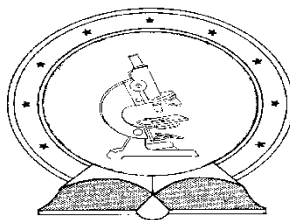


**DE TTK**



**1949**

**GYEPREKONSTRUKCIÓS- ÉS KARBANTARTÓ KEZELÉSEK  
HATÁSA TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESÉK (ARANEAE)  
DIVERZITÁSÁRA**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

SZMATONA-TÚRI TÜNDE

Témavezető

Dr. Horváth Roland

egyetemi adjunktus

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2018

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia doktori** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.  
Debrecen, 2018.06.20.

.....  
a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy **Szmatona-Túri Tünde** doktorjelölt **2007-2018** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Kvantitatív és Terresztris Ökológia doktori** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.  
Debrecen, 2018.06.20.

.....  
a témavezető aláírása

**GYEPREKONSTRUKCIÓS- ÉS KARBANTARTÓ KEZELÉSEK  
HATÁSA TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESÉK (ARANEAE)  
DIVERZITÁSÁRA**

**EFFECT OF LAWN RECONSTRUCTION- AND MAINTENANCE  
TREATMENTS ON DIVERSITY OF GROUND-DWELLING SPIDER  
(ARANEAE) ASSEMBLAGES**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében  
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Szmatona-Túri Tünde** okleveles biológia szakos tanár

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**  
(**Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja) keretében

Témavezető: Dr. Horváth Roland

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Nagy Sándor Alex .....  
tagok: Dr. Magura Tibor .....  
Dr. Müller Zoltán .....

A doktori szigorlat időpontja: 2017.12.04.

Az értekezés bírálói:

Dr. Gallé Róbert .....  
Dr. Nagy Dávid .....

A bírálóbizottság:

elnök: Dr. Magura Tibor .....  
tagok: Dr. Deák Balázs .....  
Dr. Mizser Szabolcs .....  
Dr. Müller Zoltán .....  
Dr. Várbíró Gábor .....

Az értekezés védésének időpontja:

# TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. BEVEZETÉS .....</b>	<b>1</b>
1.1. A PÓKOK ÖKOSZISZTÉMÁKBAN BETÖLTÖTT SZEREPE .....	1
1.2. A GYEPFENNTARTÓ KEZELÉSEK ÉS HATÁSUK A PÓKEGYÜTTESEKRE .....	2
1.2.1. <i>A természetvédelmi kezelési terv</i> .....	3
1.2.2. <i>A cserjeirtás</i> .....	4
1.2.3. <i>A kaszálás</i> .....	5
1.2.4. <i>A legeltetés</i> .....	6
1.3. AZ ÚTSZEGÉLYEK PÓKFAUNÁJA .....	7
1.4. A PÓKOK ÉLŐHELYVÁLASZTÁSÁT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK .....	8
1.5. A PÓKOK VADÁSZATI STRATÉGIÁJA.....	9
1.6. A NÖVÉNYZET HATÁSA A PÓKFAUNA ÖSSZETÉTELÉRE .....	10
1.7. A PÓKOK AKTIVITÁSÁT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK .....	11
<b>2. CÉLKITŰZÉS .....</b>	<b>13</b>
<b>3. ANYAG ÉS MÓDSZER .....</b>	<b>16</b>
3.1. MINTAVÉTELI TERÜLETEK .....	16
3.1.1. <i>Mátra-hegység és a Natura 2000 élőhelyek</i> .....	16
3.1.2. <i>A Mátrában alkalmazott gyepkezelési eljárások</i> .....	17
3.1.3. <i>Az autópályák mentén alkalmazott karbantartó kezelések</i> .....	19
3.2. GYŰJTŐHELYEK ÉS GYŰJTÉSI MÓDSZEREK .....	19
3.3. AZ ADATOK KIÉRTÉKELÉSE .....	24
<b>4. EREDMÉNYEK.....</b>	<b>26</b>
4.1. CSERJEIRTÁS HATÁSA A TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESEK DIVERZITÁSÁRA A MÁTRA-HEGYSÉG NATURA 2000 ÉLŐHELYEIN .....	26
4.1.1. <i>Gamma- és alfa-diverzitás</i> .....	26
4.1.2. <i>Fajösszetétel és abundancia</i> .....	32
4.1.3. <i>Béta-diverzitás és hasonlóság</i> .....	35
4.2. A KASZÁLÁSHATÁSA A TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESEK DIVERZITÁSÁRA A MÁTRA-HEGYSÉG NATURA 2000 ÉLŐHELYEIN .....	37
4.2.1. <i>Gamma- és alfa-diverzitás</i> .....	37
4.2.2. <i>Fajösszetétel és abundancia</i> .....	41
4.2.3. <i>Béta-diverzitás és hasonlóság</i> .....	43
4.3. A CSERJEIRTÁS ÉS A KASZÁLÁSHATÁSA A MAGYARAKNÁSZPÓK (NEMESIA PANNONICA) ABUNDÁNCIÁJÁRA .....	45
4.3.1. <i>A cserjeirtás hatása a N. pannonica abundanciájára</i> .....	45
4.3.2. <i>A kaszálás hatása a N. pannonica abundanciájára</i> .....	46

4.4. A LEGELTETÉS INTENZITÁSÁNAK HATÁSA A TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESEK DIVERZITÁSÁRA A MÁTRA-HEGYSÉG NATURA 2000 ÉLŐHELYEIN .....	48
4.4.1. <i>Gamma- és alfa-diverzitás</i> .....	48
4.4.2. <i>Fajösszetétel és abundancia</i> .....	55
4.4.3. <i>Béta-diverzitás és hasonlóság</i> .....	57
4.5. A KARBANTARTÓ KASZÁLÁS INTENZITÁSÁNAK HATÁSA A TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESEK DIVERZITÁSÁRA AUTÓUTAK SZEGÉLYZÓNÁJÁBAN.....	58
4.5.1. <i>Gamma- és alfa-diverzitás</i> .....	58
4.5.2. <i>Fajösszetétel és abundancia</i> .....	64
4.5.3. <i>Béta-diverzitás és hasonlóság</i> .....	66
<b>5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK .....</b>	<b>68</b>
5.1. A CSERJEIRTÁS HATÁSA A TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESEK DIVERZITÁSÁRA.....	68
5.2. A KASZÁLÁS HATÁSA A TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESEK DIVERZITÁSÁRA .....	69
5.3. A CSERJEIRTÁS ÉS A KASZÁLÁS HATÁSA A MAGYARAKNÁSZPÓK (N. PANNONICA) ABUNDANCIÁJÁRA.....	71
5.4. A LEGELTETÉS INTENZITÁSÁNAK HATÁSA A TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESEK DIVERZITÁSÁRA.....	72
5.5. A KARBANTARTÓ KASZÁLÁS INTENZITÁSÁNAK HATÁSA A TALAJLAKÓ PÓKEGYÜTTESEK DIVERZITÁSÁRA AUTÓUTAK SZEGÉLYZÓNÁJÁBAN.....	75
5.6. KONKLÚZIÓ .....	77
5.7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK ÉS TERMÉSZETVÉDELMI VONATKOZÁSUK, JAVASLATTÉTELEK .....	79
<b>6. ÖSSZEFOGLALÁS .....</b>	<b>81</b>
<b>7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....</b>	<b>90</b>
<b>8. IRODALOMJEGYZÉK .....</b>	<b>91</b>
<b>9. FÜGGELÉK .....</b>	<b>109</b>

# 1. BEVEZETÉS

## 1.1. A pókok ökoszisztémákban betöltött szerepe

A ma ismert pókszabásúak ősei hozzávetőleg 500 millió évvel ezelőtt jelentek meg a Földön. Az 1700-as években elindult szisztematikus kutatások eredményeként a pókoknak napjainkra már több mint 46 000 fajtát ismerjük (World Spider Catalog 2018). A pókok a Föld csaknem minden élőhelyét benépesítő, változatos méretű és felépítésű ízeltlábú állatok, melyek a jég borította sarkoktól (Hodkinson et al. 2001), illetve hegységektől a trópusi sivatagokig egyaránt megtalálhatók (Henschel és Lubin 1992). Jelentős faj- és formagazdagságuknak köszönhetően rendkívül változatos életmódot folytatnak. Többségük generalista ragadozó (Riechert és Harp 1987), azaz prédaspektrumuk nagy részben lefedi az ízeltlábúak széles csoportját, és elsősorban alkalmas élőhelyet választanak maguknak és nem elsődlegesen prédát (Uetz 1992). Így tehát az élőhely nagymértékben meghatározza, hogy milyen zsákmányállatot tudnak elejteni. Szárazföldi ökoszisztémákban nagy egyed- és fajszámmal képviseltetik magukat. Gazdag növénytakaróval rendelkező élőhelyek mellett gyér vegetációval bíró társulásokban is előfordulnak (Foelix 1996). A legtöbb pókfaj speciális környezeti igényekkel rendelkezik, ezért az együttesek összetétele jól jelzi az adott élőhely strukturális változását (Ysnel és Canard 2000).

A pókok ragadozó életmódjuknak köszönhetően főszerepet töltenek be az egyes ökoszisztémák anyag- és energiaforgalmában. A herbivór mortalitás nagyfokú növelése révén a fátlan társulásokban fontos szerepet játszanak (Van Hook 1971), valamint az erdei ökoszisztémákban is jelentős mértékben csökkentik a növényevők egyedszámát (Moulder és Reichle 1972). A kártékony rovarok elfogyasztásából adódó mezőgazdasági jelentőségük mellett a pókok a biomassa növelésében is jelentős szerepet

kapnak. A legtöbb pókfaj képes alkalmazkodni a változó táplálékforráshoz és a kedvezőtlen környezeti feltételekhez, mivel anyagcseréjüket lelassítva, hosszú időn keresztül képesek táplálék nélkül fennmaradni (Greenstone és Bennett 1980). Marc és Canard (1997) vizsgálatai szerint szoros kapcsolat tetelezhető fel a pókok és bizonyos préda csoportok között vadászstratégiájuk és a vegetáció különböző szintjein elfoglalt helyük alapján. Ezzel más megvilágításba helyezték a pókok és az ökoszisztéma viszonyát, hiszen az eltérő vadászati stratégiát folytató fajok specialista ragadozókként foghatók fel.

## **1.2. A gyepfenntartó kezelések és hatásuk a pókegyüttesekre**

Hazánk természeti értékeinek jelentős része füves társulás, melyek fontossága élőhelyként betöltött szerepükből adódik. Számuk az utolsó évtizedekben jelentősen lecsökkent (Bérces 2011). Visszaszorulásuk eredhet a gazdasági infrastruktúra kiterjedéséből, a gyepék feldarabolódásából vagy a legelő gazdálkodás megszűnéséből. A 90-es években újabb lendületet kapott a gyepék védelme, az 1993-as adatok szerint Magyarország gyepterületeinek 14%-a, azaz 168340 ha állt természetvédelmi oltalom, illetve az ezzel együtt járó fenntartó kezelés alatt (Kelemen 1997). Noha ezek a fátlan társulások gyenge termőképességűek, természetvédelmi szempontból felbecsülhetetlen értékeknek számítanak. Nagy számban őriznek természetvédelmi szempontból értékes fajokat (Nagy 1996; Gergely és Tenk 2013), melyek megőrzése elsősorban a nemzeti parkok feladata. Természetvédelmi szempontból legjelentősebbek a természetes és extenzív gyepék, melyek fajösszetételüknek köszönhetően nagy fontosságúak a biológiai diverzitás fenntartásában és növelésében (Déri et al. 2009). A mára szinte teljesen megszűnő hagyományos rét- és legelőgazdálkodás értékes fajok megjelenését eredményezte, melyek a gazdálkodás felhagyásával

teljesen eltűntek. A kezelések elmaradása következtében megváltozott a területek növényzeti fajösszetétele, aminek következtében megváltozott az élőhely vízháztartása és elszaporodtak az agresszív növényfajok. Egy kaszálatlan hegyvidéki fűszáraz gyepek a hirtelen megmaradása miatt idővel kékperjés lárprétté alakulhat, melynek fajösszetétele a pókok esetében is eltér az eredeti élőhelytől (Kelemen 1997). A gyepek kialakulásában és fenntartásában nagy szerepe van az ott alkalmazott gazdálkodási módoknak. A gyepek típusa meghatározza az ott alkalmazható kezelési eljárásokat. A természetvédelmi szempontból értékesebb, fajgazdag gyepeken kizárólag kaszálás, viszont azokon a kevésbé értékes degradált sztyeppréteken és franciaperjés réteken, ahol gyakoriak a taposást jól tűrő fajok a legeltetés is alkalmazható. A gyepekkezelési eljárások során olyan tevékenység folyik, mely a szukcessziós folyamatok (cserjésedés, erdősülés) visszaszorítására korlátozódik, mely elősegíti a mozaikos élőhelyek fennmaradását (Gerner et al. 2015). Védett növényfajaink harmadának élőhelyét a füves területek jelentik, így a megfelelő kezelés kiválasztása nagyfokú körültekintést igényel (Kelemen 1997). A terület jellegéhez nem illő kezelés alkalmazása, illetve a kezelések felhagyása is károsíthatja a területet és agresszív fajok elszaporodását eredményezheti (Penksza 2013). Egyes gyepek nem igénylik a beavatkozást, ha megfelelő méretű terület áll rendelkezésre, ahol a természetes folyamatok biztosítják a mozaikosságot, azonban a kisebb területű gyepek esetében e feltételek hiánya miatt a szukcessziós folyamatok kockázata nagyobb (Kelemen 1997).

### ***1.2.1. A természetvédelmi kezelési terv***

A természetvédelemről szóló 1996. évi LIII. törvény értelmében minden védettséget élvező területre készíteni kell egy kezelési tervet, melynek formai és tartalmi követelményeit a 30/2001. (XII.28.) KöM

rendelet fogalmazza meg. A természetvédelemi törvény 85. § b) pontja szerint a környezetvédelmi és vízügyi miniszter feladata a kezelési terv megállapítása. A Mátrai Tájvédelmi Körzet természetvédelmi kezelési tervét a 15/ 2008. (VI.3) KvVm rendelet határozza meg. A kezelési terv magába foglalja a terület általános jellemzőit, a természetvédelmi célkitűzéseket, a természetvédelmi stratégiákat, a természetvédelmi kezelési módok korlátozásait és tilalmait, valamint a kezelési tervet elfogadó rendelet jogszabályi mellékletét. A természetvédelemi kezelésért felelős szervnek a területen állapotfelvelelésekhez szükséges felméréseket kell végeznie, melynek eredményeiről az Igazgatóságot tájékoztatni kell. Azokon a területeken, ahol jelentősebb természeti értékek vannak jelen, ott részletes kutatási terv készítése szükséges. A gyepterületről szóló kivonat meghatározza, hogy mely területeken milyen kezelési mód alkalmazható. A kezelő szervnek tájékoztatni kell a gazdálkodókat a kezelés alatt álló területek elhelyezkedéséről. A gyepterületen tilos a felülvetés, a gyomirtók alkalmazása, a trágyázás, illetve mindenfajta építmény létesítése. A gyepterületből származó szénát és faanyagot, mint hulladékokat el kell szállítani, a területen 1 éven túl nem tárolhatók (lásd 2012. évi CLXXXV. törvény a hulladékról) (A fejezet kifejtése a Bükk Nemzeti Park kezelési terve (<http://bnpi.hu/oldal/kezelesi-tajrendezesi-terv-35.html>) és a magyar állami természetvédelem hivatalos honlapja (<http://www.termeszetvedelem.hu>) alapján történt.

### ***1.2.2. A cserjeirtás***

A tájidegen és agresszíven terjedő növényfajok visszaszorítása történhet gyűrésssel, pl. akác esetében, vagy sarjleveréssel, továbbá alkalmazható vegyszeres kezelés is, amely a gyomok elpusztításában szintén használatos kezelési eljárás. A nagyobb kiterjedésű cserjés területek

szárvágással végzett kezelésénél figyelembe kell venni a szaporodási, fészkelési és költési időt. A kezelés jótékony hatással van a gyepek vegetációjának fajgazdagságára, melyet az évelő pázsitfűvek és kétszikűek számának növekedése jelez (Penksza et al. 2016).

A pókegyüttesekre nézve már kismértékű beavatkozás is hatást gyakorolhat. Ezt igazolja Rákóczi és Samu (2012) Budai Sas-hegyen végzett vizsgálata, mely során a rövidtávú orgonairtás is okozott csekély változásokat a pókegyüttesek összetételében.

### ***1.2.3. A kaszálás***

A kaszálás, a legeltetéssel teljesen eltérő vegetáció kialakulását eredményezi (Klapp 1955). Az egykor alkalmazott kézi kaszálás, mely az állattartó társadalomban is nagy jelentőséggel bírt, sokkal több időt vett igénybe, mint a gépi kaszálás. Természetvédelmi szempontból ugyan előnyösebb a kézi kaszálás alkalmazása, azonban nem minden területen megoldható. Napjainkban teret nyert a gépi kaszálás, mely megnövelte a kezelhető terület méretét, de számos hátránnyal is járt. A kaszálás ideje rövidül, nem hagyva időt a fajok alkalmazkodásához, a nehézgépek károsítják a talajt, így fokozódik a gyomok elterjedése, továbbá egyszerre nagy terület kaszálható, ezért nem marad menedékhely a fajok számára (Kelemen 1997). A gyors sebességű és alacsonyan vágó kaszák számos élőlény sérülését és halálát okozzák, ami veszélyezteti a fajok fennmaradását a kezelt területeken (Déri et al. 2007). A kézi kaszálás ezzel szemben egyes gyeptípusok esetében a vegetáció fajgazdaságára hathat hátrányosan (Deák és Tóthmérész 2006).

A kaszálás jótékony hatását a pókfaunára Pozzi és mtsai (1998) vizsgálata alátámasztja. Adataik szerint a gyepek gazdag pókfaunájának megóvásához szükség van alacsony intenzitású kaszálásra. Decler (1990)

nedves gyepeken végzett vizsgálatai során azt tapasztalta, hogy a kaszálás a gyakori pókfajokra kedvező hatással volt, a ritka fajok abundanciáját viszont csökkentette.

#### ***1.2.4. A legeltetés***

A legelterjedtebb kezelési eljárás a legeltetés. Hatása hosszabb távú, mint más kezelési eljárásé, illetve a legelő állatok taposása révén a talajszerkezetre is nagyobb hatással van, mint más kezelések (Béri et al. 2004). A legelő állatok szelektív táplálkozásából adódik a terület mozaikossága, mely a biodiverzitás szempontjából nem elhanyagolható (Klapp 1955). Befolyásoló tényező a legelő állat fajszáma, egyedszáma, valamint a legeltetés technológiája, melyek megválasztását a növényzet összetételéhez kell igazítani. A legelés hatására megváltozik az adott vegetáció struktúrája, a növényfajok abundanciája és a diverzitása (Bullock et al. 2001). A legelő állatok trágyájukkal hozzájárulnak a biodiverzitás növeléséhez, ugyanis ürülékük számos rovar alapvető tápláléka, illetve ezek a rovarok további rovarévő madaraknak szolgálnak táplálékkul (Kelemen 1997). A háziállatok alkalmazása legeltetés céljából egyre csökkenő tendenciát mutat, ugyanis a hagyományos legelőgazdálkodás megszűnésével egyre kevesebb területen alkalmazzák ezt az eljárást. Nagy figyelmet kell fordítani a fajok kiválasztására a legelő állatfaj legelési stratégiájának változatossága miatt. A szarvasmarha a magas növényzetet is elfogyasztja, ezzel felnyitja az élőhelyet, a juhokkal történő legeltetés rövid fűvű legelőket eredményez, mely hatására mozaikos vegetáció alakul ki (Penksza 2013). A kecskék alkalmazása nem gyakori, hiszen agresszíven, mindent lelegelnek (Kelemen 1997). Velük szemben a lovak szelektíven táplálkoznak, ezért egyes növényfajokat teljesen elkerülnek, míg más fajokat kiirthatnak a területről (Penksza 2013).

A legeltetés jelentős hatással van a pókegyüttesek összetételére (Pozzi et al. 1998), hiszen a tájhasználat megváltozása nagy hatást gyakorol az élőhely fajösszetételére, számos zavarást nem tűrő faj eltűnik és más, a táplálékláncba beilleszkedő faj telepszik meg a területen. Az extenzív és intenzív legeltető gazdálkodás eltérő fokú faunaátalakulást eredményezhet. Bonte és mtsai (2000) szerint az intenzív legeltetés nyílt helyeket kedvelő, jó diszperziós képességgel rendelkező fajokból álló, homogén együttest eredményez, azonban az extenzív művelés során változatosabb együttesek alakulnak ki. Gallé (2011) Alföldön végzett vizsgálatait során az intenzíven legeltetett gyepeken főként generalista, zavarást jól tűrő fajokat talált. Batáry és mtsai (2008) azonban arra jutottak, hogy a pókok fajgazdagsága és abundanciája az intenzíven és mérsékelten legeltetett gyepék között csak kismértékű eltérést mutatott.

### **1.3. Az útszegélyek pókfaunája**

Az utak új ökoszisztémaként jelennek meg, melyek élőhelyet biztosítanak számos növény (Hansen és Clevenger 2005; Pauchard és Alaback 2006) és állatfaj számára (Trombulak és Frissell 2000; Forman 2002; Holderegger és Di Giulio 2010; Le Viol et al. 2012; Knapp et al. 2013). Egy holland tanulmány (Noordijk et al. 2008) szerint az útmenti sávokra jellemző pók- és bogáregyüttesek fajszáma a természetes és a természetközeli élőhelyekhez hasonló értéket mutatott. Noordijk és mtsai (2009b) egy másik vizsgálatuk során számos vörös listán szereplő ízeltlábú fajról számolnak be az útmenti élőhelyekről. Ez azzal is magyarázható, hogy ha az útszegélyek vegetációja összhangban van a természetes élőhelyek fajösszetételével, akkor az útmenti szegélyek megnövelhetik a természetvédelmi területek méretét (Vermeulen 1993). A szegélyzónák ökológiai folyosóként is funkcionálnak lehetőséget adva a fajok

elterjedésének és adaptációjának (Getz et al. 1978; Vermeulen és Opdam 1995). Egy cseh autópályákon végzett vizsgálat (Knapp et al. 2013) rámutat arra, hogy a szegélyek megnövelhetik a pókok denzitását, hiszen megfelelő élőhelyet biztosítanak számukra. Mindezek a potenciális hatások természetesen a fajstruktúra és a táji jellemzők közötti összetett kölcsönhatásoktól függenek (Woltz et al. 2008; Balkenhol és Waits 2009). Egy magyarországi autópálya szegélyekben végzett kutatás szerint (Kiss et al. 2012) több élőlénycsoportra nézve is meglepően nagy fajgazdagság jellemzi az útszegélyeket. Több védett és faunára új faj került elő. Szita és mtsai (2013) igazolták, hogy az autópálya menti pihenő sávokban végzett rendszeres kaszálás nagymértékű bolygatást jelent a pókegyüttesekre nézve. Hatására főként mezőgazdasági területekre jellemző agrobiont fajok, illetve a lombkoronaszint zavarását jól tűrő fajok kerültek elő nagy számban. Le Viol és mtsai (2008) eredményei szerint az útmenti sövények jelenléte a szegély pókegyütteseinek diverzitására kedvező hatással volt, tehát a sövények és füves élőhelyek döntő fontosságúak a diverzitás fenntartásában.

#### **1.4. A pókok élőhelyválasztását befolyásoló tényezők**

A pókok kiváló indikátor szervezetek (Horváth et al. 2009; Blandin 1986; Blick 1988), melyek a környezeti tényezők és az élőhely strukturális változására érzékenyen reagálnak (Horváth 2012). A talajon mozgó pókfauna összetételét, valamint a térbeli mintázatát túlnyomórészt a klimatikus feltételek szabályozzák, többek között a páratartalomnak (Kovács 2003), árnyékolásnak és a talajnedvességnek (Entling et al. 2007) van nagy szerepe. Cattin és mtsai (2003) szerint kevés faj kötődik a nyílt területekhez, de egyesek, mint az *Arctosa* fajok kimondottan kedvelik a talajra jutó fényt. A területválasztásban nagy jelentősége van az élőhely strukturális elemeinek, melyek befolyásolják a környezeti tényezőket is. A

legnagyobb különbség az élőhely strukturális tulajdonságai közül a lombkorona záródásánál észlelhető (Jukes et al. 2001). A zárt lombkorona árnyékolja a talajszintet, valamint csökkenti a szél erősségét, ezért összehasonlítva a gyepekkel, kisebb a hőmérsékletingadozás és magasabb a talajnedvesség (Pearce et al. 2004). A pókok és a vegetáció struktúrája között szoros kapcsolat áll fenn (Horváth et al. 2009). Azonban a növényzet és a pókok között nincs direkt táplálkozási kapcsolat (Samu 2007). A pókfajok nem egy növényfajtól, hanem a vegetáció szerkezetétől függenek (Zschokke 1996), ami szabályozza a mikroklimát és befolyásolja a táplálékkinálatot (Samu 2007). A növényzeti diverzitás, illetve a növekvő fajszám hozzájárul a diverz élőhely kialakulásához, mely a pókegyüttesek fajszámának növekedését eredményezheti (Jeanneret et al. 2003). A pókegyüttes legnagyobb diverzitása és abundanciája azokon az élőhelyeken tapasztalható, ahol az élettelen környezeti tényezők stabilitást mutattak, illetve a vegetációszerkezet is állandó (Kovács 2003).

### **1.5. A pókok vadászati stratégiája**

A pókok elterjedésére a vadászati stratégiájuk is hatással van (Dennis et al. 2001), mely alapján a fajok két nagy csoportra oszthatók, a hálózövő és a vadászó fajokra (Turnbull 1973). Más tanulmányok alapján ezek a kategóriák tovább finomodnak a napi aktivitás (éjszakai vadászok, nappali vadászok) (Post és Riechert, 1977), a vadászat módja (karolók, ugrópókok) (Post és Riechert 1977), valamint a háló szerkezete alapján (kerekhálósok, térhálósok) (Szinetár 1993). A vadászó pókfajok, olyan lesből támadók, cserkészők, lombozaton futó vagy talajon futó pókfajok (Uetz et al. 1999), melyek háló segítségével nélkül ejtik el a prédaállatot (Marc et al. 1999). Azok a vadászó fajok, melyek egy kiválasztott leshelyen várakoznak áldozatukra, esetenként egész életüket ezen az egy helyen töltik.

A keresgélő stratégiát alkalmazó fajok zsákmányukat állandóan keresgetve, hatalmas területeket képesek bejárni. Isaia és mtsai (2006) talajcsapdás gyűjtésekkel végzett vizsgálata azt mutatta ki, hogy az élőhely heterogenitása a nappal aktív farkaspók fajok számára pozitívan hatott, ellenben a térhálós fajokkal. Továbbá bizonyított az is, hogy a talajon vadászó fajok, mint a farkaspókok és a termofil hálósövényök a nyíltabb vegetációt preferálják (Dennis et al. 2001).

### **1.6. A növényzet hatása a pókfauna összetételére**

A különböző élőhelytípusok pókegyütteseinek jól megkülönböztethetők egymástól. A fás társulások pókfajai kisebb termetűek, mint a fátlan társulásokban élő egyedek (Moulder és Reichle 1972). A társulások jellege az autoökológiai hatás mellett közösségökológiai befolyással is bír. Mind a fás, mind a füves társulások fő jelentősége az élőhelyi szerepükből adódik. A fás társulások diverzitásbeli különbségei az eltérő fényviszonyokból (Schuldt et al. 2008), míg a füves élőhelyek pókegyütteseinek esetében az eltérő vízellátottságból adódhatnak (Pétillon et al. 2008). A fátlan társulások pókegyütteseinek összetétele és denzitása függ a talajnedvességtől (Kajak et al. 2000), a vegetáció magasságától és a fűavar vastagságától (Pétillon et al. 2008). A pókegyüttesek összetételét az élőhely struktúrája nagyobb mértékben befolyásolja, mint a növényi fajösszetétel, így lehetséges, hogy a pókegyüttes diverzitása nőni fog a csökkenő növényi fajszám ellenére is (Dennis et al. 2001). A fás társulások szerkezeti változása jelentős hatást gyakorol a pókegyüttesek összetételére, hiszen a társulás felnyílása mozaikos aljnövényzetet eredményez, mely kedvez a diverz pókegyüttes kialakulásának (Ziesche és Roth 2008). Horváth és mtsai (2015) kimutatták, hogy füves társulásokban az élőhely fragmentumok mérete és a növényzeti borítás, valamint az avar vastagsága pozitív hatással volt a fajgazdagságra és

az egyedszámra. Debnár (2012) tanulmánya arra a kérdésre kereste a választ, hogy van-e összefüggés a pókok fajszáma és a terület mérete, izoláltsága, illetve a lágyszárú növényzet átlagos magassága között. Az eredmények alapján kiderült, hogy a terület izoláltsága és a folt mérete nem befolyásolja a fajsámot, de a lágyszárú növények magassága összefügg a területen élő pókfajok számával. Minél nagyobb a növények magassága annál több pókfaj található a területen.

### **1.7. A pókok aktivitását befolyásoló tényezők**

A pókok aktivitását befolyásoló tényezőkről egyre több irodalmi adat áll a rendelkezésünkre. Közismerten az egyik legfontosabb tényező az ivarérettség, illetve a magas hőmérséklet, mely fokozza az egyedfejlődés ütemét (Schaefer 1987). A magas hőmérséklet hatására az egyedfejlődés felgyorsul, és az ivarérettség hamarabb bekövetkezik. A hőmérséklet csökkenésével az ivarérettség eléréséhez szükséges időszakasz megnő (Kiss 2003). Egyes pókfajokat hátrányosan érint a magas hőmérséklet. A hazánkban védettséget élvező magyar aknászpók [*Nemesia pannonica* (Herman, 1879)] számára a magas hőmérséklet inaktíváló tényezőt jelent. Loksa (1984) megfigyelései igazolták, hogy a *N. pannonica* a nyári időszakban lezárja tárnáit, és nyugalomba vonul. A vizsgálatait képező, szabadtéri terráriumban tartott egyedek nagy része élelem és víz nélkül, állandó 28°C-on tartva inaktívá vált. Azonban nem közvetlen a magas hőmérséklet volt a kiváltó ok, hanem a meleg hatására bekövetkező vízhiány. Kedvező víz és élelem ellátás, illetve állandó 28°C mellett az egyedek aktivitása nem csökkent. A nyári inaktivitásnak köszönhetően természetes körülmények között a fajra egy évben két, egy tavaszi és egy őszi szaporodási ciklus a jellemző. Loksa (1984) adatait összevetve Lajos és Vadkerti (2007) eredményeivel arra is lehet következtetni, hogy a nőstény

egyedek soha nem hagyják el tárnáikat, ezért begyűjtésük kizárólag közvetlenül a lakócsövekből lehetséges.

Korenko és mtsai (2010) különböző pókfajok táplálkozási küszöbhőmérsékletét vizsgálva azt tapasztalták, hogy az egyes fajok esetében eltérést mutat. A fényviszonyok szerepét több tanulmány (Marc et al. 1999; Schaeffer 1977) bizonyítja, melyek szerint a hosszú nappalok növelik a vedlések között eltelt idő hosszát. Kiss (2003) a pusztai farkaspókok (*Pardosa agrestis* (Westring, 1861)) autoökológiai vizsgálatai során igazolta, hogy a hőmérséklet mellett a megvilágítás időtartamának is fontos szerepe van az ivarérettség elérésében. Eredményei szerint hosszúnappalos megvilágítás mellett minden egyed, míg rövidnappalos megvilágítás mellett csak az egyedek 55 %-a vált ivaréretté. Változó testhőmérsékletű állatok lévén, a napsütés kedvező hatása is érvényesül, mely főleg a sötét színű egyedeknél jelentős (Fabre 1979). A hím *Pardosa* egyedek mozgására kedvezőbb hatással van a fehér fény, mint a vörös. Ezzel ellentétben a nőstények kevésbe reagálnak a fényintenzitás változására (Baatrup és Bayley 1993).

## 2. CÉLKITŰZÉS

A környezet változásaira érzékenyen reagáló, fajgazdag csoportot képviselő pókok (*Araneae*) vizsgálata az adott élőhelyről számos információt szolgáltat, ezért a természetvédelmi területek szempontjából is nagy jelentőséggel bír. Munkámban a gyepkezelések talajlakó pókegyüttesekre gyakorolt hatásának vizsgálatát tűztem ki célul. Az élőhelyfenntartó kezelés összetett feladat, hiszen gyakran találunk olyan területeket, ahol jelentős természeti értékek vannak jelen, s amelyek megőrzése fontos feladat, legyen az erdő, fátlan társulás, vizes élőhely vagy urban terület. A hegyvidéki területeken a kezelések célja a hagyományos hegyvidéki rét- és legelőgazdálkodás helyettesítése és ez által a védett állat- és növényfajok megőrzésének elősegítése és a rét, mint élőhely fenntartása.

Kutatásaimat természetközeli és zavart élőhelyeken végeztem. A Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein vizsgáltam a cserjeirtás, a kaszálás és a legeltetés talajlakó pókegyüttesekre gyakorolt hatását, melyet a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság (továbbiakban BNPI) támogatott és koordinált. A hagyományos hegyvidéki rét- és legelőgazdálkodás napjainkra teljesen eltűnt, ezzel együtt a rétek fajösszetételében is jelentős változások álltak be. Csökkent a ritka, védett fajok száma, a rétek gyomosodnak, cserjésednek és végül beerdősödnek (Szemán 1990). Mivel a legeltetés és kaszálás tartotta életben a gyepet, ezért ezeknek a kezeléseknek a pótlása létfontosságú a fajösszetétel és közösség szerkezet szempontjából. A hegyvidéki réteken végzett élőhelyvédelmi, élőhely-helyreállítási beavatkozásokkal a terület fajgazdagsága megőrizhető, sőt esetenként növelhető. Az ennek érdekében történő kezelések hatással lehetnek a pókfauna összetételére. A kutatásaim főbb célkitűzései az alábbiak voltak:

a) megvizsgálni, hogy a cserjeirtást követő három év során milyen változások következnek be a talajlakó pókegyüttesek összetételében és

diverzitásában. A cserjeirtás az élőhely struktúráját megváltoztatva hatással van a mikroklíma alakulására és ezek miatt a fajgazdagság, a diverzitás és a béta-diverzitás jelentős mértékű változására számíthatok. A diverzitás éves dinamikáját vizsgálva feltehetően rövid ideig fog tartani a növekedési tendencia, a további fenntartó kezelések elmaradása miatt. Ez mellett célul tűztem ki a cserjeirtott élőhelyek, a cserjések és a kaszálórétek talajlakó pókegyütteseinek közötti különbségek feltárását. Az extenzív gyepek zoológiai és botanikai szempontból is jelentős élőhelyként betöltött szerepe miatt azt feltételezem, hogy a legnagyobb diverzitás a kaszált réteket fogja jellemezni, feltehetően nagyobb fajszám várható ezeken az élőhelyeken. Illetve feltételezem a kezelt területek nagyobb diverzitását a cserjésekhez viszonyítva.

b) megvizsgálni, hogy a kaszálók vagy a kaszálástól mentes hegyvidéki rétek pókegyütteseinek rendelkeznek a legnagyobb fajgazdagsággal és diverzitással. A kaszálórétekre jellemző nagy növényi fajszám és változatos vegetációstruktúra a pókok fajszámának növekedését eredményezi (Zschokke 1996), ennek tükrében ezeken az élőhelyeken a pókok nagyobb fajgazdagságára számíthatok.

c) megvizsgálni, hogy a cserjeirtás és a kaszálás hogyan hat a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879), hazánk természetvédelmi szempontból egyik legértékesebb pókfajának abundanciájára. Szinetár és mtsai (2012) eredményeit figyelembe véve a *N. pannonica* nagyobb egyedszámát a kezelt élőhelyeken várom.

d) eltérően hat-e a legeltetés a cserjés, illetve a kaszálórét talajlakó pókegyütteseire, valamint két, egymást követő kezelés (legeltetés és cserjeirtás) milyen hatással van az együttes diverzitására. Feltételezem, hogy a legeltetés és a cserjeirtás együttesen jelentős degradáló hatást gyakorol a pókegyüttesekre, ezért az irtott cserjések esetében a béta-diverzitás értéke is nagyobb lesz a kontroll és a kezelt élőhely között, mint a kaszáló réteken,

továbbá eltérések tapasztalhatók majd a két vizsgált élőhely típus pókegyüttesének összetétele és diverzitása között is. Ez mellett megvizsgáltam, hogy milyen hatása van a legeltetés eltérő intenzitásának a talajlakó pókegyüttesek diverzitására. A legeltetés a pókfaunára legtöbbször nem káros hatású (Szalkovszki et al. 2007), azonban a túlzott legelés és taposás a pókegyüttes degradációját okozhatja (Szinetár et al. 2012). A mérsékelt legelésnek köszönhetően a lokális fauna fejlődésére, az intenzív taposás esetén a csökkenő gyepmagasság és avar mennyiség miatt viszont a diverzitás visszaesésére számítok.

A karbantartó kaszálásnak a talajlakó pókegyüttesekre gyakorolt hatását magyarországi közutak mentén végeztem a Magyar Tudományos Akadémia Duna Kutató Intézet CEDR-Harmony projekt keretén belül. A vizsgálataim során arra kerestem a választ, hogy:

*e)* a kaszálás milyen változásokat okoz a főútszegélyek talajlakó pókegyütteseiben és milyen intenzitású kaszálás alkalmazásával érhető el a pókegyüttesek legnagyobb diverzitása? A kaszálások évenkénti gyakorisága nagy befolyással van a pókegyüttesek összetételére, hiszen a túlzott (évente három vagy négy) kaszálás agrobiont fajok megjelenését okozhatja (Szita et al. 2013), ennek tükrében a mérsékelt (évente kétszer) kaszált élőhelyeken várom a legnagyobb fajgazdagságot. Valamint megvizsgáltam, hogy az szegélyélőhelyek típusa befolyásolja-e, hogy mely kaszálási intenzitás hatására válik az élőhely a legdiverzebbé és a legfajgazdagabbá. Feltételezem, hogy a szegélyekkel szomszédos élőhelyek zavartsága és struktúrája hatással lesz a szegélyek pókegyütteseinek az összetételére és fajgazdagságára.

## 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 3.1. Mintavételi területek

#### 3.1.1. Mátra-hegység és a Natura 2000 élőhelyek

A természeti értékek megóvása érdekében 12141 hektárnyi területen, 1986-ban jött létre a Mátrai Tájvédelmi Körzet (1. ábra). Elhelyezkedése két megyét érint, Heves és Nógrád megyét. A Bükk Nemzeti Park Igazgatóságához tartozó tájvédelmi körzethez két országos jelentőségű természetvédelmi terület köthető, a gyöngyösi Sár-hegy és a siroki Nyírjesztő. A Mátra-hegységet a mérsékeltövi, hegyvidéki éghajlat jellemzi, mely domborzati viszonyaiból adódik. Alacsonyabb középhőmérséklete miatt szigetszerűen emelkedik ki a környező, magasabb hőmérsékletű területekből. A csapadék éves átlagos mennyiségét nagymértékben befolyásolja a domborzata.

A hegyre tipikusan pannon biogeográfiai karakterek jellemzők, a különböző társulások és változatos növényfajok egymáshoz közel elhelyezkedve diverz vegetációt alakítanak ki. A csúcsok alatt elhelyezkedő függőleges oldalak páratlan fajoknak adnak élőhelyet. A hegység kimagaslik a Kárpátokat idéző montán elemek (pl. *Saxifraga paniculata*, *Ribes alpinum*) nagy fajgazdagságával is, melyek főként a különleges sziklaalakzatokhoz kötődnek (Vojtkó et al. 2010). A Mátra fennsíkja a gyertyános-tölgyes, bükkös zónába tartozik. Az erdőirtás és gazdálkodás hatására kialakult másodlagos réteken számos védett és ritka faj fordul elő. A vulkanikus eredetű vízzáró jelleg eredményeként lápos területek gyakran megfigyelhetők, foltokban még a száraz gyepekben is előfordulnak. Az északi oldalon 550 m magasságban cseres-tölgyesek húzódnak, melyeket délen 650 m magasság körül találjuk. A gyertyános-tölgyest, majd a bükköst

900 m fölött magashegyi bükkös váltja fel. Az északi oldalon elterülő montán bükkös jellegzetes növényei a havasi rózsa (*Rosa pendulina*) és a pávafarkú salamonpecsét (*Polygonatum verticillare*). A nyílt sziklagyepek tipikus növényfaja a sziklai csenkesz (*Festuca pseudodalmatica*) és a magyar perje (*Poa pannonica scabra*), melyek szomszédságában elterülő gyöngyvesszős cserjések társulást alkotó növénye a szirti gyöngyvessző (*Spiraea media*) és a mátrai madárbirs (*Cotoneaster matrensis*).

A Natura 2000 területek kijelölése az Európai Unió két természetvédelmi irányelvén alapul, melyek szerint a Natura 2000 hálózat madárvédelmi (Special Protection Area-SPA) és élőhelyvédelmi (Special Area of Conservation-SAC) területekből áll. A hálózat célja a biodiverzitás megőrzése a természetes élőhelytípusok és a ritka, bennszülött, illetve védett fajok természetvédelmi helyzetének fenntartásával (Magos et al. 2010). A Mátra nagy része madárvédelmi terület, mely mellett hat élőhelyvédelmi és több védett területtel is rendelkezik. Ilyen védett és élőhelyvédelmi terület a Sár-hegy természetvédelmi terület is, mely az Alföld felé nyitott helyzetének köszönhetően a Mátra többi részétől eltérő, gazdag növény- és állatvilággal rendelkezik. Értékes élőhelyei közül legjelentősebbek a kontinentális cserjések (pl. *Amygdalaetum nanae* és *Waldsteinio-Spiraeetum mediae*), illetve a pannon sziklagyepek (*Stipo-Festucetalia pallentis*).

### **3.1.2. A Mátrában alkalmazott gyepterületi eljárások**

A Mátra déli peremhegyén, a Sár-hegyen a 100 évvel ezelőtti filoxéravész miatt kipusztult szőlők maradványai mellett új szőlő- és gyümölcsültetvények határolják a réteket. A másodlagosan kialakult gyepeken egészen 1998-ig folyt legeltetés, bár ennek mértéke folyamatosan csökkent, legtovább a Sár-hegy legdélebbre fekvő részeit hasznosították.

A Mátra azon részein, ahol a növénytermesztés nem volt lehetséges, ott a terület sajátosságait kihasználva a havasi jellegű legelő- és rétgazdálkodás terjedt el. A 200-250 évvel ezelőtt, a felső-mátrai fálvakban az üveghuták működéséhez szükséges faanyagot az erdő biztosította. Az erdőirtás eredményeként alakultak ki a fátlan társulások, melyeken később kaszálás és legeltetési gazdálkodás folyt. Az emberek szarvasmarhát, lovat és kecskéket legeltettek a hegyi réteken, melynek eredményeként nagy kiterjedésű, gazdag fajösszetételű gyepek alakultak ki. Az így létrejött gyepek napjainkra elbokrosodtak, beerdősödtek.

A Mátrában 1986-1989 között kézi cserjeirtást alkalmaztak, majd forráshiány miatt ezek elmaradtak. A munkák 1998-2000 között újratekintődtek, és azóta a gyepek szükségleteinek megfelelően napjainkig folyamatosan zajlanak. Ezek főként gépi szárzúzások, melyek után évente egy alkalommal, az időjárási viszonyok függvényében ősszel, vagy késő nyáron kaszálás történik javarészt gépi kaszákkal, a biomassa eltávolítással együtt. A kezelések során forgó módszert alkalmaznak a menedékhelyek és a táplálékforrás fenntartása érdekében.

2010-2015 között KEOP pályázat keretében gyeprekonstrukciós munkák folytak, ennek során kézi sarjleverés történt a biomassa eltávolításával, mely Gyöngyössolymos, Sár-hegy, Parád és Mátraszentimre cserjésedett területeire korlátozódott. A területeken ezt követően a 2015-ös évig kezelések (szárzúzás, kaszálás) nem történtek, ezért egy homogén, alacsony cserjékkel borított társulás alakult ki.

2014-ben kezdődött a parádi Somhegy-bükki legelőn a racka juhokkal és szarvasmarhákkal történő legeltetés, mely a cserjésedéssel veszélyeztetett gyepek fenntartását célozta meg. A kezelés során a mérsékelt legeltetés fenntartására törekszenek, az intenzitás szabályozása pedig a vegetáció állapotfelmérése alapján történik.

### **3.1.3. Az autóutak mentén alkalmazott karbantartó kezelések**

A Magyar Közút Nonprofit Zrt. a kezelésében lévő közel 32 000 kilométernyi országos közúthálózat fenntartási és üzemeltetési feladatait látja el, melyek között a szegélyzóna karbantartása is jelentős szerepet kap. A közút határán belül található cserjéken és fákön évente egyszer alakító metszést kell alkalmazni. Amennyiben a látótávolságot, illetve a közúti jelzések láthatóságát akadályozza a növényzet, akkor azt el kell távolítani (ld. 5/2004. (I. 28.) GKM rendelet a helyi közutak kezelésének szakmai szabályairól). A kezelő szerv az útmenti gyepsávokra vonatkozó karbantartó kaszálásokat az adott útszakasztól függően évente tervezetten, kétszer vagy háromszor írja elő. A cserjeirtás és a kaszálás mellett vegyszeres gyomirtást is alkalmaznak. Ezen kezelések szerepe sokrétű: a gyomosodás megelőzése mellett többek között a gépjármű vezetők számára az adott útszakasz egyhangúságának csökkentése. A folyamatosan végzett fenntartási munka elősegíti az út értéktartását. A kezelések faunára gyakorolt hatásuk mellett botanikai jelentőséggel bírnak, mely főként az allergén fajok kiküszöbölésében keresendő. A kaszálás gépi és kézi kaszákkal egyaránt történhet.

### **3.2. Gyűjtőhelyek és gyűjtési módszerek**

A dolgozat több monitoring eredményét taglalja, ezért a gyűjtési módszerek eltérőek. Minden vizsgálat alkalmával használtam talajcspadás mintavételezést, melyhez 10 cm szájátmérőjű, fél liter űrtartalmú, farostlemez fedővel fedett műanyag poharak alkalmaztam. A Barber-cspadás gyűjtések során a csapdafeltöltés 75%-os etilén-glikol oldattal történt.

a) A cserjeirtás hatásának vizsgálata során a BNPI Mátra-hegységre vonatkozó természetvédelmi kezelési terve alapján kijelölt négy gyűjtőhelyen

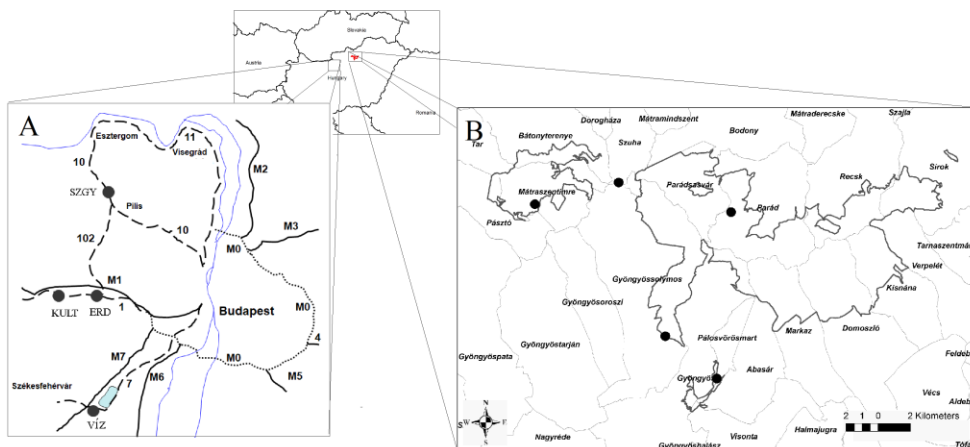
(Sár-hegy természetvédelmi terület, Gyöngyössolymos, Fallóskút, Parád) cserjeirtásra szánt (kezelt cserjés) területeken, illetve kontroll réteken (évente egyszer kaszált) és kontroll (kezeletlen) cserjés területeken végeztem gyűjtéseket 2012 és 2015 között (1. táblázat). Cserjeirtás előtt és után is gyűjtöttem, ezért eredményeim a cserjeirtás közvetlen hatását is bemutatják. A cserjeirtás 2012 végén, a gyűjtések után történt. Mintavételi helyenként a terület méretének függvényében lineárisan, egymástól 4-5 m, a szegélytől 10 m távolságra elhelyezett 5-5 darab Barber-csapdát alkalmaztam. A BNPI által kiadott javaslat alapján a csapdák évente kétszer, tavasszal (május-június) és ősszel (szeptember-október) 6-6 héten keresztül működtek. A csapdák ürítése kéthetente történt.

b) A kaszálás hatására irányuló vizsgálat során a Mátra-hegység három különböző gyűjtőhelyén (1. Sár-hegy természetvédelmi terület (déli peremhegy), 2. Fallóskút, 3. Bátorterenyé-Fallóskút (északi plató)) jelöltem ki egy-egy kaszált és egy-egy nem kaszált (kontroll) rétet (1. táblázat). A gyűjtéseket 2010 és 2012 között végeztem, a terület védett jellege és az ott élő védett fajok megóvása érdekében nem használtam ölfolyadékot. Minden mintavételi helyen tizenkét csapdát helyeztem ki random elrendezésben, egymástól és a szegélytől hasonló távolságra. A csapdák egy évben három alkalommal (április-május, július-augusztus, szeptember-október), három héten keresztül voltak kihelyezve. Az egyedek begyűjtését 48 óránként végeztem.

c) A magyar aknászpók (*N. pannonica*) abundanciavizsgálata az a) és b) pontban ismertetett mintavételi helyeken és módszerek alapján történt.

d) A legeltetés hatásának vizsgálatát a parádi Somhegy-bükki legelőn végeztem, ahol a legeltetés, mint kísérleti kezelés valósult meg összesen 9 hektár területen, szarvasmarhákkal és racka juhokkal. A vizsgálat során csak négy mintaterületet volt lehetőségem kijelölni, mivel a legeltetés még kísérleti szakaszban volt és koordináltsága nem volt teljes: (1) egy legeltetett

kaszálórétet, (2) egy legeltetett cserjést (2015-ös év végén cserjeirtással kezelve), (3) egy kontroll kaszálórétet és (4) egy kontroll irtott cserjést. A legeltetés elkezdése előtt 2014-ben, majd mérsékelt legeltetés alatt 2015-ben, illetve intenzív legeltetés során 2016-ban végeztem gyűjtéseket (1. táblázat). A legeltetett élőhelyek együtteseit kontroll élőhelyek együttesével technikai okok miatt, csak az intenzív legeltetés alatt (2016) volt alkalmam összehasonlítani, ezért a korábbi évek (2014, 2015) adatait összevettem az Országos Meteorológiai Intézet által kiadott, Parádi-Recski medencére vonatkozó éves középhőmérsékleti és éves átlagos csapadékmennyiségi adatokkal. A legeltetés intenzitásának megállapítása a vegetáció magasságának mérésével történt. A mintavételi helyeken a terület méretének függvényében egymástól 4-5 méter, a szegélytől 10 m távolságra elhelyezett 5-5 darab Barber-csapdát alkalmaztam, melyek évente kétszer, tavasszal (május-június) és ősszel (szeptember-november) 6-6 héten keresztül működtek. A csapdaürítések kéthetente történtek.

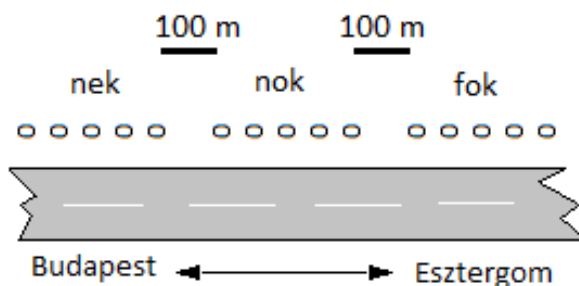


**1. ábra.** A mintaterületek elhelyezkedése a vizsgált autóutak mentén (A) (SZGY: száraz gyepek, KULT: kultúr élőhely, ERD: erdős élőhely, VÍZ: vizes élőhely), és a Mátra hegységben (B).

**1. táblázat.** A Mátra-hegység mintaterületei (**V:** *védettség*: VT: védett terület, SPA: madárvédelmi terület (Special Protection Area), SAC: élőhelyvédelmi terület (Special Area of Conservation), **GyH:** *gyűjtőhelyek*: GyS-Gyöngyössolymos, SH-Sár-hegy, FK-Fallóskút, B-FK: Bányaterenyefallóskút, **K:** *vizsgált kezelés*: Cs: cserjeirtás, Ka: kaszálás, L: legeltetés, M: mintaterület, Ve: vegetáció).

V	GyH	K	M	Ve
VT, SPA	GyS	Cs	Kontroll rét	<i>Campanulo-Stipetum tirsae</i>
			Kontroll cserjés	<i>Pruno spinosae-Crataegetum</i>
			Irtott cserjés	<i>Campanulo-Stipetum tirsae</i>
VT, SAC	SH	Cs	Kezelt cserjés	<i>Pulsatillo montanae-Festucetum rupicolae</i>
			Kontroll cserjés	<i>Pruno spinosae-Crataegetum</i>
		Cs/Ka	Kontroll rét	<i>Trifolio montanae-Danthonietum alpinae</i>
			Ka	Kontroll rét
		VT, SPA	FK	Ka
Kontroll rét	<i>Anthyllido-Festucetum rubrae</i>			
Cs	Kaszált rét			<i>Anthyllido-Festucetum rubrae</i>
	Kontroll cserjés			<i>Pruno spinosae-Crataegetum (Quercus ceris, Carpinus betulus)</i>
	Kezelt cserjés			<i>Pastinaco-Arrhenatheretum</i>
VT, SPA	B-FK	Ka	Kontroll rét	<i>Anthyllido-Festucetum rubrae és Alopecuro-Arrhenatheretum</i>
			Kaszált rét	<i>Anthyllido-Festucetum rubrae</i>
V, SPA	Parád	Cs	Kezelt cserjés	<i>Pastinaco-Arrhenatheretum és Pruno spinosae-Crataegetum</i>
		Cs/L	Kaszált rét	<i>Pastinaco-Arrhenatheretum</i>

	(később legeltetett)	és <i>Festuco ovinae-Nardetum</i>
	Kontroll cserjés (később irtott és legeltetett)	<i>Pruno spinosae-Crataegetum</i>
L	Kontroll kaszált rét	<i>Pastinaco-Arrhenatheretum</i> és <i>Agrostetum coarctatae- tenuis</i>
	Kontroll rét (szárazúzott)	<i>Pastinaco-Arrhenatheretum</i> és <i>Festuco ovinae-Nardetum</i>



**2. ábra.** A csapdák elhelyezkedése a nem kezelt (nek), normál kezelt (nok) és fokozottan kezelt (fok) szakaszokon.

e) Az útmenti karbantartó kaszálási intenzitás hatásának vizsgálata során, két éven keresztül (2014 és 2015) végeztem adatgyűjtést négy magyarországi főútszakasz (Pilisjászfalu, Mány, Herceghalom, Agárd) mellett elhelyezkedő útszegélyben (1. ábra), melyek eltérő vegetációval rendelkező területek mellett helyezkedtek el (2. táblázat). Mind a négy útszakasz szegélyzónájában három-három szakaszt jelöltem ki: (1) nincs kezelés, (2) normál-periodikus fenntartó kezelés (a kaszálás átlagosan egy évben kétszer valósult meg) és (3) fokozott kezelés (kaszálás csapadékos évben négyszer, száraz évben háromszor valósult meg). Biomassza eltávolítás nem történt. A szakaszok egymástól 100 m távolságra

helyezkedtek el (2. ábra). Minden szakasz esetében egymástól 5 m távolságban elrendezett 5-5 darab Barber-csapdát alkalmaztam, melyek egy évben négy alkalommal (április, május, augusztus, szeptember) három héten keresztül működtek. Az áprilisi gyűjtés a kezelések hiánya miatt csak a vizsgálat előtti faunisztikai felmérést szolgálta, melynek adatai a 4. függelékben találhatóak. A 2015-ös évben a kutatást vezető Puky Miklós sajnálatos halála miatt a tavaszi gyűjtés meghiúsult, ezért csak augusztusi és szeptemberi mintavételezés volt.

## 2. táblázat. A főútmenti szegélyélőhelyek jellemzése.

Útszakasz	Elhelyezkedés	Szomszédos terület vegetációja
Pilisjászfalu (Szgy)	a 10. számú főút (Budapest-Esztergom)	száraz dolomit sziklagyep kisebb cserjésekkel tarkítva
Mány (Kult)	az 1. számú út (Budapest-Győr), két út közötti szakasz	nagyüzemi szántó, kukorica, napraforgó ültetvényekkel
Herceghalom (Erd)	az 1. számú út (Budapest-Győr) mentén	telepített védőfásor <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Populus</i> sp., <i>Ulmus minor</i> fajokkal
Agárd (Víz)	a 7. számú út (Budapest-Székesfehérvár) mentén.	Velencei-tó melletti telepített nyárfás társulás, a szegélyben gyakori a gyékény és a nád, ahol a fűmagasság elérheti az 1m-t.

### 3.3. Az adatok kiértékelése

Az adatok kiértékeléséhez a PAST (Paleontológiai Statisztika) programot alkalmaztam (Hammer et al. 2001). A pókegyüttesek csapdánkénti átlagos egyed- és fajszáma mellett a Shannon diverzitást is megvizsgáltam, mely a ritka fajok jelenlétére érzékeny (Hill et al. 2003; Magurran 2003; Nagendra 2002). Továbbá alkalmaztam a Rényi-féle diverzitás-rendezést, mely megmutatja, hogy a ritka és a gyakori fajok hogyan járulnak hozzá a

diverzitás alakulásához, az által, hogy grafikusán ábrázolja a különböző diverzitási profilokat, melynek értéke a mintát alkotó fajok frekvenciájából és az alfa skálaparaméterből adódik. A legdiverzebb közösség profilja helyezkedik el legfelül és alatta a kevésbé diverz közösségeké. Ha a görbék metszik egymást, akkor a közösségek nem értékelhetők diverzitásuk alapján (Tóthmérész 1995). Az diverzitás értékek összehasonlításához, kettőnél több minta esetén az egyfaktoros ANOVA-t, két minta esetén a kétmintás F-próbát alkalmaztam. Több kezelés vagy tényező hatásának vizsgálatához és a hatások közötti kölcsönhatások feltárásához a kétfaktoros ANOVA-t használtam (Barta 1995). A fajok megoszlását élőhely-preferencia és a zavarásra való érzékenység alapján vizsgáltam meg, melyhez Buchar és Růžicka (2002) munkáját vettem alapul. Élőhely-preferencia szerint három csoportba soroltam a fajokat, úgymint (1) generalisták (minden élőhely típusban előfordulnak), (2) árnyékos élőhelyet kedvelő és (3) nyílt élőhelyeket kedvelő fajok. A fajokat zavarásra való érzékenységük alapján zavarást jól tűrő és szenotóp (természetes és féltermészetes élőhelyeket kedvelő) fajokra osztottam fel, valamint a ritka és védett fajok frekvenciáját és abundanciáját is elemeztem. A fajok védettségi és gyakorisági besorolása a Magyarország pókfaunájának (*Araneae*) taxonómiai törzsadattára (Szinétár 2001) alapján történt. A területek összehasonlításához a fajok jelenlétén és hiányán alapuló Jaccard-féle hasonlósági indexet (Schmera és Erős 2008), a területek közötti fajkicserélődés vizsgálatához pedig a Wilson & Shmida-féle Béta-diverzitási indexet ( $\beta_T$ ) alkalmaztam. A komplementaritást a Whittaker-féle Béta-diverzitási index ( $\beta_W$ ) segítségével számoltam, mely az alfa diverzitás és a teljes fajszám hányadosa (Magurran 2003). A fajok élőhely-preferencia szerinti megoszlását trendtelenített korrespondencia analízis segítségével, a vizsgált élőhelyek közötti hasonlóságokat pedig hierarchikus klaszter-analízissel szemléltettem.

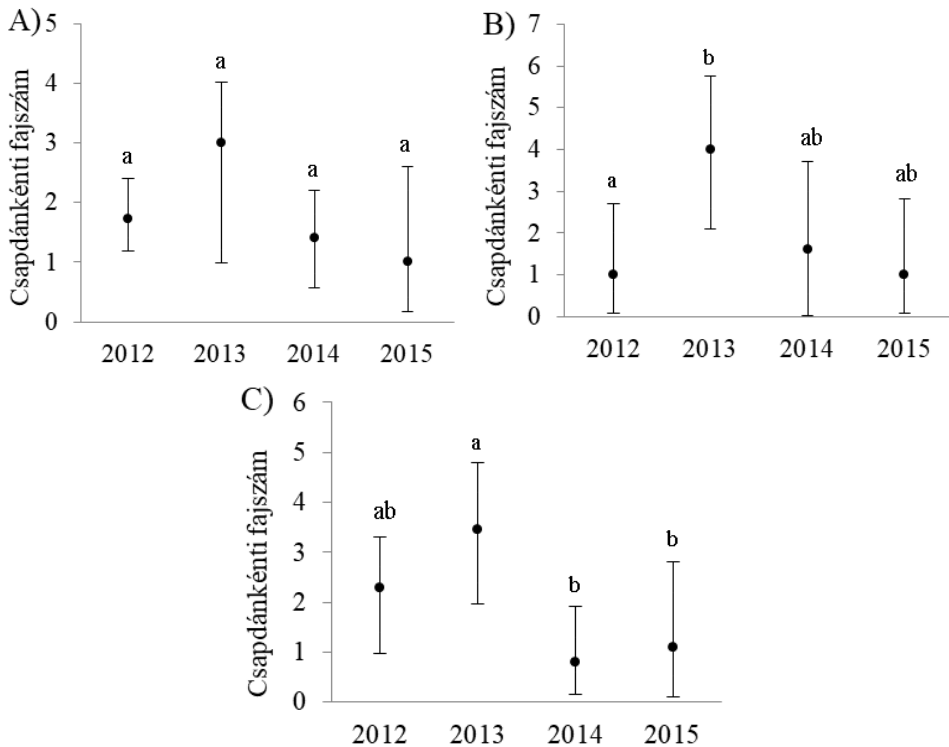
## 4. EREDMÉNYEK

### 4.1. Cserjeirtás hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására a Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein

#### 4.1.1. Gamma- és alfa-diverzitás

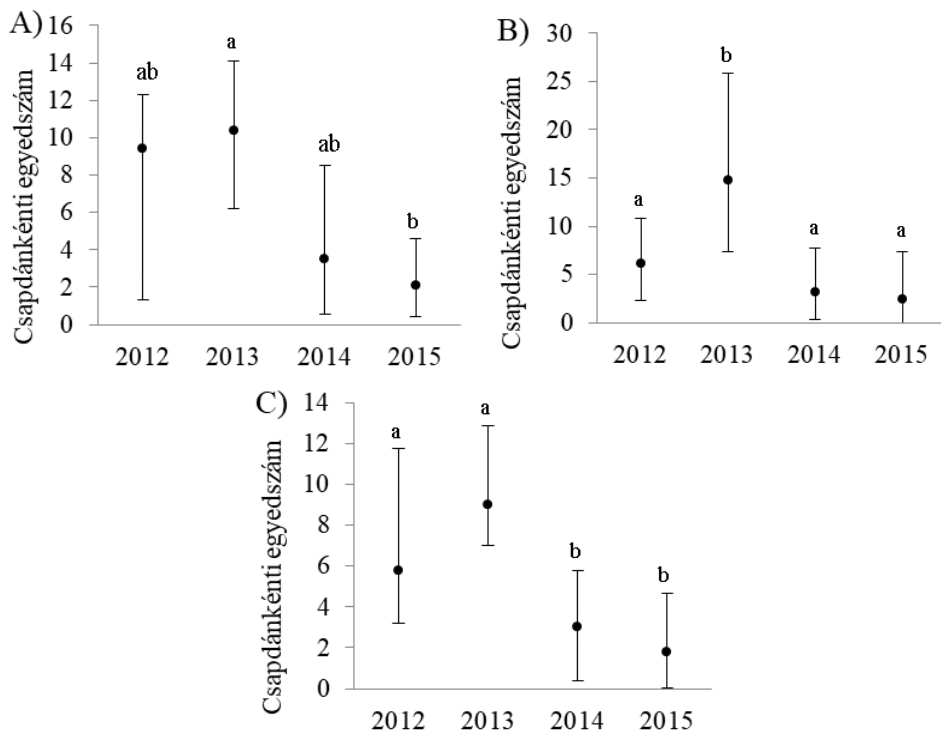
A vizsgálat során 88 pókfaj 5154 egyedét gyűjtöttem be, melyből 4631 volt adult (a fajok listáját lásd a 1. függelékben). A Mátra déli területein négy védett fajt sikerült begyűjteni. A *Nemesia pannonica* (Herman, 1879), az *Eresus kollari* Rossi, 1846, a *Geolycosa vultuosa* C.L. Koch, 1838 és az *Atypus affinis* Eichwald, 1830 mellett ritka fajok is előkerültek, köztük az *Arctosa figurata* (Simon, 1876), a *Drassodes cupreus* (Blackwall, 1834), a *Gnaphosa alpica* Simon, 1878 és a *Zelotes aurantiacus* Miller, 1967.

A pókok csapdánkénti átlagos fajszáma a kezelt cserjésekben, a cserjeirtást követő első évben (2013) megnőtt, majd a következő évben (2014) lecsökkent, melyet az utolsó évben (2015) egy kismértékű növekedés követett. A kontroll élőhelyeken hasonló tendencia figyelhető meg, azonban a kezelt cserjések esetében szignifikáns eltéréseket ( $p=0,03$ ) tapasztaltam a cserjeirtás előtti (2012) és azt követő év (2013) átlag fajszaám értékei között. A kontroll cserjésekben az értékek közötti eltérések nem voltak szignifikánsak, a kontroll réteken pedig a cserjeirtást követő első (2013) és második év (2014) között, illetve az első (2013) és harmadik (2015) év értékei között tapasztaltam szignifikáns eltéréseket (3. ábra). A vizsgált évek pókfajainak abundanciája közötti eltérések a cserjés ( $p=0,26$ ) és a kezelt cserjés ( $p=0,07$ ) esetében nem, a kaszált rét ( $p=0,0002$ ) esetében szignifikánsak voltak.



**3. ábra.** A kontroll cserjések pókjainak (A), a kezelt cserjések pókjainak (B) és a kontroll rétek pókjainak (C) évenkénti fajszám átlagértékei ( $\pm$  S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ( $p < 0,05$ ) különbségeket jelölik.

A pókok csapdánkénti átlagos egyedszáma mindhárom élőhely (kontroll cserjés, kezelt cserjés, kontroll rét) esetében a cserjeirtást követő első évben (2013) nőtt, majd a következő két évben (2014, 2015) lecsökkent. A kontroll élőhelyeken a szignifikáns eltérések főként az első kettő év (2012, 2013) és a második két év (2014, 2015) között tapasztalhatók. Ezzel szemben a kezelt cserjések esetében a cserjeirtást követő év (2013) átlagos egyedszám értéke volt szignifikánsan nagyobb, mint a kezelést megelőzően (2012) ( $p=0,01$ ) (4. ábra).



**4. ábra.** A kontroll cserjések pókjainak (A), a kezelt cserjések pókjainak (B) és a kontroll gyepok pókjainak (C) évenkénti egyedszám átlagértékei ( $\pm$  S.E.). A különböző betűk a szignifikáns ( $p < 0,05$ ) különbségeket jelölik.

A kezelt cserjésekben a Shannon diverzitás értéke - a csapdánkénti fajszám fordított tendenciáját követve - a kezelést követő évben (2013) csökkent, majd a következő évben (2014) nőtt, melyet az utolsó évben (2015) egy enyhe csökkenés követett, hasonlóan a kontroll cserjésekhez. Ezzel ellentétben a kontroll réteken a kezelést követő évben (2013) a diverzitás értéke nőtt, majd egy csökkenés után (2014), az utolsó évben (2015) ismét növekvő trend szerint alakult (3. táblázat). A kétfaktoros varianciaanalízis alapján a Shannon diverzitás értéke szignifikánsan eltért a kezelt és kontroll területek között, azonban a vizsgálati évek (2013-2015) diverzitás értékei között a különbség nem volt szignifikáns (4. táblázat). A Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján megfigyelhető, hogy a kezelt cserjés esetében a

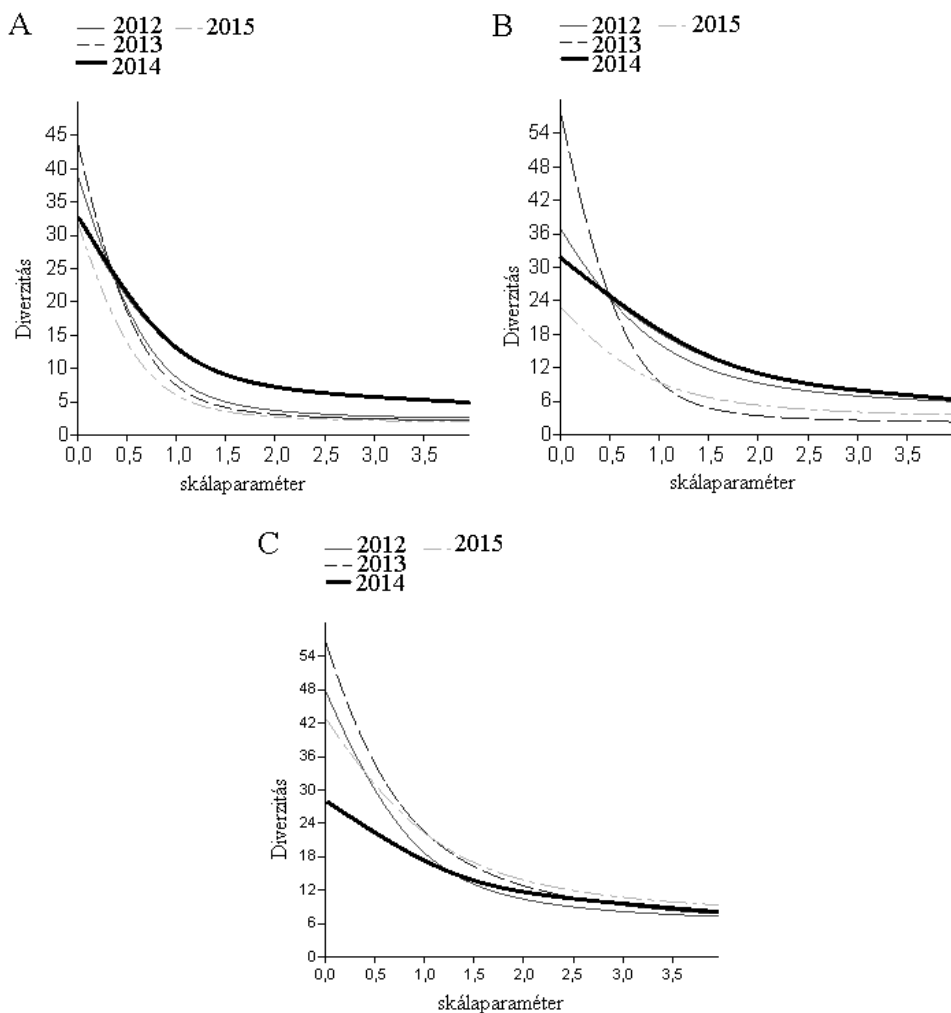
cserjeirtást követő második év (2014) pókegyütteseinek diverzitása nagyobb volt, mint az utolsó évé (2015). Ezzel szemben a kaszált réten az utolsó (2015) évben nagyobb volt a diverzitás értéke, mint a 2014-es évben (5. ábra).

**3. táblázat.** A Shannon diverzitás értékei a kezelt és kontroll élőhelyeken a vizsgált évek során (2012: cserjeirtás előtt, 2013-2015: cserjeirtás után).

Shannon diverzitás	Vizsgált évek			
	2012	2013	2014	2015
Kontroll cserjés	2,164	2,011	2,568	1,792
Kezelt cserjés	2,791	2,250	2,906	2,239
Kontroll rét	2,929	3,114	2,847	3,106

**4. táblázat.** A kétfaktoros varianciaanalízis eredményei a vizsgált évek (2012-2015) és a kezelt és kontroll területek Shannon diverzitása között 95%-os konfidencia szint mellett.

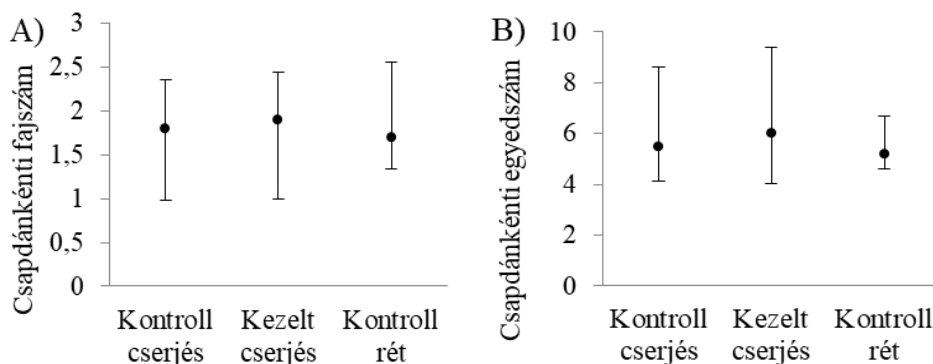
	Négyzet- összeg	df	Négyzet- átlag	f	p
Évek	0,27841	3	0,09280	1,201	0,3866
Kezelés	1,50178	2	0,75089	9,71736	0,01313
Hiba	0,46363	6	0,07727		
Összeg	2,24383	11			



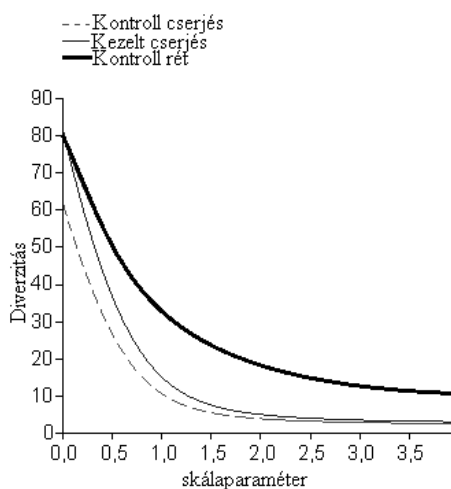
**5. ábra.** A kontroll cserjések (A), a kezelt cserjések (B) és a kontroll rétek (C) évenkénti diverzitás profiljai cserjeirtás előtt (2012) és után (2013-2015) a Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján.

Összehasonlítva a kezelt cserjéseket kontroll rétekkel és kontroll cserjésekkel azt tapasztaltam, hogy a legnagyobb csapdánkenti faj- és egyedszám a kezelt cserjésekben volt megfigyelhető, azonban az élőhelyekre jellemző értékek között a különbség nem volt szignifikáns (6. ábra). Továbbá a kezelt cserjés és kontroll élőhelyek pókfajainak abundanciája közötti sem tapasztaltam szignifikáns eltéréseket ( $p=0,88$ ).

A Shannon diverzitás legnagyobb értéke a kontroll réteket (3,262), majd a kezelt cserjéseket (2,457) és a legkisebb pedig a kontroll cserjéseket jellemezte (2,179). A Rényi-féle diverzitás-rendezés jól mutatja a kontroll rétek pókegyütteseinek nagyobb diverzitását a kontroll cserjésekkel szemben. A kezelt cserjés diverzitás profilja metszi a két kontroll élőhely profilját, ezért diverzitása alapján nem rendezhető (7. ábra).



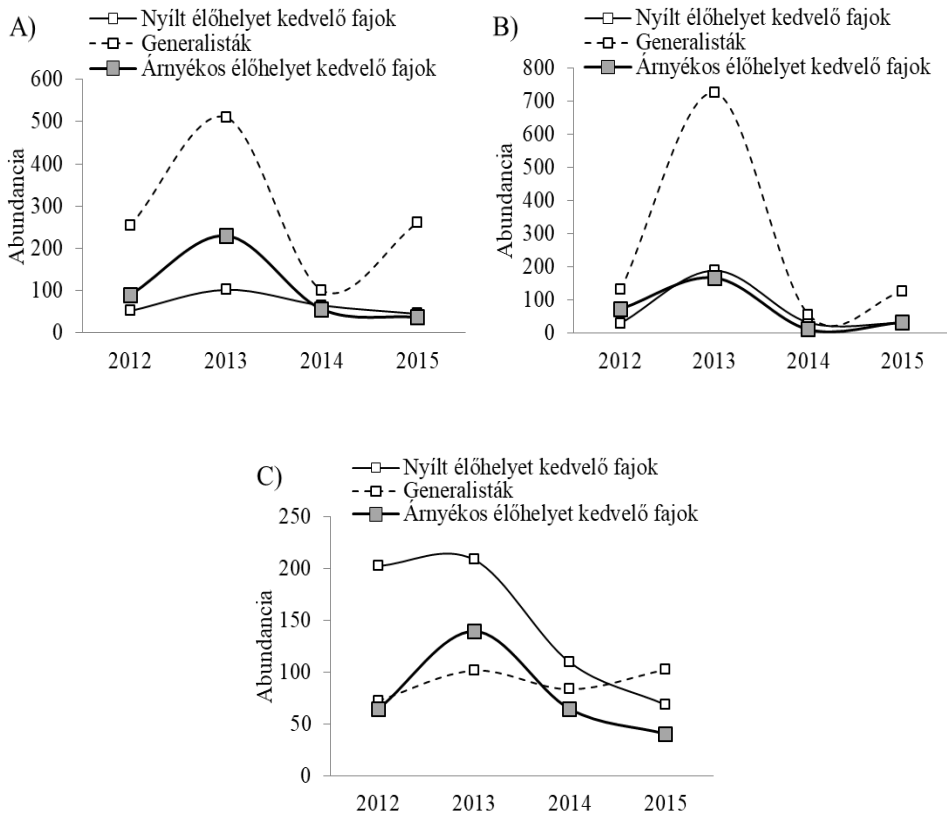
**6. ábra.** A kontroll élőhelyek és a kezelt cserjések pókjainak fajszám (A) és egyedszám (B) átlagértékei (± S.E.). Az átlagértékek között az eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p > 0,05$ ).



**7. ábra.** A kezelt cserjés és a kontroll élőhelyek diverzitás profiljai a Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján.

#### 4.1.2. Fajösszetétel és abundancia

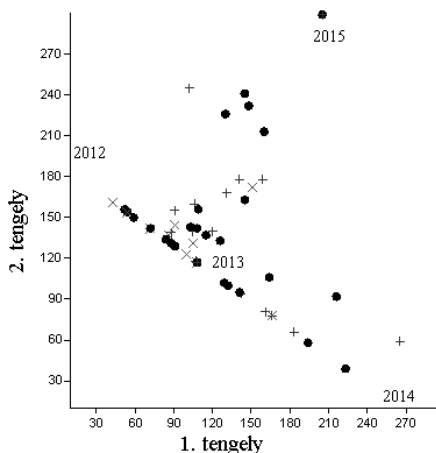
A begyűjtött fajok közül 42 mindhárom élőhelytípusban előfordult. Az összes 88 pókfaj közül 10 faj csak a kontroll réteken volt jelen. A rétekre jellemző fajok 69%-a felbukkant a kezelt cserjésekben is, köztük a *Gnaphosa lucifuga* (Walckenaer, 1802), a *Thanatus arenarius* Thorell, 1872, a *Pellenes tripunctatus* (Walckenaer, 1802) és a védett *Nemesia pannonica* (Herman, 1879). Ez jól demonstrálja a cserjeirtás hatására bekövetkező változásokat a cserjeirtott élőhely struktúrájában. A fajok habitat-preferenciáját vizsgálva azt tapasztaltam, hogy a kezelést követő évben (2013) a generalista fajok száma megnőtt (pl. *Zelotes petrensis* (C.L. Koch, 1839), *Zelotes apricorum* (L. Koch, 1876), *Zodarion germanicum* (C.L. Koch, 1837)), mely a kezelést követő második évben (2014) fordított tendenciát mutatott (8. ábra). A kezelt cserjésekben a vizsgált évekre jellemző abundancia értékek között szignifikáns eltérés tapasztalható ( $p=0,04$ ), azonban a kontroll élőhelyeken az évek során tapasztalt értékek között a különbség nem volt szignifikáns (kontroll cserjés:  $p=0,54$ ; kontroll rét:  $p=0,86$ ). A védett és ritka fajok megoszlása eltért a vizsgált években. Az *Atypus affinis* Eichwald, 1830 és a *G. alpica* csak az első két évben volt gyűjthető, melynek oka az, hogy ezek a fajok az árnyékos és félárnyékos élőhelyeket preferálják. Az *E. kollari* és a *D. cupreus* viszont csak a 2014-es évben került elő, amikor a kezelés okozta zavarás hatása már megszűnt.



**8. ábra.** A fajok évenkénti abundanciaváltozása élőhely-preferenciájuk alapján a kontroll cserjésekben (A), a kezelt cserjésekben (B) és a kontroll réteken a cserjeirtás előtt (2012) és után (2013-2015).

Regionálisan vizsgálva a kezelés hatását, a generalista fajok legnagyobb denzitása (32 egyed) a kezelt cserjésekben volt megfigyelhető, a kontroll cserjések esetében ez a szám 18, a kontroll rétek esetében pedig 22 volt. A leggyakoribb faj a *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802) volt, melyet 100 %-os frekvencia jellemezte. Abundanciája a kontroll réteken jelentősen alacsonyabb volt, mint a másik két élőhelyen. A kontroll cserjésekben megtalálható volt a nedves élőhelyeket kedvelő *Pardosa paludicola* (Clerck, 1757) és a ritka *Zelotes aurantiacus* Miller, 1967, valamint nagy számba jelentek meg erdőlakó fajok is, mint a *Haplodrassus sylvestris* (Blackwall, 1833), vagy a *Zora spinimana* (Sundevall, 1833). Az

*Urocoras longispinus* Kulczynski, 1897 Magyarországon igen gyakorinak számít, azonban Európában ritka fajként említik (Lőrinczi et al. 2011), abundanciája kisebb volt a cserjeirtott (59) és kaszált élőhelyeken (67), mint a cserjésekben (144) (Szmátóna-Túri et al. 2018). A nyílt élőhelyeken a farkaspókok domináltak, közülük az *Alopecosa trabalis* (Clerck, 1757) inkább a gyepeken, a *P. lugubris* pedig a cserjésekben fordult elő legnagyobb egyedszámban. A kaszált réteken több térhálós fajt találtam, mint a másik két élőhelyen, köztük az *Euryopis flavomaculata* (C.L. Koch, 1836) és a *Stemonyphantes lineatus* (Linnaeus, 1758). A ritka és védett fajok tekintetében a regionális eltéréseket jól prezentálja a fajok kontroll réteken tapasztalt nagy denzitása (5. táblázat), azonban az élőhelyek pókjainak abundancia értékei közötti eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p=0,75$ ). Az együttesek évenkénti elkülönülését élőhely-preferenciájuk alapján a 9. ábra szemlélteti, melyen megfigyelhető a generalista és a nyílt élőhelyeket kedvelő fajok 2013-as évre jellemző nagy egyedszáma.



**9. ábra.** A fajok évenkénti elkülönülése élőhely-preferenciájuk alapján trendtelenített korrespondencia analízissel ábrázolva cserjeirtás előtt (2012) és után (2013-2015) (●: generalista fajok, +: nyílt élőhelyet kedvelő fajok, x: árnyékos élőhelyeket kedvelő fajok).

**5. táblázat.** A védett és ritka fajok abundanciája (Ar %). Kcs: kezelt cserjés, Cs: kontroll cserjés, R: kontroll rét.

Fajok		Ar (%)			
		Kcs	Cs	R	Össz
Védett	<i>Nemesia pannonica</i>	0,60	0,10	1,10	1,90
fajok	<i>Eresus kollari</i>	0,01	0,01	0,03	0,07
	<i>Atypus affinis</i>	0,03	0,09	0,05	0,19
	<i>Geolycosa vultuosa</i>	0,01	0	0	0,01
Ritka	<i>Arctosa figurata</i>	0	0	0,05	0,05
fajok	<i>Zelotes aurantiacus</i>	0	0,01	0	0,01
	<i>Drassodes cupreus</i>	0,01	0	0,01	0
	<i>Gnaphosa alpica</i>	0,10	0,50	0,20	0,20

#### 4.1.3. Béta-diverzitás és hasonlóság

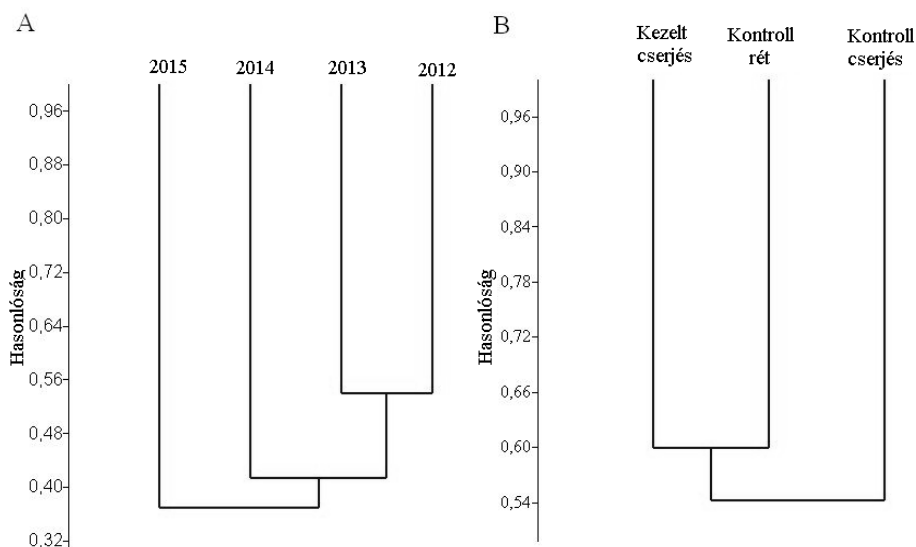
A kezelt cserjések pókegyütteseinek évenkénti hasonlósága csökkenő tendenciát mutatott (2012-2013 év: 0,54; 2013-2014 év: 0,43; 2014-2015 év: 0,33) (10. A. ábra). Ebből adódóan a Wilson & Shmida-féle Béta-diverzitási index legnagyobb értéke a 2014-es és 2015-ös év pókegyütteseiben tapasztaltam (6.A. táblázat). A fajkicserélődés legnagyobb értéke a kezelt cserjés és a kontroll rét között volt megfigyelhető (6.B. táblázat). A kezelt cserjés és a két kontroll terület pókegyüttese közötti Jaccard-féle hasonlóság majdnem azonos volt (kontroll rét: 0,61; kontroll cserjés: 0,6) (10. B. ábra). Az élőhelyek közötti 0,73 értékű komplementaritás jól mutatja, hogy a kezelésekkel az élőhelyek diverzitásának több mint a fele megőrizhető, hiszen a fajok több mint 70 %-a mindhárom élőhely típusban előfordult.

**6. táblázat.** A kezelt cserjés pókegyütteseinek évenkénti (2012: cserjeirtás előtt, 2013-2015: cserjeirtás után), (A), illetve az elérő módon kezelt élőhelyek pókegyütteseinek közötti fajkicserélődés értéke a Wilson & Shmida-féle Béta-diverzitási index ( $\beta_T$ ) alapján (B).

(A)	2012	2013	2014
2013	0,294	0	0,392
2014	0,448	0,392	0
2015	0,392	0,500	0,500

(B)	Kezelt cserjés	Kontroll cserje	Kontroll rét
Kezelt cserjés	0	0,250	0,242
Kontroll cserjés	0,250	0	0,333
Kontroll rét	0,242	0,333	0



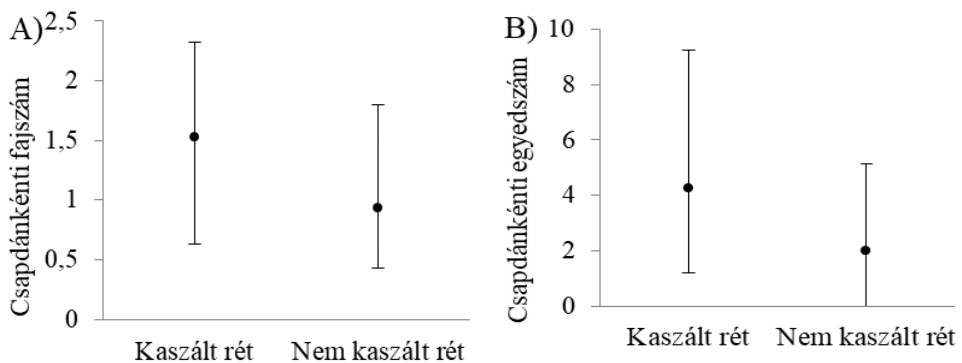
**10. ábra.** A kezelt cserjések pókegyütteseinek évenkénti hasonlóságai (2012: cserjeirtás előtt, 2013-2015: cserjeirtás után) (A), illetve a kezelt és a kontroll élőhelyek közötti hasonlóság (B) ábrázolása klaszter-analízissel a Jaccard-féle hasonlósági index alkalmazásával.

## 4.2. A kaszálás hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására a Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein

### 4.2.1. Gamma- és alfa-diverzitás

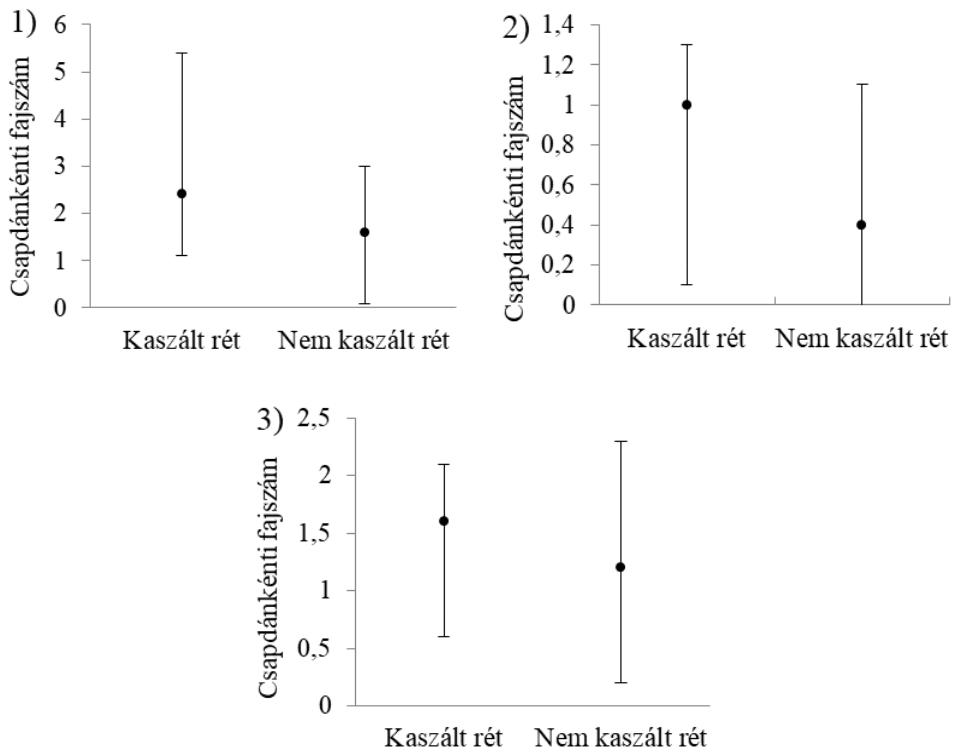
A vizsgálat során 55 talajlakó pókfaj 1828 egyedét gyűjtöttem be, melyből 1501 volt adult (a fajok listáját lásd a 2. függelékben). Négy védett fajt (*N. pannonica*, *E. kollari*, *G. vultuosa*, *Atypus piceus* Sulzer, 1776) sikerült kimutatnom, melyek mellett három ritka faj (*A. figurata*, *D. cupreus*, *G. alpica*) is előkerült.

A csapdánkénti egyed- és fajszám a kaszált réteken nagyobb értékeket mutatott, mint a nem kaszált élőhelyeken, azonban sem az átlagos fajszám ( $p=0,18$ ), sem az átlagos egyedszám ( $p=0,19$ ) alapján nem különböztek szignifikánsan az élőhelyek (11. ábra). A kaszált és nem kaszált élőhelyek pókfajainak abundanciája közötti eltérések sem voltak szignifikánsak ( $p=0,59$ ).

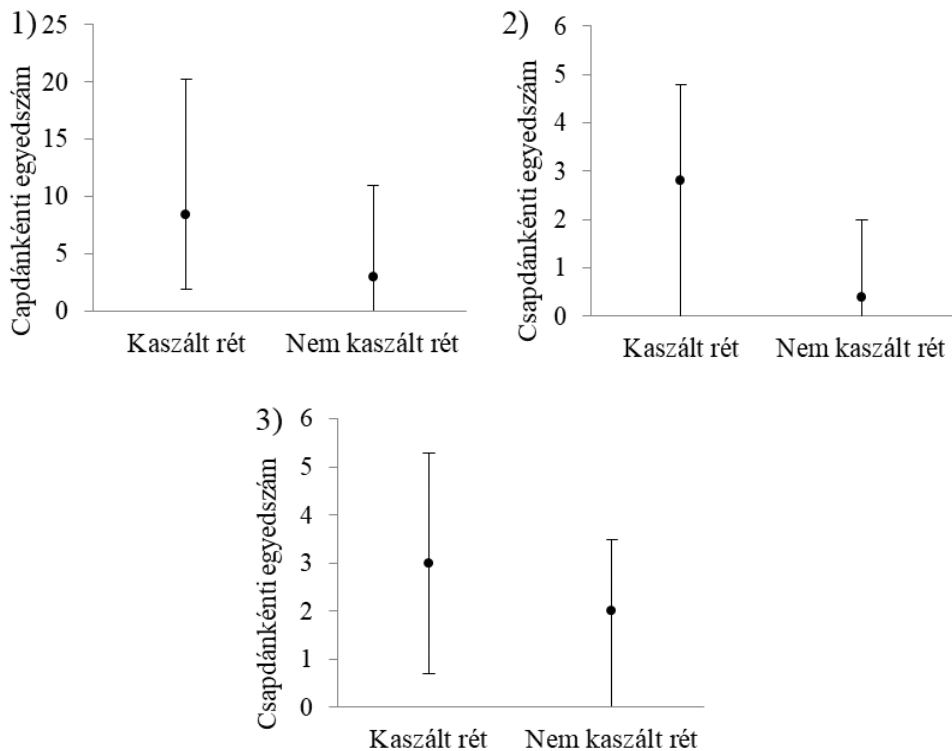


**11. ábra.** A kaszált és nem kaszált rétek pókjainak fajszám (A) és egyedszám (B) átlagértékei ( $\pm$  S.E.). Az átlagértékek között az eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p>0,05$ ).

A kaszálás hatását gyűjtőhelyenként vizsgálva az látható, hogy mindhárom gyűjtőhely (1, 2, 3 számmal jelölve) esetében a kaszált réteket jellemezte a nagyobb csapdánkénti faj- és egyedszám. Egyik gyűjtőhely esetében sem volt szignifikáns eltérés a kaszált és nem kaszált rétek fajszám (1:  $p=0,17$ ; 2:  $p=0,47$ ; 3:  $p=0,76$ ) és egyedszám (1:  $p=0,22$ ; 2:  $p=0,17$ ; 3:  $p=0,71$ ) értékei között (12., 13. ábra).



**12. ábra.** A kaszált és nem kaszált rétek pókjainak fajszám átlagértékei ( $\pm$  S.E.) a három gyűjtőhelyen (1, 2, 3). Az átlagértékek közötti különbségek nem voltak szignifikánsak ( $p>0,05$ ).



**13. ábra.** A kaszált és nem kaszált rétek pókjainak egyedszám átlagértékei ( $\pm$  S.E.) a három gyűjtőhelyen (1, 2, 3). Az átlagértékek közötti különbségek nem voltak szignifikánsak ( $p > 0,05$ ).

A Shannon diverzitás értéke mindhárom gyűjtőhely esetében a kaszált réteken volt nagyobb (7. táblázat). A kétfaktoros varianciaanalízis eredménye alapján a kaszált és nem kaszált élőhelyek diverzitás értékei között nem, azonban a három különböző gyűjtőhely diverzitás értéke között szignifikáns eltérést tapasztaltam (8. táblázat). A Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján a 2. gyűjtőhely esetén jól látható a kaszált élőhely nagyobb diverzitása szemben a nem kaszált élőhellyel. Az 1. és 3. gyűjtőhely mintaterületeinek pókegyüttese diverzitásuk alapján nem rendezhetők. Azonban szembetűnő, hogy az 1. gyűjtőhely esetében a diverzitásbeli különbségeket a ritka fajok okozzák, ellenben a 3. gyűjtőhellyel, ahol az eltérés a gyakori fajokban keresendő (14. ábra).

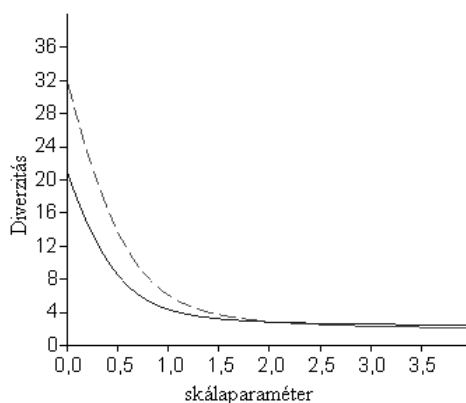
**7. táblázat.** A Shannon diverzitás értéke a három gyűjtőhely kaszált és nem kaszált rétején.

Shannon diverzitás	Kezelés	
	Kaszált rét	Nem kaszált rét
1. gyűjtőhely	1,750	1,459
2. gyűjtőhely	2,091	1,966
3. gyűjtőhely	1,781	1,643

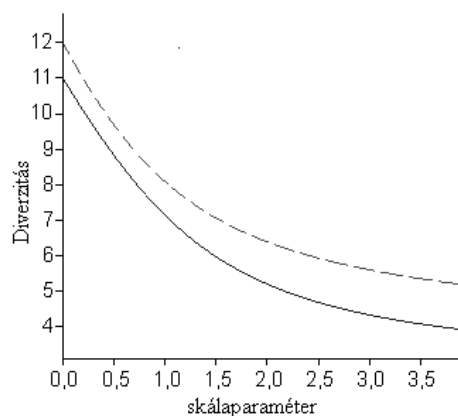
**8. táblázat.** A kétfaktoros ANOVA eredményei a kaszált és nem kaszált élőhelyek, illetve a három gyűjtőhely Shannon diverzitása között 95%-os konfidencia szint mellett.

	Négyzet- összeg	df	Négyzet- átlag	F	P
Gyűjtőhely	0,19426	2	0,09713	22,7572	0,04209
Kezelés	0,05170	1	0,05170	12,1148	0,07355
Hiba	0,00853	2	0,00426		
Összeg	0,25450	5			

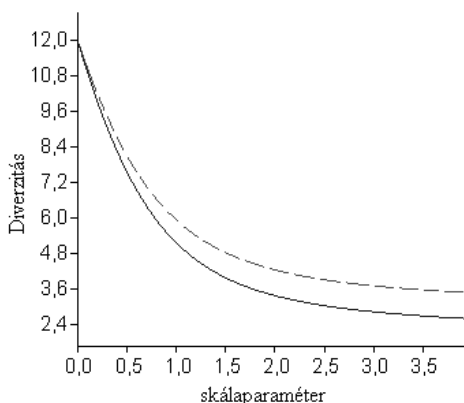
1    -- Kaszált rét  
      — Nem kaszált rét



2    -- Kaszált rét  
      — Nem kaszált rét



3 -- Kaszált rét  
— Nem kaszált rét

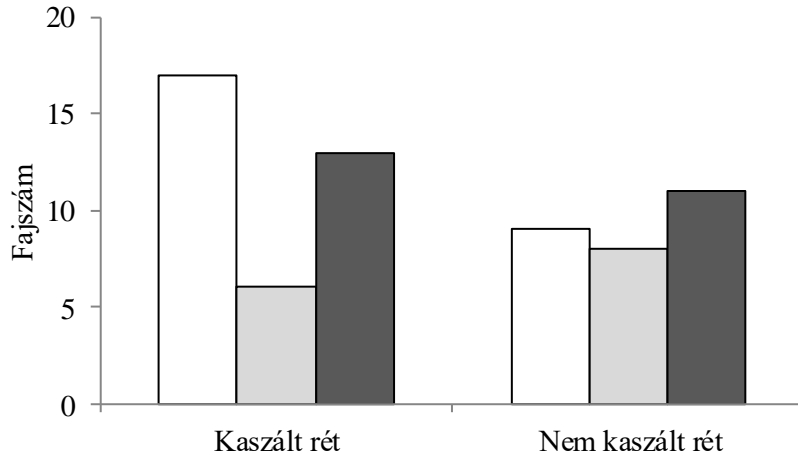


**14. ábra.** Az három gyűjtőhely (1, 2, 3 számmal feltüntetve) kaszált és nem kaszált mintaterületeinek Rényi-féle diverzitás profiljai.

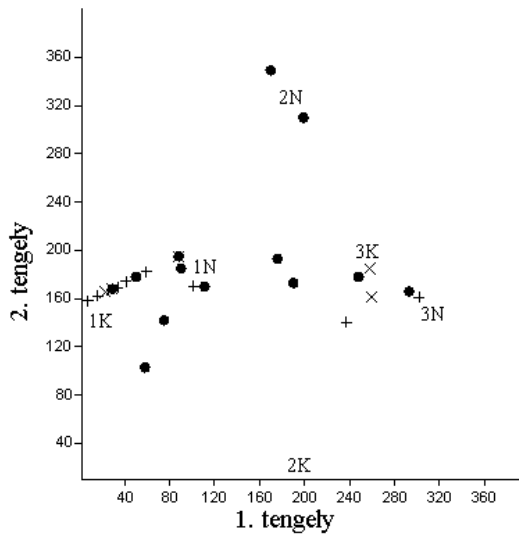
#### 4.2.2. Fajösszetétel és abundancia

A begyűjtött fajok közül 30 mind a kaszált, mind a nem kaszált élőhelyeken előfordult. A kontroll réteken az árnyékkedvelő és a generalista fajok voltak jelen nagyobb számban, szemben a kaszált rétekkel, ahol a nyílt élőhelyeket kedvelő fajok domináltak, de az értékek közötti eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p=0,45$ ) (15., 16. ábra). A leggyakoribb faj a generalista *Alopecosa cuneata* (Clerck, 1757) volt, mely frekvenciája alapján konstans fajnak bizonyult. Relatív abundanciája a nem kaszált réteken kisebb volt (32%), mint a kaszált élőhelyeken (40%).

□ Nyílt élőhelyek fajai □ Árnyékos élőhelyek fajai ■ Generalista fajok

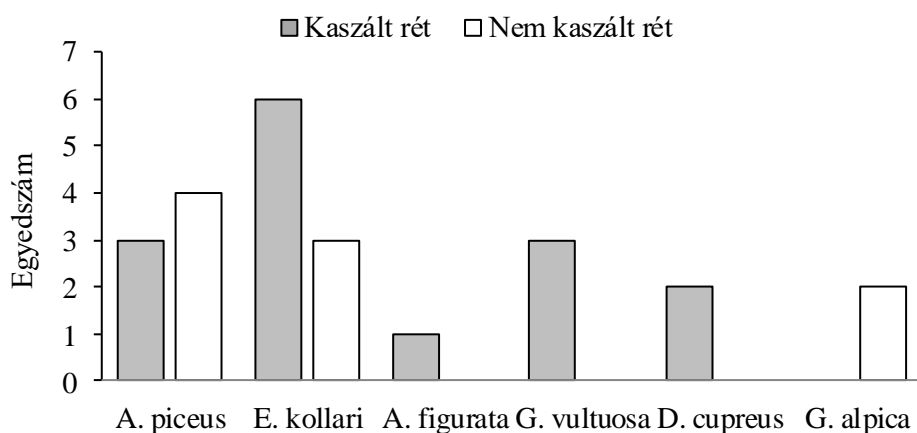


**15. ábra.** A fajok megoszlása élőhely-preferenciájuk szerint a kaszált és kontroll réteken. Az értékek közötti eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p > 0,05$ ).



**16. ábra.** A fajok elkülönülése élőhely-preferenciájuk alapján trendtelenített korrespondencia analízissel (K: kaszált rét, N: nem kaszált rét) (●: generalista fajok, +: nyílt élőhelyeket kedvelő fajok, x: árnyékos élőhelyeket kedvelő fajok).

A Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein sok sztenotóp faj jelenik meg, melyek a vizsgálat során, a kaszált réteken nagyobb egyedszámban voltak jelen, mint a nem kaszált réteken, köztük az *Alopecosa aculeata* (Clerck, 1757), a *Pardosa bifasciata* (C.L. Koch, 1834) vagy a *T. arenarius*. A kaszált réteken összesen 71, a nem kaszált réteken 21 védett és ritka fajt találtam. Négy faj a kaszált réteken volt jelen nagyobb abundanciával, viszont az árnyékosabb élőhelyeket kedvelő *A. piceus* és a *G. alpica* a nem kaszált élőhelyeken jelent meg nagyobb egyedszámban. A kaszált és nem kaszált élőhelyeken a védett fajok abundanciájában szignifikáns eltéréseket nem tapasztaltam ( $p=0,38$ ) (17. ábra).



**17. ábra.** A védett és ritka fajok abundanciája a kaszált és nem kaszált réteken. Az értékek közötti eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p>0,05$ ).

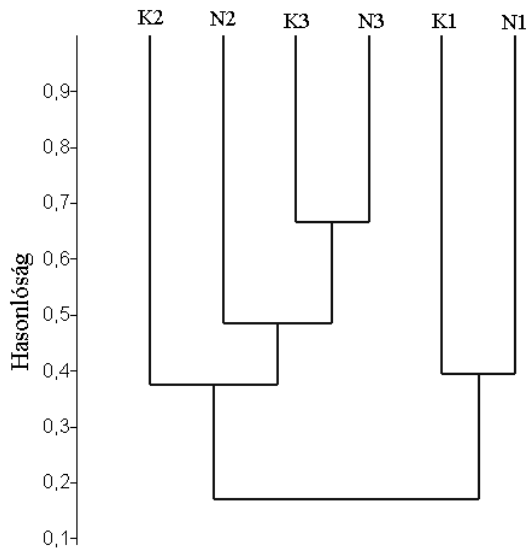
#### 4.2.3. Béta-diverzitás és hasonlóság

A Wilson & Shmida-féle Béta-diverzitási index ( $\beta_T$ ) legkisebb értéke élőhelypáronként összehasonlítva a 3. gyűjtőhely két mintaterületére, a legnagyobb értéke pedig a 2. gyűjtőhely mintaterületeire volt jellemző (9. táblázat). Mivel a 2. gyűjtőhelyen az élőhelyek a fallóskúti Tugár-rét

feldarabolódásából jöttek létre, ezért egymáshoz igen közel helyezkednek el, így a kaszálás hatása ezeken az élőhelyeken jól megmutatkozik. A Jaccard-féle index szerint a legnagyobb hasonlóság a 3. gyűjtőhely kaszált és nem kaszált réteji között volt megfigyelhető. Szembetűnő a pókegyüttesek elkülönülése a déli fekvésű 1. gyűjtőhely és az északi platón található másik két gyűjtőhely között (18. ábra). A Whittaker-féle komplementaritás értékéből (0,59) arra lehet következtetni, hogy a pókfajok majdnem 60%-a fenntartható a kaszálás, mint gyepfenntartó kezelés alkalmazásával.

**9. táblázat.** A Wilson & Shmida Béta-diverzitási index értékei a kaszált élőhelyek (K) és a nem kaszált élőhelyek (N) pókegyütteseik között.

	1. gyűjtőhely		2. gyűjtőhely		3. gyűjtőhely		
	K	N	K	N	K	N	
1. gyűjtőhely	K	0	0,382	0,552	0,661	0,655	0,689
	N		0	0,660	0,688	0,681	0,681
2. gyűjtőhely	K			0	0,409	0,441	0,441
	N				0	0,314	0,371
3. gyűjtőhely	K					0	0,176



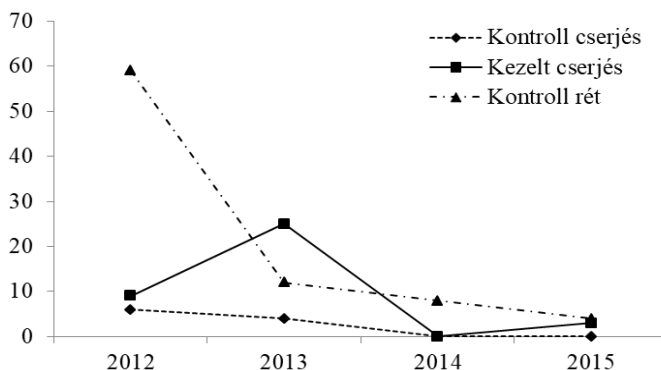
**18. ábra.** A Jaccard-féle hasonlóság a három gyűjtőhely kaszált (K1, K2, K3) és nem kaszált (N1, N2, N3) rétjei között klaszter-analízissel ábrázolva.

### **4. 3. A cserjeirtás és a kaszálás hatása a magyar aknázpók (*Nemesia pannonica*) abundanciájára**

#### **4. 3. 1. A cserjeirtás hatása a *N. pannonica* abundanciájára**

A védett fajok közül a legnagyobb egyedszámban begyűjtött pókfaj a magyar aknázpók (*N. pannonica*) volt, melynek 157 példányát találtam meg a vizsgálat során a Sár-hegyen és Gyöngyössolymoson. A nagy egyedszám, illetve a faj természetvédelmi jelentősége miatt a kezelés hatásának vizsgálatát a faj abundanciájára is elvégeztem. Azt tapasztaltam, hogy az egyedszám a cserjeirtást követő évben jelentősen megnőtt, viszont a két utolsó évben (2014-2015) minimálisra csökkent, feltehetően a további kezelések hiánya miatt. Sem a vizsgált évek ( $p=0,31$ ), sem a kezelések ( $p=0,29$ ) abundanciaértékei között nem találtam szignifikáns eltéréseket. Az adatokból kitűnik, hogy a cserjeirtott élőhelyeken és a kaszálóréteken

nagyobb abundanciával volt jelen, mint a kontroll cserjésekben (19. ábra). A *N. pannonica* legtöbb egyede a Sár-hegyen volt kimutatható. Hím példányai mellett két nőstény is került a talajcsapdákbba.

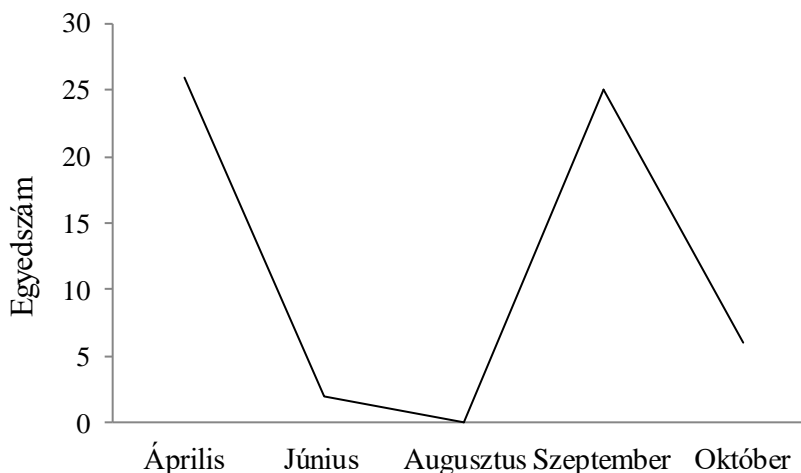


**19. ábra.** A *Nemesia pannonica* évenkénti (2012: cserjeirtás előtt, 2013-2015: cserjeirtás után) abundanciaváltozása a kontroll cserjésben, a kezelt cserjésekben és a kontroll réteken.

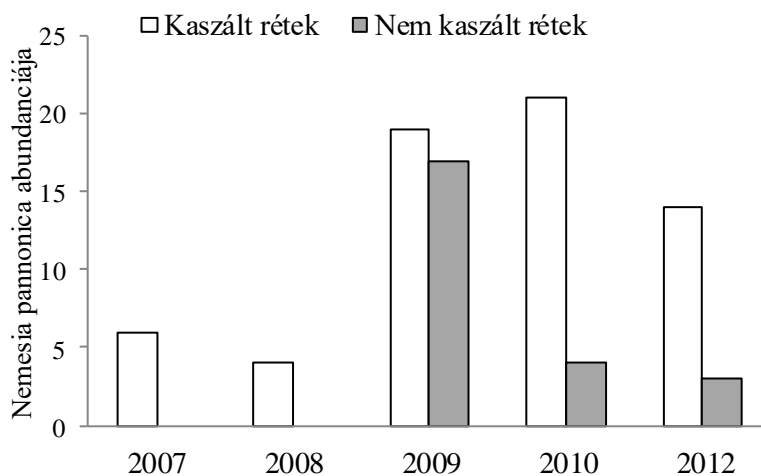
#### 4. 3. 2. A kaszálás hatása a *N. pannonica* abundanciájára

A magyar aknáspók (*N. pannonica*) a vizsgálat során a három gyűjtőhely (Sár-hegy természetvédelmi terület, Fallóskút, Bátorterenyé-Fallóskút) közül csak a Sár-hegyen volt megtalálható, ahol a kaszálás hatásának vizsgálata már korábbi években megkezdődött (2007-2009). A vizsgálat során a faj 59 egyedét sikerült kimutatni, mely során elsőként igazoltam a faj mátrai előfordulását (Szmátóna-Túri és Vona-Túri 2012). A legtöbb egyedet az áprilisi, illetve a szeptemberi mintákból mutattam ki, viszont az augusztusi gyűjtések során egyetlen egyed sem került a csapdákbba (20. ábra). A juvenilis egyedek kizárólag júniusban jelentek meg. A kimutatott egyedek 81%-a, azaz mintegy 48 egyed a kaszált területről származik. A faj abundanciája minden évben a kaszált réten volt nagyobb (21. ábra). A kétfaktoros varianciaanalízis alapján a vizsgált évekre jellemző értékek között szignifikáns eltéréseket nem tapasztaltam ( $p=0,07$ ), azonban

a kaszált és nem kaszált élőhelyek értékei közötti különbségek szignifikánsak voltak ( $p=0,04$ ). A 2010 és 2012-es években a kaszált és nem kaszált élőhelyek közötti nagy eltérést az magyarázhatja, hogy a szeptemberi gyűjtéseket megelőzte a kaszálás, ellenben a többi évvel, ezért egy alacsony fűmagasságú élőhely jött létre, mely kedvezett a faj számára (19. ábra).



**20. ábra.** A magyar aknászpók (*N. pannonica*) két aktivitási csúcsa 2007 és 2012 között.

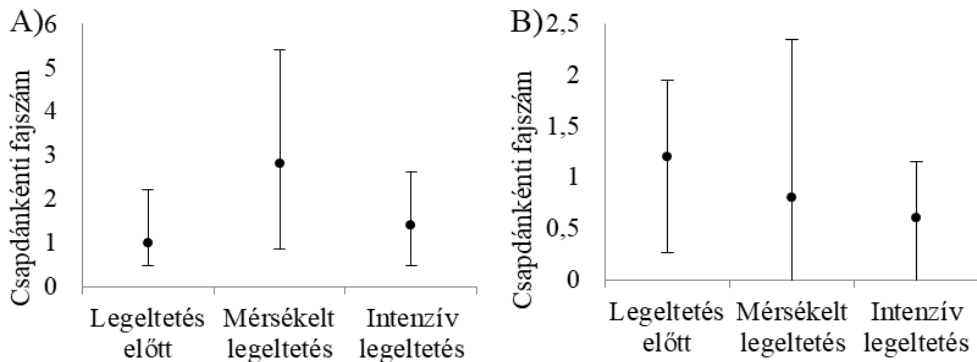


**21. ábra.** A magyar aknászpók (*N. pannonica*) évenkénti abundanciaváltozása a kaszált és nem kaszált élőhelyeken.

#### 4.4. A legeltetés intenzitásának hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására a Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein

##### 4.4.1. Gamma- és alfa-diverzitás

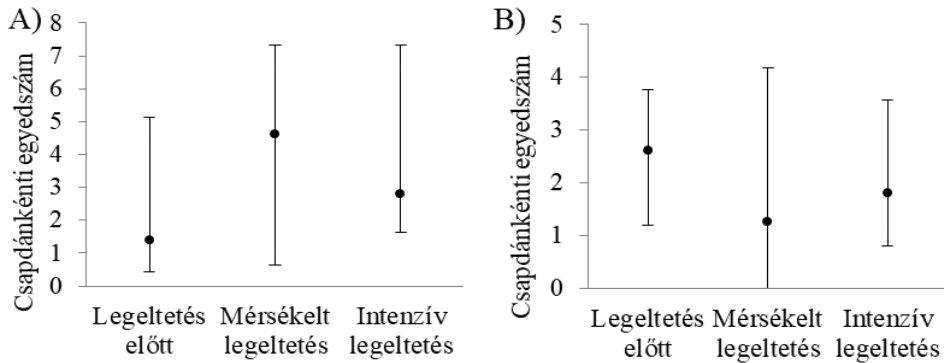
A vizsgálat során 41 pókfaj 588 egyedét mutattam ki, melyből 548 volt adult (a fajok listáját lásd az 3. függelékben). Jelen vizsgálat jelentőségét adja, hogy ezek a gyepek a hagyományos legeltetés eredményeként alakultak ki, melynek pozitív hatását a kapott eredmények is alátámasztják.



**22. ábra.** A kaszálórét (A) és a cserjés (B) pókjainak fajszám átlagértékei ( $\pm$  S. E.) az eltérő intenzitással legeltetett évek során. Az átlagértékek között az eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p > 0,05$ ).

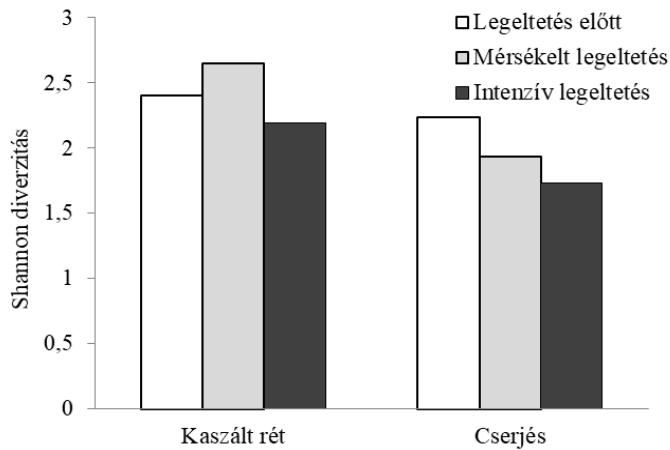
A csapdánkénti átlagos faj- és egyedszám a két különböző struktúrájú élőhelyen (kaszálórét és cserjés) eltérően alakult a különböző intenzitással legeltetett évek (2014-2016) alatt. A kaszálórét esetében mérsékelt legeltetés (2015) során mindkét változó nagyobb értékeket mutatott, mint legeltetés előtt (2014) és intenzív legeltetés (2016) során. A cserjésben mérsékelt és intenzív legeltetés hatására egyaránt visszaesett az átlagos egyed- és fajszám. Szignifikáns eltéréseket nem tapasztaltam sem a

kaszálórét (fajsám:  $p=0,15$ ; egyedszám:  $p=0,62$ ), sem a cserjés (fajsám:  $p=0,59$ ; egyedszám:  $p=0,8$ ) vizsgált éveinek értékei között (22., 23. ábra). Továbbá a vizsgált évek pókfajainak abundanciája közötti eltérések sem voltak szignifikánsak (kaszálorét:  $p=0,19$ ; cserjés:  $p=0,89$ ).



**23. ábra.** A kaszálorét (A) és a cserjés (B) pókjainak egyedszám átlagértékei ( $\pm$  S.E.) az eltérő intenzitással legeltetett évek során. Az átlagértékek között az eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p>0,05$ ).

A Shannon diverzitás értékei alapján a kaszálorét esetében igazolható a köztes zavarási hipotézis, a cserjés esetében viszont a diverzitás fordítottan arányos volt a legeltetés intenzitásával (24. ábra). A kétfaktoros varianciaanalízis alapján sem a két különböző struktúrájú élőhely (kaszálorét, cserjés), sem az eltérő intenzitással legeltetett évek (legeltetés hiánya, mérsékelt legeltetés, intenzív legeltetés) Shannon diverzitása között nem volt szignifikáns eltérés (8. táblázat).



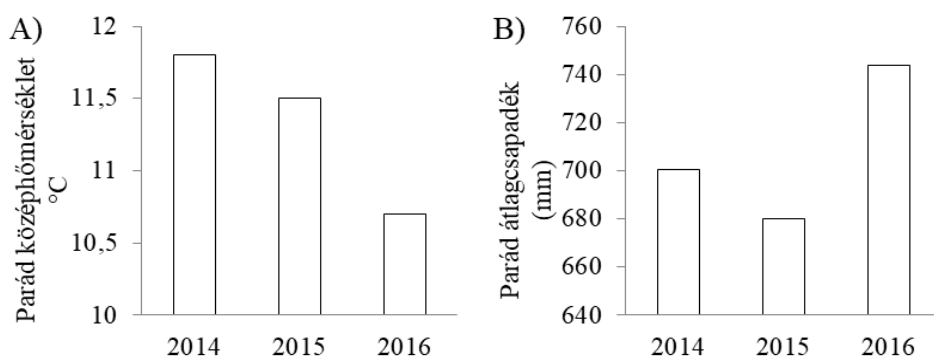
**24. ábra.** A kaszálórét és a cserjés Shannon diverzitás értékei az eltérő intenzitással legeltetett évek során.

**10. táblázat.** A kétfaktoros ANOVA eredményei az eltérő intenzitással legeltetett évek és az eltérő vegetációstruktúrájú területek Shannon diverzitása között 95%-os konfidencia szint mellett.

	Négyzet- összeg	df	Négyzet- átlag	f	p
Vegetáció struktúra	0,30165	1	0,30195	7,8937	0,106
Évek	0,15823	2	0,07941	2,076	0,325
Hiba	0,07650	2	0,38252		
Összeg	0,53728	5			

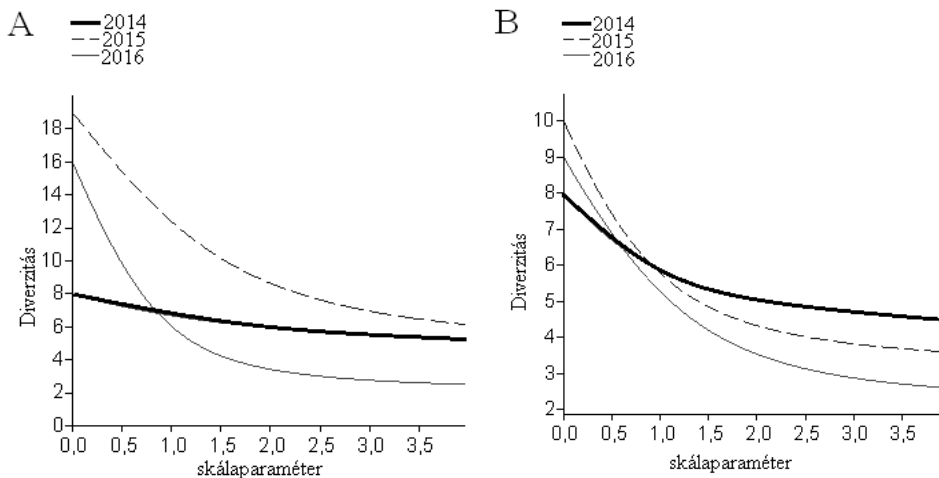
A legeltetett élőhelyek diverzitását csak az intenzív legeltetés során (2016) volt alkalmam összehasonlítani a kontroll élőhelyekével, ezért az évenkénti eredményeket az Országos Meteorológiai Szolgálattól lekért Parádi-Recski-medencére vonatkozó éves középhőmérsékleti és átlagos csapadékmennyiségi adatokkal vettem össze (25. ábra). A kaszálórét esetében a diverzitás értéke a csökkenő hőmérséklet ellenére is nőtt a

mérsékelt legeltetés során, a csapadék átlagos mennyiségével pedig fordított tendenciát mutatott. A cserjés élőhely diverzitás értékei a középhőmérsékleti adatokkal egyenesen arányosan alakultak, azonban a diverzitás csökkenésében valószínű szerepe volt az élőhelyre ható többszöri zavarásnak is (intenzív legeltetés és cserjeirtás). A 2016-os évre jellemző átlagos csapadékmennyiség emelkedése fordított trendet mutatott a cserjés élőhely diverzitás értékével. Mindezek arra utalnak, hogy a diverzitás alakulásában az időjárási viszonyok mellett a kezelések is nagy befolyással voltak.



**25. ábra.** Az Országos Meteorológiai Szolgálattól lekért Parádi-Recski-medencére vonatkozó éves középhőmérsékleti és éves átlagos csapadékmennyiségi adatok.

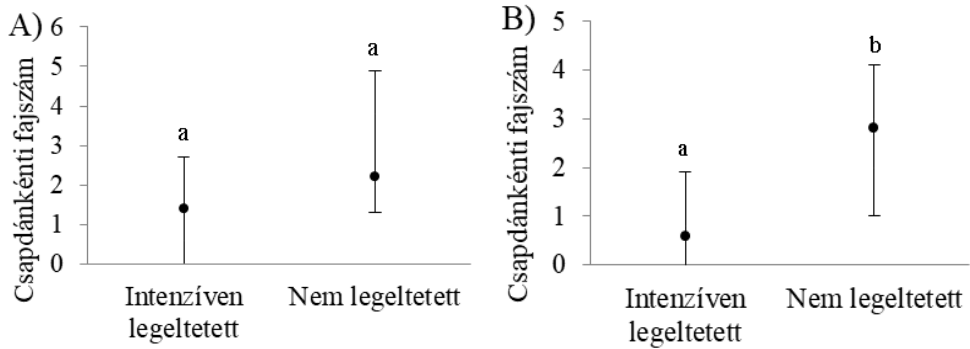
A Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján mindkét élőhelytípus (kaszálórét és cserjés) esetében a pókegyüttesek diverzitása nagyobb értéket mutatott a mérsékelt legeltetett évben (2015), mint az intenzíven legeltetett év (2016) során. A legeltetés előtti év (2014) értékei nem rendezhetők, azonban az látható, hogy a kaszálórét esetében a különbségeket a ritka fajok, az irtott cserjés esetében viszont a gyakori fajok okozták (26. ábra).



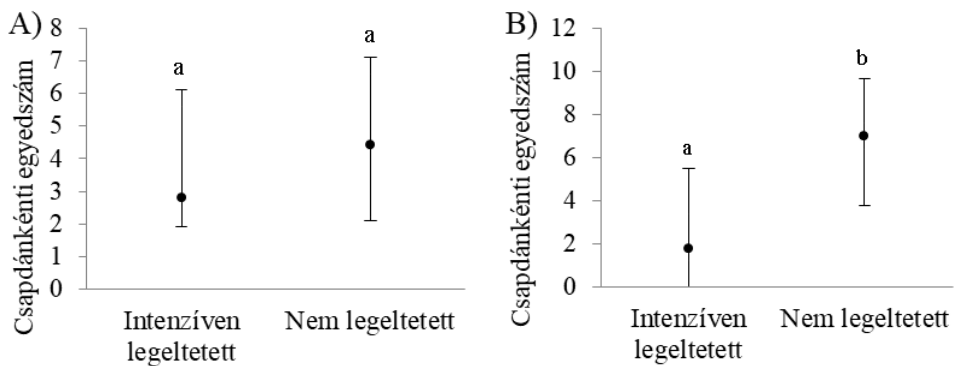
**26. ábra.** A kaszálorét (A) és a cserjés (B) éves diverzitás profiljai a legeltetés intenzitásának függvényében a Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján (2014: legeltetés előtt, 2015: mérsékelt legeltetés, 2016: intenzív legeltetés).

Az intenzív legeltetés során (2016) a kezelt élőhelyeket kontroll élőhelyekkel hasonlítottam össze. Mindkét élőhelytípus (kaszálorét és irtott cserjés) esetében szembeűnő az intenzív legeltetés negatív hatása a csapdánkenti egyed- és fajszámra. Csak az irtott cserjés legeltetett és kontroll élőhelyeinek csapdánkenti fajszáma ( $p=0,04$ ) és egyedszáma ( $p=0,002$ ) között tapasztaltam szignifikáns eltéréseket (27., 28. ábra). Továbbá a pókfajok abundanciája közötti eltérések is csak az irtott cserjés esetében voltak szignifikánsak ( $p=0,04$ ). Ennek az oka feltehetően a legeltetett területre ható többszöri zavarás (intenzív legeltetés és cserjeirtás).

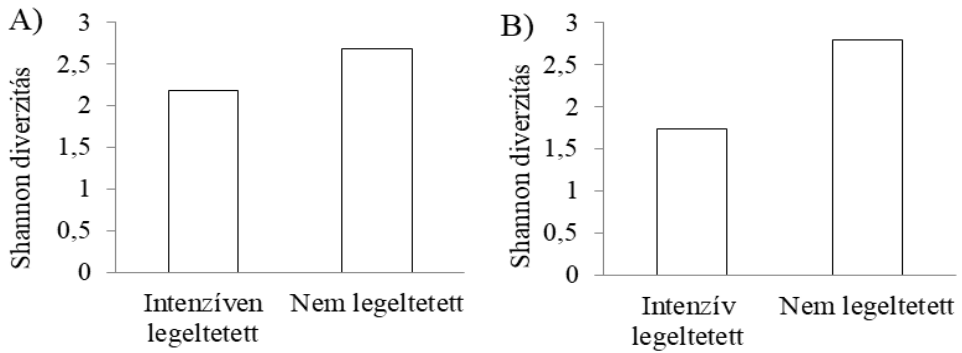
Az intenzív legeltetés negatív hatást gyakorolt a diverzitásra is, azonban egyik élőhelytípus esetében sem voltak az eltérések szignifikánsak (kaszálorét:  $p=0,08$ , irtott cserjés:  $p=0,07$ ) (29. ábra). A Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján az irtott cserjések esetében megfigyelhető, hogy a kontroll területek diverzitása nagyobb volt, mint az intenzíven legeltetett élőhelyeké (30. ábra).



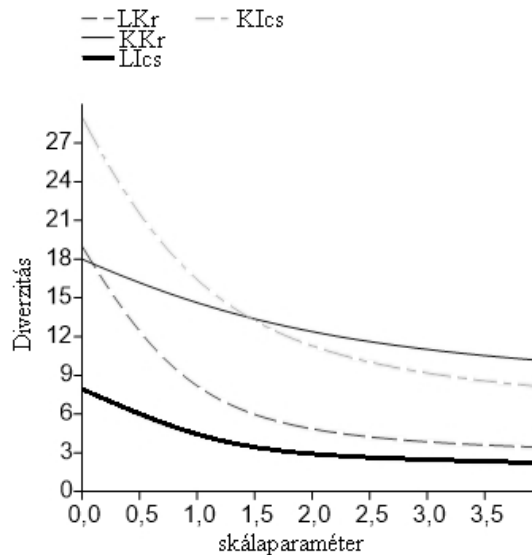
**27. ábra.** A kaszált rét (A) és az irtott cserjés (B) pókjainak fajszám átlagértékei ( $\pm$  S.E.) az intenzíven legeltetett és nem legeltetett élőhelyeken. Az átlagértékek fölötti különböző betűk a szignifikáns ( $p < 0,05$ ) eltéréseket jelölik.



**28. ábra.** A kaszált rét (A) és az irtott cserjés (B) pókjainak egyedszám átlagértékei ( $\pm$  S. E.) az intenzíven legeltetett és nem legeltetett élőhelyeken. Az átlagértékek fölötti különböző betűk a szignifikáns ( $p < 0,05$ ) eltéréseket jelölik.



**29. ábra.** A kaszált rét (A) és az irtott cserjés (B) Shannon diverzitás értékei az intenzíven legeltetett és nem legeltetett élőhelyeken. Az értékek közötti különbségek nem voltak szignifikánsak ( $p > 0,05$ ).



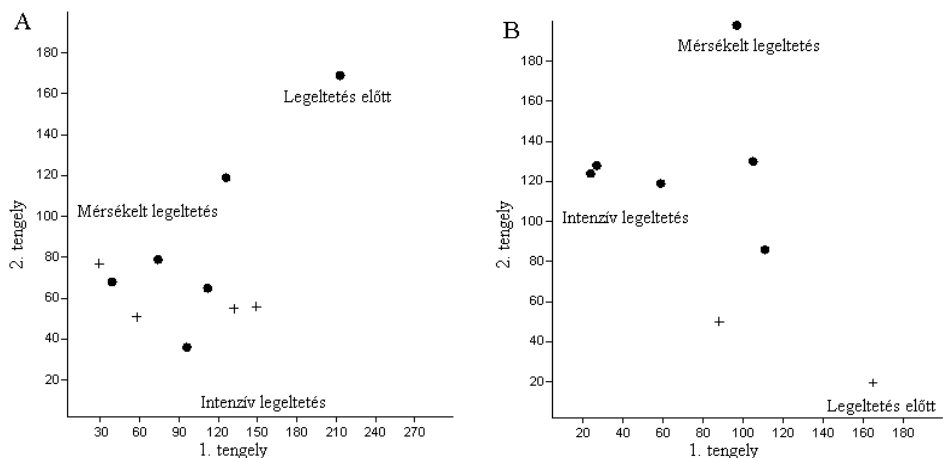
**30. ábra.** Intenzíven legeltetett (LKr: legeltetett kaszálórét, LIcs: legeltetett irtott cserjés) és kontroll élőhelyek (KKr: kontroll kaszálórét, KIcs: kontroll irtott cserjés) diverzitás profiljai a Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján.

#### 4.4.2. Fajösszetétel és abundancia

A zavarást jól tűró fajok abundanciája és a legeltetés intenzitása között pozitív kapcsolat állt fenn. A *Trochosa terricola* Thorell, 1856 abundanciája a kaszálóréteken nőtt a legeltetés intenzitásával (legeltetés előtt: 4, mérsékelt legeltetés: 13, intenzív legeltetés: 39). A *Pardosa riparia* (C.L. Koch, 1833) egyedszáma csak a cserjés élőhelyen mutatott növekvő tendenciát arányosan a legeltetés intenzitásának növekedésével (legeltetés előtt: 6, mérsékelt legeltetés: 14, intenzív legeltetés: 21). A sztenotóp és a zavarást jól tűró fajok száma szignifikánsan nem különbözött a vizsgált évek között sem a kaszálóréteken ( $p=0,3$ ), sem a cserjésben ( $p=0,7$ ), azonban az adatok alakulása alátámasztja, hogy az intenzív legeltetés hatására egyes fajok eltűnhetnek az adott élőhelyről (11. táblázat, 31. ábra).

**11. táblázat.** A legeltetés hatása a zavarást jól tűró fajok és a sztenotóp fajok fajsámára intenzitási grádiens mentén a kaszált réten (A) és a cserjésben (B).

A	Zavarást jól tűró fajok	Sztenotóp fajok
Legeltetés előtt	5	4
Mérsékelt legeltetés	9	9
Intenzív legeltetés	11	5
B	Zavarást jól tűró fajok	Sztenotóp fajok
Legeltetés előtt	3	6
Mérsékelt legeltetés	4	7
Intenzív legeltetés	5	3



**31. ábra.** A sztenotóp (●) és a zavarást jól tűrő fajok (+) évenkénti elkülönülésének ábrázolása trendtelenített korrespondencia analízissel a kaszálóréteken (A) és a cserjésekben (B) a Jaccard-féle index alapján.

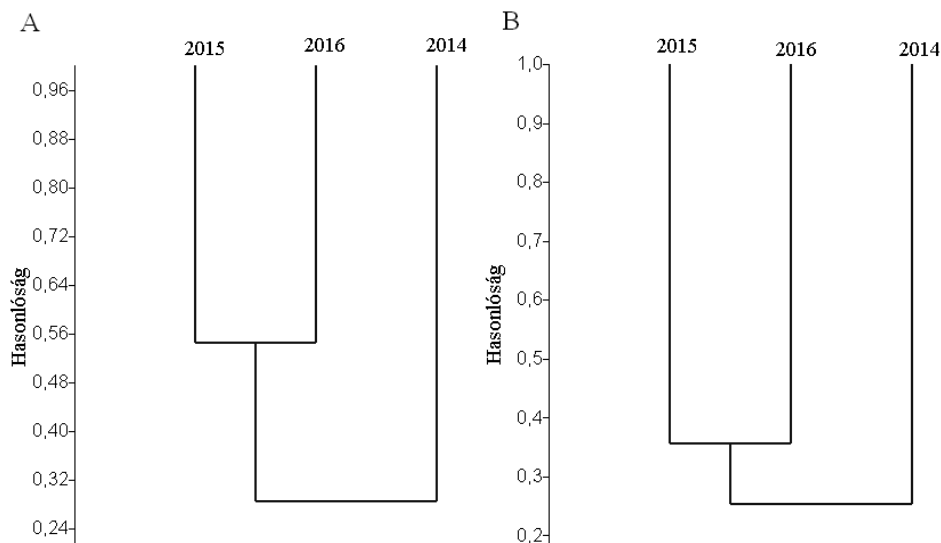
Összehasonlítva az intenzíven legeltetett és nem legeltetett élőhelyeket (2016) azt tapasztaltam, hogy a pókfajok legnagyobb abundanciája a nem legeltetett irtott cserjésre volt jellemző, a legkisebb pedig a legeltetett irtott cserjésre. Tizennégy faj kizárólag a legeltetett élőhelyeken fordult elő, köztük az agrobiont *P. agrestis*. A legnagyobb egyedszámmal a *T. terricola* volt begyűjthető, mely jól tolerálja a zavarást. Abundanciája a legeltetett élőhelyeken jelentősen nagyobb volt, mint a kontroll területeken, e mellett nagy egyedszámban fordult elő az *A. trabilis* és a *P. riparia* is a legeltetett élőhelyeken. Hat faj csak egy élőhelyen volt észlelhető, mint a jó természetességű élőhelyeket kedvelő *Xysticus luctator* L. Koch, 1870. A természetes élőhelyeket kedvelő fajok kizárólag a kontroll élőhelyeken fordultak elő, mint a *P. bifasciata* és a *T. arenarius*.

#### 4.4.3. Béta-diverzitás és hasonlóság

A Wilson & Shmida-féle Béta-diverzitási index évenként csökkenő tendenciája jól mutatja, hogy a legeltetés változásokat eredményez a pókegyüttesek összetételében (12. táblázat). Ezt az is alátámasztja, hogy a Jaccard-féle hasonlósági index értéke a mérsékelt és az intenzíven legeltetett évek pókegyüttese között volt a legnagyobb (32. ábra). Regionálisan vizsgálva a legeltetés hatását, az irtott cserjések esetében az intenzív legeltetés nagyobb fajkicserélődést eredményezett (0,62), mint a kaszálórétek esetében (0,45). Ez alapján a legeltetett és kontroll kaszálórétek között nagyobb volt a hasonlósági érték, mint a legeltetett és a kontroll irtott cserjések között (kaszálórét: 0,37, irtott cserjés: 0,23), mely alátámasztja a cserjésre ható többszöri zavarás (legeltetés, cserjeirtás) negatív hatását. A Whittaker-féle komplementaritás értéke 0,45, mely szerint a legeltetéssel a fajok majdnem fele megőrizhető.

**12. táblázat.** A Wilson & Shmida-féle Béta-diverzitási index évenkénti értékei a kaszálóréten (A) és a cserjésben (B) (2014: legeltetés előtt, 2015: mérsékelt legeltetés, 2016: intenzív legeltetés).

(A)	2014	2015	2016
2015	0,61	1	
2016	0,50	0,29	1
(B)	2014	2015	2016
2015	0,66	1	
2016	0,52	0,47	1



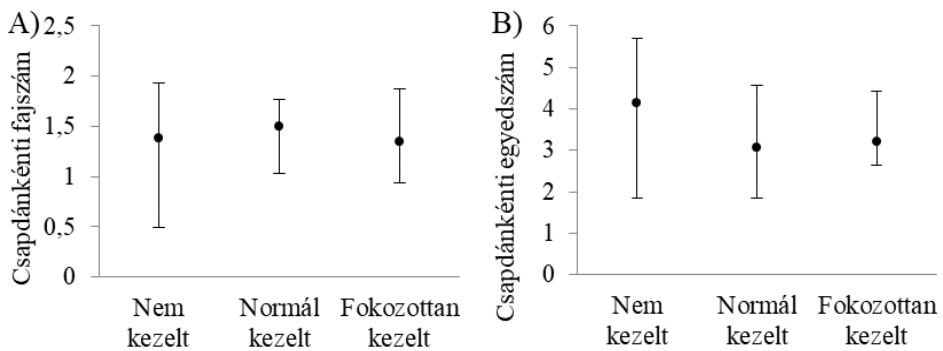
**32. ábra.** Az évenkénti Jaccard-féle hasonlóság a kaszálórétben (A) és a cserjésben (B) (2014: legeltetés előtt, 2015: mérsékelt legeltetés, 2016: intenzív legeltetés) klaszteranalízissel ábrázolva.

#### **4.5. A karbantartó kaszálás intenzitásának hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására autóutak szegélyzónájában**

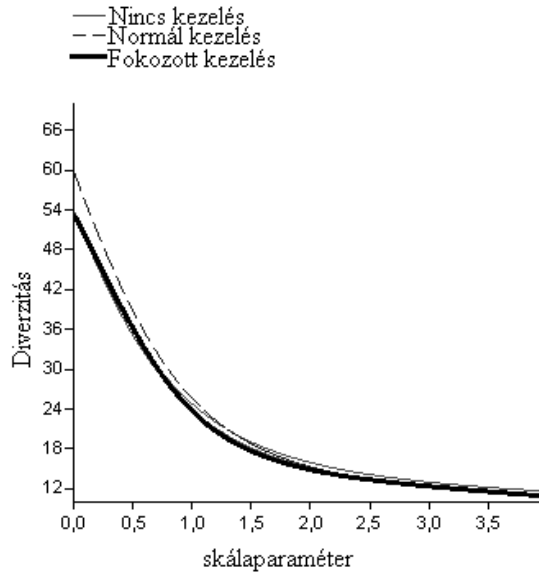
##### **4.5.1. Gamma- és alfa-diverzitás**

Az útszegélyekben kijelölt 12 szakaszból 84 talajlakó pókfaj 2012 egyedét gyűjtöttem be, melyből 79 faj 1273 adult példányát vettem figyelembe a hatásvizsgálat során (a fajok listáját lásd a 4. függelékben). A vizsgálat során három ritka faj került a csapdádba: a *D. cupreus*, a kissé szárazabb erdőkre jellemző *Coelotes terrestris* (Wider, 1834), valamint a hangyaspecialista *Zodarion rubidum* Simon, 1914. A szintén hangyákra specializálódott *Z. germanicum*, *A. phalerata* és *T. arenarius* nagy abundanciája jellemezte az útmenti sávokat.

A legnagyobb csapdánkénti átlagos egyedszám a nem kezelt útszakaszokat, a legnagyobb átlagos fajszám pedig a normál kezelt szakaszokat jellemezte, azonban az eltérések nem voltak szignifikánsak (fajszám:  $p=0,89$ ; egyedszám:  $p=0,73$ ) (33. ábra). A legnagyobb Shannon diverzitás a normál kezelt (3,244), majd a nem kezelt (3,212) szakaszokat jellemezte, míg a legkisebb érték a fokozottan kezelt szakaszokon (3,176) volt, az értékek között szignifikáns eltérés nem volt megfigyelhető ( $p=0,46$ ). Az eltérő intenzitással kaszált útszakaszok nagy hasonlóságát az is jól mutatja, hogy a Rényi-féle diverzitás-rendezés szerint a pókegyüttesek nem rendezhetők diverzitásuk szerint, azonban látható, hogy a normál kezelt szakaszok diverzitásbeli különbségét a másik két kezeléshez képest a ritka fajok okozták (34. ábra).



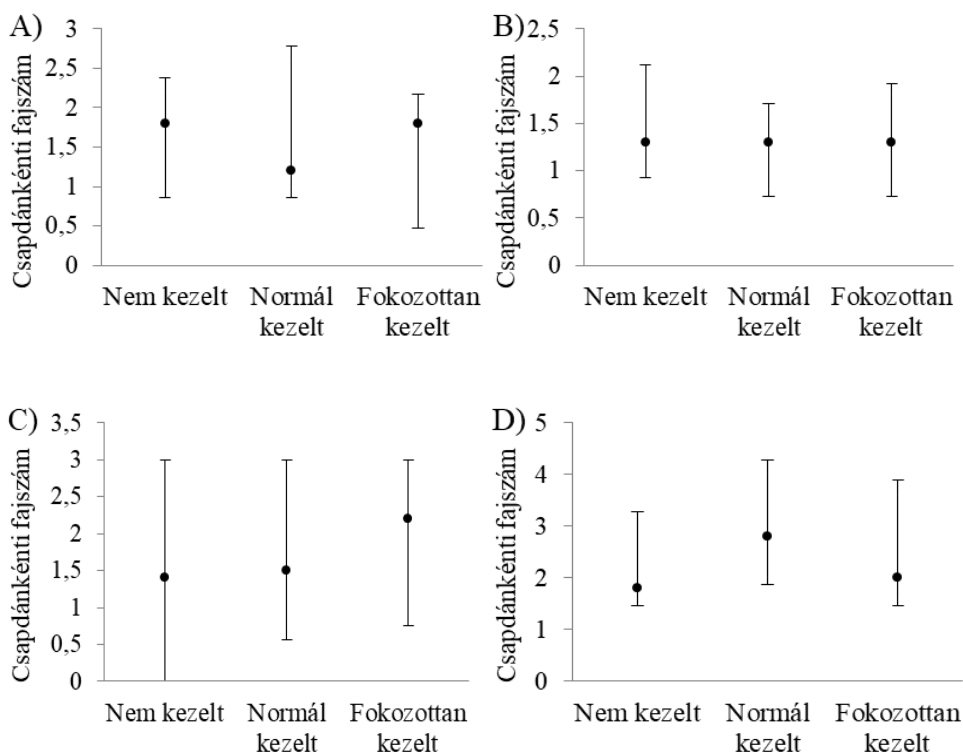
**33. ábra.** A pókok fajszám (A) és egyedszám (B) átlagértékei ( $\pm$  S.E.) a nem kezelt, a normál kezelt és a fokozottan kezelt szakaszokon. Az átlagértékek közötti eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p>0,05$ ).



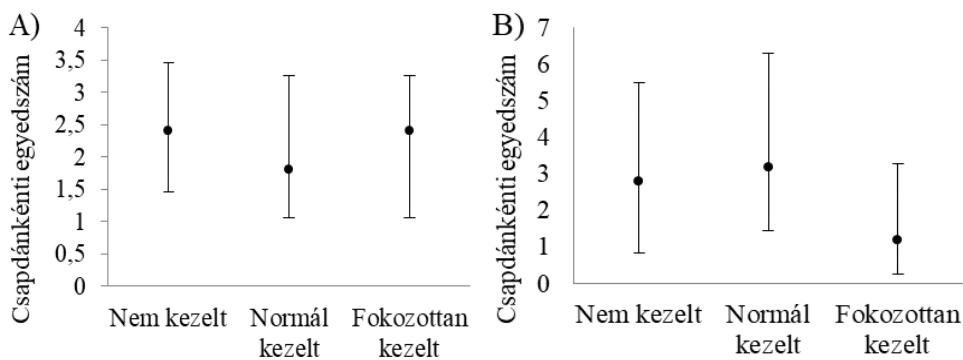
**34. ábra.** A pókegyüttesek diverzitás profiljai a Rényi-féle diverzitás-rendezés szerint az eltérő intenzitással kaszált útszakaszokon.

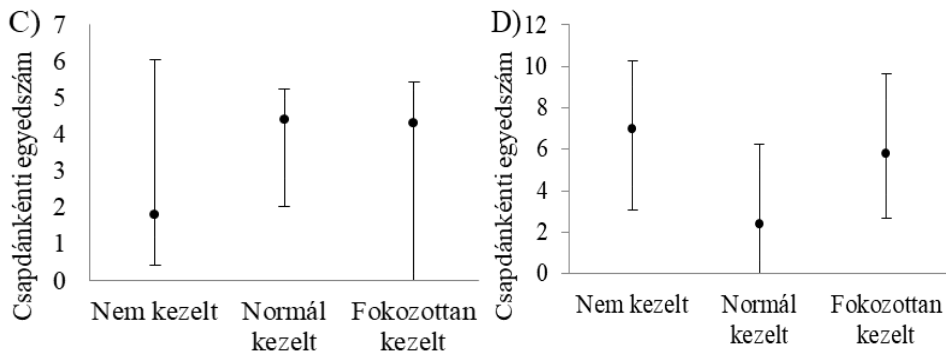
A kaszálás legoptimálisabb intenzitása a pókok átlagos egyed- és fajszámára élőhelytípusonként vizsgálva változó volt. A legnagyobb átlagos fajszám a kultúr és nedves élőhely esetében a normál kaszált szakaszokat jellemezte, a száraz gyepek és az erdő melletti szegélyek esetében viszont a fokozottan kezelt szakaszok fajszám értékei voltak nagyobbak (35. ábra). Egyik élőhelytípus esetében sem tapasztalható szignifikáns eltérés a szakaszok átlagos fajszáma között (száraz gyepek:  $p=0,6$ ; kultúr terület:  $p=0,87$ ; erdő:  $p=0,86$ ; nedves élőhely:  $p=0,6$ ).

Az erdős és a kultúr élőhelyen a normál kezelt szakaszok rendelkeztek a legnagyobb átlagos egyedszámmal, a száraz gyepeken és a vizes élőhelyen a nem kezelt, illetve a fokozottan kezelt szakaszok pókegyütteseire vonatkozó értékek voltak nagyobbak (36. ábra). Egyik élőhelytípus esetében sem tapasztaltam szignifikáns eltéréseket az eltérő intenzitással kezelt szakaszok átlagos egyedszáma között (száraz gyepek:  $p=0,88$ ; kultúr terület:  $p=0,30$ ; erdő:  $p=0,75$ ; nedves élőhely:  $p=0,15$ ).



**35. ábra.** A pókok fajszámának átlagértékei ( $\pm$  S.E.) a száraz gyepek (A), a kultúr terület (B), az erdő (C) és a vizes élőhely (D) nem kezelt, normál kezelt és a fokozottan kezelt szakaszain. Az átlagértékek közötti eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p > 0,05$ ).





**36. ábra.** A pókok egyedszámának átlagértékei ( $\pm$  S.E.) a száraz gyepek (A), a kultúr terület (B), az erdő (C) és a vizes élőhely (D) nem kezelt, normál kezelt és a fokozottan kezelt szakaszaiban. Az átlagértékek közötti eltérések nem voltak szignifikánsak ( $p > 0,05$ ).

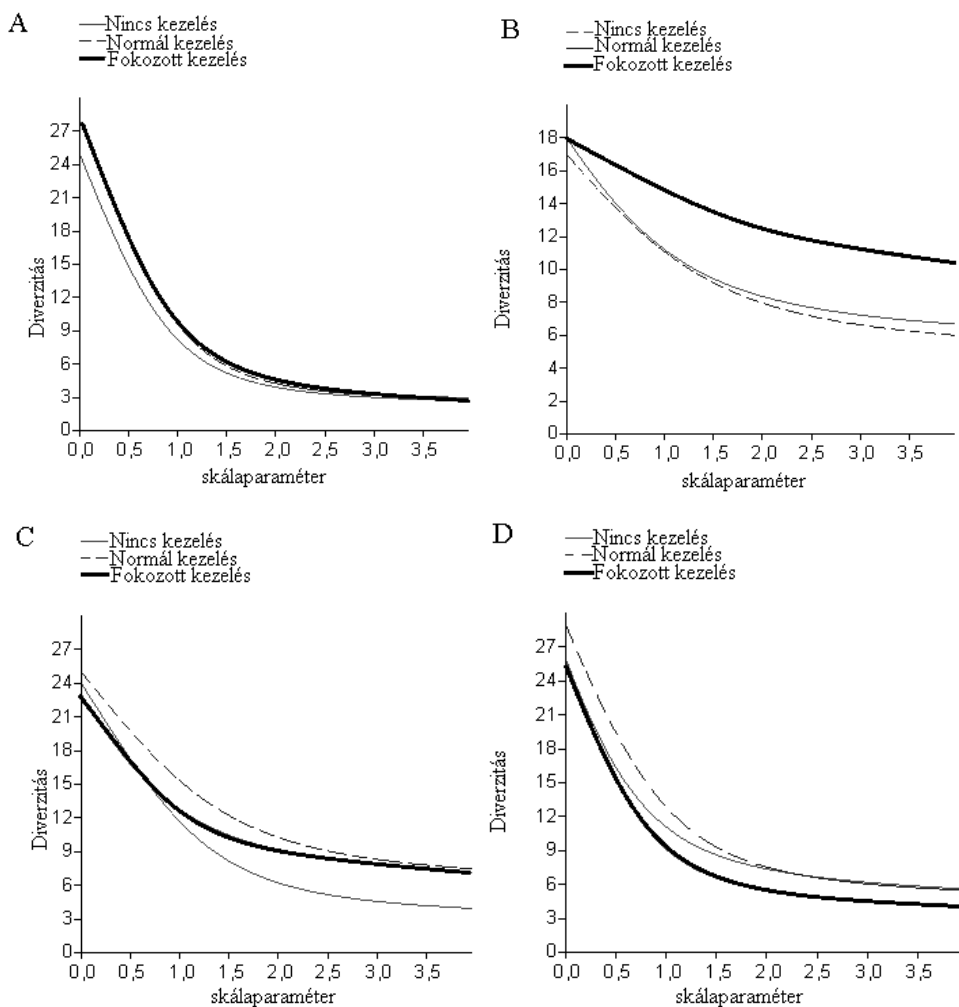
A Shannon diverzitás legnagyobb értéke a száraz gyepek és a kultúr élőhely esetében a fokozottan kezelt útszakaszokat, az erdőnél és a vizes élőhelynél pedig a normál kezelt szakaszokat jellemezte (13. táblázat). A kétfaktoros varianciaanalízis alapján sem a kezelések intenzitása, sem az élőhelyek típusa nem okozott szignifikáns eltéréseket a diverzitás értékében (14. táblázat). A Rényi-féle diverzitás-rendeztetés alapján a száraz gyepek esetében a diverzitás nem rendezhető. A kultúr élőhelyen megfigyelhető a fokozott kezelés pozitív hatása a pókegyüttes diverzitására szemben a normál kezeléssel. Az erdő melletti szegélyekben a normál kezelés nagyobb diverzitást eredményezett, mint a kezelés hiánya. A vizes élőhelyen szintén megfigyelhető a normál kezelés nagyobb diverzitást eredményező hatása szemben a fokozott kezeléssel (37. ábra).

**13. táblázat.** A Shannon diverzitás értéke az eltérő intenzitással kezelt szakaszokon élőhelytípusonként vizsgálva.

Shannon diverzitás	Élőhelytípusok			
	Száraz gyep	Kultúr terület	Erdő	Vizes élőhely
Nem kezelt	2,107	2,417	2,458	2,406
Normál kezelt	2,261	2,405	2,729	2,554
Fokozottan kezelt	2,276	2,691	2,546	2,21

**14. táblázat.** A kétfaktoros ANOVA eredményei az élőhelytípusok és az eltérő intenzitással kezelt szakaszok Shannon diverzitása között 95%-os konfidencia szint mellett.

	Négyzet- összeg	df	Négyzet- átlag	f	p
Kezelés	0,039835	2	0,019917	0,93523	0,443
Élőhely	1,225065	3	0,750216	3,52267	0,08857
Hiba	0,127781	6	0,021296		
Összeg	2,392681	11			

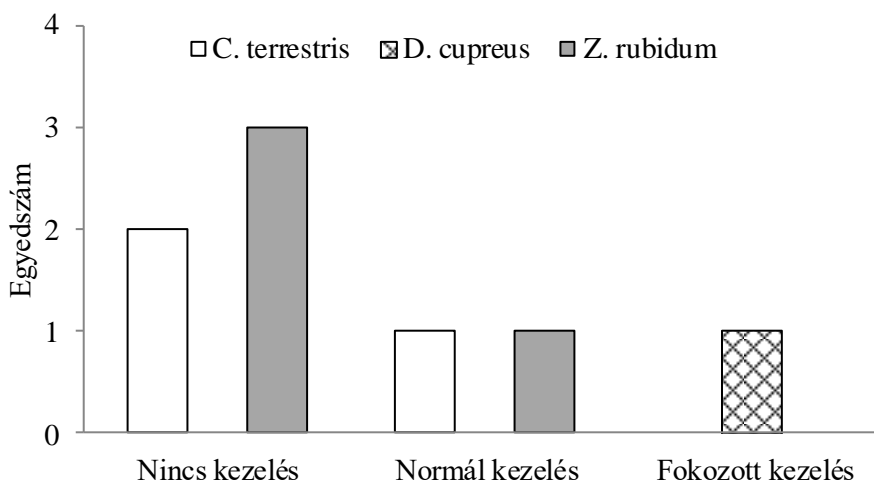


**37. ábra.** Az eltérő intenzitással kezelt szakaszok pókegyütteseinek Rényi-féle diverzitás profiljai élőhelytípusonként vizsgálva (A: Száraz gye, B: Kultúr élőhely, C: Erdő, D: Vizes élőhely).

#### 4.5.2. Fajösszetétel és abundancia

Az útszegélyekben a 79 begyűjtött pókfaj közül 25 faj jól tűrte a zavarást, melyek közül a Natura 2000 élőhelyeken végzett vizsgálataim során sok nem volt megtalálható, az *Erigone dentipalpis* (Wider, 1834), *Centromerus sylvaticus* (Blackwall, 1841) és az *Enoploghantha thoracica*

(Hahn, 1833). Ezek mellett sok, természetes élőhelyen előforduló fajt gyűjtöttem be, mint a *Prinerigone vagans* Audouin, 1826 és az *Euryopsis quinqueguttata* Thorell, 1875. Ez is jól mutatja, hogy a szegélyek a természetes élőhelyekhez hasonlóan értékes fajok számára szolgáltatnak megfelelő körülményeket. A begyűjtött fajok közül 38 mind a három szakaszon előfordult, 5 faj csak a nem kezelt élőhelyeken jelent meg, mint a természetes élőhelyekre jellemző *Steatoda albomaculata* (De Geer, 1778) vagy a *Clubiona terrestris* Westring, 1851. A ritka fajok közül csak a *D. cupreus* volt gyűjthető a fokozottan kezelt szakaszokon. A *Z. rubidum* csak a nem kezelt és a mérsékelten kezelt szakaszokon fordult elő (38. ábra). A leggyakoribb fajok az *A. trabalis* és a *P. lugubris* voltak, melyek frekvenciájuk alapján eukonstansnak bizonyultak, ennek feltehető oka az erdős élőhelyek közelsége. Abundanciájuk a normál és a fokozottan kezelt szakaszokon volt a legnagyobb.



**38. ábra.** A ritka fajok egyedszáma az eltérő intenzitással kezelt útszakaszokon.

**15. táblázat.** A zavarást jól tűrő és a sztenotóp pókok fajsza (A) és egyedsza (B) az eltérő intenzitással kezelt útszakaszokon.

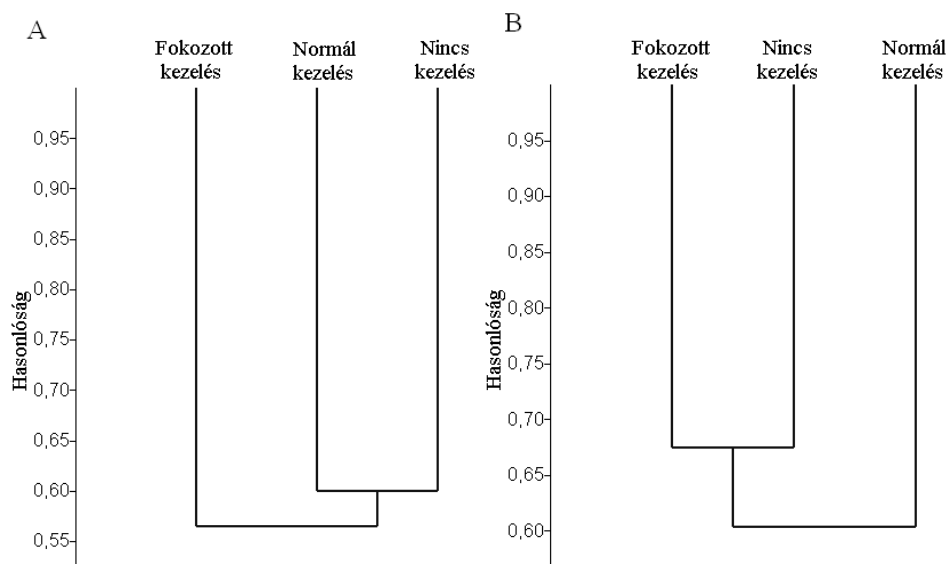
A	Zavarást jól tűrő fajok	Sztenotóp fajok
Nem kezelt	18	33
Normál kezelt	20	39
Fokozottan kezelt	17	36
B	Zavarást jól tűrő fajok	Sztenotóp fajok
Nem kezelt	219	252
Normál kezelt	186	202
Fokozottan kezelt	194	218

A sztenotóp és a zavarást jól tűrő fajok megoszlása hasonlóan alakult, abundanciájuk a nem kezelt szakaszokon, a fajsza pedig a normál kezelt szakaszokon volt a legnagyobb (15. táblázat). Mindhárom útszakaszon (nem kezelt, normál kezelt, fokozottan kezelt) nagyobb volt a sztenotóp fajok száma és abundanciája, mint a zavarást jól tűrő fajoké. Szignifikáns eltéréseket nem tapasztaltam a vizsgált szakaszok egyed- és fajszaértékei között sem a sztenotóp ( $p=0,94$ ), sem a zavarást jól tűrő fajok ( $p=0,98$ ) esetében.

#### **4.5.3. Béta-diverzitás és hasonlóság**

A Wilson & Shmida-féle Béta-diverzitási index szerint a nem kezelt és a normál kezelt útszakaszok között majdnem azonos mértékű fajcserélődés (0,25) figyelhető meg, mint a normál és fokozottan kezelt szakaszok között (0,29). Ennek megfelelően alakult a Jaccard-féle hasonlóság is a pókegyüttesek között, melyek értéke megközelítőleg azonos volt (nem kezelt és normál kezelt: 0,6; normál kezelt és fokozottan kezelt: 0,54). Azonban a sztenotóp és a zavarást jól tűrő fajok esetében a szakaszok

együtteseik közötti hasonlóság eltérő volt (39. ábra). Az élőhelyek közötti komplementaritás értéke 0,7 volt, mely szerint a karbantartó kezelésekkel a fajok jelentős része megőrizhető az utak szegélyzójában.



**39. ábra.** A sztenotóp fajok (A) és a zavarást jól tűrő fajok (B) közötti hasonlóság az eltérő intenzitással kezelt útszakaszokon klaszter-analízissel ábrázolva a Jaccard-fele hasonlósági index alapján.

## 5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

### 5.1. A cserjeirtás hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására

A cserjeirtás hatásának vizsgálata a gyepkezelési eljárások egyik ritkán kutatott területe. A pókegyüttesekre gyakorolt hatásáról kevés irodalmi adat ismert. Rushton (1988) eltérő cserjekezelési szekciók pókegyütteseit vizsgálta, mely során azt tapasztalta, hogy a diverzitás a kezelt élőhelyeken nagyon hasonló volt. Hatley és MacMahon (1980) szintén eltérő cserjekezelési módok hatását vizsgálta. A legnagyobb diverzitás a kötött cserjésekre volt jellemző szemben a kontroll és tisztított cserjésekkel. Rákóczi és Samu (2012) az orgonairtás hatására irányuló vizsgálatai csekély változást mutattak a pókegyüttesekre nézve. Eredményeim alapján elmondható, hogy a cserjeirtás pozitív hatással van a talajlakó pókok diverzitására. A cserjeirtás az élőhelyfenntartó kezelések első fázisa, mely hatására a vegetáció borítottsága teljes mértékben megváltozik (Berlow et al. 2003). Ez magyarázhatja a cserjeirtás után tapasztalt alacsony diverzitást, mely a következő évben viszont a legnagyobb értéket mutatta. Ennek legvalószínűbb oka a szomszédos területek által nyújtott menedékhelyek, melyek a fajok számára fennmaradást biztosítottak. A cserjeirtás hatására megváltozó mikroklíma jól ismertén befolyásolja a pókfajok egyedszámát (Kohyani et al. 2008). Ez magyarázhatja közvetlenül a kezelés után tapasztalt jelentős egyed- és fajszám emelkedést. Mivel a pókfajok poikilotherm élőlények, így legtöbbjük főként azokat az élőhelyeket preferálják, ahol több napfény jut a talajszintre (Schwab et al. 2002; Dekoninck et al. 2009). A különféle abiotikus faktorok, valamint az ökoszisztéma dinamikája, egyaránt hatással vannak a pókegyüttesekre (Bonte et al. 2002). A vegetáció összetétele nagyban függ a periodikus beavatkozások által okozott biomassza eltávolítástól (Hulbert 1988, Maret és Wilson 2000). A kizárólag nyílt

élőhelyeket preferáló fajoknak a kezelt mintaterületeken mutatott nagy abundanciája az élőhelyek struktúrájának átalakulását bizonyítja. Az utolsó évben tapasztalt fajszám és diverzitás csökkenés jelzi a terület homogenitását, melyre alacsony cserjeborítottság volt jellemző. A cserjésekre jellemző egynemű, homogén élőhelyen a fajdiverzitás alacsony értékéhez magasabb egyedszám társult, de a nagyobb változatosságot mutató gyepeket magasabb fajdiverzitás jellemezte, amely alacsonyabb egyedsűrűséggel járt együtt. Az élőhelyek struktúrájának a megváltozása hatással van a pókegyüttesek összetételére, mely egyértelműen azt mutatja, hogy a pókok érzékenyen reagálnak az élőhely strukturális változására (Horváth 2012). A kaszálóréteken a védett és ritka fajok nagyobb egyed- és fajszáma igazolja az élőhelykezelésnek a diverzitás fenntartásban betöltött szerepét. A kaszálórét-jelleg kialakulásának irányában a diverzitás növekvő tendenciája figyelhető meg, mely rámutat arra, hogy a cserjés területek számára az irtás egy fontos lépés annak érdekében, hogy a pókfajok számára megfelelő élőhelyet biztosítson. Az egyszeri cserjeirtás, mint köztes zavarás (Connell 1978) a pókegyüttesek diverzitásának növekedését eredményezi. A cserjeirtást követő kezelések elmaradása miatt a társulásokat a szukcessziós folyamatok előrehaladása fenyegeti, melyet jól mutat az utolsó év diverzitás értékeinek visszaesése. Eredményeim arra engednek következtetni, hogy a cserjeirtás önmagában nem elegendő a talajlakó pókok diverzitásának növeléséhez, ezért további gypfenntartó kaszálás alkalmazása szükséges a pókegyüttesek nagyobb fajgazdagságának eléréséhez, mellyel egyben az értékes Natura 2000 élőhelyek fenntartása is megvalósulhat.

## **5.2. A kaszálás hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására**

Közép-Európában a kaszálás általában a pókok diverzitásának csökkenését eredményezi (Cizek et al. 2012), amit jól szemléltet Bell és

mtsai (2001), valamint Prieto-Benítez és Méndez (2011) tanulmánya. A vizsgálataim során tapasztalt nagy fajszám ezzel szemben alátámasztja, hogy a kaszálórétek a pókok számára fontos élőhelyet biztosítanak. A kaszálás jótékony hatását a vegetáció diverzitására több tanulmány is igazolta (Schwab et al. 2002; Buttler 1992; Güsewell et al. 1998). A kaszálás hatására a növényzeti fajgazdagság növekszik, mely változatosabb élőhely-struktúrát biztosít, ezért a pókfajok számának növekvő tendenciája várható (Malumbres-Olarte et al. 2013). Pozzi és mtsai (1998) szerint a rétek gazdag pókegyütteseinek fenntartása érdekében elengedhetetlen a kontrollált kaszálás. A nyílt élőhelyeken a gyepek gyakran több lágyszárú kétszikű fajt tartalmaz, mint a fűfajt, mely magyarázatot ad a florális és az ízeltlábú diverzitás összefüggésére (Noordijk et al. 2009a). A kaszálásnak a cserjeirtáshoz hasonlóan közvetlen hatása van, ezért a fajok számára szükség van menedékhely és táplálékforrás fenntartására. A vizsgálatot képező területeken ennek érdekében rotációs kezeléseket alkalmaznak, meghagyva a terület 10%-át, mely egyes tanulmányok szerint a legmegfelelőbb arány (Munguira és Thomas 1992; Humbert et al. 2009; Noordijk et al. 2009a). Hazánkban Guitprecht (2001) lápréteken végzett vizsgálata szintén igazolja, hogy a kaszálás hatására a pókfajok száma szignifikánsan növekedett, ellenben a nem kaszált rétekkel. Debnár (2012) munkájához hasonlóan eredményeim alátámasztják, hogy a lágyszárú növények magassága befolyásolja a pókok fajszámát. Ennek az lehet az oka, hogy a kaszált rétek esetében a növényi fajszám növekedése miatt a herbivór fajok száma is nőtt. A gyepek kezelése élőhely-fenntartó szerepét a kaszálóréteken az ott élő védett, tárnázó fajok magas abundanciája is mutatja. Ezek a fajok főként természetvédelmi területek lakói, fenntartásuk az élőhelyek védelmével és helyreállításával valósítható meg. A kaszálás olyan gyepekkezelési eljárás, mellyel az élőhelyek kaszálórét jellegének fenntartása megoldható fenntartva ezzel az arachnológiai és a florális diverzitást is (Morris 2000). A

vizsgálataim során alkalmazott kaszálás felfogható köztes zavarásként (Connell 1978), hiszen a kezeléssel nem érintett területekkel szemben az évente egyszeri beavatkozás hatására olyan élőhelyek alakulnak ki, ahol a nyílt és az árnyékos élőhelyeket kedvelő fajok is megtalálják a megfelelő feltételeket. Eredményeim alapján javasolt a dombvidéki rétek kaszálással történő fenntartása és a kaszálás mérsékelt intenzitásának az alkalmazása a talajlakó pókegyüttesek, illetve a vegetáció fajgazdagságának megőrzése érdekében.

### **5.3. A cserjeirtás és a kaszálás hatása a magyar aknászpók (*N. pannonica*) abundanciájára**

A Déli-Mátra egyes élőhelyei – köztük a Sár-hegy természetvédelmi terület – országos viszonylatban is fajgazdagnak mondhatók (Fazekas 1988; Kovács és Ambrus 2010). Ezeken az élőhelyeken a magyar aknászpók (*N. pannonica*) jelentős állományát sikerült felfedeznem, mely Magyarországon természetvédelmi szempontból az egyik legjelentősebb pókfaj. Főként természetvédelmi szempontból értékes nyílt élőhelyekhez kötődik, ezért megvizsgáltam, hogy az abundanciája hogyan változik a kezelések hatására. Eredményeim alátámasztják Loksa (1984) megfigyeléseit, mely szerint a magyar aknászpók a nyári időszakban a kedvezőtlen környezeti feltételek miatt nyugalomba vonul és lezárja tárnáit (Loksa 1984; Lajos és Vadkerti 2007). Korábbi vizsgálatok szerint (Loksa 1984; Lajos és Vadkerti 2007) a nőstények egész életüket tárnáikban töltik, így gyűjtésük talajcsapdával nem lehetséges. Adataim bizonyítják, hogy esetenként a nőstény egyedek is elhagyhatják lakócsöveiket. Az egyik nőstény a Sár-hegy tavaszi mintájában volt jelen, a másik Gyöngyössolymosról került elő egy őszi gyűjtés során. Ez alátámasztja egy korábbi, a hímek aktivitása alapján kapott eredményemet is (Szmátóna-Túri és Vona-Túri 2012), mely szerint a fajnak

egy évben két, tavaszi és őszi szaporodási időszaka van. A *N. pannonica* minden élőhely típusban előfordult, azonban a kezelt és a kezeletlen élőhelyeken az egyedek száma nagymértékben eltért. A kezeletlen élőhelyekkel szemben a kaszált és cserjeirtott élőhelyeken tapasztalt nagyobb abundancia tükrözi a kezelések kedvező hatását a faj számára. Szinetár és mtsai (2012) a Budai Sas-hegyen végzett vizsgálatához hasonlóan, a kezelések hatására a faj állománya növekedésnek indulhat, mivel a cserjés területek helyén létrejövő nyílt gyepek kedvezőbb feltételeket biztosítanak a *N. pannonica* számára. A kezelésekből adódó változások, mint a gyep magasságának változása, a növényzeti struktúra átalakulása és a cserjeborítottság csökkenése egyaránt hatással van a faj gyakoriságára. A kezelések az élőhely olyan állapotban való fenntartását biztosítják, mely a magyar aknászpók fennmaradásához szükséges. A cserjeirtást követő kaszálás elmaradása azonban a faj visszaszorulását eredményezheti, ezért javasolt a tájvédelmi körzet részéről a kezelések átgondolása és pótlása. Összességében elmondható, hogy a területen zajló élőhely-rekonstrukciós kezelések hatására a faj állománya növekedésnek indult. Feltehetően a cserjeirtást követő kaszálások megkezdésével a faj egy stabil populációja alakulhat ki a Déli-Mátra rétjein.

#### **5.4. A legeltetés intenzitásának hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására**

A legeltetés és a taposás pókegyüttesekre gyakorolt hatását több tanulmány is kimutatta (De Keer et al. 1989; Maelfait és DeKeer 1990, Gibson et al. 1992). A vegetáció állapota nem csak a legelés intenzitásától, hanem a legelő állatok legelési szokásaitól is függ. Warui és mtsai (2005) háziállatok és vadállatok legeltetésének hatását vizsgálták a kenyai szavannán, ahol azt tapasztalták, hogy a háziasított állatok legelése

degradálóbbr hatású volt a pókegyüttesekre nézve, mint a vadon élő állatoké. A legelő állatfajok legelési stratégiája is eltér egymástól. Míg a juhok a rövid vegetációt preferálják, a szarvasmarha ezzel szemben a magasabb növényzetet is elfogyasztja (Penksza 2013). Adataim alátámasztják, hogy a legelők a pókok számára fontos élőhelyet biztosítanak, mivel mérésékelt legeltetés során a diverzitásuk nőtt. Más tanulmányokhoz hasonlóan (Gibson et al. 1992; Zulka et al. 1997; Bell et al. 2001; Pétilion et al. 2007; Horváth et al. 2009; Szinetár és Samu 2012) az intenzív legeltetés a diverzitás csökkenését eredményezte. Ennek magyarázata az lehet, hogy a vegetáció vertikális struktúrája, valamint a pókok diverzitása és abundanciája között pozitív kapcsolat áll fenn (Hatley és MacMahon 1980; Dennis et al. 2001; Harris et al. 2003), hiszen a pókok érzékenyek a vegetációs szerkezet változására (Gibson et al. 1992). A strukturáltabb vegetáció több előnnyel jár számukra, mivel nagyobb préda populációt biztosít (Samu 2007), melyből adódik a magasabb növényi fajszám ez által a herbivór ízeltlábúak nagyobb diverzitása is. Továbbá a vegetáció kontrollálja a mikroklímát, mely hatással van a fajok denzitására (Kohyani et al. 2008). A csökkenő diverzitás az intenzív legeltetés alatt a korábbi pókegyüttes degradációjával magyarázható (Delchev és Kajak 1974). A legeltetés intenzitása hatással van a pókok abundanciájára (Bonte et al. 2000) és az együttes összetételére is. A mérsékelt legeltetés mozaikos legelőket eredményez, lehetőséget biztosítva a magas és az alacsony vegetáció közötti migrációra (Bonte et al. 2000). Az intenzív legeltetés eredményeként homogén élőhelyek alakulnak ki, ahol a bűvőhelyek hiánya miatt főként a nappali futók dominálnak (Pétilion et al. 2007). Ez magyarázza a vizsgálataim során tapasztalt magas diverzitást és a nagyszámú sztenotóp faj jelenlétét a mérsékeltlen kezelt élőhelyeken, szemben az intenzíven legeltetett területekkel, ahol a zavarást jól tűrő fajok száma volt nagyobb. Horváth és mtsai (2009) szerint a legeltetés a pókegyüttesek diverzitására szignifikáns hatással volt. Egyes tanulmányok

(Hemm és Höfer 2012; Szinétár és Samu 2012) nem találtak jelentős különbségeket legeltetés intenzitása között.

Eredményeim alapján a nyílt élőhelyek és a cserjések legeltetése között eltérés tapasztalható. A legeltetés előtti állapottal összehasonlítva, mérsékelt legeltetés során a kaszálórét pókegyütteseinek diverzitása nőtt, ugyanakkor a cserjésben csökkent. Hemm és Höfer (2012) szerint a legeltetés a cserjésekben nagyobb fajgazdagságot eredményezett, mint a réteken. A különbségek oka talán a fajok élőhely-preferenciájában keresendő. A gyepi pókfajok számára a mérsékelt legeltetés kinyitja a vegetációt ezzel növelve a talajra jutó fény mennyiségét. A cserjések esetében valószínű csak a következő évben várható diverzitás növekedés az élőhely struktúrájának nagyobb fokú megváltozása miatt, mely során feltehetően a közelben található természetes gyepek felőli kolonizáció végbemehet. Azonban ebben az évben az intenzív legeltetés mellett már cserjeirtás is történt, melyek együttesen fokozott zavarásnak tekinthetők. A cserjés társulások esetében az intenzív legeltetés megváltoztatja a vegetáció mintázatát (Seifan és Kadmon 2006), mely közvetve hat a pókok diverzitására (Rushton 1988). Eredményeimhez hasonlóan Pozzi és Borcard (2001) szerint az eltérő kezelési módok, úgymint a cserjeirtás és a legeltetés hatására az élőhelyek pókfajai jól elkülönülnek egymástól.

A gyepek mérsékelt legeltetése igazolja a köztes zavarási hipotézist (Connell 1978), mely maximális diverzitást eredményezett. Az évenkénti és a regionális vizsgálat is demonstrálja a mérsékelt legeltetés hatására tapasztalható legnagyobb diverzitást a mátrai Somhegy-bükki legelőn. A mérsékelt legeltetett élőhelyeken mindezt még alátámasztja a sztenotóp fajok jelentős száma is. Elmondható tehát, hogy a mérsékelt legeltetés egy optimális gyepterkezelési eljárás, mellyel a hegyi rétek fenntarthatók, valamint a talajlakó pókok diverzitása megőrizhető. A kezelés intenzitása mellett érdemes figyelembe venni az élőhely struktúráját is, mivel a cserjés és a

kaszálórét pókegyütteseinek eltérő módon reagáltak a legeltetés intenzitására. Ezek mellett a többszöri kezelések elkerülése is javasolt, mely intenzív zavarásként csökkentheti a pókegyüttesek diverzitását.

### **5.5. A karbantartó kaszálás intenzitásának hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására autóutak szegélyzónájában**

Az útszegélyek kaszálással történő kezelése elengedhetetlen a nagy növényi fajdiverzitás fenntartásának szempontjából (Noordijk 2010). Az útszegélyek jelentőségét a vizsgálataim során tapasztalt nagy fajgazdagság is megerősíti (Vona-Túri et al. 2016). Az útmenti gypsávok számos állatfaj számára nyújtanak élőhelyet (Meunier et al. 1999; Lesbarreres et al. 2006; Le Viol et al. 2012; Knapp et al. 2013), valamint biztosítják azok fennmaradását és elterjedését. Eredményeim alapján a kaszált útszegélyek a természetközeli élőhelyekhez hasonlóan diverz pókfaunával rendelkeznek. Több tanulmány igazolja, hogy az urbán és a kultúr területek is fontos élőhelyekként szolgálhatnak egyes fajok számára (De Bonte et al. 1997; Forman és Alexander 1998). Vizsgálatom során a karbantartó kaszálásnak nem volt szignifikáns hatása a talajlakó pókegyüttesekre, azonban a kaszálás pozitív hatása megfigyelhető. Több tanulmány (Spooner et al. 2004; Auestad et al. 2008) kimutatta, hogy az útszegélyek karbantartó kaszálása olyan élőhelyek kialakulását eredményezi, ahol számos nyílt élőhelyet kedvelő faj talál menedéket, valamint azt, hogy a kaszálásnak fontos szerepe van az ott élő populációk fenntartásában. Igaz, hogy az útszegélyek, mint zöldfolyosók homogén vegetációval rendelkeznek, de a szomszédos területek változatossága miatt sok állatfaj számára biztosítanak menedéket. Eredményeim alapján a pókegyüttesek összetételére a legnagyobb befolyása a szomszédos élőhelyeknek volt, az eltérő szegélyélőhelyek pókegyütteseinek eltérő módon reagáltak a kaszálás intenzitására. Ez azzal magyarázható, hogy

a szegélyhatás hozzájárul a közösségek egyedszámváltozásához (Molnár et al. 2001), befolyásolja az egyedek viselkedését és életmenetét (Maelfait és De Keer 1990), a populációk közötti kölcsönhatást (Ferguson 2004) és a közösségek összetételét (Burgess et al. 2001). A vizes és erdős élőhelyek melletti szegélyek adatai alátámasztják a köztes zavarási hipotézist (Connell 1978), melynek oka az lehet, hogy mindkét szomszédos terület árnyékos élőhely és a szegélyben a mérsékelt kaszálás hatására kialakuló strukturáltabb vegetáció kedvezőbb feltételeket biztosíthat a félárnyékos, illetve nyílt élőhelyeket kedvelő fajok számára is, szemben a nem kaszált vagy a fokozottan kaszált szakaszokkal. Több tanulmány (Morris 1981; Poyry et al. 2006; Perieto-Benítez és Méndez 2011) szerint a nagy fajdiverzitás elérése érdekében ajánlott csökkenteni a kaszálás intenzitását. Ezzel szemben Pech és mtsai (2015) a hosszú távú kaszálás vizsgálata során nem igazolták a köztes zavarási hipotézist. Más kutatások (Chambers és Samways 1998; Marini et al. 2009; Noordijk et al. 2010) a többszöri kaszálás diverzításra gyakorolt jótékony hatását támasztják alá. Eredményeim rámutatnak arra, hogy a fokozott kaszálás hatására bizonyos élőhelytípusok pókegyütteseai a legnagyobb diverzitást érhetik el, mely megmutatkozik a száraz gyepek és a kultúr terület melletti szegélyek esetében. Ezek alapján elmondható, hogy a szegélyélőhelyek szerkezete és természetességi állapota befolyásolja, hogy mely kaszálási intenzitás hatására válhat egy élőhely a legfajgazdagabbá. Eredményeim továbbá arra engednek következtetni, hogy a szegélyek a megfelelő intenzitású kaszálás hatására egyes sztenotóp, illetve nyílt élőhelyet kedvelő pókfajok számára refugiumterületként szolgálhatnak, míg a zavarást jól tűrő fajok esetében a szegélyek kiterjeszthetik a szomszédos területek határát.

Megállapítható, hogy a karbantartó kaszálásnak nincs szignifikáns hatása a talajlakó pókfáunára, azonban a fajok fenntartásában jelentős szerepe van. Az útkarbantartó szervnek ajánlott lenne figyelembe venni a szomszédos

élőhely típusát a kaszálás intenzitásának kellő mértékű megválasztása során a sokfésűség megőrzésének érdekében.

## **5.6. Konklúzió**

A kutatásaim alapján a Natura 2000 nyílt élőhelyek helyreállítására és-fenntartására irányuló természetvédelmi beavatkozások jelentős eltéréseket okoztak a talajlakó pókegyüttesek összetételében, továbbá minden vizsgált kezelési mód pozitív hatással volt az együttesek diverzitására. A kezelések hatására a diverzitás növekedése mellett a védett és ritka fajok számában is pozitív változások következtek be. A Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein a gyepkezelési beavatkozások a hegyi réteken alkalmazott hagyományos rét- és legelőgazdálkodás helyettesítését szolgálják. Eredményeim jól mutatják, hogy ezek a beavatkozások elősegíthetik a talajlakó pókegyüttesek megőrzését és sokfésűségük fenntartását. A kezelések az élőhely strukturális sokfésűségét változtatják meg, mely hatására változások következnek be a pókegyüttesek összetételében is (Duffey 1978). A helyreállítási folyamat elsőként a cserjeirtással valósul meg, mely azáltal, hogy felnyitja az élőhelyeket, megváltoznak a biotikus és az abiotikus környezeti tényezők. Kaszálással a már nyílt élőhelyek fenntarthatók, ahol ennek eredményeként változatos vegetációstruktúra alakul ki. A talajlakó pókoknak a kaszálóréteken tapasztalt nagy fajszáma és diverzitása demonstrálja a strukturált vegetációszerkezet szerepét a pókegyüttesek megőrzésében. A kevésbé értékes hegyi réteken a legeltetés fontos rétfenntartó eljárás lehet. A kezelési módok összehangolása és intenzitásának helyes megválasztása nagy befolyással van a beavatkozás eredményességére. A kezelések együttes alkalmazása negatív hatással lehet a talajlakó közösségek összetételére és diverzitására. Az intenzív, illetve több egyidejű kezelés hatására a zavarást jól tűrő fajok válhatnak uralkodóvá és az

élőhelyfüggő specialista fajok száma lecsökkenhet, esetleg teljesen eltűnhetnek az adott élőhelyről. Másrészt a kezelési módok összefüggnek egymással, mint a kaszálás és a legelés, hiszen a téli takarmánykészlet és a legeltetés együttesen adja a legelőgazdálkodás lényegét (Marticsek 2016). Elmondható, hogy mindhárom kezelés alkalmazása igazolta a köztes zavarási hipotézist, azonban a kezelések intenzitásának helyes megválasztása sokszor függ az élőhely struktúrájától. Ezt bizonyítja, hogy a legeltetés eltérő intenzitására a talajlakó pókok a kaszálórétegen és a cserjésben eltérő módon reagáltak. Az útmenti karbantartó kaszálás a Natura 2000 területeken végzett kezelésekkal szemben nem okozott jelentős változásokat a pókegyüttesek diverzitásában, azonban itt is megmutatkozott, hogy a kaszálás intenzitásának kiválasztásában döntő szerep jutott az élőhelyek struktúrájának és természetességi állapotának. A gyepek fenntartására irányuló kezelési módok által az élőhelyek olyan rétekké alakulnak, melyek megfelelő élőhelyet nyújtanak a pókok számára, hiszen csökkentik a kompetitor taxonok számát (Curry 1994) és segítenek fenntartani az ökoszisztéma megfelelő működéséhez szükséges folyamatokat (Ryser et al. 1995, Bartha 2007). Nyffeler (1982) szerint az érintetlen nyílt füves élőhelyek „igazi pókparadicsomnak” tekinthetők, mely megállapítás eredményeim alapján jobban jellemző a mérsékeltén kezelt füves élőhelyekre.

Következtetésképpen elmondható, hogy a nyílt élőhelyek rekonstrukciója a talajlakó pókegyüttesekre nézve mindenképpen nagy jelentőségű a diverzitás és a természetvédelmi szempontból jelentős fajok fenntartása érdekében. Fontos továbbá a legeltetés kontrollált keretek közötti folytatása, valamint a túllegeltetés vagy a nem megfelelő időszakban történő kaszálás elkerülése. A kezelések idejének és intenzitásának kiválasztása során figyelembe kell venni az adott élőhely természeti értékeit.

## 5.7. Új tudományos eredmények és természetvédelmi vonatkozásuk, javaslattételek

A vizsgálatok zöme a Mátra-hegység Natura 2000 területein zajlott, ahol egyes élőhelyek fokozott védeltséget élveznek. Ennek tükrében a tanulmány faunisztikai és természetvédelmi jelentőséggel bír.

1. A Mátra-hegység pókfaunája kevésbé kutatott. Korai irodalmak mellett (Chyzer és Kulczinsky 1918, Kolosváry 1935) csak a jelen vizsgálatok szolgáltatnak adatot, melyek jelentősen bővítették ismereteinket a Mátra pókfaunájáról. A Mátrából korábban kimutatott 33 fajt saját gyűjtéseim 157 fajra egészítették ki, melyből 118 a területre nézve új fajként jelent meg.

2. Számos ritka és védett faj került elő. A magyarországi 16 védett pókfaj közül 8 megtalálható a Mátra-hegység területén, mely jól demonstrálja a terület jó természetességi állapotát.

3. Természetvédelmi szempontból jelentős eredmény a magyar aknázpók (*N. pannonica*) mátrai előfordulásának igazolása, mellyel elsőként sikerült észak-magyarországi egyedeit, illetve nőstény példányait talajcspadás gyűjtésekkel befogni. A faj nagyobb abundanciája a kezelt területeken bizakodásra adhat okot, miszerint állománya a kezelések hatására növekedhet, s így egy stabil populáció is kialakulhat. A kezelések elmaradása miatt a faj élőhelye visszaszorulhat, ezért a Sár-hegyen és Gyöngyössolymoson elhelyezkedő cserjeirtott területek további kezelése szükséges, illetve elengedhetetlen a gyepek további kaszálása.

4. Munkám során kimutattam, hogy a legeltetés eltérő intenzitása különböző módon hat a különböző vegetációstruktúrájú élőhelyek pókegyütteseire. Eredményeim a mérsékelt kezelés pozitív hatását csak a kaszálórétek esetében igazolják, ezért a Mátra kevésbé értékes rétjeim a

legeltetés egy optimális kezelési eljárás lehet a biodiverzitás megőrzése érdekében.

5. A cserjeirtás talajlakó pókokra gyakorolt hatásának vizsgálata során azt tapasztaltam, hogy a kezelés pozitívan hat a pókok diverzitására és a védett fajok számára. A nemzeti parknak szükséges lenne elkészíteni az adott térségre vonatkozó kezelési tervét, melynek része kellene, hogy legyen az irtott területek kezelésének folytatása és ezáltal az élőhelyek struktúrájának átalakítása annak érdekében, hogy gazdag vegetációval rendelkező rétekké alakuljanak. A kezelések pozitív hatását alátámasztó eredményeim további területek cserjeirtás alá vonását alapozták meg.

6. Figyelembe véve az élőhelytípust, hazánkban elsőként vizsgáltam az autóutak mentén alkalmazott karbantartó kezelések intenzitásának hatását. Az útkezelő szervnek figyelembe kell venni az adott szegélyre jellemző fajok mellett az élőhely struktúráját és természetességi állapotát, melyek befolyásolják a kezelések pókegyüttesekre gyakorolt hatását.

7. Több gyepkezelési mód hatását vizsgáltam meg, mely során azt tapasztaltam, hogy a kezelési módok eltérően hatnak mind az együttes szintjén, mind faji szinten a pókokra, éppen ezért megfontoltan és célirányosan kell összehangolni és alkalmazni a gyepkezelési módszereket.

## 6. ÖSSZEFOGLALÁS

A hagyományos rétgazdálkodás megszűnésével a füves élőhelyeken csökken a ritka, védett fajok száma, a rétek gyomosodnak, cserjésednek és végül beerdősülnek. Mivel a legeltetés és a kaszálás tartotta életben a gyepeket, ezek pótlása létfontosságú a fajösszetétel és a szerkezet fenntartása szempontjából. A réteken végzett élőhelyvédelmi, élőhelyhelyreállító és karbantartó beavatkozásokkal a terület fajgazdagsága megőrizhető. Ennek érdekében történő kezelések hatással vannak a pókfáuna összetételére és diverzitására, hiszen a strukturáltabb vegetációszerkezet több pókfaj számára biztosít élőhelyet. Kutatásaim célja természetközeli és zavart élőhelyeken végzett gyepkezelési módszerek hatásának vizsgálata a talajlakó pókegyüttesek diverzitására. A Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein a cserjeirtás, a kaszálás és a legeltetés hatását vizsgáltam, melyek során arra kerestem a választ, hogy

a) a cserjeirtás után milyen változások következnek be a talajlakó pókegyüttesek összetételében és diverzitásában, valamint összehasonlítottam a kezelt cserjések pókegyütteseit a kontroll élőhelyek együtteseivel,

b) a kaszálók vagy a kaszálástól mentes rétek rendelkeznek a legdiverzebb pókegyüttesel,

c) a cserjeirtás és a kaszálás hogyan hat a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879), hazánk természetvédelmi szempontból egyik legértékesebb pókfajának abundanciájára,

d) melyik a legoptimálisabb legeltetési intenzitás a talajlakó pókegyüttesek számára egy cserjés és egy kaszált rét esetén?

Magyarországi autóutak mentén a karbantartó kaszálás intenzitásának hatását vizsgáltam a talajlakó fajokra, melyek során

figyelembe vettem a szegélyélőhelyek vegetációstruktúráját és természetességi állapotát.

## **1. A cserjeirtás hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására a Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein**

A Mátra-hegységben található Sár-hegy természetvédelmi terület, Gyöngyössolymos, Fallóskút és Parád területén, kezelt cserjés, kontroll cserjés élőhelyeken, illetve kontroll réteken végeztem gyűjtéseket. A vizsgálat során 88 pókfaj 5154 egyedét gyűjtöttem be. Eredményeim szerint a cserjeirtás szignifikáns hatással volt a talajlakó pókfajok számára. A kezelt cserjésekben a diverzitás a cserjeirtás utáni évben lecsökkent, ugyanakkor a csapdánkénti faj- és egyedszám jelentősen megnőtt, mely főként a generalista és nyílt élőhelyeket kedvelő pókfajok számának növekedésében mutatkozott meg. A kezelést követő második évben a diverzitás értékei növekedtek, a csapdánkénti egyed- és fajszám viszont csökkent. A cserjeirtást követő harmadik évben a további kezeléseket (kaszálás) elmaradása miatt a diverzitás és a fajszám értékei csökkentek. A kezelt cserjéseket kontroll cserjésekkel és kontroll rétekekkel összehasonlítva azt tapasztaltam, hogy a legtöbb faj a kezelt cserjésekben volt jelen, a legkevesebb pedig a kontroll cserjésekben. A legnagyobb diverzitást a kontroll réteken figyeltem meg, mely igazolja a hegyi kaszálóknak a biodiverzitás fenntartásában betöltött szerepét. A kontroll rétek és a kezelt cserjések pókegyütteseinek közötti hasonlóság majdnem 60%-os volt, tehát elmondható, hogy a cserjeirtásnak nagy szerepe van abban, hogy ezek az élőhelyek a pókfajok számára megfelelő, a kaszálórétre jellemző struktúrát és jelleget érik el.

## **2. A kaszálás hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására a Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein**

A Mátra-hegységben elhelyezkedő Sár-hegy, Fallóskút és Bátonyterenye-Fallóskút kaszált (évente egyszer) és nem kaszált (kontroll) rétjein végeztem élvefogó csapdás gyűjtéseket 2010 és 2012 között. A vizsgálat során 55 pókfaj 1828 egyedét gyűjtöttem be. A kaszálás nem okozott szignifikáns eltéréseket a kaszált és nem kaszált rétek pókegyütteseinek között, azonban a diverzitás, valamint a csapdánkénti faj- és egyedszám legnagyobb értékei a kaszált réteket jellemezték. A kaszált és nem kaszált élőhelyek között észlelt magas fajkicserélődési arány alátámasztja a kaszálás okozta különbségeket az élőhely struktúrájában és fajösszetételében. Eredményeim alapján elmondható, hogy a hegyvidéki kaszálók változatosabb pókegyüttesekkel rendelkeznek, melyek fenntartásában jelentős szerepe van az ott alkalmazott kezelési módnak. Továbbá a védett fajok fenntartásának is az egyik módja lehet, melyet a kaszált réteken tapasztalt védett és ritka fajok nagyobb száma is alátámaszt. Eredményeim arra engednek következtetni, hogy a kontrollált természetvédelmi kaszálás alkalmazásával elérhető és fenntartható a pókegyüttesek magas diverzitása, mely igazolja a köztes zavarási hipotézist.

## **3. A cserjeirtás és a kaszálás hatása a magyar aknázpók (*N. pannonica*) abundanciájára**

A mintavételezést 2007 és 2010, valamint 2012 és 2015 között végeztem élvefogó, illetve Barber-csapdás gyűjtéssel, mely során a *N. pannonica* 216 egyedét sikerült begyűjteni a Sár-hegy természetvédelmi területen és Gyöngyössolymoson. Hím példányok mellett petékkel rendelkező nőtény egyedek is kerültek a csapdába, mely korábbi

vizsgálatokkal ellentétben igazolja, hogy alkalmanként a nőstények is elhagyják tárnáikat. A faj a kaszált és a cserjeirtott területeken jelentősen nagyobb abundanciával volt jelen, mint a kezeletlen élőhelyeken. Adataim alapján elmondható, hogy az élőhely-rekonstrukciós kezelések kedvező hatással voltak a faj egyedszámának alakulására, ezért a faj megóvásának egyik kulcsa az élőhelyek fenntartása és helyreállítása. Feltehetően a cserjeirtást követő kaszálások megkezdésével a faj egy stabil populációja alakulhat ki a Déli-Mátra rétjein.

#### **4. A legeltetés intenzitásának hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására a Mátra-hegység Natura 2000 élőhelyein**

A parádi Somhegy-bükki legelőn szarvasmarhák és juhok általi legeltetés intenzitásának hatását vizsgáltam a talajlakó pókegyüttesek diverzitására. A kutatást 2014 és 2016 között végeztem nyílt és cserjés élőhelyeken, vizsgálva a diverzitás alakulását intenzív és mérsékelt legeltetés során. A vizsgálat során 41 pókfaj 588 egyedét gyűjtöttem be. Eredményeim alapján a kaszált réten a legeltetés intenzitása és a talajlakó pókegyüttesek diverzitása között negatív kapcsolat áll fenn. A cserjésben mind a mérsékelt, mind az intenzív legeltetés diverzitáscsökkenést eredményezett. Az intenzíven legeltetett év során mindkét élőhelytípust (kaszálórét és irtott cserjés) összehasonlítottam kontroll élőhelyekkel, mely során azt tapasztaltam, hogy a legnagyobb diverzitás a kontroll élőhely pókegyütteseit jellemezte, azonban csak az irtott cserjés élőhely esetében tapasztaltam szignifikáns eltéréseket. Eredményeim alapján elmondható, hogy a mérsékelt legeltetés a nyílt élőhelyek esetében egy megfelelő és fontos élőhelyfenntartó kezelési mód, mellyel a talajlakó pókok diverzitása megőrizhető és fenntartható, azonban a túllegeltetés degradáló hatással lehet a talajlakó pókegyüttesekre. A kezelések intenzitásának kiválasztásánál

figyelembe kell venni az élőhely struktúráját és ajánlott kerülni több kezelés egy idejű alkalmazását.

## **5. A karbantartó kaszálás intenzitásának hatása a talajlakó pókegyüttesek diverzitására autóutak szegélyzónájában**

Négy magyarországi autóút szakasz (Pilisjászfalu, Herceghalom, Mány, Agárd) szegélyzónájában végeztem gyűjtéseket 2014 és 2016 között, mely során a kaszálás intenzitásának a talajlakó pókok diverzitására gyakorolt hatását vizsgáltam. Gyűjtéseimet négy különböző élőhely (száraz gyeper, kultúr élőhely, erdős társulás, vizes élőhely) szomszédságában fekvő szegélyszakaszon végeztem. Minden útszakaszon nem kezelt (kontroll), normál kezelt (évente kétszer kaszált) és fokozottan kezelt (évente háromszor vagy négyszer kaszált) részeket jelöltem ki. A 12 kijelölt szakaszból összesen 79 pókfaj 2012 egyedét sikerült begyűjteni. Az eltérő intenzitással kezelt szakaszok között csekély eltéréseket tapasztaltam, azonban elmondható, hogy a különböző szegélyélőhelyek pókegyütteseinek eltérő módon reagálnak a kaszálás intenzitására. A vizes és erdős élőhelyeken kapott eredmények igazolják a köztes zavarási hipotézist, ezzel szemben a másik két élőhelytípus a fokozott kaszálás hatására ért el magas diverzitást. Elmondható tehát, hogy a karbantartó kaszálás nem okoz jelentős eltéréseket a pókegyüttesek diverzitásának alakulásában, azonban a fajok fenntartásában nagy szerepe van. Továbbá érdemes figyelembe venni az élőhely struktúráját és természetességi állapotát a kaszálás megfelelő intenzitásának megválasztásánál.

## SUMMARY

Nowadays the traditional grassland and pasture agriculture has completely terminated and along with it the number of rare and protected species have decreased, and shrubs and weeds grow appear, and the composition of vegetation changes. Knowing that, these habitats were kept alive by mowing and grazing, replacement of these methods is necessary. The species richness can be preserved by the habitat protection, habitat recovery and maintenance managements. Grassland management has an effect on the spider assemblages and diversity, since the more structured vegetation provides habitats for more spider species.

The aim of my research was to investigate the effects of grassland management methods on the diversity of the spider assemblages in semi-natural and managed habitats. I studied the effect of shrub control, mowing and grazing intensity on ground-dwelling spider diversity in Natura 2000 habitats of Mátra Mountain. The following questions needed to be addressed:

a) what changes happen to the diversity and composition of ground-dwelling spider assemblages after shrub control, and what is the difference between spider assemblages of treated shrubs and control habitats,

b) how mowing effects on the diversity and composition of ground-dwelling spider species.

c) how does shrub removal and mowing affect abundance of *Nemesia pannonica* (Herman, 1879), one of the most valuable spider species of Hungary,

d) what is the optimal grazing intensity for ground-dwelling spiders in hay meadows and shrubs?

I assessed the effect of conservation mowing on ground-dwelling species inhabiting Hungarian roadside verges. During assessment, I also

considered the effect of vegetation structure and naturalness status of habitats.

## **1. Effect of shrub control on ground-dwelling spider diversity in Natura 2000 habitats of Mátra Mountain**

Data collection was conducted in four localities (Sár Hill, Gyöngyössolymos, Fallóskút, Parád) in Mátra Mountain. Three sampling sites were selected in all localities representing hay meadows (mowed once a year), control shrubs (no treated) and treated shrubs (cut in end of the year 2012). The sampling resulted in a total number of 5154 individuals of 88 species. The average number of species and individuals were significantly higher after shrub control. Spider diversity was lower after shrub removal compared to pre-treatment species diversity, and was higher in the second year after shrub removal. There was a decrease in the ecological parameters monitored in the final year of the study. Hay meadows had the highest diversity compared to the treated shrubs and control shrubs, but the spider assemblages from treated shrubs had the highest species richness. I concluded that shrub removal is an effective grassland management action to increase spider's diversity in Natura 2000 habitats. Finally, treated shrubs require additional management such as mowing to ensure the spider communities inhabiting them are as diverse as those inhabiting meadows.

## **2. Effect of mowing on ground-dwelling spider diversity in Natura 2000 habitats of Mátra Mountain**

A non-mowed and a hay meadow were sampled in three sites (Sár-hegy, Bátorlyerénye, Fallóskút) of Mátra Mountain between 2010 and 2012. I collected a total number of 1828 individuals of 55 species. I did not

find significant differences between spider assemblages of mowed and non-mowed meadows, but average abundance and species richness and diversity were higher in the mowed meadows. The high value of species turnover between non-mowed meadows and hay meadows demonstrated the differences in the structure of habitats and composition. The higher number of rare and protected species in the mowed meadows compared to the non-mowed meadows represented the importance of mowing. Based on these results it can be concluded that hay meadows have diverse spider assemblages, which can be maintained with controlled mowing management, corroborating the intermediate disturbance hypothesis.

### **3. Effect of shrub control and mowing on abundance of *N. pannonica***

The sampling was conducted between 2007 and 2010, and between 2012 and 2015 with live traps and Barber traps. The sampling resulted in 216 individuals of *N. pannonica* from the Sár Hill Nature Conserve and Gyöngyössolymos. Besides males, there were females in the traps. In contrast with previous data, the results showed that females left their shaft. Both grassland management methods (mowing and shrub control) had positive effect on abundance of this species. Therefore, one way of the protection of *N. pannonica* is the maintenance and restoration of their habitats.

### **4. Effect of grazing intensity on ground-dwelling spiders diversity in Natura 2000 habitats of Mátra Mountain**

This research was conducted between 2014 and 2016 in the Somhegy-Bükk pasture of Mátra Mountain, where the grazing was considered as an experimental management. The sampling was done in a grazed hay meadow

and a grazing shrub (treated by shrub control in the end of the year 2015), while a mowed meadow and a shrub-cleared meadow were selected as control habitats. The samplings resulted in a total of 588 individuals of 41 species. According to my results, there was a negative correlation between grazing intensity and spider diversity. In the case of meadow, diversity increased during moderate grazing compared to the pre-treatment diversity and decreased during intensive grazing. In contrast with this, spider diversity of shrub decreased during moderate and intensive grazing, as well. I compared the grazing shrub and grazing hay meadow with control habitats in the case of intensive grazing. My result showed that the control habitats had higher diversity than the grazed habitats. I concluded that moderate grazing is an effective grassland management action to increase spider diversity in Somhegy-Bükk pasture, but the intensive grazing degrades the assemblages. Moreover, by the selection of grazing intensity it is important to consider the structure of habitats and to avoid the simultaneous application of various treatments.

## **5. Effect of maintenance mowing intensity on the diversity of ground-dwelling spiders on road verges**

Sampling was done in four Hungarian roadside sites (Pilisjászfalu, Herceghalom, Mány and Agárd) in 2014 and 2015. The sampling verges were situated in the vicinity of different habitat types (arid grassland, agricultural habitat, forest and wetland). All sampling areas included three sections representing without maintenance (non-mown), normal maintenance (mown twice a year) and enhanced maintenance (mown three or four times a year). The samplings resulted in a total number of 2012 individuals of 79 species. I found slight differences between sections, but spider assemblages of different verge types responded to mowing intensity differently. The

intermediate disturbance was represented by results of forest and wet verges. In contrast with this, other verges become more diverse due to enhanced maintenance. My results showed that maintenance mowing does not have major influence on spider diversity, but it is necessary to preserve of spider species. Furthermore, the type of verge habitats has to be considered when selecting the appropriate degree of mowing intensity.

## 7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm témavezetőmnek, Horváth Rolandnak, a hasznos tanácsokat és a munkám során nyújtott segítségét. Köszönet illeti a családomat, szüleimet, férjemet és szüleit, különösképpen gyermekeimet a türelmükért és megértésükért. Köszönöm testvéremnek Vona-Túri Diánának a sokoldalú segítséget, és a sok közös munkát. Külön köszönet illeti Magos Gábort a cönológiai felmérések elkészítéséért és azért, amiért a munkám során bármikor számíthattam a segítségére. Köszönöm Urbán Lászlónak és Kemény Attilának a terepmunkában és a válogatásban nyújtott közreműködésüket, illetve sokoldalú hozzájárulásukat a munkámhoz. Köszönöm Kovács Gábornak, hogy mellettem állt és sok hasznos tanáccsal látott el. Köszönöm Weiperth András és Andrew J. Hamer közreműködését, akik a nyelvi lektorálásban is segítségemre voltak. Köszönöm Varga Jánosnak, Dudás Györgynek és Kiss Balázsnak, hogy lehetőségeket biztosítottak a jelen munkához.

## 8. IRODALOMJEGYZÉK

- Auestad, I., Rydgren, K., Økland, R.H. (2008): Scale-dependence of vegetation-environment relationships in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 19: 139–148.
- Baatrup, E., Bayles, M. (1993): Effects of the pyrethroid insecticide cypermethrin on the locomotor activity of the wolf spider *Pardosa amentata*: Quantitative analysis employing computer-automated video tracking. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 26: 138–152.
- Balkenhol, N., Waits, L.P. (2009): Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology*, 18: 4151–4164.
- Barta, Z. (1995): Paraméteres próbák. – In: Barta, Z., Karsai, I., Székely, T. (szerk.): Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projectértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában. Viselkedésökológiai Kutatócsoport KLTE Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Debrecen, 37–72.
- Bartha, S. (2007): Composition, differentiation and dynamics in the forest steppe biome. – In: Illyés, E., Bölöni, J. (eds.): Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows in Hungary. *MTA ÖBKI, Budapest*, pp. 194–210.
- Batáry, P., Báldi, A., Samu, F., Szűts, T., Erdős, S. (2008): Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biological Conservation* 141: 2062–2070.
- Bell, J.R., Wheeler, C.P., Cullen, W.R. (2001): The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology*, 255: 377–387.
- Bérces, S. (2011): A biodiverzitás monitorozása homoki élőhelyeken a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság területén. *Rosalia*, 6: 447–471.

- Béri B., Vajna, T., Czeglédi, L. (2004): A védett természeti területek legeltetése, Nagy, G., Lazányi, J. (eds): Gyepgazdálkodás. Gyepék az agrár- és vidékfejlesztési politikában. *Debreceni Egyetem, ATC, Debrecen*, pp. 50–59.
- Berlow, E.L., D'Antonio, C.M., Swartz, H. (2003): Response of herbs to shrub removal across natural and experimental variation in soil moisture. *Ecological Applications*, 13: 1375–1387.
- Blandin, P. (1986): Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, 17: 215–307.
- Blick, T. (1988): Ökologisch-faunistische untersuchungen an der epigäischen Spinnenfauna (Araneae). *Oberfränkischer hecken, Thèse diplôme Bayreuth*, 104 pp.
- De Bonte, A.J., Hazebroek, E., Van Den Hengel, L.C., Keijzer, P.-J., Sýkora, K.V., Schaminée J.H.J. (1997): Botanical Quality of Roadside Verges in the Agricultural Landscape. Rijkswaterstaat, Dienst Weg en Waterbouw, Delft. *Report no. W-DWW-97-092*, 160 pp.
- Bonte, D., Maelfait, J.P., Hoffmann, M. (2000): The impact of grazing on spider communities in a mesophytic calcareous dune grassland. *Journal of Coastal Conservation*, 6: 135–144.
- Bonte, D., Baert, L., Maelfait, J.P. (2002): Spider assemblage structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). *Journal of Arachnology*, 30: 331–343.
- Buchar, J., Růžička, V. (2002): Catalogue of Spiders of the Czech Republic. *Peres Publishers, Praha*, 349 pp.
- Bullock, J.M., Franklin, J., Stevenson, M.J., Silvertown, J., Coulson, S.J., Gregory, S.J., Tofts, R. (2001): A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 38: 253–267.

- Burgess, V.J., Kelly, D., Robertson, A.W., Ladley, J.J. (2001): Positive effects of forest edges on plant reproduction: literature review and a case study of bee visitation to flowers of *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae). *Plant Ecology*, 153: 347–359.
- Buttler, A. (1992): Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetatio*, 103: 113–124.
- Cattin, M.F., Blandenier, G., Banasek-Richter, C., Bersier, L.F. (2003): The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation*, 113:179–188.
- Chambers, B.Q., Samways, M.J. (1998): Grasshopper response to a 40-year experimental burning and mowing regime, with recommendations for invertebrate conservation management. *Biodiversity and Conservation*, 7: 985–1012.
- Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., Konvicka, M. (2012): Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, 16: 215–226.
- Chyzer, K., Kulczynski, L. (1918): Ordo Araneae. – In: A Magyar Birodalom Állatvilága (eds.). III. Arthropoda. 33. A Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 29 pp.
- Connell, J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302–1310.
- Curry, J. P. (1994): Grassland invertebrates: Ecology, influence on soil fertility and effects on plant growth, *Chapman and Hall, London*. 362 pp.
- Deák, B., Tóthmérész, B. (2006): Kaszálás hatása a növényzetre a Nyírőlapos (Hortobágy) három növénytársulásában, Molnár, E.(eds.): Kutatás, oktatás, értékteremtés. *MTA ÖBKI, Vácrátót*, pp. 169–180.

- Debnár, Zs. (2012): Gyepék méretének, izoláltságának és legeltetési intenzitásának hatása növényzetlakó pókegyüttesekre nyírségi homoki legelőkön. *Természetvédelmi Közlemények*, 18: 139–149.
- Decler, K. (1990): Experimental cutting of reedmarsh vegetation and its influence on the spider (Araneae) fauna in the Blankaart naturereserve, Belgium. *Biological Conservation*, 52: 161–185.
- De Keer, R., Alderweireldt, M., Decler, K., Segers, H., Desender K., Maelfait, J.P. (1989): Horizontal distribution of the spider fauna of intensively grazed pastures under the influence of diurnal activity and grass height. *Journal of Applied Entomology*, 107: 455–473.
- Dekoninck, W., Hendrickx, F., Dethier, M., Maelfait, J.-P. (2009): Forest Succession Endangers the Special Ant Fauna of Abandoned Quarries along the River Meuse (Wallonia, Belgium). *Restoration Ecology*, 18: 681–690.
- Delchev, K., Kajak, A. (1974): Analysis of a sheep pasture ecosystem Pieniny Mountains (The Carpathians). XVI. Effect of pasture management on the number and biomass of spiders (Araneae) in two climatic regions (the Pieniny and the Sredna Gora Mountains). *Ekologia Polska*, 22: 693–710.
- Dennis, P., Young, M.R., Bentley, C. (2001): The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 86: 39–57.
- Déri, E., Horváth, R., Lengyel, S., Nagy, A., Varga, Z. (2007): Zoológiai kutatások a gépi kaszálás hatásának vizsgálatára hat magyarországi tájegységben. *Állattani Közlemények*, 92: 59–70.
- Déri, E., Lengyel, S., Lontay, L., Deák, B., Török, P., Magura, T., Horváth, R., Kisfáli, M., Ruff, G., Tóthmérész, B. (2009): Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-

- Nature program eredményei. *Természetvédelmi Közlemények*, 15: 89–102.
- Duffey, E., Morris, M. G., Sheail, J., Ward, L. K., Wells, D. A., Wells, T.C.E. (1974) : Grassland Ecology and Wildlife Management. *Chapman and Hall, London*. 281 pp
- Entling, W., Schmidt, M.H., Bacher, S., Brandl, R., Nentwig, W. (2007): Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 440–448.
- Fabre, J. (1979): A rovarok környezete és viselkedése. *Kriterion Könyvkiadó, Bukarest*, 232 pp.
- Fazekas, I. (1988): A Mátra-hegység lepkefaunája III. A gyöngyösi Sár-hegy lepkefaunájának alapvetése. *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis Suppl.*, 2: 13–32.
- Ferguson, S.H. (2004): Influence of edge on predator–prey distribution and abundance. *Acta Oecologica*, 25:111–117.
- Foelix, R.F. (1996): Biology of spiders. *Oxford University Press, Oxford*. 330 pp.
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207–231.
- Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A. P. (2002): Road Ecology: Science and Solutions. *Island Press Washington, Covelo, London*, 481 pp.
- Gallé, R. (2011): Dél-alföldi pókközösségek szerkezete. *Doktori értekezés. Környezettudományi Doktori Iskola, Szeged*, 105 pp.
- Gergely, A., Tenk, A. (2013): A Csepeli Tamariska-Domb országos jelentőségű védett természeti terület élőhely-rekonstrukciós eredményei. *Tájökológiai Lapok*, 11: 205–214.

- Gerner, G., Biró, É., Bódis, J., Kun, R. Nagy, T., Molnár, Zs., Biró, M. (2015): Élőhelytípusok és tájhasználat Sztána és Zsobok határában, Molnár. K., Molnár. Zs. (eds.): Élet és rend a határban. *Etnoökológiai Kutatótábor Kalotaszegen. Sztánai Füzetek 19., Művelődés Egyesület – Szentimrei Alapítvány, Kolozsvár-Sztána*, pp. 79-101.
- Getz, L.L., Cole, F.R., Gates, D.L. (1978): Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. *Journal of Mammalogy*, 59: 208–212.
- Gibson, C.W.D., Hambler, C., Brown, V.K. (1992): Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology*, 29: 132–142.
- Greenstone, M. H., Bennett, A. F. (1980): Foraging strategy and metabolic rate in spiders. *Ecology*, 61: 1255–1259.
- Guitprecht, G. (2001): Két kiszáradó láprét talajfelszíni pókfaunájának felmérése a Dunántúlon. Somlóvárhegyi Holt-tó (1990-91). Batyki-láprét (2000.) *Szakdolgozat. Berzsenyi Dániel Főiskola, Szombathely*, 59 pp.
- Güsewell, S., Buttler, A., Klötzli, F. (1998): Short-term and long-term effects of mowing on the vegetation of two calcareous fens. *Journal of Vegetation Science*, 9: 861–872.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1).
- Hansen, M.J., Clevenger, A.P. (2005): The influence of disturbance and habitat on the frequency of non-native plant species along transportation corridors. *Biological Conservation*, 125: 249–259.
- Harris R., York, A., Beattie, A. J. (2003): Impacts of grazing and burning on spider assemblages in dry eucalypt forests of north - eastern New South Wales, Australia. *Austral Ecology*, 28: 526–538.

- Hatley, C. L., MacMahon, J. A. (1980): Spider community organization; seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology*, 9: 632–639.
- Hemm, V., Höfer, H. (2012): Effects of grazing and habitat structure on the epigeic spider fauna in an open xerothermic area in southern Germany. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 15: 260–268.
- Henschel, J. R., Lubin, Y. D. (1992): Environmental Factors Affecting the Web and Activity of a Psammophilous Spider in the Namib Desert. *Journal of Arid Environments*, 22: 173–189.
- Hill, T.C.J., Walsh, K.A, Harris, J.A., Moffett, B.F. (2003): Using ecological diversity measures with bacterial communities. *FEMS Microbiology Ecology*, 43: 1–11.
- Hodkinson, I.D., Coulson, S.J., Harrison, J., Webb, N.R. (2001): What a wonderful web they weave: spiders, nutrient capture and early ecosystem development in the high Arctic - some counter-intuitive ideas on community assembly. *Oikos*, 95: 349–352.
- Holderegger, R., Di Giulio, M. (2010): The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11: 522–531.
- Horváth, R., Magura, T., Szinetár, Cs., Tóthmérész, B. (2009): Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands; a field study (East Hungary, Nyirseg). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130: 16–22.
- Horváth, R. (2012): Az urbanizáció hatása erdei talajlakó pókokra. *Természetvédelmi Közlemények*, 18: 224–233.
- Horváth, R., Magura, T., Szinetár, C., Eichardt, J., Kovács, É., Tóthmérész, B. (2015): In stable, unmanaged grasslands local factors are more important than landscape-level factors in shaping spider assemblages, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 208:106–113.

- Hulbert, L.C. (1988): Causes of fire effects in tallgrass prairie. *Ecology*, 69: 46–58.
- Humbert, J. Y., Ghazoul, J., Walter, T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130: 1–8.
- Isiai, M., Bona, F., Badino, G. (2006): Influence of Landscape Diversity and Agricultural Practices on Spider. *Environmental Entomology*, 35 (2):297-307.
- Assemblage in Italian Vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy)
- Jeanneret, Ph., Schüpbach, B., Pfiffner, L., Walter, T. (2003): Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 18: 253–263.
- Jukes, M.R., Peace, A.J., Ferris, R. (2001): Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecology and Management*, 148: 271–286.
- Kajak, A., Kupryjonwicz, J., Petrov, P. (2000): Long term changes in spider (Araneae) communities in natural and drained fen in the Biebrza river vally. *Ekológia (Bratislava)*, 19: 55–64.
- Kelemen, J. (1997): Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. *Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 388 pp.
- Kiss, B. (2003): A pusztai farkaspók (*Pardosa agrestis* (Vestring, 1861)) autoökológiája. *Doktori PhD értekezés. Veszprémi Egyetem, Keszthely*, 115 pp.
- Kiss, B., Illyés, E., Molnár, Cs., Kozár, F., Nagy, B., Szita, É., Fetykó, K., Podlussány, A. (2012): Magyarországi autópályaszegélyek florisztikai és faunisztikai felmérése. – In: Fejes Lászlóné Utasi, A., Vincze-Csom, V. (eds): *VIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, Konferenciakötet. Göttinger Kiadó, Veszprém*, p. 441.

- Klapp, E. (1955): Flächeanschätzung oder Ertragsanteilschätzung auf Grünland? *Z. Ackt. Pflbau, Berlin*, 100: 26–30.
- Kovács, T., Ambrus, A. (2012): Lárva és exuvium adatok Magyarország Odonata faunájához III. *Folia Historico Naturali Musei Matraensis*, 34: 29–35.
- Knapp, M., Saska, P., Knappova, J., Vonicka, P., Moravec, P., Kurka, A., Andel, P. (2013): The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 164: 22–29.
- Kohyani, P.T., Bossuyt, B., Bonte, D., Hoffmann, M. (2008): Grazing as a management tool in dune grasslands: Evidence of soil and scale dependence of the effect of large herbivores on plant diversity. *Biological Conservation*, 141: 1687–1694.
- Kolosváry, G. (1935): Beiträge zur Spinnenfauna des Mátragebirges un der Villányer Gegend. *Folia Zoologica et Hydrobiologica*, 8: 278–288.
- Korenko, S., Pekár, S., Honěk, A. (2010): Predation activity of two winter - active spiders (Araneae: Anyphaenidae, Philodromidae). *Journal of Thermal Biology*, 35: 112–116.
- Kovács, G. (2003): Magyarország védett pókfajai és természetvédelmi kezelésük lehetséges alternatívái. *Diplomamunka, Szegedi Tudományegyetem*, 87 pp.
- Lajos, L., Vadkerti, E. (2007): A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) szezonális- és társulás- preferencia vizsgálata a Szársomlyón. *Natura Somogyiensis*, 10: 127–133.
- Lesbarreres, D., Primmer, C.R., Lode, T., Merila, J. (2006): The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience*, 13: 531–538.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbiriou, C., Redon, L., Carnino, N., Machon, N., Porcher, E. (2008): Plant and spider communities benefit differently

- from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation*, 141: 1581–1590.
- Le Viol, I., Chiron, F., Julliard, R., Kerbiriou, C. (2012): More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*, 47: 146–154.
- Loksa, I. (1984): A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman) autoökológiája összevetve más *Nemesia* fajokéval. *Egyetemi Doktori Értekezés, Budapest*, 58 pp.
- Lőrinczi, G., Bozsó, M., Duma, I., Petrescu, M., Gallé, R., Torma, A. (2011): Preliminary results on the invertebrate fauna (Araneae, Orthoptera, Heteroptera and Hymenoptera: Formicidae) of alkaline grassland of the Hungarian-Romanian border. – In: Körmöczi, L. (ed.): Ecological and socio-economic relations in the valleys of river Körös/Criş and river Maros/Mureş. *Szeged-Arad*, pp. 159–173.
- Maelfait, J.P., De Keer, R. (1990): The border zone of an intensively grazed pasture as a corridor for spiders (Araneae). *Biological Conservation*, 54: 223–238.
- Magos, G., Szabó, Sz., Szuromi, L., Urbán, L. (2010): Természetvédelem a Mátrai tájegységben. – In: Baráz, Cs., Dudás, Gy., Holló, S., Szuromi, L., Vojtkó, A. (Eds.): A Mátra Tájvédelmi Körzet. Heves és Nógrád határán. *Bükk Nemzeti Park Igazgatóság*, pp. 373–398.
- Magurran, A.E. (2003): Measuring biological diversity. *Blackwell Publishing, Oxford*, 260 pp.
- Malumbres-Olarte, A., Vink, C.J., Ross, J.G., Ruickshank, R.H., Paterson, A.M. (2013): The role of habitat complexity on spider communities in native alpine grasslands of New Zealand. *Insect Conservation and Diversity*, 6: 124–134.

- Marc, P., Canard, A. (1997): Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 62: 229–235.
- Marc, P., Canard, A., Ysnel, F. (1999): Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 229–273.
- Maret, M.P., Wilson, M.V. (2000): Fire and seedling population dynamics in western Oregon prairies. *Journal of Vegetation Science*, 11: 307–314.
- Marini, L., Fontana, P., Battisti, A., Gaston, K.J. (2009): Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland-forest mosaic: a multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity*, 2: 213–220.
- Marticsek, J. (2016) Natura 2000 szántóművelésű területekre vonatkozó kompenzációs előíráscsomag megalapozása. – In: Gallai, Zs. (Eds.): Módszertani kézikönyv Natura 2000 fenntartási tervek készítéséhez *Körtáj Tervező Iroda Kft*, pp. 137–149.
- Meunier, F.D., Verheyden, C., Jouventin, P. (1999): Bird communities of highway verges: influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecologica*, 20: 1–13.
- Molnár, T., Magura, T., Tóthmérész, B., Elek, Z. (2001): Ground beetles (Carabidae) and edge effecting oak-hornbeam forest and grassland transects. *European Journal of Soil Biology*, 37: 297–300.
- Moulder, B.C., Riechle, D.E. (1972): Significance of spider predation in the energy dynamics of forestfloor arthropod communities. *Ecological Monographs*, 42: 473–498.
- Morris, M.G. (1981): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. III. Adverse effects on Auchenorrhyncha. *Journal of Applied Ecology*, 18: 107–123.

- Morris, M.G. (2000): The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, 95: 129–142.
- Munguira, M.L., Thomas J.A. (1992): Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology*, 29: 316–329.
- Nagendra, H. (2002): Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22: 175–186.
- Nagy, G. (1996): A gyepek gyakoribb védett növényei. *Természeti Állattartás, Kaposvár*, pp. 65–68.
- Noordijk, J., Schaffers, A. P., Sykora, K. V. (2008): Diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in roadside verges with grey hair-grass vegetation. *European Journal of Entomology*, 105: 257–265.
- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A.P., Sýkora, K.V. (2009a): Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation*, 142: 2097–2103.
- Noordijk, J., Raemakers, I.P., Schaffers, A. P., Sýkora, K. V. (2009b): Arthropod richness in roadside verges in the Netherlands. *Terrestrial Arthropod Reviews*, 2: 63–76.
- Noordijk, J., Schaffers, A.P., Heijerman, T., Boer, P., Gleichman, M., Sýkora, K.V. (2010): Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. *Ecological Engineering*, 36: 740–750.
- Nyffeler, M. (1982): Field studies on the ecological role of the spiders as insect predators in agroecosystems (abandoned grassland, meadows, and cereal fields). *Doctoral thesis. Swiss Federal Institute of Technology, Zurich*. 174 pp.

- Pauchard, A., Alaback, P.B. (2006): Edge type defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. *Forest Ecology and Management*, 223: 327–335.
- Pearce, J.L., Venier, L.A., Eccles, G., Pedlar, J., McKenney, D. (2004): Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1305–1334.
- Pech, P., Dolanský, J., Hrdlička, R., Lepš, J. (2015): Differential response of communities of plants, snails, ants and spiders to long-term mowing in a small-scale experiment. *Community Ecology*, 16: 115–124.
- Penksza, K. (2013): A gyepterületek természetvédelmi gyepgazdálkodási vizsgálatai. *Akadémiai doktori értekezés, Gödöllő*, 224 pp.
- Penksza, K., Pápay, G., Házi, J., Tóth, A., Saláta-Falusi, E., Saláta, D., Kerényi-Nagy, V., Wichmann, B. (2015): Gyepregeneráció erdőirtással kialakított gyepekben mátrai (Fallóskút) mintaterületeken. [Rose and hawthorn species with community importance. Grasslands regeneration after deforestation in Mátra mountains near Fallóskút]. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 1–2: 31–44.
- Pétilon J., Georges, A., Canard, A., Ysnel, F. (2007): Impact of cutting and sheep grazing on ground-active spiders and carabids in intertidal salt marshes (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation*, 30: 201–209.
- Pétilon, J., Georges, A., Canarda, A., Lefeuvrec, J.C., Bakkerd, J.P., Ysnel, F. (2008): Influence of abiotic factors on spider and ground beetle communities in different salt-marsh systems. *Basic and Applied Ecology*, 9: 743–751.
- Post, W.M., Riechert, S.E. (1977): Initial investigation into the structure of spider communities. *Journal of Animal Ecology*, 46, 729–749.

- Pozzi, S., Gonthier, Y., Hanggi, A. (1998): Evaluation of dry grassland management on the Swiss occidental plateau using spider communities (Arachnida: Araneae). *Revue Suisse de Zoologie*, 105: 465–485.
- Pozzi, S., Borcard, D. (2001): Effects of dry grassland management on spider (Arachnida: Araneae) communities on the Swiss occidental plateau. *Écoscience*, 8: 32–44.
- Poyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykala, J., Raatikainen, K., Kuussaari, M. (2006): Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos*, 115: 401–412.
- Prieto-Benítez, S., Méndez, M. (2011): Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis. *Biological Conservation*, 144: 683–691.
- Rákóczi, A.M., Samu, F. (2012): Természetvédelmi célú orgonairtás rövidtávú hatása a pókegyüttesekre. *Rosalia*, 8: 141–149.
- Riechert, S.E., Harp, J.M. (1987): Nutritional ecology of spiders. In: Slansky, F., Rodriguez, J.G. (eds.): Nutritional ecology of insects, mites, spiders and related invertebrates. *Wiley Interscience Publication, New York*, pp. 645–672.
- Rushton, S.P. (1988): The effects of scrub management regimes on the spider fauna of chalk grassland, castor hanglands national nature reserve, Cambridgeshire, UK. *Biological Conservation*, 46: 169–182.
- Ryser, P., Lagenhauer, R., Gigon, A. (1995): Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 30: 157–167.
- Samu, F. (2007): Pókok szünbiológiai kutatása az ember által befolyásolt tájban. *Akadémiai doktori értekezés, MTA Növényvédelmi Kutató Intézet, Budapest*, 159 pp.

- Schmera, D., Erős, T. (2008): A mintavételi erőfeszítés hatása a mintareprezentativitásra. *Acta Biologica Debrecina. Supplementum Oecologica Hungarica*, 18: 209–213.
- Schaefer, M. (1977): Vinter ecology of spiders (Araneida). *Journal of Applied Entomology*, 83: 113–134.
- Schaefer, M. (1987): Life cycles and diapause. – In: Nentwig, W. (ed.) *Ecophysiology of spiders*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 331–347.
- Schuldt, A., Fahrenholz, N., Brauns M., Migge-Kleian, S., Platner, C., Schaefer, M. (2008): Communities of ground-living spiders in deciduous forests: Does tree species diversity matter? *Biodiversity and Conservation*, 17: 1267–1287.
- Schwab, A., Dubois, D., Fried, P.M, Edwards, P.J. (2002): Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93: 197–209.
- Seifan, M., Kadmon, R. (2006): Indirect effects of cattle grazing on shrub spatial pattern in a mediterranean scrub community. *Basic and Applied Ecology*, 7: 496–506.
- Spooner, P.G., Lunt, I.D., Briggs, S.V., Freudenberger, D. (2004): Effects of soil disturbance from roadworks on roadside shrubs in a fragmented agricultural landscape. *Biological Conservation*, 117: 393–406.
- Szalkovszki, O., Horváth, R., Szinétár, Cs., Tóthmérész, Cs. (2007): Legeltetés hatása a talajlakó pókokra a Hortobágyon. *Természetvédelmi Közlemények*, 13: 209–216.
- Szemán, L. (1990): Domb-és hegyvidéki gyepek termőképességének javítási lehetőségei. Kandidátusi értekezés. Gödöllő.
- Szinétár, Cs. (1993): A nádasok pókfauunája. *Folia Entomologica Hungarica*, 54:155-162.

- Szinetár, Cs. (2001): Magyarország pókfaunájának (Araneae) taxonómiai törzsadattára. Kézirat KVM. A
- Szinetár, Cs. (2010): A gypekezelés hatásainak monitorozása talajlakó pókokkal. Egy három éves vizsgálat tapasztalatai. *XI. Magyar Pókász Találkozó, Tokaj*, p. 1.
- Szinetár, Cs, Rákóczi, A.M., Bleicher, K., Botos, E., Kovács, P., Samu, F. (2012): A Sas-hegy pókfaunája II. A Sas-hegy faunakutatásának 80 éve a hegyről kimutatott pókfajok kommentált listája, *Rosalia*, 8: 333–362.
- Szinetár, Cs., Samu, F. (2012): Intensive grazing opens spider assemblage to invasion by disturbance-tolerant species. *Journal of Arachnology*, 40: 59–70.
- Szita, É., Fetykó, K., Kiss, B., Neidert, D. (2013): Ízeltlábú ragadozó közösségek vizsgálata autópályák mentén. – In: Puky, M., Dalkó, Sz., Hanga, Z., Simigla, Sz., Tóth, M., Vili, N. (eds.): *Vonalas Létesítmények és Élővilág: Kapcsolatok, Megoldások, Monitoring. Budapest*, pp. 29–30.
- Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D. (2012): A magyar aknázpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) újabb előfordulása Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények*, 18: 480–486.
- Szmatona-Túri, T., Magos, G., Vona-Túri, D., Gál, B., Weiperth, A. (2018): Review of habitats occupied by *Urocoras longispinus*: a little-known spider species, and responses to grassland management. *Biologia*, 1–7.
- Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 6: 283–290.
- Trombulak, S.C., Frissell, C.A. (2000): Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18–30.
- Turnbull, A. E. (1973): Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology*, 18: 305–348.

- Uetz, G.W. (1992): Foraging strategies of spiders. *Trends in Ecology & Evolution*, 7: 155–159.
- Van Hook, R.I.J. (1971): Energy and nutrient dynamics of spider and orthopteran populations in a grassland ecosystem. *Ecological Monographs*, 41: 1–26.
- Vermeulen, H.J.W. (1993): The composition of the carabid fauna on poor sandy road-side verges in relation to comparable open areas. *Biodiversity and Conservation*, 2: 331–350.
- Vermeulen H.J.W., Opdam P.F.M. (1995): Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: A simulation study. *Landscape and Urban Planning*, 31: 1–3.
- Vojtkó, A., Shramkó, G., Magos, G., Harnos, K. (2010): Növényvilág. – In: Baráz, Cs., Dudás, Gy., Holló, S., Szuromi, L., Vojtkó, A. (eds.): A Mátra Tájvédelmi Körzet. Heves és Nógrád határán. *Bükki Nemzeti Park Igazgatóság*, pp. 149–174.
- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T., Kádár, F., Kiss, B., Weiperth, A., Gál, B. (2016): Ground-dwelling arthropod (Araneae, Coleoptera: Carabidae, Isopoda: Oniscidea) assemblages on Hungarian main road verges. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment*, 8: 98–113.
- Warui, C.M., Villet, M.H., Young, T.P., Jocqué, R. (2005): Influence of grazing by large mammals on the spider community of a Kenyan savanna biome. *Journal of Arachnology*, 33: 269–279.
- Woltz, H.W., Gibbs, J.P., Ducey, P.K. (2008): Roadcrossing structures for amphibians and reptiles: informing design through behavioral analysis. *Biological Conservation*, 141: 2745–2750.
- World Spider Catalog (2017): Natural History Museum Bern. <http://wsc.nmbe.ch> [version 18.5]

- Ysnel, F., Canard, A. (2000): Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *Journal of Arachnology*, 28: 107–114.
- Zulka, K., Milasowszky, N., Lethmayer, C. (1997): Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park 'Neusiedler SeeSeewinkel' (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). *Biodiversity and Conservation*, 6: 75–88.
- Zschokke, S. (1996): Early stages of web construction. *Revue Suisse de Zoologie, hor série*: 709–720.

## 9. FÜGGELÉK

1. függelék. A begyűjtött fajok listája a cserjeirtás hatásvizsgálata során, valamint a fajok megoszlása a cserjeirtott és a kontroll élőhelyeken.

Fajok	Kezelt cserjés	Kontroll cserjés	Kontroll rét
<b>Atypidae</b>			
<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830	x	x	x
<b>Nemesiidae</b>			
<i>Nemesia pannonica</i> (Herman, 1879)	x	x	x
<b>Segestriidae</b>			
<i>Segestria senoculata</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	
<b>Dysderidae</b>			
<i>Dysdera erythrina</i> (Walckenaer, 1802)	x	x	x
<i>Harpactea rubicunda</i> (C.L. Koch, 1838)	x	x	x
<b>Eresidae</b>			
<i>Eresus kollari</i> Rossi, 1846	x	x	x
<b>Theridiidae</b>			
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	x		x
<i>Euryopis flavomaculata</i> (C.L. Koch, 1836)			x
<b>Linyphiidae</b>			
<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linnaeus, 1758)			x
<b>Tetragnathidae</b>			
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830		x	x
<b>Lycosidae</b>			
<i>Alopecosa farinosa</i> (Herman, 1879)	x		x
<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)	x	x	x
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)			x
<i>Alopecosa sulzeri</i> (Pavesi, 1873)	x	x	x
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)	x	x	x
<i>Arctosa figurata</i> (Simon, 1876)			x
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)		x	
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	x	x	x
<i>Geolycosa vultuosa</i> C.L. Koch, 1838	x		
<i>Hogna radiata</i> (Latreille, 1819)	x	x	x
<i>Pardosa bifasciata</i> (C.L. Koch, 1834)	x		x
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)	x	x	x
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	x	x	x
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)	x	x	
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)			x
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	x		
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)		x	x
<i>Pardosa riparia</i> (C.L. Koch, 1833)	x	x	x
<i>Pirata latitans</i> (Blackwall, 1841)		x	
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	x		x
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	x	x	x
<i>Xerolycosa miniata</i> (C.L. Koch, 1834)	x		

<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)	x		
<b>Pisauridae</b>			
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	x	x	x
<b>Agelenidae</b>			
<i>Coelotes atropos</i> (Walckenaer, 1830)	x	x	x
<i>Eratigena agrestis</i> (Walckenaer, 1802)	x	x	x
<i>Histopona torpida</i> (C.L. Koch, 1834)	x	x	
<i>Intermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	x	x	x
<i>Tegenaria campestris</i> C.L. Koch, 1834	x	x	
<i>Tegenaria sylvestris</i> L. Koch, 1872	x	x	
<i>Urocoras longispinus</i> Kulczynski, 1897	x	x	x
<b>Dictynidae</b>			
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)	x	x	
<b>Titanoecidae</b>			
<i>Titanoeca shineri</i> (L. Koch, 1872)	x		x
<b>Miturgidae</b>			
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	x	x	
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	x	x	
<b>Liocranidae</b>			
<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)	x	x	x
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	x	x	x
<b>Zodariidae</b>			
<i>Zodarion germanicum</i> (C.L. Koch, 1837)	x	x	x
<b>Gnaphosidae</b>			
<i>Callilepis schuszteri</i> (Herman, 1879)	x	x	x
<i>Drassodes cupreus</i> (Blackwall, 1834)	x		x
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	x	x	x
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	x	x	x
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	x	x	x
<i>Drassyllus pusillus</i> (C.L. Koch, 1833)	x	x	x
<i>Drassyllus villicus</i> (Thorell, 1875)	x	x	x
<i>Gnaphosa alpica</i> Simon, 1878	x	x	
<i>Gnaphosa lucifuga</i> (Walckenaer, 1802)	x		x
<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. Koch, 1839)	x	x	x
<i>Haplodrassus sylvestris</i> (Blackwall, 1833)	x	x	
<i>Haplodrassus umbratilis</i> (L. Koch, 1866)	x	x	x
<i>Micaria fulgens</i> (Walckenaer, 1802)	x		
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C.L. Koch, 1837)	x	x	x
<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876)	x	x	x
<i>Zeloetes aurantiacus</i> Miller, 1967		x	
<i>Zelotes electus</i> (C.L. Koch, 1839)	x	x	x
<i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1870)	x	x	x
<i>Zelotes hermani</i> (Chyzer, 1878)			x
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	x	x	x
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	x		x
<i>Zelotes petrensis</i> (C.L. Koch, 1839)	x	x	x
<b>Philodromidae</b>			
<i>Thanatus arenarius</i> Thorell, 1872	x		x
<i>Thanatus formicinus</i> (Clerck, 1757)	x		x
<b>Thomisidae</b>			

<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)		x	x
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)			x
<i>Ozyptila praticola</i> (C.L. Koch, 1837)	x	x	
<i>Ozyptila simplex</i> (O.P.-Cambridge, 1862)			x
<i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846)			x
<i>Xysticus acerbus</i> Thorell, 1872	x	x	x
<i>Xysticus bifasciatus</i> C.L. Koch, 1837			x
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1857)	x		x
<i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1834)			x
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	x	x	x
<i>Xysticus lanio</i> C.L. Koch, 1835	x		
<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870	x	x	x
<i>Xysticus minnii</i> Thorell, 1872	x	x	x
<i>Xysticus striatipes</i> L. Koch, 1870			x
<b>Salticidae</b>			
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)			x
<i>Pellenes tripunctatus</i> (Walckenaer, 1802)	x		

**2. függelék.** A begyűjtött fajok listája a kaszálás hatásvizsgálata során, valamint a fajok megoszlása a kaszált és kontroll réteken.

Fajok	Kaszált rét	Kontroll rét
<b>Atypidae</b>		
<i>Atypus piceus</i> Sulzer, 1776	x	x
<b>Nemesiidae</b>		
<i>Nemesia pannonica</i> (Herman, 1879)	x	x
<b>Dysderidae</b>		
<i>Dysdera erythrina</i> (Walckenaer, 1802)	x	x
<i>Harpactea rubicunda</i> (C.L. Koch, 1838)	x	x
<b>Eresidae</b>		
<i>Eresus kollari</i> Rossi, 1846	x	x
<b>Theridiidae</b>		
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	x	
<b>Linyphiidae</b>		
<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	
<b>Lycosidae</b>		
<i>Alopecosa aculeata</i> (Clerck, 1757)	x	
<i>Alopecosa farinosa</i> (Latreille, 1817)	x	
<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)	x	x
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	x	
<i>Alopecosa sulzeri</i> (Pavesi, 1873)	x	
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)	x	x
<i>Arctosa figurata</i> (Simon, 1876)	x	
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	x	x
<i>Geolycosa vultuosa</i> C.L. Koch, 1838	x	
<i>Pardosa bifasciata</i> (C.L. Koch, 1834)	x	
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)		x
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	x	x
<i>Pardosa riparia</i> (C.L. Koch, 1833)	x	x
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	x	x

<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	x	x
<i>Xerolycosa miniata</i> (C.L. Koch, 1834)	x	x
<b>Pisauridae</b>		
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	x	x
<b>Agelenidae</b>		
<i>Coelotes atropos</i> (Walckenaer, 1830)	x	x
<i>Eratigena agrestis</i> (Walckenaer, 1802)	x	x
<i>Intermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	x	x
<i>Tegenaria campestris</i> C.L. Koch, 1834		x
<i>Urocoras longispinus</i> Kulczynski, 1897	x	x
<b>Liocranidae</b>		
<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)		x
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	x	x
<b>Zodaridae</b>		
<i>Zodarion germanicum</i> (C.L. Koch, 1837)	x	x
<b>Gnaphosidae</b>		
<i>Drassodes cupreus</i> (Blackwall, 1834)	x	x
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	x	
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	x	
<i>Drassyllus pusillus</i> (C.L. Koch, 1833)	x	x
<i>Drassyllus villicus</i> (Thorell, 1875)		
<i>Gnaphosa alpica</i> Simon, 1878		x
<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. Koch, 1839)	x	x
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C.L. Koch, 1837)	x	
<i>Zelotes electus</i> (C.L. Koch, 1839)	x	
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	x	x
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)		
<i>Zelotes petrensis</i> (C.L. Koch, 1839)	x	x
<b>Philodromidae</b>		
<i>Thanatus arenarius</i> Thorell, 1872	x	
<i>Thanatus formicinus</i> (Clerck, 1757)	x	x
<b>Thomisidae</b>		
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)		x
<i>Xysticus acerbus</i> Thorell, 1872	x	x
<i>Xysticus bifasciatus</i> C.L. Koch, 1837	x	x
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1857)	x	x
<i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1834)	x	
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	x	x
<i>Xysticus striatipes</i> L. Koch, 1870	x	
<b>Salticidae</b>		
<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)		x
<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757)		x

---

**3. függelék.** A begyűjtött fajok listája a legeltetés intenzitásának hatásvizsgálata során, valamint a fajok megoszlása a legeltetett és a kontroll élőhelyeken.

Fajok	Kaszálórét		Irtott cserjés	
	Legeltetett	Kontroll	Legeltetett	Kontroll
<b>Dysderidae</b>				
<i>Dysdera erythrina</i> (Walckenaer, 1802)	x	x	x	
<i>Harpactea rubicunda</i> (C.L. Koch, 1838)	x			
<b>Theridiidae</b>				
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	x			
<b>Tetragnathidae</b>				
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	x		x	
<b>Lycosidae</b>				
<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)				x
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	x		x	x
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)	x	x	x	x
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)		x	x	x
<i>Hogna radiata</i> (Latreille, 1819)				x
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	x		x	
<i>Pardosa bifasciata</i> (C.L. Koch, 1834)				x
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)				x
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	x	x	x	x
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)			x	x
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	x	x	x	
<i>Pardosa riparia</i> (C.L. Koch, 1833)	x	x	x	x
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)				x
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	x	x	x	x
<b>Agelenidae</b>				
<i>Eratigena agrestis</i> (Walckenaer, 1802)	x			
<i>Intermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	x		x	
<b>Dictynidae</b>				
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)	x		x	
<b>Liocranidae</b>				
<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)			x	
<i>Apoesteunus fuscus</i> Westring, 1851		x		x
<b>Phrurolithidae</b>				
<i>Phrurolithus festivus</i> (C.L. Koch, 1835)				x
<b>Gnaphosidae</b>				
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	x		x	x
<i>Drassyllus pusillus</i> (C.L. Koch, 1833)	x		x	x
<i>Gnaphosa lucifuga</i> (Walckenaer, 1802)				x
<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. Koch, 1839)		x		x
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C.L. Koch, 1837)	x		x	
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	x			

<b>Philodromidae</b>				
<i>Thanatus arenarius</i> Thorell, 1872		x		x
<i>Thanatus formicinus</i> (Clerck, 1757)				x
<b>Thomisidae</b>				
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	x			
<i>Ozyptila simplex</i> (O.P.-Cambridge, 1862)	x			x
<i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846)	x			
<i>Xysticus bifasciatus</i> C.L. Koch, 1837	x	x		x
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1857)	x	x		x
<i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1834)				x
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	x	x		x
<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870		x		

**4. függelék.** A begyűjtött fajok listája a kaszálás intenzitásának hatásvizsgálata során az autóutak szegélyében, valamint a fajok megoszlása az eltérő intenzitással kaszált szakaszokon. Ve-vizsgálat előtt, Nk-nincs kezelés, No-normál kezelés, Fo-fokozott kezelés.

Fajok	Ve	Nk	No	Fo
<b>Dysderidae</b>				
<i>Dysdera erythrina</i> (Walckenaer, 1802)	x	x	x	x
<i>Harpactea rubicunda</i> (C.L. Koch, 1838)	x	x	x	x
<b>Mimetidae</b>				
<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)			x	
<b>Theridiidae</b>				
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	x	x	x	x
<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	x	x		x
<i>Euryopsis flavomaculata</i> (C.L. Koch, 1836)			x	x
<i>Euryopsis quinqueguttata</i> Thorell, 1875			x	
<b>Linyphiidae</b>				
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)		x	x	x
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)		x	x	x
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)		x	x	x
<i>Megalephyphantes nebulosus</i> (Sundevall, 1830)			x	
<i>Prinerigone vagans</i> Audouin, 1826		x	x	x
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)		x		
<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linnaeus, 1758)			x	
<b>Tetragnathidae</b>				
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	x	x	x	x
<b>Araneidae</b>				
<i>Agalenatea redii</i> (Scopoli, 1763)		x		
<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757		x	x	
<i>Argiope bruennichi</i> (Scopoli 1772)			x	
<i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851)			x	
<b>Lycosidae</b>				
<i>Alopecosa accentuata</i> (Latreille, 1817)	x			

<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)	x	x	x	x
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	x	x	x	x
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)	x	x	x	x
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	x	x	x	x
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	x	x	x	x
<i>Hogna radiata</i> (Latreille, 1819)			x	
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	x	x	x	x
<i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1757)		x		
<i>Pardosa bifasciata</i> (C.L. Koch, 1834)	x	x	x	x
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	x	x	x	x
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)	x		x	x
<i>Pardosa proxima</i> (C.L. Koch, 1847)		x		
<i>Pardosa riparia</i> (C.L. Koch, 1833)		x		
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	x			x
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	x	x	x	x
<i>Xerolycosa miniata</i> (C.L. Koch, 1834)		x	x	x
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)			x	x
<b>Pisauridae</b>				
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	x	x	x	x
<b>Agelenidae</b>				
<i>Allagelena gracilens</i>		x	x	x
<i>Coelotes terrestris</i> (Wider, 1834)			x	
<i>Eratigena agrestis</i> (Walckenaer, 1802)		x	x	
<i>Urocoras longispinus</i> Kulczynski, 1897		x	x	x
<b>Dictynidae</b>				
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)				x
<b>Titanoecidae</b>				
<i>Titanoeca quadriguttata</i> (Hahn, 1833)			x	
<i>Titanoeca shineri</i> (L. Koch, 1872)		x		x
<b>Miturgidae</b>				
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	x	x		x
<b>Anyphaenidae</b>				
<i>Anyphaea accentuata</i> (Walckenaer, 1802)			x	
<b>Liocranidae</b>				
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873		x		x
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczynski, 1882)		x	x	x
<i>Scotina celans</i> (Blackwall, 1841)		x	x	x
<b>Clubionidae</b>				
<i>Clubiona pseudoneglecta</i> Wunderlich, 1994	x		x	x
<i>Clubiona terrestris</i> Westring, 1851		x		
<b>Eutichuridae</b>				
<i>Cheiracanthium virescens</i> (Sundevall, 1833)	x			
<b>Zodariidae</b>				
<i>Zodarion germanicum</i> (C.L. Koch, 1837)	x	x	x	x
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914		x	x	x
<b>Gnaphosidae</b>				
<i>Drassodes cupreus</i> (Blackwall, 1834)				x
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)				x
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	x	x	x	x
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	x	x	x	x
<i>Drassyllus pusillus</i> (C.L. Koch, 1833)		x	x	x

<i>Drassyllus villicus</i> (Thorell, 1875)	x	x	x	x
<i>Gnaphosa lucifuga</i> (Walckenaer, 1802)	x	x		
<i>Haplodrassus minor</i> (O. Pickard-Cambridge, 1879)	x			
<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. Koch, 1839)	x	x	x	x
<i>Haplodrassus umbratilis</i> (L. Koch, 1866)	x			
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C.L. Koch, 1837)	x	x	x	x
<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876)		x	x	x
<i>Zelotes electus</i> (C.L. Koch, 1839)	x	x	x	x
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	x	x	x	x
<i>Zelotes petrensis</i> (C.L. Koch, 1839)	x	x	x	x
<b>Philodromidae</b>				
<i>Thanatus arenarius</i> Thorell, 1872	x	x	x	x
<i>Thanatus formicinus</i> (Clerck, 1757)	x			
<b>Phrurolithidae</b>				
<i>Phrurolithus festivus</i> (C.L. Koch, 1835)	x			x
<b>Thomisidae</b>				
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	x	x	x	
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)		x	x	x
<i>Ozyptila praticola</i> (C.L. Koch, 1837)		x	x	x
<i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851)	x			x
<i>Ozyptila simplex</i> (O.P.-Cambridge, 1862)		x		x
<i>Xysticus acerbus</i> Thorell, 1872		x		
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1857)	x			
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	x	x	x	x
<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870		x	x	x
<b>Salticidae</b>				
<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)				x
<i>Pellenes tripunctatus</i> (Walckenaer, 1802)				x

## 5. függelék. Az értekezés témájában készült lektorált publikációk listája

### Nemzetközi tudományos, impakt faktoral rendelkező lapokban megjelent publikáció

Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D., Urbán, L., Magos, G.: The effect of grazing intensity on ground-dwelling spider of grassy and shrubby habitats. *Acta Zoologica Bulgarica*, in press. (IF: 0,413)

Szmatona-Túri, T., Magos, G., Vona-Túri, D., Gál, B., Weiperth, A. (2018): Review of habitats occupied by *Urocoras longispinus*: a little-known spider species, and responses to grassland management. *Biologia*, 73: 1-7. (IF: 0,759)

Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D., Magos, G., Urbán, L. (2017): The effect of grassland management on diversity and composition of ground-dwelling spider assemblages in the Mátra Landscape Protection Area of Hungary. *Biologia*, 72 (6): 642-651. (IF: 0,759)

### Nemzetközi tudományos lapokban megjelent egyéb publikáció

Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D. (2016): The effect of grassland management on diversity of spider assemblages in the Mátra Mountain. *Ecologica Monenegrina*, 7: 291-297.

Vona-Túri, D., Szmatona-Túri, T., Kádár, F., Kiss, B., Weiperth, A., Gál, B. (2016): Ground-dwelling arthropod (Araneae, Coleoptera: Carabidae, Isopoda: Oniscidea) assemblages on Hungarian main road verges. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment*, 8: 98-113.

## Hazai tudományos lapokban megjelent publikációk

Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D., Magos G. (2017): A Déli-Mátrában végzett gypekezelési eljárások hatása a magyar aknáspók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879)) abundanciájára. *Természetvédelmi Közlemények*, 23: 118-126.

Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D. (2014): A cserjeirtás rövidtávú hatása a pókközösségek (*Araneae*) összetételére. *Növényvédelem*, 50 (12): 556-562.

Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D. (2012): A magyar aknáspók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) újabb előfordulása Magyarországon. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 18: 480-486.

Túri, T., Dudás, Gy., Varga, J. (2009): Adatok a Sár-hegy farkaspók (*Lycosidae*) faunájához. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis*, 36: 77-83.

## Tudományos könyvfejezet

Csóka, Gy., Dudás, Gy., Földessy, M., Korompai, T., Kovács, T., Melika, G., Nagy, A., Nógrádi, S., Rácz, I.A., Szabóky, Cs., Szmatona-Túri, T., Tóth, S., Uherkovich, Á., Varga, A. (2010): Állatvilág-Gerinctelenek. 181-210. p. In: Baráz, Cs. (szerk): *A Mátra Tájvédelmi Körzet. Heves és Nógrád határán*. Eger: Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, 181-211.