

36. OTDK Biológia Szekció

Szegedi Tudományegyetem
Természettudományi és Informatikai Kar
Biológia Intézet

Egy új inváziós növényfaj (*Sporobolus cryptandrus*) hatása ízeltlábú-együttesekre

Készítette:

Szabó Márton Zoltán

I. évfolyamos Biológia MSc szakos hallgató

Témavezető:

Dr. Torma Attila

egyetemi adjunktus

Szeged

2022

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés	3
2. Célkitűzések	8
3. Anyagok és módszerek	9
3.1. Mintavételi területek	9
3.2. Mintavétel	9
3.3. Statisztikai elemzés	11
4. Eredmények	13
4.1. Talajfelszínen mozgó ízeltlábúak	13
4.1.1. Futóbogarak	13
4.1.2. Pókok	15
4.1.3. Poloskák	16
4.2. Növényzeten mozgó ízeltlábúak	18
4.2.1. Egyenesszárnnyúak	18
4.2.2. Poloskák	22
5. Diskusszió	26
5.1. A prérifű hatása a talajfelszínen mozgó ízeltlábúak együtteseire	26
5.2. A prérifű hatása a növényzet ízeltlábú-együtteseire	29
5.3. Az élőhely és a prérifűborítás mértékének módosító hatása	30
6. Konklúziók	34
7. Irodalomjegyzék	35

1. BEVEZETÉS

Napjainkban világszerte tapasztaljuk a biodiverzitás drasztikus csökkenését (Ceballos 2015, Johnson *et al.* 2017). Habár korábban főképp gerinces taxonok populációinak visszaszorulását, illetve egyes fajaik kihalását övezte nagyobb figyelem (Manne *et al.* 1999, Ceballos *et al.* 2002), mára számos vizsgálat bizonyította, hogy ezek a folyamatok a szárazföldi ízeltlábúakat még súlyosabb mértékben érintik (Dirzo *et al.* 2014, Wagner *et al.* 2021). Sánchez-Bayo *et al.* (2019) metaanalízise szerint a rovarok jelenlegi kihalási rátája mellett – amely nyolcszorosa a gerincesekének – a Föld rovarfajainak 40%-a halhat ki néhány évtizeden belül. Emellett más ízeltlábú taxonok, így például a soklábúak (Myriapoda), illetve a pókok (Araneae) körében is a diverzitásuk csökkenéséről, illetve számos veszélyeztetett fajról számolnak be a kutatók (Rix *et al.* 2017, Karam-Gemael *et al.* 2020). Az ízeltlábúak abundanciájának és diverzitásának csökkenése biomokon, taxonokon és funkcionális csoportokon átívelő tendencia, amely figyelembe véve ezen élőlénycsoport jelentőségét, különösen aggasztó (Hallman *et al.* 2017, Cardoso 2020, Wagner 2020). Szerteágazó ökológiai funkcióik – például beporzó és lebontó tevékenységük, a táplálkozási hálózatokban betöltött szerepük –, illetve hatalmas sokféleségük és tömegességük révén az ízeltlábúak kulcsszerepet töltenek be az életközösségek működésében (Weisser és Siemann 2013, Yang és Gratton 2014). Ökoszisztéma-szolgáltatásaik az emberi társadalom számára nélkülözhetetlenek (Schowalter 2013, Samways 2019). Ezt jól példázza a világ több pontján is fellépő beporzó-hiány, amely az ökológiai problémákon túl mára súlyos gazdasági károkhoz is vezetett (Tylianakis 2013).

Az ízeltlábúak globális diverzitás-csökkenésének legfőbb oka a fragmentáció, a növényvédőszeres használata, illetve a klímaváltozás mellett a biológiai invázió (Sánchez-Bayo *et al.* 2019, Harvey *et al.* 2020, Wagner 2020). A globalizáció hatására a biológiai invázió világszerte az élőhelyek átalakulásának egyik legmeghatározóbb tényezőjévé vált (Vitusek 1996, Meyerson és Mooney 2007, Vilá és Hulme 2017). A szárazföldi ökoszisztémákra az esetek többségében az idegenhonos növények inváziója van a legsúlyosabb hatással (Pyšek 2020). Az inváziós növények jellemzően csökkentik az őshonos növényközösségek diverzitását, képesek nagy kiterjedésű, homogén állományokat képezni, szinte teljesen kiszorítva a természetes vegetációt alkotó fajokat az előzőnlött foltokból, akár a teljes élőhelyről (Hejda *et al.* 2009). Ezek az élőhely vagy mikroélőhely léptékű változások az ízeltlábúak diverzitására is hatással lehetnek (Litt *et al.* 2014). A növényközösségek átalakulása közvetlenül befolyásolhatja például a növényfogyasztó ízeltlábúak tápnövény-

elérhetőségét. A herbivór rovarok nagy része ugyanis a tápnövényére nézve specialista, de a generalista fajok többsége is többnyire csak néhány növénycsaládot hasznosít táplálékként (Forister 2015), az idegenhonos fajokat pedig csak ritkán ismerik fel (Tallamy 2020). Ezáltal az őshonos vegetáció kiszorulása az előzőnlött foltokból a növényfogyasztó ízeltlábúak jelentős hányadának kiszorulását is maga után vonhatja, amely jellemzően mind az abundanciájuk mind pedig a diverzitásuk csökkenésében megnyilvánul (Hengstum 2014, Bezemer 2014, Litt 2014, Schirmel 2016). Olyan eseteket is ismerünk azonban, amikor bizonyos növényevő ízeltlábúak adaptálódtak az inváziós növényfajok fogyasztására. Lepkék (Lepidoptera), illetve levélbogarak (Chrysomelidae) együtteseinek vizsgálata során is kimutatták már, hogy egyes fajok mind lárva, mind pedig kifejlett stádiumukban fogyasztottak bizonyos idegenhonos növényfajokat, és peterakásra is használták őket (Graves és Shapiro 2003, García-Robledo és Horvitz 2011). Ez a tápnövények körének kiterjesztésével és akár viselkedésbeli változásokkal is járó adaptáció olykor előnyös lehet az alkalmazkodott populációk számára, és populációnövekedéshez is vezethet (Harvey és Fortuna 2012). Az idegenhonos növények azonban gyakran toxikusak, vagy legalábbis hosszú távon fitneszcsökkenő hatásúak az ízeltlábúak számára, így ökológiai csapdaként is működhetnek (Sunny *et al.* 2015).

Az inváziós növények hatására irányuló vizsgálatok a növényekkel való szoros asszociáltságuk miatt gyakran csak a herbivórokra fókuszálnak, figyelmen kívül hagyva a többi trófikus szintet (Spafford *et al.* 2013). Hengstum *et al.* (2015) metaanalízise azonban nem mutatott ki jelentős különbséget az inváziós növények ragadozókra, illetve növényevőkre gyakorolt negatív hatásának mértékben. A ragadozókra ugyanis – a táplálékelérhetőség tekintetében – közvetetten, a prédafajaik elterjedésének megváltoztatásán keresztül lehetnek hatással az özönnövények (Gratton és Denno 2005). Hasonlóképp, gazdáik kiszorulása a parazitoloidok denzitás-csökkenését vonhatja maga után az előzőnlött foltokban (Hartley *et al.* 2010). Nem csupán a prédák (ill. gazdák) jelenléte vagy hiánya lehet meghatározó, hanem azok minősége is. Az idegenhonos növényekből származó metabolitok ugyanis a növényevők elfogyasztásán keresztül a ragadozók (ill. parazitoloidok) szervezetébe is bekerülhetnek, és a fitneszükre hatással lehetnek (Ode 2006). Az invázió hatása azonban a ragadozó ízeltlábúak esetében sem mindig egyértelműen negatív: Pearson (2009) pókok (Araneae) abundanciájának növekedését mutatta ki az előzőnlött foltokban, habár ezt a közösség összetételének átalakulása kísérte, míg Bezemer *et al.* (2014) nem találtak jelentős különbséget a ragadozó ízeltlábúak denzitásában az előzőnlött és a természetes vegetációval borított foltok között. A különböző foltok közötti kiegyenlített abundancia azonban

félrevezető lehet. Növényevő és ragadozó ízeltlábúak esetében is van rá irodalmi példa, hogy míg a vizsgált csoportoknak az invázió hatására nem változott jelentősen az abundanciája vagy akár a fajszáma sem, valójában a közösségek összetétele jelentősen átalakult. A specialista fajok kiszorultak az előzőnlött foltokból, helyüket további generalista fajok vették át, ezzel egy zavart élőhelyekre jellemző, funkcionálisan homogenizálódott közösség alakult ki (Schirmel és Buchholz 2013, Uboni 2019, Jesse 2020). Ennél azonban jellemzőbb, hogy a generalisták fajszáma és abundanciája is lecsökken az előzőnlött foltokban (Ballard 2013).

Nem csupán a táplálék-elérhetőségét változtathatják meg az inváziós növények. Az ízeltlábúak nagyban függhetnek a vegetáció struktúráis komplexitásától (Gallé *et al.* 2010). Számos csoport esetében elmondható, hogy – hasonló élőhelytípusokat összevetve – heterogénebb struktúrájú növényzetben diverzebb és abundánsabb együtteseiket találjuk (Lawton 1983, Axmacher *et al.* 2009). Az előzőnlött foltok vegetációjának struktúrája nagyban eltérhet a természetes vegetációval borított foltokétól, ami befolyásolhatja egyes taxonok mozgását (Schirmel *et al.* 2011), valamint változást idézhet elő a fényintenzitásban, a hőmérsékletben, vagy a talajnedvességben (Gutiérrez *et al.* 2014). Ezek az alapvető abiotikus környezeti tényezők pedig számos taxon elterjedésére és szaporodási sikerére vannak hatással (Foster *et al.* 2021). Az inváziós növények a vegetáció struktúrájának homogenizálásán keresztül is eredményezhetik bizonyos ízeltlábú csoportok diverzitás és/vagy abundancia csökkenését. Ugyanakkor némely csoport számára kedvezőek lehetnek a homogén foltok, illetve a megváltozott környezeti paraméterek: az inváziós növények által megnövelt avar mennyiség például az avarlakó ízeltlábúak abundanciájának növekedését eredményezheti az előzőnlött foltokban (Litt *et al.* 2014).

Gyakran az eltérő rendszertani és funkcionális ízeltlábú csoportok is eltérően reagálnak egy-egy inváziós növényfaj térhódítására (De Groot *et al.* 2007), illetve ugyanazon csoport reakciója is eltérhet a különböző élőhelyek és inváziós fajok esetében (McCary *et al.* 2013). A sokrétű hatás abból adódhat, hogy az inváziós növények számos olyan biotikus és abiotikus környezeti tényezőt befolyásolhatnak, amelyek a különböző csoportok számára nem feltétlenül egyformán lényegesek. Az inváziós növények ízeltlábúakra gyakorolt hatásai tehát összetettek, egymással gyakran ellentétesek lehetnek, így nehezen megjósolhatók. Az áttekintő cikkek, metaanalízisek alapján azonban elmondható, hogy az esetek bő többségében a hatások eredője negatív (Hengstum *et al.* 2014, Bezemer *et al.* 2014, Litt *et al.* 2014, Schirmel *et al.* 2016, Tallamy 2020). Habár az egyes vizsgálatok során sokszor csak élőhelyi, vagy még kisebb léptékben érzékeljük az ízeltlábúak visszaszorulását, fontos figyelembe

venni, hogy ezek a folyamatok egy globális trendbe illeszkednek (Tallamy 2020), így a jelentőségük óriási.

Csiszár *et al.* (2012) 74 inváziós vagy potenciálisan inváziós növényfajt sorolnak fel Magyarországon. Molnár *et al.* (2008) a magyarországi élőhelytípusok legfőbb veszélyeztető tényezőinek meghatározására törekedtek a MÉTA (Molnár *et al.* 2007) adatait felhasználva. Elemzésük alapján a hazai természetes és féltermészetes élőhelyek összterületének 21%-ára nézve az inváziós fajok jelentik a legnagyobb fenyegetést. Ezen belül csak a gyepi élőhelyeket tekintve ez az arány mintegy 25%. Botta-Dukát (2008) kimutatásai szerint Magyarország területének 5,5%-át borítják évelő inváziós növények, ami majdnem fele a természetes vegetáció borítási arányának (13,1%). Fontos hozzátenni, hogy ebbe nem számítanak bele az idegenhonos faültetvények, illetve lévén, hogy a felmérés több mint egy évtizede készült, az előzőnlőtt területek kiterjedése azóta valószínűleg növekedett. Csiszár *et al.* (2020) nemzeti parki munkatársak körében végzett kérdőíves felmérése alapján elmondható, hogy a természetvédelmi szakemberek szerint az inváziós fajok jelentik a legnagyobb veszélyt a magyarországi védett területekre nézve. Ennek megfelelően az elmúlt néhány évtizedben számos inváziós növényfajokkal, illetve azok őshonos vegetációra gyakorolt hatásaival kapcsolatos publikáció született Magyarországon (Török *et al.* 2003, Csiszár *et al.* 2009, 2012; Botta-Dukát *et al.* 2004, Kelemen *et al.* 2016, Nagy *et al.* 2020, Balogh *et al.* 2014, Csecserits *et al.* 2016). Az inváziós növények ízeltlábú-közösségekre gyakorolt hatását vizsgáló hazai kutatások száma azonban csekély, illetve a vizsgálatok túlnyomó többsége egyazon inváziós növényfaj, a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*) hatásaival foglalkozott (Gallé *et al.* 2015, Somogyi *et al.* 2017, Molnár *et al.* 2010, Kovács-Hostyánszky *et al.* 2022, Ingle *et al.* 2021, Szigeti *et al.* 2020). A mai napig rendkívül keveset tudunk tehát arról, hogy hogyan reagál a hazai ízeltlábú fauna az élőhelyek egyik legsúlyosabb veszélyeztető tényezőjére – az inváziós növények terjedésére.

Az idegenhonos fajok behurcolásának üteme aligha lassul, időről-időre újabb és újabb inváziós növényfajok jelennek meg. 2016-ban publikálták a homoki prérifű (*Sporobolus cryptandrus*) elsőként észlelt előfordulásait Kiskunhalas és Debrecen környékéről (Török és Aradi 2016). A homoki prérifű egy Észak-Amerikában őshonos, a Poaceae családba tartozó, évelő, zsombékoló, jellemzően 40-80 cm magasra megnövő faj. Eredeti élőhelyei főképp rövidfűvű prérók és félsivatagok, homokos vagy köves talajú, jellemzően zavart élőhelyek. Rendkívül jó szárazságtűrő, őshazájában is erős kompetitor faj (Wan *et al.* 1943, Tilley *et al.* 2009). Habár vegetatív szaporodásra nem képes, lévén magjai kis méretűek (~1 mm), és hatalmas mennyiségben teremnek (akár 10.000 mag/egyed), jó terjedőképességgel bír (Brown

1943). A prérifű invázióját elősegíti az is, hogy a kiskunsági homoki gyepek sokban hasonlítanak az eredeti előhelyeihez (Török *et al.* 2021, Hábenczyus *et al.* 2022), valamint, hogy a nyílt homoki gyepek különösen érzékenyek az idegenhonos növények inváziójára (Botta-Dukát 2008). Török *et al.* (2021) átfogó kutatásukban a homoki prérifű hazai populációit és az őshonos vegetációra gyakorolt hatásait vizsgálták. Összesen 620 különálló helyszínen észlelték a fajt, ezen állományok java a Kiskunságon, kisebb hányada Debrecenben található. Míg Debrecenben csak városi környezetben – utak mentén, parkolóknak, zöldterületeken – fordul elő, a Kiskunságon a természetes, féltermészetes tájban vált igen elterjedté az elmúlt évek során. A prérifű észlelt állományai száraz homoki élőhelyeken, jellemzően zavart állapotú nyílt homoki gyepeken, kiszáradt buckaközi réteken fordultak elő. Gyakran fordul elő nagymértékű zavarásnak kitett mesterséges lineáris tájelemek, így például védőszántások, földutak, keréknyomok mentén, illetve túllegeltetett, vagy korábban felégetett gyepekben. Súlyos problémát jelent, hogy a leromlott, zavart élőhelyekről a homoki prérifű képes áttérjedni jó természetességi állapotú nyílt homoki gyepekre is. Török *et al.* (2021) vizsgálatának további megállapításai szerint a homoki prérifű alacsony borítása mellett a gyepek fajgazdagsága, Shannon-diverzitása, valamint egyenletessége is enyhén növekedett, míg nagyobb borítási arány esetében ugyanezen értékek jelentős csökkenést mutattak. Hasonló hatással volt a prérifű az előzőnlőtt gyepfoltok magbankjára, illetve a vizsgált élőhelyek eltérő fajösszetételű növényzetét homogenizálta. A szerzők megállapítása szerint a vegetációra gyakorolt kiterjedt negatív hatása alapján feltételezhető, hogy a homoki prérifű átalakító faj, ami súlyos fenyegetést jelenthet nem csupán a kiskunsági, hanem akár összességében az eurázsiai száraz homoki gyepek élővilágára.

2. CÉLKITŰZÉSEK

A homoki prérifű térnyerése, a bevezetésben vázolt, őshonos vegetációra gyakorolt drasztikus hatásai alapján, az előzőnlőtt élőhelyek ízeltlábú-közösségeire is nagymértékben hatással lehet. Az inváziós növények ízeltlábúakra gyakorolt hatását az inváziós növény jellemzői mellett azonban számos tényező, köztük a vizsgált ízeltlábú csoport, illetve az élőhely is befolyásolhatja. Vizsgálatunk célja a homoki prérifű különböző ízeltlábú-együttesekre (egyenesszárnyúak, futóbogarak, poloskák és pókok) gyakorolt hatásának felmérése volt eltérő típusú élőhelyeken (erdőssztyepp, nyílt homoki gyep és zavart, zárt homoki gyep).

Kérdéseink a következők voltak:

- Van-e különbség az előzőnlőtt (jelen van a prérifű) és a kontroll (nincs jelen a prérifű) foltok között a vizsgált ízeltlábú csoportok abundanciáját, fajszerkezetét, illetve együttes-összetételét tekintve?
- A faj- és egyedszámban lévő esetleges különbségek a kontroll és előzőnlőtt foltok között összefüggést mutatnak-e a prérifű borításának mértékével?
- Eltér-e a prérifű hatása a különböző élőhelyek, illetve a különböző ízeltlábú csoportok esetében?

3. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

3.1. MINTAVÉTELI TERÜLETEK

A mintavételt a Kiskunsági homokvidéken végeztük. A Kiskunság szemi-arid éghajlatú, évi középhőmérséklete 10,2-10,8 °C, átlagos évi csapadékmennyisége 550-600 mm (Török *et al.* 2003b). Száraz jellegéhez hozzájárul a homoktalajok csekély vízmegtartó képessége (Tölgyesi *et al.* 2016). A táj nagy mértékben fragmentált, legnagyobb hányadát mezőgazdasági területek és faültetvények teszik ki, ezek közé ékelődnek a megmaradt sztyepprétek, erdőssztyepppek és vizes élőhelyek (Gallé *et al.* 2015). A természetközeli élőhelyeket azonban a nagyszámú inváziós növényfajon túl a szárazodás, gyeppzárodás és a cserjésedés is veszélyezteti (Botta-Dukát 2008, Tölgyesi *et al.* 2020, Biró *et al.* 2009).

Imrehegy, Kiskunhalas és Kecskemét települések környékén, ahol a homoki prérifűnek már kiterjedt állományai voltak (Török *et al.* 2021), jelöltük ki a mintavételi területeket. Az imrehegyi területen erdőssztyepp vegetáció a jellemző, melynek gyeppoltjaiban végeztünk mintavételezést. A kiskunhalasi területen természetközeli állapotú nyílt homoki gyeppoltokban, míg Kecskemét közelében zavart, zárt növényzetű homoki gyeppoltokban jelöltünk ki mintavételi helyeket.

3.2. MINTAVÉTEL

Minden mintavételi területen 5 mintavételi helyet, azaz összesen 15-öt jelöltünk ki (1. táblázat). Az egyes településekhez tartozó területeken belül kijelölt mintavételi helyek között megfelelő távolságot – 413 ± 35 métert (átlag $\pm$ standard hiba) – tartottunk a lehetséges térbeli korreláció elkerülése végett. A mintavételi helyeken páros mintavételezést alkalmaztunk, vagyis minden mintavételi helyen a prérifű által előzőnlött és a prérifűvel nem fertőzött (kontroll) poltokban vettünk mintát. A kontroll helyeket az előzőnlött poltok szélétől 20 m távolságra jelöltük ki, hogy még ugyanabba a vegetáció típusba essenek, de már elégséges távolságra ahhoz, hogy a prérifű esetleges hatása ne érvényesüljön.

Kutatásunk során szeretnénk volna minél teljesebb képet kapni arról, hogy miként befolyásolja a homoki prérifű inváziója az őshonos ízeltlábú együtteseket. Ennek érdekében négy csoportot választottunk, amelyek táplálkozásukban, életterükben és ökológiai igényeikben különböznek, de jellemzően fajgazdag és abundáns együtteseket alkotnak gyeppi élőhelyeken. A négy csoport a poloskák (Heteroptera), az egyenesszárnyúak (Orthoptera), a pókok (Aranidae) és a futóbogarak (Carabidae) voltak. Ezen csoportok mindegyike gyakran

alkalmazott indikátor gyepi ökoszisztémákkal foglalkozó kutatásokban (Luff *et al.* 1992, Buchholz 2010, Fartmann *et al.* 2012, Torma *et al.* 2019).

A pókok, a futóbogarak, valamint a talajfelszínen mozgó poloskák mintavételét talajcsapdázással végeztük. Talajcsapdaként 500 ml térfogatú műanyag poharakat alkalmaztunk tetővel és tölcserrel ellátva, amelyek csökkentik a hullók és kisemlősök nem kívánt befogását, míg az ízeltlábúak csapdába jutására nincsenek negatív hatással (Császár *et al.* 2018). Pervazív folyadékként etilén-glikol és víz 1:1 arányú keverékét alkalmaztuk. Minden mintavételi helyen az előzőnlött és a kontroll foltokban 3-3 talajcsapdát helyeztünk el, egymástól 10 m távolságban, így összesen 90 darab talajcsapda működött mintavételi alkalmanként két héten keresztül a 15 mintavételi helyen. A talajcsapdás mintavételezést két alkalommal végeztük: Imrehegy és Kiskunhalas környékén 2020. június 24-től július 9-ig, majd ismételtük július 9. és július 21. között, míg Kecskemét környékén június 19. és július 2., illetve július 2. és július 14. között történt a mintavétel.

1. táblázat: A mintavételi helyek geokoordinátái és a hozzájuk tartozó prérifü-borítási kategóriák (alacsony: 1–25%; közepes: 26–50%; magas: 51–75%).

Mintavételi hely	Geokoordináták		Élőhely típusa	Prérifü borítása
1	46°27'33.65"É	19°22'37.19"K	erdőssztyepp	közepes
2	46°27'47.51"É	19°22'44.79"K	erdőssztyepp	alacsony
3	46°27'47.90"É	19°22'30.37"K	erdőssztyepp	alacsony
4	46°27'39.07"É	19°22'16.89"K	erdőssztyepp	közepes
5	46°28'1.01"É	19°22'27.63"K	erdőssztyepp	magas
6	46°23'45.36"É	19°32'58.86"K	nyílt homoki gyep	magas
7	46°23'49.69"É	19°33'14.21"K	nyílt homoki gyep	magas
8	46°23'30.24"É	19°32'54.42"K	nyílt homoki gyep	alacsony
9	46°23'39.24"É	19°33'8.91"K	nyílt homoki gyep	közepes
10	46°23'41.41"É	19°33'29.73"K	nyílt homoki gyep	közepes
11	46°55'39.45"É	19°43'32.68"K	zavart, zárt homoki gyep	magas
12	46°55'38.31"É	19°43'37.94"K	zavart, zárt homoki gyep	közepes
13	46°55'38.73"É	19°43'46.20"K	zavart, zárt homoki gyep	közepes
14	46°55'44.03"É	19°43'25.01"K	zavart, zárt homoki gyep	alacsony
15	46°55'39.39"É	19°43'24.93"K	zavart, zárt homoki gyep	közepes

A növényzeten mozgó poloskák és az egyenesszárnúak mintavételét fűhálózással végeztük. A fűhálózás az egyik leggyakrabban alkalmazott módszer a növényzeten mozgó ízeltlábúak mintavételezése esetén (Báldi *et al.* 1997, Torma *et al.* 2014). Mintavételi alkalmanként összesen 50 fűhálósapást végeztünk 40 cm átmérőjű fűhálókkel mind a prérifüvel előzőnlött, mind a kontroll foltokban. A fűhálóval végzett mintavételt három alkalommal ismételtük:

Imrehegy és Kiskunhalas környékén 2020. június 24-én, július 9-én és július 21-én, Kecskemét környékén pedig június 19-én, július 2-án és július 14-én.

A begyűjtött mintákat a Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszékén mélyhűtőben tároltuk. A vizsgált taxonokat a mintákból való kiválogatásukat követően faj szintig határozták a szakértők a megfelelő határozók kulcsai alapján (pl. Wagner 1952, 1966, 1967, Müller-Motzfeld 2004, Iogru és Iogru 2008, Netwing *et al.* 2017).

Minden mintavételi helyen egy 15 m hosszú, 5 m széles transzekt mentén 3 db 5×5 m-es kvadrátban becsültük a prérifű borítását. A három kvadrát átlagos borítását kategóriákba soroltunk Török *et al.* (2021) alapján: alacsony (1–25%-os borítás; n=4), közepes (26–50%; n=7) és magas (51–75%; n=4) borítás (1. táblázat).

3.3. STATISZTIKAI ELEMZÉS

Minden elemzést R statisztikai környezetben végeztünk (R Development Core Team, 2020). Az ízeltlábúegyüttesek fajkompozíciójában fellépő különbségek megállapítására NMDS ordinációt használtunk Bray-Curtis hasonlósági index alkalmazásával. A szignifikáns különbségek kimutatására permutációs többváltozós varianciaanalízist (PERMANOVA, Bray-Curtis hasonlósági index) végeztünk 999 permutációval. A magyarázó változók az előzőnlótság (előzőnlótt vs. kontroll), az élőhelytípus (erdőssztyepp, nyílt homoki gyepp és zavart, zárt homoki gyepp) és a kettő interakciója voltak. Az elemzésekhez a vegan csomag (Oksanen *et al.* 2020) *metaMDS* és *adonis* funkcióját használtuk.

A prérifű hatását a vizsgált taxonok faj- és egyedszám viszonyaira általánosított lineáris kevert modellek segítségével (GLMM) elemeztük. A magyarázó változók szintén a foltok előzőnlótsága (előzőnlótt vs. kontroll), az élőhely típusa (erdőssztyepp, nyílt homoki gyepp és zavart, zárt homoki gyepp) és a kettő interakciója voltak. A mintavételek időpontját és a mintavételi helyet random faktorként adtuk meg. A hibtagok eloszlását a fajsza szám esetében Poisson, az egyedszám esetében negatív binomiális eloszlással modelleztük, így az lme4 csomag (Bates *et al.*, 2015) *glmer* és *gmler.nb* függvényeit alkalmaztuk. A faktor szintek között páronkénti összehasonlítást végeztünk az emmeans csomag (Lenth és Lenth 2018) *emmeans* funkciójának segítségével.

Amennyiben a faj-, illetve egyedszamban szignifikáns különbség adódott az előzőnlótt és kontroll foltok között, megvizsgáltuk, hogy az előzőnlótt és kontroll minták faj- és egyedszám értékei közötti páronkénti különbség mértéke összefügg-e a prérifű borításának (alacsony, közepes, magas borítási kategória) mértékével. Ehhez ún. relatív fajsza számkülönbséget (ill. egyedsza számkülönbséget) számoltunk minden mintavételi helyre: az

adott mintavételi hely előzőnlött foltjának fajszámából kivontuk a kontroll folt fajszámát, majd ezt a különbséget elosztottuk az adott mintavételi hely össz fajszámával, így egy standardizált, összehasonlítható értéket kaptunk, amit relatív fajszámkülönbségnek neveztünk. A relatív fajszámkülönbség tehát negatívnak adódott („fajvesztés”), ha az előzőnlött foltban kevesebb fajt találtunk a kontroll folthoz képest. Ugyanezt a számítást elvégeztük az egyedszám értékekkel is, a relatív egyedszámkülönbséget kapva eredményül. Lineáris kevert modellt (LMM) használtunk annak megállapítására, hogy a relatív faj- és egyedszámkülönbségek eltérnek-e a különböző borítási kategóriák és az élőhelyek között. A modellben az eredményváltozók a relatív faj-és egyedszámkülönbségek, magyarázó változók a prérifű borítási kategóriái (alacsony, közepes és magas borítás), az élőhelyek típusa (erdőssztyepp, nyílt homoki gyep és zavart homoki gyep), valamint ezek interakciója voltak. Random tagként az időbeli ismétlés szerepelt. A post-hoc tesztekhez ez esetben is az emmeans csomag (Lenth és Lenth 2018) *emmeans* funkcióját használtuk.

4. EREDMÉNYEK

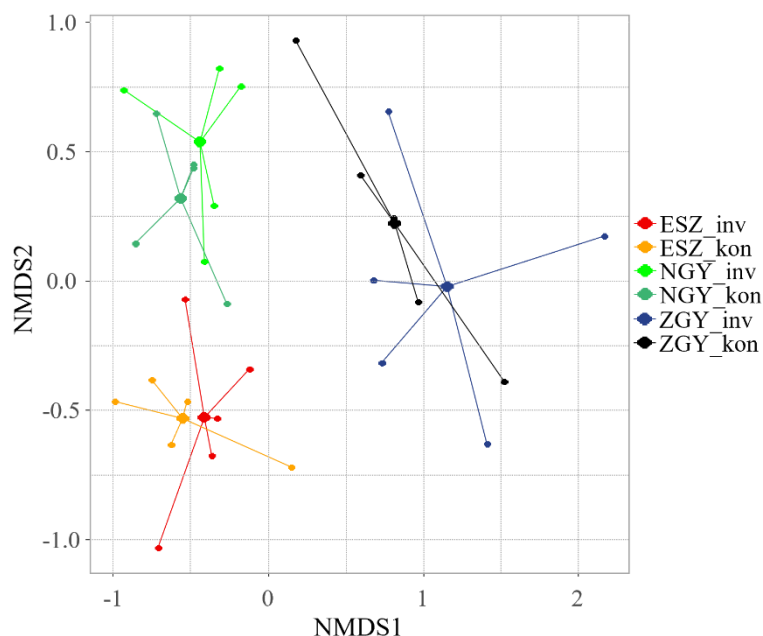
4.1. TALAJFELSZÍNEEN MOZGÓ ÍZELTLÁBÚÁK

4.1.1. FUTÓBOGARAK

A mintavétel során összesen 29 futóbogár faj 881 ivarérett egyedét gyűjtöttük be. A legnagyobb egyedszámú fajok a *Calathus erratus* (C.R.Sahlberg, 1827) és a *Harpalus hirtipes* (Panzer, 1796) voltak, mindkét faj az összegyedszám megközelítőleg 30%-át tette ki. Jelentős (5% fölötti) egyedszámban volt jelen továbbá a *Cicindela hybrida* (L., 1758), *Harpalus melancholicus* (Dejean, 1829), valamint a *Harpalus servus* (Duftschmid, 1812) faj.

A PERMANOVA eredményei alapján a futóbogarak együttes összetételét kizárólag az élőhely befolyásolta szignifikánsan (2. táblázat). Az NMDS ordinációs térben a futóbogarak együtteseinek élőhelytípusonként elkülönülnek, az előzőnlőtt és kontroll foltok együtteseinek azonban látszólag nagyfokú hasonlóságot mutatnak egy-egy élőhelyen belül (1. ábra).

Az indikátor faj elemzés szerint az erdőssztyeppen a *C. hybrida*, a nyílt homoki gyepen a *H. hirtipes*, a zavart homoki gyepen pedig a *C. erratus* és a *Syntomus truncatellus* (L., 1761) volt karakterisztikus faj, habár a *S. truncatellus* kizárólag a kontroll foltokhoz kötődött (7. táblázat).

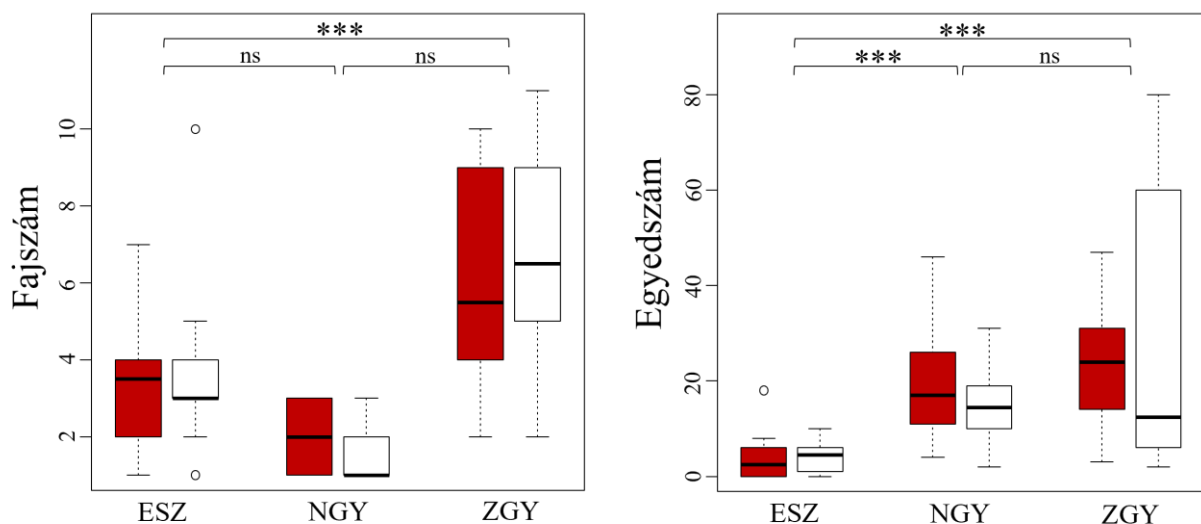


1. ábra: A futóbogarak adatainak végzet NMDS ordináció diagramja. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyepek; ZGY: zavart homoki gyepek; inv: előzőnlőtt foltok; kon: kontroll foltok.

2. táblázat: Az előzőnlöttség, az élőhely, és a két változó interakciójának hatása a futóbogarak, a pókok és a talajfelszínen mozgó poloskák együttes-összetételére a PERMANOVA teszt eredményei alapján. A szignifikáns értékek vastagon szedettek.

	Előzőnlöttség			Élőhely			Előzőnlöttség x Élőhely		
	F-érték	R ²	P-érték	F-érték	R ²	P-érték	F-érték	R ²	P-érték
Futóbogarak	1.028	0.021	0.406	10.814	0.446	0.001	0.915	0.038	0.533
Pókok	0.502	0.013	0.873	6.044	0.318	0.001	0.732	0.039	0.762
Poloskák	0.829	0.021	0.566	6.412	0.328	0.001	0.701	0.036	0.805

A GLMM-ek alapján a futóbogarak fajszerát és egyedszerát is szignifikánsan befolyásolta az élőhely típusa (3. táblázat). A post-hoc teszt eredményei szerint az erdőssztyeppen szignifikánsan kisebb volt a fajszer a zavart homoki gyepehez képest ($z = -4,194$, $P < 0,001$). Ezzel szemben a nyílt homoki gyepon nem tért el a futóbogarak fajszerája sem az erdőssztyepphez ($z = 2,183$, $P = 0,074$), sem a zavart homoki gyepehez ($z = -2,175$, $P = 0,076$) viszonyítva (2. ábra). Az egyedszerük szignifikánsan kisebb volt az erdőssztyeppen mind a nyílt homoki gyepehez ($z = -4.703$, $P < 0,001$), mind a zavart homoki gyepehez ($z = -6.018$, $P < 0,001$) mérten, míg az utóbbi két élőhelyen nem különbözött szignifikánsan ($z = -1.390$, $P = 0,346$) (x. ábra). Az előzőnlöttség és a két változó interakciója nem volt hatással a futóbogarak fajszerára és egyedszerára sem (2. ábra).



2. ábra: A futóbogarak fajszerája (bal) és egyedszerája (jobb) a különböző élőhelyek előzőnlötött (színes) és kontroll (fehér) foltjaiban. Az box plot-ok az adatok mediánját, interkvartilis tartományát, terjedelmét, minimum és maximum értékeit, illetve a kiugró értékeket mutatják. Az ábrán a post-hoc tesztek alapján szignifikáns különbségeket csillagok jelölik: *0,05; **0,01; ***0,001; ns: nem szignifikáns. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyepe; ZGY: zavart homoki gyepe.

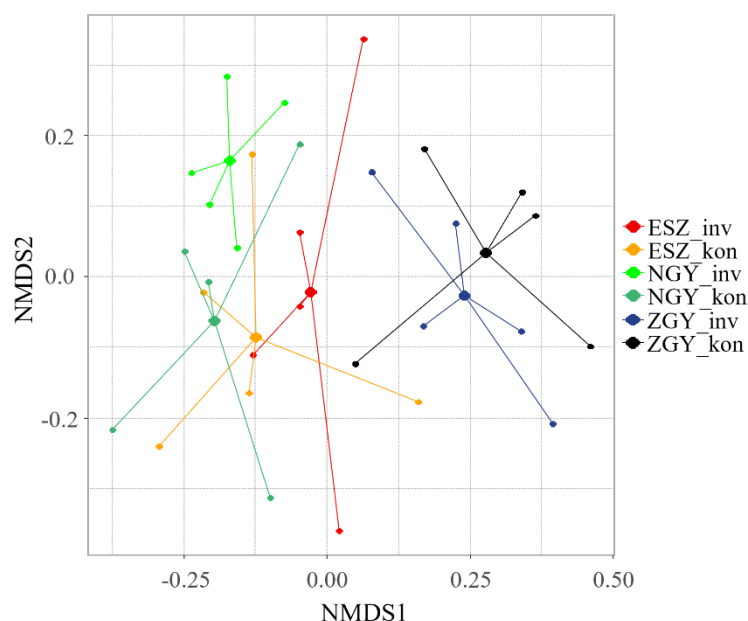
3. táblázat: Az előzőnlöttség, az élőhely, és a két változó interakciójának hatása a futóbogarak, a pókok és a talajfelszínen mozgó poloskák faj- és egyedszámára a GLMM-ek alapján. A szignifikáns értékek vastagon szedettek.

	Előzőnlöttség		Élőhely		Előzőnlöttség x Élőhely	
	χ^2	P-érték	χ^2	P-érték	χ^2	P-érték
Futóbogarak						
Fajszám	0.006	0.939	18.311	<0,001	0.771	0.680
Egyedszám	0.050	0.823	39.038	<0,001	0.255	0.880
Pókok						
Fajszám	0.018	0.894	48.681	<0,001	0.624	0.732
Egyedszám	1.247	0.264	65.878	<0,001	3.833	0.147
Poloskák						
Fajszám	1.145	0.285	10.228	0.006	1.070	0.586
Egyedszám	1.229	0.268	6.248	0.044	0.129	0.937

4.1.2. PÓKOK

Összesen 52 pókfaj 417 ivarérett kifejlett egyedét gyűjtöttük be a mintavétel során. A leggyakoribb faj az összegyedszám ~20%-át kitevő *Zelotes segrex* (Simon, 1878) volt. A további 5% feletti arányban előforduló, gyakori fajok a *Phrurolitus festivus* (C. L. Koch, 1835), *Gnaphosa mongolica* (Simon, 1895), *Xelorycosa minata* (C. L. Koch, 1834), valamint a *Psammitis ninnii* (Thorell, 1872) voltak.

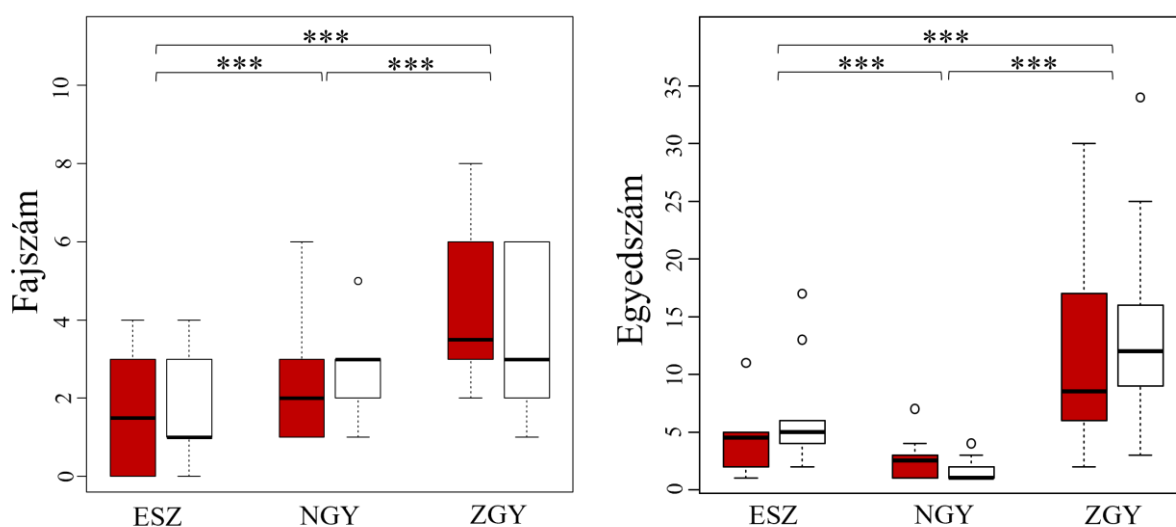
A PERMANOVA teszt kimutatta, hogy a pókegyüttesek összetételét az élőhely szignifikánsan befolyásolta, míg az előzőnlöttségnek és a két változó interakciójának nem volt szignifikáns hatása (2. táblázat). Az ordinációs térben a zavart homoki gyeppókegyüttesei valamelyest elkülönülnek, a többi látszólag egymáshoz hasonlóbb, nem különülnek el jelentősen sem az élőhelyek, sem az előzőnlöttség alapján (3. ábra).



3. ábra: A pókok adatain végzett NMDS ordináció diagramja. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyepp; ZGY: zavart homoki gyepp; inv: előzőnlötött foltok; kon: kontroll foltok.

A pókok esetében csak a zavart homoki gyephez tartoztak karakterisztikus fajok, melyek a *Hogna radiata* (Latreille, 1817), *Ph. festivus*, *Ps. ninnii*, *Trochosa robusta* (Simon, 1876), illetve a *X. minata* voltak. A *H. radiata* csak a kontroll foltokhoz kötődött (7. táblázat).

A pókok fajszámát és egyedszámát is kizárólag az élőhely befolyásolta szignifikánsan (3. táblázat). Egyaránt kisebb volt a faj- és egyedszámuk a nyílt homoki gyepen, mint az erdőssztyeppen (fajszám: $z = -3,334$, $P = 0,003$; egyedszám.: $z = -3,603$, $P < 0,001$), illetve mint a zavart homoki gyepen (fajszám: $z = -6,682$, $P < 0,001$; egyedszám: $z = -7,988$, $P < 0,001$). A zavart homoki gyephez viszonyítva az erdőssztyeppen is kisebb volt a faj- és egyedszám (fajszám: $z = -3,930$, $P < 0,001$; egyedszám: $z = -4,911$, $P < 0,001$) (4. ábra).



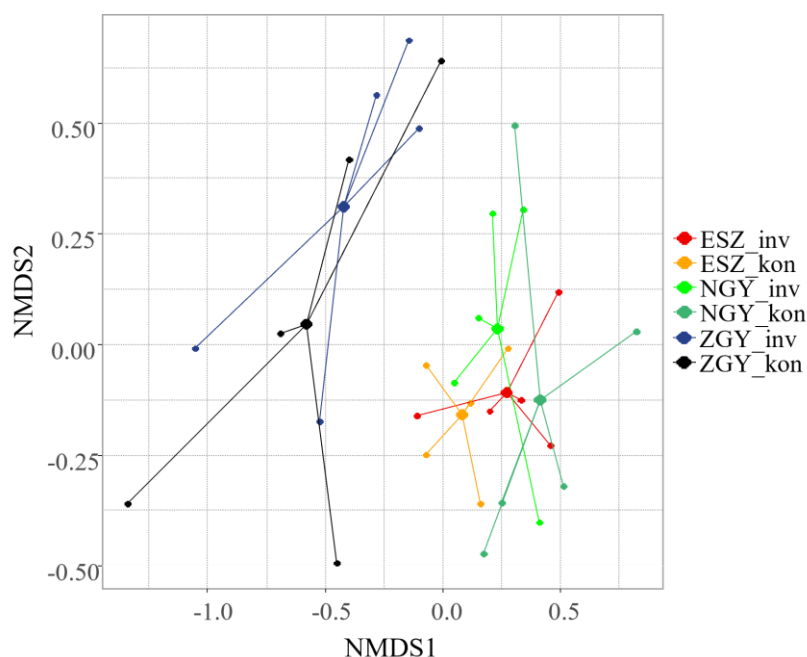
4. ábra: A pókok fajszáma (bal) és egyedszáma (jobb) a különböző élőhelyek előzőnlött (színes) és kontroll (fehér) foltjaiban. Az box plot-ok az adatok mediánját, interkvartilis tartományát, terjedelmét, minimum és maximum értékeit, illetve a kiugró értékeket mutatják. Az ábrán a post-hoc tesztek alapján szignifikáns különbségeket csillagok jelölik: *0,05; **0,01; ***0,001; ns: nem szignifikáns. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyep; ZGY: zavart homoki gyep.

4.1.3. POLOSKÁK

Talajcsapdás mintavétellel összesen 41 poloskafaj 916 darab kifejlett egyedét gyűjtöttük be. A leggyakoribb faj a *Pionosomus opacellus* (Horvath, 1895) volt, ami az összegyedszám közel 50%-át tette ki. További abundáns fajok a *Acalypta gracilis* (Fieber, 1844), *Emblethis ciliatus* (Horvath, 1875), valamint a *Ochetostethus opacus* (Scholtz, 1847) voltak, ezek mindegyike megközelítőleg 10%-os arányban fordult elő a mintában.

A PERMANOVA eredményei szerint csak az élőhely befolyásolta szignifikánsan a talajfelszínen mozgó poloskaegyüttesek fajösszetételét (2. táblázat). Az NMDS ordináció ábráján a zavart homoki gyep együttese határozottan elkülönül a másik két élőhely

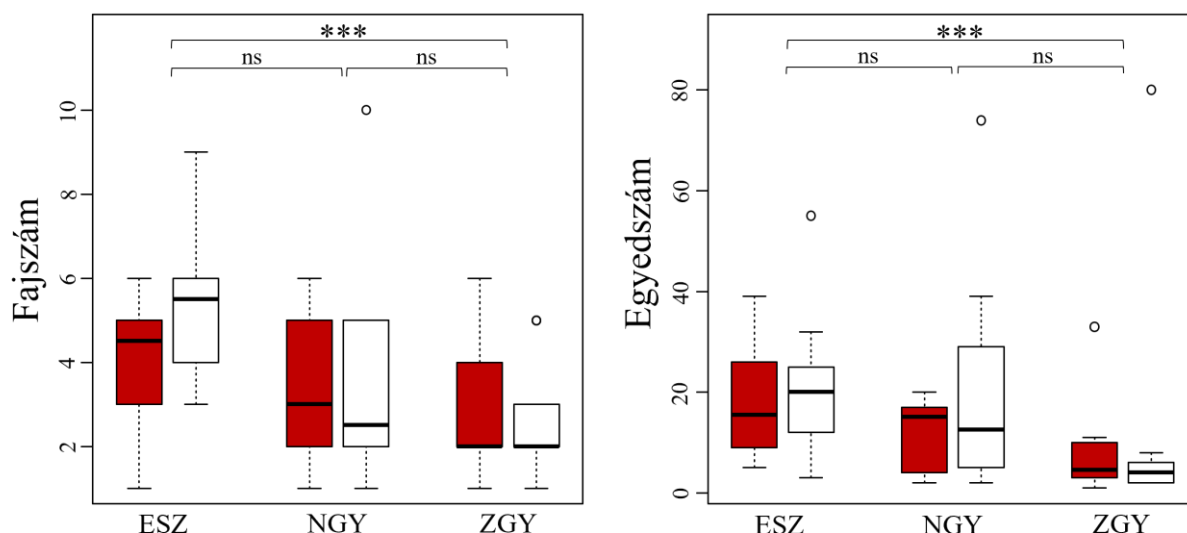
együtteseitől, amelyek azonban nagymértékű hasonlóságot mutatnak. Az előzőnlött és a kontroll foltok együttese látszólag szintén nem különbözik (5. ábra).



5. ábra: A talajfelszínen mozgó poloskák adatain végzett NMDS ordináció diagramja. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyepek; ZGY: zavart homoki gyepek; inv: előzőnlött foltok; kon: kontroll foltok.

Az erdőssztyeppen és a nyílt homoki gyepen is karakterisztikus faj volt a *Spathocera obscura* (Germar, 1847), a *P. opacellus* és az *Aellopus atratus* (Goeze, 1778). Az erdőssztyeppen karakterisztikus faj volt még az *E. ciliatus*, a *S. obscura* pedig a nyílt homoki gyepen csak a kontroll foltokhoz kötődött. A zavart homoki gyepekhez egy karakterisztikus faj sem tartozott (7. táblázat).

A GLMM-ek alapján csak az élőhely befolyásolta szignifikánsan a talajfelszínen mozgó poloskák faj- és egyedszámát, az előzőnlöttség és a két változó interakciója nem (3. táblázat). A post hoc tesztek eredményei szerint mind a fajszámuk, mind pedig az egyedszámuk szignifikánsan nagyobb volt az erdőssztyeppen mint a zavart homoki gyepen (fajszám: $z = 3.079$, $P = 0,006$; egyedszám: $z = 2,461$, $P = 0,037$), míg a nyílt homoki gyepen a fajszámuk és az egyedszámuk sem tért el szignifikánsan sem a erdőssztyepphez (fajszám: $z = -1,170$, $P = 0,201$; egyedszám: $z = -0,822$, $P = 0,689$), sem a zavart homoki gyepekhez (fajszám: $z = 1,417$, $P = 0,332$; egyedszám: $z = 1,646$, $P = 0,226$) viszonyítva (6. ábra).



6. ábra: A talajfelszínen mozgó poloskák fajsza (bal) és egyedsza (jobb) a különböző élőhelyek előzőnlött (színes) és kontroll (fehér) foltjaiban. Az box plot-ok az adatok mediánját, interkvartilis tartományát, terjedelmét, minimum és maximum értékeit, illetve a kiugró értékeket mutatják. Az ábrán a post-hoc tesztek alapján szignifikáns különbségeket csillagok jelölik: *0,05; **0,01; ***0,001; ns: nem szignifikáns. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyep; ZGY: zavart homoki gyep.

4.2. NÖVÉNYZETEN MOZGÓ ÍZELTLÁBÚÁK

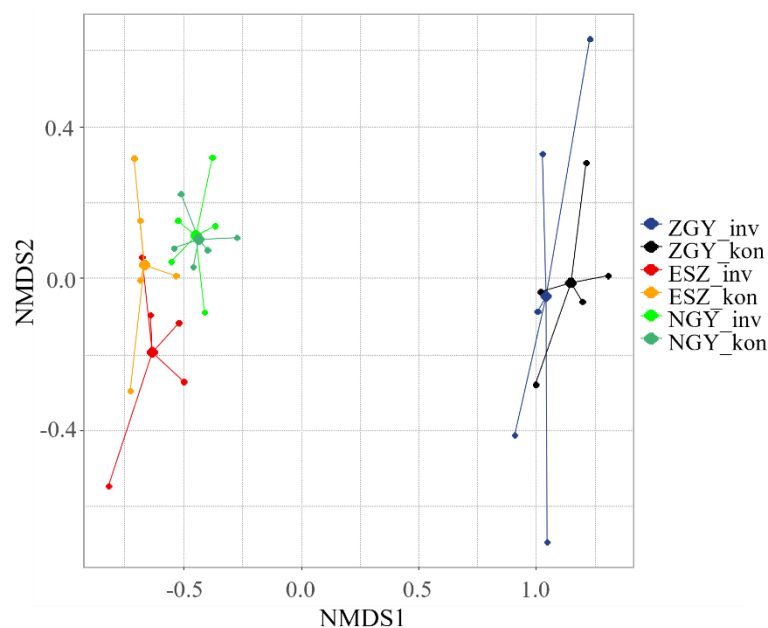
4.2.1. EGYENESSZÁRNYÚÁK

A mintavétel során 28 egyenesszárnýú faj 2079 ivarérett egyedet gyűjtöttük be. A leggyakoribb faj a teljes minta ~40%-át kitevő *Dociostaurus brevicollis* (Eversmann, 1848) volt. További négy faj, a *Calliptamus barbarus* (Costa, 1836), *Euchorthippus declivus* (Brisout, 1848), *Euchorthippus pulvinatus* (Fischer-W., 1846) és az *Oecanthus pellucens* (Scopoli, 1763) fordult elő 5% feletti arányban.

A PERMANOVA eredményei szerint összességében az előzőnlöttség nem, azonban az előzőnlöttség és az élőhely interakciója, illetve az élőhely szignifikáns hatással volt az egyenesszárnýúak együttes-összetételére (4. táblázat). Az interakció alapján tehát a prérifű hatása némely élőhelyen belül érvényesült. Mindezt jól szemlélteti az NMDS: a egyenesszárnýú-együttesek az ordinációs térben élőhelyek szerint egyértelműen csoportosulnak, főképp a zavart homoki gyep együttese különül el a másik kettőtől; illetve az előzőnlött és a kontroll foltok együttesei a nyílt homoki gyepen meglehetősen hasonlóak, míg a másik két élőhelyen – elsősorban az erdőssztyeppen – nagyobb mértékben különböznek (7. ábra).

4. táblázat: Az előzőnlöttség, az élőhely, és a kettő interakciójának hatása az egyenesszárnýúak és a növényzeten mozgó poloskák együttes-összetételére a PERMANOVA teszt eredményei alapján. A szignifikáns értékek vastagon szedettek.

	Előzőnlöttség			Élőhely			Előzőnlöttség x Élőhely		
	F-érték	R ²	P-érték	F-érték	R ²	P-érték	F-érték	R ²	P-érték
Egyenessz.	2.086	0.043	0.055	8.514	0.355	0.001	2.457	0.102	0.004
Poloskák	3.083	0.073	0.002	5.664	0.268	0.001	1.959	0.093	0.008



7. ábra: Az egyenesszárnýúak adatain végzet NMDS ordináció diagramja. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyep; ZGY: zavart homoki gyep; inv: előzőnlötött foltok; kon: kontroll foltok.

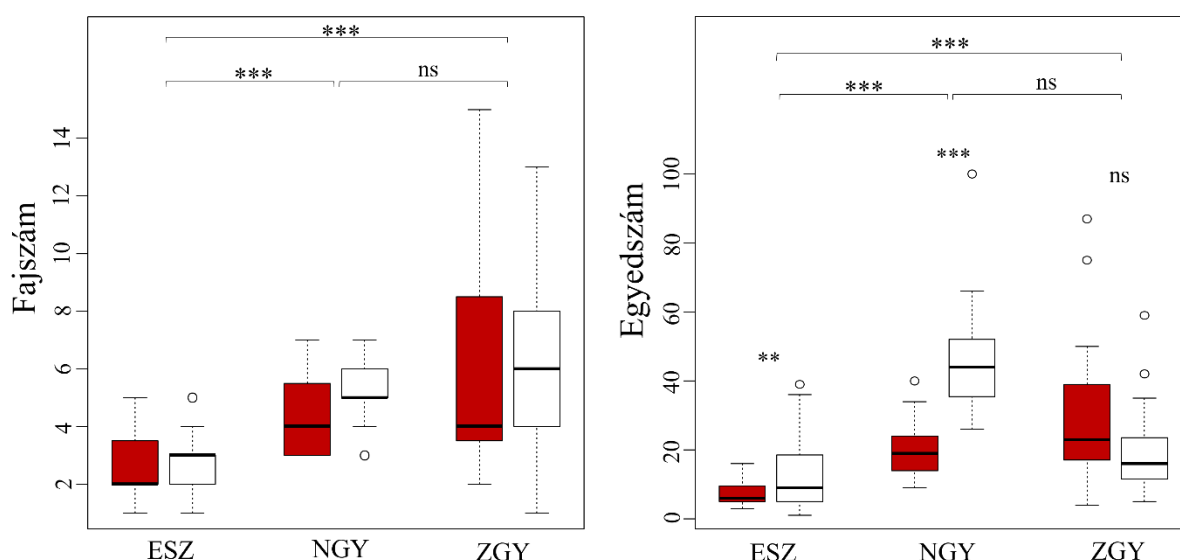
Az indikátor faj elemzés alapján az erdőssztyepp és a nyílt homoki gyep osztoztak karakterisztikus fajokon, melyek a *C. barbarus* és az *Oe. pellucens* voltak. A *C. barbarus* az erdőssztyeppen csak a kontroll foltokhoz kötődött. Kizárólag a nyílt homoki gyep kontroll foltjainak karakterisztikus faja volt a *Stenobothrus fisheri* (Eversmann, 1848). A zavart homoki gyep karakterisztikus fajai a *Calliptamus italicus* (L., 1758), *Chorthippus brunneus* (Thunberg, 1815), *Ch. dichrous* (Eversmann, 1895), *Ch. vagans* (Eversmann, 1848), *Oedipoda caerulescens* (L., 1758), *Omocestus haemorrhoidalis* (Charpentier, 1825), *Metrioptera roeselii* (Hagenbach, 1822), *Myrmeleotettix maculatus* (Thunberg, 1815) és a *Stenobothrus nigromaculatus* (Herrich-Sch., 1840) voltak. A *C. italicus* és a *M. roeselii* csak az előzőnlötött foltokhoz kötődtek (7. táblázat).

A GLMM alapján kizárólag az élőhely befolyásolta szignifikánsan az egyenesszárnýúak fajszerát (5. táblázat). A post-hoc teszt kimutatta, hogy az erdőssztyeppen szignifikánsan alacsonyabb fajszerában voltak jelen a nyílt homoki gyephez ($z = -4,217$, $P < 0,001$), illetve a

zavart homoki gyephez ($z = -6,319$, $P < 0,001$) képest egyaránt. A nyílt homoki gyepen és a zavart homoki gyepen azonban nem volt szignifikáns különbség a fajszámában ($z = 2,298$, $P = 0,056$) (8. ábra). Az egyenesszárnnyúak egyedszámát az előzőnlőttőség, az élőhely és a kettő interakciója is szignifikánsan befolyásolta (5. táblázat). A fajszámhoz hasonlóan az egyedszámuk is alacsonyabb volt az erdőssztyeppen, mint a nyílt homoki gyepen ($z = -5,249$, $P < 0,001$), illetve mint a zavart homoki gyepen ($z = -4,176$, $P = 0,001$). Az utóbbi két élőhely között azonban nem volt szignifikáns különbség ($z = -1,095$, $P = 0,517$). Az előzőnlőtt foltokban összességében alacsonyabb volt az egyedszám, de az interakció alapján, ezt az élőhely befolyásolta: szignifikánsan kisebb volt az egyedszám az előzőnlőtt foltokban a kontrollhoz képest a nyílt homoki gyp ($z = -4,807$, $P < 0,001$) és az erdőssztyepp ($z = -2,690$, $P < 0,007$) esetében, ellenben a zavart homoki gyepen nem különböztek ($z = 1,885$, $P = 0,060$) (8. ábra).

5. táblázat: Az előzőnlőttőség, az élőhely, és a két változó interakciójának hatása az egyenesszárnnyúak és a növényzetten mozgó poloskák faj- és egyedszámára a GLMM-ek alapján. A szignifikáns értékek vastagon szedettek.

	Előzőnlőttőség		Élőhely		Előzőnlőttőség x Élőhely	
	χ^2	P-érték	χ^2	P-érték	χ^2	P-érték
Egyenessz.						
Fajszám	0.540	0.462	40.006	<0,001	0.930	0.625
Egyedszám	10.618	0.001	30.705	<0,001	23.235	<0,001
Poloskák						
Fajszám	18.398	<0,001	2.966	0.227	2.583	0.275
Egyedszám	32.688	<0,001	2.442	0.295	8.466	0.015

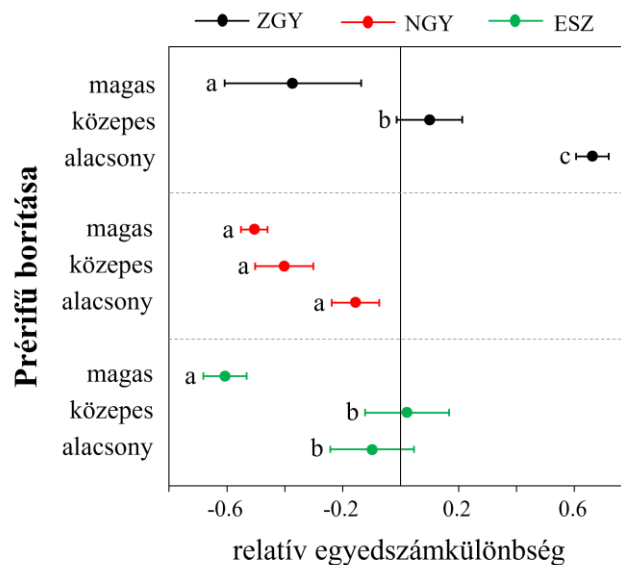


8. ábra: Az egyenesszárnnyúak fajszáma (bal) és egyedszáma (jobb) a különböző élőhelyek előzőnlőtt (színes) és kontroll (fehér) foltjaiban. Az box plot-ok az adatok mediánját, interkvartilis tartományát, terjedelmét, minimum és maximum értékeit, illetve a kiugró értékeket mutatják. Az ábrán a post-hoc tesztek alapján szignifikáns különbségeket csillagok jelölik: *0,05; **0,01; ***0,001; ns: nem szignifikáns. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyp; ZGY: zavart homoki gyp.

Mivel az egyenesszárnýúak egyedszáma eltért az előzőnlött és kontroll foltokban, elemeztük a relatív egyedszámkülönbséget is. A LMM-ek alapján az egyenesszárnýúak relatív egyedszámkülönbségét a prérifű borításának mértéke, az élőhely, valamint e két változó interakciója is szignifikánsan befolyásolta (6. táblázat). Összességében a magas borítású foltokban szignifikánsan nagyobb volt az egyedszám-csökkenés az alacsony és a közepes borítású foltokhoz képest (post-hoc teszt: magas vs. közepes: $t = -3,706$, $P = 0,002$; magas vs. alacsony: $t = -5,100$, $P < 0,001$; közepes vs. alacsony: $t = -2,118$, $P = 0,101$), azonban az interakció alapján ennek mértéke élőhelytípusonként eltért. A nyílt homoki gyepen a prérifűborítás mértékétől függetlenül egyedszámcsökkenést tapasztaltunk, melynek mértéke nem különbözött szignifikánsan az egyes borítási kategóriák között (magas vs. közepes: $t = -0,621$, $P = 0,810$; magas vs. alacsony: $t = -1,718$, $P = 0,213$; közepes vs. alacsony: $t = -1,211$, $P = 0,455$). Az erdőssztyeppen a magas prérifű-borítású foltok egyedszámkülönbsége szignifikánsan eltért az alacsony és közepes borítású foltokétól (magas vs. közepes: $t = -3,095$, $P = 0,011$; magas vs. alacsony: $t = -2,502$, $P = 0,045$; közepes vs. alacsony: $t = 0,763$, $P = 0,750$), azaz sokkal nagyobb mértékben csökkent az egyedszám a magas prérifűborítású foltokban. A zavart homoki gyepen az egyedszámkülönbség minden esetben szignifikánsan eltért a prérifű egyes borítási kategóriái között (magas vs. közepes: $t = -2,463$, $P = 0,049$; magas vs. alacsony: $t = -4,408$, $P < 0,001$; közepes vs. alacsony: $t = -2,936$, $P = 0,016$), de csupán a prérifű magas borítása esetében volt negatív az egyedszámkülönbség, míg a prérifű alacsony és közepes borítása esetében nőtt az egyedszám (9. ábra).

6. táblázat: A prérifűborítás mértékének, az élőhelynek, és a két változó interakciójának hatása az egyenesszárnýúak és a növényzeten mozgó poloskák relatív faj- és egyedszámkülönbségére az LMM-ek alapján. A szignifikáns értékek vastagon szedettek.

	Borítás		Élőhely		Borítás x Élőhely	
	χ^2	P-érték	χ^2	P-érték	χ^2	P-érték
Egyenessz.						
Egyedszám	20.992	<0.001	18.005	<0.001	11.417	0.022
Poloskák						
Fajszám	9.9407	0.007	3.978	0.137	5.614	0.229
Egyedszám	3.021	0.221	11.746	0.003	8.354	0.079



9. ábra: Az egyenesszárnnyúak relatív egyedszámkülönbségei az egyes élőhelyeken a prérifű különböző borítási kategóriái esetén. Az ábra az adatok átlagát és az átlag standard hibáját jeleníti meg. A post-hoc tesztek alapján szignifikáns eltéréseket a különböző betűk (a, b, c) jelölik. ZGY: zavart homoki gyepp; NGY: nyílt homoki gyepp; ESZ: erdőssztyepp.

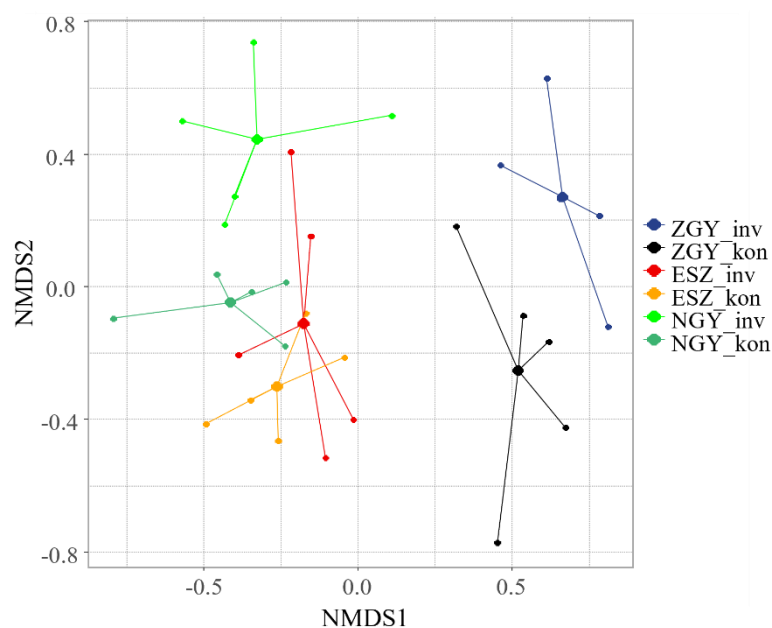
4.2.2. POLOSKÁK

Fűhálózással összesen 85 poloskafaj 1074 ivarérett egyedét gyűjtöttük be a mintavétel során. A két leggyakoribb faj a *Phimodera humeralis* (Dalman, 1823) és a *Trigonotylus pulchellus* (Hahn, 1834) voltak, melyek a minta ~10-10%-át tették ki. 5% feletti arányban fordult még elő a *Chorosoma gracile* (Josifov, 1968).

A PERMANOVA alapján mind az előzőnlöttség, mind az élőhely, mind pedig a két változó interakciója szignifikánsan befolyásolta a poloskaegyüttesek összetételét (4. táblázat). Ugyanezt jeleníti meg az NMDS: az ordinációs térben az élőhelyek, illetve a nyílt homoki gyepp és a zavart homoki gyepp esetében a kontroll és előzőnlött foltok együttesei is egyértelműen elkülönülnek, míg az erdőssztyepp kontroll és előzőnlött foltjai kevésbé (10. ábra).

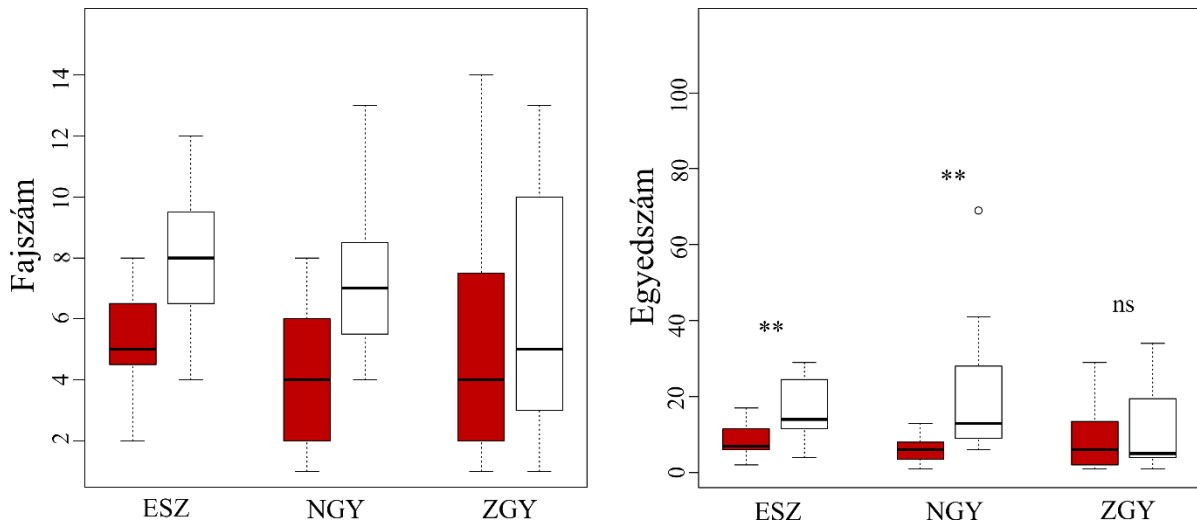
Az erdőssztyepp karakterisztikus fajai a *Ch. gracile* (Josifov, 1968), *Europiella artemisiae* (Becker, 1864), *Eurygaster dilaticollis* (Dohrn, 1860), *Lygaeus simulans* (Deckert, 1985), *Pionosomus opacellus* (Horvath, 1895) *Sciocoris deltocephalus* (Fieber, 1861), illetve a *T. pulchellus* (Hahn, 1834) voltak. Közülük az *E. artemisiae* és a *T. pulchellus* csak a kontroll foltokhoz kötődött. A nyílt homoki gyepp karakterisztikus fajai közül egyet, a *L. simulans*-t leszámítva mindegyik, így a *Ch. gracile*, *Oncochila scapularis* (Fieber, 1844), *T. caelestialium* (Kirkaldy, 1902), *T. pulchellus*, *E. dilaticollis* és a *S. deltocephalus* kizárólag a kontroll foltokhoz kötődött. E két élőhely karakterisztikus fajai között tehát nagy az átfedés,

jelentős részük pedig csak a kontroll foltokhoz volt hűséges. A zavart homoki gyepen két polifág faj, a *Berytinus geniculatus* (Horvath, 1885), illetve a *B. minor* (Herrich-Schäffer, 1835) csak az előzőnlött foltokhoz, a monofág *Lasiacantha gracilis* (Herrich-Schäffer, 1830) pedig csak a kontroll foltokhoz kötődött. Ezen élőhely további karakterisztikus fajai a *Catoplatus carthusiana* (Goeze, 1778), *Ortholomus punctipennis* (Herrich-Schäffer, 1850), *S. curistans* (Fabricius, 1794), valamint a nyílt homoki gyepekhez is kötődő *O. scapularis* (Fieber, 1844) voltak (7. táblázat).



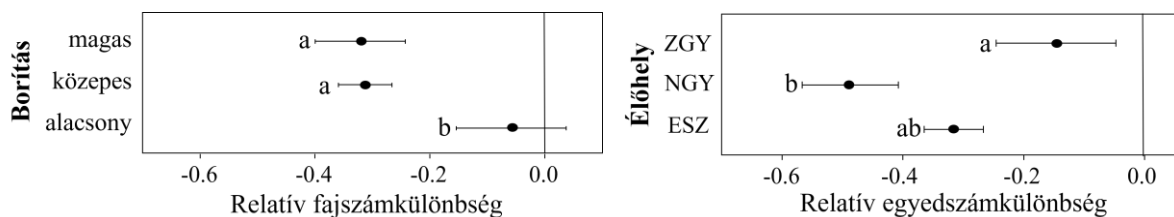
10. ábra: A növényzeten mozgó poloskák adatain végzett NMDS ordináció diagramja. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyepek; ZGY: zavart homoki gyepek; inv: előzőnlött foltok; kon: kontroll foltok.

A GLMM-ek alapján a poloskák fajszámát szignifikánsan befolyásolta az előzőnlöttség, míg az élőhely és a két változó interakciója nem volt rá hatással. Egyedszámukra az élőhely nem, csak az előzőnlöttség és a két változó interakciója volt szignifikáns hatással (5. táblázat). Az interakció arra utal, hogy eltér a prérifűvel való fertőzöttség hatása az egyes élőhelytípusokban: a post-hoc teszt szerint alacsonyabb volt a poloskák egyedszáma az előzőnlött foltokban a kontroll foltokhoz képest a nyílt homoki gyepen ($z = -5,397$, $P < 0,001$), illetve az erdőssztyeppen ($z = -3,211$, $P = 0,001$), míg a zavart homoki gyepek esetében nem volt szignifikáns különbség közöttük ($z = -1,338$, $P = 0,181$) (11. ábra).



11. ábra: A növényzeten mozgó poloskák fajszáma (bal) és egyedszáma (jobb) a különböző élőhelyek előzőnlött (színes) és kontroll (fehér) foltjaiban. Az box plot-ok az adatok mediánját, interkvartilis tartományát, terjedelmét, minimum és maximum értékeit, illetve a kiugró értékeket mutatják. Az ábrán a post-hoc tesztek alapján szignifikáns különbségeket csillagok jelölik: *0,05; **0,01; ***0,001; ns: nem szignifikáns. ESZ: erdőssztyepp; NGY: nyílt homoki gyep; ZGY: zavart homoki gyep. A fajszám esetében post-hoc tesztet nem végeztünk, mert csak az előzőnlöttségnek (előzőnlött vs. kontroll) volt szignifikáns hatása a GLMM alapján.

A poloskák esetében elemeztük az előzőnlött és kontroll foltok közötti relatív faj- és egyedszámkülönbségeket egyaránt. Az LMM-ek alapján a poloskák relatív fajszámkülönbségét szignifikánsan befolyásolta a prérifű borításának mértéke (6. táblázat). A post-hoc teszt eredménye szerint szignifikánsan nagyobb a negatív fajszámkülönbség, azaz csökkenés történt a közepes és a magas prérifűborítások esetén az alacsony borításhoz viszonyítva (magas vs. alacsony: $t = -2,473$, $P = 0,047$; közepes vs. alacsony $t = -3,339$, $P = 0,006$), míg a közepes és magas prérifűborítást összevetve a különbség nem volt szignifikáns ($t = -0,515$, $P = 0,865$) (12. ábra). A relatív egyedszámkülönbséget az élőhely típusa befolyásolta szignifikánsan (6. táblázat). A post-hoc teszt alapján kevésbé volt negatív az egyedszámkülönbség a zavart homoki gyep esetében a nyílt homoki gyephez képest ($t = 3,689$, $P = 0,002$), míg a többi esetben nem volt szignifikáns különbség (zavart homoki gyep vs. erdőssztyepp: $t = 2,322$, $P = 0,066$; erdőssztyepp vs. nyílt homoki gyep: $t = 1,423$, $P = 0,340$) (12. ábra).



12. ábra: A növényzeten mozgó poloskák relatív fajszámkülönbségei a prérifű különböző borítási kategóriái esetén (bal), illetve relatív egyedszámkülönbségei az egyes élőhelyeken (jobb). Az ábra az adatok átlagát és az átlag standard hibáját jeleníti meg. A post-hoc tesztek alapján szignifikáns eltéréseket a különböző betűk (a, b) jelölik. ZGY: zavart homoki gyep; NGY: nyílt homoki gyep; ESZ: erdőssztyepp.

7. táblázat: Az indikátor faj analízis eredményei (inv: előzőnlött foltok; kon: kontroll foltok).

	Erdőssztyepp		Nyílt homoki gye		Zavart homoki gye		A	B	stat	P
	inv	kon	inv	kon	inv	kon				
Egyenesszárnyúak										
Stenobothrus fischeri				+			0,909	1	0,953	0,001
Calliptamus barbarus		+	+	+			0,872	0,933	0,902	0,008
Oecanthus pellucens	+	+	+	+			0,918	1	0,958	0,004
Calliptamus italicus					+		0,842	0,6	0,711	0,03
Metrioptera roeselii					+		0,75	0,6	0,671	0,042
Chorthippus brunneus					+	+	1	1	1	0,001
Myrmeleotettix maculatus					+	+	1	0,9	0,949	0,001
Omocestus haemorrhoidalis					+	+	1	0,9	0,949	0,001
Oedipoda caerulescens					+	+	0,96	0,8	0,876	0,001
Chorthippus dichrous					+	+	1	0,7	0,837	0,006
Chorthippus vagans					+	+	1	0,7	0,837	0,005
Euchorthippus declivus					+	+	1	0,7	0,837	0,005
Stenobothrus nigromaculatus					+	+	1	0,6	0,775	0,007
Poloskák (növényzet)										
Berytinus geniculatus					+		0,75	0,8	0,775	0,01
Berytinus minor					+		1	0,8	0,894	0,002
Lasiacantha gracilis						+	0,909	0,8	0,853	0,002
Catoplatus carthusiana					+	+	1	0,8	0,894	0,001
Sciocoris cursitans					+	+	0,857	0,6	0,717	0,049
Ortholomus punctipennis					+	+	1	0,5	0,707	0,03
Oncochila scapularis				+	+	+	0,975	0,6	0,765	0,015
Trigonotylus caelestialium				+			0,778	0,8	0,789	0,012
Trigonotylus pulchllus		+		+			0,953	0,9	0,926	0,001
Chorosoma gracile	+	+		+			0,936	0,933	0,935	0,001
Europiella artemisiae		+					0,795	1	0,892	0,002
Eurygaster dilaticollis	+	+		+			1	0,533	0,73	0,028
Sciocoris deltocephalus	+	+		+			0,947	0,733	0,834	0,003
Lygaeus simulans	+	+	+	+			1	0,8	0,894	0,002
Pionosomus opacellus	+	+					0,857	0,9	0,878	0,001
Futóbogarak										
Syntomus truncatellus						+	1	0,6	0,775	0,02
Cicindela hybrida	+	+					0,82	1	0,906	0,001
Harpalus hirtipes			+	+			0,939	1	0,969	0,001
Calathus erratus					+	+	1	0,9	0,949	0,001
Pókok										
Hogna radiata						+	0,778	1	0,882	0,002
Xelorycosa minata					+	+	1	0,9	0,949	0,001
Phrurolitus festivus					+	+	1	0,8	0,894	0,001
Psammitis ninnii					+	+	0,897	0,8	0,847	0,002
Trochosa robusta					+	+	1	0,6	0,775	0,009
Poloskák (talajon)										
Emblethis ciliatus	+	+					0,835	0,9	0,867	0,007
Spathocera obscura	+	+		+			1	0,533	0,73	0,039
Pionosomus opacellus	+	+	+	+			1	1	1	0,001
Aellopus atratus	+	+	+	+			1	0,55	0,742	0,046

5. DISZKUSSZIÓ

Dolgozatomban egy új inváziós növényfaj, a homoki prérifű (*Sporobolus cryptrandus*) ízeltlábúegyüttesekre gyakorolt hatását vizsgáltam. Eredményeink összhangban vannak korábbi kutatások megállapításaival, amelyek szerint az inváziós növényfajok eltérően befolyásolhatják az ízeltlábúak különböző taxonómiai vagy funkcionális csoportjait (Litt *et al.* 2014, Schirmel *et al.* 2016). A legtöbb vizsgálat a különböző trófikus szintek invázióra adott eltérő válaszát hangsúlyozza (Spafford *et al.* 2013, Litt *et al.* 2014, Tallamy *et al.* 2020), eredményeink azonban arra engednek következtetni, hogy a táplálkozási hálózatban betöltött szerepük mellett, az ízeltlábúak szubsztrát használata – növényzet vagy talajfelszín – erőteljesen befolyásolja a különböző csoportok prérifű inváziójára való érzékenységet. A növényzeten mozgó ízeltlábúak érzékenyebben reagáltak a prérifűvel való előzőnlöttségre, ugyanakkor a prérifű hatása a különböző élőhelyeken (erdőssztyepp, nyílt homoki gyepp, ill. zavart, zárt homoki gyepp) eltért.

5.1. A PRÉRIFŰ HATÁSA A TALAJFELSZÍNEEN MOZGÓ ÍZELTLÁBÚAK EGYÜTTESEIRE

Számos vizsgálat számol be az inváziós növények futóbogarakra és pókokra gyakorolt hatásáról. Egyfelől, az inváziós növények által előzőnlött foltokban csökkenhet az ízeltlábúak faj- és egyedszáma, ahogy azt futóbogarak (Baranová *et al.* 2014, Kašák *et al.* 2015, Schirmel *et al.* 2011, Vogels *et al.* 2005) és pókok (Bultman és DeWitt 2008, Schirmel *et al.* 2011, Balkenhol *et al.* 2018, Mgobozi *et al.* 2008, Gallé *et al.* 2015) esetében is kimutatták már. Van tudomásunk azonban az előzőnlött foltokban tapasztalt, megnövekedett fajszámról és/vagy egyedszámról is mind futóbogarakat (Uboni *et al.* 2019, Brigić *et al.* 2014, Gu *et al.* 2008), mind pedig pókokat (Smith-Ramesh 2017, Pearson 2009, Dudek *et al.* 2016, Landsman 2020, Wolkovich 2010) illetően. Különböző fajok, funkcionális csoportok gyakran eltérően reagálnak a növényi invázió okozta élőhelyi változásokra. Topp *et al.* (2008) megállapítása szerint például a xerofil futóbogár fajok elkerülték, míg az erdei fajok előnyben részesítették az előzőnlött foltokat. Az inváziós növények hatására tehát megváltozhat az ízeltlábúegyüttesek fajkompozíciója is (Gallé *et al.* 2015), ami a közösségek funkcionális homogenizálódásához is vezethet az előzőnlött élőhelyeken (Kasák *et al.* 2015, Hansen *et al.* 2009). Uboni *et al.* (2019) vizsgálata szerint például az özönnövények által előidézett zavart élőhelyi körülmények elősegítették a generalista futóbogár fajok betelepülését. Az irodalmi példák többségével ellentétben eredményeink alapján a homoki prérifű inváziója csekély

hatással volt a talajfelszíni ízeltlábú-együttesekre. Egyik csoport (futóbogarak, pókok, poloskák) esetében sem találtunk szignifikáns különbséget az előzőnlött és kontroll területek között sem a faj- és egyedszám sem az együttesek fajösszetételének tekintetében.

A talajszinten mozgó ízeltlábúak számára lényeges élőhelyi jellemzőket – talajfelszíni hőmérséklet, talajnedvesség, vegetációstruktúra vagy például avarmélység – egy inváziós növényfaj megjelenése képes lehet megváltoztatni, ami az esetek bő többségében az ízeltlábúegyüttesek átalakulásához vezet (Litt *et al.* 2014). Kasák *et al.* (2015) például a mikroklima megváltozásával, illetve az élőhely özőnnövény által előidézett záródásával magyarázták a nyílt élőhelyekhez alkalmazkodott futóbogár fajok kiszorulását az előzőnlött területekről. Hasonló következtetésre jutottak Schirmel *et al.* (2011) pókegyüttesek vizsgálata során. Uboni *et al.* (2019) tapasztalatai szerint pedig az inváziós növényfaj révén megnövekedett talajnedvesség kedvezőnek bizonyult számos futóbogár faj számára, így azok előnyben részesítették az előzőnlött foltokat. Lévén, esetünkben a vizsgált élőhelyek mindegyike szélsőségesen meleg és száraz, feltételezhetjük, hogy a homoki prérifű jelenlegi állományai nem képesek számottevően befolyásolni a talajfelszíni mikroklimát vagy a talajnedvességet, így az ízeltlábúak abiotikus környezetét nem, vagy csak kevésbé változtatja meg. Tudomásunk szerint azonban konkrét vizsgálatok, eredmények a prérifű abiotikus tényezőkre gyakorolt hatásáról még nem ismertek. A mikroklima megváltozását gyakran a növényzet struktúrájának átalakulása eredményezi (Schirmel *et al.* 2011). Az özőnnövény révén megváltozott vegetáció struktúra azonban önmagában is jelentős hatásúnak bizonyult már pókok (Pearson 2009, Schirmel *et al.* 2011) és futóbogarak esetében is (Schirmel *et al.* 2011, Kasák *et al.* 2015). Elképzelhető, hogy a prérifű talajfelszíni struktúrája nem különbözik lényegesen más zsombékoló pázsitfűfélék struktúrájától, így a talajfelszíni ízeltlábúakra nincs hatással.

Az általunk vizsgált futóbogár-együttesek jelentős hányadát a magpredátor *Harpalus* fajok tették ki. Ezen genus egyes fajairól korábban már bebizonyosodott, hogy adaptálódhatnak idegenhonos növények magjainak fogyasztására (Brust és House 1988). Ugyanezzel magyarázták Hansen *et al.* (2009), hogy míg a ragadozó fajok kiszorultak, a magpredátorok abundanciája növekedett az előzőnlött foltokban. Mindezek alapján nem zárható ki, hogy a magevő fajok (*Harpalus spp.*, *Amara spp.*) a prérifű magjait is fogyasztják, ami ez esetben stabil táplálékforrást jelentene számukra.

A ragadozó csoportok abundanciája az előzőnlött és az őshonos vegetációval borított foltokat összehasonlítva gyakran a prédaállatok abundancia-viszonyainak megfelelően alakul. Dudek *et al.* (2016) vizsgálata szerint a pókok prédái, és ennek köszönhetően a pókok is

nagyobb denzitásban fordultak elő az előzőnlőtt foltokban. Futóbogarakkal kapcsolatban arra találunk példát, hogy a ragadozó fajok abundanciája lecsökkent az előzőnlőtt foltokban, mivel az özönnövény állományait a prédáik elkerülték (Kasák *et al.* 2015, Hansen *et al.* 2009). Eredményeink arra engednek következtetni, hogy esetünkben a ragadozó (és magpredátor) futóbogár- és pókegyütteseket a potenciális zsákmányaik elérhetőségén keresztül sem befolyásolta a prérifű inváziója. Elképzelhető, hogy a prédaállatok (illetve a növények magjai) diszperziójuk révén elegendő mennyiségben jutnak be az előzőnlőtt foltokba ahhoz, hogy az ne befolyásolja a futóbogarak és a pókok elterjedését. Erre utal, hogy a talajszinten mozgó poloskák, mint potenciális prédák esetében sem találtunk különbséget az előzőnlőtt és kontroll területek között. Ez az eredmény némileg meglepő, a talajfelszínen mozgó poloskák ugyanis homoki gyepekben abundánsak, jó indikátorai az élőhelyváltozásnak (Torma és Gallé 2011, Torres és Ruberson 2007), illetve mivel főként növényevők, feltételeztük, hogy követik az őshonos növényfajok előzőnlőtt foltokból való kiszorulását, ahogy az a növényzeten mozgó poloskák esetében történhetett. A talajfelszínen mozgó szipókások azonban nem feltétlenül vannak olyan szoros összefüggésben a növényzet fajkompozíciójával, mint a növényzeten mozgók (Orabi *et al.* 2010).

Mindhárom csoport tekintetében további magyarázatul szolgálhat, hogy az előzőnlőtt foltok esetleg még nem elég nagy kiterjedésűek ahhoz, hogy a vizsgált talajon mozgó ízeltlábúakra hatással legyenek. Mivel mind a futóbogarak, mind a pókok igen mobilis, aktív ragadozók (vagy magpredátorok), feltételezhetjük, hogy egyszerűen csak áthaladnak az előzőnlőtt foltokon, így nincs rájuk hatással az átalakult növényzeti struktúra vagy az ottani táplálék elérhetőség, ami részben igaz lehet a talajfelszínen aktívan mozgó poloskákra is. Ezt erősítheti a talajcsapdázás ismert korlátja, vagyis, hogy a talajcsapdák nagyobb valószínűséggel fognak be mobilis, aktív fajokat, azaz nem tényleges abundanciát, hanem aktivitás-denzitást mérnek.

Eredményeinkkel összhangban van Derraik *et al.* (2005) és Robertson *et al.* (2011) vizsgálata, akik pókok, illetve Dávalos *et al.* (2015) vizsgálata, akik futóbogarak esetében nem találtak különbséget az előzőnlőtt és az őshonos vegetációval borított foltok között sem a csoportok fajgazdagsága, sem abundanciájuk tekintetében. Litt *et al.* (2014) metaanalízisében pedig az elemzett vizsgálatok megközelítőleg 30%-a nem észlelt változást az ízeltlábúak populációiban növényi invázió hatására.

5.2. A PRÉRIFŰ HATÁSA A NÖVÉNYZET ÍZELTLÁBÚ-EGYÜTTESEIRE

Mind a poloskákra, mind az egyenesszárnyúakra összességében negatív hatással volt a mintavételi területek prérifű általi előzőnlöttsége, ami egybevág az inváziós növények egyenesszárnyúakra és szipókásokra gyakorolt hatását vizsgáló kutatások többségének eredményeivel. Számos vizsgálat számol be az egyenesszárnyúak fajszámának, illetve egyedszámának jelentős csökkenéséről az özönnövények uralta területeken (Lambrinos 2000, Standish 2004, Samways és Moore 1991, Schiegel és Riesen 2021, Chikowore *et al.* 2021). Yoshioka *et al.* (2010) sáskafélék (*Acrididae*) abundancia-csökkenését tapasztalták egy inváziós pázsitfűféle hatására, a fajszám változása nélkül. Ez utóbbihoz hasonlóan, vizsgálatunk szerint a prérifű inváziója az egyenesszárnyúak fajszámára nem volt hatással, ellenben az egyedszámukat számottevően befolyásolta. Az egyenesszárnyúak esetében azonban az egyedszám-változás jellemzően érzékenyebb mutatója a zavarásnak, mint a fajszám-változás (Torma *et al.* 2018). Ellentétben az egyenesszárnyúakkal, a poloskák nem csupán az egyedszámát, hanem a fajszámát is negatívan befolyásolta a prérifű inváziója. Ez a különbség a két csoport reakciójában az indikátor faj elemzés alapján is kirajzolódik, a poloskák között ugyanis sokkal nagyobb volt azon karakterisztikus fajok aránya, amelyek kizárólag kontroll foltokhoz kötődtek. Hábcenczyus *et al.* (2022) vizsgálata kimutatta, hogy a homoki prérifű borítási arányának növekedése mellett az őshonos szélbeporzású növényfajok borítási aránya szintén növekszik, míg a rovarbeporzásúaké csökken. A poloskák e tekintetben nagyobb érzékenységének tehát magyarázata lehet, hogy míg az egyenesszárnyúak bő többsége polifág fűfogyasztó, addig a poloskákra nagyobb mértékű tápnövény-specializáció jellemző, így a prérifűvel előzőnlött foltokban a rovarbeporzású, kétszikű növényfajok borításának csökkenése számos poloskafaj számára lehet döntő jelentőségű.

Sajnos elenyésző számú kutatást találunk csak, amely a poloskák fajszám-változását vizsgálja inváziós növények hatására. Homoki élőhelyekről Holmquist *et al.* (2011) említik, hogy a mezei poloskák (*Miridae*) teljességgel hiányoztak egy inváziós növényfajról, illetve Wilkie *et al.* (2007) dokumentálták a poloskák taxondiverzitásának csökkenését növényi invázió hatására. Valamivel több kutatás számol be a poloskák, vagy összességében a szipókások (Hemiptera) abundanciájának csökkenéséről (Bucholz *et al.* 2015, Harvey *et al.* 2014, Bassett *et al.* 2012, Pawson *et al.* 2010). Olyan esetre nehezen találunk példát, amikor az egyenesszárnyúak vagy a poloskák fajgazdagsága és/vagy abundanciája növekedett volna az előzőnlött élőhelyeken (lásd pl. Jonas *et al.* 2002, Derraik *et al.* 2005). Jonas *et al.* (2002)

az egyenesszárnnyúak fajgazdagságának növekedését az előzőnlött élőhelyeken azzal magyarázták, hogy az idegenhonos pázsitfűféle megfelelő táplálékul szolgálhatott számos faj számára. A prérifű azonban a C4-es típusú növények közé tartozik, melyeket a herbivórok kevésbé preferálják a kedvezőtlenebb szén-nitrogén arány és a szilárdító elemek miatt (Boutton *et al.* 1978).

5.3. AZ ÉLŐHELY ÉS A PRÉRIFŰBORÍTÁS MÉRTÉKÉNEK MÓDOSÍTÓ HATÁSA

Minden vizsgált csoport együtteseinek fajkompozícióját szignifikánsan befolyásolta az élőhely. Az NMDS ordináció rávilágít, hogy – habár különböző mértékben, de – szinte minden taxon esetén az erdőssztyepp és a nyílt homoki gyepp együttesei hasonlóak egymáshoz, a zavart homoki gyepp együttesei pedig nagyban különböznek ezektől. Ennek további bizonyítéka az indikátor faj analízis, a nyílt homoki gyepp és az erdőssztyepp ugyanis számos karakterisztikus fajon osztozott az egyenesszárnnyúak és a poloskák körében, míg a zavart homoki gyepphez más fajok kötődtek. Ezen eredmények más kutatások megállapításaival is egybecsengenek. Kaur *et al.* (2019) pókok, poloskák és hangyák, Torma *et al.* (2022) egyenesszárnnyúak esetében találtak hasonlóan a nyílt homoki gyepek és az erdőssztyepp együtteseit. A hasonlóság legmeghatározóbb oka a két élőhely hasonló fajösszetételű és struktúrájú vegetációja lehet. A vizsgált erdőssztyepp fátlan foltjait ugyanis szintén nyílt homoki gyepp uralja. A Kecskemét környéki mintavételi helyek növényzete ezzel szemben zárt, és a növényzet fajkompozíciója is nagyban eltér, emellett nagyobb mértékben van kitéve zavarásnak (Török *et al.* 2021). Az élőhelyek közötti különbségek értelemszerűen megnyilvánultak a faj- és egyedszám viszonyokban is, noha ez eltért az egyes csoportokban. A generalista ragadozók számára, mint a pókok és futóbogarak nagy része, a növényzet struktúrája meghatározó: jellemzően diverzebb együttesek fordulnak elő strukturáltabb vegetációban (Jimenez-Valverde és Lobo 2007, Malumbres-Olarte 2012, Torma *et al.* 2023). Eszerint a zárt vegetációjú zavart homoki gyepp kedvezőbb élőhely lehet számukra, mint a másik két élőhely nyílt növényzete. A zárt növényzet több nedvességet is biztosít, ami mind a pókok, mind pedig a futóbogarak számára lényeges (Schirmel *et al.* 2011). A talajon mozgó poloskák abundanciája és fajszáma rendszerint a nyílt vegetációjú gyepeken jelentős (Spungis 2005, Fekete *et al.* 2002, Torma és Gallé 2011), így a kecskeméti zárt gyepek esetében érthetően kevesebb faj, illetve egyed fordult elő. A növényzeten mozgó poloskák és egyenesszárnnyúak fajszámában és egyedszámában nem volt akkora különbség a különböző élőhelyeket összevetve. Lévéen legnagyobb hányaduk növényevő, fajgazdagságuk a vegetáció fajgazdagságával korrelál elsősorban (Torma *et al.* 2018), ami valószínűleg nem különbözik

olyan mértékben a vizsgált élőhelyeken, hogy az jelentősen befolyásolná az alapvetően száraz gyepekhez alkalmazkodott poloskák és egyenesszárnyúak diverzitását. Az erdőssztyepp alacsonyabb faj- és egyedszámát valószínűleg a környező fásszárú vegetáció negatív szegélyhatása okozhatta, amit több szerző is hangsúlyozott már (Bieringer és Zulka 2003, Torma és Gallé 2011).

Az erdőssztyepp és a nyílt homoki gyepp előzőnlött foltjaiban lecsökkent az egyenesszárnyúak egyedszáma a kontrollhoz képest, a zavart homoki gyeppen azonban nem volt köztük kimutatható különbség. A nyílt homoki gyepekben számos olyan élőhelyspecialista egyenesszárnyú faj fordul elő (elsősorban sáskák), amelyek számára fontos, hogy a vegetáció ne záródjon, így pusztá talajfelszínt is találjanak (Kenyeres *et al.* 2020, Witford 1995). A prérifű homogén, zárt állományai tehát feltehetően kedvezőtlenek a nyílt homoki gyeppen és az erdőssztyeppen előforduló, nyílt vegetációt igénylő fajok számára. Ezzel szemben a zavart homoki gyeppen a zárt növényzetben előforduló egyenesszárnyú fajok számára a prérifű megjelenése csak enyhébb változást jelentett. Mindezt a relatív egyedszámváltozás is alátámasztja, ugyanis a zavart homoki gyeppen az egyenesszárnyúak relatív egyedszáma a prérifű alacsony és közepes borítása mellett növekedett, és csak a legmagasabb borítási kategória mellett mutatott csökkenést. Ez az eredmény azonban rávilágít, hogy habár az egyedszám-változások eredője megközelítőleg nulla volt, a prérifű nagyarányú borítása már a zavart homoki gyeppen előforduló, feltehetőleg javarészt zavarástűrőbb egyenesszárnyú fajokat is negatívan befolyásolja. Az erdőssztyeppen és a nyílt homoki gyeppen már a prérifű alacsony borítása mellett is csökkent az egyenesszárnyúak egyedszáma, ami a korábbi eredményekkel együtt arra mutat rá, hogy e két élőhely együtteseire érzékenyebbek a prérifű inváziójára. Yoshioka *et al.* (2010) eredményei mindezekkel egybeesnek, vizsgálatuk szerint ugyanis az élőhelyspecialista fajok érzékenyebben reagáltak az inváziós növényfaj (ami esetükben szintén egy pázsitfűféle volt) térhódítására, mint a tágtűrő fajok. Hasonlóképp, Litt *et al.* (2010) vizsgálata szerint a nyílt növényzethez kötődő sáskafélék (Acrididae) abundanciája csökkent, míg a zárt növényzetet preferáló fürgeszöcskefélék (Tettigoniidae) abundanciája nőtt egy inváziós fűfaj borításának növekedésével. Schlegel és Riesen (2021) egy inváziósan terjedő őshonos páfrány egyenesszárnyúakra gyakorolt hatásait vizsgálta alpesi gyepekben. Kutatásuk kimutatta, hogy az özönnövény magas borítása esetén az élőhelyen nagymértékben lecsökkent az egyenesszárnyúak fajszáma, abundanciájuk azonban nem változott. Fontos megállapításuk, hogy a páfrány magas arányú borítása hatására az egyenesszárnyúak együttes-összetétele átalakult. E tekintetben a mi tapasztalataink is hasonlóak voltak, a prérifűvel előzőnlött és a

kontroll foltok egyenesszárnú-együtteseinek összetétele ugyanis az NMDS és a PERMANOVA alapján – ha nem is minden élőhelyen, de – jelentősen eltért egymástól. Mivel a fajszám nem változott, az együttes-összetételben fellépő különbségeket a fajok abundancia arányainak megváltozása, illetve bizonyos fajok kicserélődése alakíthatta ki. Kenyeres *et al.* (2020) megállapítása szerint homoki gyepeken az egyenesszárnúak együttes-összetételének egyik legmeghatározóbb tényezője a vegetáció borításának aránya, amivel egyes fajok abundanciája pozitív, míg másoké negatív összefüggésben lehet.

Csakúgy, mint az egyenesszárnúak esetében, a poloskák egyedszáma az erdőssztyepp és a nyílt homoki gyepp előzőnlött foltjaiban lecsökkent a kontrollhoz képest, míg a zavart homoki gyeppen nem találtunk eltérést. Az egyenesszárnúakhoz hasonlóan ez valószínűleg annak tudható be, hogy a zavart homoki gyepp – a másik két élőhely együtteseitől nagyban eltérő – poloskaegyüttese a zártabb, magasabb vegetációhoz és nagyobb mértékű zavaráshoz alkalmazkodtak, így a prérifű megjelenése ezen az élőhelyen egyelőre nem okoz lényeges változásokat számukra, nem úgy, mint a kevésbé zavart, nyílt gyepek esetében. Ez az eredmény egyúttal meglepő is, hiszen a poloskák abundanciája annak ellenére sem változott a zavart gyeppben, hogy számos faj tápnövényei minden bizonnyal kiszorultak az előzőnlött foltokból (Török *et al.* 2021, Hábcenyus *et al.* 2022).

Litt *et al.* (2010) a szipókások abundanciájának csökkenését mutatták ki egy inváziós fűfaj borításnövekedésével összefüggésben. Andersen *et al.* (2019) vizsgálata szerint a poloskák abundanciája a vizsgált inváziós fűfaj borításának növekedésével csökkenő tendenciát mutatott, míg a fajszám nem változott. Esetünkben a poloskák relatív egyedszám-változását nem, a relatív fajszám-változást azonban szignifikánsan befolyásolták a prérifű borítási kategóriái. Az alacsony borítási kategóriához képest a prérifű közepes és a magas borítása mellett is negatív irányba változott a poloskák relatív fajszáma. A prérifű nagyobb borításai mellett tehát több faj szorult ki az előzőnlött foltokból. Ez alapján feltételezhetjük, hogy a poloskafajok szorosan követik tápnövényeik előzőnlött foltokból való kiszorulását, ugyanakkor azt sem zárhatjuk ki, hogy a növényzetben fellépő strukturális változásokra reagáltak.

A PERMANOVA alapján elmondható, hogy a prérifű inváziója a poloskák együttes-összetételére is hatással volt. Minden csoport közül a poloskák adatain végzett NMDS ordináció mutatja a legnagyobb különbséget az előzőnlött és a kontroll foltok együtteseinek közt. Ez összhangban van a jelentős fajszám csökkenéssel, illetve az indikátor faj elemzéssel is, ami számos, kizárólag a kontroll foltokhoz kötődő karakterisztikus fajt mutatott ki. Hasonló eredményekre jutott Wilkie *et al.* (2007) is, akik szintén homoktalajú élőhelyeken mutatták ki

a poloskák fajkompozíciójának átalakulását növényi invázió hatására, illetve Litt *et al.* (2010), akik szipókások együtteseinek homogenizálódását figyelték meg egy inváziós fűfaj borítás-növekedésének függvényében.

6. KONKLÚZIÓK

Valószínű, hogy az eltérő trófikus szintet vagy táplálkozási stratégiát (pl. monofág vs. polifág herbivórok, aktívan vadászó vs. hálószövő pókok) képviselő csoportok eltérően reagálnak a prérifű inváziójára, de ennek tisztázására jelleg-alapú elemzések is szükségesek, melyeket a jövőben kívánunk elvégezni. Eredményeink alapján azt is hangsúlyozzuk, hogy eltérő élőhelyeken, még ha azok viszonylag hasonló környezeti feltételekkel (pl. klimatikus viszonyok, talaj) és átfedő, „közös” fajkészlettel rendelkeznek is, eltérő hatása lehet egy inváziós növénynek az ízeltlábúak diverzitására. A jelleg-alapú, illetve funkcionális csoportokat célzó vizsgálatok (mint például élőhely specialista vs. generalista) ebből a szempontból is tovább finomíthatják az ismereteinket az inváziós növények ízeltlábúakra gyakorolt hatásáról.

Kutatásunk egyike az inváziós növények ízeltlábúakra gyakorolt hatását vizsgáló kisszámú magyarországi vizsgálatnak és legjobb tudomásunk szerint az első, amely a prérifű hatásával foglalkozik. Eredményeink rávilágítanak, hogy a homoki prérifű az előzőnlött területeken nem csupán az őshonos vegetációra jelent fenyegetést, hanem az ízeltlábú együttesekre is. A vizsgált csoportokon túl feltehetőleg más ízeltlábúakat, többek között a beporzókat is negatívan befolyásolhatja a homoki prérifű inváziója, melynek fokozódásával a kiskunsági homoki élőhelyek védett és fokozottan védett fajainak elterjedési területe is csökkenhet. Ezt súlyosbítja, hogy a jobb természetességi állapotú élőhelyek ízeltlábú-együttesei érzékenyebbek bizonyultak a prérifű inváziójára a zavart élőhelyek együtteseinél. A veszélyeken túl eredményeink arra is rámutatnak, hogy egyes ízeltlábú csoportok fajgazdagságára, abundanciájára az invázió jelenlegi mértéke még nincs hatással. Ez azonban a jövőben, az előzőnlött foltok területének növekedésével változhat.

7. IRODALOMJEGYZÉK

- Andersen, E. M., Cambrelin, M. N., & Steidl, R. J. (2019). Responses of grassland arthropods to an invasion by nonnative grasses. *Biological Invasions*, 21(2), 405-416.
- Axmacher, J. C., Brehm, G., Hemp, A., Tünte, H., Lyaruu, H. V., Müller-Hohenstein, K., & Fiedler, K. (2009). Determinants of diversity in afrotropical herbivorous insects (Lepidoptera: Geometridae): plant diversity, vegetation structure or abiotic factors?. *Journal of Biogeography*, 36(2), 337-349.
- Báldi, A., & Kisbenedek, T. (1997). Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture, ecosystems & environment*, (66(2), 121-129).
- Balkenhol, B., Haase, H., Gebauer, P., & Lehmitz, R. (2018). Steeplebushes conquer the countryside: influence of invasive plant species on spider communities (Araneae) in former wet meadows. *Biodiversity and Conservation*, 27(9), 2257-2274.
- Ballard, M., Hough-Goldstein, J., & Tallamy, D. (2013). Arthropod communities on native and nonnative early successional plants. *Environmental Entomology*, 42(5), 851-859.
- Balogh, L., Dancza, I., & Király, G. (2004). A magyarországi neofitonok időszzerű jegyzéke, és besorolásuk inváziós szempontból. *MIHÁLY B. & BOTTA-DUKÁT Z.(szerk.), Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei*, 9, 61-92.
- Baranová, B., Manko, P., & Jászay, T. (2014). Differences in surface-dwelling beetles of grasslands invaded and non- invaded by goldenrods (*Solidago canadensis*, *S. gigantea*) with special reference to Carabidae. *Journal of insect conservation*, 18(4), 623-635.
- Bassett, I. E., Paynter, Q., & Beggs, J. R. (2012). Invertebrate community composition differs between invasive herb alligator weed and native sedges. *Acta oecologica*, 41, 65-73.
- Bezemer, T. M., Harvey, J. A., & Cronin, J. T. (2014). Response of native insect communities to invasive plants. *Annual review of entomology*, 59, 119
- 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, Marianna és Lelleiné Kovács, Eszter és Kröel-Dulay, György és Horváth, Ferenc (2009) A Kiskunsági homokvidék tájökölógiai térképe. In: *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet Kutatási eredményeiből . MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót*, pp. 29-35.
- Botta-Dukát, Z. (2008). Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Supplement-1), 219-227.
- Botta-Dukát, Z., Molnár, E., & Szitár, K. (2008). Invasion of alien plants in the sand vegetation of Kiskunság. *The KISKUN LTER: long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary. Vácrátót*, 35-36.
- Boutton, T. W., Cameron, G. N., & Smith, B. N. (1978). Insect herbivory on C3 and C4 grasses. *Oecologia*, 36(1), 21-32.
- Brigić, A., Vujčić-Karlo, S., Kepčija, R. M., Stančić, Z., Alegro, A., & Ternjej, I. (2014). Taxon specific response of carabids (Coleoptera, Carabidae) and other soil invertebrate taxa on invasive plant *Amorpha fruticosa* in wetlands. *Biological invasions*, 16(7), 1497-1514.
- Brown, H. R. (1943). Growth and seed yields of native prairie plants in various habitats of the mixed-prairie. *Transactions of the Kansas Academy of Science (1903-)*, 46, 87-99.
- Brust, G. E., & House, G. J. (1988). Weed seed destruction by arthropods and rodents in low-input soybean agroecosystems. *American Journal of Alternative Agriculture*, 3(1), 19-25.
- Buchholz, S. (2010). Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 19(9), 2565-2595.
- Buchholz, S., Tietze, H., Kowarik, I., & Schirmel, J. (2015). Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods. *PloS one*, 10(9), e0137723.
- Bultman, T. L., & DeWitt, D. J. (2008). Effect of an invasive ground cover plant on the abundance and diversity of a forest floor spider assemblage. *Biological Invasions*, 10(5), 749-756.
- Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., ... & Samways, M. J. (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological conservation*, 242, 108426.
- Ceballos, G., & Ehrlich, P. R. (2002). Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296(5569), 904-907.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253.

- Chikowore, G., Martin, G. D., & Chidawanyika, F. (2021). An assessment of the invasive alien tree, *Robinia pseudoacacia* canopy traits and its effect on grassland microclimates and subsequent arthropod assemblages. *Journal of Insect Conservation*, 25(3), 429-439.
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, G., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T., ... & Halassy, M. (2016). Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 226, 88-98.
- Csiszár, Á. (2009). Allelopathic effects of invasive woody plant species in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 5, 9-17.
- Csiszár, Á. (Ed.). (2012). Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem K.
- Csiszár, Á., Kézdy, P., Korda, M., & Bartha, D. (2020). Occurrence and management of invasive alien species in Hungarian protected areas compared to Europe. *Folia Oecologica*, 47(2), 178-191.
- Dávalos, A., & Blossey, B. (2004). Influence of the invasive herb garlic mustard (*Alliaria petiolata*) on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages. *Environmental Entomology*, 33(3), 564-576.
- De Groot, M., Kleijn, D., & Jogan, N. (2007). Species groups occupying different trophic levels respond differently to the invasion of semi-natural vegetation by *Solidago canadensis*. *Biological conservation*, 136(4), 612-617.
- Derraik, K. J. D., Derraik, J. G., Rufaut, C. G., & Closs, G. P. (2005). Ground invertebrate fauna associated with native shrubs and exotic pasture in a modified rural landscape, Otago, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 129-135.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.
- Dudek, K., Michlewicz, M., Dudek, M., & Tryjanowski, P. (2016). Invasive Canadian goldenrod (*Solidago canadensis* L.) as a preferred foraging habitat for spiders. *Arthropod-Plant Interactions*, 10(5), 377-381.
- Fartmann, T., Krämer, B., Stelzner, F., & Poniatowski, D. (2012). Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological Indicators*, 20, 337-344.
- Fekete, G., Molnár, Z., Kun, A., & Botta-Dukát, Z. (2002). On the structure of the Pannonian forest steppe: grasslands on sand. *Acta Zool. Hung*, 48(Suppl 1), 137-150.
- Forister, M. L., Novotny, V., Panorska, A. K., Baje, L., Basset, Y., Butterill, P. T., ... & Dyer, L. A. (2015). The global distribution of diet breadth in insect herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(2), 442- 447.
- Foster, J. G., Gervan, C. A., Coghill, M. G., & Fraser, L. H. (2021). Are arthropod communities in grassland ecosystems affected by the abundance of an invasive plant?. *Oecologia*, 196(1), 1-12.
- Gallé, R., Erdélyi, N., Szpisjak, N., Tölgyesi, C., & Maák, I. (2015). The effect of the invasive *Asclepias syriaca* on the ground-dwelling arthropod fauna. *Biologia*, 70(1), 104-112.
- Galle, R., Torma, A., & Körmöczy, L. (2010). Small-scale effect of habitat heterogeneity on invertebrate assemblages in sandy grasslands (Hungarian Great Plain). *Polish Journal of Ecology*, 58(2), 333-346.
- Gallé, R., Tölgyesi, C., Torma, A., Bátori, Z., Lörinczi, G., Szilassi, P., ... & Batáry, P. (2022). Matrix quality and habitat type drive the diversity pattern of forest steppe fragments. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(1), 60-68.
- García-Robledo, C., & Horvitz, C. C. (2011). Experimental demography and the vital rates of generalist and specialist insect herbivores on native and novel host plants. *Journal of Animal Ecology*, 80(5), 976-989.
- Gratton, C., & Denno, R. F. (2005). Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology*, 13(2), 358-372.
- Graves, S. D., & Shapiro, A. M. (2003). Exotics as host plants of the California butterfly fauna. *Biological Conservation*, 110(3), 413-433.
- Gu, W., Sang, W., Liang, H., & Axmacher, J. C. (2008). Effects of Crofton weed *Ageratina adenophora* on assemblages of Carabidae (Coleoptera) in the Yunnan Province, South China. *Agriculture, ecosystems & environment*, 124(3- 4), 173-178.
- Gutiérrez, J. L., Jones, C. G., & Sousa, R. (2014). Toward an integrated ecosystem perspective of invasive species impacts. *Acta Oecologica*, 54, 131-138.
- Hábenczyus, A. A., Tölgyesi, C., Pál, R., Kelemen, A., Aradi, E., Bátori, Z., ... & Török, P. (2022). Increasing abundance of an invasive C4 grass is associated with larger community changes away than at home. *Applied Vegetation Science*, 25(2), e12659.

- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.
- Hansen, A. K., Ortega, Y. K., & Six, D. L. (2009). Comparison of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in Rocky Mountain savannas invaded and un-invaded by an exotic forb, spotted knapweed. *Northwest Science*, 83(4), 348-360.
- Hartley, M. K., Rogers, W. E., & Siemann, E. (2010). Comparisons of arthropod assemblages on an invasive and native trees: abundance, diversity and damage. *Arthropod-plant interactions*, 4(4), 237-245.
- Harvey, J. A., & Fortuna, T. M. (2012). Chemical and structural effects of invasive plants on herbivore–parasitoid/predator interactions in native communities. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 144(1), 14-26.
- Harvey, J. A., Heinen, R., Armbrrecht, I., Basset, Y., Baxter-Gilbert, J. H., Bezemer, T. M., ... & de Kroon, H. (2020). International scientists formulate a roadmap for insect conservation and recovery. *Nature Ecology & Evolution*, 4(2), 174-176.
- Harvey, K. J., Britton, D. R., & Minchinton, T. E. (2014). Detecting impacts of non-native species on associated invertebrate assemblages depends on microhabitat. *Austral Ecology*, 39(5), 511-521.
- Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of ecology*, 97(3), 393-403.
- Holmquist, J. G., Schmidt-Gengenbach, J., & Slaton, M. R. (2011). Influence of invasive palms on terrestrial arthropod assemblages in desert spring habitat. *Biological Conservation*, 144(1), 518-525.
- Ingle, K. N., Gallé, R., & Torma, A. (2021). *Impacts of biological invasion and overwintering on spider fauna in plantation forest* (Doctoral dissertation, szte).
- Jesse, W. A., Molleman, J., Franken, O., Lammers, M., Berg, M. P., Behm, J. E., ... & Ellers, J. (2020). Disentangling the effects of plant species invasion and urban development on arthropod community composition. *Global Change Biology*, 26(6), 3294-3306.
- Jimenez-Valverde A. & Lobo J.M. 2007. Determinants of local spider (Araneidae and Thomisidae) species richness on a regional scale: climate and altitude vs. habitat structure. *Ecol. Entomol.* 32 (1): 113–122.
- Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., & Wilmschurst, J. M. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356(6335), 270-275.
- Jonas, J. L., Whiles, M. R., & Charlton, R. E. (2002). Aboveground invertebrate responses to land management differences in a central Kansas grassland. *Environmental Entomology*, 31(6), 1142-1152.
- Karam-Gemael, M., Decker, P., Stoev, P., Marques, M. I., & Chagas Jr, A. (2020). Conservation of terrestrial invertebrates: a review of IUCN and regional Red Lists for Myriapoda. *ZooKeys*, 930, 221.
- Kašák, J., Mazalová, M., Šipoš, J., & Kuras, T. (2015). Dwarf pine: invasive plant threatens biodiversity of alpine beetles. *Biodiversity and Conservation*, 24(10), 2399-2415.
- Kaur, H., Torma, A., Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J., Lőrinczi, G., Módra, G., & Gallé, R. (2019). Road verges are important secondary habitats for grassland arthropods. *Journal of Insect Conservation*, 23(5), 899-907.
- Kelemen, A., Valkó, O., Kröel-Dulay, G., Deák, B., Török, P., Tóth, K., ... & Tóthmérész, B. (2016). The invasion of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in sandy old-fields—is it a threat to the native flora?. *Applied Vegetation Science*, 19(2), 218-224.
- Kenyeres, Z., Szabo, S., Takacs, G., & Szinetar, C. (2020). Orthoptera assemblages as indicators for the restoration of sand grassland networks. *North-Western journal of zoology*, 16(1).
- Kovács-Hostyánszki, A., Szigeti, V., Miholcsa, Z., Sándor, D., Soltész, Z., Török, E., & Fenesi, A. (2022). Threats and benefits of invasive alien plant species on pollinators. *Basic and Applied Ecology*, 64, 89-102.
- Lambrinos, J. G. (2000). The impact of the invasive alien grass *Cortaderia jubata* (Lemoine) Stapf on an endangered mediterranean-type shrubland in California. *Diversity and Distributions*, 6(5), 217-231.
- Landsman, A. P., Burghardt, K. T., & Bowman, J. L. (2020). Invasive grass (*Microstegium vimineum*) indirectly benefits spider community by subsidizing available prey. *Ecology and Evolution*, 10(20), 11133-11143.
- Lawton, J. H. (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual review of entomology*, 28(1), 23-39.
- Lawton, J. H. (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual review of entomology*, 28(1), 23-39.

- Lenth, R., & Lenth, M. R. (2018). Package 'lsmeans'. *The American Statistician*, 34(4), 216-221.
- Litt, A. R., & Steidl, R. J. (2010). Insect assemblages change along a gradient of invasion by a nonnative grass. *Biological Invasions*, 12(10), 3449-3463.
- Litt, A. R., Cord, E. E., Fulbright, T. E., & Schuster, G. L. (2014). Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation Biology*, 28(6), 1532-1549.
- Luff, M. L., Eyre, M. D., & Rushton, S. P. (1992). Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Journal of environmental Management*, 35(4), 301-315.
- Malumbres-Olarte J., Vink C.J., Ross J.G., Cruickshank R.H. & Paterson A.M. 2012. The role of habitat complexity on spider communities in native alpine grasslands of New Zealand. *Insect Conserv. Divers.* 6 (2): 124–134.
- Manne, L. L., Brooks, T. M., & Pimm, S. L. (1999). Relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature*, 399(6733), 258-261.
- McCary, M. A., Mores, R., Farfan, M. A., & Wise, D. H. (2016). Invasive plants have different effects on trophic structure of green and brown food webs in terrestrial ecosystems: A meta-analysis. *Ecology letters*, 19(3), 328- 335.
- Meyerson, L. A., & Mooney, H. A. (2007). Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(4), 199-208.
- Mgobozi, M. P., Somers, M. J., & Dippenaar-Schoeman, A. S. (2008). Spider responses to alien plant invasion: the effect of short-and long-term *Chromolaena odorata* invasion and management. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1189-1197.
- Mihály, B., & Botta-Dukát, Z. (2004). Özönnövények I. *Invasive species I.*, Természet BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Molnár, N., Harkai, A., & Setényi, R. (2010). Spatial patterns of *Aphis gossypii* (Sternorrhyncha: Aphididae) populations feeding on milkweed (*Asclepias syriaca*). *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*, 45(1), 71-80.
- Molnár, Z., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Botta-Dukát, Z., Tímár, G., ... & Rév, S. (2007). A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica*, 42(3), 225- 247.
- Molnár, Z., Bölöni, J., & Horváth, F. (2008). Threatening factors encountered: actual endangerment of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Supplement-1), 199-217.
- Müller-Motzfeld, G. (2004). Käfer Mitteleuropas, Bd. 2: Adephaga I: Carabidae. *Käfer Mitteleuropas*, Bd, 2.
- Nagy, D. U., Rauschert, E. S., Henn, T., Cianfaglione, K., Stranzinger, S., & Pal, R. W. (2020). The more we do, the less we gain? Balancing effort and efficacy in managing the *Solidago gigantea* invasion. *Weed research*, 60(3), 232-240.
- Nentwig, W., Blick, T., Gloor, D., Hänggi, A., & Kropf, C. (2017). Spiders of europe. Ex www.araneae.unibe.ch.
- Ode, P. J. (2006). Plant chemistry and natural enemy fitness: effects on herbivore and natural enemy interactions. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 163-185.
- Orabi, G., Moir, M. L., & Majer, J. D. (2010). Assessing the success of mine restoration using Hemiptera as indicators. *Australian Journal of Zoology*, 58(4), 243-249.
- Öberg, S., Ekbom, B., & Bommarco, R. (2007). Influence of habitat type and surrounding landscape on spider diversity in Swedish agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(2), 211-219.
- Pawson, S. M., McCarthy, J. K., Ledger, N. J., & Didham, R. K. (2010). Density-dependent impacts of exotic conifer invasion on grassland invertebrate assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 47(5), 1053-1062.
- Pearson, D. E. (2009). Invasive plant architecture alters trophic interactions by changing predator abundance and behavior. *Oecologia*, 159(3), 549-558.
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., ... & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511-1534.
- R Development Core Team (2020) R: A language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Robertson, M. P., Harris, K. R., Coetzee, J. A., Foxcroft, L. C., Dippenaar-Schoeman, A. S., & Van Rensburg, B. J. (2011). Assessing local scale impacts of *Opuntia stricta* (Cactaceae) invasion on beetle and spider diversity in Kruger National Park, South Africa. *African Zoology*, 46(2), 205-223.

- Stefan Iorgu, I., & Iorgu, E. I. Bush crickets, Crickets and Grasshoppers from Moldavia (Romania).
- Rix, M. G., Huey, J. A., Main, B. Y., Waldock, J. M., Harrison, S. E., Comer, S., ... & Harvey, M. S. (2017). Where have all the spiders gone? The decline of a poorly known invertebrate fauna in the agricultural and arid zones of southern Australia. *Austral Entomology*, 56(1), 14-22.
- Samways, M. J. (2019). *Insect conservation: a global synthesis*. CABI.
- 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(2), 117-137.
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27.
- Schirmel, J., & Buchholz, S. (2013). Invasive moss alters patterns in life-history traits and functional diversity of spiders and carabids. *Biological Invasions*, 15(5), 1089-1100.
- Schirmel, J., Bundschuh, M., Entling, M. H., Kowarik, I., & Buchholz, S. (2016). Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. *Global Change Biology*, 22(2), 594- 603.
- Schirmel, J., Timler, L., & Buchholz, S. (2011). Impact of the invasive moss *Campylopus introflexus* on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in acidic coastal dunes at the southern Baltic Sea. *Biological invasions*, 13(3), 605-620.
- Schlegel, J., & Riesen, M. (2021). Bracken fern (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) overgrowth on dry Alpine grassland impedes Red List Orthoptera but supports local orthopteran beta diversity. *Journal of Insect Conservation*, 25(4), 657-669.
- Schmidt, M. H., Roschewitz, I., Thies, C., & Tscharntke, T. (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 281-287.
- Schowalter, T. D. (2013). *Insects and sustainability of ecosystem services*. CRC Press.
- 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.
- Smith-Ramesh, L. M. (2017). Invasive plant alters community and ecosystem dynamics by promoting native predators. *Ecology*, 98(3), 751-761.
- Somogyi, A. Á., Lőrinczi, G., Kovács, J., & Maák, I. E. (2017). Structure of ant assemblages in planted poplar (*Populus alba*) forests and the effect of the common milkweed (*Asclepias syriaca*). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 63(4), 443-457.
- Spafford, R. D., Lortie, C. J., & Butterfield, B. J. (2013). A systematic review of arthropod community diversity in association with invasive plants. *NeoBiota*, 16, 81-102.
- Spungis, V. O. L. D. E. M. A. R. S. (2005). Fauna and ecology of bugs (Hemiptera, Heteroptera) in the coastal gray dunes in Latvia. *Latvijas Entomologs*, 42, 95-105.
- Standish, R. J. (2004). Impact of an invasive clonal herb on epigeic invertebrates in forest remnants in New Zealand. *Biological Conservation*, 116(1), 49-58.
- Sunny, A., Diwakar, S., & Sharma, G. P. (2015). Native insects and invasive plants encounters. *Arthropod-Plant Interactions*, 9(4), 323-331.
- Szigeti, V., Fenesi, A., Soltész, Z., Berki, B., & Kovács-Hostyánszki, A. (2020). Neutral effect of an invasive plant species with specialized flower structure on native pollinator communities. *Biological Invasions*, 22(10), 3017- 3030.
- Tallamy, D. W., Narango, D. L., & Mitchell, A. B. (2021). Do non-native plants contribute to insect declines?. *Ecological Entomology*, 46(4), 729-742.
- Tilley, D., John, L. S., & Ogle, D. (2009). Plant guide for sand dropseed (*Sporobolus cryptandrus*). USDA-Natural Resources Conservation Service, Idaho Plant Materials Center. *Aberdeen, ID*.
- Topp, W., Kappes, H., & Rogers, F. (2008). Response of ground-dwelling beetle (Coleoptera) assemblages
- Torma, A., & Gallé, R. (2011). Fine scale pattern of true bug assemblages (Heteroptera) across two natural edges. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 57(4), 369-385.
- Torma, A., Bozsó, M., & Gallé, R. (2018). Secondary habitats are important in biodiversity conservation: a case study on orthopterans along ditch banks. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41(1), 97-108.
- Torma, A., Császár, P., Bozsó, M., Deák, B., Valkó, O., Kiss, O., & Gallé, R. (2019). Species and functional diversity of arthropod assemblages (Araneae, Carabidae, Heteroptera and Orthoptera) in grazed and mown salt grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 273, 70-79.
- Torma, A., Magyar, B., Gallé, R. (2022) Útmenti szegélyek szerepe egyenesszárnyúak biodiverzitásának fenntartásában. 7. Kvantitatív Ökológiai Szimpózium Vácrátót, 2022.04.26. Absztraktkötet, p. 35.

- Torma, A., Révész, K., Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J., Szél, G., Kutasi, C., ... & Gallé, R. (2023). Differences in arthropod communities between grazed areas and grazing exclosures depend on arthropod groups and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 341, 108222.
- Torres, J. B., & Ruberson, J. R. (2007). Abundance and diversity of ground-dwelling arthropods of pest management importance in commercial Bt and non-Bt cotton fields. *Annals of Applied Biology*, 150(1), 27-39.
- Tölgyesi, C., Torma, A., Bátori, Z., Šeat, J., Popović, M., Gallé, R., ... & Török, P. (2022). Turning old foes into new allies—Harnessing drainage canals for biodiversity conservation in a desiccated European lowland region. *Journal of Applied Ecology*, 59(1), 89-102.
- Tölgyesi, C., Török, P., Hábczyus, A. A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., ... & Kelemen, A. (2020). Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. *Ecography*, 43(6), 848-859.
- Tölgyesi, C., Zalatnai, M., Erdős, L., Bátori, Z., Hupp, N. R., & Körmöczy, L. (2016). Unexpected ecotone dynamics of a sand dune vegetation complex following water table decline. *Journal of Plant Ecology*, 9(1), 40-50.
- Török, K., Halassy, M., & Szabó, R. (2003, July). Restoration strategy for endemic grasslands in a low productive region of Hungary. In *Proceedings of the VIIth international Rangelands congress* (pp. 1132-1138).
- Török, P., Schmidt, D., Bátori, Z., Aradi, E., Kelemen, A., Hábczyus, A. A., ... & Sonkoly, J. (2021). Invasion of the North American sand dropseed (*Sporobolus cryptandrus*)—A new pest in Eurasian sand areas?. *Global Ecology and Conservation*, 32, e01942.
- Tylianakis, J. M. (2013). The global plight of pollinators. *Science*, 339(6127), 1532-1533.
- Uboni, C., Tordoni, E., Brandmayr, P., Battistella, S., Bragato, G., Castello, M., ... & Bacaro, G. (2019). Exploring cross-taxon congruence between carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and vascular plants in sites invaded by *Ailanthus altissima* versus non-invaded sites: The explicative power of biotic and abiotic factors. *Ecological Indicators*, 103, 145-155.
- Uboni, C., Tordoni, E., Brandmayr, P., Battistella, S., Bragato, G., Castello, M., ... & Bacaro, G. (2019). Exploring cross-taxon congruence between carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and vascular plants in sites invaded by *Ailanthus altissima* versus non-invaded sites: The explicative power of biotic and abiotic factors. *Ecological Indicators*, 103, 145-155.
- van Hengstum, T., Hooftman, D. A., Oostermeijer, J. G. B., & van Tienderen, P. H. (2014). Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology*, 102(1), 4-11.
- Vilà, M., & Hulme, P. E. (Eds.). (2017). *Impact of biological invasions on ecosystem services* (Vol. 12). Cham: Springer International Publishing.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., & Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as global environmental change.
- Vogels, J., Nijssen, M., Verberk, W., & Esselink, H. (2005). Effects of moss-encroachment by *Campylopus introflexus* on soil-entomofauna of dry-dune grasslands (*Viola-Corynephorum*). *Proc Neth Entomol Soc Meet*, 16, 71-80.
- Wagner, D. L. (2020). Insect declines in the Anthropocene. *Annual review of entomology*, 65, 457-480.
- Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118.
- 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.
- Wan, C., Sosebee, R. E., & McMichael, B. L. (1993). Soil water extraction and photosynthesis in *Gutierrezia sarothrae* and *Sporobolus cryptandrus*. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 46(5), 425-430.
- Weisser, W. W., & Siemann, E. (Eds.). (2013). *Insects and ecosystem function* (Vol. 173). Springer Science & Business Media. Whitford, W. G., Forbes, G. S., & Kerley, G. I. (1995). Diversity, Spatial Variability, and Functional Roles of Invertebrates. *The desert grassland*, 152.