



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

**A VADÁSZATI CÉLÚ ETETŐHELYEK VEGETÁCIÓRA, MAGBANKRA  
ÉS TALAJRA GYAKOROLT HATÁSAI A MÁTRA HEGYSÉGBEN**

DOI: 10.54598/004160

**DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS**

**Kissné Rusvai Katalin**

**Gödöllő**

**2023**

## A doktori iskola

**megnevezése:** Környezettudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Környezettudományok

**vezetője:** Csákiné Prof. Dr. Michéli Erika  
az MTA doktora, egyetemi tanár, DSc  
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,  
Környezettudományi Intézet,  
Talajtani Tanszék

**Témavezetők:** Prof. Dr. Czóbel Szilárd Endre  
egyetemi tanár, PhD  
Szegedi Tudományegyetem, Mezőgazdasági Kar,  
Növénytudományi és Környezetvédelmi Intézet

Dr. Saláta Dénes  
egyetemi docens, PhD  
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,  
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet,  
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

.....  
Csákiné Prof. Dr. Michéli Erika  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
Prof. Dr. Czóbel Szilárd Endre  
A témavezető jóváhagyása

.....  


.....  
Dr. Saláta Dénes  
A társtémavezető jóváhagyása

# TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés.....	6
2. Célkitűzések .....	8
2.1. A kutatás célja .....	8
2.2. Hipotézisek.....	8
3. Irodalmi áttekintés.....	10
3.1. A vadetetés .....	10
3.1.1. A vadetetés jelentősége .....	10
3.1.2. A vadetetés típusai.....	11
3.1.3. A vadetetés hatásai .....	12
3.1.3.1. Pozitív hatások .....	12
3.1.3.2. Negatív hatások .....	13
3.1.3.3. Alkalmazhatóság, költséghatékonyság.....	17
3.1.4. Vadetetés hazánkban .....	18
3.1.4.1. A hazai vadetetés formái, jellemzői és a vonatkozó jogi szabályozások .....	18
3.1.4.2. A vadetetés hatásainak vizsgálata hazánkban .....	21
3.2. Vegetáció és talaj: a degradált élőhelyek indikátorai.....	23
3.2.1. A degradált élőhelyek vizsgálatának lehetőségei.....	23
3.2.2. Egyes antropogén zavarások természetes környezetre gyakorolt hatásainak vizsgálata.....	25
3.2.2.1. Különböző anyagok deponálásának hatásai .....	25
3.2.2.2. Állattartással kapcsolatos hatások vizsgálata .....	28
3.2.2.3. Emberi és állati eredetű magterjesztés hatásai .....	28
3.2.2.4. Növényi inváziók sajátosságai és hatásai .....	30
3.3. A talajmagbank jelentősége, szerepe az ökológiai kutatásokban.....	32
3.3.1. A talajmagbank általános bemutatása .....	32
3.3.2. Magbank típus rendszerek.....	33
3.3.3. Növényi tényezők és a magbank .....	34
3.3.4. Környezeti tényezők és a magbank .....	36
3.3.5. Egyes élőhelytípusok magbankjának sajátosságai .....	38
3.3.6. A talajmagbank vizsgálatának lehetőségei.....	39
3.3.7. A talajmagbank szerepe az élőhelyek regenerációjában .....	41
4. Anyag és módszer .....	42
4.1. A vizsgálati terület bemutatása.....	42
4.1.1. Természetföldrajzi jellemzés.....	42
4.1.2. Növény- és állatvilág.....	42
4.1.3. Erdő- és vadgazdálkodás múltja és jelene .....	42
4.1.4. A természetvédelem helyzete, szervezeti felépítése a Mátrában.....	44
4.2. A terepi felvételezés és a vizsgálatok menete .....	45
4.2.1. Vegetációvizsgálatok.....	45
4.2.2. Talajmagbank vizsgálat.....	46
4.2.3. Talajparaméterek vizsgálata .....	47
4.3. Az egyes helyszíneken elvégzett vizsgálatok.....	48
4.3.1. Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában.....	48
4.3.2. Szórók vizsgálata a bükkös övben.....	50
4.3.3. Felhagyott szórók vizsgálata .....	50
4.4. A statisztikai feldolgozás.....	51
4.4.1. A vegetációvizsgálatok adatainak feldolgozása .....	51
4.4.2. A talajmagbank adatok feldolgozása.....	52
4.4.3. A talajparaméterekkel kapcsolatos adatok feldolgozása .....	53
5. Eredmények és kiértékelésük .....	54
5.1. Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában .....	54
5.1.1. Vegetációvizsgálatok.....	54

5.1.1.1. A fajkészletek és abundancia viszonyok elemzése.....	54
5.1.1.2. Az időbeli változások értékelése .....	57
5.1.1.3. A stressz gradiens .....	67
5.1.2. Talajmagbank vizsgálat.....	70
5.1.2.1. A fajkészletek elemzése .....	70
5.1.2.2. Magdenzitás.....	72
5.1.2.3. Felszíni és felszín alatti vegetáció hasonlósága.....	75
5.1.2.4. Perzisztencia.....	77
5.1.3. Talajparaméterek .....	78
5.1.3.1. A talaj fizikai paramétereinek változása .....	78
5.1.3.2. A talaj kémiai paramétereinek változása .....	83
5.2. Szórók vizsgálata a bükkös övben.....	89
5.2.1. Vegetációvizsgálatok.....	89
5.2.1.1. A fajkészletek és abundancia viszonyok elemzése.....	89
5.2.1.2. Az időbeli változások értékelése .....	90
5.2.1.3. A stressz gradiens .....	93
5.2.2. Talajmagbank vizsgálat.....	94
5.2.2.1. A fajkészletek elemzése .....	94
5.2.2.2. Magdenzitás.....	95
5.2.2.3. Felszíni és felszín alatti vegetáció hasonlósága.....	97
5.2.2.4. Perzisztencia.....	98
5.2.3. A cseres-tölgyes és a bükkös zóna erdei szóróinak összehasonlító értékelése.....	98
5.2.3.1. A vegetáció összehasonlítása .....	98
5.2.3.2. A talajmagbank összehasonlítása .....	100
5.3. Felhagyott szórók vizsgálata .....	102
5.3.1. Vegetációvizsgálatok.....	102
5.3.1.1. Fajkészletek és abundancia viszonyok elemzése.....	102
5.3.1.2. Az időbeli változások értékelése .....	103
5.3.1.3. A stressz gradiens .....	108
5.3.2. Talajmagbank vizsgálat.....	110
5.3.2.1. A fajkészletek elemzése .....	110
5.3.2.2. Magdenzitás.....	111
5.3.2.3. Felszíni és felszín alatti vegetáció hasonlósága.....	113
5.3.2.4. Perzisztencia.....	114
5.3.3. A működő és a felhagyott szórók összehasonlító értékelése .....	115
5.3.3.1. A vegetáció összehasonlítása .....	115
5.3.3.2. A talajmagbank összehasonlítása .....	118
6. Következtetések és javaslatok .....	120
7. Új tudományos eredmények.....	127
8. Összefoglalás.....	128
9. Summary .....	132
10. Mellékletek.....	136
M1. Irodalomjegyzék .....	136
M2. Elektronikus hivatkozások jegyzéke.....	156
M3-M5. Anyag és módszer képekben.....	157
M6-M9. Képek a vizsgálati helyszínekről.....	161
M10-M22. Diagramok és táblázatok.....	165
11. Köszönetnyilvánítás .....	189

## JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

### Vizsgálati helyszínek:

- E1** – erdei szóró 1; cseres-tölgyes zóna (Cseresi vadászház)
- E2** – erdei szóró 2; cseres-tölgyes zóna (Hosszú-hegy)
- E3** – erdei szóró 3; cseres-tölgyes zóna (Kis-Szár-hegy)
- T1** – tisztáson lévő szóró 1; cseres-tölgyes zóna (Hatrapatak-tető)
- T2** – tisztáson lévő szóró 2; cseres-tölgyes zóna (Rókalyuk-tető)
- T3** – tisztáson lévő szóró 3; cseres-tölgyes zóna (Pipis-hegy)
- KE** – kontroll erdei terület; cseres-tölgyes zóna (Süket-völgy)
- KT** – kontroll tisztás terület, cseres-tölgyes zóna (Cseres-tető)
- B1** – erdei szóró 1; bükkös zóna (Haluskás)
- B2** – erdei szóró 2; bükkös zóna (Szállás-hegy)
- B3** – erdei szóró 3; bükkös zóna (Csiklósd)
- KB** – kontroll erdei terület, bükkös zóna (Somhegy alja)
- F1** – 1 éve felhagyott szóró (Nyesettvár)
- F2** – 8 éve felhagyott szóró (Nagy-Halmaj-rét)
- F3** – 10 éve felhagyott szóró (Süket-völgy-oldal)

### Borhidi-féle szociális magatartás típusok (SBT; Borhidi 1995):

- S** – specialista fajok (+6)
- C** – kompetitor fajok (+5)
- G** – generalista fajok (+4)
- NP** – természetes pionír növények (+3)
- DT** – zavarástűrő természetes fajok (+2)
- W** – természetes gyomfajok (+1)
- I** – meghonosodott idegen fajok (-1)
- A** – behurcolt, adventív fajok (-1)
- RC** – ruderalis kompetitorok (-2)
- AC** – tájidegen, agresszív kompetitorok (-3)

### Magbank típusok (Csontos 2001):

- T** – tranziens magbank (transient)
- SP** – rövidtávú perzisztens magbank (short-term persistent)
- LP** – hosszútávú perzisztens magbank (long-term persistent)

# 1. BEVEZETÉS

A vadtakarmányozás, illetve különösen a kiegészítő táplálás hatásait már széles körben kutatták, de többnyire maguk az állatfajok és populációik kerültek a középpontba (Inslerman et al. 2006; Richardson 2006; Milner et al. 2014). A természetes vegetációra gyakorolt hatások általában kevés esetben jelentek/jelennek meg fő szempontként, annak ellenére, hogy a természetes erdei ökoszisztémák működésében és a nagyvadak természetes táplálékbázisának biztosításában is elsődleges szerepe van az egészséges és fajgazdag aljnövényzetnek (Riggs et al. 2004). A legtöbb tanulmány jellemzően a mező- és erdőgazdaság szempontjából fontos fajokat, elsősorban a cserje- és újulat rágottságát, valamint ennek tér- és időbeli változását vizsgálta a vadetetés hatására (Milner et al. 2014), míg a lágyszárú vegetációban bekövetkező változások kevésbé kutatottak (Rinella et al. 2012). Jellemzően csak megemlítik az etetőhelyeket, mint az exóta fajok potenciális forráspontjait (Kosowan & Yungwirth 1999; Spurrier & Drees 2000). Ráadásul a kapcsolódó tanulmányok jelentős része észak-amerikai, illetve észak-európai területeken jelent meg, s itt is általában csak a téli kiegészítő etetés kapcsán történtek vizsgálatok (Inslerman et al. 2006; Milner et al. 2014).

Hazánkban is csupán szórványosan fordulnak elő hasonló témájú szakirodalmak. Egyes vadkár felmérésre irányuló kutatások megemlítik ugyan a vadetető helyeket, mint degradációval erősebben érintett, elgyomosodott területeket (pl. Bleier et al. 2006; Heltai & Sonkoly 2009), de egészen az utóbbi évekig egyikük sem irányult kifejezetten a vadászati célú etetőhelyek körül terjedő gyom- és/vagy inváziós fajok vizsgálatára. Holott Európában ez a fajta vadetelési módszer nem csak évszázados múltúnak, de feltehetőleg magyar eredetűnek is tekinthető. Aldo Leopold a vadtakarmányozás kezdeteit kutatva, az 1700-as évek végén az akkori Magyarország területén *elsőként* nevezte meg a kontinensen a nagyvadetetők mellett ezt az etetési módszert is, mikor a vaddisznó számára kihelyezett elsősorban gabonafélék révén a vadászati lehetőségek javítása a cél („*grain-baiting of wild boars to decoy them within range of blind*”) (Leopold 1933). A vaddisznó etetőhelyen történő elejtése azóta is igen nagy népszerűségnek örvend a kontinensen, s különösen Kelet- és Közép-Európában igen kedvelt és széleskörben alkalmazott gyakorlattá vált (Apollonio et al. 2010). Magyarországon sincsen ez másképp: a hazai vadászati köznyelvben ún. *szóró* néven ismert helyszínek országszerte igen elterjedtek, s jellemzően meglehetősen intenzíven használják is őket (Nagy 2004). Sokféle, s rendszerint igen nagy mennyiségű etetőanyag kerül ki ezekre a helyszínekre, ami – ismerve a különböző takarmányok jelentős gyommagtartalmát (Wilson et al. 2016; Gervilla et al. 2019) –, egyre növekvő fenyegetést jelent a környező természetes élőhelyekre. Ráadásul a folyamat rendkívül összetett, mivel nem csak a mesterséges propagulum források beérkezéséről, így a felszíni és a felszín alatti vegetáció közvetlen befolyásolásáról van szó. A megmaradt takarmányok és a fokozott állatsűrűség okozta megnövekedett hullatékmenyiség (Malo et al. 2000), valamint a rendszeres állati eredetű bolygatás (Barrios-Garcia & Ballari 2012) a talaj tápanyagtartalmát, főbb fizikai és kémiai paramétereit is megváltoztathatja, s mindemellett figyelembe kell venni a takarmánykihordással járó antropogén zavarások, továbbá a megváltozott állati viselkedés (pl. Arnold et al. 2018), és a különböző magterjesztési mechanizmusok közvetett és közvetlen hatásait is (Blossey & Gorchoy 2017). Emellett, tekintettel arra, hogy az antropogén eredetű források természetes környezetbe kerülése szükségszerűen együtt jár az idegenhonos fajok bekerülésének veszélyével is (Auffret 2011), az ilyen helyszínek akár egy biológiai invázió potenciális gyújtópontjai is lehetnek (Spurrier & Drees 2000; MacDougall & Turkington 2005). Ez hazánk szempontjából különösen jelentős lehet, tekintve, hogy a hazai természetes élőhelyeinken napjainkban az inváziós fajok terjedése jelenti a legnagyobb problémát (Kézdy et al. 2018). S mivel jól ismert, hogy az inváziók kapcsán a legfontosabb a megelőzés, így kifejezetten fontos valamennyi lehetséges terjedési gócpont megtalálása (Mihály & Botta-Dukát 2004).

Éppen ezért – illetve a hegység iránt érzett szeretetem miatt – tűztem ki célul a vadászati célú etetőhelyek (azaz az ún. *szórók*) vegetációra, talajmagbankra és talajra gyakorolt hatásainak

vizsgálatát a Mátra területén. A kutatás kezdetén többen figyelmeztettek, hogy ez a téma nem éri meg, hogy tudományos szempontból foglalkozzak vele: a vadászati ágazat szereplőivel nehéz az együttműködés, talán nem is létezik a vadgazdálkodás és a természetvédelem közötti pozitív kapcsolat, csak egy lokális problémáról van szó, a gyomfajok nem terjednek be az erdőbe, következésképp nemcsak szükségtelen, de értelmetlen is ezzel a problémával foglalkozni. Legfeljebb csak a természetjárás során találkozhatunk ezzel a tájképromboló látvánnyal, de egyéb jelentősége, mely megérné a tudományos figyelmet, nincsen. A problémafelvetés talán az én esetemben is így kezdődött: a hazai hegyvidéki területeket járva gyakran tapasztaltam, hogy a magaslesek mellett egykor szép tisztásokon sűrű gyomtenger, illetve sokszor a különböző élelmiszer- és takarmánymaradványok jelentős mennyiségű, kellemetlen szagú halma rontja a látképet, mely nem illik egy természetes élőhelyre, védett területeken pedig különösképp elfogadhatatlan. S bár néha előfordul, hogy a jobb láthatóság érdekében maguk a vadászok kaszálják le a területet, a probléma mégis országszerte jelen van, s tekintve, hogy nagyon sok és sokféle takarmányt kihordanak – ráadásul legtöbbször gépjárművekkel teszik meg ezt –, így szinte elkerülhetetlen, hogy előbb vagy utóbb olyan idegen és/vagy inváziós fajok, gyomfajok kerüljenek be a természetes környezetbe, melyek utána akár az úthálózatok mentén, akár állati vagy emberi eredetű magterjesztés révén tovább terjedhetnek.

A kutatást a diplomadolgozatom készítése során kezdtem el, melynek eredményei alapján egyértelműen elmondható, hogy a szórók bár valóban jellemzően lokálisan, de jelentősen képesek megváltoztatni a környezetüket, s a gyomfajok akár igen nagy tömegben is képesek megjelenni ezeken a helyszíneken (Rusvai 2018; Rusvai et al. 2022a). Akkor csak a növényzetet felvételeztem, doktori kutatásom azonban – tekintettel az előzőekben ismertetett sokféle tényezőre –, a felszíni vegetáció mellett magában foglalja a talajmagbank és egyes talajparaméterek, valamint más zonális élőhelytípusok vizsgálatát egyaránt. Továbbá különböző korú felhagyott etetőhelyek felmérése révén az ezeken a helyszíneken esetlegesen bekövetkező regenerációs folyamatok feltárása is a kitűzött célok közt szerepelt, annak érdekében, hogy a vadászati célú etetés, mint rendkívül összetett folyamat hatásait minél átfogóbban feltárhassam.

## 2. CÉLKITŰZÉSEK

### 2.1. A kutatás célja

A célom, egyrészt, hogy felhívjam a figyelmet egy olyan, eddig kevésbé kutatott problémára, mint a vadászati célú etetőhelyek működése természetes élőhelyeken. A gyűjtött hazai és külföldi szakirodalmak sokfélesége, valamint saját eredmények révén is szeretnék rávilágítani arra, hogy az ember akaratlanul is milyen sokféle módon okozhat kárt a természetben, s ez nem csak a felszíni vegetációt érintheti, hanem a felszín alatt, a talaj egyes jellemzőiben és az ott rejlő növényi magvak összességében is megmutatkozhat. Ráadásul ezek a hatások akár hosszú évekig is megmaradhatnak, ezáltal pedig további, akár visszafordíthatatlan változásokat idézhetnek elő.

A kutatás konkrét célja a hazai középhegységeinkben igen elterjedt, vadászati célra kialakított mesterséges etetőhelyek (ún. *szórók*) lágyszárú vegetációra, valamint talajra és talajmagbankra gyakorolt közvetett és közvetlen hatásainak tér- és időbeli vizsgálata volt a Mátra hegység területén. Azaz egy eddig még nem kutatott területen egy olyan megalapozó jellegű kutatást terveztem, mely egyrészt felhívja a figyelmet erre az eddig meglehetősen elhanyagolt témára, másrészt egy megfelelő módszertan kidolgozása révén, a szórók működésének hatásait felmérve kellő alapot ad a további vizsgálatok tervezéséhez is. Mindezek kapcsán az alábbi kérdéseket fogalmaztam meg:

1. A vadászati célú etetőhelyeken tapasztalható gyomfertőzöttség hosszabb időtávban is kimutatható-e, s minden évben jellemző lesz-e az éven belüli változás, miszerint augusztusban rendszerint több gyomfaj nagyobb borítással van jelen a szórók környezetében?
2. Van-e szerepe a főbb meteorológiai tényezőknek a gyomfertőzöttség mértékében az egyes években, több, esetleg kevesebb csapadék, illetve a magasabb vagy alacsonyabb hőmérséklet befolyásolja-e a gyomfajok számát és/vagy borítását?
3. Milyen hatással van a szórók több éven át tartó működése a talaj egyes fizikai-kémiai paramétereire, illetőleg a talajmagbankra?
4. A gyomfertőzöttség mértéke különbözik-e az egyes magassági zónákban; a bükkös övben elhelyezkedő szórók kevésbé gyomosak-e, mint az alacsonyabban fekvő, kedvezőbb klímájú cseres-tölgyesekben lévők?
5. Mi történik a szórókkal a működésüket követően, bekövetkezik-e a spontán regeneráció, ha igen, milyen ütemben, meddig és milyen mértékben jelennek meg a felszíni és a felszín alatti vegetációban a gyomfajok a felhagyás után?

E kérdések megválaszolásával pedig távlati célom, hogy a kapott eredmények alapján olyan gyakorlati javaslatokat fogalmazzak meg, melyek segíthetik a megfelelő természetvédelmi kezelés kialakítását a szórók üzemeltetésével kapcsolatban, s akár jogszabályi módosítás révén hozzájárulhatnak ahhoz, hogy a vadászati létesítmények védett területen a lehető legkisebb környezetterhelést okozzák a természetes élőhelyeken.

### 2.2. Hipotézisek

A kutatást a következőkben a kérdések sokrétűsége miatt három nagyobb egységre bontottam: *I.) Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában*, mely során a cseres-tölgyes övben kijelölt erdei és tisztáson lévő szórókat vizsgáltam több éven át, a vegetációt, a főbb meteorológiai változókat, valamint a talajparamétereket és talajmagbankot egyaránt felmérve. *II.) Szórók vizsgálata a bükkös övben*, mely vizsgálat során a magasabban fekvő régiókban is kijelöltem szórókat, ahol szintén több évig vizsgáltam a gyomfertőzöttség mértékét a felszíni és a felszín alatti vegetációban, különös tekintettel a cseres-tölgyeshez viszonyított esetleges különbségekre. *III.) Felhagyott szórók vizsgálata*, melynek célja a különböző korú felhagyott szórók vegetációjának és talajmagbankjának vizsgálata, illetve a spontán regeneráció mértékének nyomkövetése. Mindezek kapcsán az alábbi hipotéziseket fogalmaztam meg:



### **I.) Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában**

- 1.) A kijelölt erdei és tisztáson lévő szórókon több éves adatsor alapján, statisztikailag is kimutatható, hogy az etetőanyag kihordásával a növényzet a szóró középpontjától távolodva, egyfajta *zavarási gradiens* mentén változik: a gyomfajok és zavarástűrő növények borítása a szóró középpontjában a legnagyobb, attól távolodva csökken a sűrűségük és fajsúlyuk is, míg a természetes fajok aránya és borítása nő.
- 2.) Több év alapján is kimutatható az egyes szórótípusok különbözősége. A tisztáson lévő szórók bizonyulnak a leginkább fertőzöttnek, míg az erdei létesítmények várhatóan kevésbé lesznek leromlott állapotúak.
- 3.) Az éven belüli változásokat illetően feltételezem, hogy a gyomfajok száma és tömegessége várhatóan az augusztusi időszakokban lesz nagyobb, de ebben feltehetőleg az adott klímaév fő meteorológiai tényezőinek (csapadék, hőmérséklet) is jelentős szerepe lesz.
- 4.) A kiszórt takarmányok gyommagvakkal való szennyezettségének, valamint a felszínen megjelenő gyomborításból eredő helyi magszórásnak köszönhetően a szórók talajmagbankjában jóval nagyobb gyommag-terhelés várható, mint a hasonló élőhelyeken (erdei, tisztás) kijelölt kontroll területeken.
- 5.) Az egyes szórótípusok talajmagbankjának gyommaggal való terheltsége várhatóan eltérően alakul: a tisztásokon jelentősebb lesz, mint az erdei szórókon.
- 6.) A talaj degradációja szintén a szórók középpontjában lesz a legjelentősebb, különös tekintettel a tápanyagtartalomra. Ez leginkább a felszínen is erőteljesebben degradált tisztásokon lesz kimutatható.

### **II.) Szórók vizsgálata a bükkös övben**

- 1.) A bükkös öv szórói jóval kisebb gyomfertőzöttséget mutatnak majd, mint a cseres-tölgyes zóna hasonló típusú szórói: kevesebb faj, kisebb borítással lesz jelen.
- 2.) Az éven belüli változásokat illetően ez esetben is feltételezem, hogy a gyomfajok száma és tömegessége várhatóan az augusztusi időszakokban lesz nagyobb, melyben valószínűsíthetően a vizsgált meteorológiai tényezőknek (csapadék, hőmérséklet) is szerepe lesz.
- 3.) A talajmagbank gyommag-terheltsége feltételezhetően hasonlóan fog alakulni a cseres-tölgyes öv szóróihoz a hasonló takarmányozási szokások miatt.

### **III.) Felhagyott szórók vizsgálata**

- 1.) Az 1, 8 és 10 éve felhagyott szóróknál is még jól felismerhetőek a gyomfertőzés jelei, de ennek mértéke az idő előrehaladtával csökken, s a gyomfajok helyett egyre inkább a természetes zavarástűrő, illetve a tápanyagfeldúsulás következtében a nitrogénkedvelő fajok dominálnak.
- 2.) Az éven belüli változásokat illetően ez esetben is feltételeztem, hogy a gyomfajok száma és tömegessége várhatóan az augusztusi időszakokban lesz nagyobb, melyben valószínűsíthetően a vizsgált meteorológiai tényezőknek (csapadék, hőmérséklet) is szerepe lesz.
- 3.) A felhagyott szórók magbankjában a gyommagvak aránya és száma az idő múlásával csökkenni fog, de a gyommagvak nagy túlélőképessége miatt, még több év után is várhatóan magasabb lesz, mint a kontroll területek.

### 3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

#### 3.1. A vadetetés

##### 3.1.1. A vadetetés jelentősége

A vadon élő állatfajok takarmányozása az egész világon elterjedt, védelmi és szabályozási eszközként egyaránt használatos (Milner et al. 2014; Murray et al. 2016). A vadászható nagyvadfajok etetésével kapcsolatban különösen Európa és Észak-Amerika rendelkezik nagy hagyományokkal. A múlt század óta számos módja alakult ki a vadon élő állatfajok kiegészítő táplálásának, s ezeken a területeken jellemzően igen intenzíven is művelik az ilyen jellegű tevékenységeket (Putman & Staines 2004; Inslerman et al. 2006; Apollonio et al. 2010). Az amerikai kontinensen a patás vadfajokon kívül egyéb emlősfajok (pl. medvék, egyes madárfajok) mesterséges táplálása is széleskörben elterjedt, hatalmas költségeket és takarmánymennyiségeket fordítanak e célokra (Inslerman et al. 2006). Egyes becslések szerint az Egyesült Államok területén csak a szemes kukorica évente kihelyezett mennyisége meghaladja a 2,8 billió tonnát (Murray et al. 2016), s ez a tendencia már évtizedek óta jellemző (Frawley 2000; McCaffery 2000). Ettől eltekintve az érintett kontinensen egyre inkább vitatottá válik a kiegészítő takarmányozás gyakorlata (Brown & Cooper 2006), s különös tekintettel a betegségátviteli kockázatokra (Sorensen et al. 2014). Ma már számos államban tilos vagy erősen korlátozott a vadfajok etetése (Inslerman et al. 2006). Európában ezzel szemben jóval szélesebb keretek között lehetséges a vadon élő állatok táplálása. Az etetés ugyanis Hollandiát, Belgium egyes részeit és néhány Svájci kantont kivéve – ahol ez a tevékenység tilos –, Európa minden más országában bevett gyakorlat (Apollonio et al. 2010; Casaer & Licoppe 2010). Ráadásul, mivel sok esetben még törvény is előírja, a legtöbb közép-európai országban igen intenzíven művelik (Apollonio et al. 2010). Ennek megfelelően egyes országokban (pl. Ausztria, Szlovákia, Horvátország) hozzánk hasonlóan törvény is kötelezi az etetést, míg máshol (pl. Csehország, Lengyelország, Szlovákia) különböző szabályozások mellett, de viszonylag széles keretek között lehetséges a vadfajok mesterséges táplálása. Csehországban például több mint 80 ezer (12/1000 ha) ilyen etetőhelyet jelentettek a nemzeti parki területeken kívül (Ježek et al. 2016), míg Lengyelországban a becslések szerint 143 millió tonna takarmányt raknak ki évente (Marzec 2012). Svédország egyes részein pedig csak a téli időszakban 2 tonna/km<sup>2</sup> kiegészítő táplálékot helyeznek el (Felton et al. 2017), miközben a többi országban is közel hasonló nagyságrendben kerül kihelyezésre etetőanyag a vadfajok számára (Apollonio et al. 2010). Hazánkat illetően például országos viszonylatban már évtizedek óta mintegy 130-140 ezer tonnányi takarmány kerül ki évente az erdőkbe különböző etetési célokkal (http1). Ezzel ellentétben az Egyesült Királyságban és Spanyolországban jellemzően csak szórványosan (Apollonio et al. 2010; Katona 2014), s gyakran természetvédelmi célokból alkalmazzák e vadgazdálkodási módszert (Murray et al. 2016), míg Dániában például éppen az utóbbi években kezdték jelentősen szigorítani a vadászati célú etetés lehetőségeit (Kjær 2021).

Európában az érintett állatfajok elsősorban a szarvasfélék (*Cervidae*) családjába tartozó patás vadfajok, melyeknél főként a téli kiegészítő takarmányozás az elterjedt. Ez elsősorban az észak-európai országokban, illetve Európa magashegységi területein jellemző (Milner et al. 2014). Kelet- és Közép-Európában ennek jelentősége az enyhébb teleknek köszönhetően kisebb, bár a vadászati siker növelése és bizonyos állományjellemzők javítása érdekében ezeken a területeken is viszonylag nagy arányban jellemző a nem szezonális kiegészítő etetés. A vaddisznó takarmányozásának ellenben már egész Európában nagy hagyománya van (Apollonio et al. 2010). Ebben az esetben a cél egyrészt a mezőgazdasági kultúrákban és/vagy értékes természetes élőhelyekben okozott kártétel csökkentése, másrészt a vaddisznók adott helyre koncentrálása s ezáltal a vadászati siker megnövelése (Geisser & Reyer 2005; Massei et al. 2011; Ježek et al. 2016). Utóbbi, vagyis a vaddisznó etetőhelyen történő kilövése, Európa szerte igen elterjedt vadászati mód (Apollonio et al. 2010), melynek nemcsak a hobbi vadászat szempontjából van jelentősége, hanem az állományszabályozásban, illetve egyes betegségek kezelésében és/vagy megfékezésében is jelentős lehet (Jori et al. 2021). S bár a helytelen és túl

intenzív gyakorlat sok helyen az állományok jelentős elszaporodásához, ezáltal számos humán- és állategészségügyi, valamint erdő- és mezőgazdálkodási problémához vezetett a legtöbb országban (Massei et al. 2015), a vadászati ágazat nyomásának köszönhetően, továbbra is igen jelentős mértékű, általában egész éves etetés jellemző Európa legtöbb országában (Jori et al. 2021). Ez a tendencia pedig világszerte jellemző: szinte valamennyi kontinensen jelen van a kiegészítő táplálás gyakorlata a vadon élő állatok gazdálkodása kapcsán, annak ellenére is, hogy a legtöbb szintetizáló tanulmány továbbra is azt hangsúlyozza, hogy a vadetetés ökológiai hatásainak és védelmi összefüggéseinek megértése még mindig erősen korlátozott (Dunkley & Cattet 2003; Milner et al. 2014; Selva et al. 2014).

### 3.1.2. A vadetetés típusai

A vadon élő állatfajok takarmányozása a célját tekintve – bár többféle csoportosítás is létezik (pl. Dunkley & Cattet 2003; Inslerman et al. 2006; Milner et al. 2014) – alapvetően háromféle lehet: kiegészítő, elterelő és befogást segítő etetés. A *kiegészítő etetés* szándékosan, szezonális jelleggel vagy sürgősségi alapon a vadon élő állatvilág számára kihelyezett táplálékot jelenti, aminek a célja lehet:

- az egyéni vagy a populációs teljesítmény javítása (reprodukciós ráta növelése; trófeanövekedés serkentése; túlélési arány, kondíció javítása);
- táplálék biztosítása vészhelyzetekben, amikor a természetes táplálékok nem elérhetőek vagy erősen korlátozott mennyiségben és minőségben állnak rendelkezésre (pl.: súlyos aszály, hideg tél);
- az állománysűrűség növelése révén a vadászati lehetőségek javítása.

A kiegészítő etetésnek egy speciális esete, mikor valamilyen természetvédelmi célból helyeznek ki táplálékot. Ilyenkor is az érintett populáció mennyiségi és minőségi paramétereinek a javítása a cél, de nem elsősorban gazdasági és/vagy vadászati okokból, hanem jellemzően fajvédelmi szempontokat figyelembe véve (Dubois & Fraser 2013). Ezen kívül bizonyos fajok visszatelepülésének elősegítésére (Martínez-Abraín & Oro 2013), valamint egyes veszélyeztetett fajok védelme érdekében is előfordul, hogy kiegészítő etetést alkalmaznak (Oro et al. 2008; López-Bao et al. 2010). Emellett említést érdemel még a kutatási célú etetés, mikor a táplálékot különböző ökológiai és/vagy biológiai kérdések megválaszolása érdekében, jellemzően kísérletes vizsgálatok keretében helyezik ki a célfajok számára. E módszer azonban eseti jellege miatt viszonylag kis jelentőséggel bír (Dubois & Fraser 2013).

Az *elterelő etetés* olyan szándékosan a vadállomány számára kihelyezett táplálékot jelent, melynek célja az állatok meghatározott területre vonzása, illetve ezáltal adott élőhelyekről történő elterelése (Kubasiwicz et al. 2016). Céljai többfélék lehetnek:

- a vadgazolás kockázatának csökkentése;
- a mezőgazdasági kultúrák, egyes érzékeny erdőterületek vagy egyéb élőhelyek károsításának csökkentése;
- az emberi egészségre és biztonságra gyakorolt kockázatok csökkentése.

Az elterelő etetés egy speciális fajtájának tekinthető a turisztikai célú etetés, mikor a táplálékkihelyezés célja a vadmegfigyelési lehetőségek javítása, az ember-állat interakciók kiszámíthatóbbá tétele (Orams 2002; Dubois & Fraser 2013).

A *befogást, elejtést segítő etetés* ehhez hasonlóan szándékosan kihelyezett táplálékot jelent, de ebben az esetben mindig az adott állat befogása (csapdázás) vagy elejtése (kilövés) a cél. Ez az alábbi okokból történhet:

- vadászati siker megnövelése;
- kutatási célú vadbefogás;
- fertőző betegségek megelőzése érdekében, vakcinázás miatti vadbefogás;
- áttelepítési, állománynövelési célú vadbefogás (Inslerman et al. 2006).

A felsoroltakon kívül vannak, akik külön etetési kategóriaként nevezik meg az opportunistáknak viselkedésű fajok etetését (Dubois & Fraser 2013), mely elsősorban a nem természetes élőhelyeken előforduló, jellemzően urbanizálódott fajok (pl. mókusok, mosómedvék) rendszeres

etetését jelenti. Ennek elsősorban észak-amerikai területeken van nagy hagyománya (Marion et al. 2008), de a például a jóval elterjedtebb téli madáretetés is ebbe a típusba sorolható, mely azonban már világszerte nagyon elterjedt gyakorlat (Dubois & Fraser 2013).

A fent említett célzott vadtakarmányozási módok mellett meg kell említeni a nem szándékos etetés jelenségét is, mely megvalósulhat többek között a védtelen mezőgazdasági kultúrák, személtlerakók (Oro et al. 2013; Sorensen et al. 2014), illetve egyéb mesterséges környezet, például komposztálók helyek vagy akár még golfpályák révén is (Dunkley & Cattet 2003) (bővebben lásd 3.2.3.1. *Különböző anyagok deponálásának természetes környezetre gyakorolt hatásai* c. fejezetben).

### **3.1.3. A vadetetés hatásai**

A vadon élő állatok takarmányozása révén nem csupán a célfajokat érintően, hanem számos ökológiai folyamatba, populációs és közösségszintű rendszerbe is beavatkozás történik, melyek hatásai rendkívül összetettek és széleskörűek lehetnek, nem csak a vadászható fajokat (Brown & Cooper 2006; Inslerman et al. 2006; Milner et al. 2014), hanem valamennyi vadon élő állatfajt (Dunkley & Cattet 2003; Murray et al. 2016) illetően is. A kiegészítő táplálás lehetséges hatásait vizsgálva igen változatos a vonatkozó szakirodalmak köre, de általánosságban elmondható, hogy az etetés hatásainak a megítélése meglehetősen ellentmondásos. Egy 115 vadetetéssel és hatásaival foglalkozó szintetizáló tanulmány szerint például az egyes etetés típusokat tekintve csak a természetvédelmi célú etetés esetében mutattak ki a releváns tanulmányok jellemzően pozitív hatásokat, a többi takarmányozási módot illetően a kutatások fele-kétharmada inkább negatív változásokat igazolt (Murray et al. 2016). Szintén fontos megemlíteni, hogy a vadtakarmányozás vegetációra gyakorolt hatásait Európában elsősorban a szarvasfélék (őz, gímszarvas, rénszarvas, jávorszarvas) vonatkozásában vizsgálták, s kevés olyan kutatás van, amely kifejezetten a vaddisznó kiegészítő táplálása kapcsán fellépő növényzeti változásokat kutatja. Mindezek ismeretében a következő fejezetekben elsősorban ezen patás nagyvadfajok különböző célú etetésével kapcsolatos lehetséges pozitív és negatív hatások összefoglaló értékelése következik, különös tekintettel a vegetációt érintő változásokra, illetve külön kiemelve a vaddisznó táplálásával kapcsolatos, szórványosan előforduló kutatások eredményeit.

#### **3.1.3.1. Pozitív hatások**

##### *Állatpopulációkra gyakorolt pozitív hatások*

Murray és munkatársai (2016) tanulmánya szerint a kutatások többsége pozitív hatásként mutatta ki, hogy kiegészítő takarmányozás révén növelhető az érintett állatpopulációk túlélési és reprodukciós rátája, s ezáltal jellemzően az állomány nagyság is, bár ez nagyban függ a célfajoktól és az alkalmazás módjától. A vaddisznó esetében például Európa-szerte jellemzően hatékonyan alkalmazzák a reprodukciós siker, s ezáltal az állomány nagyságát növelésére (Geisser & Reyer 2005; Ježek et al. 2016; Massei et al. 2011). Mindeközben a patás vadfajokat (elsősorban a szarvasféléket) érintően a téli kiegészítő etetésnek lehet kiemelkedő szerepe, éppen ezért a kemény hideg télű északi országokban jellemzően sikerrel is alkalmazzák ezt a módszert (Milner et al. 2014). Számos tanulmány bizonyította, hogy a téli takarmányozással csökkenthető a mortalitás és javítható az egyedek kondíciója (Ozoga & Verme 1982; Baker & Hobbs 1985; Bishop & White 2004; Page & Underwood 2006). Bár azt is fontos hozzátenni, hogy az enyhülő teleknek köszönhetően ennek a jelentősége várhatóan csökkenni fog, mérsékelt teleken ugyanis jellemzően kisebb az etetés hatása (Massei et al. 2015; Ossi et al. 2017).

Megfelelő módszerekkel azonban nem csak az egyes vadfajok állomány nagysága, hanem bizonyos minőségi paraméterek is javíthatóak. Putman és Staines (2004) számos észak-európai és amerikai kutatás feldolgozása alapján megállapította, hogy rendszeres kiegészítő táplálással bizonyos esetekben növelhető egyes vadfajok élősúlya, sőt hosszú távú vizsgálatokra alapozva azt is bizonyították, hogy kellő mértékű és minőségű takarmányozással egyes termékenységi mutatók (pl. laktációs teljesítmény), valamint a trófea mérete és minősége is növelhető. Mindemellett az ún. elterelő etetéssel kapcsolatban számos esetben tapasztalták, hogy valóban

csökkenthetik a vadgazolás esélyét (Wood & Wolfe 1988; Gundersen et al. 1998; Andreassen et al. 2005).

#### Vegetációra gyakorolt pozitív hatások

Habár az elterelő etetés célja elsősorban az erdő- és mezőgazdasági károk megelőzése lenne, nagyon kevés a pozitív példa, miszerint a kihelyezett mesterséges táplálékkal valóban csökkennének ezek a károkozások (Brown & Cooper 2006; Milner et al. 2014). A kutatások többsége az etetés következtében megnövekvő állatsűrűséget mutatta ki az etetőhelyek környezetében, mely a patás vadfajok természetes táplálékforrások iránti magas preferenciája következtében egyértelműen a lokálisan fokozott erdei kártételt is jelenti (pl. Doenier et al. 1997; Cooper et al. 2006; van Beest et al. 2010a). Alig van olyan tanulmány, amely az etetés élőhelyhasználatot befolyásoló hatásait vizsgálva nem talált különbséget az etetőhelyet használó és nem használó állatok mozgása között (pl. van Beest et al. 2010b), de ez a tanulmány például a vegetáció szempontjából nem kutatta ennek hatásait. Így csak szórványos azon kutatások száma, melyek etetés hatására valóban javulást tudtak kimutatni az erdei kártételt illetően (Taylor 1996), s ezek is többségében csak a faállomány vonatkozásában és csak bizonyos területeken mutattak ki pozitív változásokat (Borowski et al. 2018). Ráadásul az eredményesség nagyban függ az érintett állatfaj sajátosságaitól, valamint a takarmány elhelyezéstől és típusától is (Milner et al. 2014). Lengyelországban például széna etetésével sikerült csökkenteni a bölények által okozott erdő- és mezőgazdasági károkat (Kowalczyk et al. 2011), míg Norvégiában ugyanez az etetőanyag és módszer nem bizonyult hatásosnak a jávorszarvas kártételének megfékezésében (Milner et al. 2014). A vaddisznóval kapcsolatosan még kevesebb pozitív példa van, és azok is elsősorban csak különböző mezőgazdasági kultúrák védelmét illetően bizonyultak sikeresnek (Jori et al. 2021). Franciaországban például kukoricával történő elterelő etetés hatására 60%-kal csökkent a károkozás a környező szőlőültetvényekben (Calenge et al. 2004), de természetes környezetben jellemzően nem sikerült az ilyen típusú etetés pozitív hatásait bizonyítani.

#### **3.1.3.2. Negatív hatások**

##### Állatpopulációkra gyakorolt negatív hatások

A mesterségesen kihelyezett táplálék többek között megváltoztathatja a vadon élő állatfajok természetes mozgását és területi viselkedését (Baker & Hobbs 1985; Williamson 2000; Brown 2001; White et al. 2010; Corcoran et al. 2013). Vaddisznók esetében az etetés elsősorban a nagy távolságú mozgásokat, valamint az állományok szétszóródásának mértékét befolyásolhatja (Casas-Díaz et al. 2013). A téli kiegészítő takarmányozás pedig egyes patás vadfajok évszakos élőhelyválasztását is nagyban befolyásolja, télen nagyobb valószínűséggel és sűrűségben fordulnak elő a vadfajok az etetőhelyek környezetében, sőt ez még a természetes táplálékforrások eloszlásánál is meghatározóbb tényezőnek bizonyult (Arnold et al. 2018). Emellett, tekintve, hogy ez a fajta táplálékforrás könnyebben hozzáférhető, mint a természetes források, az állatok könnyen függővé válhatnak az ember által kihelyezett takarmányoktól (Orams 2002), ami a táplálkozási viselkedésük megváltozásához, s akár a vadság elvesztéséhez, az emberkerülő magatartás gyengüléséhez (Inslerman et al. 2006), valamint megnövekedett ember-vadvilág konfliktushoz is vezethet (Steyaert et al. 2014). Mindeközben arra is van példa, hogy az ember által biztosított táplálék éppen ellenkező hatást kiváltva, fokozott félelmet kelthet az emberektől és növelheti az éjszakai aktivitást (Gaynor et al. 2018).

A különböző minőségű és mennyiségű takarmányok kijuttatása növelheti továbbá az inter- és intraspecifikus versengést (Milner et al. 2014), illetve a táplálékhiány által kialakult természetellenes vadsűrűség megteremtheti a negatív kölcsönhatások lehetőségét, ezáltal táplálkozási agresszió kialakulásához vezethet (Boutin 1990; Easton 1993; Tarr & Perkins 2002). Ez pedig súlyos esetben akár a populációdensitás csökkenéséhez is vezethet (Ozoga & Verme 1982). Megnövekedhet továbbá a betegségek és paraziták terjedésének veszélye, amely nem csak az egyes vadfajok populációit (Miller et al. 2003; Sorensen et al. 2014; Oja et al. 2017), hanem akár az emberi egészséget (Navarro-Gonzalez et al. 2013; Jurado et al. 2018) is fenyegetheti.

Murray és munkatársainak (2016) szintetizáló munkája szerint a vizsgált 115 tanulmány 95%-ában találtak bizonyítékot arra, hogy a különböző kórokozók által okozott fertőzések gyakorisága nőtt a takarmányozásnak köszönhetően, bármelyik típusú etetésről és bármelyik állatfajról is van szó. Sőt olyanra is van példa, hogy éppen a természetvédelmi megőrzési célú etetés segítette bizonyos betegségek terjedését a célfajok körében (Blanco et al. 2011). Ráadásul az is jellemző, hogy a kihelyezett takarmányok általában nem a célfajok természetes táplálékösszetételének megfelelő tápanyagokat tartalmazzák, amely szintén számos egészségügyi kockázattal járhat (Malmsten et al. 2015). Az állománynövekedést, illetve a szaporodási jellemzőket illetően is inkább negatív vagy semleges hatásokat mutattak ki. Annak ellenére, hogy több esetben bizonyítást nyert a kiegészítő etetés populációnagyságot és testtömeget növelő hatása, a termékenység, a születési súly nem nőtt, sőt sok esetben inkább csökkent a szaporodási ráta az etetett állományokban, köszönhetően a táplálás miatti megnövekedett sűrűségnek (Putman & Staines 2004). Ezzel szemben a vaddisznó esetében több tanulmány is azt bizonyítja, hogy az utóbbi évtizedek jelentős állománynövekedése ugyan nagyrészt az erdősültés növekedésének és a klímaváltozásnak az eredménye lehet (Melis et al. 2006; Servanty et al. 2011), valószínűleg az intenzív kiegészítő takarmányozás is hozzájárulhatott ehhez az Európa szerte növekvő tendenciához (Bruinderink et al. 1994; Bieber & Ruf 2005; Geisser & Reyer 2005).

Fontos kiemelni, hogy az antropogén eredetű táplálékok kihelyezésével nem csak a célfajok populációját érintően következhetnek be változások, a táplálékhálózaton keresztül az egész ökoszisztémára kiható kaszkádatások is elindíthatóak (Oro et al. 2013). Az etetés nem célfajokra gyakorolt hatása már régóta ismert. Casey & Hein (1983) például egy hosszútávú vizsgálat eredményeként kimutatta, hogy kelet-amerikai lombhullató erdőkben zajló intenzív etetés, és az annak köszönhető megnövekedett vadsűrűség következtében csökkent az aljnövényzet mennyisége, s ezáltal a földön fészkelő madárfajok és az odúlakó fajok száma is jelentősen visszaesett. Az észak-európai országokban általában a jávorszarvas kiegészítő etetésével kapcsolatban mutattak ki hasonló változásokat. Anderson (2007) például egy verébfaj közösségét érintően, míg Parsons és munkatársai (2013), valamint Pedersen és munkatársai (2014) kisméretű emlősök összetételében tapasztaltak eltéréseket. Ezen kívül számos példa van arra is, hogy az etetés révén egyes területek ragadozó-zsákmány kölcsönhatása is megváltozik (Polis et al. 1997; Cortes-Avizanda et al. 2009). Az etetőanyagok például esetenként olyan nemkívánatos ragadozó és/vagy dögevő fajokat is odavonzhatnak, melyek fokozott fészekpredációt okozhatnak az etetőhelyek környezetében (Cooper & Ginnett 2000; Oja et al. 2015; Cortes-Avizanda et al. 2016). Egyes esetekben pedig a takarmányban előforduló szennyező anyagok és toxinok jelenthetnek problémát (Milner et al. 2014; Murray et al. 2016). Texas államban például kimutatták, hogy a szarvasok kiegészítő táplálása céljából értékesített kukoricának 40%-a tartalmaz aflatoxint, olyan mennyiségben, ami más fajokra – elsősorban a vadon élő madárfajokra nézve – akár halálos is lehet (Brown & Cooper 2006). Összegezve tehát nagyon sok veszélyt rejt magában az vadetetés valamennyi gyakorlata, mely sokszor nemcsak a célfajokat, hanem más vadon élő állatokat érintően is képes nem várt negatív hatásokat elindítani.

#### Vegetációra gyakorolt negatív hatások

Régóta ismert, hogy az etetés hatására lokálisan fokozódhat az erdei kártétel, annak ellenére is, hogy az etetés célja gyakran éppen e károk elkerülése lenne (Putman & Staines 2004). Ennek oka, hogy az etetőhelyeket látogató vadfajok szinte soha nem fogyasztják kizárólag csak a kiegészítő takarmányt, hanem jellemzően a környéken megtalálható természetes tápláléknövényeket is hasznosítják (Schmitz 1990). Ennek következményeképpen a legtöbb kutatás a cserjeszint és az újulat erőteljesebb rágását, valamint a lágyszárú növények borításában bekövetkező összetétel változásokat és/vagy csökkenést mutatott ki az etetőhelyek környezetében (pl. Putman & Staines 2004; Brown & Cooper 2006; Mathisen. et al. 2010; Milner et al. 2014). A hatások jellemzően ugyan nem terjednek nagy távolságokba, de lokálisan,

általában az etetőhelyek közvetlen környezetében, jelentős változásokat idézhetnek elő. A legtöbb észak-amerikai és európai tanulmány szerint ez a fokozott erdei kártétel általában az etetőhely pár száz méteres körzetében érzékelhető (pl. Doenier et al. 1997; Williamson 2000; Mathisen et al. 2010, 2015; Rinella et al. 2012), nagyobb távolságban, illetve regionális szinten általában nincs kimutatható változás (Gundersen et al. 2004). A hatások jellemzően, egyfajta stressz gradiens mentén változnak: az etetés közvetlen közelében a legerősebbek, míg az etetéstől való távolság növekedésével jellemzően fokozatosan csökken a tápláléknövények károsításának mértéke (van Beest et al. 2010a; Rinella et al. 2012).

Mindemellett arra vonatkozóan is van bizonyíték, hogy egyes etetőhelyek, illetve a közelükben, elsősorban a vaddisznó számára mesterségesen kialakított dagonyák környezetében nem csak a cserjeszintet éri károsodás, hanem az egyedi, állományalkotó fák károkozása (kéreghántás, csökkent növekedés) is tapasztalható (Smith et al. 2004; Lebocky & Petrás 2015). Jellemző lehet továbbá a mezőgazdasági kultúrák fokozott károsítása is. Bár a cél a vaddisznó esetében általában éppen a környező agrárterületek megóvása, a legtöbb esetben az elterelő etetés nem bizonyul hatásosnak. Sőt a néhány kivételtől eltekintve (pl. Calenge et al. 2004), általában inkább arra van példa, hogy a közelben kialakított etetőhelyek inkább csak fokozzák a terményekben okozott károkat (Geisser & Reyer 2004).

Mindezek mellett az etetőhelyeken tapasztalható fokozott vadjárás *lágyszárú vegetációt* átalakító és/vagy csökkentő hatása is már régóta ismert jelenség (Casey & Hein 1983). Ennek ellenére kifejezetten az aljnövényzetet vizsgáló kutatás viszonylag kevés van, s ezek is elsősorban a téli kiegészítő takarmányozás hatásaira irányulnak. Mathisen és munkatársai (2010) például svédországi helyszíneken mutatták ki, hogy az etetőhelyek környezetében a jávorszarvas erőteljes rágása következtében megnövekedett a fény elérhetősége, ezáltal megváltozott a növényi összetétel: a félcserjék dominálta vegetációt fényigényes fűfajok tömege váltotta fel. Ehhez hasonló fajösszetétel változásokat, valamint a növényevő fajok táplálkozási viselkedésével szemben ellenálló fajok elszaporodását, illetve az etetőhelyeken jelentkező homogenizációt számos egyéb, elsősorban észak-európai tanulmány bizonyította (Tremblay et al. 2006; Corney et al. 2008; Rooney 2009; Mathisen et al. 2010). Ezen felül van bizonyíték arra vonatkozóan is, hogy a kihelyezett takarmányok tápanyaghozzáadás révén is befolyásolják a növényzetet. Pedersen és munkatársai (2014) például norvégiai etetőhelyeken a kifejezetten nitrogénkedvelő fajok (nagy csalán) és különböző fűfajok tömegességét mutatták ki, míg Turunen és munkatársai (2013) finnországi mintaterületen tapasztaltak hasonló változásokat.

A lágyszárú vegetáció szempontjából különösen fontos és sok esetben vizsgált tényező az alkalmazott takarmány *minősége*, illetve annak típusa. Ebből a szempontból különösen a növényi eredetű anyagok etetése jelenthet problémát, mivel az ilyen takarmányok jellemzően gyommagvakkal terheltek (Weller et al. 2015; Wilson et al. 2016; Gervilla et al. 2019), sőt több kutatás is bizonyította, hogy még a pelletált készítmények is tartalmazhatnak életképes szaporítóképleteket (Cash et al. 1998; Sheeley et al. 2000). Így a kihelyezett etetőanyagok egyfajta magterjesztő közegként is viselkedhetnek, különös tekintettel arra, hogy a patás vadfajoknak kiemelt szerepe lehet a magvak terjesztésében (Albert et al. 2015), illetve az etetőhelyeken tapasztalható fokozott taposás és megnövekedett hullatékmenyiség szintén segítheti a takarmányból származó fajok megtelepedését (Lezama & Paruelo 2016). Ennek köszönhetően nagyobb eséllyel történhet exóta fajok behatolása is a természetes ökoszisztémákba. Azokon a helyeken tehát, ahol nagy mennyiségben alkalmazzák az ilyen etetőanyagokat, az élőhely degradációja is jóval erőteljesebb lehet (Kosowan & Yungwirth 1999; Spurrier & Drees 2000). A takarmányból származó növényfajok megtelepedését eddig azonban jellemzően csak néhány észak-amerikai területen tapasztalták (Milner et al. 2014), és kifejezetten ezzel foglalkozó kutatás is viszonylag kevés van. Rinella és munkatársai (2012) észak-amerikai mintaterületeken transzszekt vizsgálattal mutatták ki, hogy a rénszarvasok téli etetését szolgáló helyeken a szénából származó árva rozsnok (*Bromus inermis* Leyss.) okozott jelentős inváziót, de ez csak az etető közvetlen közelében jelentkezett. Mindeközben európai viszonylatban elsősorban Lengyelországban, az európai bölény (*Bison bison* L.) téli kiegészítő etetésével

kapcsolatban születtek hasonló tanulmányok. Jaroszewicz és munkatársai (2009) például a bölények potenciális endozoochor magterjesztő képességét vizsgálva nagyobb fajdiverzitást és a szinantrop fajok nagyobb arányát mutatták ki a takarmányozott populációkat érintően. A későbbiekben pedig arra a megállapításra jutottak, hogy az etetés a talajmagbankban és a vegetációban is jelentős változásokat okozott, de ez a hatás csak 25-50 méterig érzékelhető (Jaroszewicz et al. 2017). Turunen és munkatársai (2013) finnországi vizsgálatának célja pedig kifejezetten a különböző típusú takarmányok vegetációra és a talajra gyakorolt hatása volt. Esetükben a legnagyobb változást a szénával való etetés okozta, míg a pellettel való takarmányozás kevésbé érintette a vegetációt és a talajjellemzőket. Az etetés hatása egyébiránt valamennyi etetőanyag esetén jelentős volt, a törpecserjék, zuzmók és mohák jellemzően gyorsan növekvő fűfélékre, leveles kétszikűekre cserélődtek.

Az utóbbi években Szlovákiában kapott nagyobb figyelmet a vadászati létesítményeken terjedő növényfajok kutatása. Kochjarová és munkatársai (2023) összefoglaló jellegű munkájukban 82 vadászati létesítményt – köztük kifejezetten a vaddisznó vadászatára szolgáló etetőhelyeket is – vizsgáltak, s megállapították, hogy ezek a helyszínek gyomok és idegen növényfajok igen nagy számát, sőt sokszor ezek jelentős tömegét képesek fenntartani. Véleményük szerint előfordulhat, hogy közülük egyes taxonok nem tudnak tartósan fennmaradni a hegyvidéki környezetben, mivel jelenlétük jellemzően a takarmányokból rendszeresen érkező magvak utánpótlásától függ. Tekintve azonban, hogy az ismételt utánpótlások következtében a másodlagos szukcesszió újra és újra megszakad, s így nincs elég idő az átalakulásra, az idegenhonos fajok jelenléte bár lokális, de állandó marad. Mindennek a következménye, hogy ezek a helyszínek az idegen fajok fontos terjedési gócpontjait képezhetik a természetes környezetben. Ráadásul kimutatták, hogy egyes idegen fajok terjedése egyre nagyobb tengerszint feletti magasságokban tapasztalható az évek múlásával, mely az intenzív etetés és a klímaváltozás együttes következménye lehet. Szlovákiában egyébként már a 2010-es évektől kezdődően sorban jelennek meg vadászati létesítmények vegetációváltozásaival, idegenhonos fajok terjedésével kapcsolatos botanikai adatközlések, sőt kisebb tanulmányok is (Turisová et al. 2014; Eliáš 2018; Kliment et al. 2020; Turis 2020), illetve nemzeti parkok területén is egyre többször említik a problémát (Kochjarová & Blanár 2018; Štofik et al. 2019), mely jól jelzi a probléma súlyosságát.

A kihelyezett takarmány *mennyiségét* illetően számos bizonyíték van arra vonatkozóan, hogy a természetes tápláléknövények fokozott hasznosítási aránya még a magas minőségű takarmányok korlátlan rendelkezésre állása ellenére is hasonlóan nagymértékű ezeken a helyeken (Schmitz 1990; Murden & Risenhoover 1996; Doenier et al. 1997; Cooper et al. 2002; Bartoskewitz et al. 2003; Milner et al. 2014). Ezzel szemben a vaddisznó esetében a természetes és antropogén táplálékforrások hasznosítási arányát illetően érdekes eredményekre jutottak a kontinensen. Európa szerte számos tanulmány bizonyította ugyanis, hogy a vaddisznó táplálékközzetételének jelentős hányadát az emberi eredetű táplálékforrások alkotják. Franciaországban ez 32% (Fournier-Chambrillon et al. 1995), Spanyolországban 36,7% (Giménez-Anaya et al. 2008) volt, Csehországban (Ježek et al. 2016) és Luxemburgban (Cellina 2008) pedig több, mint 50%-ban mutattak ki antropogén eredetű táplálékot a vaddisznó gyomortartalmának vizsgálata során. Fontos azonban megemlíteni, hogy ez nagymértékben függ az élőhelyi sajátosságoktól, valamint az etetés intenzitásától. Ráadásul ezek a százalékok jellemzően átlagértékek, az egyes korosztályok, nemek és egyedek között igen nagy a szórás, illetve azt is igen nehéz elkülöníteni, hogy az egyes alkotóelemek közül melyik származik az etetésből és melyik mezőgazdasági földterületekről (pl. a kukorica esetében), mindemellett pedig évszakos változás is jellemző (Ježek et al. 2016).

Az erdei kártétel mértéke nem csupán a már említett etetőanyag minőségtől és mennyiségtől függ, további tényezők is jelentős szerepet kapnak: az etetőhely környezeti sajátosságai, illetve annak más élőhelyekhez viszonyított elhelyezkedése, az érintett célfaj egyedi sajátosságai és táplálkozási viselkedése, az etetési időtartama, a tél súlyossága (Putman és Staines 2004; Nopp-Mayr et al. 2011; Ossi et al. 2017), sőt még a takarmányok elhelyezésének módja (Gerhardt et al.



2013) is döntő fontosságú lehet. Amennyiben például az etetőhelyeket kiemelt természetvédelmi értékkel bíró területek (Putman & Staines 2004) vagy olyan élőhelyek mellett létesítik, ahol az egyes fajok érzékenyebbek a vadragással szemben, az erdei kártétel jelentősebb lehet (Stergar & Jerina 2017). Emellett tápanyagszegény ökoszisztémákban is jellemzően nagyobb a károkozás (Mathisen et al. 2010). Sőt, ahogyan korábban is említésre került, arra is van példa, hogy az egyik típusú takarmány az egyik vadfajnál hatásosnak bizonyul az erdei kártétel megelőzésében, míg a másik faj esetében nem (Kowalczyk et al. 2011; Milner et al. 2014). Emellett az is elmondható, hogy az etetés, mivel hosszabb távon növeli az állománysűrűséget, elsősorban azoknál a fajoknál fog megnövekedett erdei kártételhez vezetni, melyek jó szaporodási képességekkel bírnak. Így például egyes vélemények szerint a vaddisznó esetében inkább negatív irányú változások várhatóak még az elterelő etetés ellenére is (Bieber & Ruf 2005). A téli kiegészítő táplálás esetében pedig a kártétel mértéke többek között függ a hótakaró vastagságától is, alacsonyabb hóréteg esetén jelentősebb lehet az újulat- és cserjeszint rágottsága, míg a vastagabb hóréteg jobban megvédi a tápláléknövényeket így a károkozás kisebb lesz (Luccarini et al. 2006). Ugyanezen okból egyes szerzők a tengerszint feletti magasság függvényében is találtak eltérést, a zordabb telű, magasabb hegyvidéki régióban kisebb volt a faállomány károsítása a kiegészítő etetés hatására (Borowski et al. 2018). Közben arra is van példa, hogy ahol nincsen télen hóval védve a vegetáció, a degradáció olyan jelentős mértékű lehet az etetőhelyek környezetében, mint amit mesterséges vízforrások esetén háziállat állományok esetében megfigyeltek (Milner et al. 2014). A környezeti tényezők fontosságát mutatja az a kivételnek számító eredmény is, miszerint bizonyos esetekben előfordulhat, hogy az újulat- és cserjeszint magassága egyes fajokat érintően éppen az etetőhelyek közelében a legmagasabb, bár ez az érintett tanulmány esetében elsősorban a fokozott vadsűrűség okozta erőteljes taposás következtében megnövekedett fény- és tápanyagmennyiségnek volt csupán köszönhető (Mathisen et al. 2015). A természetes növényzetre gyakorolt hatás emellett fokozódhat az etetés időtartamának növekedésével is. Hosszú távú (>20 év) takarmányozás például már táji szinten is jelentős változásokat idézhet elő a természetes tápláléknövényeket illetően (Mathisen et al. 2014). Sőt jellemzően, ha egy több éven át fenntartott etetőhely megszűnik, utána még évekig erősebb vadsűrűség, s ezáltal fokozott vadragás jellemezheti az adott helyszínt (van Beest et al. 2010a).

Mindezek mellett érdemes megemlíteni, hogy az erdei kártétel mértékét az etetéstől függetlenül, tehát mesterséges táplálékforrások biztosítása nélkül is számos egyéb tényező befolyásolhatja. A patás vadfajok erdei ökoszisztémákra gyakorolt hatásai régóta ismertek és rendkívül széleskörben kutattak is (Gerhardt et al. 2013). Ezek alapján különösen fontosak lehetnek többek között a topográfiai viszonyok (magasság, kitettség, lejtő: Stewart et al. 2010; Alves et al. 2014), a klíma (Conradt et al. 2000; Luccarini et al. 2006), az élőhelytípus (Bíró et al. 2006; Heurich et al. 2015), a múltbeli gazdálkodási tényezők (Scandura et al. 2014; Möst et al. 2015; Stergar & Jerina 2017), a fragmentáció mértéke (Licoppe 2006; Allen et al. 2014), a belső erdőszerkezet (pl. az egyes korosztályok aránya; Licoppe 2006; Alves et al. 2014), a szántók és rétek közelsége (Bíró et al. 2006; Godvik et al. 2009), valamint az olyan zavaró tényezők, mint az utak, illetve túraútvonalak jelenléte (Jerina 2012; Meisinger et al. 2013). Összességében tehát a vadetetés különböző formáinak vegetációra gyakorolt hatásai rendkívül széleskörűek és nagyon összetettek, számos környezeti tényező, természetes és antropogén folyamat egyaránt befolyásolja az esetlegesen bekövetkező negatív hatások mértékét.

### **3.1.3.3. Alkalmazhatóság, költséghatékonyság**

A fentiek alapján látható, hogy bár nagyon sok pozitív példa is van – különösen a *kiegészítő etetés* kapcsán, az egyes állatpopulációk mennyiségi és minőségi paramétereit illetően –, a különböző típusú etetési módszerek hatékonysága mégis megkérdőjelezhető vadgazdálkodási/vadászati szempontból. A patás vadfajok által okozott erdei kártétel csökkentésére irányuló ún. *elaterelő etetés* eredményessége például általában nem egyértelmű, sőt az ilyen jellegű tanulmányok többsége jellemzően nem is kellő részletességgel vizsgálja a

kérdéskört ahhoz, hogy megfelelő következtetéseket tudjanak levonni a hatékonyságot illetően (Kubasiewicz et al. 2016). A kifejezetten *vadászati célú* etetés alkalmazhatósága is gyakran megkérdőjelezhető, még a nagy mennyiségű kihelyezett takarmányok ellenére is. Számos tanulmány számol be ugyanis arról, hogy ezzel a módszerrel szignifikánsan nem nő a vadászat sikere (Bull et al. 2004; van Deelen et al. 2006; Kilpatrick et al. 2010). S bár több észak-amerikai tanulmány bizonyította, hogy például egyes patás vadfajok esetében az etetés jellemzően növelte a vadászati sikert (Dunkley & Cattet 2003; Inslerman et al. 2006), az etetőhelyet használó és nem használó vadászok kilövési számai között szinte nem volt kimutatható eltérés (Winterstein 1992). Milner és munkatársai (2014) összegző munkája szerint pedig a vadászati célú etetés vadászati sikerre gyakorolt hatását kutató 4 kísérletes vizsgálatból csak 1 mutatott ki jelentős javulást a vadászati sikert illetően. Bár összességében az is elmondható, hogy azon régiókban, ahol a vadászati célú bevetés tilos, ott jellemzően csökken a vadászok száma és ez összességében csökkenti az elejtések számát is (Rudolph et al. 2006). Az eredményesség egyébiránt nagymértékben függ a bevetés időzítésétől és időtartamától is: egy korábban elkezdett és hosszabb időtartamú etetés például növelheti a kilövési sikert (Wisconsin Department of Natural Resources 2005). Bizonyítottan nagyobb hatékonyságot egyébként csupán az amerikai kontinensen, íjjal történő vadászat esetén sikerült kimutatni, mely azonban nem a legelterjedtebb vadászati módok közé tartozik, így ennek a jelentősége igen csekély, különösen hazai viszonylatban (van Deelen et al. 2006; Flegle & Rosenberry 2010).

Mindemellett sok esetben a kiegészítő takarmányozás nem bizonyul elég költséghatékonynak sem. Az USA államaiban például hatalmas pénzeket emészt fel csak a vadászati célú etetés, amely a legtöbbször megtérül ugyan, de a legtöbb szakami vélemény szerint a hangsúlyt ezeken a területeken is inkább a vadföldek létesítésére, illetve az élőhelyek fejlesztésére lenne célszerű fordítani, mind gazdaságossági, mind pedig ökológiai szempontból (Inslerman et al. 2006; Stergar & Jerina 2017). A költségeket illetően egyébként fontos különbség, hogy az Egyesült Államokban a kiegészítő takarmányozás az egyes államok halászati és vadászati szerveinek a felelőssége, és a költségeket jellemzően a vadászat engedélyezési díjaiból fedezik. Ezzel szemben Európában a vadászatot gyakorló szervezetek, illetve a helyi vadászati egyesületek előfizetésével vagy magánvadászok bérlése révén egyedi úton történik (Putman & Staines 2004; Apollonio et al. 2010).

Összességében tehát a különböző etetési típusok rendkívül ellentmondásosak eredményességüket és költséghatékonyságukat illetően is. Ez egyrészt annak köszönhető, hogy a vadon élő állatok táplálkozását köztudottan nehéz tanulmányozni, mivel hosszú időn át tartó terepi megfigyeléseket, fogságban végzett takarmányozási kísérleteket, s gyakran invazív mintavételezési módszereket is igényelnek (Page & Underwood 2006; Barboza et al. 2009). Másrészt az etetés hatásai – akár az állatpopulációk, akár a vegetáció szempontjából vizsgáljuk – számos környezeti és antropogén eredetű tényezőtől függenek, melyek közvetlenül és közvetetten is érvényesülhetnek, így minden eset teljesen egyedi. Érdemes megjegyezni, hogy ma már egyre több tanulmány azt bizonyítja, hogy az etetés hatékonyságáért, s így jellemzően az erdei kártétel térbeli eloszlásáért nem elsősorban a környezeti sajátosságok, hanem inkább az emberi tényezők, tehát főleg az erdő- és vadgazdálkodás gyakorlat a felelősek (Möst et al. 2015; Stergar & Jerina 2017).

### **3.1.4. Vadetetés hazánkban**

#### ***3.1.4.1. A hazai vadetetés formái, jellemzői és a vonatkozó jogi szabályozások***

Hazánkban a legtöbb korábbiakban ismertetett vadtakarmányozási módszer előfordul. A *kiegészítő etetés* például igen elterjedt, bár a hazai éghajlati viszonyokat figyelembe véve az északi országokban leggyakrabban alkalmazott téli takarmányozás nálunk kevésbé jelentős, már az 1960-as, 70-es években is csak korlátozott keretek között alkalmazták (Nagy & Bencze 1973), azóta pedig egyre kevésbé releváns, köszönhetően az egyre inkább enyhülő teleinknek (Bleier et al. 2006). Az ilyen fajta etetést nálunk egész évben folyamatosan biztosítják a különböző vadfajok számára, s a cél elsősorban az állományfejlesztés, valamint bizonyos minőségi

paraméterek fejlesztése, illetve ezek ezáltal a vadászati lehetőségek javítása (Heltai & Sonkoly 2009). Ennek megfelelően az alföldi és a hegyvidéki területeinken egyaránt találkozhatunk a vadon élő állatok etetésére szolgáló létesítményekkel, melyeket nagy- és apróvad számára egyaránt kihelyeznek. Ezek az ún. *vadetetők*, melyek általában olyan fából épített, fedett terepi objektumok, amik a célfajtól függően különböző kialakításúak lehetnek. Az apróvadetető jellemzően csak egy félig fedett építmény, mely alatt a szemes takarmányt általában egyszerűen csak a földre szórják (Faragó 1997; Heltai & Sonkoly 2009). A nagyvadetetők a három takarmánytípus (szemes, szálas, lédús) függvényében, illetve a hazai nagyvadak testméretének, táplálkozási szokásainak vagy a helyi adottságoknak megfelelően eltérőek lehetnek, méretüket és szerkezeti kialakításukat tekintve is (Barta 2018a). A leggyakoribb a szálas takarmány kihelyezése, melyet jellemzően szénarácsos etetőbe juttatnak ki. Ez kiegészülhet a padlásterében takarmánytárolóval, illetve a szemes takarmány elhelyezésére szolgáló etetőtálcákkal is. Ritkábban előfordul táp, illetve pelletált takarmány etetése, valamint sötömbök elhelyezése, ezeket jellemzően fedett tálcán vagy vályúban biztosítják az apró- vagy nagyvadfajok számára (Heltai & Sonkoly 2009).

Az ún. *elterelő etetést* ritkábban, főleg védett vagy érzékeny területek közelében, rendszerint a kiegészítő táplálásra használt, az előbbieken felsorolt etetőberendezések segítségével alkalmazzák, de napjainkban a túlszaporodott nagyvadállomány és a természetes erdőfelújulási lehetőségek korlátozottsága miatt jellemzően a vadkerítések használják inkább ezen esetekben (Jánoska & Náhlik 2003; Antal et al. 2014). Ráadásul az utóbbi években az ilyen célú etetés lehetőségei meglehetősen beszűkültek, köszönhetően az afrikai sertéspestis terjedésének megfékezése érdekében elrendelt korlátozásoknak (Battay et al. 2019; http2,3).

Ezzel szemben a *befogást, elejtést segítő* vadászati célú etetőhelyek – a hazai vadászati köznyelvben ún. *szóró* néven ismert objektumok – egyre inkább terjednek. A vaddisznó vadászatának talán ezek jelentik az egyik legkedveltebb és leggyakrabban alkalmazott módszerét: a kihelyezett különféle táplálékok egyfajta csaliként adott helyre vonzzák az állatokat, kedvező vadászati lehetőségeket biztosítva ezáltal (Nagy 2004; Barta 2018b). Maga a szóró tehát tulajdonképpen a magaslestől kb. 30-50 m távolságban kialakított kisméretű tisztást, letakarított talajfelszínt jelöli, amit általában csöves vagy szemes kukoricával szórnak meg (Heltay 2000), de emellett egyéb mezőgazdasági és élelmiszeripari melléktermékeket (cukorgyári melasz, nedves és szárított répaszelet, törkölyök, korpák, takarmánylisztek) is alkalmaznak (Heltai & Sonkoly 2009). Ezeken a helyszíneken a takarmány jellemzően nem kiépített etetőbe, hanem egyszerűen csak a földre kerül (Bíró 1998; Barta 2018a,b). A kijuttatás módja jellemzően kézi erővel, vagy gépjárművek rakteréről leöntéssel történik, de nagyon gyakori az automata szóróberendezések használata is (Heltay 2000). A szórókat jellemzően igen intenzíven használják, egyes becslések szerint országsszerte több mint 30.000 ilyen objektum működik, melyet heti rendszerességgel használnak, s csak a szemes takarmány évi feletetett mennyisége körülbelül 60-70.000 tonna (Nagy 2004). Országos nyilvántartás azonban nincsen, illetve a hazánkban működő vadgazdálkodási egységek igen magas száma jelentősen meg is nehezíti ezen vadászati létesítmények számontartását. Különös tekintettel arra, hogy az Országos Vadgazdálkodási Adattár szerint a több mint 1400 vadászattal és vadgazdálkodással foglalkozó szervezet jelentős részét a jellemzően kis területtel bíró helyi vadásztársaságok adják, ahol a szórókat gyakran magánvadászok bérlik (http1). Ebből fakadóan egyrészt a szórók üzemeltetésének ellenőrzése is meglehetősen nehéz, másrészt bejelentési kötelezettség és adatbázis hiányában az egyes létesítmények számadataira vonatkozó információk is igen sporadikusak és jellemzően csak becslésen alapulnak.

A vonatkozó szabályozások kapcsán fontos megemlíteni, hogy a jelenleg hatályos vadászati törvényben (1996. évi LV. törvény) a '*szóró*', mint fogalom egyáltalán nem kerül említésre, s jellemzően a vadfajok takarmányozását illetően is meglehetősen kevés vonatkozó pont található benne. A törvény 34. § (2) bekezdése szerint a vadászatra jogosult köteles a „*vadállomány fenntartásának érdekében a vad életfeltételeihez szükséges megfelelő minőségű takarmánymennyiségről*” gondoskodni, illetve a 74. § (1) bekezdés h) pontja szerint a károk

megelőzése érdekében köteles „a szükséges mennyiségben és mértékben elterelő etetést végezni”. Ezek a pontok tehát a kiegészítő és az elterelő etetés lehetőségének megteremtésével lényegében kötelezővé teszik hazánkban a vadon élő állatfajok takarmányozását. A szóró fogalmi tisztázása azonban a törvény végrehajtásáról szóló 79/2004. (V.4.) FVM rendeletben sem történik meg, sőt még csak nem is kerül felsorolásra a vadgazdálkodási létesítmények sorában: „14. § A Vtv. alkalmazásában vadgazdálkodási létesítménynek, berendezésnek minősülnek a következők: a vadászterületen mesterségesen létesített vadetető és dagonya, takarmánytároló, szózó, vaditató, épített les, vadaskerti kerítés, épített vadbefogó, vadkárelhárítást szolgáló kerítés és más műszaki létesítmény, apróvad tenyésztésére szolgáló létesítmény, amennyiben azok megfelelnek a műszaki és biztonsági követelményeknek”. (Bár feltételezhetően ez csupán a vadetető-szóró fogalmak gyakran szinonimaként történő használatának az eredménye lehet). Ez egyébként azért érdemes említésre, mert egy jogszabályi módosítást követően a vad védelmével, a vadgazdálkodással, valamint a vadászattal összefüggő egyes törvények módosításáról szóló 2015. évi CLXXXIII. törvény 19. § (3) bekezdés a) pontja szerint vadászati létesítmények védett természeti területen csak a természetvédelmi hatóság engedélyével létesíthetők (korábban ez a szabályozás az 1996. évi LV. törvény 31.§ (1) bekezdésében szerepelt). Ez ilyen formában tehát a szórókra – mivel azok az előbbi meghatározás szerint nem minősülnek vadgazdálkodási létesítményeknek – nem vonatkoztatható. Azaz elviekben védett területen nem is kellene engedély egy szóró kialakításához (ahogyan ez valóban előfordul a néha a gyakorlatban is).

Kifejezetten a 'szóró' fogalom megnevezésével és ezáltal a létesítésükre és üzemeltetésükre vonatkozó szabályokkal így csak a hazánk területét lefedő 5 vadgazdálkodási egységre vonatkozó 10-14/2018 (VII.3.) AM rendeletekben találkozhatunk. Fontos azonban kiemelni, hogy ezeken belül is csak a mellékletek között, a védett természeti területeket illetően neveznek meg a használatukkal kapcsolatban előírásokat. Ebből következik egyrészt, hogy a nem védett természeti területeken működtetett szórókra elviekben semmilyen korlátozás nem vonatkozik. Másrészt, ellentmondásban az FVM rendelettel, a szórókra alkalmazandó szabályok a „Vadgazdálkodási létesítmények, vadföld” címszó alatt szerepelnek, holott az említett jogszabály szerint a szórók nem minősülnek vadgazdálkodási létesítménynek. Ennek elsősorban azért is van jelentősége, mert az AM rendeletekben is szerepel olyan szabályozás, mely kimondja, hogy „erdőrezervátum és bioszféra-rezervátum magterületén semmilyen vadgazdálkodási létesítmény nem létesíthető”, ami hasonlóképpen az előbbi példához, a szórókra elviekben nem vonatkoztatható. Külön említésre érdemes még, hogy éppen a szórók esetében enyhébbek a korlátozások, ahol az etetőanyag egyszerűen csak a földre kerül, míg az egyéb célú takarmányozást illetően, ahol jellemzően jól kiépített vadetetőkre helyezik a takarmányt, szigorúbbak az előírások. Ennek megfelelően a szórók akár védett, sőt fokozottan védett területeken is létesíthetők. A rendeletek szerint egyetlen kivétel vonatkozik csak a létesítésükre: lápokon és a forrásoktól számított 100 méteren belül nem üzemeltethetők.

Az említett jogszabályok szabályozzák viszont a kihelyezhető takarmányok körét: „szórón kombájntiszta szemes takarmány, csöves kukorica, valamint répafélék és almatörköly használhatók”. Sajnos azonban a hazai vadászati gyakorlatban ennek betartása nem igazán jellemző, sőt tekintve a korábbiakban említett szakirodalmi meghatározást (Heltai & Sonkoly 2009), ennél jóval szélesebb a valóban alkalmazott etetőanyagok köre. Újabban például a kukorica jelentős drágulása miatt már újfajta élelmiszeripari melléktermékek – mint például a sörtörköly, valamint száraz és nedves CGF (keményítőgyártás mellékterméke) – is gyakran alkalmazásra kerülnek a nagyvadak takarmányozása során (Békés 2023). Mindezek mellett pedig különböző zöldség- és gyümölcsmaradványok, sőt zöldhulladék és egyéb ételmaradványok is gyakran kikerülnek a szórókra (erről saját terepi tapasztalatok is tanúskodnak, lásd például: M6. melléklet d) ábra.). A takarmánymaradványok eltávolításával kapcsolatban szintén csak a nagyvadetetőkre vonatkozóan van szabályozás, mely szerint a téli etetési időszak után a szétszóródott szénát kötelező összetakarítani. A szórókon megmaradó etetőanyagok kapcsán azonban nincs ilyen jellegű előírás, holott ez a típusú etetés napjainkban már jóval elterjedtebb, mint a (téli) kiegészítő táplálás. Külön pont vonatkozik viszont a szórón esetlegesen megjelenő

gyomfajok rendszeres kaszálással történő visszaszorítására, mely a valóságban nem túl gyakori jelenség. Elsősorban csak azokban az esetekben történik meg a növényzet levágása, mikor az már a vadászati lehetőségeket is korlátozza, ilyenkor a magaslestől lövési irányokban ún. *pásztákat* vágnak a magasra nőtt vegetációba (Kölús 1986).

A felsorolt jogszabályokon kívül egyes védett természeti területek kezelési tervében is megtalálhatóak vadetetés érintő korlátozások. Többek között például a Mátrai Tájvédelmi Körzet kezelési tervében (15/2008. (VI. 3.) KvVM rendelet) is szerepel, hogy „*fokozottan védett természeti területen csak vadkár-elhárítási indokkal helyezhető el vadászati létesítmény, ideiglenes jelleggel*”. Tekintve azonban a korábbiakban említett FVM rendelet szerinti fogalom meghatározást, elviekben a szórók ez esetben sem tartoznak a korlátozás jogköre alá, ráadásul a vadak takarmányozásával kapcsolatban ez a dokumentum sem tartalmaz további megkövetéseket. Az esetlegesen még kapcsolódó ágazati tervek közül a vadgazdálkodási tervek érdeemesek még egyébiránt említésre, melyekről azonban általánosságban elmondható, hogy jellemzően nem fogalmazzak meg külön előírásokat, sőt gyakorlatilag valamennyi esetben – így a Mátra területét is magába foglaló Bükki vadgazdálkodási tájegységet érintően is – csupán az AM rendeletek által is már meghatározott szabályok kerülnek szó szerinti felsorolásra a vadászati létesítményeket illetően (http1). Ezen kívül a Natura 2000-es fenntartási tervekben lehet még találkozni szórókra vonatkozó utalásokkal (elsősorban a veszélyeztető tényezők között), illetve bizonyos esetekben javaslatokkal is (legtöbbször például a gyomok kaszálását illetően). Ezek azonban meglehetősen sporadikusak, és jellegükből fakadóan inkább csak egyfajta ajánlásként jelennek meg, így végrehajtásuk is meglehetősen korlátozott.

A területegységként kialakítható szórók számát, vagy éppen a kihelyezhető takarmányok maximális mennyiségét illetően azonban semmilyen hazai jogszabályban vagy dokumentumban nincs vonatkozó pont. Egyedül a sertéspestis megjelenésének köszönhetően vezettek be az ország bizonyos részein korlátozásokat az utóbbi években (http2,3), de ez csak a járvány elleni védekezés részeit képező ideiglenes intézkedés keretein belül történt, hosszú távú, az ország egész területére érvényes szabályozás jelenleg ennek kapcsán nincsen érvényben hazánkban.

#### **3.1.4.2. A vadetetés hatásainak vizsgálata hazánkban**

A vadtakarmányozás hatásait hazánkban is elsősorban az állatpopulációk szempontjából kutatták, s jellemzően mind az érintett állományok minőségi és mennyiségi paramétereinek javítását, mind pedig egyéb kockázatokat illetően inkább semleges vagy negatív hatásokat tapasztaltak (Heltai & Sonkoly 2009; Juhász 2018). Bleier és munkatársai (2006) például kimutatták, hogy a kiegészítő takarmányozás jellemzően nem javítja a terület vadállományának állapotát és denzitását sem. Bár kiemelték azt is, hogy ennek oka csak részben tudható be a változó klímának és ezáltal a téli etetés csökkent jelentőségének, szerintük a nagyobb problémát inkább a nem kellően tudatos vadtakarmányozási szokásaink jelentik. Az állatpopulációkat érintő negatív hatásokat illetően az európai tendenciához hasonlóan nálunk is bizonyított (bár igen kevésbé kutatott), hogy az etetés a táplálkozási viselkedés megváltozásához, az emberkerülő magatartás elvesztéséhez, az inter- és intraspecifikus versengés növekedéséhez, valamint a betegségek és paraziták fokozott átviteli kockázatához vezethet (Heltai & Sonkoly 2009).

Az erdei kártételt illetően – bár valamennyi vadfajunk károkozását széleskörben vizsgálták (pl. Kiss 2009; Bleier et al. 2012; Katona et al. 2013; Fehér et al. 2014; Tamás et al. 2015) –, az etetőhelyek közelében tapasztalható fokozott erdei károsítás jellemzően csak említés szintjén jelenik meg a hazai szakirodalmak körében (Heltai & Sonkoly 2009). Nahlik (1995) például vadkárbecsléssel foglalkozó munkájában az őz és a muflon által okozott erőteljes rágás- és hántáskárt tudta kimutatni az etetőhelyek közelében. Országunkban egyébként elsősorban a gímszarvas és a vaddisznó erdő- és mezőgazdasági kártétele a leginkább jelentős és kutatott (Bleier et al. 2010), az elterelő etetés hatékonyságát azonban ezek kapcsán sem igazán vizsgálták (Szemethy et al. 2009), különösen azért sem, mert a hazai vadkár megelőzési intézkedéseket tekintve az etetés eleve nem sűrűn alkalmazott módszer (Antal et al. 2014).

A kihelyezett takarmány mennyiséggel kapcsolatban az európai tendenciához hasonlóan elmondható, hogy a nagy mennyiségű takarmányok korlátlan rendelkezésre állása esetén sem csökken jellemzően a kártétel. Bleier és munkatársai (2006) például több nagyvadgazdálkodással érintett terület éves takarmányozási adatait elemezve megállapították, hogy a vadlétszámok alapján az egy egyedre jutó átlagosan 500 kg/év körüli (minimum: 58 kg, maximum: 2992 kg) takarmány igen csekély mennyiség a megfelelően kezelt hazai erdők cserjeszintje által biztosított természetes táplálékmenyiséghez (kb. 500-3000 kg/ha) viszonyítva. Más tanulmányok is azt hangsúlyozzák, hogy patás vadfajaink természetes források iránti preferenciája a vadtakarmányozás különböző módjai ellenére is igen magas (60-90%) a hazai erdőkben (Katona et al. 2007; 2014; Heltai & Sonkoly 2009). Sőt hazánkban – ellenéten az európai eredményekkel – ez még a vaddisznó esetében is elmondható. Egy vizsgálatban kimutatták, hogy bár a vadászati célú etetésnél elsősorban szemes kukorica kerül kihelyezésre, ennek fogyasztása csak zárt tartású disznók esetében bizonyult jelentősnek (átlag: 54%; szórás 0-93,4% között), míg szabadon élő egyedeket illetően ez jóval alacsonyabb volt (átlag: 5,6%; szórás 0-51,5% között) (Tari et al. 2011). Mindeközben egy másik tanulmány azt is bebizonyította, hogy a szabadon élő vaddisznók közül is elsősorban a nagyvárosokban és a peremterületeken mutathatóak ki kicsivel magasabb értékek (19,7 és 31%, igen nagy szórás mellett), de még ezeken az élőhelyeken is elsősorban a természetes tápláléknövények voltak túlsúlyban (Katona et al. 2018). Hazai viszonylatban tehát a vaddisznó táplálékfelvételében feltehetően nincs olyan nagy jelentősége az antropogén eredetű táplálékoknak, így az etetés létjogosultsága is megkérdőjelezhető. Mindezek ismeretében kicsi a valószínűsége, hogy a vadtakarmányozás jelentősen növelné az egyes patás vadfajok állapotát vagy állománynagyságát, viszont a cserje- és újulat rágottságának mértéke, illetve az egyéb mező- és erdőgazdasági károk mértéke jellemzően országszerte meglehetősen magas az etetőhelyek környezetében is (Heltai & Sonkoly 2009; Standovár et al. 2017).

Kifejezetten a vaddisznó vadászatára szolgáló etetőhelyek (nálunk az ún. *szórók*) vizsgálata, szintén a kontinensen tapasztalható tendenciának megfelelően, inkább hiányterületnek mondható. Általában csak az intenzív takarmányozással jellemezhető vaddisznóskertekben zajlottak kapcsolódó felmérések. Koltay (2004, 2005) például három dél-dunántúli vaddisznóskert hatását vizsgálta az erdőállomány, az aljnövényzet és a talajjellemzők vonatkozásában. Egyértelműen kimutatta, hogy az érintett területek jelentősen degradálódtak. A lágyszárú borítás évente 3-5%-kal csökkent, valamint jelentős visszaesés történt a természetes fajok számában is. A degradáció mértéke azonban különbözött az egyes erdőtípusokban. Az összborítás a cseres-tölgyes állományokban változott a legkevésbé, a nem őshonos akácokban és telepített fenyvesekben pedig jelentősebb volt a növényzet fedettségének csökkenése. Ezzel szemben a fajösszetétel változások már inkább a természetesebb erdőtársulásokat érintették jobban. Emellett pedig egyértelműen kimutatható volt, hogy a degradáció minden esetben a kerten belül kialakított etetők és dagonyák környezetében volt tapasztalható, mivel itt az átlagosnál intenzívebb a vad mozgása. Hasonló eredményekre jutott Hock & Tóth (2007) is, akik egy dunabogdányi vadaskertben mutatták ki, hogy az utak és az etetők környékén a fokozott vadjárás taposott gyomtársulások kialakulásához vezetett. Jánoska (2006) több hazai, elsősorban dombvidéki vaddisznóskert cönológiai és talajfaunisztikai vizsgálatát végezte el, s főként a lágyszárú növényzetben mutatott ki nagyobb mértékű degradációt. Korábbi kutatásaira is alapozva arra a következtetésre jutott, hogy a leromlás mértéke nagyban függ az alkalmazott tartástechnológiától és a takarmányozás mértékétől, de külön kiemelte az etetőhelyek környékén felszaporodó nitrogénjelző növényfajok megjelenését, illetve említést tett a területnagyság jelentőségét, valamint az időjárási tényezőket illetően is. Utóbbival kapcsolatban elmondható, hogy az aszályos években a degradáció jellemzően felgyorsult, míg csapadékosabb években bizonyos regenerációs folyamatok is megfigyelhetőek voltak. Györi és munkatársai (2012) egy alföldi vadaskert vegetációvizsgálatát végezték el, mely során megállapították, hogy a kontroll területhez képest a teljes növényborítás és a fajszaám is jóval alacsonyabb volt a kerten belül. Ezen kívül a különböző használati intenzitások hatása is kimutatható volt: a kert legnagyobb egyedsűrűségű részein jellemzően lágyszárúak jelenléte nem volt kimutatható, míg a kevésbé

terhelt részeken is minden esetben 50% alatti volt a borítás. A Gödöllői-dombságban, az isaszegi vadaskertet érintően is ehhez hasonlókat tapasztaltak, ahol a vaddisznók nagyobb sűrűségben voltak, a növényborítás összességében kisebb, míg a bolygatás mértéke nagyobb volt (Patkó et al. 2015). Ráadásul e kutatás keretein belül már éven belüli változást is ki tudtak mutatni: kora tavasszal még gyérebb, nyárvégi időszakra már nagyobb növényi tömegesség volt jellemző.

Kifejezetten a szőrók vizsgálatával azonban ennél is kevesebben foglalkoztak. Bíró (1998) munkájában a Bélmegyeri-erdőpusztán található Szolga-erdő egyik sziki-erdeirét (*Peucedano-Asteretum-punctati*) társulással jellemezhető értékes tisztását nevezi meg, ahol az egyszerűen csak a földre szórt, gyommagvakkal terhelt ocsú az idő múlásával a társulás teljes degradációjához vezetett. Hasonló jelenséget tapasztaltak Bauer és munkatársai (2002) is, akik az osztrák tárnicska (*Gentianella austriaca* /Kern./ Dost.) nyugat-magyarországi élőhelyeinek vizsgálatakor erőteljesen elgyomosodott, természetes növényfajt gyakorlatilag nem tartalmazó vegetációt találtak egy vaddisznó szőró felmérése során. Egy Magyarországon, hat megyére kiterjedően elvégzett felmérés alapján pedig a vizsgáltba bevont 93 szőró 45%-án előfordult az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.), 13%-on jelentős tömegben (Hirka & Csóka, 2009). Mindezekon kívül a hazai szakirodalomban legfeljebb utalás szintjén, elsősorban florisztikai adatközlések formájában lehet találkozni a szőrókkal, és az azokon megjelenő gyomfajokkal. Molnár (2001) például a Mátra déli részének etetőhelyein jelezte a parlagfüvet, míg Csáky és munkatársai (2004) a Gödöllői-dombságban található szőrókon mutatta ki a sárga selyemmályvát (*Abutilon theophrasti* Medik.). A Dunántúli-középhegység flórakutatása során Barina (2008) a Vértes flórájára nézve új fajként nevezte meg a szőrók környékén felbukkanó olasz szerbtövist (*Xanthium italicum* Moretti) és sárga selyemmályvát, Schmotzer (2015) a bükkaljai szőrókon nevezte meg a selyemmályvát, valamint szúrós és olasz szerbtövist (*X. strumarium* L., *X. italicum* Moretti), Csiky és munkatársai (2018) fekete csucsort (*Solanum nigrum* L.) mutattak ki alföldi etetőkön, míg Szentgyörgyi és Bátor (2022) az Aggtelek-Rudabányai-hegyvidéken jelezték a selyemmályvát, mint az utak mentén és szőrókon terjedőben lévő gyomfajt. Molnár V. Attila munkájában (2014) pedig egy védett faj, a magas istác (*Armeria elongata* /Hoffm./ Koch) egyik bükki termőhelyével kapcsolatban említi a szőrókat. Az érintett élőhelyen a vadászok szőrót létesítettek, melynek helyén egy nagy elgyomosodott folt alakult ki, de írása szerint ennek következtében a teljes környező gyepp degradálódott. Mindezek egyértelműen jelzik, hogy a szőrók országszerte problémát jelentenek, növekvő használatuk, s ezáltal a gyommaggal terhelt takarmányok természetes közegbe való kijutásának veszélye egy valós jelenség.

Kifejezetten a szőrók gyomfertőzöttségének vizsgálatára irányuló kutatás elsőként a Mátrai Tájvédelmi Körzetben zajlott (Rusvai 2018; Rusvai et al. 2022a). Megállapításra került, hogy a három jellemző élőhelytípusban (erdő, tisztás, erdészeti út) lévő szőrók közül a leginkább degradált helyszínek az élőhely nyitottságának köszönhetően a tisztások voltak. S bár a gyomfertőzés általában csak a szőrók közvetlen környezetére terjedt ki, ez akár biológiai invázió gyújtópontját is jelentheti, különösen az úton lévő szőrók esetében; míg a tisztásokon már maguk a gyomfajok terjedése is könnyen azok növényzetének teljes degradációjához, fajszegényedéshez, és az érintett élőhely megszűnéséhez vezethet.

## **3.2. Vegetáció és talaj: a degradált élőhelyek indikátorai**

### **3.2.1. A degradált élőhelyek vizsgálatának lehetőségei**

Ökológiai kutatásokban gyakran használják fel a növényeket, mint az élőhelyminőség indikátorait a degradáció mértékének kimutatására (pl. Kollman & Fischer 2003; LaPaix et al. 2009; Erdős et al. 2017). A növények elterjedésével jellemezhető élőhelyminőségi szempontok közé tartozik többek között a fény- és hőmérsékleti mikroklíma, a talaj nedvességtartalma, kémhatása, termékenység, sótartalma, valamint a különböző nehézfémek és egyéb szennyező anyagok jelenléte (Kollman & Fischer 2003). S bár a talajok önmagukban is nagyon sok információt szolgáltathatnak egyes területek állapotáról, az ökológiai kutatások során gyakran inkább a vegetáció bizonyos sajátosságait használják a zavaró hatások kimutatására, tekintve,

hogy a talajvizsgálatok általában jóval destruktívabb módszereket igényelnek, illetve meglehetősen munka- és időigényesek. Különösen azért is, mert napjainkban már olyan kvantitatív rendszerek is rendelkezésre állnak, melyek segítségével a növényi tulajdonságok alapján a talaj változására is lehet következtetni, s ezek az indikátor értékek viszonylag jól használhatóak a gyakorlatban is (Breg Valjavec et al. 2018). A degradált élőhelyek vizsgálatának módja azonban mindig attól függ, hogy milyen hatást kutatunk, viszonylag jól körül határolható, pontos, esetleg nagy területre kiterjedő, diffúz eredetű-e a zavarás és/vagy szennyezés. Emellett fontos tényező, hogy milyen élőhelytípusban vizsgáljuk és mi a kutatási cél. Általánosságban elmondható, hogy a nagyobb intenzitású zavarás, nagyobb mértékű degradációt eredményez, és a hatások csökkenésével jellemzően a károsodás is csökken. Ennek a károsodásnak a mértékét a vegetáció különböző módon – például fajgazdagság, fajösszetétel, abundancia, fizikai, kémiai, vagy fenológiai sajátosságok megváltozása – képes jelezni. A növényeket így gyakran ún. *zavarási gradiens* mentén vizsgálják, mivel a növekvő zavarás mentén általában növekvő válaszképet mutatnak (Whittaker 1967; Diekmann 2003; Kollmann & Fischer 2003). Sok esetben azonban, különösen, ha a zavaró hatás nem határolható körül pontosan, gyakran használják az élőhelyek helyreállítása során is alkalmazott ún. *referencia élőhelyeket*, melyek egyfajta kontroll területként megfelelő összehasonlítási alapot tesznek lehetővé a különböző zavarások hatására bekövetkező változások nyomonkövetésére (Wortley et al. 2013; Durbecq et al. 2020).

A megfelelő indikátorok megtalálása azonban sok esetben nehéz, ráadásul az összefüggéseket számos egyéb biotikus és abiotikus tényező is befolyásolhatja. A fajgazdagság, mint a természetesség indikátora például egy gyakran alkalmazott, de erősen vitatott terület a tudományos életben (Chiarucci et al. 2011). Előfordulnak ugyanis olyan esetek, amikor éppen a legbolygatottabb területeken növekszik meg a fajgazdagság, sőt egy elméleti megközelítés szerint a maximális fajgazdagság csak közepes mértékű zavarás esetén valósulhat meg („*intermediate disturbance hypothesis*” (IDH) – Connell 1978; Collins et al. 1995). Sokan éppen ezért megkérdőjelezzik a diverzitás ilyen célú alkalmazhatóságát, és jellemzően a vegetáció szerkezetében, fajösszetételében bekövetkező változásokat helyezik előtérbe az egyes hatások kimutatására (Haeussler et al. 2002; Boch et al. 2013). Ilyen esetekben különösen jól alkalmazhatóak az egyes természetességi rendszerek és ökológiai mutatók. Hazai viszonyok között a közösségek természetességének becslésére leggyakrabban a Borhidi-féle szociális magatartás típusok (SBT) szerinti osztályozást alkalmazzák (Borhidi 1995). Ez az Európa-szerte széles körben alkalmazott Ellenberg-féle csoportosítás (Ellenberg et al. 1991), valamint Grime CSR rendszerének (Grime 1979) a pannon flórára adaptált, alkategóriákkal bővített változata, mely nagyon jól alkalmazható a degradáció irányának, sebességének, a degradáltság mértékének meghatározására egyaránt (Bartha 1995).

A degradált élőhelyek vizsgálatánál fontos továbbá azt is figyelembe venni, hogy a környezeti tényezők valamennyi esetben képesek a válaszképeket, s ezáltal például az említett zavarási gradienst is nagymértékben befolyásolni. Különösen a fény- és lejtésviszonyok, a meredekség és a kitétség lehet a döntő, de fontos tényező a terület korábbi bolygatottsága, az egykori földhasználat, valamint az érintett vegetáció szukcesszionális fázisa is (Bratton 1976; Hicks 1980; Beatty 1984; Crozier & Boerner 1984; Wiens et al. 1993; Marino et al. 1997). Mindezek mellett az egyes élőhelyek, közösségek zavarással szembeni érzékenysége, illetve azoknak a különböző diszturbanciákat követően az egyensúlyi állapotba történő visszatérésének a képessége is különböző lehet (van Andel et al. 2012), mely szintén nehezíti az egy zavarások hatásainak vizsgálatát. Ennek köszönhető, hogy a zavarás és a degradáció közötti kapcsolat sok esetben nem egyértelmű, s ez az oka annak is, hogy bármelyik antropogén beavatkozásról is van szó, mivel a környezeti tényezők mindig egyediek, azok következményeinek előrejelzése sem egyszerű. Ráadásul az emberi tevékenységek rendkívül szerteágazóak, illetve az általuk okozott hatások is rendkívül összetettek, így kutatásuk során rendszerint több tudományterületre kiterjedő vizsgálatokra van szükség.



### 3.2.2. Egyes antropogén zavarások természetes környezetre gyakorolt hatásainak vizsgálata

A következő fejezetekben, tekintettel jelen kutatás egyedi jellegére, illetve a releváns kutatások meglehetősen alacsony számára, olyan vegetációt és/vagy talajt degradáló folyamatokat vizsgáló tanulmányok bemutatása következik, melyek a vadetetés feltételezett hatásmechanizmusaihoz – különböző anyagok deponálása, tápanyaghozzáadás, fokozott állatsűrűség, legelés, taposás, túrás, emberi- és állati magterjesztés, valamint a növényi inváziók lehetősége – hasonló jelenségeket vizsgálnak.

#### 3.2.2.1. Különböző anyagok deponálásának hatásai

A természetes környezetben elhelyezett különböző *hulladékok* hatásaival viszonylag sok szakirodalom foglalkozik, ezek többsége azonban elsősorban az egyes környezeti elemekre, esetleg a tájképre vagy az állatpopulációkra gyakorolt hatásokat vizsgálja (Siddiqua et al. 2022). A vegetációban okozott változásokat feltáró kutatások száma ehhez képest viszonylag szegényes, annak ellenére, hogy egyre több bizonyíték születik arra vonatkozólag, hogy a természetes környezetben deponált különféle anyagoknak a növényzet megváltoztatásában, s akár az idegenhonos növényfajok terjesztésében is igen nagy szerepe lehet. Plaza és munkatársai (2018) összefoglaló műve szerint például a releváns kutatások a különböző minőségű hulladékokban összesen 215 idegen eredetű növényfajt azonosítottak, melynek 95%-a mezőgazdasági vagy ruderalis gyom volt. A talált fajok negyedét ezen felül olyan erős kompetítorként azonosították, melyek képesek elnyomni a természetes fajokat, emellett pedig számos toxikus és allergén taxont is kimutattak az egyes szakirodalmak. Összeségében így ők arra a következtetésre jutottak, hogy bár a hulladéklerakók inváziós folyamatokban betöltött szerepével eddig nem sokan foglalkoztak, a nagyszámú behurcolt növényfajnak, illetve a lerakott sokféle hulladék által előidézett környezeti változásoknak köszönhetően ezek a helyszínek akár egy-egy biológiai invázió gyújtópontjai is lehetnek.

Érdekes, hogy jellemzően nemcsak az aktív, hanem még a *rekultivált hulladéklerakók* esetében is van különbség az eredeti természetes élőhelyekhez képest. Rahman és munkatársai (2013) például angliai mintaterületeken mutatták ki, hogy a helyreállított területen jóval kevesebb természetes faj volt jelen a vegetációban, mint a környező kontroll élőhelyen, míg az idegen fajok az egykori hulladéklerakón voltak gyakoribbak. Ehhez hasonló eredményeket tapasztaltak amerikai területeket vizsgálva is (Barnswell & Dwyer 2007), s a kutatók mind a két esetben arra a következtetésre jutottak, hogy az egykori hulladékgyűjtők jelenlegi növényzete vélhetően nem a környező élőhelyekről származik. A volt szemétkerakók szerintük olyan idegenhonos fajpopulációkat tartanak fenn, amelyek még a hulladékkal érkező propagulumokból származhatnak (elsősorban az élelmiszer eredetű és kerti hulladékokból). Ilyen módon pedig e területek is inváziós folyamatok kiindulópontjaiként szolgálhatnak, melyet jelentős mértékben segítenek az egykori hulladékokból származó tápanyagok és egyéb szennyezések okozta talajváltozások is.

A természetes környezetben lerakott *kerti hulladékok*nak szintúgy nagy szerepe lehet mind a talajviszonyok, mind pedig a vegetáció megváltoztatásában. Rusterholz és munkatársai (2012) például egy svájci kevert lomboserdőben kifejezetten a zöldhulladékok lerakásának hatásait vizsgálva több helyszínre kiterjedően számszerűsítették az illegális lerakatokat, illetve kontroll területekhez viszonyítva felmérték azok talajviszonyait, a fajgazdagságot és a növényi összetételt is. S bár az egyes területeken jellemzően nem túl nagy mennyiségű és kiterjedésű (0,1-12,5 m<sup>3</sup>/helyszín) hulladékot raktak le havonta, a depozíciók környezetében mégis számos gyom- és idegen faj képes volt megjelenni. Mindeközben a fajszámot illetően nem volt számottevő különbség, azaz a növényfajok diverzitása helyett ez esetben is inkább a fajösszetétel változása bizonyult a megfelelő mutatónak. A kutatók egyébként külön kiemelték, hogy a leginkább degradált helyszínek a kiépített parkolóhelyek melletti lerakóhelyek voltak, ahol a tápanyaghozzáadással járó hulladéklerakás az emberi eredetű egyéb zavarásokkal, taposással kiegészülve jóval nagyobb mértékű növekedést eredményezett a nem őshonos fajok és a nitrofil

gyomok arányában. Ez utóbbi jelenséghez szorosan kapcsolódik a tápanyaghozzáadás egy másik speciális esete, melyet például Tasmániában a kempingező helyek mellett ideiglenesen kiásott, majd betemetett, *kisméretű latrinák* vegetációra gyakorolt hatását illetően vizsgálták. Ez esetben megállapításra került, hogy bár a gyomfajok száma nem nőtt jelentősen az érintett pontok közelében, a lágyszárúak borítása jellemzően kisebb volt és néhány honos faj is csökkent növekedést mutatott (Bridle & Kirkpatrick 2003).

Meglepő módon még a nem szerves eredetű hulladékok, mint például a *meddőhányók anyaga*, illetve a lerakott *közúzalékok* is jelentős hatásokat válthatnak ki a természetes élőhelyekre kerülve. Woch és munkatársai (2017) például lengyelországi bükkösökben vizsgálták az egykori cink- és ólombányászat során halmokba lerakott anyagok hatását az aljnövényzetre és a talajra. A halmokat és a környező területeket is felvételezték egyfajta kontroll területként, s habár a halmok nagy koncentrációban tartalmaztak fémeket (Cd, Pb, Zn), a környezetükhöz képest nagyobb volt rajtuk az aljnövényzet borítása és fajgazdagsága, sőt a fajösszetételük is különbözött. Ehhez feltehetően a dolomitból és kalcitból képződő kőzetekből származó magas pH, a Ca tartalom jótékony hatása, valamint a halmok miatt megnövekedett élőhelyi heterogenitás járulhatott hozzá. Az utak építéséhez használt különböző anyagok, közúzalékok környezetre gyakorolt hatásai szintén jelentősek lehetnek, s ez a jelenség az előbbi példához képest jóval szélesebb körben kutatott is. Általános megállapítás ezzel kapcsolatban, hogy az idegen anyagok természetes környezetben történő elhelyezése gyakran jár a talajviszonyok és a vegetáció megváltozásával, s általában ezek a hatások az úttól távolodva csökkennek. Egy európai vizsgálat eredményei szerint például savanyú talajú erdőterületeken a mészköves utak semleges-lúgos kémhatású talajt, s ezáltal megváltozott növényi összetételt okoztak azok környezetében (Godefroid 1999). Egy szélesebb körű vizsgálatban pedig – ahol több különböző anyagú út hatását is kutatták – megállapításra került, hogy a legnagyobb degradáció a kiépített utakhoz volt köthető, a homokos és a csupasz talajfelszínű ösvények esetében, idegen anyagok felhasználásának a hiányában, kisebb volt a változás (Godefroid & Koedam 2004). Emellett elmondható, hogy bár ebben az esetben csak a gépjárműforgalomtól elzárt utakat vizsgálták, a zavarás így is minden úttípus esetében okozott bizonyos mértékű növekedést a ruderális és nitrofrekvens fajok számában. Valamennyi útnál jellemző volt továbbá, hogy az erdei fajok aránya nőtt az úttól távolodva, míg a zavarástűrő fajoké csökkent. A hatások azonban – elsősorban az eutrofizáció mértéke és a talaj pH növekedés – jellemzően nem terjedtek nagy távolságokra (10 m). Az utak idegen anyagból való kiépítése, illetőleg a használattal járó jelentős tápanyaghozzáadás egyébként különösen a tápanyagszegény ökoszisztémákban okozhat számottevő változásokat. Csehországban például egy alpesi tundra jellegű vegetációban, az útra merőlegesen elhelyezett transzszektek segítségével vizsgálták az alapvetően meszes alapanyagokból épült utak hatását (Müllerová et al. 2011). A tundrai fajokat az utak közelében teljesen felváltották a mezo- és nitrofil, valamint az ember alkotta élőhelyeket preferáló fajok. A legnagyobb mértékű változás ez esetben is a leginkább kiépített úttípus, az aszfalt esetében volt tapasztalható, míg az egyéb közúzalékkal fedett utak hatása kisebb távolságokban, kevésbé jelentős mértékben érvényesült. Ezen felül a tanulmányban kiemelték a környezeti tényezők szerepét is, a degradáció valamennyi esetben elsősorban a lejtők irányában volt erőteljesebb. Hasonló változásokat találtak egyébként egy svédországi élőhelyen is, ahol az útra merőlegesen elhelyezett 1x1 méteres kvadrátok segítségével mutatták ki, hogy az utak használatából eredő tápanyaghozzáadás következtében a fajgazdagság jellemzően nem, a növényi összetétel azonban jelentősen megváltozott az utak környezetében (Jägerbrand & Alatalo 2015).

Szintén az utakhoz köthető, hogy a fenntartásuk során a természetes környezetbe kikerülő *különböző anyagok* – mint például egyes vegyszerek, permetező szerek (Forman & Alexander 1998), a téli időszakokban kiszórásra kerülő nagy mennyiségű só (Ramakrishna & Viraraghavan 2005), továbbá a közlekedésből lerakódó por (Farmer 1993) – is jelentős hatással lehetnek a környező talajokra és a vegetációra egyaránt. Sőt bizonyíték van arra vonatkozóan is, hogy az útpadkák karbantartása során használt kötőrmelékek is tartalmazhatnak többek között életképes

gyommagvakat. Egy tanulmányban ezen anyagok származási helyét, azaz összesen 29 kőbányát vizsgáltak meg, s közülük 22 bizonyult gyommaggal fertőzöttnek (http4). Számos területen elterjedt gyakorlat emellett, hogy a meredek erdei utak mentén erózióvédelmi okokból szalma- illetve szénabálákat helyeznek el (Clines 2005; Conn et al. 2010), de tekintve ezen takarmánytípusok magas gyommagtartalmát (Schoenig 2002; Conn et al. 2010; Weller et al. 2015), e tevékenység számos esetben problémát okozhat, különösen a gyom- és inváziós fajok megjelenését, illetve terjedését illetően. Mindezek mellett pedig, köszönhetően annak, hogy az utak vonalas objektumok, s napjaink úthálózata egyre csak bővül, a vegetációban bekövetkező változások nem csupán az itt felsorolt szándékosan vagy véletlenül elhelyezett anyagokból, szennyeződésekől eredhetnek, hanem valamennyi esetben jelentős szerepe lehet az egyéb antropogén eredetű magterjesztési módoknak is (a kapcsolódó mechanizmusokat részletesen lásd később, a 3.2.2.3. *Emberi és állati eredetű magterjesztés hatásai* c. fejezetben).

Egy, az *illegális hulladéklerakók* környezetre gyakorolt hatásait kutató szlovákiai felmérés pedig a közelmúltban azt is kimutatta, hogy valamennyi vizsgált hulladéktípus (pl. építési törmelékek, papír, műanyag, textilanyagok, fémek, műanyagok, szerves hulladékok...stb.) képes számos szinantrop, sőt inváziós faj számára is megfelelő élőhelyet teremteni az őshonos növényzet bolygatása, illetve a tápanyaghozzáadás révén (Vaverková et al. 2019). Ráadásul kimutatták, hogy bár a különböző hulladékfajták más-más fajösszetételt eredményeztek az egyes helyszíneken, inváziós fajok szinte valamennyi típus esetében előfordultak. Az egyes hulladékok emellett a talaj fizikai és kémia tulajdonságait is jelentős mértékben képesek megváltoztatni, különös tekintettel a talaj tömörödöttségére, a tápanyag- és nehézfém-tartalomra, valamint az egyéb anyagokkal történő szennyeződésekre (Shaylor et al. 2009; Siddiqua et al. 2022).

Külön szakirodalom foglalkozik mindemellett az emberi eredetű táplálékforrások („*predictable anthropogenic food subsidies*” – PAFS) hatásaival, mely egy viszonylag új fogalom (Oro et al. 2013), bár a jelenség már régóta ismert (Margalef 1997; Leu et al. 2008). Oro és munkatársai (2013) összefoglaló munkája szerint ezek olyan véletlen vagy szándékos emberi tevékenységből származó táplálékforrásokat jelentenek, melyeket a különböző vadon élő állatfajok hasznosítani tudnak. A legjelentősebbek a szemétkerakók, a mezőgazdasági eredetű hulladékok, valamint a halászati visszadobások, de megnevezésre kerül többek között a vadászati és turisztikai célú vadetetés gyakorlata is. Mivel ebben a kontextusban kifejezetten élelmiszereredetű forrásokról van szó, jellemzően ez esetben is az állatpopulációk oldaláról kerül megközelítésre a probléma, bár említésre kerül a vadászható vadfajok kiegészítő táplálása, illetve az annak köszönhető fokozott erdei kártétel jelensége (bővebben lásd: 3.1.2. *A vadetetés hatásai* c. fejezetben). A tanulmány írói kiemelik azonban a vadászati ágazatot érintően egy másik fontos, az eddigiekben még nem tárgyalt jelenséget, a nagyvadfajok vadászatából származó állati tetemek elhelyezésének kérdését, mely egészen rendkívüli mennyiségű szerves anyag deponálást jelent világszerte. Az USA-ban például egyes becslések szerint a nagyvad vadászok évente 690 millió kg állati tetemet (pl. szarvas, jávorszarvas) dobnak ki a természetbe (Oro et al. 2013). Ennek fontos állat- és humánegészségügyi vonatkozása mellett számos, az egész ökoszisztémát érintő hatása lehet, mely azonban még nagyon kevésbé kutatott napjainkban, különösképpen a vegetációváltozás kapcsán (Mateo-Tomás et al. 2015). A vadetetést illetően viszont érdemes megemlíteni, hogy Szlovákiában már például kutatták a teherautók, illetve traktorok utánfutójáról a földre kerülő takarmánykupacok hatását. Ezek mindemellett, hogy jelentős mértékben képesek tápanyagokkal gazdagítani a talajt, exóta fajok magvait is nagy számban tartalmazhatják, így akár azok szétterjedési gócpontjaiként is viselkedhetnek (Hell 2009).

Összességében tehát elmondható, hogy a természetes környezetbe kijutatott, illetve véletlenszerűen kikerülő anyagok számos módon és mértékben képesek megváltoztatni elsősorban a talajviszonyokat, de gyakran közvetlen vagy akár közvetett módon a vegetáció jelentős változását is okozhatják.

### 3.2.2.2. *Állattartással kapcsolatos hatások vizsgálata*

Zárt tartású vad- és háziállatok esetén jól ismert tény, hogy az intenzív legeltetés erős degradáló hatással van a vegetációra közvetlenül és közvetett módon egyaránt (Lezama & Paruelo 2016). Ez fokozottan igaz azokon a helyeken, ahol többet és/vagy nagyobb sűrűségben tartózkodnak az állatok. Ennek megfelelően az etetők és itatók környezetében tapasztalható változásokat már számos szakirodalom kutatta. Az itatók hatását elsősorban száraz élőhelyeken, s jellemzően stressz gradiens segítségével vizsgálták. Fusco és munkatársai (1995), valamint Brooks és munkatársai (2006) például két észak-amerikai sivatagban, Todd (2016) pedig dél-afrikai cserjések legeltetett területein elemezték ezzel kapcsolatosan a növényzetre gyakorolt hatásokat. Mindhárom esetben kimutatták, hogy az itatóknál a megnövekedett állatsűrűség zavarási gradienst hozott létre. A legbolygatottabb és leginkább fajszegény területek egyértelműen az itatók közelében alakultak ki, s jellemzően itt volt a legnagyobb az idegen fajok aránya is. Míg a távolság növekedésével a fajszám és a természetes fajok borítási aránya nőtt.

Hazánkban ehhez hasonlóan elsősorban állattartó telepek esetében mutattak ki ilyen jellegű gradienst. Balogh és munkatársai (2005; 2006) a Dél-Dunántúlon, állattartó telepektől távolodva, meghatározott távolságokban (0-50, 50-150, 250-350, 500-600 m) végeztek cönológiai felvételezéseket, s megállapították, hogy a telephez közeli pontokon szinte csak gyomok és zavarástűrő fajok fordultak elő, míg távolabb haladva egyre csökkent ezen fajok aránya, s ezzel párhuzamosan nőtt a természetes növényfajok borítása. A Borhidi-féle szociális magatartás típusok mellett a területeket nitrogénigény (NT) szerint is értékelték: ezek alapján a legnagyobb zavarással érintett területeken uralkodó ruderalis közösségekben mutatták ki a legnagyobb nitrogénterheltséget is. Hasonló módszert alkalmaztak Görcs és munkatársai (2007) a Bükki Nagymezői lólegelő vizsgálata során is. A legnagyobb degradáció ez esetben is a legintenzívebben használt nyári szálláshely közelében, különösen annak kapujánál volt kimutatható. Itt a vegetáció gyakorlatilag teljesen átalakult ruderalis növényzetté, míg távolabb csak fajszegényedés volt jellemző. A hatások azonban ez esetben nem terjedtek jelentős távolságokba, száz méternél messzebb már nem volt kimutatható változás a növényzetben.

További jól ismert tény, hogy az intenzív legeltetés nem csak a vegetációra, hanem a talajra is jelentős hatással van. Közvetlenül és közvetve is számos módon képes megváltoztatni a talaj fizikai és kémiai sajátosságait, különös tekintettel a talajtömörödése (Castellano & Valone 2007), valamint a tápanyagtartalom és a C-N arány megváltoztatására (Lai & Kumar 2020), mely hatások szintén általában azokon a területeken intenzívebbek, ahol az állatok többet tartózkodnak (Klemmedson & Tiedemann 1994).

### 3.2.2.3. *Emberi és állati eredetű magterjesztés hatásai*

Az ember, mint magterjesztő vektor is hozzájárulhat a természetes növényközösségek megváltozásához. Ez a magterjesztési mód az ún. ember közvetítette terjedés („*human mediated dispersal*” – HMD) – azaz az antropogén eredetű tevékenységeknek közvetve vagy közvetlenül köszönhető magterjesztés –, mely az egyik legveszélyesebb és leghatékonyabb terjedési módja a növényeknek. Magát a fogalmat csak néhány évvel ezelőtt definiálták (Auffret 2011), a jelenséget azonban már több, mint két évszázada ismerik (Humboldt & Bonpland 1807; Woodruffe-Peacock 1918). A természetes ökoszisztémákban az *ember közvetlenül* elsősorban a saját testén, ruházaton, cipőn hordozott magvak révén képes terjeszteni azokat (Mount & Pickering 2009; Auffret & Cousin 2013). A számos természetben zajló rekreációs tevékenységnek köszönhetően ilyen módon a gyom- és inváziós fajok akár védett természeti területekre is bekerülhetnek (Pickering & Hill 2007), megváltoztatva ezzel a vegetáció összetételét, s ezáltal gyakran a helyi ökológiai viszonyokat (Graae 2002; Pickering et al. 2011).

Egyfajta közvetett antropogén terjesztési módnak tekinthető a *járművek, gépek* általi terjesztés, mely szintén régóta ismert jelenség (Clifford 1959; Schmidt 1989), de jelentősége azóta egyre csak növekszik (Zwaenepoel et al. 2006; Taylor et al. 2012; Ansong & Pickering 2013). Ma már mezőgazdasági gépek, kaszálógépek (Mayer 2000; Sheeley et al. 2000), sőt fakitermelő járművek magterjesztő képességét is számos esetben bizonyították (Veldman & Putz

2010). Az ilyen típusú eszközök általi terjesztés azért különösen veszélyes, mert általuk sokkal könnyebben bekerülhetnek a gyommagvak a természetes környezetbe (Strykstra et al. 1997; Mayer 2000). Ráadásul maguk a munkagépek is igen nagy méretűek, aminek következtében az általuk közvetlenül terjesztett magvak száma is jelentősebb lehet (Strykstra et al. 1997; Auffret & Cousins 2013). Sőt ezek a gépek a személygépjárművekkel ellentétben kevésbé korlátozódnak a kiépített úthálózatokra, így a magvak jobban tudnak terjedni az egyes élőhelyek között, aminek az eredményeképpen a szántóföldekről származó növények akár még az elszigetelt, értékes élőhelyfoltokba is bejuthatnak (Strykstra et al. 1997). A járművek általi terjesztés jelentőségét bizonyítja Ansong & Pickering (2013) irodalmi áttekintése, miszerint 13 feldolgozott tanulmány alapján igen nagyszámú, összesen 626 olyan fajt találtak, melyek autók bizonyos részeiről kerültek elő. Ennek 96%-a a világ valamely részén gyomként van nyilvántartva. Ez különösen azért jelentős, mert eredményeik szerint a terjesztett magok többségében életképesek is maradnak (a talált 626 fajból 456 volt képes csírázásra). Kiemelték továbbá azt is, hogy az autók, mivel jelentős távolságokat tesznek meg, az általuk való terjesztés akár globális méreteket is ölthet.

A járművekhez szorosan kötődik az *utak mentén* terjedő növényfajok jelensége, mely szintén egy közvetett emberi magterjesztési folyamatnak tekinthető, s azért érdemel külön említést, mert a vonatkozó szakirodalomban is jellemzően elkülönül az autók általi lehetséges terjesztés, valamint az út menti növényzet, mint rendkívül összetett hatásmechanizmus vizsgálata. E folyamatba ilyen módon beletartozik a korábbiakban már említett építkezés során bekerülő anyagokból, fenntartásból és a rajta áthaladó forgalomból érkező különböző szennyezők hatása, mely elsősorban a talaj fizikai-kémiai jellemzőinek megváltoztatása révén, közvetett úton járul hozzá a vegetáció megváltozásához (részletesen lásd korábban a 3.2.2.1. *Különböző anyagok deponálásának hatásai* c. fejezetben). Emellett azonban számos olyan magterjesztési mód létezik, amely az emberi testen/ruházaton, valamint az általa vezetett gépjárműveken megtapadó magvak mellett akár közvetlenül is befolyásolhatják az út menti vegetációt. Többek között bizonyított, hogy az úttesten elhaladó autók által keltett légmozgás („*slipstream*”) is jelentős szerepe lehet egyes növények, elsősorban az útmenti gyomvegetáció és inváziós növényfajok terjesztésében (von der Lippe et al. 2013). Ezzel kapcsolatosan érdemes megemlíteni, hogy az utak nemcsak terjesztő vektorok, hanem *élőhelyek* is lehetnek, s ilyen módon különösen a gyomnövények és idegenhonos fajok számára szolgáltathatnak potenciális megtelepedési lehetőséget. Az utak így akár szántóföldi gyomfajok számára is kedvező lehetőséget biztosíthatnak (Korres et al. 2015), bár legnagyobb jelentőségük az inváziós fajok terjesztésében van (Tyser & Worley 1992; Parendes & Jones 2000). E jelenséget a korábbiakhoz hasonlóan gyakran vizsgálják az érintett utakra merőlegesen elhelyezett transzszektek segítségével. Mindezek alapján általában elmondható, hogy az inváziós fajok – mivel többségük kifejezetten a zavaráshoz kötődik (Hobbs & Hueneke 1992) – az úttesthez közeli részekben fordulnak elő nagyobb tömegben, s jó természeti állapotú környezetben, egyéb zavarás hiányában, jellemzően nem terjednek nagy távolságokra (Mortensen et al. 2009; Christen & Matlack 2009). Fontos megemlíteni még, hogy az inváziókat illetően is általában burkolt, s egyben erősebben használt és intenzíven karbantartott utak mentén tapasztalható a legnagyobb fertőzöttség (Mortensen et al. 2009), továbbá a terjedés mértéke függ az utak menti környezeti viszonyoktól (pl. lejtőszögtől, beesési szögtől), sőt az egyes fajok sajátosságaitól is (Christen & Matlack 2009). Az utak inváziós fajok fenntartásában és terjesztésében való szerepét egyébként egyre több fajra és területre vonatkozóan bizonyították már (Lázaro-Lobo & Ervin 2019), s köztudott az is, hogy a klímaváltozással összefüggésben ennek jelentősége várhatóan növekedni fog a jövőben (Adhikari et al. 2020), különös tekintettel arra, hogy nemcsak az utak, hanem a vasutak, sőt az ökológiai folyosók és vízfolyások is szerepet játszhatnak az inváziós fajok terjedésében (Szilassi et al. 2021).

A fentebb felsorolt emberi terjesztési módok mellett meg kell említeni a *házi állatok általi terjesztést* is. A legeltetett állatok epi- és endozoochóriájának köszönhetően jelentős mértékű lehet egyes növényfajok, különösen a gyomok terjesztése (Hogan & Phillips 2011). Egyes

vizsgálatok kimutatták, hogy az állatok fajtól függően évente akár milliós nagyságrendben is szállíthatják a magvakat, ami nagyobb állománynál már jelentős mértékű degradációt eredményezhet, különösen a taposási és a rágási kárral párosulva (Mouissie et al. 2005). Emellett a természetes élőhelyeken történő legeltetés során a kiegészítő etetésre használt takarmányok további problémát jelenthetnek, mivel ezek jelentős mennyiségű gyommagot tartalmazhatnak (Weller et al. 2015; Wilson et al. 2016; Gervilla et al. 2019), melyeket az állatok a természetes környezetben könnyen tovább szállíthatnak (Smith et al. 1996). Ehhez kapcsolódóan említésre érdemes a téli madáretetés jelensége is, mely szintén jelentős forrása lehet számos veszélyes gyomnövénynek (Van Wychen 2008).

Ehhez hasonlóképpen a *vadon élő állatok magterjesztése* is jelentős lehet, s ez sok esetben egyaránt jelenti a gyomnövények és inváziós fajok terjesztését is (Parks et al. 2005; Vavra et al. 2007; Bartuszevige & Endress 2008; Blossey & Gorchoy 2017). Hazai viszonylatban is van rá példa, hogy különösen a vaddisznónak nagy szerepe lehet az út menti növényzet és a degradált élőhelyek tipikus fajainak a terjesztésében, epi-és endozoochor módon egyaránt (Mráz & Katona 2014). Ráadásul ezek a fajok a vaddisznó sajátos viselkedésmintázatának (pl. az ember által módosított élőhelyek, hulladéklerakók, kertek, mezőgazdasági területek preferálása) elsősorban a zavarásjelző növényfajok terjedését juttatják előnybe (Heinken et al. 2006; Dovrat et al. 2012). Különösen azért is, mert egyes modellvizsgálatok azt is bebizonyították, hogy ilyen módon többségében csak a morfológiailag adaptálódott magvú fajok tudnak terjedni, ami szintén előnybe juttathatja az út menti, elsősorban ruderalis jellegű növényzet terjedését. (Heinken 2000; Graae 2002).

#### **3.2.2.4. Növényi inváziók sajátosságai és hatásai**

A növényi inváziók napjainkban már nem választhatóak külön az emberi tevékenységektől: akár közvetlenül, véletlen behurcolás vagy tudatos betelepítés révén, akár közvetetten a megváltozott éghajlatnak és a fragmentálódott, degradálódott élőhelyek gyarapodásának köszönhetően bekövetkező spontán terjedés révén jelennek meg, egyre több problémát okoznak a természetes és természetközeli élőhelyeken egyaránt. A fogalommal kapcsolatban fontos tisztázni, hogy bár a vonatkozó szakirodalmak köre sem egységes, de az *invázió* szót jellemzően negatív jelentésben és inkább csak az idegenhonos fajokkal kapcsolatosan használják. A legelterjedtebb definíció szerint az inváziós idegen faj („*invasive alien species*” – IAS) azokat a jövevény fajokat jelenti, amelyek meghonosodtak a természetes vagy féltermészetes közösségekben, illetve élőhelyeken, változásokat idéznek elő és veszélyeztetik a természetes biológiai sokféleséget (IUCN 1999). Eszerint tehát a növényi invázió egy nem őshonos (idegen/jövevény) növényfaj terjedését jelenti, mely esetben az inváziós növényfaj vagy özönnövény fogalmakat szinonimaként használhatjuk (Mihály & Botta-Dukát 2004; Botta-Dukát & Mihály 2006; Csiszár 2012). Előfordulhat azonban olyan is, hogy egy idegen faj, bár jelen van adott területen, mégsem válik özönfajjává, mert még nincs önfenntartó populációja: ezek az ún. alkalmi fajok, illetve a termesztett növényeink többsége is ide tartozik. Emellett a már meghonosodott, tehát önfenntartó populációval rendelkező idegen fajok között is vannak olyanok, melyek ún. kultúrafüggőek, tehát az emberi hatás elhagyásával életfeltételeik megszűnnek, eltűnnek a vegetációból (pl. parlagfű). Természetes élőhelyeken, bolygatás hiányában ezek a fajok tehát nem képesek tartósan fennmaradni. Mindezek mellett azonban fontos megemlíteni azt is, egyes honos zavarástűrő és/vagy nitrofil fajok, gyomfajok is képesek lehetnek az inváziós taxonokhoz hasonló homogén állományokat létrehozni, melyek szintén jelentős károkat okozhatnak a különböző zavarásokkal érintett természetes és természetközeli élőhelyeken (Valéry et al. 2009). A vonatkozó hazai szakirodalmak alapján azonban ez esetben nem javasolt az *invázió* és az *inváziós faj* fogalmának használata (Botta-Dukát & Mihály 2006; Csiszár 2012). Ilyenkor inkább egy terjedőben lévő őshonos fajról vagy egy lokálisan tömegessé váló, domináns fajról lehet szó (Mihály & Botta-Dukát 2004). Európai és hazai viszonyok között is jó példa erre az akác, illetve bálványfás állományok aljnövényzetében megjelenő nitrofil gyomfajok tömege, mely esetben a két inváziós növényfaj által megváltoztatott talajjellemzők

miatt bekövetkezett közösségi szintű átalakulásról van szó (Tobish et al. 2003; Vítková et al. 2017; Demeter et al. 2021). Ehhez hasonló jelenséget egyébiránt más, a korábbi fejezetekben is már ismertetett antropogén eredetű zavarások (pl. hulladékok lerakása) nyomán is tapasztalhatunk (pl. Vaverková et al. 2019).

A növényi inváziók kapcsán három régóta kutatott terület létezik: 1) milyen módon képesek egyes fajok invázióssá válni; 2) mi határozza meg az egyes élőhelyek előzönlésének mértékét; 3) milyen hatással vannak az inváziós fajok a fajdiverzitásra és az ökoszisztémában zajló folyamatokra (Mack et al. 2000; Hierro et al. 2005). A fajok *inváziós képességének* okait, vagyis, hogy milyen módon képesek egyes fajok az invázióra, hosszú ideje kutatják már (pl. Baker 1965a, Newsome & Noble 1986), de az összes inváziós fajra jellemző általános érvényű tulajdonságokat a mai napig nem sikerült találni. Bár egyes szerzők véleménye szerint nem is valószínű, hogy létezik olyan bélyeg, mely alapján a fajok inváziós képessége megjósolható lenne (Williamson 2001). Az azonban mindenképpen igaz, hogy találhatunk különbségeket az inváziós és nem inváziós idegen fajok között, de ezek általában nem elegendőek az előrejelzésre (Kolar & Lodge 2001). Az inváziós fajok sajátosságait egyébként hazai körülmények között is vizsgálták, de a nálunk jelentős idegenhonos fajok vonatkozásában sem találtak olyan paramétert, amely lehetővé tenné a fajok inváziós képességének előrejelzését (Mihály & Botta-Dukát 2004). Gyakorlati szempontból azonban jelentős lehet, hogy számos különbséget tapasztaltak az inváziós és a meghonosodott nem inváziós fajok között. Például a vegetatív szaporodás képessége, az antropochoria aránya szignifikánsan nagyobb az inváziós, mint a meghonosodott, nem inváziós fajok között, illetve az inváziós fajok tápanyagigénye szignifikánsan nagyobb, mint a meghonosodott nem inváziós fajoké.

Tulajdonképpen e sajátosságokhoz szorosan kapcsolódik az invázióökológia második leginkább kutatott kérdésköre, mely az egyes élőhelyek *invázióval szembeni ellenállóképességét* érinti. Általánosságban elmondható, hogy a fent említett tulajdonságoknak különösen a leromlott, degradált élőhelyek esetében lehet jelentősége, ahol mindezek okán a talajbolygatás és a tápanyag-feldúsulás a legtöbb inváziós faj számára megfelelő környezetet biztosít nemcsak megtelepedésüknek, hanem akár inváziójuk számára is (Lozon & MacIsaac 1997; D'Antonio et al. 2000; Theoharides & Dukes 2007). Az egyes élőhelytípusok érzékenysége, azonban ettől függetlenül is különböző lehet. A leginkább veszélyeztetettek a sík, nyitott élőhelyek, s talán a legkevésbé a hegyvidéki területek zárt erdőtársulásai, melyek általában jobban ellenállnak az invázióknak (Pauchard et al. 2009; Beaury et al. 2019). A fény különösen fontos tényező ebben az esetben, ugyanis a legtöbb gyomfaj és inváziós faj igen fényigényes, így például a bolygatás miatt létrejött erdei lécek elősegíthetik az inváziót (Davis & Pelsor 2001). Arra is van azonban példa, hogy egyes fajok még zárt erdőben képesek invázióra (Martin et al. 2009). Más megközelítés szerint éppen emiatt nem is elsősorban az élőhely típusát, hanem inkább a befogadó közösség fajgazdagságát és heterogenitását érdemes vizsgálni: jellemzően az őshonos fajokban gazdagabb és nagyobb variabilitással rendelkező élőhelytípusok ellenállóbbak az inváziókkal szemben (Peng et al. 2019; Smith & Coté 2019). Bár a szakirodalom ezzel kapcsolatban sem egységes, a statisztikai módszertől, a vizsgálat léptékétől, sőt földrajzi elhelyezkedéstől függően is gyakran különböznek az eredmények (Sandel & Corbin 2010; Von Holle 2013). Ráadásul az egyes élőhelyek ellenállóképessége a nagymértékű emberi jelenlét és a klímaváltozás következtében is kezd megváltozni (Seidl et al. 2017), így várhatóan a növényi inváziók megjelenése és kezelése egyre kiszámíthatatlanabb lesz a jövőben (Bradley et al. 2010).

A harmadik kérdéskört, vagyis az inváziós fajok által kiváltott *hatásokat* illetően már egységesebb a vonatkozó szakirodalom köre. A növényi inváziók az élőhelyek jelentős mértékű, közösségi szintű átalakulását képesek okozni, beleértve többek között az őshonos fajok kiszorítását, a növényi biomassza és az avar mennyiségének megváltozását, a fajgazdagság és a heterogenitás csökkenését, valamint a kórokozók behurcolását (pl. Levine et al. 2003; Pyšek et al. 2012; Hulme et al. 2013). Emellett egyes ún. *átalakító fajok* akár az abiotikus környezetet, többek között egyes talajjellemzőket is képesek megváltoztatni. Ez azért különösen fontos, mert a természetes talajok nélkülözhetetlen szerepet játszanak számos ökoszisztémaszolgáltatásban,

mint például az elemek körforgásában, egyes biokémiai folyamatokban, valamint a hő és a víz raktározásában (Rabot et al. 2018; De Deyn & Kooistra 2021), melyekre ily módon egyes inváziós növényfajok jelentős hatást gyakorolhatnak (Ehrenfeld 2003; Pyšek et al. 2012). Elsősorban a tápanyagforgalomban, illetőleg a nitrogén- és szén ciklusban bekövetkező változások a legjelentősebbek (Liao et al. 2008), melyek közül a növények számára kiemelt fontosságú nitrogén elérhetőségét az inváziós fajok akár többféle módon is képesek a növelni a talajban (Castro-Díez et al. 2013). Ráadásul a megnövekedett tápanyagtartalom további inváziók létrejöttét is segítheti (Davis et al. 2000). Így különösen a leromlott állapotú természetes élőhelyeken bekövetkező inváziók kapcsán merülhet fel a kérdés, hogy a talajok megnövekedett tápanyagtartalma vajon ok vagy következmény-e. S bár erre a szakirodalom széles köre sem tudott még egyértelmű választ adni, többségében inkább az inváziók hatásaként tapasztalható jelenségről van szó, mely jellemzően még az idegen fajok visszaszorítását követően is hosszú időn át gátolhatja a természetes növények megjelenését (Pyšek et al. 2012; Sardans et al. 2016).

### **3.3. A talajmagbank jelentősége, szerepe az ökológiai kutatásokban**

#### **3.3.1. A talajmagbank általános bemutatása**

A magbank azon természetes módon előforduló magvaknak az összessége, amelyek anyagcseréjükben az anyanövénytől már függetlenedtek, és csírázóképesek, vagy ezt a képességüket a jövőben elnyerhetik (Csontos 2001, 2007a). Szinte valamennyi nyitva- és zárvatermőnek van magbankja, kivételt csupán az eleve szülő növények, meddő hibrid fajok képviselik, illetve olyan kétlaki növényfajok estében fordulhat még elő, ahol egy adott területen a fajt csak az egyik ivar képviseli (Csontos 2001, 2007; Leck & Schütz 2005). A magbankot többféleképpen is lehet csoportosítani. Az elsődleges osztályozási mód a tározó közeg, az ún. rezervoár szerint lehetséges. Eszerint létezik: 1) talajmagbank, mely a legismertebb, s leginkább kutatott magok összessége, a talajban és a talajfelszínen elhelyezkedő magvakat jelenti, s a legtöbb szárazföldi növény ilyen magbank típussal rendelkezik. 2) Vízi magbank, mely a vízben úszó és lebegő magvakat jelenti, a legtöbb higrofit és hidrofit növény ilyen magbankot épít. 3) Légi magbank, ami pedig a felszín feletti növényi szerveken (pl. lombkoronában, elszáradt kórón) tárolt magvak összességét jelenti (Csontos 2001, 2007; Aguado et al. 2012).

A magbank kifejezés alatt leggyakrabban a talaj magbankját értjük, tekintve, hogy a felszíni vegetáció jelentős részét adó szárazföldi növények többsége ilyen típusú magbankot képez. A talajmagbank sajátossága, hogy sohasem állandó, egyfajta egyensúlyi állapotnak tekinthető a felszín feletti és alatti vegetáció között, melyet különböző gyarapodások (inputok) és veszteségek (outputok) tartanak fenn (Fenner 1985; Bossuyt & Hermy 2004; Basto et al. 2014). A gyarapodás forrása lehet a recens vegetáció helyi magszórásból, a környező vegetáció magterjesztés révén, illetve a korábbi vegetáció elfekvő magvai is (Fenner 1985; Bossuyt & Hermy 2004; Wellstein et al. 2007; Bossuyt & Honnay 2008). A veszteség pedig származhat a sikeres csírázásból, illetve a magvak különféle okokból (természetes öregedés, kórokozó patogén szervezetek, magpredátorok, különféle abiotikus hatások) bekövetkező pusztulásából (Leck & Schütz 2005; Burmeier et al. 2010).

A magbank tehát jellemzően nem statikus, hosszabb-rövidebb időléptékben egyaránt változik. Ennek megfelelően azokon a területeken, ahol a vegetáció évszakos ingadozást mutat, a magbank mennyisége és összetétele is ciklikusan változik (Thompson & Grime 1979; Csontos 2001, 2007). Ez az egyes növényfajok különböző életciklusainak köszönhető, ami nem csak faji, hanem közösségi szinten egyaránt értelmezhető, így például a diverzitás mennyiségi paraméterei is szezonális fluktuációt mutatnak. Ez a dinamika alapvetően a csírázás és a magnyugalom (dormancia) állapotváltozásainak az eredménye. Bizonyos fajok magvaira külső hatásoktól független endogén magnyugalmi állapot („*innate dormancy*” – Harper 1977) jellemző, vagyis ezen fajok csak bizonyos idő eltelté után érik el csírázóképeségüket, magvaik így általában hosszabb időn át megtalálhatóak a magbankban. A nyugalmi állapot azonban megvalósulhat endogén dormancia nélkül, ún. indukált- vagy kényszerdormancia („*induced-, enforced dormancy*” – Harper 1977) révén is. Ilyen exogén eredetű magnyugalmat okozhat például a talaj



extrém szárazsága, tömődöttsége, oxigénszegénysége, illetőleg a magvak eltemetődése. A magnyugalom megszűnéséhez előbbi esetben elsősorban a mag fiziológiai fejlődése, míg utóbbi esetben jellemzően a nedvesség-, fény- és tápanyagviszonyok megváltozása szükséges (Baskin & Baskin 2014). Ezen faji szintű eltérések, valamint a változó környezeti állapotokra adott eltérő válaszreakciók következménye, hogy egy magpopuláción belül a dormáns és a nem dormáns magvak egyaránt megtalálhatóak lehetnek (Baskin & Baskin 2014; Peti et al. 2017). A különböző dormancia állapotok jelenléte pedig a csírázás időzítésén keresztül – a szezonális fluktuációtól függetlenül is – befolyásolja a magbank kiürülését és újratöltődését, ezáltal a talajban található magvak mennyiségét és fajösszetételét.

A felsorolt különböző dormancia típusoknak, az egyéb faji (pl. eltérő magprodukción és magterjesztő képesség), továbbá különböző biotikus (pl. magpredátorok jelenléte) és abiotikus (pl. extrém szárazság/nedvesség) sajátosságoknak köszönhetően az egyes taxonok tehát nem egyenlő mértékben járulnak hozzá a magbankba történő be- és kivitelhez (Bossuyt & Honnay 2008), aminek fontos következménye, hogy a felszíni és a felszín alatti vegetáció jellemzően különbözik. Ezt az eltérést erősíti az a mechanizmus is, miszerint a magbank az elfekvő (dormáns) magok révén egyfajta rezervoárként működik, ezáltal a régmúlt szukcessziós fázisok magjai is képesek megőrizni a talajban. Következésképpen, a vegetáció és talajmagbank florisztikai hasonlósága meglehetősen alacsony (Wang et al. 2013), mely jelenséget Európában is számos tanulmány igazolta (Thompson & Grime 1979; Bossuyt & Honnay 2008). Bár fontos megjegyezni, hogy ez a hasonlóság élőhelytípustól, illetőleg az érintett növényközösség szukcesszionális fázisától is nagymértékben függ (Bossuyt & Honnay 2008; White et al. 2012).

### 3.3.2. Magbank típus rendszerek

A magbank tipizálásának története a 60-as évek végéig nyúlik vissza. Az első csoportosítás Schafer és Chilcote (1969) nevéhez fűződik, mely még elsősorban fiziológiai jellegű volt, s a magnyugalom különböző formáin alapult (Csontos 2001). Az első ökológiai szemléletű típusrendszer, mely azóta is a napjainkban használt kategóriarendszerek alapját képezi, Thompson és Grime (1979) nevéhez fűződik. A következő évek kutatásai gyakorlatilag e csoportosítást fejlesztették tovább („Grime 1981; Nakagoshi 1985; Grubb 1988; Bakker 1989; Thompson 1993; Poschlod & Jackel 1993” *cit.* Csontos 2001). Végül a mérsékelt övi klímára leginkább elfogadott rendszer kidolgozása Thompson (1993) érdeme, aki a korábbi kutatásokat figyelembe véve megalkotott egy új, háromkategóriás magbank típus rendszert. Ez alapján az alábbi kategóriákat különböztethetők meg: 1) tranziens („*T – transient*”), ha a magvak élettartama maximum 1 év; 2) rövid távú perzisztens („*SP – short term persistent*”), ha az életképesség 1 évnél tovább tart, de legfeljebb 5 év; és 3) hosszú távú perzisztens („*LP – long term persistent*”), ha a magvak élettartama 5 évnél tovább is megmarad. A csoportosítás finomítása csak későbbi átdolgozás után 1997-ben született meg (Thompson et al. 1997), de a rendszert azóta is széleskörben használják. A magvak perzisztenciájával kapcsolatban érdemes megjegyezni, hogy a korábbiakban taglalt dormancia jelensége nem azonos a perzisztenciával (Thompson et al. 2003; Wang et al. 2013). Jellemzően a dormáns magvak hajlamosabbak perzisztens magbankot létrehozni, de önmagában az endogén dormancia nem szükséges, és nem is elegendő a perzisztenciához (Thompson et al. 2003). A perzisztencia alakításában fontosabb szerepe van a különféle exogén tényezőknek (pl. eltemetődésnek), illetve a faji sajátosságoknak (részletesen lásd: 2.4.3. *Növényi tényezők és a magbank*, valamint a 2.4.4. *Környezeti tényezők és a magbank* c. fejezetekben).

A felsorolt magbank típus rendszerek használatának jelentős korlátja, hogy a fajok egyes kategóriákba történő besorolása nem lehetséges csupán külső bélyegek szerint. Eldöntésük kísérletes vizsgálat alapján, legtöbbször eltemetési módszerrel történik. Ez azonban rendkívül időigényes, ráadásul a fajok magparaméterei földrajzi elterjedéstől függően is változhatnak (Valkó et al. 2009; Peti et al. 2017), így ezek eredményei is elsősorban csak regionális szinten használhatóak biztonsággal. Thomson (1993) munkájában ismertet egy olyan módszert, mely segítségével egyszerűbben és gyorsabban – az egyes fajok vegetációban és/vagy a

talajmagbankban való elhelyezkedése, illetve ezek bizonyos sajátosságai alapján – hozzávetőlegesen meg lehet határozni a fajok magbank típusát. Ennek és több eltemetési vizsgálatnak köszönhetően az európai adatbázisok viszonylag jól használhatóak. 1997-ig az északnyugat-európai fajkészlet megközelítőleg feléről került publikálásra magbank információ (Thomson et al. 1997), illetve azóta folyamatosan bővülő online adatbázisok is léteznek [pl. ECOFLORA (Fitter & Peat 1994), LEDA (Kleyer et al. 2008)]. Hazánkban a legnagyobb adatgyűjtemény felépítése Csontos (2001) nevéhez fűződik, mely azonban későbbi aktualizálások révén is becslések szerint csupán a pannon flóra egyötödéről ad információt. S bár számos kiegészítő tanulmány létezik, de így együttesen is csak a teljes kárpát-medencei fajkészlet körülbelül egynegyedéről van ismeretünk (Kiss 2016). A magbank típus rendszerek alkalmazhatósága így sok esetben talán megkérdőjelezhető, különös tekintettel arra, hogy nagyon sok esetben még regionális szinten is tapasztalhatóak eltérések az egyes kutatási eredmények között, illetőleg az élőhelytípusok vagy akár a választott vizsgálati módszerek is eltéréseket okozhatnak (Schellenberger 2021), összességében azonban mégis jól használhatóak, számos hazai kutatás során alkalmazhatónak bizonyultak (Csontos 2001; Kiss 2016).

### 3.3.3. Növényi tényezők és a magbank

A talajmagbank képzésének képessége alapvetően genetikai meghatározottság kérdése, tehát jellemzően fajspecifikus tulajdonságról van szó. Általánosítani azonban nem lehet, sok esetben még növény családotra vonatkozóan sem. Kivételt képeznek viszont egyes, jellemzően gyomfajok alkotta növény családok, mint például a disznóparéjfélék (*Amaranthaceae*) és a libatopfélék (*Chenopodiaceae*), melyek tagjai szinte kivétel nélkül perzisztens magbankkal rendelkeznek. Mindeközben pedig vannak olyan családok is, melyek fajai többségében tranziens magbankot képeznek (pl. bükkfafélék (*Fagaceae*) családja) (Csontos 2006). A következőkben olyan növényi jellegek és tulajdonságok ismertetése történik, melyek a magbank szempontjából, azon belül is elsősorban az inváziós és gyomfajokat illetően meghatározóak lehetnek.

#### Magméret, magalak

A magvak élettartamát illetően fontos paraméter lehet a magméret, illetve a magalak. A méret általában negatívan korrelál a perzisztenciával, a kicsi és gömbölyű magvak ugyanis hajlamosabbak perzisztens magvak képzésére, mint a nagyobb, lapos magvak. Ennek oka, hogy a kicsi magok sokkal könnyebben nagy talajmélységekbe juthatnak, ahol nagyobb arányban alakíthatnak ki tartós magbankot, illetőleg kis méretük révén a magpredátorok se fogyasztják őket, s így denzitásuk is nagyobb lesz. Ez azonban nem általános érvényű, élőhelytől, földrajzi elhelyezkedéstől függően lehetnek kivételek (Thompson et al. 2001; Yu et al. 2007). Hazánkban e negatív összefüggés a magméret és a perzisztencia között „*magbank paradoxon*” néven ismert, és a kárpát-medencei viszonyok között általános érvényűnek tekinthető (Csontos 2001).

#### Magtömeg

Bár a magméret és a magtömeg gyakran összefügg egymással, érdemes külön is megvizsgálni a magtömeget, mint egyedi növényi tulajdonságot és a hozzá kapcsolódó magbank sajátosságokat. Hazai viszonylatban hozzávetőlegesen 1600 fajról áll rendelkezésre magtömeg adat. Az egyes taxonok ezermagtömegük alapján különböző magtömeg kategóriákba kerültek besorolásra (Csontos 2001). Az adatbázis ismeretében, illetve kiegészítő kutatások alapján megállapítható, hogy az egy- és kétéves, valamint az évelő lágyszárúak viszonylatában nincs egyértelmű különbség a magtömeg kategóriákat illetően (Csontos et al. 2007; Peti et al. 2017). Azonban, ha funkciós csoportokon belül vizsgáljuk meg ugyanezt, már kimutatható, hogy a fűfélék közt az egyéves fajok magtömege nagyobb, mint az évelő fűfajoké, míg a dudvaneműek (leveles kétszikűek) esetében éppen ellenkezőleg, az egyévesek évelőkétől kisebb magtömege a jellemző (Csontos & Kalapos 2012; Török et al. 2013). Ebből következik, hogy az egyéves dudvanemű fajok – mint amilyenek a szántóföldi gyomfajok nagy része is – inkább perzisztensek, míg az évelő társaik inkább tranziensek (Csontos et al. 2007).

### Növényi életforma, növényi stratégiák

Számos esetben találtak összefüggést a növényi életforma és a magbank típus között is. Jellemzően, de nem kizárólagosan, az egy- és kétévesek perzisztensebbek, mint az évelők (Thompson et al. 1998), melynek elsősorban ökológiai magyarázata van. Az évelőknek ugyanis egyéb „biztosítékai” (áttelelő szervei) is vannak, így nem szükséges tartós magbankot fenntartaniuk, míg a magról történő szaporodásra alapozó egy- és kétéves fajok számára előnyösebb a magvak hosszabb tárolása a talajban (Csontos 2006). A perzisztenciát azonban nem csupán a perennialitás határozza meg, egyes növényi funkciók csoportokon belül is lehetnek eltérések. A fásszárú fajok például többnyire tranziens magbankot tartanak fenn (Thompson et al. 1997; Csontos 2006), bár ez a viszonylag nagy magtömegüknek is köszönhető (Fenner 1985; Csontos et al. 2007; Peti et al. 2017). További tanulmányok szerint a fűvek rendszerint kevésbé perzisztensek, mint a leveles kétszikű fajok (Thompson 1992; Kiss 2016), így többségük nem rendelkezik tartós és/vagy sűrű magbankkal (Thompson & Grime 1979; Fenner 1985). Ennek különösen a gyepterületek magbankját érintően lehet nagy jelentősége, tekintve, hogy a főgyepalkotó fajok így kevesebb és tranziensebb magot termelnek, míg az egyéves leveles kétszikű fajok – mint amilyenek a szántóföldi gyomfajok többsége is – jóval nagyobb denzitású és sokkal inkább perzisztens magbankot képeznek (Csontos 2001; Kiss 2016). E jelenséghez szorosan kapcsolódik a különböző növényi stratégiájú fajok viselkedése. Az r-stratégisták, azaz az általában egyéves, nagy fényigényű, gyenge kompetíciós képességű fajok (főként pionír- és gyomfajok) magvai ugyanis legtöbbször kis méretűek, nagy mennyiségben termelődnek, gyakran perzisztensek és jó diszperziós képességgel bírnak, míg a stabil élőhelyekre jellemző K-stratégisták éppen ezzel ellentétes sajátosságokkal rendelkeznek (Csontos 2006).

### Magprodukción, magterjesztési mód

Habár a magprodukción és a perzisztencia pozitív összefüggésére nem sikerült egyértelmű bizonyítékot találni, általánosságban igaz, hogy a nagy magprodukciónú fajok gyakrabban akkumulálnak magbankot a talajban, mint a kis maghozamúak (Bekker & Bakker 2003). Érdekes kapcsolódás emellett, hogy a magtömeg és magprodukción is általában összefüggésben van egymással: a nagyobb tömegű magok rendszerint kisebb mennyiségben termelődnek, mint a kisebb tömegű társaik (Thompson et al. 1997), s ez a talajmagbankban tapasztalható abundanciát illetően is kimutathatónak bizonyult (Dalling & Hubbel 2002; Kiss 2016; Peti et al. 2017). A magképzés szempontjából egyébiránt az egyéves növényfajok a legproduktívabbak (Kemény et al. 2003). A magterjesztés képessége és a perzisztencia között sincs jellemzően egyértelmű összefüggés, de tekintve, hogy a magméret és a diszperziós távolság között általában negatív kapcsolat áll fenn, a nagyobb magvak pedig jellemzően tranziensek, így jellemzően a magbank képzés is negatívan korrelál a terjedési készséggel (Bakker et al. 1996; Thompson et al. 2011). Mindezek egyértelműen a kis magvú, főleg egyényári gyom- és inváziós fajokat juttatják előnybe a magbankban, melyre jó hazai példa többek között a felhagyott szőlőültetvényekről a szomszédos erdőterület magbankjában nagy mennyiségben megjelenő egyényári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) esete (Koncz et al. 2011).

### Nedvesség-, fény- és hőigény

A növényfajok, illetve magvaik nedvesség-, fény- és hőigénye meglehetősen szoros kapcsolatban állnak egymással, így jellemzően csak nagyon általános megállapításokat lehet megfogalmazni ezek magbankra gyakorolt hatásaival kapcsolatban. A *nedvességigényt* illetően általánosságban elmondható, hogy a vízinövények, illetve a nagyobb nedvességigényű fajok általában tartós és sűrű magbankot építenek, míg a szárazabb élőhelyek növényeire ez kevésbé jellemző (Harper 1977; Thompson et al. 1997; Bossuyt & Honnay 2008). A *fényigényt* illetően pedig régóta ismert, hogy a nyitottabb élőhelyeken tenyésző fajok magvai általában könnyebbek a zárt élőhelyeken előforduló fajok magvainál („Fenner 1985; Leck et al. 1989” *cit.* Csontos 2001), s valószínűsíthető, hogy a fényigényesebb fajok magbankja perzisztensebb is, mint a kevésbé fényigényes társaiké. Mindemellett negatív összefüggést mutattak ki a csírázás

fényigényessége és a magvak mérete között is (pl. Grime et al. 1981; Csontos 1998), ami azt is jelenti, hogy a perzisztens magvak nagyobb valószínűséggel több fényt igényelnek a csírázáshoz, mint a tranziens társaik. Ezzel szemben a nagyobb magvakat általában kevésbé befolyásolja a fény, így nagyobb talajmélységben is képesek csírázni (Burmeier et al. 2010; Sonkoly et al. 2020). A *hőigény* szoros összefüggésben áll a nedvesség- és fényigénnyel, így közvetlenül ennek magbankra gyakorolt hatásait kevésbé lehet vizsgálni. Ellenben egyes fajok csírázási hőigénye különböző lehet, mely már egyértelműen befolyásolhatja a magbankot is (Peti et al. 2017). A nagyobb hőmérsékleti fluktuáció például – mint amilyen a nyílt élőhelyeken is tapasztalható – nagymértékben segítheti a csírázást és ezáltal intenzív magbank dinamikát (kiürülés-feltöltődés) eredményez különösen inváziós és gyomfajok esetében (Thompson et al. 1997).

### 3.3.4. Környezeti tényezők és a magbank

A magbank paramétereiről jól ismert, hogy nem állandóak, hanem a környezeti hatótényezőkkel változhatnak (Abedi et al. 2014). A legfontosabb, illetve a leginkább kutatott tényezők a nedvességtartalom, a gombák, az oxigénellátottság, a tápanyagok mennyisége, a talaj kémhatása, illetve annak fizikai paraméterei, továbbá az eltemetődés mértéke, avartakaró vastagsága. A következőkben ezek magbankra gyakorolt hatásainak általános ismertetése következik, különös tekintettel a gyomfajok magbankját is érintő sajátosságokra.

#### Nedvességtartalom, gombák és oxigénellátottság

A talaj *nedvességtartalma* talán az egyik legfontosabb tényező a magbank tulajdonságait illetően, s bár ezzel kapcsolatosan a szakirodalmak viszonylag ellentmondásosak, általánosságban elmondható, hogy a talajban lévő több nedvesség inkább csökkenti a magtúlélést (Schafer & Kotanen 2003; Mordecai 2012). Ez különösen azért is lehet így, mert nedves környezetben jellemzően a *patogén gombák* is elszaporodhatnak, melyek a magvak pusztulását okozhatják, s ezáltal a magbank denzitása jelentősen csökkenhet (Schafer & Kotanen 2003; Mordecai 2012). A talajban jelen levő gombák hatása egyébként egy rendkívül összetett folyamat, e szervezetek számára ugyanis a nedvesség mellett a hőmérséklet is döntő fontosságú (Leishman et al. 2000), illetve a túl nedves vagy az extrém száraz talajviszonyok is akadályozhatják a fejlődésüket, így a magbankot befolyásoló szerepük is rendkívül változatos (Schafer & Kotanen 2003; Mordecai 2012). A talajnedvességhez szorosan kötődik az *oxigénellátottság* kérdése is, mely magtúlélés szempontjából ugyancsak meghatározó lehet. A talaj magas nedvességtartalma ugyanis jellemzően csekély oxigéntartalommal párosul (Bekker et al. 1998). Ez az állapot egy bizonyos mértékig, illetve ideig még kedvező is lehet a magbankra, az alacsony oxigén szintnek (hypoxia) ugyanis lehet konzerváló hatása a magvakra (Albrecht & Auerswald 2003; Csontos 2001), amely természetes körülmények között kedvez a perzisztens magbank kialakulásának. A huzamosabb ideig túltelített talajban bekövetkező teljes oxigénhiány (anoxia) azonban már jellemzően a magbank csökkenését okozza (Bekker et al. 1998).

#### Tápanyagtartalom, sótartalom

A talaj további paraméterei közül a *tápanyagtartalom* is meghatározó lehet, s bár e tekintetben is sok az ellentmondásos eredmény, alapvetően elmondható, hogy a tápanyagok (különösen a nitrogén) hozzáadása jellemzően csökkenti a magbank denzitását és diverzitását (Basto et al. 2014). Ráadásul ilyen esetekben számos közvetett hatással is számolni kell, mint például a talaj kémhatásának, mikrobiális aktivitásának megváltoztatása, vagy éppen a nitrogén által okozott acidifikáció, illetve csírázásserkentő hatás, melyek mindenképpen jelentős mértékben befolyásolják a magbankot. A legjelentősebb változás azonban általában a funkcionális csoportok arányának eltolódásában mutatható ki. Jelentős N-hozzáadás például gyakran csökkenti a fűnemű fajok denzitását a magbankban, míg a leveles kétszikűekét növeli (Basto et al. 2014). Az egyes fajok magvainak tápanyag-érzékenysége tehát igen eltérő, de általánosságban elmondható, hogy magasabb tápanyagtartalom esetén a legtöbbször a gyom- és inváziós fajok magvai kerülnek előnybe (Pakeman et al. 2012). A sótartalom mindezekkel

ellentétben inkább gátolja valamennyi faj csírázását, s bár a magtúlélésre gyakorolt hatás fajonként eltérő lehet, az erős sótartalom általában negatív hatással van magbankra (Gul et al. 2013; Valkó et al. 2014).

#### A talaj fizikai-kémiai sajátosságai

A talaj *kémhatását* illetően elmondható, hogy a pH és a magtúlélés között jellemzően pozitív összefüggés van, azaz a magdenzitás inkább lúgosabb talajokon magasabb (Pakeman et al. 2012). Ez elsősorban annak köszönhető, hogy a savasabb talajok esetében az alacsony pH mellett fellépő nehézfém toxicitás következtében nőhet a magvak mortalitása (Pakeman et al. 2012; Basto et al. 2014). A fajok egyedi sajátosságai azonban ez esetben is fontosak, a szántóföldi gyomfajok esetében például különösen igaz, hogy lúgos talajon jelentős magdenzitást képesek fenntartani (Skuodienė et al. 2018). Emellett a talaj fizikai sajátosságai, többek között a talajtípus, illetőleg annak textúrája, szerkezete is meghatározó lehet: a repedésekben, különböző állati eredetű járatokban, elárasztásos rárétegződésekben, valamint a durvább textúrájú talajokban ugyanis mélyebbre juthatnak a magvak (Csontos 2001), míg a finomabb textúrájú, agyagos talajokban jellemzően sekélyebben helyezkedik el a magbank (Benvenuti 2007). A textúra és szerkezet pedig akár a magtúlélési időt is képes csökkenteni vagy növelni. Több kísérletes tanulmány bizonyította, hogy a gyomfajok zömének magtúlélési ideje finomabb (agyag) textúrájú talajban hosszabb, mint a durvább (homok) textúrájában (Kozma 1922). Szintén bizonyított, hogy az agyagos talajokban jellemzően nagyobb a gyommagvak denzitása is, s ezzel összefüggésben jellemzően a perzisztens magvak is gyakoribbak (Albrecht & Auerswald 2003).

#### Avartakaró vastagsága, eltemetődés mértéke

A talajfelszínen elhelyezkedő *avar* általában magbank növelő hatású, a csírázást ugyanis mechanikai akadályt képezve, a fény és a hőmérsékleti fluktuáció csökkentése, valamint a predátorok elleni védelem révén jellemzően inkább gátolja (Sonkoly et al. 2020). Bár, ha túl vastag az avartakarás, a magvak talajba kerülése is akadályozott lehet, így a magbank mennyiségét akár csökkentheti is (Ghorbani et al. 2006), illetve arra is van példa, hogy bizonyos esetekben a kisebb mértékű avartakarás még inkább segíti a csírázást, így ez is eredményezheti a magbank fogyatkozását (Ruprecht et al. 2010). Az *eltemetődés* mértéke ehhez hasonlóan meghatározó lehet, a mélységgel ugyanis számos olyan környezeti paraméter (fény, hőmérséklet, oxigéntartalom, nedvességtartalom) változik, melyek mind befolyásolni képesek a csírázást, s ezáltal a magbank mennyiségét (Sonkoly et al. 2020). A mélység bizonyos mértékig magbank növelő hatású, hiszen a szén-dioxid megnövekedett aránya, a hőmérsékletingadozás megszűnése, valamint a fényhiány egyfajta csírázásgátló hatással bír a magvakra, mely egyes fajoknál dormanciát kiváltva a perzisztens magbank kialakulását és ennek nagyobb denzitását eredményezheti, különösen a gyommagvak esetében (Csontos 2001; Sonkoly et al. 2020).

#### Egyéb élőhelyi sajátosságok

Mindezekon felül léteznek olyan egyéb élőhelyi sajátosságok is, melyek szintén hatással lehetnek a magbankra. A szukcesszionálisan előrehaladottabb társulásokban például jellemzően a nagyobb magsúlyú fajok kerülnek előtérbe (Tamás & Csontos 1998). Míg például az élőhelyet érintő degradáció hatására, a fajkészletben jellemzően megnő a kis magsúlyú fajok részesedése (Csontos 2001), de hasonló tendencia jellemző a jó fényellátottságú élőhelyeken is. Csontos és munkatársai például (1996) kimutatták azt is, hogy a magbank denzitása a lombkorona árnyékolással csökken. Mindezekon kívül a kitettségnek is lehet szerepe a magbank összetételének alakulásában. Az északi lejtők növényzetében magasabb a tranziens magbankú fajok részaránya, szemben a déli lejtők növényzetével, amelyben a perzisztens fajok relatív részesedése nagyobb (Csontos 2001).

Összességében tehát elmondható, hogy a környezeti paraméterek hatására a magbank tulajdonságok változhatnak, a magtúlélés mértéke akár élőhelytől, talajtípustól függően is változhat, s bár a fajok genetikai meghatározottságukból adódóan nem egyforma mértékben érzékenyek és nem egyforma mértékben reagálnak ezekre a környezeti hatásokra, számos szakirodalom egyre inkább a környezet szerepét hangsúlyozza a magbank különböző paramétereinek alakításában a kizárólagos genetikai meghatározottsággal szemben (pl. Thompson et al. 1997; Csontos 2006, 2010; Mordecai 2012; Abedi et al. 2014).

### 3.3.5. Egyes élőhelytípusok magbankjának sajátosságai

Az európai élőhelytípusok magbank jellemzőit illetően Bossuyt és Honnay (2008) 101 tanulmányt áttekintő műve az egyik legfontosabb összefoglaló jellegű munka a vonatkozó szakirodalmak körében, melynek hazai viszonylatban elsősorban az erdő- és gyepterületekre vonatkozó megállapításai kapcsán van nagy jelentősége. Értékelésük alapján elmondható, hogy az európai *gyepek* magbank denzitása kb. 4000 db/m<sup>2</sup>, fajszáma kb. 30 db, míg hasonlósága a vegetációjához kb. 0,37 (Jaccard-index; Jaccard 1908). A gyepterületek magbankjának sajátossága továbbá, hogy a vegetáció gyakori, tipikus gyepi fajai rendszerint nem, vagy csak kis számban jelennek meg a talajban (Bakker 1989; Thompson et al. 1997). S bár a magbank denzitása igen széles határok (10<sup>3</sup>–10<sup>6</sup> db/m<sup>2</sup>) között mozog (Fenner 1985), a permanens gyepek általában nem akumulálnak nagy magbankot (Thompson 1992; Bossuyt & Honnay 2008). Jellemzően inkább a tranziens és a rövid távú perzisztens fajok vannak túlsúlyban, a perzisztens fajok aránya kisebb (Thompson 1992). A viszonylag nagy magbank-vegetáció hasonlóság pedig annak köszönhető, hogy a gyepi fajok többsége nem rendelkezik nagy térbeli terjedőképességgel, aminek következtében magvaik az anyanövény közelében akumulálódva gyakrabban kerülnek mintázásra (Hopfensperger 2007). E sajátosságokat egyébként hazai viszonylatban is számos gyep típus esetében kimutatták (pl. Kemény et al. 2003; Török 2008; Török et al. 2009; Valkó et al. 2009, 2011b; Miglécz & Tóth 2012; Tóth & Hüse 2014). Fontos azonban megemlíteni, hogy a különböző zavarások akár jelentős mértékben befolyásolhatják a magbankot. Mérsékelt zavarás, mint amilyen a rendszeres, fenntartó jellegű kaszálás és/vagy legeltetés, például még nem eredményez nagy változást, marad a tranziens fajok túlsúlya és a viszonylag nagy hasonlóság a vegetáció és a magbank között (Bossuyt & Honnay 2008). Nagyobb mértékű zavarás (pl. túllegeltetés, rendszeres talajbolygatás) esetén azonban növekedhet a denzitás és a hasonlóság, illetve jellemzően nő a ruderális fajok száma, s ezáltal a leggyakrabban a perzisztens fajok aránya is (Matus et al. 2005; Wellstein et al. 2007).

Az európai *erdők* magbankjának denzitása kb. 4000 db/m<sup>2</sup>, fajszáma kb. 25 db, míg hasonlósága a vegetációjához kb. 0,29 (Jaccard-index, Jaccard 1908) (Bossuyt & Honnay 2008). Az erdők magbankja a gyepekhez hasonlóan tehát jellemzően nem túl nagy denzitású, s bár a lombhullató és tűlevelű erdők között jelentős különbségek lehetnek, a magsűrűség nem változik olyan széles spektrumban, mint a gyepterületek esetében (Thompson 1992; Bossuyt & Honnay 2008; Kiss 2016). Magélettartam alapján pedig az erdők jellemzően inkább elmaradnak a gyepektől, ami annak köszönhető, hogy a fásszárúak általában tranziens magbankot tartanak fenn, illetve a tipikus árnytűrő erdei lágyszárúak is rendszerint nem, vagy csak kis mennyiségben, tranziens formában jelennek meg a magbankban (Thompson 1992; Bossuyt & Honnay 2008). Hosszú távú perzisztens magbankot stabil erdei környezetben csak kevés tipikus erdei faj képez, a legtömөгesebb fajok között rendszerint kifejezetten fényigényes, gyakran rövid életű, perzisztens magbankot fenntartó növények (pl. *Juncus*, *Hypericum* fajok) szerepelnek (Thompson 1992; Bossuyt & Honnay 2008). Ezek egy része olyan zavarástűrő faj, mely mag állapotban várakozik a különböző zavarások okán fellépő meglepedésre (Csontos 2006), más részük pedig korai szukcessziós fázisokban élt, a vegetációból már kiveszett pionír (Bossuyt & Honnay 2008). E csírázásukhoz is fényigényes magvak a lombkorona árnyéka alatt csak lassan ürülnek, akkor is inkább előregedés, mint csírázás révén, ennek az eredménye a magbank és a vegetáció közötti nagy eltérés (Hopfensperger 2007). A hazai esettanulmányok közül ezeket a

sajátosságokat számos erdőtípusban, többek között cseres-tölgyesekben is bizonyították (Csontos 2001; Csontos 2006; Csontos 2010a; Koncz et al. 2010, 2011; Koncz 2013).

Összegezve tehát a gyepek és erdők vonatkozásában az alábbi összefüggések állíthatóak fel: 1.) magdenzitás: gyepek=erdők; 2.) fajszám: erdők<gyepek; 3.) vegetáció-magbank hasonlóság: erdők<gyepek; 4.) magélettartam: erdők<gyepek<gyomvegetáció (Hopfensperger 2007; Bossuyt & Honnay 2008). Utóbbi paramétert illetően külön érdemes kiemelni a *gyomvegetációt*, ahol jellemzően faji sajátosságokból eredően is, illetve az élőhely nagyfokú zavartságából, sztochasztikus eseményekkel érintett voltából eredően a perzisztens fajok erőteljes túlsúlya jellemző, ahogyan ezt hazai vizsgálatok is egyértelműen bizonyították (Csontos 2001; Kiss 2016).

### 3.3.6. A talajmagbank vizsgálatának lehetőségei

A talajmagbank vizsgálatára nem létezik egységes mintavételi protokoll, a módszert rendszerint a kutatás célja, illetve a szubjektivitás határozza meg (Labrada 2003). Az egyik legfőbb problémát a mintázásnál a magbank egyenetlen eloszlása okozza (Thompson et al. 1997; Csontos 2001; Labrada 2003) melynek következménye, hogy a különböző kutatások összehasonlíthatósága is gyakran korlátokba ütközik (Wang et al. 2013). A vizsgálati módszer megválasztása során az alábbi paraméterek meghatározása az elsődleges: a mélység, a térfogat, a mintaszám és az időpont, melyek a legfontosabb tényezők a tervezés során, de számos egyéb szempontot is érdemes figyelembe venni (Csontos 2001).

A mintavételi *mélységet* illetően alapvető tendencia, hogy a magbank mennyisége – mind a diverzitást, mind pedig a denzitást tekintve – jellemzően csökken a talaj mélyebb rétegei felé haladva (Csontos 2001; Valkó et al. 2009; Koncz et al. 2010; Jacquemin et al. 2011). A csökkenés mértéke azonban élőhely- és talajtípusonként igen eltérő, de még egyes fajcsoportokon belül is különböző lehet. Az élőhelyeket illetően például meglehetősen széles határok között mozoghat a megfelelő mintavételi mélység. Csarabosok estében már a talaj felső 2,5 cm-ében kimutatható lehet a magvak 78%-a (Harper 1977), de hasonlóan csekély mélység jellemzi az ártéri rétek talaját is (Leck & Simpson 1987), míg az erdei élőhelyeket illetően jellemzően 10 cm körüli mintavételi mélység az elegendő (Csontos 2007). Bizonyos esetekben azonban ettől eltérően extrém mélységekben is kimutathatóak magvak a talajban. Egyes, jellemzően kismagvú fajok akár 100-150 cm-es mélységig is képesek lehatolni és életképesek maradni (Leck & Schütz 2005), sőt már hazánkban is sikerült már 80 cm mélységben kimutatni csíráképes magvakat (Tóth et al. 2022). Ettől függetlenül azonban elmondható, hogy a magbank elhelyezkedése ritkán haladja meg a 30 cm-es mélységet a talajban, a magtömeg legnagyobb része általában csak a felső pár centiméterre korlátozódik (Labrada 2003). Emellett, tekintettel arra, hogy a magvak jellemzően a 0-5 cm közötti mélységintervallumból csíráznak (Labrada 2003), azon belül is legnagyobb arányban az 1-2 cm-es mélységből (Thompson 1992), így az ökológiai kutatások többsége a legtöbb élőhelytípus esetében jellemzően csak a talaj felső 5-10 cm-ét vizsgálja (pl. Csontos 1997; Thompson et al. 1997; Csontos 2001, 2007, 2010a; Koncz et al. 2010; Jacquemin et al. 2011; Kiss 2016).

A mintavételi mélység kérdéséhez szorosan kötődik a mintavételi *térfogat* és a *mintaszám* meghatározása, mely az előbbihez hasonlóan hosszú évtizedek óta igen vitatott kérdéskör (Kropáč 1966; Roberts 1981). Egyes vélekedések szerint fizikailag lehetetlen annyi mintát venni, hogy valamennyi fajt kellő pontossággal vizsgáljunk (Bigwood & Inouye 1988), a mintázási méretek pedig élőhelytípusonként, illetve a vizsgálat céljától függően is változhatnak. A növénytársulások mintázásánál ismert „*minimum area*” elvhez hasonlóan számos kísérletes vizsgálat foglalkozott annak a minimális talajtérfogatnak a meghatározásával, mely kellő pontossággal szolgál egy terület magbankjában előforduló fajokat illetően. S bár az eredmények egészen változatosak, általánosságban elmondható, hogy a pionír társulások vizsgálatához kisebb minta szükséges, mint a szukcesszionálisan idősebbek esetében. Ennek megfelelően gyepekben jellemzően 500-600 cm<sup>3</sup>, klimax erdőtársulásokban pedig 4000-6000 cm<sup>3</sup> a minimum mennyiség (Csontos 2001). A megfelelő térfogat eldöntésekor figyelembe kell venni a mintavételi

mélységet is, jellemző ugyanis, hogy egy sekély (0-5 cm-ig terjedő), de nagy felületet érintő mintavétel hatékonyabb, mint a mélyebbre hatoló, de ugyanakkora ösztérfogattal dolgozó változat (Thompson et al. 1997; Csontos 2001).

A mintavétel megtervezéséhez ezeken kívül *további szempontokat* is érdemes figyelembe venni. Többek között, hogy a magvak a feltételezett véletlenszerű eloszlás helyett rendszerint aggregáltak jelen a talajban, mely elsősorban a különböző terjesztési mechanizmusoknak köszönhető. Az „*escape*” hipotézis szerint a magvak számára előnyös, ha minél távolabb kerülnek az anyanövénytől, hiszen így nem kell versenyezniük a többi csiranövénnyel és az anyanövénnyel sem. Ettől eltekintve a magterjesztés nagyon sok faj esetében korlátozott, így jellemzően a legnagyobb denzitás ennek ellenére is az anyanövény közelében, az ún. „*mageső árnyékában*” („*seed shadow*”) mutatható ki (Janzen 1971; Bossuyt & Honnay 2008). Szintén aggregált mageloszlást eredményeznek egyes állatfajok magraktározó tevékenységük révén, a myrmekochor hangyafajok, illetve bizonyos fajok esetén az azok termését fogyasztó állatok is (Csontos 2001). Mindezeket figyelembe véve tehát e tekintetben is előnyösebb a több kisebb mintavételi egység tervezése, illetve a minél nagyobb felület mintavételezése, a néhány nagyobb, mélyebb minta helyett (Csontos 2001).

A vizsgálat *időpontjának* megválasztását illetően közép-európai viszonylatban jellemzően két lehetőség áll rendelkezésre: a tavaszi és/vagy őszi mintavételezés. A magbank diverzitásának és denzitásának a maximuma októberi mintavétellel mutatható ki, míg a minimuma – vagyis azon fajok összessége melyek egész éven át fenntartják magbankjukat – májusi mintázással érhető el (Csontos 1997, 2001, 2007). Az ökológiai kutatások során Európában a leggyakrabban a tavaszi mintavételt alkalmazzák, hiszen így mutathatóak ki azok a fajok, melyek egész éves jelenlétükkel részt vesznek a konzervációban, s ezáltal jelentős szerepük lehet a magbankból történő regenerációs folyamatokban. A módszer egyébiránt azért is előnyös, mert a télen elfekvő magokat hideghatás (sztratifikáció) éri, ami a későbbi csíráztatásra kedvező hatással bír (Thompson et al. 1997). Ezzel szemben az októberi mintavétel esetében ugyan a friss magszórásnak köszönhetően nagyobb magdenzitás feltételezhető, de kisebb eséllyel mutatható ki az összes faj. S bár a legteljesebb képet egy terület magbankjáról természetesen a legalább évi kétszeri mintázással kaphatjuk meg (Csontos 2001), hazánkban a leggyakrabban egy közösség magbank fajösszetételének vizsgálatára az évi egyszeri tavaszi mintavételt alkalmazzák (Kiss 2016).

A minták feldolgozására ezt követően jellemzően két fő vizsgálati módszer áll rendelkezésre: az üvegházi hajtás („*seedling emergence method*”), valamint a magvak különböző fizikai tulajdonságain alapuló elválasztási módok („*seed extraction method*”) (Csontos 2001). A leggyakrabban az előbbi módszert alkalmazzák, melynek alapja, hogy a talajmintákat megfelelő előkészítés (szárítás, tisztítás, szitálás) után csírázó ládába helyezik (közvetlenül vagy esetleg sterilizált virágföldre elterítve), majd kontrollált üvegházi körülmények között legalább 7 hónapon át vizsgálják a megjelenő csiranövényeket. A módszer viszonylag könnyen kivitelezhető, kevésbé pénz- és eszközigényes és a határozás is egyszerűbb. Hátránya viszont, hogy hely- és időigényes, és a magbank denzitását általában kissé alábecsüli, hiszen minden faj számára nem tudunk megfelelő körülményeket biztosítani, illetve a dormans magvak is rejtve maradhatnak. A fizikai elválasztáson alapuló módszerek esetében a magvakat először valamilyen módszerrel elkülönítik a talaj egyéb szerves és szervetlen alkotórészeitől, s ezután történik meg az azonosítás jellemzően még mag formában. A leggyakrabban alkalmazott technikák között szerepel a 1) *nehézoldatos elkülönítés*, mely a magvak és a talaj ásványi összetevői közötti fajsúlykülönbséget használja ki; 2) *átmosó szűrés*, melyet nagyobb mennyiségű áramló víz és sziták segítségével végeznek; 3) *kifújás*, amikor különböző erősségű légáram segítségével távolítják el a különböző tömegű magvakat a talajból. A felsorolt módszerek önmagukban még nem elegendők a magbank meghatározására, hiszen a magvak életképességét is bizonyítani kell, melyre szintén többféle lehetőség áll rendelkezésre. Lehet például a kinyert magvakat csíráztatni, vagy különféle életképességet vizsgáló módszereket (pl. TTC festés, látszólagos életképesség vizsgálat) alkalmazni minden egyes mag esetében. Ezáltal



viszont e módszer az üvegházi hajtathoz képest jóval pénz- és eszközigényesebb, nehezebb a határozás, ráadásul a kisebb magvak könnyen elveszhetnek a kezelése során, így a fajszámot nem olyan jól becsüli, nem is olyan elterjedt. Hazánkban mindezek okán tehát leginkább az üvegházi hajtathoz képest az elterjedt, nagyon sok kutatás során sikerrel alkalmazták már (Kiss 2016).

Végezetül, az eredmények *kiértékelésénél* a magbank jellemzésére számos lehetőség áll rendelkezésre, a korábbiakhoz hasonlóan szintén az adott helyszíntől és a kutatás céljától függően. A leggyakrabban alkalmazott paraméterek lehetnek egyrészt a mennyiségi mutatók, mint a fajszám és a denzitás, másrészt minőségi jellemzők, mint a fajösszetétel és a magélettartam szerinti magbank típus. Emellett fontos információt nyújthatnak a magbankban megtalálható fajok magtömeg jellemzői, illetve a különféle természetesség- és életforma kategóriái, ökológiai mutatói, valamint ezek megoszlása. További gyakran alkalmazott módszer a magbank és a felszíni vegetáció összehasonlítása is, mely elsősorban a közös fajok arányát mutató számításokon alapul. A két legismertebb ezek közül a Sørensen (pl. Valkó et al. 2009; Koncz et al. 2011; Galloway et al. 2017) és a Jaccard hasonlósági index (Jaccard 1908; Real & Vargas 1996; Bossuyt & Honnay 2008), melyek valamennyien jól alkalmazhatóak mind nemzetközi (pl. Bossuyt & Honnay 2008), mind pedig hazai szinten (Csontos 2001; Kiss 2016).

### **3.3.7. A talajmagbank szerepe az élőhelyek regenerációjában**

A magbank sajátosságaiból eredően fontos információkat nyújthat egy terület egykori állapotáról, növényközösségeiről, a múltbeli tájhasználatról, akár éghajlati változásokról is (Valkó et al. 2011b), sőt akár a jövőbeli vegetációváltozások előrejelzésére is használható (Thompson et al. 1993; White et al. 2012; Kiss 2016). Jól alkalmazható továbbá a növényzet zavarásra adott válaszána vizsgálatára (Hopfensperger 2007), és a zavarást követő felújulási képesség nyomkövetésére is (Bakker 1989; Wang et al. 2013). A magbankból történő regenerációnak azonban mindezek ellenére számos korlátja van. Egyrészt, a mérsékelt övi klímán a magbankok jellemzően meglehetősen fajszegények, s általában kevés faj dominanciája uralja őket (Thompson et al. 1997; Bossuyt & Honnay 2008). Másrészt a vegetációban domináns fajok gyakran nem képeznek tartós, illetve jelentős denzitású magbankot, ezen fajok magbankja ugyanis többnyire tranziciens, vagy csak sporadikus megjelenésű (Thompson et al. 1997; Csontos 2006; Török 2008; Valkó et al. 2009). Továbbá az is jellemző, hogy a ritka és védett fajok sem képeznek jelentős magbankot, míg a korai szukcesszionális fázisra jellemző fajok, mint például a rövid életciklusú, zavarástűrő, gyom és inváziós fajok dominálhatnak a magbankban (Thompson et al. 1997; Csontos 2006; Bossuyt & Honnay 2008; Kiss 2016). Ebben a tekintetben különösen az erdők magbankja bír csekély regenerációs potenciállal, a talajukban gyakran nagy mennyiségben megtalálható ruderáliák ugyanis jelentősen nehezítik az erdő felújulását (pl. Bossuyt et al. 2002). Gyepterületek esetén pedig a legnagyobb akadályt az jelenti, hogy a vegetáció felnyílása, illetve a feltalaj bolygatása leginkább a perzisztens magvú ruderális fajok csírázásának kedvez, ami később kifejlődésük révén újra ezen fajok magtermelését segíti, így a zavarások révén egyre nő a magbankban képviselt arányuk (Wellstein et al. 2007).

Mindezek okán Bossuyt és Honnay (2008) összefoglaló munkájukban számos kutatás alapján is azt a megállapítást tették, hogy legfeljebb csak az 5 évnél nem régebb óta degradálódott területek regenerálódása hagyatkozhat pusztán a magbankra. Ez a legtöbb természetes növényközösségre igaz, s bár a regeneráció mértéke élőhelytípusonként eltérő lehet (Seregélyes et al. 2008), a magbank regenerációs folyamatokban betöltött csekély szerepét számos hazai kutatás (Kiss 2016), több élőhelytípusban (pl. cseres-tölgyesekben: Koncz et al. 2010, 2011; homoki gyepeken: Matus et al. 2005; Török et al. 2008; löszgyepen: Tóth & Hüse 2014; hegyi kaszálóréteken: Török 2008; Török et al. 2009; Valkó et al. 2009, 2011b) is alátámasztotta.

## 4. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 4.1. A vizsgálati terület bemutatása

A kutatás mind a három felvételezési egysége (lásd: 2.2. *Hipotézisek* c. fejezet) a Mátra területén zajlott. Tekintve, hogy az egyes vizsgálatok a céljaiknak megfelelően a tájegység több különböző régióját is érintették, a továbbiakban a hegység általános, de a kutatás szempontjából releváns bemutatása következik.

#### 4.1.1. Természetföldrajzi jellemzés

A tájegység a Dövényi (2010) féle kistájkataszterben önálló középtájként, az Észak-magyarországi-középhegység nagytáj részeként, *Mátra-vidék* néven szerepel. A terület a Kárpátok belső vulkáni koszorújának a tagja, nagyrészt a miocén kori vulkanizmus termékei – piroxénandezit és tufa, valamint riolit – építik föl, helyenként idősebb kőzetekkel és harmadidőszaki üledékekkel gazdagítva. A talajok ennek megfelelően igen változatosak, különösen a vegyes üledékekben gazdag hegylábi területeken, a hegység központi részein azonban jellemzően a savanyú barna erdőtalajok uralkodnak, amit jelentős agyagtartalom, illetve gyakori felszíni andezit kibúvások jellemeznek (Standovár 1986; Légárdy et al. 1995). A hegység a Tarna és a Zagyva folyók völgye között helyezkedik el, délről a Gyöngyösi-sík, míg északról a Felső-Zagyva-Tarna közti dombság határolják (Baráz & Kiss 2010). Vízhálózata meglehetősen sűrű, elsősorban a gyors folyású, nagy esésű, szeszélyes vízjárású hegyi kispatakok a jellemzőek. Felszíni folyó- és állóvizekben főként a magasabban fekvő részek gazdagabbak, a déli lejtők inkább vízhiányosnak mondhatóak (Harkai & Prakfalvi 2010). A hegységet az ország többi területéhez képest hűvösebb és csapadékosabb éghajlat jellemzi, különösen a magasabban fekvő régiókban. Az évi középhőmérséklet 6,0 és 8,0°C között mozog, a tengerszint feletti magasságtól függően. Az évi csapadékmennyiség 800-850 mm a legmagasabb csúcsokon, míg az alacsonyabb részekben 600-700 mm (Földvary 1988; Bereczki et al. 2014).

#### 4.1.2. Növény- és állatvilág

A hegység a Közép-európai flóratertület Pannóniai flóratartományának *Matricum* flóravidékébe, az *Agriense* flórajárásba tartozik (Harmos et al. 2010). Felszínének több mint ¾-ét erdő borítja. A legjellemzőbb erdőtársulás a cseres-tölgyes, mely a déli oldalakon egészen 600-650 m magasságig felhúzódik. Ezt váltja fel előbb a kevésbé elterjedt gyertyános-tölgyes, majd a bükkös zóna elsősorban szubmontán társulásai. Montán bükkösökkel csak a hegység legmagasabb csúcsain találkozhatunk. A legértékesebb élőhelyek jellemzően a hegység központi régiójában találhatóak. A meredek, sziklás északi oldalak ritka jégkorszaki reliktum fajokat rejtnek, míg az égerligetek és nedves láprétek számos védett kételtű- és hullófajnak adnak otthont (Csóka et al. 2010; Sramkó & Vojtkó 2010). Mindeközben a hegység déli napsütötte oldalain húzódo xerofil erdők, valamint peremhegységeinek sztyepprért foltjai szintén nemcsak botanikai, hanem zoológiai értékekben is gazdagok, számos közösségi jelentőségű, Natura 2000-es ízeltlábú faj értékes élőhelyei (Kiss et al. 2012). A terület ornitológiai szempontból is kiemelkedő, melyet elsősorban a ragadozó madarak nagy száma jelez (Estók et al. 2010). A Mátra, bár nem rendelkezik olyan nagy összefüggő erdőségekkel, mint az észak-magyarországi-középhegység más tagjai (Standovár et al. 2017), az utóbbi években egyre gyakrabban megjelenő nagyragadozó fajok (farkas, medve, hiúz) mégis viszonylag gyakran előfordulnak e területen is (Estók et al. 2010).

#### 4.1.3. Erdő- és vadgazdálkodás múltja és jelene

Erdős táj lévén a területen évszázadok óta jelentős az erdő- és vadgazdálkodás. Az erdőhasználatok jelentős károkat okoztak az egykor természetes erdőkben, az egyre intenzívebbé váló fahasználatok korlátozása azonban csak a 18-19. században kezdődött el a területen. A hegységben különösen a II. világháborút követő nagyarányú, monokultúrás erdőtelepítések

okoztak jelentős károsodást (Havas-Horváth & Ősz 2010). A gazdálkodási szemlélet azonban azóta sem igazán változott a területen, a hegység nagy részén még mindig a vágásos üzemmód a jellemző, a természetközeli gazdálkodási módok (mint például a száraló vágás) inkább csak foltokban, kísérleti üzemmódban működnek (Standovár et al. 2017).

A vadgazdálkodás hasonlóképpen sok évtizedes múlta tekint vissza, s napjainkban is igen jelentős maradt. Az erdők nagy része az Egererdő Zrt. üzemi vadászterülete, a többin különböző vadásztársaságok és tulajdonosi közösségek látják el a vadászati, vadgazdálkodási feladatokat (Havas-Horváth & Ősz 2010). A fő vadfajok a vaddisznó (*Sus scrofa* L.), a muflon (*Ovis aries* L.), az európai őz (*Capreolus capreolus* L.) és a gímszarvas (*Cervus elaphus* L.). A múlt század második felében Európa nagy részén nőtt a nagyvadfajok populációja a csúcsragadozók populációinak csökkenése, egyes vadgazdálkodási gyakorlatok (pl. kiegészítő takarmányozás), valamint a klímaváltozás miatt (Côté et al. 2004; Milner et al. 2006). A Kárpát-medencét érintően leginkább az őzek és a vaddisznók állománya emelkedett (Burbaité & Csányi 2009; Csányi & Lehoczki 2010), ami a legtöbb helyen, természetesen egyéb folyamatok mellett, az erdei ökoszisztémák jelentős romlását eredményezte (Katona et al. 2011). A Mátrában különösen az államosítások után kezdett szaporodni a nagyvadállomány, mely napjainkra számos természetvédelmi problémához vezetett. Az erdők állapota – a helytelen gazdálkodási módok és az éghajlatváltozás hatásaival együttesen – jellemzően erőteljesen leromlott emiatt. A térségben így természetes erdőfelújításra gyakorlatilag ma már nincsen lehetőség, sikeresen erdősíteni évtizedek óta csak kerítés védelmében lehet (Havas-Horváth & Ősz 2010; Frank & Szmorad 2014).

A hegység erdei javarészt közepes (44%) illetve gyenge (33%) vadeltartó képességűek, míg 9% az igen gyenge és csak 8% a jó és kiváló vadeltartó képességű terület, a maradék 5% pedig kerítéssel védett (Havas-Horváth & Ősz 2010). Mindezek ellenére a hegységben a nagyvadfajok állomány nagysága mindig is kiemelkedően magas volt. Egy 2016. évi becslés alapján a Mátra területén a csülkös nagyvadfajok becsült sűrűsége 8,2 példány/km<sup>2</sup> volt, ami más középhegységi területeinkhez viszonyítva viszonylag magas értéknek tekinthető (Fehér et al. 2016). Napjainkban különösen a muflon és a vaddisznó állományok jelentősek a hegységben, utóbbiban számottevőbb változást csak a 2019-ben Magyarországra is betörő afrikai sertéspestis (ASP) járvány okozott. A terület azért is fontos ebből a szempontból, mert hazánkban először a Mátra térségét érte el a betegség (http5), és a hegység nagy része azóta is a szigorúan korlátozott területek között van nyilvántartva (http6). Ennek következtében a vaddisznó állományt az utóbbi években jelentős csökkenés érte. A Heves vármegyére vonatkozó adatok alapján a 2014-2018. közötti, jellemzően 4000-5000 példány körüli állomány 2019-re 4000 alá csökkent, a legfrissebb rendelkezésre álló 2021-es adatok szerint pedig már csupán 1600 egyed körülire tehető a populációnagyság (http1). A betegség súlyosságát jelzi, hogy míg Heves vármegyében 2018-ig bezárólag jellemzően 50-100 példány között mozgott az évi elhullás mértéke, ez 2018-tól évi 700-800 egyedre nőtt, s csak a 2021-es évre mérséklődött 500 egyed körülire az éves veszteség (http1). Fontos megemlíteni azonban, hogy a kilövések száma ennek ellenére nem csökkent drasztikusan. Az afrikai sertéspestis elleni védekezésről szóló 98/2003. (VIII. 22.) FVM rendelet, valamint az Országos Főállatorvos 2/2021. számú határozata alapján ugyanis a járvány megfékezése érdekében országszerte jelentős állománycsökkentést irányoztak elő a vadászattal foglalkozó szervezetek számára (http2,3). A meghatározott 0,5 db/ha egyedsűrűség elérése érdekében a 2018, 2019 és 2020-as években ún. *diagnosztikai célú kilövéseket* írtak elő. Ennek köszönhetően Heves vármegyében a 2014-18-as időszakhoz képest 2019-ben még nőtt is a kilövések száma, a korábbi hétezer körüli elejtés számról több mint kilencezerre (!). A következő évek csökkenése (kb. 3000-5000 kilövés/év) pedig csak részben köszönhető az állománycsökkenésnek, nagyrészt a SARS-CoV-2 koronavírus okozta Covid-19 járvány miatti lezárások eredményezték a vadászatok számának csökkenését. Az intézkedések egyébként sikeresnek bizonyultak, a 2020/21-es vadászati évben az ASP terjedése már jellemzően stagnált, jelentős változás a terjedésében nem történt, illetve a vaddisznó állományok is stabilizálódni látszódnak (Szabó 2021).

A vaddisznó vadászatának intenzitása tehát a járvány megfékezése érdekében előírt diagnosztikai célú kilövéseknek köszönhetően az állománycsökkenés ellenére sem esett vissza jelentősen. Különösen azért sem, mert a kormány az elejtésekhez és a mintavételekhez jelentős pénzügyi ösztönzőket is biztosított állami kártalanítás formájában (ami egyébként a Covid-19 járvány miatt különösen jól jött a külföldi vendégvadászok kiesése miatt). Mindennek a következménye, hogy így a vadászati célra kihelyezett takarmányok mennyisége sem csökkent jelentősen (Szabó 2021). Csak Heves vármegyében a 2014-18. között jellemző 5000-6000 tonna után a 2020-21-es években is még mindig közel 4000 tonna takarmányt helyeztek ki a vadászok évente (http1). S bár a kiegészítő és az elterelő etetés is jelen van a területen, ezeknek igen kicsi a jelentősége, ebből következik, hogy a kihelyezett etetőanyagok jelentős része a szórókra került ki és kerül ki napjainkban is.

E vadászati létesítmények egyébként is rendkívül elterjedtek a hegységben, a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság Mátrai és Tarna-Lázberci Tájegységének saját adatbázisa szerint jelenleg több mint 100 ilyen vadászati célú etetőhely található a területen. S bár az országos szabályozás korábban kifejtett hiányosságai (részletes lásd: 3.1.4.1. *A hazai vadetetés formái, jellemzői és a vonatkozó jogi szabályozások* c. fejezetben) mellett a tájvédelmi körzet kezelési tervében szerepel, hogy fokozottan védett természeti területen csak ideiglenes jelleggel, vadkár-elhárítási indokkal helyezhető el vadászati létesítmény, ez nem minden esetben valósul meg a gyakorlatban, sőt ahogyan korábban is említésre került, a vonatkozó vadgazdálkodási terv, és a Natura 2000-es fenntartási tervek sem tartalmazznak egyéb szigorításokat ezen etetőhelyek létesítésére és üzemeltetésére vonatkozóan. S bár emellett, a sertéspestis járvány elleni védekezéssel kapcsolatban a Mátrában szigorúan korlátozott területként eleinte mindössze 10 kg/km<sup>2</sup>/hó takarmány kihelyezése volt engedélyezett (http2), majd 2019 óta maximum 10-15 kg/szóró mennyiség lett meghatározva, illetve nyilvántartást is kell vezetni az e célból felhasznált takarmányokról (http3), ezek azonban csupán ideiglenes szabályozások. Ráadásul a betartásukat is nagyon nehéz ellenőrizni, különösen azért is, mert bár az erdők nagy része az Egererdő Zrt. üzemi vadászterülete, az Országos Vadgazdálkodási adattár adatai szerint ezen kívül még közel 20 vadászattal foglalkozó szervezeti egység működik a Mátra hegység területén (http1), ami tovább nehezíti az előírások végrehajtását. Sőt az országos tendenciának megfelelően itt is nagy a bérvadászok, magánvadászok aránya, így egységes központi üzemeltetés hiányában a szórókra kikerülő takarmányok mennyisége és minősége gyakorlatilag ellenőrizhetetlen.

Összességében tehát elmondható, hogy a Mátra területén az elmúlt évek viharos változásai sem csökkentették jelentősen a vadászat intenzitását, s bár a vaddisznó állomány erőteljesen megfogyatkozott, a vadászati célú etetőhelyek (szórók) használata továbbra is meglehetősen intenzív maradt.

#### **4.1.4. A természetvédelem helyzete, szervezeti felépítése a Mátrában**

A területen 1985-ben alakult meg a hegység központi részét magába foglaló Mátrai Tájvédelmi Körzet, mely a hegység jelentős úthálózata és kiépítettsége, valamint a természetes élőhelyek nagymértékű átalakulása miatt már csak két, egymástól elszigetelt területen, bonyolult határvezetéssel jöhetett létre (Magos et al. 2010). Bár a tájvédelmi körzet területe nagyrészt elsődlegesen természetvédelmi rendeltetésű, az üzemmód szerinti besorolást tekintve sajnos még mindig a vágásos üzemmód a jellemző (75,95%), szálaló gazdálkodás csak a terület mintegy 11%-át érinti. A természetességi kategóriákat illetően pedig elmondható, hogy alig maradt már természetes erdő (0,19%), jellemzően a természeteszerű erdők az uralkodóak (61,22%). Emellett viszonylag nagy a jellegtelen származékterdők aránya (32,51%), valamint kultúrerdők – elsősorban fenyvesek – is találhatóak a hegységben (Standovár et al. 2017). A legnagyobb természetvédelmi problémát a túltartott vadállomány jelenti, mely az érzékeny élőhelyekre és növényekre gyakorolt káros hatása mellett akadályozza a természetes erdőfelújítási módszereket. Emellett az inváziós növényfajok terjedése, valamint fokozott turisztikai beruházások, síközpont

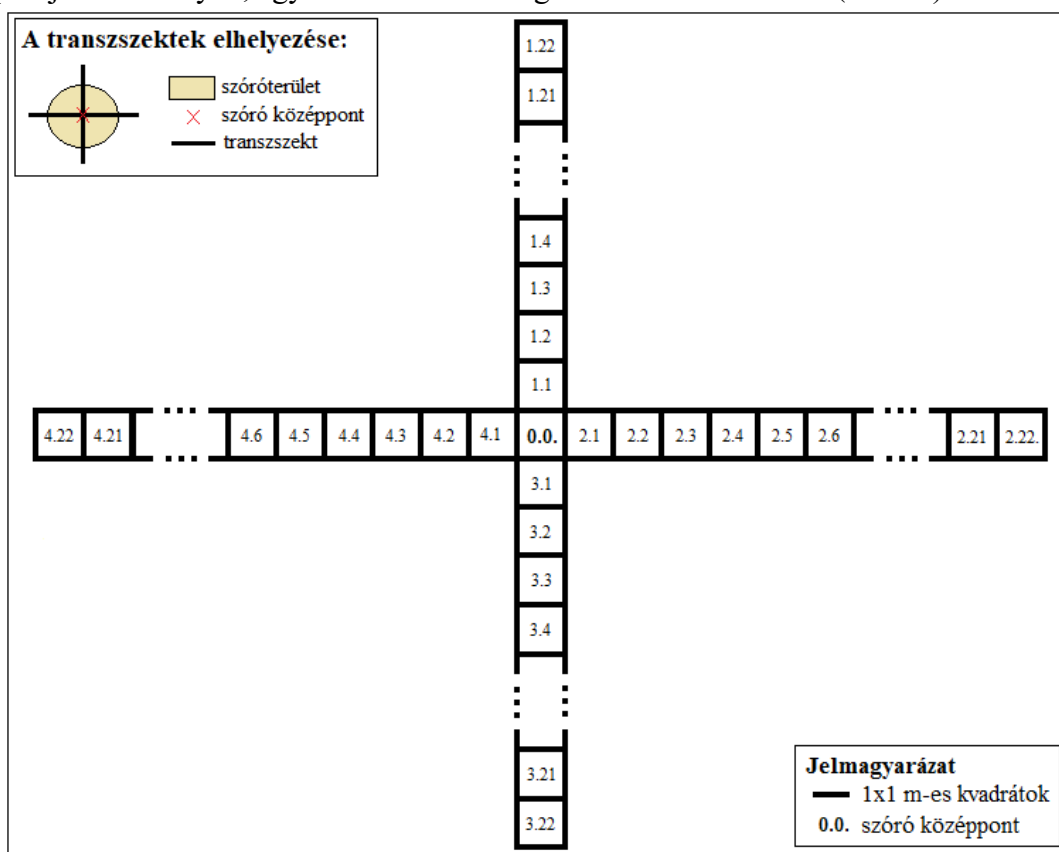
fejlesztések és egyéb beépítések növekvő területfoglalásai is egyre nagyobb veszélyt jelentenek a még megmaradt természetközeli élőhelyekre (Magos et al. 2010).

A természetvédelmi kezelés jelenleg mátrafüredi központtal, három természetvédelmi őr és egy tájegységvezető munkájával működik a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság Mátrai és Tarna-Lázberci Tájegységének Mátrai Csoportján belül. Az elmúlt években a csoport az élőhelykezelések és fejlesztések mellett már az ökoturisztikai nevelésben is szerepet vállalt. 2020-ban a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság az Európai Unió és a magyar kormány támogatásával a KEHOP-4.1.0. program keretein belül megvalósította a „Kapu a Mátra kincseihez – Látogató-, oktatási és kezelőközpont kialakítása Mátrafüreden” című projektjét (http7). A Harkály Ház nevet viselő bemutatóhely azóta interaktív kiállítás és különböző környezeti nevelési programok keretében együttesen szolgálja a szórakoztatást és a szemléletformálást. Ráadásul a központ emellett kutatói szálláslehetőség biztosítása révén segíti a tájegység természetvédelmi kezelését megalapozó kutatások elvégzését is.

## 4.2. A terepi felvételezés és a vizsgálatok menete

### 4.2.1. Vegetációvizsgálatok

A szórókon és a környezetükben tapasztalható gyomfertőzöttség mértékének felmérésére, a felszíni vegetáció vizsgálatára transzszekt módszert alkalmaztam. A transzszektet a szórók középpontjából 4 irányba, egymással 90°-os szöget bezárva indultak ki (1. ábra).



1. ábra: A vegetációfelvételezés mintavételi elrendezése (Szerk.: Kissné Rusvai Katalin; Paint).

Az első irány szögét minden helyszínen 0-360° között sorsolva, randomszám generátor segítségével határoztam meg (a 0° mindig az északi iránnyal egyezett meg). A transzszektet valójában egymáshoz hasonló *lineáknak* is tekinthetőek, mivel a közöttük lévő szintbeli és kitértségbeli különbségek valamennyi esetben elhanyagolhatóak voltak, a feltételezhető zavarási gradiens kimutatása céljából kerültek elhelyezésre. A középpont meghatározása során a szórás helyét vettem alapul, mely általában egy jól meghatározható pont volt, különösen az automata szóróberendezéssel ellátott létesítmények esetén. A szórók kiterjedését figyelembe véve, a terepi tapasztalatok alapján, minden irányban 22-22 db 1x1 méteres érintő kvadrátot helyeztem el,

melyekben százalékos borításbecslés formájában cönológiai felvételezés történt. Szórónként tehát összesen 4x22, azaz 88 db kvadrát került felvételezésre egy vizsgálat alkalmával. A becslés során csak az edényes növényfajokat vettem figyelembe, s ha egy faj már jelen volt a mintavételi egységben, mérete ellenére is legalább 1%-os borítási értékkel került feltüntetésre. A növényzet sajátosságaiból adódóan a borítás többszintes vegetáció esetén a 100%-ot is meghaladhatta. Az éven belüli változások nyomonkövetése érdekében a felvételezést minden esetben két aspektusban, májusban és augusztusban is elvégeztem. A szórók középpontját, az úgynevezett kezdőkvadrátot (0.0.) állandó jelöléssel láttam el a terepen, hogy a következő időszakban/években is pontosan ismétélhető legyen a vizsgálat. Az élőhelyváltozás mértékének vizsgálatához sor került referencia élőhelyek, ún. kontroll területek (egy erdei és egy tisztáson lévő helyszín) kijelölésére is, ahol a 2019-es évben (transzszektek hiányában) random elhelyezett 5-5 db 2 m sugarú körben történt cönológiai felvételezés. Az összehasonlíthatóság érdekében így a 2019-es évben (a transzszekt vizsgálatban mintavételezett 1x1 méteres kvadrátokon kívül) a szórók középpontjában is elhelyezésre és felvételezésre került egy hasonló (r=2m-es) mintavételi egység. A transzszektes vizsgálatokhoz egy 1x1 méteres belső alapterületű, összecsukható alumínium kvadrátot, míg utóbbi esetben mérőszalagos kijelölést használtam, az adatrögzítés pedig a helyszínen papíralapon történt. A vegetációfelvételezés menetét bemutató képek az *M3. mellékletben* láthatóak.

Mindezekon kívül a vegetációváltozások időbeli változásának érékeléséhez a meteorológiai változókat is figyelembe vettem, amihez az Országos Meteorológiai Hálózat Kékestető, Kiszána és Parádállomásainak 2016-2020. évi napi átlaghőmérséklet és napi csapadékösszeg adatait használtam fel. Az adatokat az Országos Meteorológiai Hálózat által üzemeltetett Meteorológiai Adattárból gyűjtöttem ki ([http8](http://8)). A hegységben egyetlen olyan automata meteorológiai mérőállomás található, mely hőmérséklet és csapadék adatokat egyaránt regisztrál. Ez a kékestetői állomás, a hőmérsékleti adatok így valamennyi vizsgálati helyszínre vonatkozóan innen származnak. Bizonyos esetekben azonban, ahol a szórók elhelyezkedése szerint közelebb esett, Kiszána, illetve Parád községek hagyományos csapadékmérő állomás adatait is felhasználtam, a pontosabb eredmények érdekében.

#### **4.2.2. Talajmagbank vizsgálat**

A talajmagbank vizsgálatokat a kiválasztott helyszínek többségét illetően 2019 májusában végeztem (bükkös szórók esetében 2020. május). A tavaszi mintavételt indokolta, hogy a gyomfajok sűrűségének becsléséhez a vonatkozó szakirodalmak jellemzően ezt az időszakot javasolják (Forcella 1992). Emellett, mivel a cél kifejezetten a szórás magbankra gyakorolt hatásainak a felmérése volt, így az állati és egyéb magterjesztési módok véletlenszerűségét kizárva csak a szórók középpontjában, a takarmánykiszórás által közvetlenül érintett területen történt magbank mintavétel. Tekintve, hogy a korábbiakban ismertetett transzszektes módszer így nem tette volna lehetővé az összehasonlíthatóságot a felszín feletti és alatti vegetáció között, így először a felszínen, a szórók középpontjában kijelölt 2 m sugarú körön belül külön vegetációfelvételt készítettem százalékos borításbecslés formájában (e mintavételi egység egyúttal a szórók vegetációjának kontroll területtel történő összehasonlítási alapját is szolgálta, részletesen lásd a *4.2.1. Vegetációvizsgálatok* c. fejezetben). A becslés során, ha egy faj már jelen volt a mintavételi egységben, mérete ellenére is legalább 1%-os borítási értékkel került feltüntetésre. A növényzet sajátosságaiból adódóan a borítás többszintes vegetáció esetén a 100%-ot is meghaladhatta. Kontroll területek esetén, az 5-5 db random elhelyezett 2 m sugarú körön belül történt a vizsgálat.

Ezt követően került csak sor a talajmagbank minták kivételére. Ehhez egy 10x10 cm alapterületű, 5 cm mélységű fém mintavevő négyzet segítségével a szórók középpontjában már kijelölt 2 m sugarú körön belül random elhelyezve 12 db 500 cm<sup>3</sup>-es talajmintát (összesen 6000 cm<sup>3</sup>/szóró) vettem ki, melyeket azután szórónként egyesítettem. Hasonlóképpen történt a mintavételezés a kijelölt kontroll területeken is, ott az élőhelyfolton belül elhelyezett 5-5 db mintavételi körön belül lett random elhelyezve a 12 db mintavételi kvadrát. A vizsgálatához az 5

cm-es mintavételi mélységet választottam, tekintve, hogy a magvak mintegy 90%-a jellemzően a talaj felső 5 cm-es rétegében helyezkedik el (Koncz et al. 2010; Jacquemyn et al. 2011), s ez különösen a mintavételi területen is jellemző agyagosabb talajokon igaz (Benvenuti 2007). Ehhez hozzájárult még, hogy az egyébként gyakran alkalmazott 10 cm-es mélység kivitelezése a terepen nehézségekbe ütközött a területen jellemző sekély köves talajok miatt (Standovár 1986). A mintavételi térfogat megválasztásánál a hasonló élőhelytípusokban végzett hazai gyakorlatokat vettem figyelembe: az erdei környezetben jellemző 4000-6000 cm<sup>3</sup> (Csontos 2001), valamint a hegyi kaszálóréteken többször is alkalmazott 3000-4000 cm<sup>3</sup> (Török 2008; Török et al. 2009; Valkó et al. 2009, 2011b) figyelembevételével.

A minták feldolgozását ezt követően üvegházi hajtatószobával (Csontos 2001) végeztem. Ehhez a talajmintákat a gyűjtést követően átszitáltam, a nagyobb növénymaradványokat, gyökér- és kődarabokat eltávolítottam belőle. A minták ezután helyszínenként egyesítve műanyag ültetőtálcaiba kerültek, körülbelül 3 cm vastagságban elterítve. A csíráztatás a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Gödöllői Botanikus Kertjében történt, kezdetben az erre a célra kialakított fóliasátrakban, majd novembertől fűtött üvegházban, rendszeres öntözés mellett. A kicsírázó taxonokat 15 hónapon át, heti rendszerességgel feljegyeztem, majd eltávolítottam. A megjelenő egyedeket csíranövény állapotban Csapody (1968) határozója segítségével meghatároztam meg. Abban az esetben, ha egy taxon meghatározása csíranövény formájában nem bizonyult sikeresnek, azt átültetve és tovább nevelve határoztam meg a későbbiekben. A hazai gyakorlatban üvegházi körülmények közt gyakran megjelenő, egyfajta üvegházi gyomként ismert felálló madársóska (*Oxalis stricta* L.) több alkalommal is előfordult a mintákban, ezeket feltehetőleg idegen eredetük miatt (Török et al. 2017) az elemzéseknél nem vettem figyelembe. A talajmagbank mintavételezés és csíráztatás menetét bemutató képek az *M4. melléklet*ben láthatóak.

#### 4.2.3. Talajparaméterek vizsgálata

A talajtulajdonságok vizsgálatához 2019 májusában történt mintavételezés. Mindegyik vizsgálandó helyszínen a felszín növényi anyagtól való megtisztítását követően a talaj felső 0-10 cm-es rétegből 10-10 db, körülbelül 100 cm<sup>3</sup>-es mintát vettem az érintett szórók középpontjából (r=2m) és a kontroll területekről. Utóbbi esetben a vegetáció és magbank felvételezéséhez is használt 5-5 db random elhelyezett kvadrátból (r=2m) került kivételre a 10-10 db talajminta. Mindemellett, a szórók esetében a vegetációs transzszektek mentén is, annak valamennyi kvadrátjából vettem hasonló paraméterekkel bíró mintákat (100 cm<sup>3</sup>/kvadrát). Így egy szóróról 4x22, azaz 88 db, valamint a középpontból származó 10 darab minta került kivételre. Ez szórónként tehát összesen 98 db talajmintát jelentett, melyeket műanyag tároló tasakokba helyezve a lehető legrövidebb alatt leszállítottunk a terepről és amint lehetséges volt, megkezdtem a feldolgozásukat is.

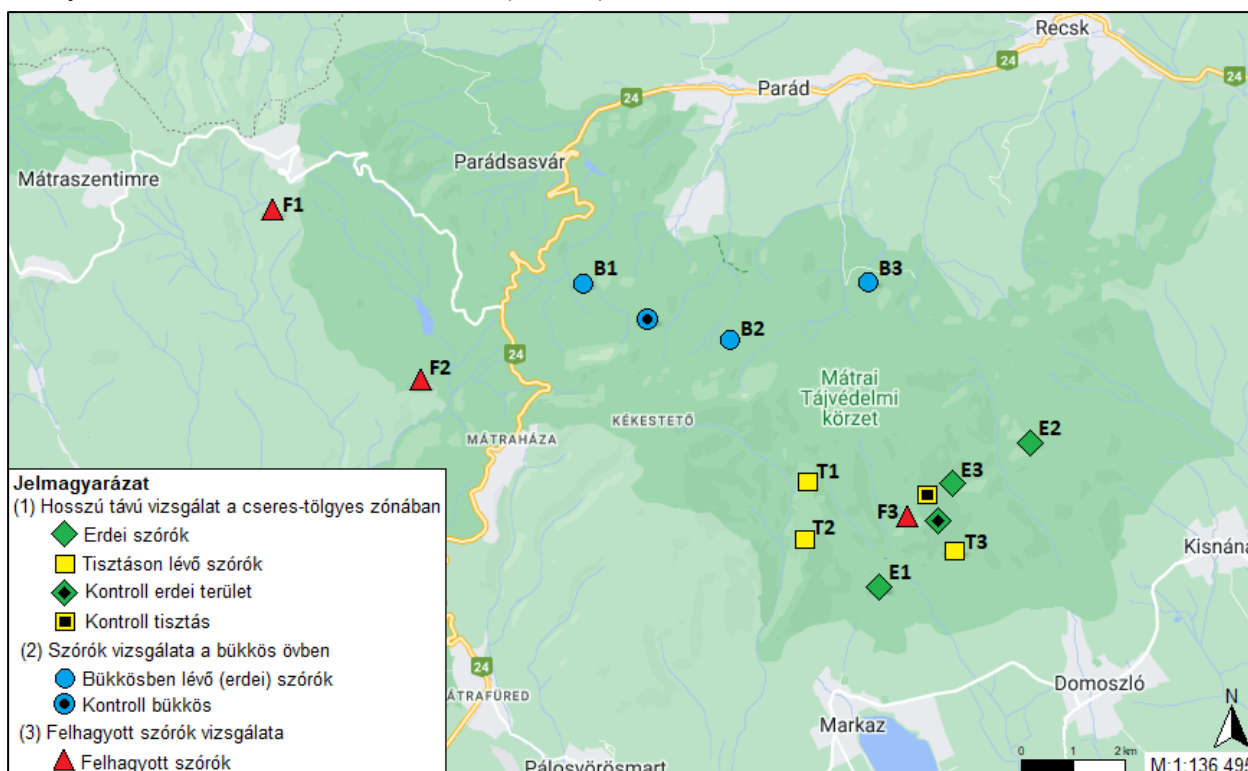
A munkát a talajok mechanikai előkészítésével kezdtem. Valamennyi mintát levegőn kiszárítottam, majd a nagyobb növényi részek, gyökérdarabok és kövek kézi eltávolítását követően a légszáraz talajokat két frakcióra (0,1 és 1 mm) szitáltam át. Ezt követően a laboratóriumi méréseket már a volt SZIE Talajtani és Agrokémiai Tanszékén végeztem. A talajoldat **kémhatását** [pH(H<sub>2</sub>O) és pH(KCl)] az MSZ-08-0206/2: 1978 szabvány szerint határoztam meg. A vizsgálatot 1:2,5 arányú talaj:ioncserélt víz, illetve 1:2,5 talaj:nKCl (1 mol) szuszpenzióban végeztem. Az elkészített szuszpenzió 12 óráig lefedve sav- és lúgmentes helyiségben állt, majd a pH-t potenciometriásan mértem meg a Radelkis OP-211/2 típusú digitális pH mérővel (Buzás 1993). A **sótartalmat** a talaj elektromos vezetőképessége (ECa) alapján határoztam meg egy elektromos vezetőképesség mérő készülék (Jenway 4520 Bench Conductivity Meter, Jenway, UK) segítségével. Az elérhető nitrogéntartalom kimutatásához az előkészített talajmintákat 1 mol-os KCl oldatba kevertem. A mintákat ezután mechanikusan rázattam 1 órán át, majd 0,45 µm-es membránszűrőn átszűrtem. Az **ammóniás nitrogén** (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) és **nitrát nitrogén** (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) tartalmat ezután a Parnas–Wagner gőzdesztilláló berendezés segítségével, FeSO<sub>4</sub> és CuSO<sub>4</sub> NO<sub>3</sub> redukciójával határoztam meg (Egner et al. 1960). A

rendelkezésre álló **kálium** ( $K_2O$ ) és **foszfor** ( $P_2O_5$ ) mennyiségét az ammónium-laktát oldatos módszer (AL módszer) alapján lángfotométer (Jenway PFP 7, Jenway, UK) segítségével vizsgáltam (Egner et al. 1960). Végül pedig a talaj **szerves szén** (**SOC**) tartalmát Tyurin módszerrel határoztam meg, amely a kálium-dikromát által okozott bomlás, majd Mohr-sóval végzett titráláson alapul, az MSZ-08-0210: 1977 magyar szabványnak megfelelően.

Mindemellett 2019 májusában minden mintavételi egységben a talaj aktuális **nedvességtartalmának** és **tömörödöttségének** (talajjellenállásának) mérése is megtörtént a hazai gyakorlatban gyakran alkalmazott Eijkelkamp Penetro Viewer Vs. 6.08 eszköz segítségével (Böröczky et al. 2021). A talajminta vételezés és a laboratóriumi feldolgozás képei az *M5. a, b mellékletben* láthatóak.

### 4.3. Az egyes helyszíneken elvégzett vizsgálatok

A kutatás három nagy egysége összesen 15 vizsgálati helyszínt jelentett, melyek területi elhelyezkedése az alábbiakban látható (2. ábra).



2. ábra: A vizsgálati helyszínek elhelyezkedése (Szerk.: Kissné Rusvai Katalin, QGIS, Paint; a térkép forrása: <https://erdoterkep.nebih.gov.hu>).

A következő fejezetekben ezen egységeken belül, az egyes helyszínek részletes bemutatása, valamint az ott elvégzett vizsgálatok ismertetése történik.

#### 4.3.1. Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában

A hosszú távú vizsgálatra a hegység cseres-tölgyes zónájában három erdei (E1, E2, E3) és három tisztáson lévő (T1, T2, T3) szórót jelöltem ki, valamint kiválasztásra került egy-egy élőhelynek megfelelő (erdei és tisztás) kontroll terület is (1. táblázat). A vizsgálati helyszínek a Magas- és a Déli-Mátra kistájak határán, Markaz községtől északra helyezkednek el, valamennyien a tájvédelmi körzet határain belül (lásd: 1. ábra). A terület tipikusan a dél-mátrai xerotherm tölgyesek által uralt vidék, ahol jellemzően a csertölgy (*Quercus cerris* L.) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) az uralkodó. Az erdőállományokat rendszerint kevés elegyfaj alkotja, ahogyan ez a legtöbb hasonló európai élőhelyen (Korpel 1995; Bölöni et al. 2008; Katona et al. 2011, 2013), de hazai viszonyok között, különösen a Mátra hegység erdeiben általánosan jellemző (Standovár et al. 2017).



1. táblázat: A cseres-tölgyes zónában kijelölt szórók és a két kontroll terület GPS adatai.

Jelölés	Név	Típus	GPS koordináta
E1	Cseresi vadászház	erdei szóró	47°50'32.8" N 20°03'54.7" E
E2	Hosszú-hegy	erdei szóró	47°51'57.6" N 20°06'03.5" E
E3	Kis-Szár-hegy	erdei szóró	47°51'20.9" N 20°04'49.4" E
T1	Hatrapatak-tető	tisztáson lévő szóró	47°51'24.7" N 20°02'50.8" E
T2	Rókalyuk-tető	tisztáson lévő szóró	47°51'00.3" N 20°02'52.6" E
T3	Pipis-hegy	tisztáson lévő szóró	47°50'55.0" N 20°04'58.9" E
KE	Süket-völgy	kontroll erdei terület	47°51'14.4" N 20°04'49.8" E
KT	Cseres-tető	kontroll tisztás	47°51'16.3" N 20°04'50.3" E

Valamennyi szóróról ismert, hogy legalább 10 éve folyamatos használat alatt állnak, s bár néhány helyszínen működik automata etetőberendezés is, jellemzően inkább a kézi szórás dominál. Az alkalmazott takarmány, melyet minden esetben egyszerűen csak a földre helyeznek, legtöbbször szemes kukorica, de gyakran és néha nagy mennyiségben egyéb etetőanyagok (cukorrépa, törköly, szalma, széna, gyümölcs- és zöldségmaradványok, valamint egyéb élelmiszerhulladékok) is megtalálhatóak voltak a kiválasztott etetőhelyeken. Az erdei szórók tipikus cseres-tölgyesekben (ÁNÉR: L2a – Cseres-kocsánytalan tölgyes; Bölöni et al. 2011) helyezkednek el, ahol legalább 80%-os záródás jellemző (a helyszínekről készült képek az *M6. melléklet*ben láthatóak). A tisztáson lévő szórók pedig jellemzően 50-100 m átmérőjű egykori vágásterületeken, hosszú évtizedes kaszálás nyomán kialakult gyepterületeken (ÁNÉR: E2 – Veres csenkeszes rétek; Bölöni et al. 2011) találhatóak (képek az *M7. melléklet*ben).

Mindegyik helyszín úgy került kiválasztásra, hogy a lejtőszög és a meredekség a lehető legkevésbé befolyásolja az eredményeket. Ennek megfelelően valamennyi szóró jellemzően plató helyzetben, nyeregben vagy lapos gerincen helyezkedik el, így a szóróterületen tapasztalható lejtőszög minimálisnak tekinthető. (Az ilyen etetőhelyek többségét egyébként is jellemzően inkább ilyen területeken helyezik el, a jobb megközelíthetőség érdekében.) A kontroll területek kiválasztásánál pedig figyelembe vettem, hogy az ökológiai kutatások alapjául szolgáló referencia területek nem feltétlenül a földrajzilag legközelebb eső pontokat jelölik (Durbecq et al. 2020), sokkal fontosabb a hasonló környezeti tényezők jelenléte (Hobbs & Harris 2001). Így a kontroll élőhelyek leginkább az előbbieken említett fekvést és kitettséget, valamint az uralkodó társulások jellegét tekintve, a nemzeti parki kollégák iránymutatása és információi alapján kerültek kijelölésre.

Az érintett helyszíneken 2016, 2018, 2019 és 2020 májusában és augusztusában történt vegetációfelvételezés a korábban ismertetett módszertan alapján (lásd: 3.2.1. *Vegetációvizsgálatok* c. fejezet). Ezen kívül 2019 májusában talajmagbank (lásd: 3.2.3. *Talajmagbank vizsgálat* c. fejezet) és laboratóriumi talajminta vétel (lásd: 3.2.3. *Talajparaméterek vizsgálat* c. fejezet) is történt, de ebben az évben kerültek elvégzésre a szórókontroll vegetáció, valamint a magbank-vegetáció összehasonlíthatóságát biztosító külön vizsgálatok is (szóró középpontban 1 db, a két referencia területen 5-5 db 2 m sugarú kör). A laboratóriumi talajvizsgálatok esetében a jelentős mintaszám miatt a transzszektek mentén gyűjtött adatsorból csupán egy-egy kiválasztott erdei és tisztáson lévő szóró (E1 – Cseresi vadászház; T1 – Hatrapatak-tető) esetében végeztem el a vizsgálatokat a teljes mintaszámra (98-98 db), míg a másik 2-2 helyszín esetében csak a középpontokban elhelyezett mintákat (10-10 db), valamint egy-egy választott transzszekt (22-22 db) mintáit dolgoztam fel. A meteorológiai változókkal történő értékelések elvégzéséhez egyrészt a Kékestető automata meteorológiai állomásának hőmérséklet adatai kerültek kigyűjtésre. A csapadék adatokat viszont a választott helyszínek dél-mátrai fekvésének köszönhetően, a közelebbinek bizonyuló Kisnána hagyományos csapadékmérő állomásának adatsorából válogattam le.

### 4.3.2. Szórók vizsgálata a bükkös övben

A bükkös zóna sajátossága, hogy aljnövényzete szegényes, így kevesebb vad járja, ezáltal a vadetető és szórók száma is jóval kisebb ebben a régióban, mint az alacsonyabban fekvő, meleg és táplálékban gazdagabb cseres-tölgyesekben (Sramkó & Vojtkó 2010). A bükkös öv tisztásai, gyepterületei pedig jellemzően kitüntetett természetvédelmi oltalom alatt állnak, gyakran kaszálják és/vagy legeltetik őket, a tájvédelmi körzet kezelői így törekszenek az ilyen területeken a vadászati tevékenység lehetőleg teljeskörű kizárására (Magos et al. 2010). Emiatt a bükkös zónában csak erdei élőhelyen kialakított szórókat tudtam vizsgálatra kijelölni (2. táblázat).

2. táblázat: A bükkös zónában kijelölt (erdei) szórók és a kontroll terület GPS adatai.

Jelölés	Név	Típus	GPS koordináta
B1	Haluskás	erdei szóró	47°53'29.2"N 19°59'38.4"E
B2	Szállás-hegy	erdei szóró	47°52'58.1"N 20°01'45.0"E
B3	Csiklósd	erdei szóró	47°53'30.0"N 20°03'45.3"E
KB	Somhegy alja	kontroll bükkös	47°53'07.3"N 20°00'35.5"E

A kiválasztott szórók és a kontroll terület a Magas-Mátra kistáj tipikus szubmontán bükköseiben (ÁNÉR K5 – Bükkösök; Bölöni et al. 2011) helyezkednek el (lásd: 1. ábra). A záródás jellemzően 90% körüli, a faállományt szinte kizárólag a bükk (*Fagus sylvatica* L.) alkotja, míg az aljnövényzet meglehetősen gyér, csupán néhány árnytűrő és savanyúságjelző fajból áll. A szórók mindegyike több éve működő és jelenleg is használatban lévő objektum, automata szóróberendezés mellett kézi szórás is jellemzi őket. Az alkalmazott takarmány a legtöbb esetben a csöves és a szemes takarmánykukorica, de egyéb gabonafélék és élelmiszermaradványok nyomai is előfordultak a vizsgált etetőhelyeken (képek az M8. mellékletben láthatóak). Ezek a helyszíneken 2020 és 2021 májusában és augusztusában történt vegetációfelvételezés (lásd: 3.2.1. *Vegetációvizsgálatok* c. fejezet), illetve 2020 májusában talajmagbank mintavételezés (lásd: 3.2.3. *Talajmagbank vizsgálat* c. fejezet), de ebben az évben kerültek elvégzésre a szóró-kontroll vegetáció, valamint a magbank-vegetáció összehasonlíthatóságát biztosító külön vizsgálatok is (szóró középpontban 1 db, a két referencia területen 5-5 db 2 m sugarú kör). A meteorológiai változókat illetően Kékestető állomás hőmérséklet adatait, illetve közelebbi fekvése miatt Parád község csapadék adatait válogattam le a későbbi elemzésekhez.

### 4.3.3. Felhagyott szórók vizsgálata

A tér-idő helyettesítés („*Space-for-Time Substitution*”, SFT) elvét, mint a szukcesszió vizsgálatának egy alternatív, indirekt módszerét (Pickett 1989; Ruprecht 2006) figyelembe véve, hazai parlagszukcessziós folyamatokat vizsgáló tanulmányokat (pl. Csecserits et al. 2007) is alapul véve, három különböző korú felhagyott szórót jelöltem ki vizsgálatra (3. táblázat). Az alacsony mintaszám annak is köszönhető, hogy nem jellemző a szórók felhagyása, általában akár évtizedeken keresztül is használnak egy-egy helyszínt, s azután is gyakran csak pár méter módosítással „helyezik át” a szórás helyszínét. Ráadásul az is előfordul, hogy az egy ideig nem működő szórót, bizonyos idő eltelté után újra használatba vesznek, így nagyon kevés a valóban felhagyott létesítmények száma a hegységben.

3. táblázat: A kiválasztott felhagyott szórók GPS adatai.

Jelölés	Név	Típus	GPS koordináta
F1	Nyasettvár	1 éve felhagyott szóró	47°54'09.3"N 19°55'12.8"E
F2	Nagy-Halmaj-rét	8 éve felhagyott szóró	47°52'29.8"N 19°57'20.6"E
F3	Süket-völgy-oldal	10 éve felhagyott szóró	47°51'07.9"N 20°04'42.8"E

Az 1 és 8 éve felhagyott szórók a Magas-Mátra kistáj nyugati részén, a cseres-tölgyes és gyertyános-tölgyes határzónán helyezkednek el, míg a 10 éve felhagyott szóró a kelet-mátrai

tömb, cseres-tölgyessel borított részén található (lásd: 1. ábra). Az 1 éve felhagyott szóró (F1 – Nyesettvár) kivételével valamennyi helyszín a tájvédelmi körzet határain belül helyezkedik el. Élőhely kategória szerint a 10 éve felhagyott szóró feltehetőleg egy egykori kaszálórét (ÁNÉR: E2 – Veres csenkeszes rétek), a 8 éve felhagyott szóró egy hegyvidéki kékperjés rét (ÁNÉR: D2 – Kékperjés rétek), míg az 1 éve felhagyott szóró valószínűsíthetően egy nem zsombékoló magassásos társulás (ÁNÉR: B5 – Nem zsombékoló magassásrétek) lehetett (Bölöni et al. 2011) (képek az *M9. melléklet*ben láthatóak).

A helyszíneken 2019 és 2020 májusában és augusztusában történt cönológiai felvételezés a korábban leírt módszertan alapján (lásd: 3.2.1. *Vegetációvizsgálatok* c. fejezet), illetve 2019 májusában talajmagbank mintavételezés (lásd: 3.2.3. *Talajmagbank vizsgálat* c. fejezet), de ebben az évben kerültek elvégzésre a szóró-kontroll vegetáció, valamint a magbank-vegetáció összehasonlíthatóságát biztosító külön vizsgálatok is (szóró középpontban 1 db, a két referencia területen 5-5 db 2 m sugarú kör). Felhagyott szórók esetén a középpont megtalálása esetén egyrészt a jelzőnövények (főként a bolygatásjelző és nitrofil nagy csalán) elhelyezkedésére, másrészt az Egererdő Zrt. dolgozói nyújtotta információkra hagyatkoztam. Emellett a szórókon gyakori, hogy nagyobb köveket is elhelyeznek a takarmány mellett, mivel ez nehezítheti a vaddisznó hozzájutását a kihelyezett táplálékhoz, s így a kilövés szempontjából kedvezően több időt tölt az állat a szórón. Ezek a kőmaradványok szintén segítettek a pontos helyszínnek megtalálásában. A meteorológiai változókat illetően az 1 és 8 éve felhagyott szórók (F1 – Nyesettvár, F2 – Nagy-Halmaj-rét) esetében Kékestető állomás hőmérséklet- és csapadékadatait használtam fel, míg a 10 éve felhagyott szóró (F3 – Süket-völgy-oldal) esetében, annak közelebbi fekvése miatt, Kisnána község csapadék adatait válogattam le a későbbi elemzésekhez.

#### **4.4. A statisztikai feldolgozás**

A kutatás alatt elvégzett valamennyi vizsgálat alapadatai az *M10. melléklet*ben találhatóak. A következő fejezetekben ezek feldolgozásának részletes ismertetése történik.

##### **4.4.1. A vegetációvizsgálatok adatainak feldolgozása**

A vizsgálatba bevont különböző típusú szórók vegetációját az előforduló fajok mennyiségi és minőségi paraméterei alapján egyaránt értékelttem. A természetesség kifejezésére a Borhidi-féle szociális magatartás típusokat (SBT) alkalmaztam (Borhidi 1993, 1995), mely az Európa-szerte jól ismert és alkalmazott Ellenberg-féle csoportosítás (Ellenberg et al. 1991), valamint a Grime-féle CSR növényi stratégiai típusrendszer (Grime 1979) pannon régióra adaptált változata. Az általa megnevezett funkcionális kategóriákat a könnyebb kezelhetőség érdekében két nagy csoportra osztottam: (1) Természetességet jelző fajok: specialisták – S, kompetitorok – C, generalisták – G, természetes pionír növények – NP és természetes zavarástűrő fajok – DT. (2) Degradációt jelző fajok: természetes gyomok – W, meghonosodott idegen fajok – I, behurcolt, adventív fajok – A, ruderalis kompetitorok – RC, tájidegen, agresszív kompetitorok – AC. A könnyebb fogalmazás érdekében a továbbiakban a természetességet jelző fajok esetében a '*természetes fajok*' megnevezést, míg a degradációt jelző fajokat illetően a '*gyomfajok*' kifejezést szinonimaként használtam. A gyom fogalmat jelen értelmezésben a Hunyadi (1988) féle (*„gyomnak nevezünk bármelyik fejlődési stádiumban levő olyan növényt vagy növényi részt, amely ott fordul elő, ahol nem kívánatos”*), illetve a Rejmánek (1995) által javasolt természetvédelmi gyom (*„ecological weeds”*) megfelelőjeként alkalmaztam. A taxonok tudományos nevei Király (2009) nevezéktanát követik. A fajok védettségére vonatkozó információkat a 13/2001. (V. 9.) KöM rendeletből gyűjtöttem, míg az egyes taxonok honosságának eldöntése az ország idegenhonos fajait összefoglaló nemzeti lista hiányában (Korda et al. 2017) a hazai inváziós növényfajokkal foglalkozó szakirodalmak (Mihály & Botta-Dukát 2004; Botta-Dukát & Mihály 2006; Csiszár 2012), valamint az új magyar fűvészkönyv (Király 2009) információi alapján történt.

Az adatok kiértékelését a Microsoft Office 365 Excel programban adatrendezéssel, valamint táblázatok és függvények készítésével kezdtem el. Elsőként elkészítettem a szórónkénti

fajlistákat, majd ezeket fajszámuk és a Borhidi-féle szociális magatartás típusok megoszlása alapján elemeztem is. Vizsgáltam az egyes fajcsoportok számát és arányát, az egyes kvadrátokra és a teljes vizsgálati egységekre vonatkozóan is, valamint a kvadrátonkénti és a teljes (kumulált) borításértékek mértékét és megoszlását is figyelembe vettem. (A kumulált borítási érték minden esetben a cönológiai felvételezések során kapott százalékos értékek összeadásából keletkező, összehasonlítási alapot adó értéket jelöli, melynek mértékegysége:  $\Sigma\%$ ). A két élőhelytípus összevetéséhez a fajkészletek kiértékelése mellett kétmintás t-próbát alkalmaztam, illetve a vizualizáláshoz és osztályozáshoz statisztikus segítségével DCA elemzést is végeztem az R program 3.6.3 verzióját felhasználva (R Core Team 2020). Ehhez az értékeléshez a 2019-ben külön elvégzett cönológiai felvételezések ( $n=2m$ ) adatsorát használtam, annak érdekében, hogy a szórók és a kontroll területeik egyaránt összehasonlíthatóak legyenek.

Az *időbeli eltérések* kimutatásához egyrészt kiszámoltam az egyes típusok – az összes erdei, tisztáson lévő és úton lévő – átlagos fajszámait, valamint a rossz fajok arányát, s ezeket oszlopdiagramok formájában összegeztem. Így az éven belüli és az évek közötti változások is jól szemléltethetőnek bizonyultak. A változások értelmezéséhez ezt követően a degradációt jelző fajok összetételében és abundanciájában bekövetkező változásokat jelenítettem meg oszlopdiagrammos formában. Végezetül pedig az adatbázisból gyűjtött meteorológiai adatokból először kiszámoltam a vegetációra feltehetőleg hatással levő időszakok (tavasz, nyár) átlaghőmérsékletét, illetve az említett időszakban lehulló csapadék mennyiségét, s Excel diagramok segítségével ezt összevettem a természetes- és gyomfajok borításának alakulásával. Mivel a cél elsősorban kifejezetten a szórás hatásainak a vizsgálata volt, s tekintve, hogy a gyomborítás jelentős része a szórók középponti részeire lokalizálódott, ezt csak az 1-5. kvadrátokat érintő kumulált összborítási értékeket felhasználva szemléltettem.

A *zavarási gradiens* kimutatásához a természetességet és a degradációt jelző fajok kvadrátonkénti átlagos fajszámát és borítási értékeit vettem alapul, melyeket valamennyi helyszín és felvételezési időszak esetében Excel diagramok formájában ábrázoltam (ezek valamennyi helyszín és időszak esetében az *M11. mellékletben* láthatóak).

#### 4.4.2. A talajmagbank adatok feldolgozása

A talajmagbank esetén az egyes helyszíneken előforduló fajok száma és a Borhidi-féle (SBT) kategóriák aránya mellett a magvak tömegessége (magszám/csíraszám) adta az értékelések alapját. A magbank abundanciájának kifejezésére a vizsgálati területek egyedszám adataiból, a minták (10x10x5 centiméteres mintavevő négyzet) alapterületének ismertében kiszámítottam a teljes magdenzitást, majd 1 négyzetméternyi területegységre vonatkoztattam és db/m<sup>2</sup> -ben is kifejeztem. A vegetáció és a magbank florisztikai hasonlóságának kimutatására a Jaccard hasonlósági indexet (J; Jaccard 1908) használtam. A számítást a leggyakrabban alkalmazott „ $J = C/A+B-C$ ” képlet segítségével végeztem, ahol a „C” a két populáció közös fajainak száma, az „A” az egyik populáció fajainak száma, és a „B” a másik populáció fajainak száma (Real & Vargas 1996).

A magbankok további jellemzőinek értékeléséhez a magvak túlélőképességét (perzisztenciáját) jelző besorolását is alkalmaztam a tranzienst (T), a rövid távú perzisztens (SP) és a hosszú távú perzisztens (LP) kategóriák használatával (Thompson et al. 1997). Az előforduló fajok magélettartamára vonatkozó adatait elsősorban két hazai adatbázis (Csontos 2001; Csiszár 2004) felhasználásával gyűjtöttem ki. Azon fajok esetében, melyekről ezekben nem állt rendelkezésre információ, két európai adatgyűjteményt, a LEDA (Kleyer et al. 2008), illetve az ECOFLORA (Fitter & Peat 1994) nevű online forrásokat is használtam. A taxonok tudományos nevei Király (2009) nevezéktaát követik. A fajok védettségére vonatkozó információkat ez esetben is a 13/2001. (V. 9.) KöM rendeletből gyűjtöttem, míg az egyes taxonok honosságának eldöntése a korábbiakban is említett hazai szakirodalmak alkalmazásával történt (Mihály & Botta-Dukát 2004; Botta-Dukát & Mihály 2006; Király 2009; Csiszár 2012). A felsorolt elemzéseket valamennyi esetben a Microsoft Office 365 Excel program segítségével végeztem el.

#### **4.4.3. A talajparaméterekkel kapcsolatos adatok feldolgozása**

A talaj fizikai paramétereit illetően a penetrométer által a terepen mért talajtömörödés és talajnedvesség adatokat, valamint a műszer által rögzíthető talajmélységek értékeit elemeztem elsőként. Ezeket az elemzéseket a Microsoft Office 365 Excel program függvényeinek segítségével, illetve a nagyszámú adattömeg miatt elsősorban átlagértékek számításával végeztem, az eredményeket pedig vonal- és oszlopdiagramos formában ábrázoltam.

A laboratóriumi vizsgálatok során szerzett adatok rendezéséhez, valamint az egyszerűbb statisztikai elemzések elvégzéséhez szintén elsősorban az Excel programot használtam. A táblázatos, valamint az oszlop- és vonaldiagramos szemléltetés mellett, kétmintás t-próba alkalmazásával mutattam ki az egyes vizsgálati helyszínek közötti különbségeket. A további elemzésekhez pedig az R program 3.6.3 verzióját (R Core Team 2020) felhasználva az egyes szórótípusok, valamint a kontroll területeik különbözőségének vizsgálatára először a Kruskal-Wallis nem-parametrikus módszert alkalmaztam, annak tesztelésére, hogy a minták ugyanabból az eloszlásból származnak-e. Végül a további összehasonlításhoz a Wilcoxon-féle nem-paraméteres, páros előjeles rangpróbát, majd boxplot diagramos ábrázolást használtam, valamennyi itt felsorolt elemzést statisztikus segítségével.

## 5. EREDMÉNYEK ÉS KIÉRTÉKELÉSÜK

### 5.1. Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában

#### 5.1.1. Vegetációvizsgálatok

##### 5.1.1.1. A fajkészletek és abundancia viszonyok elemzése

A vizsgálatra kijelölt három erdei és három tisztáson lévő szórón a négy év alatt összesen 228 fajt sikerült azonosítani, melynek közel egyharmada degradációt jelző faj volt (75 faj; 32,9%), köztük 47 természetes gyomfaj (W) (20,6%), 4 meghonosodott idegen faj (I) (1,8%), 4 behurcolt, adventív (A) (1,8%), 12 ruderalis kompetítor (RC) (5,3%), és 8 tájidegen, agresszív kompetítor faj (AC) (3,5%). Származásukat tekintve így összesen 20 (8,8%) hazánkban idegenhonos eredetűnek tekinthető taxon fordult elő a vizsgálati helyszíneken. A tisztáson lévő szórókat tekintve jellemzően minden felvételezési évben nagyobb gyomfaj számot lehetett kimutatni, illetve összességében is nagyobb fajgazdagság jellemezte őket. Ezek a helyszíneken a négy év alatt összesen 183 faj jelent meg, melyből 71 (38,8%) volt degradációt jelző faj, s ebből 17 (9,3%) volt idegenhonos taxon. Ezzel szemben az erdei szórókon a teljes fajszaám (136 faj), valamint a gyomfajok (37 faj; 27,2%) és az idegen fajok (11 faj; 8,1%) száma és aránya is alacsonyabbnak bizonyult.

Az idegen fajok között szerepelt számos világszerte veszélyes gyomként ismert taxon, mint például a sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.), a kicsiny gombvirág (*Galinsoga parviflora* Cav.), a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) és a parlagi madársóska (*Oxalis dillenii* Jacq.), melyek mindkét élőhelytípusban megtalálhatóak voltak, de közülük inkább csak a selyemmályva és a kakaslábfű ért el helyenként jelentősebb borítást, s azok is inkább a tisztáson lévő szórókon. A hazánkban elterjedt inváziós idegenhonos fajok közül pedig az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.), a betyárkóró (*Conyza canadensis* L.) és az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) voltak több helyszín esetében is kimutathatóak, melyek közül csak a parlagfű tisztásokon tapasztalható tömegessége bizonyult számottevőnek, a többi faj jellemzően csak szólanként fordult elő. Mindemellett több természetett haszonnövény is megjelent, mint például az őszi búza (*Triticum aestivum* L.), a napraforgó (*Helianthus annuus* L.), a kukorica (*Zea mays* L.), a takarmánylucerna (*Medicago sativa* L.) és az őszi káposztarepce (*Brassica x napus*), melyek szórótípustól függetlenül, több helyszínen is megtalálhatóak voltak, bár jellemzően csak csíranövény, vagy nem teljesen kifejlett egyed formájában, s legfeljebb kisebb foltokban jelentek meg. Az idegen fajok közül érdemes még kiemelni a kisvirágú nebáncsvirágot (*Impatiens parviflora* DC.), mely élőhelyi adottságainak köszönhetően csak az erdei helyszíneken, s általában csupán szólanként volt kimutatható.

A gyomnövények közül a legtömegesebb faj egyértelműen a taposott gyomtársulások tipikus képviselője, a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.) volt, de hasonlóan nagy borítási értékekkel rendelkezett több szántóföldi gyomnövény is, mint például a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch.Bip), a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.), a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) és a közönséges pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik), mely fajok elsősorban a tisztáson lévő szórók esetében nyertek jelentősen teret. A szántóföldi eredetű növények között érdemes további taxonokat is megemlíteni: a varjúmák (*Hibiscus trionum* L.), a fekete csucsor (*Solanum nigrum* L.), a papsajt mályva (*Malva neglecta* Wallr.), a ragadós muhar (*Setaria verticillata* (L.) P.Beauv.), a kövér porcsin (*Portulaca oleraceae* L.), a pipacs (*Papaver rhoeas* L.), valamint az idegenhonos vadkender (*Cannabis sativa* L.) és a pirók ujjasmuhar (*Digitaria sanguinalis* (L.) Scop.), melyek általában kisebb foltokban vagy szólanként voltak jelen az egyes helyszíneken. A felsorolt fajok egyébként teljes mértékben megfeleltethetőek a Kochjarová és munkatársai (2023) által szlovákiai etetőhelyeken, valamint a néhány hazai szórón (pl. Bauer et al. 2002) kimutatható fajkészleteknek, különösen a legtömegesebb gyomfajokat, mint például a csattanó maszlagot illetően, mely taxon egyébként szerepel az európai védett területek legveszélyesebb gyomnövényeiként megjelölt fajok között is (Pyšek et al. 2013).

A természetes fajok közül a tisztásokon a legtömegesebb fajok a veres csenkesz (*Festuca rubra* L.), a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia* L.), a korai sás (*Carex praecox* Schreb.), a tejoltó galaj (*Galium verum* L.) és a csattogó szamóca (*Fragaria viridis* Duch.) voltak, melyek a veres-csenkeszes hegyi rétek tipikus képviselői a hegységben (Sramkó & Vojtkó 2010; Bölöni et al. 2011). A szórók középpontjától nagyobb távolságokban már minden évben nagy tömegben jelen voltak ezek a fajok, s viszonylag nagy fajgazdagság volt tapasztalható az erőteljes bolygatás ellenére is. Az erdei szórókon ezzel szemben jellemzően igen gyér volt az aljnövényzet, a leggyakoribb és legtömegesebb fajok közt általában a Sramkó és Vojtkó (2010) által is leírt, tipikus cseres-tölgyesekre jellemző erdei fajok szerepeltek, mint például a ligeti perje (*Poa nemoralis* L.), a felemáslevelű csenkesz (*Festuca heterophylla* Lam.), a csomós ebír (*Dactylis glomerata* L.), az erdei csitri (*Moehringia trinervia* L.), az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum* L.) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora* Retz.). A természetes fajok között érdemes megemlíteni néhány természetes zavarástűrő (DT) fajt, melyek bár a természetességet jelző fajok csoportjának képviselői, mégis erőteljes bolygatásra, feldúsult nitrogén jelenlétére utalhatnak. Ilyen például a nagy csalán (*Urtica dioica* L.), a puha rozsnok (*Bromus hordeaceus* L.) és a farkas kutyatej (*Euphorbia cyparissias* L.) (Király 2009). Közülük a csalán egyes helyszíneken (pl. E2, T3) élőhelytípustól függetlenül is képes volt jelentősebb borítást elérni, míg a rozsnok és a kutyatej elsősorban a tisztáson lévő szórókon bizonyult tömegesebbnek.

A vizsgálati helyszíneken a jelentős mértékű degradáció ellenére összesen 5 védett fajt is sikerült kimutatni, ezek mindegyike kizárólag tisztáson lévő szórón fordult elő. Közülük a T2 (Rókalyuk-tető) nevű helyszín bizonyult a leginkább gazdagnak e tekintetben, itt ugyanis mind az 5 növényfaj kimutatható volt. Az epergyöngyike (*Muscari botryoides* (L.) Mill.) például egyedül csak ezen a helyszínen, és csak 2016 májusában fordult elő, egyetlen mintavételi kvadrátban (1.18.), illetve azon kívül elszórtan néhány tövel az érintett gyepterületen. E faj a következő években már nem jelent meg. A Szent László-tárnics (*Gentiana cruciata* L.) ezzel szemben a T2 jelű helyszínen már minden évben, míg a T1 (Hatrapatak-tető) nevű tisztáson 2019-ben és 2020-ban volt kimutatható. Előbbi esetben a szóró közelében jellemzően 3-4 kisebb csoportban, utóbbinál két kisebb tö formájában jelent meg a növény az adott gyepterületen, mindkét esetben a mintavételi egységeken kívül is előfordultak a fajnak egyedei. A további védett fajok a selymes boglárka (*Ranunculus illyricus* L.), a bársonyos kakukkszegfű (*Lychnis coronaria* L.) és a hegyközi cickafark (*Achillea crithmifolia* W.&K.) voltak, melyek szálanként ugyan, de mindhárom helyszínen, és több évben visszatérően is megjelentek, nemcsak néhány kvadrátban (jellemzően 15-20 méteres távolságban), hanem azokon kívül elszórtan, az érintett gyepek más részein is. Valamennyi fajról ismert egyébként, hogy viszonylag jól tűrik a zavarást, a tárnics például gyakran elviseli még a nagyobb gépek okozta bolygatást is (Wichmann & Fehér 2016), míg a kakukkszegfű, a boglárka és a cickafark egyébként is viszonylag gyakorinak mondhatóak a Mátra déli fekvésű élőhelyeinek még a vadak által erősebben járt, pionír jellegű részein is (Sramkó & Vojtkó 2010). A védett fajok jelenléte egyébként egyes hazai kutatások szerint még az erősen bolygatott vaddisznóskertekben is kimutatható volt (Bíró et al. 2012), így az oltalom alatt álló fajok hiánya az erdei helyszíneken nem feltétlenül azok erőteljes zavarására, hanem inkább arra utal, hogy a mátrai cseres-tölgyesek többségének aljnövényzete eleve nem túl gazdag védett fajokban (Standovár et al. 2017).

A két vizsgált élőhelytípus egyébként nemcsak a fajösszetételük szerint különbözött, hanem a fajszámok és az egyes fajok borítási értékei is jelentős mértékben eltértek. A tisztáson lévő szórókon a 4 év felvételezési adatai alapján szignifikánsan nagyobbak ( $p < 0,001$ ) bizonyult a teljes fajszám, a degradációt jelző és a természetes fajok száma, de az egyes fajok kumulált összborítása is jóval nagyobb volt ezeken a helyszíneken (4. táblázat). Ez elsősorban élőhelyi sajátosságoknak köszönhető. Ahogyan Koltay (2004) is tapasztalta vaddisznóskertekben történő vizsgálataiban, a cseres-tölgyes állományokban viszonylag kismértékű változás és általában alacsony növényborítás volt kimutatható a kert létesítése után, még a zárt téri tartásra jellemző nagy vadsűrűség mellett is. Ez az eredmény továbbá jól jelzi, hogy nem feltétlenül a

legfajgazdagabb közösségek a leginkább ellenállóak az inváziókkal szemben (Von Holle 2013), fontos az egyes fajcsoportok jelenléte is (Rejmánek et al. 2013). Ez esetben inkább az volt jellemző, hogy a tisztások, mint nyílt élőhelyek voltak érzékenyebbek a zavarásra (Beaury et al. 2019), a gyomfajok tömegessége ugyanis nagyságrendekkel magasabbnak bizonyult a gyepterületeken kialakított szórókon, mint az erdei élőhelyeken.

4. táblázat: Az erdei és a tisztáson lévő szórókon jellemző fajok száma és borítása a 4 év átlaga alapján.

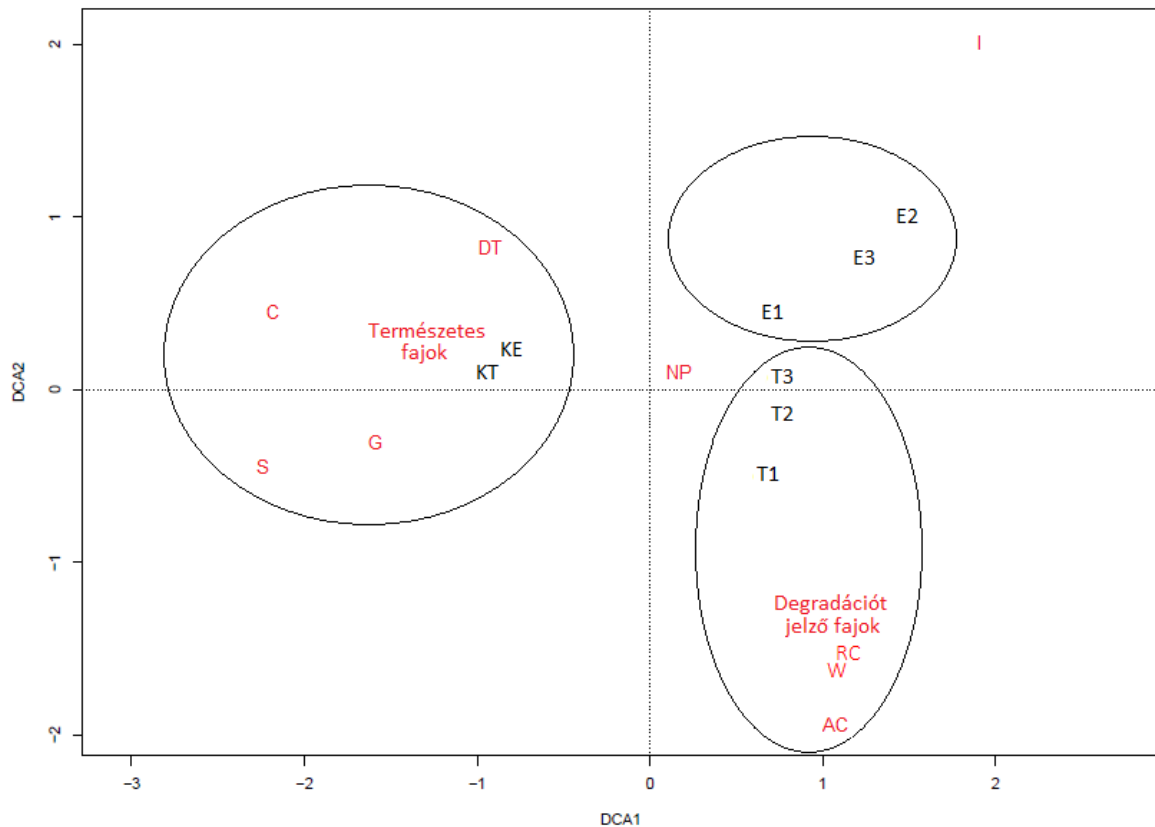
	<b>Erdei szórók</b>	<b>Tisztáson lévő szórók</b>	<b>Szign.</b>
A természetességet jelző fajok száma (db)	31,3	<b>43,3</b>	***
A degradációt jelző fajok száma (db)	11,1	<b>24,6</b>	***
Összes fajszám (db)	42,4	<b>67,8</b>	***
A természetességet jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	1738,2	<b>7757,8</b>	***
A degradációt jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	140,6	<b>2135,9</b>	***
Kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ )	1878,8	<b>9893,6</b>	***

[Jelmagyarázat: Félővér betű: nagyobb érték. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p<0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p<0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p<0,05$ ).]

Érdemes emellett megjegyezni, hogy a degradációt jelző fajok csoportján belül, az egyes Borhidi-féle kategóriákat tekintve, csak a természetes gyomfajok (W) és a ruderalis kompetitorok (RC) fajszáma és borítása volt szignifikánsan nagyobb ( $p<0,001$ ) a tisztáson lévő szórókon. A tájidegen, agresszív kompetitorokat (AC) illetően ez csak borítás esetében mondható el ( $p<0,01$ ), míg a meghonosodott idegen fajok (I) és behurcolt adventívek (A) tömegessége és fajszáma kicsivel inkább az erdei helyszíneken volt magasabb. Ez utóbbi – mivel ezen fajokat többségében a takarmányból érkező termesztett fajok (pl. napraforgó, kukorica) alkották – annak köszönhető, hogy a tisztásokon a többi versenyképes, szinte monodomináns állományokat alkotó néhány gyomfaj mellett ezek a növények már nem voltak képesek megtelepedni, illetve jelentősebb tömeget alkotni (Pinke et al. 2010). A természetes fajok közül pedig a tisztásokon kimutatható nagyobb fajszámot és borítást csupán a zavarástűrő fajok (DT) és természetes pionírek (NP) nagyobb száma és tömegessége okozta ( $p<0,001$ ), míg a specialisták (S) és kompetitorok (C) száma a vártan megfelelően a kevésbé degradált erdei helyszíneken volt kissé magasabb.

A 2019-es évben, az összehasonlíthatóság érdekében a szórók középponti területén és a kijelölt kontroll területeken történt külön cönológiai felvételezés ( $r=2m$ ), melynek adatait felhasználva, az egyes Borhidi-féle kategóriák borítási értékeinek DCA elemzése alapján a két szórótípus különbözősége mellett már az is jól látható, hogy a referenciaként választott élőhelyek is egyértelműen elkülönülnek az egyes fajcsoportok tömegessége szerint (3. ábra). A természetességet jelző fajok a vártan megfelelően a két kontroll élőhelyen jelentek meg a legnagyobb tömegben, míg az erősebben degradált tisztásokon elsősorban a természetes gyomfajok (W), a ruderalis kompetitorok (RC) és a tájidegen, agresszív kompetitorok (AC) nagyobb tömege volt tapasztalható. A pionír jellegű fajok (NP) nagyjából mindkét szórótípusban egyforma arányban jelentek meg, míg a meghonosodott idegen fajok (I) erdei szórón való jelenléte annak köszönhető, hogy az előbbieken is említettek szerint, elsősorban ezeken a helyszíneken volt jellemző az e csoportba tartozó termesztett növényfajok kicsírázása.



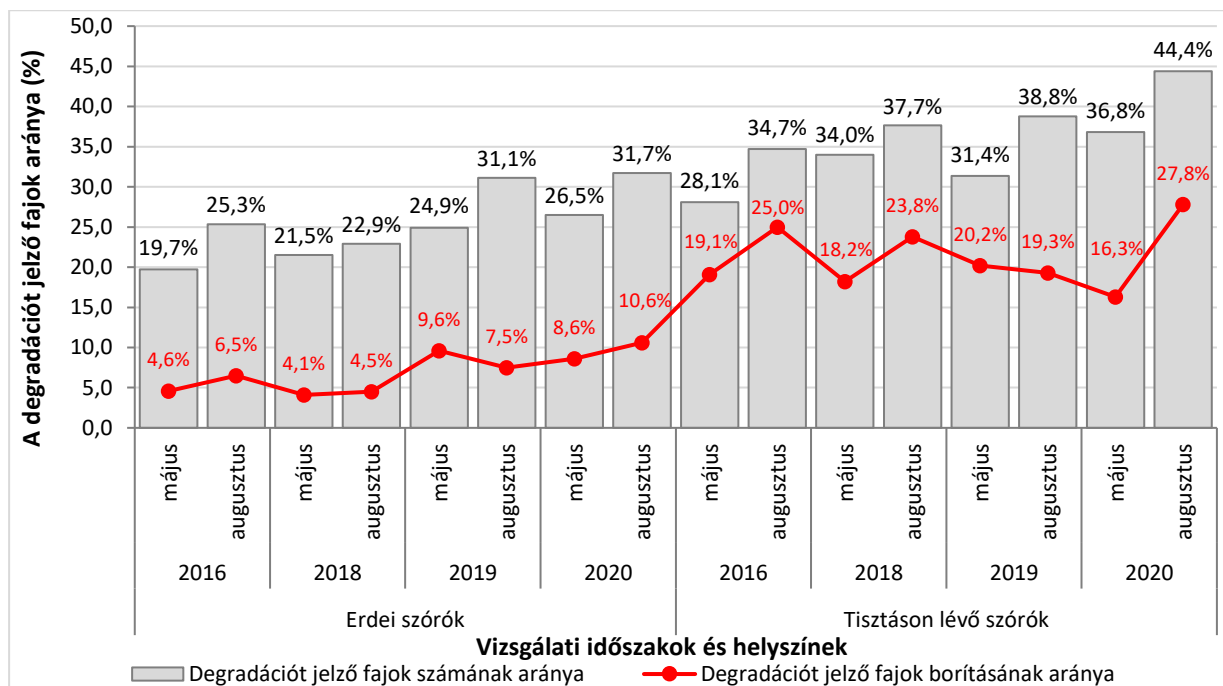


3. ábra: Az SBT kategóriák kumulatív összbörítés szerinti DCA elemzése a vegetációban a 2019. év májusának cönológiai felvételezései ( $r=2m$ ) alapján. [E1, E2, E3 – erdei szórók; T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók, KE – kontroll erdei terület, KT – kontroll tisztás; S –specialista fajok; C – kompetitor fajok; G – generalista fajok; NP – természetes pionír növények; DT –zavarástűrő természetes fajok; W – természetes gyomfajok; I – meghonosodott idegen fajok; A – behurcolt, adventív fajok; RC – ruderális kompetitorok; AC – tájidegen, agresszív kompetitorok]

Összességében tehát elmondható, hogy az erdei és a tisztáson lévő szórók fajkészlete, valamint az egyes fajcsoportok megoszlása és azok tömegessége a 4 év adatsor alapján is jelentős mértékben különbözött a két élőhelytípus között. A kifejezetten a szórás hatásait tükröző középponti területek összevetése a kontroll élőhelyekkel, pedig egyértelműen jelzi, hogy a tevékenység lokálisan igen jelentős mértékű degradációt képes okozni a vegetációban.

#### 5.1.1.2. Az időbeli változások értékelése

A szórókon a vegetáció éven belül és az évek között is jelentős változásokat mutatott, s ez eltérő mértékben ugyan, de mégis hasonló tendenciákat mutatva, mindkét élőhelytípusban igaznak bizonyult. A legjellemzőbb az volt, hogy a degradációt jelző fajok számának aránya mindegyik helyszínen és valamennyi felvételezési évben nőtt a nyárvégi időszakra, s ez jellemzően a borítási arányukat illetően is igaznak bizonyult (4. ábra; részletes, szórónkénti adatok az *M12. mellékletben*). A növényzet borításában bekövetkező éven belüli változás egyébként ehhez hasonlóan kimutatható volt a Patkó és munkatársai (2015) által vizsgált vaddisznóskertben is, bár ott az állatok által erőteljesen használt részekben jellemzően egyik felvételezési időszakban sem tudott jelentős növényzeti fedettség kialakulni.



4. ábra: A degradációt jelző fajok számának és borításának aránya az erdei és a tisztáson lévő szórók átlagában 2016-2020 májusában és augusztusában.

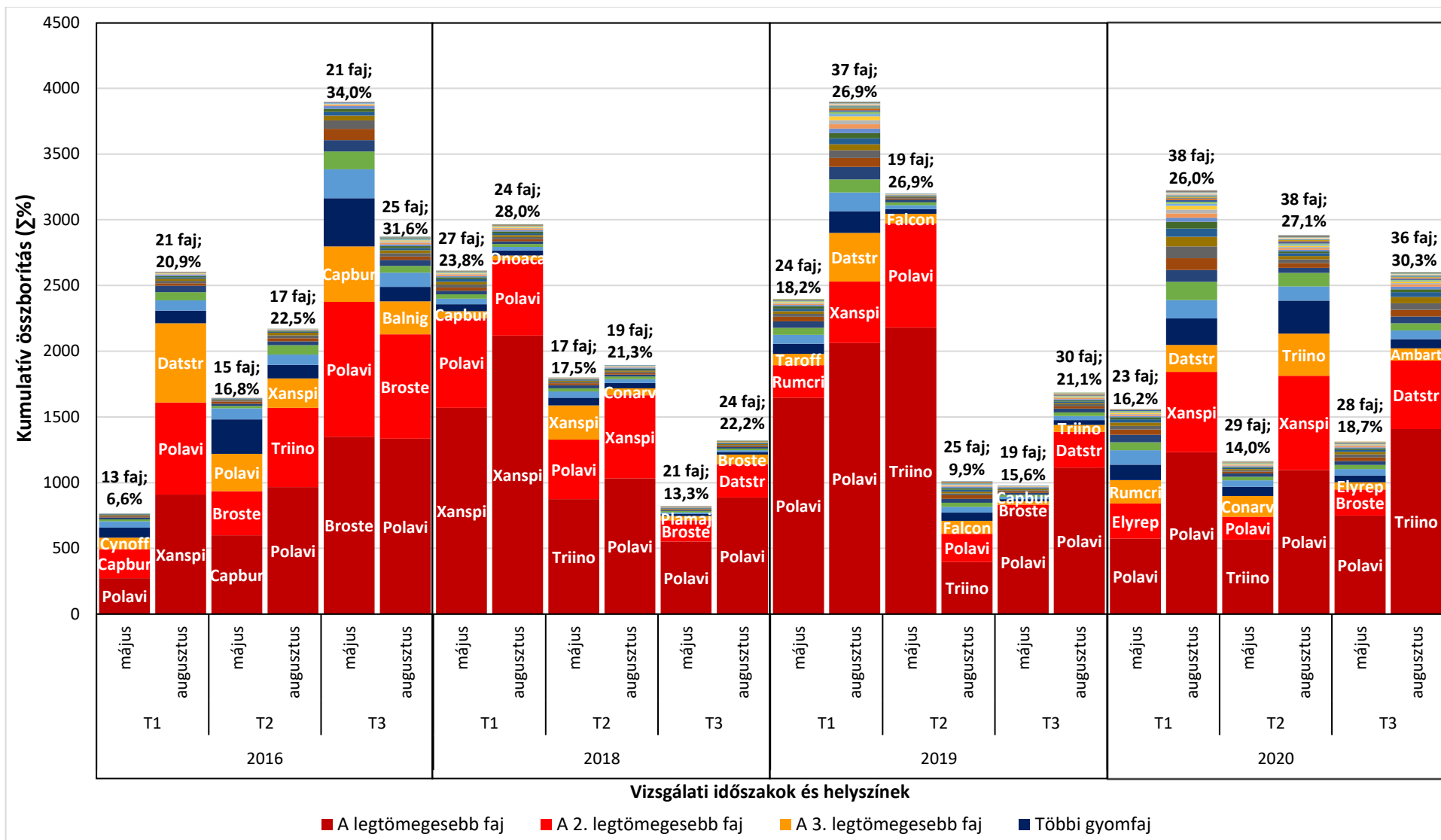
Jelen esetben egyébként e növekedés elsősorban a gyomfajok élettani sajátosságainak volt köszönhető: a legtöbb szegetéalis gyomfaj ugyanis jellemzően magasabb talajhőmérséklet mellett tud csírázni (Berzsenyi 2000), így nagy részük csak augusztusra tudott jelentősebb tömeget elérni. S bár ez szántóföldi viszonyok között egyértelmű jelenség (Pinke et al. 2010), mégis érdemes megemlíteni, mivel egyrészt ez egy teljesen más élőhelyi környezetben bizonyult kimutathatónak, másrészt pedig azért is, mert a növekedés mértéke az évek során (és az egyes helyszíneken belül is) nagyon változó volt, illetve jól látható, hogy a vizsgált 4 év alatt egy növekvő tendencia is megfigyelhető volt az említett paramétereket illetően. Ennek okai feltehetőleg igen összetettek, de az egyes helyszíneken jellemző fajösszetételt, valamint bizonyos taxonok tömegességének alakulását, továbbá az időjárás és egyéb sajátos paramétereket figyelembe véve jobban értelmezhetőek e változások. A következőkben a tisztáson lévő és az erdei szórók esetében külön értékelés következik e jelenségek értelmezését és az okok megtalálását illetően.

#### A tisztáson lévő szórókon kimutatható változások értékelése

A vizsgálati helyszíneken, ha a degradációt jelző fajok abundancia viszonyait, illetve a gyomfajok megoszlását tekintjük, jól látható, hogy azok jelentős mértékben változtak az egyes vizsgálati időszakokban (5. ábra). A 2016-os évben a korábbi tapasztalatok alapján (Rusvai 2018) is elmondható, hogy ezeken a helyszíneken májusban a szórók középpontját általában csupasz talajfelszín uralta, s csak 2-3 méteres távolságban jelentek meg nagyobb borítással növények: előbb jellemzően a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.), majd a közönséges pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik), végül pedig egy természetes zavarástűrő (DT) faj, a puha rozsnok (*Bromus hordeaceus* L.) tűnt fel, szinte gyűrűszerűen egymás után. Őket követték 8-10 méteres távolságtól a természetes pázsitfűvek, illetve egyéb leveles kétszikű fajok. Augusztusban a rövid életű taxonok, mint a pásztortáska és a rozsnok visszaszorulása volt megfigyelhető, miközben a T4-es életformájú gyomnövények (Vajdai 1996) jelentős teret nyertek, jól látható növekedést okozva ezzel a gyomfajok összborításában. A szórókat ekkor már a középpontot érintően is, jellemzően 5-6 méteres távolságig a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.), a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.) és egyes helyszíneken a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch.Bip) térdmagasságú, sűrű állománya borította be (képek az M7. melléklet a) és b) ábráján

láthatóak). Mindemellett ebben az évben néhány helyszínen (T2, T3) jellemző volt, hogy a szórótól távolabb, feltehetőleg egyéb hatások (vadjárás és/vagy akácos folt jelenléte) következtében egy-egy kis területen jelentősebb meddő rozsnok (*Bromus sterilis* L.) borítás is kialakult (lásd pl. vadjárás – Barros et al. 2013, akácos folt – Vítková et al. 2017), mely faj életformájának megfelelően szintén jellemzően csökkent denzitást mutatott augusztusra. A T3 jelű helyszínen esetében például ez a jelenség a teljes gyomborítás jelentős visszaesését is eredményezte a nyárvégi időszakra (Rusvai 2018). A következő években azonban ezeket a tendenciákat már nem sikerült kimutatni. 2018-19-ben például már májusban is alig volt kimutatható csupasz talajfelszín, amit jól tükröznek a magasabb kumulált összborítási értékek is. A felszín már ekkor az éppen kicsírázó gyomfajok alacsony, de sűrű tömege borította be. A 2018-as évben a T1 jelű szórón például már májusban jelentősen teret nyert a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.) (lásd: M7. melléklet c) ábra), ami augusztusra még nagyobb méreteket öltött nemcsak tömegességben, hanem magasságban is. Ugyanezen a helyszínen 2019-ben már a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.) bizonyult a legtömegesebbnek, és augusztusban is inkább a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) nyert teret, miközben a szerbtövis borítása jelentősen alacsonyabb volt. A T2 jelű szórón mindeközben 2018-ban és 2019-ben is jellemző volt, hogy a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch.Bip) jelentős tömege jelent meg májusban, ami augusztusra szinte teljesen elszáradt (lásd: M7. melléklet d) ábra). Azonban a növény jelentős, közel térdig érő tömege feltehetőleg gátolta egyéb gyomfajok növekedését, így ezen a helyszínen ebben a két évben a gyomborítás augusztusra nem tudott olyan méreteket öltetni, mint 2016-ban. A T3 jelű helyszínen pedig a korábban tömegesen megjelenő meddő rozsnok (*Bromus sterilis* L.) eltűnése okozott jelentős változást a 2016-os állapothoz képest, habár ez esetben ez nem is kifejezetten a szóró középpontját, hanem egy attól távolabbi foltot érintett, s ennek oka valószínűleg nem is a szóráshoz köthető, hanem egy fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) alkotta folt aljnövényzetéről volt szó (Rusvai 2018). Ezt azonban a 2017-es évben a nemzeti park szakemberei vegyszerrel kezelték, így az állomány száradása, s ezáltal a záródás jelentős csökkenése okozhatta a következő években az említett faj jelentős visszaesését (Gaudio et al. 2017). Ezen a helyszínen elsősorban egy, a középpont közelében elhelyezkedő nagy csalán (*Urtica dioica* L.) foltot érdemes még megemlíteni, mely bár a természetes fajok közé tartozik, mégis jó jelzője a jelentős tápanyaghozzáadásnak (Pinke & Pál 2005). E növényfolt valamennyi évben és felvételezési időszakban jelentős tömeget képviselt a szóróterületen (lásd: M7. melléklet e) ábra).

A 2020-as év ezután újabb jelentős változásokat hozott valamennyi helyszínen esetében. Ez az év leginkább a 2016-os felvételezési időszakhoz hasonlítható. Májusban ugyanis újra szinte teljesen csupasz talajfelszín jellemezte a szórók középpontját, így a kumulált borítási értékek ismét igen alacsonynak bizonyultak mind a három etetőhely esetében. Ekkor is csak 2-3 méteres távolságban jelentek meg növények, bár a korábbi fajok gyűrűszerű előfordulása helyett elsősorban a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.) gyér borítása, valamint két új faj a közönséges tarackbúza (*Elymus repens* (L.) Gould) és a fodros lórom (*Rumex crispus* L.) tömegesebb megjelenése volt tapasztalható. Augusztusra azonban 2016-hoz képest mérten is jóval nagyobb tömegben jelentek meg a T4-es gyomfajok: elsősorban a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) és a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.) hatalmas, helyenként szinte derékig érő állománya borította be a szórókat (lásd: M7. melléklet f) ábra). Emellett a T3 jelű etetőhelyen többek között az ürömlevelű parlagnyír (*Ambrosia artemisiifolia* L.) is viszonylag nagy tömegben megjelent, holott az eddigiekben inkább csak szálanként vagy kisebb foltokban tűnt fel a vizsgált helyszíneken. Szintén fontos jelenség, hogy a gyomfajok tömegességének változása mind a 3 helyszínen esetében jelentős volt a két aspektus között. A három szórót összességében vizsgálva, ebben az évben volt a legmagasabb (+115%!) a gyomfajok összborításának éven belüli változása, mely jóval felülmúlta még a 2016-os év növekedését is (+21%).

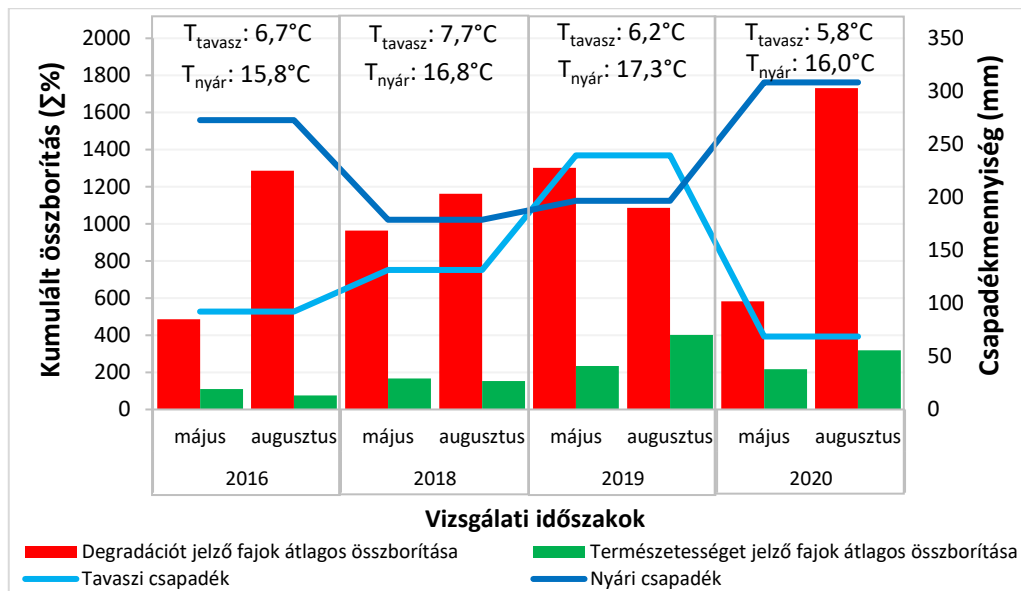


5. ábra: A degradációt jelző fajok vizsgálati időszakonként és helyszínenként kumulált összborítása ( $\Sigma\%$ ), valamint a gyomfajok száma és borításuk teljes borításhoz viszonyított aránya a tisztáson lévő szórókon. [A fajnevek rövidítésére használt 6 betűs kódok feloldása az M22. mellékletben található.]

Jól látható tehát, hogy nemcsak a terepen tapasztaltak szerint, hanem a gyomfajok abundancia viszonyainak értékelése alapján is volt különbség nemcsak az aszpektusok és az évek, hanem az egyes helyszínek degradáltságának mértéke között is. A gyomfajok számát és tömegességét figyelembe véve azonban szignifikáns különbséget jellemzően egyik időszakban sem sikerült kimutatni az érintett élőhelyen lévő szórók között, bár ettől függetlenül voltak kisebb említésre méltó eltérések (részletes adatokat lásd a *12.a) melléklet* táblázatában). Érdekes például, hogy míg májusban a T2 jelű szórón volt átlagban a legmagasabb a gyomfajok borítása, augusztusra már a T1 jelölésű etetőhelyen volt a legnagyobb ezen fajok tömegessége, sőt ekkor a különbség éppen a T2-höz viszonyítva bizonyult szignifikánsnak ( $p < 0,05$ ). Ez azonban csupán a T2-n májusban gyakran tömegesen megjelenő, majd augusztusra csökkenő ebszékfünek volt köszönhető (lásd: 5. ábra; illetve *M7. melléklet d)* ábra). Tekintve azonban, hogy a gyomfajok száma és aránya ezen a helyszínen volt a legkisebb, illetve mindkét aszpektusban itt volt a legmagasabb a természetességet jelző fajok száma és aránya is, sőt a védett fajok is itt fordultak elő a legtöbbször, ez a helyszín mondható a legkevésbé degradáltnak. E két szóró hasonló gyomfertőzöttségét egyébként az okozhatta, hogy ezek egymáshoz közel, nagyon hasonló élőhelyen és fekvésben helyezkedtek el. A kisebb eltérések pedig feltehetően egyéb tényezőknek köszönhetőek. A T1 jelű helyszínen például turistaút is közvetlenül áthalad, illetve ezen az etetőhelyen a takarmánykiszórás is jellemzően nagyobb területet érintett, mely egyrészt a transzszektek mentén kimutatható gradienst is jelentősen befolyásolta (részletesen lásd majd az *5.1.1.3. A stressz gradiens* c. fejezetben), másrészt mindezeknek köszönhetően alapvetően egy kissé degradáltabb gyepterület alakult ki ezen a helyszínen. Ez összeegyeztethető más, a vadetetés hatásait kutató tanulmányokkal is, miszerint a takarmánykihelyezés módja is döntő fontosságú lehet a vegetáció degradációját illetően (Milner et al. 2014; Ossi et al. 2017). A T3 (Pipis-hegy) nevű etetőhely még inkább elkülönült gyomfertőzöttség tekintetében, mivel eleve alacsonyabb borítási értékek voltak jellemzőek, s a gyomfajok tömegességének aránya is általában itt volt a legnagyobb. Mindezek oka az előzőekhez hasonlóan inkább egyedi környezeti sajátosságokra, illetve egyéb antropogén tényezőkre vezethető vissza. A T3 jelű szórón kimutatható alacsonyabb növényborítás például egyrészt annak is lehet köszönhető, hogy ez a terület egy kissé szárazabb, déliesebb fekvésű élőhely volt (mely feltételezést egyébként a talajnedvesség értékek a későbbiekben alá is támasztották, részletesen lásd a *5.1.3.1. A talaj fizikai paramétereinek változása* c. fejezetben). Emellett pedig ez az terület már eleve is jóval bolygatottabb gyeppel lehetett, melyről a már említett akácos folt, illetve egy közelben kialakított kis takarmánytárolásra alkalmas építmény is tanúskodik.

Mindezekből következik tehát, hogy a degradáció mértékének alakulásában a szórók esetében is jelentős szerepe van az egyedi környezeti tényezőknek, ahogyan azt a vadetetés (pl. Milner et al. 2014; Mathisen et al. 2015), valamint egyéb zavarások (pl. utak esetében: Müllerová et al. 2011) hatásainak a vizsgálata kapcsán is számos esetben bizonyították. A kisebb eltéréseket pedig az előzőekben említettek mellett a szórók létesítésének eltérő ideje (Milner et al. 2014; Mathisen et al. 2015), illetve természetesen az alkalmazott takarmányokból érkező szennyező magforrások (Wilson et al. 2016; Gervilla et al. 2019) mennyiségének és minőségének véletlenszerűsége is okozhatta. A fajösszetételben kimutatható eltéréseket (lásd: 5. ábra) egyébként Kochjarová és munkatársai (2023) is megfigyelték, ők nagyarányú felmérésükben ez alapján több gyomnövényzeti típust is elkülönítettek.

Az eddigiekben ismertetett fajösszetétel változások, valamint az egyes szórók fertőzöttségében tapasztalható különbségek okát tehát csupán a vegetációfelvételezés és az említett terepi jellegzetességek alapján nem sikerült egyértelműen feltárni, a *meteorológiai adatok* segítségével azonban számos korábbiakban említett változás, valamint a szórók közti eltérések nagy része is jól magyarázható. A teljes gyomborítás jelentős részét magában foglaló középponti területeken (1-5. kvadrátok) a degradációt és a természetességet jelző fajok átlagos kumulált összborítás értékeit összevetve a tavaszi és nyári csapadékösszeggel, alapvetően elmondható, hogy a csapadék eloszlásának és mennyiségének jelentős szerepe lehetett a gyomfajok abundancia viszonyainak alakulásában (6. ábra).



6. ábra: A degradációt és a természetességet jelző fajok kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ ) értékeinek alakulása a tavaszi és a nyári csapadékmennyiség (mm) és az átlaghőmérsékletek ( $^{\circ}\text{C}$ ) függvényében a tisztáson lévő szórók középpontjában (1-5. kvadrátok), az egyes vizsgálati időszakokban a szórók átlagát tekintve.

Megmagyarázható így többek között a 2016-os és a 2020-as év korábbiakban említett hasonlósága. Ezekben az években ugyanis jellemzően nagyon száraz tavaszt, viszonylag csapadékos nyár követett, aminek az eredménye, hogy a májusi gyér gyomborítást követően a növekedésükhöz jelentős mennyiségű vizet igénylő nagytermetű gyomfajok (Lehoczky et al. 2016) tömegessége augusztusra jelentősen megugrott. A 2018-as és 2019-es években pedig több tavaszi csapadék mellett általában nem volt olyan jelentős a változás a két aszpektus között. Ekkor ugyanis már májusban megjelentek gyomfajok, s így a növekedés mértéke ezekben az években nem volt olyan jelentős. Sőt a 2019-es évben, mikor kifejezetten csapadékos volt a tavasz és a nyár is, az átlagos értékeket tekintve még csökkent is kismértékben a gyomfajok borítása, miközben a természetes fajok tömegessége nőtt. Ezek az eredmények megfeleltethetők Jánoska (2006) vaddisznóskertben tett észrevételeinek, miszerint aszályos időszakokban rendszerint erőteljesebb degradáció tapasztalható, míg csapadékosabb években bizonyos regenerációs folyamatok beindulása is megfigyelhető. Amennyiben emellett a hőmérsékleti adatokat is figyelembe vesszük, szintén több változás oka megmagyarázható. A T1 jelű szórón például ahogyan a korábbiakban említésre került, a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.) 2018-ban már májusban tömegesen megjelent (képet lásd az M7. melléklet c) ábráján), ami nem csak a viszonylag nagy mennyiségű tavaszi csapadéknak, hanem annak is köszönhető, hogy ebben az évben volt a legmelegebb a tavasz (átlaghőmérséklet: 7,7 °C), s T4-es gyomnövényként e magasabb talajhőmérséklet volt szükséges a csírázás beindulásához (Vajdai 1996). 2019-ben és 2020-ban azonban hidegebb tavaszok következtek (átlaghőmérséklet: 6,2 °C és 5,8 °C), így a faj már csak augusztusban tudott megjelenni kicsit nagyobb tömegben (lásd: 5. ábra). A nyári hőmérsékletek és a gyomborítás alakulása között nem volt egyértelmű összefüggés, ebben az időszakban feltehetőleg inkább a lehulló csapadék mennyiségének és eloszlásának lehetett nagyobb szerepe.

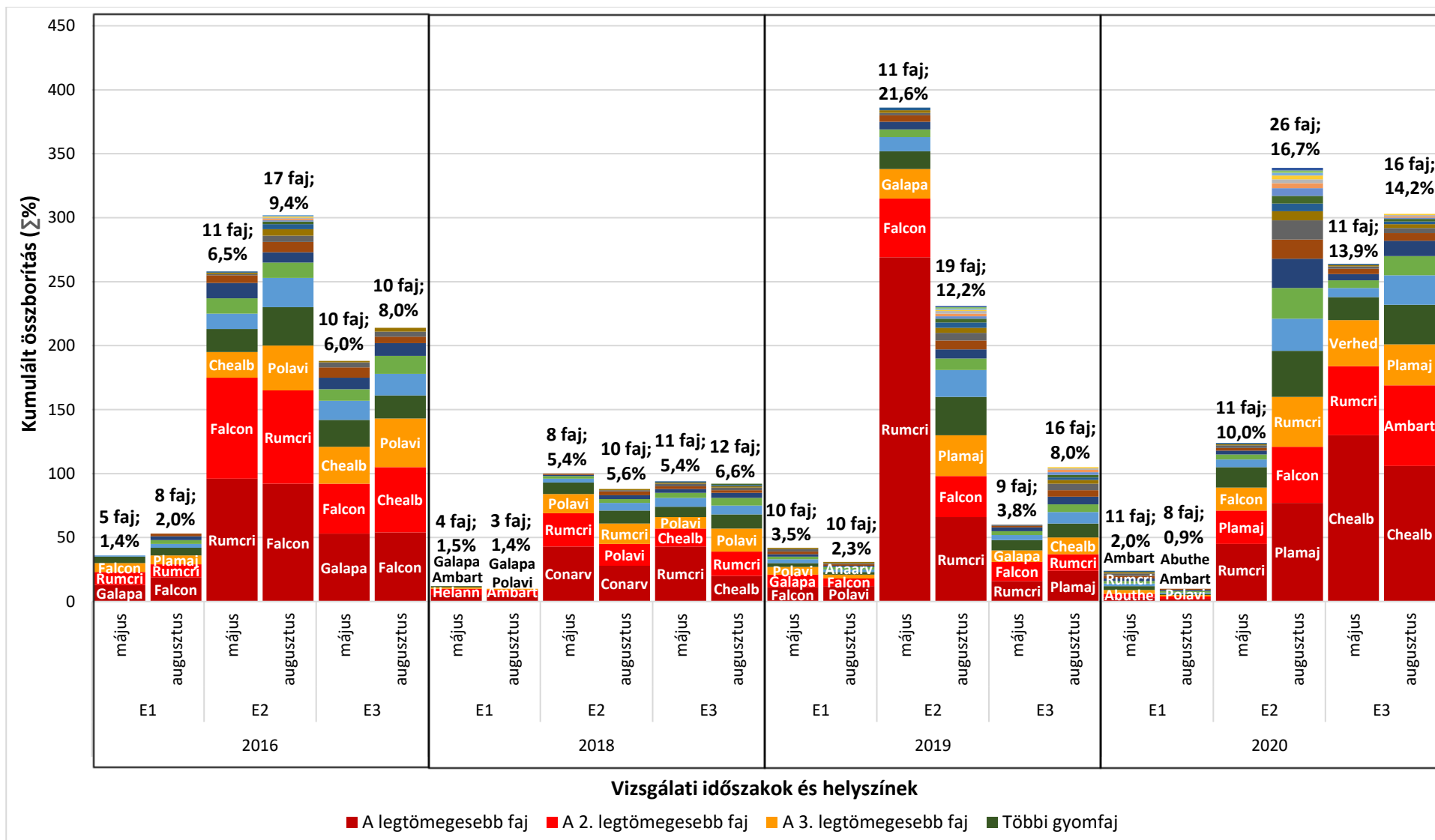
A természetes fajok borításában és fajösszetételében mindeközben nem történtek jelentős változások, sem a diagrammon is megjelenített középponti részeket, sem a teljes felvételezési egységet illetően. Tömegességük legtöbbször augusztusra inkább kissé visszaesett – kivéve a 2019-es és 2020-as évek csapadékos nyarai után –, de fajösszetételben nem voltak jelentős változások. A gyomborítás általában 5-10 méterig volt jellemző, ezt követően viszonylag éles határ jelezte a természetes(ebb) növényzet kezdetét. Ettől a ponttól kezdve sem az évek között, sem éven belül nem voltak jelentős eltérések. Szinte minden vizsgálati egységben 100% vagy annál nagyobb volt a növényborítás. A fő gypalkotó fajok a réti perje (*Poa angustifolia* L.) és a

vörös csenkesz (*Festuca rubra* L.), májusban és augusztusban is nagy tömegben jelen voltak. Mellettük említésre méltó még a csattogó szamóca (*Fragaria viridis* Duch.) jelenléte, mely a szórótól távolabb szintén jelentős borítással jelent meg a gyeptakaróban, bár a faj tömegessége augusztusra általában csökkent, míg például a mezei cickafark (*Achillea collina* J. Beck) abundanciája a legtöbb esetben nőtt a nyár végi időszakra. Emellett megfigyelhető volt, hogy a szárazabb nyarakon (2018) jobban teret nyert a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb.) és a korai sás (*Carex praecox* Schreb.), míg a csapadékosabb években a tejoltó galaj (*Galium verum* L.) és a csattogó szamóca (*Fragaria viridis* Duch.) kerültek előrébb a tömegességi rangsorban. A T3 jelű helyszín természetes fajok tekintetében is kissé eltért, köszönhetően annak, hogy eleve feltehetőleg szárazabb élőhely lehetett, s itt amellett, hogy májusban és augusztusban is kisebb volt a természetes fajok borítása a másik két helyszínhez képest, valamennyi évben inkább a réti perje és a korai sás voltak a legtömegesebb fajok. Emellett pedig a már említett nagy csalán (*Urtica dioica* L.) jelenléte is azt a korábbiakban már említett feltételezést erősíti, miszerint ez a helyszín lehetett a leginkább degradált a három tisztáson lévő etetőhely közül.

Az időjárási paraméterek mellett egyébként feltehetőleg számos egyéb, terepen nem látható *közvetett tényező* is szerepet játszhatott a gyomborítás alakulásában. Többek között említésre érdemes, hogy az afrikai sertéspestis (ASP) következtében 2019-20-ra már jelentősen visszaesett a vaddisznó állomány a területen (http1), 2020-ban pedig a Covid-19 járvány miatti lezárások miatt csökkent kissé a vadászat intenzitása is (Szabó 2021). Mindezek következtében, a 2020-as évben tömegesen megjelenő új fajok, mint például a közönséges tarackbúza (*Elymus repens* (L.) Gould) és a fodros lórom (*Rumex crispus* L.), az intenzív és rendszeres bolygatás hiányában már a másodlagos szukcesszió beindulását jelezhetik (Pinke & Pál 2005; Hódör 2013). Ezt a feltételezést erősíti az a tény is, hogy a 2016-os évhez képest nemcsak a gyomfajok száma, de a természetes fajok száma is szignifikánsan nagyobb volt 2020-ban ( $p < 0,01$ ). A fajösszetétel változásában természetesen mindezek mellett a különféle takarmányok alkalmazásából származó szennyező magforrások véletlenszerű eloszlásának is döntő szerepe lehetett.

#### Az erdei szórókon kimutatható változások értékelése

Az erdei szórók esetében a tisztáson lévő etetőhelyekhez képest általában kisebb változások voltak kimutathatóak. E helyszíneken valamennyi évben jellemző volt, hogy mindkét aspektusban meglehetősen gyér volt az aljnövényzet és a szórók középpontja is legtöbbször szinte teljesen vegetációmentes volt, általában csak kisebb foltokban vagy szálszerűen jelent meg egy-egy faj, s nagyobb távolságokban sem volt mindenütt összefüggő a növényzet (képeket lásd az M6. melléklet ábráin). Az évek során azonban itt is tapasztalhatóak voltak kisebb eltérések a fajösszetételben és az egyes fajok abundancia viszonyaiban, különösen a degradációt jelző taxonokat illetően (7. ábra). A legtömegesebb gyomfajok a fodros lórom (*Rumex crispus* L.), a szulák keserűfű (*Fallopia convolvulus* (L.) Á. Löve), a ragadós galaj (*Galium aparine* L.) és a nagy útifű (*Plantago major* L.) voltak szinte valamennyi helyszínen és időszakban, ellentétben a tisztásokkal, ahol a fajösszetétel térben és időben is jóval változékonyságban bizonyult. Egyes helyszíneken azonban – a másik élőhelyhez hasonlóan – megfigyelhetőek voltak egyes gyomfajok élettani sajátosságaiból adódó változások, így például a T2-es életformájú ragadós galaj (*Galium aparine* L.) néhol májusban még nagyobb tömegben jelent meg, majd augusztusra szinte teljesen eltűnt, míg egyes helyszíneken a T4-es madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.) vált tömegesebbé a nyár végi időszakra. Mindeközben a vízigényesebb (WB érték: 6) fodros lórom (*Rumex crispus* L.) jól láthatóan általában a tavaszi, hűvösebb és sokszor csapadékosabb időszakokban jelent meg nagyobb tömegben, s nyár végére jellemzően valamennyi helyszínen (különösen az E2 jelű szórón) visszaesett a borítása.

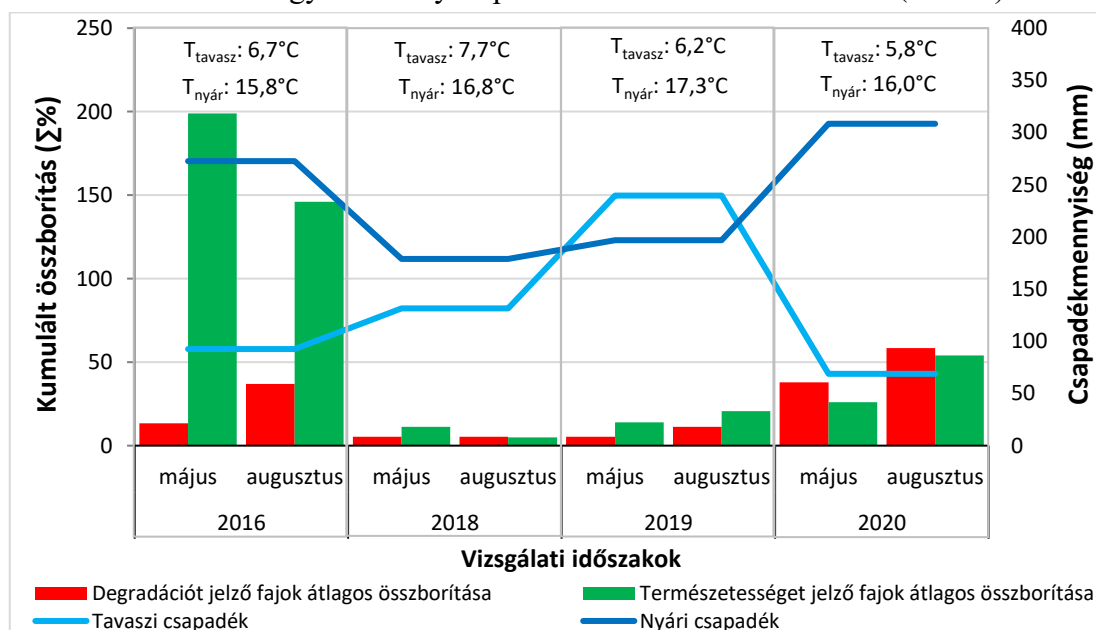


7. ábra: A degradációt jelző fajok vizsgálati időszakonként és helyszínenként kumulált összborítása ( $\Sigma\%$ ), valamint a gyomfajok száma és borításuk teljes borításhoz viszonyított aránya az erdei szórókon. [A fajnevek rövidítésére használt 6 betűs kódok feloldása az M22. mellékletben található.]



A 7. ábrán az is jól látható, hogy a tisztáson lévő szórókhöz hasonlóan az egyes helyszínek gyomfertőzöttségének mértéke eltérőnek bizonyult. Az E1 jelű etetőhely például rendkívül alacsony gyomborításával valamennyi évben jelentősen eltért a másik két helyszíntől. Ez esetben a szóró középpontját nagy kiterjedésben erősen agyagos, láthatóan sűrűn járt és bolygatott, szinte teljesen csupasz talajfelszín jellemezte, legalább 5-6 méter távolságig (lásd: *M6. Melléklet a) és b) ábrák*). Emellett minden évben jellemző volt, hogy sötömböt is elhelyeztek a takarmányok mellett, és így feltételezhetően a talajba bemosódó só is hozzájárulhatott az alacsonyabb növényborítás kialakulásához (Ramakrishna & Viraraghavan 2005). Mindezek következménye, hogy itt volt a legalacsonyabb a gyomborítás teljes borításhoz viszonyított aránya (valamennyi évben 5% alatt maradt). A másik két szórón ellenben már nagyobb volt a növényfajok tömegessége, ezeken a helyszíneken ugyanis nem volt olyan mértékű a csupasz talajfelszín kiterjedése, s gyakran már a szórók középpontjában is megjelentek növényfajok. Érdemes kiemelni az E2 (Hosszú-hegy) nevű helyszínt, ahol általában jóval nagyobb borítási értékek voltak jellemzőek, sőt ezen az etetőhelyen minden évben tömegesen megjelent a nagy csalán (*Urtica dioica* L.) (lásd: *M6. melléklet c) ábra*), mely bár a természetes fajok közé tartozik, jelenléte erőteljes bolygatásra és nitrogénfeldúsulásra utal (Pinke & Pál 2005). A 4 év értékei alapján a degradációt jelző fajok száma, borítása és ezek aránya is ezen a helyszínen volt a legmagasabb, bár szignifikánsan csak az E1 jelű szórótól tért el e tekintetben. Az E3 jelű etetőn azonban hasonló gyomfaj jelenlét mellett mindkét helyszínhez viszonyítva szignifikánsan magasabb volt a természetes fajok száma. Következésképpen az E2 jelölésű helyszín mondható a leginkább degradált területnek. Tekintettel e szóró terepen is tapasztalható intenzív használatára (lásd: *M6. melléklet d) ábra*) jól látszik, hogy a nagyobb gyomfaj gazdagság és borítás összefüggésben lehet az aktív etetési tevékenységgel. A nagy mennyiségű, rendszeres és vegyes eredetű takarmányok jól láthatóan nagyobb degradációt eredményeztek az adott helyszínen.

Érdemes ez esetben is kiemelni az időjárási viszonyok szerepét, mely az erdei helyszíneken is jelentős hatással volt az egyes növénycsoportok borítási értékeit illetően (8. ábra).



8. ábra: A degradációt és a természetességet jelző fajok összborítás ( $\Sigma\%$ ) értékeinek alakulása a tavaszi és a nyári csapadékmennyiség (mm) és átlaghőmérsékletek (°C) függvényében, az erdei szórók középpontjában (1-5. kvadrátok) az egyes vizsgálati időszakokban a szórók átlagát tekintve.

A gyomfajok borítását illetően például az erdei helyszíneken is kimutatható volt a 2016-os és 2020-as évek hasonlósága. Ezek voltak azok az évek, ahol szárazabb tavaszt csapadékosabb nyár követett, s ez a tisztáson lévő szórókhöz hasonlóan, az erdei etetőhelyeken is jellemzően jelentős emelkedést okozott a gyomfajok borításában. Ez esetben is 2020-ban volt a legmagasabb a degradációt jelző fajok tömegessége, és ekkor már több szántóföldi gyomfaj is megjelent

viszonylag nagy borítással. Az E3 jelű szórón például májusban a legtömegesebb fajok közé került a borostyánlevelű veronika (*Veronica hederifolia* L.), augusztusban pedig a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) és az ürömlevelű parlagrafű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) nyertek jelentős teret (lásd: 7. ábra). Sőt még a legkevésbé gyomos E1 jelű helyszínen is megjelent a sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.) ebben az évben. Az E3 (Cseresi vadászház) nevű szóró esetében érdemes egyébként megjegyezni, hogy nem csupán az időjárás miatt lehetett kiugró a gyomfajok borítása 2020-ban, feltehetőleg a kihelyezett takarmányok szennyezettsége, s ezáltal a magbank magasabb gyommag tartalma is szerepet játszhatott. Az érintett szórón ugyanis 2018-ban és 2019-ben még szinte alig volt kimutatható a fehér libatop, míg 2020-ban már igen jelentős borítási értékekkel jelent meg a faj (lásd: 7. ábra). Ez mindezek alapján biztosan nem helyi magszórásból, hanem a gyommagvakkal fertőzött takarmányok révén, közvetett úton a magbankból érkezhettek, mely feltételezést egyébként a 2019-ben vett talajminták kiértékelése bizonyította is (részletesen lásd majd a 5.1.2.2. *Magdenzitás* c. fejezetben). Az erdei szórók esetében egyébként valamennyi évben jellemző volt a gyomfajok borításának növekedése augusztusra, habár jelentős különbség a másik élőhelytípushoz képest, hogy a borítási értékek (természetes- és gyomfajoké egyaránt) nagyságrendekkel alacsonyabbak voltak (részletesen lásd az *M12.b. melléklet*ben). Ennek oka elsősorban élőhelyi (Bölöni et al. 2011), illetve valószínűleg az erdei élőhelyek invázióval szembeni nagyobb ellenállóképességének (Pauchard et al. 2009; Beauy et al. 2019) is köszönhető.

A *természetes fajok* jelenlétét és tömegességét illetően is jelentős eltérések voltak a két szórótípus között. Egyrészt fontos különbség, hogy ez esetben már a vizsgált 1-5. kvadrátokban is viszonylag jelentős volt a természetes fajok borítása. Különösen igaz volt ez a 2016-os évben, amikor egyes helyszíneken (E1, E3) még a középponthoz közel is viszonylag nagy tömegben, bár jellemzően csak kisebb foltokban, megjelent a természetes vegetáció (lásd: 8. ábra). Érdekes, hogy a következő években ennek jelentős csökkenése volt tapasztalható, mely kiugró mértékű változás feltehetően nem csupán az állati eredetű bolygatásnak volt köszönhető, tekintve, hogy ezekben az években inkább állománycsökkenés volt tapasztalható. Mivel ezek főleg pázsitfűvek voltak, így valószínűleg emberi hatások (kaszálás) is közre játszhattak borításuk csökkenésében. További különbség a másik élőhelytípushoz képest, hogy nemcsak a gyomfajok, hanem a természetes fajok borítása is nagyságrendekkel alacsonyabb volt, s a transzszektek mentén sem volt éles határ a gyomfajok és a természetes fajok megjelenésében, mint ahogyan ez a tisztásokon jellemző volt. Ez nagyrészt annak az élőhelyi sajátosságnak köszönhető, hogy az érintett erdőterületeken eleve nem volt teljes az aljnövényzet borítása, így még a távolabbi kvadrátokban is maximum 60% volt a növényfajok tömegessége. Ez egyébként a Mátra természetközeli cseres-tölgyeseire gyakran jellemző (Sramkó & Vojtkó 2010), tehát valószínűsíthetően nem a szóró aktív használatának az eredménye. A természetes fajok borítása egyébként a tisztásokhoz hasonlóan jellemzően inkább kissé visszaesett augusztusra, kivéve a 2019-es és 2020-as évek csapadékos nyarai után. Jelentős fajösszetétel változások azonban a természetes fajokat illetően itt sem történtek. Valamennyi évben és helyszínen jellemzően a ligeti perje (*Poa nemoralis* L.), a zöldes sás (*Carex divulsa* Stokes.), a réti perje (*Poa angustifolia* L.), és a felemáslevelű csenkesz (*Festuca heterophylla* Lam.) uralkodtak, míg egyes helyszíneken az erdei csitri (*Moehringia trinervia* L.) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora* Retz.) is viszonylag nagy tömegességet ért el. Az időjárási paraméterekhez köthetően említésre érdemes változás még, hogy a csapadékosabb, hűvösebb időszakokban (például a 2019-es évben) a nagyobb vízigénnyel (WB érték: 7) rendelkező erdei csitri (*Moehringia trinervia* L.) valamennyi helyszín esetében tömegesebb volt, sőt rövidebb életciklusa ellenére ekkor még augusztusban is viszonylag nagy borítással volt jelen az egyes vizsgálati területeken. Az E3 jelű szórón pedig például az átlaghőmérséklet alakulása is döntőnek bizonyult egyes fajok esetében. 2020 májusában a salátaboglárka (*Ranunculus ficaria* L.) volt a 3. legtömegesebb faj, mely az adott év kifejezetten hideg tavaszának, s emiatt a növény elhúzódott vegetációs fázisának volt köszönhető.

Mindezek mellett, a tisztáson lévő szórókhhoz hasonlóan, ez esetben is tapasztalhatóak voltak kisebb változások, melyeket egyéb, *közvetett tényezők* segítségével lehet magyarázni. Itt is érzékelhető volt a Covid-19 és az afrikai sertéspestis (ASP) hatása. 2020-ban ugyanis a csökkent vadsűrűség miatt nemcsak a gyomfajok, hanem néhány természetes zavarástűrő (DT) faj borítása is növekedést mutatott. Az E1 jelű szórón például a közönséges gyíkfű (*Prunella vulgaris* L.), az E2 jelölésű helyszínen inkább az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum* L.), míg az E3 (Kis-Szár-hegy) nevű etetőhelyen a baracklevelű keserűfű (*Polygonum persicaria* L.) vált tömegesebbé, valamennyien feltételezhetően a kissé csökkenő állati eredetű bolygatás hatására.

Összegezve tehát az erdei szórókon a meglehetősen gyér aljnövényzet mellett alapvetően a természetes, erdei fajok maradtak uralkodóak, sokszor még a középponthoz közeli részeken is. Ez esetben a szórás hatása tehát – a tisztások jelentős mértékű gyomborításával ellentétben – leginkább abban nyilvánult meg, hogy a fokozott vadjárás miatt jelentősen gyérült a növényzet, így jellemzően nagy kiterjedésű csupasz, avarmentes, sőt gyakran szinte teljesen vegetáció nélküli talajfelszínek alakultak ki, hasonlóképpen a vaddisznóskertekben, nagy vadsűrűség mellett tapasztalható térszínekhez (pl. Koltay 2004, 2005; Györi et al. 2012). Gyomfajok így inkább csak kisebb foltokban elszórtan vagy szálanként jelentek meg, ami e jelentős állati bolygatás mellett nagy valószínűséggel a zárt erdők gyomokkal szembeni nagyobb ellenállóképességének (Pauchard et al. 2009; Beaury et al. 2019), illetve elsősorban a fénylimitációnak köszönhető, ahogyan e környezeti paraméter elsődleges szerepét több hazai cseres-tölgyes aljnövényzetét illetően is bizonyították (Kollár 2017; Ádám et al. 2018).

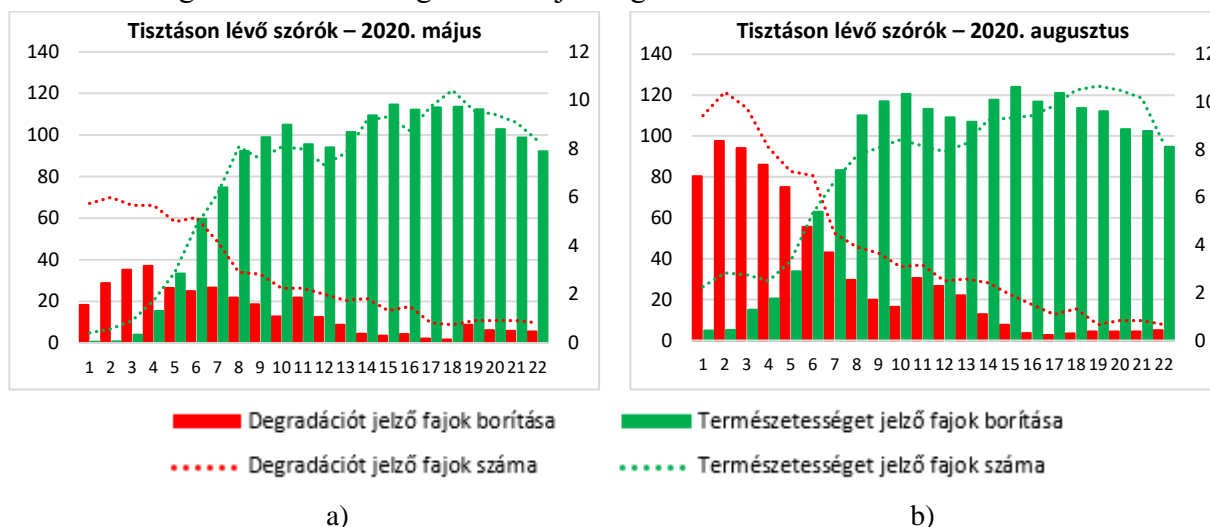
### 5.1.1.3. A stressz *gradiens*

A terepen tapasztalt térbeli jellegzetességek, illetőleg a stressz *gradiens* hipotézis igazolása céljából a természetességet és a degradációt jelző fajok kvadrátonkénti átlagos fajszámain és borításértékeit figyelembe véve készítettem a további elemzéseket (a kapott ábrák helyszínenként és vizsgálati időszakonként az *M11. melléklet*ben találhatóak). Valamennyi szóró esetében jellemző volt, hogy a gyomfajok legnagyobb fajgazdagsága és borítása általában az etetőhelyek középpontjában volt, míg attól távolodva nőtt a természetes fajok borítása és fajszáma is, de a két élőhelytípust illetően e tekintetben is nagy különbségek voltak.

#### Stressz *gradiens* a tisztáson lévő szórókon

A tisztásokon mind a három helyszínen nagyon jól kimutathatónak bizonyult a feltételezett zavarási *gradiens* (9. ábra; illetve *M11. melléklet*). A középpontot érintő magas borítási értékek elsősorban a már korábbiakban a legtömegesebb fajok között említett szántóföldi fajoknak – mint a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.), a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.), a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) és a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch.Bip) – voltak köszönhetőek. A stressz *gradiensek* alapján már az is jól látszik, hogy bár a terepen általában éles határ jelezte a gyomborítás és a természetes(ebb) növényzet közti váltást, e fajok tömegét követően az átmenet nem volt olyan éles, kis borítással ugyan, de jelen voltak gyomfajok a középponttól akár nagyobb távolságokban is. Bár ezen taxonok többsége jellemzően már nem szántóföldi eredetű volt, hanem a zavartabb gyepekben egyébként is előforduló fajok, mint a keskenylevelű kenderkefű (*Galeopsis angustifolia* Ehrh.), a mogyorós lednek (*Lathyrus tuberosus* L.) és a mezei katáng (*Cichorium intybus* L.). Egyes részeken azonban – elsősorban az augusztusi felvételezések során – előfordult, hogy néhány szegetalis gyomfaj is megjelent nagyobb távolságban is. A madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.), a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) és az apró szulák (*Convolvulus arvensis* L.) gyakran nemcsak szálanként, hanem kisebb foltokban, akár 18-20 méterre is megtalálhatóak voltak egyes helyszíneken. Ezen fajok jelenléte egyébként legtöbbször a lokálisan kissé megnyíló gyepfelszínekhez (kisebb túrás, felszíni kőzetkibukkanás környezete) kötődött, ami jól jelzi egyrészt az állati magterjesztés szerepét (Heinken et al. 2006; Mráz et al. 2016), másrészt a talajmagbank jelentőségét is. Ez esetben a talajba bekerült gyommagvaknak köszönhetően a vaddisznó által okozott mikrobolygatások természetes heterogenitást növelő szerepe

(Horčíčková et al. 2019) nem tud megfelelően működni, ugyanis ilyen módon a kis lécek inkább az invázió forrásaiként szolgálnak (Barrios-Garcia & Ballari 2012). Ebből következik, hogy a hazai gyepterületeink többségéhez hasonlóan (pl. Matus et al. 2005; Koncz et al. 2011) a természetes regeneráció lehetősége is erőteljesen gátolt e területeken.



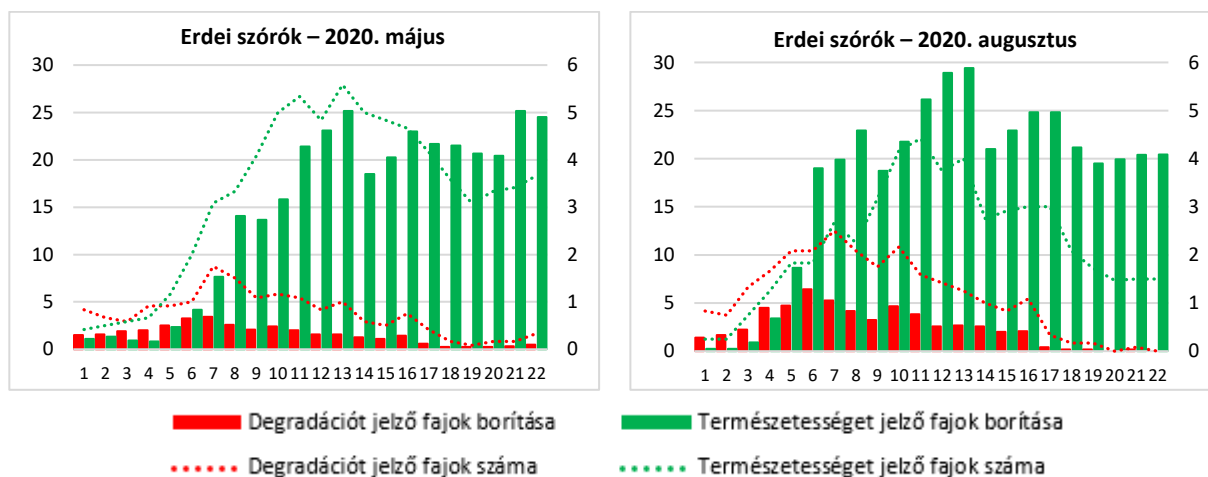
9. ábra: A természetességet és a degradációt jelző fajok kvadrátonkénti átlagos összborítása és fajszáma a tisztáson lévő szórók átlagát tekintve 2020-ban, az a) májusi és a b) augusztusi időszakokban. [Elsődleges y tengely (0-140): a degradációt és a természetességet jelző fajok kvadrátonkénti átlagos összborítása ( $\Sigma\%$ ); másodlagos y tengely (0-12): a degradációt és a természetességet jelző fajok átlagos kvadrátonkénti fajszáma (db); x tengely: a transzszektek mentén elhelyezett kvadrátok (1-22 db).]

Az egyes helyszíneken kimutatható stressz gradienseket vizsgálva egyébként jól láthatóak a korábbiakban már említett élőhelyi, környezeti sajátosságok is. Például a T3 (Pipis-hegy) nevű szóró esetében minden évben jellemző volt, hogy a szóró középpontja szinte teljesen csupasz volt időjárási viszonyoktól függetlenül, és általában csak 4-5 méteres távolságban volt nagyobb mértékű a gyomborítás. Ez feltehetőleg az ott tapasztalható rendkívül sekély talajnak és a szárazabb élőhelynek a következménye (részletesen lásd az 5.1.3. *Talajparaméterek* c. fejezetben). Illetve ennél a szórónál jól megfigyelhető a 2016-ban még jelen lévő akácos folt miatti, távolabbi kvadrátokban (18-22.) megjelenő meddő rozsnok (*Bromus sterilis* L.) hatása, mely az évek során fokozatosan eltűnt. A másik két szóró, bár nagyon hasonló fekvésben és viszonylag közel is helyezkedtek el egymáshoz, gyomfertőzöttségük mértékében mégis különböztek, s ez a stressz gradiensek alapján is jól kimutathatónak bizonyult. A T1 (Hatrapatak-tető) nevű etetőhely esetében minden évben jellemző volt, hogy az egyik transzszekt mentén kicsit nagyobb távolságban is kimutatható volt összefüggő gyomborítás, mely feltehetőleg a korábbiakban részletezett antropogén tényezőtől eredeztethető. Ezen a helyszínen ugyanis nem csupán a középpontban történt takarmánykiszórás, hanem pár méterre tőle is helyeztek el alkalmanként különböző etetőanyagokat. Ennek eredményeként 10-12 méter távolságig viszonylag jelentős gyomtömeg volt tapasztalható, szemben a másik helyszínnel, ahol ez jellemzően csupán 5 méteres távolságig volt tapasztalható. Jól látható tehát, hogy nem csupán a gyomborítás mértéke, de annak térbeli kiterjedése is nagyon változó volt az egyes helyszíneken, s tekintve, hogy az egymástól pár száz méterre, hasonló környezeti viszonyok mellett elhelyezkedő szórók között is voltak kimutatható különbségek, az antropogén tényezőknek is jelentős szerepe lehet (lásd még a korábbiakban kifejtett egyéb példákat az 5.1.1.2. *Az időbeli változások értékelése* c. fejezetben).

### Stressz gradiens az erdei szórókon

Az erdei szórókon általában már nem volt ilyen egyértelműen kimutatható a gradiens (10. ábra; illetve *M11. melléklet*). A gyomfajok száma és borítása ugyan jellemzően csökkent a szórók középpontjától távolodva, de a természetes fajok inkább viszonylag egyenletesen jelentek meg a transzszektek mentén, sőt sok esetben inkább a középponthez közelebb eső részekben 5-6 méteres távolságban volt a legmagasabb a borításuk. Ez annak köszönhető, hogy a szórók általában az erdőterületen belül kissé inkább nyíltabb foltokban (bár nem teljesen nyitott lékekben) helyezkedtek el, s a középponttól távolodva, a záródás növekedésével a kevesebb fény jellemzően csökkentette a teljes növényzeti borítást (Ádám et al. 2018). Néhány helyszínen emiatt előfordult, hogy egy-egy transzszekt mentén a legtávolabbi kvadrátokban csak vastag avartakaró fedte a felszínt, melyben egyetlen növényfaj sem jelent meg.

Ettől függetlenül ezeken a helyszíneken is tapasztalható volt, hogy a szórótól nagyobb távolságban is megjelentek degradációt jelző fajok. Ezek többsége elsősorban természetes gyomfaj, illetve eleve zavart erdőkre jellemző faj volt, mint például a fodros lórom (*Rumex crispus* L.) és a szulák keserűfű (*Fallopia convolvulus* (L.) Á. Löve). Itt is előfordult azonban néhány szántóföldi faj is, mint a fehér libatop (*Chenopodium album* L.), a mezei tixszem (*Anagallis arvensis* L.) és a szelíd csorbóka (*Sonchus oleraceus* L.), mely taxonok bár akár a legtávolabbi kvadrátokban is képesek voltak megjelenni, gyakran csak szálinként, s nem teljesen kifejlett növény formájában voltak megtalálhatóak. E fajok megjelenésében valószínűleg szerepe lehetett az állati magterjesztésnek is: a vaddisznó különösen jól ismert epizoochor terjesztéséről (Mráz et al. 2016), mely a szakirodalmak tanúsága szerint is rendszerint az állat által sűrűbben használt terepi objektumok – mint amilyenek az etető, dagonyák (pl. Koltay 2004, 2005; Hock & Tóth 2007), illetve az ezek közelében található (dörgölöző) fák (Heinken et al. 2006; Lebocky & Petrás 2015) – közelében a legjelentősebb, különösen azért is, mert az állat zárt élőhelyen általában több időt is tölt (Kuijper et al. 2009). Bár érdemes azt is megemlíteni, hogy különösen erdei helyszíneken gyakori jelenség, hogy az állatok etetőhelyre szoktatása érdekében eleinte a szóróhoz vezető több irányban kukoricát hullatnak el, hogy mintegy rávezessék a disznót a csalíra (Barta 2018b), így akár ez is hozzájárulhatott a nagyobb távolságokban megjelenő gyomfajok megtelepedéséhez.



a)

b)

10. ábra: A természetességet és a degradációt jelző fajok kvadrátonkénti átlagos összborítása és fajszáma az erdei szórók átlagát tekintve 2020-ban, az a) májusi és a b) augusztusi időszakokban. [Elsődleges y tengely (0-30): a degradációt és a természetességet jelző fajok kvadrátonkénti átlagos összborítása (%); másodlagos y tengely (0-6): a degradációt és a természetességet jelző fajok átlagos kvadrátonkénti fajszáma (db); x tengely: a transzszektek mentén elhelyezett kvadrátok (1-22 db)]

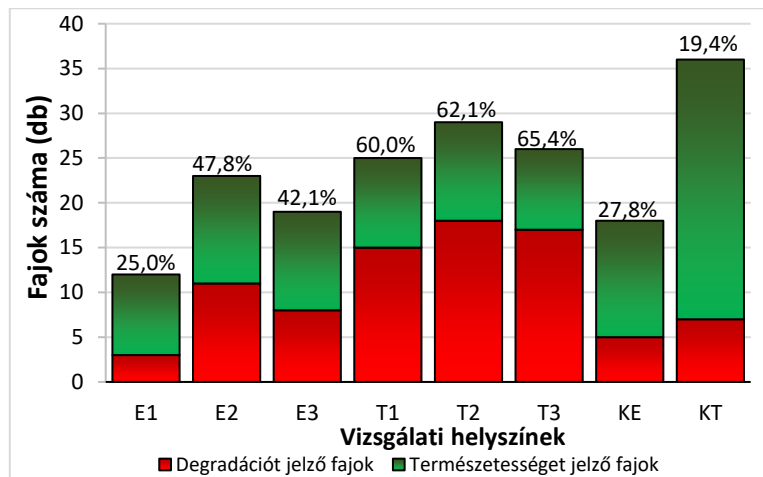
## 5.1.2. Talajmagbank vizsgálat

### 5.1.2.1. A fajkészletek elemzése

A hosszú távú vizsgálatba bevont helyszíneken (a 3 erdei és 3 tisztáson lévő szórón, valamint a kontroll területeiken) elvégzett talajmagbank mintavételezések során összesen 86 fajt sikerült a csíráztatás alatt azonosítani, ebből 52 természetes (60,5%) és 34 degradációt jelző faj (39,5%) volt. Ezen belül, az erdei szórók mintáiban jellemzően kevesebb volt a megjelenő fajok száma, közös fajkészletüket 36 faj alkotta, 13 degradációt jelző fajjal (36,1%), melyből 4 volt idegenhonos taxon (11,1%). A tisztáson lévő szórók magbankjában ezzel szemben 47 fajt, köztük 28 degradációt jelző növényt (59,6%) sikerült kimutatni, s ebből 11 volt idegenhonos taxon (23,4%). Vagyis ez esetben a teljes fajkészlet közel egynegyede, az előforduló gyomfajoknak pedig több mint egyharmada idegenhonos növényfajnak bizonyult. A kontroll területeken a gyomok aránya jellemzően kevesebb volt, bár a magbankok sajátosságaiból adódóan (Csontos 2001; Bossuyt & Honnay 2008) még ezeken a területeken is viszonylag magasnak mondható értékeket sikerült kimutatni, különösen az erdei helyszínek esetében. A kontroll erdei élőhelyen ennek megfelelően 18 fajból 5 faj (27,8%), míg a referenciaként választott tisztáson 36 fajból 7 faj (19,4%) volt degradációt jelző taxon.

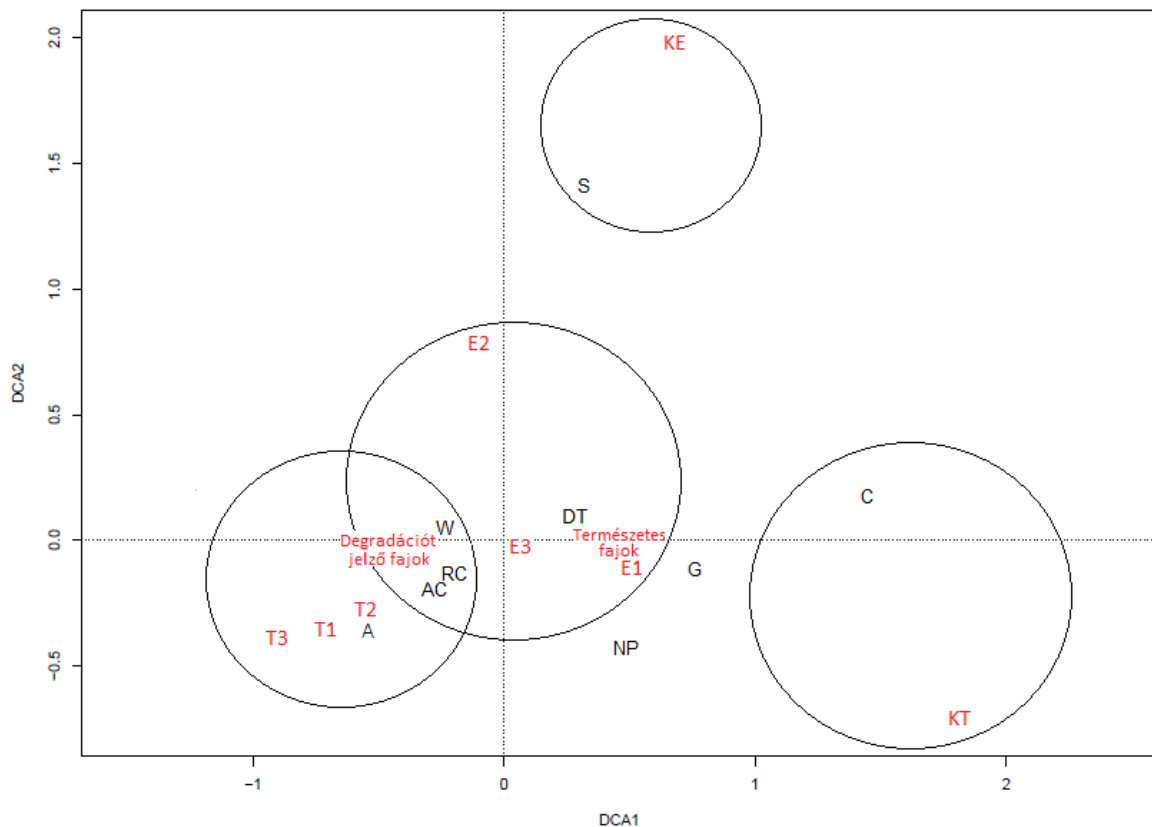
Az erdei szórók magbankjában a leggyakrabban előforduló fajok a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.), a fehér libatop (*Chenopodium album* L.), a békaszittyó (*Juncus effusus* L.) és a tyúkhúr (*Stellaria media* L.) voltak, melyek mind a három helyszínen megjelentek. A két szórón is előforduló fajok közt említésre érdemes a világszerte veszélyes gyomként ismert sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.), a pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.), a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) és a kakaslábű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.), melyek tipikus szántóföldi gyomfajok (Novák et al. 2011), s jelenlétük jól jelzi a gyommagvakkal szennyezett takarmányok hatását. Az erdei szórók magbankjában azonban az európai lomboserdőkben általánosan tapasztaltaknak megfelelően (Bossuyt & Honnay 2008) a gyomfajok mellett jellemzően megtalálhatóak voltak a tipikus erdei fajok is: például a már említett békaszittyó (*Juncus effusus* L.) mellett több szórón is előfordult a zöldes sás (*Carex divulsa* Stokes.), az erdei csitri (*Moehringia trinervia* L.) és az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum* L.). Ezen kívül az erdei mintaterületek közül fordult elő, hogy védett faj is megjelent a magbankban. A pázsitos nőszirm (*Iris graminea* L.) az E2 (Hosszú-hegy) szóró mintájában, valamint az erdei kontroll területen (KE) egy-egy csíranövény formájában képviseltette magát. Ezzel szemben a tisztáson lévő szóróknál a leggyakoribb – vagyis a legalább két szórón előforduló – fajok között szinte kizárólag szántóföldi gyomfajok voltak jelen, a tipikus gyepi fajok több nemzetközi és hazai gyepterületen tapasztalathoz hasonlóan (pl. Thompson et al. 1997; Csontos 2001) gyakorlatilag hiányoztak a magbankból. Sőt az erdei szórókkal ellentétben, ezeken a helyszíneken idegenhonos inváziós fajok is több szórón megjelentek. Az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) például mindhárom esetben, míg az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) két helyszínen volt kimutatható.

A két szórótípus különbözősége – bár a magbankból kicsírázó teljes fajszámok nem tértek el jelentősen az egyes vizsgálati helyszínek között – mégis jól kimutatható volt (11. ábra; részletes adatok az M13.a mellékletben). A gyomfajok száma és aránya szignifikánsan nagyobbak ( $p < 0,05$ ) bizonyult a tisztáson lévő szórókon (tisztás átlag: 17 faj; 62,5%; erdei átlag: 7 faj; 38,3%). Látható emellett, hogy az előbb említett magbanki sajátosságok következtében a kontroll területek nem különültek el élesen, s ez különösen az erdei élőhelyeken és elsősorban a teljes fajszám tekintetében volt igaz. E társulást illetően egyébként Európa szerte bizonyított, hogy a különböző zavarások általában nem csökkentik a magbankban rejlő fajok számát (Zobel 2007), sőt köszönhetően az erdők magbanki tulajdonságainak, a gyomfajok aránya még viszonylag természetes körülmények között is meglehetősen magas (Bossuyt & Hermy 2001), s ez hasonlóképp más hazai cseres-tölgyesekhez (Koncz et al. 2011) jelen esetben is egyértelműen kimutathatónak bizonyult.



11. ábra: Az egyes helyszíneken a talajmagbankban megtalálható fajok száma és a degradációt jelző fajok aránya. [E1, E2, E3 – erdei szórók; T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók, KE – kontroll erdei terület, KT – kontroll tisztás]

A Borhidi-féle csoportok megoszlása szerint elvégzett DCA analízis szintén viszonylag jól kimutatta a két szórótípus elkülönülését (12. ábra). Sőt ez alapján már az is jól látható, hogy az előzőekben említett különbséget elsősorban a tisztáson lévő szórókon előforduló ruderalis kompetitorok (RC) ( $p < 0,05$ ) és a tájidegen, agresszív kompetitorok (AC) ( $p < 0,001$ ) nagyobb fajsza, valamint az egyik tisztáson (T2) megjelenő behurcolt, adventív (A) faj, a vadkender (*Cannabis sativa* L.) jelenléte okozta.

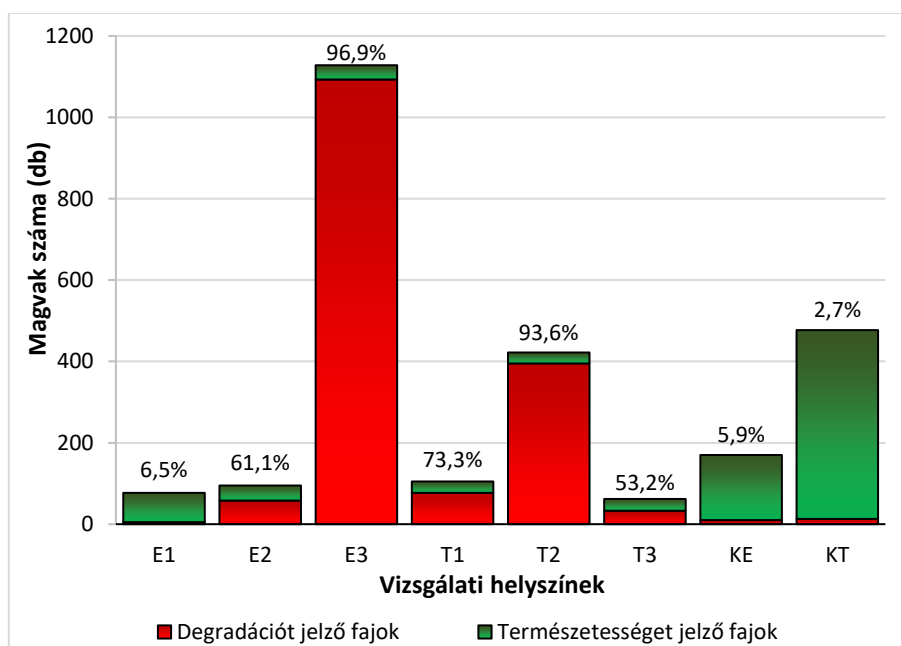


12. ábra: Az SBT kategóriák fajsza szerinti DCA analízise a talajmagbankban. [E1, E2, E3 – erdei szórók; T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók, KE – kontroll erdei terület, KT – kontroll tisztás; S – specialista fajok; C – kompetitor fajok; G – generalista fajok; NP – természetes pionír növények; DT – zavarástűrő természetes fajok; W – természetes gyomfajok; I – meghonosodott idegen fajok; A – behurcolt, adventív fajok; RC – ruderalis kompetitorok; AC – tájidegen, agresszív kompetitorok]

Ezen elemzés alapján jobban elkülöníthető volt továbbá a két kontroll terület is, bár a gyomfajok számát és arányát illetően nem volt kimutatható szignifikáns különbség a szórókhöz viszonyítva. A természetességet jelző fajok száma azonban szignifikánsan nagyobbak bizonyult e helyszíneken ( $p < 0,05$ ), mely a kompetitor fajok (C) jóval nagyobb tömegének ( $p < 0,001$ ) volt köszönhető. A teljes fajszám tekintetében egyébként sem az egyes szórótípusok, sem a szórók és a kontroll területek vonatkozásában nem sikerült szignifikáns különbséget kimutatni. Így összességben elmondható, hogy a fajszámok önmagában kevésbé voltak alkalmasak a degradáció mértékének kimutatására, inkább az egyes funkcionális csoportok jelenlétével voltak kimutathatók az egyes helyszínek közti eltérések (Csontos 2001).

### 5.1.2.2. Magdenzitás

A teljes magdenzitást illetően jelentős statisztikai szórás volt kimutatható az egyes vizsgálati helyszínek között (13. ábra; részletes adatok az *M13.b* mellékletben). Így a területegységre vonatkoztatott magzsűrűség is igen tág intervallumban mozgott: az értékek 642, 792 és 9400 mag/m<sup>2</sup> voltak az erdei, míg 875, 3517 ill. 517 mag/m<sup>2</sup> a tisztásokon található szórókon. Mindeközben a kontroll erdei területen 1417 mag/m<sup>2</sup> volt a denzitás, amely a legtöbb hazai cseres-tölgyes övhöz hasonló (pl.: Csontos 2010a; Koncz et al. 2010), a kontroll tisztáson pedig ugyanez a mutató 3975 mag/m<sup>2</sup> volt, ami szintén megfeleltethető a száraz gyepeinken tapasztalható értékeknek (pl.: Csontos 2001; Török 2008; Valkó et al. 2011a,b).



13. ábra: Az egyes helyszíneken a talajmagbankban megtalálható magvak száma és a degradációt jelző fajok aránya. [E1, E2, E3 – erdei szórók; T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók, KE – kontroll erdei terület, KT – kontroll tisztás]

A szórás teljes magdenzitásra gyakorolt hatása így e tekintetben nem volt egyértelműen kimutatható. Bár a szakirodalmak többsége szerint természetközeli zavart gyepekben (Fenner & Thompson 2005), sőt városi, ruderális gyepekben (Albrecht et al. 2011) is általában nagyobb magzsűrűség várható, ennek ez esetben gyakran éppen az ellenkezője volt tapasztalható. Az ok feltehetőleg a rendkívül intenzív és állandó jellegű zavarás lehet, mely hasonlóan például az erőteljes legeltetés (Sternberg et al. 2003), illetve egyéb antropogén bolygatások, taposás hatásaihoz (Rusterholz et al. 2011), a szórók többségén (E1, E2, T1, T3) csökkent magdenzitást eredményezett. Máshol azonban – feltehetőleg a magbankra általában jellemző aggregált mageloszlásnak (Thompson 1986; Csontos 2001), illetve a takarmányokól származó gyommagmennyiség véletlenszerűségének köszönhetően – a szórókon volt nagyobb a magbank sűrűsége. Ez a jelenség valójában két kiugró értéknek volt köszönhető. Az egyik az E3 (Kis-Szár-hegy)



nevű helyszín, ahol a jelentős magkészlet 85,6%-át (958 db) egyetlen gyomfaj, a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) alkotta, a másik pedig a T2 (Rókalyuk-tető) nevű szóró, ahol a szintén szántóföldi származású, tehát feltehetőleg a takarmánnyal érkező kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch.Bip.) jelent meg igen nagy magszámmal (252 db), ami az adott helyszínen a teljes magkészlet 59,7%-át jelentette. Az említett fajok jelenléte a magbankban, különösen ekkora mennyiségben, egyébként mindenképp említésre érdemes, hiszen ezek a gyomok kedvező körülmények között képesek kicsírázni (Grime 1977; Bidwell et al. 2006), a megváltozott élőhelyi viszonyok mellett pedig akár másodlagos inváziók kialakulását is segíthetik (Simberloff & von Holle 1999). A jelenség egyébként az E3 jelű szóró esetében jól kimutathatónak is bizonyult. Az érintett szórón ugyanis 2018-ban még szinte alig fordult elő a faj a felszíni vegetációban, s 2019-ben is (amikor a talajmagbank mintavétel történt) csupán szálanként, illetve kisebb foltokban volt jelen. Ezzel szemben 2020-ban már kiugró borítási értékekkel jelent meg a faj (lásd: 5.1.1.2. *Az időbeli változások* c. fejezetben, 7. ábrán), mely mindezek alapján biztosan nem helyi magszórásból, hanem a külső forrásokkal gazdagított magbankból volt eredeztethető. Ugyanez a növekedés a másik nagy magdenzitást mutató faj, a T2 jelű szórón nagy tömegben megjelenő ebszékfű esetében már nem mondható el. Ez estében éppen 2019-ben volt kiugró a borítás a felszíni vegetációban, míg 2020-ban már alacsonyabb volt a magas magdenzitás ellenére is (lásd: 5. ábra). Így itt a magbanknak kisebb szerepe lehetett, s feltehetőleg az időjárás (a rendkívül aszályos tél és tavasz) gátolta a faj magbankból történő csírázását. Am e jelenségek összességében jól megfeleltethetőek a Rinella és munkatársai (2012) által tapasztaltaknak, ahol a szerzők az árva rozsnok (*Bromus inermis* Leys.) inváziója kapcsán emelik ki a talajba bejutó nagy mennyiségű szennyező magforrások szerepét.

Ehhez kapcsolódóan szintén meg kell említeni, hogy ahogyan a 13. ábrán is jól látható, a teljes denzitáson kívül a *gyommagvak száma és aránya* is nagyon tág intervallumokban (5 és 1093 db, illetve 6,5% és 96,9% között) mozgott az egyes szórók magbankjában. Ennek következtében, a várttal ellentétben, a két szórótípus között nem is volt szignifikáns különbség e tekintetben. Ráadásul éppen egy erdei szórón volt kimutatható a legnagyobb gyommag denzitás, ami miatt átlagban éppen a felszínen kevésbé fertőzött erdei szórókon bizonyult magasabbnak a gyomfajok csírázási száma (erdei átlag: 385 db; tisztás átlag: 168 db). Ez jól mutatja, hogy a problémát leginkább a szennyezett takarmányok jelentik, mivel a jellemzően gyéresebb erdei aljnövényzet mellett ekkora mennyiségű gyommag biztosan csak külső forrásból származhatott. Arányokat tekintve azonban már a tisztáson lévő szórók bizonyultak fertőzöttebbnek: az itt kicsírázó magvaknak átlagosan 73,4%-a, míg az erdei szórókon 54,8% volt gyommag, ami jól jelzi az élőhelyi különbségeket, illetve feltehetőleg a helyi magszórás hatását is (Bossuyt & Honnay 2008; Albrecht et al. 2011). A gyommagvak részesedését tekintve egyébként ehhez hasonló értékeket (kb. 40-90%) tapasztaltak többek között urbánus erdők gyomokkal fertőzött területein (Bidwell et al. 2006), illetve inváziós növényfajok által előzönlött területeken is (pl. Gioria & Osborne 2010; Gioria et al. 2014).

A szórók és a két kontroll terület viszonylatában vizsgálva elmondható, hogy bár ahogyan látható volt, a teljes denzitás elkülönülése nem volt egyértelmű, a fajkészlet már jelentősen eltért. A szórók magbankja ugyanis jóval fertőzöttebbnek bizonyult a referencia élőhelyekhez képest: a gyommagvak száma és aránya nagyságrendekkel magasabb volt a szórókon (átlag: 277 mag; 64,1%), mint a kontroll élőhelyeken (átlag: 11 mag; 4,3%), bár a nagy statisztikai szórásnak köszönhetően a különbség nem volt szignifikáns. Ezzel együtt a természetességet jelző fajok magvainak száma és aránya egyértelműen magasabb volt ( $p < 0,01$ ) a kontroll területeken, mint a szórókon (szóró átlag: 38 db mag; kontroll átlag: 312 db mag), amit egyébként elsősorban a kompetitor (C) ( $p < 0,01$ ) és a generalista (G) ( $p < 0,01$ ) fajok szignifikánsan nagyobb csírázási száma okozott. A különbség élőhelyenként is jól látható volt: a gyommagvak aránya minden szórón magasabb volt, mint a vonatkozó kontroll élőhelyen. Egyetlen kivétel volt csak e tekintetben: az E1 (Cseresi vadászház) nevű helyszínen közel hasonló volt a gyommagvak részesedése, mint a referencia területen. Ez azonban feltehetően csak egyéb környezeti sajátosságokból, elsősorban a nagy talajnedvességből (pl. Mordecai 2012), valamint a sötömbök kihelyezéséből adódó jelentős

sótartalomból (pl. Gul et al. 2013; Valkó et al. 2014) adódhatott, mely jelentősen csökkentette a teljes és a gyommag denzitást egyaránt (az említett talajtulajdonságokkal kapcsolatban részletesen lásd az 5.1.3. *Talajparaméterek* c. fejezetet).

A két szórótípus összehasonlításában érdemes mindezek mellett az egyes fajkészleteket is megvizsgálni. A magbankban a 10 legtömesebb faj denzitását tekintve (5-6. táblázat) a gyommagvak aránya nagyon hasonló volt az erdei és a tisztáson lévő szórók között (erdei átlag: 91,4; tisztás átlag: 97,6%). Különbőség viszont, hogy az erdei szórókon a legnagyobb denzitású fajok között természetes, tipikus erdei fajok is szerepeltek. Bár az arányokat tekintve ez esetben is a gyomfajok adták a magvak túlnyomó részét, s a természetes fajok csoportján belül is csak a természetes zavarástűrő (DT) fajok képviseltették magukat (lásd: 5. táblázat).

5. táblázat: Az erdei szórók (E1, E2, E3) magbankjában előforduló 10 legtömesebb faj.

Fajok	Borhídi-féle kategória	Csírászám (db)
Fehér libatop ( <i>Chenopodium album</i> L.)	RC	975
Szörös disznóparéj ( <i>Amaranthus retroflexus</i> L.)	RC	113
Békaszittyó ( <i>Juncus effusus</i> L.)	DT	60
Sárga selyemmályva ( <i>Abutilon theophrasti</i> Medik.)	W	20
Csattanó maszlag ( <i>Datura stramonium</i> L.)	W	19
Közönséges kakaslábfű ( <i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) PB.)	AC	16
Puha rozsnok ( <i>Bromus hordeaceus</i> L.)	DT	15
Réti perje ( <i>Poa angustifolia</i> L.)	DT	13
Zöldes sás ( <i>Carex divulsa</i> Stokes.)	DT	11
Tyúkhúr ( <i>Stellaria media</i> L.)	DT	8

A tisztáson lévő szórók esetében ezzel szemben a tíz legtömesebb magdenzitással bíró faj között egyetlen egy természetességet jelző növény (a réti perje) szerepelt, a többi faj, beleértve a legnagyobb magműveléssel rendelkező fajt is, degradációt jelző taxon volt (lásd: 6. táblázat). Ezek többsége szintén tipikus szántóföldi gyom, de ez esetben már egy inváziós idegenhonos faj, az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) is kimutatható volt a legnagyobb csírászámú fajok között. Ezek egyértelműen tükrözik az élőhelyi különbségeket, illetve, hogy a tisztásokon szerepe lehet a helyi magszórásnak is (Albrecht et al. 2011).

6. táblázat: A tisztáson lévő szórók (T1, T2, T3) magbankjában előforduló 10 legtömesebb faj.

Fajok	Borhídi-féle kategória	Csírászám (db)
Kaporlevelű ebszékfű ( <i>Tripleurospermum inodorum</i> L.)	W	256
Szörös disznóparéj ( <i>Amaranthus retroflexus</i> L.)	RC	56
Szúrós szerbtövis ( <i>Xanthium spinosum</i> L.)	W	38
Csattanó maszlag ( <i>Datura stramonium</i> L.)	W	28
Egynyári seprence ( <i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.)	AC	22
Szürke madársóska ( <i>Oxalis corniculata</i> L.)	AC	19
Madárkeserűfű ( <i>Polygonum aviculare</i> L.)	RC	16
Kövérszín ( <i>Portulaca oleraceae</i> L.)	W	12
Réti perje ( <i>Poa angustifolia</i> L.)	DT	11
Közönséges kakaslábfű ( <i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) PB.)	AC	10

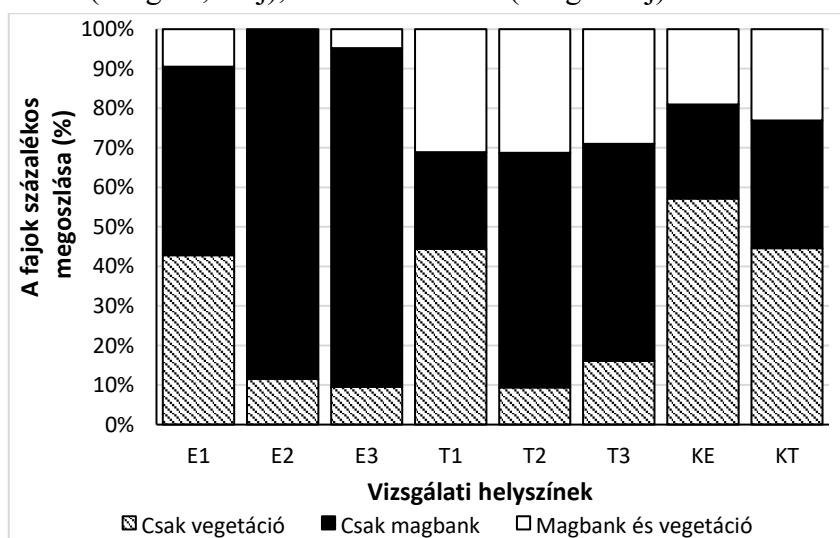
A két élőhelytípus legtömesebb fajait összevetve, a szörös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.), a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) és a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) voltak a közös fajok. Ezek, mivel tipikus szántóföldi gyomok, s a takarmánykukorica – mint a leggyakrabban használt etetőanyag – legfőbb gyomfajai (Novák et al. 2011), jól jelzik a szennyezett takarmányok hatását. Ráadásul tekintve, hogy a felszínen

sokkal inkább fertőzött tisztások magbankjában nem volt szignifikánsan magasabb a gyommagvak száma, annak ellenére sem, hogy ott – köszönhetően a nagy mennyiségben termelődő gyommagvaknak (Ujvárosi 1973) – jelentős helyi magszórás volt feltételezhető, így még inkább megállapítható, hogy a szórás magbankra gyakorolt hatása élőhelytől és annak felszíni degradációjától függetlenül jelentős mértékű lehet.

### 5.1.2.3. Felszíni és felszín alatti vegetáció hasonlósága

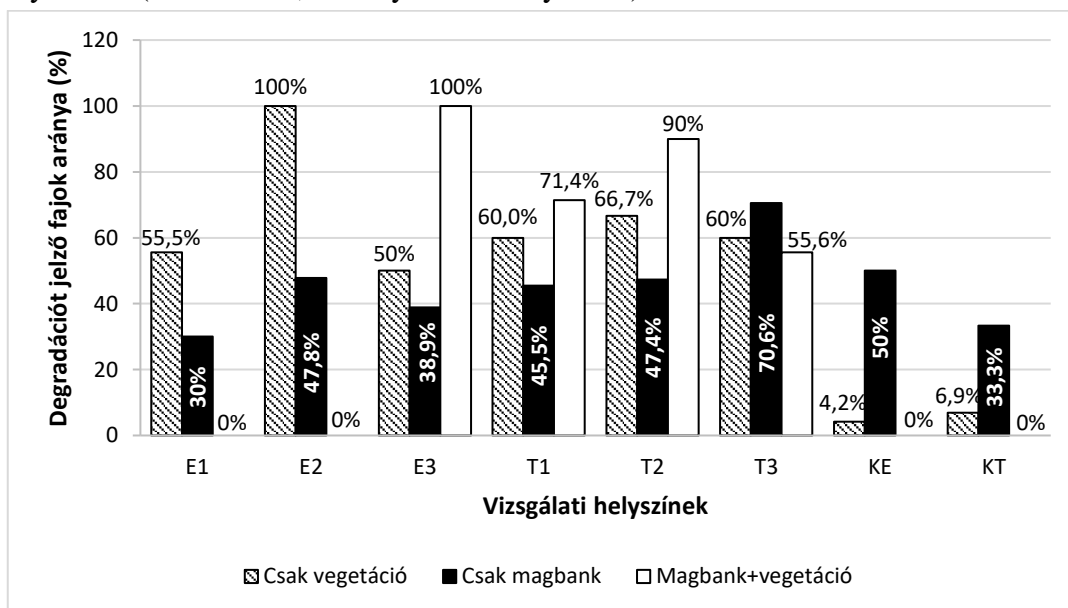
A felszíni vegetáció és a magbank közötti hasonlóság a tisztáson lévő szóróknál bizonyult a legmagasabbnak (Jaccard index: T1: 0,31; T2: 0,31; T3: 0,29; átlag: 0,30; szórás: 0,05), míg az erdei szórók esetében ennél jóval kisebb értékek voltak jellemzőek (Jaccard index: E1: 0,10; E2: 0,00; E3: 0,05; átlag: 0,05; szórás: 0,01). Az egyik erdei szóró (E2 – Hosszú-hegy) esetében például egyetlen közös fajt sem sikerült találni, ami egyrészt élőhelyi sajátosságból is adódhat, másrészt a mintavétel sajátosságai (a szóró, mint pontszerű objektum vizsgálatából adódó viszonylag kis terület vizsgálata) is hozzájárulhattak ehhez. A két szórótípus között így erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ) különbséget lehetett kimutatni e tekintetben. Illetve ezáltal, sok más kutatáshoz hasonlóan az is jellemző volt, hogy az erősebben zavarott helyszíneken, azaz a tisztásokon volt nagyobb a két fajkészlet közti hasonlóság (pl. Matus et al. 2005; Hopfensperger 2007). A Jaccard-index egyébiránt a kontroll erdőterületen 0,19, a kontroll tisztáson pedig 0,23 volt, mely értékek megfeleltethetőek a hazai természetes élőhelyeken tapasztaltaknak (pl. Koncz et al. 2010,2011; Valkó et al. 2011a,b). Az élőhelyi különbségek tehát nem csak a referencia élőhelyek vonatkozásában, hanem erőteljes zavarás esetén, a két szórótípus viszonylatában is kimutathatóak voltak: az erdei helyszíneken valamennyi esetben kisebb volt a vegetáció-magbank hasonlóság, mint a tisztásokon, ahogy ezt számos európai (Bossuyt & Honnay 2008; Plue et al. 2020) és hazai (Csontos 2001) tanulmány is kimutatta.

A vegetáció és a magbank hasonlósága jól ábrázolható a közös, valamint a csak a vegetációban és a csak a magbankban megtalálható fajok száma, illetőleg azok aránya alapján is (14. ábra). A tisztáson lévő szórókon szignifikánsan nagyobb volt a magbankban és a vegetációban is előforduló (közös) fajok száma (átlag: 11 faj;  $p < 0,01$ ) és aránya (átlag: 30,5%;  $p < 0,001$ ), mint az erdei szórókon (átlag: 1 faj és 4,8%). Ez is jelzi, hogy a tisztásokon nagyobb a hasonlóság a magbank és a vegetáció között, illetve jól tükrözi, hogy ezáltal az erdei szórókon nagyobb lehet a jelentősége a magbanknak (Csontos 2001). A szórók és a két kontroll terület vonatkozásában a teljes fajszámot illetően, egy esetben sikerült szignifikáns különbséget kimutatni: a csak a vegetációban megtalálható fajok száma szignifikánsan nagyobb ( $p < 0,01$ ) volt a kontroll területeken (átlag 26,5 faj), mint a szórókon (átlag: 6 faj).



14. ábra: A felszíni és/vagy a felszín alatti vegetációban (talajmagbankban) megtalálható fajok százalékos megoszlása az egyes vizsgálati helyszíneken. [E1, E2, E3 – erdei szórók, T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók, KE – kontroll erdei terület, KT – kontroll tisztás, LP – hosszú távú perzisztens, SP – rövid távú perzisztens, T – tranziens]

Amennyiben a teljes fajkészleteken belül a degradációt jelző fajok számát vizsgáljuk, akkor elmondható, hogy csupán a vegetációban és a magbankban is jelen lévő (közös) fajok között volt szignifikánsan nagyobb ( $p < 0,01$ ) a gyomfajok száma a tisztáson lévő szórókon (átlag: 8 faj), az erdei szórókhöz viszonyítva (átlag: 0,3 faj). Sőt a gyomfajok száma mindkét típusú szórón és a kontroll élőhelyeken is a csak a magbankban előforduló fajok közt volt jellemzően a legmagasabb. Ugyanezt arányok tekintetében vizsgálva (15. ábra) jól látható volt, hogy a csak a magbankban elforduló fajok gyomfaj aránya (ábrán: fekete szín) valamennyi vizsgálati területen hasonló volt: nem csak a két szórótípus, de még a szórók és kontroll területek vonatkozásában is alig volt különbség. Ez az európai gyepek és különösen az erdők esetében általánosan tapasztalt jelenség eredménye, mely elsősorban a korábbi szukcesszionális fázisokból megmaradó, perzisztens magvú taxonok jelenlétének köszönhető (Csontos 2001; Bossuyt & Honnay 2008). Szignifikáns különbséget csak egy esetben, a szórók és a két kontroll terület között sikerült kimutatni: a csak a vegetációban előforduló fajok között a gyomok aránya szignifikánsan nagyobb ( $p < 0,01$ ) volt a szórókon (átlag: 65,4%), mint a kontroll élőhelyeken (átlag: 5,5%), mely a felszíni vegetáció jelentős gyomfertőzöttségéből egyértelműen következik. Az erdei szórók esetében a gyér borítás miatt a csak a vegetációban előforduló fajok közt voltak jelen a legnagyobb arányban a gyomfajok (átlag: 68,5%). Ezzel szemben a tisztáson lévő szórókon jól látható, hogy a magbankban és a vegetációban is előforduló (közös) fajok között volt a legmagasabb a gyomfajok aránya (átlag: 72,3%), de ez esetben a másik két fajkészletben is hasonló arányok mutatkoztak, jelezve a magbank és vegetáció közötti nagyobb hasonlóságot, illetve a jellemzően nagyobb felszíni gyomfertőzöttséget. A kontroll területeken mindeközben egyértelműen a csak a magbankban előforduló fajok között volt kimutatható a legnagyobb gyomfaj arány (erdei: 50%, tisztás: 33,3%), amely a korábbiakban említett magbanki sajátosság eredménye lehet (Zobel 2007; Bossuyt & Honnay 2008).

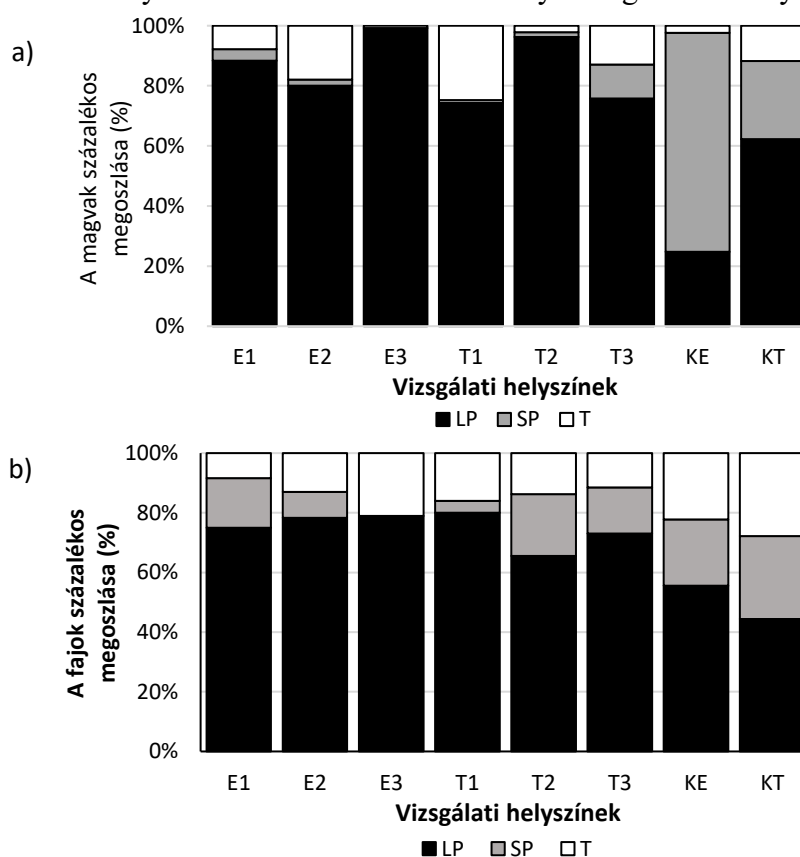


15. ábra: A degradációt jelző fajok aránya a vizsgálati helyszínek különböző fajkészleteiben (csak vegetáció, csak magbank, magban és vegetáció). [E1, E2, E3 – erdei szórók, T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók, KE – kontroll erdei terület, KT – kontroll tisztás]

A magbank-vegetáció hasonlóság kapcsán tehát összességében elmondható, hogy a felszíni gyomborítás és a magbankban jelen lévő gyomfajok között jellemzően nem volt kimutatható összefüggés, ahogyan ezt számos vonatkozó szakirodalom is bizonyította (Roberts & Ricketts 1979; Fenner & Thompson 2005). Azaz, ahogyan már a fajkészletek elemzése során bemutatott példákból is jól látható volt, a degradációt jelző fajok nagy felszíni tömegessége nem feltétlenül eredményezte ezen fajcsoport nagy denzitását a magbankban, és a gyér gyomborítás ellenére is előfordult, hogy a gyomfajok magvai kiugró mennyiségben voltak jelen a talajban. Ezek egyértelműen jelzik a szórókon alkalmazott takarmányok, mint külső magforrások hatását.

#### 5.1.2.4. Perzisztencia

A magvak perzisztenciáját illetően alap feltételezés volt, hogy a szőrókon, mint zavart élőhelyeken várhatóan nagyobb lesz a magvak perzisztenciája, mint a kontroll élőhelyeken (Fenner & Thompson 2005), s ezt sikerült is bizonyítani. A szőrók és a két kontroll terület viszonylatában több esetben is szignifikáns különbség mutatkozott (16. ábra; részletes adatok: *M14. mellékletben*). A rövid távú perzisztens fajok (SP) csíraszama és azok aránya szignifikánsan kisebb ( $p < 0,001$ ) volt a szőrókon, mint a referencia élőhelyeken. A hosszú távú perzisztens (LP) fajok esetében pedig elmondható, hogy ezen fajok aránya a fajszaám ( $p < 0,01$ ) és a csíraszám ( $p < 0,05$ ) tekintetében is szignifikánsan magasabb volt a szőrókon. Mindeközben a tranziens (T) kategória fajszaám alapján volt nagyobb arányban ( $p < 0,05$ ) jelen a kontroll élőhelyeken. Ezzel szemben azonban az egyes szőrótípusok között nem volt kimutatható szignifikáns különbség. A magvak számát és a fajszaámot tekintve a különböző perzisztencia kategóriák száma és aránya hasonlóan alakult valamennyi vizsgált etetőhelyen.



16. ábra: A különböző magtúlélési kategóriák a) fajszaám és b) csíraszám (magszaám) szerinti megoszlása az egyes vizsgálati helyszíneken. [E1, E2, E3 – erdei szőrók, T1, T2, T3 – tisztáson lévő szőrók, KE – kontroll erdei terület, KT – kontroll tisztás, LP – hosszú távú perzisztens, SP – rövid távú perzisztens, T – tranziens]

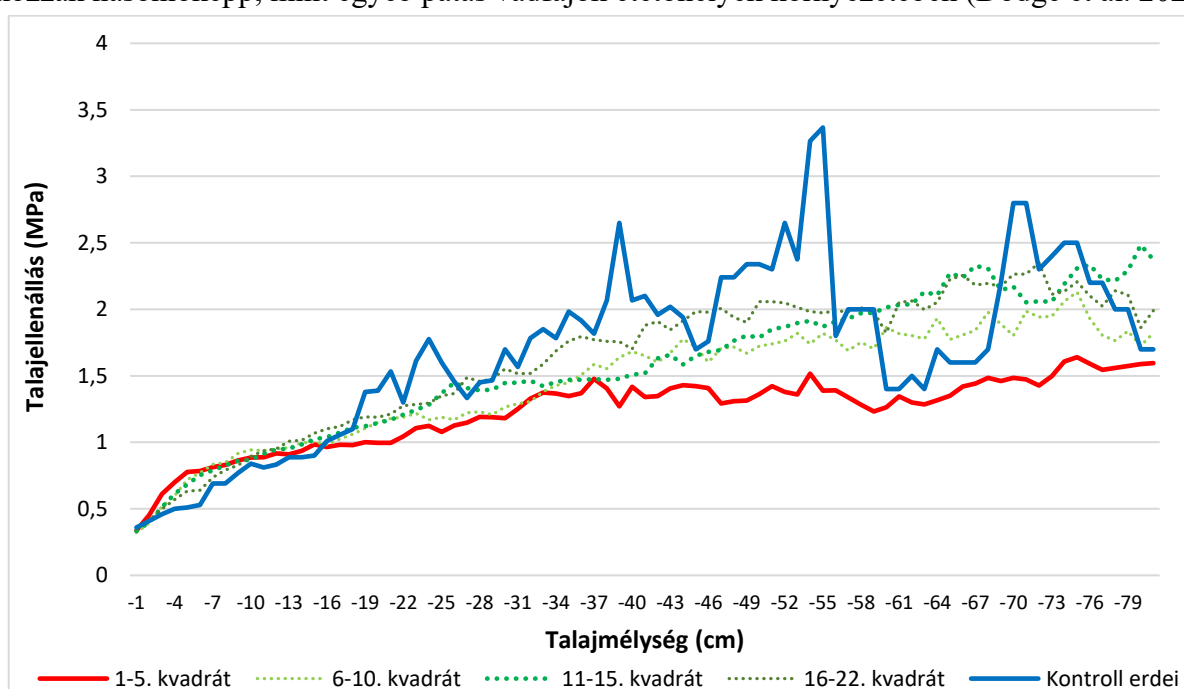
Összességében tehát elmondható, hogy a szőrókon jellemzően inkább a hosszú távú perzisztens (LP) fajok uralkodtak, míg a kontroll területeken a rövid távú perzisztens (SP) és tranziens (T) fajok aránya jóval nagyobb volt mind csíraszám, mind pedig fajszaám tekintetében, ahogyan ezt egyéb zavarást érintően hazánkban is több esetben – gyepterületen (pl. Török et al. 2009) és erdőterületen (pl. Koncz et al. 2011) egyaránt – bizonyították. Az is jól látszik emellett, hogy az említett eltérésektől függetlenül valamennyi helyszín esetében döntően a hosszú távú perzisztens (LP) fajok uralkodtak. Utóbbi valószínűleg egyrészt annak köszönhető, hogy ezen élőhelytípusok magbankjában eleve általában e fajcsoport dominanciája jellemző (Csontos 2001; Bossuyt & Honnay 2008), másrészt mivel májusban történt a mintavételezés, az azévi friss magszórás hiányában eleve várható volt, hogy a hosszabb életképességű fajok fognak dominálni a magbankokban (Csontos 2001).

### 5.1.3. Talajparaméterek

#### 5.1.3.1. A talaj fizikai paramétereinek változása

##### Talajtömörödés

A talajtömörödés vizsgálata során különösen a talaj felső 10 centiméterében bekövetkező változásokra fektettem a hangsúlyt – melyekre feltételezhetően a szórásnak közvetlen hatása lehet –, de az elemzés során figyelembe vettem a mélyebb talajrétegekben tapasztalható talajellenállás értékeket is (részletes adatok és összehasonlító táblázatok az *M15. mellékletben* találhatóak). Mindezek alapján elmondható, hogy a szórók működése képes volt változást okozni a talajok szerkezetében, de a hatások a várttal ellentétben – a vadon élő patás vadfajok (Dodge et al. 2020) és háziállatok (Castenallo & Valone 2007) esetén tapasztaltakhoz képest – kisebb mértékűnek bizonyultak, illetve a két szórótípuson különbözőek voltak. Az *erdei szórókon* a transzszektek mentén tapasztalható átlagos talajellenállás értékeket a kontroll erdei területtel összevetve (17. ábra), jól látható, hogy az 1-5. kvadrátokban, a talaj felső 10 centiméterében a talajtömörödés szignifikánsan nagyobb ( $p < 0,01$ ) volt a szórókon, mint a kontroll területen (erdei szóró átlag: 0,70 MPa; erdei kontroll átlag: 0,58 MPa). A szórótól távolodva a feltalaj tömörödöttségének mértéke fokozatosan csökkent, a 6-10. kvadrátokban mért adatok átlaga már csak 0,69 MPa volt, a 11-15. kvadrátokban 0,66 MPa, míg a 16-22. kvadrátokban 0,64 MPa. Előbbi két esetben még szignifikáns különbség volt kimutatható a szórók és a kontroll között, a középponttól legtávolabb eső részeken azonban már közel hasonló értékek voltak kimutathatóak, mint a referencia élőhelyen. A szórás az erdei etetőhelyeken tehát jellemzően tömörödést okozott a talaj felső 10 centiméterében, mely hatás a szóró középpontjában volt a legnagyobb, attól távolodva pedig fokozatosan csökkent. Ennek oka a nagyobb állatsűrűség okozta erőteljes taposás lehet, mely nemcsak a szóró középpontjában, hanem annak tágabb környezetében is érvényesült. Ennek az állatok viselkedését érintő magyarázata lehet, mivel a patás vadfajokat zárt erdőben jellemzően hosszabb tartózkodás jellemzi (Kuijper et al. 2009), így nem csak közvetlenül az etetőanyagra mennek, hanem feltehetően a környezetben lévő természetes növényzetet is hasznosítják (Schmitz 1990), miközben az eredetileg lazább feltalaj tömörödését okozzák hasonlóképp, mint egyéb patás vadfajok etetőhelyek környezetében (Dodge et al. 2020).

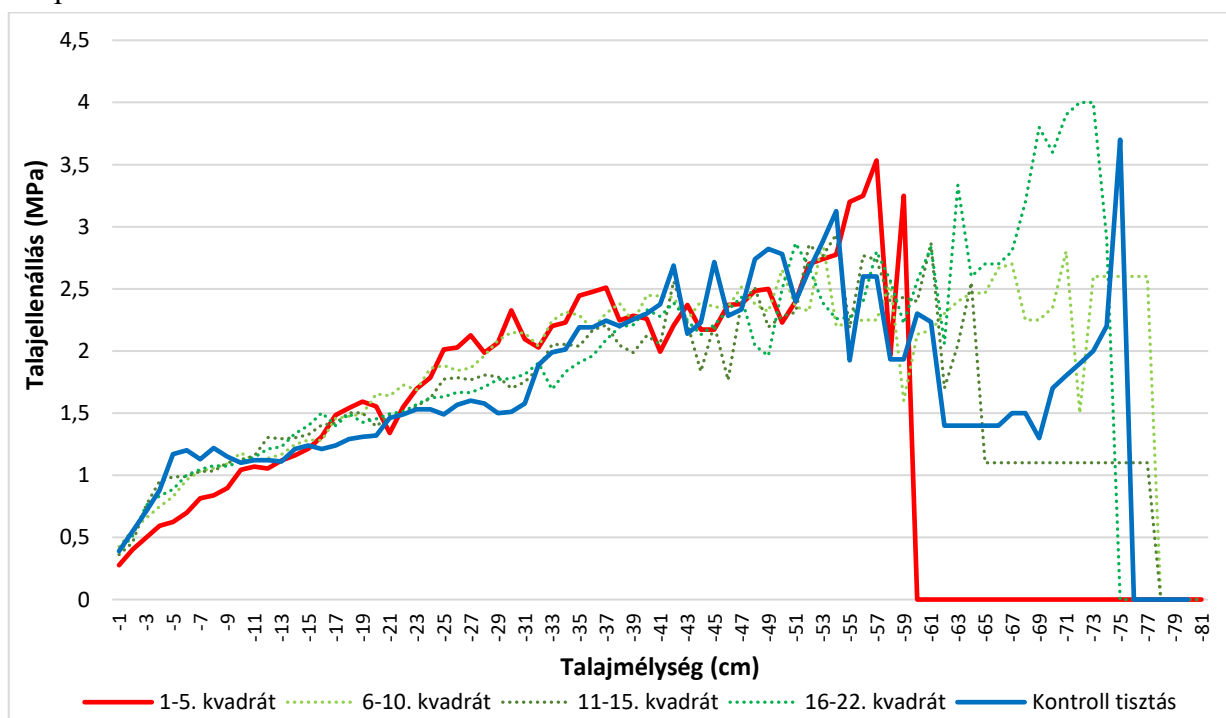


17. ábra: A transzszektek mentén mérhető átlagos talajellenállás értékek az erdei szórókon és az erdei kontroll területen.

A nagyobb talajmélységeket tekintve éppen ellenkezőleg alakultak az értékek. 10-20 cm mélyen még nem volt kimutatható szignifikáns eltérés, de 20 centimétertől egészen a legnagyobb

talajmélységig már mindenütt a kontroll terület bizonyult tömörödtebbnek. Sőt ez a fokozatos növekedés a transzszektek mentén is kimutatható volt, a 6-10. kvadrátok mentén tapasztalható értékek még inkább alacsonyabbak voltak, míg a 16-22. kvadrátokban már a kontroll területéhez hasonló nagyobb talajellenállás értékek voltak kimutathatók. Ebben a mélységben így valószínűleg már nem a szórás hatása érvényesülhetett, hanem valamilyen egyéb, feltehetőleg egy korábbi erdészeti beavatkozás okozhatta a referenciaként választott élőhely mélyebb talajrétegeinek nagyobb talajellenállását (pl. Ficsor et al. 2018), ami a szórókon valószínűleg azért nem volt kimutatható, mert évtizedes használatuk miatt feltehetőleg a nagy erdészeti gépek elkerülték őket. A legmagasabb talajellenállás értékek mindezek okán jellemzően a nagyobb mélységekben és inkább a kontroll területen voltak kimutathatóak. A legnagyobb érték (4,9 MPa) egyébként éppen az egyik szórón (E3), egy távoli kvadrátban (3.15.) 69 cm mélyen volt kimutatható, mely a hazai erdőket illetően teljesen átlagosnak tekinthető (Ficsor et al. 2018).

A tisztáson lévő szórók esetében egészen más változásokat okozott a szórás (18. ábra). Az erdei szórókkal ellentétben ugyanis a szórók középpontjában (1-5. kvadrátok) a talaj felső 10 centiméterében a szórókon volt szignifikánsan kisebb a talajellenállás (tisztáson lévő szóró átlag: 0,65 MPa; tisztás kontroll: 0,95 MPa), s a szórótól távolodva a talajtömörödés mértéke jellemzően inkább növekedett. A 6-10. kvadrátokban mért értékek átlaga már 0,85 MPa, a 11-15. kvadrátokban 0,88 MPa, míg a 16-22. kvadrátokban 0,87 MPa volt, azaz közelítette a kontroll élőhelyen kimutatható értéket (0,95 MPa). A szórás a tisztáson lévő etetőhelyeken tehát az erdei szórókkal ellentétben jellemzően inkább csökkentette a talajtömörödést a talaj felső 10 centiméteres rétegében, ráadásul ennek mértéke viszonylag hirtelen változott a szórótól távolodva. Ez valószínűleg annak köszönhető, hogy a rendszeres bolygatás és a takarmányok kihelyezése következtében a csak a szórók középpontjában megnyíló gyepfelszín biztosított lehetőséget a talaj felszíni rétegeinek feltúrására, lazítására (Barrios-Garcia et al. 2014). A középponti területektől távolabb azonban, már jellemzően zárt növényborítás mellett nem, vagy csak kismértékben tudott érvényesülni a túrás talajlazító hatása, így a talajtömörödés értéke már a 6-10. kvadrátok esetében is közel hasonló volt a referencia területéhez. A jelenség egyébként annak lehet köszönhető, hogy a vad nyílt területen általában nem tölt sok időt (Kuijper et al. 2009), így ez esetben a szórót használó állatfajok feltehetően csak közvetlenül a kiszórt anyagra mennek, aminek következményeképpen a feltalaj bolygatása is elsősorban csak erre a területre összpontosul.



18. ábra: A transzszektek mentén mérhető átlagos talajellenállás értékek a tisztáson lévő szórókon és a kontroll tisztás területen.

A nagyobb mélységeket tekintve érdemes megjegyezni, hogy az 1-5. és a 6-10. kvadrátok esetében 20-30 centiméteren kimutatható volt egy tömödöttebb réteg a szórók esetében. Itt a szórókon tapasztalható átlagos 1,9 MPa körüli értékek szignifikánsan nagyobbak ( $p < 0,001$ ) bizonyultak, szemben a kontroll terület 1,5 MPa értékével. Mivel ez a jelenség csak a szórók középpontjában, illetve annak közvetlen közelében volt tapasztalható, így feltételezhető, hogy ez a szórás hatása lehet. Ekkora mélységben azonban valószínűleg már nem a fokozott állatsűrűség, hanem inkább a takarmány kihordására használt gépjárművek okozhattak egy tömödöttebb réteget (Koppi et al. 1992). A 60 centiméternél mélyebben tapasztalható eltérések pedig feltehetően egyéb korábbi hatásokra vezethetők vissza, bár általában ezekben a mélységekben is inkább a szórókon (6-10. kvadrát és 16-22. kvadrát) volt nagyobb a talajellenállás mértéke. Ez valószínűleg annak köszönhető, hogy azok a gyepterületek, melyeket szórókként is használnak, eleve nagyobb antropogén eredetű bolygatás alatt állnak (pl. T1 esetében turistaút, T3 esetén akácos folt, mesterséges építmény jelenléte), míg a kontroll élőhely eleve jóval érintetlenebb és kevésbé járt részen helyezkedik el. Mindezek mellett a tisztáson lévő szórók esetében általánosságban elmondható – s a penetrációs görbék lefutásán nagyon jól látható is –, hogy általában az elérhető maximális talajmélység fölötti talajrétegben volt kimutatható a legnagyobb talajellenállás. A maximális érték 5 MPa volt, mely az erdei szórókkal ellentétben több helyszínen és több kvadrátban, szórókon és kontroll területen egyaránt kimutatható volt, bár ezek is jellemzően a nagyobb, 50 cm-nél mélyebben rétegeket érintették, s egyébként sem tekinthető magas értéknek, még legeltetett gyepekhez képest sem (Czeglédi 2005).

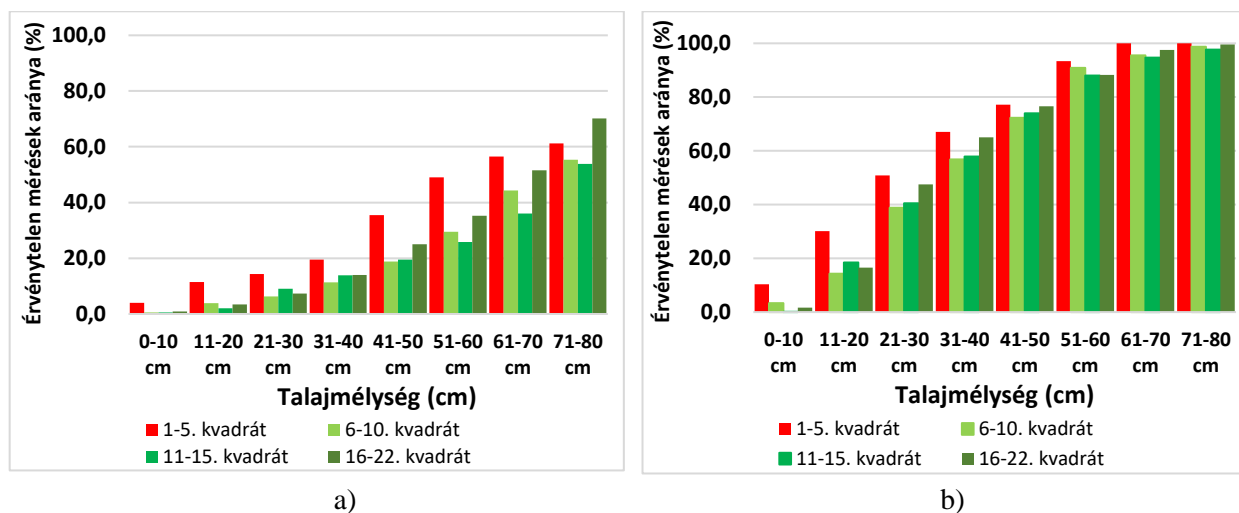
Amennyiben a két élőhelytípust hasonlítjuk össze, akkor elmondható, hogy a szórás hatására közel hasonló volt a szórók középpontjában a talaj felső 10 centiméterének a tömörödöttsége (erdei szórók átlag: 0,70 MPa; tisztáson lévő szórók átlag: 0,65 MPa). Ellenben a középponttól távolodva már a tisztásokon volt szignifikánsan nagyobb a talajellenállás. Ez a különbség nagyobb mélységekben is kimutatható volt, gyakorlatilag a teljes transzszekt mentén, szinte valamennyi talajmélységben a tisztáson lévő szórókon volt nagyobb a talajtömörödés (lásd: *M15. melléklet*). Ettől eltérés egyedül csak a 60-70 és 70-80 cm-es mélységben mutatkozott, aminek az oka egyrészt az lehetett, hogy az 1-5. kvadrátokban a tisztáson nem is volt ezekben a tartományokban értékelhető mérés, míg az erdei szórókon igen. Illetve nagyobb távolságokban is jóval kevesebb érvényes mérés volt a tisztáson, mint az erdein. Mindezek inkább élőhelyi okokra vezethetők vissza, tekintve, hogy a kontroll élőhelyeken is jellemzően a tisztáson volt nagyobb a talajtömörödés mértéke, különösen a felső talajrétegben, illetve kb. 30-40 cm mélységben. Előbbi a zárt gyeptakarónak, utóbbi feltehetően a rendszeres kaszálásnak köszönhető (Mayel et al. 2021). A legalsó talajrétegekben bár nem szignifikánsan, de az erdei szórókon és az erdei kontroll élőhelyen volt kimutatható nagyobb talajellenállás, mely valószínűleg a szóróknál is említett korábbi erdőgazdálkodási műveleteknek az eredménye lehet (Ficsor et al 2018).

Összességében tehát elmondható, hogy a szórók működése nagy valószínűséggel nem elsősorban a talaj tömörödése révén okoz jelentős változásokat a természetes környezetben, ahogyan ezt Koltay (2004) még vaddisznóskertek nagy vadsűrűsége mellett is kimutatta. S bár ő is kiemelte, hogy az etetőhelyek és dagonyák környezetében általában erősebben tömödött volt a talaj, egyes helyeken azonban a túrás talajlazító hatását is tapasztalta, így a kettő folyamat eredőjét egyelőre ismeretlenként nevezte meg. Ez a jelenség láthatóan a szórók esetében is igaznak bizonyult, különös tekintettel arra, hogy a kimutatható maximális 5 MPa-os talajellenállás érték egyes hazai kutatások alapján például csak egy közepesen erősen legeltetett gyepek feleltethető meg (Czeglédi 2005). Így a háziállatok által okozott talajtömörödésnél feltehetőleg kevésbé intenzív változásokat képes eredményezni a szórási tevékenység, mely elsősorban az etetőhelyet látogató vadfajok eltérő viselkedéséből (Kuijper et al. 2009), valamint a vaddisznó sajátos táplálkozási tevékenységéből (Bueno et al. 2013) eredhet. Emellett pedig, tekintve, hogy a legtöbb eltérés a nagyobb mélységekben mutatkozott, ez inkább egyéb antropogén hatásoknak – gyepterületeken a kaszálógépeknek (Koppi et al. 1992), az erdei élőhelyeken az erdészeti járműveknek (Ficsor et al. 2018) – lehetett az eredménye, semmint a takarmányok kihelyezésének és az általa kissé megnövekedett vadsűrűségnek.



## Talajmélység

A talajjellenállás mérése során az eszköz által mérhető talajvastagság fontos információkat nyújtott a talajok fejlettségéről, illetve a felszín alatti kövesség mértékéről is. Ezt figyelembe véve általánosságban elmondható, hogy a transzszektek mentén a mérhető maximális talajmélység nagyon változóan alakult, bár mindkét élőhelytípusban jellemző volt, hogy a talaj vastagsága általában a szórók középpontjában bizonyult kisebbnek, míg távolabb haladva nagyobb mélységbe is le tudott hatolni a mérőeszköz. Ennek következménye, hogy a felszín alatti kőzetek következtében érvénytelen mérések aránya a nagyobb mélységekben, a transzszektek mentén pedig jellemzően az 1-5. kvadrátokban volt a legnagyobb (19. ábra). Ez azt jelenti, hogy a szórók középpontjában jellemzően nagyon sekélyek és kövesek voltak a talajok, míg távolodva mélyebb talajokat tudott kimutatni a penetrométer. A jelenség leginkább az erősen bolygatott tisztáson lévő szórók esetében volt jól kimutatható. Ezeken a helyszíneken a középpontban jellemző sekély köves talajok miatt az 1-5. kvadrátok értékeit tekintve a mérhető maximális mélység átlagosan csupán 27,1 cm volt, míg távolabb, illetve a kontroll területen jellemzően nagyobb mélységekben lehetett mérni (átlag 30-35 cm). A szórók közepén nagyon gyakran 10 centiméternél sekélyebb méréseket lehetett csak végezni, a legnagyobb talajrétegre kiható mérés is csupán 59 cm mélységig ért le. Ennek oka nagyrészt élőhelyi, mivel a tisztáson lévő szórókat gyakran lapos gerincekre helyezik, ahol az enyhe lejtőn lefelé haladva általában nő a talajok fejlettsége (Hoover & Hursh 1943). Másrészt az etetőhelyeken tapasztalható intenzív bolygatás az erős legelési nyomáshoz hasonlóan (Thornes 2007) szintén hozzájárulhatott az érintett helyszínek talajeróziójához, ezáltal az alapkőzet felszínközelbe kerüléséhez.



19. ábra: A felszín alatt elhelyezkedő kőzetek következtében érvénytelen mérések aránya a) az erdei és b) a tisztáson lévő szórókon, különböző mélységekben a transzszektek mentén.

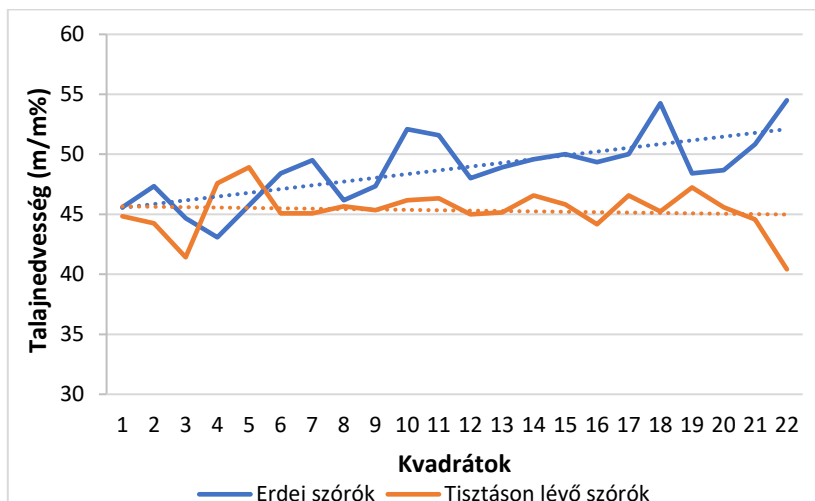
Ezzel szemben az erdei szórókon a mérhető talajmélység néhol még a szóró középpontjában (1-5. kvadrátok) is elérte a maximális 81 centiméteres mélységet, melynek oka szintén élőhelyi lehet: az erdei szórók általában kisebb nyergekben, lapos teknőkben helyezkednek el, melyek kevésbé kövesek (Hoover & Hursh 1943; Pelikán 2010). Bár tekintve az egyes távolságokban általában tapasztalható lehetséges mérési tartományokat, elmondható, hogy minden mélységben a szóró középpontját illetően volt a legnagyobb azoknak az érvénytelen méréseknek az aránya, melyet a felszín alatti sziklák okoztak.

Így összességében elmondható, hogy mivel a rendkívül sekély, köves talajok élőhelytől függetlenül kimutathatóak voltak a szórók középpontjában, ebben feltehetőleg már nem csupán az említett környezeti tényezőknek, hanem egyéb antropogén hatásoknak is szerepe lehetett. Gyakori jelenség ugyanis, hogy a vadászok a szóróra nagyobb sziklákat hordanak ki, s ezek alá helyezik el a takarmányt (jellemzően szemes kukoricát), mert ezáltal az állat több időt tölt a szórón, s ennek köszönhetően javulnak a vadászati lehetőségek. E gyakorlat viszont így szintén hozzájárulhatott a középponti részeken tapasztalható erősen köves talajok kialakulásához.

## Talajnedvesség

A két szórótípus a talajnedvesség értékeket illetően is különbözött. Az összes mérés átlagát tekintve az erdei etetőhelyeken szignifikánsan ( $p < 0,001$ ) nagyobb volt a talaj víztartalma (erdei átlag: 48,8 m/m%; tisztás átlag: 45,3 m/m%). Ez valószínűleg nem a szórás hatását jelzi, hanem nagyrészt élőhelyi különbségekből adódik (Hagyó et al. 2006). Érdekes viszont kiemelni, hogy az egyes helyszínek között is viszonylag jelentős különbségek mutatkoztak. A tisztáson lévő szórók közül például a korábbi feltételezéseknek (lásd: 5.1.1. *Vegetációvizsgálatok* c. fejezetben) megfelelően a T3 (Pipis-hegy) nevű helyszín bizonyult a legszárazabb területnek (átlag: 44,8 m/m%), míg a T1 és T2 jelölésű etetőhelyek kissé üdőbb gyepek lehettek (T1 átlag: 45,8 m/m%; T2 átlag: 45,4 m/m%). Az erdei szórókat illetően pedig szintén a vártak megfelelően, a leggyérbbe vegetációval és a legritkább magbankkal rendelkező E1 jelű szórón volt kiugróan magas a talajnedvesség (átlag: 52,9 m/m%), míg a másik két etetőhely hasonlóan bizonyult e tekintetben (E2 átlag: 46,0 m/m%; E3 átlag: 47,3 m/m%).

Ezekből következtethető, hogy e talajfizikai paramétert illetően mind az élőhelyi, mind pedig az egyedi környezeti tényezőknek jelentős szerepe lehet, így kifejezetten a szórás hatásának a kimutatására a transzszektek mentén tapasztalható tendenciák vizsgálata bizonyult inkább alkalmasnak (20. ábra). Az erdei szórók esetében a talajnedvesség kismértékben nőtt a szórók középpontjától távolodva, míg a tisztáson lévő szórókon nem sikerült egyértelmű trendet kimutatni: a talajnedvesség értékek viszonylag egyenletesen alakultak a felvételezési egységekben. Mindeközben az is jól látható, hogy az előbbieknél megfelelően valóban az erdei szórókon volt általában magasabb a talajnedvesség, bár érdekes, hogy a szórás által közvetlenül érintett középponti területeken (1-3. kvadrátok) ez éppen ellenkezőleg alakult.



20. ábra: A talajnedvesség értékek alakulása a transzszektek (1-22. kvadrátok) mentén az erdei és a tisztáson lévő szórók átlagában.

A továbbiakban, ha a transzszekt egyes szakaszain mért átlagértékeket hasonlítjuk össze, akkor még jobban látható, hogy az 1-5. kvadrátokban (azaz a középponti területeken) mért adatokat összehasonlítva nem volt szignifikáns a különbség a két helyszín között (erdei átlag: 45,3 m/m%; tisztás átlag: 45,4 m/m%), ellenben már a 6-10. ( $p < 0,05$ ), 11-15. ( $p < 0,05$ ) és különösen a 16-22. ( $p < 0,001$ ) kvadrátok között vizsgálva az erdei szórók bizonyultak a nedvesebbnek (7. táblázat). Mindeközben az is jól látható, hogy a kontroll területekhez viszonyítva az erdei szórókon szignifikánsan ( $p < 0,05$ ) nagyobb talajnedvesség volt tapasztalható (erdei szórók átlag: 48,8 m/m%; erdei kontroll átlag: 40,6 m/m%). A tisztások esetében pedig éppen ellenkezőleg, a kontroll területen volt nagyobb a nedvesség, bár a különbség nem volt szignifikáns (tisztáson lévő szórók átlag: 45,3 m/m%; tisztás kontroll átlag: 48,9 m/m%).

7. táblázat: A tisztáson lévő és az erdei szórók, valamint a két kontroll terület összehasonlítása a transzszektek mentén, illetve az összes mintavételi ponton mérhető talajnedvesség átlagértékek alapján.

	Tisztáson lévő szórók	Erdei szórók	Kontroll tisztás	Kontroll erdei
1-5. kvadrát	<b>45,40</b>	45,28	-	-
6-10. kvadrát	45,47	<b>48,70*</b>	-	-
11-15. kvadrát	45,78	<b>49,62*</b>	-	-
16-22. kvadrát	44,83	<b>50,86***</b>	-	-
Összes kvadrát	45,3	<b>48,8***</b>	<b>48,9***</b>	40,6

[Jelmagyarázat: félkövér betű: nagyobb érték. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ). Mértékegység: m/m%.]

Érdekes, tehát, hogy miközben a két szórótípus viszonylatában az erdei élőhelyen volt nagyobb a talajnedvesség, a két kontroll terület vonatkozásában ez éppen ellenkezően alakult, a tisztáson volt a nagyobb ez az érték (kontroll erdei átlag: 40,6 m/m%; kontroll tisztás átlag: 48,9 m/m%;  $p < 0,001$ ). A tisztáson lévő szórók esetében ebből egyértelműen következik, hogy a szórás ezen az élőhelyen *szárazodást* eredményezett, ami a zavarás miatt kissé megnyíló gyepfelszínnek és ezáltal a nyitottabbá és lazábbá váló talajoknak köszönhető (Barrios-Garcia et al. 2023). Az erdei helyszíneken ezzel szemben nem volt ilyen egyértelmű a változás, bár a középpontban tapasztalható kisebb talajnedvesség értékeket tekintve ez esetben is elmondható, hogy maga a szórási tevékenység, illetve az emiatt megnövekedett vadsűrűség inkább szárazodást okozott. Ezt azonban ebben az élőhelytípusban – a tisztásokkal ellentétben – éppen az erősebben tömődött talaj okozta, ahogyan ezt hasonló erdei közösségekben, más patás vadfajok erőteljes taposása esetében is kimutatták (Dodge et al. 2020). Erre bizonyítékként szolgál, hogy a jelenség megfigyelhető volt a transzszektek mentén is, ahogy csökkent a kvadrátok mentén a talajtömörödés mértéke, úgy nőtt a talajnedvesség is. Ez azonban egyben azt is jelentette, hogy a várttal ellentétben a középponttól távolodva, tehát elméletben a természetesebb állapot felé haladva, inkább nőtt a kontroll élőhelyhez viszonyított különbség. Ennek okait így feltehetőleg nem a szórás hatásait illetően kell keresni, hanem inkább egyéb talajtani, illetve eltérő élőhelyi, mikrodomborzati sajátosságok játszhattak közre. Ilyen lehet például az a tény, hogy az erdei szórókat gyakran teknőszerű domborzati objektumokban helyezik el, így valószínűleg ennek köszönhető a kiválasztott kontroll területnél jóval nagyobb átlagos nedvességtartalom. Emellett a talajnedvesség alakulásában egyéb tényezők is szerepet játszhattak, mint például az avartakaró eltérő vastagsága (Várallay 2002), vagy a kisebb lécek okozta változások a záródásban (Gálhidy et al. 2005; Kollár 2017), melyek szintén eredményezhettek akár ilyen kis léptéken belül is eltéréseket a talajnedvesség értékeket illetően. Ilyen módon az erdei szórók esetében kimutatható változások valószínűleg részben e jelenségeknek is köszönhetőek.

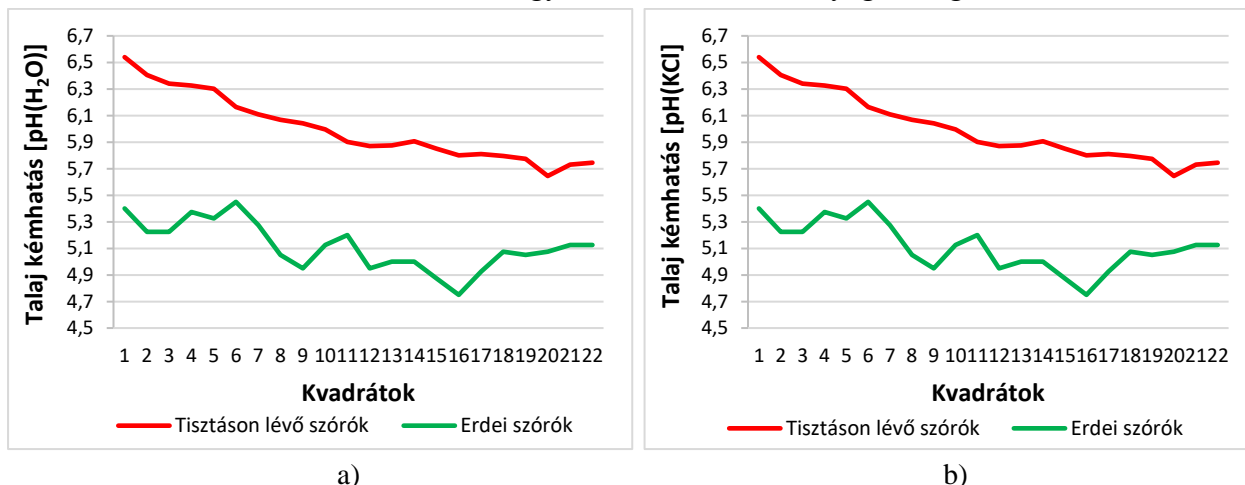
### 5.1.3.2. A talaj kémiai paramétereinek változása

A laboratóriumi vizsgálatok során nyert talajkémiai jellemzők összefoglaló adatai az *M16. mellékletben* találhatóak. A következőkben az egyes paraméterek részletes ismertetése történik.

#### Talaj kémhatás

A talajok kémhatása mindkét élőhelytípusban a szórók középpontjában volt a legmagasabb, attól távolodva fokozatosan csökkent (21. ábra). A szórás tehát valamennyi esetben a talajok *lúgos* irányba való eltolódását eredményezte, melynek oka feltehetőleg a kihordott takarmányoknak, illetve annak köszönhető, hogy ezek a felszínen felhalmozódva a mezőgazdasági termésmaradványok hatásához (Butterly et al. 2012) hasonlóan az eredetileg savanyú talajok lúgosodását eredményezték. Érdekes, hogy ezzel ellentétben Turunen és munkatársai (2013) eredményei alapján a rénszarvasok téli kiegészítő táplálása például nem okozott szignifikáns változást a talaj kémhatását illetően. Bár jelentős különbség, hogy ott kontrollált körülmények között, kísérletes vizsgálatban volt ez kimutatható, és ott csak széna,

szilázs és/vagy pellet volt az etetőanyag, melyek mennyisége is jóval kisebb volt, mint a szórókra általában kikerülő hatalmas, vegyes eredetű szerves anyag tömeg.

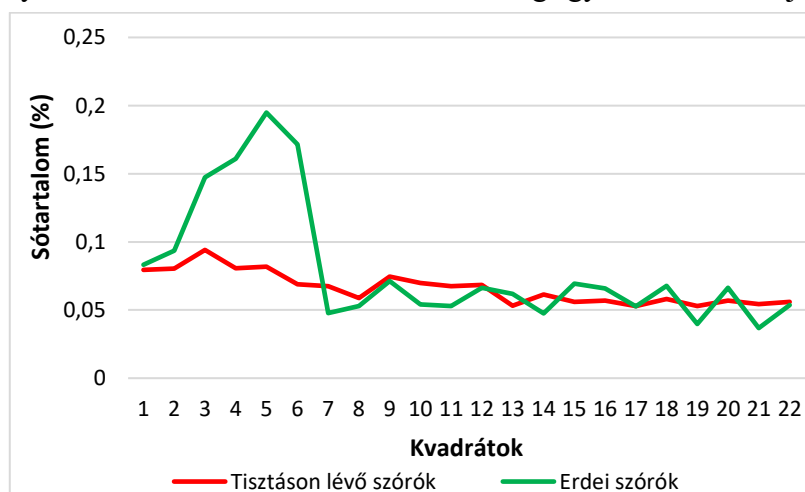


21. ábra: A talaj kémhatásának [(a) pH (H<sub>2</sub>O); b) pH (KCl)] alakulása egy tisztáson lévő (T1) és egy erdei (E1) szóró transzszektjei mentén mérhető átlagértékek alapján.

Az élőhelyi sajátosságok egyébként jellemzően mindenütt kimutathatóak voltak. A pH értékek az erdei szórókon a teljes transzszekt mentén szignifikánsan alacsonyabbnak bizonyultak (pH (H<sub>2</sub>O): p<0,001; pH (KCl): p<0,001), s ez különösen azért is volt jelentős, mert a hegységre jellemző vulkáni alapkőzetten az erdei talajok – különösen a cseres-tölgyesek esetében – eleve meglehetősen savanyúak (Harmos et al. 2010; Standovár et al. 2017).

### Sótartalom

A sótartalom szintén mindkét élőhelytípusban a középponti kvadrátokban volt a legmagasabb, s ettől távolodva jellemzően csökkent a mennyisége (22. ábra). Ennek oka, hogy bár elvileg a szórókon nem kiegészítő táplálás történik, mégis gyakori, hogy sótümböket helyeznek ki, sőt ezeket általában nem a jogszabály (14/2018. (VII. 3.) AM rendelet) és a vadgazdálkodási terv szerint előírt építményekben, hanem egyszerűen csak a földön helyezik el. Ennek hatása a 22. ábrán látható E1 jelű szóró esetében különösen jól kimutatható volt, itt ugyanis valamennyi évben és felvételezési időszakban megfigyelhető sótümb jelenléte.



22. ábra. A talaj sótartalmának alakulása egy tisztáson lévő (T1) és egy erdei (E1) szóró transzszektjei mentén mérhető átlagértékek alapján.

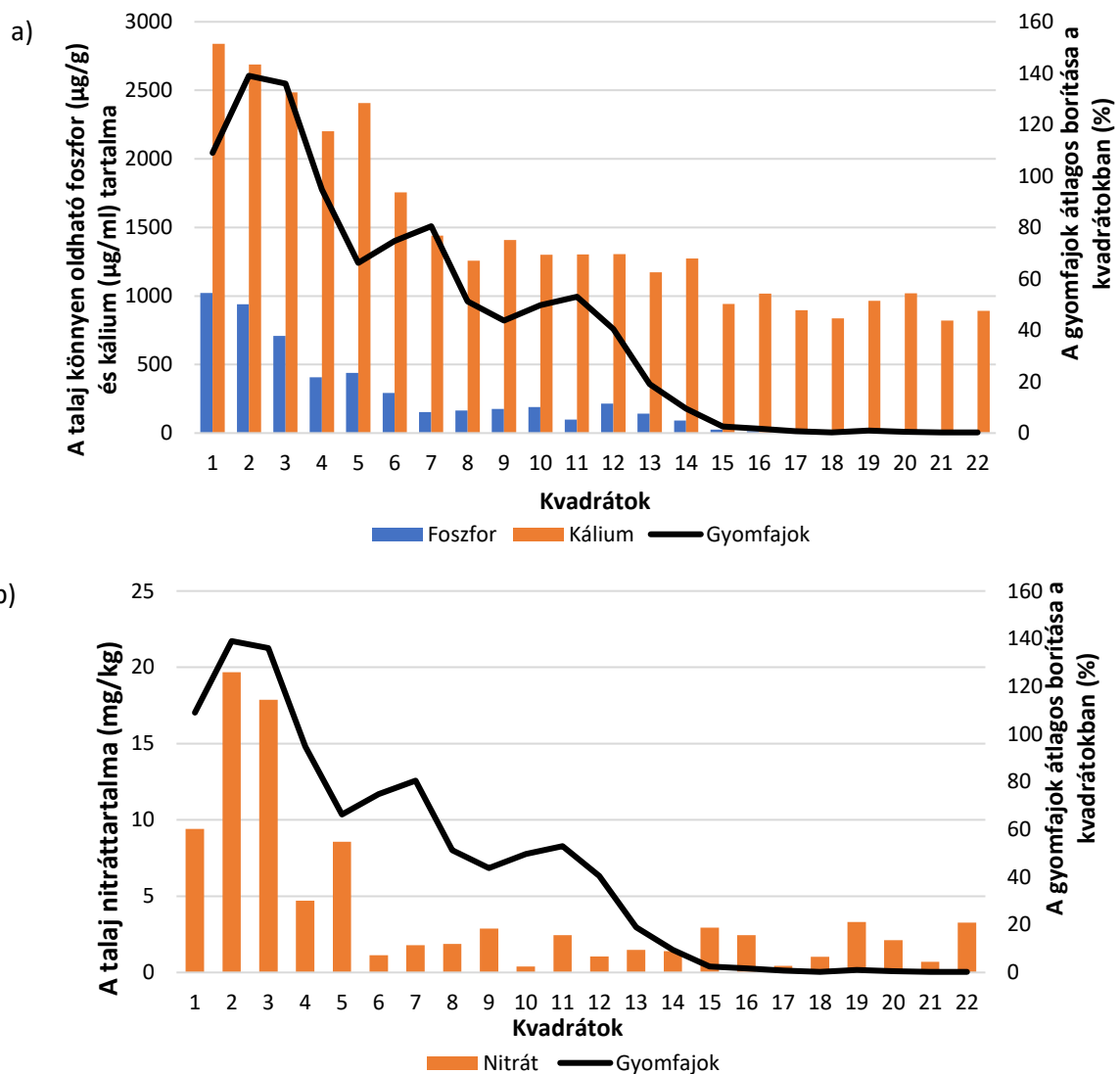
E különbség egyébként a többi helyszín (az E1 és T1 jelű szórók esetében 4 transzszekt, míg a többi 4 helyszín esetében 1-1 transzszekt) mérési adatai alapján is kimutathatónak bizonyult. Bár köszönhetően annak, hogy a sótümbök elhelyezése elsősorban csak a központi területeket

érinti, csak az 1-5. kvadrátokban volt szignifikánsan nagyobb ( $p < 0,01$ ) a sótartalom az erdei szórókon (erdei átlag: 0,15%, tisztás átlag: 0,08%). Ennek pontos oka nem tisztázott, csupán terepi tapasztalatokra hivatkozva mondható el, hogy az erdei etetőhelyeken általában gyakrabban helyeznek ki sótüdőket, mint a tisztásokon. A nagy sótartalomnak egyébként azért van nagy jelentősége, mert valamennyi növényfaj növekedését gátolja (Ramakrishna & Viraraghavan 2005), ahogyan ez általában látható is volt az erdei helyszínek esetében (részletesen lásd: 5.1.1. *Vegetációvizsgálatok* c. fejezetben). Emellett jól ismert, hogy a kiegészítő tápláláshoz használt különféle ásványi anyagok jelentős hatással lehetnek a talajok egyéb kémiai paramétereire (Peterson et al. 2015), illetve a vegetáció összetételére is (Hon et al. 2020). Ráadásul a sószennyezés különböző toxikus anyagok talajba kerülése révén akár egyes vadfajok számára is káros lehet (Beyer et al. 1994).

### Tápanyagtartalom

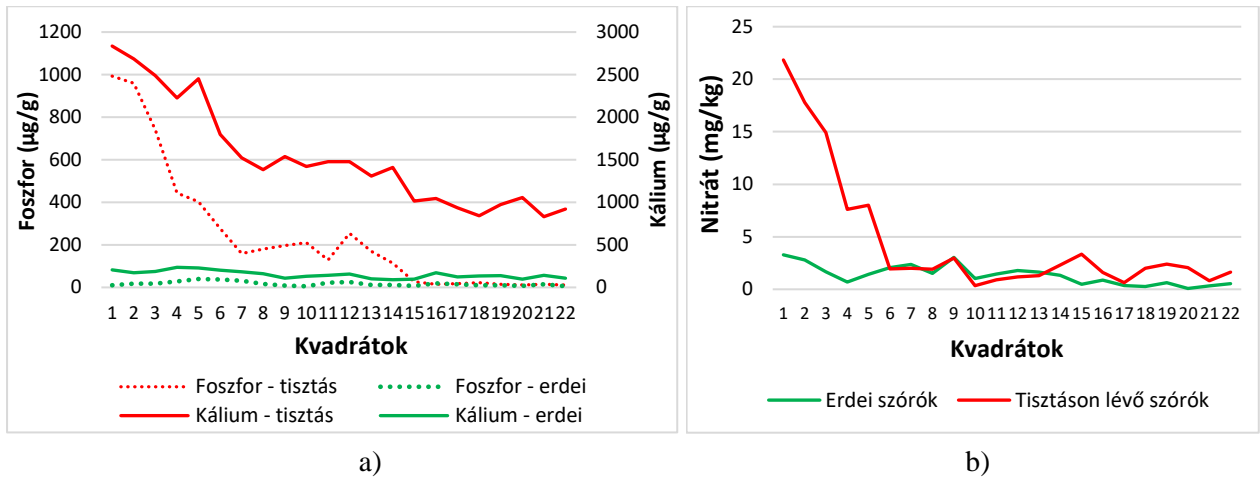
A legfőbb tápanyagalkotók (N, P, K) tekintetében szintén jelentős változásokat sikerült kimutatni a szórókon, s ez a vegetáció degradációjához hasonlóan, egyfajta stressz gradiens mentén csökkenő tendenciát mutatott a transzszektek mentén. Különösen a tisztáson lévő szórók esetében volt elmondható, hogy a foszfor, a kálium és a nitrát mennyisége – a gyomfajok borításával összefüggésben – jóval magasabb volt a szórók középpontjában, illetőleg azok 8-10 méteres körzetében, mint a szóróterületeken kívül (23. ábra). Ez feltehetően annak köszönhető, hogy a kihordott, sokszor igen nagy mennyiségű takarmányoknak csak egy részét fogyasztják el az állatok, a maradék pedig felhalmozódik a talajfelszínen. E vastag alomréteghez ráadásul még a vegetációban megjelenő, gyakran nagytermetű gyomfajok növényi biomasszája is hozzáadódik (Bidwell et al. 2006), ami a fokozott állati jelenlét következtében megnövekedett vizelet- és hullatékmennyiséggel együttesen valamennyien tápanyagokkal gazdagítják a talajt (Malo et al. 2000; Smit & Putman 2011). Emellett bizonyított, hogy a vaddisznó táplálkozási tevékenysége (túrás) önmagában is jelentősen képes növelni a talaj tápanyagtartalmát (Bueno et al. 2013), így feltehetőleg még ez is hozzájárulhatott e talajkémiai paraméter nagymértékű növekedéshez.

S ahogyan az ábrán is látható, mindez összefüggésben volt a gyomfajok borításával (Barczy et al. 2002), ami a szennyező magforrásokon kívül annak az eredménye is lehet, hogy a megnövekedett nitrogén tartalom nemcsak a gyomok növekedését segíti, hanem a magvaik csírázását is serkenti (Bidwell et al. 2006). Emellett a szintén jelentős mennyiségű foszfor esetében is elmondható, hogy nagyban hozzájárulhat a gyomnövények erőteljes növekedéséhez (Lambert & Turner 1987). Sőt hazai kutatások azt is kimutatták, hogy a foszfortartalom a gyommagbank denzitásával is pozitívan korrelál (Török et al. 2017), mely egyébként szintén kimutatható volt jelen esetben is (lásd korábban, az 5.1.2. *Talajmagbank vizsgálat* c. fejezetben). A nagyméretű gyomfajok sűrű tömege mindeközben árnyékoló, mikroklimát megváltoztató és alomréteget növelő hatásuknak köszönhetően egyértelműen gátolták még az esetlegesen a magbankban megtalálható természetes fajok csírázását és növekedését is, ahogyan ezt növényi inváziók esetében (Gioira & Osborne 2010), illetve rénszarvasok téli etetőhelye körül is tapasztalták (Turunen et al. 2013). Az értékeken egyébként jól látszik, hogy a tápanyagtartalom a szórók középponti területein olyan mértékű növekedést mutatott, mely jelentősen meghaladja az egyéb zavarással érintett hazai gyepterületek esetében kimutatható értékeket (Herczeg et al. 2008), sőt gyakran még a szerves trágyához (!) hasonló értékek is előfordultak (Hoffmann et al. 2006).



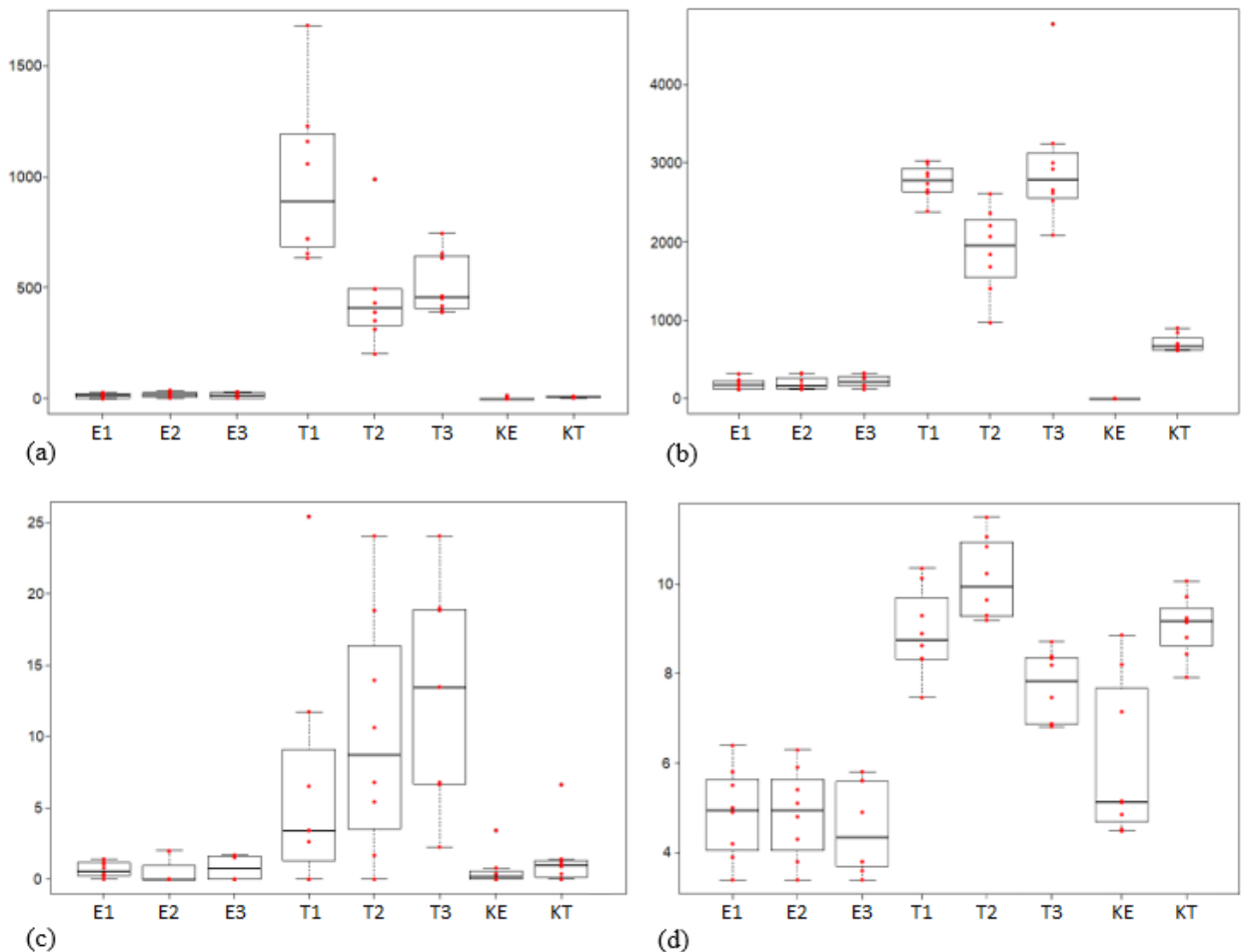
23. ábra: A talaj a) könnyen oldható foszfor- és káliumtartalma és b) nitráttartalma, valamint a gyomfajok kvadrátonkénti átlagos borításértékeinek alakulása (T1 szóró, 2019 május) (Rusvai & Czóbel 2021a)

A tendencia mindkét élőhelytípusban, valamennyi helyszín esetében kimutatható volt, bár az erdei és a tisztáson lévő szórók között nagyságrendbeli különbségek mutatkoztak (24. ábra). Emellett jelentős eltérés, hogy míg a tisztásokon hirtelen jelentős csökkenés mutatkozott a transzszektek mentén, addig az erdei helyszíneken viszonylag egyenletes volt a tápanyagtartalom. Ez összefüggésben lehet a vegetációfelvételezés során is tapasztalt nagy kiterjedésű csupasz talajfelszínnel és alacsony gyomborítással (lásd: 5.1.1. *Vegetációvizsgálatok* c. fejezetben), valamint a talajtömörödés már korábbiakban ismertetett jellegzetességeivel (nagy kiterjedésben feltalaj lazulása) is (lásd: 5.1.3.1. *A talaj fizikai paramétereinek változása* c. fejezetben). A vadfajok, mivel valószínűleg zárt erdei élőhely révén több időt töltenek el ezeken a helyszíneken (Kuijper et al. 2009), a talajt bolygató tevékenységük is nagyobb kiterjedésben érvényesül, mint a tisztások esetében, és tekintve, hogy már maga a túrás is tápanyagtartalom növelő hatással bír (Bueno et al. 2013), így a szórók környezetében viszonylag nagy kiterjedésben tapasztalható volt a hazai cseres-tölgyesekhez képest kissé magasabb, de a tisztásokhoz mérten így is jóval alacsonyabb tápanyagtartalom (Botos et al. 2015; Jakab 2020).



24. ábra: A talajok a) könnyen oldható foszfor ( $\mu\text{g/g}$ ) és kálium ( $\mu\text{g/g}$ ), valamint b) nitrát ( $\text{mg/kg}$ ) tartalma az erdei és a tisztáson lévő szórók átlagában (az E1 és T1 jelű szórók esetében 4 transzszekt, míg a többi 4 helyszín esetében 1-1 transzszekt adatai alapján).

A Kruskal-Wallis, illetve a Wilcoxon-féle rangpróba szintén egyértelműen kimutatta az erdei és a tisztáson lévő szórók talajdegradációja közötti eltéréseket, valamint a kontroll területek különbözőségét is (25. ábra)



25. ábra: A fő tápanyagalkotók alakulása az egyes vizsgálati helyszínek talajában (középponti kvadrátok alapján,  $r=2\text{m}$ ): (a) foszfor (b) kálium (c) nitrát (d) humusz%. [E1, E2, E3 – erdei szórók; T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók; KE – erdei kontroll terület; KT – kontroll tisztás] (Rusvai et al. 2022b)

A középponti kvadrátokat ( $r=2m$ ) vizsgálva a fő talaj tápanyagalkotók – a foszfor ( $p<0,05$ ), a kálium ( $p<0,01$ ) és a nitrát ( $p<0,01$ ) –, valamint a humusz% ( $p<0,01$ ) szignifikánsan, több mint 10-szer magasabb volt a tisztáson lévő szórókon, az erdei helyszínekhez viszonyítva. Emellett az is jól látszik, hogy az erdei szórók és a két kontroll terület talajai nagyon hasonlóan bizonyultak és meglehetősen alacsony tápanyagtartalommal bírnak, míg a tisztáson lévő etetőhelyeken kiugróan magas értékek jellemzőek, feltehetően a jelentős és rendszeres tápanyaghozzáadásnak és bolygatásnak köszönhetően. Ez összhangban van Turunen és munkatársai 2013 eredményeivel, miszerint az erdei területeken a téli kiegészítő etetés hatására nem volt kimutatható szignifikáns változás a talajok szén- és nitrogéntartalmát illetően. Egyedül a humusztartalom tekintetében (lásd: 25.d) ábra) nem volt egyértelmű a különbség az egyes vizsgálati helyszínek között. Az erdei és tisztáson lévő szórók viszonylatában ugyan kimutatható volt a tisztáson lévő szórók talajainak nagyobb humusztartalma, az egyes szórótípusok és a kontroll területek között azonban már nem volt szignifikáns különbség, sőt az erdei helyszínek esetében a kontroll területen bizonyult magasabbnak a humusztartalom. Ez utóbbi feltehetőleg az erdei szórókon jellemző nagy kiterjedésű, avarmentes csupasz talajfelszínnek, illetve a táplálékkiegészítést szolgáló sötömbök gyakori alkalmazásából eredő megnövekedett sókoncentrációnak köszönhető.

Összegzésként tehát elmondható, hogy a szórás jelentős mértékben befolyásolta a talaj kémiai tulajdonságait, különös tekintettel annak tápanyagtartalmára, mely a közvetlenül a takarmánykiszórás által érintett területeken gyakran a szerves trágyához hasonló értékeket eredményezett a feltalajban (Hoffmann et al. 2006). Így a szórók ilyen mértékű üzemeltetése lokálisan bár, de jelentős változásokat képes okozni e környezeti paramétert illetően. Ez pedig – tekintve a talaj-vegetáció kapcsolat fontosságát (Barczi et al. 2002), illetve a talajfejlődés lassú folyamatát, melynek köszönhetően a talajok hosszú időn át képesek befolyásolni a felszíni növényzetet (Plue et al. 2008) – akár irreverzibilis hatásokat is eredményezhet a természetes élőhelyeken. Ekkora mértékű tápanyaghozzáadás ugyanis többek között már jelentősen akadályozhatja a regenerációs folyamatokat (Zobel 2007), ahogyan ezt a hazai parlagszukcessziós vizsgálatok többségében bizonyították is. Az egykori szántókról származó tápanyaggazdagság erős korlátozó tényezőt jelent a természetes fajok betelepülésének (Fekete et al. 1997), ami egyéb hatásokkal, például a magbank összetételének megváltozásával (Csecserits et al. 2007; Bartha et al. 2010) együttesen, jelentős mértékben hátráltathatja ezen élőhelyek spontán szukcesszióját.



## 5.2. Szórók vizsgálata a bükkös övben

### 5.2.1. Vegetációvizsgálatok

#### 5.2.1.1. A fajkészletek és abundancia viszonyok elemzése

A három bükkös övben elhelyezkedő (erdei) szórón a 2020-as és a 2021-es év májusában és augusztusában végzett vegetáció felvételezései során összesen 98 fajt sikerült azonosítani. A Borhidi-féle szociális magatartás típusok szerint a fajok több mint egynegyede (27 faj; 27,6%) degradációt jelző fajnak bizonyult. Ezek többsége természetes gyomfaj (W) (16 faj; 16,3%), míg kisebb része (5 faj; 5,1%) ruderalis kompetitor (RC) volt. A szórókon emellett összesen 6 idegenhonos faj (7,1%) is kimutatható volt, amely a degradációt jelző fajok egynegyedét (25,9%) jelentette. Közülük említésre méltó az inváziós fajként országsszerte elterjedt egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) és az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.), valamint a szürke madársóska (*Oxalis corniculata* L.), mely fajok jellemzően szálanként vagy kisebb foltokban jelentek meg. A szintén idegenhonos parlagi madársóska (*Oxalis dillenii* Jacq.) ezzel szemben valamennyi etetőhelyen kimutatható volt, sőt egyes helyszíneken nagyobb borítást is képes volt elérni. A szórás közvetlen területén mindhárom szórón előfordult, hogy maguk a takarmánynövények (őszi búza, kukorica) is kicsíráztak, s ezek lefedettsége bizonyos esetekben egészen jelentős méreteket öltött (>1m<sup>2</sup> közel összefüggő folt). A legtömegesebb gyomfajok között emellett említésre érdemes a fehér libatop (*Chenopodium album* L.), a nagy útifű (*Plantago major* L.) és a fodros lórom (*Rumex crispus* L.), melyek jellemzően kisebb foltokban jelentek meg az egyes helyszíneken. Elmondható továbbá, hogy a cseres-tölgyes öv szóróin előforduló tipikus szántóföldi gyomfajok itt is megtalálhatóak voltak, de a másik élőhelyhez hasonlóan inkább csak szálanként, gyakran apróbb csíranövények formájában jelentek meg. Ilyen volt többek között a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* L.), a közönséges pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.), a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), a fekete csucor (*Solanum nigrum* L.) és a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.).

A természetes fajokat illetően a bükkösben lévő szórókon különösen nehéz volt általános megállapításokat tenni, mivel mindhárom etetőhelyen jellemző volt, hogy még az egyes transzszektek növényzete is különbözött, elsősorban a záródás mértékének és a mikrodomborzatnak a függvényében (Gálhidy et al. 2005; Kollár 2017). Így egyazon helyszínen is előfordulhatott, hogy egyes irányokban szinte csak az üres avar volt kimutatható, míg máshol akár nagyobb növényzeti foltok is képesek voltak megjeleníteni egy-egy kisebb nyíltabb folt hatására. Összességében azonban az ernyős hölgyalm (*Hieracium umbellatum* L.), az erdei nebánsvirág (*Impatiens noli-tangere* L.) és a szelíd keserűfű (*Polygonum mite* Schrank.) bizonyultak a leggyakoribbnak és általában a legtömegesebbnek is. Azonban az említett kisebb lékek hatására például a B1 (Haluskás) nevű szórón minden felvételezési időszakban a réti csenkesz (*Festuca pratensis* Huds.) bizonyult a legnagyobb denzitású fajnak, míg más helyszíneken (pl. B3) az erőteljesebb záródás mellett az erdei varázslófű (*Circaea lutetiana* L.), az erdei tisztessű (*Stachys sylvatica* L.) és a kerek repkény (*Glechoma hederacea* L.) jelentek meg viszonylag nagy tömegben. Több helyen (B2, B3) érdemes megnevezni a nagy csalánt (*Urtica dioica* L.) is, mely bár a természetességet jelző fajok csoportjába tartozik, mégis erőteljes bolygatásra és nitrogénfeldúsulásra utal (Pinke & Pál 2005). S bár nem a legtömegesebb fajok között szerepeltek, mégis említésre méltó, hogy számos tipikus bükkerdei faj is képes volt megjeleníteni egyes helyszíneken, mint például a hagymás fogasír (*Dentaria bulbifera* L.), az európai gombernyő (*Sanicula europaea* L.), a bükksás (*Carex pilosa* Scop.) és a szagos müge (*Galium odoratum* (L.) Scop.), mely fajok nem minden helyszínen és jellemzően csak szálanként fordultak elő.

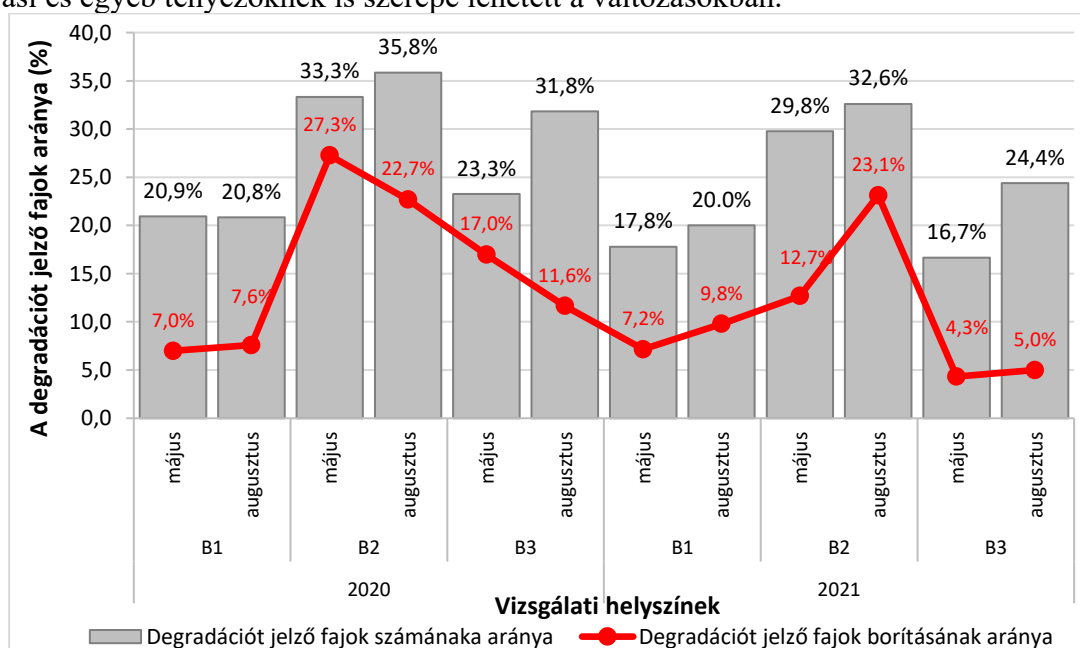
Mindezek mellett 3 védett fajt is sikerült kimutatni a vizsgálati helyszíneken. A fehér madársisak (*Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce) a B3 (Csiklósd) nevű szórón egy kvadrátban (2021. május és augusztus, 1.17. kvadrát) egyetlen tővel fordult elő, míg a közönséges kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum* L.) és a kétlevelű sarkvirág (*Platanthera bifolia* (L.) Rchb.) a B1 (Haluskás) nevű szórón, több kvadrátban, nagyobb egyedszámban is megjelent (kígyónyelv: 2021. május és augusztus, 3.14. és 3.15. kvadrát, 2 tő; sarkvirág: 2020 és

2021. május és augusztus. 2.20., 2.21., 2.22. kvadrátok, 4 tő). Közülük a sarkvirág néhány tő formájában a mintavételi egységeken kívül is jelen volt az érintett szóró környezetében.

Összességében tehát elmondható, hogy viszonylag nagy fajgazdagságot sikerült kimutatni az egyébként meglehetősen fajszegény bükkös zónában, mely elsősorban a bolygatott élőhelyek sajátosságainak köszönhető (Schmidt 2005). A védett fajok jelenléte azonban mindenképp említésre érdemes, attól eltekintve is, hogy ezen fajok egy része (pl. fehér madársisak) viszonylag gyakorinak tekinthető a hazai erdőkben (Király 2009), illetve jellemzően valamennyien jól tűrik a bolygatást. A kigyónyelv például egyes hazai tanulmányok szerint gyakoribb a zavartabb élőhelyeken, sőt az Őrségben végzett vizsgálatok során még magas aranyvessző által előzőnlött területen is megtalálták (Szépligeti 2015). A kétlevelű sarkvirág pedig egy csehországi kutatás szerint még hulladéklerakók mellett is képes megjelenni (Sosna 2021), illetve a hasonlóan pionír jellegű orchideákról már jól ismert, hogy megtelepedésüket akár segíthetik is vaddisznó túsások által okozott nyílt erdei talajfelszínek (György 2009; Kiss 2009) és változatos mikrohabitatok (Arrington et al. 1999). Arra is van továbbá hazai példa, hogy még a vadaskertekre jellemző fokozott vadsűrűség mellett is képesek fennmaradni egyes védett növényfajok, többek között néhány orchidea faj is (Bíró et al. 2012). Ezek ismeretében nem meglepő tehát az említett fajok jelenléte a szórók közelében, bár feltehetőleg a bükkösökben jellemző kisebb vadsűrűség (Katona et al. 2007) és hűvösebb mikroklíma (Csiszár 2012) is segíthette megjelenésüket, illetve túlélésüket. Emellett szintén e sajátos klíma kapcsán emelendő ki, hogy a szlovákiai vadetetőhelyek kutatása során tapasztaltakhoz hasonlóan e viszonylag nagy tengerszint feletti magasságban (900 m körül), hegyvidéki környezetben is sikerült inváziós és szántóföldi gyomokat (pl. parlagi madársóska, csattanó maszlag) kimutatni (Kochjarová et al. 2023), mely így hazai viszonyok között is jól jelzi az éghajlatváltozás és a bolygatott élőhelyek szerepének a jelentőségét (Kueffer et al. 2013; Van der Putten et al. 2016).

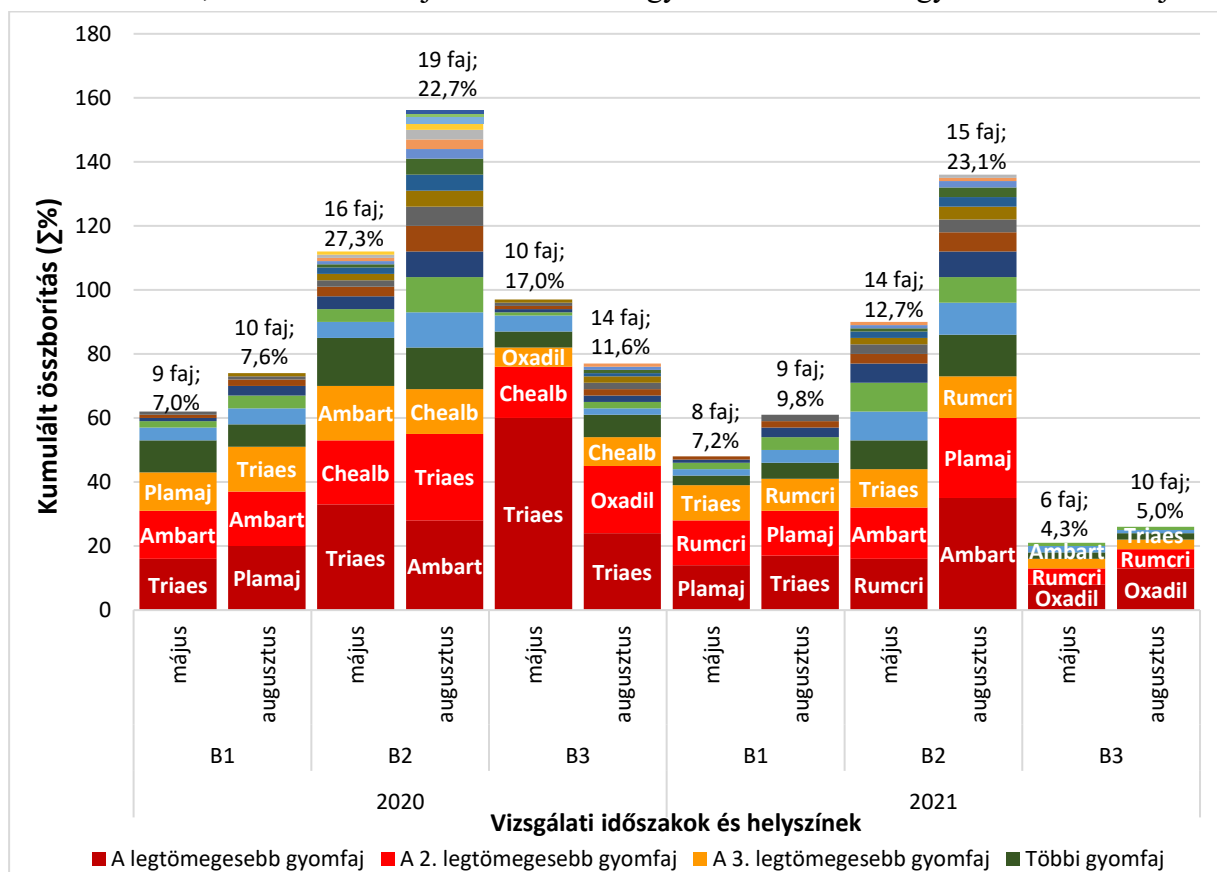
### 5.2.1.2. Az időbeli változások értékelése

A cseres-tölgyes övben megtapasztalt időbeli változások jellemzően a bükkös szórók tekintetében is igaznak bizonyultak, bár ez esetben többször is előfordult, hogy a várttal ellentétben nem augusztusban volt a nagyobb a gyomfajok fajszáma és/vagy borítása (26. ábra; részletes, szórónkénti adatok az *M17. mellékletben*). Ennek okai a korábbiakhoz hasonlóan feltehetőleg igen összetettek, az egyes helyszíneken jellemző egyedi környezeti és élőhelyi tényezők mellett a fajok különböző életforma típusából adódó jellegzetességeknek, valamint az időjárás és egyéb tényezőknek is szerepe lehetett a változásokban.



26. ábra: A degradációt jelző fajok számának és borításának aránya a bükkös övben lévő szórókon 2020 és 2021 májusában és augusztusában. [B1, B2, B3 – bükkösben lévő (erdei) szórók]

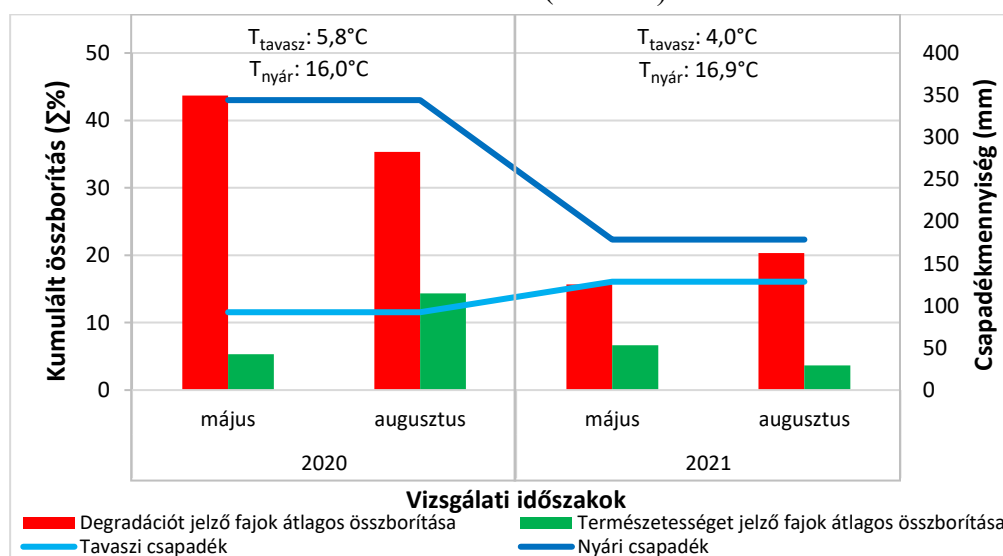
Elsőként – ha a degradációt jelző fajok összetételét és abundancia viszonyait vizsgáljuk – az évek során bekövetkező változások egy része, különösen a faji sajátosságokból eredő eltérések, viszonylag jól értelmezhetőek (27. ábra). Az őszi búza (*Triticum aestivum* L.) esetében például jellemző volt, hogy májusban gyakran még tömegesen megjelent a szórók középpontjában, de később a csíranövények a kedvezőtlen körülmények (hideg, párás környezet, rendszeres talajbolygatás) miatt nem tudtak tovább fejlődni, s így augusztusra általában lecsökkent a borításuk. Más gyomfajok – mint például a T4-es életformájú fehér libatop (*Chenopodium album* L.) és az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.), valamint a taposástűrő nagy útifű (*Plantago major* L.) – tömegessége viszont inkább kissé növekedett a nyárvégi időszakra. Hasonló jelenség egyébként a cseres-tölgyesekben is tapasztalható volt, a fajkészlet azonban jelentősen különbözött, a bükkös szórókon elsősorban a fentiekben említett szántóföldi, illetve idegen eredetű fajok bizonyultak a legtömegesebbnek, míg előbbi erdőtípusban inkább egyes honos zavarástűrő- és gyomfajok uralkodtak (lásd: 5.1.1.2. *Időbeli változások értékelése* c. fejezet, 7. ábra). Bár érdekes változás, hogy 2021-ben a bükkösben lévő helyszíneken is a legtömegesebb fajok közé került egy természetes gyomfaj, a fodros lórom (*Rumex crispus* L.), májusban jellemzően nagyobb, majd augusztusban kissé csökkenő borítással. Illetve ebben az évben mindhárom szórón (különösen a B3 jelű helyszínen) csökkent kissé a gyomfajok összborítása az előző évihez képest. Mindezek oka feltehetőleg már nem növényi sajátosságoknak köszönhető, hanem egyéb tényezőknek is szerepe lehetett, melyek a következőkben, a természetes fajok borításának figyelembe vételével együtt kerülnek kifejtésre.



27. ábra: A degradációt jelző fajok vizsgálati időszakonként és helyszínenként kumulált összborítása ( $\Sigma\%$ ), valamint a gyomfajok száma és a gyomborítás aránya a bükkösben lévő szórókon. [A fajnevek rövidítésére használt 6 betűs kódok feloldása az M22. mellékletben látható]

Ahogy az ábrán is látható, a degradációt jelző fajok száma és aránya majdnem minden esetben nőtt augusztusra, bár a borítási arányt tekintve többször előfordult, hogy a nyárvégi időszakra inkább csökkent a gyomfajok részesedése. Ezt a jelenséget csak részben okozhatta a fajok borításának visszaesése, inkább csak egyes taxonok tömegessége csökkent, míg másoké

növekedett, s összességében a gyomborítás mégis nőtt a nyárvégi időszakra (lásd: 26-27. ábra). Az arányok csökkenésének okait így elsősorban a *természetességet jelző fajok* abundanciájának változásában kell keresni. Jellemző volt ugyanis, hogy a 2020-as évben a természetes fajok borítása augusztusra inkább kissé emelkedett, így a B2 és B3 jelű helyszínek esetében a gyomborítás arányában bekövetkező csökkenés (lásd: 26. ábra) csupán ennek volt köszönhető. 2021-ben azonban már jól látható, hogy a gyomfajok és borításuk aránya is minden esetben nőtt a nyárvégi időszakra (26. ábra), sőt ahogyan a 27. ábrán is látható, ekkor az abszolút borításuk is emelkedett valamennyi helyszínen. Mindezek okai elsősorban *időjárási tényezőkre*, azon belül is feltehetőleg a tavaszi és a nyári csapadék mennyiségének, valamint az érintett hónapok átlaghőmérsékletének változására vezethető vissza (28. ábra).



28. ábra: A degradációt és a természetességet jelző fajok kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ ) értékeinek alakulása a tavaszi és a nyári csapadékmennyiség (mm) és az átlaghőmérsékletek ( $^{\circ}\text{C}$ ) függvényében a bükkösben lévő szórók középpontjában (1-5. kvadrátok), az egyes vizsgálati időszakokban a szórók átlagát tekintve.

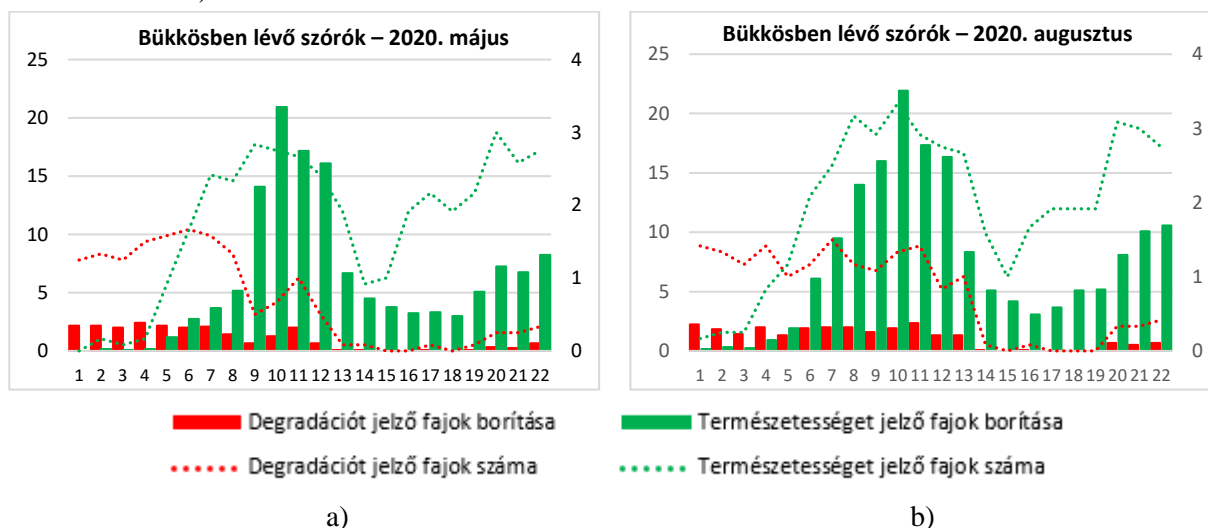
2020 tavasza ugyanis viszonylag meleg (átlaghőmérséklet:  $5,8^{\circ}\text{C}$ ) és igen száraz volt, ami kezdetben elősegítette a gyomfajok térnyerését, de később a hűvös, bükkösökre jellemző mikroklíma, valamint a sok nyári csapadék már nem kedvezett a további növekedésüknek, így a tavasszal hirtelen meginduló gyomfajok visszaesése jelentősebb volt. Mindeközben viszont a természetes fajok borítása a sok csapadék eredményeként növekedett (ennek volt köszönhető tehát a B2, B3 helyszíneken a gyomborítás arányában bekövetkező csökkenés). Ezzel szemben a 2021-es év tavasza rendkívül hűvös volt (átlaghőmérséklet:  $4,0^{\circ}\text{C}$ !), aminek köszönhetően májusban eleve kevesebb gyomfaj, kisebb borítással jelent meg. Ezután viszont szárazabb és az előző évinél melegebb (2020:  $16^{\circ}\text{C}$ ; 2021:  $16,9^{\circ}\text{C}$ ) nyár következett, ami már egyértelműen emelkedést eredményezett a gyomfajok tömegességében a nyárvégi időszakra, bár a gyomborítás így sem érte el az előző év mértékét. Mindeközben a viszonylag száraz időszakok a természetes fajoknak sem kedveztek, így azok tömegessége is csökkent a két év viszonylatában, illetve az adott éven belül is. A gyomfajok borításában bekövetkező változások különösen a B3 jelölésű etetőhely esetében voltak jelentős mértékűek, amiben feltehetőleg már nem csupán az egyes fajok sajátosságainak és az időjárásnak lehetett szerepe. 2020-ban ugyan még egyértelműen az őszi búza tömegességének visszaesése okozhatta az eltérést (lásd: 27. ábra), a következő évben azonban már valószínűleg egyéb tényező járulhatott hozzá a gyomborítás csökkenéséhez. A terepi tapasztalatok alapján a 2021-es évben, köszönhetően a visszaeső sertéspestis következtében újra kissé növekvő vaddisznó állománynak, illetve a Covid-19 miatti lezárások megszűnése után az antropogén eredetű szóróhasználat növekedésének, erőteljesebb állati eredetű taposás volt tapasztalható a vizsgálati helyszíneken, s ez a B3 jelű etetőhelyen különösen jelentős mértékű volt. Az itt kimutatható nagyobb gyomborítás csökkenés így leginkább annak az összetett folyamatnak az eredménye lehet, hogy a kicsit csapadékosabb tavasszal a fenti okok

miatt megnövekedett túsás és taposás az adott szóró kifejezetten agyagos talaján, a tavaszi magas talajvízszint, majd nyári kiszáradás mellett jelentős mértékben akadályozta a növényfajok megjelenését (terepi felvételt lásd az *M8. Melléklet f) ábrán*). A viszonylag meleg és száraz nyár miatt azonban még így is képes volt növekedni az augusztusra a gyomok borítása, miközben a többi helyszínhez hasonlóan a természetes fajok borítása inkább kissé csökkent.

Összességében tehát Jánoska (2006) vaddisznókertben tett megfigyelései ez esetben is helytállóan bizonyultak: a csapadékosabb 2020-as évben a természetes fajok borításának növekedése egyfajta regenerációs folyamatot, míg 2021 jóval szárazabb nyarán a gyomfajok éven belüli növekedése és a tipikus бүккерdei fajok tömegességének visszaesése inkább a degradáció felerősödését jelezte. Utóbbi jelenség egyébként Patkó és munkatársai (2015) eredményeivel is összeegyeztethető, akik zárt kerti körülmények között mutattak ki hasonló jelenségeket. Az éghajlatváltozás hatásainak tehát – különösen e hegyvidéki környezetben – feltehetőleg igen nagy szerepe lesz a jövőben a szórókon megjelenő gyomfajokat illetően, ahogyan ezt a szlovákiai etetőhelyek vizsgálata során is kiemelték (Kochjarová et al. 2023).

### 5.2.1.3. A stressz gradiens

A feltételezett stressz gradiens jellemzően kimutatható volt az egyes helyszíneken, bár nem olyan egyértelműen, mint például a tisztáson lévő szórók esetében, hanem inkább a cserestölgyesekhez hasonló módon (lásd a *4.1.1.3. Stressz gradiens c.* fejezetben). A gyomfajok száma és borítása általában a szórók középpontjában volt a legnagyobb és attól távolodva csökkent, a természetességet jelző fajok azonban sem fajszámot sem borítást tekintve nem mutattak egyértelmű növekedést a gradiens mentén (29. ábra; a szórónként és időszakonkénti ábrák az *M11. mellékletben* láthatóak). Mindhárom szóró esetében kimutatható volt, hogy a természetes fajok gyakran a szórók középpontjához közeli kvadrátokban is jelen voltak, sőt jellemzően e távolságban volt a legnagyobb a borításuk is. Az itt megjelenő fajok többsége azonban jellemzően természetes zavarástűrő (DT) faj volt, mint például a baracklevelű keserűfű (*Polygonum persicaria* L.), a közönséges gyíkfű (*Prunella vulgaris* L.), a kerek repkény (*Glechoma hederaceae* L.) és a fehér here (*Trifolium repens* L.). A tipikus бүккерdei fajok csak a legtávolabb eső kvadrátokban jelentek meg. Ilyen volt többek között a már korábbiakban említett ernyős hölgyfű (*Hieracium umbellatum* L.) és a бүкkszás (*Carex pilosa* Scop.), valamint az erdei madársóska (*Oxalis acetosella* L.) és az erdei ibolya (*Viola reichenbachiana* Jord. ex Boreau).



29. ábra: A természetességet és a degradációt jelző fajok kvadrátonkénti átlagos összborítása és fajszáma a *bükkösben lévő* (erdei) szórók *átlagát* tekintve 2020-ban, az a) májusi és a b) augusztusi időszakokban.

[Elsődleges y tengely (0-25): a degradációt és a természetességet jelző fajok kvadrátonkénti átlagos összborítása ( $\Sigma\%$ ); másodlagos y tengely (0-4): a degradációt és a természetességet jelző fajok átlagos kvadrátonkénti fajszáma (db); x tengely: a transzszektek mentén elhelyezett kvadrátok (1-22 db).]

A gyomfajok térbeli megjelenése kapcsán érdemes kiemelni a B2 jelű szórót, mely nemcsak abban különbözött a másik két helyszíntől, hogy itt volt a legnagyobb mértékű a gyomfajok borítása (lásd: 26-27. ábra), hanem ez esetben még a szórótól legtávolabb eső kvadrátokban is megjelentek gyomfajok, bár jellemzően nem túl nagy borítással (lásd: *M11. melléklet*). 2020 augusztusában a közönséges aggófü (*Senecio vulgaris* L.), az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) és a szürke madársóska (*Oxalis corniculata* L.), míg 2021-ben a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) és a mezei aszat (*Cirsium arvense* (L.) Scop.) volt megtalálható az egyik irány 20-22. kvadrátjában, miközben a másik két szórón a 13. kvadrátnál távolabb egyetlen gyomfaj sem volt kimutatható, egyik felvételezés során sem. Az ok így feltételezhetően egyedi, s bár a vaddisznóról jól ismert, hogy epi- és endozoochor terjesztése révén akár nagyobb távolságokra is képes számos növényfaj magját eljuttatni (Dovrat et al. 2012; Mráz et al. 2016), mégis – tekintve, hogy a másik két helyszínen, sőt a másik vizsgált erdőtípusban sem volt ez a jelenség ilyen mértékben jellemző –, inkább emberi hatás játszhatott közre. Terepi tapasztalatok alapján az érintett transzszekt közelében egy olyan növényzeti folt helyezkedett el, melyre minden valószínűség szerint zöldhulladékot helyeztek el időnként, s tekintve azok gyommagtartalmát (Rusterholz et al. 2012; Plaza et al. 2018), az ebből származó gyomfajok jelenhettek meg az említett vizsgálati egységekben (Oakley et al. 2012). Ezt a feltételezést erősíti az a tény is, miszerint a szórók középpontjában ezen fajok egy része nem volt kimutatható, másrészt az aggófü és a szürke madársóska eleve nem szántóföldi, hanem inkább városi, ruderalis környezetből származó eredetre utal (Török et al. 2009; Deák et al. 2016). A megtelepedésben természetesen már egyéb tényezők is közre játszhattak, többek között a már említett állati magterjesztés, valamint a vaddisznó túrások gyomok megtelepedésének kedvező nyílt, bolygatott talajfelszínei (Barrios-Garcia & Ballari 2012; Barrios-Garcia et al. 2014; Brunet et al. 2016). Emellett az is segíthette a megjelenésüket, hogy a bükkösökben jellemzően nagyon gyér az aljnövényzet, így nincs versenytársa sem ezeknek a fajoknak. Ellentétben például a tisztáson lévő szórókkal, ahol a záródott gyepfelszín jellemzően megakadályozza a gyomfajok csírázását (Blumenthal et al. 2005; Török et al. 2008), így ott jellemzően ilyen nagy távolságban alig volt kimutatható gyomfaj, illetve, ha mégis megjelentek, akkor ott is elsősorban a kissé megnyíló felszínhez kötődtek (lásd a 4.1.1.3. *Stressz gradiens* c. fejezetben, x. ábrán). Érdemes azonban itt is megemlíteni, hogy a cseres-tölgyeseknél már megnevezett vadászati gyakorlat (kukorica szórás több irányban a szóróra szoktatás érdekében) akár ez esetben is hozzájárulhatott a nagyobb távolságokban megjelenő gyomfajok megtelepedéséhez (Barta 2018b). A pontos okok tehát tisztázatlanok, e helyszín mégis jó példa arra, hogy a közvetett vagy közvetlen emberi hatások igen jelentősek lehetnek a szórókon tapasztalható változásokat illetően.

## 5.2.2. Talajmagbank vizsgálat

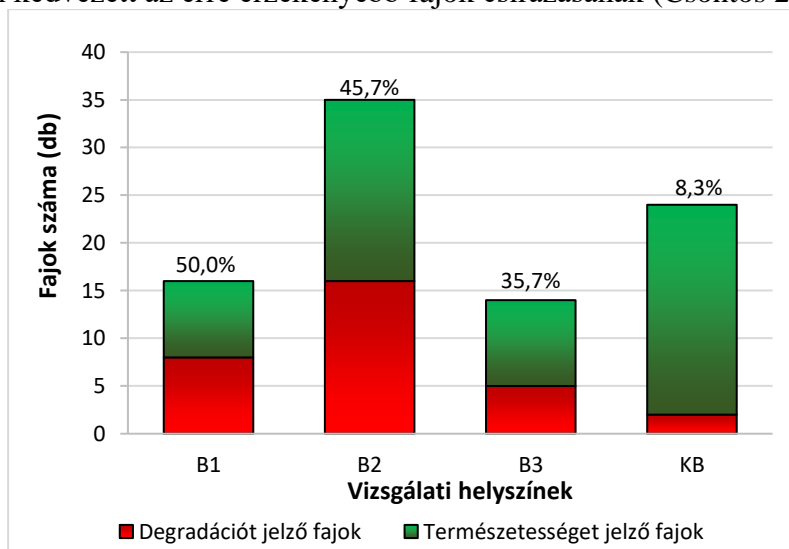
### 5.2.2.1. A fajkészletek elemzése

A bükkös zónában található három erdei szórón, valamint a kontroll területen elvégzett talajmagbank vizsgálat során összesen 57 fajt sikerült azonosítani, melyből 18 faj (31,6%) volt degradációt jelző taxon. A három szóró fajkészletét tekintve összesen 45 faj jelent meg a mintákban, ebből 17 gyomfaj (37,8%), közülük 6 idegen növényfaj (13,3%). A leggyakoribb – tehát mind a három szórón előforduló – fajok között szerepel két tájidegen, agresszív kompetitor (AC), a közönséges kakaslábfü (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) és az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.), valamint a hazai erdőkben az utóbbi időben terjedő lévő, egyes források szerint (Balogh et al. 2004) szintén inváziósnek tekinthető gyomnövény, a vékony szittyó (*Juncus tenuis* Willd.) is. Emellett a szántóföldi gyomként ismeretes szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.) és csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), valamint az ürömlevelű parlagfü (*Ambrosia artemisiifolia* L.) is legalább két szórón kimutatható voltak. Néhány esetben a takarmányként használt fajok, illetve a feltételezhetően általuk bejutó egyéb termesztett növényfajok magvai is előfordultak. A B2 jelű szórón például a cukorrépa (*Beta vulgaris* subsp. *vulgaris* var. *altissima*) és a bortermő szőlő (*Vitis vinifera* L.), míg a B3 (Csiklód) nevű helyszínen az őszi búza (*Triticum aestivum* L.) jelentek meg, bár mindegyik faj

csupán egy-egy csíranövény formájában képviseltette magát. Mindemellett a természetes erdei fajok is viszonylag nagy arányban jelen voltak a magbankban. A békaszittyó (*Juncus effusus* L.) például mind a három helyszínen, míg a ligeti perje (*Poa nemoralis* L.) és a zöldes sás (*Carex divulsa* Stokes.) két szórón is kimutathatónak bizonyultak.

A referencia területként megjelölt bükkös helyszínen az összesen azonosított 24 fajból csupán 2 degradációt jelző fajt (8,3%) sikerült kimutatni. Az egyik a ragadós galaj (*Galium aparine* L.), a másik a mezei aszat (*Cirsium arvense* (L.) Scop.) volt. Utóbbi érdekessége, hogy a szórókon nem, csak a kontroll területen fordult elő. Ennek az oka a hasonló erdőtípusok magbankjára jellemző sajátosság lehet, miszerint a korábbi szukcesszionális fázisok fényigényes fajai hosszú időn át képesek lehetnek fennmaradni a magbankban (Bossuyt & Hermy 2001; Olano et al. 2002), de akár egy közeli felújulási területről, szél által is bekerülhetett a magja a mintába (Bakker et al. 1996). Azon fajok között, melyek a szórókon és a kontroll területen egyaránt megjelentek (12 faj), csupán egy gyomfaj, a ragadós galaj (*Galium aparine* L.) volt jelen. A közös fajok többsége természetes zavarástűrő (DT), valamint generalista (G) faj volt, mint például az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum* L.), a közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum* L.) és a tyúkhúr (*Stellaria media* L.).

A szórókon az előforduló fajok száma egyébként meglehetősen változó volt (B1: 16 faj; B2: 35 faj; B3: 14 faj), de azon belül a gyomfajok aránya hasonlóan alakult (30. ábra; részletes adatok az M18. mellékletben). Az átlagos fajszám 22 faj, míg a degradációt jelző fajok aránya átlag 43,8% volt. A kontroll területen a fajok száma így ugyan nem volt magasabb, ellenben a gyomfajok aránya már jelentősen alacsonyabbnak bizonyult (8,3%), melyhez hasonló fajösszetételbeli változást Amrein és munkatársai (2005) is tapasztaltak a szintén bükkös erdőben, erős zavarás mellett végzett kutatásuk során. A B1 és a B3 jelű szórókon tapasztalható alacsonyabb fajszámokat egyébként valószínűleg az ott tapasztalható környezeti sajátosságok okozhatták. Ezeken a helyszíneken a talaj erősen agyagos fizikai féleségű, illetve rendkívül nedves és tömörödött volt a mintavétel időpontjában (képeket lásd az M8. mellékletben), mely valószínűleg nem kedvezett az erre érzékenyebb fajok csírázásának (Csontos 2001).

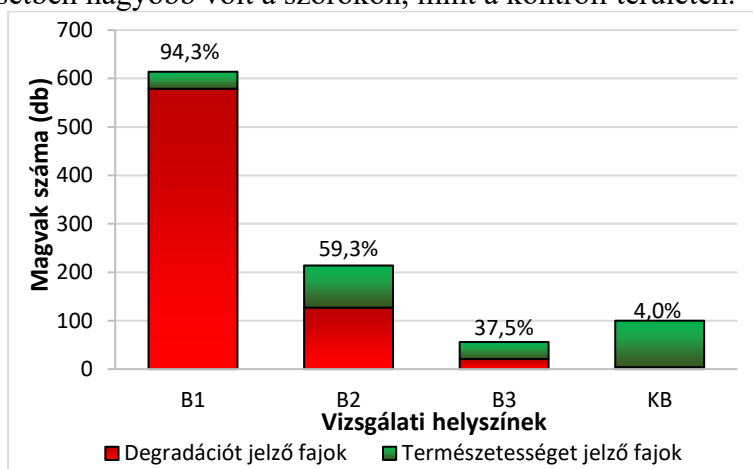


30. ábra: Az egyes helyszíneken a talajmagbankban megtalálható fajok száma és a degradációt jelző fajok aránya [B1, B2, B3 – bükkösben lévő (erdei) szórók; KB – kontroll bükkös terület].

### 5.2.2.2. Magdenzitás

A szórókon tapasztalható teljes magdenzitást tekintve valamennyi helyszínen igen magas volt a gyomfajok aránya. A három szórón összesen kimutatható 884 db csíranövényből 727 degradációt jelző faj volt, mely a teljes magszám 82,2%-át jelentette. Ezzel szemben a kontroll területen azonosítható 100 db magból csak a két fentiekben említett gyomfaj (a ragadós galaj és a mezei aszat) mindösszesen 4 darab magja volt jelen a magbankban, amely így a teljes magdenzitás csupán 4,0%-át tette ki. A magvak száma egyébként a fajszámokhoz hasonlóan igen

változónak bizonyult az egyes helyszíneken: a teljes magdenzitás (B1: 614 db; B2: 214 db; B3: 56 db) és azon belül a gyommagvak száma (B1: 579 db; B2: 127 db; B3: 21 db), illetőleg azok aránya is széles spektrumban változott az egyes helyszínek között (31. ábra; részletes adat az *M18. mellékletben*). A degradációt jelző fajok száma (átlag: 242 db) és aránya (átlag: 63,7%) azonban minden esetben nagyobb volt a szórókon, mint a kontroll területen.



31. ábra: Az egyes helyszíneken a talajmagbankban megtalálható magvak száma és a degradációt jelző fajok aránya. [B1, B2, B3 – bükkösben lévő (erdei) szórók, KB – kontroll bükkös terület]

A területegységre vonatkoztatott magsűrűség 5117, 1783 és 467 mag/m<sup>2</sup> volt a szórókon, mely értékeken szintén jól látszik, hogy jelentős mértékű különbségek mutatkoztak az egyes etetőhelyek között. A B1 (Haluskás) nevű szórón tapasztalható kiugró érték a vékony szittyó (*Juncus tenuis* Willd.) jelentős csíraszámának (566 db; 92,2%) volt köszönhető, míg a B3 (Csiklósd) nevű helyszín esetében kimutatható rendkívül alacsony magdenzitás oka valószínűleg az ott jellemző rendkívül magas talajvízszint, valamint a hullatékkal és takarmánymaradványokkal erősen szennyezett talaj lehetett, ami feltehetőleg jelentősen csökkentette a magvak túlélését (lásd *M8. melléklet f) ábra*). A kontroll területen a 833 mag/m<sup>2</sup> magdenzitás a hazai bükkösökben tapasztalt eredményeknek megfeleltethető, viszonylag alacsony érték (Csiszár 2004). Jól látható tehát, hogy ez esetben sem sikerült kimutatni a szórás teljes magdenzitást csökkentő hatását, ellentétben más erőteljes zavarásokkal (pl. Sternberg et al. 2003; Rusterholz et al. 2011), de az sem mondható ki egyértelműen, hogy a zavarás növelte volna a magbank sűrűségét (Fenner & Thompson 2005). Az egyedi antropogén és környezeti tényezőknek így ez esetben is jelentős szerepe lehetett.

A további értékeléshez érdemes az egyes fajkészleteket részletesebben is elemezni. A magbankban a három szórón a 10 legtömegesebb fajt tekintve elmondható, hogy ebből 6 degradációt jelző taxon volt, és a teljes magdenzitás jelentős hányadát is jellemzően ezek a fajok adták (8. táblázat).

8. táblázat: A bükkös szórók (B1, B2, B3) magbankjában előforduló 10 legtömegesebb faj.

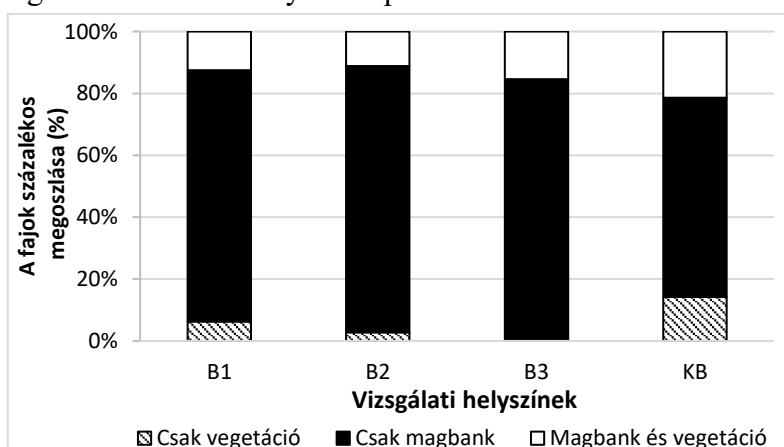
Fajok	Borhidi-féle kategória	Csíraszám (db)
Vékony szittyó ( <i>Juncus tenuis</i> Willd.)	W	595
Békaszittyó ( <i>Juncus effusus</i> L.)	DT	45
Fehér libatop ( <i>Chenopodium album</i> L.)	RC	35
Szőrös disznóparéj ( <i>Amaranthus retroflexus</i> L.)	RC	28
Puha rozsok ( <i>Bromus hordeaceus</i> L.)	DT	19
Közönséges kakaslábfű ( <i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) PB.)	AC	16
Kis tőtippán ( <i>Eragrostis minor</i> Host.)	W	16
Közönséges orbáncfű ( <i>Hypericum perforatum</i> L.)	DT	10
Közönséges erdeikáka ( <i>Scirpus sylvaticus</i> L.)	G	10
Kövér porcsin ( <i>Portulaca oleraceae</i> L.)	W	8



Az előbbieken már említett inváziós gyomfaj, a vékony szittyó (*Juncus tenuis* Willd.) például csak önmagában, a három szórón kimutatható teljes csíraszámnak (884 db) a 67,3%-át tette ki. A fajt azért is érdemes kiemelni, mert egy tipikusan utak mentén terjedő, nem szántóföldi eredetű növényfajról van szó (Balogh et al. 2004), ráadásul mivel a növény a felszíni vegetációban sem volt jelen, így a magbankban tapasztalható jelentős denzitása nagy valószínűséggel nem a szennyezett takarmányoknak, hanem inkább az etetőanyag kihordására használt gépjárműveknek lehet köszönhető (lásd pl. Veldman & Putz 2010). Mellette viszonylag jelentős tömeget képviseltek egyes szántóföldi gyomfajok, mint például a fehér libatop (*Chenopodium album* L.), a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.) és a közönséges kakaslábfü (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.), melyek azonban már szinte biztosan a szennyezett takarmányokkal kerülhettek be a területre. A természetes erdei fajok közül egyedül a békaszittyó (*Juncus effusus* L.) említhető meg, mely bár a rangsorban a 2. legtömegesebb fajként szerepelt, így is csupán a szórókon tapasztalható teljes magdenzitás 5,1%-át tette ki. Ez alapján jól látható tehát, hogy valóban nagy lehet az alkalmazott takarmányok szerepe, de tekintve, hogy a szántóföldi eredetű gyommagvak aránya egyik helyszínen sem túl magas, feltehetőleg egyéb antropogén hatásoknak és a környezeti sajátosságoknak is jelentős szerepe lehet.

### 5.2.2.3. Felszíni és felszín alatti vegetáció hasonlósága

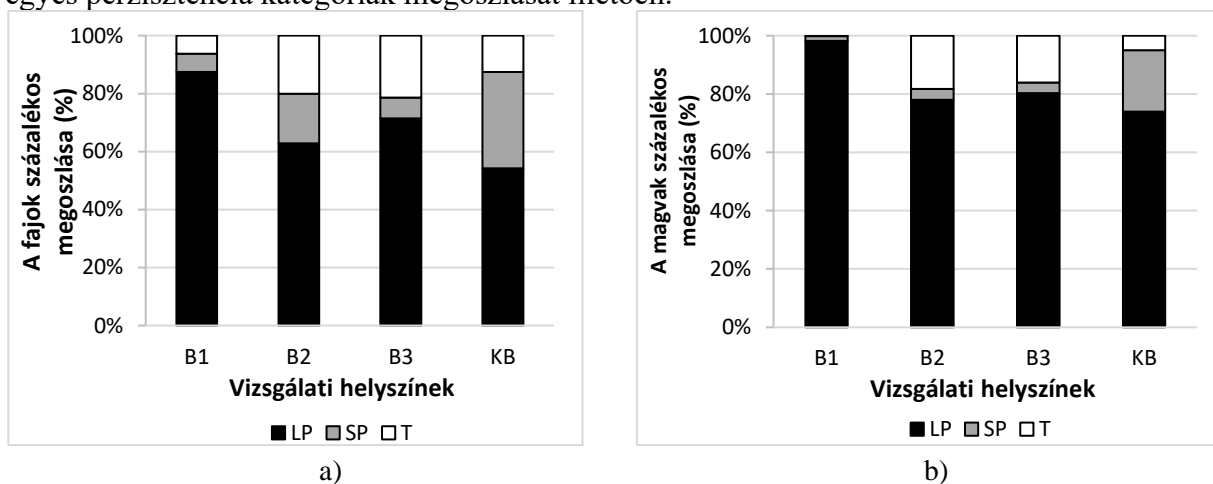
A felszíni vegetáció és a magbank közötti hasonlóság meglehetősen alacsony volt a szórókon (Jaccard index: B1: 0,11; B2: 0,11; B3: 0,14; átlag: 0,12), és közöttük nem is voltak jelentős eltérések (szórás: 0,02). A csak a vegetációban, a csak a magbankban megtalálható, valamint a közös fajok száma, illetőleg azok aránya alapján jól látható, hogy a kontroll terület viszonylag jól elkülönült (32. ábra). A magbankban és a vegetációban egyaránt megtalálható fajok aránya, s ezáltal a Jaccard-féle hasonlósági index értéke is itt volt a legnagyobb (0,23), ami jól jelzi, hogy egy csupán természetes zavarásokkal érintett területről van szó. Emellett a csak a vegetációban előforduló fajok aránya is a kontroll területen volt a legmagasabb, ami elsősorban annak köszönhető, hogy az erősen zavart szórók középpontjában szinte alig volt felszíni növényzet (5-10%), és nagyrészt a csupasz talajfelszín volt a jellemző, aminek következménye, hogy nagyon sok faj csak a magbankban volt képes megjelenni, így a szórókon a csak a magbankban előforduló fajok aránya volt kiemelkedően magas (>80%). Ezzel szemben a kontroll területen nagyobb volt a felszíni borítás (35%) és a növényzettel nem fedett részeket is jellemzően vastag avartakaró borította, ezáltal több faj tudott megjelenni a felszínen, ami következőképpen a hasonlóságot is növelte a felszíni és a felszín alatti vegetáció között. Ezek az eredmények egyébként jól megfeleltethetőek Amrein és munkatársai (2005) által urbánus bükkös erdőben tapasztalt eredményeinek, ahol szintén a rendszeres taposás eredményezett erősen csökkent hasonlóságot a kontroll élőhelyhez képest.



32. ábra: A felszíni és/vagy a felszín alatti vegetációban (talajmagbankban) megtalálható fajok százalékos megoszlása az egyes vizsgálati helyszíneken. [B1, B2, B3 – bükkösben lévő (erdei) szórók, KB – kontroll bükkös terület]

#### 5.2.2.4. Perzisztencia

A magbankban előforduló fajok magvainak túlélőképességét illetően nem sikerült egyértelműen kimutatni, hogy a szórókon, mint zavart élőhelyeken nagyobb arányban lennének jelen a hosszú távú perzisztens (LP) fajok. Jellemzően ugyanis mind a négy vizsgálati helyszínen ezek a fajok uralkodtak (33. ábra). Fajszaik tekintetében nagyon hasonlóan bizonyultak a szórók (átlag: 15 faj) és a kontroll terület (13 faj), bár az arányokat tekintve az etetőhelyeken általában nagyobb tömeget képviseltek ezek a fajok (szórók átlag: 73,9%; kontroll: 54,2%). A csíraszámokat figyelembe véve is hasonló volt a tendencia, bár a szórókon ez esetben is kissé nagyobb volt ezen fajok száma (szórók átlag: 271,4 mag; kontroll: 74 mag) és aránya is (szórók átlag: 85,5%; kontroll: 74,0%). Bár ezt a különbséget elsősorban a szórókon tapasztalható eleve nagyobb magdenzitás, illetve a vékony szittyó (*Juncus tenuis* Willd.) B1 jelű szórón való tömeges megjelenése okozta. A legszembetűnőbb különbség inkább abban mutatkozott meg, hogy a rövid távú perzisztens (SP) fajok száma (szórók átlag: 23 faj, kontroll: 8 faj) és aránya (szórók átlag: 10,2%, kontroll terület: 33,3%) nagyobb volt a kontroll területen, mint a szórókon. Ugyanez csíraszám tekintetében is elmondható volt: a szórókon e fajok magvai csak igen alacsony számban és arányban (átlag: 7 mag, 3,0%) jelentek meg, míg a kontroll élőhelyen ez 21 csíranövényt, azaz a magbank közel egynegyedét (21,0%) jelentette. A tranzienst fajok száma és azok csíraszámja mindeközben viszonylag alacsonynak bizonyult valamennyi helyszínen, így sem a szórók között, sem a szórók és a kontroll terület vonatkozásában nem volt kimutatható különbség e tekintetben. E megfigyelések egyébként, a korábbiakhoz hasonlóan, jól összeegyeztethetőek az Amrein és munkatársai (2005) által erősen taposott bükkösökben tapasztaltakkal, ahol a vizsgált helyszíneken szintén csak minimális eltérések mutatkoztak az egyes perzisztencia kategóriák megoszlását illetően.



33. ábra: A különböző magtúlélési kategóriák a) fajszaik és b) csíraszám (magszám) szerinti megoszlása az egyes vizsgálati helyszíneken. [B1, B2, B3 – bükkösben lévő erdei szórók, KB – kontroll bükkös terület, LP – hosszú távú perzisztens, SP – rövid távú perzisztens, T – tranzienst]

### 5.2.3. A cseres-tölgyes és a bükkös zóna erdei szóróinak összehasonlító értékelése

#### 5.2.3.1. A vegetáció összehasonlítása

A vegetáció degradációját illetően a hipotézissel ellentétben nem sikerült kimutatni szignifikáns különbséget a cseres-tölgyes és a bükkös zóna szórói között. A két év valamennyi felvételezésének viszonylatában (2020 és 2021 május és augusztus) ugyanis csak a kumulált összborítás és a természetességet jelző fajok borítása volt szignifikánsan nagyobb a cseres-tölgyesben, mely csupán az élőhelyi különbséget jelzi (9 táblázat). A degradációt jelző fajok átlagos összborítása jellemzően nagyobb volt a cseres-tölgyesben, az arányokat tekintve azonban a várttal ellentétben éppen ellenkezőleg, a bükkösben volt szignifikánsan magasabb ( $p < 0,05$ ) a gyomfajok borításának aránya (bükkös átlag 12,9%; cseres-tölgyes átlag 7,3%). Sőt a gyomfajok átlagos száma is magasabb volt a bükkösben (átlag: 11,7 faj), mint a cseres-tölgyesben (átlag: 10,9 faj). Azaz, bár a bükkösökben jellemzően gyérebb az aljnövényzet természetes

körülmények között is, a szórás hatására a gyomfajok szinte ugyanúgy képesek voltak megjelenni, s arányaiban igen jelentős borítást értek el. Mindemellett a legtömegesebb gyomfajok tekintetében is elmondható, hogy a cseres-tölgyesekben inkább a természetes gyomfajok (pl. fodros lórom, szulák keserűfű) uralkodtak (lásd: 7. ábra), míg a bükkösökben a legnagyobb kumulatív összborítással rendelkező fajok többsége idegenhonos eredetű faj (pl. parlagfű, őszi búza) volt (lásd: 27. ábra).

9. táblázat: A bükkösben és a cseres-tölgyesben lévő erdei szórók összehasonlító táblázata a vegetációban előforduló egyes fajcsoportok fajszáma, tömegessége és aránya alapján (2020-21. adatsora szerint).

	Bükkösben lévő erdei szórók (átlag)	Cseres-tölgyesben lévő erdei szórók (átlag)	Különbség 2 éves adatsor alapján
Természetességet jelző fajok száma (db)	<b>33,3</b>	29,8	ns.
Degradációt jelző fajok száma (db)	<b>11,7</b>	10,9	ns.
Összes fajszám (db)	<b>44,9</b>	40,8	ns.
Degradációt jelző fajok aránya (%)	<b>25,6</b>	25,5	ns.
Természetességet jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	600,3	<b>1371,6</b>	***
Degradációt jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	81,5	<b>126,0</b>	ns.
Kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ )	681,8	<b>1497,6</b>	***
Degradációt jelző fajok borításának aránya (%)	<b>12,9</b>	7,3	*

[Jelmagyarázat: félkövér betű: nagyobb érték. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ); ns.: nem szignifikáns.]

Az időbeli változásokat illetően pedig elmondható, hogy a gyomfajok borításának nyárvégi időszakokra történő növekedése a bükkösben lévő helyszíneken kevésbé volt jellemző, ami feltehetőleg az erőteljes záródásnak (Ádám et al. 2018) és a bükkös mikroklíma hatásának köszönhető (Csiszár 2001). Szintén fontos különbség, hogy a bükkösökben a szóróktól nagyobb távolságban is képesek voltak gyakran még idegenhonos eredetű fajok is viszonylag nagy borítási értékkel megjelenni. A cseres-tölgyesekben ezzel szemben, jellemzően kevesebb esetben fordultak elő a degradációt jelző fajok a távolabbi kvadrátokban, és ezek is elsősorban természetes gyomfajok voltak. Bár e különbség valószínűleg nem kifejezetten a szórás hatásával hozható összefüggésbe, hanem ahogyan korábban is említésre került, ebben csupán az egyik bükkös szórón (B2) tapasztalható zöldhulladék halomnak lehetett szerepe. Ezt a feltételezést erősíti az a tény, hogy a 2019-es évben külön, csak a középponti részeket érintő felvételezéseknek ( $r=2m$ ) borítási értékei szerint elvégzett DCA analízis alapján a két szórótípus egyáltalán nem volt elkülöníthető, csak a kontroll területek. Ez tehát összességében jól jelzi, hogy magának a szórásnak a hatása hasonló a két élőhelytípusban, bár a környező területek degradációjának mértékében meghatározóak lehetnek az egyéb környezeti és antropogén tényezők. Érdemes mindezek mellett megemlíteni, hogy a bükkös zónában védett faj is kimutatható volt a vegetációban, míg a cseres-tölgyes öv szoróin nem jelent meg egyetlen oltalom alatt álló faj sem. Ennek oka nem feltétlenül a kisebb bolygatás – bár a bükkösökben jellemzően alacsonyabb a vadsűrűség, mint a táplálékban gazdagabb cseres-tölgyesekben (Katona et al. 2007) –, hanem inkább az, hogy a mátrai cseres-tölgyesek többségének aljnövényzete egyébként sem gazdag védett fajokban (Standovár et al. 2017). Emellett a bükkösben megtalálható védett fajok nagy része is olyan faj, mely jól viseli a vaddiszónó által okozott bolygatást, nyílt talajfelszíneket (Kiss 2009; Szépligeti 2015; Sosna 2021).

Összességében tehát elmondható, hogy a várttal ellentétben a vegetációt illetően nem sikerült jelentős különbségeket kimutatni a két zonális erdőtípusban elhelyezkedő szórók gyomfertőzöttségét illetően. Az élőhelyi sajátosságok következtében a gyomborítás mértéke ugyan jellemzően alacsonyabb volt a bükkösben, de a gyomfajok száma és aránya magasabbnak bizonyult, még a feltehetően kisebb vadsűrűség mellett is. Ebből következően a szórás intenzitásának és a kihelyezett takarmányok minőségének igen nagy szerepe lehet.

### 5.2.3.2. A talajmagbank összehasonlítása

A talajmagbankban előforduló fajokat és azok denzitását tekintve sem volt jellemzően kimutatható szignifikáns különbség a két erdőtípusban elhelyezkedő szórók között (10. táblázat). Sőt a hipotézissel ellentétben, az egyetlen szignifikáns eltérés a tájidegen, agresszív kompetitor (AC) fajok bükkösben lévő szórókon tapasztalható szignifikánsan nagyobb száma ( $p < 0,05$ ) volt. A cseres-tölgyesben csak két szórón (E2, E3) és egyedül a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) jelent meg, ráadásul a fajkészletnek és a magdenzitásnak is jellemzően csak az 1-5%-át tette ki. Ezzel szemben a bükkösben lévő szórókon valamennyi helyszínen megjelent tájidegen, agresszív kompetitor faj, és az előbb említett taxon mellett az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) és az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) is több esetben előfordultak, sőt az adott helyszínek faj- és magkészletének általában 10-15%-át képviselték. Sőt érdekes, hogy a meghonosodott idegen fajok (I) csoportjának képviselői (jellemzően természetes növényfajok) is csak néhány bükkös szórón jelentek meg, a cseres-tölgyesben nem.

10. táblázat: A bükkösben és a cseres-tölgyesben lévő erdei szórók összehasonlító táblázata a magbankban előforduló egyes fajcsoportok fajszáma, tömegessége és aránya alapján.

	Bükkösben lévő erdei szórók (átlag)	Cseres-tölgyesben lévő erdei szórók (átlag)	Szignifikancia
Természetes fajok száma (db)	<b>12,0</b>	10,7	ns.
Degradációt jelző fajok száma (db)	<b>9,7</b>	7,3	ns.
Összes fajszám (db)	<b>21,7</b>	18,0	ns.
Degradációt jelző fajok aránya (%)	<b>43,8</b>	38,3	ns.
Természetes fajok csíraszama (db)	<b>52,3</b>	48,0	ns.
Degradációt jelző fajok csíraszama (db)	242,3	<b>385,3</b>	ns.
Összes csíraszám (db)	294,7	<b>433,3</b>	ns.
Degradációt jelző fajok aránya (%)	<b>63,7</b>	54,8	ns.
Magdenzitás (mag/m <sup>2</sup> )	2455,6	<b>3611,1</b>	ns.

[Jelmagyarázat: félkövér betű: nagyobb érték. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ); ns.: nem szignifikáns.]

Feltehetőleg mindezek oka, hogy bár a cseres-tölgyesek mikroklímája kedvezőbb lenne az említett fajok növekedéséhez – tehát a magbankban tapasztalható hiányukat okozhatná a csírázás révén történő kiürülés (Thompson et al. 1997) –, tekintve azonban, hogy jellemzően a felszíni vegetációban sem jelentek meg ezek a fajok, a pontos okok máshol keresendők. Valószínűsíthető, hogy az említett idegenhonos növények jelen lehettek a cseres-tölgyesek szóróinak magbankjában is, de mivel ezek a fajok általában magasabb talajhőmérsékletet igényelnek a csírázáshoz, így a kedvezőbb környezeti feltételek mellett kicsíráztak, majd még fiatal hajtás formájában elpusztulhattak az ott tapasztalható nagyobb vadsűrűség és a jellemzően gyakoribb és intenzívebb szóróhasználat következtében. Emellett, mivel antropogén eredetű magforrásokról van szó, egyszerűen a propagulumok bekerülésének véletlenszerűségéből is adódhatott e különbség. Mindezek mellett a gyommfajok átlagos száma (bükkös átlag: 9,7 faj; cseres-tölgyes átlag: 7,3 faj) és aránya (bükkös átlag: 43,8%; cseres-tölgyes átlag: 38,3%) is jellemzően nagyobb volt a bükkösben, mint a cseres-tölgyesben. Sőt a teljes fajszám is általában nagyobbak bizonyult a bükkösben lévő szórók magbankjában (átlag: 21,7 faj), mint a másik zonális erdőtípusban (átlag 18 faj), melyet szintén feltételezhetően a cseres-tölgyesekben jellemző, bizonyos fajok csírázása szempontjából kedvezőbb mikroklíma, illetve a takarmányokban előforduló gyommagvak mennyiségének és minőségének véletlenszerűsége együttesen okozhatott. A fajösszetételhez kapcsolódóan egyébként elmondható, hogy a magbankban előforduló védett fajokat tekintve, a felszíni vegetációval ellentétesen, a cseres-tölgyesben lévő szórók magbankjában sikerült védett fajt kimutatni. A pázsitos nőszirm (*Iris graminea* L.) az E2 jelű szórón, illetve a kontroll cseres-tölgyes (KE) területen egy-egy

csíranövény formájában képviseltette magát, míg a bükkös zónában sem a szórók, sem a kontroll terület magbankjában nem jelent meg természetvédelmi oltalom alatt álló faj. Bár feltehetőleg ez is inkább csak élőhelyi sajátosságnak, illetve a mintavétel sajátosságainak (csak a szórók középpontjának vizsgálata) lehet köszönhető.

A *magdenzitást* tekintve pedig nemcsak a két nagy fajcsoport, hanem még a Borhidi-féle kategóriák viszonylatában sem volt egyetlen esetben sem kimutatható szignifikáns különbség a két élőhelytípus között, ami elsősorban a gyommagvak számát és arányát érintő, mindkét helyszínen tapasztalható jelentős statisztikai szórásnak volt köszönhető (a cseres-tölgyesben a degradációt jelző fajok magvainak aránya 6,5 és 96,9% között változott, míg a bükkösben 37,5% és 94,3% között). Ennek megfelelően az egyes helyszínek magbankjában előforduló magvak tömegessége alapján elvégzett DCA analízis sem mutatott ki eltérést, nemcsak a két szórótípus, de még a két kontroll terület sem különült el. Amennyiben azonban ez esetben is az átlagos értékeket vizsgáljuk, akkor elmondható, hogy a fajszámokhoz hasonlóan a gyommagvak aránya is inkább a bükkösben bizonyult magasabbnak (bükkös átlag: 63,7%, cseres-tölgyes átlag: 54,8%). A teljes denzitás (cseres-tölgyes átlag: 433,3 mag, bükkös átlag: 294,7 mag) és a gyommagvak denzitása (cseres-tölgyes átlag: 385,3 mag, bükkös átlag: 242,3 mag) ellenben már a cseres-tölgyesben lévő szórókon bizonyult nagyobbak. A bükkösben tapasztalható alacsonyabb magszámok, beleértve a kisebb gyommagdenzitást is, valószínűleg inkább csak élőhelyi okokra vezethető vissza. A bükkösök jóval nedvesebb és agyagosabb talajában csökkenhetett a magvak túlélőképessége (Fenner & Thompson 2005), szemben a cseres-tölgyesek jellemzően szárazabb talajaival (Härdtle et al. 2005). Így bár a csírázás szempontjából kedvezőtlen bükkös mikroklíma gátolta bizonyos fajok magvainak kiürülését a magbankból, s a fajszám ezáltal, ha csak néhány mag képviselésében is, de jellemzően nagyobb volt a bükkösben, nagy magdenzitás mégsem tudott fennmaradni, köszönhetően a nagyobb nedvességtartalom miatti jelentősebb mortalitásnak (Fenner & Thompson 2005).

A magvak *perzisztenciáját* tekintve sem volt kimutatható szignifikáns különbség. A hosszú távú perzisztens fajok átlagos fajszáma például nagyon hasonlóan bizonyult (cseres-tölgyes átlag: 14,0 faj, bükkös átlag: 15,3 faj). Bár csíraszám tekintetében már volt némi eltérés, a hosszú távú perzisztens magvú fajok csíraszámának cseres tölgyesben tapasztalható átlagos értéke (421,0 mag) ugyanis magasabb volt, mint a bükkösben (271,7 mag). Ez elsősorban csak az egy kiugró értéknek, a nagy magtúlélőképességgel rendelkező fehér libatop (*Chenopodium album* L.) extrém tömegességének (E3: 958 db) volt köszönhető, mely még a bükkös szórókon kiemelkedő és szintén nagy magéletképességgel bíró vékony szittyó (*Juncus tenuis* Willd.) denzitását (B1: 566 db) is jóval felülmúlta. A magbank-vegetáció *hasonlóság* esetében pedig elmondható, hogy a Jaccard-index értékei jellemzően nagyobbak voltak a bükkösben (bükkös átlag: 0,12; cseres-tölgyes átlag: 0,05). Az egyes fajkészleteket (csak vegetáció, csak magbank, magbank és vegetáció) illetően azonban már nem volt szignifikáns különbség a két élőhelytípus között, bár a csak a vegetációban előforduló fajok száma jellemzően nagyobb volt a cseres-tölgyesben (átlag: 4,7 faj), mint a bükkösben (átlag: 0,7 faj). Ez lényegében a bükkös szórókon kicsírázó őszi búzának (*Triticum aestivum* L.) köszönhető, melyet feltehetőleg takarmányként vittek ki a szórókra, ennek ellenére magjai a magbankban többnyire nem jelentek meg, mert a talajfelszín közelében megmaradó magvak a nagyobb nedvesség hatására jellemzően kicsíráztak.

Összegezve tehát jellemzően a magbankban sem sikerült szignifikáns különbségeket kimutatni a két zónális erdőtípusban lévő szórók között. Leginkább a magdenzitást illetően volt némi különbség: a bükkösben a magsűrűség eleve alacsonyabb volt, s így a gyommagvak száma is, mely azonban valószínűleg csupán élőhelyi sajátosságoknak köszönhető. Az arányokat tekintve ugyanis szinte valamennyi esetben a bükkösökben volt magasabb a gyomfajok aránya. Sőt az egyetlen szignifikáns eltérés a tájidegen, agresszív kompetítor (AC) fajok nagyobb száma volt a bükkösök magbankjában, s tekintve, hogy meghonosodott idegen fajok (I) is csak itt fordultak elő, így egyértelműen megállapítható, hogy a magbankot illetően is a kihelyezett takarmányokból eredő mesterséges magforrások véletlenszerűségének lehet a legnagyobb szerepe, mely akár az élőhelyi tényezőknél is fontosabb lehet (Möst et al. 2015).

## 5.3. Felhagyott szórók vizsgálata

### 5.3.1. Vegetációvizsgálatok

#### 5.3.1.1. Fajkészletek és abundancia viszonyok elemzése

A három felhagyott szórón a 2019-es és 2020-as években végzett felmérések során összesen 188 fajt sikerült azonosítani. A Borhidi-féle szociális magatartás típusok szerint a fajok közel negyede (43 faj; 22,9%) degradációt jelző faj volt. Ezek többsége természetes gyomfaj (W) (32 faj; 17,0%), míg kisebb része (8 faj; 4,3%) ruderalis kompetitor (RC) volt. A leggyakoribbak a zavarástűrő természetes fajok (61 faj; 32,4%), és a generalisták (G) (59 faj; 31,4%) voltak. Idegenhonos fajok csak viszonylag kis számban (5 faj; 2,7%) fordultak elő. Közülük a legtömegesebb egyértelműen a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) volt, mely az 1 éve felhagyott szóró esetében, illetve összességben is a legnagyobb összborítási értékkel rendelkező gyomfajnak bizonyult. Emellett két inváziós faj – az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) és az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) – is kimutathatóak voltak, bár ezek jellemzően inkább a két hosszabb ideje nem üzemelő etetőhelyen voltak gyakoribbak, s jelentősebb borítással csak az utóbb említett növényfaj rendelkezett. A vizsgálati helyszíneken előforduló másik két idegen eredetű faj, a világszerte veszélyes gyomként ismert sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.), valamint a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.) voltak, mely taxonok elsősorban kisebb foltokban vagy szálanként, és jellemzően csupán az 1 éve felhagyott szórón jelentek meg. A további degradációt jelző fajokat illetően összességében elmondható, hogy a legtömegesebb gyomfajok között még a hosszabb ideje felhagyott helyszíneken is megjelentek szántóföldi eredetű taxonok, mint például a mezei aszat (*Cirsium arvense* (L.) Scop.), a közönséges tarackbúza (*Elymus repens* (L.) Gould) és a fehér libatop (*Chenopodium album* L.). Emellett érdemes megjegyezni, hogy mind a három helyszínen viszonylag gyakori volt a taposott gyomtársulások két tipikus képviselője a nagy útifű (*Plantago major* L.) és a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.).

A gyomfajok gazdagsága tehát láthatóan valamennyi helyszínen jelentősnek bizonyult. Így, ha a 2 év valamennyi felvételezésének adatait figyelembe vesszük, elmondható, hogy a várttal ellentétben a gyomfajok száma nem csökkent az idő múlásával, s e tekintetben nem is volt szignifikáns különbség a különböző korú felhagyott szórók között (11. táblázat; részletes adatok az M19. mellékletben). Az viszont jól látható, hogy a természetességet jelző fajok száma és a teljes fajszám is az 1 éve felhagyott szórón (F1) volt a legalacsonyabb, miközben a degradációt jelző fajok borítása egyértelműen itt volt a legmagasabb, ráadásul ez utóbbi paraméter az idő múlásával egyre csökkent. Ezek az eredmények ilyenformán jól összeegyeztethetőek a hazai parlagzsukcessziós folyamatok (pl. Csecserits et al. 2007), sőt a felhagyott jószágállások (Hódör 2013) vizsgálata során tapasztaltakkal is, miszerint bár a gyomok borítása jellemzően csökken az idővel, fajszámuk gyakran nem vagy alig változik.

11. táblázat: A különböző korú felhagyott szórók vegetációjának fajkészlet és abundancia viszonyának összehasonlítása a két év felvételezéseinek értékei alapján.

	F1 (átlag)	F2 (átlag)	F3 (átlag)	F1 vs. F2	F1 vs. F3	F2 vs. F3
Természetességet jelző fajok száma (db)	50,3	<b>73,8</b>	68,8	***	***	**
Degradációt jelző fajok száma (db)	<b>15,8</b>	14,8	15,0	ns.	ns.	ns.
Összes fajszám (db)	66,0	<b>88,5</b>	83,8	***	**	ns.
Természetességet jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	7048,5	<b>10732,5</b>	5963,5	***	ns.	**
Degradációt jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	<b>2101,0</b>	646,3	450,5	**	**	ns.
Kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ )	9149,5	<b>11378,8</b>	6414,0	*	*	***

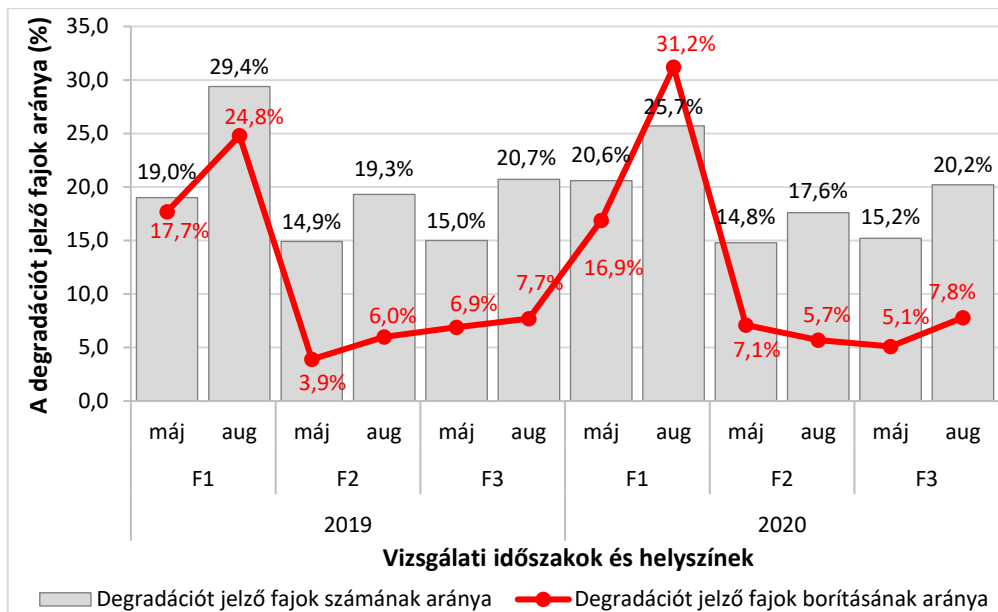
[Jelmagyarázat: F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró. Szürke jelölés: a legmagasabb átlagérték a két év 4 felvételezése alapján. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ).]

A természetes fajokat illetően szintén látható, hogy a várttal ellentétben azok fajszáma és borítása sem a legidősebb helyszínen volt a legmagasabb, bár tekintve a teljes borítási értékeket, ebben feltehetőleg inkább a módszertani fejezetben (lásd: 4.3.3. *Felhagyott szórók vizsgálata c.* fejezetben) részletesen is kifejtett élőhelyi különbségeknek lehetett szerepe. Ennek ellenére összességében elmondható, hogy egyes természetes zavarástűrő (DT) fajok, mint például a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia* L.), a mezei cickafark (*Achillea collina* J. Beck) és a nagy csalán (*Urtica dioica* L.), mindhárom egykori etetőhelyen a leggyakoribb és legtömegesebb fajok között szerepeltek (a további fajok jelenlétének és abundanciájának részletes értékelése helyszínenként részletezve a következő fejezetben történik majd).

Mindezek mellett elmondható, hogy az egyes helyszíneken összesen 6 védett fajt is sikerült azonosítani. A tavaszi kankalin (*Primula veris* L.) az F2 (Nagy-Halmaj-rét) esetében volt kimutatható, mindkét évben csak májusban, 2019-ben kevesebb, míg 2020-ban több tővel, jellemzően a 18-22. kvadrátokban. Ugyanitt 2020-ban, a középponttól csupán 8 méterre, egyetlen egyed formájában megjelent a közönséges kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum* L.) is. Az F3 (Süket-völgy-oldal) nevű szórón a bársonyos kakukkszegfű (*Lychnis coronaria* L.) bizonyult a leggyakoribbnak, ez a faj mindkét évben májusban és augusztusban is több tővel megtalálható volt, az egykori szóróterülethez viszonylag közel is (5-10 méterre). Ugyanitt 2020-ban a Szent László-tárnics (*Gentiana cruciata* L.) jelent meg egyetlen tővel (1.13. kvadrát), míg a hegyközi cickafark (*Achillea crithmifolia* W. & K.) és a selymes boglárka (*Ranunculus illyricus* L.) már több egyed formájában is megtalálhatóak voltak ebben az évben, sőt elszórtan a gyepterület vizsgálati egységeken kívüli részein is feltűntek. A 8 éve felhagyott etetőhelyen (F2) tehát összesen 2, a 10 éve nem használt szórón (F3) pedig 4 védett fajt sikerült azonosítani, míg az 1 éve felhagyott szórón (F1) egyetlen természetvédelmi oltalom alatt álló faj sem volt kimutatható. Az idősebb helyszíneken tehát több védett faj is megjelent, bár az azonosított taxonok többsége, a kankalint kivéve, a jelenleg is működő szórókon is előfordult, köszönhetően annak, hogy valamennyien viszonylag jól tűrik a bolygatást és jellemzően megtalálhatóak a hegység más, vadak által erősebben járt részein is (Sramkó & Vojtkó 2010). Az F2 jelű helyszínen mindezek mellett érdemes megemlíteni, hogy az érintett gyepterületnek a távolabb eső részén kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe* L.) is nyílt minden évben viszonylag nagy egyedszámban, mely szintén jól jelzi e terület viszonylag jó természeti állapotát.

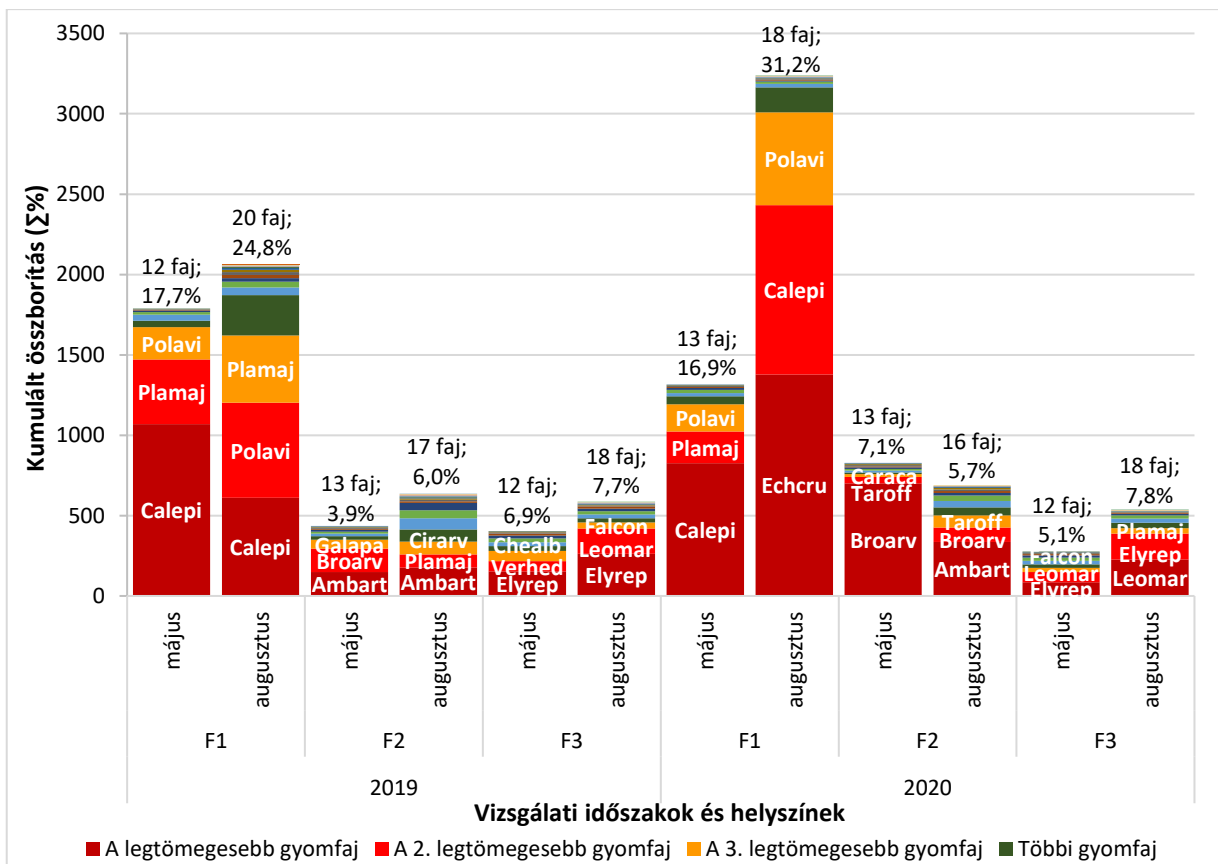
### 5.3.1.2. Az időbeli változások értékelése

Az éven belüli változások hasonlóan bizonyultak az eddig vizsgált helyszínekhez, azaz a degradációt jelző fajok számának és borításának aránya általában nőtt az augusztusi időszakra (34. ábra). Ez esetben azonban az is nagyon jól látható volt, hogy a legnagyobb mértékű éven belüli változás az 1 éve felhagyott szóróhoz kötődik, míg a két idősebb egykori etetőhelyen kisebb volt az eltérés. Ez jól tükrözi, hogy az erősen zavart élőhelyek sokkal inkább kitettek a sztochasztikus eseményeknek, míg a természetesebb élőhelyeket általában nagyobb stabilitás jellemzi (Kratz et al. 2003). S bár a gyomfajok száma alapján nem volt szignifikáns különbség az egyes helyszínek között (lásd: 11. táblázat), arányaiban már kimutathatóan bizonyult, hogy a legfiatalabb egykori etetőhelyen szignifikánsan nagyobb ( $p < 0,05$ ) volt a gyomfajok aránya a 8 éve felhagyott területhez képest (1 éve felhagyott átlag: 23,7%; 8 éve felhagyott átlag: 16,6%). A különbség azonban így is csak gyengén szignifikáns volt, és ráadásul a várttal ellentétben nem is a legidősebb és legfiatalabb helyszínek viszonylatában sikerült kimutatni. A gyomok borítási aránya viszont már egyértelműen az F1 jelű szórón bizonyult szignifikánsan nagyobb ( $p < 0,01$ ) mindkét másik helyszínhez képest (F1 átlag: 22,7%; F2-F3 átlag: 6,3%). Mindezek jól jelzik, hogy bár a felhagyást követően jelentős mértékben csökken a degradációt jelző fajok borítása, az egyes gyomok jelenléte még évtizedes távlatban is jelentős marad ezeken a helyszíneken. E jelenség a különböző zavarások utáni szukcessziós folyamatokban az európai és a hazai gyepeken egyaránt általánosan megfigyelhető (pl. Bartha et al. 2010; Török et al. 2017; Bittnerová et al. 2018).



34. ábra: A degradációt jelző fajok számának és borításának aránya a különböző korú felhagyott szórókon 2019 és 2020 májusában és augusztusában. [F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró]

A további értékelés során a degradációt jelző fajok összetételét és az egyes fajok abundancia viszonyainak alakulását vizsgáltam, mely nem csupán az egyes helyszíneken esetlegesen beinduló szukcessziós folyamatokról adott információt, hanem az említett környezeti viszonyok hatásainak a megértésében is segített (35. ábra).



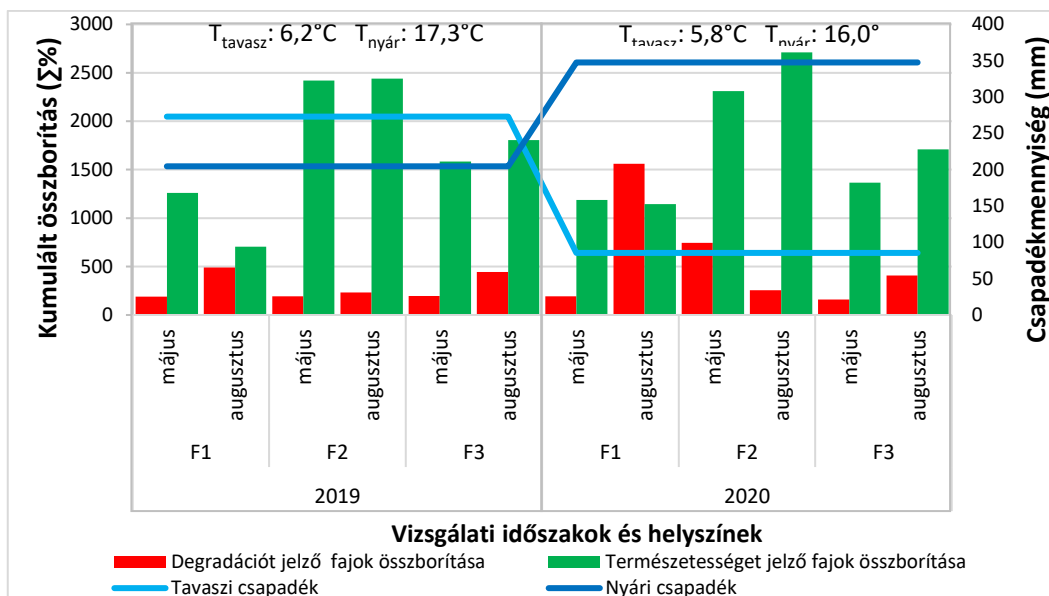
35. ábra: A degradációt jelző fajok vizsgálati időszakonként és helyszínenként kumulált összborítása (Σ%), valamint a gyomfajok száma és a gyomborítás aránya a különböző korú felhagyott szórókon. [F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró. A fajnevek rövidítésére használt 6 betűs kódok feloldása az M22. mellékletben látható.]



Ahogy az előbbi ábrán is jól látható volt, a fajszámokat illetően kevésbé, míg a gyomfajok kumulált borítását tekintve már egyértelműen elkülönült az 1 éve felhagyott szóró (F1). Emellett a fajkészletek is jelentősen eltértek, mely egyrészt a már korábbiakban is említett élőhelyi sajátosságoknak volt köszönhető, másrészt bizonyos fajok jelenléte és tömegessége az érintett területek természetességi állapotát is jól jelzi. A legfiatalabb helyszín (F1) azért is sajátos ebből a szempontból, mert feltehetőleg eredetileg egy vizes élőhely (ÁNÉR: B5 – Nem zsombékoló magassásrétek) lehetett, ahol így a lehulló csapadék mennyiségének és az időszakos vízállásnak különösen jelentős szerepe lehetett. Mivel a 2019-es év tavasza rendkívül csapadékos volt, ez év májusában víz borította a szóró központi területének a nagy részét, aminek következtében a tipikus szántóföldi és egyéb gyomfajok ebben az évben szinte alig jelentek meg (lásd majd: 36. ábra). Az egykori etetőhely középpontjában és közvetlen közelében is jellemzően vízi, mocsári növényfajok uralkodtak: a henyé tócsahúr (*Peplis portula* L.), egy látonya faj (*Elatine* spp.), a tarackos tippan (*Agrostis stolonifera* L.), a barna sás (*Carex hostiana* DC.) és a baracklevelű keserűfű (*Polygonum persicaria* L.) voltak ezeken a részeken a legtömegesebb fajok. Érdemes azonban megjegyezni, hogy még az összefüggő vízborítás ellenére is megtalálhatóak voltak egyes gyomfajok, mint például a sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.), a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.), a fehér libatop (*Chenopodium album* L.), az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) és a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* L.), melyek a kakaslábfű alkotta kisebb foltok mellett jellemzően szálanként vagy kisebb csiranövények formájában tudtak csak megjelenni. A taposott gyomtársulások két tipikus faja, a nagy útifű (*Plantago major* L.) és a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.) ellenben még így is képes volt viszonylag nagy tömegességet elérni: a két faj elsősorban az egykori szóróterület alacsonyabb vízborítású részein, illetve különösen a szárazabb augusztusi időszakban fordult elő jelentősebb borítással. Emellett fontos jellegzetessége volt e helyszínnek, hogy a legnagyobb abundanciával rendelkező degradációt jelző faj nem az egykori középpontban, hanem az attól távolabbi, szárazabb részeken megjelenő siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) volt, mely fajnak a jelenléte nagy valószínűséggel nem a szórás következménye, hanem egy, az egykori vágásterületeket érintő tipikus jelenség eredménye lehet (Bartha et al. 2010; Csontos 2010b). Mindezeknek köszönhetően a 2019-es évben, mindkét felvételezési időszakban ez a faj bizonyult a legtömegesebb gyomnak. A megjelenő természetes fajokat illetően érdemes még kiemelni, hogy a 2019-es évben egy specialista (S) faj is kimutatható volt a helyszínen, a magyar kígyófark (*Pholiurus pannonicus* (Host) Trin.), mely kifejezetten a szikes kiszáradó rétekre jellemző (Király 2009; Eliáš et al. 2010). Ez esetben az egykori szóró vizes élőhely jellege, valamint feltételezhetően a sötömbök egykori elhelyezése segíthette a faj megjelenését. Összességében tehát ezen a helyszínen, a 2019-es évben a csapadékviszonyok jelentősen korlátozták a gyomfajok megjelenését, aminek következményeként éppen a középpontban volt kisebb a gyomborítás (lásd majd részletesen az 5.3.1.3. *Stressz gradiens* c. fejezetben). Az előzőekben említett madárkeserűfű és nagy útifű azonban így is képes volt viszonylag nagy tömegességet elérni, még a vízzel borított egykori szóróterületen is, ami a siska nádtippan távolabbi tömegességével együttesen (illetve még enélkül is) azt eredményezte, hogy az említett élőhelyi sajátosságok ellenére is ezen a helyszínen volt kiugróan magas a degradációt jelző fajok tömegessége.

2020-ban azonban jelentős változás történt, ugyanis a tavasz rendkívül csapadékhiányos volt (lásd majd: 36. ábra), aminek következtében az élőhely teljesen kiszáradt, s ennek eredményeként a tavaszi szinte csupasz talajfelszínt követően az egykori szóró középpontját augusztusban már hatalmas tömegben beborította a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.). Emellett az egyéb gyomfajok borítása hasonló maradt: a sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.), az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.), a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) és a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* L.) megjelentek ugyan, de a korábbi évhez hasonlóan ugyanúgy csak szálanként vagy kisebb foltokban. A siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) borítása mindeközben nem változott jelentősen. A természetes fajokat illetően pedig a korábbiakban felsorolt mocsári

növények szinte teljesen eltűntek. Helyettük a középponti részeket jellemzően a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia* L.) foglalta el, távolabb pedig elsősorban a tarackos tippán (*Agrostis stolonifera* L.) vált tömegessé. Utóbbi faj mellett viszonylag nagy tömegben megjelent a békaszittyó (*Juncus effusus* L.) és a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis* L.), valamint helyenként a szelíd keserűfű (*Polygonum mite* Schrank.) és a kúszó boglárka (*Ranunculus repens* L.) is jelentős kiterjedésben feltűntek. Mindezek mellett érdemes kiemelni egy természetes zavarástűrő (DT) faj, az iszapgyopár (*Gnaphalium uliginosum* L.) megjelenését is, mely iszaptársulások és kocsinyomok egy jellegzetes, de nem túl gyakori képviselőjeként ismert (Király 2009), s ebben az évben a terület kiszáradásának köszönhetően több helyen is felbukkant az egykori szóróterület erősen bolygatott részein. Ahogyan tehát az időjárási tényezők szerepét bemutató 36. ábrán is jól látható, ebben az évben – a vízborítás megszűnése miatt – már a középponti részekben is jelentős volt a gyomborítás. A száraz tavasz után következő viszonylag meleg és csapadékos nyárnak köszönhetően pedig különösen megugrott e fajok tömegessége a második felvételezési időszakokra. Ez egyébként nagyrészt a már említett kakaslábfűnek volt köszönhető, mely a májusi kisebb foltokban való megjelenése után a nyárvégi időszakban már 5-10 méterig közel összefüggő gyepfelszín formájában jelent meg. Mindeközben a természetes fajok borítása jelentősen nem változott, bár összességében a tavaszi nagy szárazság miatt inkább kissé csökkent a borításuk ezen a helyszínen.



36. ábra: A degradációt és a természetességet jelző fajok kumulált összborítás (Σ%) értékeinek alakulása a tavaszi és a nyári csapadékmennyiség (mm) és az átlaghőmérsékletek (°C) függvényében a különböző korú felhagyott szórók középpontjában (1-5. kvadrátok). [F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró]

Az 1 éve felhagyott helyszínt illetően összegezve tehát elmondható, hogy a felszíni vízborítás ellenére is jelentős tömegben meg tudtak jelenni a degradációt jelző fajok, bár olyan mértékű gyomfaj diverzitás, mint a működő szórókon, már nem tudott kialakulni. Érdemes viszont kiemelni a szóró egykori középpontjában tömegesen megjelenő kakaslábfűvet, mely fajt Bauer és munkatársai (2002) szintén nedves gyeptípusban, egy még üzemelő szóró közelében mutatták ki hasonlóan nagy tömegességben. Ez jól jelzi, hogy 1 év felhagyás feltehetőleg még nem okoz jelentős változást a szórók vegetációját illetően, így a jelen esetben kimutatható kisebb mértékű gyomborítás inkább csak az élőhelyi sajátosságoknak köszönhető: az időszakos vízborításoknak, illetve ezáltal a magbankban rejlő gyommagvak nagyobb mortalitásának lehetett szerepe a működő szórókhöz képest kisebb és kevésbé diverz gyomborítás kialakulásában. Erre bizonyíték, hogy gyomfajok közül egyedül az említett kakaslábfű volt képes a legnagyobb vízborítás alatt álló egykori középpontot érintően is jelentős tömeget elérni, mely

fajról jól ismert, hogy bírja a nedves környezetet is (Maun & Barret 1986), míg a többi szántóföldi gyomfaj inkább csak szálszerűen vagy kisebb foltokban tudott e területen megjelenni.

A másik két helyszín – bár itt is voltak élőhelyi különbségek – hasonló mértékű gyomborítással rendelkezett. Mivel a két egykori szóró közel egykorú volt, jelentős különbségeket e tekintetben már nem sikerült kimutatni, a gyomfajok összetétele és borításuk mértéke inkább az egyedi élőhelyi sajátosságokat tükrözte. Összességében azonban mindkét helyszínen elmondható, hogy szántóföldi gyomfajok már szinte alig jelentek meg, bár az augusztusi időszakban még mindkét helyszínen – tehát a felhagyást követő 8-10 év elteltével is – kimutatható volt többek között a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.), a fekete csucsor (*Solanum nigrum* L.), a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) és a mezei aszat (*Cirsium arvense* (L.) Scop.). Utóbbi fajok jellemzően csak szálszerűen, az egykori szóróterület közelében jelentek meg. Ellenben az ürömlévelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) – mely faj egyébként Európa védett területeinek legveszélyesebb gyomfajai közt is szerepel (Pyšek et al. 2013), s a hazai szórók többségén is kimutatható (Hirka & Csóka 2009) –, helyenként még igen tömegesnek bizonyult, különösen az F2 (Nagy-Halmaj-rét) nevű helyszínen, ahol legtöbbször ez a faj volt a legnagyobb borítással rendelkező gyomnövény. A taxon a nyárvégi időszakokra jelentős tömegességet is képes volt elérni, különösen 2020 nyarán, ahol a viszonylag meleg és csapadékos nyár kedvezett a faj megjelenésének. Fontos azonban megemlíteni, hogy a parlagfű nem elsősorban az egykori középpontban, hanem kissé távolabb, elszórtan a gyepterületen, a természetes gyepi fajok mellett jelent meg, jelezve, hogy egykor a zavarás jóval nagyobb kiterjedésű lehetett. Emellett a mezei rozsnok (*Bromus arvensis* L.) volt még a leginkább tömeges a helyszínen, életformai sajátosságaiból adódóan elsősorban a tavaszi időszakokban, azon belül is különösen 2020 hűvösebb tavaszán volt nagyobb tömegben kimutatható. A faj megjelenése feltételezhetően a Rinella és munkatársai (2012) által rénszarvas etetőhelyeken tapasztalt árva rozsnok (*Bromus inermis* Leyss.) invázióhoz hasonlóan, még a korábban alkalmazott szálas takarmányokból érkező magvaknak köszönhető.

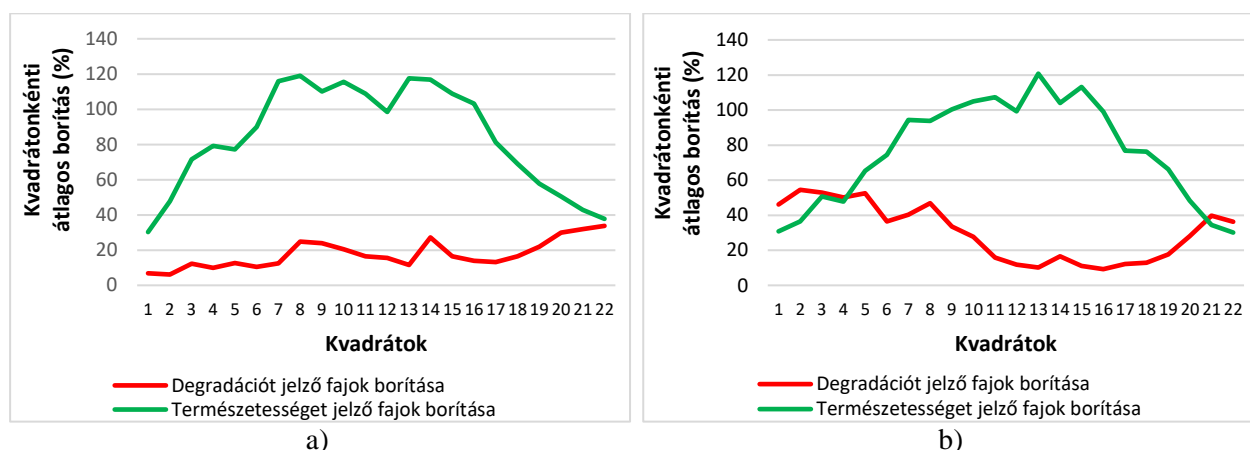
Az F3 (Süket-völgy-oldal) nevű helyszínen pedig inkább a szukcessziós folyamatok beindulását jelző közönséges tarackbúza (*Elymus repens* (L.) Gould) (Hördör 2013) és a pemete gyöngyajak (*Leonurus marrubiastrum* L.) voltak a legtömegesebb fajok, melyek elsősorban az egykori középpontban jelentek meg. Egyes időszakokban azonban a nagy útifű (*Plantago major* L.), a szulák keserűfű (*Fallopia convolvulus* (L.) Á. Löve), valamint a borostyánlevelű veronika (*Veronica hederifolia* L.) és a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) borítása is megnövekedett, s e fajok jellemzően már nem csak az egykori szóróterületen, hanem attól távolabb, kisebb foltokban is megjelentek. A két idősebb szóró összehasonlításában jól látható tehát, hogy a középponti részeken a gyomok borítása hasonló volt a két helyszínen (36. ábra), a kumulált borítás azonban inkább az idősebb szórón volt alacsonyabb (35. ábra), ami szintén jól jelzi e terület természetesebb állapotát.

Mindezek mellett a két idősebb helyszín esetében érdemes kiemelni, hogy a természetes fajok között szereplő nagy csalán (*Urtica dioica* L.), mindkét helyen jelentős tömegben megtalálható volt, sőt az egykori középpont azonosításában is részben e növény nagy kiterjedésű vegetációfoltjai segítettek. Így a természetes fajok 36. ábrán látható magas borítási értékei az 1-5. kvadrátokban javarészt e faj tömeges jelenlétének köszönhetőek, s ez jól jelzi, hogy az egykori tápanyaghozzáadás hatásai feltehetőleg több éven át megmaradhatnak (Alpert et al. 2000). Az F2 jelű helyszínen emellett a legtömegesebb fajok a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia* L.), a sovány perje (*Poa trivialis* L.), a zöld pántlikafű (*Phalaris arundinacea* L.) és a tejoltó galaj (*Galium verum* L.) voltak, melyek mellett egyes részeken viszonylag nagy borítással rendelkezett a sápadt sás (*Carex pallescens* L.), a fekete sás (*Carex nigra* (L.) Reichb) és a nyugati képerje (*Molinia arundinacea* Schrank) is, mely fajok jól jelzik, hogy az érintett terület eredetileg egy üdébb gyep (ÁNÉR: D2 – Képerjés rétek) lehetett (Bölöni et al. 2011). Mindeközben az F3 jelű helyszínen a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia* L.) mellett a korai sás (*Carex praecox* Schreb.), a mezei cickafark (*Achillea collina* J. Beck), a veres csenkesz

(*Festuca rubra* L.) és a farkas kutyatej (*Euphorbia cyparissias* L.) voltak a legnagyobb borítással rendelkező fajok, hasonlóképpen a vizsgált működő, tisztáson lévő szórókhoz. A fajösszetételben tapasztalható eltérés így szintén inkább élőhelyi adottságoknak volt köszönhető. Egyrészt a 10 éve felhagyott szóró (F3) a működő tisztáson lévő szórók közelében, egyértelműen a cserestölgyes zónában helyezkedett el, míg az 1 és 8 éve felhagyott szórók kicsivel távolabb, és inkább a gyertyános-tölgyes határzóna magasságában, hűvösebb környezetben találhatóak. Így a különbségek egyrészt e fekvésbeli eltérésekből is adódhattak. Másrészt az idősebb szórón kimutatható kisebb gyomborítás feltehetőleg annak is köszönhető, hogy ez egy szárazabb gyeperő (ÁNÉR: E2 – Veres csenkeszes rétek) lehetett, mely élőhelytípus eleve kissé jobb helybeli regenerációs képességgel rendelkezik, mint például a kékperjés rétek (Seregélyes et al. 2008; Valkó et al. 2009). Mindezek egyértelműen jelzik, hogy a szórás utáni regeneráció alakulásában mindenképpen jelentős szerepe van az élőhelyi sajátosságoknak, hasonlóan a hazai gyepeket érintő egyéb zavarásokat követő szukcessziós folyamatok során tapasztaltakhoz (pl. Török 2008; Valkó et al. 2009, 2011b).

### 5.3.1.3. A stressz gradiens

A feltételezett stressz gradiens a tisztáson lévő (működő) szórókkal ellentétben nem minden esetben volt egyértelműen kimutatható (az ábrák helyszínenként és vizsgálati időszakonként az *M11. melléklet*ben találhatóak). Különösen igaz ez az 1 éve felhagyott etetőhelyre, ahol az előző fejezetben említett siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) szórótól távolabbi jelenléte miatt a két év átlagértékeit tekintve májusban még inkább a transzszekteknek ezen a részén volt a legmagasabb a degradációt jelző fajok tömegessége (37. ábra). Ráadásul a vízborítás miatt megjelenő mocsári növények miatt ekkor még a központi részeket illetően is viszonylag magas volt a természetes fajok borítása (37. a) ábra). Az augusztusi időszakban azonban, köszönhetően a közönséges kakaslábű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) tömeges megjelenésének, már az egykori középpontban is igen jelentős gyomborítás alakult ki (37. b) ábra). A gyomfajok abundanciája így ebben az időszakban az egykori szóróterületen és a transzszektek végén is meghaladta a természetes fajokét.



37. ábra: A degradációt és a természetességet jelző fajok kvadrátonkénti átlagos összborítása az 1 éve felhagyott szórón (F1) a 2019-es és a 2020-as év a) májusi és b) augusztusi átlagértékei alapján.

Mindeközben a másik két helyszínen is előfordult, hogy bár jellemzően az egykori középpontban volt a legnagyobb a gyomborítás, néhol a szórótól távolabb is megjelentek degradációt jelző fajok (lásd: *M11. melléklet*ben). Az F2 (Nagy-Halmaj-rét) nevű helyszínen például a már említett ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) jellemzően az 5-10. kvadrátokban jelent viszonylag nagy tömegben a természetes gyeppalotók között, ami ebben a távolságban okozott nagyobb gyomborítást. Mellette elszórtan – akár 15-20 méterre is az egykori középponttól – a mezei aszat (*Cirsium arvense* (L.) Scop.), a nagy útifű (*Plantago major* L.), valamint a mezei katáng (*Cichorium intybus* L.) és a gyermekláncfű (*Taraxacum officinale* Weber ex. Wigg) alkotta kisebb növényfoltok okoztak helyenként emelkedést a degradációt jelző

fajok borítását illetően. Emellett említésre méltó a mezei rozsnok (*Bromus arvensis* L.) jelenléte is, mely különösen 2020 májusában, de minden évben kizárólag az egykori szóró középpontjában eredményezett jelentősebb gyomborítást.

Az F3 esetében a stressz gradiensek ehhez hasonlóan alakultak. Fontos különbség viszont, hogy valamennyi borítási érték és a kvadrátonkénti fajszámok is kissé alacsonyabbnak bizonyultak, mely azonban feltehetőleg inkább élőhelyi adottságnak (szárazabb élőhely) volt köszönhető. Ezen a helyszínen a középpontban tapasztalható magasabb gyomborítást elsősorban a már említett közönséges tarackbúza (*Elymus repens* (L.) Gould) alkotta, de mellette kisebb növényzeti foltok formájában megtalálható volt a pemete gyöngyajak (*Leonurus marrubiastrum* L.), a nagy útifű (*Plantago major* L.), illetve jellemzően szálanként a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) is előfordult. Emellett 2020 augusztusában a szúrós csorbóka (*Sonchus asper* (L.) Hill) is képes volt az egykori szóróterületet érintően viszonylag nagy foltban megjelenni. A nagyobb távolságokban (15-22. kvadrátokban) látható kismértékű emelkedést pedig ez esetben elsősorban az okozta, hogy az egyik irányban a transzszekt közelében egykor egy szóó is működhetett. Erről egy régi, fából készült sőtartó állvány, valamint a körülötte lévő szinte csupasz, erősen bolygatott talaj tanúskodott. Így ezen a területen nem összefüggően és nem teljesen kifejlett növény formájában, de viszonylag sűrűn megjelent a fehér és pokolvar libatop (*Chenopodium album* L., *C. hybridum* L.), a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), a ragadós galaj (*Galium aparine* L.) és a szelíd csorbóka (*Sonchus oleraceus* L.). E szántóföldi fajok ez esetben tehát feltehetőleg nem az egykori szóróról kerülhettek be, hanem helyi magbankból csírázhattak ki. Erre egyfajta bizonyítékként szolgál, hogy a szóó állvány környezetében öreg kukoricacsutkák helyezkedtek el elszórtan, jelezve, hogy korábban itt is történnhetett takarmánykiszórás, így az említett gyomnövények valószínűleg még ezekből a szennyezett etetőanyagokból származhattak. Mivel az ásványi sók kihelyezése önmagában is képes jelentős degradációt okozni a környező vegetációban (Velamazán et al. 2018), így az ezen az etetőhelyen tapasztalható gyérebb növényzeti borításhoz többek között ez is hozzájárulhatott.

Amennyiben a transzszektek mentén, az egyes kvadrátokban tapasztalható gyomfaj szám és borítás adatokat hasonlítjuk össze a különböző korú szórókon, annak ellenére, hogy a kumulált összborítás értékek (lásd: 35. ábra), valamint a stressz gradiensek (lásd: *M11. melléklet*) alapján is jóval kisebb volt a degradációt jelző fajok borítása a két idősebb szórón – sok esetben nem volt szignifikáns különbség az egyes helyszínek között (lásd az *M21. melléklet* táblázatán). Általánosságban mégis elmondható, hogy a vártnak megfelelően a legfiatalabb (F1) és a két idősebb (F1, F2) helyszín viszonylatában lehetett a leginkább szignifikáns eltéréseket kimutatni. Ennek megfelelően a degradációt jelző *fajok száma* szinte minden esetben az 1 éve felhagyott szórón és elsősorban a középpontban, valamint annak közelében (jellemzően a 14. kvadrátig) volt a nagyobb. Ettől távolabb érdekes, hogy a gyomfajok száma már az idősebb felhagyott szórókon, azon belül is gyakran éppen a legidősebb felhagyott etetőhelyen (F3) volt a legmagasabb. Ez egyrészt annak köszönhető, hogy az 1 éve felhagyott szórón a jellemzően 15-22. kvadrátokban megjelenő siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) szinte homogén állományt alkotott, s így akadályozta az egyéb (gyom)fajok megjelenését. A két idősebb helyszín közti különbségeket pedig elsősorban az okozta, hogy az F3 jelű egykori szórón a már említett szóó jelenléte a középponttól távolabbi részeken megnövelte a gyomfajok számát. Ennek az eredménye, hogy még a két idősebb helyszín között is volt kimutatható különbség.

A *gyomfajok borítása* ezzel szemben, a várttól eltérően alakult. Az első néhány kvadrátot érintően ugyanis szinte nem volt kimutatható szignifikáns különbség az egyes helyszínek között, ami annak köszönhető, hogy az egykori szórók középpontjában még a hosszabb ideje felhagyott helyszíneken is viszonylag jelentős gyomborítás volt képes kialakulni. Mivel azonban az idősebb szórókon ez a gyomborítás csak 1-2 méterig terjedt ki, az 1 éve felhagyott helyszínen ez általában jóval nagyobb kiterjedésű foltot jelentett. Így az 5-10. kvadrátokban már jellemzően ezen a helyszínen volt a legnagyobb a gyomfajok tömegessége, a másik két helyszínhez viszonyítva. A siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) jelentős abundanciája miatt pedig a szórótól legtávolabbi eső kvadrátokban is általában ez a tendencia volt tapasztalható.

Érdeemes kiemelni emellett azt is, hogy májusban a középpontot érintően éppen a legfiatalabb felhagyott szórón volt átlagban a legalacsonyabb a gyomborítás, mely 2019-ben a vízborításnak, 2020-ban pedig az érintett élőhely kiszáradása után keletkező közel csupasz, erősen bolygatott talajfelszínnek volt köszönhető. Augusztusra azonban már a teljes kvadrát mentén ezen a helyszínen volt a legmagasabb a degradációt jelző fajok kvadrátonkénti átlagos borítása. Bár a különbség nagyobb távolságokban általában nem volt szignifikáns, köszönhetően a két idősebb szóró a távolabbi kvadrátjaiban megjelenő gyomfajoknak (F2 esetén a parlagfű, F3 mellett a szózó környéki gyomok).

Ez az összehasonlítás egyébként szintén jól mutatja, hogy a gyomfajok borítása az idő múlásával ugyan jelentősen csökken és inkább lokális marad (tehát jellemzően csak az egykori középpont közvetlen környezetére korlátozódik), az egyes szántóföldi gyomfajok jelenléte azonban még évtizedes távlatban is kimutatható marad. Ez teljes mértékben megfeleltethető a Kochjarová és munkatársai (2023) által említett feltételezésnek, miszerint a szórókon megjelenő gyomfajok egy része feltehetőleg a takarmányokból érkező utánpótlásoktól függ, így ezek megszűnte után e fajok tömegessége csökken, s idővel kivesznek a felszíni vegetációból.

### 5.3.2. Talajmagbank vizsgálat

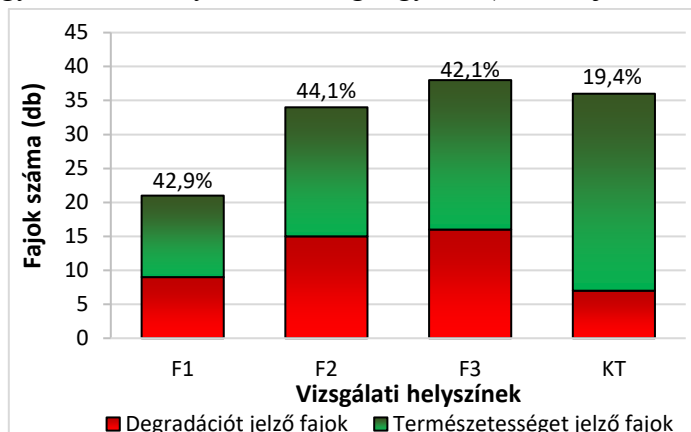
#### 5.3.2.1. A fajkészletek elemzése

A felhagyott szórók magbankjában összesen 58 fajt sikerült azonosítani, melyből 36 volt természetes (62,1%), 22 pedig gyomfaj (37,9%). Összesen 5 idegenhonos taxon is előfordult, melyek a gyomfajok közel egynegyedét (22,7%) tették ki. A hazai inváziós idegen fajok közül az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) és a betyárkóró (*Conyza canadensis* L.) jelentek meg, de mellettük említésre méltó a világszerte veszélyes gyomként ismert sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.), valamint a szegetalis fajként elterjedt közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) és a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.) is. Közülük azonban csak a seprence és a kakaslábfű bizonyultak tömegesebbnek, a többi faj jellemzően csak szórványosan jelent meg.

Az egyes helyszínek fajkészleteit vizsgálva elmondható, hogy a leggyakoribb – tehát mind a három helyszínen kimutatható – fajok között általában gyomnövények szerepeltek. Ilyen volt a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) és a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.), mely fajok érdekessége, hogy az 1 és a 10 éve felhagyott szórón jellemzően alig, míg a 8 éve felhagyott etetőhelyen jellemzően jóval nagyobb tömegben fordultak elő. A madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.) szintén mindegyik egykori szórón, de csak néhány egyed formájában jelent meg, miközben a szintén mindenütt kimutatható fehér libatop (*Chenopodium album* L.) volt az egyetlen faj, mely egyébként a vártnak megfelelően a legfiatalabb szórón került a legnagyobb denzitással azonosításra. Szintén érdemes megemlíteni, hogy több olyan szántóföldi gyomnövény is volt, melyek éppen a két idősebb szórón tudtak csak megjelenni (bár jellemzően nem túl nagy egyedszámban). Ilyen volt a sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.), a közönséges pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.), a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.) és a kövér porcsin (*Portulaca oleraceae* L.). A természetes fajok közül a leggyakoribb és legtömegesebb faj egyértelműen a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia* L.) volt, ami mellett a borzas nefelejcs (*Myosotis ramosissima* Roch. ex Schult.) és az ösztörús veronika (*Veronica chamaedrys* L.) jelentek meg mind a három helyszín esetében, mindkét faj a legidősebb helyszínen a nagyobb csíraszámúval. Ezekon kívül viszont csak 3 olyan természetes faj volt, ami legalább két helyszínen is előfordult. Közülük a békaszttyó (*Juncus effusus* L.) csak egy-két egyed formájában, míg a lómenta (*Mentha longifolia* L.) és a nagy csalán (*Urtica dioica* L.) már nagyobb csíraszámúval, de mindhárman elsősorban a 8 éve felhagyott helyszínen (F2) voltak kimutathatóak.

A fajkészletek alapján így jellemzően nem sikerült bizonyítani azt a hipotézist, miszerint az 1 éve felhagyott szórón várható a legtöbb gyomfaj, s ez látható az egyes helyszíneken előforduló természetességét és degradációt jelző fajok számát és arányát bemutató ábrán is (38. ábra; illetve

*M20. melléklet*). Ebben elsősorban a legfiatalabb, F1 (Nyesettvár) nevű helyszínen tapasztalható 2019-es vízelöntésnek lehetett szerepe. A mintavétel idején, közvetlenül a középpontot érintően ugyan már nem volt összefüggő a vízborítás, de a talaj így is rendkívül telített volt, mely feltehetőleg a magvak jelentős pusztulását okozhatta (Fenner & Thompson 2005). A feltételezéssel ellentétben így tehát alapvetően elmondható, hogy nem a legfiatalabb felhagyott szórón volt a legnagyobb a gyomfajok száma és aránya, sőt a degradációt jelző fajok száma éppen a legidősebb egykori etetőhelyen volt a legnagyobb (F1: 9 faj; F2: 15 faj; F3: 16 faj).

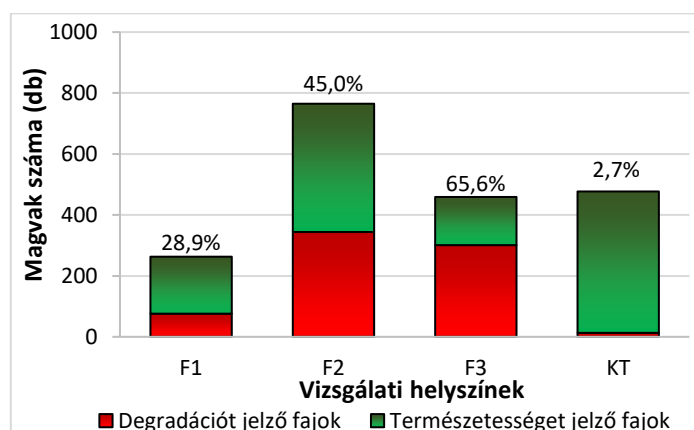


38. ábra: Az egyes helyszíneken a talajmagbankban megtalálható fajok száma, valamint a degradációt jelző fajok aránya. [F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró; KT – kontroll terület]

A gyomok aránya mindeközben a felhagyás óta eltelt időtől függetlenül 40% körül alakult valamennyi vizsgálati helyszínen. S ebben a tekintetben ugyan a vártak megfelelően a 10 éve felhagyott szórón (F3) volt a legalacsonyabb a gyomfajok aránya (42,1%), de ez – mivel a gyomfajok száma ennek ellenére itt volt a legmagasabb – csupán annak köszönhető, hogy mindeközben itt volt a legmagasabb a természetes fajok száma is. Így a kontroll élőhelyhez viszonyítva – ahol a gyomfajok aránya csupán 19,4% volt – még a 10 éve felhagyott helyszín is erősen gyomfajokkal terheltnek bizonyult, ami jól jelzi, hogy a magbankok regenerációjához feltehetőleg jóval hosszabb időtartamra van szükség (Bittnerová et al. 2018).

### 5.3.2.2. Magdenzitás

A magbankban megtalálható magvak mennyisége a fajszámokhoz képest jóval nagyobb változatosságot mutatott az egyes vizsgálati helyszínek között (39. ábra; részletes adatok az *M20. mellékletben*). Jól látható, hogy a teljes magdenzitás (F1: 263 db; F2: 765 db; F3: 459 db) és azon belül a gyommagvak száma (F1: 76 db; F2: 344 db; F3: 301 db), illetőleg azok aránya is nagyon változó volt az egykori szórókon.



39. ábra: Az egyes helyszíneken a talajmagbankban megtalálható magvak száma és a degradációt jelző fajok aránya. [F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró; KT – kontroll terület]

Alapvetően azonban elmondható, hogy a magvak mennyiségét tekintve egyértelműen elkülönült az 1 éve felhagyott szóró, bár a várttal ellentétben éppen itt volt a legalacsonyabb a gyommagvak száma, sőt ezúttal még azok aránya is. Ez nagy valószínűséggel az előbbieken is említett vízborításnak, s így a jelentős magmortalitásnak volt köszönhető (Fenner & Thompson 2005). A degradációt jelző fajok csíraszama (felhagyott szórók átlag: 240 db; kontroll: 13 db) és aránya (átlag: 46,5%; kontroll: 2,7%) azonban minden esetben nagyobb volt a szórókon, mint a kontroll területen. A referenciaként választott élőhely tehát a gyommagvak számát és arányát illetően egyértelműen elkülönült. A területegységre vonatkoztatott magsűrűség értékeken (F1: 2192 mag/m<sup>2</sup>, F2: 6375 mag/m<sup>2</sup>; F3: mag/m<sup>2</sup>; F3: 3825 mag/m<sup>2</sup>) szintén jól látszik, hogy viszonylag jelentős különbségek mutatkoztak az egyes etetőhelyek között. Bár tekintve a kontroll élőhely denzitását (3975 mag/m<sup>2</sup>), elmondható, hogy e tekintetben a legidősebb felhagyott szóró hasonlított leginkább a referenciaként választott élőhelyhez, mely érték egyébként jól megfeleltethető a hasonló hazai gyepek magdenzitásának (Kiss 2016).

Mindezek mellett az egyes helyszínek fajkészletében is jól látható különbségek mutatkoztak. A legtömegesebb fajokat és azok csíraszámait tekintve egyértelműen elmondható, hogy a feltételezéssel ellentétben éppen a két idősebb helyszínen voltak jelen a legnagyobb mennyiségben a gyomfajok (12. táblázat).

12. táblázat: A különböző korú felhagyott szórók magbankjában előforduló 5-5 legtömegesebb gyomfaj.

<b>F1 – 1 éve felhagyott szóró legtömegesebb fajai</b>	<b>Borhidi kategória</b>	<b>Csíraszám (db)</b>
Keskenylevelű réti perje ( <i>Poa angustifolia</i> L.)	DT	150
Fehér libatop ( <i>Chenopodium album</i> L.)	RC	55
Henye tócsahúr ( <i>Peplis portula</i> L.)	NP	10
Csomós ebír ( <i>Dactylis glomerata</i> L.)	DT	8
Sárga selyemmályva ( <i>Abutilon theophrasti</i> Medik.)	W	7
<b>F2 – 8 éve felhagyott szóró legtömegesebb fajai</b>	<b>Borhidi kategória</b>	<b>Csíraszám (db)</b>
Csattanó maszlag ( <i>Datura stramonium</i> L.)	W	211
Nagy csalán ( <i>Urtica dioica</i> L.)	DT	140
Keskenylevelű réti perje ( <i>Poa angustifolia</i> L.)	DT	116
Lómenta ( <i>Mentha longifolia</i> L.)	DT	70
Hegyeslevelű libatop ( <i>Chenopodium polyspermum</i> L.)	RC	34
<b>F3 – 10 éve felhagyott szóró legtömegesebb fajai</b>	<b>Borhidi kategória</b>	<b>Csíraszám (db)</b>
Pemete gyöngyajak ( <i>Leonurus marrubiastrum</i> L.)	W	252
Kerek repkény ( <i>Glechoma hederacea</i> L.)	DT	31
Indás infű ( <i>Ajuga reptans</i> L.)	DT	28
Ezüst pimpó ( <i>Potentilla argentea</i> L.)	DT	24
Pénzlevelű lizinka ( <i>Lysimachia nummularia</i> L.)	DT	16

A legnagyobb egyedi gyommagszám így éppen a legidősebb szóró esetében volt kimutatható. Ezt a pemete gyöngyajak (*Leonurus marrubiastrum* L.) esetében sikerült azonosítani, mely faj 252 db magja a teljes magkészlet több mint felét (54,9%) alkotta. Ez azonban valószínűleg csupán a jelentős helyi magszórás következménye lehetett, tekintve, hogy e növényfaj jellemzően az egykori középpontot érintően nagyobb tömegben megtalálható volt a felszínen (részletesen lásd: 5.3.1.3. A stressz *gradiens* c. fejezetben, illetve M11. mellékletben). Emellett az is jól látható, hogy a növény 2020-ban (vagyis a 2019-es talajmagbank mintavételt követő évben) a terepen is kifejezetten nagy borítással jelent meg (lásd: 35. ábra), amit feltehetőleg e propagulumokban gazdag talajmagbank is segített. A faj jelenléte azonban inkább csak közvetetten lehet a szórás következménye, tekintve, hogy e növény nem tipikusan szántóföldi eredetű, s természetes gyomfajként (W) egyébként is gyakran megjelenik a kissé zavartabb, szárazabb erdőszegélyeken (Király 2009). Ráadásul az érintett helyszín további,



nagyobb magdenzitással bíró fajai javarészt természetességet jelző taxonok voltak, ellentétben a két fiatalabb helyszínnel, ahol több tipikus szegatális gyom is megtalálható volt a legtömegesebb fajok között.

Ennek megfelelően a 8 éve felhagyott szórón (F2) tapasztalható kiugró érték éppen egy ilyen gyomfajnak volt köszönhető: a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) összesen 211 db magjával a teljes magdenzitás több, mint egynegyedét (27,6%) jelentette ezen a helyszínen. A faj szántóföldi eredetét tekintve, illetve látva, hogy a növény a felszíni vegetációban szinte alig jelent meg (lásd: 5.3.1.2. *Az időbeli változások értékelése* c. fejezetben), propagulumai még az egykori szóró működése során, tehát évekkel ezelőtt kerülhettek a talajba (valószínűleg közvetlenül a takarmányból és helyi magszórásból egyaránt). S így, bár a két idősebb helyszín közel egykorú volt, magbankjaik mégis jelentősen eltértek, melyben valószínűsíthetően nagy szerepe lehetett az antropogén, illetve bizonyos mértékig élőhelyi tényezőknek is. Az F2 jelű egykori szóró egyrészt mivel egy könnyebben megközelíthető helyszínen volt, a szórás gyakorisága és intenzitása is nagyobb lehetett, másrészt pedig az élőhely nyitottabb és nagyobb kiterjedése révén az egykori gyomfertőzés mértéke is kiterjedtebb lehetett. Ennek köszönhető, hogy több szegatális gyomfaj, jelentősebb denzitással volt jelen a magbankban.

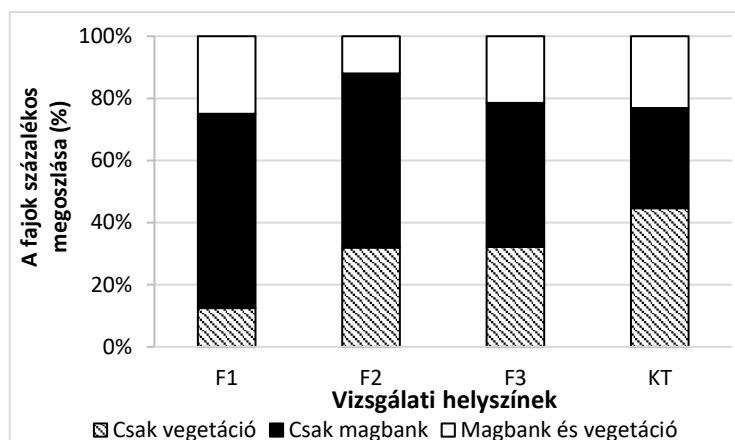
Ezzel szemben érdekes, hogy a várttal ellentétben a legfiatalabb helyszínen (F1) éppen a legtömegesebb növény egy természetes faj volt (réti perje), s a gyomok közül csak a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) rendelkezett viszonylag nagy magszámmal, melyről jól ismert, hogy igen széles ökológiai tartományban képes csírázni, és a tavaszi vízzel telített talajokat is kifejezetten kedveli (Tang et al. 2022). A nagyobb magsűrűségű taxonok között emellett még inkább a vizes vagy üdebb környezetet kedvelő természetes fajok jelentek meg (mint a henyé tócsahúr és a csomós ebír). Mindezek oka egyértelműen a tavaszi vízborítás lehetett, aminek következtében a többi gyomfaj, illetve azok magvai jellemzően nem, vagy csak szórványosan, 1-2 csíranövény formájában tudtak megjelenni. Külön említésre méltó, hogy bár az egykori szóró középponti területein, az augusztusi időszakokat illetően a közönséges kakaslábű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) volt a felszíni vegetáció egyik legtömegesebb faja (részletesen lásd: 5.3.1.2. *Időbeli változások értékelése* c. fejezetben), a magbankban mégis szinte alig volt kimutatható. Mindeközben éppen a talajmintavételt követő 2020-as évben jelent meg kiugró borítással a növény, ami így minden bizonnyal a 2019-es év (májusi mintavételt követő) helyi magszórásának, illetve részben az élőhely 2020-as év aszályosabb időszakában bekövetkező szárazodásának az eredménye lehet. Ebből következik, hogy a szórókon tehát az eddigi feltételezéseket megerősítve, a helyi magszórásnak is nagy szerepe lehet, ahogyan ezt urbanus gyepterületek esetében is kimutatták (Albrecht et al. 2011).

Mindezek alapján tehát összességében elmondható, hogy a két idősebb helyszínen is még igen nagy denzitásban jelen voltak a gyommagvak a talajban. Ennek forrása jelen esetben az egykori külső hozzáadásokon kívül a múltbeli és akár a jelenkori felszíni gyomborításból eredő helyi magszórás együttes eredménye lehet, tekintettel arra, hogy a gyommagvak általában igen nagy mennyiségben termelődnek, illetve nagy perzisztanciájuk révén jellemzően nagy tömegben képesek akkumulálódni is a talajban (Ujvárosi 1973). Az eredmény ilyen módon összeegyeztethető Bittnerová és munkatársai (2018) eredményeivel, akik felvidéki parlagszukcessziós folyamatok vizsgálata során ehhez hasonlóan azt tapasztalták, hogy a magbank összetételében egy évtized után is alig volt kimutatható változás.

### 5.3.2.3. *Felszíni és felszín alatti vegetáció hasonlósága*

A felszíni vegetáció és a magbank közötti hasonlóság a tisztáson lévő (működő) szórókhoz képest jellemzően alacsonyabbnak bizonyult (Jaccard index: F1: 0,25; F2: 0,12; F3: 0,21; átlag: 0,19), mely értékek így a vártnak megfelelően a kontroll tisztásnál tapasztalható mutatóhoz (J: 0,23) hasonlítottak inkább. Ezek az eredmények megfeleltethetőek egyes európai, illetve hazai parlagszukcessziós folyamatok (Bittnerová et al. 2018), valamint túllegeltetés (pl. Matus et al. 2005) során tapasztaltaknak, miszerint a vegetáció-magbank hasonlóság a szukcesszió előrehaladtával jellemzően csökken. A felhagyás óta eltelt idő függvényében azonban nem volt

kimutatható tendencia, mely valószínűleg a korábbiakban már említett egyedi élőhelyi tényezőknek volt köszönhető. A csak a vegetációban, a csak a magbankban megtalálható, valamint a közös fajok száma, illetőleg azok aránya alapján azonban jól látható, hogy a kontroll terület a felhagyott szórók esetén már kevésbé különült el, sőt e tekintetben a vártnak megfelelően a két idősebb helyszín mutatta a legnagyobb hasonlóságot a referencia élőhelyhez (40. ábra).



40. ábra: A felszíni és/vagy a felszín alatti vegetációban (talajmagbankban) megtalálható fajok százalékos megoszlása az egyes vizsgálati helyszíneken. [F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró; KT – kontroll terület]

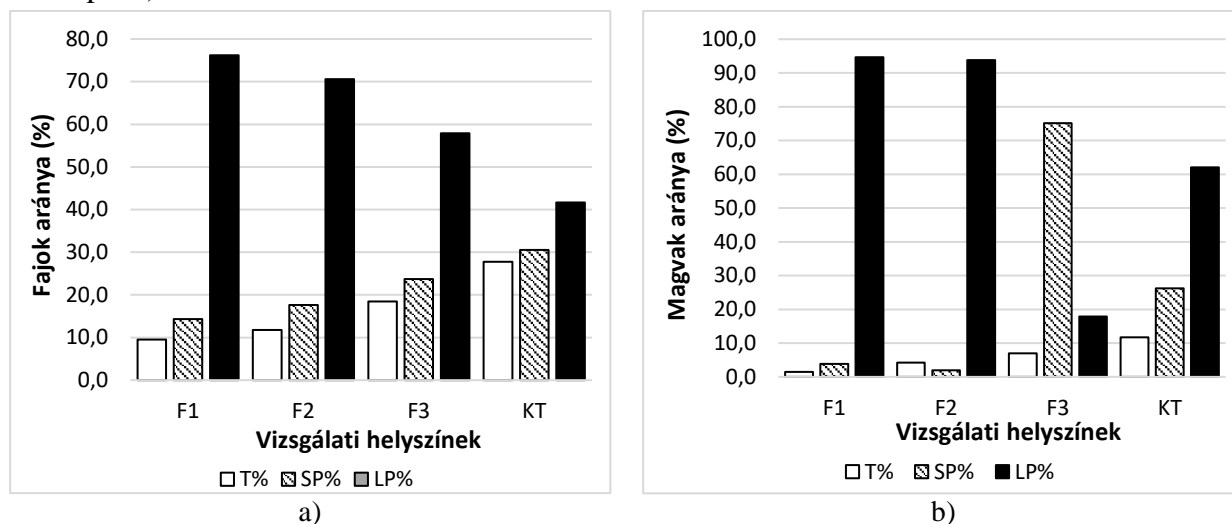
A legszembevetőbb eltérés az egyes helyszínek között, a csak a vegetációban kimutatható fajok számának, illetőleg arányának alakulása, mely egyértelműen növekedett a felhagyás óta eltelt idővel, s a referenciaként választott élőhelyen volt a legmagasabb. A legfiatalabb egykori szórón (F1) ez nem csak az erőteljesebb degradációnak, hanem a felszíni vízborításnak is köszönhető, ami jelentős mértékben gátolta a felszíni növényzet megjelenését. Mindeközben azonban a közös fajok viszonylag nagy arányát is elsősorban ez a környezeti tényező okozta. A megjelenő vízi, mocsári fajok magvai ugyanis faji sajátosságaikból eredően jól bírták a vízzel telített közeget, így egyértelműen megjelentek a felszínen és a magbankban is (Fenner & Thompson 2005). Mellettük azonban – a korábbiakban már említett néhány nagy tűrőképességű gyomfajnak köszönhetően – még viszonylag sok egyéb faj is képes volt megjelenni mindkét fajkészletben, még ha csak igen csekély számban is.

A két idősebb helyszín ezzel szemben már nagyobb hasonlóságot mutatott a kontroll élőhellyel, melyet jól jelez a csak a vegetációban előforduló fajok nagyobb aránya. Az F2 (Nagy-Halmaj-rét) nevű helyszínen jól látható, hogy kifejezetten alacsony volt a közös fajok aránya (és egyúttal a Jaccard-index is), mely elsősorban annak köszönhető, hogy ezen a helyszínen, bár a vegetáció már viszonylag jól regenerálódott (részletesen lásd: 5.3.1. *Vegetációvizsgálatok* c. fejezetben), a magbankban azonban még meglehetősen nagy arányban jelen voltak az egykori szórásból származó gyomfajok. Ez tekintve, hogy a két idősebb helyszín közel hasonló korú volt, feltételezhetően élőhelyi különbségekre vezethető vissza. A kékperjés rétekről ugyanis jól ismert, hogy a verescsenkeszes réteknél kissé gyengébb regenerációs potenciállal bírnak (Seregélyes et al. 2008; Valkó et al. 2009). Emellett közrejátszhatott az is, hogy az F2 jelű helyszín esetén, ahogyan az előzőekben is kiemelésre került, egy könnyebben elérhető helyszín révén a szórás intenzitása és az egykori gyomfertőzés mértéke is nagyobb lehetett, amivel megmagyarázható a csak a magbankban előforduló fajok (elsősorban gyomfajok) magas aránya is.

#### 5.3.2.4. Perzisztencia

Valamennyi felhagyott szóró esetében a hosszú távú perzisztens (LP) fajok domináltak a magbankban (41. ábra). Ezen *fajok aránya* azonban a vártnak megfelelően a legfiatalabb, 1 éve felhagyott szóró esetében, mint leginkább zavart helyszínen volt a legnagyobb (76,2%), majd az

idő előrehaladtával jelentősen csökkent (8 éve felhagyott: 70,6%, 10 éve felhagyott: 57,9%), s a természetesnek tekinthető kontroll élőhelyen volt a legkisebb (41,7%). Így tehát a legidősebb, 10 éve felhagyott szóró hasonlított leginkább a bolygatatlan kontroll élőhelyhez e tekintetben. Ezzel párhuzamosan pedig szintén a vártan megfelelően jól láthatóan nőtt a tranziens és a rövid távú perzisztens fajok aránya. Az a feltételezés tehát, hogy a zavartabb élőhelyeken várhatóan nagyobb a magvak perzisztenciája, ez esetben egyértelműen kimutatható volt (Fenner & Thompson).



41. ábra: A különböző magtúlélési kategóriák a) fajszám és b) csíraszám (magszám) szerinti megoszlása az egyes vizsgálati helyszíneken. [F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró; LP – hosszú távú perzisztens, SP – rövid távú perzisztens, T – tranziens]

A *magdenzitás* tekintetében már nem volt ilyen egyértelmű a változás. A két fiatalabb szóró esetében a hosszú távú perzisztens fajok ugyan még domináltak (1 éve felhagyott: 94,7%; 8 éve felhagyott: 93,9%), a 10 éve felhagyott szórónál azonban a rövid távú perzisztens fajok magvainak kiemelkedően magas aránya miatt nem volt egyértelműen kimutatható a fajszámok esetében jellemző időbeli csökkenés, a kontroll élőhelyen ugyanis ezáltal magasabbnak bizonyult a hosszútávú perzisztens (LP) fajok magvainak aránya. Ez azonban csupán a rövidtávú perzisztens (SP) magbankkal rendelkező pemete gyöngyajak (*Leonurus marrubiastrum* L.) 10 éve felhagyott szórón (F3) kimutatható kiugró denzitásának volt köszönhető, mely ráadásul feltehetőleg nem is közvetlenül az egykori szórás következménye, hanem ahogyan az előző fejezetekben kifejtésre került, inkább csak helyi magszórásnak az eredménye lehet.

### 5.3.3. A működő és a felhagyott szórók összehasonlító értékelése

#### 5.3.3.1. A vegetáció összehasonlítása

A különböző korú felhagyott szórók növényzete jelentősen különbözött a működő szórókhöz viszonyítva, annak ellenére is, hogy volt köztük olyan helyszín, mely csupán 1 éve nem állt használat alatt. A vártan megfelelően így a degradációt jelző fajok száma és aránya ( $p < 0,001$ ), valamint e fajok kumulatív összborítása és ennek aránya ( $p < 0,01$ ) is szignifikánsan magasabb volt a jelenleg is működő szórókon (13. táblázat). A természetességet jelző fajok esetében viszont csak a fajok száma volt szignifikánsan alacsonyabb ( $p < 0,001$ ) a használatban lévő szórókon, az összborításuk nem különbözött, illetve hasonlóképp a teljes borítás és a teljes fajszám viszonylatában sem volt kimutatható szignifikáns eltérés. Ez annak köszönhető, hogy az aktív szórók esetében is jellemzően egy viszonylag lokális jellegű gyomfertőzés alakul ki, s ettől távolabb már ezeken a helyszíneken is nagy tömegben jelennek meg a természetes fajok (részletesen lásd: 5.1.1.3. *Stressz gradiens* c. fejezetben).

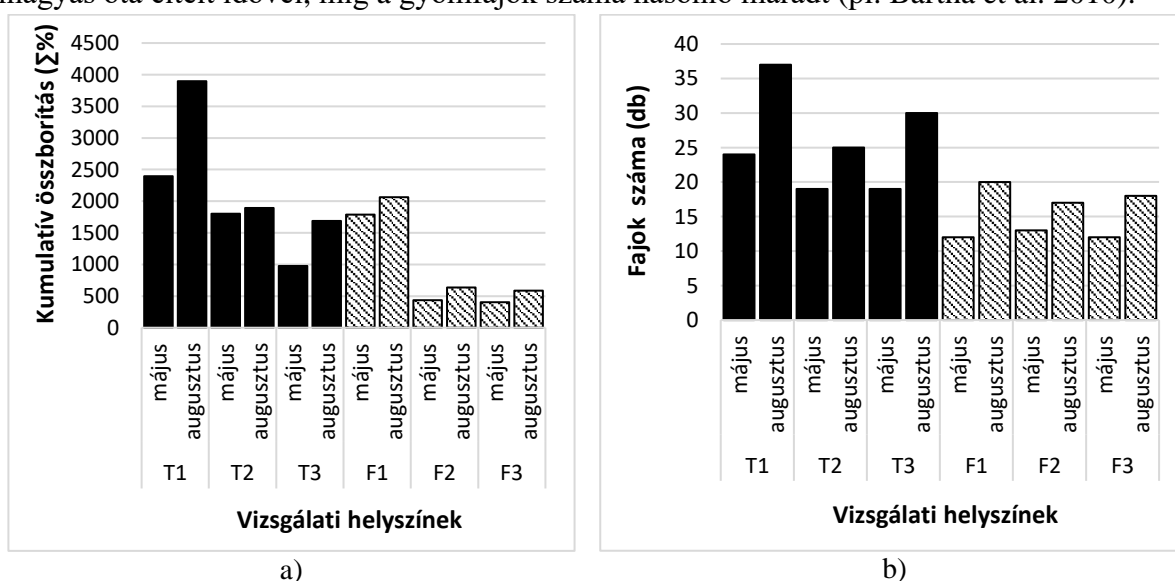
13. táblázat: A felhagyott és a jelenleg is működő (tisztáson lévő) szórók összehasonlító táblázata a vegetációban előforduló egyes fajcsoportok fajszáma, tömegessége és aránya alapján (2019-20. adatsora szerint).

	Felhagyott szórók (átlag)	Tisztáson lévő működő szórók (átlag)	Különbség 2 éves adatsor alapján
Természetességet jelző fajok száma (db)	<b>64,3</b>	46,4	***
Degradációt jelző fajok száma (db)	15,2	<b>28,8</b>	***
Összes fajszám (db)	<b>79,4</b>	75,3	ns.
A degradációt jelző fajok aránya (%)	19,4	<b>37,8</b>	***
Természetességet jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	<b>7914,8</b>	7885,3	ns.
Degradációt jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	1065,9	<b>2158,4</b>	**
Kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ )	8980,8	<b>10043,7</b>	ns.
A degradációt jelző fajok borításának aránya (%)	11,7	<b>20,9</b>	**

[Jelmagyarázat: Félkövér betű: nagyobb érték. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ); ns.: nem szignifikáns.]

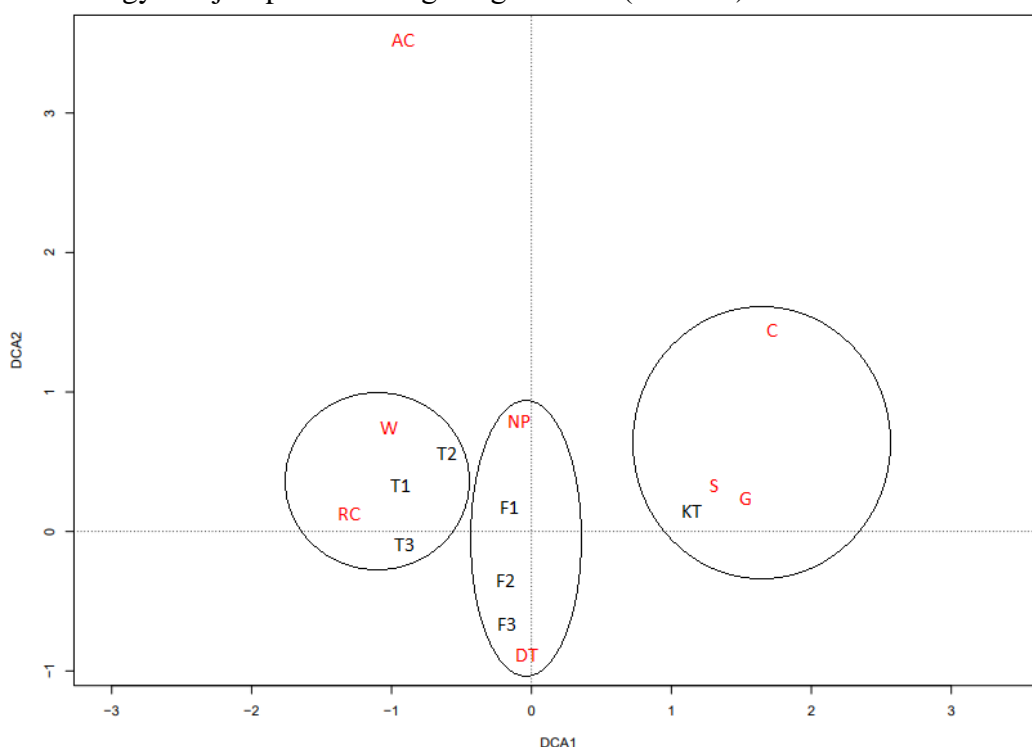
Érdeemes viszont megemlíteni, hogy a degradációt jelző fajok csoportján belül, a 2 év összes felmérésének adatai alapján a Borhidi-féle gyom kategóriák (W, I, A, RC, AC) közül a tájidegen, agresszív kompetitor (AC) fajok száma esetében például nem volt kimutatható szignifikáns különbség. Ez annak köszönhető, hogy ezek a növények – melyek többségében az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) és az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) jelenlétéből adódtak –, egyébként is inváziós, terjedőben lévő fajok és szórástól függetlenül, nagyon sok zavart élőhelyen jelen vannak (Csiszár 2012). A természetes fajok közül pedig az összes többi kategóriával (S, C, G, DT) ellentétesen a természetes pionír (NP) fajok száma volt az egyedüli, ami a felhagyott szórókon volt szignifikánsan nagyobb volt ( $p < 0,01$ ), mely egyértelműen jelzi az egykor zavart felszíneken beinduló másodlagos szukcesszió folyamatát (Albert et al. 2013).

Az időbeli változásokat vizsgálva egyértelműen kimutatható volt, hogy bár a felhagyott szórók esetében is általában nőtt a gyomfajok borítása a nyárvégi időszakra, ez a növekedés azonban általában kisebb mértékű volt, mint a működő szórókon (42. ábra). Emellett, ebben az összehasonlításban az is jól látható, hogy a gyomfajok kumulatív összborítása csökkent a felhagyás óta eltelt idővel, míg a gyomfajok száma hasonló maradt (pl. Bartha et al. 2010).



42. ábra: A degradációt jelző fajok a) kumulatív összborítása ( $\Sigma\%$ ) és b) fajszáma a jelenleg is működő és a felhagyott szórók felszíni vegetációjában a 2019-es évben végzett transzszekts vizsgálat eredményei (4x22 kvadrát/szóró) alapján. [T1, T2, T3 – tisztáson lévő (jelenleg is működő) szórók; F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró] (Rusvai & Czóbel 2021b)

A 2019-es évben, az összehasonlíthatóság érdekében a felhagyott és a működő szórók középponti területén, valamint a kijelölt kontroll tisztáson is történt külön cönológiai felvételezés ( $r=2m$ ). Ezen adatokat felhasználva, a *borítási* értékek DCA elemzése alapján a két szórótípus különbözősége mellett jól látható, hogy a referenciaként választott élőhelyek is egyértelműen elkülönültek az egyes fajcsoportok tömegessége szerint (43. ábra).



43. ábra: Az SBT kategóriák kumulatív *összborítás* szerinti DCA elemzése a vegetációban a 2019. év májusának cönológiai felvételezései ( $r=2m$ ) alapján. [T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók, F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró; KT – kontroll terület; S – specialista fajok; C – kompetitor fajok; G – generalista fajok; NP – természetes pionír növények; DT – zavarástűrő természetes fajok; W – természetes gyomfajok; I – meghonosodott idegen fajok; A – behurcolt, adventív fajok; RC – ruderalis kompetitorok; AC – tájidegen, agresszív kompetitorok]

Mindezek alapján megállapítható, hogy ez esetben csak a természetes zavarástűrő (DT) fajok borítása ( $p<0,05$ ) volt szignifikánsan nagyobb a felhagyott helyszíneken. A többi eltérés pedig csak az átlagértékeket tekintve bizonyult kimutathatónak. Ilyen módon többek között a ruderalis kompetitorok (RC) és a természetes gyomfajok (W) borítása is nagyobb volt a működő szórókon, jelentősebb eltérés pedig csak azért nem volt kimutatható, mert a szórók középpontjában gyakran jellemző volt a csupasz talajfelszín jelenléte, míg a felhagyott etetőhelyek esetében, különösen a két idősebb szórón, ez már általában nem volt tapasztalható. A tájidegen, agresszív kompetitorok (AC) kapcsán pedig elmondható, hogy ahogyan a fajszámok alapján is látható volt, e taxonok mindkét szórótípusban csak viszonylag kis borítási arányban jelentek meg: a működő szórókon a versenyképesebb, nagy termetű gyomfajok, míg a felhagyott helyszíneken a természetes gyepi fajok alkotta záródó gyep akadályozhatta ezen növényfajok jelentősebb térnyerését. Bár érdemes kiemelni az ürömlevelű parlagfűvet (*Ambrosia artemisiifolia* L.), mely faj a hazai tendenciáknak megfelelően (Hirka & Csóka 2009), a működő és felhagyott szórókon egyaránt képes volt viszonylag nagy borítással megjelenni. A kontroll terület mindeközben a borítási arányokat tekintve is egyértelműen elkülönült még a felhagyott etetőhelyektől is, ami elsősorban a kompetitor (C) és a generalista (G) fajok szignifikánsan nagyobb tömegességének ( $p<0,001$ ) volt köszönhető. Ezek az eredmények ilyen módon jól megfeleltethetőek Hődör (2013) eredményeinek, aki az egykor erősen zavart felhagyott jószágállások növényzeti összetételét vizsgálva állapította meg, hogy a degradációt jelző fajok még a 8 és 16 éve nem használt helyszínek esetében is nagyobb arányban voltak jelen, mint a választott kontroll területen.

### 5.3.3.2. A talajmagbank összehasonlítása

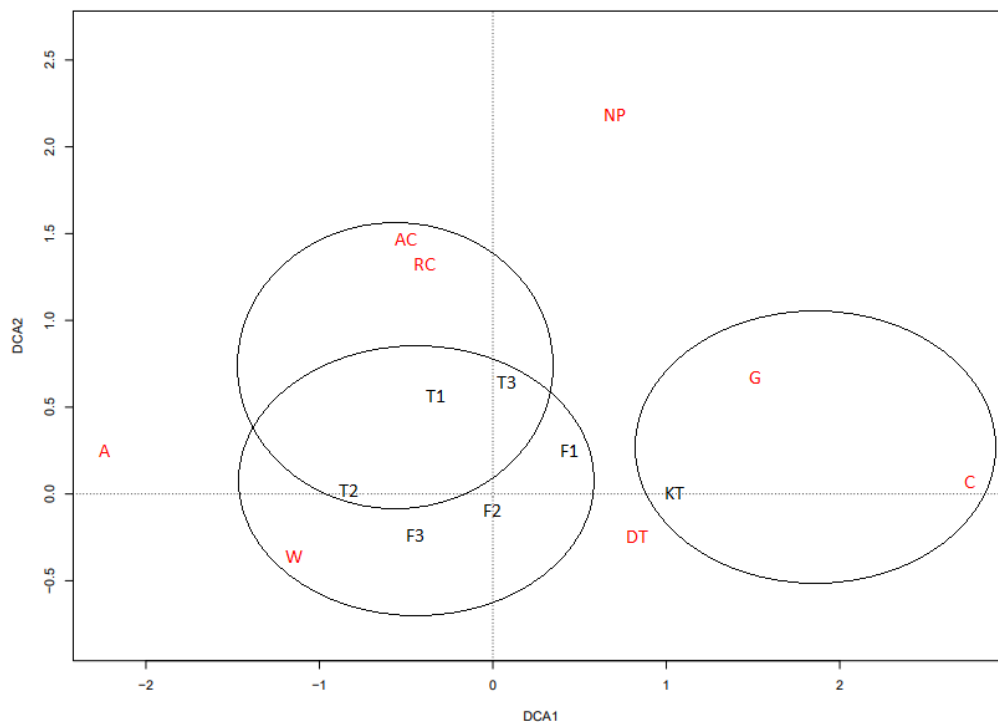
A talajmagbankban megtalálható fajokat illetően a jelenleg is működő szórókon összesen 46 fajt sikerült kimutatni, melynek közel 60%-a volt degradációt jelző (27 faj; 58,7%) taxon. A felhagyott szórókon ezzel szemben nagyobb volt a teljes fajszám (58 faj), és ennek már csak bő egyharmada (22 faj; 37,9%) volt gyomfaj. Ezen belül az idegenhonos taxonok száma is kevesebb volt: 11 db (23,4%) volt a jelenlegi és csupán 5 db (8,6%) a felhagyott szórókon. A fajkészletek alapján tehát jól látható, hogy a parlagok és zavart gyepek szukcessziója során általánosan tapasztaltakhoz hasonlóan a szórók felhagyása után is növekvő fajdiverzitás, illetve a degradációt jelző és idegenhonos fajok csökkenő száma és aránya volt kimutatható (pl. Török et al. 2009; Bittnerová et al. 2018). A teljes magdenzitás azonban nagyon változó volt az egyes helyszíneken, így szignifikáns különbséget csak a degradációt jelző fajok arányát illetően sikerült kimutatni (14. táblázat). Ez egyértelműen a jelenleg is működő szórókon volt magasabb (felhagyott átlag: 43,0%; működő: 62,5%), míg a gyommagvak száma a várttal ellentétben éppen a felhagyott szórókon volt magasabb (F2, F3 kiugró értékei miatt). A természetes fajok száma, azok csíraszama, valamint a teljes fajszám és a teljes magdenzitás viszont általában a már a feltételezéseknek megfelelően a felhagyott szórókon volt nagyobb. Ez utóbbi egyébként ellentétes egyes parlagszukcessziós vizsgálatok során tapasztalt változásokkal, ahol rendszerint a folyamat során inkább a magsűrűség csökkenése volt jellemző (Bittnerová et al. 2018), bár ez feltehetően csupán a zavarás eltérő jellegéből (magforrások hozzáadása) eredeztethető.

14. táblázat: A felhagyott és a jelenleg is működő (tisztáson lévő) szórók összehasonlító táblázata a magbankban előforduló egyes fajcsoportok fajszáma, tömegessége és aránya alapján.

	Felhagyott szórók (átlag)	Tisztáson lévő működő szórók (átlag)	Szignifikancia
Természetes fajok száma (db)	<b>17,7</b>	10,0	ns.
Degradációt jelző fajok száma (db)	13,3	<b>16,7</b>	ns.
Összes fajszám (db)	<b>31,0</b>	26,7	ns.
Degradációt jelző fajok aránya (%)	43,0	<b>62,5</b>	***
Természetes fajok csíraszama (db)	<b>255,3</b>	28,7	ns.
Degradációt jelző fajok csíraszama (db)	<b>240,3</b>	167,7	ns.
Összes csíraszám (db)	<b>495,7</b>	196,3	ns.
Degradációt jelző fajok aránya (%)	46,5	<b>72,8</b>	ns.
Magdenzitás (mag/m <sup>2</sup> )	<b>4130,6</b>	1636,1	ns.

[Jelmagyarázat: félkövér betű: nagyobb érték. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ); ns.: nem szignifikáns.]

Az egyes helyszínek magbankjában előforduló *magvak tömegessége* alapján elvégzett DCA analízis szintén jól kimutatta, hogy még a Borhidi-féle kategóriák megoszlása szerint sem különíthető el a felhagyott és a jelenleg is működő szórók magbankja (44. ábra), mely jól jelzi, hogy a talaj egyfajta rezervoárként sokáig képes megőrizni a takarmányokból bekerülő, hosszú ideig életképes gyommagvakat (Bossuyt & Honnay 2008). Ennek köszönhetően a természetes gyomfajok (W), a ruderalis kompetítorok (RC) és a tájidegen, agresszív kompetítor (AC) fajok denzitása szinte azonos volt a két vizsgált típust illetően. Ami alapján mégis kissé elkülönültek egymástól, az csupán annak volt köszönhető, hogy behurcolt adventív (A) faj csak működő szórón volt kimutatható (T2: vadkender 1 db mag), illetve egyetlen szignifikáns különbségként a természetes pionír növények (NP) magszáma nagyobbak bizonyult a felhagyott helyszíneken (felhagyott átlag 10, tisztás átlag 5 mag/szóró). A kontroll terület ellenben nagyon jól elkülöníthető volt: a degradációt jelző fajok csíraszama valamennyi Borhidi kategóriát illetően nagyságrendekkel alacsonyabb volt ezen a helyszínen, míg a természetes fajoké magasabb. Érdekes továbbá kiemelni a felhagyott szórók referencia területhez való, láthatóan nagyobb hasonlóságát, melyet elsősorban a természetes zavarástűrő (DT), valamint a pionír (NP) fajok közel azonos mértékű magdenzitása okozott, egyértelműen jelezve, hogy némi regeneráció, a nagy gyommag sűrűség ellenére már a magbankban is elindulhatott.



44. ábra: Az SBT kategóriák *magdenzitás* szerinti DCA analízise a tisztáson lévő (T1, T2, T3) és a felhagyott (F1, F2, F3) szórók, valamint a kontroll terület (KT) talajmagbankjában. [S –specialista fajok; C – kompetitor fajok; G – generalista fajok; NP – természetes pionír növények; DT –zavarástűrő természetes fajok; W – természetes gyomfajok; I – meghonosodott idegen fajok; A – behurcolt, adventív fajok; RC – ruderális kompetitorok; AC – tájidegen, agresszív kompetitorok]

A *Jaccard-féle hasonlóság* egyértelműen a működő szórókon volt a magasabb (átlag: 0,30), míg a felhagyott helyszíneken kimutatható értékek (átlag: 0,19) inkább a kontroll élőhelyhez (J: 0,23) voltak hasonlóak. Ez jól jelzi, hogy a szórás hatására jellemzően nőtt a hasonlóság a magbank és a vegetáció fajkészlete között, s ahogyan például Jaroszewicz és munkatársai (2017) is az etetőhelyekhez közel mutatott ki nagyobb hasonlóságot, ez egyértelműen a gyommagvakkal terhelt takarmányok által biztosított folyamatos magutánpótlás, valamint az állandó emberi és állati eredetű bolygatás együttes következménye lehet. Emellett az eredmény jól összeegyeztethető több parlagszukcessziót és túllegeltetés hatásait vizsgáló kutatás tapasztalataival is, ahol a magbank és a vegetáció közti különbség szintén nőtt a szukcessziós folyamat előrehaladtával (Matus et al. 2005; Bittnerová et al. 2018). A referencia élőhelyként szolgáló tisztáson kimutatható meglehetősen alacsony Jaccard-index pedig annak a jelenségnek lehet az eredménye, miszerint még a viszonylag zavartalan gyepek magbankja is gyakran jelentős mennyiségben tartalmaz gyomfajokat, köszönhetően e fajok jó reprodukciós- és terjedőképességének (Baker 1965b), valamint jelentős perzisztenciájuknak (Baskin & Baskin 1985). Bár feltehetőleg e hazai gyepeknél kissé alacsonyabb értékhez hozzájárulhattak egyéb bolygatások (pl. kaszálás) (pl. Török 2008; Valkó et al. 2009), illetve a májusi mintavétel is (Csontos 2001; Matus et al. 2005). A hasonlóság kapcsán érdemes kiemelni a felhagyott szórók között tapasztalt rendkívül alacsony értéket (F2, J: 0,12), mely jelentős különbséget az okozta, hogy a vegetáció ugyan viszonylag jól regenerálódott a 8 év felhagyás alatt, a magbankban azonban az idegen magforrásnak és az egykori gyomborításból eredő helyi magszórásnak köszönhetően még számos szántóföldi eredetű faj, igen nagy denzításban jelen volt.

Összességében így elmondható, hogy bár a felhagyást követően a gyomfajok borítása jellemzően jelentős mértékben csökken, jelenlétük azonban az élőhelyi különbségek miatt ugyan eltérő mértékben, de még a felszíni vegetációban is kimutatható maradt több év eltelte után is. Ráadásul tekintve, hogy a talaj gyommagdenzitása még évtizedes távlatban is kiugróan magasnak bizonyult, a magbankból történő regenerációra nagy valószínűséggel egyik élőhelyen sem lehet hagyatkozni.

## 6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A Mátra hegységben a több szórótípuson is elvégzett vizsgálatok alapján összességében elmondható, hogy a szórási tevékenységgel járó rendkívül összetett folyamatok hatására az érintett természetes élőhelyeken a vegetáció, a talajmagbank és a talaj egyes paraméterei is jelentős mértékben degradálódnak. A *felszíni vegetációt* érintően különösen sokféle közvetlen és közvetett hatás érvényesül. Az elsődleges befolyásoló tényező a rendszerint egyszerűen csak a földre kihelyezett etetőanyagok jelenléte, mely azok gyommagvakkal való terheltsége következtében (Wilson et al. 2016; Gervilla et al. 2019) számos ruderalis és szántóföldi gyomnövény magjával terheli a szórók környezetét. Ezek kedvező környezeti feltételek mellett jellemzően megjelennek a vegetációban, s elsősorban a fényben gazdag tisztásokon jelentős tömeget képesek alkotni. A fajok közül e helyszíneken olyan szántóföldi gyomnövények voltak képesek igen jelentős tömegben megjelenni, mint például az európai védett területek legveszélyesebb gyomfajai között megnevezésre kerülő csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) (Pyšek et al. 2013), a taposott gyomtársulásos tipikus faja, a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare* L.), míg a szegetális fajok közül gyakran volt tömeges a közönséges pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.), a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch.Bip), a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.) és a közönséges kakaslábű (*Echinochloa crus-galli* (L.) P.B.), mely fajok a szlovákiai vadászati célú etetőhelyeken végzett vizsgálatok során is a leggyakoribb taxonok között szerepeltek (Kochjarová et al. 2023). Az inváziós idegenhonos fajok közül az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) volt tömegesebb, míg az egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) és a betyárkóró (*Conyza canadensis* L.) inkább csak elszórtan, kisebb foltokban jelentek meg. Ehhez hasonlóan – bár szintén inkább csak szálanként – olyan fajok is előfordultak, melyek jelenléte hegyvidéki környezetben szintén meglepő. Ilyen volt többek között a világszerte veszélyes gyomként ismert, s Európa szerte terjedőben lévő gyom, a sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.) (Follak et al. 2013), valamint a szintén idegen kicsiny gombvirág (*Galinsoga parviflora* Cav.), a vadkender (*Cannabis sativa* L.) és a parlagi madársóska (*Oxalis dillenii* Jacq.), de itt kell megemlíteni az egyes helyszíneken kicsírázó különféle termesztett fajokat (pl. búza, kukorica, napraforgó, takarmánylucerna) jelenlétét is. Emellett érdemes kiemelni, hogy a felszínen megmaradó takarmányok halma, valamint a fokozott állati eredetű bolygatás és a megnövekedett vizelet- és hullatékmenyiség miatti tápanyag-felhalmozódás (Malo et al. 2000; Smit & Putman 2011) következtében a környéken gyakran a természetes, nitrofrekvens fajok is elszaporodtak, ami elsősorban a Kochjarová és munkatársai (2023) által tapasztaltaknak megfelelően a nagy csalán (*Urtica dioica* L.) tömeges jelenléte formájában mutatkozott meg a felszíni vegetációban. E faj egyébként még a hosszú ideje felhagyott szórókon is igen tömegesnek bizonyult.

A gyomfertőzés térbeli kiterjedését illetően azonban elmondható, hogy az jellemzően csak a szórók közvetlen környezetére, azok 8-10 méteres körzetére terjed ki, ahogyan Rinella és munkatársai (2012), valamint Mathisen és munkatársai (2015) is tapasztalták a téli etetőhelyek közelében. A szórók működése tehát alapvetően nem okoz nagy távolságokra kiterjedő gyomterhelést, így hasonlóan a Kochjarová és munkatársai (2023) által a szlovákiai vadászati létesítményeken tapasztaltakhoz, ez esetben is elmondható, hogy bár ezek a helyszínek a gyomok és idegen növényfajok igen nagy számát, sőt sokszor ezek jelentős tömegét is képesek fenntartani, de közülük a taxonok egy része valószínűleg nem tud tartósan fennmaradni a hegyvidéki környezetben, mivel jelenlétük jellemzően a takarmányokból rendszeresen érkező magvak utánpótlásától függ. Tekintve azonban, hogy az ismételt hozzáadások következtében a másodlagos szukcesszió újra és újra megszakad, s így nincs elég idő az átalakulásra, az idegenhonos fajok jelenléte bár lokális, de állandó marad ezeken a helyszíneken is. Mindezt a különböző korú felhagyott szórók vizsgálata során sikerült bebizonyítani is: a szegetális gyomfajok bár szálanként, de még egy évtized után is megtalálhatóak voltak a felszíni vegetációban.



Emellett érdemes megjegyezni, hogy bár láthatóan az összefüggő gyomfertőzés nem terjed nagy távolságokba még a tisztáson lévő szórók esetében sem, ha a szórók kis kiterjedésű, értékes élőhelyfoltokban kerülnek elhelyezésre – mint például a vizsgálatba bevont védett fajokkal is bíró, hegyi száraz rétek és üde gyepfoltok –, akkor azok növényzetének degradációja, fajszegényedés, majd az élőhely teljes megszűnése következhet be, ahogyan erre több hazai példa is van (Bíró 1998; Molnár 2014). A gyomfajok gyakran még 15-20 méteres távolságban is képesek voltak megjelenni, ráadásul arra vonatkozóan is volt számos bizonyíték, hogy egyes tényezők esetében előfordult, hogy ennél még *nagyobb távolságokban* is képesek megjelenni gyomfajok. A hosszú távú vizsgálatba bevont helyszínek között ilyen volt például az egyik tisztáson lévő szórón (T3) egy közeli akácos folt és egy kis takarmánytárolásra alkalmas építmény elhelyezkedése, melyek környezetében az egyéb antropogén eredetű bolygatások hatására szemmel láthatóan degradáltabb volt a növényzet. A bükkös övben kijelölt szóróknál pedig az egyik transzszekt közelében elhelyezkedő zöldhulladék halom hatása volt kimutatható számos gyomnövény szórótól távolabbi megjelenése formájában (Rusterholz et al. 2012; Oakley et al. 2012), míg a felhagyott szóróknál egy közeli szón történő egykori takarmánykiszórás eredményezett hasonló változásokat. Ezzel kapcsolatosan érdemes az utak, illetve ezáltal a járművek és az ember általi magterjesztés szerepét is megemlíteni, mivel jól ismert, hogy ezek jelentős szerepet játszhatnak a gyomfajok, sőt invazív fajok terjesztésében is (Auffret 2011). Az utakról ráadásul jól ismert, hogy nemcsak folyosókként szolgálhatnak, hanem mesterséges, bolygatott felszínként a betelepedéshez és akár inváziók kiindulásához is megfelelő élőhelyet szolgáltathatnak (Christen & Matlack 2009, Mortensen et al. 2009). E jelenségre szintén volt bizonyíték: azokon az etetőhelyeken, ahol út vagy turistaút vezetett keresztül, minden esetben nagyobb mértékű degradáció volt tapasztalható. Ráadásul mivel a legtöbb szóróhoz vezet valamilyen út, sőt gyakran még közvetlenül az erdészeti utakon is kialakításra kerül szóró (Rusvai 2018; Rusvai et al. 2022a), így azok hálózata révén, az idegen eredetű magvak további terjesztése valószínűsíthető (Szilassi et al. 2021). A terjedésben ezen kívül szerepet játszhatnak az állatok is: epi- és endozoochóriájuk révén a vadon élő patásoknak bizonyítottan jelentős szerepe van a magterjesztésben (Bartuszevige & Endress 2008), s ez különösen a célfaj, a vaddisznó esetében bizonyított (Heinken et al. 2006; Mráz et al. 2016). S ahogyan a kutatás során is látható volt, egyes erdei helyszíneken, a gyakran nagyobb távolságban megjelenő gyomfajok, akár ezen mechanizmus eredményei is lehettek. Ehhez kapcsolódik a kis taposott ösvények, vadjárások lehetséges magterjesztő és degradáló szerepe, mely egyes kutatások eredményeihez hasonlóan (Barros et al. 2013), jelen munka során szintén bizonyítást nyert egyes helyszíneken (pl. T2, T3 esetében meddő rozsnok borította foltok formájában).

Mindezek mellett számos bizonyítékot találtam arra vonatkozóan is, hogy az *időjárási tényezőknek* is jelentős szerepe lehet a felszíni vegetáció alakulásában. A Jánoska (2006) által vaddisznóskertekben tapasztaltaknak megfelelően, a szórók környezetében is kimutatható volt, hogy aszályos időszakokban (elsősorban a 2016-os és 20-as évek rendkívül csapadékszegény tavaszát követően) a degradáció jelentősebb méreteket öltött, s ez bizonyos mértékben valamennyi helyszínen, még az erdei területeken, sőt a felhagyott helyszíneken is kimutatható volt. Ezekben az években általában több gyomfaj, gyakran nagyobb borítással jelent meg. Csapadékosabb időszakokban azonban, különösen a rendkívül esős 2019-es évben, általában a természetes fajok nagyobb tömege volt megfigyelhető a legtöbb helyszín esetében. A csapadék mennyisége egyébként nem csak a denzitás, hanem a fajösszetétel szempontjából is meghatározó volt, ahogyan az látható is volt az évek során bekövetkező fajösszetétel változásokból, illetve ruderalis és szegetális gyomvegetáció esetén bizonyított is e klimatikus paraméter elsődleges szerepe (Lososová et al. 2006). S bár jelen esetben is inkább a csapadék bizonyult a meghatározóbbnak, arra is volt példa, hogy az egyes időszakok átlaghőmérséklete befolyásolta egyes fajok megjelenését, illetve tömegességét. A hosszú távú vizsgálatba bevont helyszíneken például a T4-es életformájú, tehát a csírázáshoz viszonylag magas talajhőmérsékletet igénylő szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.) (Vajdai 1996) általában csak augusztusban tudott megjelenni nagyobb tömegben, a legmelegebb átlaghőmérsékletű 2018-as évben azonban már

májusban viszonylag nagy tömegben kimutatható volt az egyik tisztáson lévő helyszínen. Ez egyébként összeegyeztethető annak a kísérletes vizsgálatnak az eredményeivel is, mely igazolta, hogy a gyomnövények csírázásához különösen az áprilisi hőmérséklet a döntő fontosságú (Forcella 1992). Az időjárás kapcsán említésre érdemes még, hogy a gyomfertőzés mértékében és annak összetételében a szóró országon belüli elhelyezkedése, illetve akár az alkalmazott takarmányok származási helye is döntő fontosságú lehet. Az eltérő klimatikus viszonyok miatt ugyanis szántóink gyomnövényzete – különösen a keleti és nyugati országok viszonylatában – meglehetően eltér a domináns fajokat illetően (Pinke et al. 2012), így az etetőhelyekre kikerülő szennyező magforrások összetétele és denzitása is változhat. Ráadásul az ilyen módon bekerülő különböző gyomfajok megjelenését, vagyis a degradáció mértékét, szintén jelentősen meghatározhatja az országon belüli eltérő fekvés (Seregélyes et al. 2008).

Mindezeket figyelembe véve tehát az *éghajlatváltozás*, az egyre szárazabb és melegebb nyarak, a rövidebb és enyhébb telek, illetve a napjainkban egyre gyakoribbá váló szélsőséges időjárási viszonyok szerepe is jelentős lehet a szórók gyomfertőzöttségének alakulásában (Van der Putten et al. 2016). A megnövekedett vegetációs időszakok és a nagy szárazság ugyanis elsősorban a gyomnövények (Hunyadi et al. 2000) és inváziós fajok (Kueffer et al. 2013) terjedésének kedveznek. Erre bizonyítékként szolgál a szlovákiai etetőhelyek vizsgálata során is jellemző tendencia, miszerint az idegen eredetű szántóföldi gyomfajokat az évek során egyre nagyobb tengerszint feletti magasságokban, a hegyvidéki területek egyre belsőbb területein mutatják ki (Kochjarová et al. 2023). Ehhez hasonlóan e kutatásban is tapasztalható volt, hogy a bükkös klímazóna 900 m körüli magasságában is kimutathatóak voltak olyan fajok, mint például a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), vagy éppen az idegenhonos parlagi madársóska (*Oxalis dillenii* Jacq.), mely szintén jól jelzi, hogy hazai erdeinkben is jelentős lehet a klímaváltozás hatása, s ennek mértéke a jövőben várhatóan csak növekedni fog (Szegeti et al. 2020).

Érdemes megemlíteni továbbá az *egyedi élőhelyi és környezeti tényezők* hatásait is, miszerint a gyomfertőzés mértékében és annak összetételében bizonyítottan szerepe lehet az egyes élőhelyek ellenállóképességének (Seregélyes et al. 2008). Több esetben is tapasztalható volt például, hogy a szárazabb és nyíltabb élőhelyek degradációja általában nagyobb mértékű volt, míg az üdebb gyepek, illetve nedvesebb erdők ellenállóbbnak bizonyultak a gyomok megjelenésével szemben (Pauchard et al. 2009). A felhagyott szórók vizsgálata során pedig még az is egyértelműen bizonyítást nyert, hogy az etetési tevékenység befejezését követő regeneráció mértékében és sebességében is nagy szerepe lehet az élőhelyi tényezőknek. Ennek köszönhető többek között, hogy a csupán 1 éve felhagyott szórón egykori vizes élőhely jellegéből fakadóan sem a felszíni vegetáció, sem a magbank nem volt olyan mértékben gyomokkal terhelt, mint az várható volt. Mindeközben a két közel egykorú helyszín esetében kimutatható eltérések is inkább annak voltak köszönhetőek, hogy a kékperjés rétek a verescsenkeszes réteknél kissé gyengébb regenerációs potenciállal bírnak (Seregélyes et al. 2008; Valkó et al. 2009). Így lehetséges például, hogy a 8 éve felhagyott helyszín egykori kékperje domináltja élőhelyfoltjában még sokkal nagyobb denzitásban megtalálhatóak voltak a gyomfajok, míg a csak pár évvel idősebb, eredetileg csenkeszes összetételű egykori etetőhelyen sokkal kisebb tömegben jelentek meg gyomfajok. Mindezek mellett, bár jelen kutatás erre nem tért ki, az etetés hatásait kutató egyéb tanulmányok (pl. Mathisen et al. 2014, 2015), illetve egy korábbi hazai kutatás (Rusvai 2018; Rusvai et al. 2022a) is kimutatta, hogy a lejtőviszonyoknak és a kitettségnek is szerepe lehet mind a gyomfertőzés mértékében, mind annak kiterjedésében.

Számos bizonyítékot találtam továbbá arra vonatkozóan is, hogy a különböző környezeti és időjárási tényezők mellett számos *egyéb közvetett hatásnak* is szerepe lehetett. Többek között az afrikai sertéspestis (ASP) és a Covid-19 miatti korlátozások is hatással lehettek a vegetáció alakulására. Ez leginkább abban nyilvánult meg, hogy a kissé csökkent vadsűrűség következtében a csupasz talajfelszín helyét is a gyomfajok tömege töltötte be, tehát jellemzően inkább több gyomfaj, nagyobb borítással tudott megjelenni. Közben viszont a Covid-19 miatt a vadászatok intenzitása is csökkent kissé (különösen a 2020-as évben), aminek következtében

feltehetőleg az előírt diagnosztikai kilövések ellenére is kissé kevesebb etetőanyag kerülhetett ki, ami a csökkent bolygatás mellett azt eredményezte, hogy a fajösszetétel kissé módosult. Különösen nyílt élőhelyeken, a tisztásokon volt ez kimutatható, ahol elsősorban a szántóföldi gyomfajok rovására inkább a természetes gyomfajok, mint például a fodros lórom (*Rumex crispus* L.) és a tarackbúza (*Elymus repens* (L.) Gould.) váltak tömegesebbé az érintett évben (elsősorban 2020-ban). Így feltehetőleg a vadállomány denzitásának, sőt a szóróhasználat intenzitásának is jelentős szerepe lehet a gyomfertőzöttség mértékének alakulásában. Az egyéb tényezők kapcsán érdemes egyébként még megemlíteni, hogy a felszíni vegetáció alakulásában sok olyan tényező is szerepet játszott, melyekre bizonyítékot kellő információk hiányában ugyan nem sikerült találni, mégis jelentős szerepe lehetett a gyomfertőzés kialakulásában. Ilyen lehet többek között a hasonló témájú szakirodalmak tanúsága szerint a szórók létesítésének eltérő ideje (Milner et al. 2014; Mathisen et al. 2015), vagy akár az eltérő múltbeli használati módok (Nopp-Mayr et al. 2011; Gerhardt et al. 2013), melyek elsősorban közvetett úton, a talaj és egyéb környezeti paraméterek megváltoztatása révén járulhattak hozzá az egyes helyszíneken tapasztalható jelenségekhez.

Utóbbi kapcsán érdemes kiemelni az alkalmazott takarmányok minőségi és mennyiségi kérdését is, melynek a szórók jelenlegi és jövőbeli vegetációját is érintő hatását az elvégzett *talajmagbank* vizsgálatok eredményei egyértelműen bizonyították. Érdekes, hogy a vegetációban feltárt jelentős eltérések ellenére a magbankban szinte alig volt kimutatható szignifikáns különbség az egyes helyszínek gyomfertőzöttsége között. Hasonlóan egyes parlagszukcessziós kutatások során tapasztalható tendenciákhoz (Bittnerová et al. 2018), még a közel egy évtizede felhagyott két etetőhelyen is igen jelentős volt a gyomfajok és magvaik aránya, ráadásul a felszíni és a felszín alatti gyomfertőzöttség mértéke sem volt kapcsolatban egymással. A legnagyobb gyommag denzitás például éppen egy a felszínen gyomborítással szinte alig rendelkező erdei helyszínen (E3) volt kimutatható. Ráadásul e kiugró magszám egy szántóföldi eredetű faj, a fehér libatop (*Chenopodium album* L.) jelenlétének volt köszönhető, mely taxonról bizonyított, hogy magvai akár több évtizeden át életképesek maradhatnak a talajban (Cook 1980). A gyommagvak e nagy túlélőképességét (Baskin & Baskin 1985) jelen kutatásban is sikerült bizonyítani, miszerint éppen az egyik legidősebb felhagyott etetőhely (F2 – 8 éve felhagyott szóró) esetében sikerült kimutatni az egyik legnagyobb szántóföldi eredetű gyommag denzitást, mely ráadásul az Európa védett területein legveszélyesebb gyomfajai közt felsorolt csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) (Pyšek et al. 2013) jelentős csíraszámának volt köszönhető. A növény, mivel a vegetációban szinte csak néhány fő formájában volt megtalálható, biztosan még az egykori szórásból, illetve az egykor feltételezhetően a vegetációban is domináns faj helyi magszórásából származhatott, s közel egy évtized után is csíráképes maradt a talajban. S bár hazai vizsgálatok alapján a gyepek közül leginkább a kékperjés réteken lehet számítani a magbankból történő spontán gyepregenerációra (Kiss 2016), a talajban rejlő gyommagvak jelentős tömegét látva ez nagy valószínűséggel még ezen élőhelytípus esetén sem várható. Mindezek, tekintve tehát az inváziós és gyomfajok nagy túlélőképességét, jól jelzik a gyommagvakkal fertőzött takarmányok jelentőségét.

A kihelyezett takarmányok és megnövekedett állati bolygatás eredményeként a *talaj tulajdonságai* is jelentős mértékben romlottak. A várttal ellentétben a fizikai talajtulajdonságok, mint például a talajnedvesség és talajtömörödöttség nem változtak olyan jelentősen, a kémiai jellemzők azonban olyan mértékű átalakulást mutattak különösen a középponti részeken, melyek meglehetősen nehezíthetik a regenerációs folyamatokat is (Zobel 2007). A talaj kémhatása a sok kihordott szerves anyag következtében lúgos irányba tolódott el, míg a fő tápanyagalkotók (N, P, K) mennyisége erőteljesen megnövekedett. A tisztáson lévő szórók esetében egyes mérések értékei a szerves trágya paramétereit közelítették meg (Hoffmann et al. 2006). E változások egyértelműen a gyom- és inváziós fajok megtelepedésének és növekedésének kedveznek, ráadásul a gyomnövények jelentős tömege által alkotott vastag alomréteg a még esetlegesen jelen lévő természetes fajok növekedését is gátolja (Bidwell et al. 2006). Az erdei szórókon, bár a tápanyagtartalom nem növekedett olyan jelentős mértékben, itt inkább a gyakran kihelyezésre

kerülő sötömbök okozhatnak jelentős problémát: általában jelentős mértékben csökkentik valamennyi növényfaj megtelepedését és növekedését (Ramakrishna & Viraraghavan 2005; Hon et al. 2020), így szintén a regenerációs folyamatok jelentős csökkenését okozzák

A talajmagbank és a talajparaméterek e jelentős változása azért különösen fontos, mert ilyen mértékű változások már jelentősen gátolhatják a *regenerációs folyamatokat* is (Zobel 2007). Ez a különböző korú felhagyott szórók vizsgálata alapján egyértelműen bizonyítható is volt. A felszíni vegetációt illetően ugyanis a gyomfajok borítása bár jellemzően csökkent az idő múlásával, a fajsám azonban gyakorlatilag még évtizedes időtávlatban sem változott, mely eredmény egyébként jól összeegyeztethetőnek bizonyult a hazai parlagszüksessziós folyamatok (pl. Csecserits et al. 2007), illetve a felhagyott jószágállások (Hödör 2013) vizsgálata során tapasztaltakkal. S bár talajvizsgálat ezeken a helyszíneken nem történt, a nagy csalán (*Urtica dioica* L.) tömeges jelenléte a felszíni vegetációban – mely még az egy évtizede felhagyott szórón is tapasztalható volt – jól jelzi, hogy az egykori etetésből származó tápanyagfeldúsulás hatása még az idősebb etetőhelyeken is jelentős lehet. E feltételezés alapjául szolgálhat az a kutatás is, mely hegyvidéki gyepterületen vizsgálta az egykori jószágállások vegetációra és talajra gyakorolt hatását, s közel 4 évtized után is jelentősen megnövekedett tápanyagtartalmat és megváltozott növényi összetételt tudott kimutatni (Klemmedson & Tiedemann 1994). Emellett a parlagszüksessziók esetében is jól ismert, hogy az egykori szántókról származó jelentős tápanyaggazdagság hosszú időn át erős korlátozó tényezőt jelenthet a természetes fajok betelepülésének (Fekete et al. 1997). Mindezek a talajtani változások tehát, a talajmagbankokban kimutatható hatalmas gyommag tömeget is figyelembe véve, jól jelzik, hogy e helyszínek regenerációja feltehetőleg még további hosszú éveken át tartani fog. A gyommagvak élettartamát (Baskin & Baskin 1985) és egyes európai tanulmányokat (Bossuyt & Hermy 2001) tekintve, ehhez legalább 50 évnyi időtartamra lehet szükség. Figyelembe véve azonban a degradáció mértékét, ennél akár több időt is igénybe vehet a teljes regeneráció folyamata. A Mátra hegység lábánál fekvő Sár-hegy területén, egy eredetileg hasonló élőhelytípust érintően, a szőlőművelés és egyéb gazdálkodási tevékenység után felhagyott gyepterületek például csak 50-110 év eltelté után bizonyultak természetvédelmi szempontból is értékes területeknek (Bartha 2008). Sőt egyes kutatások több évszázados távlatban is ki tudták mutatni az emberi földhasználat hatását a talaj és vegetáció vonatkozásában (Plue et al. 2008). Mindezekből következtethető, hogy a szórók esetében is feltehetőleg több évtizedes időtartammal kell számolni.

Összegezve tehát, a felsorolt változások – beleértve a kihordott takarmányok, illetve a megnövekedett vizelet- és hullatékmenyiség miatti tápanyag-feldúsulást (Malo et al. 2000; Smit & Putman 2011), a szennyezett etetőanyaggal behozott, hosszú ideig életképes gyommagvakat (Livingston & Allesis 1968; Kivilaand & Bandurski 1981), a nagyobb állatkonzentráció miatti fokozott túrás és taposás hatásait (Barrios-Garcia & Ballari 2012), az etetés hatására felszaporodó vadpopulációk okozta növekvő környezetterhelést, valamint az előzőekben említett egyéb zavaró hatásokat, terjedési mechanizmusokat és lehetséges befolyásoló tényezőket – a szórók akár egy biológiai invázió gyújtópontjai is lehetnek (Davis & Pelsor 2001; MacDougall & Turkington 2005). Az idegenhonos fajok jelenléte valamennyi helyszínen kimutatható volt, s bár sok esetben csak a felszín alatt, a talajmagbankban voltak képesek megjelenni, ezek egyfajta várakozó állapotban (ún. *'sleeper cell'* formájában), kedvező körülmények esetén a felszíni vegetációban is megjelenhetnek (Gioria et al. 2014). Ráadásul az élőhelyi viszonyok és a magbank nagy mértékű változása akár más idegen fajok megtelepedését is elősegítheti, mely ilyen módon akár másodlagos inváziókhöz is vezethet (az ún. *'invasional meltdown hypothesis'*-nek megfelelően; Simberloff & von Holle 1999). Egyes kutatások szerint az inváziós viselkedésű fajok esetében, ha azok már 30%-ot elérik a magbankban a természetes fajok rovására, jelentős az esély a megtelepedésükre (Dairel & Fidelis 2020). S tekintve, hogy ez esetben a felszínen inváziós tulajdonságokat mutató gyomfajok magvai gyakran 90% fölötti részarányt voltak képesek elérni a magbankban, meglehetősen kicsi az esély a természetes fajok térnyerésére.

Mindemellett pedig, figyelembe véve, hogy Európában szinte valamennyi ökoszisztéma fogékony valamilyen szinten az invázióra (Hulme 2007), illetve mivel a szórók országszerte

jelentős számban megtalálhatóak (Nagy 2004), ezek egyfajta hálózatot alkotva, jelentős fertőzési gócpontokként is szolgálhatnak. Így, bár ahogyan látható volt, helyileg jellemzően csak lokális marad a gyomfertőzés, és feltételezhetően a kisméretű tisztásokon tömegessé váló fényigényes gyomfajok szomszédos erdőterületekre történő továbbterjedése sem várható (Burst et al. 2017), az úthálózaton és egyéb módokon keresztül terjedve akár távolabb is felléphet degradáló hatásuk az arra alkalmas élőhelyfoltok (pl. zavart tisztások, felnyíló erdőfoltok, nem záródott felújításfoltok) esetében (Sukopp 1962; Kleijn & Sutherland 2003). E feltételezés realitását jelzi, hogy például a szomszédos Szlovákiában, ahol hasonló módon és mértékben zajlik etetési tevékenység, a nemzeti parkok területén évről évre növekszik az idegenhonos növényfajok száma, melynek fő forrásai között egyes kutatók e vadászati létesítményeket is megnevezik (Kochjarová & Blanár 2018). Ráadásul jól láthatóan e helyszínek regenerációja is meglehetősen korlátozott: a gyom- és idegen fajok jelenléte a magbankban jól mutatja, hogy egy esetleges újabb zavarás esetén, a nyílt és bolygatott, tápanyagban gazdag felszíneken ismételtelen megjelenhetnek az egykor tömeges fajok, akár inváziós fajok is (Davis & Pelsor 2001; Devlaeminck et al. 2005). A felsorolt folyamatokat pedig tovább súlyosbíthatja az éghajlatváltozás (Van der Putten et al. 2016), valamint az ennek következtében meggyengülő erdőegészségügyi állapot (Milad et al. 2011), ami a gyakran helytelen erdőgazdálkodási módszerekkel és egyéb antropogén hatásokkal párosulva az erdők megnyílásához vezethet (Dale et al. 2001), s ez ilyen módon akár a zártabb erdőterületeken (Laurence & Yensen 1991; Martin et al. 2009) és egyéb értékes élőhelyfoltokban (Rejmánek et al. 2013) is a gyom- és inváziós fajok terjedését, s az érintett közösségek jelentős degradációját segítheti elő (Kueffer et al. 2013).

Összességében tehát elmondható, hogy a legkisebb környezetterhelést egyértelműen a vadászati célú etetőhelyek (szórók) természetvédelmi területeken való betiltása és megszüntetése vagy jelentős korlátozása jelentené. Ennek megvalósítása azonban hazai viszonyok között feltehetőleg csak több lépcsőben, hosszabb folyamat eredményeként valósítható meg, melyet figyelembe véve, előkészítő jellegű javaslataim a következők:

1. Mindenképpen szükséges a *vonatkozó jogi szabályok* és ágazati tervek módosítása, különös tekintettel a 'szóró', mint fogalom tisztázására, mely a további előírások alapját képezheti.

Ilyen formában pedig a következőket javaslom:

- legalább rendeleti szinten jelenjen meg a *szórók elhelyezésének* korlátozása: létesítésük védett természeti területen minden esetben engedélyhez kötendő tevékenység legyen. Ehhez kapcsolódóan Stergar & Jerina (2017) tapasztalatai szerint ajánlom, hogy a szórókat lehetőleg a legkevésbé sérülékeny élőhelyeken, jelen esetben inkább erdei területeken helyezték el, mert tapasztalataim és eredményeim szerint is jóval kisebb mértékű degradációt okoznak ezeken az élőhelyeken. A kis erdei tisztásokat kímélni javasolt, mivel ezek sokszor értékes élőhelyfoltokat képviselnek, ahol már kismértékű zavarás is fajszegényedéshez és a növényi összetétel megváltozásához vezethet. Ezen észrevételeket lehetőség szerint a természetvédelmi kezelési tervekben, Natura 2000-es fenntartási tervekben, valamint a vadgazdálkodási tervekben, nem védett természeti területek kapcsán is érdemes lenne legalább ajánlás szintjén megjeleníteni.

- a *szórók számának* meghatározása: területegységre vonatkoztatva a maximálisan kialakítható etetőhelyek számát meg kell nevezni. Szlovákiában például rendeletben szerepel, hogy minden megkezdett 300 ha vadászterület után egy szóró létesíthető (344/2009 minisztériumi rendelet a vadászati törvény végrehajtásáról; http9). Ilyen módon hazánkban is maximalizálható lehetne ezen vadászati létesítmények száma, ezáltal a természetes környezetbe kijutó degradáló források eloszlása is kedvezőbb lenne. Ez egyes kutatások eredményei szerint az erdei kártétel szempontjából is kedvezőbb (Månsson et al. 2015), valamint a lehetséges szennyezések nyomkövetése is jóval egyszerűbb lenne így.

- az etetőanyag *mennyiségének* szabályozása: ennek megvalósítását illetően az egyik lehetséges út az afrikai sertéspestissel szembeni védekezés során kiadott határozatban (http3) is szereplő előírás, miszerint a kihelyezhető mennyiséget egy adott helyszínre és

időtartamra vonatkoztatva határozzák meg (heti 10-15 kg takarmány/szóró). Szlovákiában ehhez hasonló korlátozás értelmében egy hónap alatt legfeljebb 30 kg szemes vagy 100 kg lédús takarmányt rakhatnak ki ([http9](http://9)), mely hazánkban országos szintre és határozatlan időtartamra kiterjesztve, akár egy reális cél lehetne.

- a szórókon *megmaradó takarmányok* rendszeres eltakarításának előírása szintén javallott, vadászati törvényünkben ugyanis jelenleg csak a téli takarmányozás kapcsán van vonatkozó pont a megmaradó széna eltávolítására. Szlovákiában ez szintén szerepel jogszabályi szinten: a 274/2009. vadászati törvény 61 § (2) bekezdése értelmében az etetés után a fel nem használt takarmányt minden esetben el kell távolítani, sőt itt külön kiemelésre kerül az is, hogy a romlott vagy egészségtelen takarmányt és annak maradványait is el kell szállítani az etetőlétesítményekről és azok környezetéből.

- a kihelyezhető takarmányok *minőségének* további korlátozása: e kérdést illetően az észak-amerikai kontinens egyes területein elterjedt módszer, a gyommagmentes takarmányok alkalmazása lehetne az egyik lehetséges megoldás (Clark 2003). Ennek hazai megvalósítása azonban, annak jelentős anyagi és egyéb vonzatait tekintve nem releváns. Az esetleg még használható darált vagy pelletált takarmányok szintén csökkenthetnék az idegen eredetű propagulumok kikerülésének esélyét, azonban ezek beszerzése is igen költséges, ráadásul még ezek is bizonyítottan tartalmazhatnak életképes gyommagvakat (Cash et al. 1998; Sheeley et al. 2000), illetve az erdei kártételt jellemzően ezek alkalmazása sem csökkenti (Priesmayer et al. 2014). Egyes kutatók (pl. Edenius et al. 2014; Felton et al. 2017) javasolják az állatok természetes táplálékösszetételéhez hasonló etetőanyagok (pl. faanyag maradék, lomblevelekből készült bálák) használatát, azonban feltehetően ezek sem oldanák meg a problémát, ráadásul előállításuk sem egyszerű, sőt még természetkárosító is lehet. Így mindenképpen inkább olyan előírásokat javaslok, mely a jelenlegi hazai szabályozásnál kissé bővebben és részletesebben tartalmazza a felhasználható anyagok körét, illetve azok elhelyezésének módját, hasonlóan a szlovákiai példához, ahol számos országos és regionális szintű, elsősorban állatorvosi és humánegészségügyi dokumentum kapcsán vannak az ezzel kapcsolatos korlátozások ([http9](http://9)).

2. Javasolom mindezek mellett egy olyan *adatbázis*, illetve *rendszer* kialakítását, mely a szórók nyilvántartásba vétele mellett jobban ellenőrizhetővé tenné a szabályok betartását is. A legjobb megoldás talán a szlovákiai példa, ahol nemrégiben a közvélemény, illetve a média nyomásának hatására létrehoztak egy internetes alkalmazást, mely segítségével bárki lekérdezheti, hogy az általa talált etetőhely legálisan működik-e ([http10](http://10)). Ehhez azonban előbb a hazai szórók regisztrálása, illetve egy országos, térképes adatbázis létrehozása szükséges, melyet valamennyi vadászattal foglalkozó szervezet számára előírt bejelentési kötelezettség révén lehetne megvalósítani.
3. A továbbiakban pedig tanácsos lenne nagyobb figyelmet fordítani a hatályban lévő *jogszabályok érvényesítésére* és betartására is. Jellemző, hogy a jelenleg érvényben lévő néhány korlátozást sem tartják be a szórók üzemeltetése során (pl. sötömbök elhelyezése a szórón közvetlenül a talajon, élelmiszerhulladékok nagy mennyiségű alkalmazása, kaszálás elmaradása). Így megfelelő engedélyezési és ellenőrzési rendszer, illetve szemléletformálás, oktatás hiányában, az esetlegesen bevezetésre kerülő új szabályok sem lesznek hatékonyak. Éppen ezért a jövőben mindenképpen hatékonyabb együttműködésre és gyakori egyeztetésekre lenne szükség a természetvédelem és vadgazdálkodás szakemberei között.
4. Végezetül javasolom *további kutatások* elvégzését, melyek az ország más tájegységeit és élőhelytípusait érintve és számos tudományterületet bevonva, szintén segíthetik a szórók okozta degradáció hatásmechanizmusainak a megértését. Érdemes lenne emellett átfogóbb vizsgálatokat is tervezni, melyek a szórók kistáji-táji szintű változásokban betöltött szerepének felkutatására, különös tekintettel az inváziós és gyomfajok terjedésére és megtelepedésére helyezik a hangsúlyt.

## 7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Új tudományos eredményeimet az alábbi pontokban foglalom össze:

1.) Bizonyítást nyert, hogy az alkalmazott etetőanyagok szennyezettsége következtében a talajmagbank gyommag tartalma élőhelytől és a felszíni degradáció mértékétől függetlenül is jelentős lehet, sőt a gyomfajok még közel egy évtizedes felhagyást követően is számottevő denzitásban jelen lehetnek a szórókon.

2.) Megállapítottam, hogy a talaj számos fizikai és kémiai paramétere – különösen a tömörödöttség, kémhatás és tápanyagtartalom – is megváltozik a szórók működése során, s ez különösen az erősebben degradált tisztáson lévő szórók esetében és elsősorban a közvetlenül a takarmánykiszórás által érintett középponti részeken volt kimutatható.

3.) A felhagyott szórók esetében bizonyítottam, hogy a parlagszükségzési folyamatokhoz hasonlóan a gyomborítás mértéke az idő előrehaladtával ugyan jelentősen csökkent, a gyomfajok száma azonban jellemzően nem változott, a szegélyes gyomfajok jelenléte még évtizedes időtávlatban is kimutatható volt.

4.) Valamennyi vizsgált etetőhelyen igazolható volt, hogy a növényzet a szórók középpontjától távolodva egyfajta zavarási gradiens mentén változik: a degradációt jelző fajok száma és borítása jellemzően a központi részeken a legnagyobb, attól távolodva csökken, míg a természetes fajok száma és borítása növekszik, mely tendencia a két zonális erdőtípus (cserestölgyes, bükkös) helyszíneinek közel egyformán gyér gyomborítása mellett kevésbé, míg az erőteljesen degradált tisztásokon jól kimutatható volt.

5.) A szántóföldi gyomvegetációban ismert szezonális változások a szórók esetében is igaznak bizonyultak: a gyomfajok számának és borításának nyárvégi időszakra történő, életformai sajátosságokból eredő növekedése általában valamennyi évben és helyszínen kimutatható volt, melynek mértékét azonban az időjárási tényezők jelentős mértékben befolyásolták: aszályos években jelentősebb volt a degradáció mértéke, míg csapadékosabb időszakokban némi regenerációs folyamatok is megfigyelhetők voltak.

## 8. ÖSSZEFOGLALÁS

A vadtakarmányozás, illetve különösen a kiegészítő táplálás hatásait már széles körben kutatták, de többnyire maguk az állatfajok és populációik kerültek a középpontba, a vegetációra gyakorolt hatás csak kevés esetben szerepel fő szempontként (Inslerman et al. 2006; Richardson 2006; Milner et al. 2014), holott a természetes erdei ökoszisztémák működésében és nagyvadaink természetes táplálékbázisának biztosításában elsődleges szerepe van az egészséges és fajgazdag aljnövényzetnek (Riggs et al. 2004). A legtöbb tanulmány a cserje- és újulat rágottságát, ennek tér- és időbeli változását vizsgálta a téli kiegészítő etetés hatásaként (Rinella et al. 2012), míg más kutatások legfeljebb csak említést tesznek a növényzetre gyakorolt hatásokról, illetve az exóta fajok potenciális forráspontjaiként említik őket (Spurrier & Drees 2000, MacDougall & Turkington 2005). Hazánkban ilyen jellegű vizsgálat még nem zajlott. Egyes vadkár felmérésre irányuló kutatások ugyan megemlítik az etetőhelyeket – mint degradációval erősebben érintett, elgyomosodott területeket –, de egyikük sem irányult konkrétan a szórók körül terjedő gyomfajok vizsgálatára. A befogást, elejtést szolgáló etetőhelyek (ún. *szórók*) azonban egyre terjednek, s a vegetációra gyakorolt hatásuk is nő. Vizsgálatom célja ezért korábbi kutatásomra (Rusvai 2018; Rusvai et al. 2022a) alapozva, ezen vadászati célú mesterséges etetőhelyek lágyszárú vegetációra gyakorolt közvetett és közvetlen hatásainak tér- és időbeli vizsgálata volt a Mátra hegység területén, mely a növényzet mellett magában foglalta a talajmagbank és egyes talajparaméterek, valamint több zonális élőhelytípus vizsgálatát, sőt különböző korú felhagyott etetőhelyek felmérése révén az ezeken a helyszíneken esetlegesen bekövetkező regenerációs folyamatok feltárása is célom volt, annak érdekében, hogy a vadászati célú etetés, mint rendkívül összetett folyamat hatásait minél átfogóbban feltárhassam.

A vizsgálatokat három nagy kutatási egységben végeztem: *I.) Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában*, mely során három erdei és három tisztáson lévő szóró vegetációját vizsgáltam 2016, 2018, 2019 és 2020 májusában és augusztusában, illetve emellett 2019-ben talajmagbank és laboratóriumi talajminta vétel is történt, továbbá ekkor referencia élőhelyek (egy erdei, egy tisztás) hasonló vizsgálatát is elvégeztem. *II.) Szórók vizsgálata a bükkös övben*: 2020 és 2021 májusában és augusztusában három bükkös zónában lévő erdei szórón készült vegetációvizsgálat, illetve 2020-ban talajmagbank mintavétel. *III.) Felhagyott szórók vizsgálata*: 2019 és 2020 májusában és augusztusában három különböző korú (1, 8 és 10 éve) felhagyott etetőhelyen történt cönológiai felvételezés, illetve 2019-ben talajmagbank mintavétel.

Az elvégzett vizsgálatok során az alábbi módszereket alkalmaztam:

1.) *Vegetációvizsgálatok*: a felszíni vegetáció vizsgálata transzszekt módszer segítségével történt. A transzszektek a szórók középpontjából 4 irányba, egymással 90°-os szöget bezárva indultak ki, mindegyiken 22-22 db, 1x1 méteres érintő kvadrát került elhelyezésre, melyekben százalékos borításbecslés formájában minden év májusában és augusztusában cönológiai felvételezés történt. Emellett a kontroll élőhelyekkel történő összehasonlíthatóság érdekében (valamint a talaj-vegetáció összehasonlításához) egy évben a szórók középpontjában egy db 2 m sugarú körben, míg a referencia élőhelyeken 5-5 db hasonló mintavételi egységben külön is történt vegetációfelvétel. 2.) *Talajmagbank vizsgálat*: egy 10x10 cm alapterületű, 5 cm mélységű fém mintavető négyzet segítségével a szórók középpontjában kijelölt 2 m sugarú körön belül random elhelyezve 12 db 500 cm<sup>3</sup>-es talajmintát (összesen 6000 cm<sup>3</sup>/szóró) vettem ki, melyeket azután szórónként egyesítettem. Hasonlóképpen történt a mintavételezés a két kijelölt kontroll területen is, ott élőhelyfolton belül, a random elhelyezésre került mintavételi körökön (r=2m) belül lett kivéve a 12 db mintavételi kvadrát. Ugyanezekben az egységekben külön cönológiai felvétel is készült a talaj-vegetáció összehasonlíthatósága érdekében. A feldolgozás a továbbiakban üvegházi csíráztatás formájában történt. 3.) *Talajparaméterek vizsgálata*: a felszín növényi anyagtól való megtisztítását követően a talaj felső 0-10 cm-es rétegéből 10-10 db, körülbelül 100 cm<sup>3</sup>-es mintát vettem az érintett szórók középpontjából (r=2m) és a kontroll területekről (random mintavétel). A szórók esetében a vegetációs transzszektek mentén is, annak valamennyi kvadrátjából vettem mintákat (100 cm<sup>3</sup>/kvadrát). A minták szárítását, tisztítását és



szítalását követően a laboratóriumi elemzést a volt SZIE Talajtani és Agrokémiai Tanszékén végeztem. Megállapításra került a minták kémhatása, sótartalma, elérhető nitrogén- és foszfor- és káliumtartalma, valamint a szerves széntartalom (SOC) is, valamennyi az MSZ-08-0210: 1977 magyar szabvány által előírtak szerint. Mindemellett 2019 májusában minden mintavételi egységben a talaj nedvességtartalmát és tömörödöttségét (talajjellenállást) is mértem a hazai gyakorlatban is gyakran alkalmazott Eijkelkamp Penetro Viewer Vs. 6.08 eszköz segítségével.

Az eredmények kiértékelése ezt követően szintén a három nagy kutatási tématerület szerint történt. A **hosszú távú vizsgálat**ba bevont erdei és tisztáson lévő szórókon a 4 év alapján is sikerült bizonyítani, hogy az etetés lokálisan bár, de jelentős degradációt képes okozni a természetes élőhelyeken. Ennek megfelelően valamennyi évben kimutatható volt a feltételezett zavarási gradiens, miszerint a degradációt jelző fajok borítása a szórók középpontjában volt a legnagyobb, attól távolodva csökkent a sűrűségük és fajszámuk is, míg a természetes fajok száma és borítása általában növekedett. Ennek mértéke és térbeli kiterjedése azonban különböző volt az egyes szórótípusokon. A vártan megfelelően a tisztáson lévő létesítmények bizonyultak a leginkább degradálnak, ez esetben ugyanis jellemzően 5-8 méterig összefüggő gyomborítás jellemezte a szórók területét, míg az erdei helyszíneken inkább a csupasz, avarmentes talajfelszín dominált, szálanként megjelenő gyomfajokkal. A jelenség feltehetőleg a sík, nyitott élőhelyek inváziókkal szembeni nagyobb érzékenységének (Pauchard et al. 2009), illetve a gyomfajok sajátos környezeti igényeinek köszönhető (Pinke & Pál 2005). Jelentős különbség volt a vizsgált időszakok növényzete között is: augusztusban jellemzően valamennyi helyszínen több gyomfaj, nagyobb borítással volt jelen, bár ennek mértékében és afajösszetétel alakulásában jelentős szerepe volt az időjárási tényezőknek is. Jánoska (2006) eredményeit megerősítve ugyanis azt az észrevételt tudtam tenni, hogy aszályos években inkább felerősödött a degradáció mértéke, míg csapadékosabb időszakokban némi regenerációs folyamatok beindulása is megfigyelhető volt. Emellett számos egyéb tényező is hatással lehetett a gyomborítás alakulására, többek között az egyedi élőhelyi sajátosságok, egyéb antropogén eredetű bolygatások, illetve feltételezhetően az ASP terjedése kapcsán csökkenő vaddisznó állomány és a Covid-19 okozta lezárások következtében kissé visszaeső vadászati intenzitás is hozzájárulhatott a kimutatható változások egy részéhez. Mindeközben a talajmagbank vizsgálat eredményei alapján elmondható, hogy a szórók és kontroll területeik ugyan jól elkülönültek, a két élőhelytípus között azonban már nem volt jelentős eltérés. Átlagban még a tisztáson lévő szórók magbankja bizonyult gyommagvakkal fertőzöttebbnek, de a nagy statisztikai szórás miatt általában nem volt szignifikáns különbség a két élőhely között, sőt a legnagyobb gyommag denzitás éppen egy erdei helyszínen esetében volt kimutatható. Ez jól jelzi a gyommagvakkal terhelt takarmányok alkalmazásának a jelentőségét, mely ilyen módon élőhelytől és a felszíni gyomfertőzöttségétől függetlenül is jelentős lehet. A vegetáció-magbank hasonlóság viszont jól tükrözte az élőhelyi sajátosságokat és a zavarás hatását is: általánosságban a tisztásokon és azon belül is az erőteljesebben zavart szórókon volt a legnagyobb a hasonlóság, míg az erdei területeken kisebb, ahogyan ezt számos hazai kutatás is bizonyította (Csontos 2001; Kiss 2016). A magvak perzisztenciáját illetően alapvetően a hosszú távú perzisztens fajok dominanciája volt jellemző valamennyi helyszínen, de a zavartabb szórókon általában nagyobb arányban voltak jelen, mint a kontroll területeken (Csontos 2001; Kiss 2016). A talajparaméterek kapcsán pedig elmondható, hogy a Jánoska (2006) által vaddisznóskertekben tapasztaltakhoz hasonlóan a szórás talajfizikai paraméterekre gyakorolt hatása – bár kisebb mértékű tömörödés és szárazodás valamennyi helyszínen tapasztalható volt – a vártnál kevésbé volt jelentős, miközben a talaj kémiai tulajdonságai erőteljesen megváltoztak. A kémhatás például a kihordott takarmányok felszínen megmaradó tömegének hatására lúgos irányba tolódott el, míg a fő tápanyagalkotók (N, P, K) mennyisége jelentősen növekedett. A degradáció mértékét jól jelzi, hogy egyes erősen használt helyszíneken a szerves trágyához hasonló értékek is kimutathatóak voltak (Hoffmann et al. 2006). A hatások egyébként minden esetben a középpontban voltak a legerőteljesebbek és a vegetáció degradációjával párhuzamosan, illetve a zavarási gradiensnek megfelelően, a transzszekt mentén távolodva egyre csökkentek. Külön említést érdemel emellett a talaj sótartalma, mely elsősorban az erdei szórókon, az ott

kihelyezett sötömbök földön történő elhelyezésének volt köszönhető. Hatásuk pedig egyértelműen megmutatkozott az érintett helyszíneken gyéresebb vegetáció (Ramakrishna & Viraraghavan 2005; Hon et al. 2020) és ritkább magbank (Gul et al. 2013; Valkó et al. 2014) formájában. Összességében tehát elmondható, hogy a vegetációt és a talajt érintően egyértelműen a tisztáson lévő szórók bizonyultak a leginkább degradáltak, ahol a gyomfertőzés mértéke, összetétele és kiterjedése hasonlóan jelentős volt a Kochjarová és munkatársai (2023) által szlovákiai vadászati létesítményeken tapasztaltakhoz, míg az erdei helyszíneken ez kevésbé volt kimutatható. A talajmagbank gyommagvakkal való terheltsége azonban élőhelytől és a felszíni degradáció mértékétől függetlenül is jelentős lehetett, aminek következménye, hogy egy esetleges bolygatás vagy erdőgazdálkodási tevékenység során megnyíló lombkorona esetén a talajban lévő gyommagvak tömegének köszönhetően akár az erdei helyszíneken is a tisztásokhoz hasonló mértékű változások következhetnek be (Davis & Pelsor 2001).

A **bükkös övben** kijelölt erdei szórók vizsgálata alapján elmondható, hogy a várttal ellentétben a gyomfertőzés mértéke nagyon hasonló volt a cseres-tölgyesben lévő (erdei) etetőhelyekhez, a kimutatott különbségek elsősorban csak élőhelyi sajátosságokból adódtak. Így ugyan általában valóban kevesebb gyomfaj, kisebb borítással jelent meg e helyszíneken, de arányaiban nézve a bükkösök bizonyultak degradáltabbnak. Sőt feltehetőleg a kisebb vadsűrűség következtében éppen e helyszíneken volt jellemző a takarmánynövények kicsírázása, s ennek viszonylag nagymértékű borítása a középponti részeken, míg a másik erdőtípusban inkább csak szálánként jelentek meg a gyomfajok, s azok többsége is inkább természetes gyomfaj volt. Említésre méltó mindemellett, hogy a szlovákiai etetőhelyek környezetében tapasztaltakhoz hasonlóan (Kochjarová et al. 2023) még a bükkös zóna hegyvidéki környezetében, 900 m tengerszint feletti magasságában is kimutathatóak voltak olyan fajok, mint például a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), vagy éppen az idegenhonos parlagi madársóska (*Oxalis dillenii* Jacq.), mely jelenség jól jelzi a klímaváltozás (Kueffer et al. 2013), valamint a bolygatások idegenhonos fajok megtelepedésében betöltött szerepét (Rejmánek et al. 2013). Az egyedi környezeti tényezők ez esetben is fontosnak bizonyultak, többek között az eltérő nedvesség- és talajviszonyok, valamint az egyéb antropogén hatások (pl. zöldhulladék kihelyezése az egyik szóró közelében), melyek szintén befolyásolták a növényzetet. A magbankban a vegetációhoz hasonlóan alig volt kimutatható különbség a másik erdőtípushoz képest, és ezek többsége is inkább csak élőhelyi eredetű volt. Bár ez esetben is inkább a bükkösök magbankja bizonyult fertőzöttebbnek, ami jól jelzi a gyommagvakkal szennyezett takarmányok szerepét. A vegetáció-magbank hasonlóság és a perzisztencia szintén nem tért el jelentősen a két élőhelytípus viszonylatában, de a zavarás jelenléte egyértelműen kimutatható volt. Így összességében a két erdőtípust illetően elmondható, hogy bár a felszíni és a felszín alatti vegetáció alakulásában is nagy szerepe volt a környezeti tényezőknek, a magbank hasonló gyomterheltsége azonban jól jelzi az antropogén hatások jelentőségét (Möst et al. 2015).

A **felhagyott szórók** vizsgálata alapján jól kimutathatóan bizonyult, hogy az idő múlásával ugyan jelentősen csökkent a degradációt jelző fajok borítása, illetve ezek többségében már nem a szántóföldi fajok, hanem egyéb természetes gyomok, illetve nitrofrekvens növények voltak, a gyomfajok száma azonban jellemzően nem változott. Sőt az egykor feltehetően tömeges szegetális fajok szálánként vagy kisebb foltokban ugyan, de még a legidősebb felhagyott helyszínen is megtalálhatóak voltak. Ez jól összeegyeztethető a hazai parlagszukcessziós folyamatok során tapasztaltakkal (pl. Csecserits et al. 2007), illetve egy, a felhagyott jószágállások hatásait vizsgáló kutatás (Hődör 2013) eredményeivel is. A működő szórókon tapasztalható időbeli változások, miszerint a gyomfajok borítása és fajszáma jellemzően nőtt a nyárvégi időszakra, még e helyszíneken is jellemzőek voltak, de már nem olyan jelentős mértékben, mint a jelenleg is üzemelő szórókon, mely jól jelzi ezen élőhelyek nagyobb stabilitását, a rendszeres bolygatások hiányát (Kratz et al. 2003). Az időjárási tényezőknek ellenben ez esetben is nagy szerepe volt. Jánoska (2006) eredményeihez, illetve a hosszú távú vizsgálatba bevont működő szórókon tapasztaltakhoz hasonlóan az aszályos időszakokban e helyszíneken is növekedett kissé a gyomfajok borítása, míg csapadékosabb években inkább a

természetes fajok nagyobb denzitása volt megfigyelhető. A magbank vizsgálatok eredményei mindeközben egyértelműen bizonyították, hogy a takarmányozás során a talajba bekerült gyommagvak több év után is kimutathatóak a talajban, sőt egyes fajok, mint például a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) közel egy évtizedes távlatban is jelentős denzitással megtalálható volt. A szórók felhagyását követő regenerációhoz így, tekintve a magbank gyommag terheltségét és a talajban feltehetőleg jellemző jelentős tápanyagtartalmat (Klemmedson & Tiedemann 1994), akár több évtizedre is szükség lehet (Bossuyt & Hermy 2001; Plue et al. 2008).

Összességében tehát elmondható, hogy bár a gyomfajok borítása jellemzően csak a szórók közvetlen környezetére terjed ki, de így is értékes élőhelyfoltok pusztulhatnak el (pl. Bíró 1998; Molnár 2014). Ráadásul a folyamatos magutánpótlásnak köszönhetően az idegen eredetű fajok jelenléte bár lokális, de állandó marad (Kochjarová et al. 2023), mely a gyommagvak nagy túlélőképessége (Baskin & Baskin 1985) mellett jelentős veszélyforrást jelent a környező természetes élőhelyekre. Tekintve, hogy a talajmagbank még a felszínen kevésbé fertőzött erdei helyszíneken, sőt a több éve felhagyott etetőhelyeken is igen magas arányban és számban tartalmazott gyommagvakat és idegenhonos inváziós fajok magvait is, így ezek egyfajta várakozó állapotban (ún. „*sleeping cell*”-ként), egy esetleges újabb zavarás esetén ismételtelen megjelenhetnek a felszínen (Gioria et al. 2014), mely ilyen módon akár az erdei helyszínek jelentős degradációjához is vezethet (Davis & Pelsor 2001). Ehhez járul még hozzá a kihordott takarmányok, illetve a megnövekedett vizelet- és hullatékmenyiség miatti tápanyag-feldúsulás (Malo et al. 2000; Smit & Putman 2011), a nagyobb állatkoncentráció miatti fokozott túrás és taposás (Barrios-Garcia & Ballari 2012) és egyéb terjesztő mechanizmusok (pl. állati magterjesztés; Heinken et al. 2006; Mráz et al. 2016) hatásai, melyek révén a szórók akár egy biológiai invázió gyújtópontjai is lehetnek (Simberloff & von Holle 1999; Spurrier & Drees 2000, MacDougall & Turkington 2005). Emellett a természetes környezetbe kikerülő gyommagvak az úthálózaton és egyéb módokon keresztül terjedve akár nagyobb távolságokban is megtelepedhetnek az arra alkalmas egyéb élőhelyfoltokban (pl. zavart tisztások, felnyíló erdőfoltok, nem záródott felújításfoltok) (Sukopp 1962; Kleijn & Sutherland 2003), mely ilyen módon akár táji szintű degradációt is eredményezhet. Ezen felsorolt folyamatokat pedig tovább súlyosbíthatják az éghajlatváltozás hatásai (Van der Putten et al. 2016) és az ennek következtében meggyengülő erdőegészségügyi állapot (Milad et al. 2011), mely a gyakran helytelen erdőgazdálkodási módszerekkel és egyéb antropogén hatásokkal párosulva nemcsak a lokális degradációt segítheti, hanem a gyomfajok és inváziós fajok további térnyerését is előidézheti (Kueffer et al. 2013). Mindezek okán – különösen védett természeti területeken – javasolt a szórók létesítésének, valamint az alkalmazható takarmányok mennyiségének és minőségének szabályozása.

## 9. SUMMARY

The effects of wild game feeding, and especially supplementary feeding, have already been widely investigated, but mostly animal populations have been the focus, and only a few studies have examined the effects on vegetation (Inslerman et al. 2006; Richardson 2006; Milner et al. 2014). Although, species-rich forest undergrowth plays a primary role in the functioning of natural forest ecosystems and ensure natural food supply for wildlife (Riggs et al. 2004). Most of the studies have examined the browsing effects of supplementary feeding in winter (Rinella et al. 2012), while other research only mentions feeding places as potential sources of exotic species. (Spurrier & Drees 2000; MacDougall & Turkington 2005). Such investigation has not yet been carried out in Hungary. Some research examining game preserves mention feeding places as weedy areas that strongly affected by degradation, but none of them focused on the examination of weed species that spread around bait sites. However, feeding places for capturing and shooting wild boar (so-called bait sites) are becoming more and more widespread and they have a growing impact on vegetation. Based on previous research (Rusvai 2018; Rusvai et al. 2022a), the aim of the study was the spatial and temporal investigation of the direct and indirect effects of these artificial feeding grounds on herbaceous layer in the Mátra Mountains. Vegetation, soil seed bank, some soil parameters and several zonal habitat types were examined. The assessment of abandoned feeding sites of different ages was also my aim to survey the regeneration processes that may occur at these sites, and to explore the complex effects of feeding as comprehensively as possible.

The research had three large units: I.) *Long-term study in the turkey oak–sessile oak zone*, during which I examined the vegetation of three forest and three clearings in May and August 2016, 2018, 2019 and 2020, and in addition, in 2019, soil seed bank and laboratory soil samples were also taken, and a similar examination was also conducted in reference habitats (one forest, one clearing). II.) *Examination of bait sites located in beech forest*: 3 baits in beech forest were examined in May and August 2020 and 2021, and a soil seed bank sampling was also made in 2020. III.) *Examination of abandoned bait sites*: in May and August 2019 and 2020, the vegetation of 3 abandoned baits of different ages (1, 8 and 10 years) were surveyed and in 2019 soil seed bank was also investigated.

During the research the following methods were used:

1.) *Vegetation survey*: the above-ground vegetation was investigated using the transect method. The transects were set out from the centre of the baits in 4 directions, closing an angle of 90° to each other. 22-22 1x1 meter tangential quadrats were placed on each of them, in which a percentage cover estimation was carried out in May and August of each year. In addition, in order to be able to compare with the control habitats (as well as to compare above- and below-ground vegetation), vegetation was surveyed in one year in a circle with a radius of 2 m in the centre of the baits, while in reference habitats, vegetation was recorded separately in 5 similar sampling units. 2.) *Soil seed bank sampling*: soil was sampled in 12 plots of 10cm×10cm×5cm at the centre of all bait sites, randomly located in a circle with a radius of 2 m in the centre of the baits (total 6000 cm<sup>3</sup>/bait). At control sites, the 12 samples were taken randomly. In the same units, a separate coenological recording was also made in order to compare above- and below-ground vegetation. Then, seedling emergence method was used. 3.) *Examination of soil parameters*: after cleaning the surface of plant material, 10-10 samples of approximately 100 cm<sup>3</sup> from the top 0-10 cm layer of the soil from the centre of the baits and control areas (random sampling) (r=2m) were taken. In the case of the baits, samples along the vegetation transects was also taken, from all quadrats (100 cm<sup>3</sup>/quadrat). After drying, cleaning and sieving the samples, the laboratory analysis performed at the Department of Soil Science and Agrochemistry of SZIE. The soil pH, salinity, available nitrogen, phosphorus and potassium content of the samples, as well as the organic carbon content (SOC) were determined, all in accordance with the Hungarian standard MSZ-08-0210: 1977. In addition, in May 2019, the soil moisture content and

compaction were also measured in each sampling unit using the Eijkelkamp Penetro Viewer Vs. 6.08, which is also often used in national practice.

The results were evaluated by the three mentioned research units. Based on the 4 years of investigation *in the long-term study* at forest and clearing bait sites, it was proven that feeding can cause locally but significant degradation in natural habitats. Accordingly, the hypothesized disturbance gradient could be detected in all years: the cover of degradation indicator species was the highest in the centre of the baits, further their density and number decreased, while the number and cover of natural species increased. However, the spatial extent of this was different at each bait types. As expected, bait sites located in the clearing proved to be the most degraded. In this case, the area of the baits was typically characterized by continuous weed cover until 5-8 meters, while in the forest sites, the bare, litter-free soil surface was dominated with only a few weeds. The phenomenon is presumably due to the higher sensitivity of open habitats to invasions (Pauchard et al. 2009) and the specific environmental needs of weed species (Pinke & Pál 2005). There was also a significant difference between the vegetation of the examined periods: in August, more weed species were present at all sites, with a higher cover, although climatic factors also played a significant role in the extent of this and in the species composition. Confirming the results of Jánoska (2006), I was able to make the observation that the degree of degradation increased in drought years, while in rainier periods some regeneration processes could also be observed. In addition, many other factors may have influenced the extent of weed cover, including unique habitat characteristics and other anthropogenic disturbances, like the decreasing wild boar population due to the spread of ASP and the slightly reduced hunting intensity due to restrictions caused by Covid-19. Meanwhile, based on the results of the soil seed bank examination, it can be said that the baits and their control sites were well separated, but there was no significant difference between the two bait types. On average, the seed bank of the baits located in clearing proved to be more infected with weed seeds, but due to the large statistical standard deviation, there was usually no significant difference between the two habitats, and the highest weed seed density was detected in a forest site. This clearly indicates the importance of using forage contaminated with weed seed, which in this way can be significant, regardless of the habitat type and the above ground weed infestation. The vegetation-seed bank similarity, on the other hand, well reflected the habitat characteristics and the impact of disturbance: in general, the similarity was the highest in clearings and even in the more heavily disturbed bait sites, while it was lower in forest areas, as proven by many national results (Csontos 2001; Kiss 2016). Regarding the persistence of the seeds, long-term persistent species were dominant at all sites, but they were usually present in a higher proportion at more disturbed bait sites than in control areas (Csontos 2001; Kiss 2016). Regarding the soil parameters, it can be said that similar to what Jánoska (2006) experienced in wild boar preserves, the effect of feeding on soil physical parameters - although a small degree of compaction and drying was observed at all locations - was less significant than expected, while the chemical properties of the soil changed significantly. Soil pH, for example, was changed to alkaline condition as a result of the high amount of remained forage on the surface, while the quantity of the main nutrients (N, P, K) increased significantly. The degree of degradation is clearly indicated by the fact that values detected in some heavily used sites were similar to those of organic fertilizers (Hoffmann et al. 2006). The effects were the most significant in the centre of all sites and according to the disturbance gradient, they decreased along the transects parallel to the degradation of the vegetation. The salinity was the highest at baits located in forest, mainly due to the placing of salt blocks on the ground. Their effect has also clearly been shown in the form of sparser vegetation (Ramakrishna & Viraraghavan 2005; Hon et al. 2020) and lower seed density (Gul et al. 2013; Valkó et al. 2014). In summary, it can be said that bait sites located in clearings proved to be the most degraded, where the composition and extent of weed infestation were similar to those experienced by Kochjarová et al. (2023) at hunting facilities in Slovakia, while at forest sites it was less detectable. However, the weed seed content of soil could be significant regardless of the habitat type and the level of above ground degradation, as a consequence of

which is that in case of a possible disturbance or the opening of the canopy during forestry activities, similar changes to clearings can also occur in forests due to the high density of weed seeds in the soil (Davis & Pelsor 2001).

Based on the *examination of the bait sites located in beech forest*, it can be said that contrary to expectations, the level of weed infestation was very similar to the feeding places located in the turkey oak–sessile oak zone, the differences were mainly due to habitat characteristics. In general, fewer weed species with a smaller abundance appeared at these locations, but considering the proportion of weeds, baits located in beech forest proved to be more degraded. Moreover, presumably because of the lower game density, the germination and the relatively large cover of cultivated plants was typical in these locations, while in the other forest type, only a few weed species appeared and most of them were natural weed species. In addition, it is worth mentioning that similar to what was observed in the surroundings of the Slovakian feeding grounds (Kochjarová et al. 2023), even in the mountainous environment of the beech zone, at an altitude of 900m above sea level, species such as thorn apple (*Datura stramonium* L.) and southern wood-sorrel (*Oxalis dillenii* Jacq.) were also detectable, which clearly indicates the role of climate change (Kueffer et al. 2013) and the importance of disturbances in the establishment of alien species (Rejmánek et al. 2013). Environmental factors proved to be important in this case as well, including different moisture and soil conditions, as well as other anthropogenic effects (e.g. placement of green waste near one of the bait), which also affected the vegetation. In the seed bank, as in the vegetation, there was almost no detectable difference compared to the other forest type, and most of them were of habitat origin. Although, in this case the beech seed bank proved to be more infected, which clearly indicates the role of forage contaminated with weed seeds. Vegetation-seed bank similarity and persistence also did not differ significantly between the two habitat types, but the presence of disturbance was clearly detectable. Overall, regarding the two forest types, it can be said that although environmental factors played a major role in the development of above- and belowground vegetation, the similar weed density in the seed bank clearly indicates the importance of anthropogenic effects (Möst et al. 2015).

Based on the *examination of the abandoned bait sites*, it was clearly demonstrated that the cover of degradation indicator species decreased significantly over time, and most of them were no longer field species, but natural weeds and nitrophilous plants. However, the number of weed species generally did not change. Moreover, the once presumably abundant segetal species could also be found even on the oldest abandoned site. This is consistent with what has been experienced during old-field succession processes in Hungary (e.g. Csecserits et al. 2007), as well as with the results of a research examining the effects of abandoned sheep corrals (Hódör 2013). The temporal changes observed at current bait sites, whereby the cover and number of weed species typically increased at the end of summer, were also typical in these locations, but were no longer as significant as at present baits, which is a good indication of the higher stability of these habitats, and the lack of regular disturbances (Kratz et al. 2003). Climatic factors, on the other hand, played a significant role in this case as well. Similar to the results of Jánoska (2006) and to what was observed at current bait sites included in the long-term study, the cover of weed species increased slightly in these locations during periods of drought, while in wetter years a higher density of natural species was observed. Meanwhile, the results of the seed bank experiment clearly proved that weed seeds introduced into the soil during feeding can be detected in the soil even after several years, and even some species, such as thorn apple (*Datura stramonium* L.), were found in significant density even after nearly a decade. Thus, considering the high amount of weed seeds in the seed bank and the significant nutrient content in the soil (Klemmedson & Tiedemann 1994), regeneration after the abandonment of bait sites may take several decades (Bossuyt & Hermy 2001; Plue et al. 2008).

On the whole, it can be said that although weed invasion typically extends to the intermediate environment of the bait sites, valuable habitat patches can also be destroyed (e.g. Bíró 1998; Molnár 2014). In addition, thanks to the repeated supply of diaspores, the presence of

species of external origin remains local, but constant (Kochjarová et al. 2023), which in addition to the high persistence of weed seeds (Baskin & Baskin 1985), represents significant danger for the surrounding natural habitats. Considering that the soil seed bank contained a very high proportion and number of weed seeds and also propagules of alien invasive species, at even the less invaded forest sites and at even the feeding sites that had been abandoned for several years, these species may be regarded as "*sleeping cells*" that, in the event of a possible new disturbance, may exhibit their invasive potential and they may reappear in the above-ground vegetation (Gioria et al. 2014). In this way it can also result significant degradation of forest sites (Davis & Pelsor 2001). Besides, it is worth to mention the contributing factors of nutrient enrichment due to forage, the increased amount of urine and waste (Malo et al. 2000; Smit & Putman 2011), digging and trampling due to a higher concentration of animals (Barrios-Garcia & Ballari 2012) and the other effects of seed dispersal mechanisms (e.g. animal seed dispersal; Heinken et al. 2006; Mráz et al. 2016) because of which bait sites can even be focal points of a biological invasion (Simberloff & von Holle 1999; Spurrier & Drees 2000; MacDougall & Turkington 2005). In addition, weed seeds that are released into natural environment, spreading along the road network and other ways, can even establish over larger distances and colonise other suitable habitat patches (e.g. disturbed clearings, open forest patches, unclosed regeneration gaps) (Sukopp 1962; Kleijn & Sutherland 2003), which in this way can also result in landscape-level degradation. These processes can be further aggravated by the effects of climate change (Van der Putten et al. 2016) and the consequent weakening of forest health (Milad et al. 2011), which, combined with often inadequate forest management methods and other anthropogenic effects, can not only contribute to local degradation, but it can also cause further spread of weeds and invasive species (Kueffer et al. 2013). For all these reasons, it is recommended to regulate the establishment of bait sites and the quantity and quality of forage that can be used, especially in protected areas.

## 10. MELLÉKLETEK

### M1. Irodalomjegyzék

- 10/2018. (VII. 3.) AM rendelet a Dél-dunántúli Vadgazdálkodási Táj vadgazdálkodási tájegységeinek vadgazdálkodási tervéről.
- 11/2018. (VII. 3.) AM rendelet a Duna-Tisza közti Vadgazdálkodási Táj vadgazdálkodási tájegységeinek vadgazdálkodási tervéről.
- 12/2018. (VII. 3.) AM rendelet az Észak-dunántúli Vadgazdálkodási Táj vadgazdálkodási tájegységeinek vadgazdálkodási tervéről.
- 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet: a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről.
- 13/2018. (VII. 3.) AM rendelet a Tiszántúli Vadgazdálkodási Táj vadgazdálkodási tájegységeinek vadgazdálkodási tervéről.
- 14/2018. (VII. 3.) AM rendelet az Északi hegy- és dombvidéki Vadgazdálkodási Táj vadgazdálkodási tájegységeinek vadgazdálkodási tervéről.
- 15/2008. (VI. 3.) KvVM rendelet a Mátrai Tájvédelmi Körzet természetvédelmi kezelési tervéről.
1996. évi LV. törvény a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról.
2015. évi CLXXXIII. törvény a vad védelmével, a vadgazdálkodással, valamint a vadászattal összefüggő egyes törvények módosításáról.
- 274/2009 Z. z. Zákon o poľovníctve a o zmene a doplnení niektorých zákonov [274/2009. számú törvény a vadásatról és egyes törvények módosításáról]
- 344/2009 Z. z. Vyhláška Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky, ktorou sa vykonáva zákon o poľovníctve [A Szlovák Köztársaság Mezőgazdasági Minisztérium 344/2009. számú rendelete a vadászati törvény végrehajtásáról]
- 79/2004. (V. 4.) FVM rendelet a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról szóló 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól.
- 98/2003. (VIII. 22.) FVM rendelet: az afrikai sertéspestis elleni védekezésről.
- Abedi M., Bartelheimer M., Poschlgod P. (2014): Effects of substrate type, moisture and its interactions on soil seed survival of three Rumex species. *Plant and Soil* 374: 485–495.
- Ádám R., Ódor P., Bidló A., Somay L., Bölöni J. (2018): The effect of light, soil pH and stand heterogeneity on understory species composition of dry oak forests in the North Hungarian Mountains. *Community Ecology* 19(3): 259–271.
- Adhikari A., Rew L.J., Mainali K.P., Adhikari S., Maxwell B.D. (2020): Future distribution of invasive weed species across the major road network in the state of Montana, USA. *Regional Environmental Change*, 20(2).
- Aguado M., Vicente M.J., Miralles J., Franco J.A., Martínez-Sánchez J.J. (2012): Aerial seed bank and dispersal traits in *Anthemis chrysantha* (Asteraceae), a critically endangered species. *Flora* 207: 275–282.
- Albert A., Marell A., Picard M., Baltzinger C. (2015): Using basic plant traits to predict ungulate seed dispersal potential. *Ecography* 38: 440–449.
- Albert Á.J., Tóthmérész B., Török P. (2013): Közép-európai parlagokon zajló spontán gyepesedési folyamatok restaurációs ökológiai szempontú értékelése. *Botanikai Közlemények* 100(1–2): 201–216.
- Albrecht H., Auerswald K. (2003): Arable weed seedbanks and their relation to soil properties. *Aspects of Applied Biology* 69: 11–20.
- Albrecht H., Eder E., Langbehn T., Tschiersch C. (2011): The soil seed bank and its relationship to the established vegetation in urban wastelands. *Landscape and Urban Planning* 100(1-2): 87–97.
- Allen A.M., Mansson J., Jarnemo A., Bunnefeld N. (2014): The impacts of landscape structure on the winter movements and habitat selection of female red deer, *European Journal of Wildlife Research* 60: 411–421.
- Alpert P., Bone E., Holzapfel C. (2000): Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 3: 52–66.
- Alves J., da Silva A.A., Soares A., Fonseca C. (2014): Spatial and temporal habitat use and selection by red deer: The use of direct and indirect methods, *Mammalian Biology* 79: 338–348.
- Amrein D., Rusterholz H.-P., Baur B. (2005): Disturbance of suburban *Fagus* forests by recreational activities: Effects on soil characteristics, above-ground vegetation and seed bank. *Applied Vegetation Science* 8(2): 175–182.
- Anderson E.M. (2007): Changes in bird communities and willow habitats associated with fed elk. *Wilson Journal of Ornithology* 119: 400–409.
- Andreassen H.P., Gundersen H., Storaas T. (2005): The effect of scent-marking, forest clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. *Journal of Wildlife Management*. 69: 1125–1132.
- Ansong M., Pickering C. (2013): Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. *PLoS ONE* 8: e80275.



- Antal B., Rédei K., Csajbók J. (2014): A vadkár és vadföldgazdálkodás hazai helyzetének elemzése. *Agrártudományi Közlemények* 57: 5–8.
- Apollonio M., Andersen R., Putman R. (2010): *European ungulates and their management in the 21st century*. New York: Cambridge University Press. 618 p.
- Arnold J.M., Gerhardt P., Steyaert S.M.J.G., Hochbichler E., Hacklander K. (2018): Diversionary feeding can reduce red deer habitat selection pressure on vulnerable forest stands, but is not a panacea for red deer damage. *Forest Ecology and Management* 407: 166–173.
- Arrington D.A., Toth L.A., Koebel J.W. (1999): Effects of rooting by feral hogs *Sus scrofa* L. on the structure of a floodplain vegetation assemblage. *Wetlands* 19: 535–544.
- Auffret A.G. (2011): Can seed dispersal by human activity play a useful role for the conservation of European grasslands? *Applied Vegetation Science* 14(3): 291–303.
- Auffret A.G., Cousins S.A.O. (2013): Humans as long-distance dispersers of rural plant communities. *PLoS ONE* 8: 62763.
- Baker D.L., Hobbs N.T. (1985): Emergency feeding of mule deer during winter: tests of a supplemental ration. *Journal of Wildlife Management*. 49: 934–942.
- Baker H.G. (1965a): The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 1–24.
- Baker H.G. (1965b): Characteristics and modes of origin of weeds. In: *The Genetics of Colonizing Species* (eds. Baker H. G., Stebbins G. L.) pp. 147–72. Academic Press, London.
- Bakker J.P. (1989): *Nature management by grazing and cutting*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 400 p.
- Bakker J.P., Poschlod P., Strykstra R.J., Bekker R.M., Thompson K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45(4): 461–490.
- Balogh Á., Nagy A., Penksza K. (2005): Dél-tiszántúli védett területek gyomviszonyai I.IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. 237–243.
- Balogh A., Nagy A., Vona M., Pottyondy Á., Herczeg Á., Malatinszky Á., Penksza K. (2006): Data to weed composition of the Southern-Tisza area. *Tájökológiai Lapok* 4(1): 139–148.
- Balogh L., Dancza I., Király G. (2004) A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke, és besorolásuk inváziós szempontból. In: Mihály B, Botta-Dukát Z (eds) *Biológiai inváziók Magyarországon: Özönnövények*, A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. pp 61–92.
- Baráz Cs., Kiss G. (2010): A Mátra hegység elnevezése, lehatárolása és tájai. In: *A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]*. – Eger: Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, 431 p., 9–12. p. – (A Bükk Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái; 4.)
- Barboza P.S., Parker K.L., Hume I.D. (2009): *Integrative Wildlife Nutrition*. Springer, Berlin.
- Barczy A., Vona M., Bauer N. (2002): Talaj-növény kapcsolatok vizsgálata az olaszfalui Eperjes-hegyen. *Botanikai Közlemények* 89(1-2): 33–48.
- Barina Z. (2008): Adatok a Dunántúli-középhegység és környéke flórájához. *Flora Pannonica* 6: 89–115.
- Barnswell K.D., Dwyer D.F. (2007): Vascular flora of the King Road Landfill in Northwest Ohio. *Ohio Journal of Science* 107: 91–103.
- Barrios-García M.N., Ballari S.A. (2012): Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*. 14: 2283–2300.
- Barrios-García M.N., Classen A.T., Simberloff D. (2014): Disparate responses of above- and belowground properties to soil disturbance by an invasive mammal. *Ecosphere* 5(4): 1–13.
- Barrios-García M.N., Gonzalez-Polo M., Simberloff D., Classen A.T. (2023): Wild boar rooting impacts soil function differently in different plant community types. *Biological Invasions* 25: 583–592.
- Barros A., Gonnet J., Pickering C. (2013): Impacts of informal trails on vegetation and soils in the highest protected area in the Southern Hemisphere. *Journal of Environmental Management* 127: 50–60.
- Barta T. (2018a): *Vadászat eszközei és módjai. Egyetemi jegyzet*. Szegedi Tudományegyetem, Mezőgazdasági Kar, Állattudományi és Vadgazdálkodási Intézet, Hódmezővásárhely. 145 p.
- Barta T. (2018b): *Vadászatszervezés, vadászati turizmus, vadászetika. Egyetemi jegyzet*. Szegedi Tudományegyetem, Mezőgazdasági Kar, Állattudományi és Vadgazdálkodási Intézet, Hódmezővásárhely. 96 p.
- Bartha D. (1995): Ökológiai és természetvédelmi jelzőszámok a vegetáció értékelésében. *Tilia* 1: 170–184.
- Bartha S. (szerk.) (2008): *A XI. MÉTA-TÚRA túravezető füzetek*. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót. 250 p.
- Bartha S., Dancza I., Házi J., Horváth A., Margóczy K., Molnár Cs., Molnár Zs., Óvári M., Purger D., Schmidt D. (2010): A parlagszükszesszió állandó és változó jellegzetességei. (General and special characteristics of the vegetation in oldfield succession) In: Molnár Cs., Molnár Zs., Varga A., editors. *Hol az a táj szab az életnek teret, Mit Isten csak jókedvében teremt?* (selection from the first 13 MÉTA field guides: 2003–2009), MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 480–482.
- Bartoskewitz M. L., Hewitt D.G., Pitts J.S., Bryant F.C. (2003): Supplemental feed use by free-ranging white-tailed deer in southern Texas. *Wildlife Society Bulletin* 31: 1218–1227.
- Bartuszevige A.M., Endress B.A. (2008): Do ungulates facilitate native and exotic plant spread? Seed dispersal by cattle, elk and deer in northeastern Oregon. *Journal of Arid Environments* 72(6): 904–913.
- Baskin C.C., Baskin J.M. (2014): *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. San Diego, United States of America: Academic Press, 1600 p.

- Baskin M.J., Baskin C.C. (1985): The annual dormancy cycle in buried weed seeds: a continuum. *BioScience* 35(8): 492–498.
- Basto S., Thompson K., Phoenix G., Sloan V., Leake J., Rees M. (2014): Long-term nitrogen deposition depletes grassland seed banks. *Nature Communications* 6: 6185.
- Battay M., Nógrádi A., Illés B.C.S., Marosán M. (2019): Az afrikai sertéspestis és a mezőgazdasági vadkár egyes igazgatási kérdései. *AWETH Vol. 15.2.*
- Bauer N., Kenyeres Z., Takács G. (2002): Az osztrák tárnicska nyugat-magyarországi élőhelyeinek aktuális állapota. *Vasi Szemle, LVI. évfolyam 1. szám.* 75–102.
- Beatty S.W. (1984): Influence of microtopography and canopy species on spatial patterns of forest understory plants. *Ecology* 65(5): 1406–1419.
- Beaury E.M., Finn J.T., Corbin J.D., Barr V., Bradley B.A. (2019): Biotic resistance to invasion is ubiquitous across ecosystems of the United States. *Ecology Letters*.
- Békés B. (2023): A minőségi vadállomány sok pénzt, munkát és fejlődést igényel. *Vadtakarmányozási gyakorlat nagyvadas és apróvadas területeken. Nimród 111. évfolyam 5. szám p. 11–17.*
- Bekker R.M., Bakker J.P. (2003): Seed traits: essential for understanding seed longevity. *Aspects of Applied Biology* 69: 1–9.
- Bekker R.M., Oomes M.J.M., Bakker J.P. (1998): The impact of groundwater level on soil seed bank survival. *Seed Science Research* 8: 399–404.
- Benvenuti S. (2007). Natural weed seed burial: effect of soil texture, rain and seed characteristics. *Seed Science Research* 17(03): 211–219.
- Bereczki K., Ódor P., Csóka Gy., Mag Zs., Báldi A. (2014): Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. *Forest Ecology and Management* 327: 96–105.
- Berzsenyi Z. 2000: *Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia.* Szerk.: Hunyadi K. Mezőgazda Kiadó, Bp., 347.
- Beyer W.N., Connor E.E., Gerould S. (1994): Estimates of Soil Ingestion by Wildlife. *The Journal of Wildlife Management* 58(2): 375.
- Bidwell S., Attiwill P.M., Adams M.A. (2006): Nitrogen availability and weed invasion in a remnant native woodland in urban Melbourne. *Austral Ecology* 31(2): 262–270.
- Bieber C., Ruf T. (2005): Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology* 42: 1203–1213.
- Bigwood D.W., Inouye D.W. (1988): Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. *Ecology* 69: 497–507.
- Bíró I. (1998): A vadászat és vadgazdálkodás természetvédelmi vonatkozásai Békés megyében. *A Pusztá 1998. 1/15.* 73–96.
- Biro Z., Szemethy L., Katona K., Heltai M., Peto Z. (2006): Seasonal distribution of red deer (*Cervus elaphus*) in a forest-agriculture habitat in Hungary, *Mammalia* 70: 70–75.
- Bíró Zs., Katona K., Bleier N., Lehoczki R., Újváry D., Szilágyi Zs., Markolt F., Szemethy L. (2012): A körösladányi vadaskert vaddisznó állományának hatása a védett növényekre. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 67–76.
- Bishop C.J., White G.C. (2004): Effects of habitat enhancement on mule deer populations. *Wildlife Research Report July 2001 and July 2002: 67–79.* Colorado Division of Wildlife, Fort Collins, Colorado, USA.
- Bittnerová S., Ujházy K., Hegedúsová K., Škodová I., Ujházyová M., Janišová M. (2018): Soil seed bank and above-ground vegetation changes during grassland succession: Is space-for-time substitution an alternative to re-sampling? *Tuexenia* 38: 347–370.
- Blanco G., Lemus J.A., García-Montijano M. (2011): When conservation management becomes contraindicated: impact of food supplementation on health of endangered wildlife. *Ecological Applications* 21: 2469–2477.
- Bleier N., Baranyi S., Matos J.M., Szemethy L. (2010): A gímszarvas és a vaddisznó területhasználat-intenzitása és a mezőgazdasági vadkár közötti kapcsolat. *Vadbiológia* 14: 13–18.
- Bleier N., Katona K., Bíró Zs., Szemethy L., Székely J. (2006): A vadföldek, a kiegészítő takarmányozás, a szók és a dagonyák jelentősége a nagyvadgazdálkodásban. *Vadbiológia* 12: 29–39.
- Bleier N., Lehoczki, R., Újváry D., Szemethy L., Csányi S. (2012): Relationships between wild ungulate density and crop damage in Hungary. *Acta Theriologica* 57: 351–359.
- Blossey B., Gorchov D.L. (2017): Introduction to the special issue: ungulates and invasive species: quantifying impacts and understanding interactions. *AoB Plants* 9: plx063.
- Blumenthal D.M., Jordan N.R., Svenson E.L. (2005): Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 221–230.
- Boch S., Prati D., Müller J., Socher S., Baumbach H., Buscot F. (2013): High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic Applied Ecology*. 14(6): 496–505.
- Borhidi A. (1993): A magyar flóra szociális magatartásformái. *A KTM Term. Hiv. és a JPTE Kiadványa.* Pécs.
- Borhidi A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39(1-2): 97–181.

- Borowski Z., Bałazy R., Ciesielski M., Korzeniewski K. (2018): Does winter supplementary feeding affect deer damage in a forest ecosystem? A field test in areas with different levels of deer pressure. *Pest Management Science* 75(4): 893–899.
- Bossuyt B., Hermy M. (2001): Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24: 225–238.
- Bossuyt B., Hermy M. (2004): Seed bank assembly follows vegetation succession in dune slacks. *Journal of Vegetation Science* 15: 449–456.
- Bossuyt B., Heyn M., Hermy M. (2002): Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162: 33–48.
- Bossuyt B., Honnay O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875–884.
- Botos Á., Boda P., Márta L., Novák T.J. (2015): Történeti talajművelés talajra gyakorolt hatásainak a vizsgálata közephegységi cseres-kocsánytalan tölgyes erdő talajában. *Economica* 4/2. szám: 241–246.
- Botta-Dukát Z., Mihály B. (szerk.) (2006): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. – A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 10.*, Line & More Kft., Budapest, 412 pp.
- Boutin S. (1990): Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Canadian Journal of Zoology*. 68: 203–220.
- Bölöni J., Molnár Z., Biró M., Horváth F. (2008): Distribution of the (semi-) natural habitats in Hungary II. Woodlands and shrublands. *Acta Botanica Hungarica* 50: 107–148.
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNER 2011. MTA ÖBKI*, pp. 441.
- Böröczky A., Deákvári J., Kiss P., Kiss B.L. (2021): A talajok mechanikai ellenállásának és nedvességtartalmának vizsgálata. *Mezőgazdasági technika* 62. évf. 4. sz. 2-4.
- Bradley B.A., Blumenthal D.M., Wilcove D.S., Ziska L.H. (2010): Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends in Ecology & Evolution* 25(5): 310–318.
- Bratton S.P. (1976): Resource division in an understory herb community: responses to temporal and microtopographic gradients. *American Naturalist* 110: 679–693.
- Breg Valjavec M., Zorn M., Čarni, A. (2018): Bioindication of human-induced soil degradation in enclosed karst depressions (dolines) using Ellenberg indicator values (Classical Karst, Slovenia). *Science of The Total Environment* 640-641: 117–126.
- Bridle, K.L., Kirkpatrick, J.B. (2003): Impacts of nutrient additions and digging for human waste disposal in natural environments, Tasmania, Australia. *Journal of Environmental Management* 69: 299–306.
- Brooks M.L., Matchett J. R., Berry K.H. (2006): Effects of livestock watering sites on alien and native plants in the Mojave Desert, USA. *Journal of Arid Environments* 67: 125–147.
- Brown R.D., Cooper S.M. (2006): The nutritional, ecological, and ethical arguments against baiting and feeding white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 34: 519–524.
- Brown, R. D. (2001): The dangers of using supplemental feeding to increase carrying capacity of land for white-tailed deer. Southeast Deer Study Group (oral presentation). Feb. 19, 2001. 9 pp.
- Bruinderink, G.W.T.A. Groot E. Hazebroek J., Van Der Voot H. (1994): Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa scrofa*, without supplementary feeding. *Journal of Zoology* 233: 631–648.
- Brunet J., Hedwall P.-O., Holmström E., Wahlgren E. (2016): Disturbance of the herbaceous layer after invasion of an eutrophic temperate forest by wild boar. *Nordic Journal of Botany* 34(1): 120–128.
- Bueno C.G., Azorín J., Gómez-García D., Alados C.L., Badía D. (2013): Occurrence and intensity of wild boar disturbances, effects on the physical and chemical soil properties of alpine grasslands. *Plant and Soil* 373(1-2): 243–256.
- Bull P., Peyton B., Winterstein S. (2004): An investigation of Michigan deer hunters' baiting behaviors during the 2001 deer hunting season. Unpublished report. Department of Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing, Michigan, USA.
- Burbaitė L., Csányi S. (2009): Roe deer population and harvest changes in Europe. *Estonian Journal of Ecology* 58(3): 169–180.
- Burmeier S., Donath T.W., Otte A., Eckstein R.L. (2010): Rapid burial has differential effects on germination and emergence of small- and large-seeded herbaceous plant species. *Seed Science Research* 20: 189–200.
- Burst M., Chauchard S., Dupouey J.-L., Amiaud, B. (2017): Interactive effects of land-use change and distance-to-edge on the distribution of species in plant communities at the forest-grassland interface. *Journal of Vegetation Science* 28(3): 515–526.
- Butterly C.R., Baldock J.A., Tang C. (2012): The contribution of crop residues to changes in soil pH under field conditions. *Plant and Soil* 366(1-2): 185–198.
- Buzás I. (1989) *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei (könyvismertetés). Agrokémia és talajtan* 38(1–2): 504–505.
- Calenge C., Maillard D., Fournier P., Fouque C. (2004): Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards. *European Journal of Wildlife Research* 50: 112–120.

- Casaer J., Licoppe A. (2010): Ungulates and their management in Belgium. In: Apollonio, M., Putman, R., Andersen, R. (Eds.), *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press, 184–200.
- Casas-Díaz, E., Closa-Sebastià, F., Peris, A., Miño, A., Torrentó, J., Casanovas, R., Marco, I., Lavín, S., Fernández-Llario, P. and Serrano, E., 2013. Recorded dispersal of wild boar (*Sus scrofa*) in Northeast Spain: Implications for disease-monitoring programs. *Wildlife Biology in Practice*. 9: 19–26.
- Casey D, Hein D. (1983): Effects of heavy browsing on a bird community in deciduous forest. *Journal of Wildlife Management* 47: 829–836.
- Cash S.D., Zamora D.L., Lenssen A.W. (1998): Viability of weed seeds in feed pellet processing. *Journal of Range Management* 51: 181–185.
- Castellano M.J., Valone T.J. (2007): Livestock, soil compaction and water infiltration rate: Evaluating a potential desertification recovery mechanism. *Journal of Arid Environments* 71(1): 97–108.
- Castro-Díez P., Godoy O., Alonso A., Gallardo A., Saldaña A. (2013). What explains variation in the impacts of exotic plant invasions on the nitrogen cycle? A meta-analysis. *Ecology Letters* 17(1): 1–12.
- Cellina, S. (2008): Effects of supplemental feeding on the body condition and reproductive state of wild boar *Sus scrofa* in Luxembourg. Ph.D. Thesis, University of Sussex, Brighton, UK.
- Chiarucci A., Bacaro G., Scheiner S.M. (2011): Old and new challenges in using species diversity for assessing biodiversity. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. 366(1576): 2426–2437.
- Christen D.C., Matlack G.R. (2009): The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive species. *Biological Invasions* 11(2): 453–465.
- Clark J. (2003): *Invasive Plant Prevention Guidelines* Center for Invasive Plant Management. 15 p.
- Clifford, H.T. (1959): Seed dispersal by motor vehicles. – *Journal of Ecology* 47(3): 311–315.
- Clines, J. (2005): Preventing Weed Spread via Contaminated Hay and Straw. In: Skurka, G. (ed.): *Proceedings of the California Invasive Plant Council Symposium*. Volume 9. Berkeley, CA: California Invasive Plant Council (Cal-IPC). 4-6. p.
- Collins S., Glenn S.M., Gibson D.J. (1995): Experimental Analysis of Intermediate Disturbance and Initial Floristic Composition: Decoupling Cause and Effect. *Ecology* 76(2): 486–492.
- Conn, J.S., Stockdale, C.A., Werdin-Pfisterer, N.R., Morgan, J.C. (2010): Characterizing Pathways of Invasive Plant Spread to Alaska: II. Propagules from Imported Hay and Straw. *Invasive Plant Science and Management* 3: 276–285.
- Connell J.H. (1978): Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science* 199(4335): 1302–1310.
- Conradt L., Clutton-Brock T.H., Guinness F.E. (2000): Sex differences in weather sensitivity can cause habitat segregation: red deer as an example. *Animal Behaviour* 59: 1049–1060.
- Cooper S.M., Cooper R.M., Owens M.K., Ginnett T.F. (2002): Effect of supplemental feeding on use of space and browse utilization by white-tailed deer. Page 31 in D. Forbes and G. Piccinni, editors. *Land use for water and wildlife*. Texas Agricultural Research and Extension Center, UREC-02–031, Uvalde, USA.
- Cooper S.M., Ginnett T.F. (2000): Potential effects of supplemental feeding of deer on nest predation. *Wildlife Society Bulletin*. 28(3): 660–666.
- Cooper S.M., Owens M.K., Cooper R.M., Ginnett T.F. (2006): Effect of supplemental feeding on spatial distribution and browse utilization by white-tailed deer in semi-arid rangeland. *Journal of Arid Environment* 66(4): 716–726.
- Corcoran M.J., Wetherbee B.M., Shivji M.S., Potenski M.D., Chapman D.D. (2013): Supplemental feeding for ecotourism reverses diel activity and alters movement patterns and spatial distribution of the southern stingray, *Dasyatis americana*. *PLoS ONE*. 8: e59235.
- Corney P.M., Kirby K.J., Le D.M.G., Smart S.M., McAllister H.A., Marrs R.H. (2008): Changes in the field-layer of Wytham woods – assessment of the impacts of a range of environmental factors controlling change. *Journal of Vegetation Science* 19: 287–298.
- Cortes-Avizanda A., Blanco G., DeVault T.L., Markandya A., Virani M.Z., Brandt J., Don'azar J.A. (2016): Supplementary feeding and endangered avian scavengers: benefits, caveats, and controversies. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14(4): 191–199.
- Cortes-Avizanda A., Carrete M., Serrano D., Donazar J.A. (2009): Carcasses increase the probability of predation of ground-nesting birds: a caveat regarding the conservation value of vulture restaurants. *Animal Conservation* 12: 85–88.
- Côté S.D., Rooney T.P., Tremblay J.P., Dussault C., Waller D.M. (2004): Ecological Impacts of Deer Overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1): 113–147.
- Crozier C.R., Boerner R.E.J. (1984): Correlations of under-story herb distribution patterns with microhabitats under different tree species in a mixed mesophytic forest. *Oecologia* 62(3): 337–343.
- Czeglédi L. (2005): A különböző intenzitású legelőhasználat hatása a talajra és a gyeperő növényzetére. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskola.
- Csáky P., Szénási V., Kun A. (2004): Florisztikai adatok a Gödöllői-dombság területéről I. *Kitaibela* IX. Évf. 1.: 131–142. Debrecen.
- Csányi S., Lehoczki R. (2010): Ungulates and their management in Hungary. In: Apollonio M., Andersen R, Putman R (ed), *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press, Cambridge. pp 291–318.

- Csapody V. (1968): Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen. Budapest, Ungarn: Akadémiai Kiadó, Budapest, 286 p.
- Csecserits A., Szabó R., Halassy M., Rédei T. (2007): Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* 8: 195–207.
- Csikó J., Baráth K., Csikyné R.É., Deme J., Wirth T., Zurdo J.A., Kovács D. (2018): Pótlások Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlaszához VIII. *Kitaibela* 23(2): 238–261.
- Csiszár Á. (2001): Magbankvizsgálatok a Soproni-hegység gyom- és vágástársulásaiban. In: II. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. Magyar Biológiai Társaság & Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. 61–64.
- Csiszár Á. (2004): Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájékológiai Lapok* 2(2): 219–229.
- Csiszár Á. (szerk.) (2012): Inváziós növényfajok Magyar országon. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 364 pp.
- Csóka Gy., Dudás Gy., Földessy M., Korompai T., Kovács T., Melika G., Nagy A., Nógrádi S., Rácz István A., Szabó Cs., Szmatona-Túri T., Tóth S., Uherkovich Á., Varga A. (2010): Állatvilág - Gerinctelenek In: A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]. – Eger: Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, 431 p., 181–210. – (A Bükk Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái; 4.)
- Csontos P. (1998): The applicability of a seed ecological database (SEED) in botanical research. *Seed Science Research* 8(1): 47–52.
- Csontos P. (2001): A természetes magbank kutatásának módszerei. Budapest, Magyarország: Scientia Kiadó, 155 p. (Synbiologia Hungarica 4.)
- Csontos P. (2006): A magbank-ökológia alapjai, a hazai flóra magökológiai vizsgálata. Akadémiai doktori értekezés. MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport, Budapest, 228 p.
- Csontos P. (2007): Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecology* 8(1): 75–85.
- Csontos P. (2010a): A természetes magbank, valamint a hazai flóra magökológiai vizsgálatának új eredményei. – *Kanitzia* 17: 77–110.
- Csontos P. (2010b). Light ecology and regeneration on clearings of sessile oak-Turkey oak forests in the Visegrád Mountains, Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 52(3-4): 265–286.
- Csontos P., Kalapos T. (2012): More lightweight and isodiametric seeds for C4 than for C3 grasses are associated with preference for open habitats of C4 grasses in a temperate flora. *Grass and Forage Science* 68: 408–417.
- Csontos P., Tamás J., Balogh L. (2007): Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, II. Dicotyledonopsida. *Studia Botanica Hungarica* 38: 179–189.
- D'Antonio C.M., Dudley T.L., Mack M. (2000): Disturbance and biological invasions: Direct effects and feedbacks. In: WalkerLR, ed. *Ecosystems of disturbed ground*, Vol. 16. New York, NY, USA: Elsevier Science 429–468.
- Dairel M., Fidelis A. (2020): The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas. *Journal of Environmental Management* 276: 111291.
- Dale V.H., Joyce L.A., McNulty S., Neilson R.P., Ayres M.P., Flanningan M.D., Hanson P.J., Irland L.C., Lugo A.E., Peterson C.J., Simberloff D., Swanson F.J., Stocks B.J., Wotton B.M. (2001). *Climate Change and Forest Disturbances*. *BioScience* 51(9): 723–734.
- Dalling J.W., Hubbel S.P. (2002): Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90: 557–568.
- Davis M.A., Grime J.P., Thompson K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534.
- Davis M.A., Pelsor M. (2001): Experimental support for a resource - based mechanistic model of invasibility. *Ecology Letters* 4: 421–428.
- De Deyn G.B., Kooistra L. (2021): The role of soils in habitat creation, maintenance and restoration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 376: 20200170.
- Deák B., Hüse B., Tóthmérész B. (2016): Grassland vegetation in urban habitats – testing ecological theories. *Tuexenia* 36: 379–393.
- Demeter A., Saláta D., Tormáné Kovács E., Szirmai O., Trenyik P., Meinhardt S., Rusvai K., Verbényiné Neumann K., Schermann B., Szegleti Z., Czóbel S. (2021): Effects of the Invasive Tree Species *Ailanthus altissima* on the Floral Diversity and Soil Properties in the Pannonian Region. *Land* 10(11): 1155.
- Devlaeminck R., Bossuyt B., Hermy M. (2005) Inflow of seeds through the forest edge: evidence from seed bank and vegetation patterns. *Plant Ecology* 176: 1–17.
- Diekmann M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. *Basic and Applied Ecology* 4(6): 493–506.
- Dodge V.J., Eviner V.T., Cushman J.H. (2020): Context-dependent effects of a reintroduced ungulate on soil properties are driven by soil texture, moisture, and herbivore activity. *Ecology and Evolution*, 10(19): 10858–10871.
- Doenier P.B., DelGiudice G.D., Riggs M.R. (1997): Effects of winter supplemental feeding on browse consumption by white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 25: 235–243.
- Dovrat G., Perevolotsky A., Ne'eman G. (2012): Wild boars as seed dispersal agents of exotic plants from agricultural lands to conservation areas. *Journal of Arid Environments* 78: 49–54.

- Dövényi Z. (szerk.) (2010): Mátra-vidék. In: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 713–736. p.
- Dubois S., Fraser D. (2013): A framework to evaluate wildlife feeding in research, wildlife management, tourism and recreation. *Animals* 3: 978–994.
- Dunkley L., Cattet M.R.L. (2003): A Comprehensive Review of the Ecological and Human Social Effects of Artificial Feeding and Baiting of Wildlife, including an Annotated Bibliography of the Scientific Literature. Canadian Cooperative Wildlife Health Centre. 68 pp.
- Durbecq A., Jaunatre R., Buisson E., Cluchier A., Bischoff A. (2020): Identifying reference communities in ecological restoration: the use of environmental conditions driving vegetation composition. *Restoration Ecology* 28(6): 1–32.
- Easton D. (1993): Spatial responses of white-tailed deer to year-round supplemental feeding in northern Florida. Thesis, University of Florida, Gainesville, Florida, USA.
- Edenius L., Roberge J.-M., Månsson J., Ericsson G. (2014): Ungulate-adapted forest management: effects of slash treatment at harvest on forage availability and use. *European Journal of Forest Research* 133: 191–198.
- Egner H., Riehm H., Domingo W.R. (1960): Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler* 26: 199–215.
- Ehrenfeld J.G. (2003): Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6: 503–523.
- Eliáš P. (2018): Úloha vnaďisk při šírení nepôvodných druhov rastlín v (lesnej) krajine. *Zprávy Čes Bot Společnosti Praha* 53(2): 375–391.
- Eliáš P., Dítě D., Grulich V., Švada R. (2010): Revision of Historical and Current Distribution of *Pholiurus Pannonicus* (Host.) Trin. in Slovakia. *Hacquetia* 9(2): 177–183.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- Erdős L., Bátori Z., Penksza K., Dénes A., Kevey B., Kevey D., Megnes M., Sengl P., Tölgyesi C. (2017): Can naturalness indicator values reveal habitat degradation? A test of four methodological approaches. *Polish Journal of Ecology* 65(1): 1–13.
- Estók P., Gombkötő P., Harka Á., Solti B., Szepesi Zs. (2010): Állatvilág – Gerincesek. In: A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]. – Eger: Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, 431 p., 211–226. – (A Bükk Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái; 4.)
- Faragó S. (1997): Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 356 p.
- Farmer A.M. (1993): The effects of dust on vegetation – a review. *Environmental Pollution* 79(1): 63–75.
- Fehér Á., Katona K., Bleier N., Hejel P., Szemethy L. (2014): Monitoring of ungulate impact in Hungarian forested Natura 2000 sites. *Review on Agriculture and Rural Development* 3(1): 126–130.
- Fehér Á., Katona K., Szemethy, L. (2016): Okozhatnak-e a csülkös vadfajok térségi szintű problémákat a Mátra erdőiben? *Vadbiológia* 18: 17–26.
- Fekete G., Molnár Zs., Horváth F. (szerk.) (1997): A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
- Felton A.M., Felton A., Crowsigt J.P.G.M., Edenius L., Malmsten J., Wam H.K. (2017): Interactions between ungulates, forests, and supplementary feeding: the role of nutritional balancing in determining outcomes. *Mammal Research* 62: 1–7.
- Fenner M. (1985): Seed ecology. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 151 p.
- Fenner M., Thopson K. (2005): The ecology of seeds. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 260 p.
- Ficsor Cs., Centeri Cs., Kónya L., Gönye Zs., Malatinszky Á., Bíró Zs. (2018): Erdészeti géppel történő faanyagmozgatás hatása a talajtömörödségre Babat-völgyben. *Tájékológiai Lapok*. 16(1): 53–64.
- Fitter A.H., Peat H.J. (1994): The Ecological Flora Database. *Journal of Ecology* 82: 415–425. [Publikáció online adatbázissal] Link: <http://www.ecoflora.co.uk/>. [Lekérdezés időpontja: 2023-03-02]
- Fleagle J.T., Rosenberry C. (2010): Effect of bait on deer harvests in Special Regulation Areas of Pennsylvania. Final report for Project 06210, Job 21014, 30 June 2010. 8 p.
- Follak S., Dullinger S., Kleinbauer I., Moser D., Essl F. (2013): Invasion dynamics of three allergenic invasive Asteraceae (*Ambrosia trifida*, *Artemisia annua*, *Iva xanthiifolia*) in central and eastern Europe. *Preslia* 85: 41–61.
- Forcella F. (1992): Prediction of weed seedling densities from buried seed reserves. *Weed Research* 32(1): 29–38.
- Forman R.T.T., Alexander L.E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29(1): 207–231.
- Fournier-Chambrillon C., Maillard D., Fournier P. (1995): Diet of the wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue. *Ibex Journal of Mountain Ecology* 3: 174–179.
- Földvary G.Z. (1988): Geology of the Carpathian Region. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., Singapore.
- Frank, T. és Szmorad, F. (2014): Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Duna-Ipoly NP Igazgatóság, Budapest, 160 p.
- Frawley B.J. (2000): 1999 Michigan deer hunter survey: deer baiting. Wildlife report No. 3315, Michigan Department of Natural Resources, Lansing, Michigan, USA.

- Fusco M., Holechek J., Tembo A., Daniel A., Cardenas M. (1995): Grazing influences on watering point vegetation in the Chihuahuan desert. *Journal of Rangeland Management* 48: 32–38.
- Gálhidy L., Mihók B., Hagó A., Rajkai K., Standovár T. (2005): Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology* 183(1): 133–145.
- Galloway A.D., Holmes P.M., Gaertner M., Esler K.J. (2017): The impact of pine plantations on fynbos above-ground vegetation and soil seed bank composition. *South African Journal of Botany* 113: 300–307.
- Gaudio N., Gendre X., Saudreau M., Seigner V., Balandier P. (2017): Impact of tree canopy on thermal and radiative microclimates in a mixed temperate forest: a new statistical method to analyse hourly temporal dynamics. *Agricultural and Forest Meteorology* 237–238: 71–79.
- Gaynor K.M., Hojnowski C.E., Carter N.H., Brashares J.S. (2018): The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* 360(6394): 1232–1235.
- Geisser H., Reyer H.U. (2004): Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *Journal of Wildlife Management* 68: 939–946.
- Geisser H., Reyer H.U. (2005): The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *Journal of Zoology* 267: 89–96.
- Gerhardt P., Arnold J.M., Hackländer K., Hochbichler E. (2013): Determinants of deer impact in European forests – A systematic literature analysis. *Forest Ecology and Management* 310: 173–186.
- Gervilla C., Rita J., Cursach J. (2019): Contaminant seeds in imported crop seed lots: a non-negligible human-mediated pathway for introduction of plant species to islands. *Weed Research*. 59: 245–253.
- Ghorbani J., Duc M.G., Mcallister H.A., Pakeman R.J., Marrs R.H. (2006): Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. *Applied Vegetation Science* 9: 127–136.
- Giménez-Anaya A., Herrero J., Rosell C., Couto S., García-Serrano A. (2008): Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. *Wetlands* 28: 197–203.
- Gioria M., Jarošík V., Pyšek P. (2014): Impact of invasions by alien plants on soil seed bank communities: Emerging patterns. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16(3): 132–142.
- Gioria M., Osborne B. (2010): Similarities in the impact of three large invasive plant species on soil seed bank communities. *Biological Invasions*. 12(6): 1671–1683.
- Godefroid S. (1999): Study of the roadside vegetation in the Walloon region (South Belgium) and in particular in the Upper Ardennes: phytosociology, ecology, pedology (PhD thesis abstract). *Acta Botanica Gallica* 146(3): 291–292.
- Godefroid S., Koedam N. (2004): The impact of forest paths upon adjacent vegetation: effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction. *Biological Conservation* 119(3): 405–419.
- Godvik I.M.R., Loe L.E., Vik J.O., Veiberg V., Langvatn R., Mysterud A. (2009): Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology* 90: 699–710.
- Görcs N., Benyovszky B.M., Barczy A., Vona M., Malatinszky Á., Penksza K. (2007): Adatok a Bükki Nagymezői lólegelő talajviszonyaihoz és a lólegelés hatására bekövetkezett vegetációváltozásokhoz. *Tájékológiai Lapok* 5(1): 143–150.
- Graae B.J. (2002): The role of epizoochorous seed dispersal of forest plant species in a fragmented landscape. *Seed Science Research* 12(2): 113–121.
- Grime J.P. (1977): Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111(982): 1169–1194.
- Grime J.P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*; John Wiley: Chichester, NY, USA.
- Grime J.P. (1981): The role of seed dormancy in vegetation dynamics. *Annals of Applied Biology* 98: 555–558.
- Grime J.P., Mason G., Curtis A.V., Rodman J., Band S.R., Mowfort M.A.G., Neal A.M., Shaw S. (1981): A comparative study of germination characteristics in a local flora. *Journal of Ecology* 69: 1017–1059.
- Grubb P.J. (1988): The uncoupling of disturbance and recruitment, two kinds of seed bank, and persistence of plant populations at the regional and local scales. *Ann. Zool. Fennici* 25: 23–36.
- Gul B., Ansari R., Flowers J.T., Khan M.A. (2013): Germination strategies of halophyte seeds under salinity. *Environmental and Experimental Botany* 92: 4–18.
- Gundersen H., Andreassen H., Storaas T. (2004): Supplemental feeding of migratory moose *Alces alces*: Forest damage at two spatial scales. *Wildlife Biology* 10: 213–223.
- Gundersen H., Andreassen H.P., Storaas T. (1998): Spatial and temporal correlates to Norwegian moose-train collisions. *Alces* 36: 385–394.
- György L. (2009): A vaddisznóskert védett növényekre gyakorolt hatásai. Szakdolgozat. SZIE. Vadvilág Megőrzési Intézet. 42 p.
- Györi J., Kovács Sz., Rédei K., Juhász L., Szendrei L. (2012): Egy vadaskert részleges botanikai hatásvizsgálata. *Agrártudományi Közlemények* 48: 27–30.
- Haeussler S., Bedford L., Leduc A., Bergeron Y., Kranabetter J.M. (2002): Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36(1): 307–327.
- Hagó A., Rajkai K., Nagy Z. (2006): Effect of forest and grassland vegetation on soil hydrology in Mátra Mountains (Hungary). *Biologia* 61(19): 261–265.
- Härdtle W., G. von Oheimb, Westphal C. (2005): Relationships between the vegetation and soil conditions in beech and beech-oak forests of northern Germany. *Plant Ecology* 177(1): 113–124.

- Harkai M., Prakfalvi P. (2010): A Mátra felszíni és felszín alatti vizei. In: A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]. – Eger: Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 431 p., 129-140. p. (A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái; 4.)
- Harmos K., Magos G., Sramkó G., Vojtkó A. (2010): A Mátra hegység növényföldrajza. In: A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]. – Eger: Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 431 p., 159–171. – (A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái; 4.)
- Harper J.L. (1977): Population biology of plants. London: Academic Press, 892 p.
- Havas-Horváth I., Ósz G. (2010): Az erdő- és vadgazdálkodás története. In: A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]. – Eger: Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 431 p., 309-316. p. – (A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái; 4.)
- Heinken T. (2000): Dispersal of plants by a dog in a deciduous forest. – Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 122: 449–467.
- Heinken T., Schmidt M., von Oheimb G., Kriebitzsch W.-U., Ellenberg H. (2006): Soil seed banks near rubbing trees indicate dispersal of plant species into forests by wild boar. Basic and Applied Ecology 7: 31–44.
- Hell P. (2009): Odvážacie prikrmovanie diviacej zveri. – Poľovníctvo a rybárstvo 61(8): 15–18.
- Heltai M., Sonkoly K. (2009): A takarmányozás szerepe és lehetőségei a vadgazdálkodásban (Irodalmi áttekintés). Animal welfare, ethology and housing systems. Volume 5, Issue 1. 22 p.
- Heltay I. (szerk.) (2000): Vadásziskola. Hubertus Vadkereskedelmi Kft., Budapest. 445 pp.
- Herczeg E., Balogh Á., Nagy A., Vona M., Malatinszky Á., Centeri Cs., Penksza K. (2008): Studies on connections between soils, vegetation, management and erosion in human influenced grasslands of the Northern Hungarian mountain range. In: Kertész Á., Várallyay Gy., Németh T., Füleky Gy., Sisák I. (eds.) Proceedings of the 15th International Congress of ISCO, Soil and Water Conservation, "Climate Change and Environmental Sensitivity" Budapest, Hungary. Geographical Research Institute; Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont Földrajztudományi Intézet 1-4. p.
- Heurich M., Brand T.T.G., Kaandorp M.Y., Šustr P., Müller J., Reineking B. (2015): Country, Cover or Protection: What Shapes the Distribution of Red Deer and Roe Deer in the Bohemian Forest Ecosystem? PLoS One 10: 1–17.
- Hicks D.J. (1980): Intrastand distribution patterns of southern Appalachian cover forest herbaceous species. American Midland Naturalist 104: 209–223.
- Hierro J.L., Maron J.L., Callaway R.M. (2005): A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. Journal of Ecology 93(1): 5–15.
- Hirka A., Csóka Gy. (2009): Annual ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) in Hungarian forests /in Hungarian/. Növényvédelem 45(8): 438–439.
- Hobbs R., Huenneke L. (1992): Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. Conservation Biology 6(3): 324–337.
- Hobbs R.J., Harris J.A. (2001): Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. Restoration Ecology 9(2): 239–246.
- Hock F., Tóth Z. (2007): A dunabogdányi Vadaskert vegetációjának változása 1783 és 2006 között. Tájökológiai Lapok 5(1): 73–89.
- Hoffmann S., Schulz E., Csitári G., Bankó L. (2006). Influence of mineral and organic fertilizers on soil organic carbon pools. Archives of Agronomy and Soil Science 52(6): 627–635.
- Hogan J.P., Phillips C.J.C. (2011): Transmission of weed seed by livestock: A review. Animal Production Science 51(5): 391–398.
- Hon J., Shibata S., Samejima H. (2020). Species Composition and Use of Natural Salt Licks by Wildlife Inside a Production Forest Environment in Central Sarawak. In: Ishikawa, N., Soda, R. (eds) Anthropogenic Tropical Forests. Advances in Asian Human-Environmental Research. Springer, Singapore. p. 171–180.
- Hoover M.D., Hursh C.R. (1943): Influence of topography and soil depth on runoff from forest land, Eos, Eos, Transactions American Geophysical Union 24(2): 693–698.
- Hopfensperger K.N. (2007): A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. Oikos 116: 1438–1448.
- Horčíčková E., Brůna, J., & Vojta, J. (2019). Wild boar (*Sus scrofa*) increases species diversity of semidry grassland: Field experiment with simulated soil disturbances. Ecology and Evolution 9: 2765–2774.
- Hődör I. (2013): Felhagyott jószágállások növényzetének vizsgálata a Hortobágyi Nemzeti Parkban. Gyepgazdálkodási Közlemények 1-2: 21–27.
- Hulme P.E. (2007): Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. In: Hester R.E., Harrison R.M., Harrison R., Hester R.: (Eds.): Biodiversity Under Threat. The Royal Society of Chemistry, 2007. Vol. 25, Chapter 3. 56–80. p.
- Hulme P.E., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J., Schaffner U., Vilà M. (2013): Bias and error in understanding plant invasion impacts. Trends in Ecology & Evolution 28(4): 212–218.
- Humboldt A., Bonpland A. (1807): Ideen zu einer Geographie der Pflanzen, 1963. Darmstadt, Germany: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Nachdruck.
- Hunyadi K. (1988): A gyomnövény fogalma és jellemzői. In: HUNYADI K. (szerk.): Szántóföldi gyomnövények és biológiájuk. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.



- Hunyadi K., Béres I., Kazinczi G. (Szerk.) (2000): Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 525 p.
- Inslerman R.A., Baker D.L., Cumberland R., Doerr P., Miller J.E., Kennamer J.E., Stinson E.R., Williamson S.J. (2006): Baiting and Supplemental Feeding of Game Wildlife Species. The Wildlife Society. Technical Review 06-1, Washington, D.C., USA
- IUCN (1999): IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion. Species 31–32: 28–42.
- Jaccard P. (1908): Nouvelles recherches sur la distribution florae. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles 44: 223–270.
- Jacquemyn H., van Mechelen C., Brys R., Honnay O. (2011): Management effects on the vegetation and soil seed bank of calcareous grasslands: An 11-year experiment. Biological Conservation 144: 416–422.
- Jägerbrand A.K., Alatalo J.M. (2015): Effects of human trampling on abundance and diversity of vascular plants, bryophytes and lichens in alpine heath vegetation, Northern Sweden. SpringerPlus 4(95): 1–12.
- Jakab A. (2020): The ammonium lactate soluble potassium and phosphorus content of the soils of north-east Hungary region: a quantifying study. DRC Sustainable Future: Journal of Environmental, Agriculture and Energy 1(1): 7–13.
- Jánoska F. (2006): Környezeti hatásvizsgálatok vaddisznókertekben. Gyepgazdálkodási Közlemények. 4: 82–85.
- Jánoska F., Náhlik A. (2003): Vadkárrelhárítás kerítéssel. Agronapló 7(12): 24–27.
- Janzen D.H. (1971): Seed predation by animals. Annual Reviews of Ecology and Systematics 2: 465–492.
- Jaroszewicz B., Kwiecień K., Czortek P., Olech W., Pirożnikow E. (2017): Winter supplementary feeding influences forest soil seed banks and vegetation. Applied Vegetation Science 20(4): 683–691.
- Jaroszewicz B., Pirożnikow E., Sagehorn R. (2009): Endozoochory by European bison (*Bison bonasus*) in Białowieża Primeval Forest across a management gradient. Forest Ecology and Management 258: 11–17.
- Jerina K. (2012): Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors. Journal of Mammalogy 93(4): 1139–1148.
- Ježek, M., Holá, M., Kušta, T. and Červený, J. (2016): Creeping into a wild boar stomach to find traces of supplementary feeding. Wildlife Research 43: 590–598.
- Jori F., Massei G., Licoppe A., Ruiz-Fons, F., Linden A., Václavěk P., Chénais E., Rosell C. (2021): Management of wild boar populations in the European Union before and during the ASF crisis. In: Iacolina, L., Penrith M., Bellini S., Chénais E., Jori F., Montoya M., Stáhl K., Gavier-Widén D. (2021): Understanding and combatting African Swine Fever - A European perspective. 197–228. p.
- Juhász Gy. (2018): Az őz (*Capreolus capreolus*) téli kiegészítő takarmányozásának hatása az agancs- és testsúlynövekedésre. diplomadolgozat. Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság- Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Debrecen. 68 p.
- Jurado C., Martínez-Avilés M., De La Torre A., Štukelj M., de Carvalho Ferreira H.C., Cerioli M., Sánchez-Vizcaíno J.M., Bellini S. (2018): Relevant Measures to Prevent the Spread of African Swine Fever in the European Union Domestic Pig Sector. Frontiers in Vegetation Science 16: 5–77.
- Katona K., Gál-Béltéki A., Terhes A., Bartucz K., Szemethy L. (2014): How important is supplementary feed in the winter diet of red deer? a test in Hungary. Wildlife Biology 20(6): 326–334.
- Katona K., Kiss M., Bleier N., Székely J., Nyeste M., Kovács V., Terhes A., Fodor Á., Olajos T., Rasztovíts E., Szemethy L. (2013): Ungulate browsing shapes climate change impacts on forest biodiversity in Hungary. Biodiversity and Conservation 22(5): 1167–1180.
- Katona K., Lakatos E.A., Márton M., Szabó L., Csókás A., Csányi S., Heltai M. (2018): A vaddisznó budapesti jelenlétének táplálkozási okai. Urbanizációs Ökológia Konferencia. Absztraktfüzet. 2018. október 19-20., Veszprém. 45. p.8
- Katona K., Szemethy L., Csányi S. (2011): Forest management practices and forest sensitivity to game damage in Hungary. Hungarian Agricultural Research 1:12–16.
- Katona K., Szemethy L., Nyeste M., Fodor Á., Székely J., Bleier N., Kovács V., Olajos T., Terhes A., Demes T. (2007): A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában. Természetvédelmi Közlemények 13: 119–126.
- Kemény G., Nagy Z., Tuba Z. (2003): Changes in the spatial pattern of the seed bank in a semiarid sandy grassland. Acta Botanica Hungarica 45 (1–2): 139–151.
- Kézdy P., Csiszár Á., Korda M., Bartha D. (2018): Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000-es területein, európai összehasonlítással. Természetvédelmi Közlemények 24: 85–103.
- Kilpatrick H.J., LaBonte A.M., Barclay J S. (2010): Use of bait to increase archery deer harvest in an urban–suburban landscape. Journal of Wildlife Management 74: 714–718.
- Király G. (Szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Jósfaő, Magyarország: Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 616 p.
- Kiss Á., Korompai T., Kozma P., Katona G., Tóth J. P., Varga Z. (2012): Természetvédelmi szempontból jelentős lepkefajok és fajegyüttesek a Mátra xerotherm tölgyeseiben (Insecta: Lepidoptera). Természetvédelmi Közlemények 18: 267–275.
- Kiss P. (2009): A Velencei-tó és a Dinnyési Fertő TT elnevezésű vadászterület vaddisznó-állományának sajátosságai. Szakdolgozat. Szent István Egyetem, Gödöllő.

- Kiss R. (2016): A talaj-magbank szerepe a magyarországi növényközösségek dinamikájában és helyreállításában – A hazai magbank kutatások áttekintése. *Kitaibelia* 21(1): 116–135.
- Kivilaand A., Bandurski R.S. (1981): The one-hundred-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botanic* 68: 1290–1292.
- Kjær C. (2021): Habitat selection and the effects of supplementary feeding on a danish red deer population. Master's Thesis 60 ECTS. Aarhus University, Department of Biology, Section of Ecoinformatics and Biodiversity, Department of Ecoscience, Wildlife Ecology. p. 59.
- Kleijn D., Sutherland W.J. (2003): How effective are European agrienvironment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- Klemmedson J.O., Tiedemann A.R. (1994): Soil and vegetation development in an abandoned sheep corral on degraded subalpine rangeland. *Great Basin Naturalist* 54: 301–312.
- Kleyer M., Bekker R. M., Knevel I.C., Bakker J.P., Thompson K., Sonnenschein M., Poschod P., Van Groenendael J.M., Klimes L., Klimesová J., Klotz S., Rusch G. M., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J.G., Jackel A.K., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W.A., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., STEENDAM H.J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J.H.C., Eriksson O., Garnier E., Peco B. (2008): The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266–1274. [Publikáció online adatbázissal] Link: <https://uol.de/en/landeco/research/leda>. [Lekérdezés időpontja: 2023-03-02]
- Kliment J., Bernátová D., Kochjarová J., Očka S., Stebel A., Šípošová H., Škovirová K. (2020): Podjesenné foristické potulky Veľkou Fatrou a Horným Turcom. *Ochrana Prírody* 36: 81–90.
- Kochjarová J., Blanár D. (2018): Anthropophytes in protected mountain area: past, present and risk to diversity – a case study from the Muránska planina National park (Western Carpathians). *Acta Oecol Carpatica* 11(2): 75–90.
- Kochjarová J., Blanár D., Jarolímek I., Slezák M. (2023): Wildlife supplementary feeding facilitates spread of alien plants in forested mountainous areas: a case study from the Western Carpathians. *Biologia* 2: 1–19.
- Kolar C.S., Lodge D.M. (2001): Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 199–204.
- Kollár T. (2017): Light Conditions, Soil Moisture, and Vegetation Cover in Artificial Forest Gaps in Western Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica – An International Journal in Forest, Wood and Environmental Sciences* 13(1): 25–40.
- Kollmann J., Fischer A. (2003): Vegetation as indicator for habitat quality. *Basic and Applied Ecology* 4(6): 489–491.
- Koltay A. (2004): Környezeti változások vizsgálata vaddisznóskertekben. *Tájökológiai Lapok* 2(1): 141–157.
- Koltay A. (2005): Erdő vagy vaddisznóskert? *Erdészeti lapok* 140(1): 25–26.
- Koncz G. (2013): Cseres-tölgyes erdők (Síkfőkút Projekt és Várhegy) lágyszárú növényzet és magkészlet vizsgálata. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen, Magyarország, 94 p.
- Koncz G., Papp M., Török P., Kotroczó Z., Krakomperger Z., Matus G., Tóthmérész B. (2010): The role of seed bank in the dynamics of understorey in an oak forest in Hungary. *Acta Biologica Hungarica* 61: 109–119.
- Koncz G., Török P., Papp M., Matus G., Tóthmérész B. (2011): Penetration of weeds into the herbaceous understorey and soil seed bank of a Turkey oak-sessile oak forest in Hungary. *Community Ecology* 12: 227–233.
- Koppi A.J., Douglas J.T., Moran C.J. (1992): An image analysis evaluation of soil compaction in grassland. *Journal of Soil Science* 43(1): 15–25.
- Korda M., Kézdy P., Csiszár Á. (2017): Idegenhonos, inváziós fajok hazánk védett területein. *Erdészeti Lapok* 152: 107–109.
- Korpel S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten [Virgin forests in western Carpathians]. GustavFischer Verlag, Stuttgart, Germany, pp 310.
- Korres N.E., Norsworthy J.K., Bagavathiannan M.V., Mauromoustakos A. (2015): Distribution of Arable Weed Populations along Eastern Arkansas Mississippi Delta Roadsides: Occurrence, Distribution, and Favored Growth Habitats. *Weed Technology* 29(03): 587–595.
- Kosowan A., Yungwirth F. (1999): Canada thistle survey summary. East Boreal. Ecoregion, Saskatchewan Environment.
- Kowalczyk R., Taberlet P., Coissac E., Valentini A., Miquel C., Kamiński T., Wójcik J.M. (2011): Influence of management practices on large herbivore diet-case of European bison in Białowież' a Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management*. 261: 821–828.
- Kozma D. (1922): Gyommagvak a talajban. *Kísérletügyi Közlemények* 25: 244–322.
- Kölüs G. (1986): Vadgondozás, élőhely-gazdálkodás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 125 p.
- Kratz T.K., Deegan L.A., Harmon M.E., Lauenroth W.K. (2003): Ecological Variability in Space and Time: Insights Gained from the US LTER Program. *BioScience*. 53(1): 57–67.
- Kropač Z. (1966): Estimation of weed seeds in arable soil. *Pedobiologia* 6: 105–128.
- Kubasiewicz L.M., Bunnefeld N., Tulloch A.I.T., Quine C.P., Park K.J. (2016): Diversionary feeding: an effective management strategy for conservation conflict? *Biodiversity and Conservation* 25: 1–22.
- Kueffer C., McDougall K., Alexander J., Daehler C., Edwards P., Haider S., Milbau A., Parks C., Pauchard A., Reshi Z.A., Rew L.J., Schroder M., Seipel, T. (2013): Plant Invasions into Mountain Protected Areas: Assessment, Prevention and Control at Multiple Spatial Scales. *Plant Invasions in Protected Areas*. 89–113.p. In:

- Foxcroft L.C., Pyšek P., Richardson D.M., Genovesi P. (Eds.): Plant invasions in protected areas. Patterns, problems and challenges. *Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology*. Volume 7. 656 p.
- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Churski M., Adam B., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. (2009): Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258: 1528–1535.
- Labrada R. (Szerk.) (2003): Weed management for developing countries. FAO Plant Production and Protection Paper 120, Addendum 1. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 59 p.
- Lai L., Kumar S. (2020). A global meta-analysis of livestock grazing impacts on soil properties. *PLOS ONE* 15(8): e0236638.
- Lambert M.J., Turner J. (1987): Suburban development and change in vegetation nutritional status. *Australian Journal of Ecology* 12: 193–196.
- LaPaix R., Freedman B., Patriquin D. (2009): Ground vegetation as an indicator of ecological integrity. *Environmental Reviews* 17: 249–265.
- Laurence W.F., Yensen E. (1991): Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77–92.
- Lázaro-Lobo A., Ervin G.N. (2019): A global examination on the differential impacts of roadsides on native vs. exotic and weedy plant species. *Global Ecology and Conservation* 17: e00555.
- Lebecky T., Petrás R. (2015) The Influence of Wild Boars on the Growth of Forest Trees and Stands: A Case Study of a Wild Boar Game Preserve. *Acta Silvatica Et Lignaria Hungarica* 11(1): 65–75.
- Leck M.A., Parker V.T., Simpson R.L. (1989): *Ecology of seed banks*. San Diego, United States of America: Academic Press, 484 p.
- Leck M.A., Schütz W. (2005): Regeneration of Cyperaceae, with particular reference to seed ecology and seed banks. *Perspectives in Plant Ecology. Evolution and Systematics* 7: 95–133.
- Leck M.A., Simpson R.L. (1987): Seed bank of a freshwater tidal wetland – turnover and relationship to vegetation change. *American Journal of Botany* 74: 360–370.
- Légárdy Gy., Kárász I., Varga J., Hangyel L., Naár Z. (1995): Néhány hazai zonális erdőtársulás talajának összehasonlító vizsgálata. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 20: 51–62.
- Lehoczky É., Kamuti M., Mazsu N., Sándor R. (2016): Changes to soil water content and biomass yield under combined maize and maize-weed vegetation with different fertilization treatments in loam soil. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 64(2): 150–159.
- Leishman M.R., Masters G.J., Clarke I.P., Brown V.K. (2000): Seed bank dynamics: the role of fungal pathogens and climate change. *Functional Ecology* 14: 293–299.
- Leopold A. (1933): *Game management*. Charles Scribner's Sons, New York, New York, USA 481 p.
- Leu M., Hanser S.E., Knick S.T. (2008): The human footprint in the west: a large-scale analysis of anthropogenic impacts. *Ecological Applications* 18: 1119–1139.
- Levine J.M., Vila M., Antonio C.M.D., Dukes J.S., Grigulis K., Lavorel S. (2003): Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 270(1517): 775–781.
- Lezama, F., Paruelo, J.M. (2016): Disentangling grazing effects: trampling, defoliation and urine deposition. *Applied Vegetation Science* 19: 557–566.
- Liao C., Peng R., Luo Y., Zhou X., Wu X., Fang C., Chen J., Li B. (2008): Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* 177(3): 706–714.
- Licoppe A.M. (2006): The diurnal habitat used by red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Haute Ardenne, *Eur Journal of Wildlife Research* 52: 164–170.
- Livingston R.B., Allessis M.L. (1968): Buried viable seed in successional field and forest stands, Harvard Forest, Massachusetts. *Bull. Tirrey Bot. Club*. 95: 58–69.
- López-Bao J.V., Palomares F., Rodríguez A., Delibes M. (2010): Effects of food supplementation on home-range size, reproductive success, productivity and recruitment in a small population of Iberian lynx. *Animal Conservation* 13: 35–42.
- Lososová Z., Chytrý M., Kuhn I., Hajek O., Horakovs V., Pyšek P., Tichý L. (2006). Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8(2): 69–81.
- Lozon J.D., MacIsaac H.J. (1997): Biological invasions: are they dependent on disturbance? *Environmental Reviews* 5 (2): 131–144.
- Luccarini S., Mauri L., Ciuti S., Lamberti P., Apollonio M. (2006): Red deer (*Cervus elaphus*) spatial use in the Italian Alps: home range patterns, seasonal migrations, and effects of snow and winter feeding, *Ethology Ecology & Evolution* 18: 127–145.
- MacDougall A.S., Turkington R. (2005): Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86:42–55.
- Mack R.N., Simberloff D., Mark Lonsdale W., Evans H., Clout M., Bazzaz F. A. (2000): Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3): 689–710.
- Magos G., Szabó Sz., Szuromi L., Urbán L. (2010): Természetvédelem a Mátrai tájegységben. In: *A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]. – Eger: Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, 431p., 373-398. p. – (A Bükk Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái; 4.)*

- Malmsten A., Dalin A.M., Pettersson A. (2015): Caries, periodontal disease, supernumerary teeth and other dental disorders in Swedish wild boar (*Sus scrofa*). *Journal of Comparative Pathology* 153: 50–57.
- Malo J.E., Jimenez B., Suarez F. (2000): Herbivore Dunging and Endozoochorous Seed Deposition in a Mediterranean Dehesa. *Journal of Range Management* 53(3): 322–328.
- Månsson J., Roberge J.-M., Edenius L., Bergström R., Nilsson L., Lidberg M., Komstedt K., Ericsson G. (2015). Food plots as a habitat management tool: forage production and ungulate browsing in adjacent forest. *Wildlife Biology* 21(5): 246–253.
- Margalef R. (1997): *Our Biosphere*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Marino P.C., Eisenberg R.M., Cornell H.V. (1997): Influence of sunlight and soil nutrients on clonal growth and sexual reproduction of the understory perennial herb *Sanguinaria canadensis* L. *Journal of the Torrey Botanical Society* 124(3): 219–227.
- Marion J., Dvorak R., Manning R.E. (2008): Wildlife feeding in parks: methods for monitoring the effectiveness of educational interventions and wildlife food attraction behaviors. *Human Dimensions of Wildlife* 13: 429–442.
- Martin P.H., Canham C.D., Marks P.L. (2009): Why forests appear resistant to exotic plant invasions: Intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 142–149.
- Martínez-Abraín A., Oro D. (2013): Preventing the development of dogmatic approaches in conservation biology: A review. *Biological Conservation* 159: 539–547.
- Marzec B. (2012): Recepta na dokarmianie. (Recipe for supplementary feeding). *Łowiec Polski* 10: 14–22.
- Massei G., Kindberg J., Licoppe A., Gačić D., Šprem N., Kamler J., Baubet E., Hohmann U., Monaco A., Ozoliņš J., Cellina S., Podgórski T., Fonesca C., Markov N., Pokorny B., Rosell C., Náhlik, A. (2015): Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science* 71(4): 492–500.
- Massei G., Roy S, Bunting R. (2011): Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Human-Wildlife Interactions* 5: 80–99.
- Mateo-Tomás P., Olea P.P., Moleón M., Vicente J., Botella F., Selva N., Viñuela J., Sánchez-Zapata J.A. (2015): From regional to global patterns in vertebrate scavenger communities subsidized by big game hunting. *Diversity and Distributions* 21(8): 913–924.
- Mathisen K.M., Buhtz F., Danell K., Bergstrom R., Skarpe C., Suominen O., Persson I.L. (2010): Moose density and habitat productivity affects reproduction, growth and species composition in field layer vegetation. *Journal of Vegetation Science* 21(4): 705–716.
- Mathisen K.M., Milner J.M., van Beest F.M., Skarpe C. (2014): Longterm effects of supplementary feeding of moose on browsing impact at a landscape scale. *Forest Ecology and Management* 314: 104–111.
- Mathisen K.M., Remy A., Skarpe C. (2015): Shoot growth responses at supplementary feeding stations for moose in Norway. *Alces* 51: 123–133.
- Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2005): Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200: 296–306.
- Maun M.A., Barret S.C.H. (1986): THE BIOLOGY OF CANADIAN WEEDS. 77. *Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv. *Canadian Journal of Plant Science* 66(3): 739–759.
- Mayel S., Jarrah M., Kuka K. (2021): How does grassland management affect physical and biochemical properties of temperate grassland soils? A review study. *Grass and Forage Science* 76(2): 215–244.
- Mayer F. (2000): Long distance dispersal of weed diaspores in agricultural landscapes. – The Scheyern approach. Shaker: Aachen, 206 pp.
- McCaffery K.R. (2000): Deer baiting and feeding issue. Adapted from paper to Midwest & Northeast Deer Groups, 21 August 2000, Hillman, Michigan, USA.
- Meisingset E.L., Loe L.E., Brekkum O., Van Moorter B., Mysterud A. (2013): Red deer habitat selection and movements in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 77: 181–191.
- Melis C., Szafranska P., Jedrzejewska B., Barton K. (2006): Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography* 33: 803–811.
- Miglécz T., Tóth K. (2012): Lokális talajmagbank szerepe löszgyepek helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 370–382.
- Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.) (2004): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. – A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9., TermészetBÚVAR Alapítvány Kiadó, Budapest, 408 pp.*
- Milad M., Schaich H., Konold, W. (2011): How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. *Biodiversity and Conservation* 22: 1181–1202.
- Miller R., Kaneene J.B., Fitzgerald S.D., Schmitt S.M. (2003): Evaluation of the influence of supplemental feeding of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on the prevalence of bovine tuberculosis in the Michigan wild deer population. *Journal of Wildlife Diseases*. 39: 84–95.
- Milner J.M., Bonenfant C., Mysterud A., Gaillard J.M., Csányi S., Stenseth N. (2006): Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology* 43(4): 721–734.
- Milner J.M., Van Beest F.M., Schmidt K.T., Brook R.K., Storaas T. (2014) To feed or not to feed? Evidence of the intended and unintended effects of feeding wild ungulates. *Journal of Wildlife Management* 78 (8): 1322–1334.

- Molnár Cs. (2001): Új adatok a Mátra déli és keleti részének növényvilágából I. Kitaibela VI. Évf. 2.: 347–361. Debrecen.
- Molnár V.A. (2014): Természetvédelmi botanika. Oktatási segédanyag a Debreceni Egyetem kurzusához. Debreceni Egyetem TTK Növénytan Tanszék, Debrecen 65 p.
- Mordecai E.A. (2012): Soil moisture and fungi affect seed survival in California grassland annual plants. PLOS ONE 7(6): e39083.
- Mortensen D., Rauschert E., Nord A., Jones B. (2009): Forest Roads Facilitate the Spread of Invasive Plants. Invasive Plant Science and Management 2(3): 191–199.
- Mouissie A.M., Vos P., Verhagen H.M.C., Bakker J.P. (2005): Endozoochory by free-ranging, large herbivores: ecological correlates and perspectives for restoration. Basic and Applied Ecology 6(6): 547–558.
- Mount A., Pickering C.M. (2009): Testing the capacity of clothing to act as a vector for non-native seed in protected areas. Journal of Environmental Management 91(1): 169–179.
- Möst L., Hothorn T., Müller J., Heurich M. (2015): Creating a landscape of management: Unintended effects on the variation of browsing pressure in a national park. Forest Ecology and Management 338: 46–56.
- Mráz B., Katona K. (2014): Állati magterjesztés, kiemelten a vaddisznó (*Sus scrofa*) szerepe a növényzeti mintázatok kialakulásában – áttekintés. Gyepgazdálkodási Közlemények (1-2): 39–47.
- Mráz B., Penksza K., Katona K. (2016): A vaddisznó magterjesztő szerepének ökológiai értékelése. Vadbiológia. 18: 44–50.
- MSZ-08-0206-1: 1978 A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Általános előírások. A talajminta előkészítése.
- MSZ-08-0210: 1977 A talaj szerves széntartalmának meghatározása.
- Murden S.B., Risenhoover K.L. (1996): Forage used by white-tailed deer: Influence of supplemental feeding. Pages 131–141 in C.W. Ramsey, ed., Supplemental feeding for deer: Beyond dogma. Texas A&M Univ., College Station. 153pp.
- Murray M.H., Becker D.J., Hall R.J., Hernandez S.M. (2016): Wildlife health and supplemental feeding: A review and management recommendations. Biological Conservation 204: 163–174.
- Müllerová J., Vítková M., Vítek O. (2011): The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. – Science of the Total Environment 409(19): 3839–3849.
- Nagy E. (2004): Vaddisznó-gazdálkodásunk időszerű kérdései. In: Nagy E. (szerk.) (2004): A vadgazdálkodás időszerű kérdései c. konferencia, Nemzeti Ménesbirtok Kft. 2004. június 10. Dénes Natúr Műhely kiadó. 55 p.
- Nagy J.G., Bencze L. (1973): Game management, administration and harvest in Hungary. Wildlife Society Bulletin 1(3): 121–127.
- Nahlik A., 1995: Browsing pressure caused by red deer and moufflon under various population densities in different forest ecosystems of Hungary; effects of supplementary winter feeding, Symposium on Ungulates in Temperate Forest Ecosystems, 23–27 April 1995, Wageningen
- Nakagoshi N. (1985): Buried viable seeds in temperate forests, pp: 551–570. in: White J. (ed.) The population structure of vegetation. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Navarro-Gonzalez N., Fernández-Llario P., Pérez-Martín J.E., Mentaberre G., López-Martín J.M., Lavín S., Serrano E. (2013): Supplemental feeding drives endoparasite infection in wild boar in Western Spain. Veterinary Parasitology 196: 114–123.
- Newsome A.E., Noble I.R. (1986): Ecological and physiological characters of invading species. In: Groves R.H., Burdon J.J. (eds.): Ecology of Biological Invasions. pp. 1–20. Cambridge University Press, Cambridge.
- Nopp-Mayr U., Reimoser F., Völk F. (2011): Predisposition assessment of mountainous forests to bark peeling by red deer (*Cervus elaphus* L.) as a strategy in preventive forest habitat management. Wildlife Biology in Practice 7(1): 66–89.
- Novák R., Dancza I., Szentey L., Karamán J. (szerk.) (2011): Az ötödik országos gyomfelvételezés Magyarország szántóföldjein. Vidékfejlesztési Minisztérium Élelmiszerláncfelügyeleti Főosztály Növény- és Talajvédelmi Osztály, Budapest. 558 pp.
- Oakley C.A., Knox J.S. (2012): Plant species richness increases resistance to invasion by non-resident plant species during grassland restoration. Applied Vegetation Science 16(1): 21–28.
- Oja R., Velström K., Moks E., Jokelainen P., Lassen B. (2017): How does supplementary feeding affect endoparasite infection in wild boar? Parasitology Research 116: 2131–2137.
- Oja R., Zilmer K., Valdmann, H. (2015): Spatiotemporal effects of supplementary feeding of wild boar (*Sus scrofa*) on artificial ground nest depredation. PLoS One 10: 0135254.
- Olano J.M., Caballero I., Laskurain N.A., Loidi J., Escudero A. (2002): Seed bank spatial pattern in a temperate secondary forest. Journal of Vegetation Science 13: 775–784.
- Orams M. (2002): Feeding wildlife as a tourism attraction: A review of issues and impacts. Tourism Management 23: 281–293.
- Oro D., Genovart M., Tavecchia G., Fowler M.S., Martínez-Abraín A. (2013): Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. Ecology Letters 16(12): 1501–1514.
- Oro D., Margalida A., Carrete M., Heredia R., Donazar J.A. (2008): Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. PLoS ONE 3(12): e4084.

- Ossi F., Gaillard J.-M., Hebblewhite M., Morellet N., Ranc N., Sandfort R., Kroeschel M., Kjellander P., Mysterud A., Linnell J.D.C., Heurich M., Soennichsen L., Sustr P., Berger A., Rocca M., Urbano F., Cagnacci F. (2017): Plastic response by a small cervid to supplemental feeding in winter across a wide environmental gradient. *Ecosphere*. 8(1): e01629.
- Ozoga J.J., Verme L.J. (1982): Physical and reproductive characteristics of a supplementally-fed white-tailed deer herd. *Journal of Wildlife Management*. 46: 281–301.
- Page B.D., Underwood H.B. (2006): Comparing protein and energy status of winter-fed white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 34:716–724.
- Pakeman R.J., Small J.L., Torvell L. (2012): Edaphic factors influence the longevity of seeds in the soil. *Plant Ecology* 213: 57–65.
- Parendes L.A., Jones J.A. (2000): Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 64–75.
- Parks C.G., Wisdom M.J., Kie J.G. (2005): The Influence of Ungulates on Non-native Plant Invasions in Forests and Rangelands: A Review. Preventing and Managing Invasive Plants Final Environmental Impact Statement. April 2005. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest research Station, La Grande, OR. APPENDIX D. PNW Causal Paper Ungulates.
- Parsons E.W.R., Maron J.L., Martin T.E. (2013): Elk herbivory alters small mammal assemblages in high-elevation drainages. *Journal of Animal Ecology* 82: 459–467.
- Patkó L., Farkas M., Ujhegyi N., Szemethy L., Heltai M., Kiss I. (2015): A vaddisznó hatása az isaszeg vaddisznóskert környezeti állapotára és a herpetofaunára. *Vadbiológia* 17: 56–67.
- Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C. C., Alexander, J., Edwards, P. J., Arévalo J.R., Cavieres L., Guisan A., Haider S., Jakobs G., Mcdougall K., Millar C., Naylor B., Parks C., Rew L., Seipel T. (2009): Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(9): 479–486.
- Pedersen S., Mathisen K.M., Gorini L., Andreassen H.P., Røskaft E., Skarpe C. (2014): Small mammal responses to moose supplemental winter feeding. *European Journal of Wildlife Research* 60: 527–534.
- Pelikán P. (2010): A Mátra és közvetlen környezetének földtana. In: A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]. – Eger : Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, 431 p., 17. p. – (A Bükk Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái ; 4.)
- Peng S., Kinlock N.L., Gurevitch J., Peng S. (2019): Correlation of native and exotic species richness: a global meta-analysis finds no invasion paradox across scales. *Ecology* 100: e02552.
- Peterson B.C., Koupal K.D., Schissel A.K., Siegel C.M. (2015): Longevity of Mineral Supplements within the Soil and Associated Use by White-Tailed Deer. *Transactions of the Nebraska Academy of Sciences* 35: 61–67.
- Peti E., Schellenberger J., Németh, G., Málnási Csizmadia G., Oláh I., Török K., Czóbel SZ., Baktay B. (2017): Presentation of the HUSEEDwild – a seed weight and germination database of the Pannonian flora – through analysing life forms and social behaviour types. *Applied Ecology and Environmental Research*. 15(1): 225–244. [Publikáció online adatbázissal] Link: <http://huseed.nodik.hu:8243/en/wild>. [Lekérdezés időpontja: 2023-03-19]
- Pickering C.M., Hill W. (2007): Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management* 85: 791–800.
- Pickering C.M., Mount A., Wichmann M.C., Bullock J.M. (2011): Estimating human-mediated dispersal of seeds within an Australian protected area. *Biological Invasions* 13(8): 1869–1880.
- Pickett S.T.A. (1989): Space-for-Time Substitution as an Alternative to Long-Term Studies. In: Likens, G.E. (eds) *Long-Term Studies in Ecology*. Springer, New York, NY.
- Pinke G., Karácsony P., Czúcz B., Botta-Dukát Z., Lengyel A. (2012): The influence of environment, management and site context on species composition of summer arable weed vegetation in Hungary. *Applied Vegetation Science* 15(1): 136–144.
- Pinke G., Pál R., Botta-Dukát Z. (2010): Effects of environmental factors on weed species composition of cereal and stubble fields in western Hungary. *Central European Journal of Biology* 5(2): 283–292.
- Pinke Gy., Pál R. (2005): Gyomnövényeink eredete, termőhelye és védelme. Alexandra Kiadó, Pécs. 232 p.
- Plaza P.I., Speziale K.L., Lambertucci S.A. (2018). Rubbish dumps as invasive plant epicentres. *Biological Invasions* 20(9): 2277–2283.
- Plue J., Hermy M., Verheyen K., Thuillier P., Saguez R., Decocq G. (2008). Persistent changes in forest vegetation and seed bank 1,600 years after human occupation. *Landscape Ecology*. 23(6): 673–688.
- Plue J., Van Calster H., Auestad I., Basto S., Bekker R.M., Bruun HH, Chevalier R, Decocq G, Grandin U, Hermy M, Jacquemyn H, Jakobsson A, Jankowska-Błaszczuk M, Kalamees R, Koch MA, Marrs RH, Marteinsdóttir B, Milberg P, Mären IE, Pakeman RJ, Phoenix GK, Thompson K, Vandvik V, Wagner M, Auffret AG. (2020): Buffering effects of soil seed banks on plant community composition in response to land use and climate. *Global Ecology and Biogeography* 30(1):1–12.
- Polis G.A., Anderson W.B., Holt R.D. (1997): Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 28: 289–316.
- Poschlod P., Jackel A.K. (1993): Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. *Flora* 188: 49–71.

- Priesmayer W.J., Fulbright T.E., Grahmann E.D., Hewitt D.D., DeYoung C.A., Draeger D.A. (2014): Does Supplemental Feeding of Deer Degrade Vegetation? A Literature Review. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 66: 107–113.
- Putman R.J., Staines B.W. (2004): Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Review* 34: 285–306.
- Pyšek P., Jarošík V., Hulme P.E., Pergl J., Hejda M., Schaffner U., Vila M. (2012): A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725–1737.
- R Core Team (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.Rproject.org/>.
- Rabot E., Wiesmeier M., Schlüter S., Vogel H.-J. (2018): Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma* 314: 122–137.
- Rahman M.L., Tarrant S., McCollin D., Ollerton J. (2013): Plant community composition and attributes reveal conservation implications for newly created grassland on capped landfill sites. *Journal for Nature Conservation* 21: 198–205.
- Ramakrishna D.M., Viraraghavan T. (2005): Environmental impact of chemical deicers: a review. *Water, Air, and Soil pollution* 166: 49–63.
- Real R., Vargas J. (1996): The Probabilistic Basis of Jaccard's Index of Similarity. *Systematic Biology* 45: 380–385.
- Rejmánek M. (1995): What makes a species invasive? In: Pyšek P., Prach K., Rejmánek M., Wade M. (eds.): *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, p. 3–13. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Rejmánek M., Richardson D.M., Pyšek P. (2013): Plant Invasions and Invasibility of Plant Communities. 387–424. p. In: van der Maarel E., Franklin J. (Eds.): *Vegetation Ecology*. 2nd edn. Wiley-Blackwell, Oxford., 576 p.
- Richardson C. (2006): Supplemental feeding of deer in west texas. *Trans-pecos wildlife management series*. Leaflet No.9, 10.
- Riggs R.A., Cook J.G., Irwin L.L. (2004): Management implications of ungulate herbivory in Northwest forest ecosystems. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 69: 759–784.
- Rinella M.J., Dean R., Vavra M., Parks C.G. (2012): Vegetation responses to supplemental winter feeding of elk in western Wyoming. *Western North American Naturalist* 72: 78–83.
- Roberts H.A. (1981): Seed banks in soil. *Advances in Applied Biology*. 6: 1–55.
- Roberts H.A., Ricketts M.E. (1979) Quantitative relationships between the weed flora after cultivation and the seed population in the soil. *Weed Research* 19: 269–75.
- Rooney T.P. (2009) High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecology* 202: 103–111.
- Rudolph B.A., Riley S.J., Hickling G.J., Frawley B.J., Garner M.S., Winterstein S.R. (2006): Regulating hunter baiting for white-tailed deer in Michigan: biological and social considerations. *Wildlife Society Bulletin* 34: 314–321.
- Ruprecht E. (2006): *Félszárz gyepek spontán regenerálódása az Erdélyi Mezőség felhagyott szántóin*. Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.
- Ruprecht E., Józsa J., Ölvedi T.B., Simon J. (2010): Differential effects of several “litter” types on the germination of dry grassland species. *Journal of Vegetation Science* 21: 1069–1081.
- Rusterholz H.-P., Verhoustraeten C., Baur B. (2011). Effects of Long-Term Trampling on the Above-Ground Forest Vegetation and Soil Seed Bank at the Base of Limestone Cliffs. *Environmental Management* 48(5): 1024–1032.
- Rusterholz H.-P., Wirz D., Baur B. (2012): Garden waste deposits as a source for non-native plants in mixed deciduous forests. *Applied Vegetation Science* 15(3): 329–337.
- Rusvai K. (2018): *A szórók gyomfertőzöttségének vizsgálata a Mátrai Tájvédelmi Körzetben*. Diplomadolgozat. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő. 65 p.
- Rusvai K., Czóbel Sz. (2021a): *A vadászati célú etetőhelyek gyomfertőzöttsége a Mátrai Tájvédelmi Körzetben*. *Erdészeti Lapok*. CLVI. évf. 3. szám. 94–97.
- Rusvai K., Czóbel Sz. (2021b): Changes in soil seed bank and vegetation at abandoned bait sites in a Central European hilly area In: Michael, Wink (szerk.) *Proceedings of 1st International Electronic Conference on Biological Diversity, Ecology and Evolution*. Basel, Svájc: MDPI (2021) Paper: 9422, 9 p.
- Rusvai K., Saláta D., Falvai D., Czóbel Sz. (2022a): Assessment of weed invasion at bait sites in a Central European lower montane zone. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. Vol. 55. 125667.
- Rusvai K., Wichmann B., Saláta D., Grónás V., Skutai J., Czóbel Sz. (2022b): Changes in the Vegetation, Soil Seed Bank and Soil Properties at Bait Sites in a Protected Area of the Central European Lower Montane Zone. *Sustainability*. 14(20): 13134.
- Sandel B., Corbin J.D. (2010): Scale, disturbance and productivity control the native-exotic richness relationship. *Oikos*, 119: 1281–1290.
- Sardans J., Bartrons M., Margalef O., Gargallo-Garriga A., Janssens I. A., Ciais P., Obersteiner M., Sigurdsson B.D., Chen H.Y.H., Peñuelas J. (2016): Plant invasion is associated with higher plant-soil nutrient concentrations in nutrient-poor environments. *Global Change Biology* 23(3): 1282–1291.
- Scandura M., Apollonio M., Šprem N. (2014): *Reintroductions as a management tool for European ungulates Behaviour and Management of European Ungulates*, Whittles Publishing, 46–77, Dunbeath.

- Schafer D.E., Chilcote D.O. (1969): Factors influencing persistence and depletion in buried seed populations. I. A model for analysis of parameters of buried seed persistence and depletion. *Crop Science* 9: 417–419.
- Schafer M., Kotanen P.M. (2003): The influence of soil moisture on losses of buried seeds to fungi. *Acta Oecologica* 24: 255–263.
- Schellenberger J. (2021): Talaj magbank vizsgálatok eltérő vízháztartású gyeptípusokban. Doktori (PhD) értekezés. Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő. 295 p.
- Schmidt W. (1989): Plant dispersal by motor cars. *Vegetatio* 80(2): 147–152.
- Schmidt W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. *Forest Snow and Landscape Research* 79: 111–125.
- Schmitz O.J. (1990): Management implications of foraging theory – evaluating deer supplemental feeding, *Journal of Wildlife Management* 54: 522–532.
- Schmotzer A. (2015). *Ceratocephala testiculata* (Crantz) Roth és további adatok a Bükkalja flórájához. *Kitaibelia* 20(1): 81–142.
- Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J., Lexer M.J., Trotsiuk V., Mairota P., Svoboda M., Fabrika M., Nagel T.A., Reyer C.P.O. (2017): Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7(6): 395–402.
- Selva N., Berezowska-Cnota T., Elguero-Claramunt I. (2014): Unforeseen Effects of Supplementary Feeding: Ungulate Baiting Sites as Hotspots for Ground-Nest Predation. *PloSone* 9(3): e90740.
- Seregélyes T., Molnár Zs., Bartha S., Csomós Á., Bölöni J. (2008): A hazai növényzet regenerációs képessége a MÉTA adatbázis adatai alapján. IV. Magyar Földrajzi Konferencia előadaskötete, Debrecen. 219–229. p.
- Servanty S., Gaillard J-M, Ronchi F., Focardi S., Baubet E., Gimenez O. (2011): Influence of harvesting pressure on demographic tactics: implications for wildlife management. *Journal of Applied Ecology* 48: 835–843.
- Shaylor H., McBride M., Harrison E. (2009): Sources and Impacts of contaminants in Soil. Cornell Waste Management Institute. 6 p.
- Sheeley R., Manoukian R., Marks G. (2000): Preventing Noxious Weed Invasion. Montiguide MT 199517 AG8/2002. Montana State University, Extension Service, Montana. 4 p.
- Siddiqua A., Hahladakis J.N., Al-Attiya W.A.K.A. (2022): An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environmental Science and Pollution Research* 29: 58514–58536.
- Simberloff D., von Holle B. (1999): Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions* 1: 21–32.
- Skuodienė R., Repsiene R., Karcauskiene D., Siaudinis G. (2018): Assessment of the weed incidence and weed seed bank of crops under different pedological traits. *Applied Ecology and Environmental Research*. 16(2): 1131–1142.
- Smit C., Putman R. (2011): Large herbivores as ‘environmental engineers’, Ungulate management in Europe, Cambridge University Press, 260-283, New York.
- Smith B.L., Cole E.C., Dobkin D.S. (2004): Imperfect pasture. A century of change at the National Elk, Refuge in Jackson Hole, Wyoming. Grand Teton Natural History Association, Moose, Wyoming, USA.
- Smith, N.S. & Côté, I.M. (2019): Multiple drivers of contrasting diversity–invasibility relationships at fine spatial grains. *Ecology* 100: e02573.
- Smith, R.S., Pullan, S., Shiel, R.S. (1996): Seed shed in the making of hay from mesotrophic grassland in a field in northern England: Effects of hay cut date, grazing and fertilizer in a split-split-plot experiment. *Journal of Applied Ecology* 33: 833–841.
- Sonkoly J., Valkó O., Balogh N., Godó L., Kelemen A., Kiss R., Miglécz T., Tóth E., Tóth K., Tóthmérész B., Török P. (2020): Germination response of invasive plants to soil burial depth and litter accumulation is species specific. *Journal of Vegetation Science* 31(6): 1079–1087.
- Sorensen A., van Beest F.M., Brook R.K. (2014): Impacts of wildlife baiting and supplemental feeding on infectious disease transmission risk: A synthesis of knowledge. *Preventive Veterinary Medicine* 113(4): 356–363.
- Sosna D. (2021): Magnetism of strangeness: Silenced histories of landscapes. *History and Anthropology* 1–19.
- Spurrier C., Drees L. (2000): Hostile takeovers in America: invasive species in wildlands and waterways. *Transactions of the 65th North American Wildlife And Natural Resources Conference* 65: 315–325.
- Sramkó G., Vojtkó A. (2010): A Mátra jelentősebb növénytársulásai. In: A Mátrai Tájvédelmi Körzet: Heves és Nógrád határán/ szerk. Baráz Csaba [et al.]. – Eger: Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 431 p., 150–159. – (A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság monográfiái ; 4.)
- Standovár T. (1986): Comparative Study of Vegetation and Soil Pattern in a Mountain Meadow (Mátra, Hungary) II. Soil Pattern and Its Overlap with Vegetation Pattern. *Abstracta Botanica* 10: 291–315.
- Standovár T., Szmorad F., Kelemen K., Kenderes K. (2017): Az erdőállapot-felmérés eredményei. A Mátra erdeinek állapotértékelése. In: Standovár T., Bán M., Kézdy P. (szerk.) (2017): Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben. Tanulmánygyűjtemény. ROSALIA. A Duna-Ipoly nemzeti Park Igazgatóság tanulmánykötetei. 9. kötet. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. 612 p., 259–316. p.
- Stergar M., Jerina K. (2017): Wildlife and forest management measures significantly impact red deer population density. *Šumarski List* 141(3-4): 149–150.



- Sternberg M., Gutman M., Perevolotsky A., Kigel, J. (2003): Effects of grazing on soil seed bank dynamics: An approach with functional groups. *Journal of Vegetation Science* 14(3): 375–386.
- Stewart K.M., Bowyer R.T., Kie J.G., Hurley M.A. (2010): Spatial Distributions of Mule Deer and North American Elk: Resource Partitioning in a Sage-Steppe Environment. *The American Midland Naturalist* 163: 400–412.
- Steyaert S.M.J.G., Kindberg J., Jerina K., Krofel M., Stergar M., Swenson J.E., Zedrosser A. (2014): Behavioral correlates of supplementary feeding of wildlife: Can general conclusions be drawn? *Basic and Applied Ecology*. 15(8): 669–676.
- Štofík J., Perinajová S., Perinaj M. (2019): Analýza úbytku raticovej zveri a efekt legislatívnych aspektov ochrany prírody na hospodárske využitie poľovných revírov v Národnom parku Poloniny. *Ochrana Prírody* 34: 21–36.
- Strykstra R.J., Verweij G.L., Bakker J.P. (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. – *Acta Botanica Neerlandica* 46(4): 387–401.
- Sukopp H. (1962): Neophyten in natürlichen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, Band 75, Heft 6: 193–205.
- Szabó G. (szerk.) (2021): „Szubjektív élményföldrajz” Tanulmánykötet Aubert Antal professzor tiszteletére. Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földrajzi és Földtudományi Intézet, Pécs. 247 p.
- Szegleti Zs., Czóbel Sz., Zimmermann Z., Horváth F. (2020): How do Central European forest stands respond to climate change – Review. *Columella – Journal of Agricultural and Environmental Sciences* 7(1): 35–46.
- Szemethy L., Katona K., Bíró Zs., Terhes A., Bleier N. (2009): A vadetetés és vadföldművelés hazai gyakorlatának elemzése és hasznosulásának terepi vizsgálatai. 2009.10.12. Sopron, Kari Tudományos Konferencia előadásainak és posztereinek kivonata. 111.p
- Szentgyörgyi P., Bátori G. (2022): Adatok a Szuha-vízgyűjtő és környéke flórájához. *Kitaibelia* 27(1): 27–67.
- Szépligetű M. (2015): Természetvédelmi kezelést támogató botanikai szempontú vizsgálatok az Őrségi Nemzeti Park gyepterületein. Doktori (PhD) értekezés. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, Természetvédelem doktori program, Sopron. 94 p.
- Szilassi P., Soóky A., Bátori Z., Hábcenyus A.A., Frei K., Tölgyesi C., van Leeuwen B., Tobak Z., Csikós N. (2021): Natura 2000 Areas, Road, Railway, Water, and Ecological Networks May Provide Pathways for Biological Invasion: A Country Scale Analysis. *Plants* 10, 2670.
- Tamás J., Csontos P. (1998): A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén. 231–264. p. in: Csontos P. (szerk.) Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest
- Tamás J., Ősi Zs., Csontos P. (2015): Egy kevésbé kutatott vadhatás nyomában – szarvas kéreghántása Budakeszi körzetében. *Tájékológiai Lapok* 15 (2): 115–120.
- Tang W., Guo H., Yin J., Ding X., Xu X., Wang T., Yang C., Xiong W., Zhong S., Tao Q. (2022): Germination ecology of *Chenopodium album* L. and implications for weed management. *PLoS ONE* 17(10): e0276176.
- Tari T., Sándor Gy., Dremmel L., Náhlik A. (2011): Comparative study of wild boar feeding habits in captivity versus in the wild. Poster, In: Puigcerver M., Teijeiro J.D.R., Buner F. (ed.): Proceedings of Abstracts of XXXth IUGB Congress (International Union of Game Biologists) and Perdix XIII. Barcelona 2011. 129–131.
- Tarr M.E., Perkins P.J. (2002): Influences of winter supplemental feeding on the energy balance of whitetailed deer fawns in New Hampshire, USA. *Canadian Journal of Zoology*. 80: 6–15.
- Taylor C.A. (1996): The range supplement interaction. Pages 7–16 in C. W. Ramsey, editor. Supplemental feeding of deer: beyond dogma. Texas A&M University, College Station, USA.
- Taylor K., Brummer T., Taper M.L., Wing A., Rew L.J. (2012): Human-mediated long-distance dispersal: an empirical evaluation of seed dispersal by vehicles. *Diversity and Distributions* 18(9): 942–951.
- Theoharides K.A., Dukes, J.S. (2007): Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist* 176(2): 256–273.
- Thompson F.J., Moles A.T., Auld T.D., Kingsford R.T. (2011): Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology* 99: 1299–1307.
- Thompson K. (1986): Small scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* 74: 733–738.
- Thompson K. (1993): Persistence in soil. 199–202. p. In: Hendry G.A.F., Grime J.P. (Eds): *Methods in comparative plant ecology: A laboratory manual*. London, United Kingdom: Chapman & Hall, 252 p.
- Thompson K., Bakker J.P., Bekker R.M. (1997): *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Thompson K., Bakker J.P., Bekker R.M., Hodgson J.G. (1998a): Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of Ecology* 86: 163–169.
- Thompson K., Band S.R., Hodgson J.G. (1993): Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* 7: 236–241.
- Thompson K., Ceriani R.M., Bakker J.P., Bekker R.M. (2003): Are seed dormancy and persistence in soil related? *Seed Science Research* 13(2): 97–100.
- Thompson K., Grime J.P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893–921.

- Thompson K., Jalili A., Hodgson J.G., Hamzeh'ee B., Asri Y., Shaw S., Shirvany A., Yazdani S., Khoshnevis M., Zarrinkamar F., Ghahramani M.-A., Safavi R. (2001): Seed size, shape and persistence in the soil in an Iranian flora. *Seed Science Research* 11: 345–355.
- Thornes J.B. (2007): Modelling Soil Erosion by Grazing: Recent Developments and New Approaches. *Geographical Research* 45(1): 13–26.
- Tobish T., Csontos P., Rédei K.M., Führer E. (2003): Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) faállományok vizsgálata aljnövényzetük összetétele alapján. *Tájékológiai Lapok* 1(2): 193–202.
- Todd S.W. (2016): Gradients in vegetation cover, structure and species richness of Nama-Karoo Shrublands in relation to distance from livestock watering points. *Journal of Applied Ecology* 43: 293–304.
- Tóth Á., Deák B., Tóth K., Kiss R., Lukács K., Rádai Z., Godó L., Borza S., Kelemen A., Miglécz T., Bátor Z., Novák T.J., Valkó O. (2022): Vertical distribution of soil seed bank and the ecological importance of deeply buried seeds in alkaline grasslands. *PeerJ* 10: e13226.
- Tóth K., Hüse B. (2014): Soil seed banks in loess grasslands and their role in grassland recovery. *Applied Ecology and Environmental Research* 12: 537–547.
- Török P. (2008): A magkészlet szerepe mézskerülő gyepek rehabilitációjában. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen, Magyarország, 75 p.
- Török P., Kelemen A., Valkó O., Miglécz T., Tóth K., Tóth E., Sonkoly J., Kiss R., Csecserits A., Rédei T., Deák B., Szűcs P., Varga N., Tóthmérész B. (2017): Succession in soil seed banks and its implications for restoration of calcareous sand grasslands. *Restoration Ecology* 26(2): 134–140.
- Török P., Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2008): Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73–85.
- Török P., Matus G., Papp M., Tóthmérész, B. (2009): Seed Bank and Vegetation Development of Sandy Grasslands After Goose Breeding. *Folia Geobotanica*, 44(1): 31–46.
- Török P., Miglécz T., Valkó O., Tóth K., Kelemen A., Albert Á., Matus G., Molnár V.A., Ruprecht E., Papp L., Deák B., Horváth O., Takács A., Hüse B., Tóthmérész B. (2013): New thousand-seed weight records of the Pannonian flora and their application in analysing social behaviour types. *Acta Botanica Hungarica* 55(3–4): 429–472.
- Tremblay J.P., Huot J., Potvin F. (2006): Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities. *Oecologia* 150: 78–88.
- Turis P. (2020): Nálezy niektorých nepôvodných rastlín v Národnom parku Nízke Tatry. *Naturae Tutela* 24(2): 155–168.
- Turisová I., Štrba T., Andráš P., Aschenbrenner Š. (2014): Floristic composition on the abandoned copper heaps in central Slovakia. *Romanian Journal of Mineral Deposits* 87(1): 61–64.
- Turunen M., Oksanen P., Vuojala-Magga T., Markkula I., Sutinen M.-L., & Hyvönen J. (2013): Impacts of winter feeding of reindeer on vegetation and soil in the sub-Arctic: insights from a feeding experiment. *Polar Research* 32 (18610).
- Tyser R.W., Worley C.A. (1992): Alien Flora in Grasslands Adjacent to Road and Trail Corridors in Glacier National Park, Montana (U.S.A.). *Conservation Biology* 6(2): 253–262.
- Ujvárosi M. (1973): Gyomirtás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 288 p.
- Vajdai I. (Szerk.) (1996): Fontosabb szántóföldi gyomok ismerete és a védekezés ellenük. GATE Mezőgazdasági Szaktanácsadási és Kutatásszervi Intézete, Gödöllő 222 p.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.-C., Simberloff, D. (2009). Invasive species can also be native.... *Trends in Ecology & Evolution* 24(11): 585–585.
- Valkó O., Balogh A., Vida E., Tóthmérész B., Matus G. (2009): Vegetation, phytomass and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia Journal of Botany* 19: 67–78.
- Valkó O., Papp M., Kelemen A., Miglécz T., Wóth W., Matus G. (2011a): Resampling plastic beads, a tool to model seed bank development and propagule dispersal in dry grasslands. 68. p. In: Kuzemko A. (Ed.): Abstracts & excursion guides: 8th European Dry Grassland Meeting: Dry Grassland of Europe: Biodiversity, Classification, Conservation and Management, 2011-06-13–17, Uman, Ukraine.
- Valkó O., Tóthmérész B., Kelemen A., Simon E., Miglécz T., Lukács B.A., Török P. (2014): Environmental factors driving seed bank diversity in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 80–87.
- Valkó O., Török P., Tóthmérész B., Matus G. (2011b): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9–15.
- van Andel J., Grootjans A.P., Aronson J. (2012): Unifying concepts. In van Andel J., Aronson J. (Eds.), *Restoration Ecology: The New Frontier* (Second ed., pp. 9–22). Blackwell Publishing Ltd.
- van Beest F.M., Gundersen H., Mathisen K.M., Milner J.M., Skarpe C. (2010a): Long-term browsing impact around diversionary feeding stations for moose in Southern Norway. *Forest Ecology and Management* 259: 1900–1911.
- van Beest F.M., Loe L.E., Myrsetrud A., Milner J.M. (2010b): Comparative space use and habitat selection of moose around feeding stations. *Journal of Wildlife Management* 74: 219–227.
- van Deelen T.R., Dhuey B., McCaffery K.R., Rolley R.E. (2006): Relative effects of baiting and supplemental antlerless seasons on Wisconsin's 2003 deer harvest. *Wildlife Society Bulletin* 34: 322–328.

- Van der Putten W.H., Bradford M.A., Brinkman P.E., van de Voorde, T.F.J., Veen G.F. (2016): Where, when and how plant-soil feedback matters in a changing world. *Functional Ecology* 30(7): 1109–1121.
- Van Wychen L. (2008): Is your bird feeder a weed seeder? Weed Science Society of America. National & Regional Science Societies. October 13, 2008. 2 p.
- Várallay Gy. (2002): A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai. Egyetemi jegyzet. Budapest. 110 p.
- Vaverková M.D., Maxianová A., Winkler J., Adamcová D., Podlasek A. (2019): Environmental consequences and the role of illegal waste dumps and their impact on land degradation. *Land Use Policy* 89: 104234.
- Vavra M., Parks C.G., Wisdom M.J. (2007): Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. *Forest Ecology and Management* 246: 66–72.
- Velamazán M., San Miguel A., Escribano R., Perea R. (2018): Use of firebreaks and artificial supply points by wild ungulates: Effects on fuel load and woody vegetation along a distance gradient. *Forest Ecology and Management*. 427: 114–123.
- Veldman J.W., Putz F.E. (2010): Long-distance dispersal of invasive grasses by logging vehicles in a tropical dry forest. *Biotropica* 42(6): 697–703.
- Vítková M., Müllerová J., Sádlo J., Pergl J., Pyšek P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: a story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384: 287–302.
- von der Lippe M., Bullock J.M., Kowarik I., Knopp T., Wichmann M. (2013): Human-Mediated Dispersal of Seeds by the Airflow of Vehicles. *PLoS ONE* 8(1): e52733.
- Von Holle B. (2013): Environmental stress alters native-nonnative relationships at the community scale. *Biological Invasions* 15: 417–427.
- Wang Y., Jiang D., Toshio O., Zhou Q. (2013): Recent advances in soil seed bank research. *Contemporary Problems of Ecology* 6(5): 520–524.
- Weller S., Florentine S., Sillitoe J., Grech C., Grech C., McLaren D., Chauhan B.S. (2015): The need for speed: Timely prevention of the dispersal of noxious weeds in relief fodder using efficient sampling procedures. *Crop Protection* 70: 21–27.
- Wellstein C., Otte A., Waldhardt R. (2007): Seed bank diversity in mesic grasslands in relation to vegetation type, management and site conditions. *Journal of Vegetation Science* 18: 153–162.
- White P.J., Proffitt K.M., Mech L.D., Evans S.B., Cunningham J.A., Hamlin K.L. (2010): Migration of northern Yellowstone elk: implications of spatial structuring. *Journal of Mammalogy*. 91: 827–837.
- White S.R., Bork E.W., Karst J., Cahill J.F.JR. (2012): Similarity between grassland vegetation and seed bank shifts with altered precipitation and clipping, but not warming. *Community Ecology*. 13(2): 129–136.
- Whittaker R.H. (1967): Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews* 42(2): 207–264.
- Wichmann B., Fehér L. (2016): Hucul lólegelők botanikai és természetvédelmi szempontú vizsgálatai az Öreg-Bakonyban. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 14(2): 55–65.
- Wiens J.A., Stenseth N.C., Van Horne B., Ims R.A. (1993): Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66(3): 369–380.
- Williamson M. (2001): Can the impacts of invasive plants be predicted? In: Brundu G., Brock J., Camarda I., Child L., Wade, M. (eds.) *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp. 11–20. Backhuys Publishers, Leiden.
- Williamson S. J. (2000): *Feeding wildlife—just say no!* Wildlife Management Institute, Washington, D.C., USA. 43 p.
- Wilson C.E., Castro, K.L., Thurston G.B., Sissons A. (2016): Pathway risk analysis of weed seeds in imported grain: A Canadian perspective. *NeoBiota* 30: 49–74.
- Winterstein S. (1992): Michigan hunter opinion surveys. Federal Aid in Wildlife Restoration Report W-127-R. Michigan Department of Natural Resources, Wildlife Division, Lansing, Michigan, USA.
- Wisconsin Department of Natural Resources. 2005. Potential impacts of a baiting prohibition on Wisconsin hunters. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin, USA. [http://wildpro.twycrosszoo.org/000ADOBES/EISWisconsinCWD/EISAppendix\\_K.pdf](http://wildpro.twycrosszoo.org/000ADOBES/EISWisconsinCWD/EISAppendix_K.pdf) (Utolsó hozzáférés: 2017.12.10.)
- Woch M. W., Stefanowicz A.M., Stanek M. (2017): Waste heaps left by historical Zn-Pb ore mining are hotspots of species diversity of beech forest understory vegetation. *Science of The Total Environment* 599–600: 32–41.
- Wood P., Wolfe M.L. (1988): Intercept feeding as a means of reducing deer–vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*. 16: 376–380.
- Woodruffe-Peacock E.A. (1918): A fox covert study. *Journal of Ecology* 6: 110–125.
- Wortley L., Hero, J.-M., Howes M. (2013): Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21(5): 537–543.
- Yu S.L., Sternberg M., Kutiel P., Chen H.W. (2007): Seed mass, shape, and persistence in the soil seed bank of Israeli coastal sand dune flora. *Evolutionary Ecology Research* 9: 325–340.
- Zobel M., Kalamees R., Püssa K., Roosaluuste E., Moora, M. (2007): Soil seed bank and vegetation in mixed coniferous forest stands with different disturbance regimes. *Forest Ecology and Management* 250(1-2): 71–76.
- Zwaenepoel A., Roovers P., Hermy M. (2006): Motor vehicles as vectors of plant species from road verges in a suburban environment. *Basic and Applied Ecology* 7(1): 83–93.

## M2. Elektronikus hivatkozások jegyzéke

- http1: <http://www.ova.info.hu/> [Lekérdezés időpontja: 2023-05-26]
- http2: [https://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/902001/OFA+hatarozat\\_2018\\_3.pdf/4c99727a-74e1-610a-4f12-9fc0657be57f](https://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/902001/OFA+hatarozat_2018_3.pdf/4c99727a-74e1-610a-4f12-9fc0657be57f) [Lekérdezés időpontja: 2023-07-12]
- http3: [https://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/902001/2\\_2021\\_OFA\\_hatarozat.pdf](https://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/902001/2_2021_OFA_hatarozat.pdf) [Lekérdezés időpontja: 2023-03-12]
- http4: [http://www.derwentcatchment.org/wp-content/uploads/2016/11/Derwent-Valley-Regional-Weed-Management-Plan-2015\\_v9.pdf](http://www.derwentcatchment.org/wp-content/uploads/2016/11/Derwent-Valley-Regional-Weed-Management-Plan-2015_v9.pdf) [Lekérdezés időpontja: 2018-02-07]
- http5: [https://www.oee.hu/hirek/agazati-szakmai/magyar\\_eloszor\\_sertespestis\\_matra](https://www.oee.hu/hirek/agazati-szakmai/magyar_eloszor_sertespestis_matra) [Lekérdezés időpontja: 2023-05-22]
- http6: <http://airterkep.nebih.gov.hu/aaijo/asp/asp.htm#> [Lekérdezés időpontja: 2023-05-30]
- http7: <https://www.harkalyhaz.hu/hu/hir/megnyilt-a-harkaly-haz> [Lekérdezés időpontja: 2023-04-16]
- http8: <https://odp.met.hu/> [Lekérdezés időpontja: 2023-06-20]
- http9: <https://www.nlcsk.org/portal/apps/sites/#/vnadiska-diviaka> [Lekérdezés időpontja: 2023-06-28]
- http10: <https://www.mpsr.sk/aktualne/rezort-podohospodarstva-predstavil-aplikaciu-na-evidenciu-vnadisk/18410/> [Lekérdezés időpontja: 2023-06-28]

## M3-M5. Anyag és módszer képekben

### M3. A vegetációfelvételezés módszertana



a) A kezdőkvadrát (0.0.) megjelölése és az első 1x1 méteres (1.1.) kvadrát elhelyezése (Fotó: Kissné Rusvai Katalin; F1 – Nyestetvár; 2019. augusztus)



b) A felvételek során papír alapú adatrögzítés történt (Fotó: Kissné Rusvai Katalin; F3 – Süket-völgy-oldal; 2020. május)



c) Vegetációfelvételezés egy erdei szórón (Fotó: Kispál Luca; E1 – Cseresi vadászház, 2019. május)



d) Vegetációfelvételezés egy tisztáson lévő szórón (Fotó: Rusvainé Barócsi Katalin; T1 – Hatrapatak-tető, 2020. augusztus)

#### M4. Talajmagbank mintavételezés és csíráztatás



a) A talajmagbank mintavétel eszközei a terepen  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin; 2019. május)



b) A 10x10x5 cm-es mintavételi kvadrát a talajban  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin; 2019. május)



c) A botanikus kertben a nyári-őszi időszakban felállított csíráztató fóliasátrak és a bennük elhelyezett csíráztató edények (Fotó: Kissné Rusvai Katalin; 2019. május)



d) Az egyik mintából kikelő növényfajok  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin; 2019. július)



e) A talajmagbankból (E2 – Hosszú-hegy) kikelő védett pázsitos nőszirm (Fotó: Kissné Rusvai Katalin; 2019. július)

## M5. a) A talajminta vételezés és laboratóriumi feldolgozásuk képekben



a) A vegetációfelvelelés, valamint a talaj- és magbank minta vételezés eszközei a terepen  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. május)



b) Talajminták feldolgozása szárítást követően  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. június)



c) A talajminták pH (KCl) és pH (H<sub>2</sub>O) mérése  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. szeptember)



d) Az összes szervesanyag tartalom meghatározása  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. október)



e) A szerves széntartalom meghatározása közben  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. október)



f) A sótartalom és vezetőképesség meghatározása  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. szeptember)



g) A foszfortartalom meghatározása  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. október)

**M5. b) A talajminták laboratóriumi feldolgozása során használt eszközök és mérőműszerek**



a) A Radelkis OP-211/2 típusú digitális pH mérő (Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. október)



b) Az elektromos vezetőképesség, illetve sótartalom mérésére használt Jenway 4520 Bench típusú mérőműszer (A kép forrása: <https://store.clarksonlab.com/452201.aspx>)



c) A rendelkezésre álló kálium ( $K_2O$ ) és foszfor ( $P_2O_5$ ) kimutatására alkalmas Jenway PFP 7 (Jenway, UK) típusú lángfotométer (Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. október)



d) Az ammóniás nitrogén ( $NH_4^+-N$ ) és nitrát nitrogén ( $NO_3^- -N$ ) tartalom mérésére alkalmas Parnas-Wagner gőzdesztilláló (Fotó: Kissné Rusvai Katalin, 2019. október)



e) A talajtömörödöttség és talajnedvesség mérésére használt Eijkelkamp Penetro Viewer Vs. 6.08 típusú penetrométer (A képek forrása: <https://www.royaleijkelkamp.com/media/nrwjyah3/m-0615sae-penetrologger.pdf>)



## M6-M9. Képek a vizsgálati helyszínekről

### M6. Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában – erdei szőrök



a) E1 – Cseresi vadászház; 2020. május: a szőró területe erősen taposott, szinte vegetáció nélküli. (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



b) E1 – Cseresi vadászház; 2020. augusztus: a szőróterület változatlanul kopár és taposott. (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



c) E2 – Hosszú-hegy; 2016. május: frissen hajtó nagy csalán foltok a szőró közelében. (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



d) E2 – Hosszú-hegy; 2020. augusztus: az intenzív használat egy negatív példája védett természeti területen. (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



e) E3 – Kis-Szár-hegy; 2019. augusztus: szőró egy nyitottabb és gazdagabb aljnövényzetű cseres-tölgyesben. (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



f) E3 – Kis-Szár-hegy; 2019. augusztus: a szőró középpontja vegetációmentes, takarmánymaradvánnyal szórt. (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)

## M7. Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában – tisztáson lévő szórók



a) **T1 – Hatrapatak-tető**; 2016. május: erősen taposott, megnyíló gyepfelszín a szóró középpontjában  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



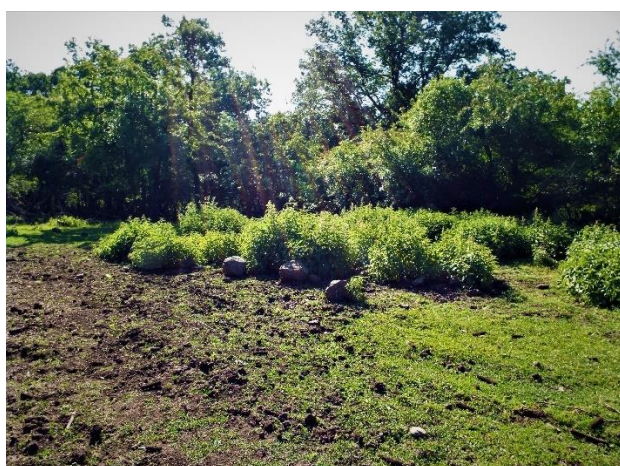
b) **T1 – Hatrapatak-tető**; 2016. augusztus: szúrós szerbtövis és egyéb gyomfajok térdig érő tömege  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



c) **T2 – Rókalyuk-tető**; 2018. május: a szúrós szerbtövis sűrű, de alacsony állománya.  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



d) **T2 – Rókalyuk-tető**; 2020. augusztus: elszáradó kaporlevelű ebszékfű és szúrós szerbtövis tömege.  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



e) **T3 – Pipis-hegy**; 2018. május: taposott gyomtársulás és nagy csalán folt a szóróterületen.  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



f) **T3 – Pipis-hegy**; 2020. augusztus: a szóróterületen hatalmasra nőtt a csattanó maszlag mező.  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin)

## M8. Szórók vizsgálata a bükkös övben – bükkös szórók



a) **B1 – Haluskás**; 2020. augusztus: szóró gyér aljnövényzetű fiatal bükkösben (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



b) **B1 – Haluskás**; 2021. május: a gyomborítás is szegényes a szóróterületen (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



c) **B2 – Szállás-hegy**; 2020. augusztus: kiterjedt, csupasz, degradált talajfelszín (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



d) **B2 – Szállás-hegy**; 2021. május: erősen feltúrt, takarmánymaradványokkal szennyezett talajfelszín (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



e) **B3 – Csiklósd**; 2020. augusztus: erősen bolygatott, kissé köves talajfelszín (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



f) **B3 – Csiklósd**; 2021. május: erősen feltúrt, takarmánnyal és hullattékkal szennyezett talaj (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)

## M9. A különböző korú felhagyott szórók



a) **F1 – Nyesettvár – 1 éve felhagyott szóró;**  
2019. május: a terület eredetileg egy vizes élőhely volt  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



b) **F1 – Nyesettvár – 1 éve felhagyott szóró;**  
2020. augusztus: nyár végére kiszáradó, gyomos területté változott (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



c) **F2 – Nagy-Halmaj-rét – 8 éve felhagyott szóró;**  
2020 május: csalán jelzi az egykori szóró helyét  
(Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



d) **F2 – Nagy-Halmaj-rét – 8 éve felhagyott szóró;**  
2020. augusztus: nyár végére a csalán mellett rendszerint megjelent a parlagfű és egyéb gyomfajok is (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



e) **F3 – Süket-völgy-oldal – 10 éve felhagyott szóró;**  
2020 augusztus: a bolygatásjelző csalán a jelző növényfaj (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)



f) **F3 – Süket-völgy-oldal – 10 éve felhagyott szóró;**  
2019 május: minden évben tömeges volt a csalán, egyéb gyomfajok már csak szálanként fordulnak elő (Fotó: Kissné Rusvai Katalin)

## **M10-M22. Diagramok és táblázatok**

**M10-M11. Az egyes helyszínek felvételezéseinek alapadatai, illetve az ezek alapján elkészített stressz diagrammok.**

M10. Az egyes helyszínek (1. Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában; 2. Bükkös szórók; 3. Felhagyott szórók) felvételezéseinek (vegetáció, talajmagbank, talajparaméterek, főbb meteorológiai tényezők) *alapadatai*.

M11. Az egyes helyszínek (1. Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában; 2. Bükkös szórók; 3. Felhagyott szórók) cönológiai felvételezéseinek alapján elkészített *stressz diagrammok*.

Az M10. melléklet esetében a felsorolt adatok Excel formátumban, míg az M11. melléklet Word dokumentumként az ONLINE MELLÉKLETBEN érhető el az alábbi linken:

<https://1drv.ms/f/s!AvLrDfAS6tNZg3ze-jv5eTr2TH9j?e=1CUa5r>

**M12. A hosszú távú vizsgálatba bevont vizsgálati helyszínek vegetációfelvételezéseinek főbb adatai.**

M12.a) A tisztáson lévő szórókon (T1, T2, T3) kimutatható fajszámok és abundancia viszonyok, illetve a gyomfajok és borításuk aránya az egyes időszakokban.

Év	Szóró	Évszak	Természetességet jelző fajok száma (db)	Degradációt jelző fajok száma (db)	Összes fajszám (db)	A degradációt jelző fajok aránya (%)	Természetességet jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	Degradációt jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	Kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ )	A degradációt jelző fajok borításának aránya (%)
2016	T1	május	40	13	53	24,5	10890	765	11655	6,6
		augusztus	38	21	59	35,6	9842	2603	12445	20,9
	T2	május	44	15	59	25,4	8148	1645	9793	16,8
		augusztus	42	17	59	28,8	7487	2171	9658	22,5
	T3	május	40	21	61	34,4	7568	3896	11464	34,0
		augusztus	38	25	63	39,7	6204	2870	9074	31,6
2018	T1	május	45	27	72	37,5	8390	2614	11004	23,8
		augusztus	40	24	64	37,5	7632	2964	10596	28,0
	T2	május	49	17	66	25,8	8483	1802	10285	17,5
		augusztus	42	19	61	31,1	6982	1893	8875	21,3
	T3	május	33	21	54	38,9	5330	819	6149	13,3
		augusztus	30	24	54	44,4	4607	1318	5925	22,2
2019	T1	május	48	24	72	33,3	10744	2395	13139	18,2
		augusztus	48	37	85	43,5	10570	3897	14467	26,9
	T2	május	45	19	64	29,7	8690	3199	11889	26,9
		augusztus	49	25	74	33,8	9180	1010	10190	9,9
	T3	május	42	19	61	31,1	5280	976	6256	15,6
		augusztus	47	30	77	39,0	6306	1688	7994	21,1
2020	T1	május	42	23	65	35,4	8087	1558	9645	16,2
		augusztus	48	38	86	44,2	9179	3223	12402	26,0
	T2	május	46	29	75	38,7	7155	1164	8319	14,0
		augusztus	45	38	83	45,8	7750	2881	10631	27,1
	T3	május	49	28	77	36,4	5703	1312	7015	18,7
		augusztus	48	36	84	42,9	5979	2598	8577	30,3

M12.b) Az erdei szőrőkon (E1, E2, E3) kimutatható fajszámok és abundancia viszonyok, illetve a gyomfajok és borításuk aránya az egyes időszakokban.

Év	Szóró	Évszak	Természetességet jelző fajok száma (db)	Degradációt jelző fajok száma (db)	Összes fajszám (db)	A degradációt jelző fajok aránya (%)	Természetességet jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	Degradációt jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	Kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ )	A degradációt jelző fajok borításának aránya (%)
2016	E1	május	33	5	38	13,2	2529	36	2565	1,4
		augusztus	31	8	39	20,5	2593	53	2646	2,0
	E2	május	32	11	43	25,6	3691	258	3949	6,5
		augusztus	32	17	49	34,7	2922	302	3224	9,4
	E3	május	39	10	49	20,4	2960	188	3148	6,0
		augusztus	38	10	48	20,8	2445	214	2659	8,0
2018	E1	május	24	4	28	14,3	783	12	795	1,5
		augusztus	25	3	28	10,7	691	10	701	1,4
	E2	május	23	8	31	25,8	1761	100	1861	5,4
		augusztus	22	10	32	31,3	1481	88	1569	5,6
	E3	május	34	11	45	24,4	1658	94	1752	5,4
		augusztus	33	12	45	26,7	1299	92	1391	6,6
2019	E1	május	33	10	43	23,3	1160	42	1202	3,5
		augusztus	34	10	44	22,7	1343	31	1374	2,3
	E2	május	25	11	36	30,6	1403	386	1789	21,6
		augusztus	28	19	47	40,4	1667	231	1898	12,2
	E3	május	34	9	43	20,9	1520	60	1580	3,8
		augusztus	37	16	53	30,2	1200	105	1305	8,0
2020	E1	május	29	11	40	27,5	1168	24	1192	2,0
		augusztus	24	8	32	25,0	1126	10	1136	0,9
	E2	május	28	11	39	28,2	1120	124	1244	10,0
		augusztus	36	26	62	41,9	1726	347	2073	16,7
	E3	május	35	11	46	23,9	1639	264	1903	13,9
		augusztus	41	16	57	28,1	1831	303	2134	14,2

### M13. A hosszú távú vizsgálatba bevont vizsgálati helyszínek magbank adatai.

M13.a) A magbankban előforduló fajok száma az egyes helyszínek összehasonlításában.

	S	C	G	NP	DT	W	I	A	RC	AC	Természetes fajok száma (db)	Degradációt jelző fajok száma (db)	Teljes fajsám (db)	Gyomfajok aránya (%)
<b>E1</b>	0	0	1	1	7	1	0	0	2	0	9	3	12	25,0
<b>E2</b>	1	0	1	0	10	7	0	0	3	1	12	11	23	47,8
<b>E3</b>	0	0	1	1	9	5	0	0	2	1	11	8	19	42,1
<b>T1</b>	0	0	0	1	9	6	0	0	5	4	10	15	25	60,0
<b>T2</b>	0	0	3	1	7	9	0	1	4	4	11	18	29	62,1
<b>T3</b>	0	0	1	1	7	7	0	0	6	4	9	17	26	65,4
<b>KE</b>	1	1	2	0	9	3	0	0	1	1	13	5	18	27,8
<b>KT</b>	0	2	7	3	17	2	0	0	3	2	29	7	36	19,4
<b>Tisztás vs. erdei szóró</b>	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	*	***	ns.	*	ns.	*
<b>Szórók vs. kontroll</b>	ns.	***	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	*	ns.	ns.	ns.

[Jelmagyarázat: E1, E2, E3 – erdei szórók; T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók; KE – kontroll erdei terület; KT – kontroll tisztás; S –specialista fajok; C – kompetitor fajok; G – generalista fajok; NP – természetes pionír növények; DT –zavarástűrő természetes fajok; W – természetes gyomfajok; I – meghonosodott idegen fajok; A – behurcolt, adventív fajok; RC – ruderális kompetitorok; AC – tájidegen, agresszív kompetitorok.]



M13.b) A csíraszámok (db) az egyes helyszínek összehasonlításában.

	S	C	G	NP	DT	W	I	A	RC	AC	Természetes fajok csíraszám (db)	Degradációt jelző fajok csíraszám (db)	Teljes csíraszám (db)	Gyommagvak aránya (%)	Teljes magdenzitás (mag/m <sup>2</sup> )
<b>E1</b>	0	0	1	1	70	2	0	0	3	0	72	5	77	6,5	642
<b>E2</b>	1	0	1	0	35	23	0	0	30	5	37	58	95	61,1	792
<b>E3</b>	0	0	1	1	33	26	0	0	1056	11	35	1093	1128	96,9	9400
<b>T1</b>	0	0	0	5	25	30	0	0	14	31	30	75	105	71,4	875
<b>T2</b>	0	5	0	3	19	317	0	1	57	20	27	395	422	93,6	3517
<b>T3</b>	0	0	1	7	21	9	0	0	13	11	29	33	62	53,2	517
<b>KE</b>	1	111	6	0	42	7	0	0	2	1	160	10	170	5,9	1417
<b>KT</b>	0	44	33	22	365	4	0	0	7	2	464	13	477	2,7	3975
<b>Tisztás vs. erdei szóró</b>	ns.	ns.	ns.	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
<b>Szórók vs. kontroll</b>	ns.	**	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	**	ns.	ns.	ns.	ns.

[Jelmagyarázat: E1, E2, E3 – erdei szórók; T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók; KE – kontroll erdei terület; KT – kontroll tisztás; S –specialista fajok; C – kompetitor fajok; G – generalista fajok; NP – természetes pionír növények; DT –zavarástűrő természetes fajok; W – természetes gyomfajok; I – meghonosodott idegen fajok; A – behurcolt, adventív fajok; RC – ruderális kompetitorok; AC – tájidegen, agresszív kompetitorok.]

**M14. A perzisztencia kategóriák megoszlása a hosszú távú vizsgálatba bevont helyszínek magbankjában.**

M14.a) A perzisztencia kategóriák megoszlása fajszám alapján

	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>T3</b>	<b>KE</b>	<b>KT</b>
<b>Tranziens – T (db)</b>	1	3	4	4	4	3	4	10
<b>Rövid távú perzisztens – SP (db)</b>	2	2	0	1	6	4	4	10
<b>Hosszú távú perzisztens – LP (db)</b>	9	18	15	20	19	19	10	16
<b>T%</b>	8,3	13,0	21,1	16,0	13,8	11,5	22,2	27,8
<b>SP%</b>	16,7	8,7	0,0	4,0	20,7	15,4	22,2	27,8
<b>LP%</b>	75,0	78,3	78,9	80,0	65,5	73,1	55,6	44,4

M14.b) A perzisztencia kategóriák megoszlása csíraszám alapján

	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>T3</b>	<b>KE</b>	<b>KT</b>
<b>Tranziens – T (db)</b>	68	76	1119	78	406	47	42	297
<b>Rövid távú perzisztens – SP (db)</b>	3	2	0	1	7	7	124	124
<b>Hosszú távú perzisztens – LP (db)</b>	6	17	9	26	9	8	4	56
<b>T%</b>	7,8	17,9	0,8	24,8	2,1	12,9	2,4	11,7
<b>SP%</b>	3,9	2,1	0,0	1,0	1,7	11,3	72,9	26,0
<b>LP%</b>	88,3	80,0	99,2	74,3	96,2	75,8	24,7	62,3

[Jelmagyarázat: E1, E2, E3 – erdei szórók; T1, T2, T3 – tisztáson lévő szórók; KE – kontroll erdei terület; KT – kontroll tisztás.]

### M15. A talajellenállás átlagértékek összehasonlító táblázatai (hosszú távú vizsgálat)

M15.a) Az erdei szórók és a kontroll terület összehasonlítása.

	Az erdei szórók				Kontroll erdei
	1-5. kvadrát	6-10. kvadrát	11-15 kvadrát	16-22. kvadrát	
1-10 cm	<b>0,70**</b>	<b>0,69**</b>	<b>0,66*</b>	0,64	0,58
10-20cm	0,96	1,02	1,03	1,04	1,03
20-30cm	1,12***	1,20***	1,33**	1,33**	<b>1,52</b>
30-40 cm	1,36***	1,48***	1,47***	1,59***	<b>1,95</b>
40-50cm	1,36***	1,68***	1,68***	1,84*	<b>2,06</b>
50-60cm	1,36***	1,77***	1,92***	1,95***	<b>2,53</b>
60-70cm	1,39*	1,84	2,17	2,19	1,75
70-80cm	1,55***	1,92	2,20	2,14	<b>2,21</b>

M15.b) A tisztáson lévő szórók és a kontroll terület összehasonlítása.

	A tisztáson lévő szórók				Kontroll tisztás
	1-5. kvadrát	6-10. kvadrát	11-15 kvadrát	16-22. kvadrát	
1-10 cm	0,65***	0,85	0,88	0,87	<b>0,95</b>
10-20cm	1,29	1,32	1,35	1,35	1,22
20-30cm	<b>1,88***</b>	<b>1,85**</b>	1,67	1,63	1,52
30-40 cm	2,27	2,25	2,02	1,99	2,08
40-50cm	2,28	2,40	2,20	2,26	2,48
50-60cm	2,79	2,34	2,58	2,51	2,46
60-70cm	na.	<b>2,41*</b>	1,84	<b>2,80**</b>	1,64
70-80cm	na.	2,51	1,10***	<b>3,70**</b>	<b>2,32</b>

M15.c) A tisztáson lévő és az erdei szórók, valamint a két kontroll terület összehasonlítása.

	Tisztáson lévő és erdei szórók								Kontroll területek	
	1-5. kvadrát		6-10. kvadrát		11-15 kvadrát		16-22. kvadrát		kontroll tisztás	kontroll erdei
	tisztás	erdei	tisztás	erdei	tisztás	erdei	tisztás	erdei		
1-10 cm	0,65	<b>0,70</b>	<b>0,85***</b>	0,69	<b>0,88***</b>	0,66	<b>0,87***</b>	0,64	<b>0,95***</b>	0,58
10-20cm	<b>1,29***</b>	0,96	<b>1,32***</b>	1,02	<b>1,35***</b>	1,03	<b>1,35***</b>	1,04	<b>1,22*</b>	1,03
20-30cm	<b>1,88***</b>	1,12	<b>1,85***</b>	1,20	<b>1,67***</b>	1,33	<b>1,63***</b>	1,33	1,52	1,52
30-40 cm	<b>2,27***</b>	1,36	<b>2,25***</b>	1,48	<b>2,02***</b>	1,47	<b>1,99***</b>	1,59	<b>2,08</b>	1,95
40-50cm	<b>2,28***</b>	1,36	<b>2,40***</b>	1,68	<b>2,20***</b>	1,68	<b>2,26***</b>	1,84	<b>2,48*</b>	2,06
50-60cm	<b>2,79***</b>	1,36	<b>2,34***</b>	1,77	<b>2,58***</b>	1,92	<b>2,51***</b>	1,95	2,46	<b>2,53</b>
60-70cm	na.	1,39	<b>2,41**</b>	1,84	1,84	<b>2,17</b>	<b>2,80**</b>	2,19	1,64	<b>1,75</b>
70-80cm	na.	1,55	<b>2,51</b>	1,92	1,10	<b>2,20***</b>	<b>3,70***</b>	2,14	<b>2,32</b>	2,21

[Jelmagyarázat: félkövér betű: nagyobb érték; na.: nincs mérhető adat. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ). Mértékegység: MPa.]

**M16. A főbb kémiai talajparaméterek transzszektek mentén mérhető átlagértékei a hosszú távú vizsgálatba bevont erdei és tisztáson lévő szőrök esetében (az E1 és T1 jelű szőrök esetében 4 transzszekt, míg a többi 4 helyszín esetében 1-1 transzszekt adatai alapján).**

	1-5. kvadrátok		6-10. kvadrát		11-15. kvadrát		16-22. kvadrát	
	tisztás	erdei	tisztás	erdei	tisztás	erdei	tisztás	erdei
pH (H <sub>2</sub> O)	<b>6,4***</b>	5,3	<b>6,1***</b>	5,2	<b>5,9***</b>	5,0	<b>5,8***</b>	5,0
pH (KCl)	<b>5,4***</b>	4,5	<b>5,2***</b>	4,3	<b>5,1***</b>	4,2	<b>5,0***</b>	4,1
Só %	0,08	<b>0,15**</b>	0,07	<b>0,09</b>	0,06	0,06	0,05	<b>0,09***</b>
Foszfor (µg/g)	<b>708,0***</b>	22,7	<b>204,5***</b>	19,6	<b>138,7***</b>	15,8	<b>15,5</b>	11,8
Kálium (µg/ml)	<b>2536,9***</b>	205,9	<b>1533,5***</b>	157,4	<b>1337,1***</b>	118,1	<b>943,4***</b>	130,5
NH <sub>4</sub> -N (mg kg <sup>-1</sup> )	<b>16,7</b>	15,1	<b>17,5***</b>	13,2	<b>18,3***</b>	12,7	<b>19,1***</b>	11,4
NO <sub>3</sub> -N (mg kg <sup>-1</sup> )	<b>14,0***</b>	2,0	1,8	<b>2,0</b>	<b>1,8</b>	1,3	<b>1,6</b>	0,4
Humusz %	<b>9,1***</b>	4,6	<b>9,6***</b>	5,0	<b>10,4***</b>	5,1	<b>10,1***</b>	5,1

[Jelmagyarázat: félkövér betű: nagyobb érték. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ).]

**M17. A bükkösben lévő szórókon (B1, B2, B3) a vegetációban kimutatható fajsza­mok és abun­dancia viszonyok, illetve a gyomfajok és borításuk aránya az egyes felvételezési időszakokban.**

Év	Szóró	Évszak	Természeteséget jelző fajok száma (db)	Degradációt jelző fajok száma (db)	Összes fajsza­m (db)	A degradációt jelző fajok aránya (%)	Természeteséget jelző fajok összborítása (Σ%)	Degradációt jelző fajok összborítása (Σ%)	Kumulált összborítás (Σ%)	A degradációt jelző fajok borításának aránya (%)
2020	B1	május	34	9	43	20,9	825	62	887	7,0
		augusztus	38	10	48	20,8	901	74	975	7,6
	B2	május	32	16	48	33,3	299	112	411	27,3
		augusztus	34	19	53	35,8	532	156	688	22,7
	B3	május	33	10	43	23,3	475	97	572	17,0
		augusztus	30	14	44	31,8	584	77	661	11,6
2021	B1	május	37	8	45	17,8	623	48	671	7,2
		augusztus	36	9	45	20,0	562	61	623	9,8
	B2	május	33	14	47	29,8	620	90	710	12,7
		augusztus	31	15	46	32,6	452	136	588	23,1
	B3	május	30	6	36	16,7	664	30	694	4,3
		augusztus	31	10	41	24,4	667	35	702	5,0

**M18. A bükkösben lévő szórók (B1, B2, B3) magbank adatai.**

M18.a) A fajszámok (db) az egyes helyszíneken.

	<b>B1</b>	<b>B2</b>	<b>B3</b>	<b>KB</b>
Specialisták – S	0	0	0	1
Kompetitorok – C	0	3	1	1
Generalisták – G	3	3	1	7
Természetes pionír növények – NP	0	1	0	0
Zavarástűrő természetes fajok – DT	5	12	7	13
Természetes gyomfajok – W	4	7	2	1
Meghonosodott idegen fajok – I	0	2	1	0
Behurcolt, adventív fajok – A	0	0	0	0
Ruderális kompetitorok - RC	1	4	0	1
Tájidegen, agresszív kompetitorok - AC	3	3	2	0
Természetességet jelző fajok	8	19	9	22
Degradációt jelző fajok	8	16	5	2
Összesen	16	35	14	24
Degradációt jelző fajok aránya (%)	50,0	45,7	35,7	8,3

M18.b) A csíraszámok (db) az egyes helyszíneken.

	<b>B1</b>	<b>B2</b>	<b>B3</b>	<b>KB</b>
<b>Specialisták – S</b>	0	0	0	3
Kompetitorok – C	0	17	2	2
Generalisták – G	14	6	2	38
Természetes pionír növények – NP	0	5	0	0
Zavarástűrő természetes fajok – DT	21	59	31	53
Természetes gyomfajok – W	574	43	9	3
Meghonosodott idegen fajok – I	0	2	6	0
Behurcolt, adventív fajok – A	0	0	0	0
Ruderális kompetitorok - RC	1	65	0	1
Tájidegen, agresszív kompetitorok - AC	4	17	6	0
Természetességet jelző fajok	35	87	35	96
Degradációt jelző fajok	579	127	21	4
Összesen	614	214	56	100
Degradációt jelző fajok aránya (%)	94,3	59,3	37,5	4,0
Magdenzitás (mag/m <sup>2</sup> )	5117	1783	467	833

[Jelmagyarázat: B1, B2, B3 – bükkösben lévő (erdei) szórók; KB – kontroll bükkös terület.]

**M19. A különböző korú felhagyott szórókon (F1, F2, F3) a vegetációban kimutatható fajszámok és abundancia viszonyok, illetve a gyomfajok és borításuk aránya az egyes időszakokban.**

Év	Szóró	Évszak	Természetességet jelző fajok száma (db)	Degradációt jelző fajok száma (db)	Összes fajszám (db)	A degradációt jelző fajok aránya (%)	Természetességet jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	Degradációt jelző fajok összborítása ( $\Sigma\%$ )	Kumulált összborítás ( $\Sigma\%$ )	A degradációt jelző fajok borításának aránya (%)
2019	F1	május	51	12	63	19,0	8321	1788	10109	17,7
		augusztus	48	20	68	29,4	6245	2063	8308	24,8
	F2	május	74	13	87	14,9	10723	435	11158	3,9
		augusztus	71	17	88	19,3	9991	636	10627	6,0
	F3	május	68	12	80	15,0	5434	403	5837	6,9
		augusztus	69	18	87	20,7	6987	586	7573	7,7
2020	F1	május	50	13	63	20,6	6472	1315	7787	16,9
		augusztus	52	18	70	25,7	7156	3238	10394	31,2
	F2	május	75	13	88	14,8	10766	827	11593	7,1
		augusztus	75	16	91	17,6	11450	687	12137	5,7
	F3	május	67	12	79	15,2	5085	276	5361	5,1
		augusztus	71	18	89	20,2	6348	537	6885	7,8

**M20. A különböző korú felhagyott szórók (F1, F2, F3) magbank adatai.**

M20.a) A fajszámok (db) az egyes helyszíneken.

	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>KT</b>
<b>Specialisták – S</b>	0	0	0	0
Kompetítorok – C	2	1	0	2
Generalisták – G	0	1	4	7
Természetes pionír növények – NP	2	2	2	3
Zavarástűrő természetes fajok – DT	8	15	16	17
Természetes gyomfajok – W	3	7	10	2
Meghonosodott idegen fajok – I	0	0	0	0
Behurcolt, adventív fajok – A	0	0	0	0
Ruderális kompetítorok - RC	4	5	4	3
Tájidegen, agresszív kompetítorok - AC	2	3	2	2
Természetességet jelző fajok	12	19	22	29
Degradációt jelző fajok	9	15	16	7
Összesen	21	34	38	36
Degradációt jelző fajok aránya (%)	42,9	44,1	42,1	19,4

M20.b) A csíraszámok (db) az egyes helyszíneken.

	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>KT</b>
<b>Specialisták – S</b>	0	0	0	0
Kompetítorok – C	2	3	0	44
Generalisták – G	0	1	7	33
Természetes pionír növények – NP	12	9	10	22
Zavarástűrő természetes fajok – DT	173	408	141	365
Természetes gyomfajok – W	11	254	292	4
Meghonosodott idegen fajok – I	0	0	0	0
Behurcolt, adventív fajok – A	0	0	0	0
Ruderális kompetítorok - RC	59	40	7	7
Tájidegen, agresszív kompetítorok - AC	6	50	2	2
Természetességet jelző fajok	187	421	158	464
Degradációt jelző fajok	76	344	301	13
Összesen	263	765	459	477
Degradációt jelző fajok aránya (%)	28,9	45,0	65,6	2,7
Magdenzitás (mag/m <sup>2</sup> )	2192	6375	3825	3975

[Jelmagyarázat: F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró, KT – kontroll terület.]



**M21. A különböző korú felhagyott szórók (F1, F2, F3) között a transzszektek mentén kimutatható szignifikancia szintek és átlagértékek a degradációt jelző fajok száma és borítása alapján, a 2019-es és a 2020-as évek értékei szerint, a májusi és az augusztusi időszakban.**

A degradációt jelző fajok kvadrátonkénti fajsza - MÁJUS																						
Kvadrátok	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.	14.	15.	16.	17.	18.	19.	20.	21.	22.
F1 vs. F3	***	***	**	*	*	*						*				*						
F1 vs. F2	**		*	*	**																	*
F2 vs. F3																				*	***	**
F1 átlag	4,5	4,0	4,6	3,8	3,4	2,9	2,6	2,6	2,4	2,4	1,9	1,8	1,8	1,6	1,1	0,6	0,8	0,8	0,9	0,8	0,9	1,3
F2 átlag	2,4	3,1	2,8	2,0	1,6	2,1	1,6	1,5	1,6	1,4	1,9	1,3	0,8	1,0	0,8	0,7	0,5	0,5	0,5	0,4	0,1	0,1
F3 átlag	1,6	1,8	1,9	2,1	1,6	1,4	1,3	1,1	1,5	1,4	1,4	0,6	0,8	0,6	1,6	1,8	1,9	1,6	1,5	1,8	1,6	1,4
A degradációt jelző fajok kvadrátonkénti fajsza - AUGUSZTUS																						
Kvadrátok	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.	14.	15.	16.	17.	18.	19.	20.	21.	22.
F1 vs. F3	***	***	**	**	*	**	*	**	***	**	**	***	*									
F1 vs. F2	**	*	*																			
F2 vs. F3																						
F1 átlag	6,0	6,0	5,6	5,1	4,6	4,5	4,0	4,0	3,5	2,5	2,4	2,6	2,5	1,8	1,3	1,3	1,1	0,4	1,0	1,1	0,9	0,5
F2 átlag	2,8	3,9	3,5	4,0	3,1	3,4	2,9	2,9	1,9	2,4	1,8	1,5	1,5	1,5	1,5	2,5	1,9	1,0	1,1	0,8	0,6	1,0
F3 átlag	1,9	2,8	2,4	2,1	1,9	1,5	1,5	1,5	1,0	0,9	0,8	0,3	0,5	1,0	0,9	1,4	2,0	0,5	1,0	1,3	0,9	0,8
A degradációt jelző fajok kvadrátonkénti borítása - MÁJUS																						
Kvadrátok	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.	14.	15.	16.	17.	18.	19.	20.	21.	22.
F1 vs. F3		**			**	**	***	*	*													*
F1 vs. F2	*	*					**	*												*	*	*
F2 vs. F3	*	*																*			**	*
F1 átlag	6,8	6,1	12,3	10,0	12,6	10,4	12,5	24,9	23,9	20,4	16,4	15,6	11,5	27,1	16,4	14,0	13,3	16,4	22,0	29,9	31,9	33,8
F2 átlag	39,3	35,1	21,3	14,3	7,1	5,3	2,4	3,9	6,9	6,8	6,1	4,3	1,0	1,0	0,8	1,0	1,3	0,8	0,5	0,4	0,1	0,1
F3 átlag	12,6	11,8	9,4	6,9	3,9	2,0	1,3	1,5	1,5	1,5	2,1	0,6	0,8	0,6	2,1	2,8	3,1	4,0	3,6	5,6	4,1	3,1
A degradációt jelző fajok kvadrátonkénti borítása - AUGUSZTUS																						
Kvadrátok	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.	14.	15.	16.	17.	18.	19.	20.	21.	22.
F1 vs. F3				*	**	**	***	**	*	**	*	*									*	*
F1 vs. F2		*	**	*	**	*	***	*												*	*	*
F2 vs. F3		*																				
F1 átlag	46,1	54,5	52,9	50,1	52,6	36,5	40,4	46,9	33,6	27,6	15,9	11,9	10,1	16,6	11,0	9,3	12,1	12,9	17,6	28,0	39,8	36,3
F2 átlag	21,0	14,0	10,5	8,3	7,5	9,4	7,9	13,5	12,9	14,5	12,4	10,0	3,3	2,8	2,8	7,5	5,0	1,3	1,6	1,5	1,1	1,3
F3 átlag	26,1	29,4	26,0	15,5	9,5	5,8	2,8	2,6	2,1	1,8	1,0	0,5	0,9	1,5	1,5	2,6	3,4	0,8	1,6	1,9	1,9	1,4

[Jelmagyarázat: F1 – 1 éve felhagyott szóró, F2 – 8 éve felhagyott szóró, F3 – 10 éve felhagyott szóró. Szignifikancia szintek: \*\*\*: erősen szignifikáns ( $p < 0,001$ ); \*\*: közepesen szignifikáns ( $p < 0,01$ ); \*: gyengén szignifikáns ( $p < 0,05$ ). Szürke jelölés: legmagasabb átlagérték.]

**M22. A vizsgált helyszíneken (E: erdei szórók; T: tisztáson lévő szórók; B: bükkösben lévő (erdei) szórók; F: felhagyott szórók; KT, KE: kontroll tisztás és erdei terület) előforduló növényfajok összesített listája.**

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Abutilon theophrasti</i> Medik.	Sárga selyemmályva	Abuthe	W	X	X		X			X	X		X		
<i>Achillea collina</i> J. Beck	Mezei cickafark	Achcol	DT	X	X	X	X		X	X	X		X	X	
<i>Achillea crithmifolia</i> W. & K.	Hegyközi cickafark	Achcri	G	X	X		X								
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	Közönséges párlófű	Agreup	DT	X	X	X	X		X						
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Tarackos tippán	Agrsto	C				X								
<i>Ajuga genevensis</i> L.	Közönséges ínfű	Ajugen	G	X	X		X		X						
<i>Ajuga reptans</i> L.	Indás ínfű	Ajurep	DT	X	X	X	X	X	X				X		
<i>Alliaria petiolata</i> (M.B.) Cav. & Gr.	Hagymaszagú kányazsombor	Allpet	DT	X	X		X	X							
<i>Allium sphaerocephalon</i> L.	Bunkós hagyma	Allsph	G												X
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	Réti ecsetpázsit	Alopra	C	X	X		X		X						
<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) Nath.	Közönséges ternye	Alyaly	NP												X
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Wats.	Labodás disznóparéj	Amabli	W		X										
<i>Amaranthus chlorostachys</i> Willd.	Karcsú disznóparéj	Amachl	A		X										
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	Szőrös disznóparéj	Amaret	RC	X	X	X	X			X	X	X	X		
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	Ürömlevelű parlagfű	Ambart	AC	X	X	X	X				X	X			
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Mezei tixszem	Anaarv	W	X	X										
<i>Anthemis austriaca</i> Jacq.	Szöszös pipitér	Antaus	NP		X										
<i>Anthriscus cerefolium</i> (L.) Hoffm.	Zamatos turbolya	Antcer	W		X										
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	Közönséges lúdfű	Aratha	DT		X	X	X								
<i>Arctium lappa</i> L.	Közönséges bojtortján	Arclap	W		X	X									
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) Presl.	Franciaperje	Arrela	DT				X								
<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	Édeslevelű csüdfű	Astgly	G	X	X		X								
<i>Ballota nigra</i> L.	Fekete peszterce	Balnig	W	X	X		X								
<i>Bellis perennis</i> L.	Vad százsorszép	Belper	DT												X
<i>Beta vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i> var. <i>altissima</i>	Cukorrépa	Betvul	I									X			
<i>Bidens tripartita</i> L.	Subás farkasfog	Bidtri	W				X								

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) R.&Sch.	Erdei szálkaperje	Brasyl	G	X	X	X	X	X							
<i>Brassica x napus</i> (L.) Metzger	Őszi káposztarepce	Brax n	A		X										
<i>Briza media</i> L.	Közepes rezgőfű	Brimed	G				X								
<i>Bromus arvensis</i> L.	Mezei rozsнок	Broarv	W				X								
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Puha rozsнок	Brohor	DT	X	X					X	X	X	X		
<i>Bromus inermis</i> Leyss.	Árva rozsнок	Broine	C		X										
<i>Bromus sterilis</i> L.	Meddő rozsнок	Broste	RC	X	X										
<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	Siska nádtippán	Calepi	RC				X								
<i>Campanula patula</i> L.	Terebélyes harangvirág	Campat	G				X								
<i>Campanula persicifolia</i> L.	Baracklevelű harangvirág	Camper	G				X								
<i>Campanula rapunculus</i> L.	Kánya harangvirág	Camrap	DT		X		X								
<i>Cannabis sativa</i> L.	Vadkender	Cansat	A		X						X				
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	Közönséges pásztortáska	Capbur	W	X	X	X	X			X			X		
<i>Cardamine bulbifera</i> L.	Hagymás fogasír	Denbul	G			X	X								
<i>Cardamine impatiens</i> L.	Virágrugó kakukktorma	Carimp	G			X									
<i>Cardamine pratensis</i> L.	Réti kakukktorma	Carpra	G				X								
<i>Carduus acanthoides</i> L.	Útszéli bogáncs	Caraca	W		X		X								
<i>Carex digitata</i> L.	Ujjas sás	Cardig	G	X		X									
<i>Carex divulsa</i> Stok.ex With.	Zöldes sás	Cardiv	DT	X	X	X	X	X		X		X	X		
<i>Carex flacca</i> Schreb.	Deres sás	Carfla	G				X								
<i>Carex hostiana</i> DC.	Barna sás	Carhos	S				X								
<i>Carex montana</i> L.	Hegyi sás	Carmon	S	X											
<i>Carex nigra</i> (L.) Reichb.	Fekete sás	Carnig	G				X								
<i>Carex pallescens</i> L.	Sápadt sás	Carpal	DT		X		X		X						
<i>Carex pilosa</i> Scop.	Bükksás	Carpil	C			X									
<i>Carex praecox</i> Schreb.	Korai sás	Carpra	G		X		X		X						
<i>Carex remota</i> Jusl.ex L.	Ritkás sás	Carrem	C			X							X		
<i>Carex spicata</i> Huds.	Sulymos sás	Carspi	DT	X											

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Carex sylvatica</i> Huds.	Erdei sás	Carsyl	G			X							X		
<i>Centaurea indurata</i> Janka	Borzas imola	Cenind	G		X										
<i>Centaurea jacea</i> L.	Réti imola	Cenjac	G		X		X								
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn.	Kis ezerjófű	Cenery	G	X			X						X		
<i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce	Fehér madársisak	Cepdam	G			X									
<i>Cerastium arvense</i> L.	Parlagi madárhúr	Cerarv	G										X		
<i>Chenopodium album</i> L.	Fehér libatop	Chealb	RC	X	X	X	X			X	X	X	X		
<i>Chenopodium hybridum</i> L.	Pokolvar libatop	Chehyb	W	X	X	X	X						X		
<i>Chenopodium polyspermum</i> L.	Sokmagvú libatop	Chepol	RC		X						X	X	X	X	X
<i>Chenopodium urbicum</i> L.	Faluszéli libatop	Cheurb	W		X		X								
<i>Chrysanthemum corymbosum</i> L.	Sátoros margitvirág	Chrcor	G	X											
<i>Cichorium intybus</i> L.	Mezei katáng	Cicint	W		X		X		X						
<i>Circaea lutetiana</i> L.	Erdei varázslófű	Cirlut	G			X									
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Mezei aszat	Cirarv	RC	X	X	X	X				X		X		
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	Közönséges borsfű	Clivul	G	X	X	X	X	X						X	
<i>Colchicum autumnale</i> L.	Őszi kikerics	Colaut	G		X										
<i>Conium maculatum</i> L.	Foltos bürök	Conmac	RC		X										
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Apró szulák	Conarv	RC	X	X		X				X				
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	Betyárkóró	Concan	AC		X						X		X	X	X
<i>Coronilla varia</i> L.	Tarka koronafürt	Corvar	DT				X								
<i>Corydalis cava</i> (L.) Schw. & K.	Odvas keltike	Corcav	C	X			X								
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz em.Ehrend.	Mezei keresztű	Crulae	DT		X		X		X						
<i>Cuscuta campestris</i> Yuncker	Aranka faj	Cuscam	W		X										
<i>Cuscuta europaea</i> L.	Közönséges aranka	Cuseur	W		X										
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Csillagpázsit	Cyndac	RC										X		
<i>Cynoglossum officinale</i> L.	Közönséges ebnyelvűfű	Cynoff	W	X	X										
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Csomós ebír	Dacglo	DT	X	X	X	X	X					X		
<i>Datura stramonium</i> L.	Csattanó maszlag	Datstr	W	X	X	X	X			X	X	X	X		

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank						
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT	
<i>Daucus carota</i> L.	Vadmurok	Daucar	DT		X	X	X							X		X
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	Erdei sédbúza	Desfle	C	X		X	X						X			
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	Barátságfű	Diacar	G				X									
<i>Dianthus deltoides</i> L.	Mezei szegfű	Diadel	DT				X									X
<i>Digitalis grandiflora</i> Mill.	Sárga gyűszűvirág	Diggra	G		X		X									
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Pirók ujjasmuhar	Digsan	AC		X											
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.B.	Közönséges kakaslábfű	Echcru	AC	X	X		X			X	X	X	X			
<i>Echium vulgare</i> L.	Terjőke kígyószisz	Echvul	W		X						X					X
<i>Elatine</i> sp.	Látonya faj	Elasp.	NP				X									
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould.	Közönséges tarackbúza	Elyrep	RC		X		X									X
<i>Equisetum arvense</i> L.	Mezei zsurló	Equarv	DT			X										
<i>Eragrostis minor</i> Host	Kis tőtippán	Eramin	W		X							X				
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.B.	Szöszös tőtippán	Erapil	W								X					
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	Egynyári seprence	Eriann	AC	X	X	X	X			X	X	X				X
<i>Eryngium campestre</i> L.	Mezei iringó	Erycam	DT		X				X							
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	Erdei kutyatej	Eupamy	G	X												
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	Farkas kutyatej	Eupcyp	DT	X	X	X	X		X							
<i>Euphorbia villosa</i> W. & K. ex Willd.	Bozontos kutyatej	Eupvil	G				X									
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Loeve	Szulákkeserűfű	Falcon	W	X	X	X	X						X			
<i>Festuca altissima</i> All.	Erdei csenkesz	Fesalt	S	X			X									
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	Nádképű csenkesz	Fesaru	DT	X												
<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.	Óriás csenkesz	Fesgig	G			X	X									
<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	Felemáslevelű csenkesz	Feshet	C	X												
<i>Festuca pallens</i> Host	Deres csenkesz	Fespal	C		X											X
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	Réti csenkesz	Fespra	C	X		X										
<i>Festuca pseudovina</i> Hack. ex Wiesb.	Sovány csenkesz	Fespse	C		X		X		X							
<i>Festuca rubra</i> L.	Veres csenkesz	Fesrub	C		X		X		X							X
<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	Koloncos legyezőfű	Filvul	G				X									

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Fragaria vesca</i> L.	Erdei szamóca	Fraves	G	X		X	X	X			X				
<i>Fragaria viridis</i> Duch.	Csattogó szamóca	Fravir	G	X	X		X		X						X
<i>Galeopsis angustifolia</i> Ehrh. ex Hoffm.	Keskenylevelű kenderkefű	Galang	W		X		X								
<i>Galeopsis pubescens</i> Bess.	Pelyhes kenderkefű	Galpub	G	X	X	X	X								
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Kicsiny gombvirág	Galpar	AC	X	X						X				
<i>Galium aparine</i> L.	Ragadós galaj	Galapa	W	X	X	X	X			X		X			
<i>Galium glaucum</i> L.	Szürke galaj	Galgla	G	X			X								
<i>Galium mollugo</i> L.	Közönséges galaj	Galmol	G	X		X	X	X							
<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	Szagos müge	Galodo	C			X									
<i>Galium palustre</i> L.	Mocsári galaj	Galpal	G				X								
<i>Galium rubioides</i> L.	Réti galaj	Galrub	G		X										
<i>Galium schultesii</i> Vest	Fénytelen galaj	Galsch	G	X	X			X						X	
<i>Galium verum</i> L.	Tejltó galaj	Galver	DT	X	X		X		X						X
<i>Gentiana cruciata</i> L.	Szent László-tárnics	Gencru	G		X		X		X						
<i>Geranium columbinum</i> L.	Galambláb gólyaorr	Gercol	DT		X										
<i>Geranium molle</i> L.	Puha gólyaorr	Germol	DT		X		X		X						
<i>Geranium robertianum</i> L.	Nehézszagú gólyaorr	Gerrob	DT	X	X	X	X								
<i>Geranium sanguineum</i> L.	Piros gólyaorr	Gersan	C		X										
<i>Geum urbanum</i> L.	Erdei gyömbérgyökér	Geurb	DT	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	
<i>Glechoma hederacea</i> L.	Kerek repkény	Glehed	DT	X	X	X	X	X		X	X		X		X
<i>Glechoma hirsuta</i> W. & K.	Borzas repkény	Glehir	G	X	X	X	X	X		X					X
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	Iszapgyopár	Gnauli	DT				X								
<i>Gypsophila muralis</i> L.	Mezei fátyolvirág	Gypmur	NP	X	X						X				X
<i>Helianthemum ovatum</i> (Viv.) Dun.	Közönséges napvirág	Helova	G				X								
<i>Helianthus annuus</i> L.	Napraforgó	Helann	I	X											
<i>Hibiscus trionum</i> L.	Varjúmák	Hibtri	W		X		X			X		X			
<i>Hieracium murorum</i> L.	Erdei hölgymál	Hiemur	G	X			X	X							
<i>Hieracium umbellatum</i> L.	Ernyős hölgymál	Hieumb	DT	X		X	X								

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Hordelymus europaeus</i> (L.) Jess.	Erdei hajperje	Horeur	G	X											
<i>Hordeum murinum</i> L.	Egérárpa	Hormur	W		X										
<i>Hypericum hirsutum</i> L.	Borzas orbáncfű	Hyphir	DT	X				X							
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Közönséges orbáncfű	Hypper	DT	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypericum tetrapterum</i> Fr.	Mocsári orbáncfű	Hypdet	G				X								
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Kacúros véreslapu	Hyprad	G				X					X			
<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	Erdei nebáncsvirág	Impnol	G			X									
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	Kisvirágú nebáncsvirág	Imppar	AC	X											
<i>Inula britannica</i> L.	Réti peremisz	Inubri	DT		X		X			X					X
<i>Inula salicina</i> L.	Fűzlevelű peremisz	Inusal	G				X								
<i>Iris graminea</i> L.	Pázsitos nőszirm	Irigra	S							X				X	
<i>Juncus effusus</i> L.	Békaszittyó	Juneff	DT	X		X	X			X		X	X		
<i>Juncus tenuis</i> Willd.	Vékony szittyó	Junten	W									X			
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	Mezei varfű	Knaarv	DT		X		X						X		X
<i>Lactuca serriola</i> Torn.ex L.	Keszegsaláta	Lacser	W		X		X								
<i>Lamium purpureum</i> L.	Piros árvacsalán	Lampur	W		X		X								
<i>Lapsana communis</i> L.	Közönséges bojtörjánsaláta	Lapcom	DT	X	X									X	
<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	Mogyorós lednek	Lattub	W	X	X	X	X			X					
<i>Leontodon autumnalis</i> L.	Őszi orozslánfog	Leoaut	DT				X						X		
<i>Leontodon hispidus</i> L.	Közönséges orozslánfog	Leohis	DT		X		X			X					
<i>Leonurus marrubiastrum</i> L.	Pemete gyöngyajak	Leomar	W				X						X		
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	Réti margitvirág	Leuvul	G		X		X			X					X
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	Közönséges gyújtóványfű	Linvul	W		X		X								
<i>Lolium perenne</i> L.	Angolperje	Lolper	DT	X	X		X				X				
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Szarvaskerep	Lotcor	DT	X	X	X	X			X			X		
<i>Luzula campestris</i> (L.) Lam. & DC.	Mezei perjeszittyó	Luzcam	DT		X		X			X	X				X
<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dand. & W.	Fehér perjeszittyó	Luzluz	C	X		X							X		
<i>Lychnis coronaria</i> L.	Bársonyos kakukkszegfű	Lycor	S	X	X		X								

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Lycopus eruropaeus</i> L.	Vízi peszérce	Lyceur	DT				X								
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	Pénzlevelű lizinka	Lysnum	DT	X		X	X	X		X	X	X	X		
<i>Lythrum linifolium</i> Kar. & Kir.	Lenlevelű füzény	Lytlin	NP	X											
<i>Malva neglecta</i> Wallr.	Papsajt mályva	Malneg	W		X										
<i>Medicago lupulina</i> L.	Komlós lucerna	Medlup	DT	X	X	X	X					X			
<i>Medicago sativa</i> L.	Takarmánylucerna	Medsat	I		X										
<i>Melampyrum pratense</i> L.	Réti csormolya	Melpra	G				X								
<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke	Fehér mécsvirág	Melalb	W		X		X								
<i>Melica uniflora</i> Retz.	Egyvirágú gyöngyperje	Meluni	C	X		X	X	X							
<i>Melittis melissophyllum</i> L.	Nagyvirágú méhfű	Melmel	S	X											
<i>Mentha longifolia</i> (L.) Nath.	Lómenta	Menlon	DT	X		X	X					X	X		
<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	Erdei csitri	Moetri	DT	X	X	X	X	X		X			X	X	
<i>Molinia arundinaceae</i> Schrank	Nádképű kékperje	Molaru	C				X								
<i>Muscari botryoides</i> (L.) Mill.	Epergyöngyike	Musbot	G		X										
<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dum.	Közönséges kakicsvirág	Mycmur	G	X	X	X	X	X		X					
<i>Myosotis ramosissima</i> Roch. ex Schult.	Borzas nefelejcs	Myoram	NP			X					X	X	X		X
<i>Myosotis sparsiflora</i> Mikan ex Pohl	Lazavirágú nefelejcs	Myospa	G		X		X								
<i>Odontites vernus</i> (Bell) Dum.	Vörös fogfű	Odover	W				X								
<i>Onopordum acanthium</i> L.	Szamárbogáncs	Onoaca	W		X										
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	Közönséges kígyónyelv	Ophvul	G			X	X								
<i>Origanum vulgare</i> L.	Közönséges szurokfű	Orivul	DT		X		X								
<i>Orobanche alba</i> Steph. ex Willd.	Kakukkfű vajvirág	Oroalb	G		X										
<i>Orobanche caryophyllacea</i> Sm.	Galajfojtó vajvirág	Orocar	G		X										
<i>Oxalis acetosella</i> L.	Erdei madársóska	Oxaace	C			X									
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Szürke madársóska	Oxacor	AC	X		X					X				
<i>Oxalis dillenii</i> Jacq.	Parlagi madársóska	Oxadil	A	X	X	X									
<i>Papaver rhoeas</i> L.	Pipacs	Paprho	W		X										
<i>Peplis portula</i> L.	Henye tócsahúr	Peppor	NP				X			X			X		



Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Peucedanum alsaticum</i> L.	Buglyos kocsord	Peuals	G				X								
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Zöld pántlikafű	Phaar	G				X								
<i>Pholiurus pannonicus</i> (Host) Trin.	Magyar kígyófark	Phopan	S				X								
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	Hasznos földitömjén	Pimsax	G				X								
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Lándzsás útifű	Plalan	DT		X	X	X		X		X	X	X	X	X
<i>Plantago major</i> L.	Nagy útifű	Plamaj	W	X	X	X	X			X	X	X	X		
<i>Plantago media</i> L.	Réti útifű	Plamed	DT		X		X		X		X				X
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rchb.	Kétlevelű sarkvirág	Plabif	G			X									
<i>Poa angustifolia</i> L.	Réti perje	Poaang	DT	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X
<i>Poa annua</i> L.	Egynyári perje	Poaann	RC	X	X										
<i>Poa nemoralis</i> L.	Ligeti perje	Poanem	C	X	X	X	X	X				X	X	X	
<i>Poa trivialis</i> L.	Sovány perje	Poatri	DT				X								
<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	Üstökös pacsirtafű	Polcom	G				X								
<i>Polygala major</i> Jacq.	Nagy pacsirtafű	Polmaj	S						X						
<i>Polygala vulgaris</i> L.	Hegyi pacsirtafű	Polvul	G		X										
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Fürtös salamonpecsét	Polmul	G				X								
<i>Polygonum aviculare</i>	Madárkeserűfű	Polavi	RC	X	X	X	X			X	X		X		
<i>Polygonum convolvulus</i>	Szulákkeserűfű	Polcon	W											X	
<i>Polygonum mite</i> Schrank.	Szelíd keserűfű	Perdub	DT	X		X	X	X		X					
<i>Polygonum persicaria</i> L.	Baracklevelű keserűfű	Polper	DT		X		X					X			
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Kövér porcsin	Porole	W		X		X				X	X	X		
<i>Potentilla alba</i> L.	Fehér pimpó	Potalb	S				X								
<i>Potentilla argentea</i> L.	Ezüst pimpó	Potarg	DT	X	X		X		X		X		X	X	X
<i>Potentilla inclinata</i> Vill.	Szürke pimpó	Potinc	G		X		X					X			
<i>Potentilla micrantha</i> Ram.	Kisvirágú pimpó	Potmic	G	X											
<i>Potentilla reptans</i> L.	Kúszó pimpó	Potrep	DT	X	X	X	X					X			
<i>Potentilla supina</i> L.	Henye pimpó	Potsup	NP							X			X		
<i>Primula veris</i> L.em.Huds.	Tavaszi kankalin	Priver	G				X								

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Közönséges gyíkfű	Pruvul	DT	X		X	X	X		X		X		X	
<i>Ranunculus acris</i> L.	Réti boglárka	Ranacr	G	X	X		X						X		X
<i>Ranunculus auricomus</i> L.em.Korsh.	Változó boglárka	Ranaur	S	X			X								
<i>Ranunculus ficaria</i> L.	Salátaboglárka	Ranfic	C	X	X	X	X	X							
<i>Ranunculus illyricus</i> L.	Selymes boglárka	Ranill	S		X		X		X						
<i>Ranunculus lanuginosus</i> L.	Gyapjas boglárka	Ranlan	S	X											
<i>Ranunculus repens</i> L.	Kúszó boglárka	Ranrep	DT	X	X	X	X								
<i>Ranunculus sardous</i> Cr.	Buborcs boglárka	Ransar	DT										X		
<i>Rumex acetosa</i> L.	Mezei sóska	Rumace	DT		X		X				X				
<i>Rumex acetosella</i> L.	Juhsóska	Rumace	NP		X										
<i>Rumex crispus</i> L.	Fodros lórom	Rumcri	W	X	X	X	X	X		X					
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Réti lórom	Rumobt	DT				X								
<i>Rumex thyrsiflorus</i> Fingerhut	Füles sóska	Rumthy	DT		X										
<i>Salvia pratensis</i> L.	Mezei zsálya	Salpra	G		X				X						
<i>Sanicula europaea</i> L.	Európai gombornyó	Saneur	G			X									
<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	Vajszínű ördög szem	Scaoch	DT	X	X		X		X				X		X
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	Közönséges erdeikáka	Scisyl	G									X			
<i>Scleranthus annuus</i> L.	Egynyári szikárka	Scwann	W		X						X				
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	Göcsös görvélyfű	Sernod	DT	X		X	X					X			
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Közönséges aggófű	Senvul	W		X	X	X								
<i>Setaria pumila</i> L.	Fakó muhar	Setpum	W	X	X		X				X	X			
<i>Setaria verticillata</i> L.	Ragados muhar	Setver	W		X										
<i>Silene nutans</i> L.	Kónya habszegfű	Silnut	G	X		X	X								
<i>Silene viscaria</i> L.	Enyves szurokszegfű	Silvis	S	X			X								
<i>Solanum nigrum</i> L.	Fekete csucsor	Solnig	W	X	X	X	X			X	X		X		
<i>Sonchus arvensis</i> L.	Mezei csorbóka	Sonarv	W		X										
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Szúrós csorbóka	Sonasp	W				X								
<i>Sonchus oleraceus</i> L.em.Gouan	Szelíd csorbóka	Sonole	W	X	X	X	X				X				

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Stachys officinalis</i> L.	Orvosi tisztesfű	Staoff	G	X	X		X		X				X		
<i>Stachys recta</i> L.	Hasznos tisztesfű	Starec	G		X				X						
<i>Stachys sylvatica</i> L.	Erdei tisztesfű	Stasy1	G			X									
<i>Stellaria aquatica</i> (L.) Scop.	Vízi csillaghúr	Steaqu	DT										X		
<i>Stellaria graminea</i> L.	Réti csillaghúr	Stegra	DT		X		X								
<i>Stellaria holostea</i> L.	Olocsán csillaghúr	Stehol	C	X	X			X							
<i>Stellaria media</i> (L.) Cyr.	Tyúkhúr	Stemed	DT	X	X	X	X			X	X	X	X		X
<i>Stellaria nemorum</i> L.	Erdei csillaghúr	Stenem	S				X								
<i>Succisa pratensis</i> Moench	Réti ördögharaptafű	Sucpra	G												X
<i>Symphytum tuberosum</i> L.	Gumós nadálytő	Symtub	G	X	X		X								
<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex Wigg.	Gyermekláncfű	Taroff	RC	X	X	X	X								X
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	Sarlós gamandor	Teucha	G	X	X		X		X						
<i>Thlaspi arvense</i> L.	Mezei tarsóka	Thlarv	W	X	X										
<i>Thymus glabrescens</i> Willd.	Közönséges kakukkfű	Thygla	G		X										
<i>Thymus pulegioides</i> L.	Hegyi kakukkfű	Thypul	G		X		X		X						
<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.	Bojtorjános tüskemag	Torjap	DT	X	X	X	X								
<i>Tragopogon orientalis</i> L.	Közönséges bakszakáll	Traori	DT		X										
<i>Trifolium alpestre</i> L.	Bérci here	Trialp	G		X		X		X						
<i>Trifolium arvense</i> L.	Tarlóhere	Triarv	DT		X										
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	Mezei here	Tricam	DT	X	X		X								
<i>Trifolium medium</i> Grufbg.ex L.	Erdei here	Trimed	G	X		X		X							
<i>Trifolium ochroleucon</i> Huds.	Vajszínű here	Trioch	G		X	X	X						X		
<i>Trifolium pratense</i> L.	Réti here	Tripri	DT	X	X	X	X								
<i>Trifolium repens</i> L.	Fehér here	Trirep	DT	X	X	X	X			X		X			
<i>Trifolium striatum</i> L.	Sávós here	Tristr	NP		X		X					X			
<i>Tripleurospermum indodorum</i> L.	Kaporlevelű ebszékfű	Triino	W	X	X	X	X			X	X				
<i>Triticum aestivum</i> L.	Őszi búza	Triaes	I		X	X						X			
<i>Tussilago farfara</i> L.	Martilapu	Tusfar	DT	X											

Latin név	Magyar név	Rövidítés	Borhidi	Vegetáció						Magbank					
				E	T	B	F	KE	KT	E	T	B	F	KE	KT
<i>Urtica dioica</i> L.	Nagy csalán	Urtdio	DT	X	X	X	X			X	X	X	X		
<i>Valeriana officinalis</i> L.	Orvosi macskagyökér	Valoff	G	X	X			X							
<i>Verbascum phlomoides</i> L.	Szöszös ökörfarkkóró	Verphl	W	X	X	X	X				X		X	X	X
<i>Verbascum phoeniceum</i> L.	Lila ökörfarkkóró	Verpho	G	X	X		X		X	X	X				X
<i>Verbena officinalis</i> L.	Közönséges vasfű	Veroff	W		X										
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	Ösztörús veronika	Vercha	DT	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Veronica dillenii</i> Cr.	Sovány veronika	Verdil	NP	X											
<i>Veronica hederifolia</i> L.	Borostyánlevelű veronika	Verhed	W	X	X	X	X						X	X	
<i>Veronica officinalis</i> L.	Orvosi veronika	Veroff	G	X		X	X	X				X			
<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	Kakukk veronika	Verser	DT	X	X	X	X	X							
<i>Veronica verna</i> L.	Tavaszi veronika	Verver	NP	X	X	X	X		X						
<i>Veronica triphyllos</i> L.	Ujjaslevelű veronika	Vertri	NP				X								
<i>Vicia angustifolia</i> Grufbg.	Vetési bükköny	Vicang	DT	X	X	X	X		X			X			X
<i>Vicia cracca</i> L.	Kaszanyűg bükköny	Viccra	DT		X		X		X						
<i>Vicia pannonica</i> Cr.	Pannon bükköny	Vicpan	W			X									
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik.	Közönséges méreggyilok	Vinhir	G		X		X								
<i>Viola alba</i> Bess.	Fehér ibolya	Vioalb	G	X											
<i>Viola hirsuta</i> L.	Borzas ibolya	Viohir	G	X	X		X		X						
<i>Viola kitaibelana</i> Roem. & Schult.	Törpe árvácska	Viokit	NP		X		X		X						
<i>Viola reichenbachia</i> Jord. ex Boreau	Erdei ibolya	Viosyl	G	X		X	X	X							
<i>Vitis</i> sp.	Szőlő	Vitvin	I									X			
<i>Waldsteinia geoides</i> Willd.	Waldstein pimpó	Walgeo	G				X								
<i>Xanthium spinosum</i> L.	Szúrós szerbtövis	Xanspi	W		X						X				
<i>Xanthium strumarium</i> L.	Bojtorján szerbtövis	Xanstr	W	X	X										
<i>Zea mays</i> L.	Kukorica	Zeamay	I	X	X	X									

## 11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Elsőként köszönettel tartozom témavezetőmnek, Prof. Dr. Czóbel Szilárdnak (SZTE MGK NKI), aki egészen a mesterképzés kezdetétől végig kísérte utamat. Emberileg és szakmailag is nagyon sok segítséget kaptam tőle az elmúlt évek során, s ez a kapcsolat mind a mai napig megmaradt, a nagy távolság ellenére is. Hálásan köszönöm neki a sok konzultációt, a kéziratok és egyéb tudományos munkák szakmai bírálatát, a konferenciákon való közös részvételeket, valamint a mindig gyors és segítőkész válaszokat, melyek mind hozzájárultak ahhoz, hogy doktori tanulmányaimat sikeresen végezhessem. Köszönetet érdemel továbbá másik témavezetőm, Saláta Dénes (MATE) is, aki különösen a statisztikai elemzésekben és a nemzetközi folyóiratokba készülő kéziratok elkészítésében segítette a munkámat.

Köszönet illeti a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság Mátrai és Tarna-Lázbérci Tájegységének számos dolgozóját, külön kiemelve Magos Gábor természetvédelmi őrszolgálat- és tájegységvezetőt, aki a téma biztosítása mellett, a vizsgálati helyszínek kiválasztásában is segített, valamint Czikora János természetvédelmi őrt, aki szintén hozzájárult az egyes felvételezési pontok kijelöléséhez és többször segített a terepi közlekedésben is. Ezen kívül külön köszönetet érdemel Urbán László csoportvezető, akinek a közbenjárásával a terepi munkák idején többször megszállhattam az újonnan megépült mátrafüredi Harkály Ház kutatói szálláshelyén. A terepre való kijutásomat több alkalommal segítették még az Erdészeti Kutatóintézet és az Egererdő Zrt Mátrafüredi Erdészetének dolgozói, így őket is külön köszönet illeti. Ezen kívül kedves szakdolgozómnak, Kispál Lucának is szeretném megköszönni, hogy néhány alkalommal együtt felmérhettünk, s olyankor mindig kellemes és szakmailag is segítő társaságban tölthettem a munkát.

Mindezek mellett köszönetemet szeretném kifejezni Prof. Dr. Csontos Péternek (Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani Intézet (ATK TAKI)), aki a talajmagbank vizsgálatok elvégzéséhez biztosított számomra egyrészt jelentős mennyiségű szakmai anyagot, másrészt számos jótanáccsal is ellátott a gyakorlati kivitelezést illetően is. Hálás köszönet illeti továbbá Pándi Ildikót (MATE), aki a csíráztatásos vizsgálataim botanikus kerti helyszínét biztosította, de köszönet jár a kert többi dolgozójának is, akik a felvételezési időszakok alatt gyakran besegítettek a csíranövények öntözésébe. A talajtani vizsgálatok elvégzésében nyújtott segítségért pedig köszönettel tartozom Gergely Ildikónak (MATE) és Szilákné Ipacs Mónikának, valamint az egykori SZIE Talajtani és Agrokémiai Tanszéke többi dolgozójának, akik a laboratóriumi elemzések betanításában és koordinálásában segítettek. A talajtömörödés és talajnedvesség mérésében nyújtott segítségért, valamint a szükséges eszköz biztosításáért hálás köszönet illeti Dr. Waltner Istvánt és Grósz Jánost (MATE, Vízgazdálkodási és Klímaadaptációs Tanszék). A statisztikai elemzésekben nyújtott segítségért pedig Wichmann Barnabás érdemel elsősorban nagy köszönetet.

Hálás köszönettel tartozom továbbá családtagjaimnak is, akik nemcsak lelkileg támogattak, hanem a terepi munkát is sokszor segítették. A rengeteg (összesen több mint 300 kg!) talajminta kézi erejű lehordásában, valamint azok további szállításában, illetve a csíráztatásos vizsgálathoz szükséges fóliásátrak megépítésében és botanikus kerti telepítésében édesapám, édesanyám, párom és öcsém is részt vettek, nélkülük biztosan nem tudtam volna a kapcsolódó vizsgálatokat elvégezni. Külön szeretném kiemelni *édesapámat*, aki a legtöbbször elkísért a felmérések során, és nem csak a helyszínekre való eljutásban segített, hanem végig ott volt velem, és lelkileg is támogatott a hosszú órákig tartó munka során. Rendkívül hálás vagyok ezekért a napokért, utólag szinte élménnyé vált minden egyes terepnap amikor valamelyik családtagom elkísért, így ezúton is nagy köszönet illeti őket.

A disszertáció megírása során pedig elsősorban *édesanyámnak* szeretném megköszönni a támogató és biztató szavakat, melyek mindig átsegítettek a sokszor igen nehéz pillanatokon is. Emellett *kisfiámnak* tartozom még nagyon hálás köszönettel, aki élete legelső évében, a nappali alvások gyakori mellőzésétől eltekintve, a viszonylag nyugodt és többségében átaludt éjszakáival, valamint későn kibújó fogáival járult hozzá a dolgozat elkészüléséhez.