm magasságban; a vegetáció átlagos magassága; a talajon lévő holt növényi anyag %-os borítása; a zöldellő növényzet %-os borítása. A vegetáció diverzitásának jellemzésére a transztektek mentén előforduló összes növényfaj és a kétszikű növényfajok száma lett feljegyezve. Ugyanazon mintavételi pontokban felvett értékek átlagát használtam az adatértékelés során ($N = 40$). Az adatértékelés előtt, korrelációs számítást végeztem a vegetációt jellemző változók között, és az erősen korreláló ($r > 0,65$) változók közül csak az egyiket használtam magyarázó változóként az elemzések során. Ezek az alábbiak: a vegetáció %-os borítása 40 és 80 cm magasságban, a vegetáció átlagos magassága, a talajon lévő holt növényi anyag, azaz avar %-os borítása és a kétszikűek fajgazdagsága. Valamint a vegetáció típusát faktorként használtam.

A környező táj jellemzésére két paramétert használtam: az élőhely mennyiségét és a környező táj élőhely-diverzitását. Az élőhely mennyiség hipotézis („habitat amount hypothesis” Fahrig 2013) alapján a fragmentáció jellemzésére gyakran használt 2 változó, a folt mérete és izolációja, helyettesíthető egyetlen, alkalmasabb változóval, az élőhely mennyiségével. Az

élőhely mennyiségének és a táj diverzitásának a számításához, a mintavételi párok körül 500 méteres körzetben mértem a különböző tájelemek, élőhely-típusok (gyepek, erdők, szántók, tanyák, szabad vízfelület) területét, meglévő vegetációs térképek (Körmöczy (szerk.) 2010) és műholdfelvételek (Google Earth) alapján a QGIS 2.2. térinformatikai szoftver segítségével. A környező élőhely-típusok és tájelemek mennyiségéből a Shannon-Wiener formula alapján számoltam a tájdiverzitás értékét. 500 méteres sugarú kört használtam, mert az irodalom szerint ez a skála alkalmas a legtöbb ízeltlábú csoport esetében (Torma és Császár 2013; Öberg et al., 2007; Schmidt and Tschamtker 2005; Zurbrugg és Frank 2006).

Életmenet jelleg kategóriák

A táplálkozási hálózatban betöltött szerepük szerint két csoportba soroltam a fajokat: herbivórok és karnivórok. A herbivór csoportba a fitófág poloskák, a karnivórba a zoofág és zoo-fitófág fajok kerültek (lásd Körösi et al. 2012; Torma et al. 2014). Az ökológiai igényük alapján is két csoportot, a specialistákat és generalistákat különítettem el. A specialista csoportba a mono- és oligofág fajok, a generalista csoportba a polifág fajok kerültek (lásd Torma és Császár 2012). A terjedési képességet gyakran a faj mozgékonyásával, röpképességével (pl. szárnyas vs. rövid szárnyú) szokták jellemezni (pl. Marini et al. 2009), azonban ez egy faj populációi között is eltérhet (Marini et al. 2009). A mobilitás jellemzésére én két csoportot különítettem el, Körösi et al. (2012) vizsgálatához hasonlóan: a talajszinten mozgó fajokat, melyek ritkán repülnek, inkább „sétálnak” és a növényzeten mozgó fajokat, melyek általában jól repülnek. Mivel a kontinentális klímában, így hazánkban is az áttelelés sikere, hasonlóan a szaporodóképességhez, nagymértékben befolyásolja egy faj perzisztenciáját a telelés módja alapján is két csoportra osztottam a fajokat: adult, esetleg adult és nimfa formában is áttelelőkre és tojásként telelőkre (lásd Körösi et al. 2012).

Adatértékelés

Függő változóim a teljes poloskaegyüttesek és a különböző életmenet jelleg kategóriák mintánkénti (N = 40) fajszáma és egyedszáma volt. Az abundancia értékeket előzetesen logaritmus transzformáltam. Magyarázó változóim a fentebb leírt módon szelektált élőhely és táj paraméterek (vegetáció típus, növényborítás 40 és 80 cm magasságban, vegetáció magassága, avarborítás, vegetáció diverzitása, élőhely mennyiség és tájdiverzitás). A változók közötti kapcsolatok vizsgálatára regressziós fa modelleket (Univariate Regression Tree-URT)

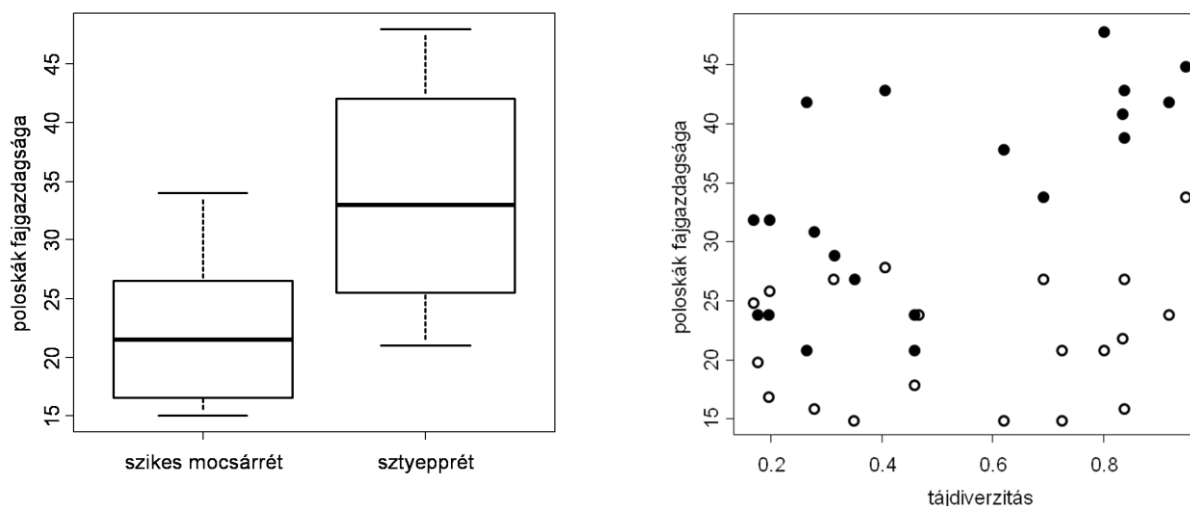
használtam. A fa modell előnye, hogy gyors, átfogó képet ad az adatstruktúráról, bepillantást nyújt a változók közötti lehetséges interakciókról és kiválóan alkalmas az adatok előzetes vizsgálatára. A regressziós fák ezért akkor ajánlottak, mikor sok változó közül akarjuk kiválasztani azokat, melyeket később tesztelünk (Crawly 2007). Az URT eredményeként kapott magyarázó változók és a köztük lévő interakciók hatásainak szignifikanciáját kevert modellek (Generalized Linear Mixed Model-GLMM) segítségével teszteltem. Állandó (fixed) hatásnak vettem az URT alapján kapott változók hatását, random hatásnak pedig a mintavételi területek és azon belül a mintavételi helyek hatását (Crawly 2007). Poisson hibatagú kevert modelleket alkalmaztam a fajgazdagságra, és normál hibatagú modelleket a logaritmus transzformált abundanciára gyakorolt hatások tesztelésére. Az elemzéseket az R statisztikában végeztem (R Core Team 2007), a tree (Ripley 2009), lme4 (Bates et al. 2011), nlme (Pinheiro et al. 2007) csomagokat használva.

Eredmények

Összesen 160 posloska faj 116 092 egyede alapján végeztem az elemzéseket.

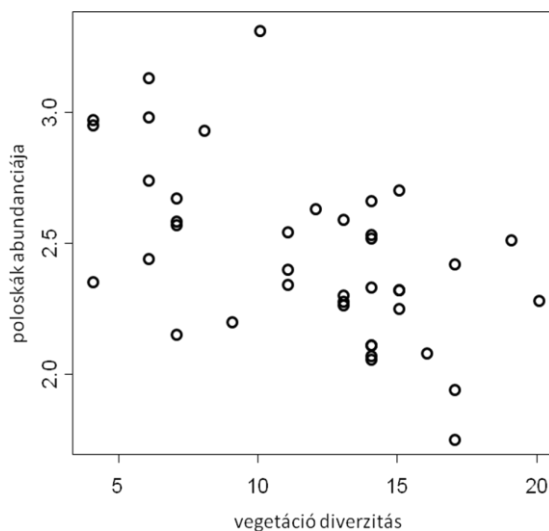
A teljes posloskaegyütteseket befolyásoló tényezők

A regressziós fák (URT) alapján a teljes posloskaegyüttes fajszámára a vegetáció típusa, a tájdiverzitás, az élőhely mennyisége és a vegetáció borítása 40 cm-en van potenciális hatással; míg a teljes posloskaegyüttes abundanciájára a vegetáció diverzitása, az avarborítás és a tájdiverzitás (lásd: Függelék). A kevert modellek (GLMM) eredménye szerint a magasabban fekvő homokos sztyepprétek fajgazdagabbak ($z = 0,061$; $p < 0,0001$) (1. ábra). A tájdiverzitás is szignifikáns hatással van a posloskák fajgazdagságára ($z = 2,42$; $p = 0,0154$), de a vegetációtípus és a tájdiverzitás interakciója alapján a sztyepprétek fajgazdagságára van pozitív hatással a táj diverzitása ($z = 4,27$; $p < 0,0001$), míg az alacsonyabban fekvő mocsárréteket nem befolyásolja ($z = -0,35$; $p = 0,726$) (1. ábra). A vegetáció struktúrájának ($z = 0,62$; $p = 0,534$) és az élőhely mennyiségének ($p = -1,387$; $z = 0,165$) nincs szignifikáns hatása a posloskák fajgazdagságára.



1. ábra: A vegetáció típusa és a posloskák fajszámának összefüggése (bal oldal), valamint a tájdiverzitás és fajgazdagság közötti kapcsolat (jobb oldal). A boxplot a minimum, maximum, medián értékeket és az interkvartilis tartományt jeleníti meg. A bal oldali ábrán a fekete körök a sztyeppréteken, az üres körök a mocsárréteken vett minták adatait ábrázolják.

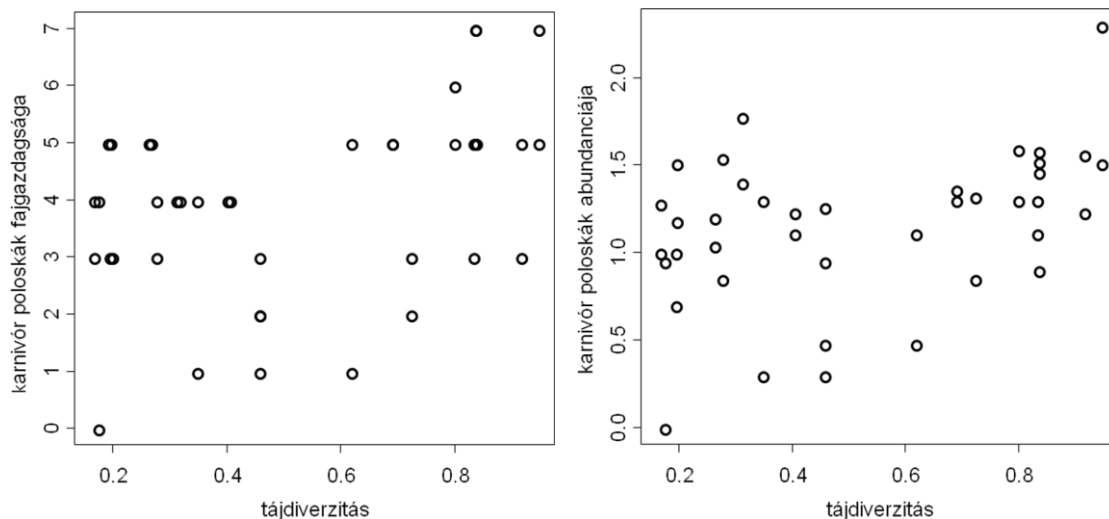
A poloskák abundanciája és a vegetáció diverzitása között negatív kapcsolat figyelhető meg ($t = -4,144$; $p < 0,0001$) (2. ábra). Az avar ($t = 0,241$; $p = 0,812$) és a tájdiverzitás ($t = 1,549$; $p = 0,1559$) hatása a GLMM alapján nem szignifikáns.



2. ábra: A poloskák abundanciája és a vegetáció diverzitása közötti kapcsolat. A poloskák egyedszámát logaritmus transzformáltam.

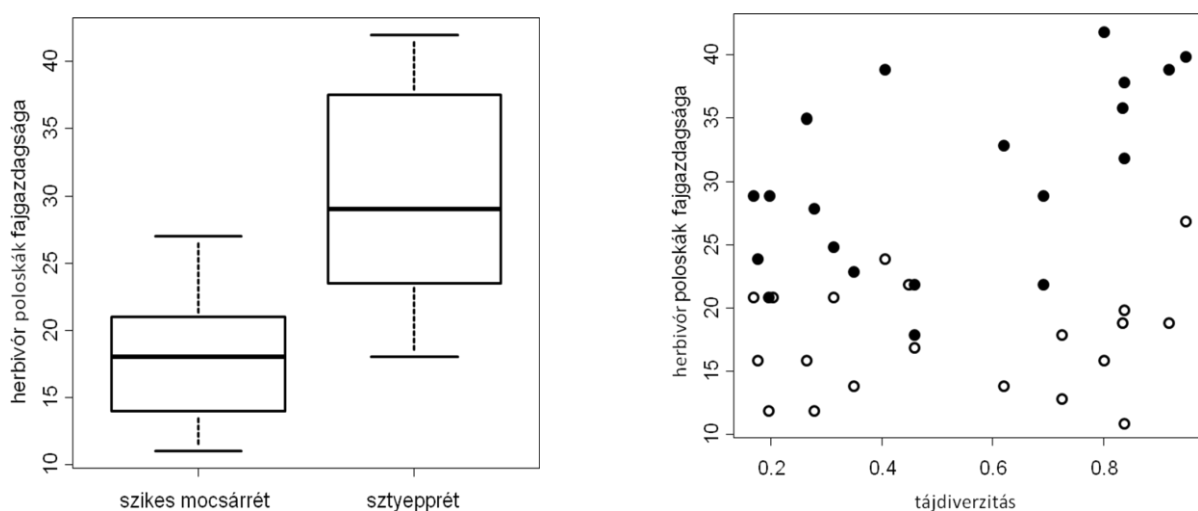
A herbivór illetve karnivór poloskákat befolyásoló tényezők

A vizsgált poloskákból 135 faj volt herbivór, míg 25 faj karnivór. Az URT elemzés alapján a karnivór poloskák fajszámára a tájdiverzitás, a vegetáció borítása 40 és 80 cm magasságban és az élőhely mennyisége lehetnek hatással, míg az egyedszámukra úgy tűnik csak a táj diverzitása hat (lásd: Függelék). A GLMM alapján a táj diverzitásának növekedése és a karnivór poloskák fajgazdagsága között szignifikáns pozitív kapcsolat figyelhető meg ($z = 2,08$; $p = 0,037$) (3. ábra). A vegetáció struktúrája (40 cm magasan: $z = -0,78$; $p = 0,44$ és 80 cm magasan: $z = 0,16$; $p = 0,875$) illetve az élőhely mennyisége ($z = -1,46$; $p = 0,145$) nincs szignifikáns hatással a karnivórok fajgazdagságára. A táj diverzitása, a fajgazdagság mellett, a karnivór poloskák abundanciájára is szignifikáns pozitív befolyással bír ($t = 2,32$; $p = 0,045$) (3. ábra).



3. ábra: A táj diverzitása valamint a karnivór poszskák fajgazdagsága (bal oldal) és abundanciája (jobb oldal) közötti kapcsolat. A poszskák egyedszámát logarítmus transzformáltam.

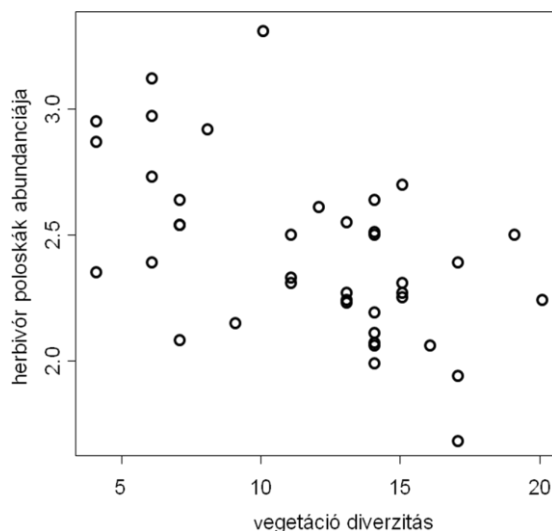
A herbivór poszskák esetében ugyanazokat a regressziós fákat kaptuk, mint a teljes poszskaegyüttes esetében (lásd: Függelék). A kevert modellek eredményei is hasonlóak. A sztyeppréteken szignifikánsan több herbivór poszskafaj volt ($z = 7,81$; $p < 0,0001$) (4. ábra). A tájdiverzitás és a herbivór poszskák fajszáma közötti pozitív korreláció ($z = 2,23$; $p = 0,026$), a sztyeppréteken élő herbivóroknak köszönhető a vegetáció típus és tájdiverzitás interakciója szerint ($z = 0,15$; $p < 0,0001$ és $z = -1,04$; $p = 0,30$ sztyepp és mocsárrét esetén) (4. ábra). A vegetáció borításának ($z = 0,79$; $p = 0,43$) és az élőhely mennyiségének ($z = -1,23$; $p = 0,22$) nincs lényeges hatása a herbivórok fajgazdagságára.



4. ábra: A vegetáció típusa és a herbivór poszskák fajszámának összefüggése (bal oldal), valamint a tájdiverzitás és fajgazdagság közötti kapcsolat (jobb oldal). A boxplot a minimum, maximum, medián

értékeket és az interkvartilis tartományt jeleníti meg. A bal oldali ábrán a fekete körök a sztyeppréteken, az üres körök a mocsárréteken vett minták adatait ábrázolják.

A vegetáció diverzitásának növekedése és a herbivórok abundanciája között szignifikáns negatív kapcsolat van ($t = -4,01$; $p < 0,0001$) (5. ábra). Az avarborításnak ($t = 0,40$; $p = 0,692$) és a tájdiverzitásnak ($t = 1,44$; $z = 0,183$) nincs szignifikáns hatása.

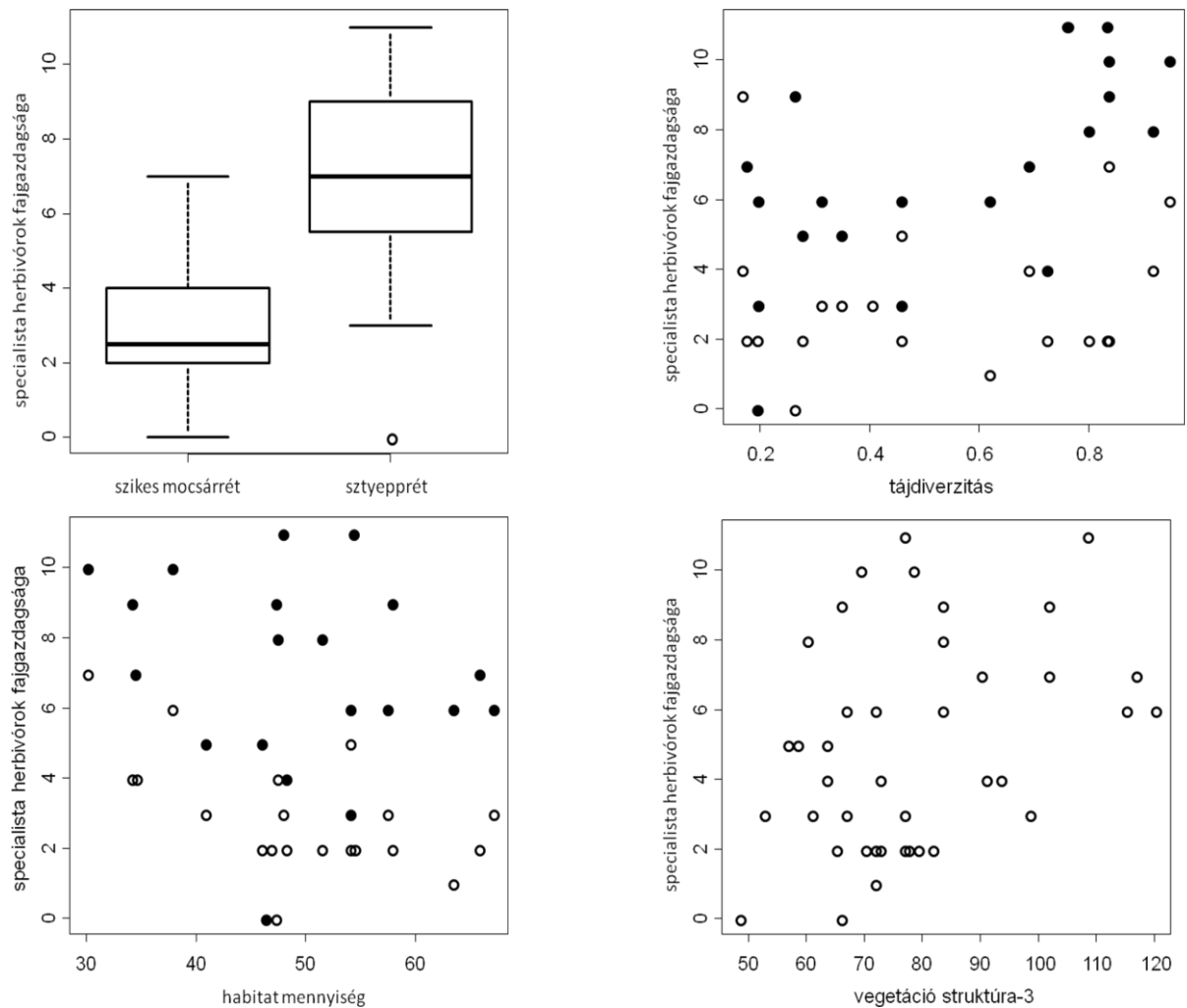


5. ábra: A herbivór poloskák abundanciája és a vegetáció diverzitása közötti kapcsolat. A poloskák egyedszámát logaritmus transzformáltam.

A specialista illetve generalista poloskákat befolyásoló tényezők

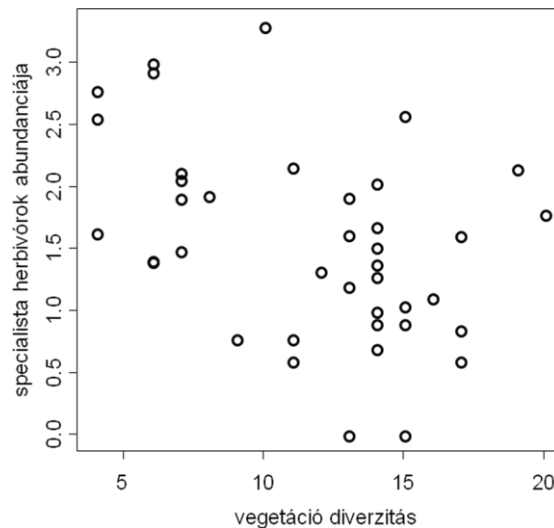
A herbivórok közül 83 fajt a generalista, 50 fajt a specialista kategóriába soroltam. A URT szerint a specialista poloskák fajszáma a vegetáció típusa, a táj diverzitása, az élőhely mennyisége, az avarborítás és a vegetáció magassága lehet hatással. A specialisták egyedszámát pedig valószínűleg a vegetáció és a táj diverzitása befolyásolja (lásd: Függelék). A GLMM alapján a vegetáció típusának szignifikáns a hatása ($z = 5.55$; $p < 0,0001$) és több specialista faj található a sztyeppréteken, mint a mocsárréteken (6. ábra). A táj diverzitása pozitívan befolyásolja a specialisták fajsámát ($z = 2,32$; $p = 0,020$), de a vegetációval való interakciója alapján elsősorban a sztyeppréteken ($z = 3,74$; $p < 0,001$) és nem a mocsárréteken ($z = -0,427$; $p = 0,669$) (6. ábra). Az élőhely mennyiségének hatása, ugyanakkor csak marginálisan szignifikáns ($p = -1,91$; $z = 0,056$), de a vegetáció típusával való interakció szerint az élőhely mennyiségének növekedésével szignifikánsan csökken a specialista fajok száma a szikes mocsarakban ($z = -3,45$; $p < 0,001$), nem úgy a sztyeppréten ($z = -1,17$; $p = 0,239$). A

növényzet magasságának szintén szignifikáns hatása van a fajszámra ($z = 3,04$; $p = 0,002$), míg az avar mennyiségnek nincs ($z = -0,245$; $p = 0,806$).



6. ábra: A specialista poloskák fajgazdagsága és a vegetáció típusa (bal fent), a táj diverzitása (jobb fent), az élőhely mennyisége (bal lent), valamint a vegetáció magassága (jobb lent) közötti kapcsolat. A boxplot a minimum, maximum, medián értékeket és az interkvartilis tartományt jeleníti meg. A jobb felső és bal alsó ábrákon a fekete körök a sztyeppréteken, az üres körök a mocsárréteken vett minták adatait ábrázolják.

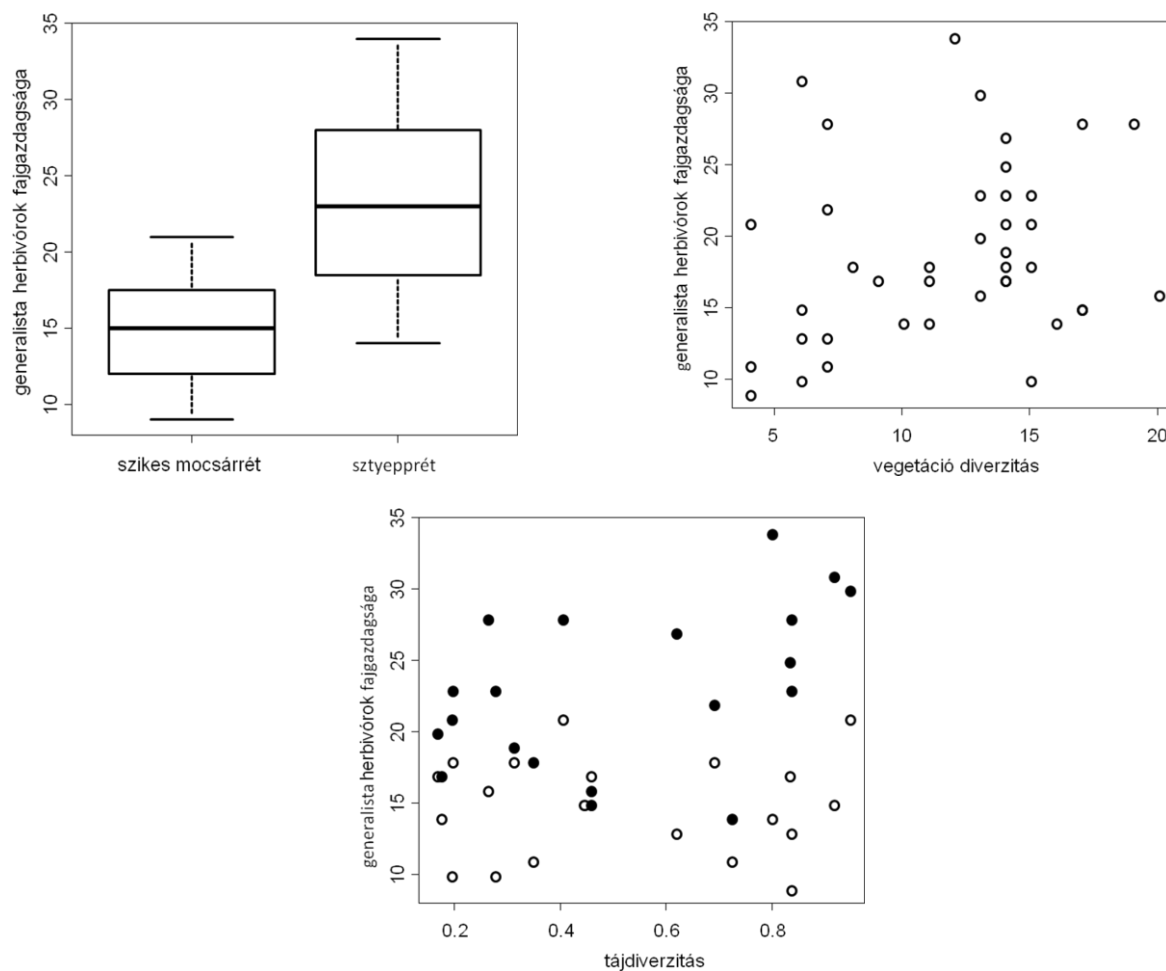
A specialista fajok egyedszámát a vegetáció diverzitása szignifikánsan ($t = -2,90$; $p = 0,009$) (7. ábra), a táj diverzitása pedig nem befolyásolta ($t = -0,99$; $p = 0,345$).



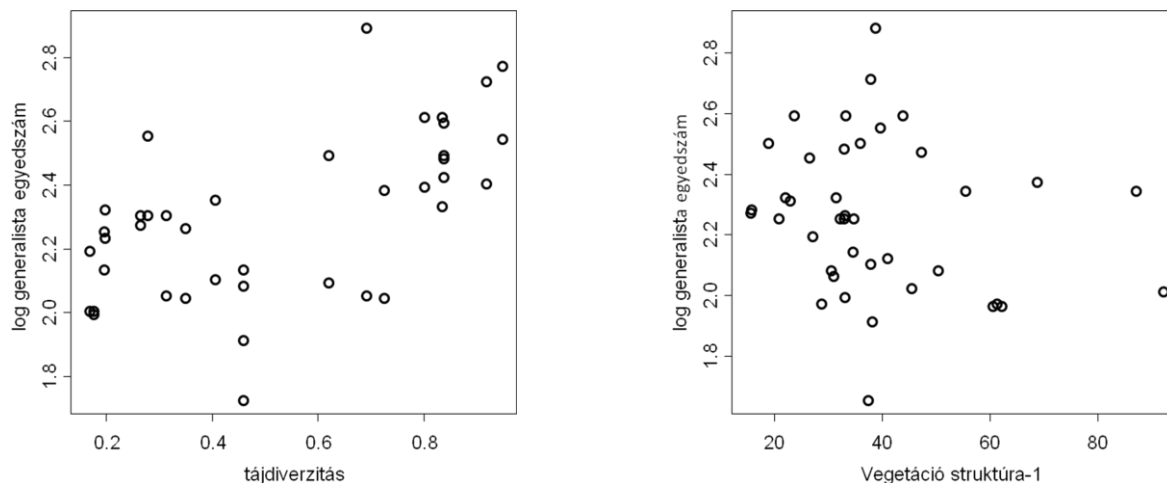
7. ábra: A specialista poloskák abundanciája és a vegetáció diverzitása közötti kapcsolat. A poloskák egyedszámát logaritmus transzformáltam.

A generalista herbivór poloskák fajszámára, az URT elemzés szerint (lásd: Függelék), a vegetáció típusa és diverzitása, a táj diverzitása és a vegetáció borítása 40 cm-en van hatással, míg az abundanciájukra a tájdiverzitás, a vegetáció 40 cm-en mért borítása és az avar mennyisége. A GLMM alapján a vegetáció típus hatása szignifikánsan befolyásolja a generalisták fajszámát, mégpedig a sztyeppréteken van nagyobb fajgazdagság ($z = 5,89$; $p < 0,0001$) (8. ábra). A vegetáció diverzitása és a generalista poloskák fajszáma között pozitív kapcsolat áll fenn ($z = 3,16$; $p = 0,0016$) és ez a hatás nincs interakcióban a vegetáció típusával. A táj diverzitásának hatása csak közel szignifikáns ($p = 1,83$; $z = 0,0675$), de a vegetációtípussal interakcióban a sztyeppréteken szignifikáns a hatása ($z = 3,78$; $p = 0,0002$) (8. ábra). A vegetáció struktúrája nem mutat szignifikáns összefüggést a generalista poloskák fajgazdagságával ($z = -0,156$; $p = 0,876$).

A generalista herbivórok egyedszáma és a tájdiverzitás között pozitív kapcsolat figyelhető meg ($t = 3,799$; $p = 0,0042$); a vegetációborítás 40cm-en viszont negatív hatással van az egyedszámra ($t = -3,01$; $p = 0,007$) (9. ábra). Az avarborításnak nem volt szignifikáns hatása ($t = 1,55$; $p = 0,137$)



8. ábra: A generalista herbivórok fajgazdagságának és a vegetáció típusának (bal fent), a vegetáció diverzitásának (jobb fent) és a táj diverzitásának (alul) kapcsolata. A boxplot a minimum, maximum, medián értékeket és az interkvartilis tartományt jeleníti meg. Az alsó ábrán a fekete körök a sztyeppréteken, az üres körök a mocsárréteken vett minták adatait ábrázolják.

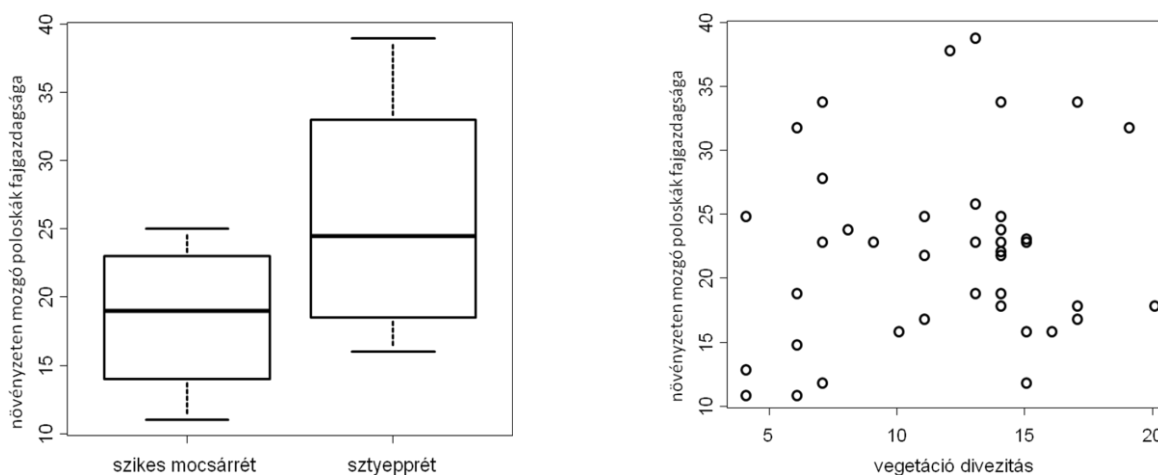


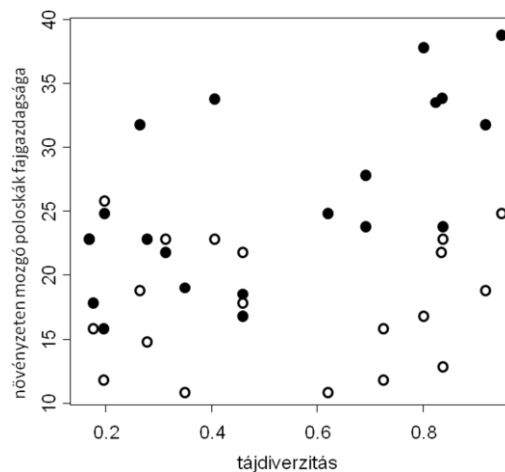
9. ábra: A generalista herbivórok abundanciája és a táj diverzitása (bal), a vegetáció struktúrája (jobb) közötti kapcsolat. A poloskák egyedszámát logaritmus transzformáltam.

A talajon illetve növényzeten mozgó poloskákat befolyásoló tényezők

A poloskákat mozgásuk alapján elkülöníthetjük talajon és növényzeten mozgókra. A vizsgált fajok közül 54 talajon mozgó, 106 növényzeten mozgó volt.

A növényzeten mozgó poloskák fajszáma az URT elemzés alapján a vegetáció típusa és diverzitása, a tájdiverzitás valamint a vegetáció 40cm-en levő borítottsága van hatással, míg az egyedszámukra a vegetáció és a táj diverzitása és a talajon levő holt növényi anyag borítása van hatással. A GLMM alapján a vegetáció típus szignifikáns hatású, a sztyeppréteken magasabb a növényzeten mozgó poloskák fajszáma ($z = 4,83$; $p < 0,0001$) (10. ábra).

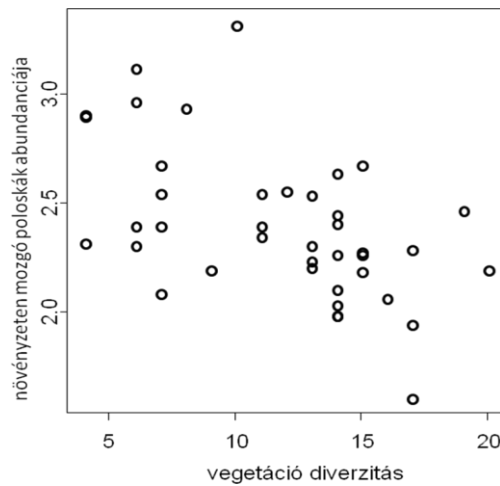




10. ábra: A növényzeten mozgó poloskák fajszámának és a vegetáció típusának (bal fent), a vegetáció diverzitásának (jobb fent), és a táj diverzitásának (alul) kapcsolata. A boxplot a minimum, maximum, medián értékeket és az interkvartilis tartományt jeleníti meg. Az alsó ábrán a fekete körök a sztyeppréteken, az üres körök a mocsárréteken vett minták adatait ábrázolják.

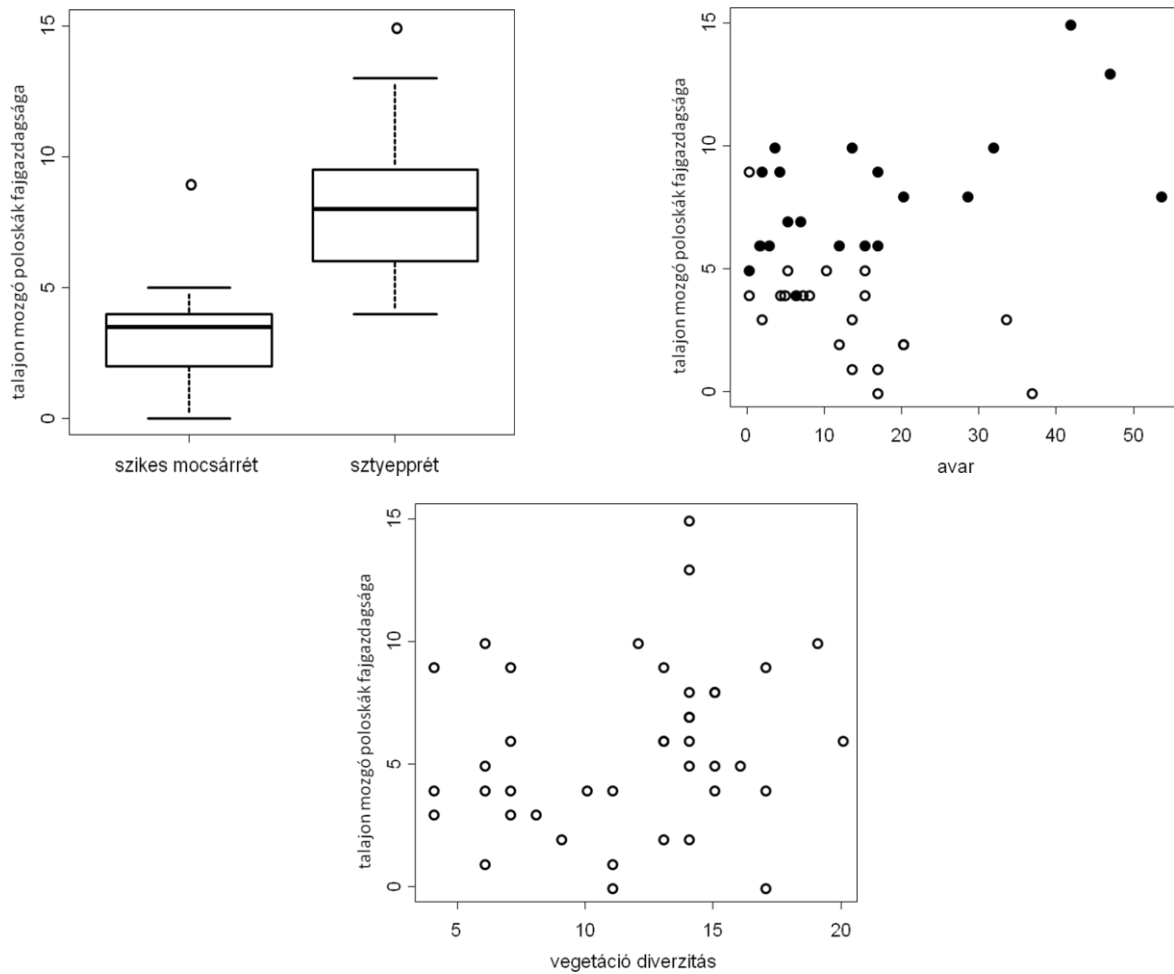
A vegetáció diverzitása és a növényzeten mozgó poloskák fajszáma között pozitív kapcsolat áll fenn ($z = 3,258$; $p = 0,001$) (10. ábra), és ez a hatás nincs interakcióban a vegetáció típusal (sztyepprétek esetén: $z = 1,873$; $p = 0,0611$ és a mocsárrétek esetén $z = 0,086$; $p = 0,9317$). A tájdiverzitás a fajszámmal pozitív összefüggést mutat ($z = 2,096$; $p = 0,036$), de a vegetációtípussal való interakció alapján csak a sztyepprétek esetében van jelentős hatása ($z = 3,308$; $p = 0,0009$), a mocsárréteken nincs ($z = 0,337$; $p = 0,7357$) (11. ábra). A fajgazdagság és a vegetáció 40 cm-en becsült borítottsága között nincs szignifikáns kapcsolat ($z = 0,013$; $p = 0,99$).

Az egyedszám és a vegetáció diverzitása között negatív összefüggés található ($t = -3,833$; $p = 0,0011$) (11. ábra). A tájdiverzitás ($t = 1,158$, $p = 0,2766$) és az avar borítása ($t = 0,1372$; $p = 0,8923$) nincsenek szignifikáns hatással a növényzeten mozgó poloskák abundanciájára.



11. ábra: A növényzeten mozgó poloskák abundanciájának és a vegetáció diverzitásának kapcsolata. A poloskák egyedszámát logaritmus transzformáltam.

Az URT elemzés alapján, a talajon mozgó poloskák fajszáma a vegetáció típusa és diverzitása, a talajon levő elhalt növényi anyag borítása és az élőhely mennyisége van hatással, míg az egyedszáma a vegetáció típusa és diverzitása, a vegetáció borítottsága 40cm-es magasságban és a táj diverzitása van hatással. A két vegetáció típus jól elkülöníthető a fajgazdagság tekintetében GLMM alapján, a sztyepprétek fajgazdagabbak ($z = 6,207$; $p < 0,0001$) (12. ábra). Az avar borítottsága a fajgazdagságra szignifikáns hatással van ($z = 2,05$; $p = 0,041$), de a vegetációtípussal való interakció alapján a sztyeppréteken a fajsza és az elhalt növényi anyag borítása között pozitív kapcsolatot figyelhetünk meg ($z = 2,936$; $p = 0,0033$), míg a mocsárréteken negatív korrelációt mutatnak ($z = -4,562$; $p < 0,0001$) (12. ábra). A vegetáció diverzitása szintén pozitív hatással van a fajgazdagságra ($z = 3,138$; $p = 0,0017$). Az élőhely mennyisége nincs szignifikáns kapcsolatban a fajszaammal ($z = -0,528$; $p = 0,597$).



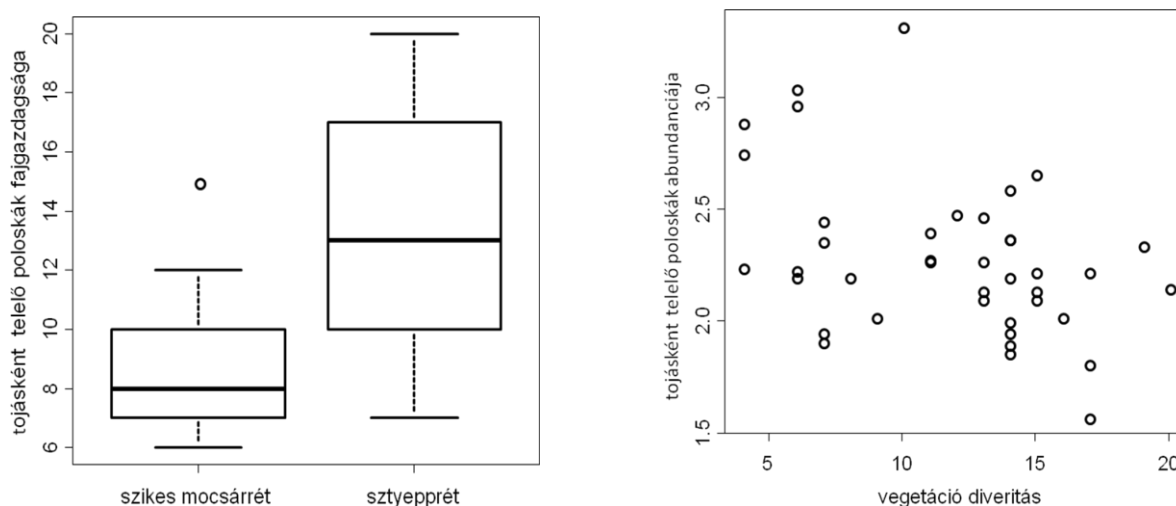
12. ábra: A talajon mozgó poloskák fajszerkezetének és a vegetáció típusának (bal fent), az avar borításának (jobb fent), és a vegetáció diverzitásának (alul) kapcsolata. A boxplot a minimum, maximum, medián értékeket és az interkvartilis tartományt jeleníti meg. Az jobb felső ábrán a fekete körök a sztyeppréteken, az üres körök a mocsárréteken vett minták adatait ábrázolják.

A talajon mozgó poloskák egyedszámára a tájdiverzitás ($t = 1,3433$; $p = 0,2121$), a vegetáció diverzitása ($t = -0,9155$; $p = 0,3714$) és típusa ($t = 1,9954$; $p = 0,0605$) valamint a vegetáció 40cm-en becsült borítottsága ($t = 0,4615$; $p = 0,6496$) nincs szignifikáns hatással.

A tojás illetve kifejlett formában telelő poloskákat befolyásoló tényezők

A vizsgált poloskák közül 108 faj kifejlett formában, míg 52 faj tojásként telel át. Az URT elemzés alapján a tojásként telelő poloskák fajsza számára a vegetáció típusa, diverzitása és a vegetáció borítása 40cm-en, míg egyedszáma az élőhely mennyisége, a vegetáció valamint a táj diverzitása van hatással (lásd: Függelék). A GLMM alapján, a sztyeppréteken szignifikánsan több tojásként telelő poloska faj található ($z = 4,07$; $p < 0,0001$) (13. ábra). A vegetáció diverzitásnak egyik vegetációtípussal való interakció alapján sincs (sztyeppréten $z = 0,87$; $p = 0,389$ és mocsárréten $z = -1,05$; $p = 0,295$), illetve a borításának 40cm-en ($z = -0,465$; $p = 0,642$) sincs jelentős hatása a fajgazdagságra.

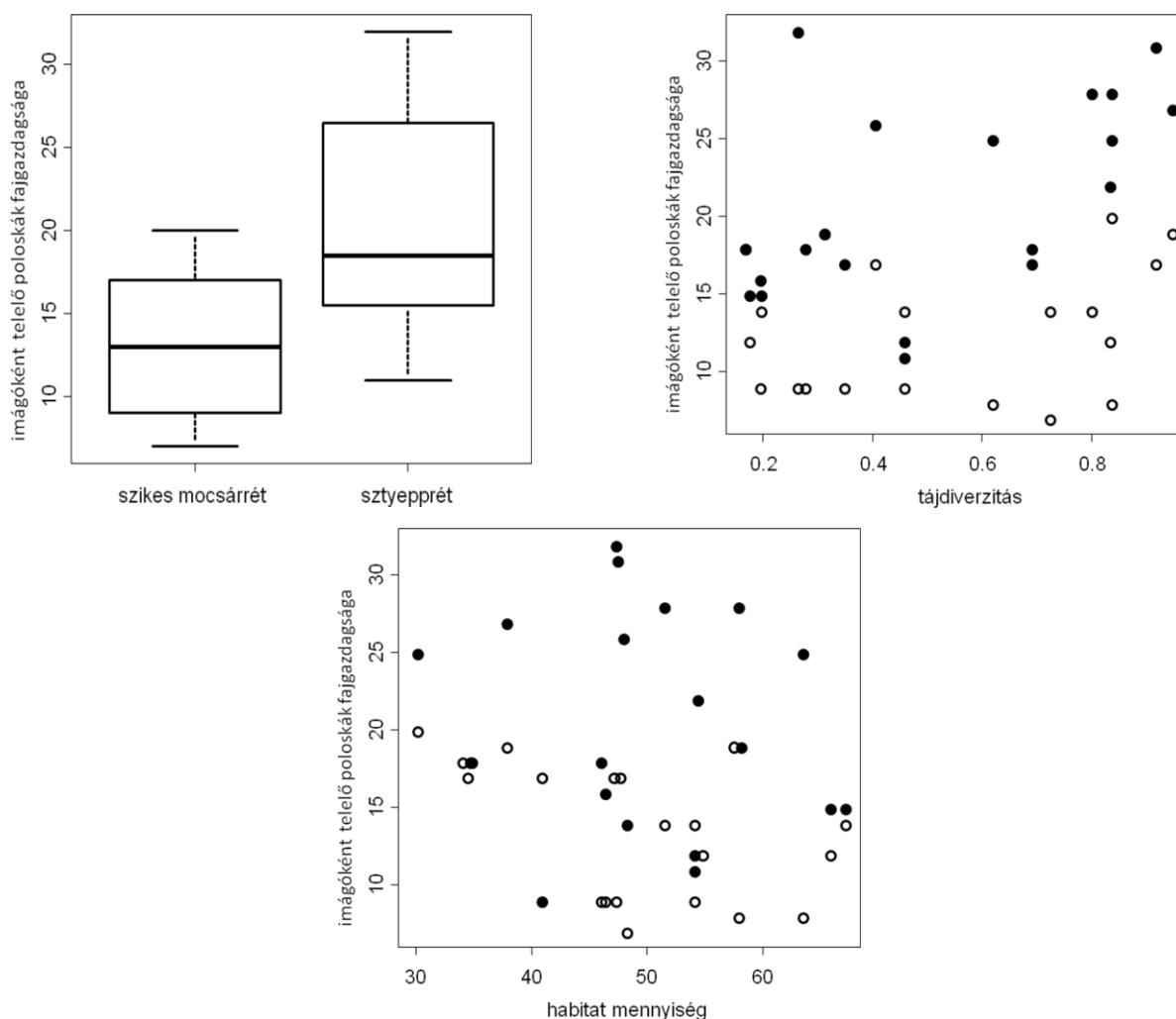
Az vegetáció diverzitása negatív kapcsolatban áll az egyedszámmal ($t = -2,98$; $p = 0,008$) (13. ábra). Az élőhely mennyisége ($t = 1,37$; $p = 0,203$) és a tájdiverzitás ($t = 0,55$; $p = 0,596$) nincs szignifikáns hatással az abundanciára.



13. ábra: A tojásként telelő poloskák fajsza és a vegetáció közötti kapcsolat (bal oldal), valamint az egyedszám és a vegetáció közötti kapcsolat (jobb oldal) A boxplot a minimum, maximum, medián értékeket és az interkvartilis tartományt jeleníti meg. A poloskák egyedszámát logaritmus transzformáltam.

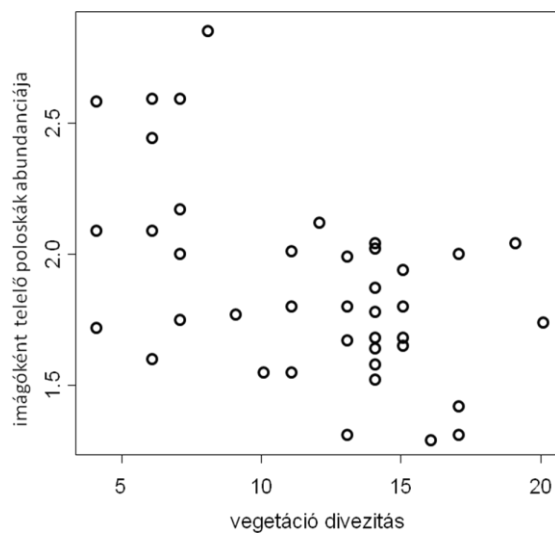
A kifejlett formában telelő poloskák fajsza számára az URT alapján (lásd: Függelék) a vegetáció típus, az élőhely mennyisége, a tájdiverzitás valamint a vegetáció borítása 40cm-en van hatással, míg az egyedszámukra vegetáció diverzitása és 40 cm-en becsült borítása. A sztyeppréteken a kifejletten telelő poloskák fajsza magasabb a GLMM alapján ($z = 5,93$; $p < 0,0001$) (14. ábra). A tájdiverzitás és a fajgazdagság közötti kapcsolat szignifikáns ($z = 2,415$; $p = 0,0157$), de a vegetációtípussal való interakciója alapján csak a sztyepprétek

poloskák fajszámára van hatással ($z = 4,015$; $p < 0,0001$), szemben a mocsárrétekkel ($z = 0,08$; $p = 0,933$) (14. ábra). Ugyan az élőhely mennyisége a kifejlett formában telelő poloskák fajszáma közötti kapcsolat nem szignifikáns ($z = -1,60$; $p = 0,109$), de a vegetációval való interakciója alapján a mocsárréteken negatív hatása van a fajgazdagságra ($z = -2,71$; $p = 0,0068$), míg a sztyeprétek esetében a fajgazdagságot nem befolyásolja ($z = -0,87$; $p = 0,387$), (14. ábra). A vegetáció borításának 40 cm-en nincs szignifikáns hatása a fajok számára ($z = 0,34$; $p = 0,729$).



14. ábra: A kifejlett formában telelő poloskák fajgazdagsága és a vegetáció típusa (bal fent), a táj diverzitása (jobb fent), és az élőhely mennyisége (alul) közötti kapcsolat. A boxplot a minimum, maximum, medián értékeket és a 75%-os interkvartilis tartományt jeleníti meg. A jobb felső és az alsó ábrán a fekete körök a sztyepréteken, az üres körök a mocsárréteken vett minták adatait ábrázolják.

A vegetáció diverzitása negatív kapcsolatban áll a kifejlett formában telelő poloskák egyedszámával ($t = -3,67$; $p = 0,0016$) (15. ábra). A vegetáció borítása 40cm-en nincs szignifikáns hatással az abundanciára ($t = -1,23$; $p = 0,233$).



15. ábra: A kifejlett formában telelő poloskák egyedszáma és a vegetáció diverzitása közötti kapcsolat. A poloskák egyedszámát logaritmikus transzformáltam.

Diszkusszió

Általánosan elmondható, hogy az eredmények egyeznek sok más vizsgálat eredményeivel, miszerint mind az élőhely, mind a táj jellemzői befolyásolják az ízeltlábú közösségeket (Sutcliffe et al. 2014; Morris 2000; Marini et al. 2009).

Továbbá az eredmények megerősítik több kutató véleményét (Kotiaho et al. 2005; Torma és Császár 2013, Torma et al. 2014), hogy az életmenet jellegek figyelembe vételével pontosabb képet kapunk, hogy mely környezeti paraméterek hogyan, milyen életmenet jelleggel rendelkező fajokon keresztül befolyásolhatják a diverzitás és abundancia viszonyokat. Mivel a közösségek talán legalapvetőbb paramétere a fajszám, mindenesetre a leggyakrabban a fajszámnak a környezeti tényezőkkel való kapcsolatát vizsgálják, így most én is először a fajgazdagságra ható változókat tárgyalom.

A növényzetnek kitüntetett szerepe van az ízeltlábú-együttesek szerveződésében, nagyon sok vegetációs paraméterről tudjuk, hogy befolyásolja az ízeltlábúak fajgazdagságát. Úgy tűnik, a poloskák fajgazdagságát elsősorban a vegetáció típusa befolyásolja, ami a növényfajok kompozíciója alapján lett meghatározva. Ez az eredmény egybeesik Sanderson (1995) megállapításával, hogy a poloskák fajszámát és fajkompozícióját elsősorban a növényzet fajkompozíciója határozza meg, és az élőhely más tényezői a vegetáción keresztül befolyásolják a poloskaegyütteseket. A sztyepprétek poloskaegyütteseinek fajszáma magasabbnak adódott, mint a mocsáréteken élő poloskáké. Ez összefüggésbe hozható azzal, hogy a sztyeppréteken a vegetáció fajgazdagabb, amit alátámaszt az is, hogy a vegetáció diverzitása is pozitív hatással volt a poloskák fajszámára, hasonlóan más vizsgálatokhoz (Torma és Császár 2013). A poloskák fajszáma és a növényzet fajkompozíciója, fajgazdagsága közötti kapcsolat nyilvánvalóan a herbivór fajoknak köszönhető, márpedig a poloskák nagy része az. A herbivórok és a növényzet diverzitásának pozitív kapcsolatát számos más ízeltlábú taxonnál is kimutatták, és azzal magyarázzák, hogy a több növényfaj többféle herbivórnak nyújthat forrást (Siemann et al. 1998). Mások (Batáry et al. 2007; Körösi et al. 2012) a vegetáció struktúrájának hatását hangsúlyozzák és nem a növényfajok gazdagságának hatását önmagában. Ezt az eredményeim nem támasztják alá, hisz a strukturális változóknak nem volt jelentős hatása; még a karnivór fajok számát sem befolyásolta a vegetáció struktúrája, noha ragadozó ízeltlábúakra elsősorban ez hat nem a növényi fajkészlet, hiszen számura a vegetáció nem jelent táplálékforrást, csak pl. búvóhelyet

vagy egyéb forrást. Viszont szignifikáns hatása volt az avarborításnak a talajon mozgó fajokra. A moha, zuzmó, avar pozitív hatását, főleg, mint búvóhely, Spungis (2005) is hangsúlyozta talajon mozgó poloskegyüttesek esetében. Viszont meglepő, hogy a vegetációtípussal való interakciója alapján, a mocsárréteken negatív a hatása. Valószínűleg annak köszönhető, hogy az avar, a holt növényi anyag rothad is a nedvesség miatt, ami a poloskák számára nem kedvez.

A táji változók közül a környező élőhely mennyiségének, – Fahrig (2013) élőhely mennyiség hipotézise (röviden HAH) alapján várt eredménnyel ellentétben, – nem volt szignifikáns pozitív hatása a poloskák fajgazdagságára, sőt amikor szignifikáns volt, akkor negatívan hatott a specialista herbivórok fajszáma, igaz csak a mocsárréteken. Ez azonban nem feltétlenül mond ellent a HAH-nek, hisz lehet, hogy nem volt megfelelően definiálva az élőhely, ami alapvető fontosságú a hipotézis érvényessége szempontjából. Lehet, hogy külön kellett volna mérni a sztyepprétek és mocsárrétek mennyiségét és nem az összes gyepterület mennyiségét. Szerencsére ez megoldható, és további vizsgálatot érdemel. Másrészt, Torma et al (2014) szintén sztyepprétek és mocsárrétek foltokat is vizsgálva a térségben, azt találta, hogy a foltok méretének és izolációjának (az élőhely mennyiség eme két változó „egyesítése”) nincs jelentős hatása az ízeltlábúak fajgazdagságára. Feltételezték, hogy nem a fragmentáció a fő veszélyeztető tényező a térségben az ízeltlábúak számára. Elvileg a skála, azaz az 500 m, amin belül mértem a különböző táj elemek mennyiségét is lehetett nem a legmegfelelőbb, de szintén a Kiskunságban folyt vizsgálatok alapján a poloskaegyüttesek számára az 500 m-es skála bizonyult a legjobbnak (Torma és Császár 2013), és más taxonok esetében is alkalmas volt (Torma et al 2014). Mindenesetre a skálázás bővíthető, ami szintén további vizsgálat tárgya lehet.

Az élőhely mennyiséggel szemben, a táj diverzitásának komoly hatása volt a poloskák fajszáma. A táj diverzitása mások vizsgálata alapján is növeli a fajgazdagságot, hisz változatosabb tájban, többféle élőhely van, ami több fajnak biztosít forrást, így az állandó fajok mellett a kóborló, vándorló fajok száma is magasabb lehet egy foltban (Novotny és Missa 2000). Ez főleg a szélesebb niche-tartománnyal rendelkező fajok számát növeli például a generalista ragadozókat, polifág herbivókat, ahogy az eredmények is ezt mutatják. Meg kell említeni viszont, hogy a tájdiverzitás, a vegetáció típusa és a vegetációtípussal való interakciója alapján, a sztyepprétek poloskaegyütteseire hatott elsősorban. Hasonló interakciót már közöltek (Torma

et al. 2014), és úgy vélték, hogy ennek oka a sztyepprét foltok kis mérete lehet, illetve, hogy ez a vegetációtípus szenvedte el a múltban a legnagyobb területcsökkenést.

Az abundanciát befolyásoló tényezőket tekintve a viszonylag kevés szakirodalom is meglehetősen ellentmondó (Siemann et al. 1998; Rhainds és English-Loeb 2003; Scherber et al. 2006). A poloskák abundanciáját úgy találtuk, hogy elsősorban a vegetáció diverzitása befolyásolja, kivéve a karnivórokat és a generalista herbivórokat, és ez a hatás elsősorban a specialisták magas abundanciájának köszönhető. A tápnövény-specialisták esetében a vegetáció diverzitásával való negatív kapcsolat érthető, és alátámasztja Root (1973) „forrás koncentráció hipotézisét”, mely szerint ott fordulnak elő nagyobb abundanciában, ahol a tápnövényeik tiszta, nagy foltokban vannak. A generalista herbivórok és karnivórok abundanciáját, hasonlóan a fajszámukhoz, a tájdiverzitás befolyásolta, és a közöttük lévő pozitív összefüggés magyarázata is hasonló lehet. Azaz, a környék forrásait is ki tudják használni, szemben a specializálódott fajokkal, és egy diverzebb táj többféle forrást nyújthat.

Az életment jellegek információtartalmát tekintve elmondhatjuk, hogy elsősorban a táplálkozási szintben betöltött szerep – herbivór vs. karnivór– és a specializálódás –specialista vs. generalista – az, ami a poloskák kapcsolatát meghatározza a környezeti tényezőkkel. A karnivórok és a generalista herbivórok, azaz a szélesebb niche-térrel rendelkező fajok a táji változókra, a tápnövény-specialisták az élőhely változóra érzékenyek. A többi életmenet jelleg által kapott információk kevésbé járulnak hozzá a diverzitási mintázatok megértéséhez, de hasznos részletekkel szolgáltak, mint például a talajon mozgó poloskák és az avarmennyiség kapcsolata.

Összefoglalás

A mérsékelt övi gyepek a legsérülékenyebb élőhelyek közé tartoznak, mivel könnyen átalakíthatók mezőgazdasági területekké. A megmaradt gyepi élőhelyek méretének csökkenése és izolációja pedig az ott élő közösségeket veszélyezteti. A gyepeken élő ízeltlábúak biodiverzitásának megőrzéséhez elengedhetetlenül szükséges az azokat befolyásoló élőhelyi- és táji változók megállapítása. A különböző élőlényeknek azonban eltérő környezeti igényeik lehetnek, ezért fontos figyelembe venni az életmenet jellegekből adódó információkat is. Dolgozatom célja gyepparadványok ízeltlábú-együtteseinek fajgazdagságát és abundanciáját befolyásoló táji és élőhelyi változók meghatározása, figyelembe véve az eltérő életmenet jellegeket. Ehhez a Dél-Kiskunságban található gyepparadványokon, 40 mintavételi helyen gyűjtött poloskák adatait elemeztem. Az elemzéseket regressziós fák és kevert lineáris modellek segítségével végeztem. Az élőhely jellemzésére a vegetáció paramétereit, a környező táj jellemzésére a környező gyepi élőhelyek mennyiségét és a környező táj diverzitását használtam. Eredményeim alapján elsősorban a vegetáció típusa és a táj diverzitása hat a poloskák fajgazdagságára és abundanciájára, de ez jelentősen eltérhet a különböző életmenet jellegű csoportok esetében. Az életmenet jellegek információtartalmát tekintve elmondhatjuk, hogy elsősorban a táplálkozási szintben betöltött szerep – herbivór vs. karnivór– és a specializálódás –specialista vs. generalista – az, ami a poloskák kapcsolatát meghatározza a környezeti tényezőkkel. A generalista herbivórok és karnivórok, azaz a szélesebb niche-térrel rendelkező fajok a táji változókra, a tápnövény-specialisták az élőhely változóira érzékenyek. A vegetáció típus és a több más változó fajszaára és abundanciára gyakorolt hatásának szignifikáns interakciói alapján fontos megjegyezni, hogy egy gyep eltérő növényzeti foltjaiban élő együttesekre is másként hatnak a környezeti tényezők. Ezt az ízeltlábúak diverzitását megőrző gyeppkezelési, védelmi stratégiáknál fontos figyelembe venni.