

# Talajmagbank-vizsgálatok eltérő ideje felhagyott vadászati célú etetőhelyeken

Rusvai Katalin<sup>1\*</sup>, Kispál Luca<sup>1</sup>, Házi Judit<sup>2</sup> és Czóbel Szilárd<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

<sup>2</sup>Állatorvostudományi Egyetem, Növényteni Tanszék, 1077 Budapest, Rottenbiller utca 50. I. em. 7.

<sup>3</sup>Szegedi Tudományegyetem, Mezőgazdasági Kar, Növénytudományi és Környezetvédelmi Intézet, 6722 Szeged, Egyetem u. 2.

\*E-mail: [r.kati24@gmail.com](mailto:r.kati24@gmail.com)

**Összefoglaló:** A vadászati célú etetőhelyek felhagyását követő változások eddig kevésbé ismertek, különösen a talajmagbankot érintően. A Mátra hegységben ezért 3 db, eltérő ideje (1, 8 és 10 éve) felhagyott etetőhelyen egy korábbi tavaszi mellett egy őszi magbankmintavétel is végeztünk. Eredményeink alapján jól kimutatható volt, hogy az őszi mintákban több faj több magja volt jelen, s minden esetben nagyobb volt a gyomfajok és magvaik aránya is. A legjelentősebb eltéréseket a felszíni vegetációt és a magbankot illetően is a leginkább zavart, egy éve felhagyott szórón tapasztaltuk. A növényzetben jellemző évközi változások jól kimutathatóak voltak a magbankból is, azaz feltehetőleg az egykori használatból eredő perzisztens gyommagbank mellett a helyi magszórásnak is szerepe lehet e helyszíneken. Mindezek jelentősen hátráltathatják az érintett gyepterületek regenerációját, illetve – egy esetleges újabb zavarás esetén – a klímaváltozás hatásai mellett akár egy újabb invázióhoz is vezethetnek.

**Kulcsszavak:** degradáció, gyomfajok, perzisztens magbank, regeneráció

## Bevezetés

A vadtakarmányozás hatásait széles körben kutatták már, de ezek főleg az északi országokban zajlottak, és elsősorban a téli kiegészítő etetés állatpopulációkra gyakorolt hatásait vizsgálták, a vegetációra gyakorolt hatás kevés esetben került a középpontba (Milner *et al.* 2014). Hazánkban a vadászati célú etetőhelyek, az ún. *szórók* a leginkább elterjedtek, melyek napjainkban egyre több természetvédelmi problémát okoznak védett természeti területeken is. A szóró általában a magaslestől kb. 30-50 m távolságban kialakított kis méretű tisztás (Heltay 2000), ahol a kihelyezett különféle táplálékok (leggyakrabban csöves vagy szemes kukorica,

illetve időnként különféle ipari melléktermékek és élelmiszer-maradványok egyfajta csaliként az adott helyre vonzzák az állatokat, kedvező vadászati lehetőségeket biztosítva ezáltal (Nagy 2004, Heltai és Sonkoly 2009, Barta 2018). Ezek a helyszíneken a takarmány egyszerűen csak a földre kerül (Bíró 1998, Barta 2018). A szórókat jellemzően igen intenzíven használják, egyes becslések szerint országszerte több mint 30 000 ilyen objektum működik (Nagy 2004).

A szórókról országos nyilvántartás azonban nincsen, illetve a hazai szabályozás is meglehetősen hiányos. A szóró fogalma a vadászati törvényben egyáltalán nem szerepel, míg a végrehajtási rendeletben (79/2004. (V.4.) FVM rendelet) megjelenik ugyan, de nem kerül felsorolásra a vadászati létesítmények között. Csak az AM rendeletek és a vadgazdálkodási tervek tartalmazzak néhány előírást. Ilyenek például a következők: „szórón kombájntiszta szemes takarmány, csöves kukorica, valamint répapfélék és almatörköly használhatók”, illetve a megjelenő gyomok kaszálása, melyeket azonban gyakran nem tartanak be. Ráadásul nincs korlátozás a kihelyezhető takarmányok mennyiségére, a területegységenként létesíthető szórók számára és a megmaradó takarmányok eltávolítására sem. Ezek a helyszíneken így – köszönhetően a takarmányokkal bekerülő idegen fajok magvainak, a fokozott túsás, taposás, emberi és állati magterjesztés hatásainak, valamint a jelentős tápanyag-hozzáadásnak – gyakran jelentős mértékű degradáció tapasztalható, melyet hazai viszonyok között a Mátra hegységben (Rusvai *et al.* 2021, 2022a,b, Rusvai 2023), míg külföldi vonatkozásban Szlovákiában is számos esetben igazoltak (Kochjarová *et al.* 2023).

A szórókon a gyomborítás mértékét és kiterjedését elsősorban az élőhely típusa határozza meg. A fényben gazdag tisztásokon kialakított etetőhelyek általában jóval degradáltabbak, mint az erdei helyszínek. Ahogyan a hosszú távú eredmények (Rusvai 2023) és az előzőekben említett szlovákiai tanulmány (Kochjarová *et al.* 2023) is mutatják, ezek a gyomfoltok – bár jellemzően lokálisak, de – állandóak maradnak, hiszen a folyamatos magutánpótlás és az állandó zavarás következtében az esetlegesen beinduló szukcessziós folyamatok újra és újra megszakadnak. A regeneráció további korlátozó tényezője lehet, hogy ezeken a helyszíneken nemcsak a felszíni vegetáció, hanem a talaj számos fizikai és kémiai paramétere is megváltozik a szórók működése során (Rusvai *et al.* 2022b). Emellett pedig elmondható, hogy az alkalmazott etetőanyagok gyommagvakkal való szennyezettsége következtében a talajmagbank gyommagtartalma is jelentős lehet, élőhelytől, sőt a felszíni degradáció mértékétől függetlenül is (Rusvai *et al.* 2022b). Ez azért különösen fontos, mert a gyommagvak akár több évtizedes túlélőképességgel is rendelkezhetnek (Baskin és Baskin 1985), mely szintén jelentősen hátráltathatja a természetes regeneráció folyamatát (Bossuyt és Honnay 2008).

Mindezek okán a szórók felhagyást követő változásainak a nyomon követése különösen fontos lehet. Az eddigi, szintén mátrai helyszíneken kijelölt, eltérő ideje felhagyott szórók esetében végzett vegetációvizsgálatok eredményei alapján elmondható, hogy – a hazai parlagszukcessziós folyamatokhoz hasonlóan – a felszíni vegetáció viszonylag jól képes regenerálódni e helyszíneken (Rusvai *et al.* 2021). A gyomfajok borítása ugyanis jellemzően pár év után jelentősen csökken, bár a ruderalis és szántóföldi fajok jelenléte még évtizedes időtávlatban is kimutatható. Egy tavasszal végzett magbankmintavétel alapján pedig az is bizonyítást nyert, hogy az egykori szóróhasználatból származó szántóföldi gyommagvak száma kifejezetten magas lehet még több év felhagyást követően is (Rusvai *et al.* 2021).

Jelen kutatás célja mindezek alapján a Mátra hegységben korábban kijelölt három, eltérő ideje (1, 8 és 10 éve) felhagyott etetőhelyen egy *őszi* magbankmintavétel elvégzése, és a korábbi tavaszi adatokkal való összevetése volt. Munkánk során az alábbi kérdések megválaszolása volt a cél:

1. Milyen mértékben tér el a két mintavétel eredménye, és ez alapján melyik időpont alkalmazása ajánlott a szórók magbankjának vizsgálatára?
2. A felszíni vegetációban gyakran tapasztalható jelentős, éven belüli vegetációváltozás (a gyomfajok számának és arányának nyár végi időszakra történő növekedése) mennyire mutatható ki a magbankból?
3. Mekkora szerepe lehet a helyi megszórásnak ezeken a helyszíneken?

Mindezek megválaszolásával célunk a felhagyott vadászati célú etetőhelyek talajmagbank-dinamikájának minél alaposabb megismerése, és a vegetáció regenerációs lehetőségeinek kutatása e helyszíneken.

## Anyag és módszer

### *Vizsgálati helyszínek*

Három, eltérő ideje (1, 8 és 10 éve) felhagyott szórót vizsgáltunk a Mátra hegység területén (1. táblázat). Mivel a szórók felhagyása általában nem jellemző a térségben, sőt gyakori, hogy egy-egy etetőhelyet pár év szünetelést követően újra használatba vesznek, a kijelölés során olyan helyszíneket választottunk, melyek a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság intézkedése eredményeképpen kerültek felhagyásra. Így biztosan ismert, hogy a vizsgálatba bekerülő egykori szórókon az eltelt évek során nem történt takarmánykiszórás. A szórók létesítésének dátuma és az üzemelési idejük nem ismert, de mivel a hegységben általánosan jellemző, hogy egy-egy szórót akár évtizedeken át is használnak, feltételezhetően e helyszíneken is több éven át folytatható etetési tevékenység.

**1. táblázat:** A kiválasztott felhagyott szórók és a kontrollterület GPS-koordinátái.

Jelölés	Név	Típus	GPS koordináta
F1	Nyesettvár	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
KT	Cseres-tető	kontrollterület	47°51'16.3"N 20°04'50.3"E

A korábbi tapasztalatok (Rusvai 2023), valamint a szórók különböző hazai tájegységekben kimutatható hatásainak vizsgálatára irányuló kutatás (Miskolczi 2023) előzetes eredményei szerint a szórókon jellemző degradáció elsődleges meghatározó tényezője a záródás hiánya („tisztás” élőhelytípus). Ez alapján, illetve több lehetőség hiányában került kiválasztásra az említett három terület, melyek ennek megfelelően nyílt gyepterületen, de kissé eltérő környezetben és élőhelytípusban helyezkednek el. Az 1 és 8 éve felhagyott szórók (F1, F2) a táj nyugati részén, a cseres-tölgyes és gyertyános-tölgyes határzónán találhatóak, míg a 10 éve felhagyott helyszín (F3) a kelet-mátrai tömb cseres-tölgyessel borított részén fekszik. Az 1 éve felhagyott szóró (F1) kivételével valamennyi vizsgált létesítmény a Mátrai Tájvédelmi Körzet határain belül helyezkedik el. Az Általános Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer (továbbiakban: ÁNÉR; Böloni *et al.* 2011) 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 zombékoló magassásos társulás (ÁNÉR: B5 – Nem zombékoló magassásrétek) lehetett, mely társulások maradványai a szórók távolabbi környezetében még minden esetben jól azonosíthatóak voltak. A legfiatalabb helyszínen az élőhely jellegéből fakadóan még a vizsgálat idején is tapasztalható volt kismértékű vízborítás. Kijelöltünk mindemellett egy kontrollterületet (KT) is, mely a cseres-tölgyes zóna egy emberi jelenléttel kevésbé érintett, de jelenleg is kaszálással kezelt gyepterülete (ÁNÉR: E2 – Veres csenkeszes rétek).

*A vizsgálatok módszertana*

A helyszíneken a hazai szakirodalomban javasolt évi kétszeri (tavaszi, őszi) mintavételt (Csontos 2006) figyelembe véve 2019 májusában és októberében végeztünk vizsgálatot. 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 a mintavétel. Az egykori szórók

középpontjában kijelölt 2 m sugarú körön belül random elhelyezve, egy 10 cm × 10 cm-es alapterületű, 5 cm mélységű fém mintavevő négyzet segítségével 12 db 500 cm<sup>3</sup>-es talajmintát (összesen 6000 cm<sup>3</sup>/szóró) vettünk ki, melyeket azután szórónként egyesítettünk. Hasonlóképpen történt a mintavételezés a kijelölt kontrollterületen is, ott az élőhelyfolton belül random kijelölt mintavételi körön belül lett elhelyezve a 12 db mintavételi kvadrát. A vizsgálathoz 5 cm-es mintavételi mélységet alkalmaztunk, 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), illetve az egyébként gyakran alkalmazott 10 cm-es mélység kivételezése a terepen nehézségekbe ütközött a területen jellemző sekély, köves talaj miatt (Standovár 1986). Emellett a kijelölt mintavételi egységekben ( $r = 2$  m) a felszíni vegetációt is felvételeztük mindkét időpontban, a klasszikus Braun-Blanquet-módszer (Braun-Blanquet 1964) módosításával, százalékos borításbecslés formájában. Ennek adatait csupán a magbank és a felszíni vegetáció összevetéséhez használtuk fel.

A minták feldolgozása üvegházi csíráztatásos módszerrel (Csontos 2001) történt. A talajmintákat a gyűjtést követően átszitáltuk, a nagyobb növénymaradványokat, gyökér- és kődarabokat eltávolítottuk belőle. A minták ezután helyszínenként egyesítve műanyag ültetőtálcaiba kerültek, körülbelül 3 cm vastagságban elterítve. A csíráztatás mindkét esetben a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Gödöllői Botanikus Kertjében történt, vegetációs időszakban az erre a célra kialakított fóliasátrakban, télen pedig fűtött üvegházban, rendszeres öntözés mellett. A kicsírázó taxonok darabszámait 15 hónapon át rögzítettük. A két talajmagbank-mintavétel alapadatai az 1. Függelékben találhatóak.

### *Statisztikai kiértékelés*

A csíráztatás eredményei alapján helyszínenként és mintavételi alkalmanként is készítettünk fajlistákat. Így valamennyi mintavételi ponthoz összeállítottunk egy májusi és egy októberi fajlistát, a szórók esetében pedig egy nagy közös fajkészletet is alkottunk a kontrollterülettel való összevetésekhez. A fajok csoportosításához a Borhidi-féle szociális magatartástípusokat vettük alapul (Borhidi 1993, 1995). Az általa kialakított kategóriákat két nagy csoportra osztottuk: (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 zavarástűrő (DT) fajokat jelen esetben még a természetes fajok csoportjába soroltuk. Ennek oka, hogy itt javarészt olyan fajok szerepelnek, melyek egyébként is gyakoriak lehetnek természetes élőhelyeken, a kutatás célja pedig elsősorban

azoknak a fajoknak a vizsgálata volt, melyek szinte biztosan csak a szórással kerülhettek be, illetve válhattak tömegessé. A továbbiakban a természetességet jelző fajok esetében a '*természetes fajok*' megnevezést, míg a degradációt jelző fajokat illetően a '*gyomfajok*' kifejezést szinonimaként használtuk. Ez alapján számoltuk ki valamennyi esetben a degradációt és természetességet jelző fajok és magvaik számát, illetve azok arányát. Az összehasonlítások során ezt követően minden esetben az adott helyszíneken megtalálható gyomfajok számát és azok teljes fajkészletből való részeseződését vizsgáltuk kétmintás t-próba segítségével. A szórók és a kontrollterület összevetéséhez az összes szórót egyben viszonyítottuk a kontrollhoz, míg a tavaszi és az őszi mintavétel közti különbség vizsgálatához a három szórót egyben kezelve vetettük össze a két mintázás adatait.

A magbank-vegetáció hasonlóság-értékeléséhez a Jaccard hasonlósági indexet (J; Jaccard 1908) használtuk a leggyakrabban alkalmazott „ $J = C/(A+B-C)$ ” képlet segítségével, 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) is vizsgáltuk az alábbi kategóriák alkalmazásával: T – tranziens, RP – rövid távú perzisztens, HP – hosszú távú perzisztens fajok (Thompson *et al.* 1997). Az előforduló fajok magélettartamára vonatkozó adatokat elsősorban két hazai adatbázis (Csontos 2001; Csiszár 2004) alapján határoztuk meg. Azon fajok esetében, melyekről ezekben nem állt rendelkezésre információ, két európai adatgyűjtemény, a LEDA (Kleyer *et al.* 2008) és az ECOFLORA (Fitter és Peat 1994), illetve online forrásokat használtuk. A fajok tudományos nevei Király (2009) nevezéktana szerint szerepelnek. Az egyes taxonok honosságának és inváziós voltának 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 Király (2009) alapján történt. A felsorolt elemzéseket valamennyi esetben a Microsoft Office 365 Excel program segítségével végeztük el.

## Eredmények

### *A magbankfajkészletek értékelése*

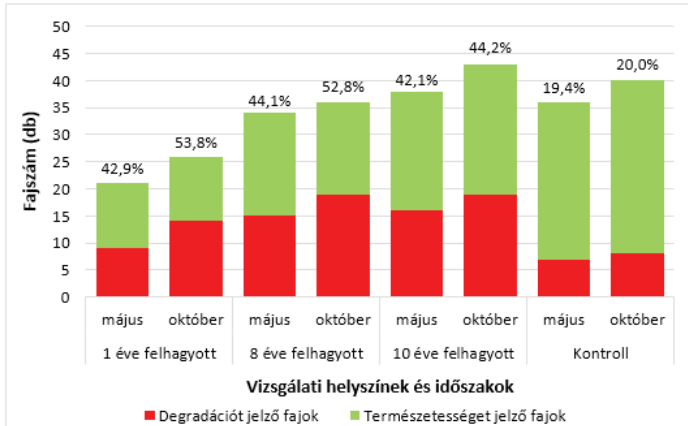
A felhagyott szórók magbankjában a két mintavétel alapján összesen 70 faj sikerült azonosítani, melyből 40 volt természetes (57,1%), 30 pedig gyomfaj (42,9%). Összesen 6 idegenhonos taxon is előfordult, melyek a gyomfajok egyötödét (20,0%) tették ki. A hazánkban inváziós idegenhonos fajok közül az

egynyári seprence (*Erigeron annuus* (L.) Pers.), az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) és a kanadai betyárkóró (*Conyza canadensis* L.) jelentek meg, a másik három idegenhonos faj a világszerte veszélyes gyomként ismert (Follak *et al.* 2014) sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti* Medik.), a szegétális fajként elterjedt közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.) és a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.) voltak.

Az egyes helyszínek fajkészleteit vizsgálva elmondható, hogy a leggyakoribb – tehát mind a három helyszínen kimutatható – fajok között általában gyomnövények szerepeltek. Májusban ilyen volt a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), az egynyári seprence és a közönséges kakaslábfű, míg októberben már a sárga selyemmályva is mindenütt előfordult. Több olyan szántóföldi gyomnövény is volt, melyek bár jellemzően kis denzitásban, de csak a két idősebb szórón tudtak megjelenni, mint például a közönséges pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.), a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.) és a kövér porcsin (*Portulaca oleraceae* L.), illetve májusban ilyen faj volt még az előbb említett sárga selyemmályva is. A természetes fajok közül a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia* L.), a borzas nefelejcs (*Myosotis ramosissima* Roch. ex Schult.) és az ösztörüs veronika (*Veronica chamaedrys* L.) voltak kimutathatóak mindhárom helyszín esetében, ezek általában a két idősebb helyszínen fordultak elő a legnagyobb csíraszámmal. Ezenkívül csak 3 olyan természetes faj volt, ami legalább két helyszínen – elsősorban a két hosszabb ideje felhagyott szórón – is előfordult. Közülük a lómenta (*Mentha longifolia* L.) és a nagy csalán (*Urtica dioica* L.) voltak tömegesebbek, míg a békaszittyó (*Juncus effusus* L.) csak egy-két csíranövény formájában jelent meg.

A tavaszi és az őszi mintavétel fajkészleteit összevetve elmondható, hogy ősszel a tavaszihoz képest inkább új fajok megjelenése volt jellemző az egyes helyszíneken, és ezek többségükben gyomfajok voltak. Az 1 éve felhagyott szórón októberben új fajként volt kimutatható az ürömlevelű parlagfű és a csillagpázsit (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.). A 8 éve felhagyott etetőhelyen szintén az előbb említett parlagfű, a mezei rozsnok (*Bromus arvensis* L.) illetve a mezei aszat (*Cirsium arvense* (L.) Scop.), míg a legrégebben felhagyott egykori szórón a tarackbúza (*Elymus repens* (L.) Gould), az apró szulák (*Convolvulus arvensis* L.), a hegyeslevelű libatop (*Chenopodium polyspermum* L.) és az inváziós kanadai betyárkóró jelentek meg új fajokként az őszi talajminták csíráztatása során.

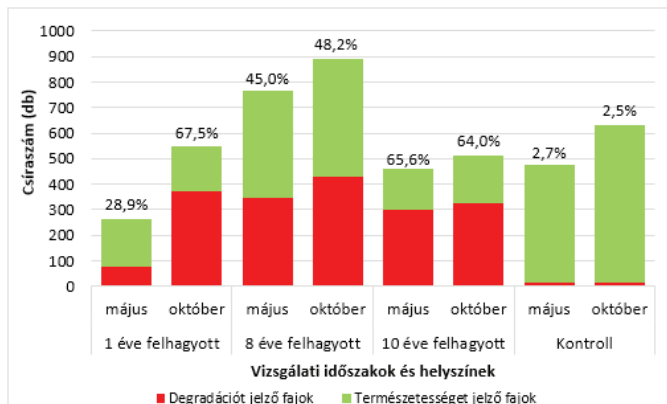
Amennyiben helyszínenként és vizsgálati alkalmanként külön-külön megvizsgáljuk a degradációt jelző és a természetességet jelző fajok részesedését a magbankban (1. ábra), akkor egyrészt elmondható, hogy a teljes fajszám (májusi átlag: 31 faj; októberi átlag: 35 faj) és a gyomfajok száma (májusi átlag: 13 faj; októberi átlag: 19 faj) is minden esetben nagyobb volt az októberi mintavétel során,



**1. ábra:** Az egyes helyszíneken a talajmagbankban megtalálható fajok száma, valamint a degradációt jelző fajok aránya az egyes vizsgálati helyszíneken és időszakokban.

bár szignifikáns különbség egyik esetben sem volt. Emellett az is jól látható, hogy a gyomfajok aránya a felhagyás óta eltelt időtől függetlenül kifejezetten magasnak bizonyult valamennyi egykori etetőhelyen (átlag: 46,7%), s csak a kontrollterület (átlag: 19,7%) volt egyértelműen elkülöníthető ( $p < 0,001$ ).

S habár a teljes fajszám jól láthatóan nagyobb volt a hosszabb ideje felhagyott helyszíneken, a gyomfajok száma a legfiatalabb helyszínen volt a legalacsonyabb (a két mintavétel alapján a gyomok száma összesen: F1 – 15 faj; F2 – 20 faj; F3 – 20 faj). Csupán az októberi magbank alapján mondható el, hogy itt volt a legmagasabb a gyomfajok aránya (53,8%), de a gyomok abszolút fajszáma még ekkor is a két idősebb egykori etetőhelyen bizonyult nagyobbak.



**2. ábra:** Az egyes helyszíneken a talajmagbankban megtalálható magvak száma és a degradációt jelző fajok aránya.



### *A magdenzitás tér- és időbeli változásai*

A magbankban megtalálható magvak mennyisége a fajsámokhoz képest jóval nagyobb változatosságot mutatott az egyes vizsgálati helyszínek között (2. ábra). A teljes magdenzitás és azon belül a gyommagvak száma, illetőleg azok aránya is nagyon változó volt az egykori szórókon. A gyommagvak aránya azonban ez esetben is egyértelműen a felhagyott szórókon volt szignifikánsan ( $p < 0,01$ ) magasabb a kontrollterülethez viszonyítva (szórók átlaga: 53,2%; kontroll: 2,6%).

E paramétert illetően volt a legnagyobb eltérés a két vizsgálati alkalom eredménye között. A gyommagvak száma és természetes fajokhoz viszonyított aránya is nagyobb volt októberben, bár szignifikáns különbség az egyes helyszínek közti nagy szórás miatt ez esetben sem volt kimutatható (májusi átlag: 240 db, 43,0%; októberi átlag: 318 db, 50,3%). A legnagyobb eltérést ez esetben is az 1 éve felhagyott etetőhely esetében tapasztaltuk. A májusi mintavételkor még éppen ezen a legfiatalabb felhagyott etetőhelyen volt a legalacsonyabb a gyommagvak aránya (28,9%), a legidősebb egykori szórón pedig a legmagasabb (65,6%). Az októberi mintavétel alapján azonban az előbb említett helyszínen – bár az abszolút csíraszám még mindig viszonylag alacsony maradt, de – a degradációt jelző fajok magvainak száma közel ötszörösére nőtt a májuséhoz képest (május: 76 db; október: 370 db), s ekkor már itt volt a legmagasabb a gyommagvak aránya (67,5%).

Mindezek mellett az egyes helyszínek teljes magdenzitása is nagyon eltérő volt, ráadásul a két mintavételi időpont között még a tömegességi viszonyok is jelentősen megváltoztak bizonyos esetekben (1. függelék). A legnagyobb változás, ahogyan már eddig is látható volt, az 1 éve felhagyott helyszínhez köthető. Ez esetben májusban a magbankban még elsősorban természetes fajok uralkodtak, s a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia* L.) bizonyult a legtömegesebbnek. Októberben azonban már a korábban alig 1,5%-ot kitevő kakaslábfű rendelkezett a legnagyobb csíraszámával (263 db; 48,0%), sőt ekkor a legnagyobb egyedi magdenzitású faj is volt a teljes vizsgálat során. Mindeközben a 8 éve felhagyott helyszínen is volt tapasztalható kiugró magdenzitásérték, ami szintén egy gyomfajnak volt köszönhető. Ez esetben a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) bizonyult a legtömegesebbnek, mely faj májusban (211 mag; 27,6%) és októberben (198 mag; 22,2%) is viszonylag tömegesnek bizonyult a magbankban. Ami viszont változás volt ezen a helyszínen, az a mezei rozsnok (*Bromus arvensis* L.) új fajaként való megjelenése és viszonylag nagy tömegessége ősszel (68 mag; 7,6%) a magbankban, illetve az inváziós egynyári seprence csíraszámainak a növekedése (május: 30 db; október: 43 db). A legkisebb változás a két évszak között a legrégebben felhagyott helyszínen volt kimutatható. Habár ez esetben is mindkét mintavétel alapján egy gyomfaj, a pemete gyöngyajak (*Leonurus marrubiastrum* L.) uralta a magbankot (május: 252 db, 54,9%; október: 232 db,

45,4%), a faj azonban nem kifejezetten szántóföldi gyom, illetve a legtömegesebb fajok között is többségében inkább természetes fajok szerepeltek, mint például a kerek repkény (*Glechoma hederacea* L.) és az indás infű (*Ajuga reptans* L.).

#### *A magbank és a vegetáció hasonlóságának változásai*

A felszíni vegetáció és a magbank hasonlóságának értékelése során először a felszíni vegetációban bekövetkező változásokat vizsgáltuk. Az októberi középponti kvadrátok adatainak eredményei alapján elmondható, hogy az 1 éve felhagyott helyszín esetében jelentős változások következtek be tavasztól őszig a felszínen. A májusban tapasztalható vízállás következtében ugyanis a teljes növényborítás ekkor csupán 45%-os volt, mely értéknek csupán egynegyedét (26,7%) tették ki gyomfajok, a többséget a vizes környezetnek megfelelően a vízi-mocsári növényfajok alkották. Októberben azonban az élőhely nyári száradása következtében a teljes borítás 100% fölé emelkedett, aminek több mint

**2. táblázat:** A magbank és a vegetáció közötti hasonlóság alakulása a Jaccard-index alapján. (Félkörrel jelezve a legnagyobb érték.)

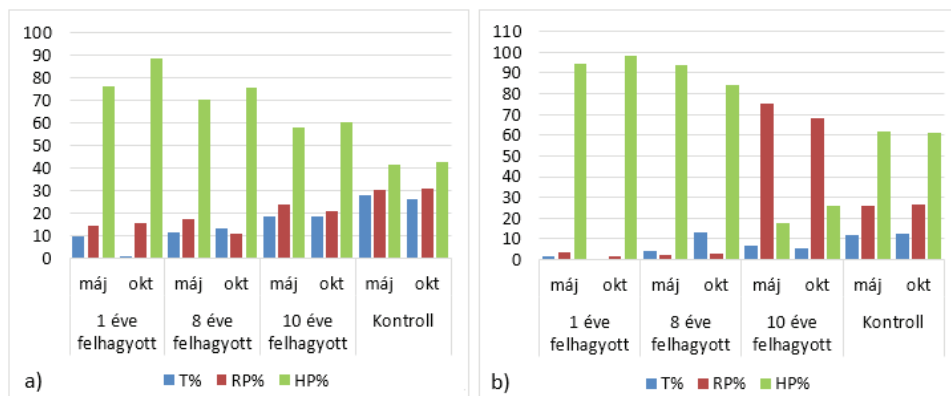
	1 éve felhagyott	8 éve felhagyott	10 éve felhagyott	Kontroll
Májusi mintavétel	0,25	0,12	0,21	0,23
Októberi mintavétel	<b>0,42</b>	0,19	0,24	0,25

háromnegyedét gyomfajok (75,7%), elsősorban a tömegessé váló kakaslábű tette ki. S mivel a faj októberben szintén tömegesen jelent meg a magbankban – feltehetőleg a helyi magszórás következtében –, így a hasonlóság is jelentősen megnőtt ebben az időszakban (2. táblázat).

A többi helyszín esetében azonban a felszíni vegetációban és a magbankban sem történtek jelentős változások tavasztól őszig, ellenben a több éves felhagyás következtében viszonylag jól regenerálódott felszíni növényzet mellett nagy gyommagdenzítés volt jellemző a felszín alatt. A Jaccard-hasonlóság így ezeken a helyeken meglehetősen alacsonynak bizonyult mindkét mintavétel idején. Némi hasonlóság-növekedés az őszi időszakra azonban valamennyi helyszín esetében kimutatható volt.

#### *A magvak perzisztenciájának változásai*

A magbankban megjelenő fajok túlélőképességét tekintve jelentős eltéréseket nem sikerült kimutatni a két évszak között sem fajszám, sem csíraszám szerinti megoszlás alapján (3. ábra). Az viszont jól látható volt, hogy a hosszú távú perzisztens (HP) fajok aránya a legfiatalabb szóró esetében, mint leginkább zavart



**3. ábra:** A különböző magtúlélési kategóriák a) fajszám és b) csíraszám (magszám) szerinti megoszlása az egyes vizsgálati helyszíneken. [T – tranzienst; RP – rövid távú perzisztens; HP – hosszú távú perzisztens]

helyszínen volt a legnagyobb, míg a régebben felhagyott etetőhelyeken ezen fajok aránya kissé alacsonyabb volt (3.a ábra).

A csíraszám tekintetében is hasonló tendencia volt jellemző, egy kivétellel (3.b ábra). A 10 éve felhagyott helyszín esetében a magbankban kiugró denzitást képviselő pemete gyöngyajak rövid távú perzisztens magvainak köszönhetően ott azon fajok dominanciája volt jellemző. Ez a jelenség is mindkét időszakban kimutatható volt. A tranzienst fajok részesedése sem volt magasabb októberben, csupán a 8 éve felhagyott helyszínen volt kimutatható némi növekedés e fajcsoportot illetően, mely elsősorban a mezei rozsnok tömeges megjelenésének volt köszönhető.

## Diszkusszió

A Mátra hegység három különböző korú vadászati célú etetőhelyén elvégzett két magbankmintavétel eredményei alapján megállapítható volt többek között, hogy az októberi magbankmintázás – bár a különbség az egyes helyszínek eltérő élőhelyi sajátosságai miatt nem volt szignifikáns – valamennyi esetben nagyobb fajgazdagságot, illetve a gyomfajok kissé nagyobb számát és arányát mutatta ki a tavaszi mintavételhez képest. Ez egyrészt módszertani okokra, illetőleg a növények fenológiai sajátosságaira vezethető vissza (Csontos 2006). Ugyanakkor az eltérésekben nagy szerepe volt a felszíni vegetációban tapasztalható jelentős évközi változásoknak is. A legjelentősebb eltérések mind a felszíni vegetációt, mind pedig a magbankot illetően a leginkább zavart 1 éve felhagyott szórón voltak kimutathatóak, ahol e tekintetben feltehetőleg a 2019-es tavaszi vízelöntésnek

lehetett jelentős szerepe. Ennek köszönhető, hogy májusban éppen ezen a helyszínen volt kimutatható a legkisebb gyomfaj- és gyommagszám. A májusi mintavétel idején ugyanis – bár közvetlenül a középpontot érintően már nem volt összefüggő a vízborítás, de – a talaj víztelítettsége rendkívül nagy volt, mely feltehetőleg a magvak egy részének jelentős pusztulását okozhatta (Fenner és Thompson 2005). Ennek köszönhetően ekkor a nagyobb magzsűrűségű taxonok között inkább a nedves vagy üdébb környezetet kedvelő természetes fajok jelentek meg, miközben gyomfajok szinte alig voltak kimutathatóak. Ősszel ezzel szemben már jól látható volt a gyommagszám növekedése: az élőhely nyári kiszáradása és a felszínen tömegessé váló gyomfajok friss magszórása eredményeként ebben az időszakban – bár a teljes fajszám még mindig alacsony volt –, már a gyomfajok (53,8%) és a gyommagvak aránya (67,5%) is itt volt a legmagasabb a vizsgált helyszínek közül. Ezek az értékek egyébként hasonló nagyságrendűek a működő szórókhöz tapasztalható értékekhez (Rusvai *et al.* 2022a).

A tavaszi és az őszi mintavétel összehasonlítása során érdemes mindezek mellett kiemelni, hogy bár az októberben új fajként megjelenő taxonok egy része feltehetőleg csak véletlenszerűségből adódik, vannak azonban olyan fajok, melyeknél egyértelmű, hogy az azévi friss magszórás eredményeként kerülhettek be a magbankba. Az 1 éve felhagyott szórón például minden bizonnyal az élőhely kiszáradásával a felszínen tömegessé váló kakaslábfű magszórása okozta a gyommagdenzitás jelentős növekedését. A 8 éve felhagyott helyszínen pedig ilyen faj volt a májusban még a középpontban tömegesen megjelenő mezei rozsok, melynek tranziens magjai októberben még kimutathatóak voltak, tehát ez is helyi magszórás eredménye lehetett. A legidősebb helyszínen pedig a felszínen tömegessé váló, majd magot érlelő tarackbúza magjai jelentek meg ősszel új fajként a magbankban. Ebből következik, hogy a szórókon az eddigi feltételezéseket megerősítve, a helyi magszórásnak is nagy szerepe lehet, ahogyan ezt például hasonlóan zavart urbánus gyepterületek esetében is kimutatták (Albrecht *et al.* 2011).

Mindeközben természetesen az egykori szóróhasználatból származó fajok magvai is jelen voltak a magbankban, sőt, sok esetben leginkább ezek denzitása volt a legnagyobb. Ilyen faj volt például a 8 éve felhagyott helyszínen jelentős tömegben kimutatható csattanó maszlag. E faj szántóföldi eredetét tekintve, illetve látva, hogy a növény a felszíni vegetációban szinte alig jelent meg, propagulumai még az egykori szóró működése során, tehát évekkel ezelőtt kerülhettek a talajba (valószínűleg közvetlenül a takarmányból és helyi magszórásból egyaránt). A 10 éve felhagyott helyszínen hasonló tömegességű, kifejezetten szántóföldi eredetű gyomfaj egyik mintavétel során sem volt kimutatható, mely alapján, tekintve az érintett élőhely zártabb és kevésbé sérülékeny jellegét, inkább arra lehet

következtetni, hogy ezen a helyszínen korábban sem lehetett olyan mértékű a gyomborítás, mint a hasonló korú másik etetőhelyen, így emiatt a regeneráció is gyorsabb lehetett e területen. Bár tekintve, hogy e helyszín egy szárazabb gyepp volt, feltehetőleg eleve gyorsabb regeneráció jellemezhető, mint például a kisebb regenerációs potenciállal bíró kékperjés réten elhelyezkedő 8 éve felhagyott szórót (Seregélyes *et al.* 2008, Valkó *et al.* 2009). Emellett az is kiemelendő, hogy bár valamilyen mértékben használt erdészeti út mindegyik szóró közelében volt, de a leginkább járt út a 8 éve felhagyott helyszín mellett helyezkedett el, mely feltehetőleg szintén hozzájárult az egykori nagyobb gyomborítás kialakulásához, illetve a lassabb regenerációhoz is. Mindezekből következik, hogy az élőhelyi tényezők (pl. talajnedvesség, élőhelytípus) is mindenképpen fontosak lehetnek e helyszínek regenerációját illetően.

A tavaszi és az őszi mintavétel között a magbank fajösszetétele és denzitása mellett a magbank és a felszíni vegetáció közötti hasonlóság is változott. Ősszel valamennyi helyszínen nagyobb volt a magbank és a felszíni vegetáció hasonlósága, ahogyan ez a hazai szakirodalomban is általában jellemző (Csontos 2006). Jól látható volt, hogy a felszíni vegetációváltás jelentős hatással volt a hasonlóságra, melyet jól jelez az egy éve felhagyott helyszínen a felszínen, majd a helyi magszórás következtében a magbankban egyaránt tömegessé váló kakaslábfü. A Jaccard-indexek alapján emellett jól látható, hogy az értékek általában alulmaradtak a hasonló természetes élőhelyekhez (pl. Török 2008, Valkó *et al.* 2009, 2011) és a működő szórókhoz (Rusvai 2023) képest is. Ezek az eredmények ilyen módon megfeleltethetők egyes európai, illetve hazai parlagszukcessziós folyamatok (Bittnerová *et al.* 2018), valamint a túllegeltetés (pl. Matus *et al.* 2005) során tapasztaltaknak, miszerint a vegetáció és a magbank hasonlósága általában zavartabb élőhelyeken alacsonyabb. Másrészt látható volt, hogy a két idősebb helyszínen tapasztalható kifejezetten alacsony magbank-vegetáció hasonlóság arra utalhat, hogy ezeken a helyszínen, bár a vegetáció már viszonylag jól regenerálódott, a gyommagvak száma azonban a magbankban még közel egy évtizedes felhagyás után viszonylag magas volt.

A perzisztens fajok és magvaik arányát tekintve jelentős eltéréseket nem sikerült kimutatni a tavaszi és az őszi mintavételi időpont között. Minden esetben a hosszú távú perzisztens fajok uralkodtak, mely a bolygatott élőhelyek sajátossága (Fenner és Thompson 2005). Ennek forrása a két idősebb helyszín esetében javarészt az egykori szóróhasználatból eredő gyommagkészletnek volt köszönhető, míg az 1 éve felhagyott helyszínen elsősorban a felszínen még tömegessé váló gyomfajok friss magszórása erősítette a perzisztens magbankot. A korábban kimutatott tendencia (Rusvai *et al.* 2021a; Rusvai 2023), miszerint a hosszú távú perzisztens (HP) fajok aránya a legfiatalabb szóró esetében mint

leginkább zavart helyszínen a legnagyobb, a több éve felhagyott helyszíneken pedig ez alacsonyabbnak bizonyult, októberben is jellemző volt. Mivel valamennyi helyszínen a perzisztens gyommagbank nagyarányú jelenléte volt jellemző, ez mindegyik esetben egyértelműen hátráltatja a regeneráció folyamatát (Kiss 2016).

Eredményeink alapján tehát összességében elmondható, hogy a vadászati célú etetőhelyek felhagyását követően a talajok gyommagtartalma még évtizedes időtávatban is jelentős lehet, akár a 60%-ot is meghaladhatja egyes helyszíneken. Jól látható tehát, hogy a magbankok regenerációjához a parlagszükszessziós folyamatokhoz hasonlóan (Bittnerová *et al.* 2018) feltehetőleg jóval hosszabb időtartamra van szükség. A tavaszi és az őszi mintavétel alapján is bebizonyosodott, hogy az élőhelyi tényezőknek, az egykori szóróhasználatból eredő magkészletnek és a friss helyi magszórásnak is jelentős szerepe lehet a magbank gyommagdenzitásának alakulásában. S bár a két időpont mintái között szignifikáns különbség nem volt, az ősszel megjelenő új fajok és az egyes helyszíneken kimutatható denzitásbeli különbségek is jól jelzik, hogy nagy valószínűséggel pontosabb eredményeket lehet kapni évi két mintázással, s ez különösen igaz lehet az intenzívebb zavarás alatt álló, működő vagy nemrég felhagyott vadászati célú etetőhelyek esetében. Az azonban mind a tavaszi, mind az őszi mintavétel alapján elmondható, hogy a felszín alatt rejlő gyommagbank minden élőhelytípusban jelentősen hátráltathatja a későbbi szükszessziós folyamatokat. Így, különösen a védett területeken elhelyezkedő szórók esetében, mindenképpen ajánlott azok megszüntetése, mely után azonban feltehetőleg több éves kezelés (pl. rendszeres kaszálás, esetleg egyes gyomfajok kézi eltávolítása) és sok évtizednyi idő lehet szükséges az érintett élőhelyek helyreállításához.

*Köszönetnyilvánítás* – Szeretnénk köszönetünket kifejezni a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Gödöllői Botanikus Kert dolgozóinak, akik biztosították számunkra az üvegházi csíráztatás helyszínét és feltételeit, valamint a rendszeres megfigyelésben és öntözésben is segítségünkre voltak.

## Irodalomjegyzék

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.011>
- Barta, T. (2018): *Vadászat eszközei és módjai*. Egyetemi jegyzet. Szegedi Tudományegyetem, Mezőgazdasági Kar, Állattudományi és Vadgazdálkodási Intézet, Hódmezővásárhely, 145 p.
- Baskin, M. J., Baskin, C. C. (1985): The annual dormancy cycle in buried weed seeds: a continuum. *BioScience* 35(8): 492–498. <https://doi.org/10.2307/1309817>
- Bíró I. (1998): A vadászat és vadgazdálkodás természetvédelmi vonatkozásai Békés megyében. *A Puszta* 15(1): 73–96.

- Bittnerová S., Ujházy K., Hegedűsová 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. <https://doi.org/10.14471/2018.38.021>
- 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.
- 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. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18462>
- Botta-Dukát Z., Mihály B. (szerk.) (2006): *Biológiai inváziók Magyarországon*. Özönnövények II. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 10., Line & More Kft., Budapest, 412 pp.
- Böhlöni, J., Molnár, Zs., Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója*. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót, 441 p.
- Braun-Blanquet, J. (1964) *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*. 3rd Edition, Springer-Verlag, Berlin, 631 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-7091-8110-2>
- Csiszár, Á. (2004): Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájékológiai Lapok* 2(2): 219–229.
- Csiszár Á. (szerk.) (2012): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 364 p.
- Csontos, P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. (Synbiologia Hungarica 4.) Scientia Kiadó, Budapest, 155 p.
- 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.
- Fenner, M., Thompson, K. (2005): *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press, Cambridge, 260 p.
- Fitter, A. H., Peat, H. J. (1994): The Ecological Flora Database. *Journal of Ecology* 82: 415–425. [Publikáció online adatbázissal] <http://www.ecoflora.co.uk/> [Lekérdezés időpontja: 2023-03-02]
- Follak, S., Aldrian, U., Schwarz, M. (2014): Spread dynamics of *Abutilon theophrasti* in Central Europe. *Plant Protection Science* 50(3): 157–163.
- Heltai, M., Sonkoly, K. (2009): A takarmányozás szerepe és lehetőségei a vadgazdálkodásban (Irodalmi áttekintés). *Animal welfare, ethology and housing systems*. 5(1): 22.
- Heltay, I. (szerk.) (2000): *Vadásziskola*. Hubertus Vadkereskedelmi Kft., Budapest. 445 pp.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.020>
- Király G. (szerk.) (2009): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok*. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, 616 p.
- Kiss R. (2016): A talaj-magbank szerepe a magyarországi növényközösségek dinamikájában és helyreállításában – A hazai magbank kutatások áttekintése. *Kitaibelia* 21(1): 116–135.
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, 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 North-west European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266–1274. [Publikáció online adatbázissal] <https://uol.de/en/landeco/research/leda> [Lekérdezés időpontja: 2023-03-02]
- Kochjarová, J., Blanár, D., Jarolímeck, 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. <https://doi.org/10.1007/s11756-023-01339-0>
- 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. <https://doi.org/10.1556/ABiol.61.2010.Suppl.11>
- Korda M., Kézdy P., Csiszár Á. (2017): Idegenhonos, inváziós fajok hazánk védett területein. *Erdészeti Lapok* 152: 107–109.
- Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.) (2004): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 408 p.*
- 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. <https://doi.org/10.1002/jwmg.798>
- Miskolczi, N. (2023): *Vadászati létesítmények természeti környezetre gyakorolt hatásának vizsgálata és összehasonlítása különböző táji környezetben.* Szakdolgozat. Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Szent István Campus, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Gödöllő, 69 p.
- Nagy, E. (2004): Vaddisznó-gazdálkodásunk időszerű kérdései. In: Nagy, E. (szerk.): *A vadgazdálkodás időszerű kérdései c. konferencia*, Nemzeti Ménesbirtok Kft. 2004. június 10. Dénes Natúr Műhely Kiadó, p. 55.
- Pickett, S. T. A. (1989): Space-for-Time Substitution as an Alternative to Long-Term Studies. In: Likens, G.E. (ed.): *Long-Term Studies in Ecology*. Springer, New York, pp. 110–135.
- Real, R., Vargas, J. (1996): The Probabilistic Basis of Jaccard's Index of Similarity. *Systematic Biology* 45: 380–385. <https://doi.org/10.1093/sysbio/45.3.380>
- Ruprecht, E. (2006): *Félszáraz gyepek spontán regenerálódása az Erdélyi Mezőség felhagyott szántóin.* Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 101 p.
- Rusvai, K. (2023): *A vadászati célú etetőhelyek magbankra, vegetációra és talajra gyakorolt hatásai a Mátra hegységben.* Doktori (PhD) értekezés. Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő, 189 p.
- Rusvai, K., Czóbel, Sz. (2021): Changes in soil seed bank and vegetation at abandoned bait sites in a Central European hilly area. In: Wink, M. (ed.): *Proceedings of 1st International Electronic Conference on Biological Diversity, Ecology and Evolution*. MDPI, Basel, Paper: 9422, p. 9. <https://doi.org/10.3390/BDEE2021-09422>
- 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*. 55: 125667. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2022.125669>
- 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. <https://doi.org/10.3390/su142013134>
- 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, pp. 219–229.
- 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.



- 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, 276 p.
- Török, P. (2008): *A magkészlet szerepe műszkerülő gyepek rehabilitációjában*. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen, 75 p.
- 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., Török, P., Tóthmérész, B., Matus, G. (2011): 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. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00679.x>

*Hivatkozott jogszabályok:*

79/2004. (V. 4.) FVM rendelet a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól.

## Függelék:

A cikkhez tartozó Függelék a folyóirat honlapján található.

1. Függelék: A tavaszi és az őszi magbankmintavételek alapadatai.

## Soil seed bank experiments at former feeding sites abandoned at different times

Katalin Rusvai<sup>1\*</sup>, Luca Kispál<sup>1</sup>, Judit Házi<sup>2</sup> & Szilárd Czóbel<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Institute of Wildlife Management and Nature Conservation, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Páter Károly u. 1, H-2100 Gödöllő, Hungary*

<sup>2</sup>*Department of Botany, University of Veterinary Medicine Budapest, Rottenbiller u. 50, H-1077 Budapest, Hungary*

<sup>3</sup>*Institute of Plant Sciences and Environmental Protection, Faculty of Agriculture, University of Szeged, Egyetem u. 2, H-6800 Hódmezővásárhely, Hungary*

\*E-mail: [r.kati24@gmail.com](mailto:r.kati24@gmail.com)

The changes following the abandonment of feeding sites are still poorly known, especially regarding the soil seed bank. Therefore, we carried out an autumn seed bank sampling in the Mátra Mountains, after a previous spring one, at three abandoned bait sites of different ages (1, 8 and 10 years). Based on our results, it was clear that more species and more seeds were present in the autumn samples, and in all cases, the proportion of weed species and their seeds was higher. The most significant differences in vegetation and soil seed bank were detected in the most disturbed site, abandoned 1 year ago. Interannual vegetation changes were very well detectable from the seed bank as well, i.e. presumably, in addition to the persistent weed seed bank resulting from former usage, local seed dispersal can also play a major role at these sites. All of these can significantly hinder the regeneration of the affected grassland areas, and in the event of a possible new disturbance, in addition to the effects of climate change, they can even lead to another invasion.

**Keywords:** degradation, weed species, persistent seed bank, regeneration

Beérkezett/Received: 2024. 03. 23. Elfogadva/Accepted: 2024. 09. 02.

© A Szerzők/The Authors, 2024

Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).

