



Szent István Egyetem

**KLÍMAVÁLTOZÁSI HATÁSOK A TALAJ-MEZOFAUNA
KÖZÖSSÉGEKRE – ÚJ MÓDSZERTANI MEGKÖZELÍTÉSEK**

Flórián Norbert

Gödöllő

2018

**A doktori iskola
megnevezése:**

Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori iskola

tudományága:

agrárműszaki

vezetője:

Dr. Bozó László
egyetemi tanár, az MTA doktora
Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar,
Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék

Témavezető:

Dr. Dombos Miklós
tudományos főmunkatárs
MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet

Témavezető:

Dr. Ittész András
egyetemi docens
Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar,
Biometria és Agrárinformatika Tanszék

A jelölt a Szent István Egyetem Doktori Szabályzatában előírt valamennyi feltételnek eleget tett, az értekezés műhelyvitájában elhangzott észrevételeket és javaslatokat az értekezés átdolgozásakor figyelembe vette, azért az értekezés nyilvános vitára bocsátható.

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

MELLÉKLETEK JEGYZÉKE	5
RÖVIDÍTÉSEK ÉS JELÖLÉSEK JEGYZÉKE	7
1. BEVEZTÉS.....	8
2. CÉLKITŰZÉSEK	10
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	11
3.1. A klímaváltozás hatása talaj ökoszisztémákban.....	11
3.2. A talajlakó mezofauna és szerepe a klímaváltozás-kutatásban	11
3.3. A talajlakó mezofauna vizsgálati módszerei	13
3.3.1. A talajfaunisztikai mintavétel problémái	12
3.3.2. A mintavétel megbízhatósága	13
3.3.3. Talajfuttatás.....	13
3.3.4. Pohárcsapda	14
3.3.5. Automatikus megfigyelés, érzékelés.....	14
3.4. A mezofaunával folytatott klímaváltozás-kísérletek jelenlegi helyzete és problémái.....	15
3.4.1. A terepi kísérletek egyenetlen eloszlása.....	15
3.4.2. Az ökoszisztéma típusok és mezofauna csoportok eltérő érzékenysége	16
3.4.3. Eltérő eredmények hosszú- és rövid távú kísérletek esetén	19
3.4.4. A mért változók sokfélesége	20
3.4.5. A négy fő klímaváltozás-faktor.....	21
3.4.5.1. CO ₂ dúsítás.....	21
3.4.5.2. Talaj és levegő melegítése	22
3.4.5.3. Szárazság és öntözés	22
3.4.6. A kezeléskombinációkra adott válasz nem mindig additív	23
3.4.7. További faktorok bevonása	24
3.5. A klímaváltozás hatása a Homokhátságon.....	25
4. ANYAG ÉS MÓDSZER	26
4.1. EDAPHOLOG szondák szerkezeti felépítése	26
4.2. Az EDAPHOLOG csapdatest hatékonyságának és reprezentativitásának vizsgálata	27
4.2.1. Fogási hatékonyság barna erdőtalajon	28
4.2.2. Fogási hatékonyság homoktalajon	29
4.2.3. Az agyaggranulátumos médiumközeg mikroélelőhely jellegének vizsgálata	29
4.3. A szárazságkezelések vizsgálata az EXDRAIN kísérletben	30
4.3.1. Kísérleti terület.....	30
4.3.2. Kísérleti elrendezés	30
4.3.3. Környezeti változók mérése	32
4.3.4. Szubsztrát indukált respiráció	35
4.3.5. Mikro-ízeltlábúak mintázása	35
4.4. Statisztikai módszerek.....	36
4.4.1. Mintavételi eljárások adatainak elemzése	36
4.4.2. Agyaggranulátumos zsákok- és talajminta-futtatás adatainak vizsgálata.....	37

4.4.3. A szárazságkezelésekből származó adatok transzformációja és elemzése.....	37
4.4.4. Szenzorálási adatok	41
5. EREDMÉNYEK.....	43
5.1. A három mintavételi módszer terepi összehasonlítása.....	43
5.2. Az élőhely-használati teszt eredményei.....	45
5.3. A szárazságkezelések eredményei	48
5.3.1. Talajlakó mezofauna leírása	48
5.3.2. A mezofauna dinamikája	48
5.3.3. A kezelések hatása az aktivitási denzitás és diverzitás értékekre	49
5.3.4. A szárazság- és öntözés kezelésekre diverzitásra és egyenletességre kifejtett hatásai.....	53
5.4. Automatikus érzékelési eredmények	55
5.5. Új tudományos eredmények	58
6. KÖVETKEZTETÉSEK.....	60
6.1. Csapdázási módszerek összehasonlítása.....	60
6.1.1. A három gyűjtési módszer összehasonlítása.....	60
6.1.2. Az agyaggranulátumos közeg és a homoktalaj használata eltérő környezeti körülmények között.....	60
6.1.3. EDAPHOLOG érzékelése homoktalajon	61
6.2. Ismételt szárazságkezelések hatása.....	62
6.2.1. Az extrém szárazságkezelés közvetlen hatásai	62
6.2.2. Az extrém szárazság utóhatása	63
6.2.3. A enyhe csapadékváltozások hatása	64
6.2.4. Az ismételt szárazságkezeléseknek nem volt felerősítő hatása	65
6.2.5. A talajhőmérséklet emelkedésének hatása elhanyagolható.....	65
6.2.6. Fajspecifikus válaszok	66
7. ÖSSZEFOGLALÁS	68
8. SUMMARY.....	70
9. FELHASZNÁLT IRODALOM.....	72
10. MELLÉKLETEK	85
11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	120

MELLÉKLETEK JEGYZÉKE

1. **Melléklet** A mezofaunával folytatott klimatikus kutatások összefoglaló táblázatainak alapjául szolgáló 54 cikk
2. **Melléklet** A CO₂ dúsítás során az egyes klímaövekben, különböző ökoszisztémákban kapott válaszok száma
3. **Melléklet** A talaj- és levegő-melegítéssel, talajlakó mezofaunával végzett kísérletek során az egyes klímaövekben, különböző ökoszisztémákban kapott válaszok száma
4. **Melléklet** A talajlakó mezofaunával végzett szárazságkezelések során az egyes klímaövekben, különböző ökoszisztémákban kapott válaszok száma
5. **Melléklet** A talajlakó mezofaunával végzett öntözéssel végzett kezelések során az egyes klímaövekben, különböző ökoszisztémákban kapott válaszok száma
6. **Melléklet** Az egyes talajlakó mezofaunával folytatott terepi klímaváltozás-kísérletek száma a különböző klímazónákban és ökoszisztémákban
7. **Melléklet** A mezofaunával folytatott terepi klímaváltozás-vizsgálatokban, a különböző változóknál (abundancia, fajszám, biomassza, diverzitás) bekövetkező változások a talajlakó mikro-ízeltlábúak különböző szintű csoportosítása esetén, különböző klímaváltozás-kezelések hatására
8. **Melléklet** A mezofaunával folytatott terepi kombinált klímaváltozás-kezelések száma az egyes éghajlati övekre levetítve
9. **Melléklet** A kísérleti parcellákról készült fényképek
10. **Melléklet** A lucernaföldön, három különböző módszerrel fogott állatok átlagos egyedszám és szórás értékei
11. **Melléklet** A homoktalajon, három különböző módszerrel fogott állatok átlagos egyedszám és szórás értékei
12. **Melléklet** Az agyaggranulátumos zsákok refúgium jellegének vizsgálata során fogott állatok átlagos egyedszám és szórás értékei
13. **Melléklet** AZ EDAPHOLOG szondák által az egyes parcellákban érzékelt napi beesések száma

14. Melléklet Az agyaggranulátumos zsákok refúgium jellegének vizsgálati eredményei (MANOVA)

15. Melléklet A kiskunsági szárazságkezelés kísérlet során a területről előkerült ugróvillás fajok

16. Melléklet A kiskunsági szárazságkezelés kísérlet során a területről előkerült páncélosatka fajok

17. Melléklet A 2015-ös négy szintű kezelések (kontroll, öntözés, gyenge és erős szárazság) során fogott ugróvillások átlagos egyedszám értékei

18. Melléklet A 2015-ös négy szintű kezelések (kontroll, öntözés, gyenge és erős szárazság) során fogott atkák átlagos egyedszám értékei

RÖVIDÍTÉSEK ÉS JELÖLÉSEK JEGYZÉKE

AD	aktivitási denzitás
ADD	aktivitási denzitás különbség
ANOVA	varianciaanalízis
C	kontroll
KF	klímaváltozás-faktor
KK	klímaváltozás-kísérlet
M	enyhe szárazságkezelés
MANOVA	többváltozós varianciaanalízis
RAD	relatív aktivitási denzitás
S	erős szárazságkezelés
SIR	szubsztrát indukált respiráció
W	öntözés
X	extrém szárazságkezelés

1. BEVEZETÉS

Korunk egyik legnagyobb kihívása a klímaváltozás. Ennek hatásait már tapasztalhatjuk. Noha az ökológia talán egyik legkutatottabb részterületéről van szó, a jövőben bekövetkező folyamatokról, a klímaváltozás potenciális hatásairól még mindig keveset tudunk. Különösen igaz ez a talajokban végbemenő biotikus és abiotikus változásokra, illetve azok kölcsönhatására. A talaj táplálékhálózatában a mezofauna, többségében atkák és ugróvillások, központi helyet foglal el. Bevonása a klímaváltozás talajok élővilágára kifejtett hatásának vizsgálatába több szempontból is indokolt. Egyrészt a talajlakó mezofauna a lebontás szabályozásával a CO₂ kibocsátást is befolyásolja, ezért a visszacsatolási mechanizmusokban fontos szerepe van. Másrészt a talaj táplálékhálózatában betöltött központi szerepe miatt hatással van a talajlakó és felszíni élőlényközösségekre.

Mégis viszonylag kevesen használják ezt a csoportot a klímaváltozás kutatásában. A szakirodalomban fellelhető adatok alapján trendeket nehéz találni. Ennek háttere véleményem szerint az lehet, hogy a mezofauna gyakran érzékenyebb a természetes és a manipuláció során mesterségesen létrehozott háttérváltozókra (pl. vegetáció, talajművelés, mikroklimatikus viszonyok megváltozása) mint az érdeklődésünk középpontjában álló főbb klímaváltozásfaktorokra (CO₂ szint, hőmérséklet-emelkedés, aszályok, nagy mennyiségű csapadék).

Hogy jobban átlássuk a talajlakó mezofauna és ezáltal a talaj klímaváltozásra adott reakcióit, szükség van az eddig használt módszerek standardizálására, a kísérletekben előforduló mellékhatások minimalizálására és a kísérleti eredmények egymással való összehasonlíthatóságának maximalizálására. Mindemellett hosszabb távú, folyamatos megfigyelésre van szükség. A hagyományos mintavételi módszerek azonban jelentős bolygatással járnak, hosszabb távú klímamanipulációkban történő alkalmazásra ezért nem alkalmasak. A kutatócsoportunk által fejlesztett, agyaggranulátumos médiumközegű EDAPHOLOG talajszondák alkalmasnak bizonyulhatnak a hosszú távú vizsgálatokban történő alkalmazásra.

Hazánk klímaváltozás szempontjából potenciálisan leginkább sérülékeny része a Homokhátság. Ezen a területen fokozatos elsivatagosodás várható. Ezen a félsivatagos tájon, például a Fülöpháza melletti nyílt homokpusztagyepeken, a talajlakó mezofauna adaptálódott a folyamatosan bekövetkező aszályos időszakokhoz. A mezofaunával folytatott klímaváltozáskutatásban számos publikáció látott napvilágot a növekvő szárazság hatásait illetően. Arról azonban, hogy egy extrém, vagy megváltozott intenzitású egymást követő szárazság esemény hogyan hat a talaj mezofaunájára, és hogy populációik egy szárazságstressz után milyen gyorsan képesek helyreállni, kevés a tudásunk.

Mivel az EDAPHOLOG hosszú távú megfigyelésekre is alkalmas, két éven át vizsgálni tudtuk a talaj mezofauna közösségében végbemenő folyamatokat.

2. CÉLKITŰZÉSEK

Kutatásom során az alábbi célokat fogalmaztam meg:

- Céloomul tűztem ki, hogy egy kiskunsági félsivatagos élőhelyen, terepi kísérletben megvizsgáljam, hogy a talajlakó mezofauna (ugróvillás, atka) együttes struktúrája hogyan reagál a különböző erősségű, ismételt szárazságkezelésekre. Kérdésem, hogy az ugróvillás és atka fajok aktivitási denzitása és az együttesek diverzitása hogyan változik az egyszeri extrém, hosszan tartó szárazság (5 hónap) és a rá következő gyenge (1 hónap), erős (2 hónap) szárazság vagy megnövekedett csapadék hatására. További kérdésem, hogy az előzetes extrém szárazság befolyásolja-e a talajlakó mikro-ízeltlábúak további zavarásokra kifejtett válaszát.
- Feladatomból tűztem ki, hogy az új mintavételi módszerként megjelenő, agyaggranulátumos médiumközegű csapdák (EDAPHOLOG) fogási arányait összehasonlítsam más, hagyományos talajfaunisztikai mintavételi módszerekkel. Továbbá megvizsgáltam, hogy a csapdáknál használt agyaggranulátumos médiumközeget az állatok miként használják eltérő környezeti körülmények között.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. A klímaváltozás hatása talaj-ökoszisztémákban

A talajok védelmét tekintve korunk egyik jelentős kihívása a klímaváltozás. Ennek különböző faktorai eltérő hatást fejthetnek ki az egyes égöveken. Nagyobb mértékű hőmérséklet-növekedés várható az északi régióban (Blankinship et al. 2011), miközben a mérsékelt övben a megemelkedett CO₂ szint mellett (Swift et al. 1998) a szárazságnak várható számottevő hatása.

A klímaváltozásnak számos fontos következménye lehet. Ezek előrejelzésével a kárelhárítás és alkalmazkodás hatékonyabbá tehető. A klímaváltozás lehetséges hatásainak vizsgálatára jelenleg a rövid- és hosszú távú klímamanipulációkat tartják a legalkalmasabb módszereknek. Az előrejelzésekre, modellezésre és a hatások enyhítésére vonatkozólag a legtöbb vizsgálat felszíni élőlényekkel és ökoszisztémákkal foglalkozik. A talajfelszín alatti rendszerek kevésbé kutatottak. A klímaváltozás közvetlen és közvetett hatásai révén létrejövő felszín alatti változások a talajrendszerek összetettsége miatt nagyon kiszámíthatatlanok (Chapin et al. 2000). A talaj bolygónk egyik legnagyobb széntárolója és hosszú távon szénnyelőként is működik (Lal 2004). A talaj szénkészletének jelentős része a legtöbb talajtípusban a talaj szervesanyag készletében raktározódik (Eswaran 2000). A klímaváltozás következtében az ökológiai folyamatok megváltozhatnak, ami hatással lehet a talaj szervesanyag készletére. Így a talaj CO₂ kibocsátása növekedhet, ami tovább erősíti a klímaváltozás mértékét (Lal 2004). A változásoknak különböző hatása van a talajtulajdonságokra. A talajképződés menete és a talaj tulajdonságai, mint például a talajszerkezet, víztartó és vízvezető képesség, szervesanyag-képződés és -bomlás, biológiai funkciók is változhatnak (Sowerby et al. 2008, Sowerby et al. 2010).

3.2. A talajlakó mezofauna és szerepe a klímaváltozás-kutatásban

A talajlakó mezofauna a 0,2-4 mm-es testméretű gerincteleneket foglalja magába. Ebbe a csoportba soroljuk a televényférgeket (Enchytraeidae), az atkákat (Acari), az ugróvillásokat (Collembola), az előrovarokat (Protura), a lábaspotrohúakat (Diplura), az álskorpiókat (Pseudoscorpionida) (Orgiazzi et al. 2016). Az egyes talajszintek fiziko-kémiai körülményeihez ezek az élőlények különböző módon alkalmazkodtak. Ezáltal 3 fő (főleg ugróvillások csoportjain alapuló) ökomorfológiai csoportba lehet őket sorolni: talajfelszínen mozgó (epiedafikus), avarban élő (hemiedafikus) és valódi talajlakó (euedafikus) csoportok (Dunger 2008).

A mezofauna központi helyet foglal el a talaj táplálékhálózatában (Digel et al. 2014), különösen a félsivatagos élőhelyeken, ahol a földigiliszták ritkák (Kovács-Hostyánszki et al. 2013). Közülük, mint a legnépesebb csoportok, az ugróvillások és a páncélosatkák képesek befolyásolni és szabályozni a lebontó folyamatokat és erős visszacsatolást fejtenek ki a növényekre (Wardle et al. 2004, Kaneda és Kaneko 2008, Eisenhauer et al. 2010).

A talaj az atmoszférába kerülő CO₂ egyik forrása. A CO₂ a talajlégzés során kerül a levegőbe. Számos olyan ökoszisztémában, ahol a klíma az egyik korlátozó faktor, a klímaváltozás következtében a talajban élő organizmusok számára a környezeti feltételek javulnak, az aktív periódusok kitolódnak. Ez a klímaváltozást tekintve további pozitív visszacsatolással járhat (Chapin et al. 2005, Nielsen és Wall 2013). A talaj mezofaunának fontos szerepe van a talajban végbemenő biogeokémiai ciklusok (Grandy et al. 2016), mint például a szénkörforgás (Nielsen et al. 2011) szabályozásában. Habár a talaj mezofauna közvetlenül nem járul hozzá jelentős mértékben a talajlégzéshez, különböző módokon (elhalt anyag fragmentációja, ürülékképzés, mikrobák fogyasztása) hat a mikrobiális biomasszára és annak összetételére. Mindez befolyásolja a lebontást (Nielsen et al. 2011, Soong és Nielsen 2016), illetve ezen keresztül a talajlégzést és a felszíni folyamatokat.

Mindemellett a talajlakó mikro-ízeltlábúak a talajban a környezeti változásokra érzékenyek és gyors a reakciós idejük (Hopkin 1997, Jucevica és Melecis 2006, Xu et al. 2012, Van Dooremalen et al. 2013). Az atkák és ugróvillások közé rövid életű, alacsony migrációs képességű fajok tartoznak. Ezek az élőlények a talajban nagy számban fordulnak elő és széles adaptációs szinteket képviselhetnek (Parisi et al. 2005). Ezeknek a tulajdonságoknak köszönhetően a talajlakó mikro-ízeltlábúak modell organizmusként való használata a klímaváltozást tekintve további információkat szolgáltat a szárazföldi ökoszisztémákban várható változásokról (Wu et al. 2014).

A klímaváltozás-kutatásokat tekintve a felszíni ökoszisztémákkal sokkal többen foglalkoznak, míg a talajfelszín alatti vizsgálatok száma nagyon alacsony. Még a talajrendszeren belül is, a mikrobiális organizmusokhoz képest, a talajlakó mezofauna alulreprezentált (Coyle et al. 2017), noha a klímaváltozás hatásainak előrejelzésében valószínűleg hasonló a jelentőségük. A talajban beálló változások vizsgálatában a laboratóriumban végzett mikrokozmosz kísérletek sokkal gyakoribbak, mivel ezekben az egyes faktorok hatásai egyértelműen vizsgálhatók. A talajlakó mezofauna használata terepi klímaváltozás-kísérletekben (KK) több nehézségbe is ütközhet. Az állatok begyűjtése a kísérleti területről bonyolultabb, mintha felszíni fajokkal dolgoznánk. A hagyományos mintagyűjtési módszerek destruktívak, mivel a mintavétel után számos nagyméretű lyukat hagyunk magunk után. Ezekből kifolyólag hosszú távú terepi klímakísérlethez csatlakozni, vagy egyáltalán önálló kísérletet folytatni is nehezebb. A talajlakó mezofaunával foglalkozó kutatóknak gyakran csak a kísérletek végén van lehetőségük mintavételre. A mikrobiológiai minták feldolgozása azonban az új technikáknak köszönhetően egyre egyszerűbbé válik. A tradicionális taxonómiai megközelítést tekintve pedig hiány van a mikro-ízeltlábúak szakértőiből. A határozási problémák feloldására számos szerző (pl. Salmon et al. 2014, Coyle et al. 2017) a funkcionális és morfológiai jellegeken alapuló felosztást

szorgalmazza, de ezek a módszerek még nem teljesen kiforrottak és széleskörűen nem használják őket.

Számos laboratóriumi kísérlet vizsgálja a klímaváltozás lehetséges hatásait. Ezek a mikrokozmosz kísérletek azonban erősen korlátozottak, számos faktort elhanyagolnak. Noha ezek az egyszerűsítések fontosak az alapfolyamatok megértéséhez, csak kevésbé átfogó képet adhatnak a klímaváltozás lehetséges hatásait illetően. A terepi KK-ek ugyan sokkal realiztikusabbak, mert egyszerre több faktort is figyelembe vesznek (Konestabo et al. 2007), azonban a rejtett faktorok eltorzíthatják vagy elfedhetik a valós folyamatokat.

3.3. A talajlakó mezofauna vizsgálati módszerei

3.3.1. A talajfaunisztikai mintavétel problémái

A talajban élő mikro-ízeltlábúak gyakran erősen aggregált térbeli eloszlást mutatnak, ami a populáció becslésükben nagy eltérésekhez és alacsony pontossághoz vezethet (Ettema és Wardle 2002). Folyamatos a növekedésük és a szaporodásuk, így egy vegetációs időszakon belül több populációs csúcsot is képesek létrehozni. Populációik mérete nagy időbeli eltéréseket mutat (Kardol et al. 2011, Wickings és Grandy 2013, Santorufo et al. 2014). Mindez nehezíti a populációik méretének becslését. A magas aggregáltság és az időbeli fluktuáció miatt gyakran irreálisan magas mintaelemszámmal kell dolgozni (Klironomos et al. 1999). Ennek a mintaelemszámnak a feldolgozása, az egyedek számolása és határozása, idő- és munkaerő-igényes folyamat. Ráadásul a nagy eltérések kompenzálására a mintaelemszám növelése nem mindig végrehajtható.

3.3.2. A mintavétel megbízhatósága

Valamennyi mintavételi eljárás bizonyos torzításokkal jár (Brown és Matthews 2016), amelyeket figyelembe kell venni az adatok kiértékelésénél. A talajfuttatásos eljárásnál, noha a hibák minimalizálására törekszünk, előfordulhat, hogy csak a mozgékonyabb fajok futnak le. A talajcsapdáknál az állatok random mozgását kihasználva zajlik a csapdázás. Azonban, mivel azok nemcsak random módon mozoghatnak, valószínűsíthetően csalogató hatásuk is lehet az állatokra. Barber típusú csapdáknál az ölőanyag (pl. etil-alkohol) lehet vonzó az állatok számára (Schmidt et al. 2006), vagy a csapda tetejére elhelyezett műanyag lap alatt létrejövő mikroklimatikus változás lehet csalogató, attraktív (Joosse-van Damme 1965, Bell et al. 2014). Sok esetben (például növényvédelmi alkalmazáskor) egy terület faunisztikai leírásánál a csalogatóképesség célként is megjelenik. Azonban fontos, hogy tudjuk, hogy mely csoportokra hat csalogatólag a csapda. Környezeti változásokat leíró kísérletekben pedig követelmény, hogy az adott környezeti feltétel szempontjából a csapda csalogató képessége ne változzon szignifikánsan.

3.3.3. Talajfuttatás

A Tullgren, MacFadyen vagy Berlese készülékekkel történő talajfuttatás (extrakció) a talajlakó állatok gyűjtésében már régóta használt standard módszer (Crossley és Blair 1991, Dombos 2002). Ennek során a talajból egy bizonyos átmérőjű és mélységű bolygatatlan mintát veszünk, amelyből a fent említett készülékek segítségével fokozatos melegítés és szárítás során nyerjük ki az állatokat. Ez a módszer megbolygatja a talajban a mikro-élőhelyeket és mivel a felszíni ízeltlábúak könnyen elszöknek a mintázás alatt, az egyedszámok a valódi talajlakók irányába tolódnak el. Destruktivitása miatt hosszú távú, folytonos megfigyelésre (monitoringra) nem alkalmas, KK-ekben csak kevés mintavételre ad lehetőséget. A minták feldolgozása hosszadalmas. Emellett laza talajon, mivel a futtatás során az élőlényekkel együtt a talajszemcsék is lepereregnek, csak nehézkesen, vagy egyáltalán nem használható. Ezekből a talajokból vett mintáknál az állatok kinyeréséhez újabban olívaolajat használtak (Kuenen et al. 2009), amelyben az állatok felúsznak a folyadék tetejére.

3.3.4. Pohárcsapda

A felszíni fajok mintázására sokszor csak a tölcséres pohárcsapdák (Barber-típusú csapdák, pohárcsapdák) alkalmasak (Brown és Matthews 2016). Kialakításuk, anyaguk, színük változatos lehet, ami mind befolyásolja a mintavétel pontosságát (Brown és Matthews 2016). Ennél a módszernél a csapdázott állatok száma az állatok abundanciájából és felszíni aktivitásából együttesen származik, amelyet aktivitási denzitásnak neveznek (Lensing et al. 2005, Mertens et al. 2007, Lange et al. 2011). Előnye, hogy olcsó, könnyen és bármikor használható módszer (Clark és Blom 1992). Ez a csapdázás azonban valódi talajlakó fajok vizsgálatára nem alkalmas.

A talajfauna biodiverzitásának felmérésére jelenleg ajánlott módszer a pohárcsapdák és a talajminták futtatásának kombinációja (ISO 2006, Römbke et al. 2006, Querner és Bruckner 2010).

3.3.5. Automatikus megfigyelés, érzékelés

Arra a problémára, amit a rovarpopulációk egyedszámbecslésének óriási idő- és ebből következő költségigénye okoz, megoldást nyújthat a terepi automatikus monitorozás. Ez a technikai fejlődésnek köszönhetően mára költséghatékonyan, magas pontossággal oldható meg. A csapdák egymással szinkronban működhetnek. Az automatikus csapdákat környezeti szenzorokkal is fel lehet szerelni, így lehetőség nyílik valós idejű ökológiai adatok szerzésére, populációdinamikai és egyéb ökológiai vizsgálatok in situ végzésére. A rendszer rugalmassága megnövekedett sűrűségű monitorozást tesz lehetővé, amely nagy szerepet játszhat különböző kutatásokban (Guarnieri et al. 2011). Az automatikus érzékelés segítségével eddig ismeretlen finomdinamikai mintázatok is feltárhatóvá válnak.

Az utóbbi években számos megoldás született ízeltlábúak automatikus monitorozására. A kutatások a detektáláshoz különböző technikai megoldásokat alkalmaznak (Reynolds és Riley 2002). Az irodalomban sorra jelennek meg újabb és újabb technikák, melyekkel különböző fajok hatékony, automatikus észlelését kívánják megoldani. A legjellemzőbb módszerek közé tartoznak az opto-elektronikai eszközök: lézer sugár (Batista et al. 2011, De Souza et al. 2013), infravörös sugár (Arbogast et al. 2000, Jiang et al. 2008, Shieh et al. 2011); video és fényképező eszközök, CCD szenzorok (Guarnieri et al. 2011, Fukatsu et al. 2012, Bánszegi et al. 2014, Selby et al. 2014), súlymérő eszközök (Ho et al. 1997), elektromágneses hullámon alapuló eszközök (Hirafuji et al. 2008), akusztikus eszközök (Beroza 2002) és ezek számos kombinációja. Az informatikai fejlődésnek köszönhetően az adatok kinyerése, az adattovábbítás is változott. Az automatikus csapdák esetében a helyben tárolásról és ezáltal a manuális adatleolvasásról egyre inkább áttérünk az Internet, GSM, GPRS alapú adattovábbításra (Fukatsu et al. 2012). A detektálás pontossága függ az adott fajtól, az egyedek méretétől és azok mozgásától (Mankin et al. 2010).

A kutatócsoportunk által fejlesztett EDAPHOLOG szenzor rendszer egy olyan automata talajbiológiai monitorozó eszköz, amellyel a talajlakó rovarok aktivitását távolról is tudjuk észlelni (Dombos et al. 2017). Az EDAPHOWEB szerveralkalmazás segítségével bármely (pl. óránkénti) időfelbontásban aktuális adatokat kapunk. A biotikus és abiotikus adatok egy központi szerverre kerülnek, ahol on-line adathozzáférést biztosítunk. A rendszerrel – a helyben mért és előre jelzett meteorológiai adatok segítségével – elvileg a rovarpopulációk idődinamikájának modellezése is lehetővé válik, amely felhasználható lenne mind a kártevők elleni védekezésben, mind pedig a természet- és környezetvédelemben.

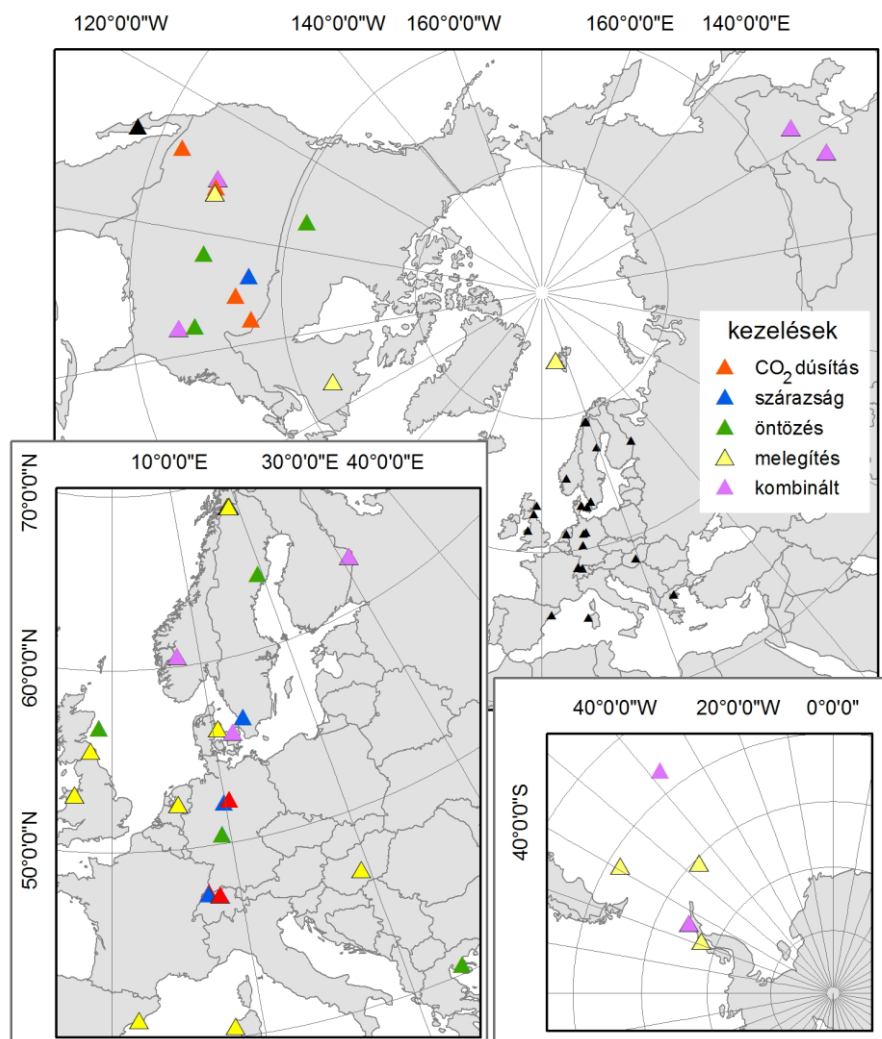
3.4. A mezofaunával folytatott klímaváltozás-kísérletek jelenlegi helyzete és problémái

2017 végéig a klímaváltozás fő faktorainak (melegedés, CO₂ szint emelkedése, szárazság, megnövekedett csapadékszint és ezek kombinációi) a talajlakó mezofaunára (kivéve televényférgek) kifejtett hatását 54 cikkben publikálták (1. Melléklet, Google Scholar és kereszthivatkozások alapján). E publikációk mind terepi manipulációs vizsgálatokon alapulnak, összesen 153 db különböző vizsgálatot fednek le.

3.4.1. A terepi kísérletek egyenetlen eloszlása

A különböző szélességi övekben, különböző biomokban a klímaváltozás-kezeléseket (CO₂ dúsítás, levegő vagy talajmelegítés, szárazságkezelés, öntözés vagy többfaktoros kezelések) eltérő számban találtuk (1. ábra; 6. melléklet). A legtöbb terepi, talajlakó mezofaunával foglalkozó KK a mérsékelt, a szubarktikus és az arktikus régióban (rendre 59,5 %, 21,6 % és 15,7%) található. A mediterrán régióban végzett klíman manipulációs vizsgálatokról csak 2 talajlakó mezofaunával kapcsolatos publikáció számol be, 7 futó kísérlet (4,6 %) alapján, míg a trópusi övből nem találtunk

egyed sem. Ennek az egyenetlen eloszlásnak több oka is lehet. (1) A klímaváltozás hatásai erősebbek a magasabb szélességeknél. Ott nagyobb változások várhatók viszonylag rövid időn belül (Kattenberg et al. 1996), valószínűleg ezért vannak az érdeklődés középpontjában. (2) Az arktikus régióban a közösségek egyszerűbbek, a fajok száma és abundanciája alacsonyabb (Coulson et al. 2000, Convey et al. 2002), vizsgálatuk így könnyebb. (3) Az utolsó, de nem elhanyagolható ok a szakértők és a kutatási támogatások szintén egyenetlen eloszlása, amely az északi országoknak kedvez.



1. ábra. A talajlakó mezofaunával folytatott terepi klímaváltozás-kísérletek eloszlása a világon, 54 publikáció alapján. Az Európában és a Déli-sark közelében zajló kísérleteket az eltérő térlépték miatt kinagyítva jelenítjük meg.

3.4.2. Az ökoszisztéma típusok és mezofauna csoportok eltérő érzékenysége

Az egyes klímazonákban a különböző ökoszisztémák szintén különbözőképp reprezentáltak (6. Melléklet). Az alacsony vegetációjú, rövidebb generációs idejű növényekkel borított területek, mint például a füves területek, csarabosok, gyorsabban reagálnak a klímamanipulációkra, míg az erdőknek, cserjéseknek hosszabb a reakciós idejük. A publikált

kísérletek 37,3 %-a füves területeken zajlik. Alacsonyabb vegetáció esetén a kísérleti kialakítás is egyszerűbb, anyagi vonzata kedvezőbb. Részben a bonyolultabb kialakítás, részben talán a nagyobb kísérleti terület igényük miatt a cserjéseket (5,9%) és erdőket (19,6%) kevésbé használják a klímakísérletekben, mint a többi élőhely típust. A művelt területek alulreprezentáltak a klímakísérletekben (3,9%), holott ezeknek a területeknek a jelentősége korántsem elhanyagolható. Ez a hiányosság abból származhat, hogy az agrárterületeken az amúgy is nagy zavarás mellett nehéz vizsgálni a klímaváltozás-faktorok (KF) hatását a mezofauna esetében.

A talajlakó mezofauna abundanciájára a KF-ok nem mindig egy irányban hatnak. A különböző klímazónákban és ökoszisztémákban kapott eltérő válaszok, számos faktortól függhetnek, mint például az elérhető szerves anyag tartalomtól, a vízháztartástól, a domináns fajoktól (Shaver et al. 2000). Az erdők és erdei tisztások például a szárazságra érzékenynek tűnnek, ha ugyanis ezen kísérletek során a mezofauna abundanciájában változást találtak, az mindig negatív irányban történt (4. Melléklet). A természetes viszonyok között is magas perturbációval rendelkező ökoszisztémák, ahol a fajok adaptálódtak a gyorsan változó környezethez (pl. sivatagok, száraz gyepek), a KF-okkal szemben ellenállónak tekinthetők. Például a füves területek ugróvillás abundanciája nem változott a szárazságkezelések hatására (1. táblázat, 4. Melléklet). Továbbá, ahogy Nielsen és Ball (2015) is megállapította, száraz ökoszisztémákban, mint például száraz vagy félszáraz gyepekben, a vízhiánynak csak kis hatása van a talajközösségekre (1. táblázat, 2. táblázat, 4. Melléklet). A klímaváltozással szemben ellenálló ökoszisztémáknak tekinthetjük azokat is, amelyek egy KF-t tekintve maximális telítettségi állapotban vannak. Például a vízzel telített tőzeglápok nem mutatnak változást az öntözéssel kísérletekben (1. táblázat, 2. táblázat, 5. Melléklet). Ezekből kifolyólag elmondható, hogy korántsem szabad általánosítani csak egy ökoszisztémában végzett KK alapján.

1. táblázat. Változások az ugróvillások abundanciájában, különböző típusú klímaváltozás-kísérletekben, különböző ökoszisztémákban, az egyes kezelések során kapott eredmények számával kifejezve, -: csökkenés, 0: neutrális válasz, + növekedés

Collembola		CO ₂	szárazság	öntözés	melegítés	kombinált	összesen
füves terület	-	0	0	0	1	1	2
	0	2	7	2	5	8	24
	+	2	0	2	1	3	8
erdő	-	2	2	0	0	2	6
	0	2	4	5	6	3	20
	+	0	0	1	0	0	1
agro	-	2	0	0	0	0	2
	0	2	0	0	0	2	4
	+	0	0	0	0	0	0
csarabos	-	0	1	0	2	0	3
	0	0	4	0	12	0	16
	+	0	0	1	0	0	1
tőzegláp	-	0	0	0	1	0	1
	0	0	1	2	1	1	5
	+	0	0	0	0	0	0
cserjés	-	0	1	0	1	0	2
	0	0	2	0	3	0	5
	+	0	0	2	0	0	2
sivatag és biotikus kéreg	-	0	0	0	2	1	3
	0	0	0	1	7	1	9
	+	0	0	0	3	0	3
tundra	-	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	1	2	0	3
	+	0	0	1	0	2	3

2. táblázat. Változások az atkák abundanciájában, különböző ökoszisztémákban végzett különböző típusú klímaváltozás-kísérletek alapján, az egyes kezelések során kapott eredmények számával kifejezve, -: csökkenés, 0: neutrális válasz, + növekedés

Acari		CO ₂	szárazság	öntözés	melegítés	kombinált	összeg
füves terület	-	0	0	2	0	1	3
	0	3	3	1	5	7	19
	+	0	1	1	0	0	2
erdő	-	1	0	0	0	2	3
	0	1	2	2	4	3	12
	+	0	0	0	0	0	0
agro	-	0	0	0	0	0	0
	0	1	0	0	0	2	3
	+	0	0	0	0	0	0
csarabos	-	0	0	0	1	0	1
	0	0	3	0	5	0	8
	+	0	0	0	1	0	1
tőzegláp	-	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0
	+	0	0	0	0	0	0
cserjés	-	0	0	2	0	0	2
	0	0	0	0	1	0	1
	+	0	0	0	0	0	0
sivatag és párnanövények	-	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	5	1	6
	+	0	0	0	3	0	3

Egyes KF-oknak csak bizonyos ökoszisztémákban van jelentősége. Például a sarkkörön túl a fagyás-olvadás ciklus az, ami mikro-ízeltlábú közösségek alakításában nagyon fontos. A hőmérséklet emelkedésén keresztül ezt a faktort ítélik a legfontosabbnak a hideg övi élőhelyeken (Konestabo et al. 2007).

3.4.3. *Eltérő eredmények hosszú- és rövid távú kísérletek esetén*

Az időtartamukat tekintve rövid- és hosszú távú terepi KK-eket különíthetünk el. A rövid távúak néhány héttől körülbelül három évig tartanak, míg a hosszú távú manipulációk 5 évtől kezdődnek és a legrégebben futó kísérletek már több mint 20 évesek.

A hosszú távú kísérleteket általában főleg vegetációs változások vizsgálatára alapították. Főleg felszíni csoportokra koncentrálnak. Mivel a talajlakó mezofauna vizsgálata zavarással jár, azért hogy elkerüljék az egyes szerzők által találóan "svájci sajt" effektusnak nevezett negatív hatást, a mintavételek számukban és méretükben gyakran limitáltak. A mérések gyakran csak a kísérlet végeztével történnek, vagy akkor, amikor a többi vizsgálatot már nem zavarják. Általában

kisméretű mintákat vesznek kevés alkalommal. Csak kevesen monitorozzák folyamatosan a talajban lejátszódó folyamatokat.

Ezzel szemben a rövid távú kísérleteket általában közvetlenül a mezofauna, illetve a talajrendszerek vizsgálatára tervezik. A mintavételezés általában ebben a helyzetben is csak a kezelés végén történik, de időben több mintavétel is lehetséges. A rövid távú kísérletek hátránya, hogy bizonyos faktorok csak késve, több év elteltével fejtik ki hatásukat. Előnyük azonban, hogy sokszor könnyebben kivitelezhetőek és egyszerűbben változtathatóak az aktuális vizsgálati kérdéstől függően, jobban alkalmazkodnak a jelenkori körülményekhez, aktuális problémákhoz, kérdésekhez.

A rövid és hosszú távú kísérletek eredményei között különbségek adódhatnak. A KF-ok hatása a mezofauna adaptációs és felépülési képességeitől függően változhat az idővel. A CO₂ dúsítás talajbiótára kifejtett pozitív hatása a rövid távú kísérletekben erősebb, míg a melegítés negatív hatása, valamint az öntözés pozitív hatása hosszabb távon érvényesül (Blankinship et al. 2011).

3.4.4. A mért változók sokfélesége

A talajlakó mezofaunával folytatott kísérletekben a klímaváltozásra adott válaszokat általában az abundancia, biomassza, taxonszám és diverzitás változásával becsülik (7. Melléklet). Az abundanciabecslés és az ebből származtatott denzitásbecslés előnye, hogy viszonylag egyszerű módszer. A fogott állatok biomassza értékének kiszámolása azonban sokkal időigényesebb és magasabb szakértelmet is igényel. A KK-ekben a biomassza mérésének azonban nagy jelentősége van, ugyanis a környezeti hatásokra a biomassza is változhat, amely két faktorból adódik. Változhat a testméret, vagy a fajok relatív abundanciája. Manapság több szerzőnek is az az álláspontja, hogy a klímaváltozás inkább a fajok abundanciáját befolyásolja és nem a diverzitásukat (Yan et al. 2015). Az eddig publikált eredmények alapján, mindegyik csoportra együttesen nézve, az abundancia vagy a denzitás 27,3%-ban mutatott változást, míg a diverzitás és a fajszám csak 23,5% és 17,3%-ban (7. Melléklet). Noha bizonyos fajok erősen érzékenyek a változásokra, a specializált táplálkozási módok hiányának köszönhetően az egész közösség valószínűleg rezisztens a zavarásokra (Wardle et al. 2004, Hooper et al. 2005). Ez lehet az oka annak, hogy a fajdiverzitásokban, különösen az „ellenálló ökoszisztémákban” nem várhatóak jelentős változások.

A taxonómiai diverzitás számolásánál a kutatók különböző taxonómiai szinteket használnak, a tanulmányok összehasonlítása emiatt szintén nehézkes (Sjursen et al. 2005). Ahogy Bradford et al. (2002) felveti, a talaj-ökoszisztémákban bekövetkező válaszok nagyon függenek a talajban lévő közösségek funkcionális redundanciájától. A funkcionális diverzitás, vagyis a különböző funkcionális utak vagy típusok száma a közösségben (Cowling et al. 1994) lehet a

legmegfelelőbb megközelítés. Sokkal fontosabb szerepe lehet, mint a taxonómiai diverzitásnak. De a funkcionális diverzitást gyakran nehéz mérni, és az eddigi tudásunk számos ponton hiányos.

A legtöbb adat jelenleg az ugróvillások abundancia változását illetően lelhető fel a szakirodalomban (120 kezelésben), míg a többi válaszváltozó jóval kisebb számban található (7. Melléklet). Az atka abundancia a második leggyakoribb adat (65 kezelésben). Ebből a legjobban vizsgált és taxonómiailag leginkább elemzett csoport a páncélos atkáké. Ha jobban meg szeretnénk ismerni a klímaváltozásnak a talaj-rendszerekre kifejtett hatását, valószínűleg ennek a két csoportnak a válaszváltozóit (legfőképp az abundanciát) lenne célszerű használnunk. Ezzel a két csoporttal a mezofauna reprezentálható, és a már meglévő adatok összevetésre felhasználhatók.

3.4.5. A négy fő klímaváltozás-faktor

Különböző szélességeknél más-más klímaváltozás-faktoroknak van nagyobb jelentősége. A hőmérséklet emelkedésének hatása például a magas szélességi fokokon (Blankinship et al. 2011), míg a CO₂ megemelkedett szintjének hatása a mérsékelt övben jelentős (Swift et al. 1998). Jelenleg csak kevés tanulmány célja, hogy a mezofaunát illetően kísérletesen, általános érvényű válaszokat találjon (pl. Sylvain et al. 2014). Az egyes klímafaktorokkal végzett kísérletek eloszlása nem egyenletes. A hőmérséklet emelése (levegő és talaj) majdnem 37,9%-át teszi ki a kísérleteknek (rendre 34,6% és 3,3%). Szárazság-kísérleteket kisebb számban (18,3%) végeznek, míg a CO₂ dúsítás 9,5%, öntözés 13,7% (6. Melléklet) fordul elő.

3.4.5.1. CO₂ dúsítás

Szárazföldi ökoszisztémákban a CO₂ szint növekedésének különböző hatásait várhatjuk (Coûteaux és Bolger 2000). A talaj CO₂ szintje alapvetően magas és a talajlakó ízeltlábúak adaptálódtak hozzá (Haimi et al. 2005). Ebből kifolyólag a CO₂ dúsítás közvetlen hatásai elhanyagolhatóak. A közvetett hatások fontosabbak. A megnövekedett CO₂ szint magas szénbevitelt okoz a talajban, amely növeli a szén/nitrogén arányt. Ennek erős bottom-up hatása lehet. A megnövekedett szénbevitel következtében a primer produkció is növekszik, az avar minősége és mennyisége is változik (Coûteaux és Bolger 2000, Wolters et al. 2000, Wardle et al. 2004), valamint a rizodepozíció is növekszik (Eisenhauer et al. 2012). A növények csökkent evapotranspirációja miatt a talajnedvesség növekedése várható (Amthor 1995, Ainsworth és Rogers 2007). Blankinship et al. (2011) szerint a talajbióta megnövekedett CO₂ szintre adott válasza nem függ a taxonoktól sem pedig az ökoszisztémától, de a testméret egy fontos jelzője a változások irányának.

Mezofaunán végzett, CO₂ dúsításos kísérleteket 2017-ig csak a szubarktikus és mérsékelt övből, 3 fő ökoszisztéma típusból publikáltak (14 kísérlet). Az ugróvillások és atkák abundanciáját tekintve az eredmények diverzek, de a semleges eredmények dominálnak. Annak ellenére, hogy

pozitív bottom-up hatást várnánk, az eddigi eredmények azt mutatják, hogy ha változás következik be a mezofauna abundanciájában, akkor az, 2 füves területen végzett kísérletet kivéve, negatív (2. Melléklet).

3.4.5.2. Talaj és levegő melegítése

Blankinship et al. (2011) a metaanalízisükben azt találták, hogy a melegítések talajbiótára kifejtett hatása, ahogy a CO₂ dúsítás esetében is, független a taxonoktól és ökoszisztémáktól. A melegítés ideje bizonyult a fontosabb faktornak, szemben a mértékével. Ha csak a talajlakó mezofaunát nézzük, a megemelkedett hőmérséklet hatása a mezofauna csoportoktól (taxonok) és az ökoszisztémától is függ (Nielsen és Wall 2013). Például az ugróvillások az atkáknál érzékenyebbek a melegítésre. Európa mérsékelt övi részén a hőmérséklet emelkedése csak gyengén befolyásolja a mezofaunát (3. Melléklet) (Vestergård et al. 2015). A sarki régióban azonban, mivel új élőhelyek keletkeznek és a fagyás-olvadás ciklus is változik, sokkal erősebb hatásai várhatóak (Konestabo et al. 2007), ám az számos egyéb faktortól függően sokféle lehet.

A klímaváltozás következtében nem csak egyenletes melegedés, hanem a lokális skálán hőhullámok, sőt akár hűlés is várható (Solomon 2007, IPCC 2013). A talajlakó mezofauna kevésbé képes tolerálni a magas hőmérsékletet, míg az alacsony hőmérsékleti tartományokra nézve kevésbé szenzitív (Sinclair és Stevens 2006). Ezért a kísérletek mindig a hőmérséklet emelkedésére fókuszálnak. A melegedés közvetlen hatása a hősokkból származik (Coulson et al. 2000, Bokhorst et al. 2012). A hőmérséklet emelkedése esetén is sokkal fontosabbnak tűnnek azonban a közvetett hatások. Számos ökoszisztémában megváltozhat a vegetációs időszak hossza és a növényi fajkompozíció is (Shaver et al. 2000). A legnyilvánvalóbb és a talajlakó mezofauna szempontjából talán legfontosabb közvetett hatás azonban a melegedés indukálta szárazodás a megnövekedett evapotranspiráció következtében (Dermody et al. 2007). A talajban élő ízeltlábúak időlegesen le tudnak húzódní a mélyebb rétegekbe, így elkerülik a kiszáradást és a hősokkot (Van Dooremalen et al. 2013). Ez azonban csak egy rövid ideig nyújt védelmet, amíg a szárazodás nem éri el az alsóbb talajrétegeket. Ebből látható, hogy a melegítés idejének miért is van nagy jelentősége.

3.4.5.3. Szárazság és öntözés

A talajnedvesség, ami többnyire a csapadékból származik, az egyik legfontosabb faktor a talajban élő ízeltlábúak számára (Convey et al. 2002, Tsiafouli et al. 2005, Darby et al. 2011, Kardol et al. 2011, Xu et al. 2012, Wu et al. 2014).

Általánosságban a szárazság hatására az összes talajlakó állatcsoport abundanciájának csökkenése várható (Xu et al. 2012). Testük kiszáradásán keresztül a szárazság az egyik legfontosabb KF, ami közvetlenül befolyásolja a talajlakó mezofaunát. Ennek ellenére, ha az

ugróvillások és atkák abundanciáját nézzük, a szakirodalomban többnyire nem kaptak csökkenést (4. Melléklet). Azonban ugróvillások esetében, ha változás történik, az mindig negatív irányú. Az erős kutikulájuknak köszönhetően az atkák védettebbek a kiszáradással szemben, mint az ugróvillások (Coulson et al. 1996, Hodkinson et al. 1998), valószínűleg ez lehet az oka annak, hogy sokszor pont pozitív változásokat figyelnek meg az atkák abundanciájában. Azonban az erős kutikulán kívül számos egyéb védelmi mechanizmus létezik, amivel ezek a csoportok ellen tudnak állni a szárazságnak (Greenslade 1981, Marx et al. 2012). A mezofaunát tekintve rövid időre számos faj lejjebb húzódik a talajban, hogy védelmet találjon a kiszáradással szemben. Ezért ugyanúgy, mint a melegedésnél, a szárazság időtartama fontos a mezofauna számára. Habár a szárazságra a talajlakó mezofauna gyors választ mutathat, megfelelő körülmények között populációjuk rövid időn belül visszaállhat a zavarás előtti denzitásra (Holmstrup et al. 2013).

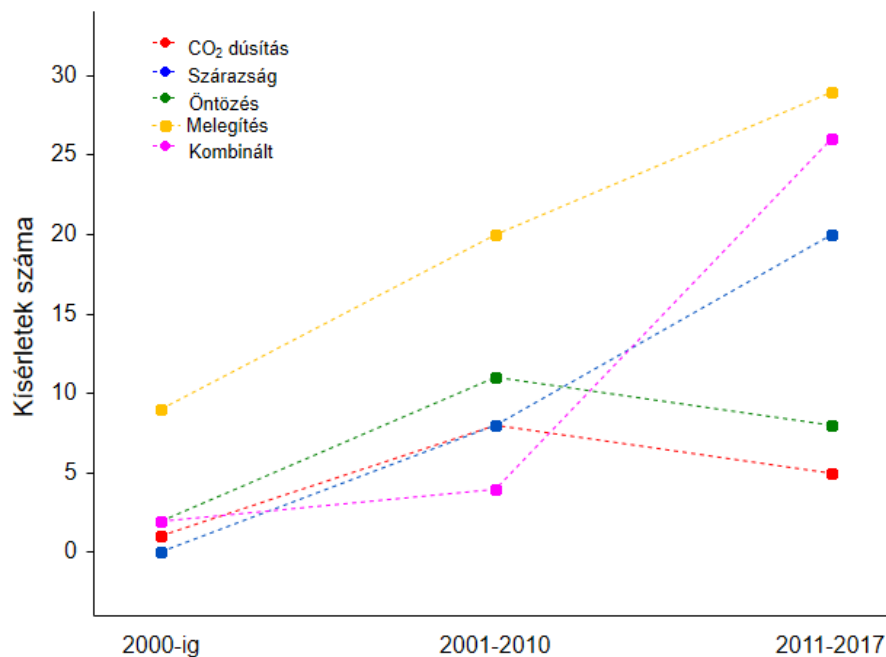
A mezofaunára kifejtett közvetett hatások a szárazság esetében is nagy jelentőséggel bírnak. A szárazság csökkentheti a lebontás sebességét (Smith 2012), megváltoztathatja a talajjellemzőket, mint például a víztartó és vízáteresztő képességet, szervesanyag elérhetőségét (Sowerby et al. 2008) és befolyással lehet a képződő avar minőségére és mennyiségére, ezzel bottom-up hatást idézve elő (Vestergård et al. 2015). A lebontási utak és sebesség változása a vegetációszerkezetre és produktivitásra is hatással van, ami szintén kihat a talajlakó állatközösségekre (Blankinship et al. 2011, Eisenhauer et al. 2012).

Az öntözéses kísérletek ellentétes eredményeket adtak a szárazságkezelésekkel szemben, de itt is a semleges válaszok dominálnak (nem tudtak kimutatni csökkenést/növekedést) (5. Melléklet). Bár a szárazságkezelés és az öntözés hatása ellentétes, a hatásuk erőssége nem mindig egyenértékű. Mivel a talajnedvesség az egyik legfontosabb mezofaunát befolyásoló faktor, ezért a csapadéktöbblet pozitív hatásait várjuk. (5. Melléklet). A válaszokban megjelenő különbségek eredhetnek a víz hozzáadás mennyiségi különbségeiből is. Ha az öntözés gyakorisága és mennyisége túl nagy, akkor az zavarásként hathat (Turnbull és Lindo 2015), akár közvetett hatásokon keresztül is. Nielsen és Ball (2015) kimutatták, hogy a 3 különböző mennyiségű csapadék-hozzáadás (kevés, közepes, nagy mennyiségű csapadék) a trofikus kaszkádon keresztül különbözően hatott a talajban élő gerinctelenekre. Nemcsak a csapadék mennyisége, hanem állaga (eső, jég, hó) is változhat (Seneviratne et al. 2010), amelynek szintén különböző jelentősége lehet az egyes ökoszisztémákban, azonban ezzel még nem foglalkoznak a kutatások.

3.4.6. A kezeléskombinációkra adott válasz nem mindig additív

A KF-ok általában együtt jelentkezik, és terepen csak ritkán lehet őket egymagukban kezelni. Együttesen bizonyos esetekben csillapító, míg más esetekben felerősítő hatással is bírhatnak (Harte et al. 1996, Kardol et al. 2011). A kombinált hatások nem mindig additívak, irányuk nem egyértelmű (Shaw et al. 2002, Leuzinger et al. 2011, Beier et al. 2012). De Boeck et

al. (2015) azt találták, hogy a manipuláció hatása erősebb volt, amikor több faktort alkalmaztak, a CO₂ dúsítást kivéve, ami elnyomta a többi faktor hatását. Például, ha a talajmelegítéssel együtt használják a CO₂ szint emelését, utóbbi, mivel csökkenti az evapotranspirációt, kompenzálni képes a szárazodás negatív hatását és akár pozitív irányba is elmozdíthatja a válaszokat (Sinclair és Stevens 2006, Ainsworth és Rogers 2007, Dermody et al. 2007, Kardol et al. 2011, Vestergård et al. 2015). A többfaktoros kísérletekben a mezofauna abundancia ritkán mutat változást (7. Melléklet). Noha a kombinált kezelések száma növekszik, a mezofaunával folytatott terepi klímaváltozás-kezeléseknek még mindig csak egy kis részét teszik ki (2. ábra, 8. Melléklet).



2. ábra. Az egyes klímaváltozás-faktorokkal folytatott terepi kezelések publikálásának időbeli eloszlása.

3.4.7. További faktorok bevonása

Az eddig tárgyalt klímafaktorokon kívül a természetben számos egyéb faktornak van befolyásoló szerepe, ezért szükség van többfaktoros, nem csak a KF-okat tartalmazó kísérletekre is. Ilyen további faktorok lehetnek például az adott terület talajának szervesanyag-tartalma, a művelési módja, az esetleges tüzek, biotikus interakciók, mint például az inváziók (Rustad 2008, Kreyling és Beier 2013, Coyle et al. 2017). Noha a tanulmányok száma növekszik, csak kevés olyan kísérlet eredményét publikálták (11%), amely számba veszi az egyéb, nem KF-ok hatását is. Leuzinger et al. (2011) szerint a többfaktoros kezelésekben a hatás erőssége a bevont faktorok számával arányosan csökken. Egy már futó kezelésbe egymásra épülő, vagy kombinált kezeléseket beépíteni nehéz. Ahhoz hogy statisztikailag elemezni tudjuk és megfelelően interpretálhassuk a kombinált kezelések eredményeit, nagyszámú ismétlésre és kontroll területre van szükségünk. Mindez magasabb anyagi, időbeli és térbeli befektetést igényel (Rustad 2008).

A KF-ok hatása az év különböző időszakaiban is eltérhet. Azonos területen, azonos évben tavasszal víztöbblet, míg nyáron vízhiány is felléphet. A fontossága ellenére csak kisszámú kísérlet foglalkozik a KF-ok hatásának időbeli változásával (27,5 %).

3.5. A klímaváltozás hatása a Homokhátságon

A regionális klímaváltozás-modellek Közép-Európára melegebb és szárazabb nyarakat, valamint enyhébb, de csapadékosabb teleket jósolnak (Piecza et al. 2015). Mindez komoly aszályokat okozhat a Homokhátságban (Ladányi et al. 2015). Ez a régió magában foglalja Bács-Kiskun megye szinte teljes egészét, Pest megye délkeleti területeit, valamint Csongrád megye egy kis részét. Ez az eleve nem túl nedves terület (a homoktalaj vízraktározó képessége igen rossz) jelentősen szárazodott az elmúlt 20-30 évben. A kevesebb csapadék és a növekvő vízhasználat miatt a talajvízszint az utóbbi 4 évtizedben 4-5 métert esett (Kuti et al. 2002). Ezért a Homokhátságot elsivatagosodás fenyegeti és országunk egyik legsebezhetőbb területének tekintjük a klímaváltozás szempontjából.

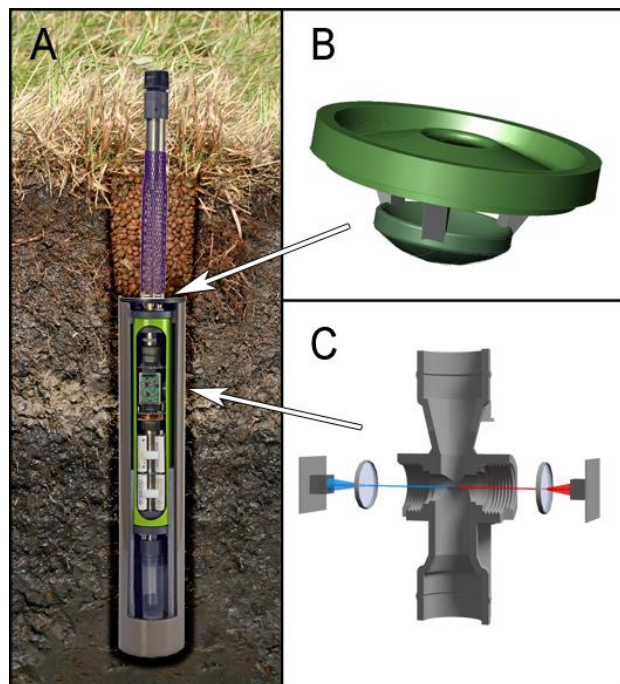
Az itt megtalálható homokpusztagyepeken az extrém időjárási viszonyok szokványosak, így a talajbióta alkalmazkodott és egy bizonyos szintig elviseli az extremitásokat (Hornung 1986). A homokpusztagyepeken a víz a limitáló tényező, és így a csapadékváltozásoknak közvetlen hatásuk van ezekre az ökoszisztémákra. A legtöbb talajlakó mikro-ízeltlábú a talajban viszonylag állandó, stabil körülményekhez szokott. Azonban képesek túlélni a szárazságot is (Hopkin 1997, Waagner et al. 2011), különösen a sivatagos és félsivatagos területeken, ahol a szárazság bizonyos időközönként, különböző intenzitással, de rendszeresen bekövetkezik (Petersen 2011). Nielsen és Ball (2015) szerint az események intenzitása és erőssége befolyással van a talajlakó gerinctelenek ökológiai funkcióira. Mindez pedig befolyásolhatja a talaj szén- és szervesanyag-készletét. Ez idáig csak kevés tanulmány foglalkozott sivatagos, vagy félsivatagos ökoszisztémákban a csapadék megváltozott nagyságának és gyakoriságának vizsgálatával (Darby et al. 2011, Wu et al. 2014, Liu et al. 2017). A nagyobb csapadékmennyiség növelte a talajlakó mezofauna abundanciáját (Wu et al. 2014), míg a nagyobb gyakoriságnak vagy nem mutatkozott hatása (Darby et al. 2011), vagy változó, a vizsgált állatcsoporttól is függő hatása volt (Liu et al. 2017). Ezenfelül eddig kevés a tudásunk arról, hogy az extrém, vagy megváltozott gyakoriságú szárazságok hogyan befolyásolják a talajlakó közösségeket, és arról, hogy milyen gyorsan képesek regenerálódni a szárazságstressz után. Mindezek következtében a kiskunsági homokpusztagyepék mind ökológiai, mind pedig természetvédelmi perspektívából fontos modell ökoszisztémaként használhatók.

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. EDAPHOLOG szondák szerkezeti felépítése

Az EDAPHOLOG szondákat kutatócsoportunk a felszínen mozgó (epiedafikus) és a talaj felső 15 cm-ében mozgó, talajlakó (hemi- és euedafikus) mikro-ízeltlábúak gyűjtésére és automatikus detektálására alakította ki (Dombos et al. 2017). A kereskedelembe is kapható, dísznövény termesztésben is használt 4-8 mm átmérőjű agyaggranulátumokat használunk médiumközegként a szonda és a talaj között (3. ábra A). A fogott egyedek a szonda alján található mintagyűjtő csőbe kerülnek, így lehetővé válik későbbi meghatározásuk. Az érzékelés pedig az infravörös sugár intenzitás-változásának detektálásán alapul. Egy, a szondán belüli optikai érzékelő (3. ábra C) számolja a szondába beeső, vagyis az érzékelő mezőn áteső szervezeteket és a testméretre vonatkozólag egy méretbecslést is ad. Hogy elkerüljük az esetlegesen behulló talaj és egyéb élettelen részecskék detektálását, az érzékelő rész fölé egy szűkítő gyűrűt építettünk be (3. ábra B). Ez két szinten képes felfogni a behulló szennyeződést, az állatok pedig aktív mozgással jutnak lejjebb a szintek között.

A szondák rádiójelen keresztül csatlakoznak és közölnek adatot egy adatrögzítő és -továbbító eszközzel. Ez pedig egy GSM/GPRS rendszeren keresztül egy központi szerverre küldi az adatokat.



3. ábra. Az EDAPHOLOG szonda felépítése (A). Az agyaggranulátumos médiumközeg alatt található egy szűkítő gyűrű (B), amely a beeső talajszemcséket fogja fel. Az állat aktív mozgással kerül lejjebb az infravörös sugáron alapuló érzékelő mezőhöz (C). Legalul a mintatartó tégely található.

Laboratóriumi körülmények között a különböző morfortípusba és mérettartományba tartozó mikro-ízeltlábúak vizsgálatánál azt találtuk, hogy még a legkisebb talajlakó mikro-ízeltlábúakat is 85%-os hatásfokkal detektálta az eszköz. Egy milliméteres testhossz mellett, morfortípustól függetlenül már 90-95%-os hatásfokkal detektáltuk a mikro-ízeltlábúakat (Dombos et al. 2017). Az eszköz a testméret e fölötti növekedésével pedig már 100%-os hatásfokkal dolgozott. Ez azt jelenti, hogy az EDAPHOLOG csak a legkisebb és nagyon fiatal atkákat (pl. Tarsonemidae, Acaridae), illetve ugróvillásokat (pl. Neelipleona) nem detektálja (Dombos et al. 2017).

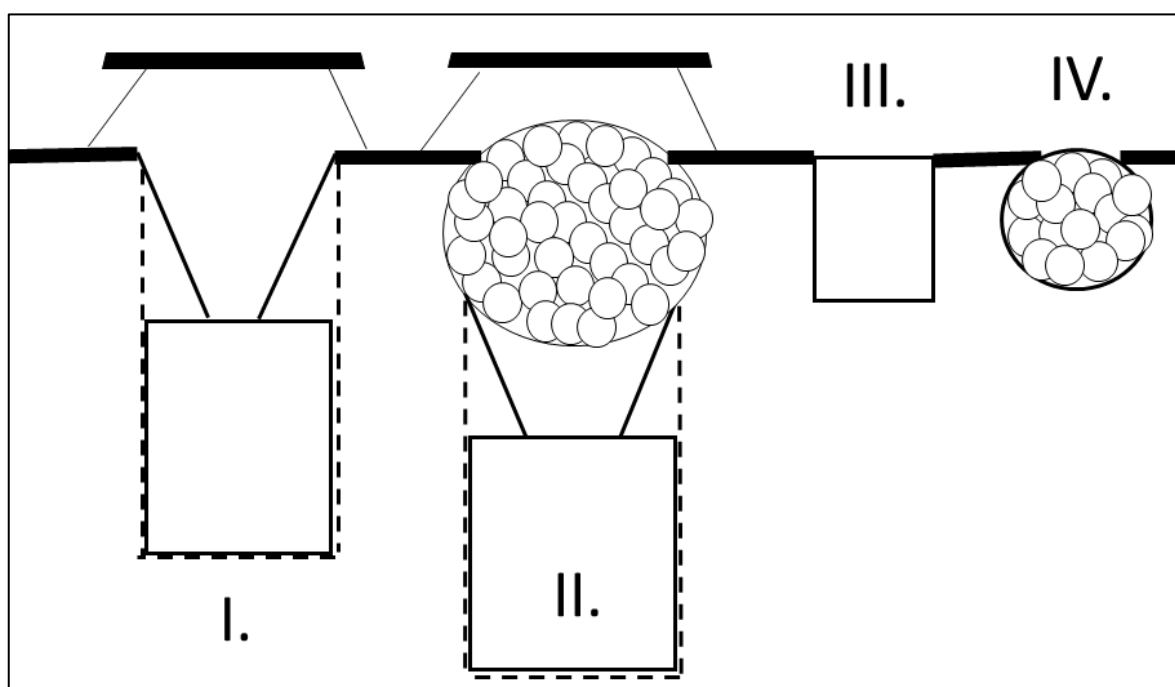
4.2. Az EDAPHOLOG csapdatest hatékonyságának és reprezentativitásának vizsgálata

Az EDAPHOLOG csapdatest fogási hatékonyságának és reprezentativitásának vizsgálatára két különböző szerkezetű talajtípusban (barna erdőtalaj és homok) végeztünk összehasonlító vizsgálatokat. Az agyaggranulátumos médiumközegű EDAPHOLOG csapdákat a két hagyományos eljárással hasonlítottuk össze: Barber-típusú talajcsapda (pohárcsapda), valamint talajmintavétel és talajfuttatás (Berlese-típusú).

1. Barber-típusú pohárcsapda: 10 cm átmérőjű tölcsér és mintatartó tégely (10 cm átmérőjű műanyag pohár etilalkohollal töltve) (4. ábra /I.). A beázástól egy műanyag tető (cserépalátét) védi, kb.1 cm magasságban a talajtól.

2. EDAPHOLOG csapdaszerkezet: agyaggranulátummal töltött műanyag háló és alatta 10 cm átmérőjű tölcsér és mintatartó tégely (10 cm átmérőjű műanyag pohár etilalkohollal töltve) (4. ábra /II.). A beázástól egy műanyag tető (cserépalátét) védi, kb.1 cm magasságban a talajtól.

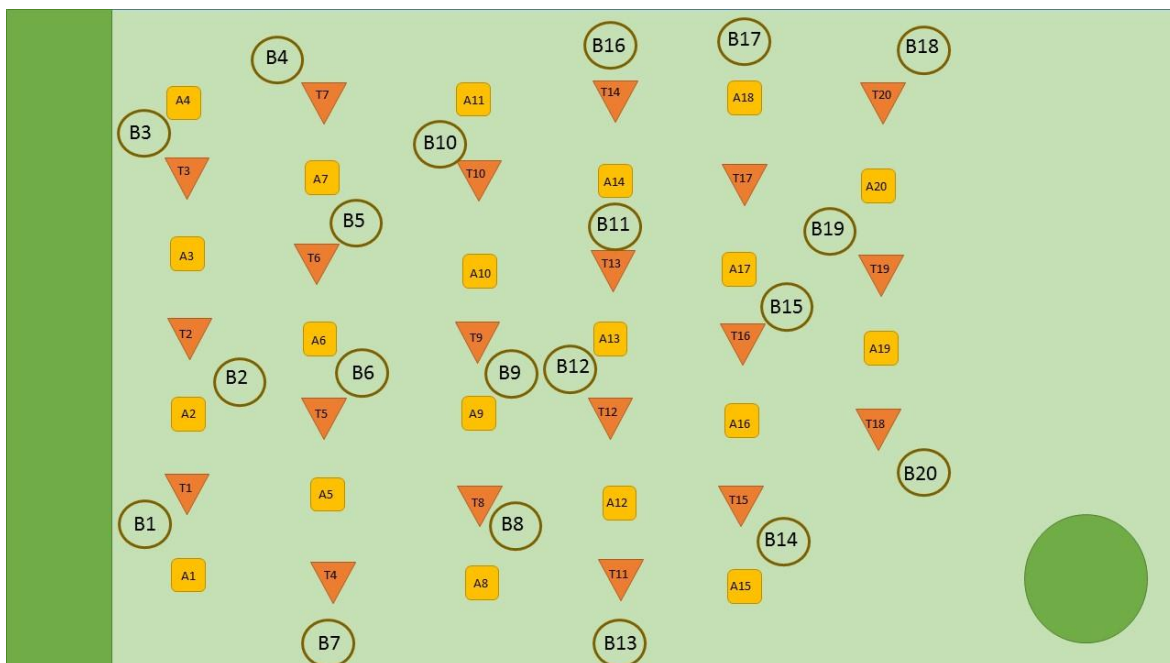
3. Talajmintázás: a kísérlet végén 402,12 cm³ térfogatú talajmintákat (8 cm átmérő és 8 cm mély) vettünk és kifuttattuk (4. ábra /III.), mintavételi helyenként kettőt.



4. ábra. A kísérletekben összehasonlított különböző mintavételi módszerek: I. pohárcsapda (Barber-típusú), II. EDAPHOLOG, III. Talajminta, IV. Agyaggranulátumos zsák. A vastag vonal jelöli a talaj felszínét, a szaggatott vonal pedig a talajba süllyesztett műanyag cső falát.

4.2.1. Fogási hatékonyság barna erdőtalajon

A fogási hatékonyság és reprezentativitás felmérésére a kísérletet és a mintavételt egy lucernaföldön hajtottuk végre, barna erdőtalajon Bajna községben (47°39'29,4"N 18°35'46,5"E); mintaterületként 50x50 m-es szemmel homogénnek látszó lucernafoltot jelöltünk ki. A csapdákat 7 sorban, 12,5m távolságra ástuk le egymástól. Minden sorba 3 darab pohárcsapdát (10 cm átmérőjű tölcsérrel ellátott, alkohollal feltöltött pohár) és 3 darab agyaggranulátumos médiumközegű EDAPHOLOG csapdát helyeztünk el, 7,1 m távolságra egymástól, váltakozó sorrendben (a 6. sorba csak 2 db pohárcsapdát, míg a 7. sorba csak két EDAPHOLOG csapdát helyeztünk; 5. ábra). A beeső csapadék megakadályozása végett a csapdák tetejére virágcserep alátétből készült védőlapot helyeztünk a talajtól 1 cm magasságban. Összesen 20 EDAPHOLOG és 20 pohárcsapdát ástunk le. A csapdázás 2015 április 30. és május 17. között történt. A 18 nap elteltével ürítettük a csapdákat, valamint 20 db talajmintát (átmérő: 8 cm, mélység: 8 cm) is vettünk a sorok közül, amit a laboratóriumban Berlese futtatóval kifuttattunk.



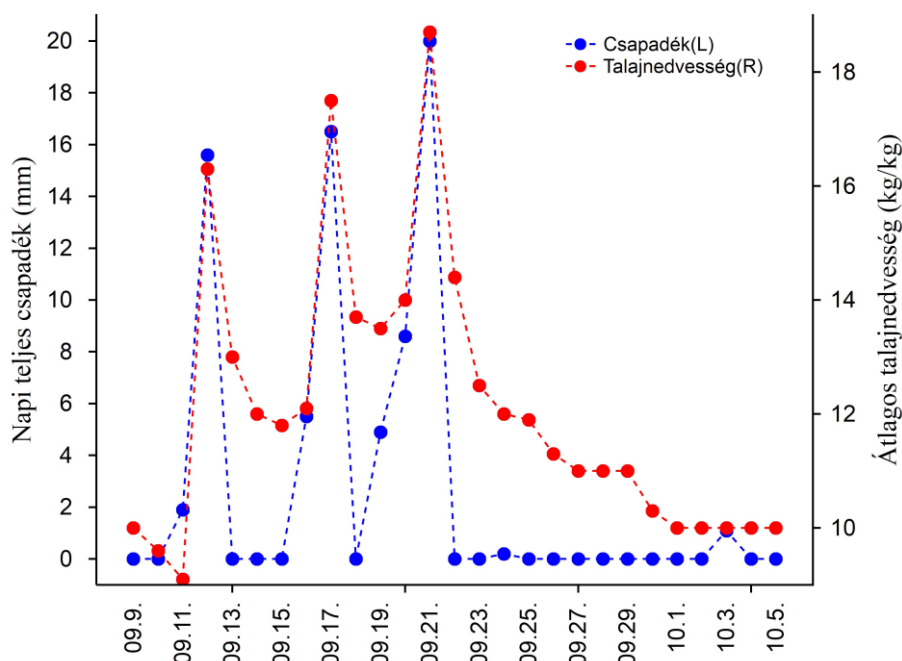
5. ábra. A három mintavételi módszer terepi elrendezése lucernaföldön, Bajnán. T: tölcséres pohárcsapdák, A: agyaggranulátumos médiumközegű EDAPHOLOG csapdák, B: talajfuttatáshoz vett minták. A szürkészöld mező jelöli a lucernaföldet, míg a zöld más vegetációtípust.

4.2.2. Fogási hatékonyság homoktalajon

A homoktalajon végzett vizsgálat Fülöpháza mellett, egy nyílt homokpusztagyepen (46°52'16,6"N, 19°25'17,7"E) zajlott, a későbbiekben ismertetésre kerülő EXDRAIN klímakísérlet számára elkerített kísérleti területen kívül, a kerítés mellett. Itt 10 mintavételi ponton ástunk le csapdapárokat (egy EDAPHOLOG és egy pohárcsapda). Az egyes csapdapárokat 5 méterre, míg a párokon belül a két csapdát 1 méterre ástuk le egymástól. A pontok kijelölésénél igyekeztünk a mikro-élőhelyeket reprezentálni (homokbucka alja, oldala, teteje, füves terület és nyílt homok). Az egyes csapdapárokon belül azonban a környezeti feltételek homogénnek voltak tekinthetőek. A csapdázás 2017. szeptember 13-21. között zajlott, melynek a végén a csapdapárok mellől 2-2 talajmintát is vettünk (átmérő: 8 cm, mélység: 8 cm), amit a laboratóriumban Berlese futtatóval kifuttattunk.

4.2.3. Az agyaggranulátumos médiumközeg mikroélőhely jellegének vizsgálata

Megvizsgáltuk azt is, vajon a különböző környezeti feltételek mellett, jelen esetben száraz és nedves időben, változik-e az állatok előfordulási gyakorisága az agyaggranulátumos zsákokban az azonos térfogatú homoktalajhoz képest. A kísérletet nyílt homokpusztagyepen végeztük, az előző (4.2.2.) bekezdésben ismertetett kísérleti elrendezést használva. A vizsgálat során a talajmintákkal azonos térfogatú (402,12 cm³) agyaggranulátumos zsákokat (4. ábra /IV.) ástunk le az előző bekezdésben ismertetett 10 mintavételi helyen (2 zsák/mintavételi pont), 1 m távolságra a többi mintázási egységtől. A kísérletet egy csapadékos és egy nedves periódusban végeztük (nedves: 2017. szeptember 13–21.; száraz: szeptember 21–október 2., 6. ábra). Mindkét időszak végén felszedtük az agyaggranulátumos zsákokat, valamint minden helyen 2-2 talajmintát is vettünk. (A szeptember 13–21. között vett talajminták azonosak az előzőekben ismertetett három mintavételi eljárás összehasonlítása során használt talajmintákkal.) A két időszak végén a 40-40 mintát műanyag dobozokban szállítottuk a laboratóriumba, ahol Berlese talajfuttatón kifuttattuk. Napi összcsapadék (mm) és átlagos talajnedvesség (kg/kg) adatokat a kísérleti terület közvetlen közelében felállított meteorológiai állomásról (OMSZ) kaptunk.



6. ábra. Napi teljes csapadék (mm) és átlagos talajnedvesség (kg/kg) adatok a vizsgálati időszakban. Első időszak: szeptember 13-21., második időszak: szeptember 21-október 2.

A biológiai mintákat minden esetben 70%-os etanolban tároltuk. Az egyedeket később megszámoztuk, valamint faji, vagy ha nem volt lehetséges, magasabb taxonómiai csoportokba soroltuk (Parisi et al. 2005).

4.3. A szárazságkezelések vizsgálata az EXDRAIN kísérletben

4.3.1. Kísérleti terület

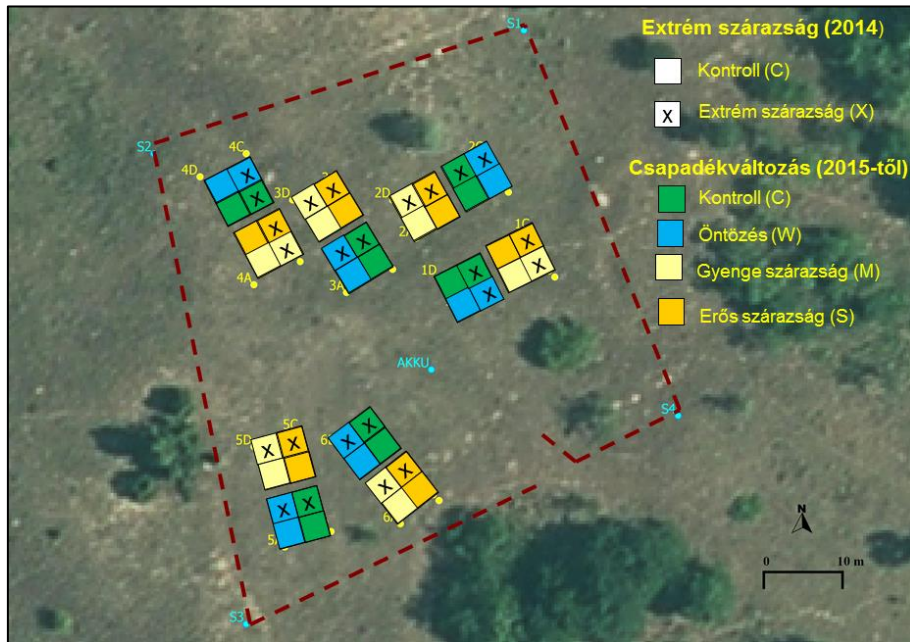
Kísérletünket a Kiskunsági Nemzeti Park területén, Fülöpháza mellett egy nyílt homokpusztagyepen folytattuk (46°52'16.6"N, 19°25'17.7"E), az EXDRAIN hosszú távú klímamanipulációs kísérlet keretein belül. A vegetáció domináns fajai évelő füvek: *Festuca vaginata* és *Stipa borysthenica*. A vizsgált terület talajtípusa karbonátos homok, gyengén lúgos kémhatású (pH:7,8 (H₂O)), fizikai félesége homok (iszap: 1,2%, agyag: 1,5% és homok: 97,3 %). A terület klímája kontinentális, hosszú távú átlagos csapadéka 500-550 mm közé tehető. Átlagos havi középhőmérséklete a januári -1,8 °C-tól a júliusi 21 °C-ig változik (Kovács-Láng et al. 2000).

4.3.2. Kísérleti elrendezés

A vizsgált területen nyílt homokpusztagyep található. A térbeli magasságot, kitétséget és növényi dominanciát tekintve térbeli eltérések adódtak. Az EXDRAIN kísérlet tervezői ezért hat, egyenként 12 x 6 m-es blokkot választottak ki úgy, hogy azok a fent említett faktorokra homogének legyenek. Minden blokkon belül 3x3 m-es parcellákat jelöltek ki. Ezek közül 4 egymás mellett helyezkedett el, így egy 6x6 m-es területet ölelt fel. A másik 6x6 m területű terület

körülbelül 2 m távolságban helyezkedett el tőle (7. ábra). Az első évben (2014) minden blokkon belül extrém szárazságkezelést hajtottak végre (két szinttel: extrém szárazság (X) és kontroll (C)). A következő évben (2015) enyhébb csapadékkezeléseket végeztek az előzetesen extrém szárazsággal kezelt és a kontrollként hagyott területeken is (4 szinten: erős szárazság (S), enyhe szárazság (M), kontroll (C) és víz hozzáadás (permetezés, W). Ezúton a két faktort, vagyis az F'-et (extrém szárazság az első évben) és F2-t (enyhe csapadékváltozás a második évben) egy teljes faktoriális elrendezésben kombinálták, ami 8 kezeléskombinációt eredményezett (CC, CS, CM, CW, XC, XS, XM, XW). Így a 6 blokkban összesen 48 kísérleti parcellában dolgoztunk.

Az extrém szárazságkezelés során a csapadékot egy áttetsző polietilén tetővel zárták ki 2014. április 24. és szeptember 18. között. Az erős szárazságkezelés során 2 hónapos (2015. június 23–augusztus 25.), míg gyenge szárazság esetén egy hónapos (2015. július 20–augusztus 25.) letakarást alkalmaztak. Vízhozzáadást 4 alkalommal végeztek: május 25., június 22., július 21., augusztus 25. Ennek során összesen 98,5 mm extra csapadékot (a terület két nyári havi csapadékának megfelelő mennyiség) kaptak az egyes parcellák, 4 egyenlő részre elosztva. Ezzel a mennyiséggel egy-egy nyári zivatar alatt lehulló csapadékot szimuláltak, ami az évi természetes csapadékmennyiség 18,8 %-a volt. Az öntözés, azaz vízhozzáadás során az összegyűjtött csapadékvizet permetezték ki 70 cm-es magasságból. A permetezés idején oldalfüggönyöket alkalmaztak, azért hogy megakadályozzák a csapadék szomszédos parcellákra kerülését. A kezeléseket a teljes 3x3 m-es parcellán végezték el, ezen belül 2x2m-es területet jelöltünk ki. Az összes mérést ezen belül végeztük és a külső fél méteres terület puffer zónaként szolgált.

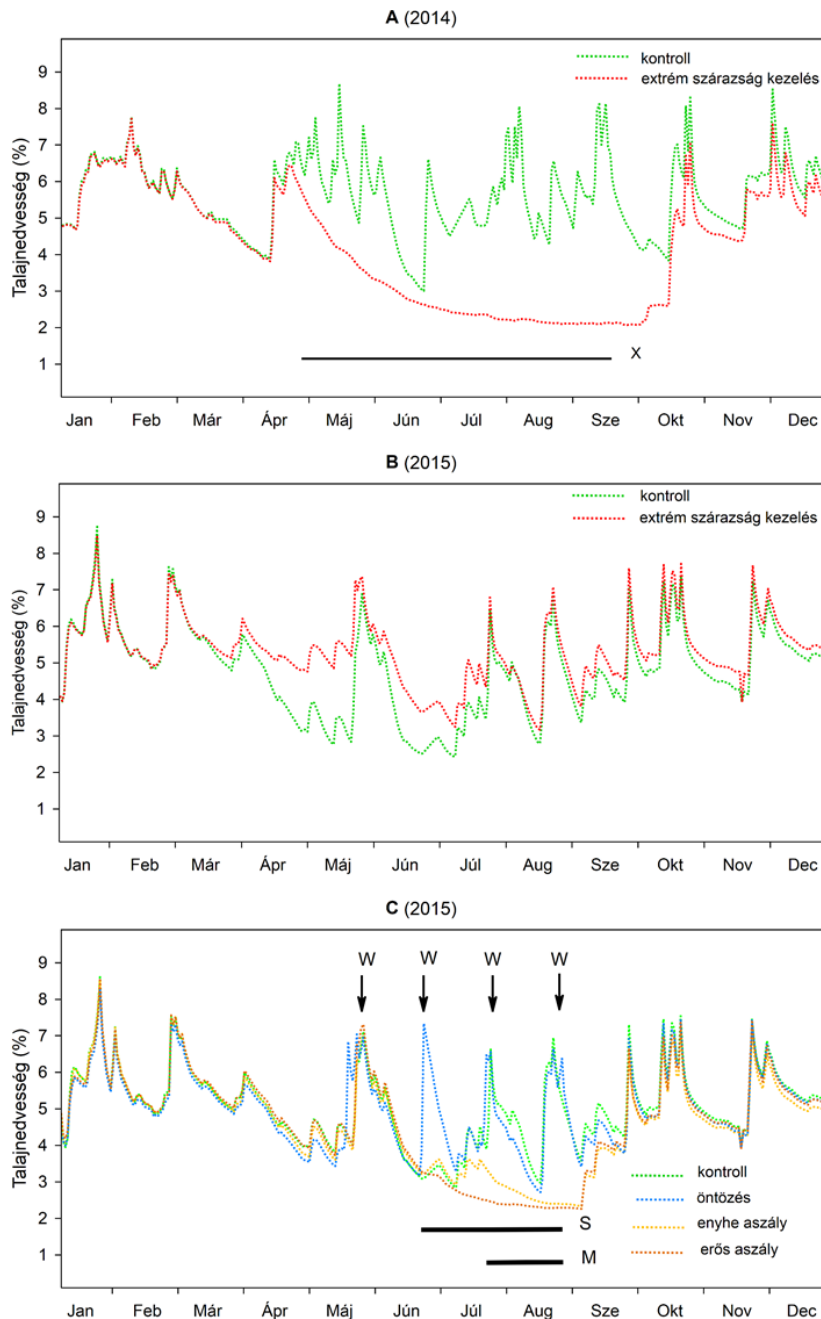


7. ábra. A kísérleti parcellák elhelyezkedése a vizsgálati területen. X az extrém szárazsággal kezelt területeket jelzi (F1 faktor egyik szintje), az X nélküli parcellák az első évben (2014) kontrollként szolgáltak. A következő évben (2015) enyhe csapadékváltozásokat alkalmaztunk (F2 faktor), 4 szinttel: öntözés (W, kék parcellák), kontroll (C, zöld parcellák), enyhe szárazság (M, világos sárga parcellák) és erős szárazság (S, sötét sárga parcellák). A vizsgálati terület kerítéssel körbekerített (piros szaggatott vonal).

4.3.3. Környezeti változók mérése

A talajnedvességet minden egyes parcellán belül folytonos szenzorálással mértük, 0-30 cm-es mélységben Campbell CS616 típusú talajnedvesség mérővel. A talajhőmérsékleti adatokat 10 cm-es mélységből nyertük Jumo RTD (Pt100) hőmérő szondával. A mérőeszközök 10 percenként szolgáltatott adatot, amelyből napi átlagokat számoltunk (N=365).

A 2014. évi extrém szárazságkezelés hatásosnak bizonyult, ugyanis a talajnedvesség számottevően csökkent a kezelés során és után (8. ábra). Az éves csapadékmennyiség 64,1%-át (523,5 mm) zártuk ki.



8. ábra. Talajnedvesség dinamikája a különböző kezelési parcellákban. y tengely: talajnedvesség (TN) (vol/vol%), x tengely: idő (napok). A: Az F1 faktor (extrém szárazság) hatása 2014-ben. B: Az F1 faktor (extrém szárazság) utóhatása 2015-ben, itt az aktuális kezelések négy szintjét nem vesszük figyelembe. C: Az F2 faktor hatása, a második éves (2015) kezelések négy szintje közti különbséget mutatja be. Piros pontozott vonal: TN az extrém aszályval kezelt területeken, zöld pontozott vonal: TN a kontroll területeken, kék pontozott vonal: TN az öntözött területeken, narancssárga pontozott vonal: TN az enyhe szárazságkezelte területeken, barna pontozott vonal: TN az erős szárazságkezelte területeken. W jelzi azt az időpontot, amikor az öntözés kezelések történtek. M, S, X jelöli azt az időkeretet, amikor a különböző kezelések történtek, rendre: enyhe szárazság, erős szárazság, extrém szárazság.

Ennek ellenére az extrém szárazságkezelésnek pont ellentétes hatását tapasztaltuk 2015-ben. A vegetációs periódusban a talajnedvesség a korábban (2014-ben) extrém szárazsággal kezelt parcellákban (XC) volt magasabb a kontroll parcellákhoz képest (CC) (8. ábra). A második faktor hatását tekintve 2015-ben az erős szárazságkezelésben (CS) a talajnedvesség értékek a 2014-ben történt extrém szárazságkezelés során mért értékekre csökkentek le (8. ábra, 3. táblázat). 2015-ben az erős szárazságkezelésben (S) az éves csapadék 23,3 %-át (121,8 mm), míg az enyhe szárazságkezelés során (M) az éves csapadék 18,2%-át (95,4 mm) zártuk ki. A talajnedvesség-értékeket nézve ugyanazt a szintet értük el, mint az S kezelés során, csak rövidebb ideig (1 hónap) (8. ábra, 3. táblázat). Az öntözéses kísérlet (W) során az extra csapadék (összesen 98,5 mm) nem változtatta meg a talajnedvességet hosszabb távon, csakis közvetlenül az öntözés után (8. ábra).

*3. táblázat A környezeti változók átlagai (\pm szórás) a különböző kezelések esetén, napi átlagos mikrometeorológiai adatokból számolva. 2014-ben C tartalmazza a CC, CW, CM, CS és X tartalmazza XC, XW, XM, XS parcellákat ($N=4*365 = 1460$). 2015-ben az adatokat az előzetesen C és X parcellákból együttesen számoltuk ($N=2*365 = 730$). Az adatok egész évre vonatkoznak, illetve ahol jelezve van, csak augusztusi adatok szerepelnek, ugyanis csak ebben a hónapban futott minden kezelés egy időben (2014: $N=4*31=124$; 2015: $N=2*31=62$).*

Meteorológiai jellemzők	2014 C	2014 X	2015 C	2015 W	2015 M	2015 S
átlagos talajnedvesség (vol/vol %) a 12 hónap során	5,60 \pm 0,05	4,19 \pm 0,08	5,06 \pm 0,04	5,01 \pm 0,04	4,66 \pm 0,05	4,63 \pm 0,05
átlagos talajnedvesség (vol/vol %) augusztusban	5,65 \pm 0,18	2,15 \pm 0,05	4,67 \pm 0,14	4,40 \pm 0,16	2,47 \pm 0,04	2,11 \pm 0,01
legalacsonyabb talajnedvesség (vol/vol %)	3	2,1	2,4	2,5	2,1	2
átlagos talajhőmérséklet (°C) a 12 hónap során	14,76 \pm 0,44	15,46 \pm 0,48	14,64 \pm 0,36	14,69 \pm 0,35	14,79 \pm 0,36	15,10 \pm 0,37
átlagos talajhőmérséklet (°C) augusztusban	24,79 \pm 0,35	26,91 \pm 0,36	26,75 \pm 0,41	26,67 \pm 0,41	28,43 \pm 0,35	29,16 \pm 0,37

A szárazságkezelt parcellákban mindkét évben megfigyeltük a talajhőmérséklet emelkedését, ami a csapadékkizárás mellékhatásából származik (3. táblázat).

4.3.4. Szubsztrát indukált respiráció

A talaj mikrobiális biomasszájának jellemzésére a talaj mikrobiális közösségének metabolikus aktivitását az Anderson és Domsch (1978) módszere alapján végzett szubsztrát indukált respirációval (SIR) vizsgáltuk. A tanulmányokban alkalmazott konverziós faktorok bizonytalansága miatt a SIR értékeket nem konvertáltuk át talaj mikrobiális biomassza értékekre. A talajmintákat májustól novemberig havonta vettük, a kísérletek időbeosztásának megfelelően. A mintavétel mindig a kezelések megkezdése előtti pár napban történt. 12 cm hosszú és 0,5 centiméter átmérőjű műanyag csövekkel almintákat vettünk. Ez a módszer lehetővé tette, hogy minimális zavarással vegyünk 10 cm mély talajmintákat, nem hagyva nagy lyukakat a talajban. Mindegyik parcellából 10 almintát gyűjtöttünk, a mintavételi pontok lehető legnagyobb heterogenitásával, majd ezeket parcellánként összekevertük. Így körülbelül 30 g talaj reprezentálta az egész parcellát. A minták gravimetrikus víztartalma a víztartó képességük 50%-ára lett beállítva.

A szubsztrát-indukált respiráció méréséhez az egy hetes előinkubációt követően 3 párhuzamos mérést végeztünk. 2,00 g talajt mértünk be 27 cm³-es üvegedényekbe. Az egyes talajmintákra 200 µl 80 g L-1 D-glükózoldatot adtunk. 20 perc elteltével, ventilátorral átlevégőztettük, majd gumidugóval bezártuk az üvegedényeket és 3 óra inkubáció után vettünk gázmintát a méréshez. A szubsztrát-indukált respiráció mérésénél a mintákat rázó vízfürdőben, 25°C-on 60 rev/min sebességgel inkubáltuk. A CO₂ mérését gázkromatográfval végeztük (FISONS GC8000). Az inkubációs edényekből a gázmintát 250µl térfogatú gáztömör Hamilton fecskendővel vettük és ezt követően rögtön a készülékbe injektáltuk.

Ezt követően gázkromatográf segítségével mértük meg az egyes üvegedényekben keletkezett CO₂ mennyiségét. A CO₂ mennyiségi meghatározásához 1000 ppm koncentrációjú standard CO₂ gázt használtunk, és a mérés során kapott CO₂ csúcsok görbe alatti területének az integrációjával történt a mennyiségi meghatározás, Clarity szoftver segítségével.

A CO₂ mérése metánként történt, lángionizációs detektorral (FID). A gázminta a beadást követően egy Porapak Q oszlopon elválasztásra került, az esetleg benne lévő CO, CH₄ elkülönült a CO₂-tól. A Porapak Q oszlop után a minta egy külső metanizátor kamrába került, ahol fémnikkellel töltött oszlop van. A SIR sebességét µgCO₂-C*gsoil-1*h-1 adtuk meg.

4.3.5. Mikro-ízeltlábúak mintázása

Homoktalajok esetén, ahol a hagyományos talajfuttatással történő mintavételi eljárások nehézkesek, Liu et al. (2017) szerint a talajcsapdázás lehet alkalmazható módszer. Ennek a módszernek a hátránya, hogy az euedafikus fajok alulreprezentáltak, így állományuk alulbecsült. Kísérletünkben a mezofaunát EDAPHOLOG szondákkal mintáztuk. Ezzel egyrészt csapdáztuk a mikro-ízeltlábúakat és a fogott mintát elemeztük tovább, illetve a fogás során az eszköz érzékelte

a beeső állatokat, amivel becsülhettük az egyedszámot. Ennek a csapdázási módszernek a hagyományos mintavételi eljárásokkal szemben előnye, hogy hosszabb távon is monitorozhattuk a közösségeket, mivel a telepítés után további zavarás nem történt. A szondákat a parcellák közepéhez közel helyeztük el, azért, hogy csökkentsük a kezelések közti migrációból adódó torzításokat. Az első évben (2014) a csapdákat július elején ástuk le és a szondákkal november végéig folyamatosan gyűjtöttünk. A gyűjtött mintát november végén szedtük be. Ezen időszak alatt a csapdákat folyamatosan ellenőriztük azért, hogy elkerüljük az esetleges eltömődésekből adódó hibákat. 2015-ben havi mintavételezés történt, a kísérleti műveletek időzítését követve. Áprilistól novemberig, minden hónapban ürítettük a szondákat (9. Melléklet).

Az ugróvillás és pánccelosatka egyedek fajszintű határozása Leica MZ75 mikroszkóp segítségével történt, Bretfeld és Dunger (1999), Fjellberg (1998), Hopkin (2007), Jordana (2012), Mahunka (1987), Pérez-Iñigo (1972), Potapow (2001), Stach és Stach (1963), Thibaud et al. (2004), Weigmann (2006) határozói alapján. A további elemzések során az ugróvillás fajokat a fenti művek és Dányi és Traser (2008) alapján, 3 csoportba soroltuk: talajfelszíni (epiedafikus), epiedafikus-vegetáción élő (továbbiakban vegetáción élő), és talajban élő (hemiedafikus-euedafikus). Az atkákat (pánccelosatkákat kivéve) főbb csoport szinten határoztuk meg (Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata) (Johnston et al. 1982).

A kísérleti területen 48 EDAPHOLOG szondát helyeztünk el. Mivel egy adattovábbító egység egyszerre csak 6 szonda jelét képes kezelni, a nagyszámú, adatküldés szempontjából sűrűn elhelyezett szonda adatainak fogadását, feldolgozását és továbbítását az adattovábbító egységen keresztül nem lehetett megoldani. Így a kísérlet során rendelkezésre álló elektronikának köszönhetően, átalakítottuk a szondákat. Az EDAPHOLOG szondák központi tápból, vezetéken keresztül kapták az áramot. A szondák az adatokat nem az adattovábbító egységnek, hanem vezetéken keresztül egy központi egységbe küldték, ahonnan mintaellenőrzéskor azokat le tudtuk tölteni. Mintaellenőrzés során a szondákról lekapcsoltuk az áramot, így jelet újra csak a mintaellenőrzés elteltével adtak. Az érzékelési adatokat mintaellenőrzéskor, havonta töltöttük le.

4.4. Statisztikai módszerek

4.4.1. Mintavételi eljárások adatainak elemzése

A lucernaföldről 20 EDAPHOLOG és 20 pohárcsapda, valamint 18 futtatott minta (2 minta a futtatás során kiszáradt, így ki kellett zárunk a további vizsgálatokból) állatanyaga állt rendelkezésre a további vizsgálatokhoz. Homoktalajok esetében 10 EDAPHOLOG és 10 pohárcsapda, valamint 20 futtatott minta anyagából dolgoztam tovább. A fogott állatokat (lásd 10., 11. Melléklet) 5 kategóriába soroltam: talajfelszíni mezofauna, talajfelszíni nem mezofauna, talajlakó mezofauna, talajlakó nem mezofauna és más gerinctelenek. A három módszer során kapott mintáknál az egyes kategóriák egyedszámának vizsgálatára a többváltozós varianciaanalízis

(MANOVA) modelljét használtam, 3.2.3 verziójú R szoftver segítségével (R Core Team 2015), külön a lucernaföldről és külön a homoktalajról nyert mintákra. Ebben a válaszváltozók a fent említett állatcsoportok egyedszám értékei, a magyarázó változók pedig a csapdatípusok (EDAPHOLOG, pohárcsapda, talajfuttatás) voltak. A reziduálisok ferdesége és a heteroszkedaszticitás miatt az elemzésekhez a válaszváltozókra az $\ln(x+1)$ transzformációt alkalmaztam. Hogy a fogási hatékonyságot értékeljem, a mikro-ízeltlábúak esetén mind a három módszerre fajtelitődési görbéket számoltam EstimateS szoftver segítségével (Colwell 2013).

4.4.2. Agyaggranulátumos zsákok- és talajminta-futtatás adatainak vizsgálata

A mikro-élőhely hatás tesztelésére két időpontból, 20-20 agyaggranulátumos zsákból és 20-20 homoktalajból futtatott biológiai mintát használtam. A fogott állatokat 11 kategóriába soroltam: talajfelszíni ugróvillás, talajlakó ugróvillás, vegetáción élő ugróvillás, Astigmata, Mesostigmata, Oribatida, Prostigmata, talajlakó egyéb mezofauna, talajlakó mezofauna, talajfelszíni nem mezofauna és más gerinctelenek. A két nedvességi periódus és két mintavételi módszer során nyert mintákból a fenti kategóriák egyedszámainak vizsgálatára kétfaktoros MANOVA modellt alkalmaztam. Ebben a válaszváltozók a fent említett állatcsoportok egyedszám értékei, a magyarázó változók pedig a módszerek (agyaggranulátumos és homoktalaj futtatás) és a két időszak (nedves, száraz) voltak. A reziduálisok ferdesége és a heteroszkedaszticitás miatt az elemzésekhez a válaszváltozókra itt is az $\ln(x+1)$ transzformációt alkalmaztam.

4.4.3. A szárazságkezelésekből származó adatok transzformációja és elemzése

A blokkok között a mikro-ízeltlábúak aktivitási denzitásában nagy különbségeket találtam, ami a fajok aggregálódási tulajdonságának tudható be. 2014-ben jobbra eltolódott eloszlást találtam az adatokban, ezért $\ln(x+1)$ transzformációt végeztem az extrém szárazsággal kezelt és a kontroll parcellák összehasonlítását szolgáló, Student-féle t-próbák előtt, majd Bonferroni korrekciót végeztem.

A 2015-ből nyert adatokat szintén transzformálni kellett, amelyre két módszert alkalmaztam: 1. normalizálás (relatív aktivitási denzitás, RAD) és 2. ordinális skálázás (aktivitási denzitás különbség, ADD).

Hogy a különböző nagyságrendű adatokat összehasonlíthatóvá tegyem, a normalizált (relatív) aktivitási denzitásokat (RAD) alkalmaztam:

$$RAD_{tmb} = AD_{tmb} / \sum_{m=4}^{11} \overline{AD_{tm}}$$

ahol t jelöli a kezelés faktorok kombinációit (CC, XC, CW, XW, CM, XM, CS, XS), m az időt, áprilistól novemberig a hónapok sorszámával kifejezve ($m=4, 5, \dots, 11$), b a blokkokat ($b=1, 2, \dots, 6$). $\overline{AD_{tm}}$ jelöli az átlagos aktivitási denzitást mindegyik blokkot tekintve, m hónapban, t

kezelés esetén. Például, ha $RAD_{CC,4,2}$ értéke páncélosatkák esetén 0,02, az azt jelenti, hogy a páncélosatkák aktivitási denzitása áprilisban, a 2-es blokkban, a kontroll parcellában 2%-a volt az átlagos havi aktivitási denzitások éves összegének.

Aktivitási denzitás különbség (irány és nagyság, ADD): A talajlakó mezofaunába tartozó fajok, ha jelen vannak, kedvező körülmények között általában képesek kimagasló egyedszámra felszaporodni rövid időn belül. Hogy kifejezzem két érték közötti különbség irányát és nagyságát, először az aktivitási denzitás adatokat ordinális skálára konvertáltam, és meghatároztam a 4. táblázatban látható aktivitási denzitás rangkategóriákat.

4. táblázat Aktivitási denzitás rangkategóriák, értékükből számolva. A nagyságrendileg különböző mért egyedszámok miatt különböző kategorizálást végeztünk epiedafikus ugróvillások és atkák (A), illetve nem epiedafikus (talajlakó és vegetáción élő) ugróvillások (B) esetén.

A. AKTIVITÁSI DENZITÁS	RANG KATEGÓRIA	TALAJFELSZÍNI UGRÓVILLÁSOK ÉS ATKÁK ESETÉN
0-10	<i>I. (alacsony)</i>	a fajok megjelenése véletlenszerűnek tekinthető
11-100	<i>II. (közepes)</i>	a faj egyértelműen jelen van, de közepes aktivitási denzitással
100 felett	<i>III. (magas)</i>	a faj abundáns

A. AKTIVITÁSI DENZITÁS	RANG KATEGÓRIA	NEM TALAJFELSZÍNI UGRÓVILLÁS ESETÉN
0-10	<i>I. (alacsony)</i>	a fajok megjelenése véletlenszerűnek tekinthető
11-50	<i>II. (közepes)</i>	a faj egyértelműen jelen van, de közepes aktivitási denzitással
50 felett	<i>III. (magas)</i>	a faj abundáns

Az ordinális adatokból aktivitási denzitás különbségeket határoztam meg (irányukat és nagyságukat), miután minden blokkban összehasonlítottam a CW, CM, CS (2014-ben kontrollként szereplő, 2015-ben kezelt) faktorkombinációkat a CC (azaz mindkét évben kontroll) faktorkombinációval, valamint az XW, XM, XS (mindkét évben kezelt) faktorkombinációkat az XC (2014-ben kezelt, 2015-ben kontroll) faktorkombinációval.

A különbségeket (lásd 9. ábra) az alábbi értékeknek vettem:

- ± 1 , ha az összehasonlítás az alábbi rangkategóriák között történik:
 - * I. és II., feltéve, ha az abszolút különbség köztük nagyobb, mint 10;
 - * II. and III., feltéve, ha a különbség köztük nagyobb, mint 50, vagy
 - * II. and II. (mindkettő), feltéve, ha a nagyobb érték több mint kétszer akkora, mint a kisebb érték;
- ± 2 , ha az összehasonlítás az I. és III. rangkategóriák között történik;
- 0, ha az összehasonlítás a fentiekől eltérő.

Ha a kontroll érték (a CC vagy XC faktorkombinációhoz tartozó aktivitási denzitás) magasabb a kezelthez képest, akkor a különbség értékét negatívnak vettem. Ez jelenti tehát azt, hogy a kontroll parcella aktivitási denzitás értéke relevánsan magasabb.

Különbség mértéke	Rangkategóriák		
	0-10	11-100	101-
Nem releváns különbség	Abs. különb. ≤ 10 0	Abs. különb. $\leq x*2$ 0	Abs. különb. ≤ 50 0
Különbségszint 1	Abs. különb. > 10 +1 -1	Abs. különb. $> x*2$ +1 -1	Abs. különb. > 50 +1 -1
Különbségszint 2		+2 -2	

9. ábra. Aktivitási denzitás különbségek számolása (irány és nagyság), a 2015-ös kontroll és kezelés faktorpárok összehasonlításával. A különbség nagysága: “nem releváns különbség” (0); “1-es különbség szint” (± 1), “2-es különbség szint” (± 2). “x” a két összehasonlított aktivitási denzitás közül a kisebbik értéket jelöli.

A 2015-ben nyert havi RAD és SIR adatok különbségeinek feltárására két külön MANOVA-t alkalmaztam, két faktoral: F1 (extrém szárazságkezelt 2014-ben, vagy sem: X, C) és F2 (C, W, M, S 2015-ben). A sphericitás előfeltétele nem teljesült, ezért használtam MANOVA-t az ismételt méréses varianciaanalízis helyett. Hogy feltárjam az F1 és F2 hatását, a MANOVA-t követően minden hónapra ANOVA-t végeztem, Bonferroni korrekcióval. Meg kell jegyezni, hogy az F2 szintjei, a 2015-ös kezelések kezdő dátumától függően, dinamikusan változtak. A statisztikai elemzést IBM SPSS (v.23) szoftver segítségével végeztem.

Az aktivitási denzitás különbségek (ADD) elemzése során kiszámoltam az ADD 2015-ös kezelése kezdete előtti és utáni (vagyis az első öntözés (W), valamint az erős (S) és enyhe (M) szárazság kezdete előtti és utáni) negatív értékeinek arányait. Negatív értéket – mint fentebb láttuk – akkor kaptam, ha a kontroll minták aktivitási denzitás értékei relevánsan nagyobbak voltak a kezelt minták értékeinél. Ezután, hogy feltárjam, vajon az aktivitási denzitások a kontroll-kezelt viszonylatban eltérnek-e egymástól, a negatív értékek arányának összehasonlítására Z-próbákat végeztem. A negatív és nemnegatív ADD-értékek kezelés előtti és utáni gyakoriságai alapján Fisher-féle egzakt próbákkal is vizsgáltam a kezelt és kontroll parcellák közötti eltéréseket.

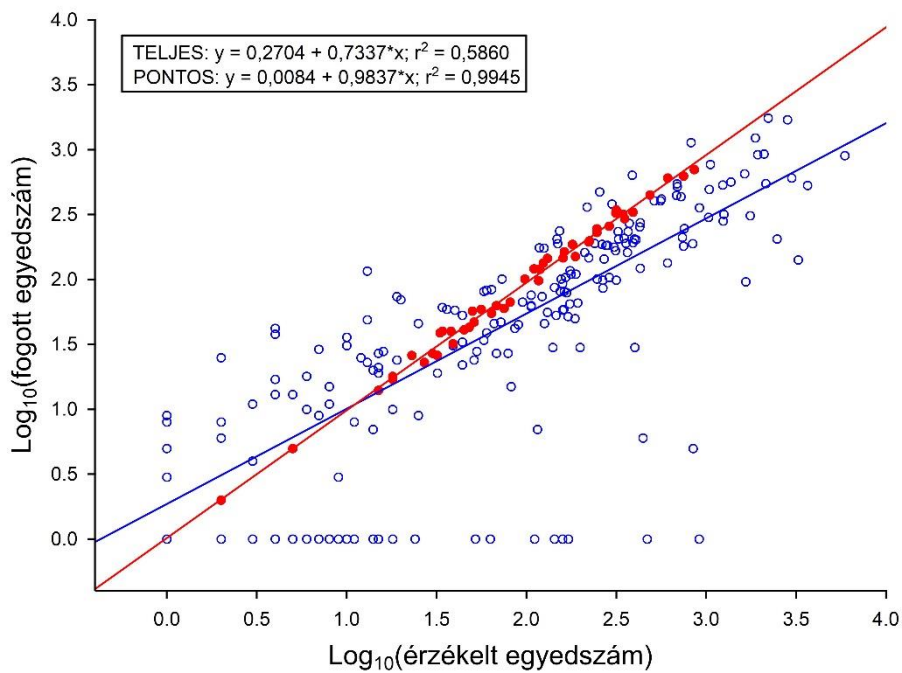
Az ugróvillás és páncélosatka csoportok diverzitásának és egyenletességének mérésére Shannon-Wiener diverzitás indexeket (Shannon 1948) és Buzas-Gibson-indexet (Buzas és Gibson 1969) számoltam. Bonferroni korrekcióval kiegészített Student-féle t-próbákat végeztem, hogy

megvizsgáljam, vajon az extrém szárazság befolyásolta-e a Shannon-Wiener diverzitást, az egyenletességet és a fajgazdagságot 2014-ben. A 2015-ös adatsor ugróvillás és páncélosatka Shannon-Wiener diverzitás, egyenletesség és fajgazdagság értékei esetén kétfaktoros MANOVA-t alkalmaztam, blokk elrendezéses modellel, így vizsgáltam a faktorhatásokat (IBM SPSS (v.23) szoftver).

Emellett Rényi-féle diverzitás rendezéssel (Tóthmérész 1997) is megvizsgáltam, hogy a kezelések hatására történt-e változás a területek diverzitásában. Ezekben az esetekben a diverzitást nem egy számmal, hanem egy diverzitás profillal grafikusan ábrázoljuk. A grafikon pontjainak értéke egy skálaparamétertől és a fajok frekvenciájától függ. Egy közösség akkor diverzebb, ha diverzitás profilja a másik közösség diverzitás profilja felett fut a skálaparaméter teljes tartományában. Amennyiben metszik egymást, akkor a diverzitás szempontjából a közösségek nem rangsorolhatók (Tóthmérész 1997).

4.4.4. Szenzorálási adatok

Az EDAPHOLOG talajszondákkal végzett kísérlet során összesen 48 parcella érzékelési adatait töltöttem le havonta. A nyolc hónapot tekintve ez összesen 384 érzékelési adatsort (különálló fájlt) eredményezett volna. Azonban mivel sok esetben működési hiba lépett fel (a túl sok homokszem beesése túlgerjedést okozott, beázás miatt megállt a mérés, egyéb informatikai zajok), így 136 adatsort ki kellett zárnom a vizsgálatokból. A maradék 248 adatsor esetében leszűrtem a környezeti és elektronikai zajt. A 10 másodpercen belüli beesések közül csak egyet vettem figyelembe, valamint szűrtem a méretre is: a szenzor intenzitási értéke 0 és 256 között értéket vehet fel, mely a beeső objektum testméretével függ össze. Ezért, hogy a nagy mennyiségben beeső homokszemek okozta észleléseket ki tudjam szűrni, a 0-20 szenzor-intenzitás értékkel kapott észleléseket szintén kiszűrtem. Az így keletkezett havi érzékelések összegét vettem össze a megfelelő mintában számolt állatok számával (10. ábra). Az érzékelések és a fogott egyedszámok közötti korreláció alacsonynak bizonyult ($r^2 = 0,586$). Az adatok azt mutatják, hogy a szondák érzékelésszáma magasabb, mint a tényleges fogás. Ezért az adatokat tovább szűkítettem, csak azokat az érzékelési adatokat vettem figyelembe, amelyeknél az eltérés 10 %-nál kisebb volt. Így összesen 50 db adatsort kaptam (13. Melléklet).



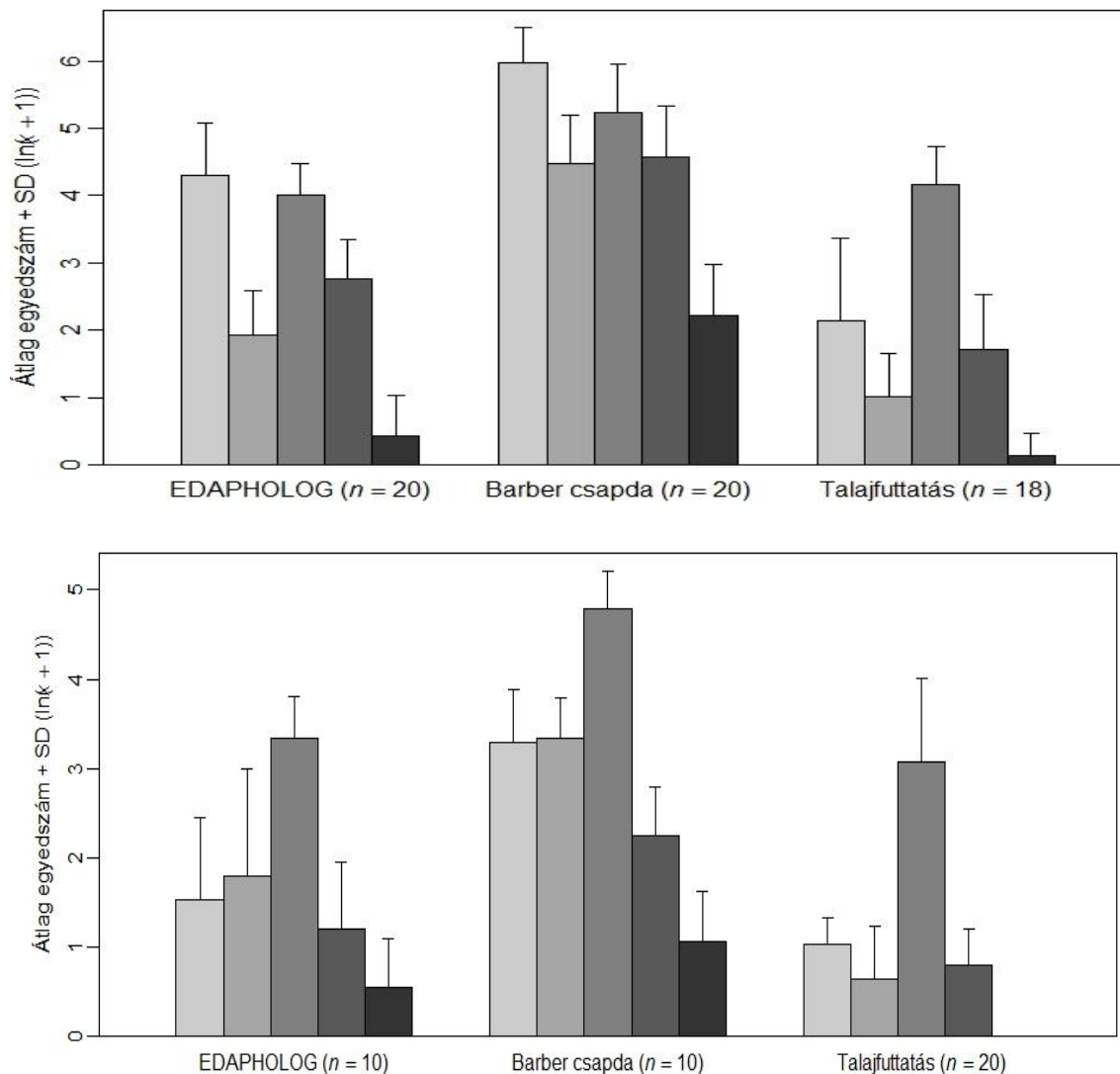
10. ábra Az EDAPHOLOG talajszondák érzékelési adatai és a valódi fogott egyedszámok közötti összefüggés. Kék körök jelzik azokat az érzékelési adatokat, amelyeknél a fogott egyedszámtól való eltérés 10%-nál nagyobb, míg piros körök azokat, amelyeknél ez 10%-on belül van. A teljes adatsor (beleértve a 10%-on belültre eső adatokat is) regressziós egyenesét kék, míg a csak szűken 10%-on belültre eső adatok regressziós egyenesét piros színnel jelöltük.

5. EREDMÉNYEK

5.1. A három mintavételi módszer terepi összehasonlítása

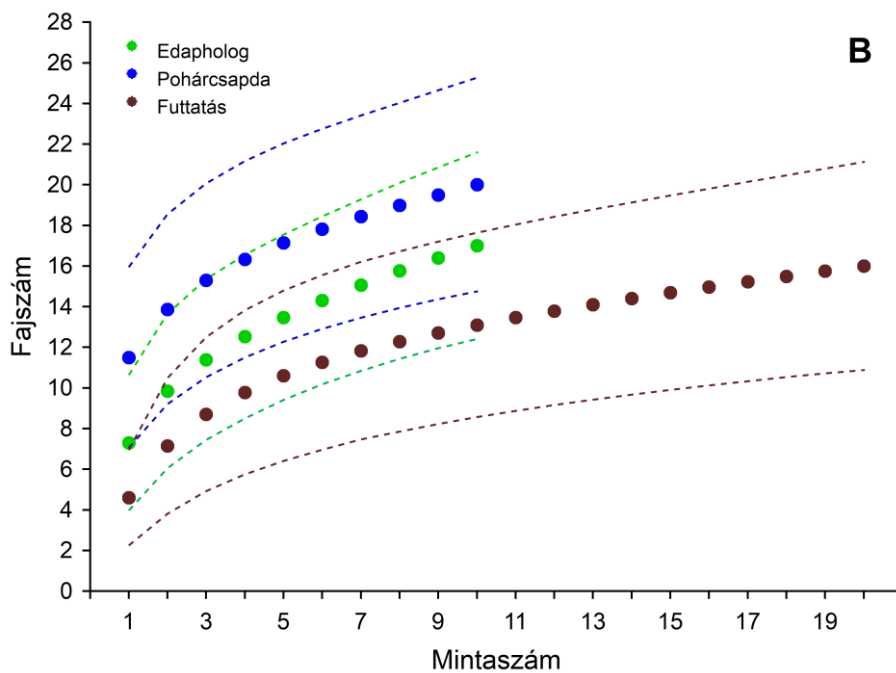
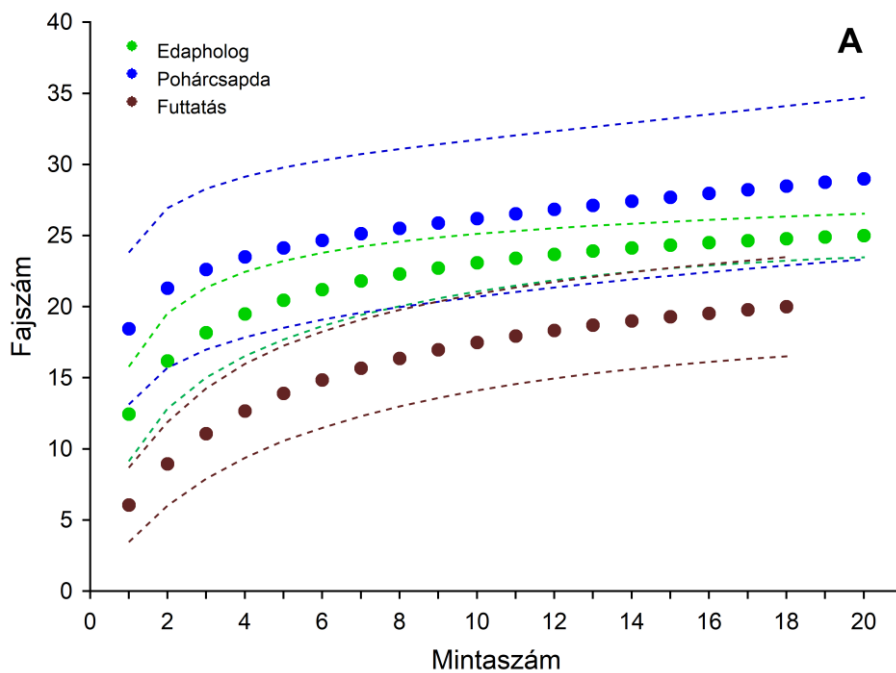
Lucernaföldön mind a felszíni, mind pedig a talajlakó ízeltlábúak aktivitása magas volt. A mintavételi módszerek fogásszámai szignifikánsan különböztek, a pohárcsapdák sokkal több egyedet fogtak, mint a másik két módszer (10. Melléklet, MANOVA, Wilk's $\lambda = 0,061$, $F(10,102) = 31,16$, $p < 0,001$). Homoktalajon szintén szignifikánsan különbözött egymástól a három módszer, és itt is azt tapasztaltam, hogy a pohárcsapdák több egyedet fognak, mint a másik két módszer (11. Melléklet, MANOVA, Wilk's $\lambda = 0,083$, $F(10,46) = 11,37$, $p < 0,001$).

Az EDAPHOLOG csapdákhoz viszonyítva a pohárcsapdák mindkét élőhelyen körülbelül háromszor annyi ízeltlábút fogtak. Azonban ezek a minták a mikro-ízeltlábúakon kívül más állatcsoportokat (főleg más rovarokat) is tartalmaztak. A pohárcsapdák a felszínen és növényeken élő ugróvillások (Sminthuridae, Entomobrya) és homoktalaj esetében a páncélosatkák mintázásában voltak a leghatásosabbak. A három módszer közül a talajfuttatással kinyert állatok egyedszáma bizonyult a legalacsonyabbnak (11. ábra). Azonban ez a módszer – ellentétben a pohárcsapdával és az EDAPHOLOGGAL – a mintavételi időpontban mutatja a denzitást, és nem a csapdázási időszakokból származó aktivitási denzitást. A talajlakó mikro-ízeltlábúak relatív abundanciája a talajfuttatás esetén volt a legnagyobb (11. ábra). Az euedafikus mikro-ízeltlábú csoport egyedszáma viszonylag magas volt mindkét csapdázási módszer esetén. Homoktalajon érdekes módon mind a pohárcsapda (Barber csapda), mind pedig az EDAPHOLOG több talajlakó mezofaunába tartozó egyedet fogott a talajfelszíniekhez képest.



11. ábra. A három módszerrel fogott 5 állatcsoport fogott egyedszámainak ($\ln(x+1)$ transzformált) eloszlása két talajtípus esetén: barna erdőtalaj (lucernaföld) (felső ábra) és homoktalaj (homokpusztagyep) (alsó ábra). Az 5 csoport világtól sötétig rendre: 1. Talajfelszíni mezofauna, 2. Talajfelszíni nem mezofauna, 3. Talajlakó mezofauna, 4. Talajlakó nem mezofauna, 5. Egyéb ízeltlábú (homoktalajon talajfuttatásból hiányzik)

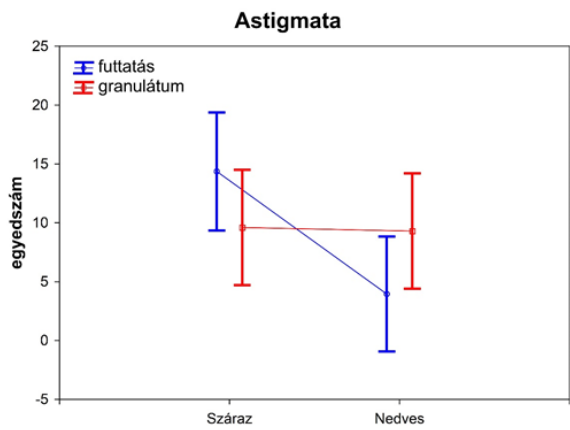
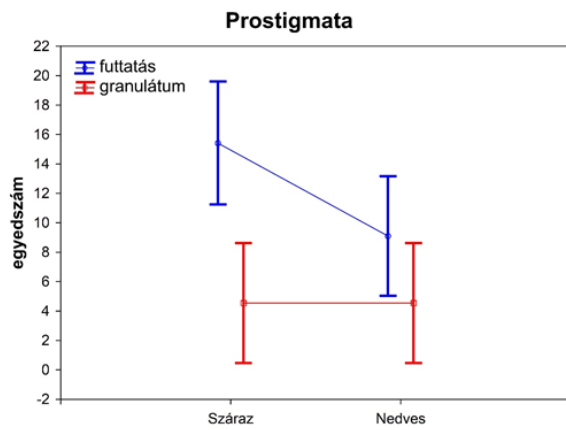
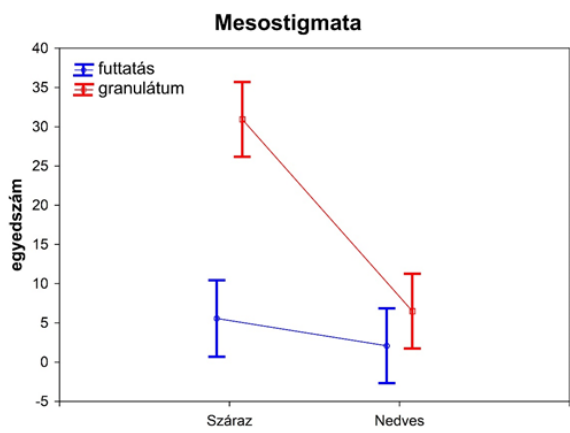
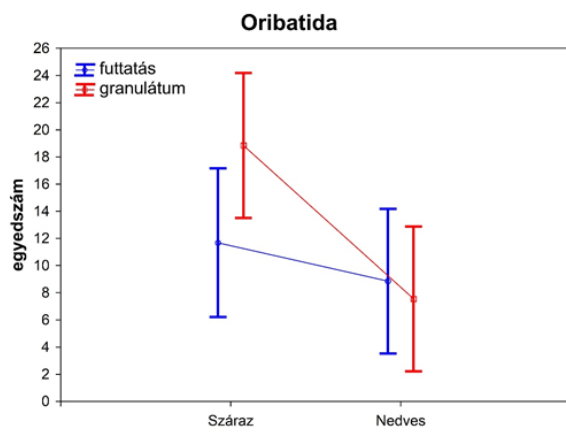
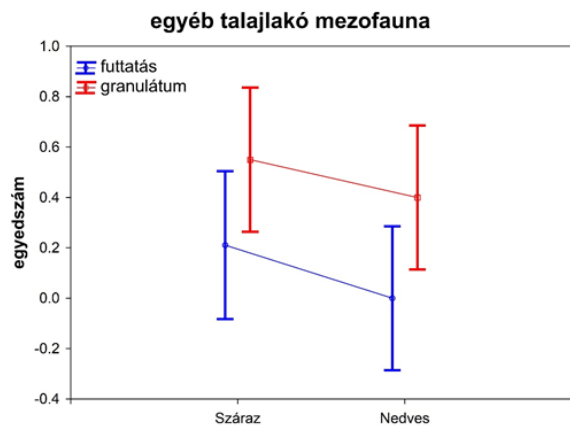
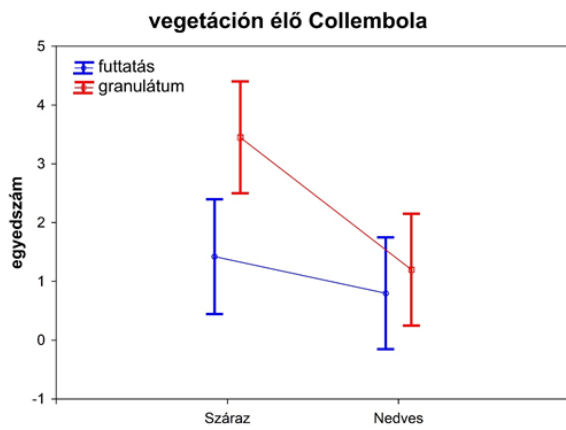
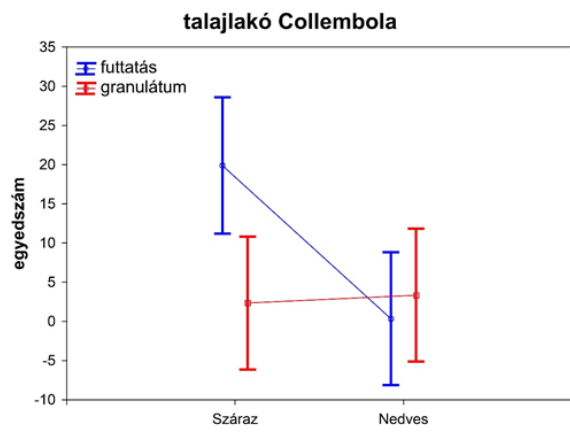
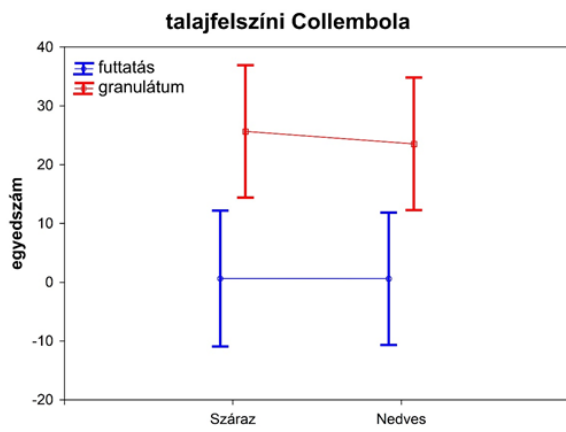
Az 12. ábra mutatja a fajtelitődési görbéket. Ha összehasonlítjuk a görbéket, látszik, hogy egyik görbepárnál sincs statisztikailag szignifikáns különbség, mert a 95%-os konfidenciasávok átfednek. Azonban a fajtelitődési görbéken a vizsgált tartományban csökkenő sorrend állapítható meg: a pohárcsapda, EDAPHOLOG, talajfuttatás irányban. Ez a tendencia mindkét élőhelyen hasonlóan mutatkozott. Lucernaföldön a 20 EDAPHOLOG szonda összesen 25 fajt, homoktalajon pedig 17 fajt fogott.

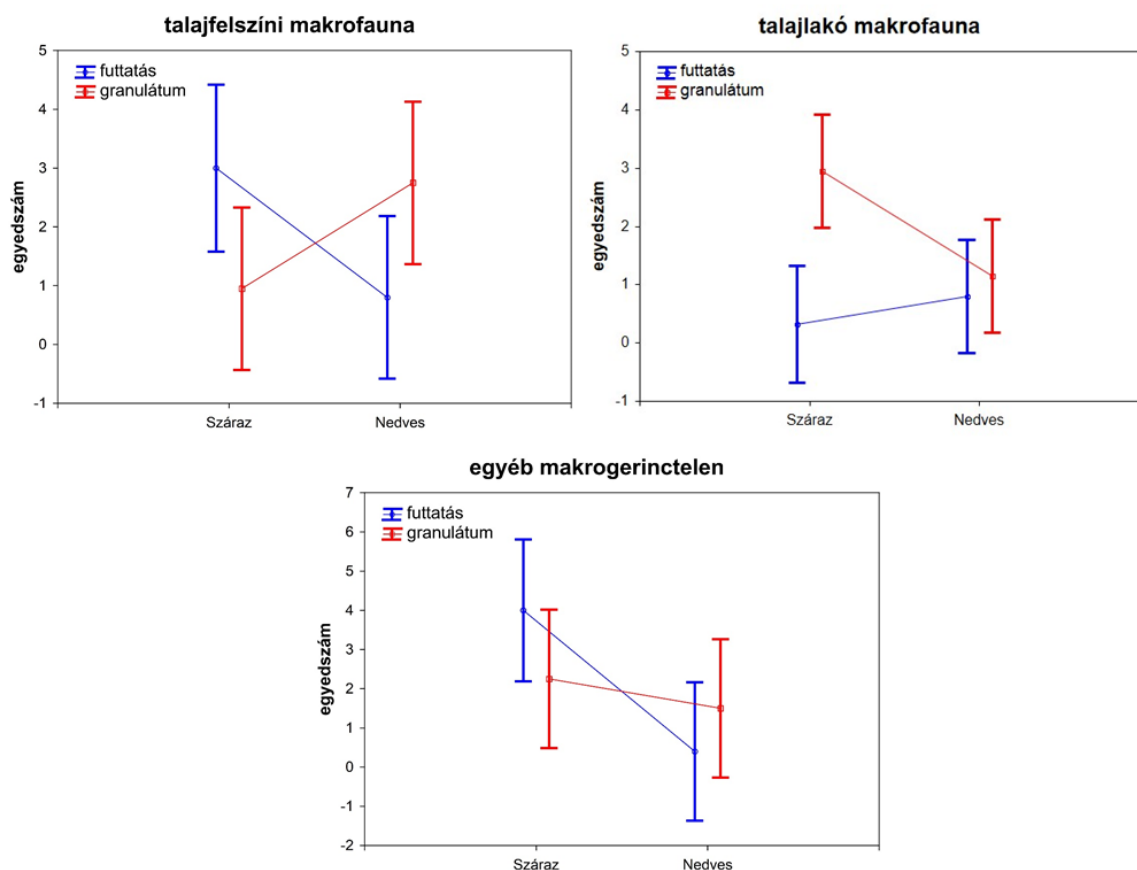


12. ábra: Fajtelítődési görbék az EDAPHOLOG csapdák (zöld), Barber-típusú pohárcsapdák (kék) és talajfuttatás (barna) esetén, lucernaföldön (A) és homoktalajon (B). Pontozott vonal: átlagos egyedszám. Szaggatott vonal: 95%-os konfidenciasáv (EstimateS)

5.2. Az élőhely-használati teszt eredményei

A kétfaktoros MANOVA szerint a nedvességi állapot (f1) és a mintavételi módszer (f2) hatása is szignifikáns a fogásszámokra, és szignifikáns a két faktor kölcsönhatása is (13. ábra, MANOVA, f1: Wilk's $\lambda = 0,420$, $F(11,65) = 8,16$, $p < 0,001$; f2: Wilk's $\lambda = 0,556$, $F(11,65) = 4,71$, $p < 0,001$; f1*f2: Wilk's $\lambda = 0,571$, $F(11,65) = 4,44$, $p < 0,001$).





13. ábra. A 11 állatcsoport 2 mintavételi módszerrel kapott egyedszám értékeinek összehasonlítása, két nedvességi állapot (szárász, nedves) között. Futtatás: talajmintából futtatás, Granulátum: agyaggranulátumos zsákból történt futtatás.

A follow-up ANOVA modellek azonban állatcsoportonként különböző eredményt adtak (14. Melléklet, 13. ábra). Bonferroni korrekció után a Mesostigmata atkákból szignifikánsan, míg a talajlakó makrogerinctelen és a vegetáción élő ugróvillás csoportok esetében az agyaggranulátumos zsákból nem-szignifikánsan magasabb egyedszámú állatot futtatunk szárász időben. Szárász időben kevesebb talajlakó ugróvillást és Prostigmata atkát nyertünk ki az agyaggranulátumos zsákból (bár Bonferroni korrekció után ez sem szignifikáns). A talajfelszíni ugróvillások esetében, bár az agyaggranulátumos zsákból szignifikánsan több egyed futtatunk, a nedvesség az egyedszámot nem befolyásolta. A páncélosatkáknál, bár szárász időben nagyobb egyedszámban voltak jelen, a fogási hatékonyság a két módszer között nem különbözött szignifikánsan. Mind a felszíni, mind pedig az egyéb makrofaunába tartozó gerinctelenek ellentétes módon használták az agyaggranulátumos zsákokat szárász és nedves időben.

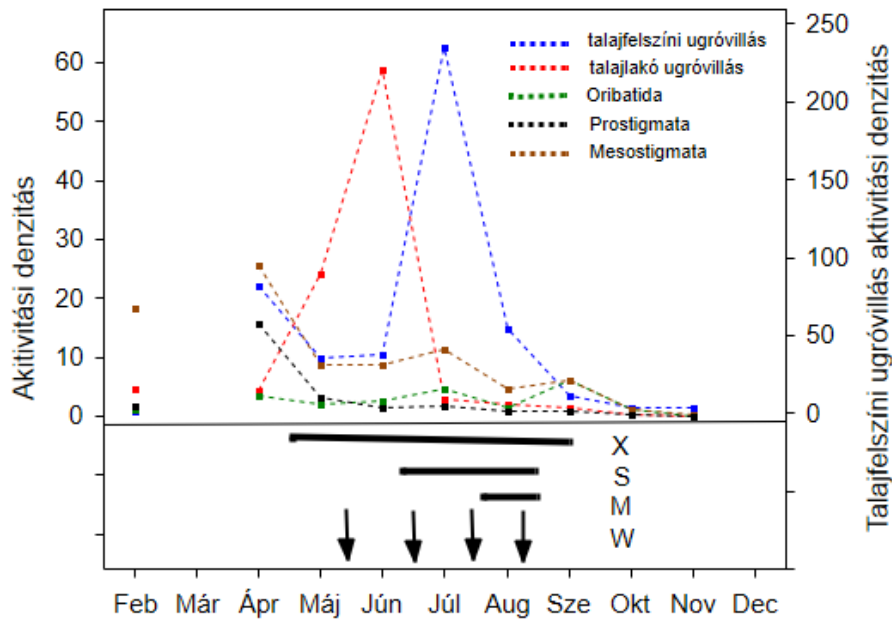
5.3. A szárazságkezelések eredményei

5.3.1. Talajlakó mezofauna leírása

A teljes vizsgálati területen 22 ugróvillás fajt találtunk (15. Melléklet), azonban parcella szinten a fajok számának átlagértéke alacsony volt ($4,13 \pm 1,28$ (SD)). A két év alatt 74400 ugróvillás egyedet fogtunk, amelynek a 89,5 %-a talajfelszíni, míg 8,6 %-a valódi talajlakó, 1,9 % vegetáción élő csoportba tartozik. Jelentős évközi fajkompozíciós változást tapasztaltam (15. Melléklet). A területen talált fajok nagy része xerothermofil és széles elterjedésű faj. A talajfelszíni csoportban az *Entomobrya nigriventris* Stach, 1930 faj dominanciáját figyeltük meg, amely az epiedafikus fajok 99,3 %-át tette ki. Az *Orchesella taurica* (Stach, 1960) faunánkra új fajnak bizonyult (Dányi és Traser 2008). Ezelőtt csak a Krím-félszigetről, az Észak-Kaukázusból (Stach és Stach 1963), valamint a Balkán-félszigetről (Rusek 1965) mutatták ki. Az atkák teljes egyedszáma kevesebb, 12250 egyed volt a két év alatt. Négy alrendbe tartoztak. Az atkák közül a Mesostigmata (52%) és Prostigmata (23 %) csoportok domináltak, de a páncélosatkák is jelentős számban (11%) jelentek meg. A páncélosatka csoporton belül 22 fajt különítettünk el (16. Melléklet), átlagos fajsámuk parcella szinten: $1,10 \pm 1,27$ (SD). Közülük 3 endemikus, és egy faj, a *Belba sculpta* Mihelcic, 1957 szintén új a magyar faunát tekintve (Mahunka és Mahunka-Papp, 2004).

5.3.2. A mezofauna dinamikája

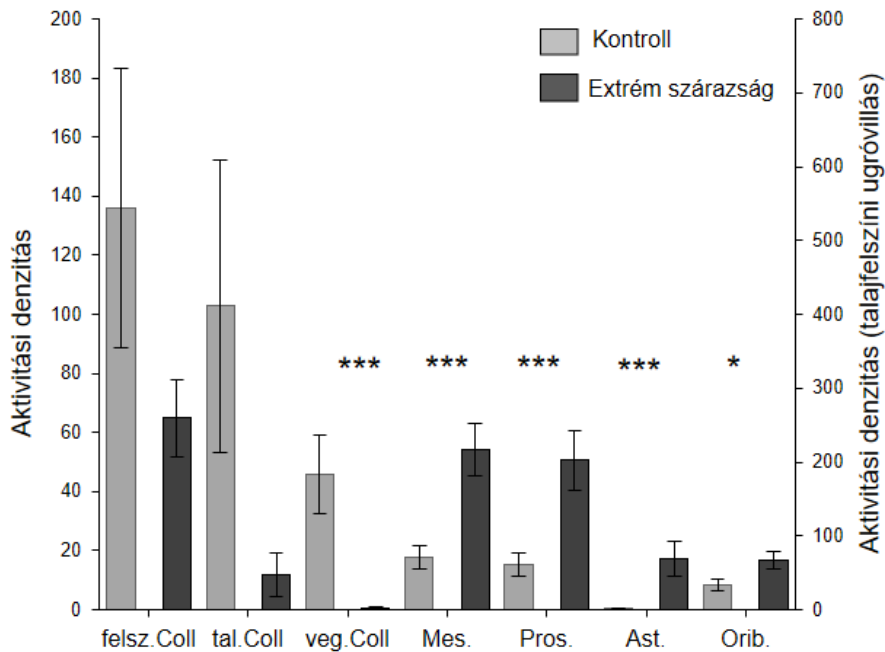
A 14. ábra a kontroll parcellákban 2015-ben talált különböző mikro-ízeltlábú csoportok aktivitási denzitás csúcsait mutatja. Eszerint a talajlakó mezofauna csoportok populációinak aktivitási denzitása a vizsgálati periódus alatt különböző szezonálisitást mutatott. A kontroll parcellákban a talajfelszíni ugróvillás populációk április közepétől szeptember végéig voltak abundánsak, ami egybeesik az S és részben az M kezeléssel. A többi csoportnál a populáció növekedés csak részben fedett át a kezelések időszakával. Úgy tűnik, hogy az előző évi extrém szárazságkezelés (X) éven belüli időszaka átfed mindegyik csoport aktív periódusával.



14. ábra. A különböző mikro-izeltlábú csoportok havi dinamikája. Az adatokat a kísérletek időzítésével és időtartamával összevetve a 2015-ös kontroll parcellák eredményei alapján mutatja be az ábra. Talajfelszíni ugróvillás: kék, talajlakó ugróvillás: piros, Oribatida: zöld, Prostigmata: fekete, Mesostigmata: barna pontozott vonal. A vízszintes vastag vonalak az egyes szárazságkezeléseket jelölik. X: a 2014-es extrém szárazságkezelés; S: erős szárazság (2015), M: enyhe szárazság (2015). A függőleges nyilak a víz hozzáadásának időpontját jelölik. Mindezek a kezelések a kontroll parcelláktól elkülönítve futottak. X tengely: idő (hónap) és y tengely: a kapott átlagos aktivitási denzitás egyedszám (a talajfelszíni ugróvillások átlagos aktivitási denzitását a jobb oldali tengely mutatja).

5.3.3. A kezelések hatása az aktivitási denzitás és diverzitás értékekre

Az extrém szárazságkezelés (X) a kezelés évében (2014) az epiedafikus ugróvillás populációk aktivitási denzitását körülbelül felére (47,7%), a talajlakó és a vegetáción élő fajokét pedig 11,4%-ára, illetve 1,6 %-ára csökkentette. Azonban a nagy szórások miatt csak a vegetáción élő ugróvillás csoportnál kaptam szignifikáns eltérést (15. ábra). Ezzel szemben az extrém szárazságkezelésre válaszul az összes atka csoport (Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata) aktivitási denzitása szignifikánsan nőtt (15. ábra).



15. ábra. Aktivitási denzitás \pm standard hiba értékek különböző mezofauna csoportok esetén az extrém szárazsággal kezelt (sötét szürke) és kontroll parcellák (világos szürke) esetén. Bal tengely: tal.Coll (talajlakó ugróvillás), veg. Coll (vegetáción élő ugróvillás), Mes. (Mesostigmata), Pros. (Prostigmata), Ast. (Astigmata), Orib. (Oribatida). Jobb tengely: felsz. Coll (talajfelszíni ugróvillás). Az összehasonlítások $\ln(x+1)$ transzformált adatokon végeztük, Student féle t-próbával, Bonferroni korrekcióval

(*: $p < 0,05$, ***: $p < 0,001$).

A 2015-ös kezelések során havi mintavételezést végeztünk (17. és 18. Melléklet). A vizsgálatokból több mintát ki kellett zárni, mivel hibát gyanítottunk (pl. beszötte a pók a beesési lyukat, beázott a minta). A kísérleti kialakítás összetettsége és a hiányzó adatok miatt éves összesített adatokkal nem tudtam dolgozni. Ennek a jelentős adatvesztésnek a megoldására dolgoztam ki az Anyag és módszer fejezetben ismertetett adat-transzformációs módszereket.

A 2015-ös év relatív aktivitási denzitás (RAD) adatai (5. táblázat) között a MANOVA csak a felszíni ugróvillások esetében mutatott ki szignifikáns különbséget a két faktor (előző évi kezelés, illetve aktuális évi kezelés) szintjei között, és csupán a 11. hónapban. Azonban az interakcióra is szignifikáns értéket kaptam. A talajlakó ugróvillásoknál a 9. hónapban mutatott ki szignifikáns hatást az elemzés a 2015. évi kezelés és az interakció esetében. Azonban az egyes függő változókat (a havi adatokat) külön-külön vizsgálva a faktorhatások eliminálódtak.

5. táblázat. A főbb mezofauna csoportok 2015-ös relatív aktivitási denzitásának (RAD_{tmb}) átlag és szórás értékei. A sorokban: az előzetes (2014) kezelések: extrém szárazság (X) és kontroll (C). Az oszlopokban: következő év (2015) kezelései: kontroll (C), víz hozzáadás (W), enyhe (M) és erős szárazság (S).

A különböző kezeléskombinációk relatív aktivitási denzitás (átlag± SD) adatai					
Mezofauna csoportok		C	W	M	S
<i>felszíni ugróvillás</i>	X	0,11 ± 0,19	0,12 ± 0,18	0,14 ± 0,26	0,12 ± 0,22
	C	0,10 ± 0,14	0,10 ± 0,20	0,12 ± 0,18	0,13 ± 0,17
<i>talajlakó ugróvillás</i>	X	0,12 ± 0,44	0,11 ± 0,46	0,14 ± 0,25	0,13 ± 0,32
	C	0,13 ± 0,51	0,14 ± 0,46	0,13 ± 0,47	0,13 ± 0,43
<i>vegetáción élő ugróvillás</i>	X	0,13 ± 0,38	0,13 ± 0,30	0,14 ± 0,43	0,12 ± 0,28
	C	0,12 ± 0,24	0,14 ± 0,36	0,13 ± 0,31	0,12 ± 0,31
<i>Mesostigmata</i>	X	0,11 ± 0,19	0,11 ± 0,20	0,11 ± 0,20	0,12 ± 0,25
	C	0,11 ± 0,21	0,12 ± 0,31	0,12 ± 0,21	0,12 ± 0,17
<i>Prostigmata</i>	X	0,12 ± 0,27	0,12 ± 0,27	0,12 ± 0,23	0,12 ± 0,24
	C	0,11 ± 0,27	0,12 ± 0,28	0,12 ± 0,21	0,12 ± 0,21
<i>Oribatida</i>	X	0,11 ± 0,21	0,11 ± 0,18	0,10 ± 0,13	0,12 ± 0,18
	C	0,09 ± 0,16	0,11 ± 0,21	0,12 ± 0,15	0,12 ± 0,13

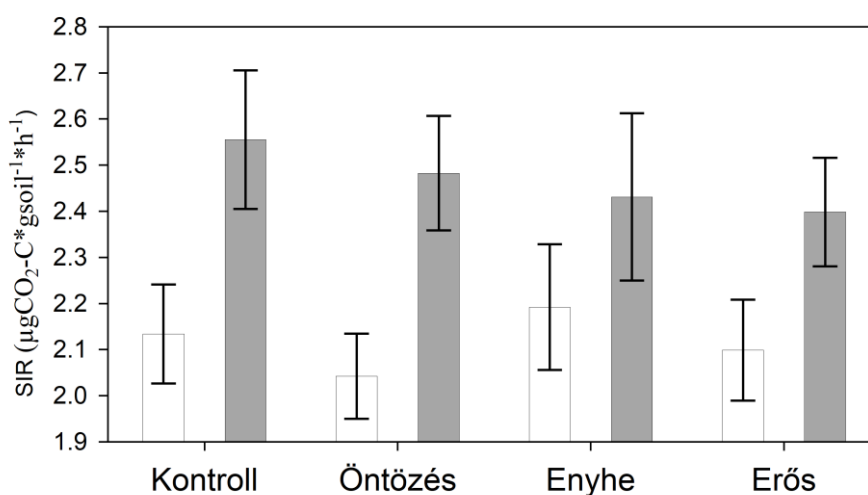
Ezt követően a másik adattranzformációs módszerrel, az aktivitási denzitás különbségekkel (ADD) számoltam tovább. 2015-ben a Z-próbák szerint a negatív ADD arányok a talajfelszíni ugróvillások esetében szignifikáns növekedést mutattak a kezelést követően az erős szárazság és a kontroll vonatkozásában (CS-CC összehasonlítás, $p < 0,001$). Ezt az eredményt Fisher-féle egzakt próbával is megerősítettem ($p < 0,001$).

Habár nem szignifikánsan, de a negatív arány értékek a talajfelszíni ugróvillások esetén szintén alacsonyabbak voltak a kezelés előtt, mint azután, mind az enyhe, mind pedig az erős szárazságkezelés hatására (CM-CC, XM-XC, XS-XC, 6. táblázat). Például az enyhe szárazságkezeléseket tekintve a kezelés előtt átlagosan a parcellák 11%-ában, míg a kezelés után 30 %-ában találtunk negatív különbséget. Tehát az aktivitási denzitás relevánsan csökkent a szárazságkezelések következtében. Más mezofauna csoportoknál nem sikerült különbséget kimutatni ezzel a módszerrel sem.

6. táblázat. Aktivitási denzitás különbség (ADD) arányok kezelés előtti és utáni összehasonlítása, talajfelszíni ugróvillás csoport esetén. . Z-próba (** $p < 0,01$, ns: $p > 0,05$) és Fisher-féle egzakt próba, 2015-ös adatsor

összehasonlított kezelés párok	negatív ADD értékek aránya (minta méret)		egyoldali Z	Fisher féle egzakt próba p
	kezelés előtt	kezelés után		
	CM-CC	0,11 (18)	0,30 (10)	-1,25 ns
XM-XC	0,06 (16)	0,14 (7)	-0,68 ns	0,51
CS-CC	0,0 (16)	0,62 (13)	-3,69 **	<0,001
XS-XC	0,21 (14)	0,43 (14)	-1,21 ns	0,42
CW-CC	0,42 (12)	0,21 (14)	1,11 ns	0,40
XW-XC	0,18 (11)	0,33 (15)	-0,86 ns	0,66

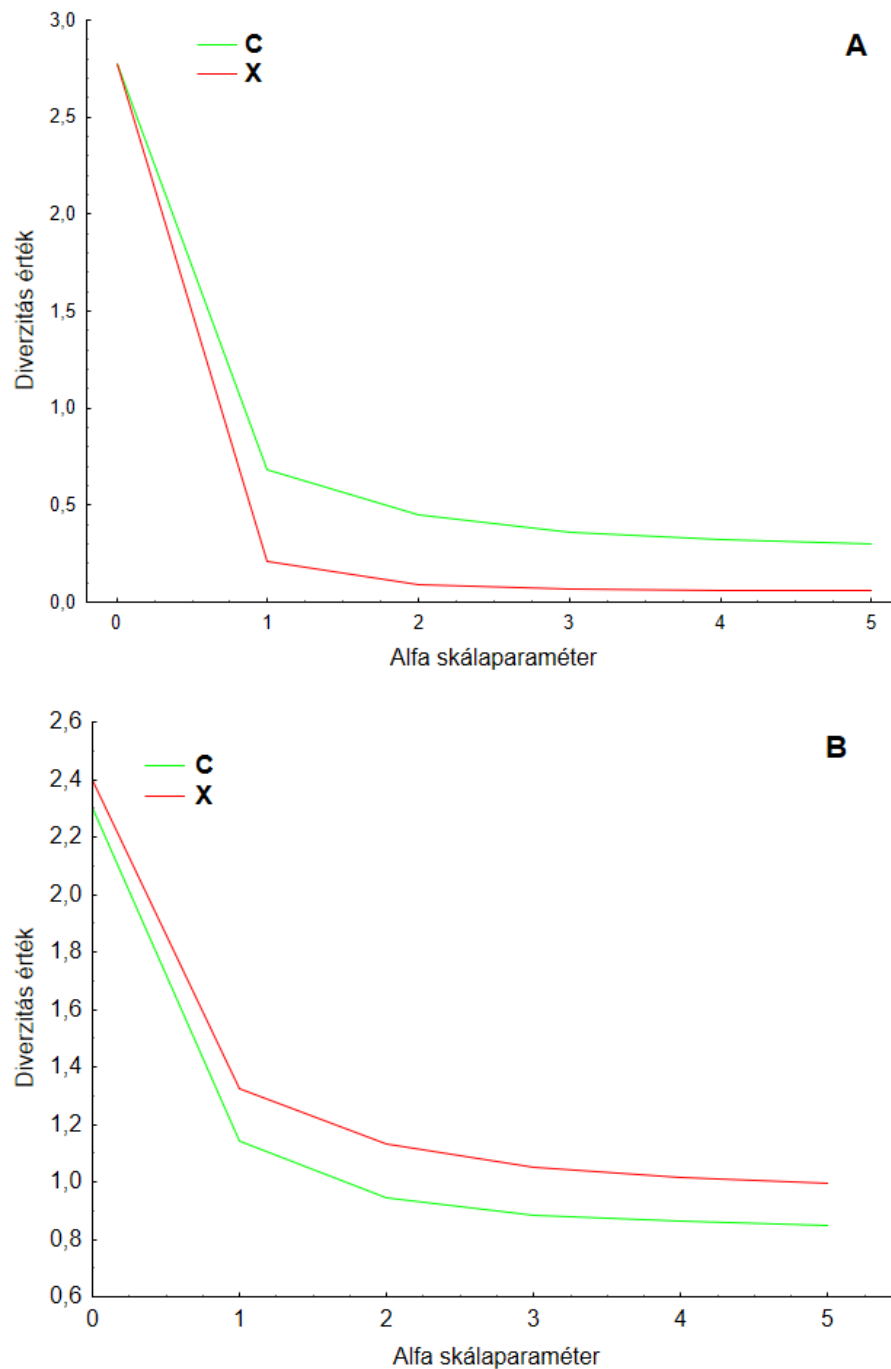
A 2015. évi SIR adatokon végzett MANOVA szignifikáns különbséget ($p < 0,01$) mutatott az első éves kezelés szintjei között (F1: X és C 2014-ben). A follow-up ANOVA modellek májusra, júniusra, júliusra és augusztusra szignifikáns különbséget mutattak ($p < 0,05$), azonban a későbbi hónapokban már nem találtak szignifikáns különbséget ($p > 0,05$). A 2015-ös kezelések között (C, W, M, S), nem találtam szignifikáns különbséget, függetlenül attól, hogy történt-e stresszhatás 2014-ben (X), vagy sem (C) (16. ábra).



16. ábra. Szubsztrát indukált respiráció (SIR) 2015-ös átlag és szórás értékei (kontroll, öntözés, enyhe és erős szárazságkezelés). A fehér oszlopok jelölik az előzetesen, 2014-ben kezeletlen (kontroll), míg szürkék az előzetesen, 2014-ben extrém szárazsággal kezelt területeket.

5.3.4. A szárazság- és öntözés kezelések diverzitásra és egyenletességre kifejtett hatásai

Az első évben az extrém szárazságkezelés során az ugróvillások Shannon-Wiener diverzitása szignifikánsan ($p < 0,001$) csökkent a kezelt területeken, miközben az egyenletesség és fajszám nem változott szignifikánsan (7. táblázat). A diverzitás-csökkenés a Rényi-féle diverzitás-rendezés alapján is megerősíthető, ugyanis a kontroll területek profilja a 0-át kivéve a skálaparaméter teljes tartományán át az extrém szárazságkezelte területek diverzitás profilja fölött halad (17. A. ábra).



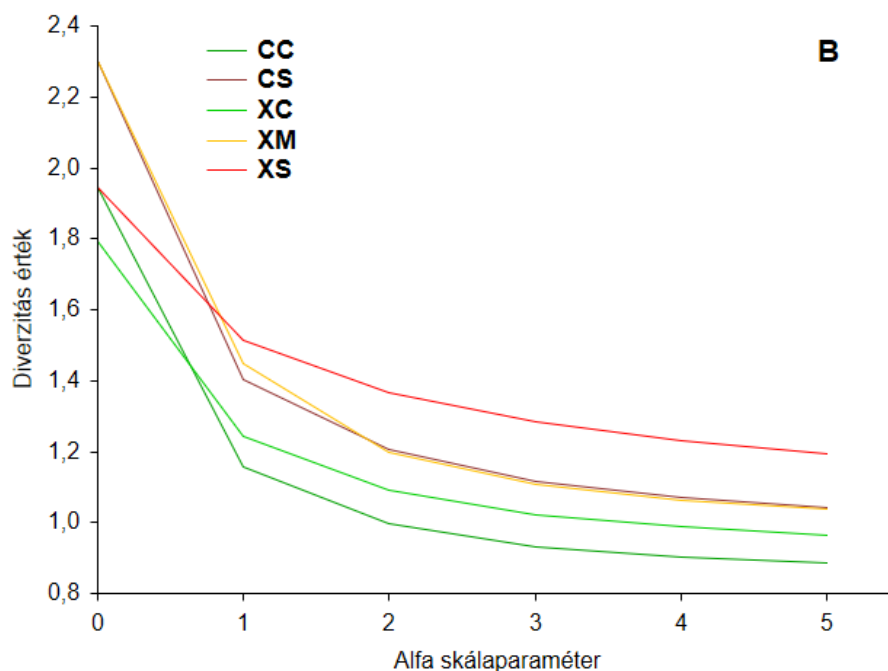
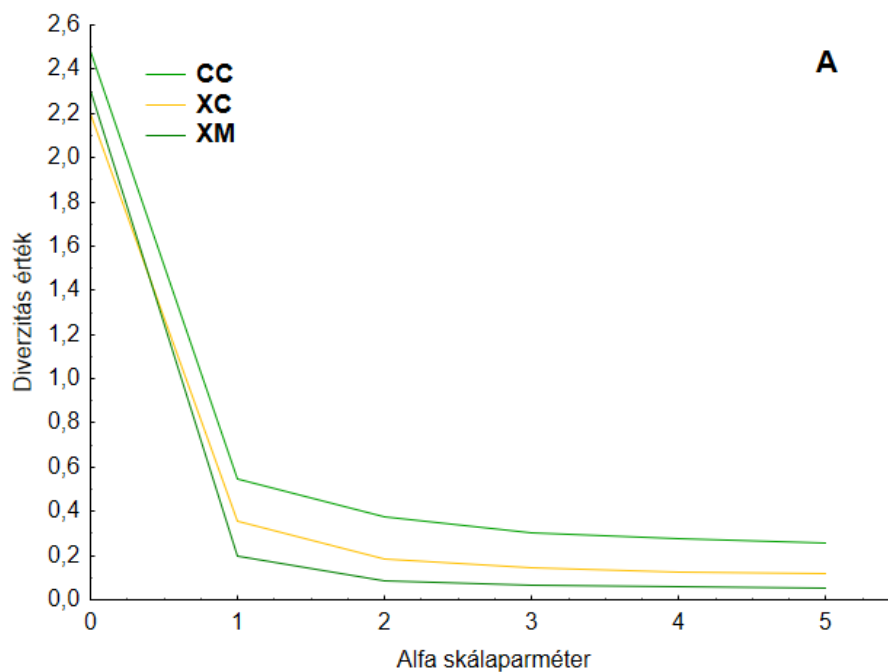
17. ábra. Ugróvillás (A) és páncélosatka (B) közösségek diverzitás profiljai az egyes kezeléseken belül (C: kontroll, X: extrém szárazságkezelés). Rényi-féle diverzitás-rendezés

A páncélosatkák esetében a diverzitás értékeket nézve, nem találtam szignifikáns változást egyik esetben sem ($p > 0,05$). A Rényi-féle diverzitás-rendezés profilja az X esetben a skálaparméter teljes tartományában magassabban fut, mint a C közösségek esetében kapott profil (17. B. ábra).

7. táblázat *Collembola* és *Oribatida* diverzitás értékek összehasonlítása az extrém szárazsággal kezelt ($N=24$) és kontroll ($N=24$) területeken 2014-ben. Az összehasonlítás Student-féle *t*-próbával és Bonferroni korrekcióval történt.

		Kezelések 2014-ben (átlag±szórás)		
		Kontroll (C)	Extrém szárazság (X)	p
Collembola	Shannon-Wiener diverzitás	0,51±0,30	0,19±0,21	<0,001
	Egyenletesség	0,51±0,18	0,43±0,17	0,482
	Fajszám	3,71±1,27	3,25±1,26	0,645
Oribatida	Shannon-Wiener diverzitás	0,53±0,43	0,77±0,50	0,251
	Egyenletesség	0,78±0,32	0,72±0,26	0,504
	Fajszám	2,04±1,30	3,00±1,57	0,081

A második évet tekintve, a kétutas MANOVA nem talált szignifikáns különbséget az ugróvillás és páncélosatka csoportok diverzitását, egyenletességét és fajszámát tekintve, sem az előzetesen X és C kezelt (F1), sem pedig a C, W, M, S kezelt (F2) területek között (rende: ugróvillás: Wilk's $\lambda = 0,857$ és $0,809$, $p = 0,160$ és $0,605$; páncélosatka: Wilk's $\lambda = 0,819$ és $0,792$, $p = 0,900$ és $0,553$). A Rényi-féle diverzitás-rendezés során kapott diverzitási profilok a kontrollal összehasonlítva több esetben metszik egymást. Ugróvillások diverzitás profiljai között csak két esetben találtam különbséget: az XC és XM területek diverzitása alacsonyabbnak bizonyult a CC kezeléshez képest. Páncélosatkák esetében pont fordítva a kezelések hatására magasabb diverzitásprofilokat figyeltem meg. A diverzitás-rendezés során a CC-hez viszonyítva CS és XM, míg XC-hez viszonyítva az XS, XM kezelések mutattak magasabb diverzitást (18. ábra, csak azoknak a kezeléskombinációknak a diverzitás profilját mutatja, ahol a kontrollhoz (CC, XC) képest eltérés adódott).

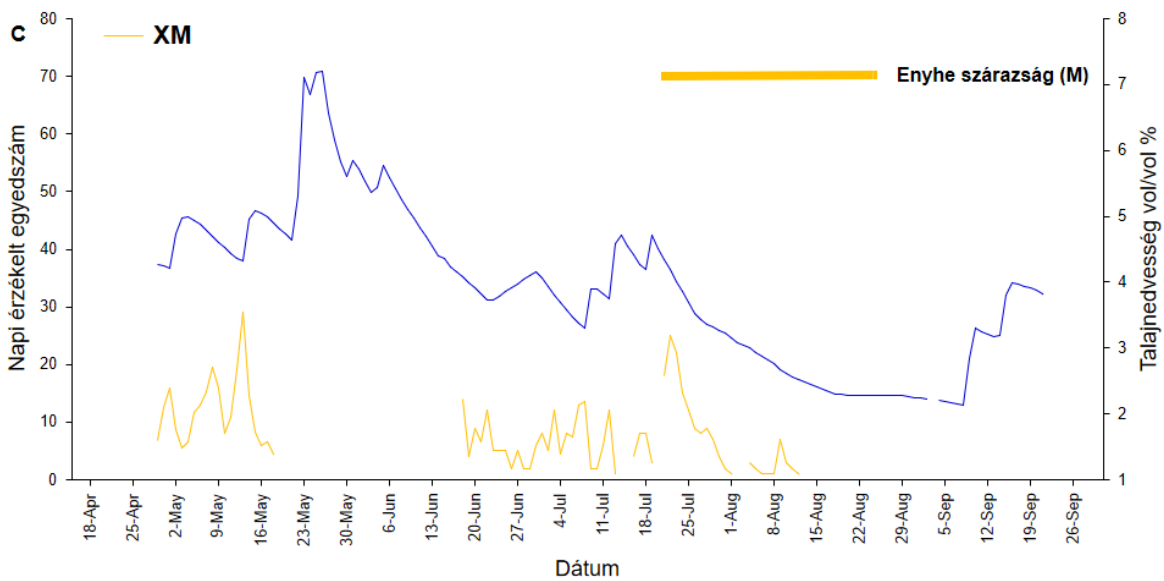
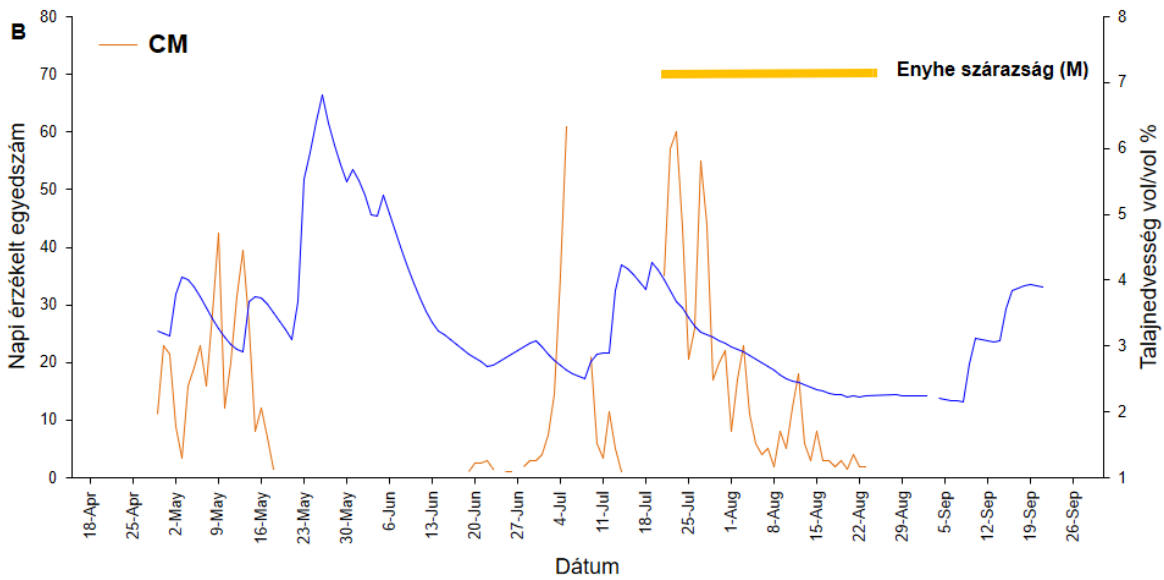
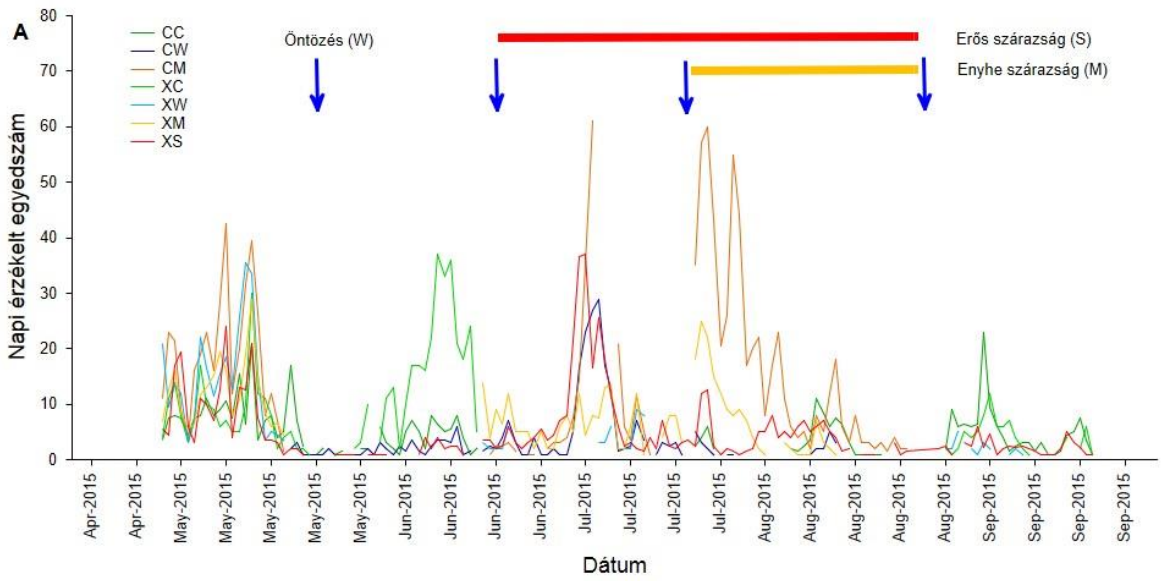


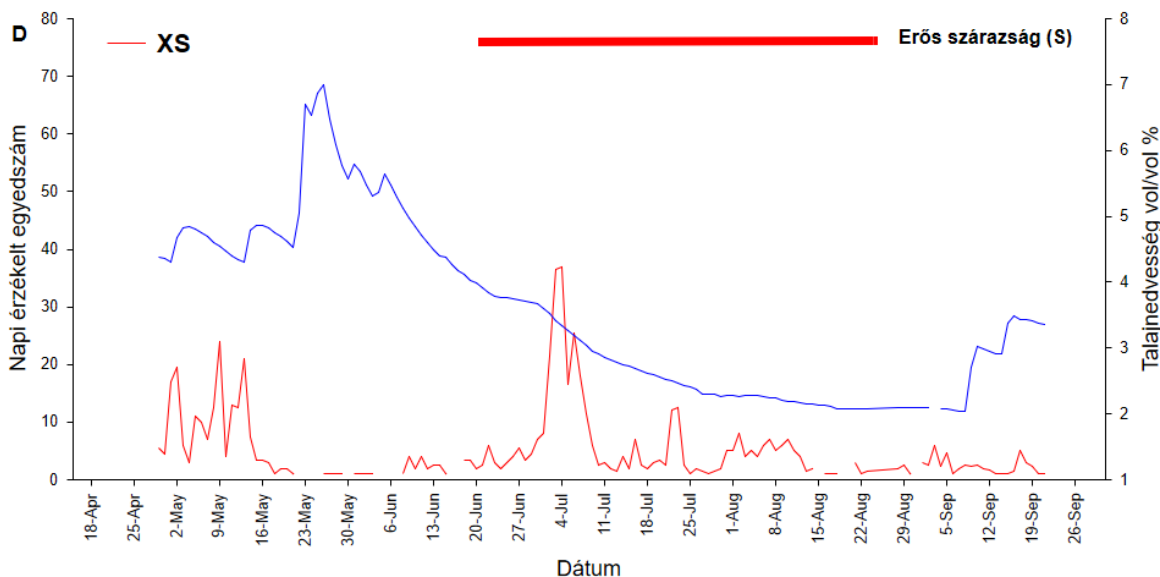
18 ábra. Ugróvillás (A) és páncélosatka (B) közösségek diverzitás profiljai az egyes kezeléseken belül. A kódok első betűje jelöli a 2014-es kezelést (C: kontroll, X: extrém szárazságkezelés) a második betű pedig a 2015-ös kezelést (C: kontroll, M: gyenge szárazság, S: erős szárazság)

5.4. Automatikus érzékelési eredmények

A fogott egyedszámokkal csak kis számú érzékelési adatot tudtunk jól egyeztetni (50 db). Az egyes kezeléskombinációkra lebontva ez a szám még tovább csökkent. Mindez megakadályozta azt, hogy a szenzorálási eredményeket statisztikailag is tesztelni tudjuk. A CS parcellákból egy blokkról tudtunk adatot kinyerni. A többi kezeléskombináció esetén: CW: 2db; CC és XC: 3db; XW és XS: 4db; illetve a CM és XM parcellák esetében 5 blokkból volt

ismétlésünk. Azonban blokkonként sem folyamatos az adatsor (19. ábra). A különböző kezeléskombinációk ismétléseiben naponként átlagoltuk az egyes kezelések érzékelési adatait. Mint a 19. A. ábrán látható, a tavaszi időszakban több szonda működött pontosan, mely valószínűsíthetően a nedvesebb talajnak tudható be, ekkor ugyanis a homokszemcsék bepergése még alacsonyabb lehetett. A májusi időszakban az összes pontosan mérő szondában a napi beesések száma 5 és 40 között mozgott, tehát a biológiailag aktív időszakra jellemző aktivitást mutattak a szondák. A legtöbb használható érzékelést a szárazságkezelte parcellákból kaptuk (19. B, C, D ábra). Az enyhe szárazságkezelte parcelláknál (XM és CM) az érzékelt egyedszám a szárazságkezelés első két hete után (augusztus eleje) a talajnedvességgel együtt kezdett csökkenni, majd az észlelések száma végig alacsony maradt. Hasonló tendencia mutatkozott az erős szárazságkezelésnél (XS), ahol július második hetében történt a napi érzékelt egyedszám csökkenés. Noha statisztikailag nem tudjuk bizonyítani, a szárazságkezelések alatt történt aktivitás csökkenés (érezkelt egyedszám) a grafikonon jól indikálja a rovarpopulációk negatív válaszát.





19. ábra. Az EDAPHOLOG szondák által érzékelt beesések a 2015. április 18-szeptember 20. közötti időszakban. Az A. ábra a teljes adatsort mutatja, míg az B., C., és D. ábrákon a jobb áttekinthetőség érdekében csak a 2015. évi szárazságkezelések érzékelési adatait és kék színnel a kezelt területeken mért talajnedvsséget jelöltük. Piros vonallal jelöltük az erős szárazság, míg narancssárgával az enyhe szárazság időtartamát. Kék nyilak jelzik az öntözési időpontokat. A jelmagyarázat első betűje jelzi a 2014-es kezelést: kontroll (C) és extrém szárazság (X), míg második betűje a 2015-ös kezelést: kontroll (C), öntözés (W), gyenge (M) és erős (S) szárazság.

5.5. Új tudományos eredmények

1. Extrém szárazság közvetlen- és utóhatása: Kimutattam, hogy kiskunsági homokpusztagyepen az extrém (5 hónapig tartó) szárazság negatív hatással volt az ugróvillások aktivitási denzitására és diverzitására. Mindhárom vertikális csoport (vegetáción élő, talajfelszínen mozgó, talajban élő) aktivitási denzitása csökkent, a különbség azonban csak a vegetáción élő ugróvillások esetében szignifikáns. Ezzel szemben az összes vizsgált atka csoport (Astigmata, Mesostigmata, Oribatida és Prostigmata) aktivitási denzitása szignifikánsan nőtt a szárazságkezelés hatására. Az extrém szárazság hatása a következő vegetációs periódusban a talajlakó mezofaunát tekintve már nem érzékelhető. A mikrobiális biomassza becslésére használt szubsztrát indukált respirációban azonban szignifikáns pozitív hatás figyelhető meg.

2. Gyengébb szárazságkezelések hatása: Kimutattam, hogy kiskunsági homokpusztagyepen a gyenge, 1 hónapos szárazság nem okozott szignifikáns változást a mezofauna aktivitási denzitásában. A természetesen ritkábban előforduló, erősebb, 2 hónapos szárazság azonban a talajfelszínen élő ugróvillások aktivitási denzitását negatívan befolyásolta, a többi csoportnál nem okozott szignifikáns változást.

3. Öntözés hatása: Megállapítottam, hogy kiskunsági homokpusztagyepen a 4 alkalommal, havonta ismételt nagy mennyiségű öntözés során összesen kijuttatott 98,5 mm extra csapadék szignifikánsan nem befolyásolja a talajlakó mezofaunába tartozó csoportok aktivitási denzitását.

4. Felerősítő hatás: Kiskunsági homokpusztagyeppek esetén, a mezofaunát tekintve egy extrém szárazságnak és a rákövetkező évben kapott csapadékmanipulációknak (1 hónapos gyenge szárazság, 2 hónapos erős szárazság és öntözés) nem találtam felerősítő hatását.

5. A kezelések időzítésének és időtartamának szerepe: Bizonyítottam, hogy kiskunsági homokpusztagyeppeken az öntözés és szárazságkezeléseknél a talajlakó mezofauna aktivitási denzitását tekintve a hatás erőssége (vagyis a talajnedvesség szintjének csökkenése, vagy növekedése) helyett a kezelés időtartamának és az időzítésének van nagyobb szerepe.

6. EDAPHOLOG: Olyan helyeken, ahol a zavarás minimalizálására van szükség, mint például hosszútávú klímakísérletben, az EDAPHOLOG csapdaszerkezete olyan hosszú távú, gyakori mintavételezésre ad lehetőséget, amely csak kis zavarással jár. Azonban a csapdatest fejlesztését is folytatni kell, mert a nagy mennyiségű agyaggranulátum befolyásolhatja a foghatóságot, és torzul a populációméret becslése. Ezért az új szondák fejlesztésénél minimalizálni kell az agyaggranulátum mennyiségét, vagy teljesen el kell hagyni és szemcse kiszűrésére más módszert kell alkalmazni.

6. KÖVETKEZTETÉSEK

6.1. Csapdázási módszerek összehasonlítása

6.1.1. A három gyűjtési módszer összehasonlítása

Ha a fogási hatékonyságot, a fogott egyedszámokat nézzük, a pohárcsapdák sokkal hatásosabbak, mint az EDAPHOLOG szondák. Habár a pohárcsapdák olyan makro-ízeltlábúakat is megfogtak, amelyeket az EDAPHOLOG csapdát körülvevő műanyag hálóval sikerült kiszűrnünk. A talajcsapdákhöz képest az EDAPHOLOG csapdák kevesebb tipikusan felszínen élő fajt fogtak, mint például az *Entomobrya*, *Lepidocyrtus*, *Orchesella*, *Sminthurus* vagy *Sminthurinus* nembe tartozó fajok. Homoktalajon érdekes módon az atkák száma kimagaslóan nagyobb volt a pohárcsapdákból a másik két módszerhez képest. Mivel a talajcsapdák olyan ritkább epiedafikus fajokat is fogtak, amiket az EDAPHOLOG csapdák nem, a fogott fajok száma a talajcsapdák esetében volt a legmagasabb. Azonban olyan euedafikus mikro-ízeltlábúakat tudunk mintázni az EDAPHOLOG szondákkal, amelyeket a pohárcsapdákkal általában nem lehetséges. Továbbá az EDAPHOLOG a lucernaföldön a pohárcsapdához képest nagyobb határfokkal fogta az Apterygota csoportokat, mint például: Diplura, Pauropoda, Protura és Symphyla. Ahogy vártuk, a talajlakó mikro-ízeltlábúak relatív abundanciája mindkét élőhely esetében a talajfuttatás esetén volt a legmagasabb. Fogási arányait nézve megállapítható, hogy az EDAPHOLOG csapda egyfajta köztes állapotot nyújt a felszíni fajok csapdázását szolgáló pohárcsapdák és a talajlakó fajokra alkalmas talajfuttatás módszere között.

6.1.2. Az agyaggranulátumos közeg és a homoktalaj használata eltérő környezeti körülmények között.

Az EDAPHOLOG szondák használata során a talaj és a csapda közötti médiumközeggént agyaggranulátumokat használunk. Ennek a fő célja, hogy megakadályozza talajrészecskék behullását a csapdába. A pohárcsapdákhöz hasonlóan ennél a módszernél is az állatok véletlenszerű mozgását használjuk ki. Azonban az állatok nem mindig véletlenszerűen mozognak, környezeti faktorok, mint például hőség, szárazság, erős napsugárzás, befolyásolhatják az aktivitásukat és viselkedésüket. Kísérletünkben a talajmintával (homok) azonos térfogatú agyaggranulátumos zsákok egy más, nagyobb aggregáltsággal rendelkező közegnek is tekinthetőek. A felszíni és a talajlakó állatok is előszeretettel használják a talajrepedéseket menedékként. Az általunk vizsgált álltacsoportok is eltérően használták az agyaggranulátumos közeg a homoktalajhoz képest. Az eredmények szerint szárazság esetén a vegetáción élő ugróvillás fajok, a talajlakó makrogerinctelenek és a Mesostigmata atkák használhatják refúgiumként. Első két csoportba tartozók a testméretük, illetve függelékeik miatt valószínűleg a nagyobb pórustérfogatú agyaggranulátumos közegben könnyebben tudnak mozogni. A Mesostigmata atkák, a talajlakó makrogerinctelenek, mint például a Chilopoda, Diplopoda fajok,

erős kutikulájuknak köszönhetően védettebbek a kiszáradás ellen, így a nagyobb pórustérfogatban, ahol a nedvességszint valószínűleg hamarabb csökken, jobban képesek átvészelni a kedvezőtlen időszakot. A talajlakó ugróvillások és a Prostigmata atkák épp ellenkezőleg viselkednek. Ezek a viszonylag kistermetű fajok valószínűleg a homokban is jól képesek a vertikális migrációra, ezért nincs szükségük a nagyobb pórusméret előnyeire. A pánccelosatkák, talajlakó egyéb mezofauna fajok (főleg Diptera lárvák) és a felszínen mozgó ugróvillások esetében nem található ilyen refugialis hatás. Az Astigmata atkák, a felszíni és egyéb makrogerinctelenek az agyaggranulátumokat ellentétesen használták a homoktalajhoz képest. Utóbbi két csoport, mivel nem a talajban él, nagy valószínűséggel csak menedéket keresett az agyaggranulátumos közegben.

Mint minden módszer, a talajfuttatás sem nyújt 100 %-os képet az adott élőhelyeken található fajok egyedszámát illetően. Főleg száraz homoktalajok esetében, ahol egyrészt a futtatás nagyon körülményes, másrészt pedig mivel a talaj már alapvetően száraz, nem lehetünk biztosak benne, hogy mindegyik állat mélyebb talajrétegbe vándorol. Mégis terepi körülmények között ez az egyik legmegbízhatóbb és elfogadható módszer. A fentebb leírt fogási különbségekre vonatkozó megfigyeléseket az EDAPHOLOG csapda fogott adataink értékelésnél tekintetbe kell venni. Különösen azoknál a csoportoknál, ahol az EDAPHOLOG csapdaszerkezet önmagához képest is változó egyedszámokat fogott eltérő időjárás esetén: vegetáción élő ugróvillás, Mesostigmata atka, valamint a makrogerinctelenek. Ezen felül az EDAPHOLOG szondák használatánál törekednünk kell arra, hogy az agyaggranulátumos közeg mérete a lehető legkisebb legyen, azért hogy ne szolgáljanak élőhelyül, menedékül az egyes állatcsoportok számára. Az eszköz továbbfejlesztésénél ezt a vizsgálati eredményt már figyelembe vettük, a fogó csapdarészt úgy alakítjuk ki, hogy minimális (vagy semmilyen) idegen – refúgiumként is használható – anyagot használjunk hozzá.

6.1.3. EDAPHOLOG érzékelése homoktalajon

Az automatikus ízeltlábú detektálásban nagy lehetőség rejlik. Segítségével megújítható az a módszer, ahogy információt gyűjtünk ezeknek a gerincteleneknek a populáció méretéről, aktivitásáról és viselkedéséről. A legtöbb módszer rovarokra fókuszál, azon belül is inkább repülő rovarokra és főleg a kártevő érzékelés okán. A jelenleg használt módszerek képalkotás alapúak. Az egyedek mozgását hivatottak nyomon követni, valamint a köztük lévő viselkedési mintázatokat és interakciókat megfigyelni (Dell et al. 2014). Ezeknek a módszereknek a korlátja, mivel nagy mennyiségű digitális adatot kezelnek, az eszköz magas energiafogyasztása, valamint alacsony környezeti tartóssága (Dell et al. 2014). Ebből kifolyólag a legnagyobb hatékonyságot belső téri használatukkor érik el. Például Shuman et al. (2005) gabonatarlóokban egy infravörös sugáron alapuló érzékelőt alkalmaztak, amely képes rovarok detektálására, de ennek is igen magas volt az energiafogyasztása.

A terepi rovarmegfigyelések akkor bizonyultak hatásosnak, ha a vizsgált ízeltlábúak (többnyire kártevők) egy centiméternél nagyobbak voltak (Arbogast et al. 2000, Jiang et al. 2008, Shieh et al. 2011).

Noha korábbi terepi vizsgálatok alapján, ha összehasonlítottuk a fogott és detektált állatok egyedszámát, a rendszer magas pontosságát mutattuk ki (Dombos et al. 2017), a kiskunsági homoktalajon nem ezt tapasztaltuk. A korábbi vizsgálatokban azt tapasztaltuk, hogy a behulló talajszemcsék miatt a szondák több beesést regisztráltak, mint amennyi valójában történt. Noha ez a különbség nem volt számottevő, a kisméretű állatok becslésekor eltéréseket okozhatott, mivel ezek hasonló méretűek, mint a talajszemcsék. A kiskunsági mintázás során a gyorsan kiszáradó homokot a szél átfújta az agyaggranulátumos médiumközege és az belepergett a szondába, emellett pedig a mintavételi területen elhelyezett többi szenzor elektromos jele és a sokszor zord időjárási viszonyok is okozhattak többletjelet. Mindez együttesen vezethetett a mért és fogott egyedszámok közötti nagy különbséghez. Csak egy olyan szenzorról lehet kiküszöbölni ezt a hibát, ami meg tudja különböztetni a rovarokat a beeső egyéb szemcséktől. Erre megoldás lehet a digitális fényképezés is, amivel egyrészt nagyobb pontossággal meg lehet mondani, hogy milyen csoportba tartozik az egyes állat (sokszor akár faji szinten is), másrészt pedig egyértelműen meg lehet különböztetni az élő és élettelen beeséseket. Ezt a szonda továbbfejlesztését is megcélzó új projektben kívánjuk megvalósítani (www.zoolog.hu), azonban ez a fejlesztés már nem képezi jelen doktori értekezés témáját. E továbbfejlesztés során azonban nem csak azt vesszük tekintetbe, hogy a szenzormezőbe bejutó talajszemcse elkülöníthető legyen, hanem a már bejutott talajszemcsét és megfogott egyedeket egy szívócső segítségével aktívan elszívjuk az érzékelő mezőtől a tároló edénybe. Ezzel reményeink szerint jelentős mértékben tudjuk majd növelni a műszer pontosságát.

Noha a kiskunsági laza, száraz homoktalajon a szonda alacsony pontossággal működött, maga a csapdatest jelentős alternatívát nyújt. Azokban az esetekben, amikor a zavarás minimalizálására van szükség, mint például hosszútávú klímakísérletben, az EDAPHOLOG csapdaszerkezete olyan hosszú távú, gyakori mintavételezésre ad lehetőséget, amely csak kis zavarással jár. Azonban a csapdatest fejlesztését is folytatni kell, mert mint a kísérleteinkben kimutattuk, a nagy mennyiségű agyaggranulátum befolyásolhatja a foghatóságot, és torzul a populációméret becslése. Ezért az új ZooLog szondák fejlesztésénél minimalizálni kell az agyaggranulátum mennyiségét, vagy teljesen el kell hagyni, és szemcsék kiszűrésére más módszert kell alkalmazni.

6.2. Ismételt szárazságkezelések hatása

6.2.1. Az extrém szárazságkezelés közvetlen hatásai

A talajban élő mezofauna viselkedését, abundanciáját és dinamikáját leginkább a talajnedvesség befolyásolja (Convey et al. 2002, Tsiafouli et al. 2005, Darby et al. 2011, Kardol

et al. 2011, Xu et al. 2012, Wu et al. 2014). Vizsgálatunkban az extrém szárazságkezelés (X) következtében mindhárom ugróvillás csoport aktivitási denzitása jelentős mértékben csökkent, bár szignifikáns különbséget csak a vegetáción élő csoportban sikerült kimutatnom. Az eredményem összecseng a hasonló korábbi rövid és hosszú távú kísérletekben megfigyelt eredményekkel (Tsiafouli et al. 2005, Shultz et al. 2006, Xu et al. 2012). Az ugróvillás fajösszetétel megváltozott, ugyanis a leggyakoribb faj az *Entomobrya nigriventris* dominanciája növekedett, míg a többi – korábban jelentősebb hányadot kitevő – faj esetében jelentős csökkenést tapasztaltam.

Érdekes módon, az ugróvillásokkal ellentétben, mindegyik atka csoport aktivitási denzitásában növekedést tapasztaltam az extrém szárazsággal kezelt területeken. Előfordult korábbi kísérletekben is, hogy az atkák és ugróvillások közötti ellentétes irányú, a mi eredményeimmel összhangban levő hatásokat figyeltek meg (Tsiafouli et al. 2005), de a legtöbb esetben a két csoport hasonló módon reagált a változásokra (Chikoski et al. 2006, Xu et al. 2012, Wu et al. 2014). Meg kell jegyezni, hogy amint azt az élőhely-használat vizsgálatban egyes csoportoknál láttuk, ez a növekedés adódhat a refugiális hatásból is. Azonban mivel az extrém szárazság hatására bekövetkező aktivitási denzitás növekedés minden atkacsoportnál jelentkezett, és az azt követő szárazságkezelések során ilyet nem tapasztaltam, ennek a valószínűsége alacsony.

2017-ig bezárólag a klímaváltozást vizsgáló terepi kísérletek körülbelül 30%-a foglalkozott a vízmérlegek megváltozásával, és ezek a kísérletek változatos eredményeket mutatnak. A legtöbb esetben a csapadék csökkenése negatív válaszokat indukál a teljes talajlakó mezofauna abundanciáját vagy denzitását tekintve (Pflug és Wolters 2001, Lindberg és Bengtsson 2005, Tsiafouli et al. 2005, Jucevica és Melecis 2006, Shultz et al. 2006, Makkonen et al. 2011, Petersen 2011, Lindo et al. 2012). A csapadék többlet (öntözés) pedig általában pozitív irányban hat (Lindberg et al. 2002, Chikoski et al. 2006, Wu et al. 2014). Azonban ezek az eredmények Wu et al. (2014) kivételével mind jó víztartó képességű talajokon végzett vizsgálatokból származtak. Ezzel szemben mi homoktalajon kísérleteztünk, aminek rossz a víztartó képessége. Ez is lehet magyarázat arra, hogy miért nem találtam sok helyen szignifikáns változásokat, az atkáknál pedig miért mutattam ki a várttal ellentétes irányú reakciót.

6.2.2. Az extrém szárazság utóhatása

Noha az első kísérleti évben az extrém szárazság hatással volt a talajlakó ízeltlábú közösségekre, a következő évben, az előzetesen kezelt, illetve kezeletlen területek között, már nem találtam szignifikáns hatást sem az aktivitási denzitást, sem a diverzitást tekintve. Az extrém szárazságnak a mikro-ízeltlábúak vizsgált paramétereire kifejtett hatása eltűnt. Meglepő módon a második évben a korábban extrém aszályal kezelt területeken a talajnedvesség magasabb értékeket mutatott. Mindez valószínűleg két hatásnak tudható be. Egyrészt az elhalt növényi anyag lefedte a talajt (mulcsozta), ezáltal csökkentve a párolgást, másrészt mivel az évelő növények

kipusztultak, csökkent a növények evapotranspirációja is. Ez a nedvességtöbblet magyarázhatja azt a magasabb mikrobiális biomasszát (SIR), amit az X kezelt területeken mértünk a második évben. A detritusznak és a megnövekedett mikrobiális biomasszának, mint táplálékforrásnak, bottom-up hatása lehetett (Wu et al. 2014), valamint a magasabb talajnedvesség magában is magasabb aktivitási denzitási értékekhez vezetett. A mulcshatás feltételezhetően kompenzálta az előző évek aktivitási denzitás csökkenését az ugróvillások esetében, és valószínűleg elősegítette a mezofauna regenerációját.

6.2.3. A enyhe csapadékváltozások hatása

Noha a második évben a szárazodás foka elérte az előző évi extrém szárazságkezelés (X) talajnedvesség minimális szintjét, a talajlakó csoportok (talajlakó ugróvillás és atka csoportok) nem mutattak szignifikáns változást válaszul sem az enyhe, sem pedig az erős szárazságkezelésre. A diverzitás értékekben sem figyeltem meg változást. A talajfelszíni ugróvillás csoport aktivitási denzitására azonban, főleg az erős szárazságkezelések negatív hatással voltak. Krab et al. (2013) hasonló választ figyeltek meg tőzeglápon. Itt a rövidtávú melegítéses kezelés bizonyult denzitás csökkentőnek az epiedafikus ugróvillások esetén. Kísérletünkben az extrém szárazság, valamint a gyenge és az erős szárazság hatásának különbségei inkább a kezelés időtartamának, mintsem erősségének (vagyis a talajnedvesség szint csökkenésének) tudhatók be. Az extrém szárazságkezelés 2014-ben 5 hónapig zajlott, és az összes vizsgált mezofauna csoport időszakos dinamikájával és aktivitási denzitás csúcsával átfedett. A gyenge és erős szárazságkezelés 2015-ben csak 1, illetve 2 hónapig tartott és átfedett a talajfelszíni ugróvillás csoport aktivitási denzitás csúcsával, míg a többi csoport klimatikus ablakán kívülre esett. Ez az eredmény azt sugallja, hogy a szárazság időzítésének és a száraz időszak hosszának is fontos hatása van. A talajnedvességszint csökkenése mindegyik szárazságkezelés esetén (X, M, S) elérte ugyanazt a kritikus értéket. Különbség köztük csak a szárazság (tehát a kritikus talajnedvességi időtartomány) hosszában volt. Az öntözés után a víz gyorsan elpárolog vagy elszivárog. Az öntözött parcellák az éves csapadék 18,8%-át kapták és ennek ellenére sem változott az átlagos talajnedvesség az év során. Következésképpen elmondható, hogy ezekben az ökoszisztémákban nem csak a csapadék mennyisége a limitáló faktor, hanem a csapadék időzítése és ismétlődése (frekvenciája) még fontosabb.

Noha a talajnedvesség az egyike a talajbiótát leginkább befolyásoló faktoroknak, a vízhozzáadás (öntözés), mint ahogy Lindberg és Persson (2004) kísérletében, a mi esetünkben sem befolyásolta sem a mikrobiális biomasszát, sem a mezofaunát. Ez összhangban van Darby et al. (2011) eredményeivel is, ahol sivatagi ökoszisztémában, a Prostigmata csoportot kivéve, a talajlakó mezofaunára szintén hatás nélkül maradt a többlet öntözés. Ez bizonyítja, hogy félsivatagos ökoszisztémákban a sporadikus csapadéktöbblet nem tudja kompenzálni a szárazság

hatását, és nem elegendő ahhoz, hogy megnövelje a mikrobiális biomasszát, illetve a mezofaunális abundanciát (esetünkben aktivitási denzitást). Azonban meg kell jegyezni, hogy általában a csapadékkezeléseknek hosszabb távon van nagyobb hatása (Blankinship et al. 2011). A mi kísérletünkben a rövid távon egyszerre lezúduló nagyobb mennyiségű csapadékot szimuláltuk. Azokhoz a kezelésekhez képest, ahol pozitív változásokat mutattak ki, az általunk végzett kezelés talán túl rövid ideig tartott, hogy változásokat indukáljon.

A legtöbb szárazság hatást vizsgáló kísérletben a talajlakó mezofauna a kezelésekre csak csekély választ mutatott. Semleges válaszokat találtak csenkeszes gyepekben, mediterrán macchiában mérsékelt övi csarabosokban, illetve lápokon (Kardol et al. 2011, Petersen 2011). Még a kísérletünkhöz térben közel eső nyárfás cserjésben sem találtak változást a szárazság és a melegítés hatására sem (Petersen 2011). Xu et al. (2012) erdei ökoszisztémákban pozitív választ is kaptak, ugyanis a szárazságkezelés hatására nőtt a mezofauna abundanciája, habár biomasszája csökkent. Megfigyelték, hogy a válaszok talajtípusoktól függően is különböztek.

Számos KK-ről szóló publikációban közölnek válaszokat, amelyek nem érik el, de megközelítik az $\alpha = 0,05$ szignifikanciaszintet (pl. Wu et al. 2014, Alatalo et al. 2015). A második éves kezelések esetén hagyományos statisztikai módszerekkel nem tudtam kimutatni a talajban élő közösségeket érintő változást. A kísérleti kialakítás és finanszírozási kényszerek miatt számos kísérlet ütközik alacsony statisztikai erőbe. Azonban különböző javaslatok léteznek a probléma megoldására (Lindroth és Raffa 2017). Az új megközelítéssel (relatív aktivitási denzitás és aktivitási denzitás különbségek) néhány rejtett válasz kimutatható lehet.

6.2.4. Az ismételt szárazságkezeléseknek nem volt felerősítő hatása

Az ismételt szárazságkezelések, a gyenge (M) és erős szárazság (S) nem erősítette fel az extrém szárazság hatását. Ez az eredmény egybevág Holmstrup et al. (2015) televényférgéken végzett megfigyeléseivel. Ők 13 évi ismételt szárazságkezelés után is csak gyenge változást észlelték a talajlakó mezofaunának. Esetünkben a kezelés és a mintavétel között eltelt hosszú idő módosíthatta a kezdeti hatásokat azzal, hogy időt biztosított a talajfauna felépülésére. Az ismételt kezelések között eltelt idő két éves kísérletünkben is minden egyes szárazságkezelés esetén elégséges lehetett a populációk felépülésére.

6.2.5. A talajhőmérséklet emelkedésének hatása elhanyagolható

A szárazság kétféle módon befolyásolja a talajlakó mezofauna közösségeket. A fő faktor a csökkent talajnedvesség, míg mellékhatásként a magasabb hőmérséklet is megjelenik. Szárazságkezeléseink során különböző mértékű hőmérséklet emelkedéseket regisztráltunk. De ezeket a változásokat elhanyagolhatónak tekintettük. A melegedésnek ugyanis a szakirodalom szerint az északi ökoszisztémákban, vagy hosszabb távon van jelentékeny hatása (Blankinship et

al. 2011), a mérsékelt övi ökoszisztémákra kifejtett hatása jelentéktelen (Kardol et al. 2011, Xu et al. 2012, Wu et al. 2014). Ezekben a régiókban a közvetlen hatásnál sokkal fontosabb a melegítés következménye, azaz az élőhely és talajának szárazodása.

6.2.6. Fajspecifikus válaszok

A területről előkerült talajfelszíni fajok, mint például az *Entomobrya nigriventris* is, általában száraz környezetben fordulnak elő. Azonban a szárazságra adott válaszuk még nem ismert. Valószínűleg xerotermofil, felszínen aktívan mozgó fajokról van szó. Ezért valószínűsíthető, hogy a száraz periódust horizontális migrációval, kedvező menedékre húzódva vészeli át (Hopkin 1997). Ez lehet az oka az erős szárazságkezelés során tapasztalt aktivitási denzitás csökkenésüknek. A kezelések ideje alatt, mintegy azonnali válaszként kivándorolnak a területről, és ha a körülmények újra kedvezővé válnak, visszatérnek. Az euedafikus és hemiedafikus ugróvillás fajokat együtt kezeltük, talajlakóként. Salmon et al. (2014) szerint sokkal stabilabb körülmények között élnek, és nincsenek hozzászokva a környezeti faktorok gyors változásához. Noha a talajban vertikális migrációra és aggregátumok képzésére is képesek (Hopkin 1997), érzékenyek a környezeti változásokra. Annak ellenére, hogy a területen talált talajlakó fajok szárazság toleránsnak tekinthetőek, egy olyan extrém, hosszú aszályal szemben, amikor a kiszáradás az alsóbb talajrétegeket is eléri, védtelenek. Ez lehet az oka annak, hogy az extrém szárazságkezelés során „majdnem szignifikáns” csökkenést tapasztaltam az aktivitási denzitásukban, míg az epiedafikus csoportnál mindez egyáltalán nem volt szignifikáns.

A vegetáción élő ugróvillások között a domináns faj a *Sphaeridia pumilis* volt, ennek a fajnak az aktivitási denzitás változása döntően befolyásolta a vegetáción élő ugróvillások viselkedését. A szakirodalom a fajról ellentétes információkat ad, Bretfeld és Dunger (1999) vegetáción élőként jeleníti meg, míg Gisin (1943) és Ponge (1993) szerint hemiedafikus faj, Szeptycki (1967) szerint pedig euedafikus. Én Salmon et al. (2014) statisztikai elemzésen alapuló beosztása alapján soroltam e fajt a vegetáción élő csoportba, amelyet a jellegei is megerősítenek: erős színezettség, sok szem, erős furcula. Azonban meg kell említeni, hogy valószínűleg egyértelmű beosztást alkalmazni erre a fajra nem lehet. Azt gyanítom, hogy a növényzet pusztulása során az avarban képes táplálkozni és túlélni, így akár a talajlakók közé is lehetne sorolni. Ez az átsorolás a talajlakó ugróvillás csoportok esetében már szignifikáns eredményt hozna a csökkenést illetően az extrém szárazság során. A 2015-ös kezelések eredményére így sem lenne hatással.

Az atka csoportok aktivitási denzitása az extrém aszályal kezelt területeken magasabb volt, mint a kontroll parcellákban. Az atkák jobban el tudják viselni a szárazságot (Kardol et al. 2011, Vestergård et al. 2015), vagy éppen negatívan reagálnak a talaj víztartalmának többletére (O'Lear és Blair 1999, Liu et al. 2017). Az ugróvillásokkal összehasonlítva az atkák, erős kutikulájuknak köszönhetően, sokkal ellenállóbbak (Schaefer 1995), és a környezeti fluktuációkhoz így talán

jobban képesek adaptálódni (Kardol et al. 2011). Továbbá, a szárazságkezelés során keletkezett elhalt növényi anyag fontos táplálékforrásként szolgálhat az elsődleges és másodlagos lebontó atkák számára, például a gombákat fogyasztó *Passalozetes perforatus* (Schatz 1983) számára.

A mezofaunára irányuló kutatásokban a szokványos módszer az, hogy a kísérlet végeztével néhány mintát vesznek a területről. De a környezeti anomáliák és extrémítások a különböző fajokat valószínűleg az év különböző szakaszaiban befolyásolják. Ennek következtében a nem megfelelő mintavétel is okozhatja a válaszok hiányát. A talajfuttatás a talajlakó mezofaunáról csak egy időleges képet képes nyújtani, folyamatos monitorozásra nem alkalmas. Egy olyan nem-invazív módszer, amely lehetővé teszi a talajlakó mezofauna monitorozását, eddig hiányzott. Kísérletünkben egy olyan új módszert alkalmaztunk, ami lehetővé tette a talajlakó mezofauna aktivitási denzitás-változásának folyamatos nyomonkövetését még a homoktalajok esetében is, ahol egyébként a hagyományos módszerekkel nagyon nehézkes és sokszor hatástalan a mintavétel. Habár más módszerekkel összehasonlítva ez a módszer a talajfelszíni mezofauna csoportokhoz képest a talajlakó mezofauna fajok számát alulbecsüli (Dombos et al. 2017), a kezelések összehasonlítására mégis alkalmas. A nem-invazív módszerünkkel képesek voltunk egész éven keresztül, különösen a vegetációs periódusban (az ízeltlábúak aktivitási periódusában) nyomon követni a talajközösségekben végbemenő folyamatokat. A módszer alkalmas arra, hogy hosszú távú klímakísérletben használjuk, úgy, hogy csak minimális zavarást fejtsünk ki a természetre és a többi vizsgálatra.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A klímaváltozás szárazföldi ökoszisztémákra kifejtett hatásának vizsgálata az ökológia egyik legkutatottabb ága. Számos áttekintő cikk foglalkozik szárazföldi ökoszisztémákkal, de ezek főleg felszíni rendszerekre koncentrálnak, a talajban zajló változások alulreprezentáltak. A talajlakó mezofauna, mint szervesanyag lebontó szervezetek összessége, központi helyet foglal el a talaj táplálékhálózatában. Alacsony migrációs képességüknek, magas fekunditásuknak és a környezeti változásokra adott gyors reakciójuknak köszönhetően potenciálisan jó modell organizmusai a talajban történő változásoknak. Emellett, mint a lebomlás szabályozásában is résztvevő szervezetek, fontos szerepük van a klímaváltozással kapcsolatos anyagforgalmi folyamatokban. Azonban a mezofaunával végzett terepi vizsgálatok szintén alulreprezentáltak. Az ezzel a csoporttal folytatott klímaváltozás-kísérletek jelenlegi helyzete és eredményei ellentmondóak. A kezelések eloszlása mind térben és időben egyenetlen, a kutatásokban különböző taxonómiai és funkcionális felosztást és sokféle módszert alkalmaznak. Úgy tűnik, hogy a kísérletek során az egyéb biotikus és abiotikus faktorok jobban befolyásolják a talajlakó mezofauna reakcióját, mint az alkalmazott klímaváltozás-faktorok. Ezért általános érvényű előrejelzéseket megállapítani jelenleg szinte lehetetlennek látszik. Ezeknek a problémáknak a megoldására és a mezofaunával folytatott klímaváltozás-kutatások elősegítésére egyrészt minimalizálni kell a mellékhatásokat másrészt pedig maximalizálni a többi kísérlettel való összehasonlíthatóságot.

A talajbióta számára a talajnedvesség az egyik legfontosabb környezeti faktor. A száraz és félsivatagos ökoszisztémákban a talajlakó mezofauna alkalmazkodott az időszakos szárazság-eseményekhez. Azonban azzal kapcsolatban, hogy a klímaszcenáriók által előre jelzett, különböző erősségű és gyakoriságú szárazság-események hogyan befolyásolják a talajlakó mezofaunát, a tudásunk hiányos.

Vizsgálatunkban egy új eszközzel, az úgynevezett EDAPHOLOG szondával dolgoztunk. Ez agyaggranulátumokat használ a csapda és a talaj közötti médiumközégeként. A szonda mikroízeltlábúakat csapdáz és érzékeli a beeséseket, valamint azokról egy méretbecslést is ad. Két szempontból teszteltem az eszközt. Először összehasonlítottam az EDAPHOLOG szondákkal, a pohárcsapdákkal és a talajfuttatásos módszerrel gyűjtött gerinctelenek egyedszámát lucernaföldön és homokpusztagyepen. Másodszor két nedvességállapotú homoktalajon megvizsgáltam, hogy az EDAPHOLOG csapdában használt agyaggranulátum befolyásolja-e a rovarok területhasználatát, adhat-e refugiális teret a rovaroknak.

A három módszer (EDAPHOLOG, pohárcsapda és talajfuttatás) összehasonlítása során azt találtam, hogy a pohárcsapdához képest az EDAPHOLOG csapdák jobb fogási arányt értek el a

talajlakó mikro-ízeltlábúak fogásában, mivel az előbbi számos egyéb ízeltlábú fajt is fogott. Továbbá, a talajfuttatásos eljáráshoz képest az EDAPHOLOG csapdák több talajfelszíni mikro-ízeltlábút fogtak, míg a talajlakókból majdnem ugyanakkora mennyiséget. A mintákban főleg a felszínen és az avarban mozgó (epiedafikus és hemiedafikus) fajok domináltak, de valódi talajlakó (euedafikus) fajok is képviseltették magukat.

Az általam vizsgált álltacsoportok eltérően használták az agyaggranulátumos közeget a homoktalajhoz képest. Noha a csapdáknál a legnagyobb mennyiségben előforduló talajfelszíni ugróvillások esetén nem találtam hatást, ezeket a megfigyeléseket tekintetbe kell venni az EDAPHOLOG csapda fogott adataink értékelésénél. Különösen azoknál a csoportoknál, ahol az EDAPHOLOG csapdaszerkezet önmagához képest is változó egyedszámokat fogott eltérő időjárás esetén: vegetáción élő ugróvillás, Mesostigmata atka, valamint a makrogerinctelenek.

A mezofauna aktivitásának időbeli változására összpontosító terepi kutatásokban az EDAPHOLOG rendszer alkalmas módszernek bizonyult. Mivel nem-invazív módszer, az EDAPHOLOG hasznos eszköz lehet az olyan vizsgálatok számára, amelyekhez hosszú távú monitorozásra van szükség, mint például talaj remediáció és élőhely rekonstrukció esetén, valamint klímaváltozás-projektekben.

A szondákkal két éven át, a zavarás minimalizálásával folyamatosan tudtuk nyomon követni a kiskunsági homoktalajok mezofaunájának változását. Az első évben (2014) az extrém szárazság, majd 2015-ben az arra ráépített további, de enyhébb kezelések (erős szárazság, gyenge szárazság és vízhozzáadás) hatásait vizsgáltuk.

Az első évben az extrém szárazságkezelések következtében az ugróvillások aktivitási denzitásának (csak a vegetáción élőkénél szignifikáns) csökkenését figyeltem meg, míg az összes atka csoportnál növekedést tapasztaltam. Azonban a következő évben már nem találtam meg az előző évek hatását az előzetesen kezelt és kontroll parcellák között, csak a mikrobiális biomassza esetében. Az erős és gyenge szárazság, valamint az öntözés esetében, a talajfelszíni ugróvillásokat kivéve, nem találtam számottevő változást 2015-ben. Az öntözés- és szárazságkezeléseknél úgy tűnik, hogy a talajlakó mezofaunára nézve a hatás erőssége (vagyis a talajnedvesség szintjének csökkenése vagy növekedése) helyett a kezelés időtartamának és az időzítésének van nagyobb szerepe. Mindezek alapján az feltételezhető, hogy a száraz, szélsőséges élőhelyeken, mint a kiskunsági homoki gyepeken, a talajlakó mezofauna képes átvészelni az extrém időjárási viszonyokat, a populációk gyorsan helyreállnak, azonban valószínűleg nem képesek ellenállni a hosszú aszályos időszakoknak.

8. SUMMARY

The effect of climate change on terrestrial ecosystems is one of the most thoroughly investigated field of ecology. Numerous reviews deal with terrestrial systems, but belowground changes are underrepresented. Soil mesofauna, due to its central role in soil food webs (as organic matter decomposers), reduced moving capacity, high fecundity, rapid reaction to environmental shifts has the potential to be good model organisms to predict the direction of changes in soil ecosystems and is able to provide feedbacks to climate change. But this group is underrepresented in investigations. Current state and results of the experiments are also contradictory. Distribution of the experiments is uneven in space and time, the methods are diverse, different taxonomical and functional groups are studied. Other biotic and abiotic factors seem to have more influence on soil mesofauna in the experiments than climate change factors, such as temperature change, elevated level of CO₂ or altered precipitation. Therefore generating global projections is nearly impossible. To overcome of these difficulties and facilitate the use of soil mesofauna in indication of climate change effects in belowground systems, side effects should be minimized and comparability of experiments should be maximised.

Ecosystem scale investigations on mesofaunal abundance and dynamics are scarce, especially in the field of climate change, because their high spatio-temporal heterogeneity requires huge sample size. Deriving from the traditional methods, sampling causes extensive disturbance in the soil environment. Moreover, processing and identifying large number of individuals are extremely labour-intensive. There is a need for a non-invasive method, which is able to count the animals automatically.

Soil moisture is one of the most important factors affecting soil biota. In arid and semi-arid ecosystems soil mesofauna is adapted to temporary drought events, but till now we have limited understanding of the impacts of different magnitude and frequency of drought, which are predicted by future climate change scenarios.

In our study we used a new device called EDAPHOLOG monitoring system that consists of a probe which uses clay granules as medium between the soil and the pitfall trap. It catches and detects microarthropods and estimates their body size; a data logger transmitting data to a central data base; and a Java application for retrieving data. We tested the device in two ways. First, we compared the number of individuals collected by EDAPHOLOG traps, pitfall traps and soil extraction method in an alfalfa field and sand steppes vegetation. Secondly, we evaluated the refuge character of the EDAPHOLOG probes under different humidity conditions in sandy soil.

By comparing the three different sampling methods (EDAPHOLOG, pitfall traps and soil extraction), we concluded that EDAPHOLOG traps select for soil microarthropods compared to

classical pitfall traps, since the latter ones caught also many other arthropod species. Furthermore, the EDAPHOLOG traps caught more epedaphic microarthropods and almost the same number of soil-dwelling euedaphic microarthropods as the numbers collected by soil extraction. Surface-dwelling epedaphic and litter-dwelling hemiedaphic microarthropods dominated the samples although soil-dwelling euedaphic microarthropods were also caught.

The EDAPHOLOG system proved to be suitable in field research focusing on temporal activity of microarthropods. Because it is non-invasive, studies requiring long-term monitoring, such as soil remediation or ecosystem restoration projects, will also find EDAPHOLOG useful. With these probes, we were able to monitor changes in soil arthropod communities with minimal disturbance throughout two years in a sandy soil. In the first year (2014), we applied extreme drought and in the consecutive year we added further, but less devastating treatments (severe drought, moderate drought, water addition) to these sites.

In the first year, extreme drought treatment had a close to significant negative effect on hemi- and euedaphic Collembola whereas all mite groups increased in activity density. However, in the consecutive year between extreme drought and control treatments we only detected difference in soil microbial biomass. In case of severe drought, moderate drought and water addition we did not find considerable changes in 2015, except in case of epedaphic Collembola. In case of water addition and drought treatments, duration combined with the timing of the manipulation seems to be more important for soil mesofauna than their severity (i.e. the level of soil moisture decrease). We suggest that in these extreme habitats, soil mesofauna is able to survive extremities, their populations recover rapidly but they may not be able to cope with very long drought periods.

9. FELHASZNÁLT IRODALOM

- [1.] Ainsworth, E. és A. Rogers. 2007. The Response of Photosynthesis and Stomatal Conductance to Rising [CO₂]: Molecular Mechanisms and Environmental Interactions. *Plant Cell and Environment* 30:258-270.
- [2.] Alatalo, J. M., A. K. Jägerbrand és P. Cuchta. 2015. Collembola at three alpine subarctic sites resistant to twenty years of experimental warming. *Scientific Reports* 5:18161.
- [3.] Amthor, J. S. 1995. Terrestrial higher-plant response to increasing atmospheric [CO₂] in relation to the global carbon cycle. *Global Change Biology* 1:243-274.
- [4.] Anderson, J. és K. Domsch. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10:215-221.
- [5.] Arbogast, R. T., P. E. Kendra, D. K. Weaver és D. Shuman. 2000. Insect infestation of stored oats in Florida and field evaluation of a device for counting insects electronically. *Journal of economic entomology* 93:1035-1044.
- [6.] Bailey, L. D. és M. Pol. 2016. Tackling extremes: challenges for ecological and evolutionary research on extreme climatic events. *Journal of Animal Ecology* 85:85-96.
- [7.] Bánszegi, O., A. Kosztolányi, G. Bakonyi, B. Szabó és M. Dombos. 2014. New method for automatic body length measurement of the collembolan, *Folsomia candida* Willem 1902 (Insecta: Collembola). *PloS one* 9:e98230.
- [8.] Batista, G. E., E. J. Keogh, A. Mafra-Neto és E. Rowton. 2011. SIGKDD demo: sensors and software to allow computational entomology, an emerging application of data mining. In: *Proceedings of the 17th ACM SIGKDD international conference on Knowledge discovery and data mining*. ACM. p. 761-764.
- [9.] Beier, C., C. Beierkuhnlein, T. Wohlgemuth, J. Penuelas, B. Emmett, C. Körner, H. Boeck, J. H. Christensen, S. Leuzinger és I. A. Janssens. 2012. Precipitation manipulation experiments—challenges and recommendations for the future. *Ecology Letters* 15:899-911.
- [10.] Bell, A. J., I. D. Phillips, K. D. Floate, B. M. Hoemsen és C. E. Phillips. 2014. Effects of pitfall trap lid transparency and habitat structure on the catches of Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in tame pasture. *Environmental entomology* 43:139-145.
- [11.] Beroza, M. 2002. More efficient and environmentally-desirable means of detecting insects entering lure-baited traps or attractive areas. US Patent Application Publication. US 2002/0144452 A1

- [12.] Blankinship, J. C., P. A. Niklaus és B. A. Hungate. 2011. A meta-analysis of responses of soil biota to global change. *Oecologia* 165:553-565.
- [13.] Bokhorst, S., G. Phoenix, J. Bjerke, T. Callaghan, F. Huyer-Brugman és M. Berg. 2012. Extreme winter warming events more negatively impact small rather than large soil fauna: shift in community composition explained by traits not taxa. *Global Change Biology* 18:1152-1162.
- [14.] Bradford, M., T. Jones, R. D. Bardgett, H. I. Black, B. Boag, M. Bonkowski, R. Cook, T. Eggers, A. Gange és S. Grayston. 2002. Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. *Science* 298:615-618.
- [15.] Bretfeld, G. és W. Dunger. 1999. Synopses on Palaearctic Collembola: Symphypleona. Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz. 318 p.
- [16.] Brown, G. R. és I. M. Matthews. 2016. A review of extensive variation in the design of pitfall traps and a proposal for a standard pitfall trap design for monitoring ground-active arthropod biodiversity. *Ecology and evolution* 6:3953-3964.
- [17.] Buzas, M. A. és T. G. Gibson. 1969. Species diversity: benthonic foraminifera in western North Atlantic. *Science* 163:72-75.
- [18.] Chapin, F. S., M. Sturm, M. Serreze, J. McFadden, J. Key, A. Lloyd, A. McGuire, T. Rupp, A. Lynch és J. Schimel. 2005. Role of land-surface changes in Arctic summer warming. *Science* 310:657-660.
- [19.] Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala és S. E. Hobbie. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234-242.
- [20.] Chikoski, J. M., S. H. Ferguson és L. Meyer. 2006. Effects of water addition on soil arthropods and soil characteristics in a precipitation-limited environment. *Acta Oecologica* 30:203-211.
- [21.] Clark, W. H. és P. E. Blom. 1992. An efficient and inexpensive pitfall trap system. *Entomological News* 103:55-59.
- [22.] Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- [23.] Convey, P., P. J. Pugh, C. Jackson, A. Murray, C. Ruhland, F. Xiong és T. Day. 2002. Response of Antarctic terrestrial microarthropods to long-term climate manipulations. *Ecology* 83:3130-3140.

- [24.] Coulson, S., H. Leinaas, R. Ims és G. Søvik. 2000. Experimental manipulation of the winter surface ice layer: the effects on a High Arctic soil microarthropod community. *Ecography* 23(3):299-306.
- [25.] Coulson, S. J., I. D. Hodkinson, C. Wooley, N. R. Webb, W. Block, M. R. Worland, J. S. Bale, és A. T. Strathdee. 1996. Effects of experimental temperature elevation on high-arctic soil microarthropod populations. *Polar Biology* 16:147-153.
- [26.] Coûteaux, M.-M. és T. Bolger. 2000. Interactions between atmospheric CO₂ enrichment and soil fauna. *Plant and Soil* 224:123-134.
- [27.] Cowling, R., P. Mustart, H. Laurie és M. Richards. 1994. Species diversity; functional diversity and functional redundancy in fynbos communities. *South African Journal of Science* 90:333-337.
- [28.] Coyle, D. R., U. J. Nagendra, M. K. Taylor, J. H. Campbell, C. E. Cunard, A. H. Joslin, A. Mundepe, C. A. Phillips, és M. A. Callahan Jr. 2017. Soil fauna responses to natural disturbances, invasive species, and global climate change: Current state of the science and a call to action. *Soil Biology and Biochemistry* 110:116-133.
- [29.] Crossley, D. A. és J. M. Blair. 1991. A high-efficiency, "low-technology" Tullgren-type extractor for soil microarthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 34:187-192.
- [30.] Dányi, L. és G. Traser. 2008. An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). *Opuscula Zoologica* 38:3-82.
- [31.] Darby, B. J., D. A. Neher, D. C. Housman és J. Belnap. 2011. Few apparent short-term effects of elevated soil temperature and increased frequency of summer precipitation on the abundance and taxonomic diversity of desert soil micro-and meso-fauna. *Soil Biology and Biochemistry* 43:1474-1481.
- [32.] De Boeck, H. J., S. Vicca, J. Roy, I. Nijs, A. Milcu, J. Kreyling, A. Jentsch, A. Chabbi, M. Campioli, és T. Callaghan. 2015. Global change experiments: challenges and opportunities. *Bioscience* 9:922-931.
- [33.] De Souza, V. M., D. F. Silva, és G. E. Batista. 2013. Classification of data streams applied to insect recognition: Initial results. in Intelligent Systems (BRACIS), 2013 *Brazilian Conference on. IEEE*. p. 76-81
- [34.] Dell, A. I., J. A. Bender, K. Branson, I. D. Couzin, G. G. de Polavieja, L. P. J. J. Noldus, A. Pérez-Escudero, P. Perona, A. D. Straw és M. Wikelski. 2014. Automated image-based tracking and its application in ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 29:417-428.

- [35.] Dermody, O., J. F. Weltzin, E. C. Engel, P. Allen és R. J. Norby. 2007. How do elevated [CO₂], warming, and reduced precipitation interact to affect soil moisture and LAI in an old field ecosystem? *Plant and Soil* 301:255-266.
- [36.] Digel, C., A. Curtsdotter, J. Riede, B. Klarner és U. Brose. 2014. Unravelling the complex structure of forest soil food webs: higher omnivory and more trophic levels. *Oikos* 123:1157-1172.
- [37.] Dombos, M. 2002. A Tullgren–type extractor for sampling springtail populations from small volume soil cores in high sample size. *Tiscia* 33:3-7.
- [38.] Dombos, M., A. Kosztolányi, K. Szlávecz, C. Gedeon, N. Flórián, Z. Groó, P. Dudás és O. Bánszegi. 2017. EDAPHOLOG monitoring system: automatic, real-time detection of soil microarthropods. *Methods in Ecology and Evolution* 8:313-321.
- [39.] Dunger, W. 2008. Tiere im boden. 4th edition. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben. 280 p.
- [40.] Eisenhauer, N., S. Cesarz, R. Koller, K. Worm és P. B. Reich. 2012. Global change belowground: impacts of elevated CO₂, nitrogen, and summer drought on soil food webs and biodiversity. *Global Change Biology* 18:435-447.
- [41.] Eisenhauer, N., A. C. Sabais, F. Schonert és S. Scheu. 2010. Soil arthropods beneficially rather than detrimentally impact plant performance in experimental grassland systems of different diversity. *Soil biology and biochemistry* 42:1418-1424.
- [42.] Eswaran, H., P. F. Reich, J. M. Kimble, F. H. Beinroth, E. Padmanabhan, P. Moncharoen. 2000. Global carbon sinks. In: Lal, R., J. M. Kimble, H. Eswaran, B. A. Stewart, (Eds.), *Global Climate Change and Pedogenic Carbonates*. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 15–26.
- [43.] Ettema, C. H. és D. A. Wardle. 2002. Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 17:177-183.
- [44.] Fjellberg, A. 1998. The Collembola of Fennoscandinavia and Denmark. Poduridae. Fauna Entomologica Scandinavica 35. Brill, Leiden.
- [45.] Fukatsu, T., T. Watanabe, H. Hu, H. Yoichi és M. Hirafuji. 2012. Field monitoring support system for the occurrence of *Leptocorisa chinensis* Dallas (Hemiptera: Alydidae) using synthetic attractants, Field Servers, and image analysis. *Computers and Electronics in Agriculture* 80:8-16.
- [46.] Gisin, H. 1943. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels: Inauguraldissertation... vorgelegt der philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel von Hermann Gisin. A. Kundig.

- [47.] Grandy, A. S., W. R. Wieder, K. Wickings és E. Kyker-Snowman. 2016. Beyond microbes: Are fauna the next frontier in soil biogeochemical models? *Soil Biology and Biochemistry* 102:40-44.
- [48.] Greenslade, P. 1981. Survival of Collembola in arid environments: observations in South Australia and the Sudan. *Journal of Arid Environments* 4:219-228.
- [49.] Guarnieri, A., S. Maini, G. Molari és V. Rondelli. 2011. Automatic trap for moth detection in integrated pest management. *Bulletin of Insectology* 64:247-251.
- [50.] Haimi, J., J. Laamanen, R. Penttinen, M. Rätty, S. Koponen, S. Kellomäki, és P. Niemelä. 2005. Impacts of elevated CO₂ and temperature on the soil fauna of boreal forests. *Applied Soil Ecology* 30:104-112.
- [51.] Harte, J., A. Rawa és V. Price. 1996. Effects of manipulated soil microclimate on mesofaunal biomass and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 28:313-322.
- [52.] Hirafuji, M., H. Yoichi, T. Watanabe, M. Asai, H. Hu, K. Tanaka, T. Fukatsu, T. Kiura, S. Ninomiya és T. Nagatsuka. 2008. Real-time insect monitoring system by using Field Server. *World conference on agricultural information and IT, IAALD AFITA WCCA*. p. 277-282.
- [53.] Ho, S., L. Fan és K. Boon. 1997. Development of a PC-based automatic monitoring system for *Tribolium castaneum* (Herbst) (Coleoptera: Tenebrionidae) in a rice warehouse. *Journal of Stored Products Research* 33:277-281.
- [54.] Hornung, E., 1986. Check list of COLLEMBOLA on a sandy grassland (Kiskunság National Park, Hungary). *Acta Biologica Szeged* 32:137-139.
- [55.] Hodkinson, I. D., N. Webb, J. Bale, W. Block, S. Coulson és A. Strathdee. 1998. Global change and Arctic ecosystems: conclusions and predictions from experiments with terrestrial invertebrates on Spitsbergen. *Arctic and Alpine Research*: 30(3):306-313.
- [56.] Holmstrup, M., R. M. Schmelz, N. Carrera, K. Dyrnum, K. S. Larsen, T. N. Mikkelsen, C. Beier. 2015. Responses of enchytraeids to increased temperature, drought and atmospheric CO₂: Results of an eight-year field experiment in dry heathland. *European Journal of Soil Biology* 70:15-22.
- [57.] Holmstrup, M., J. G. Sørensen, I. K. Schmidt, P. L. Nielsen, S. Mason, A. Tietema, A. R. Smith, T. Bataillon, C. Beier és B. K. Ehlers. 2013. Soil microarthropods are only weakly impacted after 13 years of repeated drought treatment in wet and dry heathland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 66:110-118.
- [58.] Hooper, D. U., F. Chapin, J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. Lawton, D. Lodge, M. Loreau és S. Naeem. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs* 75:3-35.

- [59.] Hopkin, S. P. 1997. *Biology of the springtails:(Insecta: Collembola)*. OUP Oxford. 340 p.
- [60.] Hopkin, S. P. 2007. *A key to the Collembola (Springtails) of Britain and Ireland*. FSC publications. 246 p.
- [61.] IPCC. 2013. *The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. USA: Cambridge University Press.
- [62.] IPCC. 2014. *Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC.
- [63.] ISO. 2006. *Soil quality -- Sampling of soil invertebrates -- Part 2: Sampling and extraction of micro-arthropods (Collembola and Acarina)*. *ISO 23611-2:2006*. International Standardization Organization, Geneva.
- [64.] Jiang, J. A., C. L. Tseng, F. M. Lu, E. C. Yang, Z. S. Wu, C.P. Chen, S. H. Lin, K. C. Lin és C. S. Liao. 2008. A GSM-based remote wireless automatic monitoring system for field information: A case study for ecological monitoring of the oriental fruit fly, *Bactrocera dorsalis* (Hendel). *Computers and Electronics in Agriculture* 62:243-259.
- [65.] Johnston, D., J. Kethley és B. OConnor. 1982. Acari. Synopsis and classification of living organisms, SP Parker (ed.):111.
- [66.] Joosse-van Damme, E. N. 1965. Pitfall-trapping as a method for studying surface dwelling Collembola. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 55:587-596.
- [67.] Jordana, R. 2012. *Capbryinae & Entomobryini*. Museum of natural history Görlitz. 390 p.
- [68.] Jucevica, E. és V. Melecis. 2006. Global warming affect Collembola community: A long-term study. *Pedobiologia* 50:177-184.
- [69.] Kaneda, S. és N. Kaneko. 2008. Collembolans feeding on soil affect carbon and nitrogen mineralization by their influence on microbial and nematode activities. *Biology and Fertility of Soils* 44:435-442.
- [70.] Kardol, P., W. N. Reynolds, R. J. Norby és A. T. Classen. 2011. Climate change effects on soil microarthropod abundance and community structure. *Applied Soil Ecology* 47:37-44.
- [71.] Kattenberg, A., F. Giorgi, H. Grassl, G. Meehl, J. Mitchell, R. Stouffer, T. Tokioka, A. Weaver és T. Wigley. 1996. Climate models—projections of future climate. *Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change:285-357*.

- [72.] Klironomos, J. N., M. C. Rillig és M. F. Allen. 1999. Designing belowground field experiments with the help of semi-variance and power analyses. *Applied Soil Ecology* 12:227-238.
- [73.] Konestabo, H. S., A. Michelsen és M. Holmstrup. 2007. Responses of springtail and mite populations to prolonged periods of soil freeze-thaw cycles in a sub-arctic ecosystem. *Applied Soil Ecology* 36:136-146.
- [74.] Kovács-Hostyánszki, A., Z. Elek, K. Balázs, C. Centeri, E. Falusi, P. Jeanneret, K. Penksza, L. Podmaniczky, O. Szalkovszki és A. Báldi. 2013. Earthworms, spiders and bees as indicators of habitat quality and management in a low-input farming region—A whole farm approach. *Ecological indicators* 33:111-120.
- [75.] Kovács-Láng, E., G. Kröel-Dulay, M. Kertész, G. Fekete, S. Bartha, J. Mika, I. Dobi-Wantuch, T. Rédei, K. Rajkai és I. Hahn. 2000. Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. *Phytocoenologia* 30:385-407.
- [76.] Krab, E. J., I. M. V. S. Lantman, J. H. Cornelissen és M. P. Berg. 2013. How extreme is an extreme climatic event to a subarctic peatland springtail community? *Soil Biology and Biochemistry* 59:16-24.
- [77.] Kreyling, J. és C. Beier. 2013. Complexity in climate change manipulation experiments. *Bioscience* 63:763-767.
- [78.] Kuenen, F. J., H. Venema, C. A. van Gestel és H. A. Verhoef. 2009. Extracting soil microarthropods with olive oil: A novel mechanical extraction method for mesofauna from sandy soils. *European Journal of Soil Biology* 45:496-500.
- [79.] Kuti, L., J. Vatai, T. Müller és B. Kerék. 2002. A talajvíztükör mélységének változása a Duna-Tisza közti hátságon. *Földtani Közlöny* 132:317-325.
- [80.] Ladányi, Z., V. Blanka, B. Meyer, G. Mezösi és J. Rakonczai. 2015. Multi-indicator sensitivity analysis of climate change effects on landscapes in the Kiskunság National Park, Hungary. *Ecological indicators* 58:8-20.
- [81.] Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627.
- [82.] Lange, M., M. M. Gossner és W. W. Weisser. 2011. Effect of pitfall trap type and diameter on vertebrate by-catches and ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) sampling. *Methods in Ecology and Evolution* 2:185-190.
- [83.] Lensing, J. R., S. Todd és D. H. Wise. 2005. The impact of altered precipitation on spatial stratification and activity-densities of springtails (Collembola) and spiders (Araneae). *Ecological Entomology* 30:194-200.

- [84.] Leuzinger, S., Y. Luo, C. Beier, W. Dieleman, S. Vicca és C. Körner. 2011. Do global change experiments overestimate impacts on terrestrial ecosystems? *Trends in ecology & evolution* 26:236-241.
- [85.] Lindberg, N. és J. Bengtsson. 2005. Population responses of oribatid mites and collembolans after drought. *Applied Soil Ecology* 28:163-174.
- [86.] Lindberg, N., J. B. Engtsson és T. Persson. 2002. Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand. *Journal of Applied Ecology* 39:924-936.
- [87.] Lindberg, N. és T. Persson. 2004. Effects of long-term nutrient fertilisation and irrigation on the microarthropod community in a boreal Norway spruce stand. *Forest ecology and management* 188:125-135.
- [88.] Lindo, Z., J. Whiteley és A. Gonzalez. 2012. Traits explain community disassembly and trophic contraction following experimental environmental change. *Global Change Biology* 18:2448-2457.
- [89.] Lindroth, R. L. és K. F. Raffa. 2017. Experimental approaches for assessing invertebrate responses to global change factors. *Invertebrates and Global Climate Change*, eds SN Johnson and TH Jones (Oxford, UK: Wiley), p. 30-45.
- [90.] Liu, J. L., F. R. Li, L. L. Liu és K. Yang. 2017. Responses of different Collembola and mite taxa to experimental rain pulses in an arid ecosystem. *Catena* 155:53-61.
- [91.] Mahunka, S. és L. Mahunka-Papp. 2004. A Catalogue of the Hungarian Oribatid Mites: Acari: Oribatida. Hungarian Natural History Museum, Systematic Zoology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences, 363 p.
- [92.] Mahunka, S. 1987. A survey of the oribatids of the Kiskunság National Park (Acari: Oribatida). *The fauna of the Kiskunság National Park* 2:346-397.
- [93.] Makkonen, M., M. P. Berg, J. R. Van Hal, T. V. Callaghan, M. C. Press R. Aerts. 2011. Traits explain the responses of a sub-arctic Collembola community to climate manipulation. *Soil Biology and Biochemistry* 43:377-384.
- [94.] Mankin, R., R. Hodges, H. Nagle, C. Schal, R. Pereira és P. Koehler. 2010. Acoustic indicators for targeted detection of stored product and urban insect pests by inexpensive infrared, acoustic, and vibrational detection of movement. *Journal of economic entomology* 103:1636-1646.
- [95.] Marx, M. T., P. Guhmann és P. Decker. 2012. Adaptations and predispositions of different Middle European arthropod taxa (Collembola, Araneae, Chilopoda, Diplopoda) to flooding and drought conditions. *Animals* 2:564-590.

- [96.] Mertens, J., L. Beladjal, F. Janssens és P. Matthys. 2007. Pitfall trapping in flooding habitats: a new technique reveals *Archisotoma pulchella* (Collembola: Isotomidae) as new to the Belgian fauna. *Belgian Journal of Zoology* 137:177-181.
- [97.] Nielsen, U. N., E. Ayres, D. H. Wall és R. D. Bardgett. 2011. Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity–function relationships. *European Journal of Soil Science* 62:105-116.
- [98.] Nielsen, U. N. és B. A. Ball. 2015. Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems. *Global Change Biology* 21:1407-1421.
- [99.] Nielsen, U. N. és D. H. Wall. 2013. The future of soil invertebrate communities in polar regions: different climate change responses in the Arctic and Antarctic? *Ecology Letters* 16:409-419.
- [100.] O'Lear, H. és J. Blair. 1999. Responses of soil microarthropods to changes in soil water availability in tallgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils* 29:207-217.
- [101.] Orgiazzi, A., R. D. Bardgett és E. Barrios. 2016. Global soil biodiversity atlas. European Commission. 176 p.
- [102.] Parisi, V., C. Menta, C. Gardi, C. Jacomini és E. Mozzanica. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, ecosystems & environment* 105:323-333.
- [103.] Pérez-Iñigo, C. 1972. Acaros oribatidos de suelos de Espana peninsular e Islas Baleares (Acari, Oribatei). IV. Eos.
- [104.] Petersen, H. 2011. Collembolan communities in shrublands along climatic gradients in Europe and the effect of experimental warming and drought on population density, biomass and diversity. *Soil Organism* 83(3):463–488.
- [105.] Pflug, A. és V. Wolters. 2001. Influence of drought and litter age on Collembola communities. *European Journal of Soil Biology* 37:305-308.
- [106.] Pieczka, I., J. Bartholy, R. Pongrácz, K. André, A. Kis és F. Kelemen. 2015. Regional climate modeling study for the Carpathian region using RegCM4 experiments. *Aerul si Apa. Componente ale Mediului* p. 96-101.
- [107.] Ponge, J.-F. 1993. Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems. *Pedobiologia* 37:223-244.
- [108.] Potapow, M. 2001. Synopses on Palaearctic Collembola: Isotomidae. Staatliches Museum für Naturkunde. 603 p.

- [109.] Querner, P. és A. Bruckner. 2010. Combining pitfall traps and soil samples to collect Collembola for site scale biodiversity assessments. *Applied Soil Ecology* 45:293-297.
- [110.] R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing [Internet]. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2014.
- [111.] Reynolds, D. és J. Riley. 2002. Remote-sensing, telemetric and computer-based technologies for investigating insect movement: a survey of existing and potential techniques. *Computers and Electronics in Agriculture* 35:271-307.
- [112.] Römbke, J., J.-P. Sousa, T. Schouten és F. Riepert. 2006. Monitoring of soil organisms: a set of standardized field methods proposed by ISO. *European Journal of Soil Biology* 42:61-64.
- [113.] Rusek, J., 1965. Beitrag zur Collembolen-Fauna Bulgariens. *Acta Universitatis Carolinae Biologica* 2:179-191.
- [114.] Rustad, L. E. 2008. The response of terrestrial ecosystems to global climate change: towards an integrated approach. *Science of the Total Environment* 404:222-235.
- [115.] Salmon, S., J.-F. Ponge, S. Gachet, L. Deharveng, N. Lefebvre és F. Delabrosse. 2014. Linking species, traits and habitat characteristics of Collembola at European scale. *Soil Biology and Biochemistry* 75:73-85.
- [116.] Santorufo, L., C. A. M. Van Gestel és G. Maisto. 2014. Sampling season affects conclusions on soil arthropod community structure responses to metal pollution in Mediterranean urban soils. *Geoderma* 226:47-53.
- [117.] Schaefer, M. 1995. Interspecific interactions in the soil community. *Acta Zoologica Fennica* 196:101-106.
- [118.] Schatz, H. 1983. Catalogus Faunae Austriae. Teil IX. U. Ordn.: Oribatei, Hornmilben–Österreichische Akademie der Wissenschaft, Vienna.
- [119.] Schmidt, M. H., Y. Clough, W. Schulz, A. Westphalen és T. Tschardt. 2006. Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. *Journal of Arachnology* 34:159-162.
- [120.] Selby, R., S. Gage és M. Whalon. 2014. Precise and low-cost monitoring of plum curculio (Coleoptera: Curculionidae) pest activity in pyramid traps with cameras. *Environmental entomology* 43:421-431.
- [121.] Seneviratne, S. I., T. Corti, E. L. Davin, M. Hirschi, E. B. Jaeger, I. Lehner, B. Orlowsky és A. J. Teuling. 2010. Investigating soil moisture–climate interactions in a changing climate: A review. *Earth-Science Reviews* 99:125-161.

- [122.] Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *ACM SIGMOBILE Mobile Computing and Communications Review* 5:3-55.
- [123.] Shaver, G. R., J. Canadell, F. Chapin Iii, J. Gurevitch, J. Harte, G. Henry, P. Ineson, S. Jonasson, J. Melillo és L. Pitelka. 2000. Global Warming and Terrestrial Ecosystems: A Conceptual Framework for Analysis: Ecosystem responses to global warming will be complex and varied. Ecosystem warming experiments hold great potential for providing insights on ways terrestrial ecosystems will respond to upcoming decades of climate change. Documentation of initial conditions provides the context for understanding and predicting ecosystem responses. *Bioscience* 50:871-882.
- [124.] Shaw, M. R., E. S. Zavaleta, N. R. Chiariello, E. E. Cleland, H. A. Mooney és C. B. Field. 2002. Grassland responses to global environmental changes suppressed by elevated CO₂. *Science* 298:1987-1990.
- [125.] Shieh, J. C., J. Y. Wang, T. S. Lin, C. H. Lin, E. C. Yang, Y. J. Tsai, H. T. Tsai, M. T. Chiou, F.-M. Lu és J. A. Jiang. 2011. A GSM-based field monitoring system for *Spodoptera litura* (Fabricius). *Engineering in agriculture, environment and food* 4:77-82.
- [126.] Shultz, B. J., J. R. Lensing és D. H. Wise. 2006. Effects of altered precipitation and wolf spiders on the density and activity of forest-floor Collembola. *Pedobiologia* 50:43-50.
- [127.] Shuman, D., D. K. Weaver és R. G. Larson. 2005. Performance of an analytical, dual infrared-beam, stored-product insect monitoring system. *Journal of Economic Entomology* 98:1723-1732.
- [128.] Sinclair, B. J. és M. I. Stevens. 2006. Terrestrial microarthropods of Victoria Land and Queen Maud Mountains, Antarctica: implications of climate change. *Soil Biology and Biochemistry* 38:3158-3170.
- [129.] Sjursen, H., A. Michelsen és S. Jonasson. 2005. Effects of long-term soil warming and fertilisation on microarthropod abundances in three sub-arctic ecosystems. *Applied Soil Ecology* 30:148-161.
- [130.] Smith, P. 2012. Soils and climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4:539-544.
- [131.] Solomon, S. 2007. Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC. Cambridge university press.
- [132.] Soong, J. L. és U. N. Nielsen. 2016. The role of microarthropods in emerging models of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 102:37-39.

- [133.] Sowerby, A., B. A. Emmett, A. Tietema és C. Beier. 2008. Contrasting effects of repeated summer drought on soil carbon efflux in hydric and mesic heathland soils. *Global Change Biology* 14:2388-2404.
- [134.] Sowerby, A., B. Emmett, D. Williams, C. Beier és C. Evans. 2010. The response of dissolved organic carbon (DOC) and the ecosystem carbon balance to experimental drought in a temperate shrubland. *European Journal of Soil Science* 61:697-709.
- [135.] Stach, J. és J. Stach. 1963. The Apterygotan fauna of Poland in relation to the world-fauna of this group of insects. Tribe: Entomobryini. Polska Akademia Nauk, Kraków, 126 p.
- [136.] Swift, M., O. Andren, L. Brussaard, M. Briones, M. M. COUTEAUX, K. Ekschmitt, A. Kjoller, P. Loiseau és P. Smith. 1998. Global change, soil biodiversity, and nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: three case studies. *Global Change Biology* 4:729-743.
- [137.] Sylvain, Z. A., D. H. Wall, K. L. Cherwin, D. P. Peters, L. G. Reichmann és O. E. Sala. 2014. Soil animal responses to moisture availability are largely scale, not ecosystem dependent: insight from a cross-site study. *Global Change Biology* 20:2631-2643.
- [138.] Szeptycki, A. 1967. Fauna of the springtails (Collembola) of the Ojców National Park in Poland. *Acta Zoologica Cracoviensia* 12:219–280.
- [139.] Thibaud, J. M., H.-J. Schulz, M. M. D. G. Assalino és W. Dunger. 2004. Synopses on Palaearctic Collembola: Hypogastruridae. Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz. 288 p.
- [140.] Thompson, R. M., J. Beardall, J. Beringer, M. Grace és P. Sardina. 2013. Means and extremes: building variability into community-level climate change experiments. *Ecology Letters* 16:799-806.
- [141.] Tóthmérész B. 1997: Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest 98 p.
- [142.] Tsiafouli, M. A., A. S. Kallimanis, E. Katana, G. P. Stamou és S. P. Sgardelis. 2005. Responses of soil microarthropods to experimental short-term manipulations of soil moisture. *Applied Soil Ecology* 29:17-26.
- [143.] Turnbull, M. S. és Z. Lindo. 2015. Combined effects of abiotic factors on Collembola communities reveal precipitation may act as a disturbance. *Soil Biology and Biochemistry* 82:36-43.
- [144.] Van Dooremalen, C., M. P. Berg és J. Ellers. 2013. Acclimation responses to temperature vary with vertical stratification: implications for vulnerability of soil-dwelling species to extreme temperature events. *Global Change Biology* 19:975-984.

- [145.] Vestergård, M., K. Dyrnum, A. Michelsen, C. Damgaard és M. Holmstrup. 2015. Long-term multifactorial climate change impacts on mesofaunal biomass and nitrogen content. *Applied Soil Ecology* 92:54-63.
- [146.] Waagner, D., M. Bayley és M. Holmstrup. 2011. Recovery of reproduction after drought in the soil living *Folsomia candida* (Collembola). *Soil Biology and Biochemistry* 43:690-692.
- [147.] Wardle, D. A., R. D. Bardgett, J. N. Klironomos, H. Setälä, W. H. Van Der Putten, and D. H. Wall. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304:1629-1633.
- [148.] Weigmann, G. 2006. Hornmilben (Oribatida). Die Tierwelt Deutschlands, begründet 1925 von Friedrich Dahl. 76. Teil. Goecke & Evers, Keltern. 520 p.
- [149.] Wickings, K. és A. S. Grandy. 2013. Management intensity interacts with litter chemistry and climate to drive temporal patterns in arthropod communities during decomposition. *Pedobiologia* 56:105-112.
- [150.] Wolters, V., W. L. Silver, D. E. Bignell, D. C. Coleman, P. Lavelle, W. H. Van Der Putten, P. De Ruiter, J. Rusek, D. H. Wall, and D. A. Wardle. 2000. Effects of Global Changes on Above-and Belowground Biodiversity in Terrestrial Ecosystems: Implications for Ecosystem Functioning We identify the basic types of interaction between vascular plants and soil biota; describe the sensitivity of each type to changes in species composition; and, within this framework, evaluate the potential consequences of global change drivers on ecosystem processes. *Bioscience* 50:1089-1098.
- [151.] Wu, T., F. Su, H. Han, Y. Du, C. Yu és S. Wan. 2014. Responses of soil microarthropods to warming and increased precipitation in a semiarid temperate steppe. *Applied Soil Ecology* 84:200-207.
- [152.] Xu, G. L., T. M. Kuster, M. S. Günthardt-Goerg, M. Dobbertin és M. H. Li. 2012. Seasonal exposure to drought and air warming affects soil Collembola and mites. *PloS one* 7:e43102.
- [153.] Yan, X., Z. Ni, L. Chang, K. Wang és D. Wu. 2015. Soil Warming Elevates the Abundance of Collembola in the Songnen Plain of China. *Sustainability* 7:1161-1171.

10. MELLÉKLETEK

1. Melléklet. A mezofaunával folytatott klimatikus kutatások összefoglaló táblázatai alapját szolgáló 54 cikk:

Alatalo, J. M., A. K. Jägerbrand és P. Cuchta. 2015. Collembola at three alpine subarctic sites resistant to twenty years of experimental warming. *Nature Publishing Group. Scientific Reports* 5:18161.

Alatalo, J. M., A. K. Jägerbrand, J. Juhanson, A. Michelsen és P. Luptáčík. 2017. Impacts of twenty years of experimental warming on soil carbon, nitrogen, moisture and soil mites across alpine/subarctic tundra communities. *Scientific Reports* 7:44489.

Bokhorst, S., A. Huiskes, P. Convey, P. Van Bodegom és R. Aerts. 2008. Climate change effects on soil arthropod communities from the Falkland Islands and the Maritime Antarctic. *Soil Biology and Biochemistry* 40:1547-1556.

Bokhorst, S., G. Phoenix, J. Bjerke, T. Callaghan, F. Huyer-Brugman és M. Berg. 2012. Extreme winter warming events more negatively impact small rather than large soil fauna: shift in community composition explained by traits not taxa. *Global Change Biology* 18:1152-1162.

Briones, M. J. I., N. J. Ostle, N. P. McNamara és J. Poskitt. 2009. Functional shifts of grassland soil communities in response to soil warming. *Soil Biology and Biochemistry* 41:315-322.

Chikoski, J. M., S. H. Ferguson és L. Meyer. 2006. Effects of water addition on soil arthropods and soil characteristics in a precipitation-limited environment. *Acta Oecologica* 30:203-211.

Convey, P., P. J. Pugh, C. Jackson, A. Murray, C. Ruhland, F. Xiong és T. Day. 2002. Response of Antarctic terrestrial microarthropods to long-term climate manipulations. *Ecology* 83:3130-3140.

Coulson, S. J., I. D. Hodkinson, C. Wooley, N. R. Webb, W. Block, M. R. Worland, J. S. Bale és A. T. Strathdee. 1996. Effects of experimental temperature elevation on high-arctic soil microarthropod populations. *Polar Biology* 16:147-153.

Darby, B. J., D. A. Neher, D. C. Housman és J. Belnap. 2011. Few apparent short-term effects of elevated soil temperature and increased frequency of summer precipitation on the abundance and taxonomic diversity of desert soil micro- and meso-fauna. *Soil Biology and Biochemistry* 43:1474-1481.

- Day, T. A., C. T. Ruhland, S. L. Strauss, J. H. Park, M. L. Krieg, M. A. Krna és D. M. Bryant. 2009. Response of plants and the dominant microarthropod, *Cryptopygus antarcticus*, to warming and contrasting precipitation regimes in Antarctic tundra. *Global Change Biology* 15:1640-1651.
- Dollery, R., I. D. Hodkinson és I. S. Jónsdóttir. 2006. Impact of warming and timing of snow melt on soil microarthropod assemblages associated with *Dryas*-dominated plant communities on Svalbard. *Ecography* 29:111-119.
- Eisenhauer, N., S. Cesarz, R. Koller, K. Worm és P. B. Reich. 2012. Global change belowground: impacts of elevated CO₂, nitrogen, and summer drought on soil food webs and biodiversity. *Global Change Biology* 18:435-447.
- Florian, N., M. Ladányi, A. Itzész, Gy. Kröel-Dulay, G. Ónodi, M. Mucsi, T. Szili-Kovács, V. Gergócs, L. Dányi, M. Dombos. The effect of single and repeated drought on soil microarthropods in a semi-arid ecosystem depends more on timing and duration than drought severity (bírálatra benyújtva: *Applied Soil Ecology* 2018)
- Hågvar, S. és K. Klanderud. 2009. Effect of simulated environmental change on alpine soil arthropods. *Global Change Biology* 15:2972-2980.
- Haimi, J., J. Laamanen, R. Penttinen, M. Rätty, S. Koponen, S. Kellomäki és P. Niemelä. 2005. Impacts of elevated CO₂ and temperature on the soil fauna of boreal forests. *Applied Soil Ecology* 30:104-112.
- Hansen, R. A., R. S. Williams, D. C. Degenhardt és D. E. Lincoln. 2001. Non-litter effects of elevated CO₂ on forest floor microarthropod abundances. *Plant and Soil* 236:139-144.
- Harte, J., A. Rawa és V. Price. 1996. Effects of manipulated soil microclimate on mesofaunal biomass and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 28:313-322.
- Holmstrup, M., C. Damgaard, I. K. Schmidt, M. F. Arndal, C. Beier, T. N. Mikkelsen, P. Ambus, K. S. Larsen, K. Pilegaard és A. Michelsen. 2017. Long-term and realistic global change manipulations had low impact on diversity of soil biota in temperate heathland. *Scientific Reports* 7:41388.
- Holmstrup, M., R. M. Schmelz, N. Carrera, K. Dyrnum, K. S. Larsen, T. N. Mikkelsen és C. Beier. 2015. Responses of enchytraeids to increased temperature, drought and atmospheric CO₂: Results of an eight-year field experiment in dry heathland. *European Journal of Soil Biology* 70:15-22.
- Holmstrup, M., J. G. Sørensen, I. K. Schmidt, P. L. Nielsen, S. Mason, A. Tietema, A. R. Smith, T. Bataillon, C. Beier és B. K. Ehlers. 2013. Soil microarthropods are only weakly impacted after

13 years of repeated drought treatment in wet and dry heathland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 66:110-118.

Kardol, P., W. N. Reynolds, R. J. Norby és A. T. Classen. 2011. Climate change effects on soil microarthropod abundance and community structure. *Applied Soil Ecology* 47:37-44.

Kennedy, A. D. 1994. Simulated climate change: a field manipulation study of polar microarthropod community response to global warming. *Ecography* 17:131-140.

Klironomos, J., M. Rillig, M. Allen, D. Zak, M. Kubiske és K. Pregitzer. 1997. Soil fungal-arthropod responses to *Populus tremuloides* grown under enriched atmospheric CO₂ under field conditions. *Global Change Biology* 3:473-478.

Krab, E. J., I. M. V. S. Lantman, J. H. Cornelissen és M. P. Berg. 2013. How extreme is an extreme climatic event to a subarctic peatland springtail community? *Soil Biology and Biochemistry* 59:16-24.

Lindberg, N. és J. Bengtsson. 2005. Population responses of oribatid mites and collembolans after drought. *Applied Soil Ecology* 28:163-174.

Lindberg, N., J. B. Engtsson és T. Persson. 2002. Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand. *Journal of Applied Ecology* 39:924-936.

Lindberg, N. és T. Persson. 2004. Effects of long-term nutrient fertilisation and irrigation on the microarthropod community in a boreal Norway spruce stand. *Forest ecology and management* 188:125-135.

Lindo, Z., J. Whiteley és A. Gonzalez. 2012. Traits explain community disassembly and trophic contraction following experimental environmental change. *Global Change Biology* 18:2448-2457.

Liu, J.-L., F.-R. Li, L.-L. Liu és K. Yang. 2017. Responses of different Collembola and mite taxa to experimental rain pulses in an arid ecosystem. *Catena* 155:53-61.

Loranger, G. I., K. S. Pregitzer és J. S. King. 2004. Elevated CO₂ and O_{3t} concentrations differentially affect selected groups of the fauna in temperate forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 36:1521-1524.

Makkonen, M., M. P. Berg, J. R. Van Hal, T. V. Callaghan, M. C. Press és R. Aerts. 2011. Traits explain the responses of a sub-arctic Collembola community to climate manipulation. *Soil Biology and Biochemistry* 43:377-384.

- McGeoch, M. A., P. C. Le Roux, E. A. Hugo és S. L. Chown. 2006. Species and community responses to short-term climate manipulation: Microarthropods in the sub-Antarctic. *Austral Ecology* 31:719-731.
- Niklaus, P., J. Alpehi, D. Ebersberger, C. Kampichler, E. Kandeler és D. Tscherko. 2003. Six years of in situ CO₂ enrichment evoke changes in soil structure and soil biota of nutrient-poor grassland. *Global Change Biology* 9:585-600.
- Niklaus, P. A., J. Alpehi, C. Kampichler, E. Kandeler, C. Körner, D. Tscherko és M. Wohlfender. 2007. Interactive effects of plant species diversity and elevated CO₂ on soil biota and nutrient cycling. *Ecology* 88:3153-3163.
- O'Lear, H. és J. Blair. 1999. Responses of soil microarthropods to changes in soil water availability in tallgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils* 29:207-217.
- Petersen, H. 2011. Collembolan communities in shrublands along climatic gradients in Europe and the effect of experimental warming and drought on population density, biomass and diversity. *Soil Organisms* 83 (3): 463–488.
- Pflug, A. és V. Wolters. 2001. Influence of drought and litter age on Collembola communities. *European Journal of Soil Biology* 37:305-308.
- Runion, G., E. Curl, H. Rogers, P. Backman, R. Rodriguez-Kabana és B. Helms. 1994. Effects of free-air CO₂ enrichment on microbial populations in the rhizosphere and phyllosphere of cotton. *Agricultural and Forest Meteorology* 70:117-130.
- Shultz, B. J., J. R. Lensing és D. H. Wise. 2006. Effects of altered precipitation and wolf spiders on the density and activity of forest-floor Collembola. *Pedobiologia* 50:43-50.
- Sinclair, B. J. 2002. Effects of increased temperatures simulating climate change on terrestrial invertebrates on Ross Island, Antarctica. *Pedobiologia* 46:150-160.
- Sjursen, H., A. Michelsen és S. Jonasson. 2005. Effects of long-term soil warming and fertilisation on microarthropod abundances in three sub-arctic ecosystems. *Applied Soil Ecology* 30:148-161.
- Staley, J. T., C. J. Hodgson, S. R. Mortimer, M. D. Morecroft, G. J. Masters, V. K. Brown és M. E. Taylor. 2007. Effects of summer rainfall manipulations on the abundance and vertical distribution of herbivorous soil macro-invertebrates. *European Journal of Soil Biology* 43:189-198.

- Sticht, C., S. Schrader, A. Giesemann és H.-J. Weigel. 2006. Effects of elevated atmospheric CO₂ and N fertilization on abundance, diversity and C-isotopic signature of collembolan communities in arable soil. *Applied Soil Ecology* 34:219-229.
- Sticht, C., S. Schrader, A. Giesemann és H.-J. Weigel. 2008. Atmospheric CO₂ enrichment induces life strategy- and species-specific responses of collembolans in the rhizosphere of sugar beet and winter wheat. *Soil Biology and Biochemistry* 40:1432-1445.
- Taylor, A. R., D. Schröter, A. Pflug és V. Wolters. 2004. Response of different decomposer communities to the manipulation of moisture availability: potential effects of changing precipitation patterns. *Global Change Biology* 10:1313-1324.
- Taylor, A. R. és V. Wolters. 2005. Responses of oribatid mite communities to summer drought: The influence of litter type and quality. *Soil Biology and Biochemistry* 37:2117-2130.
- Torode, M. D., K. L. Barnett, S. L. Facey, U. N. Nielsen, S. A. Power és S. N. Johnson. 2016. Altered precipitation impacts on above- and below-ground grassland invertebrates: summer drought leads to outbreaks in spring. *Frontiers in plant science* 7:1468.
- Tsiafouli, M. A., A. S. Kallimanis, E. Katana, G. P. Stamou és S. P. Sgardelis. 2005. Responses of soil microarthropods to experimental short-term manipulations of soil moisture. *Applied Soil Ecology* 29:17-26.
- Vestergård, M., K. Dyrnum, A. Michelsen, C. Damgaard és M. Holmstrup. 2015. Long-term multifactorial climate change impacts on mesofaunal biomass and nitrogen content. *Applied Soil Ecology* 92:54-63.
- Webb, N. R., S. J. Coulson, I. D. Hodkinson, W. Block, J. S. Bale és A. T. Strathdee. 1998. The effects of experimental temperature elevation on populations of cryptostigmatic mites in high Arctic soils. *Pedobiologia* 42:298-308.
- Wu, T., F. Su, H. Han, Y. Du, C. Yu és S. Wan. 2014. Responses of soil microarthropods to warming and increased precipitation in a semiarid temperate steppe. *Applied Soil Ecology* 84:200-207.
- Xu, G.-L., S.-L. Fu, P. Schleppi és M.-H. Li. 2013. Responses of soil Collembola to long-term atmospheric CO₂ enrichment in a mature temperate forest. *Environmental pollution* 173:23-28.
- Xu, G.-L., T. M. Kuster, M. S. Günthardt-Goerg, M. Dobbertin és M.-H. Li. 2012. Seasonal exposure to drought and air warming affects soil Collembola and mites. *PLoS one* 7:e43102.

Yan, X., Z. Ni, L. Chang, K. Wang és D. Wu. 2015. Soil Warming Elevates the Abundance of Collembola in the Songnen Plain of China. *Sustainability* 7:1161-1171.

2. Melléklet. A CO₂ dúsítás során az egyes klímaövekben, különböző ökoszisztémákban kapott válaszok (-: csökkenés, 0: neutrális válasz, +: növekedés) száma

Collembola	szubarktikus öv			mérsékelt öv			mediterrán öv			összegek		
	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+
összegek	0	1	0	4	5	2	0	0	0	4	6	2
füves terület	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2
erdő	0	1	0	2	1	0	0	0	0	2	2	0
agro	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2	0

Acari	szubarktikus öv			mérsékelt öv			mediterrán öv			összegek		
	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+
összegek	0	1	0	1	4	0	0	0	0	1	5	0
füves terület	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0
erdő	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
agro	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0

3. Melléklet. A melegítés során az egyes klímaövekben, különböző ökoszisztémákban kapott válaszok (-: csökkenés, 0: neutrális válasz, +: növekedés) száma. A sivatag kategóriába kerültek az alábbi élőhelyek is: félsivatag, moha, zuzmó, törmelék, valamint az erdő kategóriába került az erdei tisztás is.

	sarkvidéki			szubarktikus			mérsékelt			mediterrán			összegek		
	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+
Collembola															
összegek	3	9	3	3	14	0	0	12	1	1	1	0	7	36	4
sivatag	2	4	3	0	2	0	0	1	0	0	0	0	2	7	3
erdő	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	6	0
füves terület	1	1	0	0	2	0	0	2	1	0	0	0	1	5	1
csarabos	0	1	0	2	6	0	0	5	0	0	0	0	2	12	0
tőzegláp	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0
cserjés	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	3	0
tundra	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0

	sarkvidéki			szubarktikus			mérsékelt			mediterrán			összegek		
	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+
Acari															
összegek	0	7	4	1	6	0	0	7	0	0	0	0	1	20	4
sivatag	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3
erdő	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0
füves terület	0	1	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	5	0
csarabos	0	0	1	1	2	0	0	3	0	0	0	0	1	5	1
cserjés	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
tundra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

4. Melléklet. A szárazságkezelések során az egyes klímaövekben, különböző ökoszisztémákban kapott válaszok (-: csökkenés, 0: neutrális válasz, +: növekedés) száma. Az erdő kategóriába került az erdei tisztás is.

	sarkvidéki öv			szubarktikus öv			mérsékelt öv			mediterrán öv			összegek		
Collembola	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+
összegek	0	0	0	0	1	0	3	15	0	1	2	0	4	18	0
erdő	0	0	0	0	1	0	2	2	0	0	1	0	2	4	0
füves terület	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	7	0
csarabos	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	1	4	0
tőzegláp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
cserjés	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	2	0

	sarkvidéki öv			szubarktikus öv			mérsékelt öv			mediterrán öv			összegek		
Acari	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+
összegek	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	0	0	0	8	1
erdő	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0
füves terület	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	3	1
csarabos	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0

5. Melléklet. Az öntözéses kezelések során az egyes klímaövekben, különböző ökoszisztémákban kapott válaszok (-: csökkenés, 0: neutrális válasz, + növekedés) száma.

Collembola	sarkvidéki öv			szubarktikus öv			mérsékelt öv			mediterrán öv			összegek		
	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+
összegek	0	2	1	0	4	0	0	3	5	0	2	0	0	11	6
sivatag	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
erdő	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	2	0	0	5	1
füves terület	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	2	2
tőzegláp	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
cserjés	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
tundra	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1

Acari	sarkvidéki öv			szubarktikus öv			mérsékelt öv			mediterrán öv			összegek		
	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+
összegek	0	0	0	0	1	0	4	2	1	0	0	0	4	3	1
sivatag	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
erdő	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
füves terület	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	2	1	1
cserjés	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0

6. Melléklet. Az egyes mezofaunával folytatott terepi klímaváltozás-kísérletek száma a különböző klímazónákban és ökoszisztémákban (sivatag kategória magába foglalja a félsivatagokat és kőtörmelékes területeket is)

klímazóna	ökoszisztéma	CO ₂ dúsítás	szárazság	öntözés	levegő melegítés	talaj melegítés	többfaktoros	kezelések száma
sarkvidéki	<i>tundra és cserjés</i>			2	3		2	7
	<i>csarabos</i>				2	1		3
	<i>füves terület</i>			1	2			3
	<i>zuzmó, moha és párnanövények</i>				4		1	5
	<i>sivatag,</i>				5	1		6
	összeg		0	0	3	16	2	3
szubarktikus	<i>erdő és erdei tisztás</i>	1	2	2	4		3	12
	<i>csarabos</i>				7	1		8
	<i>füves terület</i>				4			4
	<i>tőzegláp</i>			2	1		1	4
	<i>törmelékes talaj</i>				2			2
	összeg	1	2	4	18	1	4	30
mérsékelt öv	<i>erdő</i>	3	6	2	2		2	15
	<i>cserjés</i>		1	2	1			4
	<i>csarabos</i>		5		5			10
	<i>füves terület</i>	6	10	6	7	2	20	51
	<i>tőzegláp</i>		1		1			2
	<i>agro</i>	4					2	6
	<i>sivatag</i>			1	1		1	3
	összeg	13	23	11	17	2	25	91
mediterrán	<i>erdő</i>		1	2				3
	<i>cserjés</i>		2		2			4
	összeg	0	3	2	2	0	0	7
kezelések száma		14	28	20	53	5	32	152
					58			

7. Melléklet. A mezofaunával folytatott terepi klímaváltozás-vizsgálatokban, a különböző változóknál (abundancia, fajszám, biomassza, diverzitás) bekövetkező változások száma (-: csökkenés, 0: neutrális válasz, + növekedés), a talajlakó mikro-ízeltlábúak különböző szintű csoportosítása (mezofauna, Collembola, Acari, Oribatida) esetén, különböző klímaváltozás-kezelések hatására.

kísérletek	CO₂	szárazság			öntözés			melegítés			kombinált			összes válasz					
válaszok száma	30	80			63			164			104			446					
válaszok iránya	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+				
Mezofauna																			
<i>abundancia</i>	52	2	3	0	0	5	2	3	4	2	2	12	3	2	12	0	9	36	7
<i>fajszám</i>	34	0	1	1	1	6	0	0	5	0	0	8	1	1	10	0	2	30	2
<i>biomassza</i>	8	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	2	1	0	4	3	1
<i>diverzitás</i>	16	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	9	1	0	2	0	1	14	1
Collembola																			
<i>abundancia</i>	120	4	6	2	4	18	0	0	11	7	7	36	4	4	15	2	19	86	15
<i>fajszám</i>	62	1	2	0	8	8	0	0	7	3	3	14	1	3	12	0	15	43	4
<i>biomassza</i>	23	0	2	0	4	3	0	0	0	0	2	7	0	2	3	0	8	15	0
<i>diverzitás</i>	36	1	1	2	2	4	0	0	4	1	0	14	1	0	6	0	3	29	4
Acari																			
<i>abundancia</i>	65	1	5	0	0	8	1	4	3	2	1	20	4	3	13	0	9	49	7
<i>fajszám</i>	21	0	1	0	0	4	0	0	3	0	0	2	1	2	8	0	2	18	1
<i>biomassza</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	3	0
<i>diverzitás</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6	0
Oribatida																			
<i>abundancia</i>	63	2	1	1	3	9	1	2	8	1	1	22	2	2	7	1	10	47	6
<i>fajszám</i>	19	0	0	0	2	5	0	0	3	2	0	1	1	1	4	0	3	13	3
<i>biomassza</i>	9	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3	0	2	2	0	2	6	1
<i>diverzitás</i>	17	1	0	0	1	5	0	0	3	2	0	1	0	0	4	0	2	13	2

8. Melléklet. A mezofaunával folytatott terepi kombinált klímaváltozás-kezelések száma az egyes éghajlati övekre levetítve

kezelés	sarkvidéki	szubarktikus	mérséklet	összegek
melegítés+öntözés	3	1	2	6
melegítés+ szárazság	1	2	7	10
melegítés+ CO ₂	0	1	3	4
melegítés+ CO ₂ +szárazság	0	0	3	3
CO ₂ + szárazság	0	0	4	4
CO ₂ + öntözés	0	0	1	1
összeg	4	4	20	28

9. Melléklet. A kísérleti parcellákról készült fényképek. Bal felső: parcellák a csapadékkizárást szolgáló tetőket tartó fém kerettel, egy júniusi aszpektusban. Jobb felső: Szárazságkezelt parcella augusztusban. Alsó: EDAPHOLOG szonda egy szárazságkezelt parcellában, augusztusban



10. Melléklet. A lucernaföldön, három különböző módszerrel fogott állatok átlagos egyedszám (szórás) értékei. Morfortípusok kódjai: 1: talajfelszíni mezofauna; 2: talajlakó mezofauna; 3: talajfelszíni, nem mezofauna; 4: talajlakó, nem mezofauna; 5: egyéb gerinctelen

Taxonómiai kategóriák	Taxon/faj	Morfortípus	Átlagos egyedszám (szórás)			
			Edapholog csapda	Pohár-csapda	Talaj-futtatás	
A mezofauna domináns fajai						
Collembola	<i>Entomobryomorpha</i> (juvenilis)	1	15 (23,4)	81,4 (47,4)	13,6 (14,5)	
	<i>Heteromurus major</i> (Moniez, 1889)	1	4 (4,9)	13,6 (10,2)		
	<i>Heteromurus nitidus</i> (Templeton, 1835)	1	8,2 (5,3)	3 (2,4)	0,3 (0,8)	
	<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin 1788)	1	57,9 (73,8)	133,9 (167,8)	1 (1,4)	
	<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel 1891	1	0,6 (1)	6,5 (4,3)		
	<i>Orchesella cincta</i> (Linnaeus, 1758)	1	2,4 (2,4)	63,9 (21,1)	0,2 (0,4)	
	<i>Proisotoma minuta</i> (Tullberg, 1871)	1	1,7 (1,7)	3 (2,7)	0,3 (0,8)	
	<i>Sminthurinus elegans</i> (Fitch, 1863)	1	6,6 (16,8)	67,2 (46,7)	0,2 (0,5)	
	<i>Sminthurus maculatus</i> Tömösvary, 1883	1	0,6 (0,9)	25 (14,6)		
	<i>Sminthurus viridis</i> Linnaeus, 1758	1	0,2 (0,4)	9,6 (6,8)	0,1 (0,2)	
	<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer, 1898)	1	3,4 (6)	26,1 (28,5)	0,1 (0,2)	
	<i>Isotomurus fucicolus</i> (Schött, 1893)	2	11,9 (14,5)	162,1 (133,3)	0,8 (1,1)	
	Onychiuridae	2	0,5 (0,6)	0,4 (0,5)	0,6 (0,9)	
	<i>Xenylla welchi</i> Folsom 1916	2	0,1 (0,4)	10,4 (7,3)	0,1 (0,2)	
	Acari	Mesostigmata	2	29,3 (17,6)	47,4 (28,3)	36,1 (21,6)
		Astigmata	2	0,9 (1,3)	1,7 (2,3)	1,4 (1,9)
		Prostigmata	2	0,4 (0,8)	2,6 (1,8)	0,1 (0,3)
		Oribatida	2	2,9 (3,4)	2,6 (2,5)	29,8 (15,8)
	Diptera	Diptera lárva	2	4,8 (5,1)	1,3 (1,3)	1,9 (5,6)
	Pseudoscorpiones		2	5,7 (5,6)	1,2 (1,1)	0,8 (1,2)
A mezofauna ritkább fajai						
Collembola	<i>Desoria neglecta</i> (Schäffer, 1900)	1		0,1 (0,2)		
	<i>Deuterosminthurus</i> sp.	1	0,1 (0,3)	1,7 (1,9)		
	<i>Entomobrya superba</i> (Reuter, 1876)	1		0,1 (0,2)		
	<i>Entomobrya muscorum</i> (Nicolet, 1842) Rondani, 1861	1	0,2 (0,5)	2,2 (1,5)		

	<i>Folsomides parvulus</i> Stach, 1922	1	0,3 (0,7)	0,1 (0,3)	1 (1,7)
	<i>Lepidocyrtus</i> cf. <i>curvicollis</i>	1		0,3 (0,5)	
	<i>Pogonognathellus</i> <i>flavescens</i> (Tullberg, 1871)	1	0,1 (0,3)	1,2 (1,2)	
	<i>Sminthurus</i> <i>multipunctatus</i> Schäffer, 1896	1		0,1 (0,2)	
	<i>Willowsia platani</i> (Nicolet 1842)	1		0,1 (0,2)	0,1 (0,2)
Diplura		2	1,3 (1,6)	0,3 (0,6)	0,7 (1)
Paupoda		2	1,3 (1,5)		0,2 (0,4)
Protura		2	0,3 (1,1)		0,1 (0,3)
Symphyla		2	0,2 (0,4)	0,1 (0,2)	0,2 (0,4)
Nem a mezofaunához tartozó fajok					
Araneae	5 mm<	3	0,2 (0,5)	8,6 (4,3)	
Chilopoda		3	0,2 (0,4)	0,2 (0,4)	0,3 (0,5)
Coleoptera	nem Carabidae vagy Staphylinidae	3	1,3 (1,2)	15,6 (8,5)	
Coleoptera	Carabidae	3	1,3 (1,5)	12,5 (7,9)	0,6 (1,4)
Hemiptera	nem Cicada	3	0,5 (0,8)	11,7 (6,5)	0,1 (0,2)
Hymenoptera	Formicidae	3	2,9 (3,4)	65,2 (145,9)	1,5 (2,3)
Isopoda		4	0,1 (0,3)	1,3 (1,3)	
Mollusca		3	0,4 (0,9)	1,4 (1,3)	
Coleoptera	Staphylinidae	4	13,4 (8,6)	93,5 (55,6)	0,1 (0,3)
Coleoptera	lárva	4	2,7 (1,9)	21,6 (14,7)	6,3 (5,1)
Diplopoda	5 mm>	4	0,1 (0,2)	0,3 (1)	
Diplopoda	5 mm<	4	0,3 (0,6)	0,9 (1)	
Thysanoptera		4	0,9 (1,1)	0,6 (0,9)	
Hymenoptera	nem Formicidae	5	0,8 (1,1)	8,5 (5,7)	0,2 (0,5)
Orthoptera		5	0,2 (0,7)	0,3 (1,3)	

11. Melléklet. A homoktalajon, három különböző módszerrel fogott állatok átlagos egyedszám (szórás) értékei. Morfotípusok kódjai: 1: felszíni mezofauna; 2: talajlakó mezofauna; 3: felszíni, nem mezofauna; 4: talajlakó, nem mezofauna; 5: egyéb gerinctelen

Taxonómiai kategóriák	Taxon/faj	Morfotípus	Átlagos egyedszám (szórás)		
			Edapholog csapda	Pohárcsapda	Talajfuttatás
A mezofauna domináns fajai					
Collembola	<i>Brachystomella curvula</i> Gisin, 1948	2		5 (9,9)	
	<i>Cyphoderus albinus</i> Nicolet, 1842	2	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	
	<i>Entomobrya nigriventris</i> Stach 1930	1	5,3 (7,1)	20 (26,3)	0,6 (1,4)
	Entomobryomorpha (juvenilis)	1	0,1 (0,3)	2,8 (6,6)	
	<i>Proisotoma minuta</i> (Tullberg, 1871)	2	0,1 (0,3)	0,9 (1,1)	
	<i>Scaphaphorura arenaria</i> Petersen, 1965	2	3,1 (2,9)		0,2 (0,4)
	<i>Seira pallidipes</i> Reuter, 1895	1	0,2 (0,4)	8,8 (7,1)	
	<i>Sphaeridia pumilis</i> Krausbauer, 1898	1	0,3 (0,7)	0,2 (0,6)	0,8 (1,3)
	<i>Xenylla maritima</i> Tullberg 1869	2		1,4 (2,4)	0,1 (0,2)
Acari	Mesostigmata	2	2,7 (1,1)	33,9 (28,3)	3,5 (2,4)
	Astigmata	2	1,8 (1,0)	22,5 (29,0)	6,6 (6,6)
	Prostigmata	2	1,8 (1,0)	18,9(8,4)	13,0(11,8)
	Oribatida	2	16,9 (16,1)	30,7 (19,8)	8,9 (9,9)
Diptera	Diptera lárva	2	0,8 (1,1)	6,9 (5,2)	
A mezofauna ritkább fajai					
Collembola	<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg, 1871)	2			0,1 (0,2)
	<i>Fasciosminthurus angulipunctatus</i> (Loksa & Bogojevic, 1970)	1		0,1 (0,3)	
	<i>Micranurophorus musci</i> Bernard, 1977	2			0,1 (0,4)
	<i>Sminthurus multipunctatus</i> Schäffer, 1896	1		0,5 (1,6)	
Nem a mezofaunához tartozó csoportok					
Araneae	5 mm<	3	1,4 (1,2)		
Coleoptera	nem Carabidae vagy Staphylinidae	3		0,2 (0,4)	0,4 (0,9)
Coleoptera	Staphylinidae	3	0,2 (0,4)	0,4 (0,7)	0,4 (0,8)
Hemiptera	nem Cicada	3	0,4 (0,7)	7,1 (3,8)	0,4 (0,8)
Hemiptera	Cicada	4		0,5 (0,9)	
Hymenoptera	Formicidae	3	9,5 (11,8)	21,2 (15,7)	0,2 (0,7)
Isopoda		4	0,1 (0,3)		
Mollusca		3		0,1 (0,3)	
Coleoptera	Staphylinidae	3	0,2 (0,4)	0,4 (0,7)	0,4 (0,8)
Coleoptera	lárva	4	0,1 (0,3)	0,2 (0,6)	0,4 (0,6)
Diplopoda	5 mm>	4	1,3 (1,8)	0,3 (1)	
Thysanoptera		4	0,1 (0,3)	0,8 (1,2)	0,1 (0,2)
Hymenoptera	nem Formicidae	5	0,2 (0,4)	0,9 (1,2)	
Diptera	adult	5	0,8(1)	1,4 (1,1)	
Psocoptera		5	0,6 (0,8)	0,6 (0,8)	0,3 (0,6)

12. Melléklet. Az agyaggranulátumos zsákok mikro-élőhely jellegének vizsgálata során fogott gerinctelenek. Nedvességállapotok: n (nedves), s (szár). A 11 morfortípus: 1. talajlakó Collembola, 2. talajfelszíni Collembola, 3. vegetáción élő Collembola, 4. Mesostigmata, 5. Astigmata, 6. Prostigmata, 7. Oribatida, 8. talajlakó egyéb mezofauna, 9. talajlakó mezofauna, 10. talajfelszíni nem mezofauna, 11. más gerinctelenek

Taxonómiai kategóriák	Taxon/faj	Morfortípus	Átlagos egyedszám (szórás)			
			talajfuttatás		agyaggranulátumos zsák	
			n	sz	n	sz
A mezofaunába tartozó fajok						
Collembola	<i>Cyphoderus albinus</i> Nicolet, 1842	1			0,2 (0,9)	
	<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg, 1871)	1	0,1 (0,2)		0,1 (0,2)	
	<i>Entomobrya nigriventris</i> Stach 1930	2	0,6 (1,4)	0,3 (0,7)	0,4 (0,5)	2 (1,7)
	Entomobryomorpha (juvenilis)	2		0,3 (0,6)	23,1 (37,8)	23,4 (31,7)
	<i>Mesaphorura critica</i> Ellis, 1976	1				0,1 (0,2)
	<i>Micranurophorus musci</i> Bernard, 1977	1	0,1 (0,4)	0,9 (1,5)	0,4 (0,8)	0,2 (0,4)
	<i>Orchesella taurica</i> (Stach, 1960)	1				0,1 (0,3)
	<i>Proisotoma minuta</i> (Tullberg, 1871)	1			1,3 (1,9)	0,2 (0,4)
	<i>Scaphaphorura arenaria</i> Petersen, 1965	3	0,2 (0,4)	18,9 (38,4)	1,2 (2,7)	1,6 (3,2)
	<i>Seira pallidipes</i> Reuter, 1895	2		0,1 (0,2)	0,1 (0,3)	0,3 (0,7)
	<i>Sphaeridia pumilis</i> Krausbauer, 1898	3	0,8 (1,3)	1,4 (1,1)	1,2 (1,7)	3,5 (3,5)

	<i>Xenylla maritima</i> Tullberg 1869	1	0,1 (0,2)	0,1 (0,3)	0,2 (0,9)	0,3 (0,7)
Acari	Mesostigmata	4	3,5 (2,4)	6,6 (5,2)	7,6 (5,8)	32,6 (18,6)
	Astigmata	5	6,6 (6,6)	16,1 (15,7)	13,3 (12,6)	10,1 (7,7)
	Prostigmata	6	13 (11,8)	16,3 (12,9)	5,4 (3,5)	5,1 (4,6)
	Oribatida	7	8,9 (9,9)	11,7 (9,8)	7,6 (8,4)	18,9 (17,5)
Diptera	Diptera lárva	8		0,1 (0,3)	0,4 (0,8)	0,4 (0,7)
Pseudoscorpiones		8				0,1 (0,2)
Paupoda		8		0,1 (0,3)		0,2 (0,5)

Nem a mezofaunához tartozó fajok

Araneae	5 mm<	10			0,1 (0,2)	0,2 (0,4)
Araneae	5 mm>	10			0,1 (0,3)	
Chilopoda	5 mm>	9				0,1 (0,3)
Coleoptera	Staphylinidae	9	0,4 (0,8)			0,1 (0,2)
Coleoptera	nem Carabidae vagy Staphylinidae	10	0,4 (0,9)	0,3 (0,7)	0,1 (0,2)	
Coleoptera	lárva	9	0,4 (0,6)	0,1 (0,5)		0,5 (1,4)
Hemiptera	nem Cicada	11	0,4 (0,7)	3,6 (7,3)	1,2 (2,1)	2,1 (2,4)
Hymenoptera	Formicidae	10	0,2 (0,7)	2 (2,2)	1,4 (5,1)	0,1 (0,2)
Diptera	adult	11		0,2 (0,4)	0,2 (0,4)	0,1 (0,2)
Lepidoptera	lárva	10	0,1 (0,2)	0,1 (0,3)	0,1 (0,2)	
Myrmeleonto idea	lárva	9	0,1 (0,2)			
Diplopoda	5 mm>	9			1,1 (1,7)	1,9 (3,5)
Thysanoptera		9	0,1 (0,2)	0,2 (0,4)	0,1 (0,3)	0,4 (0,6)
Hymenoptera	nem Formicidae	11		0,1 (0,2)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)
Psocoptera		11	0,3 (0,6)	0,7 (0,7)	1,2 (1,5)	0,8 (0,8)

13. Melléklet. Az EDAPHOLOG szondák által az egyes parcellákban érzékelt napi beesések száma. A meghibásodások és a környezeti zaj miatt csak ott láthatók az adatok, ahol megfelelő szűrés után, biztos beeséseket érzékelték a műszerek. Több parcellából nem lehetett megbízható adatot kinyerni, ezeknek a parcelláknak az oszlopait nem tartalmazza a táblázat.

Érzékelt egyedszámok az egyes parcellákban																												
Napok	1C C	1C M	1C S	1X C	1X W	1X S	2C C	2C M	2C W	2X C	2X M	2X W	3C M	3X M	3X W	3X S	4C C	4C M	4C W	4X M	4X W	4X S	5C C	5C M	5X M	5X S	6X C	6X M
4. 29.				4			6	16				21		2				6		21		2	1		2	9		2
4. 30.				11			13	30				17		6				16		31	2	4	2		4	5		9
5. 1.				14			14	16				26		5				27		43	1	11	2		5	23		11
5. 2.				8			12	14				12						4		22		13	3		2	26		2
5. 3.				3			8	4				3						3		9		4	1		2	8		
5. 4.				7			12	13				12		2				19		15	2	2	3		2	4		7
5. 5.				17			12	14				22		5				24		31		3	4		4	19		7
5. 6.				10			20	29				29		6				17		35	4	5	2		7	15		4
5. 7.				9			15	15				22		4				17		29	1	2	1		23	12		5
5. 8.				6			16	19				29		17				38		55	2	3	2		5	22		1
5. 9.				7			15	26				34		10				59		44	3		6		9	24		1
5. 10.				5			9	9				24		4				15		19	1	1	6		7	7		2
5. 11.				5			29	7				48		5				33		31	3	2	2		6	24		1
5. 12.				10			12	21				69		8				42		55	2	2	1		12	23		1
5. 13.				30			21	42				63		13				37		82	4	4			18	38		3
5. 14.				12			5	46				29		5				7		32	2	1	2		7	14		
5. 15.				11			7	10				6		3				6		18	1	3			4	4		
5. 16.				8			8	13				9		1				11		14	1	1			3	6		
5. 17.				2			7	6				7		2				8		17	2	1	1		1	5		
5. 18.				4			5	1				5						2		8	2				1	1		
5. 19.				5												2	17		1									
5. 20.				2													11					2	3					
5. 21.				2													4					1	1					
5. 22.				1																								
5. 23.																		1										
5. 24.																		2				2						
5. 25.				1															2									
5. 26.																							1	1				

7. 2.			16			6		3	2		8			12			37							2			
7. 3.			15			15		20	25		12			9			58										
7. 4.			29			11		36	32		7	2		34			63								2		
7. 5.			21			7		49	46		10			73			26								6		
7. 6.			36			7		43	39		12	3		189			44								3		
7. 7.			22			7		26	18		11	3		320			29								15		
7. 8.			26			9		24	9		11	6		137			14								16		
7. 9.			8			6		9	1		2			33													
7. 10.			11			4		8	2		2	2		4			1										
7. 11.			8			4		5	3		9	2		2			2								3		
7. 12.			4			2		9	11		12	9		14													
7. 13.			12			2		3	2		1	8		7			1										
7. 14.			8			7		1									1										
7. 15.			5			2																					
7. 16.			2			9					4						5										
7. 17.			2			2			2		8	1					3										
7. 18.			3			2		1			8						2										
7. 19.			7			3					3																
7. 20.						4											3										
7. 21.	4	61					1				18					2								9		3	
7. 22.	7	100					1				25													14		12	
7. 23.	11	106					1				22					4								14		21	
7. 24.	2	84									15					1								3		4	
7. 25.		37									12													4		1	
7. 26.		26									9																2
7. 27.		55									8						1										2
7. 28.		44									9						1										
7. 29.		32									7						2								2		1
7. 30.		20									4																2
7. 31.		22									2						2										8
8. 1.		8									1																5
8. 2.		17																									8
8. 3.		23																									4
8. 4.		11									3																5
8. 5.	3	6					1				2						5										3
8. 6.	2	7					1				1						6								1		

8.7.	4	5					1				1				9			1								5			
8.8.	6	2					1				1				5			1									5		
8.9.	21	8					1				7				9			2									3		
8.10.	15	5					2				3				10			2									4		
8.11.	9	12					3				2				6			5									4		
8.12.	7	18					8				1				3			3									5		
8.13.	11	6					2								2												1		
8.14.	3	3									3				2			2									2		
8.15.	1	8																											
8.16.	1	3					1																				1		
8.17.	1	3									2																1		
8.18.	1	2					1																				1		
8.19.	1	3																2											
8.20.		2									2															1			
8.21.		4													3												3		
8.22.		2					2				2				1												1		
8.23.		2													1												2		
8.28.							3																		2		1		
8.29.	2						2	4			2														1				
8.30.	9						2				1													1					
8.31.	6						5				2																		
9.1.	12						3	1			5																		
9.2.	11						2	4	1		4																1		
9.3.	12						1	8	1		5													4					
9.4.	23						3	2			8													4			1		
9.5.	18						2	9	1		12													3			2		
9.6.	6										6													1					
9.7.	4										6													2					
9.8.	2						1	2	1		7																3		
9.9.	4						2	5	1		4													1			1		
9.10.	3						1	4			2													1					
9.11.	3						2				1																		
9.12.	2						1	1																2			2		
9.13.	3						1	1			1													1					
9.14.	1						1																				1		
9.15.	1						1																	1					
9.16.	3						2	1			2																1		
9.17.	8						9	1			4													1					

9. 18.	9					6	1														2				1			
9. 19.	13					1	2			2											4				2			
9. 20.	5						2			6											1				1			
9. 21.						1	1			1															1			
10. 19.		2																										
10. 20.		2							1						2											1		
10. 21.									1																			
10. 22.									1																			
10. 28.				1																								
11. 5.									2																			
11. 8.				1																								
11. 11.		1												3														
11. 12.																										1		
Végösszeg	270	752	344	496	23	255	288	597	274	81	384	538	859	98	5	409	117	391	203	611	33	128	69	48	174	426	2	56

14. Melléklet. Az agyaggranulátumos zsákok mikro-élőhely jellegének vizsgálati eredményei (MANOVA). f1: futtatási módszer (talajból, agyaggranulátumból), f2: nedvességi állapot (száraz, nedves időszak). Ha a Bonferroni korrekció után $p > 0,1$, n.s. jelöli a nem szignifikáns eredményt.

csoport	faktor	F_{11,65}	p
	f1	18,161	<0,001
felszíni Collembola	f2	0,056	n.s.
	f1*f2	0,023	n.s.
	f1	4,256	n.s.
talajlakó Collembola	f2	4,353	n.s.
	f1*f2	5,593	n.s.
	f1	3,949	n.s.
vegetáción élő Collembola	f2	5,911	n.s.
	f1*f2	4,788	n.s.
	f1	38,268	<0,001
Mesostigmata	f2	33,679	<0,001
	f1*f2	18,989	<0,001
	f1	14,051	<0,001
Prostigmata	f2	2,361	n.s.
	f1*f2	2,361	n.s.
	f1	0,014	n.s.
Astigmata	f2	4,697	n.s.
	f1*f2	4,186	n.s.
	f1	1,183	n.s.
Oribatida	f2	6,868	n.s.
	f1*f2	2,464	n.s.
	f1	6,548	n.s.
talajlakó egyéb mezofauna	f2	1,557	n.s.
	f1*f2	0,044	n.s.
	f1	9,136	0,033
talajlakó makrofauna	f2	1,776	n.s.
	f1*f2	5,352	n.s.
	f1	0,005	n.s.
talajfelszíni makrofauna	f2	0,082	n.s.
	f1*f2	8,203	0,055
	f1	0,133	n.s.
egyéb makrofauna	f2	5,938	n.s.
	f1*f2	2,549	n.s.

15. Melléklet. A kiskunsági szárazságkezelés kísérlet során a területről előkerült Collembola fajok, élőhelyük, környezeti igényeik

Collembola fajok	2015 Ápr.- Nov.	2015 Júl.- Nov.	2014 Júl.- Nov.	élőhely	hőmérséklet és nedvesség	vertikális eloszlás	kategória
Gyakori fajok		egyedszám					
<i>Arrhopalites caecus</i> (Tullberg, 1871)	574	93	381	szinantróf, barlangok ¹	troglofil, mezofil ^{2,3}	hemiedafik ustól euedafikus g ^{2,4,5,6}	talajlakó
<i>Entomobrya nigriventris</i> Stach,1930	46803	1902 3	1927 1	füves területek ⁷	xerotermofil ⁸	epiedafikus ²¹	felszíni
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	488	329	2	nyílt élőhelyek ^{1,9}	mezofil ¹⁰	epiedafikus ^{5,11}	felszíni
<i>Proisotoma minuta</i> (Tullberg, 1871)	556	273	2286	komposzt, ruderális ¹	termofil, higrofil ^{8,10,12, 13}	hemiedafikus ⁵	talajlakó
<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer, 1898)	281	206	1103	nyílt ökoszisztéma ¹	mezofiltól higrotoleráns ig ^{3,8,12,14}	vegetáción élő, hemiedafikus ^{2,12,14}	vegetáción élő
<i>Xenylla maritima</i> Tullberg, 1869	2372	402	10	nyílt, száraz ökoszisztéma ¹	xerofil ^{8,15}	hemiedafikus ^{16,21}	talajlakó
Ritka fajok							
<i>Anurophorus pseudolaricis</i> Loksa, 1978	3	0	0	nedves élőhely ¹⁷	higrofil ¹⁷	hemiedafikus ¹⁷	talajlakó
<i>Bourletiellida</i>	1	1	0	?	?	?	vizsgálatból kizártuk
<i>Brachystomella curvula</i> Gisin, 1948	7	3	30	sztyepp ökoszisztéma, szurdok erdő ¹	xerotermofil ^{6,8,18}	hemiedafikus ^{6,21}	talajlakó
<i>Ceratophysella succinea</i> (Gisin, 1949)	2	0	1	nyílt ökoszisztéma, antropogén eredet ¹	mezofil ¹⁸	hemiedafikus ⁶	talajlakó
<i>Cyphoderus albinus</i> Nicolet, 1842	34	6	23	mirmekofil, erdő, sztyepp, ártéri rét ¹	termofil, mezofiltól xerofilig ^{6,9,11}	euedafikus ⁶	talajlakó
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg, 1871)	7	1	8	nyílt ökoszisztéma, erdő ¹	xerotermofil ^{8,15}	hemiedafikus ¹⁸	talajlakó
<i>Folsomia candida</i> (Willem, 1902)	7	0	5	ruderális, troglofil ¹	valószínűleg termofil, mezofil ⁶	euedafikus ^{6,11}	talajlakó

<i>Heteromurus nitidus</i> (Templeton, 1835)	9	0	1	szinantróp, erdők és rétek ¹	higrofiltól mezofilig ^{6,19}	hemiedafikus ustól euedafikus ^{4, 5, 6, 8}	talajlakó
<i>Orchesella taurica</i> (Stach, 1960)	49	0	2	erdő, sztyepp ökoszisztéma ¹	xerofil ¹	hemiedafikus ¹	talajlakó
<i>Protaphorura serbica</i> (Loksa & Bogojevic, 1967)	0	0	3	nyílt, száraz ökoszisztémák ¹	xerotermofil ^{8, 20}	euedafikus ⁹	talajlakó
<i>Pseudosinella sexoculata</i> Schött, 1902	38	12	0	nyílt ökoszisztéma ¹	?	hemiedafikus ¹⁸	talajlakó
<i>Sminthurus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	18	1	14	nyílt ökoszisztéma, antropogén ¹	higrofil, mezofil ^{15, 18}	vegetáción élő ¹⁵	vegetáción élő
<i>Sminthurus multipunctatus</i> Schäffer, 1896	0	0	1	alacsony vegetációjú, száraz élőhelyek ²	xerotermofil ^{2, 8, 15}	vegetáción élő ^{2, 15}	vegetáción élő
<i>Sminthurus nigromaculatus</i> Tullberg, 1871	1	0	0	nyílt ökoszisztéma; sztyepp ökoszisztéma, szurdokerdő ¹	xerotermofil ²	vegetáción élő ²	vegetáción élő
<i>Sminthurus maculatus</i> Tömösváry, 1883	0	0	1	sztyepp ¹	xerotermofil ²	vegetáción élő ²	vegetáción élő
<i>Willowsia buski</i> (Lubbock, 1869)	6	2	2	szinantróp, kéreg alatt, sziklagyepek és xeroterm szárazgyepek ^{1, 8, 15}	xerotermofil ^{8, 15}	hemiedafikus ¹⁵	talajlakó

A táblázat adatait alátámasztó referenciák:

- 1 Kaprus, I., Shrubovych, J., Tarashchuk, M., 2006. Catalogue of the Collembola and Protura of Ukraine. *Praci Derzhavnoho pryrodoznavchoho muzeju NAN Ukrainy* 59:1-164.
- 2 Bretfeld, G., Dunger, W., 1999. Synopses on Palaearctic Collembola: Symphypleona. Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz.
- 3 Russell, D.J., Griegel, A., 2006. Influence of variable inundation regimes on soil Collembola. *Pedobiologia* 50:165-175.
- 4 Gutiérrez-López, M., Salmon, S., Trigo, D., 2011. Movement response of Collembola to the excreta of two earthworm species: Importance of ammonium content and nitrogen forms. *Soil Biology and Biochemistry* 43:55-62.

- 5 Henneron, L., Aubert, M., Archaux, F., Bureau, F., Dumas, Y., Ningre, F., Richter, C., Balandier, P., Chauvat, M., 2017. Forest plant community as a driver of soil biodiversity: experimental evidence from collembolan assemblages through large-scale and long-term removal of oak canopy trees *Quercus petraea*. *Oikos* 126:420-434.
- 6 Stierhof, T., 2003. Collembolengemeinschaften in baden-württembergischen Waldböden. Universitätsbibliothek Giessen.
- 7 Traser, G., Szűcs, P., Winkler, D., 2006. Collembola diversity of moss habitats in the Sopron Region, NW-Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 2:69-80.
- 8 Dányi, L., Traser, G., 2008. An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). *Opuscula Zoologica* 38:3-82.
- 9 Loksa, I., 1966. Die bodenzoozönologischen Verhältnisse der Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas. Akadémiai Kiadó.
- 10 Strebel, O., Altner, H., 1961. Weitere Beiträge zur Apterygotenfauna des Siebengebirges und der Rudderberges. *Decheniana Beih.* 9:79-106.
- 11 Hopkin, S.P., 2007. A key to the Collembola (springtails) of Britain and Ireland. FSC publications.
- 12 Gisin, H., 1943. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels: Inauguraldissertation... vorgelegt der philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel von Hermann Gisin. A. Kundig.
- 13 Potapow, M., 2001. Synopses on Palaearctic Collembola: Isotomidae. Staatliches Museum für Naturkunde.
- 14 Ponge, J.-F., 1993. Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems. *Pedobiologia* 37:223-244.
- 15 Szeptycki, A., 1967. Fauna of the springtails (Collembola) of the Ojców National Park in Poland. Zakład Zoologii Systematycznej Polskiej Akademii Nauk.
- 16 Thibaud, J.M., Schulz, H.-J., Assalino, M.M.D.G., Dunger, W., 2004. Synopses on Palaearctic Collembola: Hypogastruridae. Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz.
- 17 Loksa, I., 1978. Mikrohabitate und ihre Bedeutung für die Verteilung der Collembolengemeinschaften in einem Hainbuchen-Eichenbestand. *Opuscula Zoologica Budapest* 15:93-117.
- 18 Buşmachi, G., 2011. Collembola (Hexapoda) from the riparian habitats of the Dniester River. Muzeul Olteniei, Craiova. Studii și comunicări. *Științele Naturii* 27:63-70.
- 19 Bockemühl, J., 1956. Die Apterygoten des Spitzberges bei Tübingen: Eine faunist.-ökol. Unters. (Mit 17 Abb. im Text).

- 20 Pomorski, R.J., 1998. Onychiuridae of Poland (Collembola: Onychiuridae). Polskie Towarzystwo Taksonomiczne.
- 21 Hornung, E., 1986. Check list of COLLEMBOLA on a sandy grassland (Kiskunság National Park, Hungary). *Acta Biologica Szeged* 32:137-139.

16. Melléklet. A kiskunsági szárazságkezelés kísérlet során a területről előkerült Oribatida fajok

Oribatida fajok	2015 Ápr.- Nov.	2015 Júl.- Nov.	2014 Júl.- Nov.
Gyakoribb fajok			
<i>Scutovertex sculptus</i> Michael, 1879	315	231	228
<i>Passalozetes perforatus</i> (Berlese, 1910)	327	177	253
<i>Oribatula divida</i> Mahunka, 1987	193	70	41
<i>Latovertex hungaricus</i> Mahunka, 1987	44	15	39
<i>Trichoribates trimaculatus</i> (Koch, 1836)	13	4	15
<i>Zygoribatula glabra</i> (Michael, 1890)	16	3	2
Ritka fajok			
<i>Belba sculpta</i> Mihelčič, 1957	2	2	0
<i>Scheloribates fimbriatus</i> Thor, 1930	2	2	4
<i>Micreremus brevipes</i> (Michael, 1888)	4	2	1
<i>Galumna bimorpha</i> Mahunka, 1987	1	1	0
<i>Phauloppia lucorum</i> (Koch, 1841)	3	0	0
<i>Gymnodamaeus bicostatus</i> (Koch, 1835)	1	0	1
<i>Pilogalumna crassiclava</i> (Berlese, 1914)	1	0	1
<i>Tectocepheus sarekensis</i> Trägårdh, 1910	1	0	1
<i>Aleurodamaeus setosus</i> (Berlese, 1883)	1	0	0
<i>Scheloribates pallidulus</i> (Koch, 1841)	2	0	0
<i>Oppiella uliginosa</i> (Willmann, 1919)	1	0	0
<i>Scheloribates latipes</i> (Koch, 1844)	1	0	0
<i>Camisia segnis</i> (Hermann, 1804)	2	0	0
<i>Zygoribatula exilis</i> (Nicolet, 1855)	0	0	2
<i>Ramusella insculpta</i> (Paoli, 1908)	0	0	1
<i>Ramusella clavipectinata</i> (Michael, 1885)	0	0	1

17. Melléklet. A 2015-ös négy szintű kezelés (kontroll, öntözés, gyenge és erős szárazság) során fogott ugróvillás átlagos egyedszám értékei. A Collembola (összes) feliratú táblázat az összes fogott ugróvillást tartalmazza, míg utána főbb csoportokra bontva láthatók az aktivitási denzitás értékek. A sorok beosztása a hónapok és az első (2014-es) kezelések (C: kontroll, X: extrém szárazság) szerint történt.

Collembola (összes)(átlag ± szórás (mintaelemszám))					
hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	244,8 ± 140,7 (6)	307,3 ± 256,1 (6)	648,0 ± 301,6 (6)	507,2 ± 272,4 (6)
	x	167,8 ± 78,1 (6)	345,8 ± 315,6 (6)	437,8 ± 386,1 (6)	283,5 ± 222,7 (6)
5	c	127,7 ± 96,5 (6)	140,5 ± 149,3 (6)	281,7 ± 198,2 (6)	208,8 ± 82,3 (6)
	x	83,2 ± 62,2 (5)	164,8 ± 157 (6)	137,7 ± 184,7 (6)	98,0 ± 82,0 (6)
6	c	168 ± 214,4 (5)	148,8 ± 267,7 (6)	194,0 ± 231,4 (6)	184,2 ± 161,7 (5)
	x	79,3 ± 94,9 (4)	110,8 ± 182,8 (6)	42,4 ± 37,9 (5)	140,6 ± 193,1 (5)
7	c	347,5 ± 169,0 (2)	576,3 ± 712,3 (3)	667,5 ± 650,1 (4)	246,8 ± 220,9 (5)
	x	315,5 ± 351,7 (4)	544,3 ± 643,6 (4)	78,3 ± 40,9 (4)	400,0 ± 421,0 (5)
8	c	137,0 ± 190,0 (5)	307,3 ± 539,2 (4)	141,8 ± 234,2 (5)	18,7 ± 14,8 (6)
	x	111,3 ± 122,5 (6)	213,3 ± 189,7 (4)	50,7 ± 66,3 (3)	20,3 ± 13,8 (6)
9	c	56,8 ± 61,1 (6)	50,0 ± 55,0 (6)	57,5 ± 62,2 (6)	32,5 ± 28,8 (6)
	x	80,2 ± 102,9 (5)	125,3 ± 121,1 (4)	21,8 ± 19 (5)	21,0 ± 16,3 (6)
10	c	6,8 ± 5,0 (6)	26,3 ± 28,0 (6)	32,2 ± 30,9 (6)	44,6 ± 25,5 (5)
	x	6,8 ± 8,7 (6)	15,2 ± 13,6 (6)	36,7 ± 32,0 (6)	20,5 ± 10,7 (6)
11	c	5,3 ± 5,2 (6)	6,2 ± 5,8 (6)	5,0 ± 1,2 (5)	9,8 ± 5,9 (6)
	x	3,3 ± 3,6 (6)	5,5 ± 5,9 (6)	14,2 ± 7,1 (6)	7,2 ± 6,6 (6)

Talajlakó Collembola (átlag ± szórás (mintaelemszám))					
hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	10,3 ± 18,5 (6)	44,2 ± 97,9 (6)	22,5 ± 45,9 (6)	14,7 ± 14,5 (6)
	x	14,7 ± 33,0 (6)	6,5 ± 9,3 (6)	2,7 ± 2,4 (6)	3,2 ± 3,5 (6)
5	c	42,2 ± 97,4 (6)	13,8 ± 20,8 (6)	27,8 ± 58,0 (6)	23,7 ± 50,3 (6)
	x	38,4 ± 79,3 (5)	4,2 ± 5,0 (6)	1,0 ± 1,7 (6)	3,5 ± 4,8 (6)
6	c	99,4 ± 221,1 (5)	13,3 ± 27,8 (6)	75,0 ± 164,7 (6)	1,0 ± 1,0 (5)
	x	8,0 ± 14,7 (4)	13,0 ± 29,9 (6)	0,4 ± 0,5 (5)	1,4 ± 1,5 (5)
7	c	4,0 ± 4,2 (2)	2,7 ± 2,3 (3)	7,0 ± 13,3 (4)	0,4 ± 0,5 (5)
	x	2,5 ± 5,0 (4)	91,8 ± 178,9 (4)	0,3 ± 0,5 (4)	0,8 ± 0,8 (5)

8	c	2,4 ± 5,4 (5)	1,3 ± 1,3 (4)	0,2 ± 0,4 (5)	0,0 ± 0,0 (6)
	x	1,8 ± 1,8 (6)	2,3 ± 3,9 (4)	0,0 ± 0,0 (3)	6,7 ± 16,3 (6)
9	c	1,5 ± 1,6 (6)	1,2 ± 1,0 (6)	3,3 ± 6,8 (6)	2,2 ± 4,8 (6)
	x	1,2 ± 1,3 (5)	1,3 ± 1,9 (4)	3,2 ± 3,6 (5)	1,0 ± 0,6 (6)
10	c	2,2 ± 4,8 (6)	3,8 ± 3,5 (6)	2,2 ± 4,4 (6)	1,4 ± 1,5 (5)
	x	0,2 ± 0,4 (6)	3,2 ± 6,8 (6)	4,8 ± 8,2 (6)	1,3 ± 1,0 (6)
11	c	1,3 ± 3,3 (6)	3,2 ± 4,2 (6)	2,2 ± 3,0 (5)	2,5 ± 2,4 (6)
	x	0,5 ± 0,8 (6)	0,2 ± 0,4 (6)	4,0 ± 4,6 (6)	1,7 ± 3,1 (6)

Talajfelszíni Collembola (átlag ± szórás (mintaelemszám))

hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	234,0 ± 144,5 (6)	263,2 ± 279,6 (6)	625,2 ± 313,2 (6)	492,5 ± 278,0 (6)
	x	153,0 ± 94,6 (6)	337,5 ± 305,3 (6)	434,7 ± 385,1 (6)	279,8 ± 223,8 (6)
5	c	85,0 ± 45,5 (6)	126,3 ± 158,7 (6)	253,0 ± 211,4 (6)	184,8 ± 90,9 (6)
	x	44,8 ± 30,6 (5)	160,2 ± 152,9 (6)	136,5 ± 184,8 (6)	94,2 ± 84,1 (6)
6	c	68,2 ± 60,3 (5)	134,5 ± 272,8 (6)	117,5 ± 191,8 (6)	181,4 ± 161,7 (5)
	x	71,3 ± 98,7 (4)	96,7 ± 150,5 (6)	41,8 ± 37,4 (5)	137,0 ± 189,3 (5)
7	c	343,0 ± 164,0 (2)	573,7 ± 711,0 (3)	660,0 ± 636,5 (4)	246,4 ± 221,2 (5)
	x	313,0 ± 354,4 (4)	451,8 ± 503,4 (4)	77,8 ± 40,1 (4)	399,2 ± 421,6 (5)
8	c	133,8 ± 189,4 (5)	306,0 ± 538,0 (4)	141,6 ± 233,7 (5)	18,7 ± 14,8 (6)
	x	109,3 ± 123,7 (6)	210,8 ± 187,4 (4)	50,7 ± 66,3 (3)	13,7 ± 9,7 (6)
9	c	55,0 ± 60,0 (6)	48,2 ± 55,5 (6)	53,7 ± 63,9 (6)	26,3 ± 24,6 (6)
	x	78,0 ± 102,9 (5)	123,5 ± 119,7 (4)	18,2 ± 16,8 (5)	19,8 ± 15,6 (6)
10	c	4,3 ± 2,9 (6)	20,2 ± 30,6 (6)	29,7 ± 29,3 (6)	35,0 ± 29,6 (5)
	x	6,3 ± 7,7 (6)	10,8 ± 7,4 (6)	28,3 ± 23,4 (6)	16,8 ± 10,5 (6)
11	c	3,3 ± 4,6 (6)	2,8 ± 3,0 (6)	2,8 ± 2,2 (5)	5,5 ± 4,1 (6)
	x	2,3 ± 3,4 (6)	5 ± 5,7 (6)	8,0 ± 6,2 (6)	3,0 ± 3,6 (6)

Vegetáción élő Collembola (átlag ± szórás (mintaelemszám))

hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	0,5 ± 0,8 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	0,3 ± 0,5 (6)	0,0 ± 0,0 (6)
	x	0,2 ± 0,4 (6)	1,8 ± 2,9 (6)	0,5 ± 1,2 (6)	0,5 ± 0,8 (6)
5	c	0,5 ± 0,8 (6)	0,3 ± 0,5 (6)	0,8 ± 2,0 (6)	0,3 ± 0,8 (6)
	x	0,0 ± 0,0 (5)	0,5 ± 1,2 (6)	0,2 ± 0,4 (6)	0,3 ± 0,8 (6)
6	c	0,4 ± 0,5 (5)	1,0 ± 2,0 (6)	1,5 ± 2,1 (6)	1,8 ± 2,2 (5)
	x	0,0 ± 0,0 (4)	1,2 ± 2,9 (6)	0,2 ± 0,4 (5)	2,2 ± 4,9 (5)
7	c	0,5 ± 0,7 (2)	0,0 ± 0,0 (3)	0,5 ± 1,0 (4)	0,0 ± 0,0 (5)
	x	0,0 ± 0,0 (4)	0,8 ± 1,5 (4)	0,3 ± 0,5 (4)	0,0 ± 0,0 (5)
8	c	0,8 ± 1,8 (5)	0,0 ± 0,0 (4)	0,0 ± 0,0 (5)	0,0 ± 0,0 (6)

	x	$0,2 \pm 0,4$ (6)	$0,3 \pm 0,5$ (4)	$0,0 \pm 0,0$ (3)	$0,0 \pm 0,0$ (6)
9	c	$0,3 \pm 0,5$ (6)	$0,7 \pm 0,8$ (6)	$0,5 \pm 0,5$ (6)	$4,0 \pm 8,4$ (6)
	x	$1,0 \pm 1,7$ (5)	$0,5 \pm 1,0$ (4)	$0,4 \pm 0,9$ (5)	$0,2 \pm 0,4$ (6)
10	c	$0,3 \pm 0,5$ (6)	$2,3 \pm 3,4$ (6)	$0,2 \pm 0,4$ (6)	$8,2 \pm 9,9$ (5)
	x	$0,3 \pm 0,8$ (6)	$1,2 \pm 2,9$ (6)	$3,5 \pm 7,6$ (6)	$2,3 \pm 2,7$ (6)
	c	$0,7 \pm 1,6$ (6)	$0,2 \pm 0,4$ (6)	$0,0 \pm 0,0$ (5)	$1,8 \pm 1,7$ (6)
11	x	$0,5 \pm 1,2$ (6)	$0,3 \pm 0,5$ (6)	$2,2 \pm 1,8$ (6)	$2,5 \pm 2,8$ (6)

18. Melléklet. A 2015-ös négy szintű kezelések (kontroll, öntözés, gyenge és erős szárazság) során fogott atkák átlagos egyedszám értékei. Az Acari nevű táblázat az összes fogott atkát tartalmazza, míg utána főbb csoportokra bontva láthatók az aktivitási denzitás értékek. A sorok beosztása a hónapok és az első (2014-es) kezelések: C: kontroll, X: extrém szárazság szerint történt.

Acari (összes) (átlag ± szórás (mintaelemszám))					
hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	58,8 ± 44,6 (6)	45,2 ± 41,8 (6)	73,5 ± 34 (6)	75,7 ± 46,4 (6)
	x	44,5 ± 29,0 (6)	46,7 ± 30,8 (6)	73,3 ± 54,3 (6)	54,5 ± 61,7 (6)
5	c	41,7 ± 27,6 (6)	21,3 ± 19,5 (6)	62,3 ± 34,8 (6)	56,7 ± 18,8 (6)
	x	13,8 ± 10,7 (5)	15,3 ± 12,8 (6)	29,2 ± 31,4 (6)	21,7 ± 14,7 (6)
6	c	16,4 ± 19,1 (5)	5,2 ± 7,2 (6)	14,3 ± 10,9 (6)	41,4 ± 54,9 (5)
	x	12,5 ± 17,9 (4)	4,8 ± 7,1 (6)	12,8 ± 13,3 (5)	16,8 ± 22,8 (5)
7	c	29,5 ± 31,8 (2)	10,7 ± 18,5 (3)	10,3 ± 15,3 (4)	17,0 ± 17,6 (5)
	x	22,0 ± 28,8 (4)	12,0 ± 21,4 (4)	33,8 ± 52,4 (4)	20,0 ± 23,0 (5)
8	c	12,0 ± 10,1 (5)	1,0 ± 2,0 (4)	14,4 ± 16,7 (5)	33,8 ± 30,7 (6)
	x	8,5 ± 16,0 (6)	9,0 ± 15,3 (4)	27,7 ± 18,6 (3)	15,3 ± 14,9 (6)
9	c	15,5 ± 20,6 (6)	5,3 ± 9,8 (6)	20,5 ± 16,4 (6)	12,2 ± 6,9 (6)
	x	14,4 ± 18,8 (5)	14,0 ± 22,8 (4)	35,8 ± 62,4 (5)	4,8 ± 4,9 (6)
10	c	2,3 ± 3,0 (6)	3,2 ± 4,6 (6)	6,7 ± 7,6 (6)	12,8 ± 8,8 (5)
	x	3,3 ± 3,7 (6)	6,3 ± 8,7 (6)	9,8 ± 8,4 (6)	8,3 ± 5,9 (6)
11	c	0,0 ± 0,0 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	2,6 ± 3,2 (5)	14,3 ± 32,2 (6)
	x	0,2 ± 0,4 (6)	1,8 ± 4,0 (6)	4,5 ± 5,5 (6)	15,5 ± 23,1 (6)

Astigmata (átlag ± szórás (mintaelemszám))					
hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	1,7 ± 3,6 (6)	0,3 ± 0,5 (6)	6,0 ± 12,3 (6)	1,7 ± 3,6 (6)
	x	0,7 ± 1,6 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	0,2 ± 0,4 (6)
5	c	11,7 ± 16,0 (6)	2,7 ± 3,9 (6)	12,8 ± 16,1 (6)	4,5 ± 4,8 (6)
	x	0,2 ± 0,4 (5)	0,2 ± 0,4 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	0,5 ± 0,5 (6)
6	c	6,2 ± 12,3 (5)	0,7 ± 1,2 (6)	3,5 ± 4,1 (6)	7,0 ± 8,2 (5)
	x	0,8 ± 1,0 (4)	0,2 ± 0,4 (6)	1,6 ± 2,3 (5)	8,2 ± 11,9 (5)

7	c	6,0 ± 8,5 (2)	2,0 ± 3,5 (3)	1,0 ± 1,4 (4)	4,6 ± 5,4 (5)
	x	8,0 ± 8,9 (4)	1,5 ± 1,9 (4)	2,3 ± 2,6 (4)	9,6 ± 11,4 (5)
8	c	1,6 ± 3,6 (5)	0,0 ± 0,0 (4)	3,8 ± 7,9 (5)	5,5 ± 3,9 (6)
	x	3,0 ± 5,9 (6)	5,5 ± 10,3 (4)	6,3 ± 5,7 (3)	4,3 ± 4,8 (6)
9	c	2,8 ± 4,2 (6)	1,5 ± 3,7 (6)	0,8 ± 1,2 (6)	1,7 ± 3,2 (6)
	x	1,2 ± 1,3 (5)	6,0 ± 10,1 (4)	28 ± 57,2 (5)	1,2 ± 1,0 (6)
10	c	0,7 ± 1,0 (6)	1,0 ± 1,5 (6)	0,2 ± 0,4 (6)	0,0 ± 0,0 (5)
	x	0,7 ± 0,8 (6)	0,5 ± 1,2 (6)	3,3 ± 4,4 (6)	1,3 ± 2,4 (6)
11	c	0,0 ± 0,0 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	0,2 ± 0,4 (5)	0,3 ± 0,5 (6)
	x	0,0 ± 0,0 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	1,0 ± 2,4 (6)	0,0 ± 0,0 (6)

Mesostigmata (átlag ± szórás (mintaelemszám))

hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	38,2 ± 34,9 (6)	31,8 ± 35,1 (6)	47,8 ± 29,2 (6)	55,7 ± 39,2 (6)
	x	25,7 ± 17,4 (6)	28,5 ± 17,1 (6)	57,5 ± 44,3 (6)	37,5 ± 50,9 (6)
5	c	24,8 ± 22,4 (6)	13,5 ± 14,5 (6)	30,0 ± 25,6 (6)	38,8 ± 19,0 (6)
	x	8,8 ± 6,6 (5)	10,7 ± 8,4 (6)	20,0 ± 20,7 (6)	10,3 ± 11,8 (6)
6	c	4,2 ± 3,5 (5)	1,8 ± 3,1 (6)	4,5 ± 5,1 (6)	28,4 ± 43,7 (5)
	x	8,8 ± 14,4 (4)	1,3 ± 2,3 (6)	4,8 ± 4,9 (5)	4,2 ± 6 (5)
7	c	9,5 ± 7,8 (2)	5,7 ± 9,8 (3)	4 ± 6,7 (4)	8,6 ± 9,6 (5)
	x	11,3 ± 19,9 (4)	8,8 ± 16,8 (4)	28,3 ± 47,0 (4)	10,0 ± 18,0 (5)
8	c	6,4 ± 5,5 (5)	0,0 ± 0,0 (4)	3,8 ± 5,0 (5)	14,7 ± 16,5 (6)
	x	4,5 ± 10,1 (6)	2,3 ± 3,2 (4)	15,3 ± 12 (3)	4,8 ± 4,4 (6)
9	c	6,5 ± 9,7 (6)	0,7 ± 1,0 (6)	5,2 ± 5,6 (6)	4,3 ± 3,5 (6)
	x	6,2 ± 10,1 (5)	3,8 ± 6,8 (4)	5,4 ± 5,5 (5)	2,2 ± 2,3 (6)
10	c	0,5 ± 0,8 (6)	0,5 ± 0,5 (6)	2,3 ± 3,4 (6)	7,2 ± 5,1 (5)
	x	1,0 ± 1,5 (6)	3,5 ± 5,4 (6)	3,3 ± 3,1 (6)	4,5 ± 3,3 (6)
11	c	0,0 ± 0,0 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	1,8 ± 2,7 (5)	12,7 ± 29,1 (6)
	x	0,2 ± 0,4 (6)	0,8 ± 2,0 (6)	2,8 ± 3,1 (6)	13,7 ± 20,9 (6)

Oribatida (átlag ± szórás (mintaelemszám))

hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	4,2 ± 3,0 (6)	2,7 ± 2,3 (6)	3,7 ± 2,1 (6)	3,3 ± 1,6 (6)
	x	2,5 ± 1,9 (6)	2,8 ± 2,6 (6)	3,3 ± 3,2 (6)	2,8 ± 3,1 (6)
5	c	2,2 ± 2,5 (6)	2,0 ± 2,1 (6)	10,3 ± 6,3 (6)	6,5 ± 3,6 (6)
	x	1,6 ± 1,5 (5)	0,8 ± 1,0 (6)	2,3 ± 2,5 (6)	3,3 ± 2,0 (6)
6	c	3,4 ± 3,7 (5)	1,7 ± 2,9 (6)	2,5 ± 2,7 (6)	4,6 ± 4,3 (5)
	x	1,5 ± 2,4 (4)	1,7 ± 3,1 (6)	3,4 ± 4,1 (5)	3,4 ± 4,2 (5)
7	c	12,0 ± 15,6 (2)	1,7 ± 2,9 (3)	5,3 ± 7,5 (4)	2,0 ± 2,3 (5)
	x	1,0 ± 2,0 (4)	1,5 ± 2,4 (4)	2,8 ± 3,2 (4)	0,2 ± 0,4 (5)

8	c	3,0 ± 3,7 (5)	0,8 ± 1,5 (4)	5,4 ± 8,0 (5)	9,5 ± 9,2 (6)
	x	0,2 ± 0,4 (6)	0,3 ± 0,5 (4)	3,7 ± 0,6 (3)	3,7 ± 5,6 (6)
9	c	5,8 ± 8,2 (6)	2,8 ± 5,5 (6)	12 ± 10,2 (6)	5,0 ± 3,2 (6)
	x	6,2 ± 7,2 (5)	2,3 ± 3,9 (4)	1,4 ± 0,9 (5)	0,7 ± 1,0 (6)
10	c	0,8 ± 1,6 (6)	1,5 ± 2,8 (6)	3,0 ± 3,6 (6)	4,4 ± 4,3 (5)
	x	1,3 ± 1,8 (6)	1,8 ± 2,1 (6)	2,5 ± 2,7 (6)	1,2 ± 1,5 (6)
11	c	0,0 ± 0,0 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	0,4 ± 0,5 (5)	0,7 ± 1,2 (6)
	x	0,0 ± 0,0 (6)	0,8 ± 1,6 (6)	0,2 ± 0,4 (6)	1,3 ± 2,4 (6)

Prostigmata (átlag ± szórás (mintaelemszám))

hónap	első kezelés	Kontroll	Öntözés	Gyenge sz.	Erős sz.
4	c	14,8 ± 12,2 (6)	10,3 ± 9,4 (6)	16,0 ± 8,6 (6)	15,0 ± 11,5 (6)
	x	15,7 ± 12,6 (6)	15,3 ± 12,4 (6)	12,5 ± 9,2 (6)	14,0 ± 11,2 (6)
5	c	3,0 ± 3,9 (6)	3,2 ± 2,6 (6)	9,2 ± 10,2 (6)	6,8 ± 6,0 (6)
	x	3,2 ± 2,9 (5)	3,7 ± 4,9 (6)	6,8 ± 9,4 (6)	7,5 ± 8,5 (6)
6	c	2,6 ± 3,2 (5)	1,0 ± 1,7 (6)	3,8 ± 4,2 (6)	1,4 ± 0,9 (5)
	x	1,5 ± 1,9 (4)	1,7 ± 2,0 (6)	3,0 ± 3,5 (5)	1,0 ± 1,2 (5)
7	c	2,0 ± 0,0 (2)	1,3 ± 2,3 (3)	0,0 ± 0,0 (4)	1,8 ± 1,9 (5)
	x	1,8 ± 1,7 (4)	0,3 ± 0,5 (4)	0,5 ± 0,6 (4)	0,2 ± 0,4 (5)
8	c	1,0 ± 1,7 (5)	0,3 ± 0,5 (4)	1,4 ± 2,6 (5)	4,2 ± 5,7 (6)
	x	0,8 ± 1,3 (6)	1,0 ± 1,4 (4)	2,3 ± 4,0 (3)	2,5 ± 3,1 (6)
9	c	0,3 ± 0,8 (6)	0,3 ± 0,5 (6)	2,5 ± 5,2 (6)	1,2 ± 2,4 (6)
	x	0,8 ± 1,1 (5)	2,0 ± 2,2 (4)	1,0 ± 1,2 (5)	0,8 ± 1,6 (6)
10	c	0,3 ± 0,8 (6)	0,2 ± 0,4 (6)	1,2 ± 1,2 (6)	1,2 ± 1,6 (5)
	x	0,3 ± 0,5 (6)	0,5 ± 0,8 (6)	0,7 ± 0,5 (6)	1,3 ± 0,8 (6)
11	c	0,0 ± 0,0 (6)	0,0 ± 0,0 (6)	0,2 ± 0,4 (5)	0,7 ± 1,6 (6)
	x	0,0 ± 0,0 (6)	0,2 ± 0,4 (6)	0,5 ± 0,8 (6)	0,5 ± 0,8 (6)

11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetemet fejezem ki az MTA, Agrártudományi Kutatóközpont, Agrokémiai és Talajtani Intézet vezetőségének a kutatómunka elvégzését és a disszertáció elkészítését lehetővé tevő támogatásáért. Köszönettel tartozom témavezetőimnek, Dr. Dombos Miklósnak és Dr. Ittész Andrásnak, akik a munkához szükséges feltételeket biztosították, szakmai tudásomat növelték. Köszönet illeti Dr. Ladányi Mártát, aki a témavezetők mellett végig segítette munkámat, főleg a statisztikai értékelések terén. Köszönettel tartozom munkatársamnak, Dr. Gergócs Veronikának az atkák határozásában nyújtott segítségével, különösen az Oribatida atkák fajsztintú határozásáért, valamint az irodalmi kutatómunkában való segítségért, szakmai tanácsaiért. Külön köszönet illeti Dr. Dányi Lászlót, aki az ugróvillások határozásában, illetve az általam határozott fajok ellenőrzésében nyújtott hatalmas segítséget. Köszönöm Dr. Kröel-Dulay Györgynek és Dr. Ónodi Gábornak, hogy részt vehettünk az általuk kialakított fülöpházai EXDRAIN kísérletben és hogy a munkámban mind fizikailag, mind meteorológiai háttér adatok szolgáltatásával segítettek. Liszli Péternek, Hambek Tibornak és munkatársainak köszönöm az EDAPHOLOG szondák fejlesztésében és terepi átszerelésében nyújtott segítségüket. Megköszönöm az Intézetben dolgozó kollégáknak a terepi és laboratóriumi munkákban adott segítséget. Külön köszönöm kutatócsoportunk jelenlegi és egykori tagjainak, Dudás Péternek, Groó Zitának, Hambek-Oláh Beátának, Márton Orsolyának, Tarjányi Nikolettnek, Schellenberger Juditnak a felmerülő problémák megvitatásának lehetőségét. Szintén külön köszönet illeti Dr. Bakacsi Zsófiát, aki az irodalmi áttekintés során a talajtani adatok feldolgozásában, a térkép elkészítésében segített. Köszönetemet fejezem ki Dr. Szili-Kovács Tibornak és Mucsi Mártonnak, akik a szubsztrát indukált respirációs méréseket végezték. Az R szoftver használata során felhasznált parancssorokat Dr. Kosztolányi Andrásról kaptam, köszönet illeti érte. Végül, de nem utolsó sorban szeretném megköszönni családomnak és barátaimnak a segítségüket, türelmüket, szeretetüket, amiben nem volt hiány munkám során.