

XX. évfolyam 2. különszám • 2022

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY
ISSN 1589-4673



Csobánc vára az azonos nevű tanúhegyen (Veszprém vármegye)
(készítette: Pető Á.)

Alapítva: 2003-ban

Alapítók: A Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézete
és Tájökológiai Tanszéke

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

20. ÉVFOLYAM KLSZ2. SZÁM



VOL. 20, SUPP. 2

Főszerkesztők – Chief editors

BARCZI ATTILA† és CENTERI CSABA

Szerkesztők – Editors

PETŐ ÁKOS és SALÁTA DÉNES

A szerkesztőség címe – Editorial office

MATE, VTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., tel.: +36 28 522-000/1833,
e-mail: Centeri.Csaba@szie.hu

Szerkesztőbizottság – Editorial Board

ÁNGYÁN J. (GÖDÖLLŐ)	KERÉNYI A. (DEBRECEN)	DOSTAL, T. (PRAGUE, CZECH REP.)
BÁLDI A. (VÁCRÁTÓT)	KERTÉSZ Á. (BUDAPEST)	EVELPIDOU, N. (GREECE)
CSONTOS P. (BUDAPEST)	LÓCZY D. (PÉCS)	FAYVUSH, G. (YEREVAN, ARMENIA)
CSORBA P. (DEBRECEN)	MALATINSZKY Á. (GÖDÖLLŐ)	JANAUER, G. (VIENNA, AUSTRIA)
CZÓBEL SZ. (GÖDÖLLŐ)	MENYHÉRT Z. (GÖDÖLLŐ)	KISS, I. (HUNEDOARA, ROMANIA)
DÁVID L. D. (GÖDÖLLŐ)	MEZŐSI G. (SZEGED)	KOHLER, A. (STUTT GART, GERMANY)
DUHAY G. (BUDAPEST)	STEFANOVITS P. (GÖDÖLLŐ) †	MIKLÓS, L. (ZVOLEN, SLOVAKIA)
FEKETE G. (VÁCRÁTÓT) †	SZILASSI P. (SZEGED)	MÖSELER, B. M. (BONN, GERMANY)
GRÓNÁS V. (GÖDÖLLŐ)	TÓTH A. (SZOLNOK)	OSZLÁNYI, J. (BRATISLAVA, SLOVAKIA)
GYULAI F. (GÖDÖLLŐ)		

Nyelvi lektorok – Language editing

MALATINSZKY ÁKOS; CENTERI CSABA; PETŐ ÁKOS
ISSN: 1589-4673

www.tajokologiaiilapok.szie.hu

ALAPÍTVÁ 2003-BAN – FOUNDED IN 2003

Alapítók – Founded by

A SZENT ISTVÁN EGYETEM
KÖRNYEZET- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZETE

ÉS TÁJÖKOLÓGIAI TANSZÉKE

A TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK CIKKEIT REFERÁLJA
A CABI, A SCOPUS, A MATARKA
ÉS AZ AGRÁROLDAL.

SZENT ISTVÁN UNIVERSITY
INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL

AND LANDSCAPE MANAGEMENT
AND DEPT. OF LANDSCAPE ECOLOGY

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY
IS COVERED IN THE CABI, SCOPUS,
MATARKA AND AGRÁROLDAL DATABASES.

E lapszám megjelenését
a MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADEÉMIA, és
a TERMÉSZETVÉDELMI- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI TANSZÉK támogatta.



TARTALOMJEGYZÉK

GULLER Z.E., HÁZI J., BARTHA S., MOLNÁR C., DRAGICA P., SZABÓ G., ZIMMERMANN Z., CSATHÓ, A.I.: A domináns pázsitfűfaj felületésén alapuló gyeprekonstrukciós módszer eredményei löszparlagon.....	3–29
ALFÖLDI Z., CSEH L.: A közösségi tudomány és a növényfenológiai vizsgálatok szerepe az éghajlatváltozás helyi hatásainak kimutatásában.	31–41
KATONA K., HELTAI M.: A szürke farkas táplálkozása és gazdálkodási vonatkozásai	43–56
KOVÁCS S., VARGA R.: Kullancsfaunisztikai vizsgálatok Keszthely térségében.....	57–63
RÉVÉSZ A., SZABÓ B., BOROS G.: Pesticidek hatásvizsgálata <i>Enchytraeus albidus</i> faj területválasztásának segítségével.....	65–75
SALÁTA D., LÉNÁRD M., ZÁMBÓ S., IMRE T., PENKSZA K.: Vándorolás tyúklegeltetés hatása ökológiai gyümölcsösben – Előzetes eredmények	77–91

CONTENT

GULLER Z.E., HÁZI J., BARTHA S., MOLNÁR C., DRAGICA P., SZABÓ G., ZIMMERMANN Z., CSATHÓ, A.I.: Grassland reconstruction of a loess old-field by sowing the dominant grass besides other target species.....	3–29
ALFÖLDI Z., CSEH L.: The role of citizen science and plant phenology studies in evaluation of the local effects of climate change.....	31–41
KATONA K., HELTAI M.: Feeding habits and economic impact of grey wolf	43–56
KOVÁCS S., VARGA R.: Tick faunistic studies in the Keszthely and vicinity	57–63
RÉVÉSZ A., SZABÓ B., BOROS G.: Testing the effects of pesticides with <i>Enchytraeus albidus</i> avoidance test.....	65–75
SALÁTA D., LÉNÁRD M., ZÁMBÓ S., IMRE T., PENKSZA K.: Effects of a mobile coop based chicken grazing in an organic orchard –Preliminary results	77–91

A domináns pázsitfűfaj felületésén alapuló gyeprekonstrukciós módszer eredményei löszparlagon

GULLER Zsófia Eszter^{1,2*}, HÁZI Judit², BARTHA Sándor³, MOLNÁR Csaba⁴,
PURGER Dragica⁵, SZABÓ Gábor⁶, ZIMMERMANN Zita⁶, CSATHÓ András István⁷

¹Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 6726 Szeged, Közép fasor 52.
email: gullerzsofi@gmail.com

²Állatorvostudományi Egyetem, Növényteni Tanszék, 1077 Budapest, Rottenbiller utca 50.

³Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

⁴Független kutató, 3728 Gömörszőlős

⁵Pécsi Tudományegyetem, Gyógyszerésztudományi Kar, Farmakognózi Intézet,
7624 Pécs, Rókus utca 2.

⁶Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztés-tudományi Intézet,
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

⁷Független kutató, 5830 Battonya

Kulcsszavak: természetvédelmi gyepesítés, felhagyott szántó, löszpusztagyep, *Festuca valesiaca*, vékony csenkesz, másodlagos szukcesszió, élőhely-rekonstrukció

Összefoglalás: A gyepterületek kiterjedésének drasztikus csökkenése a hozzájuk kötődő életközösségek összeomlásához vezethet, ezért kiemelten fontos a meglévő állományok megóvása, illetve a specialista fajok és együttesek élőhelyének helyreállítása. Kutatásunkban a megfigyelt, beszántások által leginkább fenyegetett löszgyepvegetáció felületéses rekonstrukciójának eredményeit vizsgáltuk alföldi környezetben, hogy pontosabb képet kapjunk a módszer mezősegi (csernozjom) talajon való alkalmazásáról. Vizsgálatunkat a fokozottan védett battonyai Tompapusztai-löszgyepen (Körös–Maros Nemzeti Park) és közvetlen szomszédságában, egy 2009-ben felhagyott szántóföldi parcellán végeztük. A parlag egy kijelölt részét 2011-ben felületéssel kezelték. A felületéshez kizárólag a Tompapusztai-löszgyepről származó propagulumot használták. A rekonstrukció során legnagyobb mennyiségben az ősi löszpusztagyep domináns pázsitfűfaja, a vékony csenkesz (*Festuca valesiaca*) került elvetésre. Kisebb mennyiségben, szintén az ősgyepről származó, összesen 28 célfajt tartalmazó, különböző arányban összeállított magkeveréket juttattak ki a talajfelszínre. A gyepeképződési folyamatot 4×4 m-es állandó kvadrátok ismételt cönológiai felvételezésével monitoroztuk. 2015-ben, a felületés utáni 4. évben már a *Festuca valesiaca*, vagyis a természetes állapotú löszgyep domináns pázsitfűfaja volt a legnagyobb borítást elérő faj a vetett gyeppen. Ugyanakkor ebben az évben a vegetáció még meglehetősen heterogén volt, illetve még a szukcesszió korai stádiumának jellegzetességét is mutatta. 2020-ban, a felületést követő 9. évre már csökkent a gyomfajok száma, jelentősen nőtt a diverzitás és a célfajok borítása, illetve a vegetáció homogénebbé vált. Azonban a *Festuca valesiaca* referencia-területhez képesti túlzott dominanciája, és számos célfaj jóval alacsonyabb borítása miatt a löszgyepek változatos borításértékekkel jellemezhető struktúrája nem alakult ki. Emellett a felületéssel érintett terület növényzete fajszámában és diverzitásban is szignifikánsan alulmaradt a természetes löszgyephez képest. A felületett gyeppen készített felvételek főkoordináta-analízis alapján is elkülönültek az ősgyepi kvadrátoktól. A löszgyepek rekonstrukciója, azok fajgazdagsága és változatos szerkezete miatt rendkívüli kihívást jelent, az eredeti állapotok megközelítéséhez valószínűleg a vizsgált időszaknál nagyságrenddel hosszabb időtartamra van szükség. A domináns pázsitfűfaj felületésén alapuló módszerrel tíz év alatt habitusában hasonló, azonban vegetációs sajátágaiban még erősen eltérő gyeppet sikerült kialakítani.

Bevezetés

A gyepközösségek kimagasló természeti, kulturális és gazdasági értékkel rendelkeznek, emellett ökoszisztéma-szolgáltató képességük is jelentős (Sala és Páruelo 1997, Bengtsson et al. 2019). Sok specialista, mára megritkult faj kötődik a fátlan társulásokhoz, a természetközeli állapotban megmaradt és megfelelően használt gyepterületek kis térléptékben vett biodiverzitása pedig világszinten is páratlan (Pärtel et al. 2005, Dengler et al. 2012, Wilson et al. 2012). A gyepközösségek aránya azonban az egész földön csökkenőben van a termőhelyük mezőgazdasági kultúrává alakítása miatt (Hoekstra et al. 2005).

A „természetvédelmi kockázati index” (Conservation Risk Index – CRI) az egyes élőhelytípusoknál az átalakított és a fennmaradt, törvényileg védett állományok kiterjedése közötti különbséget számszerűsíti. Ez a mérőszám az egész Földön a mérsékelt övi füves puszták és a szavannák esetében a legmagasabb (Hoekstra et al. 2005).

Magyarország jelentős része a helyi klimatikus és termőhelyi viszonyok alapján az erdőssztyepp-zónába tartozik (Borhidi 2003). A gyepök összterülete hazánkban az elmúlt másfél évszázadban egyharmaddal csökkent (Illyés et al. 2007). A megmaradt természetes és természetközeli gyepközösségeinket számos tényező veszélyezteti, ezek közül kiemelendő a beszántás, az inváziós fajok terjedése, a cserjésedés, a nem megfelelő kezelés és az éghajlat szárazabbá válása (Molnár et al. 2008, Bölöni et al. 2011).

Különösen kritikus helyzetbe kerültek a löszpuszták, amelyek állományai Magyarországon és világszinten is rendkívül megfogyatkoztak (Zólyomi és Fekete 1994, Illyés et al. 2007, Habel et al. 2013, Tóth és Hüse 2014, Deák et al. 2016). Emellett a fennmaradt löszgyepek igen nagy arányban degradáltak, a hazai állományok közül kevés maradt meg természetes vagy természetközeli állapotban (Illyés et al. 2007, Horváth et al. 2011). További komoly gondot jelent ezen élőhelyfoltok fragmentációja (Csathó 2009, Török et al. 2015). Mindebben nagy szerepe van a löszgyepek beszántásának, mivel a lösz alapkőzetten kialakult mezőségi (csernozjom) talaj kiemelkedő mezőgazdasági értékkel bír (Illyés et al. 2007). A legtöbb fennmaradt hazai löszgyepállomány igen kis kiterjedésű, előfordulásuk leggyakrabban mezsgyékre, kunhalmokra korlátozódik (Csathó 2009, Deák et al. 2016, Wódkiewicz et al. 2016).

A negatív tendenciák fékezésére potenciális megoldást jelenthet a felhagyott szántóföldek visszagyepesítése. A rekonstrukciós projektek megtervezése és kivitelezése előzetes kutatásokat igényel, a helyreállítási módszerek alkalmazhatóságának és eredményességének vizsgálata a természetvédelem fontos feladata (Cramer et al. 2008).

A felülvetés egy széleskörűen elterjedt módszer parlagok gyepesítésére. Az eljárás akkor alkalmazható a legsikeresebben, ha a referencia-terület közel található a rekonstrukciós helyszínhez. A két terület közötti távolság minimalizálásával kiküszöbölhető az esetleges flórahamisítás, illetve lecsökken a régiókhöz kötődő géneváltozatok keveredésének valószínűsége is (Hufford és Mazer 2003, Hölzel et al. 2012, Krauss et al.

2013, Durka et al. 2017, Molnár 2020). A két terület közötti minimális távolság választása továbbá a rekonstrukció sikerét is növeli (Sackville Hamilton 2001, Walker et al. 2004, Mijnsbrugge et al. 2010).

Felületéskor a legáltalánosabban olyan magkeveréket használnak, ami a célterület domináns pázsitfűfajainak és leggyakoribb kétszikűfajainak propagulumait tartalmazza. Ennek előállítása könnyebben kivitelezhető, illetve költségigénye a többi gyepesítési eljárásnál alacsonyabb (Deák és Valkó 2015).

Esettanulmányok alapján megállapítható, hogy a kevésfajos magkeverékek vetésével aránylag gyorsan, már pár év alatt is a természeteshez főbb dominanciaviszonyokban hasonló gyep alakítható ki (Deák et al. 2008, Török et al. 2010). Az eljárás előnye, hogy a parlagszükszerű kezdeti stádiumában gyakran dominánssá váló egy- és két-éves gyomfajokat a vetett magokból kicsírázó pázsitfűfajok visszaszoríthatják, így csökken annak az esélye, hogy a folyamat egy korai gyomos állapotban megreked (Blumenthal et al. 2005, Miglécz és Tóth 2011, Komoly et al. 2012, Török et al. 2012, Valkó et al. 2016). A módszer további pozitív hatása lehet, hogy a vetett pázsitfűfajok dominanciája akadályozza az inváziós fajok terjedését, amelyek gyakran okoznak problémát a nagyterületű nyílt talajfelszínű parlagon (Gornish és dos Santos 2016).

A témában született esettanulmányok ismeretében is felmerül a kérdés, hogy az olyan kétszikűekben gazdag gyeptípusok esetében, mint a löszpusztagyep, milyen eredmények érhetők el a tájra természetes módon jellemző pázsitfűfaj vetésével a fajkészlet, a diverzitás és a gyepszerkezet tekintetében; hogyan alakul időben a gyomjellegű és a célfajok aránya a fűmagvetést követően; illetve hogy egy fenti módszerrel vetett gyep növényzete az évek során milyen mértékben válik hasonlónak az ősi löszpusztagyep-állományok vegetációjához.

Anyag és módszer

Kutatási terület

A kutatásunkat a Csanádi-háton, Battonya határában található fokozottan védett Tompapusztai-löszgyepen (Körös–Maros Nemzeti Park) és annak bővítési területén végeztük.

A Tompapusztai-löszgyep az ország utolsó magas természetességű, plakor helyzetű, egybefüggő ősi löszpusztagyep-állományainak egyike. A területen előforduló fajok magas arányban a löszpusztagyep (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicola* Zólyomi ex Soó 1964) társuláshoz kötődnek, a gyomok aránya meglehetősen alacsony, borításuk elenyésző (Csathó 1986, Csathó és Csathó 2009, Bartha et al. 2011). A löszgyepet a kétszikűfajok magas diverzitása jellemzi, a legfontosabb gyepalkotó egyszikűfaj a vékony csenkesz (*Festuca valesiaca*), a pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), a keskenylevelű perje (szálas perje) (*Poa angustifolia*), a korai sás (*Carex praecox*), a deres tarackbúza (*Elymus hispidus*) és a karcsú fényperje (*Koeleria cristata*) (Joó 2001, Csathó és Csathó 2009,

Herczeg et al. 2011). A löszszipteppré domináns pázsitfűfaja ebben az állományban a *Festuca valesiaca* (Csathó et al. 2021).

Az ilyen nagy kiterjedésű, eredeti élőhelyfoltok természetvédelmi jelentősége megkérdőjelezhetetlen, egyszerre segítik a ritka és veszélyeztetett fajok fennmaradását és egyúttal fajforrásként is szolgálhatnak (Cousins és Lindborg 2008).

A Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság jóvoltából a 20,9 hektáros Tompapusztai-löszgyep (továbbiakban: ősgyep) közvetlen szomszédságában 2009-ben egy 26,77 hektár kiterjedésű szántóföld került felhagyásra (Csathó et al. 2012). 2010-től a parlagot évenként kétszeri szárazúzással kezelték (kivételt képeznek ez alól a 2012-es és 2013-as évek, amikor a rendkívüli aszály miatt csak egyszer végeztek el a szárazúzást), 2017-től évi egyszeri gépi kaszálásra tértek át (Csathó et al. 2021). Az ősgyepet a korábbi, szarvasmarhával történő legeltetés megszűnése óta szintén évente egyszer kaszálják (Csathó és Csathó 2009).

A parlag egy 5 hektáros részén 2011-től kezdve felülvetési kísérlet folyik (továbbiakban: *Festuca*-vetés). A rekonstrukció során a legnagyobb mennyiségben az ősgyep domináns pázsitfűfaja, a vékony csenkesz (*Festuca valesiaca*) magját juttatták ki (Csathó et al. 2011, 2021).

A vetéshez felhasznált pázsitfűmagokat kizárólag az ősgyepről gyűjtötték, kombájnnal végzett mozaikos magaratással. Az aratás 2011. június 21-én, a *Festuca valesiaca* termésérésekor történt. A nagyobb tisztaságú magkeverék elérése érdekében a maggyűjtés az ősgyep nagyobb egyszikúarányú területeire koncentrált. Később a magkeverék nem esett át tisztítási folyamaton (Danyik 2011).

A nyáron learatott magkeverék elvetésére ősszel, a szárazúzás után került sor. A szárazúzás nyomán keletkezett száraz növényi zúzalék eltávolítására és a talajfelszín megnyitására gyomfésülést alkalmaztak. Ezt követően 2011. október 5-én kézzel szórták ki a magokat, átlagosan 3,3 g/m²-es vetési sűrűséggel. A száraz időjárás miatt a talajfelszín hengerezésére nem volt szükség (Danyik 2011).

Egy évvel később, 2012. július 4-én további 14, az ősgyepen gyakori növényfaj kézzel gyűjtött magjait is bevitték a felülvetéssel kezelt parcellába. A magszedéssel érintett színezőfajok a következők voltak: bajszos hagyma (*Allium vineale*), hólyagos csüdfű (*Astragalus cicer*), tejoltó galaj (*Galium verum*), közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum*), mezei varfű (*Knautia arvensis*), hegyi len (*Linum austriacum*), réti útifű (*Plantago media*), sokvirágú boglárka (*Ranunculus polyanthemos*), füles sóska (*Rumex thyrsiflorus*), osztrák zsálya (*Salvia austriaca*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*) (nagyobb mennyiségben), hasznos tisztessű (*Stachys recta*), közönséges kakukkfű (*Thymus odoratissimus*) és magyar kakukkfű (*Thymus pannonicus*) (Csathó et al. 2021).

Az eddig ismertetett felülvetési lépések mellett, amelyek a felülvetési kísérleti terület egészét egységesen érintették, sávós diverzifikáló vetést is alkalmaztak, ehhez két vetési sávot jelöltek ki, a csenkeszmagvetés évében, az azt megelőző hónapban. Az ősgyepről származó kézzel gyűjtött magok kézi magszórása két időpontban történt. Először 2011 szeptemberében végeztek sávós magvetést, amely során a következő fajok magjait juttatták ki: töviskés imola (*Centaurea scabiosa* subsp. *spinulosa*), Degen-

aszat (*Cirsium eriophorum* subsp. *degeni*), tejoltó galaj (*Galium verum*), közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum*), hegyi len (*Linum austriacum*), nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), réti útifű (*Plantago media*), osztrák zsálya (*Salvia austriaca*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), hasznos tisztesfű (*Stachys recta*), kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*), sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), közönséges borkóró (*Thalictrum minus*) és osztrák ökörfarkkóró (*Verbascum austriacum*). Majd 2013 augusztusában újabb vetést hajtottak végre a sávokban, az ekkor elszórt magkeverék a következő fajok magjait tartalmazta: pusztai cickafark (*Achillea setacea*), hólyagos csüdfű (*Astragalus cicer*), árva rozsnok (*Bromus inermis*), borsfű (*Clinopodium vulgare*), koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*), tejoltó galaj (*Galium verum*), hegyi len (*Linum austriacum*), nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), réti útifű (*Plantago media*), kosborkéjú veronika (kosboros veronika) (*Veronica orchidea*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), fehér mécsvirág (*Silene latifolia* subsp. *alba*), szikár habszegfű (*Silene otites*), kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*), sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), közönséges borkóró (*Thalictrum minus*) és osztrák ökörfarkkóró (*Verbascum austriacum*) (Csathó et al. 2021).

A különböző kiegészítő magvetések során összesen 28 faj propagulumát juttatták ki a vizsgált parcellára.

Kísérleti elrendezés, terepi felvételezés

A vizsgálat során az ősgyepről 2020-ban (május–június) és a felületett területről (Festuca-vetés) 2015-ben (május) és 2020-ban (május–június) egyaránt 12 darab 4×4 m-es (16 m²) állandó pozíciójú kvadrátban készítettünk cönológiai felvételeket. A felvételezést Braun-Blanquet (1964) módszerével végeztük, azzal a módosítással, hogy az egyes fajok borítását százalékos értéként rögzítettük.

A cönológiai felvételezés során minden kvadrát öt pontján megmértük a vegetáció magasságát. Ezeket az adatokat minden mintavételi egységre átlagoltuk. Emellett kvadrátonként gyepmagassági maximumot is mértünk, ami a 4×4 méteres kvadrát legmagasabb egyedének lemerését jelentette (a legmagasabb növényfaj feljegyzésével).

A felvételekben előforduló fajok tudományos nevét a tanulmányunkban a World Flora Online adatbázis szerint használtuk (WFO 2022).

A célfajok körének megválasztása

A vizsgálati területen előforduló fajokat két csoportba osztottuk, (1) célfajokra, illetve (2) korai szukcessziós és adventív fajokra. Célfajoknak tekintettük azokat a hajtásos növényfajokat, amelyek előfordulása az ősgyepen a jó természetességű löszgyep-állományokban jellemző.

A területeken rögzített fajokat a Simon-féle természetvédelmi érték-kategóriába való besorolásuk alapján is osztályoztuk (Horváth et al. 1995).

Statisztikai elemzések

A két vizsgálati terület átlagos fajszámának, (természetes alappal számolt) Shannon-diverzitás-értékeinek és gyepmagassági átlagainak összehasonlítására kétmintás kétoldali t-próbát használtunk (R Core Team 2021).

Az ősgyepen és a felülvetett parcellában 2020-ban készített 12–12 cönológiai felvételt főkoordináta-analízissel (PCoA) elemeztük. A társulástani összefüggések feltárásához a két terület legnagyobb borítást elérő 20–20 fajával hierarchikus osztályozást (klaszteranalízist) végeztünk. A dendrogramokat euklidészi távolságokat használva, a Ward-módszer szerint képeztük. Az osztályozás alapja, hogy minden egyes lépésben azok a pontok kerülnek összevonásra, amelyek egyesítése során minimális a teljes négyzetes hiba növekedése (Ward 1963). Az adatfeldolgozást és -elemzést az R statisztikai program 4.1.1-es verzióját használva végeztük, a főkoordináta-analízist és a hierarchikus osztályozásokat a *vegan* csomaggal készítettük, az eredmények megjelenítéséhez pedig a *tidyverse* csomag *ggplot* függvényeit használtuk (Wickham et al. 2019, Oksanen et al. 2020, R Core Team 2021).

A szukcesszió kezdeti változásainak vizsgálatához 2015-ben, a felülvetés utáni 4. évben készített felvételeket hasonlítottuk össze a 2020-ban, a felülvetés utáni 9. évben az állandó helyzetű mintavételi egységek azonos módszerekkel készített felvételeivel. Ennek során a két évet az összborítás, a fajszám és a Shannon-diverzitás értékeivel jellemeztük, illetve az adott évben leggyakoribb fajok borítási értékeit is elemeztük. A 4. és a 9. év fajkészletét a Simon-féle természetvédelmi érték-kategóriák szerinti csoportokra bontottuk, és megvizsgáltuk a két év közötti eltéréseket.

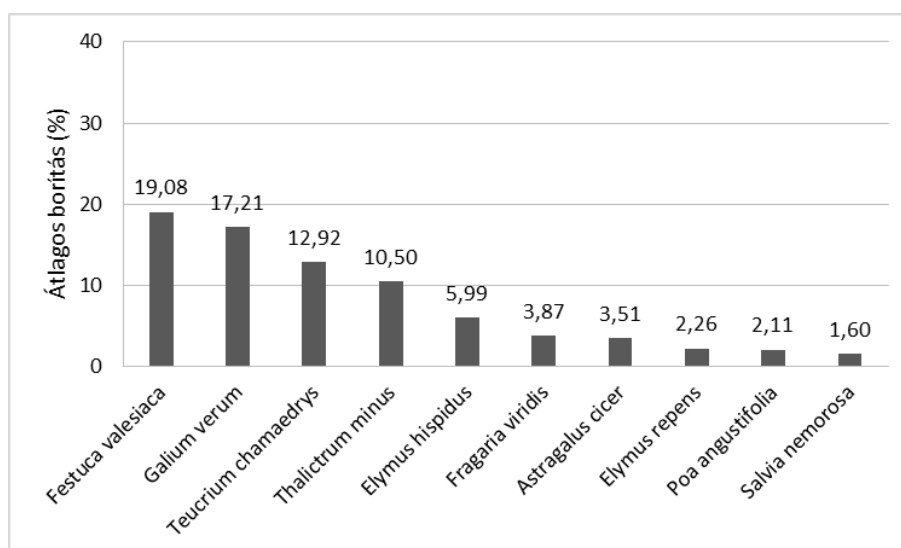
Megállapítottuk a célfajok, illetve a korai szukcessziós és adventív fajok arányát, majd a két arányt külön, két kevert hatású Poisson-regresszióval modelleztük az R program *lme4* csomagjával (Bates et al. 2015). Az első modellben a függő változó a célfajok száma, míg a második modellben a korai szukcessziós és adventív fajok száma, a magyarázó változó pedig mindkét esetben az idő volt. Random hatásként a mintavételi egységeket illesztettük be. A modelldiagnosztikákat tízisméltéses szimulációval végeztük el, a random hatás normális eloszlását pedig QQ-ábrán ellenőriztük (R Core Team 2021).

Eredmények

Az ősgyep mint referencia-terület jellemzése

Az ősgyepen általánosan elterjedt, azaz mind a 12 mintavételi egységben előforduló fajok 2020-ban a következők voltak: *Carex praecox*, *Festuca rupicola*, *Festuca valesiaca*, *Fragaria viridis*, *Galium verum*, *Poa angustifolia*, *Salvia nemorosa*, *Teucrium chamaedrys*, *Verbascum phoeniceum*. 11 kvadrátban volt jelen a *Ranunculus polyanthemos*, *Trifolium campestre*, tíz kvadrátban pedig az *Alopecurus pratensis*, *Cynodon dactylon* és *Knautia arvensis*.

A legnagyobb átlagos borítást elért fajok értékeit az 1. ábra szemlélteti. A bolygatás-jelző *Elymus repens* a nyolcadik legnagyobb borítással rendelkező faj volt az ősgyepben, átlagosan 2,26%-kal (1. ábra). Ez a faj nagyobb mennyiségben csak a zavartabb foltokban jelenik meg a területen (Csathó és Csathó 2009).



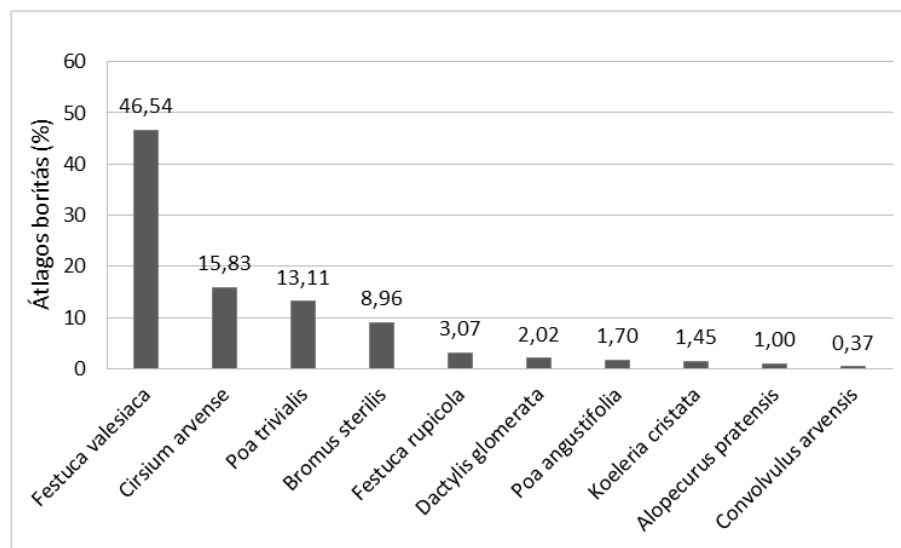
1. ábra. A tíz legnagyobb átlagos borítást elérő faj a Tompapusztai-löszgyepen 2020-ban
 Figure 1. Bar chart of the ten species with the highest mean cover at the Tompapuszta loess grassland in 2020

A természetes állapotokat tükröző célfajok csoportja átlagosan 97,7%-os borítást, a korai szukcessziós és adventív fajoknak nevezett csoport pedig átlagosan 2,3%-os borítást ért el a referencia-területen. Az utóbbi kategóriába az ősgyepi felvételekben mindössze két faj tartozott, az *Elymus repens* és a *Carduus acanthoides*. A felvételbe került fajok 97,4%-a célfaj volt. Az ősgyepben egy adventív vagy inváziós növényfaj sem tudott tartósan megtelepedni.

A hatéves parlag jellemzése a felülvetés utáni 4. évben

2015-ben a *Festuca*-vetésben mind a 12 kvadrátban előfordult az *Alopecurus pratensis*, *Bromus sterilis*, *Cirsium arvense* és *Festuca valesiaca*. A *Koeleria cristata*, *Poa trivialis* és *Ranunculus polyanthemos* 11 kvadrátban, az *Erigeron canadensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rupicola* és *Veronica arvensis* 10 kvadrátban volt jelen.

Az átlagos borítás szerinti első helyen a vetett *Festuca valesiaca* állt, a rangsorban utána következő fajok hozzá képest jóval kisebb borítási értékeket vettek fel. A tíz legnagyobb borítást elérő faj listájából látszik, hogy a gyepek alapstruktúráját a célfajok még a korai szukcessziós, gyomjellegű fajokkal keveredve alakították ki. A célfajok közül azonban csak az ősgyepen domináns, vetett pázsitfűfaj, a *Festuca valesiaca* ért el számottevő borítást, és így a korai szukcessziós fajok közel négyszer akkora mennyiségben voltak jelen, mint a *Festuca valesiaca* nélkül értelmezett célfajok csoportjának tagjai (2. ábra).



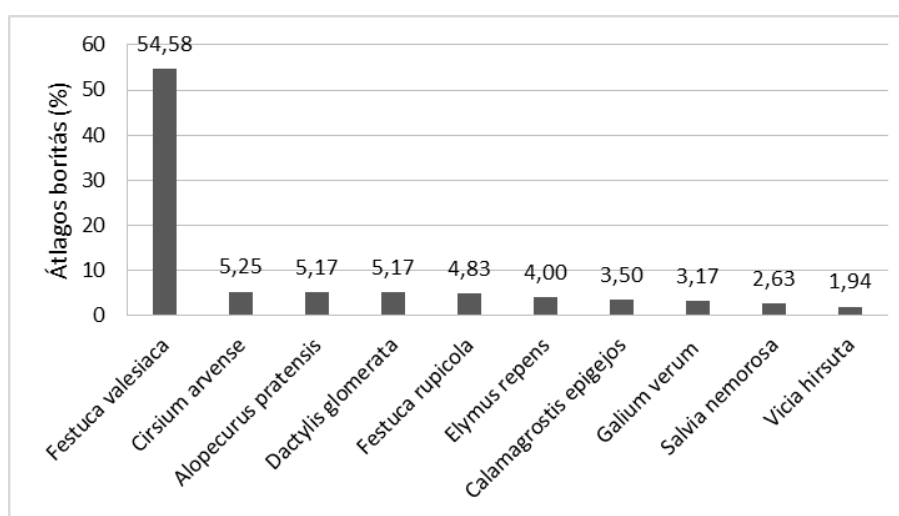
2. ábra. A tíz legnagyobb átlagos borítást elérő faj a *Festuca*-vetésben, 2015-ben, a vetés utáni 4. évben
 Figure 2. Bar chart of the ten species with the highest mean cover at the sown grassland in 2015, in the 4th year after the sowing

A célfajok átlagosan 58,01%-ot, míg a korai szukcessziós és adventív fajok 39,3%-ot borítottak a 4. évben. Utóbbiak közül a legnagyobb átlagos borítást a *Cirsium arvense* (15,83%), *Poa trivialis* (13,11%) és a *Bromus sterilis* (8,96%) érte el. A *Bromus sterilis* egy gyakori egyéves szántóföldi gyom, ami fiatal parlagokon gyakran tömegesen jelenik meg (Mortimer et al. 1993). A *Cirsium arvense* és a *Poa trivialis* ezzel szemben évelő növények, amelyek szintén a parlagoszukcesszió korai szakaszainak tipikus ruderalis fajai, nagyobb mennyiségben való fellépésükhöz általában több évre van szükség (Froud-Williams és Ferris 1987, Bartha 2007). A mintavételi egységekben előforduló fajok 44,8%-a volt célfaj, 55,2%-a pedig a korai szukcessziós és adventív fajok körébe tartozott.

A 12 éves parlag jellemzése a felületés utáni 9. évben

A Festuca-vetésben felvett 12 db 4×4 m-es kvadrát általánosan elterjedt fajai 2020-ban a *Cirsium arvense*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rupicola*, *Festuca valesiaca*, *Ranunculus polyanthemos*, *Vicia angustifolia* és *Vicia hirsuta* voltak. Szintén gyakori előfordulású (11 kvadrátban, illetve 10 kvadrátban jelen lévő) faj volt az *Alopecurus pratensis*, *Elymus repens*, *Poa angustifolia*, illetve a *Knautia arvensis*.

A legnagyobb átlagos borítást 2020-ban is a *Festuca valesiaca* érte el, az átlagosan második legtöbbet borító *Cirsium arvense* ehhez képest már csak hozzávetőleg tizedekora mennyiségben volt jelen. A leggyakoribb tíz faj alkotta rangsorban már több cél faj is szerepelt: *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rupicola*, *Galium verum*, *Salvia nemorosa* és *Vicia hirsuta* (3. ábra).



3. ábra. A tíz legnagyobb átlagos borítást elérő faj a Festuca-vetésben, 2020-ban, a vetés utáni 9. évben
 Figure 3. Bar chart of the ten species with the highest mean cover at the sown grassland in 2020, in the 9th year after the sowing

A célajok átlagos borítása 84,9%, míg a korai szukcessziós és adventív fajoké 14,1% volt. Az utóbbi csoportból a legnagyobb borítást a *Cirsium arvense* (5,25%), az *Elymus repens* (4,00%) és a *Calamagrostis epigejos* (3,50%) érte el. Mindhárom faj zavarást, bolygatást jelez (Bartha 2007). A kvadrátokban felvett fajok 62,5%-a volt cél faj, és 37,5%-uk tartozott a korai szukcessziós és adventív fajok közé. A kezelt terület felvételeiben a 9. évben előforduló cél fajokat és azok százalékos megoszlását az 1. melléklet mutatja be.

Az ősgyep és a felülvetett parcella összehasonlítása a *Festuca*-vetés utáni 9. évben

A *Festuca*-vetésben felvett 4×4 méteres kvadrátokban a 2020-as évben összesen 48 faj fordult elő, ezek közül 29 található meg az ősgyepen felvett kvadrátokban is, 49 faj pedig csak az ősgyepre volt jellemző. A fajok megoszlását a 2. mellékletben tüntettük fel.

A célfajok mind az ősgyepen, mind a felülvetett parcellában magas átlagos borítást értek el, a 9. évre utóbbi területet is nagy arányban már ezek a természetes állapotra jellemző fajok borították (1. táblázat).

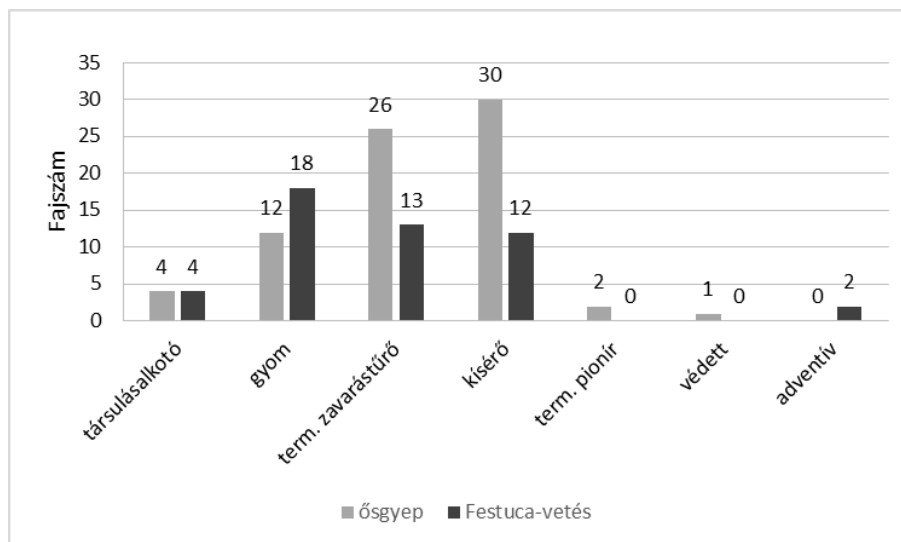
Az ősgyep jellemző fajai közül négy (*Thalictrum minus*, *Elymus hispidus*, *Fragaria viridis*, *Astragalus cicer*) nem volt jelen a felülvetett parcellában felvett mintavételi egységekben, illetve a referencia-terület egyik fontos, a borítás szerinti rangsorban harmadik helyen szereplő faja, a *Teucrium chamaedrys* mindössze 0,08%-os összborítást ért el a felülvetett terület kvadrátjaiban (1. táblázat csillaggal jelölt sorai).

1. táblázat. A felülvetett parcella összehasonlítása a referencia-területtel a 2020-ban felvett 4×4 méteres cönológiai felvételek állományszintű cönológiai jellemzői, illetve az ősgyep felvételeiben a tíz legnagyobb átlagos borítást elérő faj borítási értéke alapján. A *-gal jelölt fajok a *Festuca*-vetés kvadrátjaiban nem, vagy csak nagyon kis borítással voltak jelen

Table 1. Comparison of the sown parcel with reference site based on the parameters of 4×4 m coenological relevés recorded in 2020 and the first ten species with the highest mean coverage of the Tompapuszta loess grassland. Species marked with * were not present in the plots at the sown grassland or were of very low cover

	Ősgyep	<i>Festuca</i> -vetés
Összborítás (%)	98,18 ± 1,68	99,84 ± 2,57
Fajsza (összesített)	78	48
Kvadrátonkénti átlagos fajsza	31,33 ± 6,02	18,50 ± 2,97
Shannon-diverzitás átlagos értéke	2,14 ± 0,35	1,55 ± 0,21
Egyenletesség átlagos értéke	0,28 ± 0,07	0,27 ± 0,04
Célfajok átlagos borítása (%)	97,6 ± 3,49	84,9 ± 9,90
Korai szukcessziós (és adventív) fajok átlagos borítása (%)	2,3 ± 1,59	14,1 ± 1,79
<i>Festuca valesiaca</i> átlagos borítása (%)	19,08 ± 11,37	54,58 ± 10,47
<i>Galium verum</i> átlagos borítása (%)	17,21 ± 9,59	3,17 ± 6,42
* <i>Teucrium chamaedrys</i> átlagos borítása (%)	12,92 ± 12,99	0,08 ± 0,29
* <i>Thalictrum minus</i> átlagos borítása (%)	10,50 ± 19,17	0 ± 0
* <i>Elymus hispidus</i> átlagos borítása (%)	5,99 ± 10,90	0 ± 0
* <i>Fragaria viridis</i> átlagos borítása (%)	3,87 ± 3,49	0 ± 0
* <i>Astragalus cicer</i> átlagos borítása (%)	3,51 ± 6,76	0 ± 0
<i>Elymus repens</i> átlagos borítása (%)	2,26 ± 3,24	5,04 ± 6,18
<i>Poa angustifolia</i> átlagos borítása (%)	2,11 ± 3,21	1,90 ± 2,54
<i>Salvia nemorosa</i> átlagos borítása (%)	1,60 ± 1,34	2,63 ± 2,25

A két terület fajainak természetvédelmi érték-kategóriák szerinti megoszlása alapján megállapítható, hogy a felületett gyepben több gyomjellegű faj volt jelen, és a természetes zavarástűrő és kísérőfajok aránya kisebb volt, mint az ősgyepen. Természetes pionír és védett fajok csak az ősgyepi kvadrátokban fordultak elő (4. ábra).



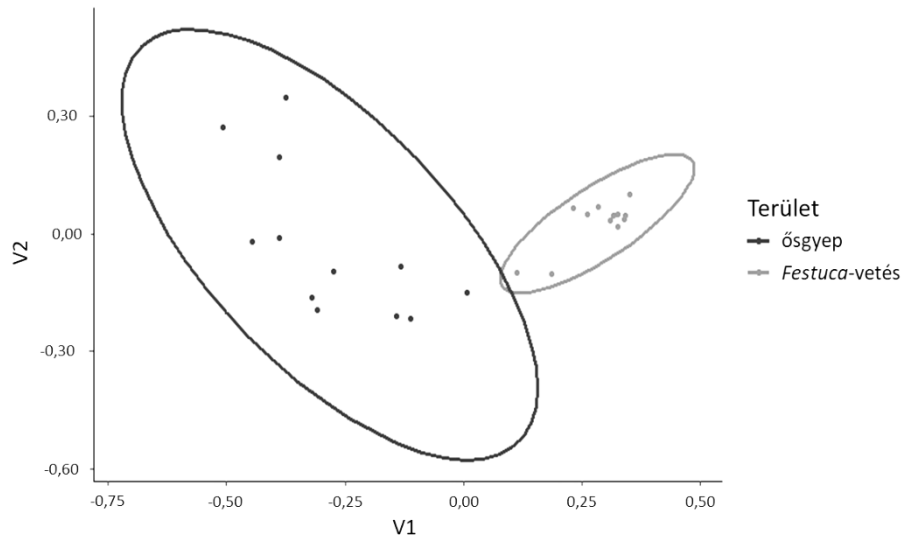
4. ábra. Az ősgyep és a *Festuca*-vetés kvadrátjaiban megfigyelt fajok természetvédelmi érték-kategóriák szerinti megoszlása 2020-ban (term.: természetes)

Figure 4. Distribution of the species observed in sampling plots according to their conservation value categories at the Tompapuszta loess grassland and at the sown grassland in 2020

A vizsgálati területek Shannon-diverzitásának, átlagos fajszámának és *Festuca valesiaca*-borításának vizsgálatára kétmintás kétoldali t-próbát alkalmaztunk. Ez alapján a Shannon-diverzitás átlagos értéke az ősgyepen szignifikánsan nagyobb volt ($p=0,0002$). Az átlagos fajszám is szignifikánsan nagyobbnak bizonyult az ősgyepen, mint a felületésben ($p<0,0001$). A két terület *Festuca valesiaca*-borítása között is szignifikáns eltérés volt kimutatható ($p<0,0001$). A felületett parcellán a *Festuca valesiaca* átlagosan 2,86-szor nagyobb borítást ért el, amely jelentős különbségnek tekinthető.

Az 1. és a 3. ábra oszlopdiagramjai alapján az ősgyepen a borítási viszonyok kiegyenlítettebbek voltak, mint a felületésben, annak ellenére is, hogy az ősgyep fajszáma jelentősen magasabb volt. A csenkeszvetésben a *Festuca valesiaca* kiugróan magas borítási értéke mellett a többi feltüntetett faj egy nagyságrenddel kisebb értékeket ért el.

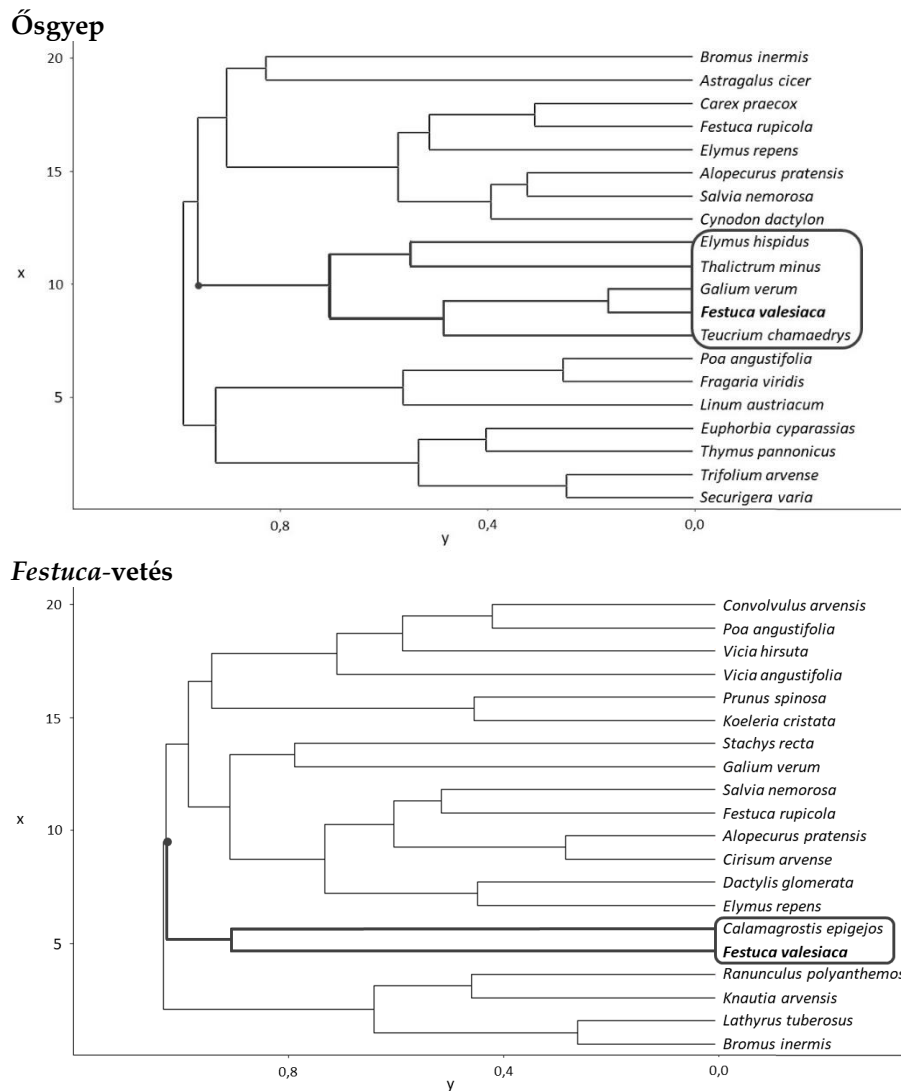
Az ősgyep és a csenkeszvetés eltéréseinek további vizsgálata során a 24 db 2020-ban készült cönológiai felvételt összehasonlító főkoordináta-analízis (PCoA) tanúsága szerint az ősgyepi felvételek egyértelműen elkülönültek a felülvetett parlagon, a magvetés utáni 9. évben készített felvételektől, átfedés egy felvétel esetében sem látható. Az ősgyepi felvételek pontjainak szórása, illetve a pontokhoz tartozó valószínűségi ellipszisek mérete jóval nagyobb volt, mint a *Festuca*-vetés esetében (5. ábra).



5. ábra. Főkoordináta-analízis a Tompapusztai-lőszgyep és a *Festuca*-vetés 2020-ban készített cönológiai felvételeiről

Figure 5. Principal Coordinates Analysis of the coenological relevés recorded in sown and reference grassland in 2020

A gyakori, nagy borítást elérő fajok Ward-módszer szerint készült hierarchikus osztályozásából jól látszik, hogy a felülvetett gyepben a *Festuca valesiaca* egyedül a *Calamagrostis epigejos*-szal képzett egy társulási csoportot, míg az ősgyepen a domináns pázsitfűfaj más gyakori és a gyepalkotásban fontos szerepet betöltő fajokkal (*Galium verum*, *Teucrium chamaedrys*, *Thalictrum minus* és *Elymus hispidus*) társult (6. ábra). Ugyanez a szerveződés a *Festuca*-vetésben ezen fajok ritkasága miatt nem volt megfigyelhető.



6. ábra. A Tompapusztai-löszgyep (ősgyep) és a felületett parcella húsz legjellemzőbb fajával készített hierarchikus osztályozások dendrogramjai a 2020-as felvételek alapján.

A legfontosabb különbségek szürke színnel kerültek kiemelésre

Figure 6. Dendrograms of hierarchical cluster analyzes with the twenty most characteristic species of the Tompapuszta loess grassland ("ősgyep") and the sown grassland ("Festuca-vetés") in 2020.

The most important differences are highlighted in gray

A területek habitusának összehasonlítására a mért gyepmagassági értékeket elemeztük. A felületéssel kezelt terület vegetációja a 9. évben átlagosan 13,4 cm-rel mutatott magasabb értéket ($39,6 \text{ cm} \pm 9,0 \text{ cm}$, $n=12$), mint az ősgyep ($26,2 \text{ cm} \pm 4,8 \text{ cm}$, $n=12$). Ez a különbség a kétmintás kétoldali t-próba szerint szignifikánsnak mutatkozott ($p=0,0003$).

Időbeli összehasonlítás a csenkeszvetéses parcellában: a felületést követő 4. év eredményeinek összehasonlítása a vetés utáni 9. év adataival

A felületés utáni 4. évben még igen gyakori *Bromus sterilis* és *Poa trivialis* a 9. évre eltűnt a felületett kvadrátokból; a *Koeleria cristata*, *Alopecurus pratensis*, *Veronica*

arvensis, *Erigeron canadensis* borítása csökkent; a *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*, *Festuca rupicola*, *Knautia arvensis*, *Ranunculus polyanthemos*, *Vicia angustifolia* és *Vicia hirsuta* borítása pedig nőtt a paragonon.

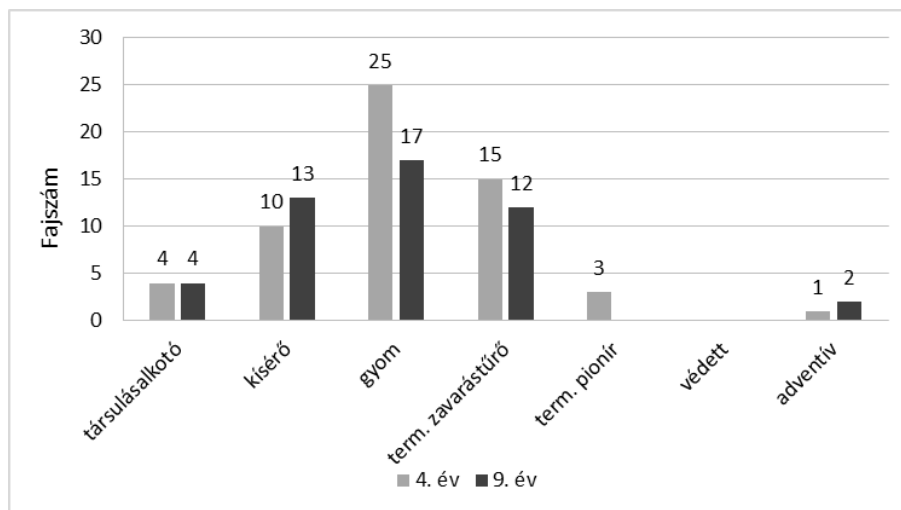
A 4. és a 9. év közötti további eltéréseket a 2. táblázat mutatja be. A becsült átlagos összborítás és az átlagos fajszám csökkent, míg a Shannon-diverzitás átlagos értéke nőtt.

A 4. évben a legnagyobb borítást elérő faj már a vetett pázsitfűfaj, a *Festuca valesiaca* volt, amely átlagos borítása $46,5\% \pm 23,8\%$ -ot tett ki (2. táblázat). A 9. évre ez az érték $8,1\%$ -kal nőtt, szórása pedig kevesebb mint felére csökkent. Ez a növekedés, illetve a becsült összborítás szórásának csökkenése a kezelt terület homogénebbé válását jelzi.

2. táblázat Az átlagos becsült összborítás, az átlagos fajszám, a Shannon-diverzitás átlagos értéke és a *Festuca valesiaca* átlagos borítása a *Festuca*-vetéses parcellában a felülvetés utáni 4. és 9. évben
Table 2 Mean estimated total plant cover, mean species richness, mean value of Shannon diversity and mean cover of *Festuca valesiaca* in the 4th and the 9th year at the sown grassland

	Átlagos becsült összborítás (%)	Átlagos fajszám	Shannon-diverzitás átlagos értéke	<i>Festuca valesiaca</i> átlagos borítása (%)
4. év	$94,4 \pm 8,5$	$20,5 \pm 3,8$	$1,35 \pm 0,23$	$46,5 \pm 23,8$
9. év	$93,6 \pm 2,6$	$18,5 \pm 3,0$	$1,58 \pm 0,21$	$54,6 \pm 10,5$

Mindez a fajkészletben is megmutatkozik, a 9. évre a Simon-féle természetvédelmi érték-kategóriák szerint kevesebb gyom, zavarástűrő és pionír jellegű faj volt jelen, ezáltal pedig az átlagos fajszám is csökkent. A kísérőfajok száma azonban az öt év alatt hárommal növekedett (7. ábra).



7. ábra. A kvadrátokban megfigyelt fajok természetvédelmi érték-kategóriák szerinti megoszlása a felülvetés utáni 4. és a 9. évben (term.: természetes)

Figure 7. Distribution of the species observed in sampling plots according to their conservation value categories in the 4th and 9th year after the sowing

A célfajok átlagos borítása a 4. évben 58,01%, a korai szukcessziós és adventív fajoké 39,3% volt. A 9. évben ez az arány már 84,9%, illetve 14,1%-ra változott a célfajok javára.

A célfajok, illetve a korai szukcessziós és adventív fajok számának változására illesztett Poisson-modellek alapján a célfajok átlagos becsült száma a 4. évben 11,9 (SE=1,09), a 9. évben 13,3 (SE=1,12) volt, a célfajszám növekedése nem mutatkozott szignifikánsnak ($p=0,3570$). A második modell alapján a korai szukcessziós és adventív fajok átlagos becsült száma a 4. évben 9,1 (SE=1,10), míg a 9. évben már csak 5,4 (SE=1,17) volt, a csökkenés szignifikánsnak bizonyult ($p<0,0001$). A statisztikai modellek elvégzésének feltételei teljesültek.

A felülvétési kísérletben a domináns pázsitfűfaj mellett elvetett színezőelemek az egyes kvadrátokban becsült átlagos borítása a 4. és 9. év között nyolc esetben nőtt, öt esetben nem változott, egy esetben pedig csökkent. A *Galium verum*, *Knautia arvensis*, *Salvia nemorosa*, *Stachys recta* 4. évi mennyisége a többszörösére nőtt a 9. évre. Összesen öt olyan faj volt, amely ugyan vetésre került a parcellában, de sem a 4. évben, sem a 9. évben nem volt kimutatható a 4×4 m-es mintavételi egységekben (*Astragalus cicer*, *Linum austriacum*, *Rumex thyrsiflorus*, *Salvia austriaca*, *Thymus odoratissimus*). A *Hypericum perforatum* volt az egyetlen olyan faj, ami a felülvetés utáni 4. évben még megtalálható volt a kvadrátokban, de öt évvel később, a 9. évben nem került elő a mintavételi egységekből. A többi magvetéssel bejuttatott faj gyakorisága stagnált vagy nőtt az öt év alatt (1. melléklet).

Megvitatás

A Tompapusztai-löszgyep melletti gyeprekonstrukciós területen a kiválasztott pázsitfűfaj vetése sikeres volt, és 2015-ben, a kezelés utáni 4. évben már a felülvétett gyepben is a *Festuca valesiaca* volt a domináns pázsitfűfaj. Emellett a célfajok gyakorisága és borítása is növekvő tendenciát mutatott a 4. és a 9. év között.

Ugyanakkor az is látszódik, hogy az ősgyep és a rekonstruált gyep egyelőre még számos paraméterben, például a fajszámban és diverzitásban jelentősen eltért. Fontos különbség volt, hogy a *Festuca valesiaca* a csenkeszvetésben átlagosan 2,86-szor nagyobb borítást ért el, mint az ősgyepen. Ez a különbség részben megmagyarázza az említett eltéréseket, mivel a kompetíciós előnybe jutott vetett csenkeszfaj túlzott mennyisége mellett a többi löszgyepi faj kisebb terjedési sikert mutatott. Az egyes célfajok lassú terjedéséhez hozzájárulhatott a vetett pázsitfűfaj által képzett nagyobb mennyiségű felgyűlt avar csírázásgátló hatása is (Ruprecht és Szabó 2012). Emellett az elvetett csenkeszfaj nagymértékű dominanciája által homogenizáló hatást fejthetett ki a vegetációra, így a főkoordináta-analízis alapján a *Festuca*-vetés felvételei meglehetősen hasonlóak voltak egymáshoz, és a kiegyenlítettebb dominancia-viszonyokkal jellemezhető ősgyepi felvételekhez képest is jóval kisebb variabilitást mutattak (5. ábra).

Több, az ősgyepen gyakori klonális növényfaj (pl. *Achillea setacea*, *Fragaria viridis*, *Galium verum*, *Teucrium chamaedrys*, *Thymus odoratissimus*, *Th. pannonicus*) (vö.: Klimešová et al. 2017) a felülvétett területen csak meglehetősen ritkán fordult elő. A

felsorolt fajok telepképzésük által befolyásolják a gyepszerkezetet, illetve fontos szerepük lehet a másodlagos szukcesszió folyamatában (Prach és Pyšek 1994).

Több olyan fontos további cél faj is hiányzott, vagy csak minimális borítást ért el a *Festuca*-vetésben, amelyek az ősgyepben fontos gyepszerkezetet alakító fajnak számítottak (1. táblázat), ezek betelepüléséhez, elterjedéséhez feltételezhetően jóval hosszabb időre lenne szükség.

Egy parlagszukcessziós osztályozási rendszer az időbeli folyamat bekövetkező stádiumai tekintetében négy szakaszt különít el (Bartha et al. 2010). A szakaszok időrendben a következők: 1. fázis: szegetális, 2. fázis: ruderális, 3. fázis: generalista pázsitfűfajok és az ősgyep alarendelt fajai, 4. fázis: már az ősgyepi állapothoz hasonlít. A felosztás alapján a vizsgált, csenkeszvetéssel befolyásolt parcella már a kezelést követő 4. évben leginkább a 3. spontán fejlődési fázishoz hasonlított. A *Festuca*-vetés még a beavatkozás utáni 9. évben is részben ennek a fázisnak a sajátosságait mutatta, azonban folyamatosan közeledik a 4., egyben utolsó fázis felé, ez a váltás ugyanakkor valószínűleg még hosszú időt vesz igénybe (Bartha et al. 2010).

A fent ismertetett változások mellett megállapítható, hogy a felülvetett gyepek fajkészlete és az egyes fajok mennyiségi viszonyai is nagymértékben változtak a csenkeszvetést követő 4. és 9. év között. Ezzel szemben a természetes löszgyepek fajkészletét nagyfokú stabilitás jellemzi, míg a borítási viszonyok időben fluktuációt mutathatnak. Mindezt egy hegylábi környezetben végzett állandó mintavételi egységek alkalmazásával készült kutatás (Csontos et al. 2022), illetve a jelen vizsgálat referenciaterrületén, a Tompapusztai-löszgyepen végzett hosszú távú mikrocönológiai monitorozás eredményei is alátámasztják (Bartha et al. 2022).

Más vázfajok vetésén alapuló gyeprekonstrukciós kísérletek eredményei is azt mutatják, hogy a módszer ugyan viszonylag könnyen alkalmazható, azonban löszparlagok regenerációja esetén az így létrejött gyep fajszámban nem érik el az ősgyepet, fajkompozíciójuk kevésbé fejlett, illetve több, a céltársulásra jellemző faj hiányzik a vetett állományokból (Deák et al. 2010, Török et al. 2010). A hasonló módszerrel vetett gyepek produkciója egyébként meglehetősen magas, feltételezhetően a pázsitfűvek nagyarányú borítása miatt (Lepš et al. 2007).

Más típusú szárazgyep, például szikes gyep rekonstrukciója esetében csupán a vázfajok vetésével látványosabb kezdeti eredményeket lehet elérni, mint a löszpuszták esetében. Ezt többek között az is magyarázhatja, hogy a szikeseket elsősorban pázsitfűvek dominálják, amik magvetéssel a legtöbbször könnyebben megtelepíthetők, illetve azokra az élőhelyekre kevesebb kísérő faj jellemző. Így a rekonstruált szikes gyep rövid idő alatt mutathatnak a célállapothoz hasonló, elsősorban habitusbeli jellegeket (Valkó et al. 2015).

Ahhoz viszont, hogy egy felülvetéssel létrehozott másodlagos löszgyep megközelítse a kétszikűekben gazdag elsődleges löszpusztagyep gyepszerkezeti sajátosságait, komoly erőforrásbeli befektetésekre lehet szükség (Molnár 1998). Eredményeink azt mutatják, hogy felülvetéssel a kétszikűekben gazdag gyepek tíz év alatt nem hozható

létre, az igen sok speciális színezőelem nehézkes megtelepedése miatt. Az eredeti állapotokat megközelítő gyep létrejöttéhez feltehetően a kísérletünk eddigi időtartamának többszörösére is szükség lehet.

A felületést és a spontán szukcessziót, mint gyeprekonstrukciós módszereket összehasonlítva Valkó és munkatársai (2016) azt találták, hogy a felületés alacsonyabb diverzitású élőhelyeket eredményez, mint a spontán szukcesszióval fejlődő gyep, ugyanakkor a vetés hatására a gyomfajok kevésbé válnak dominánssá. További publikációk szerint a spontán szukcesszió hatékonyabb rekonstrukciós eljárás lehet a felületéses módszereknél, azonban alkalmazása korlátozott. A spontán szukcesszió leginkább csak kis kiterjedésű parlagon, zavart felszínnek helyreállítására lehet alkalmas, illetve fontos feltétel egy megfelelő propagulum-forrást biztosító természetes vegetációfolt közelsége is (Prach és Pyšek 2001, Lencová és Prach 2011).

Ugyanakkor a természetvédelmi gyepesítési kísérletek esetében fontos hangsúlyozni, hogy az eddigi kutatások időtartama a szukcessziós folyamatok időléptékéhez képest limitált volt, ezért egyelőre kevés információval rendelkezünk a gyep hosszú távú fejlődéséről, ezzel együtt pedig arról is, hogy mennyi időbe telik az ősgyepkéhez hasonló fajkészlet és gyepszerkezet kialakulása.

A bemutatott eredmények felhívják a figyelmet a természetes, jó állapotú gyepterületek védelmének fontosságára, amelyek még annak ellenére is számos ritka fajt őrizhetnek, ha azok csupán kis kiterjedésűek (Volenc és Dobson 2020). A különböző gyeprekonstrukciós módszerekkel a természetes állományok kiterjedése, ha sok idő alatt is, de bővíthető, ezáltal pedig a hozzájuk kötődő fajok és életközösségek fennmaradásának esélye is megnövelhető.

Köszönetnyilvánítás

A Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóságnak köszönjük a hosszú távú kutatás támogatását. Szeretnénk kifejezni köszönetünket Csathó András János és Sallainé Kapocsi Judit, továbbá Bánfi Péter, Boldog Gusztáv, Bota Viktória, Danyik Tibor, Forgách Balázs, Komoly Cecília, Kun Róbert és Molnár Géza számára a munkák segítségét. Az alapos lektori munkáért Deák Balázs és egy névtelen bíráló számára tartozunk köszönettel. Az első szerző munkáját az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-21-1 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alap támogatta.

Irodalom

- Bartha S. 2007: Kompozíció, differenciálódás és dinamika az erdőssztyep biom gyepjeiben, Az egyensúlytól távol: degradáció, szukcesszió, invázió. In: Illyés E., Bölöni J. (szerk.): Lejtőssztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon. Magánkiadás, Budapest. pp. 72–103.
- Bartha S., Dancza I., Házi J., Horváth A., Margóczy K., Molnár Cs., Molnár Zs., Óvári M., Purger D., Schmidt D. 2010: A parlagszukcesszió állandó és változó jellegzetességei. In: Molnár Cs., Molnár Zs., Varga A. (szerk.): „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak jókedvében teremt”. Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003–2009, MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 480–482.
- Bartha S., Csathó A. I., Virágh K., Szentés Sz., Csathó A. J., Sutyinszki Zs., Horváth A., Ruprecht, E. 2011: A Tompapusztai löszgyep mikroökológiai értékelése I. Florális diverzitás és koordináltság. *Crisicum* 7: 45–55.
- Bartha, S., Szabó, G., Csete, S., Purger, D., Házi, J., Csathó, A. I., Campetella, G., Canullo, R., Chelli, S., Tsakalos, J. L., Ónodi, G., Kröel-Dulay, Gy., Zimmermann, Z. 2022: High-resolution transect sampling and multiple scale diversity analyses for evaluating grassland resilience to climatic extremes. *Land* 11(3): 378. DOI: <https://doi.org/10.3390/land11030378>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. 2015: Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1–48. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Ego, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P. J., Smith, H. G., Lindborg, R. 2019: Grasslands – more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*. 10: e0258. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Blumenthal, D. M., Jordan, N. R., Svenson, E. L. 2005: Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107: 221–230. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.11.008>
- Borhidi A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémia Kiadó, Budapest. p. 610.
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót. p. 441.
- Braun-Blanquet, J. 1964: Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. Springer-Verlag, Berlin.
- Cousins, S. A. O., Lindborg, R. 2008: Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 141: 233–240. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.016>
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J., Standish, R. J. 2008: What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* 23(2): 104–112. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.005>
- Csathó A. 1986: A battonya–kistompapusztai löszrét növényvilága. *Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv* 7: 103–115.
- Csathó A. I. 2009: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 171–181.
- Csathó A. I., Csathó A. J., Házi J., Juhász M., Sallainé Kapocsi J., Selmei M., Sutyinszki Zs., Szentés Sz., Virágh K., Bartha S. 2011: Parlagszukcesszió a Csanádi-löszháton – a battonya-tompapusztai löszpusztarét-bővítés florisztikai és ökológiai vizsgálatának előzetes eredményei. In: VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. Program és absztrakt-kötet. Magyar Biológiai Társaság, Budapest. p. 69.
- Csathó A. I., Virágh K., Csathó A. J., Szentés Sz., Sutyinszki Zs., Juhász M., Házi J., Sallainé Kapocsi J., Bartha S. 2012: Lösz-parlagszukcesszió komplex vizsgálatának előzetes eredményei Battonya-Tompapusztán. In: Bartha S., Mázsa K. (szerk.): 9. Magyar Ökológus Kongresszus. Keszthely, 2012. szeptember 5-7. Programfüzet. Előadások és poszterek összefoglalói. p. 36.

- Csathó A. I., Csathó A. J., Csete S., Guller Zs. E., Házi J., Molnár Cs., Purger D., Szabó G., Zimmermann Z., Bartha S. 2021: A battonyai Tompapusztai-löszgyep és bővítési területének hosszú távú cönológiai vizsgálata XI. – Kutatási jelentés, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. p. 196.
- Csathó A. J., Csathó A. I. 2009: A battonya-tompapusztai Külső-gulya flóralistája. *Crisicum* 5: 51–70.
- Csontos, P., Tamás, J., Kovács, Zs., Schellenberger, J., Penksza, K., Szili-Kovács, T., Kalapos, T. 2022: Vegetation dynamics in a loess grassland: plant traits indicate stability on species presence, but directional change when cover is considered. *Plants* 11(6): 763. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants11060763>
- Danyik T. 2011: Feljegyzés a Tompapusztai löszgyepen végzett mezőgazdasági és vizsgálati tevékenységekről a 2011-es évben. – Kézirat, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. p. 3.
- Deák B., Török P., Kapocsi I., Lontay L., Vida E., Valkó O., Lengyel Sz., Tóthmérész B. 2008: Szik- és löszgyeprekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* 6(3): 323–332.
- Deák B., Valkó O., Török P., Tóthmérész B., Tischew S., Kapocsi I., Radócz Sz., Miglécz T., Tóth K., Kelemen A., Krimer A. 2010: Fajgazdag magkeverékek fejlesztése természetvédelmi gyeprekonstrukciós programokhoz. Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen. p. 12.
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Bragina, T. M., Apostolova, I., Dembicz, I., Bykov, N. I., Török, P. 2016: Cultural monuments and nature conservation: a review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. – *Biodiversity and Conservation* 25(12): 2473–2490. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1081-2>
- Deák B., Valkó O. 2015: Gyepesítési módszerek alkalmazása a természetvédelmi gyakorlatban – Kevésfaj és sokfaj magkeverékek, spontán gyepregeneráció és szénarhordás. In: Török P., Tóthmérész B. (szerk.): *Ökológiai szemléletű gyeptelepítés elmélete és gyakorlata. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft. (ÖMKI), Budapest.* pp. 37–38.
- Dengler, J., Becker, T., Ruprecht, E., Szabó, A., Becker, U., Beldean, M., Bită-Nicolae, C., Dolnik, C., Goia, I., Peyrat, J., Sutcliffe, L. M. E., Dan Turtureanu, P., Uğurlu, E. 2012: *Festuco-Brometea* communities of the Transylvanian Plateau (Romania) – a preliminary overview on syntaxonomy, ecology, and biodiversity. *Tuexenia* 32: 319–359.
- Durka, W., Michalski, S. G., Berendzen, K. W., Bossdorf, O., Bucharova, A., Hermann, J., Hölzel, N., Kollmann, J. 2017: Genetic differentiation within multiple common grassland plants supports seed transfer zones for ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 54: 116–126. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12636>
- Gornish, E. S., dos Santos, P. A. 2016: Invasive species cover, soil type, and grazing interact to predict long-term grassland restoration success. *Restoration Ecology* 24(2): 222–229. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12308>
- Froud-Williams, R. J., Ferris, R. 1987: Germination of proximal and distal seeds of *Poa trivialis* L. from contrasting habitats. *Weed Research* 27: 245–250. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1987.tb00760.x>
- Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., Wiezik, M. 2013: European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity Conservation* 22: 2131–2138. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>
- Herczeg E., Baráth N., Wichmann B. 2011: Morfotaxonomiai és cönológiai adatok a Tompapusztai löszgyep *Festuca* taxonjaihoz. *Crisicum* 7: 77–90.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., Roberts, C. 2005: Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8: 23–29. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Horváth F., Dobolyi Z.K., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L., Szerdahelyi T. 1995: Flóra adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. MTA ÖBKI, Vácrátót. p. 267.
- Horváth A., Illyés E., Molnár Zs., Molnár Cs., Csathó A. I., Bartha S., Kun A., Török I. J., Bagi I., Bölöni J. 2011: H5a – Löszgyep, kötött talajú sztyeprétek. In: Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.): *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNER 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót.* pp. 174–181.
- Hölzel, N., Buisson, E., Dutoit, T. 2012: Species introduction – a major topic in vegetation restoration. *Applied Vegetation Science* 15: 161–165. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01189.x>

- Hufford, K. M., Mazer, S. J. 2003: Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 18(3): 147–155. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00002-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00002-8)
- Illyés E., Molnár Zs., Csathó A. I. 2007: Lejtősztyepek, löszgyepek, erdősztyepek és a löszfalnövényzet jelenlegi állapota és az ahhoz vezető hatások. In: Illyés E., Bölöni J. (szerk.): Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyeprétek Magyarországon. Magánkiadás, Budapest. pp. 104–113.
- Joó K. (2001): Kalandozás a dél-tiszántúli kunhalmokon. *Természet Világa (Természettudományi Közlöny)* 132(4): 184–185.
- Klimešová, J., Danihelka, J., Chrtek, J., de Bello, F., Herben, T. 2017: CLO-PLA: a database of clonal and bud bank traits of Central European flora. *Ecology* 98: 1179. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1745>
- Komoly C., Türei D., Csathó A. I., Pifkó D., Juhász M., Somodi I., Bartha S. 2012: Fűvetés hatása a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) tömegességére egy tiszalpäri fiatal parlagon. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 283–293.
- Krauss, S. L., Sinclair, E. A., Bussell, J. D., Hobbs, R. J. 2013: An ecological genetic delineation of local seed-source provenance for ecological restoration. *Ecology and Evolution* 3(7): 2138–2149. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.595>
- Lencová, K., Prach, K. 2011: Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession. *Grass and Forage Science* 66: 265–271. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00786.x>
- Lepš, J., Doležal, J., Bezemer, T. M., Brown, V. K., Hedlund, K., Arroyo, I. M., Jörgensen, H. B., Lawson, C. S., Mortimer, S. R., Peix, G. A., Barrueco, R. C., Ignacio, S. R., Šmilauer, P., van der Putten, W. H. 2007: Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97–110. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00508.x>
- Miglécz T., Tóth K. 2011: Alkalmazható-e gyepesítés gyomok visszaszorítására? A Hortobágyi Nemzeti Parkban végzett gyeprekonstrukciók tapasztalatai. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 243–259.
- Mijnsbrugge, K. V., Bischoff, A., Smith, B. 2010: A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11(4): 300–311. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.09.002>
- Molnár Zs. 1998: Másodlagos löszpusztagyepek fejlődése felhagyott szántókon II. A fajkészlet. *Crisicum* 1: 84–99.
- Molnár Á. P. 2020: Javaslatok természetvédelmi gyeprekonstrukciók tervezéséhez két Körös–Maros közti védett terület példáján. *Crisicum* 11: 127–151.
- Molnár, Zs., Bölöni, J., Horváth, F. 2008: Threatening factors encountered: Actual endangerment of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50: 199–217. DOI: <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.10>
- Mortimer, A. M., Putwain, P. D., Howard, C. L. 1993: The abundance of brome grasses in arable agriculture – comparative population studies of four species. In: Brighton Crop Protection Conference, Weeds. Proceedings of an international conference. Brighton, UK. pp. 505–514.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H. 2020: *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5–7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pärtel, M., Bruun, H. H., Sammuli, M. 2005: Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland Science in Europe* 10: 1–14.
- Prach, K., Pyšek, P. 1994: Clonal plants – What is their role in succession? *Folia Geobotanica* 29: 307–320. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02803803>
- Prach, K., Pyšek, P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00132-4)
- R Core Team 2021: *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Development. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ruprecht, E., Szabó, A. 2012: Grass litter is a natural seed trap in long-term undisturbed grassland. *Journal of Vegetation Science* 23: 495–504. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01376.x>

- Sackville Hamilton, N. R. 2001: Is local provenance important in habitat creation? A reply. *Journal of Applied Ecology* 38: 1374–1376.
- Sala, O. E., Paruelo, J. P. 1997: Ecosystem services in grasslands. In: Daily, G. C. (szerk.): *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington. pp. 237–249.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2010: Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806–812. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.024>
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Kelemen, A., Tóth, K., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2012: Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering* 44: 133–138. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.010>
- Török P., Migléc T., Valkó O. 2015: Természetközeli állapotú gyeppek szerepe az ökológiai folyamatok fenntartásában. In: Török P., Tóthmérész B. (szerk.): *Ökológiai szemléletű gyeptelepítés elmélete és gyakorlata. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft. (ÖMKi), Budapest.* pp. 7–10.
- Tóth, K., Hüse, B. 2014: Soil seed banks in loess grasslands and their role in grassland recovery. *Applied Ecology and Environmental Research* 12(2): 537–547. DOI: https://doi.org/10.15666/aeer/1202_537547
- Valkó O., Deák B., Kapocsi I., Török P. 2015: Gyeprekonstrukciós projektek a Hortobágyi Nemzeti Parkban. In: Török P., Tóthmérész B. (szerk.): *Ökológiai szemléletű gyeptelepítés elmélete és gyakorlata. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft. (ÖMKi), Budapest.* pp. 103–110.
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Migléc, T., Tóth, K., Tóthmérész, B. 2016: Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability* 2(2): e01208. DOI: <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>
- Volenc, Z. M., Dobson, A. P. 2020: Conservation value of small reserves. *Conservation Biology* 34(1): 66–79. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.13308>
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J., Pywell, R. F. 2004: The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119: 1–18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.020>
- Ward, J. H. Jr. 1963: Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236–244.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H. 2019: Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software* 4(43): 1686. DOI: <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., Pärtel, M. 2012: Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23: 796–802. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>
- WFO 2022: World Flora Online. <http://www.worldfloraonline.org/>. (Utolsó hozzáférés dátuma: 2022.12.18.).
- Wódkiewicz, M., Dembicz, I., Moysiyenko, I. I. 2016: The value of small habitat islands for the conservation of genetic variability in a steppe grass species. *Acta Oecologia* 76: 22–30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.08.001>
- Zólyomi, B., Fekete, G. 1994: The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time. *Abstracta Botanica* 18: 29–41.

Grassland Reconstruction of a loess old-field by sowing the dominant grass besides other target species

Zs. E. GULLER^{1,2*}, J. HÁZI², S. BARTHA³, Cs. MOLNÁR⁴, D. PURGER⁵,
G. SZABÓ⁶, Z. ZIMMERMANN⁶, A. I. CSATHÓ⁷

¹University of Szeged, Department of Ecology,
H-6726 Szeged, Közép fasor 52., email: gullerzsofi@gmail.com

²University of Veterinary Medicine Budapest, Department of Botany,
H-1077 Budapest, Rottenbiller utca 50.

³Center for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, H-2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

⁴Independent researcher, H-3728 Gömöraszó

⁵University of Pécs, Faculty of Pharmacy, Department of Pharmacognosy, H-7624 Pécs, Rókus utca 2.

⁶Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Agronomy,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

⁷Independent researcher, H-5830 Battonya

Keywords: abandoned cropland, loess meadow steppe, grassland restoration, *Festuca valesiaca*, fescue grassland, secondary succession, habitat reconstruction

Drastic reduction of the extent of grasslands threatens natural communities. Loess meadow steppes are especially vanishing world-wide due to agricultural intensification. In Hungary, only a few loess steppic grasslands remained intact, hence, gathering knowledge about the efficient ways of extending their area is of paramount importance. In this paper, we present the results of a reconstruction experiment conducted at one of the largest native Pannonic loess meadow steppes, at Tompapuszta loess grassland (Körös–Maros National Park) and at an adjacent old-field abandoned in 2009. The old-field was treated in 2011 by sowing the dominant grass species, *Festuca valesiaca*. Additionally, other 28 species were sown in a three-year-long time period. The used seeding mixtures were harvested from the native loess grassland. The successional progress was monitored by coenological relevés on 4×4 m permanent plots. Four years after the first sowing, the sown grass species became the most abundant species. However, the vegetation was heterogeneous and consisted of high number of early successional species. In the 9th year after the sowing, the number of weed species declined, while the cover of target species and diversity increased greatly. Despite, the sown grassland was still unlike the natural loess grassland in many aspects. The biggest difference was in the cover of the sown *Festuca* species, which reached 2.86 times higher value on the sown grassland. Moreover, species richness and diversity was significantly lower compared to the natural loess grassland. Also, several substantial target species were extremely rare at the reconstruction site. According to the applied PCoA, there was great dissimilarity between sown and reference sites. Reconstruction of loess old-fields by sowing the dominant grass at high seeding rate can result in a seemingly similar grassland to a native loess meadow steppe just in ten years. Yet, it may take much longer time to approach the diversity and recreate the complex structure of primary grasslands.

1. melléklet. Célfajok és átlagos %-os borításértékeik az ősgyepben 2020-ban és a felületett területen 2015-ben, illetve 2020-ban készült 4×4 méteres cönológiai felvételekben.

A parcella egészébe vetett fajokat *-gal, a sávokban vetett fajokat # jellel jelöltük

Appendix 1. Mean cover values (in%) of target species observed in the 4×4 m sampling units at the natural loess grassland in 2020 and in the sown grassland in 2015 and 2020 Species marked with * were sown in the whole of the old-field, species marked with # were sown in strips

Célfajok	Átlagos borítás (%)			Vetés módja
	Ősgyep (2020)	<i>Festuca</i> -vetés a kezelés utáni 4. évben (2015)	<i>Festuca</i> -vetés a kezelés utáni 9. évben (2020)	
<i>Achillea setacea</i>	0,07			#
<i>Allium vineale</i>			<0,01	*
<i>Alopecurus pratensis</i>	1,03	1,00	5,14	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,28	0,04	0,07	
<i>Asperula cynanchica</i>	0,28			
<i>Astragalus cicer</i>	3,51			*#
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	0,09			
<i>Bromus inermis</i>	0,92	0,35	0,83	#
<i>Carex melanostachya</i>	0,04			
<i>Carex praecox</i>	1,26			
<i>Centaurea scabiosa</i>	0,42			#
subsp. <i>spinulosa</i>				
<i>Cerastium brachypetalum</i>	0,01			
<i>Cerastium tenoreanum</i>	0,03	0,01		
<i>Clinopodium vulgare</i>			<0,01	#
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,15	0,37	0,85	
<i>Cuscuta epithimum</i>	0,84			
<i>Cynodon dactylon</i>	1,31			
<i>Dactylis glomerata</i>	0,01	2,02	5,17	
<i>Elymus hispidus</i>	5,99			
<i>Eryngium campestre</i>	0,23			
<i>Euphorbia cyparassias</i>	1,11			
<i>Falcaria vulgaris</i>	0,02			
<i>Festuca rupicola</i>	1,50	3,07	4,83	
<i>Festuca valesiaca</i>	19,08	46,54	53,75	*
<i>Filipendula vulgaris</i>	0,08			#
<i>Fragaria viridis</i>	3,87			
<i>Galium verum</i>	17,21	0,34	3,17	*#
<i>Genista tinctoria</i>	0,52			
<i>Hieracium auriculoides</i>	0,25			
<i>Hypericum perforatum</i>	0,03	<0,01		*#
<i>Jacobaea vulgaris</i>	0,12			
<i>Knautia arvensis</i>	0,22	0,14	0,59	*
<i>Koeleria cristata</i>	0,08	1,45	0,17	
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,28			
<i>Lathyrus tuberosus</i>	0,73	0,01	0,56	
<i>Linum austriacum</i>	1,59			*#
<i>Lotus corniculatus</i>	0,02			
<i>Myosotis arvensis</i>	0,01	0,02	<0,01	
<i>Myosotis ramosissima</i>	<0,01	0,01		
<i>Nonea pulla</i>	0,01			

<i>Onobrychis arenaria</i>	0,08			
<i>Ononis semihircina</i>	0,01			
<i>Ornithogalum pyramidale</i>	0,16			#
<i>Plantago lanceolata</i>	0,03	0,02	0,02	
<i>Plantago media</i>	0,30		0,09	*#
<i>Poa angustifolia</i>	2,11	1,70	1,90	
<i>Potentilla arenaria</i>	0,03			
<i>Potentilla argentea</i>	0,03			
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	0,58	0,34	0,38	*
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	0,05			*
<i>Salvia austriaca</i>	0,03			*#
<i>Salvia nemorosa</i>	1,60	0,33	2,63	*#
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,03		0,04	
<i>Securigera varia</i>	1,27			
<i>Seseli varium</i>			<0,01	
<i>Stachys recta</i>	0,62	0,12	0,55	*#
<i>Stellaria graminea</i>	<0,01	<0,01		
<i>Stipa capillata</i>	0,58			#
<i>Taraxacum serotinum</i>	0,09			
<i>Teucrium chamaedrys</i>	12,92		0,08	#
<i>Thalictrum minus</i>	10,50			#
<i>Thesium arvense</i>	0,02			
<i>Thlaspi arvense</i>	0,02			
<i>Thymus odoratissimus</i>	0,25			*
<i>Thymus pannonicus</i>	1,40	0,01	0,08	*
<i>Trifolium arvense</i>	0,89			
<i>Trifolium campestre</i>	0,10			
<i>Verbascum austriacum</i>			0,04	#
<i>Verbascum phoeniceum</i>	0,35	0,03	0,09	
<i>Veronica arvensis</i>	0,03	0,04	<0,01	
<i>Veronica orchidea</i>	0,10		<0,01	#
<i>Veronica prostrata</i>	<0,01			
<i>Vicia angustifolia</i>	0,06	0,04	1,04	
<i>Vicia grandiflora</i>	<0,01			
<i>Vicia hirsuta</i>	0,02	0,04	1,94	
<i>Vicia tenuifolia</i>	0,01			
<i>Viola ambigua</i>	0,15			
<i>Viola hirta</i>	<0,01			

2. melléklet. A Tompapusztai-löszgyepen (ösgyepen) és a felületett parcellában készített 4×4 méteres cönológiai felvételekben előforduló fajok megoszlása a vetés utáni 9. évben (2020-ban).

A parcella egészébe vetett fajokat *-gal, a sávokban vetett fajokat # jellel jelöltük
Appendix 2. Distribution of the species observed in the 4×4 m coenological relevés at the natural loess meadow steppe and at the sown grassland in the 9th year after the sowing (2020). Species marked with * were sown in the whole of the old-field, species marked with # were sown in strips

Csak az ösgyepen előforduló fajok (49 faj)	Mindkét területen előforduló fajok (29 faj)	Csak a <i>Festuca</i> -vetésben előforduló fajok (22 faj)
# <i>Achillea setacea</i>	<i>Alopecurus pratensis</i>	* <i>Allium vineale</i>
<i>Asperula cynanchica</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Asclepias syriaca</i>
*# <i>Astragalus cicer</i>	# <i>Bromus inermis</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i>
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Capsella bursa-pastoris</i>
<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Carex hirta</i>
<i>Carex melanostachya</i>	<i>Elymus repens</i>	<i>Cirsium arvense</i>
<i>Carex praecox</i>	<i>Festuca rupicola</i>	<i>Chenopodium hybridum</i>
# <i>Centaurea scabiosa</i>	* <i>Festuca valesiaca</i>	# <i>Clinopodium vulgare</i>
subsp. <i>spinulosa</i>		
<i>Cerastium brachypetalum</i>	*# <i>Galium verum</i>	<i>Crepis rhoeadifolia</i>
<i>Cerastium tenoreanum</i>	* <i>Knautia arvensis</i>	<i>Crepis setosa</i>
<i>Cuscuta epithimum</i>	<i>Koeleria cristata</i>	<i>Datura stramonium</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Lathyrus tuberosus</i>	<i>Epilobium tetragonum</i>
<i>Elymus hispidus</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Festuca pratensis</i>
<i>Eryngium campestre</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Melilotus officinalis</i>
<i>Euphorbia cyparissias</i>	*# <i>Plantago media</i>	<i>Picris hieracioides</i>
<i>Falcaria vulgaris</i>	<i>Poa angustifolia</i>	<i>Seseli varium</i>
# <i>Filipendula vulgaris</i>	<i>Prunus spinosa</i>	<i>Setaria pumila</i>
<i>Fragaria viridis</i>	* <i>Ranunculus polyanthemus</i>	<i>Sonchus arvensis</i>
<i>Genista tinctoria</i>	<i>Rosa canina</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Hieracium auriculoides</i>	*# <i>Salvia nemorosa</i>	<i>Ulmus pumila</i>
*# <i>Hypericum perforatum</i>	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	# <i>Verbascum austriacum</i>
<i>Jacobaea vulgaris</i>	*# <i>Stachys recta</i>	<i>Viola arvensis</i>
<i>Lathyrus pratensis</i>	# <i>Teucrium chamaedrys</i>	
*# <i>Linum austriacum</i>	* <i>Thymus pannonicus</i>	
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Verbascum phoeniceum</i>	
<i>Myosotis ramosissima</i>	<i>Veronica arvensis</i>	
<i>Nonea pulla</i>	# <i>Veronica orchidea</i>	
<i>Onobrychis arenaria</i>	<i>Vicia angustifolia</i>	
<i>Ononis semihircina</i>	<i>Vicia hirsuta</i>	
# <i>Ornithogalum pyramidale</i>		
<i>Potentilla arenaria</i>		
<i>Potentilla argentea</i>		
* <i>Rumex thyrsiflorus</i>		
*# <i>Salvia austriaca</i>		
<i>Securigera varia</i>		
<i>Stellaria graminea</i>		
# <i>Stipa capillata</i>		
<i>Taraxacum serotinum</i>		
# <i>Thalictrum minus</i>		
<i>Thesium arvense</i>		
<i>Thlaspi arvense</i>		
* <i>Thymus odoratissimus</i>		

Trifolium arvense
Trifolium campestre
Veronica prostrata
Vicia grandiflora
Vicia tenuifolia
Viola ambigua
Viola hirta

A közösségi tudomány és a növényfenológiai vizsgálatok szerepe az éghajlatváltozás helyi hatásainak kimutatásában

ALFÖLDI Zoltán^{1*}, CSEH László[†]

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Természetvédelmi Biológia Tanszék, Georgikon Campus, 8360 Keszthely, Deák F. u. 16.;
e-mail: Alfoldi.Zoltan.Peter@uni-mate.hu

Kulcsszavak: klímaváltozás, citizen science, hőmérséklet, csapadék, növényfenológia, idősoros adatok

Összefoglalás: A tudományos kutatások egyik módszertani kiterjesztési és hatékonyság-növelési lehetősége a közösségi tudomány (citizen science), amely az elmúlt évtizedekben egyre jobban terjed a különböző tudományterületeken belül, és azok között. Ennek egyik jelentős gyakorlati példája egy lelkes amatőr adatgyűjtő (Cseh László) évtizedeken át végzett kitartó és pontos munkájával a legfontosabb helyi éghajlati adatokat (napi hőmérséklet mérése reggel 7 és 12 órakor, csapadék mennyisége) gyűjtötte össze a Cegléd melletti pusztán. Az éves hőmérsékleti átlagok mellett az évszakok hőmérsékleti átlagainak alakulását is kimutattuk, melyek közül a legnagyobb növekedést (+2,0 °C) a téli átlaghőmérsékletek alakulásánál mértük. Az adatok alapján a hőség napok ($T_{\max} = \geq 35$ °C), valamint a fagyos- ($T < 0$ °C) és zord ($T < 10$ °C) napok számának alakulását is vizsgáltuk. Megállapítottuk a hőség napok növekvő; a fagyos- és zord napok csökkenő tendenciáit. Az adatsoroknak az országos adatok dinamikájával való összehasonlítását és a növényfenológiai felhasználási lehetőségeit mutatjuk be a jelen közleményben. A helyi adatsorok jól illeszkednek az országos tendenciához, és az éghajlatváltozás növényfenológiai hatásainak kimutatásával a természetvédelem eredményességét növelhetik. A közösségi tudomány lehetőséget ad a tudományos eredmények nagyobb mértékű társadalmi meg- és elismerésére. Az éghajlatváltozás összetett ökológiai kölcsönhatásainak lokális léptékű kimutatására a pókbangó orchidea faj alkalmazása a hazai környezeti viszonyok között is javasolható, mivel hazánkban jellemző és fokozottan védett faj, vízhiányra érzékeny, különösen alacsony talajnedvesség tartalmú területeken.

Bevezetés

A közösségi tudomány (citizen science) elnevezése a tudomány eredendően közösségi jellege és céljai miatt különösen hangzik, valójában a tudományos kutatások lehetőségeinek és résztvevőinek kibővítésére kap egyre nagyobb teret az elmúlt évtizedekben (Eleta et al. 2019; Elliott és Rosenberg 2019; Vohland et al. 2021). A különböző tudományterületeken folyó vizsgálatok különböző fázisaiba, vagy a teljes programokba olyan, érdeklődő önkéntesek bekapcsolódását jelenti, akik részvétele a tudományos kutatások hatékonyságát és az eredmények felhasználhatóságát növeli (OpenScientist 2011). Az Old Weather projektben például hobbi-történészek segítségével a korábbi történelmi időszakok hajónaplóinak adatait használják fel a klímaváltozás modelljeinek pontosítására (Vohland et al. 2021).

A közösségi tudománynak számtalan előnye és kockázata van (Goudeseune et al. 2020); melyeket az 1. táblázatban mutatunk be. A kiterjesztett, adat-intenzív kutatások

a tudományos ismeretek bővítése mellett hatékonyan hozzájárulhatnak a jobb társadalmi döntéshozatalhoz (CSA 2021). Ez a tudományos kutatási módszer lehetővé teszi a biológiai és ökológiai adat-gyűjtést nagy térbeli és időbeli skálán, és értékes adatkészleteket állítanak elő az alap- és az alkalmazott kutatás számára (Baker et al. 2021). A „tudás-koprodukció”, vagyis a kiterjesztett gondolkodás és az egyetemes tudás közös létrehozása azonban hangsúlyozottan a pontosság és megbízhatóság, valamint az összehasonlíthatóság és az etika (Rasmussen és Cooper 2019) tudományos követelményeinek teljes körű megvalósulásával lehet társadalmi szinten értékes és hasznos (Fraisl et al. 2020), és járulhat hozzá a klímatudatosság növekedéséhez (Rambonnet et al. 2019). A közösségi tudomány keretei kiváló lehetőségeket kínálnak a hagyományos (népi) tudás ismereteinek ötvözésére az akadémiai kutatások eredményeivel (Panitsa et al. 2021), sőt akár a környezetpolitika alakításában is fontos szerepet játszanak (Turbé et al. 2019; Ábrám et al. 2020).

1. táblázat A közösségi tudomány (*citizen science*) lehetséges előnyei és kockázatai

Table 1. The possible advantages and risks of citizen science

Előnyök	Kockázatok
adatgyűjtés kiterjesztése („adat-intenzív”)	eltérő háttér (tudás, motiváció)
résztevők sokfélesége	adatminőség
munkamegosztás	időigényesség
kölcsönös együttműködési előnyök	kommunikációs problémák
helyi érdekeltség, felelősségérzet	prioritások változása
nagyobb hatékonyság	folyamatos elköteleződés fenntartása
szélesebb körű ismeretterjesztés	személyi változások

A fenológia az élővilágban évente ismétlődő produkció-biológiai események időbeli dinamikája; előfordulásuk biotikus és abiotikus hatások által befolyásolt okainak meghatározása (Fenner 1998). Az éghajlatváltozások befolyásolják a szárazföldi ökoszisztémák szezonális aktivitását, míg a hosszú távú fenológiai adatsorok a változó klíma megbízható indikátorai (Molnár V. 2014), azaz a növényfenológia jelzi az éghajlat változását és a környezet növényekre gyakorolt hatásait. A hőmérséklet számos növényfejlődési folyamat fő mozgatórugója; a magasabb hőmérséklet felgyorsíthatja a növény fejlődését, és a következő onto-genetikai szakasz korábban bekövetkezhet. Az éghajlat változásaira adott növényi reakciók – a genetikai és környezeti hatások miatt – faj- és helyspecifikusak (Fitchett et al. 2015). Az alkalmazkodóképesség alapvetően meghatározza, hogy a hőmérsékleti és csapadék-változások milyen mértékben befolyásolják a növények fejlődését és teljesítményét. A jó alkalmazkodó-képesség nagyobb ökológiai és gazdasági stabilitást (kompetíció, kölcsönhatások, produktivitás) eredményez. Ha megismerjük az egyes fajok klímaváltozásra adott reakcióit, hatékonyabbá tehetjük a biodiverzitás védelmét.

A közösségi tudomány természetvédelmi alkalmazásainak egyik jelentős sikere az angol Botanikai Társaság és a londoni Természettudományi Múzeum Orchidea Meg-

figyelők nevű interdiszciplináris programja, amely ötvözte a terepi és az online megközelítéseket, érdeklődő természetjárók és orchidea-szakértők részvételével. Közel 2 000 résztvevővel 50 948 online fajmeghatározást végeztek, és 29 orchideafaj virágzási idejének változásait vizsgálták az éghajlatváltozás hatására. Az összegző tanulmány ezenkívül több mint 200 új brit helyszínt azonosított, köztük ritka és veszélyeztetett taxonok élőhelyeit (Vohland et al. 2021).

A történeti növényfenológiai vizsgálatok hosszú múltra tekintenek vissza. Henry David Thoreau (1817–1862) amerikai természettudós 1852 és 1858 között a Massachusetts állambeli Concordban feljegyzett növényfenológiai adatait felhasználják a klímaváltozás hatásainak kimutatására. Primack és Miller-Rushing (2012) 43 növényfaj akkori és 2004–2006 közötti virágzási időpontjai között átlagosan 7 napos eltérést (korábbi virágzást) találtak. Az Országos Meteorológiai Szolgálat „Útmutató növényfenológiai megfigyelésekre” című kiadványa hasznos segítséget nyújt a közösségi kutatásokban résztvevőknek is (OMSZ 2017).

Magyarországon az eddigi közösségi tudományi programok többsége a környezeti nevelés területén valósult meg, amelyek célja az emberek természeti kapcsolatainak növelése, valamint az állampolgárok bevonása a tudományos megfigyelésekbe és a természetvédelembe (Bela et al. 2016). Magyarországon az állampolgári tudomány területén ma az egyik legaktívabb szervezet az Environmental Social Science Research Group (ESSRG), amely transzdiszciplináris természet- és társadalomtudományi kutatásokat és képzéseket végez (ESSRG 2022).

Anyag és módszer

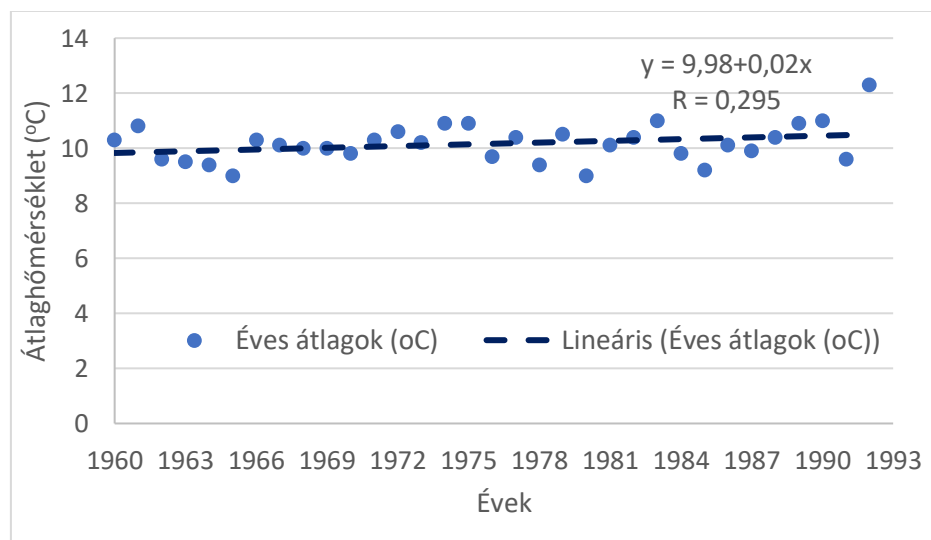
Cseh László (1909–1993) kádármester 1953-tól 1992-ig, 40 éven át végzett meteorológiai megfigyeléseket a Magyarország földrajzi középpontjához (47,168462; 19,395633) közeli, Cegléd mellett található Csemő-Ereklyés pusztán (47,074073; 19,392662). Az időjárási méréseket Cseh László az 1952-ben megalakult mezőgazdasági termelősövetkezet elnökének felkérése alapján végezte, rendszeres mérési adatait helyi szinten széles körben (a TSz mellett a helyi állami gazdaság és erdészet, valamint a környező gazdaságok és gazdálkodók) hasznosították. Különösen jelentős ez az adott termőhelyi viszonyok, a Cegléd környéki gyenge homoktalajokra jellemző nagy hőingadozások esetén, ahol „Ereklyés pusztán mindig 2–3 fokkal hidegebb van, mint a városban” (Cseh László). A nyolc darab kézzel írott időjárási napló közül 6 füzetet Cseh Borbála a Magyar Mezőgazdasági Múzeum és Könyvtár Georgikon Majortörténeti Kiállítóhelyének Könyvtárában, Keszthelyen helyezett el 2010-ben, míg 2 füzet a hagyatékból került elő napjainkban. Így egy, a hazai viszonyok között jellemző ökológiai környezetben a 20. század második felében felvett hosszú idejű megbízható adatsorral rendelkezünk. A teljessé vált idősoros éghajlati adatsor digitalizálása és feldolgozása a jelen kutatási programban történt meg. A napi kétszeri méréssel (reggel 7 és 12 óra) időjárási naplókban rögzített napi hőmérsékleti értékeket átlagoltuk, és a továbbiakban ezeket (átlaghőmérsékletek) használtuk vizsgálatainkban, mivel ezek korrelációja

az országos középhőmérsékleti adatokkal a vizsgálati időszakra (OMSZ, 1960–1992) teljes illeszkedést ($R = >0,999$) mutatott.

Eredmények és megvitatásuk

Hőmérsékletváltozások Magyarország középső területén a 20. század második felében

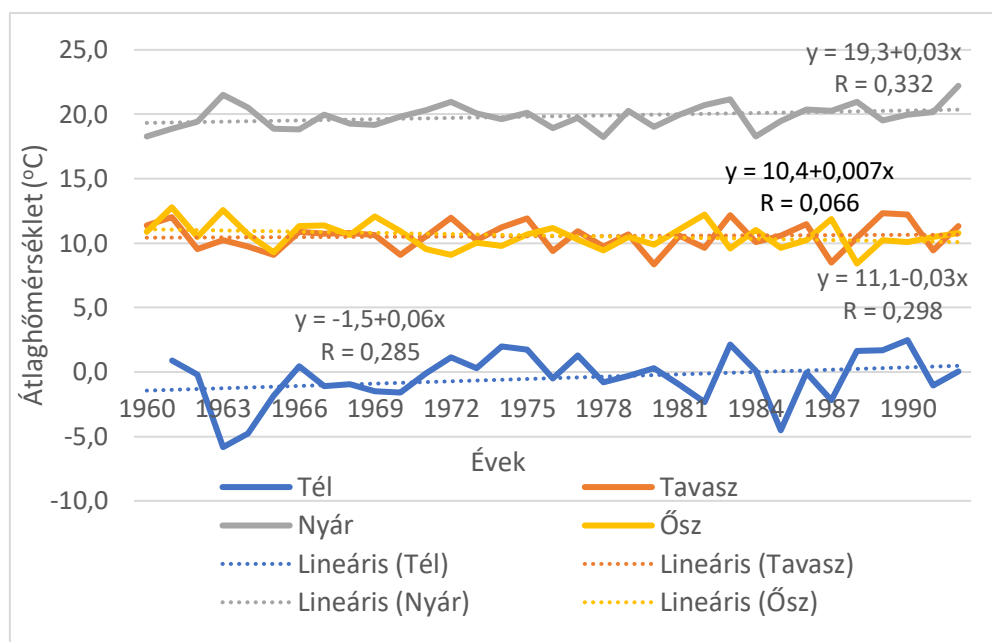
A vizsgálati időszakban 33 év alatt Csemő–Ereklyés pusztán az éves átlaghőmérséklet emelkedés mértéke a mért adatokra illesztett lineáris trend szerint $0,7\text{ °C}$ volt (1. ábra). Ez az érték országos viszonylatban 1901 és 2014 között $1,2\text{ °C}$ volt, és a legjelentősebb emelkedés az 1980-as évek közepétől történt (OMSZ 2015).



1. ábra Az éves napi átlaghőmérsékletek alakulása 1960 és 1992 között Csemő–Ereklyés pusztán (Cseh László mérései alapján), az adatokra illesztett lineáris görbével és adatainak feltüntetésével)
 Figure 1. Annual average daily temperatures measured between 1960 and 1992 in Csemő–Ereklyés, Hungary (data of László Cseh) with the equation and regression coefficient (R-value) of the linear curve fitted to the data

Az átlaghőmérsékletek évszakos alakulását 1960 és 1992 között a 2. ábrán mutatjuk be. A legjelentősebb átlaghőmérséklet emelkedés a mérési adatokra illesztett lineáris függvény növekedési értéke alapján a téli időszakban volt megfigyelhető, míg a legalacsonyabb növekedést tavasszal mértük. Az őszi időszakban a nyárral azonos mértékű átlaghőmérséklet csökkenés történt a 33 év alatt.

Eredményeinket összehasonlítottuk az OMSZ országos adataival (2. táblázat). Az 1901 és 2020 közötti 120 éves adatsornál a legjelentősebb növekedés az évszakok közül nyáron volt megfigyelhető ($1,3\text{ °C}$), hasonlóan az utolsó 40 év adataihoz, amikor azonban a növekedés már $2,1\text{ °C}$ -os. A legalacsonyabb középhőmérséklet-emelkedést ugyanezen időszakokban ősszel ($1,0\text{ °C}$), illetve tavasszal ($1,4\text{ °C}$), mérték (OMSZ 2022).



2. ábra. A különböző évszakok átlaghőmérsékleteinek alakulása 1960 és 1992 között (Csemő–Ereklyés pusztán, Cseh László mérései alapján)

Figure 2. Changes in the average temperatures of different seasons between 1960 and 1992 (data recorded by László Cseh, Csemő–Ereklyés, Hungary)

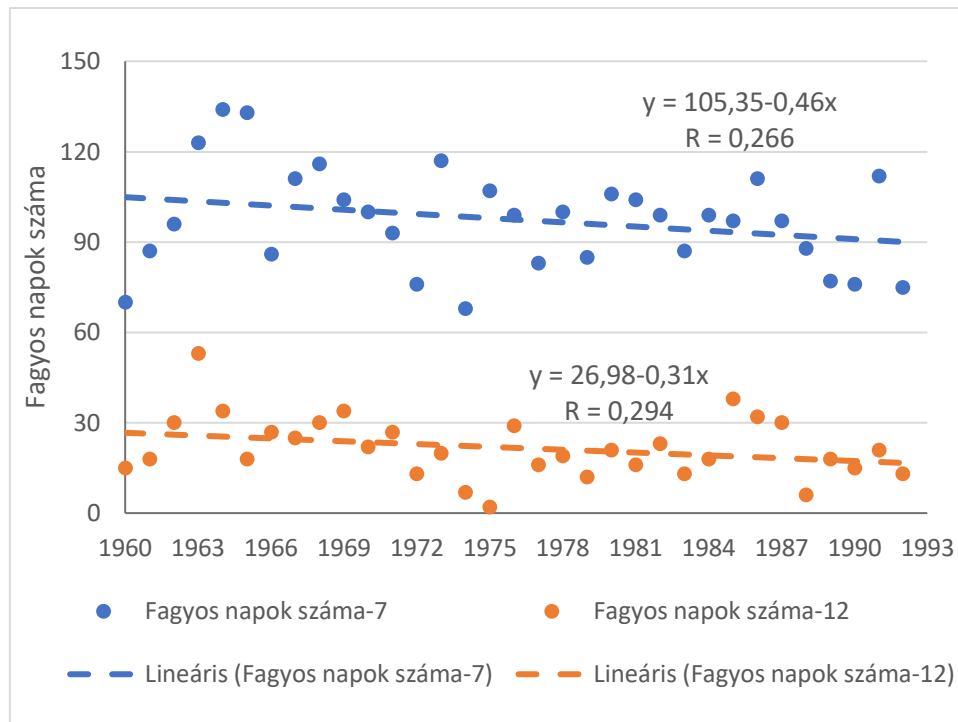
2. táblázat. Becsült éves és évszakai középhőmérséklet változások (OMSZ 2022 adatok a 90%-os konfidencia intervallumok alsó és felső határával (*); valamint az illesztett lineáris görbék egyenleteiből származó értékek Cseh László Csemő–Ereklyés pusztán (**)) rögzített adataira, a 3. ábra alapján)

Table 2. Estimated annual and seasonal mean temperature changes in Hungary, with the lower and upper limits of the 90% confidence interval of the OMSZ (2022) data (*); and values from the equations of the fitted linear curves to the data of László Cseh, recorded in Csemő–Ereklyés, Hungary (**), presented in Figure 3.

Időszak	Év	Tavaszi	Nyári	Őszi	Téli
1901–2020*	1.2 (0.9–1.6)	1.2 (0.6–1.7)	1.3 (0.9–1.8)	1.0 (0.4–1.6)	1.2 (0.2–2.1)
1981–2020*	1.7 (1.2–2.2)	1.4 (0.6–2.2)	2.1 (1.4–2.8)	1.5 (0.7–2.2)	1.9 (0.4–3.4)
1960–1992**	0,7	0,2	1,0	-1,0	2,0

Az általunk vizsgált 33 éves időszakban Csemő–Ereklyés pusztán a 2. ábra mérési adataira illesztett lineáris trendvonal értékei alapján az évszakok átlaghőmérséklete különböző mértékben alakult a vizsgált időszakban: a legjelentősebb emelkedés (2,0 °C) télen volt megfigyelhető, míg a legalacsonyabb növekedés (0,2 °C) tavasszal volt kimutatható. Nyáron a növekedés mértéke 1,0 °C volt, míg ősszel ugyanilyen mértékű átlaghőmérséklet csökkenést tapasztaltunk (2. táblázat).

A vizsgált időszakban (1960–1992) a fagyos napok száma ($T < 0\text{ °C}$) mind a reggel 7 órai, mind a déli 12 órai mérések során is folyamatosan csökkenő tendenciát mutatott (3. ábra). Ennek mértéke a 33 éves időszakban az illesztett lineáris függvény alapján az előbbi esetben 15, míg az utóbbinál 10 nap.



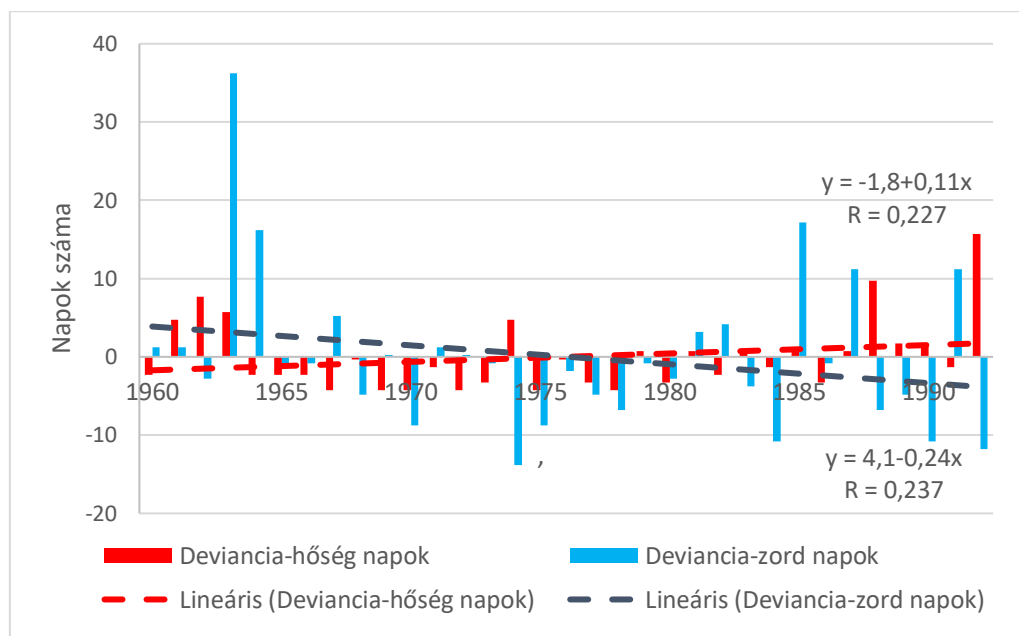
3. ábra A fagyos ($T < 0\text{ }^{\circ}\text{C}$) napok számának alakulása Csemő–Ereklyés pusztán a napi 2 mérési időpontban (reggel 7 és déli 12 óra) a vizsgált időszakban (1960–1992), Cseh László mérései alapján
 Figure 3. The number of frosty ($T < 0\text{ }^{\circ}\text{C}$) days in Csemő–Ereklyés, Hungary, measured twice daily (7 and 12 AM), from 1960 to 1992 (data recorded by László Cseh)

A vizsgálati helyen a déli 12 órakor mért hőség napok ($T \geq 35\text{ }^{\circ}\text{C}$) számának a vizsgálati időszak 33 éves átlagától (4,3 nap) való eltérése (devianciája) az illesztett lineáris függvény alapján emelkedő, míg a zord napok ($T < 10\text{ }^{\circ}\text{C}$, a reggel 7 órai mérési időpontban) devianciája csökkenő tendenciát mutatott (4. ábra). A zord napok számának átlaghoz viszonyított csökkenése az adott időszakban (7,9 nap) több mint kétszerese volt a hőség napok száma emelkedésének (3,6 nap). A legtöbb hőség napot (20) az utolsó mérési időpontban, 1992-ben mértük. A vizsgált időszakban az 1963-as évben a zord napok száma a reggel 7 órai mérések alapján kiugróan magas (52 nap) volt, melyek közül 7 napon $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ -nál is hidegebb volt (extrém hideg), illetve ezeken a napokon a 12 órai méréskor is $10\text{ }^{\circ}\text{C}$, vagy annál alacsonyabb volt a hőmérséklet.

A növényfenológia alkalmazása a klímaváltozás hatásainak kimutatására

Jacquemyn és Hutchings eredetileg 1992-ben megjelent, majd 2015-ben újraközölt publikációjukban a pókbangó (*Ophrys sphegodes*) orchideafajt javasolják a klímaváltozás növényfenológiai hatásainak kimutatására (Jacquemyn és Hutchings 2015). A faj Európa nyugati, déli és középső területein általánosan előfordul, egyedfejlődését és virágzási időpontját nagymértékben befolyásolják a környezeti hatások – elsősorban a hőmérséklet és a vízellátottság –, emellett a virágzásbiológiai jellemzők különösen alkalmassá teszik a komplex ökológiai hatások kimutatására. Rovarmegporzású fajként ugyanis a klímaváltozásnak nem csupán a növény (pókbangó) fenológiai fázisaira van hatása, hanem a szaporodáshoz nélkülözhetetlen méhfajok – Közép-Angliában az

Andrena nigroaenea (Jacquemyn és Hutchings 2015) – megjelenésére és a beporzásra, valamint további ökológiai kölcsönhatásokra és a biodiverzitás megőrzésére is. Robbirt és munkatársai 1975 és 2006 közötti vizsgálatai szerint a tavaszi hőmérséklet 1 °C-os emelkedése a pókbangó állományokban 6 nappal korábbi virágzást eredményezett (Robbirt et al. 2011).

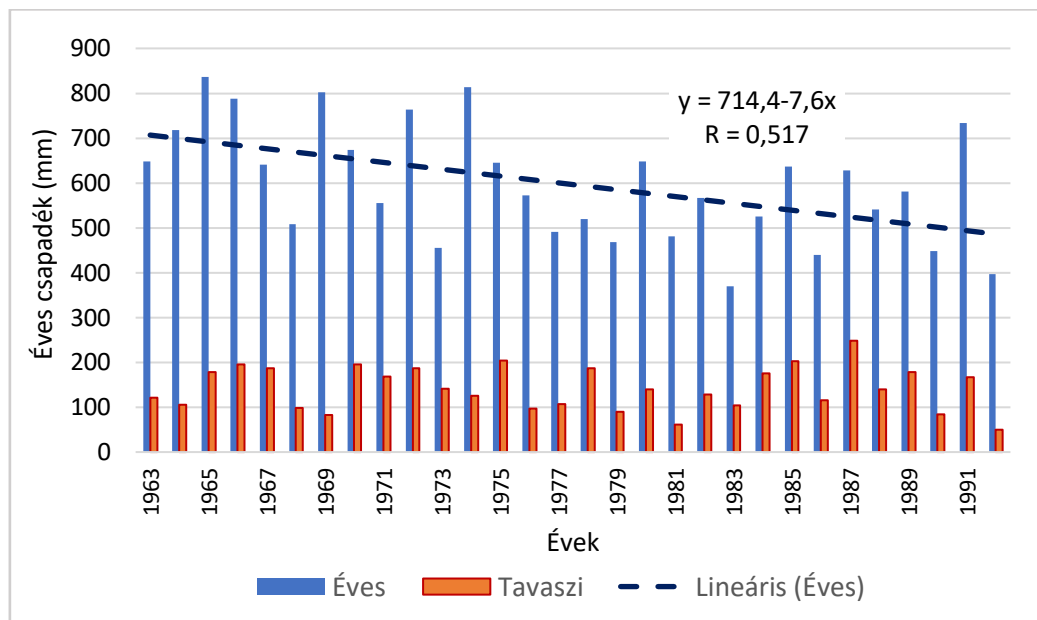


4. ábra A hőség napok ($T_{\max} \geq 35\text{ °C}$) és a zord napok ($T < 10\text{ °C}$) eltéréseinek alakulása a vizsgált 33 éves időszak átlagaitól, valamint ezek dinamikája az illetékt lineáris függvények alapján Csemő-Ereklyés pusztán (Cseh László mérései alapján)

Figure 4. The deviations of the heat days ($T_{\max} \geq 35\text{ °C}$) and extremely cold days ($T < 10\text{ °C}$) from the averages of the 33 years of the measurements at Csemő-Ereklyés, Hungary; and their dynamics characterized by the fitted linear curves (based on the data measured by László Cseh)

A pókbangó virágzásának átlagos középnapja Magyarországon május 13; ami meleg, száraz időjárás esetén korai és rövid (10–14 napos) virágzást; míg hűvös időben annak 30–40 napos meghosszabbodását is jelentheti (Molnár V. et al. 2011). A pókbangó legnagyobb hazai állománya a Cegléd melletti Csíkos-szélen fordul elő, ahol a Gerje-patak mederszabályozása óta a csapadék hatása meghatározó a növényállomány kialakulásában. A Cseh László által a pókbangó állománytól alig néhány kilométerre mért adatok alapján pedig a 20. század második felében jelentősen csökkent a vizsgált terület csapadékkellátottsága (4. ábra). A vizsgált 30 éves időszakban (1963–1992) az éves csapadékmennyiségekre illesztett lineáris trendvonal alapján a csökkenés mértéke $-228,4\text{ mm}$ (-32%), ami az 1990-es évek elejére 700 mm feletti ($714,4\text{ mm}$) értékről 500 mm alá (486 mm) csökkent csapadékszintet jelent. Ugyanezen időszakban a tavaszi csapadékmennyiségek jelentős különbségeket mutattak (5. ábra). Surányi (1992) adatai szerint a jelen vizsgálatok helyszínével szomszédos Csíkos-szélen 1979–1991 között a pókbangó fővirágzásának ideje az országos átlagnál 6 nappal későbbi (május 19) volt, amit magyarázhat a csapadékmennyiség csökkenése.

Összefoglalásként megállapítható, hogy a növényfenológiai adatok, az összetett biotikus és abiotikus kölcsönhatásokban megjelenő ökológiai kapcsolatok interdiszciplináris kutatási programjai lehetővé teszik a klímaváltozás komplex hatásainak felmérését és kimutatását. Ebben a közösségi tudomány (citizen science) módszertana nagy segítséget nyújthat. A helyi időjárási történeti adatsorok ennek fontos alapjait képezhetik.



5. ábra A vizsgált terület éves és tavaszi csapadékellátottságának alakulása 1963–1992 között (Csemő–Ereklyés puszta, Cseh László mérései alapján)

Figure 5. Changes in the annual and spring rainfall in the area of this study between 1963 and 1992 (data recorded by László Cseh, Csemő–Ereklyés, Hungary)

Az éghajlatváltozás összetett ökológiai kölcsönhatásainak lokális léptékű kimutatására a pókbangó orchidea faj alkalmazása a hazai környezeti viszonyok között is javasolható, mivel hazánkban jellemző és fokozottan védett faj, vízhiányra érzékeny, különösen alacsony talajnedvesség tartalmú területeken.

Köszönetnyilvánítás

A kutatásokat az EFOP-3.6.3-VEKOP16-2017-00008 pályázati program támogatta. A szerző köszöni Horváth Zoltán és Rajnai Virág Éva (Mezőgazdasági Múzeum és Könyvtár, Georgikon Majortörténeti Kiállítóhely, Keszthely), valamint Cseh Borbála és Prof. Dr. Surányi Dezső önzetlen és értékes segítségét.

Irodalom

- Ábrám Ö., Biró C., Morvai E., Kovács E. 2020: A Kiskunsági Nemzeti Park Kolon-tavi törzsterülete által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése, térképezése. Tájökológiai Lapok, 18(1):1–13. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3476>
- Baker, E., Drury, J. P., Judge, J., Roy, D. B., Smith, G. C., Stephens, P. A. 2021: The verification of ecological citizen science data: current approaches and future possibilities. Citizen Science: Theory and Practice 6(1):1–14. DOI: <https://doi.org/10.5334/cstp.351>
- Bela, Gy., Peltola, T., Young, J. C., Balázs, B., Arpin, I., Pataki, Gy., Hauck, J., Kelemen, E., Kopperoinen, L., van Herzele, A., Keune, H., Hecker, S., Suskevics, M., Roy, H. E., Itkonen, P., Kulvik, M., László, M., Basnou, C., Pino, J., Bonn, A. 2016: Learning and the transformative potential of citizen science. Conservation Biology 30(5): 990–999. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.12762>
- CSA, 2021: Citizen Science Association, <https://citizenscience.org/> (letöltve: 2022.11.25.).
- Eleta, I., Galdon Clavell, G., Righi, V., Balestrini, M. 2019: The promise of participation and decision-making power in citizen science. Citizen Science: Theory and Practice 4(1): 8. DOI: <https://doi.org/10.5334/cstp.171>
- Elliott, K. C., Rosenberg, J. 2019: Philosophical Foundations for Citizen Science. Citizen Science: Theory and Practice 4(1): 9. DOI: <https://doi.org/10.5334/cstp.155>
- ESSRG, 2022: Environmental Social Science Research Group, <https://www.essrg.hu/> (letöltve: 2022. 11. 20.).
- Fenner, M. 1998: The phenology of growth and reproduction in plants. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 1(1): 78–91. DOI: <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00053>
- Fitchett, J. M., Grab, S. W., Thompson, D. I. 2015: Plant phenology and climate change: Progress in methodological approaches and application. Progress in Physical Geography: Earth and Environment 39(4): 460–482. DOI: <https://doi.org/10.1177/0309133315578940>
- Fraisl, D., Gold, M., Wehn, U., Campbell, J., See, L., Wardlaw, J., Moorthy, I., Arias, R., Piera, J., Oliver, J., Maso, J., Penker, M., Fritz, S. 2020: Mapping citizen science contributions to the UN sustainable development goals. Sustainability Science 15: 1735–1751. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11625-020-00833-7>
- Goudeseune, L., Eggermont, H., Groom, Q., Le Roux, X., Paleco, C., Roy, H. E., van Noordwijk, C. G. E. 2020: Citizen science toolkit for biodiversity scientists. BiodivERSA Report. 44 p. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3979343>
- Jacquemyn, H., Hutchings, M. J. 2015: Biological flora of the British Isles: *Ophrys sphegodes*. Journal of Ecology, 103: 1680–1696. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12469>
- Molnár V. A. 2014: A magyarországi orchideák fenológiai viszonyai. In: Molnár V.A., Bódis J., Illyés Z., Sramkó G. (szerk.): Európai orchideák, Oktatási segédanyag, Debreceni Egyetem, Debrecen, pp. 74–82.
- Molnár V.A., Palkó S., Benke Sz. 2011: Pókbangó. In: Molnár V.A. (szerk.): Magyarország orchideáinak atlasza, Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 412–416.
- OMSZ, 2015: Megfigyelt hazai éghajlati változások Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest.
- OMSZ, 2017: Útmutató növényfenológiai megfigyelésekre a MET-ÉSZ rendszerben. Országos Meteorológiai Szolgálat, Miskolc.
- OMSZ, 2022: Éves és évszakos középhőmérsékletek változása. Országos Meteorológiai Szolgálat, https://www.met.hu/eghajlat/eghajlatvaltozas/megfigyelt_hazai_valtozasok/hom-erseklet_es_csapadektrendek/ (letöltve: 2022. 11. 30.).
- OpenScientist, 2011: Finalizing a Definition of Citizen Science and Citizen Scientists. <http://www.openscientist.org/2011/09/finalizing-definition-of-citizen.html> (letöltve: 2022. 11. 25.).
- Panitsa M, Iliopoulou, N., Petrakis, E. 2021: Citizen science, plant species, and communities' diversity and conservation on a Mediterranean biosphere reserve. Sustainability 13(17): 9925. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13179925>
- Rasmussen, L. M., Cooper, C. 2019: Citizen Science Ethics. Citizen Science: Theory and Practice 4(1): 5. DOI: <https://doi.org/10.5334/cstp.235>

- Primack, R. B., Miller-Rushing, A. J. 2012: Uncovering, Collecting, and Analyzing Records to Investigate the Ecological Impacts of Climate Change: A Template from Thoreau's Concord. *Bioscience* 62(2): 170–181. DOI: <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.2.10>
- Rambonnet, L., Vink, S. C., Land-Zandstra, A. M., Bosker, T. 2019: Making citizen science count: Best practices and challenges of citizen science projects on plastics in aquatic environments. *Marine Pollution Bulletin* 145: 271–277. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.056>
- Robbirt, K. M., Davy, A. J., Hutchings, M. J., Roberts, D. L. 2011: Validation of biological collections as a source of phenological data for use in climate change studies: a case study with the orchid *Ophrys sphegodes*. *Journal of Ecology* 99: 235–241. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01727.x>
- SCU, 2013: Science for Environment Policy In-depth Report: Environmental Citizen Science. Report produced for the European Commission DG Environment, Science Communication Unit, University of the West of England, Bristol, <http://ec.europa.eu/science-environment-policy> (letöltve: 2022.11.25.).
- Surányi D. 1992: Éden a Duna-Tisza közti Pest megyében. Cegléd és környékének természetvédelmi értékei. TIT Pest Megyei Egyesülete, Budapest.
- Turbé, A., Barba, J., Pelacho, M., Mugdal, S., Robinson, L. D., Serrano-Sanz, F., Sanz, F., Tsinaraki, C., Rubio, J-M., Schade, S. 2019: Understanding the citizen science landscape for European environmental policy: An assessment and recommendations. *Citizen Science: Theory and Practice* 4(1): 34. DOI: <https://doi.org/10.5334/cstp.239>
- Vohland, K, Land-Zandstra, A., Ceccaroni, L., Lemmens, R., Perelló, J., Ponti, M., Samson, R., Wagenknecht, K. 2021: The science of citizen science. Springer Nature, ISBN 978-3-030-58277-7, DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-58278-4>

The role of citizen science and plant phenology studies in evaluation of the local effects of climate change

Z. P. ALFÖLDI¹, †L. CSEH

¹Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Georgikon Campus, Institute of Wildlife Management and Environmental Protection, Department of Conservation Biology, Deák F. u. 16., H-8360 Keszthely, Hungary; e-mail: Alfoldi.Zoltan.Peter@uni-mate.hu

Keywords: citizen science, climate change, temperature, precipitation, local data

Climate change is the greatest global challenge for present and future generations, destabilizing life-support systems with its diverse interrelationships and interactions. The real solutions to global problems at the local levels can only be expected through the widest possible social cohesion, the effective transmissions of the results of science to all ages and social strata. One of the best ways to do this is involving present or historical data from reliable sources of qualified and reliable amateur (citizen) scientists, which is an outstanding methodological opportunity to expand and increase the efficiency of scientific research. Therefore, citizen science has become more and more widespread within and between different disciplines in recent decades. One of the significant practical examples of this, with the persistent and accurate work of a late enthusiastic amateur data collector, Mr. László Cseh), who measured the most important local climate data (daily temperatures measured at 7 and 12 AM, and precipitation) in Csemő–Ereklyés, near Cegléd, central Hungary, for decades. We also show here the dynamics of the temperature averages in the four seasons, of which the largest increase (+2.0 °C) was measured in winter. Based on these data, we also examined the tendency of the number of hot days ($T_{\max} = \geq 35$ °C), as well as the number of frosty ($T < 0$ °C) and extremely cold ($T < 10$ °C) days. We observed the increasing tendency in heat days, whereas the decreasing trends of frosty and extremely cold days. The comparison of these data sets with those of the national data and the possibilities of their use in explaining plant phenology shifts are presented here. Our local data sets fit well with the national trend and can increase the effectiveness of nature conservation by demonstrating the effects of climate change on plant phenology. Community science provides an opportunity for greater social recognition and acknowledgement of scientific results. To detect the complex ecological interactions of climate change in the local scale, the use of the spider orchid species is recommended also in Hungarian environmental conditions, as it is a characteristic and strictly protected species in Hungary.

A szürke farkas táplálkozása és gazdálkodási vonatkozásai

KATONA Krisztián*, HELTAI Miklós

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.;
e-mail: katona.krisztian@uni-mate.hu

Kulcsszavak: *Canis lupus*, nagyragadozó, predáció, táplálék-összetétel, zsákmány, kártétel, gímszarvas

Összefoglalás: A szürke farkas (*Canis lupus*) hazánkban is újra egyre inkább terjedő nagyragadozó. Megítélése ellentmondásos, mivel feltételezett kedvező ökológiai hatásai mellett a csülkösvadfajok és a legelő háziállatok állományaiban gazdasági kárt is okozhat. Publikációnkban áttekintést adunk a farkas táplálkozási sajátosságairól szerzett eddigi tudományos ismeretekről, melyekre alapozva a farkas természetvédelmi kezelését hatékonyabbá tehetjük, a konfliktusokat csökkenthetjük. Három kontinens számos országából gyűjtött irodalmi információk alapján megállapítható, hogy az Északi-Középhegységben terjeszkedő farkas számára a csülkösvad populációk minden valószínűség szerint az elsődleges táplálékforrást jelentik, mint ahogy az Európa vagy Észak-Amerika számos területén megfigyelhető. Az eddigi vizsgálatok alapján feltételezhetően a legkedveltebb táplálékforrásnak a gímszarvas számíthat, mellette a vaddisznó, az őz, és akár a muflon elejtése is gyakori lehet. A legelő háziállatok fogyasztása abban az esetben növekedhet, ha a csülkösvad állományok sűrűsége és változatossága jelentősen visszaesne, illetve, ha az állattartás nagy területeken, megfelelő védelem nélkül folya. A farkas csücsragadozóként a hazai faunában mindenképpen fontos ökológiai szabályozó szerepet tölthet be, például a nagytestű növényevő fajok erőteljes lokális hatásait enyhítheti. Mindemellett azonban a farkas természetes ragadozó viselkedésével jelentős kedvezőtlen hatást is gyakorolhat a csülkös vadfajok és a patás háziállatok állományaira; csökkentheti az állományuk egyedszámát, megváltoztathatja az egyedek tér- és időbeli aktivitási mintázatait, növelheti a stressz szintjét. Ezért fontos ezeket az interakciókat hazánkban is részletesebben feltárni, hogy a farkasállomány védelmével egyidőben a keletkező konfliktusokat is kezelni lehessen.

A faj táplálkozásának jelentősége

A szürke farkas (*Canis lupus*) széles elterjedési területtel rendelkező faj, három kontinensen is jelen van (Mech 1974). Csak az elmúlt évtizedben a farkasok elterjedési területének több mint 25%-os növekedéséről számoltak be Európában. Ma már minden „kontinentális” (tehát a szigeteket nem beleértve) európai országban élnek farkasok, némelyikben nagy számban (pl. Bulgária, Görögország, Olaszország, Lengyelország, Románia, Spanyolország és Ukrajna területén több mint 1000 egyedre becsülik az állományt). Az ide tartozó 34 országból 19 számolt be a farkasok számának aktuális növekedéséről, és csak három a csökkenésükről, utóbbiak mind a dinári/balkáni régióban. Hazánkban 50–100 egyedre becsülik a növekvő állomány méretét (Large Carnivore Initiative for Europe 2022). A farkast kiváló alkalmazkodóképessége, magasan fejlett társas kapcsolatrendszerre sikeres ragadozóvá teszi (Packard 2012), így mindenhol számolnunk kell a fajjal kapcsolatos konfliktusok kialakulásával (Grossmann et al.

2020). A faj táplálkozásának pontosabb ismerete, a táplálékösszetételét befolyásoló tényezők feltárása segíthet a csülkös vadfajokban és a legelő háziállatokban okozott károk megelőzésében. A továbbiakban áttekintést adunk az eddigi tudományos ismeretekről, melyek segítségével az elmúlt évtizedekben Európában (Chapron et al. 2014) és hazánkban (Anthony és Tarr 2019, Fehér et al. 2022) is egyre inkább visszatelepülő farkas természetvédelmi kezelését hatékonyabbá tehetjük.

A bemutatás földrészenkénti felosztásban történik, Ázsia, Amerika és Európa vonatkozásában. Bár szisztematikus elemzést nem végeztünk, igyekeztünk a jellegzetes sajátságokat arányosan bemutatni. A bevont tudományos vizsgálatok módszertana igen változatos, elsősorban ürülékek elemzését végzik el, de gyomortartalom elemzése, zsákmányolt egyedek felkutatása és kárbejelentések alapján is közöltek eredményeket. Ráadásul a táplálékösszetétel mérése sem egységes, alapulhat a zsákmányolt egyedek, illetve az ürülékben vagy a gyomortartalomban talált maradványok darabszámán vagy biomasszáján; utóbbiaknál mérhető a táplálékalkotók egyes mintákban való megjelenésének valószínűsége (frekvencia), illetve az egyes mintákon belüli előfordulási gyakoriságuk (relatív frekvencia) is. Mindez nagymértékben nehezíti a vizsgálatok közös alapon történő összehasonlítását, azonban a jellemző tendenciák kimutathatóak. A témában ilyen jellegű komoly összefoglaló tudományos elemzések angol nyelven már elérhetőek, mi ezzel a publikációval a hazai szakemberek számára is könnyebben hozzáférhetővé tesszük a fontosabb információkat a témában.

A farkas táplálkozása Ázsiában

Ázsiából már több farkastáplálkozással foglalkozó kutatást publikáltak. Kínában a Qinghai-Tibet-Platón minden évszakban a házi jak (*Bos grunniens*), a juhok, illetve nyulak és kistrágyacsálók voltak a legfontosabb táplálékok az ürülékvizsgálatok alapján (Liu és Jiang 2003). A szerzők szerint a háziállat fogyasztás magas biomassza-aránya (36% a vegetációs időszakban és 77% azon kívül) alapvetően dögevésen alapulhatott.

Kirgizisztánban a Tien-San hegységben nyáron az argali (*Ovis ammon*) volt a legfontosabb zsákmányfaj (>60% biomassza-arány). Mellette a szürke mormota (*Marmota baibacina*) volt jelentős táplálékforrás. Háziállatok fogyasztását nem regisztrálták az ürülékekből (Jumabay-Uulu et al. 2014).

Pakisztáni vizsgálatokban (Khan et al. 2020) azt írták le, hogy az ürülékekben 5 házi (89 illetve 98 biomassza%-ban télen illetve nyáron) és 8 vadon élő (2 illetve 11%) zsákmányfaj volt jelen. A háziállatok közül leginkább szamarat, kevesebb juhot és marhát, és néha lovat és kecskét fogyasztottak a farkasok. Az elejtések nagy része éjszaka történt, legerőteljesebben a téli időszakban. A leggyakrabban fogyasztott vadon élő faj a pödröttszarvú kecske, másnéven markhor (*Capra falconeri*) volt.

Mongóliában Tiralla et al. (2021) egy természetközeli hegyvidéki tajga és erdősztyepp élőhelyen azt detektálták, hogy a farkasok ürülékének többsége vadon élő patások maradványait tartalmazta, ami az elfogyasztott biomassza 89%-át tette ki. A szi-bériai őz (*Capreolus pygargus*) volt a legfontosabb (46,2%) és erősen preferált zsák-

mányfaj. Ezt követte a gímszarvas és a vaddisznó (*Sus scrofa*), amelyet előfordulásukhoz képest kevésbé zsákmányoltak. A szerzők megemlítik a nyúlféle és a kisemlősök fogyasztását is, de házi patásfajokét nem, pedig lovak és marhák szabadon legeltek a területen. Chen et al. (2011) Belső-Mongóliában az ürülékek elemzésével viszont a fokföldi nyulak (*Lepus capensis*) domináns szerepét emelték ki az ott élő farkasok étrendjében.

Törökország ázsiai részén (Közép-Anatólia) a csülkösvad fajok biomasszája alkotta a farkas étrendjének 85–91%-át, amiből kiemelendő a vaddisznó részesedése (68–75%). A haszonállatok maradványainak aránya 3,5–12% között alakult az ürülékekben (Mengüllüoğlu et al. 2019).

A farkas táplálkozása Amerikában

Észak-Amerikában a Nagy Yellowstone Ökorendszerben Lodberg-Holm et al. (2021) végeztek vizsgálatokat a farkas nyári táplálkozásával kapcsolatban. Ebben az időszakban a faj táplálkozása kevésbé kutatott, pedig ilyenkor az étrendjük változatosabb lehet, a kistestű préda aránya magasabb mértéket érhet el. Azonban az eredményeik szerint többségében ilyenkor is újszülött (1906 db ürülék 47%-ában azonosítva) vagy kifejlett szarvasfélét (az elfogyasztott biomassza 40%-a) fogyasztottak. A falkák között jelentős eltérések lehettek, és a változatosabb táplálékösszetétel az újszülött egyedek kisebb mértékű zsákmányolásával is járt.

A Yellowstone Nemzeti Parkban végzett más kutatások szerint (Stahler et al. 2006) a farkas újbóli betelepítése óta a vapiti (*Cervus canadensis*) az elsődleges zsákmányuk, annak ellenére, hogy nyolc különböző patásfaj van jelen. Az 1995 és 2003 között rádió-telemetriás követési módszerrel dokumentált farkasok általi 2347 patás elejtésből 2060 (88%) vapiti volt. Köztük is a védtelen vagy legyengült, idős egyedeket válogatták; az egyik vizsgált télen az elsőéves borjak (51%), míg a másokban a bikák (43%) elejtése volt kiemelkedő, melynek gyakorisága egy falka esetén 2–3 napra tehető.

Shave et al. (2020) a kanadai Prince Albert Nemzeti Parkban, az amerikai bölény (*Bison bison bison*) jellegzetes élőhelyén, a zsákmányejtési helyeken gyűjtött szőrminták stabil izotóp vizsgálata alapján megállapították, hogy nyáron az elfogyasztott bölény (26–39%), szarvasfélék (21–24%) és jávorszarvas (*Alces alces*) (16–33%) biomassza százalékos aránya minden évben magas volt, míg télen a fehérfarkú szarvas (*Odocoileus virginianus*) alkotta a legnagyobb százalékban a farkas táplálékát (40–49%).

Gable et al. (2018) egy farkasfalkát követtek 15 hétig ürülékből végzett heti táplálékelemzésekkel Északkelet-Minnesotában. Ők azt találták, hogy nem a patások voltak a legfontosabb zsákmányok, mert egyéb táplálékalkotók tették ki az étrend biomasszájának 58%-át. A fehérfarkú szarvas borjai július közepéig voltak a farkas fő táplálékai, majd augusztus közepéig a bogyók (elsősorban áfonya- és szederfélék) tették ki a heti táplálékbiomassza 56–83%-át. Augusztus közepe után már a hócipős nyúl (*Lepus americanus*) és a kifejlett szarvasok lettek az elsődleges zsákmányok. Ősszel a farkasok a fekete medvék (*Ursus americanus*) számára kihelyezett csalikupacokból és az elejtett medvék zsigereiből, teteméből is táplálkoztak.

Északkelet-Ontarióban Found et al. (2017) is változatos táplálkozási szokásokat fedtek fel. Az ürülékek 38,6%-a tartalmazott növényi anyagot, míg állati eredetű mind-egyikben volt. A legtöbb mintában a jávorszarvas fordult elő (51,5%), majd a kanadai hód (*Castor canadensis*) (38,6%). A biomaszra értékek szerint is a farkasok főként jávorszarvaszt fogyasztottak (82,7%), ezt követte a hód (10,9%), a karibu (*Rangifer tarandus*) (3,1%) és a hócipős nyúl (1,5%). A jávorszarvasnál az esetek 30,7%-ában, a karibunál 69,5%-ában borjúra utaló maradványokat találtak, ami a biomaszra szerint a teljes jávorszarvas-fogyasztásnak csak a 6%-át, azonban a karibu fogyasztásnak a 45,2%-át jelentette. A szerzők szerint mindez azt jelzi, hogy bár kis arányban fogyasztja a karibukat, azonban a faj szaporodására nagy hatása lehet a farkasnak.

Spaulding et al. (1998) Alaszkában ürülékekből vizsgálták kilenc farka nyári táplálkozását egy olyan helyszínen, ahonnan a karibuk nyáron elvándorolnak a borjadzási területekre. A patások itt is az elfogyasztott biomaszra 90%-át alkották, melyből a karibu még így is 46,9%-ot tett ki a 43,2%-os jávorszarvas részesedés mellett, míg a madarak 7%-ot, a kisemlősök 0,5%-ot adtak. A szerzők úgy vélték, hogy elsősorban az elvándorlóktól lemaradó, kóborló karibuk, vagy a vadászok által elejtett példányok maradványai jelenthették az alapvető zsákmánybázist, és nem tapasztaltak prédaváltást a szintén kis sűrűségben előforduló, nehezebben elejthető jávorszarvas felé a karibuállomány csökkenésével.

Kohira és Rexstad (1997) alaszkai elemzéseiben a Sitka öszvérszarvas (*Odocoileus hemionus sitkensis*) került elő az ürülékminták 90%-ából, de mellette 31%-ukban a hód is megjelent. Emellett a fakitermeléssel hasznosított erdőterületeken a vidra (*Lutra canadensis*) és más menyétfélék maradványai is előkerültek, míg a zavartalan területen gyakoribb volt a halfogyasztás.

Breck és Meier (2004) összegző elemzése a farkas haszonállatokra gyakorolt hatását vizsgálta az Egyesült Államokban 1979–2002 között; amit alacsony mértékűnek találtak más tényezőkhöz (pl. betegségek vagy a prérifarkas (*Canis latrans*) predációja) képest. 2000–2002 között a farkas igazolt átlagos zsákmányolási rátája 0,02 egyed/1000 szarvasmarha, illetve 0,59 egyed /1000 juh volt.

A farkas táplálkozása Európában

Magyarországon Lanszki et al. (2012) 2000–2005 között jellemezték a farkas táplálkozását. Az Aggteleki Nemzeti Parkban gyűjtött ürülékek alapján a farkasok döntően csülkösvadakkal (97,2% biomaszra-arány) táplálkoztak, közülük a vaddisznó (35,6%) és a gímszarvas (32,8%) volt a legnagyobb arányban jelen. Az elejtett zsákmányok, a területen megtalált maradványok alapján, viszont leggyakrabban gímszarvasok voltak (67,7%), a vaddisznó aránya jóval kisebb volt (16,1%). A megtalált 21 gímszarvas maradvány közül egyetlen egy volt egyértelműen bikaként beazonosítható. Mellettük az őz (*Capreolus capreolus*) volt viszonylag gyakran jelen a táplálékban, míg muflon vagy háziállat nagyon ritkán.

Romániában a Keleti-Kárpátokban a vaddisznó fogyasztása volt a legnagyobb arányú (72,19 biomassza%), amit az őz (10,2%) és a gímszarvas (5,23%) egészített ki. Minden 10. farkasürülékben (7,12 biomassza%) találtak kutyamaradványokat is, más háziállatokét viszont alig (Sin et al. 2019).

Szlovákiában Guimarães et al. (2022) négy helyszínen ősszel-télen kapott eredményei szerint mindenhol a gímszarvas volt a fő zsákmány (61–95,7 biomassza%), amit a vaddisznó követett (3,9–33,5%). Háziállatot (juh) csak két ürülmintában azonosítottak.

Szerbiában 2004–2014 között télen elejtett 111 farkas gyomortartalmát jellemezték (Ćirović és Penezić 2019). A gyomrok 70,2%-ában találtak háziállat maradványokat, ami biomassza-arányban is 79,4%-ot tett ki. Ennek döntő többsége patás faj (marha, disznó és kevesebb juh) volt. Mivel csontot és izmot csak ritkán találtak a mintákban, ezért valószínűleg a farkasok a levágott háziállatok területen hagyott maradványait ehették meg. A vadfajok közül őzet és vaddisznót fogyasztottak, de nem volt ritka kutyák elragadása sem (mindegyik kb. 10%-a a teljes elfogyasztott biomasszának). A gyomortartalom átlagos tömege (679.8±606.7 g) nem tért el jelentősen a hímek és nőstények vagy a szubadult és felnőtt egyedek között. A legnagyobb elfogyasztott táplálékegység 2813 g volt.

Bulgáriában 1990–1998 között nem jelentették farkas háziállat zsákmányolását (Genov és Dzhindzhieva 2010), bár ez lehet annak a következménye, hogy elhanyagolták ezt a kérdéskört. Ugyanezen publikáció szerint 2001–2006 között azonban már 601 egyed elejtését jelezték a Rhodopé-hegyégből, ami 62,4%-ban juhokat, 18%-ban kecskéket, emellett marhákat, szamarakat, lovakat és néhány kutyát jelentett. A megtalált 192 vadfaj zsákmánytetem közül 41,7% őz volt, 27,6% pedig vaddisznó. A dám, muflon és gímszarvas aránya 6–12% között mozgott. 1999–2009 között a hegyvidéki területeken összesen 2268 háziállat elejtését regisztrálták, ennek 53,2%-a juh, 23,9%-a kecske volt.

Közép- és Nyugat-Lengyelországban 2002 és 2009 között ürülékek alapján vizsgálták az oda akkor visszatelepülő farkas táplálkozását (Nowak et al. 2011). Mivel ezen a területen a csülkösvadok igen gyakoriak, míg a házi patások előfordulása alacsony, nem volt meglepő, hogy a vadon élő patások tették ki a farkasok étrendjének 94,8%-át (őz 42,8%, vaddisznó 22,6%, gímszarvas 22,2% biomassza arányban). A háziállatokat a kutyák és macskák képviselték 1%-ban. Mysłajek et al. (2019) azt mutatták ki az ürülékekből ebben a régióban, hogy a kifejlett farkasok szinte csak csülkösvadakat zsákmányoltak (94,8 biomassza%), míg a kölykök ennél kevesebbet (76,3%), de jóval többet ettek hódokat (5,6% vs. 19,8%). Északkelet-Lengyelországban a hód már a táplálék 25%-át alkotta, csakúgy, mint a vaddisznó és az őz is; a hód fogyasztása viszont akár 40%-ra is emelkedhetett a jégmentes és száraz időszakokban (Mysłajek et al. 2021). Głowaciński és Profus (1997) számításai szerint a farkasok a Kelet-Lengyelországi csülkösvad populációk teljes biomasszájának kevesebb mint 10%-át fogyasztják el (6,3–9,0%), ami véleményük szerint nem befolyásolja jelentősen a vadgazdálkodók lehetőségeit.

A Németországba visszatelepülő farkasok ürülékeinek elemzése alapján az első 8 évben szintén döntően csülkös vadfajokat zsákmányoltak (96,2 biomassza%, amiből az őz 55,3%, a gímszarvas 20,8%, a vaddisznó 17,7%). A háziállat fogyasztás itt is elenyésző volt, az elfogyasztott biomassza mindössze 0,6%-át tette ki (Wagner et al. 2012). A gímszarvas esetén egyértelműen kimutatható volt a borjak preferenciája, míg az őznél a gidáké nem. A fenti százalékos arányokat és fontossági sorrendeket erősítik meg az első német farkasfalkán elvégzett ürülékvizsgálatok is a lengyelekkel határos Szászországi régióban 2001–2003 között (Ansorge et al. 2006).

Belgiumban 2018-tól 2021-ig 140 farkasürüléket vizsgáltak Flandria egyetlen farkas-territóriumán belül (Van der Veken et al. 2021). Ebben az esetben is a vadon élő patások jelentek meg leggyakrabban (a minták 90%-ában: őz 69,3%, vaddisznó 22,9%). A háziállatok (juh és kecske) előfordulási gyakorisága csak 12,9% volt, de 2020 őszén 47,1%-ra emelkedett, amit az első, fejlődő, vadászni még nem tudó utódok számára könnyen zsákmányolható préda nagymértékű előfordulásával magyaráztak.

Svájcban Angibault és Hofer (2010) kutatásai szerint az országba visszatérő farkasok fő tápláléka a gímszarvas volt (32,1%-az ürülékekben talált összes maradványnak és 57,1%-a a talált prédáknak), de emellett a háziállatok fogyasztása is magas (27,1%-a az ürülékekben talált összes maradványnak). Ők is kimutatták a gímszarvas borjak preferenciáját, míg őzekből és zergékből szinte csak kifejlett egyedeket ejtettek el.

Finnországban gyűjtött ürülékek vizsgálata szerint a jávorszarvas volt messze a legfontosabb farkastáplálék; nyáron 88%-a, télen 96%-a az elfogyasztott biomasszának (Gade-Jorgensen és Stagegaard 2000).

A mediterrán területek közül Északkelet-Portugáliában 2017 és 2019 között vizsgálták a veszélyeztetett ibériai farkasokat (Figueiredo et al. 2020). Az ürülékekben az előfordulási gyakoriság szerint az őz volt a legtöbbet fogyasztott zsákmány (44%), ezt követte a gímszarvas (26%) és a vaddisznó (24%). Kisebb mennyiségben fogyasztottak házi vagy vadmacskát (6%), házikecskét és nyestet (5%). Az elhanyagolható háziállat fogyasztásról kapott eredmény újdonságnak számított az országban, amit a növekvő nagyvadlétszámmal indokoltak a szerzők. Portugália középső részén pl. 2011-től 2014-ig kutatták az ibériai farkast (Torres et al. 2015), és az ürülékeikből azt állapították meg, hogy alacsony vadsűrűség mellett nagymértékben függ a háziállat állománytól. A táplálékösszetételben túlsúlyban volt a házikecske (az ürülékek 62%-ában jelen), ezt követte a szarvasmarha (20%) és a házijuh (13%); míg az egyetlen fogyasztott csülkösvad a vaddisznó volt (4%). Sőt, még korábban, 1996 tavaszán és nyarán, Észak-Portugália hegyvidéki területein kutatva, Vos (2000) ugyancsak ürülékekből azt mutatta ki, hogy a farkasok kizárólag háziállatokkal táplálkoztak; az egyik helyszínen döntő mértékben kecskével (*Capra hircus*, 97,5%-a az összes táplálékalkotónak) a másikon lovakkal (*Equus caballus*) is (58,7% kecske és 41,3% ló). Mindezek alapvető oka szintén az alacsony vadsűrűség és az intenzív állattartás lehetett. A kecskék elleni farkastámadások többnyire 100 egyednél nagyobb nyájukat érintettek, de ahol lovak is voltak, a farkasok elsősorban azokat zsákmányolták. A juhok leölését is gyakran jelezték a gazdálkodók, azonban erre utaló jelet az ürülékekben nem találtak.

Salvador és Abad (1987) Spanyolországban 1984 és 1986 között gyűjtött ürülekben az emlősöket, közülük pedig két vadfaj, az őz (a minták 20,73%-ában) és a vaddisznó (14,58%), illetve a házi juh (15,26%) maradványait azonosították a legnagyobb arányban. A kecske, sertés, ló/szamar, tehén, kutya, illetve a fokföldi nyúl és a kistrágcválók kisebb arányban jelentek meg. Kiemelték viszont az emberi eredetű hulladék magas fogyasztási arányát is (41,46%), amelyre a nagyobb mennyiségű, nehezen felismerhető és kategorizálható háziállat maradvány utalt. Megemlítik még a nem elhanyagolható és akaratlagos (nem az állati táplálékkal együtt felvett) egyszikű fogyasztást is, mivel az Európában elterjedt erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum*) a 439 db ürülék 21,64%-ában jelen volt, ráadásul ezek 12,6%-ában semmilyen más táplálékalkotó nem volt.

Olaszországban a mediterrán területek mellett az alpesi és az appennini ökoszisztémákban jellemezték a farkasok étrendjét (Capitani et al. 2004). Mindegyik terület vadban gazdag helyszín, de az állattartás is jellemző. A csülkösvadok jelentették a fő táplálékforrást, az ürüleminták térfogatának 89,4–95,1%-át adták. Két területen a szarvasfélék, a harmadikon a vaddisznó fogyasztása dominált. A háziállatok éves átlaga 8% alatt maradt (csak az Alpokban játszottak jelentős szerepet ősszel, 34,6%). Merrigi et al. (2011) 20 ürülekelemzést alkalmazó tanulmányt tekintettek át az olaszországi farkasok táplálkozásáról, hogy megvizsgálják a táplálékösszetétel és a csülkösvad létszámnövekedés kapcsolatát 1976-tól 2004-ig. A farkasok erősebben zsákmányolták a csülkösvadakat az Appenninek északi részén és a nyugati Alpokban, míg a háziállatállományt az Appenninek déli részén érintették inkább. A vadon élő patás fajok közül a vaddisznó, az őz és a gímszarvas volt a fő zsákmány, és előfordulásuk a farkas táplálékösszetételében 1976-tól megnőtt 2004-ig, míg a háziállatoké csökkent. A növekedés elsősorban az őznek, a gímszarvasnak és a zergének volt köszönhető, egyes területeken a dámszarvasnak is. Konklúzióként levonták azt, hogy Olaszországban a farkasok a csülkösvadakat előnyben részesítik a háziállatokkal szemben, amennyiben az előbbiek gazdag és változatos közösségekben, bőségesen állnak rendelkezésre.

Fehéroroszországban azt nézték meg, hogy az afrikai sertéspestis (ASP) hatással van-e a farkas zsákmányválasztására (Klich et al. 2021). A farkasok főként vaddisznóra, jávorszarvasra, gímszarvasra, őzre és hódra vadásztak. A vaddisznóállomány csökkenése csak az egyik vizsgált régióban okozott változást a farkasok étrendjében, ahol a vaddisznóállomány csökkenése után a farkasok inkább őzre és gímszarvasra vadásztak. Az ürülekekből kimutatható volt, hogy minél többet fogyasztottak a farkasok vaddisznót, annál kevesebbet fogyasztottak őzet és gímszarvast. Emellett minél többet fogyasztottak a farkasok jávorszarvast, annál kevesebbet fogyasztottak hódot.

Észtországban az ASP 2014-es kitörése után nézték meg a farkasok táplálékösszetételének változását az ürülekeik elemzésével (Valdmann és Saarma 2020). Azt találták, hogy a csülkösvadok még mindig alapvetőek voltak a táplálékban, de a jávorszarvas, vaddisznó, kistrágcválók, illetve a mezei nyúl aránya lecsökkent. Viszont az őz és az

emlős ragadozók előfordulási gyakorisága a mintákban kissé emelkedett (55%-ra, illetve 10%-ra). Emellett a növények, amik korábban teljesen hiányoztak, sok esetben egyedüli táplálékalkotók voltak.

Európai szinten Zlatanova et al. (2014) 88 publikációt összegzett. Elemzéseik szerint a bőséges csülkös vad populációkat eltartó természetes élőhelyeken élő farkasok esetén a csülkös vad fajok jelentik az elsődleges prédát. Skandináviában a jávorszarvas és a rénszarvas, Közép- és Kelet-Európában a gímszarvas, Dél-Európában pedig a vaddisznó a kedvelt zsákmány. Az őzre minden régióban közel azonos gyakorisággal vadásznak. Erősen antropogén élőhelyeken, ahol alacsony a vad zsákmány elérhetősége, de elterjedt az állattartás, ott a farkasok alapvetően a háziállatokkal táplálkoznak. Mindezek hiányában növényi táplálékot, kisebb zsákmányt (nyúl és rágcsálók) és szemetet is fogyasztanak. Globálisan a három kontinensen a szürke farkas táplálékát Newsome et al. (2016) vetette össze 177 vizsgálat alapján (1. táblázat).

Gazdálkodási vonatkozások

Az irodalmi információk alapján összességében megállapítható, hogy a Magyarországra visszatelepülő és az Északi-Középhegységben szaporodó és terjeszkedő farkas számára a csülkös vad populációk minden valószínűség szerint az elsődleges táplálékforrást jelentik, mint ahogy az Európa vagy Észak-Amerika számos területén megállapítható volt. Feltételezhetően a legkedveltebb táplálékforrásnak a gímszarvas számíthat, közülük is elsősorban a borjak, vagy legyengült, sebezhetőbb egyedek. Mellette a vaddisznó és az őz, akár a muflon elejtése is gyakori lehet. A legelő háziállatok fogyasztása abban az esetben lehet jelentősebb, ha a csülkös vad állományok sűrűsége és változatossága jelentősen visszaesik, illetve, ha a juhok, marhák tartása megfelelő védelem nélkül nagy területeken folya. Mindemellett alkalomszerűen a vadász- vagy hobbiállatként tartott kutyák elragadása is reálisan elképzelhető esemény.

A farkas csúcsragadozóként a hazai faunában mindenképpen fontos ökológiai szabályozó szerepet tölthet be, például a nagytestű növényevő fajok erőteljes lokális hatásait enyhítheti. Ripple és Beschta (2012) áttekintő cikkében összesen 42, az elmúlt ötven évben publikált tudományos közlemény alapján elemezte a nagyragadozók (farkas, medve, hiúz) és a szarvasfélék sűrűségének hatását az észak-amerikai és eurázsiai mérsékelt égövi erdők produktivására. Metaanalízisük szerint a nagyragadozók, közülük is elsősorban a szürke farkas és a barnamedve, korlátozzák leginkább a nagytestű növényevő fajok sűrűségét. Az átlagos "szarvas egyenérték" (összesített és egyéges vetítési alakra hozott csülkös vad sűrűség) sűrűség hatszor nagyobb azokon a területeken, ahol a farkas nem fordul elő, mint azokon, ahol jelen van. A farkasos területeken a növényevők létszáma csak lassan növekszik, összhangban a növényi produktivitás növekedésével. Ez pedig arra utal, hogy a farkas valóban képes, a növényevő prédafajok létszámának korlátozásán keresztül, az elsődleges termelési szintekre hatni. Eszerint elmondható, hogy az északi féltekén a farkas jelenlétével jellemezhető ökoszisztémákban a felülről lefelé szabályozás igen erőteljes lehet a farkas nélküli közösségekéhez képest.

1. táblázat A szürke farkas legfontosabb táplálékalkotói három kontinensen Newsome et al. (2016) adatai alapján. A % értékek a mintákban való átlagos előfordulási gyakoriságot (frekvencia) mutatják, de az alapjául szolgáló vizsgálatok száma (n) változó. * jelzi a nagyon alacsony elemszámot.

Table 1. The most important diet components of grey wolf in three continents based on data published by Newsome et al. (2016). Average frequency of occurrence (%) values are reported for the species, but the sample size (n) of investigations varies. * signs very low sample size.

Európa	%	Észak-Amerika	%	Ázsia	%
jávorszarvas (<i>Alces alces</i>)	31	feketefarkú szarvas (<i>Odocoileus hemionus columbianus</i>)	74*	indiai antilop (<i>Antilope cervicapra</i>)	53
vaddisznó (<i>Sus scrofa</i>)	24	amerikai bölény (<i>Bison bison bison</i>)	44*	golyvás gazella (<i>Gazella subgutturosa</i>)	31
őz (<i>Capreolus capreolus</i>)	24	öszvérszarvas (<i>Odocoileus hemionus</i>)	42	álcás pálmásodró (<i>Paguma aravata</i>)	20
zerge (<i>Rupicapra rupicapra</i>)	21	vapiti (<i>Cervus canadensis</i>)	41	mormota (<i>Marmota spp.</i>)	12
gímszarvas (<i>Cervus elaphus</i>)	20	fehértarkú szarvas (<i>Odocoileus virginianus</i>)	35		
		jávorszarvas (<i>Alces alces</i>)	30	HÁZIÁLLAT (összes faj)	50
HÁZIÁLLAT (összes faj)	33	karibu (<i>Rangifer tarandus</i>)	25	baromfi	38
kecske (<i>Capra aegagrus hircus</i>)	17	kanadai hód (<i>Castor canadensis</i>)	21	házi jak (<i>Bos grunniens</i>)	21
házisertés (<i>Sus scrofa domesticus</i>)	16			kecske (<i>Capra hircus</i>)	21
ló (<i>Equus caballus</i>)	16	HÁZIÁLLAT (összes faj)	8	ló (<i>Equus caballus</i>)	17
juh (<i>Ovis aries</i>)	9			juh (<i>Ovis aries</i>)	15
szarvasmarha (<i>Bos spp.</i>)	9			szarvasmarha (<i>Bos taurus</i>)	12

Mindemellett azonban a farkas természetes ragadozó viselkedésével gazdálkodói szempontból jelentős kedvezőtlen hatásokat is gyakorolhat a csülkös vadfajok és a patás háziállatok állományaira, így fontos ezeket az interakciókat hazánkban is részletesebben feltárni, hogy a farkasállomány védelmével egyidőben a keletkező konfliktusokat is kezelni lehessen (Grossman et al. 2020, Rode et al. 2021). Fontos tudatosítani azt, hogy a konfliktusok alapja nem közvetlenül maga a ragadozók táplálékösszetétele (ami inkább azt mutatja, hogy a farkasnak mennyire fontos az adott zsákmányfaj), hanem mindaz a gyakran nehezen számszerűsíthető hatás, amit táplálkozásukkal és egyéb tevékenységeikkel okoznak (azaz, annak mértéke, hogy a zsákmányfajnak mennyire „fontos” a ragadozó). A nagyragadozók közvetlen és közvetett hatásainak (pl. zsákmányfaj stresszelésével annak viselkedése, területhasználata megváltoztatása; Fehér et al. 2021) figyelmen kívül hagyása a konfliktusok kiéleződéséhez vezet. A nagytestű csúcsragadozók állományával a teljes ökoszisztémát figyelembe véve, tudatosan kellene gazdálkodni (Estes 1996, Miller et al. 2001). Ennek megalapozásához szükséges a farkas direkt és indirekt hatásainak célzott tudományos vizsgálata és tényszerű elemzése Magyarországon is.

Köszönetnyilvánítás

Kéziratunk az Agrárminisztérium Vadgazdálkodási Főosztálya támogatásával elvégzett vadgazdálkodási monitoring program keretében készült.

Irodalom

- Angibault, J.-M., Hofer, B. 2010: Diet of wolves *Canis lupus* recolonizing Switzerland: A preliminary approach. *Revue Suisse de Zoologie* 117: 235–241. DOI: <https://doi.org/10.5962/bhl.part.117783>
- Ansorge, H., Kluth, G., Hahne, S. 2006: Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. *Acta Theriologica (Warsz.)* 51: 99–106. DOI: <https://doi.org/doi.org/10.1007/BF03192661>
- Anthony, B.P., Tarr, K. 2019: The wolves are back! Local attitudes towards the recently re-populated grey wolf and wolf management in Bükk National Park, Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 65(2): 195–214. DOI: <https://doi.org/10.17109/AZH.65.2.195.2019>
- Breck, S.W., Meier, T. 2004: Managing wolf depredation in the United States: Past, present, and future. *Sheep & Goat Research Journal* 19: 41–46. [https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/83]
- Capitani, C., Bertelli, I., Varuzza, P., Scandura, M., Apollonio, M. 2004: A comparative analysis of wolf (*Canis lupus*) diet in three different Italian ecosystems. *Mammalian Biology* 69: 1–10. DOI: <https://doi.org/10.1078/1616-5047-112>
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., André, H., López-Bao, J.V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedő, P., Bego, F., Blanco, J.C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., Ciucci, P., Dutsov, A., Engleder, T., Fuxjäger, C., Groff, C., Holmala, K., Hoxha, B., Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Jeremić, J., Jerina, K., Kluth, G., Knauer, F., Kojola, I., Kos, I., Krofel, M., Kubala, J., Kunovac, S., Kusak, J., Kutal, M., Liberg, O., Majić, A., Männil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K., Mertzanis, Y., Mysłajek, R.W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G., Paunović, M., Persson, J., Potočnik, H., Quenette, P.-Y., Rauer, G., Reinhardt, I., Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbinšek, T., Stojanov, A., Swenson, J.E., Szemethy, L., Trajçe, A., Tsingarska-Sedefcheva, E., Váňa, M., Veeroja, R., Wabakken, P., Wölfl, M., Wölfl, S., Zimmermann, F., Zlatanov, D., Boitani, L. 2014: Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346: 1517–1519. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1257553>
- Chen, J.Y., Zhang, L.J., Wang, A.M., Nasendelger, B., Yuan, L., Bao, W.D. 2011: Population, distribution and food composition of wolves (*Canis lupus*) at Saihanwula Nature Reserve, Inner Mongolia. *Dongwuxue Yanjiu (Zoological Research)* 32: 232–235. DOI: <https://doi.org/10.3724/SP.J.1141.2011.02232>
- Ćirović, D., Penezić, A. 2019: Importance of slaughter waste in winter diet of wolves (*Canis lupus*) in Serbia. *North-Western Journal of Zoology* 15: 175–178.
- Estes, J.A. 1996: Carnivores and ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin* 24: 390–396.
- Fehér, P., Frank, K., Gombkötő, P., Rigg, R., Bedő, P., Újváry, D., Stéger, V., Szemethy, L. 2022: The origin and population genetics of wolves in the North Hungarian Mountains. *Mammalian Biology* DOI: <https://doi.org/10.1007/s42991-022-00287-7>
- Fehér, P., Frank, K., Katona, K. 2021: Hazai nagyragadozóktól való félelem lehetséges hatásai a zsákmányaik viselkedésére: szakirodalmi elemzés. *Tájökológiai Lapok* 19(1): 1–12. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3421>
- Figueiredo, A.M., Valente, A.M., Barros, T., Carvalho, J., Silva, D.A.M., Fonseca, C., de Carvalho, L.M., Torres, R.T. 2020: What does the wolf eat? Assessing the diet of the endangered Iberian Wolf (*Canis lupus signatus*) in northeast Portugal. *PLOS ONE* 15(3): e0230433. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230433>

- Found, R., McLaren, A.D., Rodgers, A.R., Patterson, B.R. 2017: Diet of grey wolves (*Canis lupus*) during calving in a moose caribou system in northern Ontario. Canadian Field-Naturalist 131: 215–220. DOI: <https://doi.org/10.22621/cfn.v131i3.1822>
- Gable, T.D., Windels, S.K., Bruggink, J.G., Barber-Meyer, S.M. 2018: Weekly summer diet of gray wolves (*Canis lupus*) in Northeastern Minnesota. The American Midland Naturalist 179: 15–27. DOI: <https://doi.org/10.1674/0003-0031-179.1.15>
- Gade-Jorgensen, I., Stagegaard, R. 2000: Diet composition of wolves *Canis lupus* in east-central Finland. Acta Theriologica 45(4): 537–547. DOI: <https://doi.org/10.4098/AT.arch.00-52>
- Genov, P., Dzhindzhieva, A. 2010: Damages of gray wolf (*Canis lupus* L.) during ten year period in Bulgaria. Biotechnology & Biotechnological Equipment 24: 687–690. DOI: <https://doi.org/10.1080/13102818.2010.10817923>
- Guimarães, N.F., Álvares, F., Ďurová, J., Urban, P., Bučko, J., Il'ko, T., Brndiar, J., Štofík, J., Pataky, T., Barančková, M., Kropil, R., Smolko, P. 2022: What drives wolf preference towards wild ungulates? Insights from a multi-prey system in the Slovak Carpathians. PLOS ONE 17(6): e0265386. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0265386>
- Głowaciński, Z., Profus, P. 1997: Potential impact of wolves *Canis lupus* on prey populations in eastern Poland. Biological Conservation 80: 99–106. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00067-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00067-5)
- Grossmann, C.M., Patkó, L., Ortseifen, D., Kimmig, E., Cattoen, E.-M., Schraml, U. 2020: Human-large carnivores co-existence in Europe – A comparative stakeholder network analysis. Frontiers in Ecology and Evolution 8: 266. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00266>
- Jumabay-Uulu, K., Wegge, P., Mishra, C., Sharma, K. 2014: Large carnivores and low diversity of optimal prey: A comparison of the diets of snow leopards *Panthera uncia* and wolves *Canis lupus* in Sarychat-Ertash Reserve in Kyrgyzstan. Oryx 48: 529–535. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0030605313000306>
- Khan, M.R., Mahmood, T., Fatima, H., Akrim, F., Andleeb, S., Hamid, A. 2020: Distribution, diet menu and human conflict of grey wolf *Canis lupus* in Mahoodand Valley, Swat District, Pakistan. Pakistan Journal of Zoology 52: 179–191. DOI: <https://doi.org/10.17582/journal.pjz/2020.52.1.179.191>
- Klich, D., Yanuta, G., Sobczuk, M., Balcerak, M. 2021: Indirect effect of african swine fever on the diet composition of the gray wolf *Canis lupus* – a case study in Belarus. Animals 11: 1758. DOI: <https://doi.org/10.3390/ani11061758>
- Kohira, M., Rexstad, E.A. 1997: Diets of wolves, *Canis lupus*, in logged and unlogged forests of southeastern Alaska. Canadian Field-Naturalist 111: 429–435.
- Lanszki, J., Márkus, M., Újváry, D., Szabó, A., Szemethy, L. 2012: Diet of wolves *Canis lupus* returning to Hungary. Acta Theriologica (Warsz.) 57: 189–193. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13364-011-0063-8>
- Large Carnivore Initiative for Europe 2022: Assessment of the conservation status of the wolf (*Canis lupus*) in Europe. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Standing Committee, 42nd meeting, p. 25.
- Liu, B., Jiang, Z. 2003: Diet composition of wolves *Canis lupus* in the northeastern Qinghai-Tibet Plateau, China. Acta Theriologica (Warsz.) 48: 255–263. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03194165>
- Lodberg-Holm, H.K., Teglas, B.S., Tyers, D.B., Jimenez, M.D., Smith, D.W. 2021: Spatial and temporal variability in summer diet of gray wolves (*Canis lupus*) in the Greater Yellowstone Ecosystem. Journal of Mammalogy 102: 1030–1041. DOI: <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab060>
- Mech, L.D. 1974: *Canis lupus*. Mammalian Species 37: 1–6. DOI: <https://doi.org/10.2307/3503924>
- Mengüllüoğlu, D., İlaslan, E., Emir, H., Berger, A. 2019: Diet and wild ungulate preferences of wolves in northwestern Anatolia during winter. PeerJ 7: e7446. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.7446>

- Meriggi, A., Brangi, A., Schenone, L., Signorelli, D., Milanese, P. 2011: Changes of wolf (*Canis lupus*) diet in Italy in relation to the increase of wild ungulate abundance. *Ethology Ecology & Evolution* 23: 195–210. DOI: <https://doi.org/10.1080/03949370.2011.577814>
- Miller B., Dugelby, B., Foreman, D., del Río, C.M., Noss, R., Phillips, M., Reading, R., Soulé, M.E., Terborgh, J., Willcox, L. 2001: The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species* 18(5): 202–210.
- Mysłajek, R.W., Romański, M., Kwiatkowska, I., Stępnia, K.M., Figura, M., Nowak-Brzezińska, A., Diserens, T.A., Nowak, S. 2021: Temporal changes in the wolf *Canis lupus* diet in Wigry National Park (northeast Poland). *Ethology Ecology & Evolution* 33: 628–635. DOI: <https://doi.org/10.1080/03949370.2021.1907787>
- Mysłajek, R.W., Tomczak, P., Tołkacz, K., Tracz, M., Tracz, M., Nowak, S. 2019: The best snacks for kids: the importance of beavers *Castor fiber* in the diet of wolf *Canis lupus* pups in north-western Poland. *Ethology Ecology & Evolution* 31: 506–513. DOI: <https://doi.org/10.1080/03949370.2019.1624278>
- Newsome, T.M., Boitani, L., Chapron, G., Ciucci, P., Dickman, R., Dellinger, J.A., López-Bao, J.V., Peterson, R.O., Shores, C.R., Wirsing, A.J., Ripple, W.J. 2016: Food habits of the world's grey wolves. *Mammal Review* 46(4): 255–269. DOI: <https://doi.org/10.1111/mam.12067>
- Nowak, S., Mysłajek, R.W., Kłosińska, A., Gabryś, G. 2011: Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland. *Mammalian Biology* 76: 709–715. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.06.007>
- Packard, J.M., 2012: Wolf social intelligence, in: *Wolves: Biology, Behavior and Conservation*. Nova Science Publishers Inc., ISBN: 978-1-62100-916-0, pp. 1–48.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L. 2012: Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* 58: 733–742. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0623-5>
- Rode, J., Flinzberger, L., Karutz, R., Berghöfer, A., Schröter-Schlaack, C. 2021: Why so negative? Exploring the socio-economic impacts of large carnivores from a European perspective. *Biological Conservation* 255: 108918. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108918>
- Salvador, A., Abad, P.L. 1987: Food habits of a wolf population (*Canis lupus*) in León province, Spain. *Mammalia* 51: 45–52. DOI: <https://doi.org/10.1515/mamm.1987.51.1.45>
- Shave, J.R., Cherry, S.G., Derocher, A.E., Fortin, D. 2020: Seasonal and inter-annual variation in diet for gray wolves *Canis lupus* in Prince Albert National Park, Saskatchewan. *Wildlife Biology* 3: 1–9 DOI: <https://doi.org/10.2981/wlb.00695>
- Sin, T., Gazzola, A., Chiriac, S., Rîşnoveanu, G. 2019: Wolf diet and prey selection in the South-Eastern Carpathian Mountains, Romania. *PLOS ONE* 14(11): e0225424. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225424>
- Spaulding, R.L., Krausman, P.R., Ballard, W.B. 1998: Summer diet of gray wolves, *Canis lupus*, in northwestern Alaska. *Canadian Field-Naturalist* 112: 262–266.
- Stahler, D.R., Smith, D.W., Guernsey, D.S. 2006: Foraging and feeding ecology of the gray wolf (*Canis lupus*): Lessons from Yellowstone National Park, Wyoming, USA. *The Journal of Nutrition* 136(7): 1923S–1926S. DOI: <https://doi.org/10.1093/jn/136.7.1923s>
- Tiralla, N., Holzapfel, M., Ansorge, H. 2021: Feeding ecology of the wolf (*Canis lupus*) in a near-natural ecosystem in Mongolia. *Mammalian Biology* 101: 83–89. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00093-z>
- Torres, R.T., Silva, N., Brotas, G., Fonseca, C. 2015: To eat or not to eat? The diet of the endangered Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in a human-dominated landscape in Central Portugal. *PLOS ONE* 10(6): e0129379. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129379>
- Valdmann, H., Saarma, U. 2020: Winter diet of wolf (*Canis lupus*) after the outbreak of African swine fever and under the severely reduced densities of wild boar (*Sus scrofa*). *Hystrix The Italian Journal of Mammalogy* 31: 154–156. DOI: <https://doi.org/10.4404/hystrix-00298-2020>

- Van der Veken, T., Van Den Berge, K., Gouwy, J., Berlengee, F., Schamp, K. 2021: Diet of the first settled wolves (*Canis lupus*) in Flanders, Belgium. *Lutra* 64: 45–56.
- Vos, J. 2000: Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus signatus*) in the north of Portugal. *Journal of Zoology* 251: 457–462. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0952836900008050>
- Wagner, C., Holzapfel, M., Kluth, G., Reinhardt, I., Ansorge, H. 2012: Wolf (*Canis lupus*) feeding habits during the first eight years of its occurrence in Germany. *Mammalian Biology* 77: 196–203. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.12.004>
- Zlatanova, D., Ahmed, A., Valasseva, A., Genov, P. 2014: Adaptive diet strategy of the wolf (*Canis lupus* L.) in Europe: A review. *Acta Zoologica Bulgarica* 66: 439–452.

Feeding habits and economic impact of grey wolf

K. KATONA, M. HELTAI

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Department of Wildlife Biology and Management, H-2100 Gödöllő, Hungary;
e-mail: katona.krisztian@uni-mate.hu

Keywords: *Canis lupus*, large carnivore, predation, diet composition, damage, deer, livestock

Nowadays, the grey wolf (*Canis lupus*) is spreading again in Hungary. The assessment of the species is controversial, as in addition to its beneficial ecological effects, it can also cause economic damage to the populations of wild game and grazing domestic ungulates. In our publication we give an overview of the scientific knowledge gained so far about the feeding habits of the wolf, on the basis of which we can make the nature conservation management of the species more effective and reduce the species-related conflicts. Literature information gathered from many countries on three continents suggests that for the wolf population expanding in the North Hungarian Mountains, wild ungulate populations are likely to be the primary source of prey, as has been observed in many parts of Europe or North America. Based on previous studies, red deer may be the most frequent food source, and killing of wild boar and roe deer, or even mouflon, may be common. Consumption of grazing domestic animals may increase if the density and diversity of wild ungulate communities decline significantly or if livestock farming occurs in large areas without adequate protection. The presence of the wolf as a top predator in the Hungarian fauna ensures important ecological regulatory roles, which *e.g.*, can mitigate the strong local effects of large herbivorous species. However, the natural predatory behavior of the wolf can have a significant adverse economic effect on the populations of wild and domestic ungulates. Thus, it is important to explore these interactions in more detail in Hungary as well, so that the conflicts that arise at the same time as conserving the wolf population can be better managed.

Kullancsfauisztikai vizsgálatok Keszthely térségében

KOVÁCS Szilvia^{1*}, VARGA Richárd²

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet,
Természetvédelmi Biológia Tanszék, Georgikon Campus, 8360 Keszthely, Deák F. u. 16.

e-mail: Kovacs.Szilvia.Georg@uni-mate.hu

²MAGREEN Kft., 8960 Lenti, Tompa M. u. 8., e-mail: vr@magreen.hu

Kulcsszavak: vektor, dragging, Lyme-kór, kullancs-encephalitis, gyakoriság

Összefoglalás: Vizsgálatainkat hét különböző területen végeztük Keszthely, Gyenesdiás és Fenékpuszta térségében 2021. tavaszán és őszén. Dragging módszerrel gyűjtöttük a kullancsokat, majd 70%-os etil-alkoholban tároltuk őket további vizsgálatokra. Legnagyobb egyedszámban *Dermacentor reticulatus* (20 pld) és *Ixodes ricinus* (16 pld) fordult elő egy-egy gyűjtés alkalmával. A vizsgált kullancsfajok közül a *D. reticulatus* és az *I. ricinus* esetében elmondható, hogy a gazdakereső hímek aránya őszen magasabb volt, míg a tavaszi periódusban a gazdakereső nőstények voltak nagyobb számban a gyűjtött mintában. Az *I. ricinus* adultok és nimfák áprilisi együttes jelenléte arra utal, hogy ezekben a stádiumokban teleltek át. Kisebb gyakorisággal került elő a gyűjtés során *Haemaphysalis concinna*, *H. inermis* és *H. punctata*.

Bevezetés

A mérsékelt égövi országokban a kullancsok számos betegség kórokozójának terjesztéséért felelősek, többek között a kullancs-encephalitis, Lyme-borreliosis, babesiosis, tibia, tularémia, Q-láz, mediterrán foltos láz. Kontinensünkön hat genus jelenléte ismert. Legnagyobb egyedszámban az *Ixodes* nem fajai találhatóak, továbbá a *Dermacentor*, *Haemaphysalis*, *Rhipicephalus* és *Hyalomma* nemek. Hazánk sem mentes a kullancsok által terjesztett egyes betegségektől. Az utóbbi évtizedekben egyre több információ áll rendelkezésre a kullancsokról és hazai előfordulásukról. A világszerte előforduló közel 900 faj közül mintegy 21 található Magyarországon (Hornok 2018), gyakoriságukat tekintve a legtöbb Zala, Somogy és Vas megyében fordul elő. Rendszeresen nem folynak feltérképezések a magyarországi kullancs populációt érintően. Utoljára hazánkra kiterjedő kullancs-felmérést az 1950-es és '60-as években Babos (1965) és Koltán (1953), valamint Janisch (1959) végzett. Azóta legfőképpen kisebb régiókra bontva történnek adatközlések, viszont az utóbbi néhány évtizedben egyre intenzívebb kullancs kutatások indultak meg (Földvári 2005) és egyre több a témával foglalkozó (Sréter et al. 2005, Hornok 2018) tudományos feljegyzések száma.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat hét különböző területen végeztük Keszthely, Gyenesdiás és Fenékpusztai térségében (1. ábra). A mintavételi helyek meghatározása során, gyakran látogatott és kedvelt kirándulóhelyek kerültek kiválasztásra.

A vizsgálati területek ÁNÉR besorolás szerint az alábbiak (Bölöni et al. 2011):

1. Keszthely

- Fenyves allé: fás, cserjés vegetáció: Facsoportok, erdősávok és fasorok (fásítások) (S7) és Egyéves és évelő szántóföldi kultúrák (T1, T2).
- Vízügy környéke: Domb- és hegyvidéki gyomos üde gyep (O8), Tájidegen fajokkal elegyes erdők részben túlél/betelepült cserje- és gyepszinttel (R2) és Fűz- és nyárligetek (J4).
- Festetics kastély parkja: Kastélyparkok és arborétumok az egykori vegetáció maradványaival vagy regenerálásával (P6).

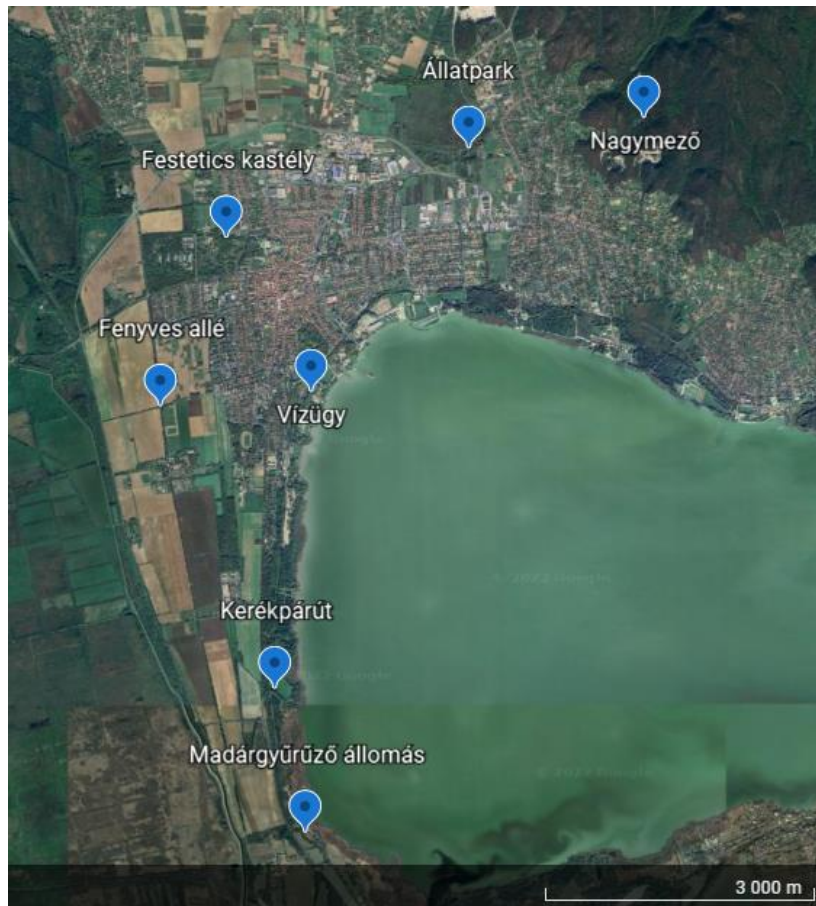
2. Gyenesdiás

- Nagy-mező: Domb- és hegyvidéki gyomos szárazgyep (O7), Mészkevelő és melegkedvelő tölgyesek (L1) és Cseres-tölgyesek (L2).
- Festetics állatpark: Domb- és hegyvidéki gyomos szárazgyep (O7), Franciaperjés domb- és hegyvidéki rétek (E1) és Stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyep és száraz magaskórósok (H4).

3. Fenékpusztai

- Kerékpárút: Domb- és hegyvidéki gyomos üde gyep (O8), Tájidegen fajokkal elegyes erdők részben túlél/betelepült cserje- és gyepszinttel (R2).
- Madárgyűrűző állomás: Domb- és hegyvidéki gyomos üde gyep (O8), Tavak zárt nádasai és gyékényesei (B1), Nem zsombékoló magassásrétek (B5) és Dombvidéki mocsárrétek (D3A).

A hét vizsgálati terület mindegyikén 100 m² nagyságú területet mértünk ki mérőszalag segítségével, a jelölés karókkal és szalagokkal történt. A gyűjtést dragging módszerrel, azonos napszakban, azonos időtartam alatt (10 perc) végeztük 2021 áprilisában és májusában, valamint októberben, a kullancsok két legaktívabb időszakában. A dragging módszer nagy szél alkalmával nem végezhető, így egy esetben meg kellett ismételnünk a gyűjtést, szélcsendes körülmények között. Egy 1 m² felületű kifeszített fehér textíliát használtunk, amit a gyepszint feletti növényborításon húztunk végig, miközben 2-3 méterenként ellenőriztük. A kullancsokat csipesz segítségével begyűjtöttük, 70%-os etil-alkoholt tartalmazó Eppendorf csövekbe helyeztük a további vizsgálatokhoz. Ezt követően sztereomikroszkóp segítségével meghatároztuk a fajokat, a fejlődési stádiumot és az adultok ivarát. A faji besorolást határozókulcsok (Hillyard 1996, Babos 1965), valamint a Bristol University online kullancshatározója (<http1>) segítségével végeztük.



1. ábra A vizsgálati területek elhelyezkedése Keszthelyen és térségében
 Figure 1. The location of the test areas in Keszthely and its vicinity

Eredmények és megvitatásuk

Vizsgálataink során az egyes területeken előforduló kullancsok gyakorisága eltérő volt. Tavasszal a legnagyobb példányszámban *Dermacentor reticulatus* és *Ixodes ricinus* fajok fordultak elő (1. és 2. táblázat). Az *Ixodes*-fajok számára az árnyékos, fás, cserjés vegetáció a legkedvezőbb, magas páratartalommal, ami a Vadaspark és a Fenyves allé kivételével mindegyik területre jellemző. A *D. reticulatus* kedveli a dús aljnövényzetű, nedves területeket, tűrőképessége a napsugárzással szemben magasabb, mint az előbbi fajnak. Előfordulása a legnagyobb példányszámban a Fenyves allén, Fenékpusztán és a Vízitelepnél volt jellemző. A *D. reticulatus* fajból 40 példányt gyűjtöttünk, ebből 28 nőstény, 11 hím, 1 nimfa. Az *I. ricinus* fajból összesen 58 példány került begyűjtésre (25 nőstény, 21 hím, 12 nimfa), ebből az egy időpontban fogott példányok száma Nagy-mezőn volt a legtöbb (16), míg a legkevesebb a Fenyves allén (1).

Földvári és Farkas (2005), valamint Babos (1965) közlése szerint a *H. concinna* jellemző előfordulási helyei hazánk középső és nyugati régiói. A fajra jellemző, hogy többnyire késő tavasszal aktív. Felmérésünk során egy hím példányt gyűjtöttünk Fenékpusztán. Ez a faj szintén az árnyas, hűvösebb területeken fordul elő leginkább,

akárcsak a *H. inermis*. Utóbbi alacsony egyedszámban ugyan, de négy jellemző területen is megtalálható volt (4 nőstény, 4 hím, 1 nimfa). Mindkét faj a nedvesebb, páratelt erdőket kedveli, míg a *H. punctata* a szárazabb élőhelyeket részesíti előnyben. A *H. punctata* fajból mindössze egy nőstény példányt sikerült találni a Kastély területén.

1. táblázat Kullancsok előfordulása Nagymező, Fenyves allé, Vadaspark, Fenékpuszta vizsgálati területeken 2021. áprilisban

Table 1: Occurrence of ticks in Nagymező, Fenyves allé, Vadaspark, Fenékpuszta test areas in April 2021

Kullancsfajok	Nagymező			Fenyves allé		Vadaspark	Fenékpuszta/ Madárgyűrűző	
	ni*	n**	h***	n	h	h	n	h
<i>Dermacentor reticulatus</i>				7	2		7	1
<i>Ixodes ricinus</i>	2	8	6	1		3	5	3
<i>Haemaphysalis inermis</i>		2						2
<i>Haemaphysalis concinna</i>								1

*ni = nimfa, **n = nőstény, ***h = hím

2. táblázat Kullancsok előfordulása Vízitelep, Kastély, Vízügy vizsgálati területeken 2021. áprilisban

Table 2. Occurrence of ticks in Vízitelep, Kastély, Vízügy test areas in April 2021

Kullancsfajok	Vízitelep/ Kerékpárút			Kastély			Vízügy		
	ni	n	h	ni	n	h	ni	n	h
<i>Dermacentor reticulatus</i>		11	6				1	3	2
<i>Ixodes ricinus</i>	2	1	1	8	4	2		6	6
<i>Haemaphysalis inermis</i>		1	1	1	1	1			
<i>Haemaphysalis punctata</i>					1				

Az őszi gyűjtésekkor (3–4. táblázat) legnagyobb példányszámban *D. reticulatus* fordult elő 17 példánnyal a Fenyves allén, 20 példánnyal a Fenékpuszta területén, míg 19 példány került begyűjtésre a Kerékpárútnál, mindösszesen 59 példány, ebből 27 nőstény, 32 hím. Az *I. ricinus* egyedeiből csak egy-egy fordult elő a vizsgált területeken, kivéve a Kastélyparkot, ahol összesen 9 példányt gyűjtöttünk. Összesen 3 nőstényt, 9 hímet és 1 nimfát találtunk. A *Haemaphysalis*-fajok közül a Kastély parkjában sikerült egyetlen *H. inermis* nőstényt fogni.

3. táblázat Kullancsok előfordulása a Nagymező, Fenyves allé, Fenékpuszta vizsgálati területeken 2021. októberben

Table 3. Occurrence of ticks in Nagymező, Fenyves allé, Fenékpuszta test areas in October 2021

Kullancsfajok	Nagymező	Fenyves allé		Fenékpuszta		
	n	n	h	ni	n	h
<i>Dermacentor reticulatus</i>		11	6		4	16
<i>Ixodes ricinus</i>	1	1		1		1

4. táblázat Kullancsok előfordulása a Vízitelep, Kastély vizsgálati területeken 2021. októberben
Table 4. Occurrence of ticks in Vízitelep, Kastély test areas in October 2021

Kullancsfajok	Vízitelep/Kerékpárút		Kastély	
	n	h	n	h
<i>Dermacentor reticulatus</i>	11	8	1	2
<i>Ixodes ricinus</i>			1	8
<i>Haemaphysalis inermis</i>			1	

A vizsgált kullancsfajok közül a *D. reticulatus* és az *I. ricinus* esetében elmondható, hogy a gazdakereső hímek aránya ősszel magasabb volt, míg a tavaszi periódusban a gazdakereső nőtények voltak nagyobb számban a gyűjtött mintában. A *Haemaphysalis* nembe tartozó fajok közül Babos (1965) kutatásai alapján a *H. inermis* a legritkább, vizsgálataink szerint azonban a 3 fellelt faj közül a leggyakoribb volt a mintában, mely eredményünk összecseng Hornok (2018) eredményeivel, miszerint e faj jelentősége egyre nő.

Az *I. ricinus* nimfáinak és adultjainak tavaszi (áprilisi) együttes jelenléte azt feltételezi, hogy ebben a stádiumban teleltek át, mivel Hornok (2018) szerint lárváik később jelennek meg.

A kullancspopulációk nagyságát befolyásolja egyrészt a gazdaszervezetek előfordulása, másrészt az időjárás. Páratelt mikrokörnyezetben, legalább 80%-os relatív légnedvesség mellett és fejlődési állapotuktól függően, de átlagosan 10–20 °C közötti hőmérséklet az optimális számukra. Az elmúlt évtizedek változó klimatikus viszonyai kedveztek szaporodásuknak. Az enyhe telek, a rövid ideig tartó fagyok és a megfelelő mennyiségű csapadék hatására a kullancsok elszaporodtak, illetve jelentősebb fagypont alatti hőmérséklet hiányában túlélnek.

A kullancsok előfordulásának gyakoriságát tehát a vegetáció, a hőmérséklet és páratartalom mellett befolyásolja még a terület bolygatottsága is, valamint a potenciális gazdaszervezetek jelenléte. A tavaszi időszakban nagy számban talált *I. ricinus*-nak kiemelkedő szerepe van a human- és állategészségügyben is, mivel a kullancs-encephalitis vírus elsődleges vektora, valamint a Lyme borreliózist okozó *Borrelia burgdorferi sensu lato* fajcsoport vektora (OEK 2009). Emellett Európában a legelterjedtebb és legfontosabb kullancsfaj, amely az emberen vért szívva olthatja be a kórokozókat a szervezetbe (Gray 1991).

Vizsgálatainkban a *D. reticulatus* nagy számban volt jelen az aktív időszakban. Jelentősége vektorként van, hiszen a kullancs-encephalitis vírus, míg kutyáknál a *Babesia canis* terjesztéséért felelős, valamint a *R. slovaca* és *R. raoulti* vektora is lehet (Hornok 2018). Az általunk vizsgált kirándulóhelyeken a *D. reticulatus* gyakori fajnak tekinthető.

A *H. concinna* leginkább háborítatlan területeken fordul elő, és többek között a *Francisella tularensis* vektora (Hornok 2018).

Fenti eredmények alapján belátható, hogy a kullancsok előfordulásának, gyakoriságának vizsgálata az ország teljes területén szükséges és fontos lenne. Napjainkban az egyik leginkább érdeklődést felkeltő fertőző betegséget, a Lyme-kórt és a kullancs-

encephalitist tekintve, évről évre hasonló területeken mutat hazánkban magasabb gyakoriságot. Az országos átlagnál nagyobb arányban fordul elő Zala, Vas, Somogy, Nógrád és Heves megyében a megbetegedés. Megfigyelhető a betegségek szezonálisitása, amely jól követi a kullancsok éves aktivitását. A kullancsok által közvetített különböző fertőző betegségek – többek között a Lyme kór és a kullancs-encephalitis – megelőzésének egyik kulcsa, hogy kellő információval rendelkezünk a kullancsok előfordulásáról, a populációk fertőzöttségéről. Ehhez nélkülözhetetlenek a folyamatos faunisztikai vizsgálatok, valamint a gazdaszervezetekről gyűjtött kullancsok vizsgálata is, hiszen hazánkban még rengeteg a feltáratlan terület e tekintetben.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk Dr. Bódis Judit Zsuzsannának, a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem docensének az élőhelytípusok meghatározásában nyújtott segítségéért.

Irodalom

- Babos S. 1965: Kullancsok – Ixodidea. Magyarország állatvilága. Fauna Hungariae. XVIII. kötet. 7. füzet. Akadémiai kiadó, Budapest. p. 38.
- Böloni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI. p. 441.
- Földvári, G. 2005: Studies of ticks (Acari: Ixodidae) and tick-borne pathogens of dogs in Hungary. PhD dissertation, Szent István University, Budapest. p. 87.
- Földvári G., Farkas R. 2005: A *Dermacentor reticulatus* (Acari: Ixodidae) kullancsfajjal kapcsolatos irodalmi áttekintés és újabb ismeretek a hazai előfordulásáról. Magyar Állatorvosok Lapja, 127: 289–298.
- Gray, J. S. 1991: The development and seasonal activity of the tick *Ixodes ricinus*: a vector of Lyme borreliosis. Review of Medical and Veterinary Entomology, 79: 323–33. DOI: <https://doi.org/10.1079/cabreviews/19910506476>
- Hillyard, P.D. 1996: Ticks of North-West Europe. Field Studies Council, Shrewsbury. p. 178.
- Hornok S. 2018: Kullancsok, óvontagok és általuk hordozott kórokozók rendszertani, öko-járványtani és földrajzi vizsgálata. MTA Doktori értekezés, Budapest. p. 54.
http1: <http://www.bristoluniversitytickid.uk/>
- Janisch M. 1959: A hazai kullancsfauna feltérképezése. Állattani Közlemények, 47: 103–110.
- Kotlán S. 1953: Parazitológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 5–29, 363–369.
- Országos Epidemiológiai Központ 2009: 2. módszertani levél a kullancsok elleni védekezésről. Epinfo, 16. Különszám, pp. 1–61.
- Sréter, T., Széll, Z., Varga, I. 2005: Spatial distribution of *Dermacentor reticulatus* and *Ixodes ricinus* in Hungary: evidence for change? Veterinary Parasitology 128: 347–351.

Tick faunistic studies in the Keszthely and vicinity

SZ. KOVÁCS¹, R. VARGA²

¹ Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Georgikon Campus, Institute of Wildlife Management and Environmental Protection, Department of Conservation Biology, Deák F. u. 16., H-8360 Keszthely, Hungary, e-mail: Kovacs.Szilvia.Georg@uni-mate.hu

² MAGREEN Ltd., Tompa M. u. 8., H-8960 Lenti, e-mail: vr@magreen.hu

Keywords: vector, dragging, Lyme-disease, tick-borne encephalitis, frequency

We carried out our tests in 7 different areas in Keszthely, Gyenesdiás and Fenékpusztá in the spring and autumn of 2021. The ticks were collected using the dragging method and then stored in 70% ethyl alcohol for further examination. *Dermacentor reticulatus* (20) and *Ixodes ricinus* (16) were found in the largest number during each one collection. Among the examined tick species, in the case of *D. reticulatus* and *I. ricinus*, it can be said that the proportion of host-seeking males was higher in autumn, while in the spring period there were more host-seeking females in the collected sample. The combined presence of *I. ricinus* adults and nymphs in April indicates that they overwintered in these stages.

Peszticidek hatásvizsgálata *Enchytraeus albidus* faj területválasztásának segítségével

RÉVÉSZ Anna^{1,3}, SZABÓ Borbála², BOROS Gergely³

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növényvédelmi Intézet, Integrált Növényvédelmi Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
e-mail: revesz.anna97@gmail.com

² University of Bremen, UFT, General and Theoretical Ecology, Leobener Str. 6, 28359, Bremen, Germany, e-mail: bszabo@uni-bremen.de

³Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Állattani és Ökológiai Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1
e-mail: boros.gergely@uni-mate.hu

Kulcsszavak: Quadris, Flumite 200, fungicid, akaricid, elkerülési teszt, szabadföldi adatok

Összefoglalás: A kémiai módszereken alapuló növényvédelem napjainkban meghatározó a mezőgazdasági gyakorlatban, ezért a környezetbe kijuttatott peszticidek hatásának vizsgálata nem célfajokra rendkívül fontos. Ennek megfelelően a hazai szőlőművelésben gyakran alkalmazott Quadris (azoxistrobin) fungicid és Flumite 200 (flufenzin) akaricid televényférgekre gyakorolt hatását vizsgáltuk önmagukban, illetve keverékként. Terepi mintavételre a növényvédőszer kijuttatása előtt és után került sor. OECD szabványok alapján elkerülési viselkedésen alapuló teszteket végeztünk *Enchytraeus albidus* televényféreg fajon. Egyes koncentrációknál a kísérleti állatok elkerülő viselkedést mutattak, ugyanakkor ezek a javasolt kijuttatási értékeknél több nagyságrenddel magasabbak voltak. Ezen eredményeink alapján a vizsgált két növényvédőszer az *Enchytraeus albidus* faj egyedei képesek érzékelni és elkerülni, így előírászerű alkalmazás esetén az általunk vizsgált növényvédőszer nem jelentenek jelentős környezettoxikológiai kockázatot a televényférgekre.

Bevezetés

Napjaink intenzív mezőgazdasági gyakorlatában a kémiai növényvédelmi módszerek kiemelkedő jelentőséget kapnak. Ennek következményeként a kijuttatást követően a peszticidek a talajba kerülnek, ahol a szerek és bomlástermékeik a nem célszervezetekre is hatást fejthetnek ki. Nem célszervezetek a talaj mezofaunájába tartozó gerinctelenek is, melyek nemcsak a talajok fizikai és kémiai tulajdonságainak kialakításában játszanak kulcsszerepet, de a mineralizációban és dekompozícióban is, ezáltal pedig a talajok anyagforgalmában (Bardgett 2005, Brussaard et al. 2007, Coleman 2008, Coleman et al. 2004, Killham 1994). Ezek az alapvető funkciók (ökoszisztéma szolgáltatások) tehát sérülhetnek a kijuttatott peszticidek hatására. Fontos megjegyezni, hogy a környezetbe került vegyi anyagok úgy is okozhatnak károkat a nem célszervezetekben, hogy a letális koncentrációt nem éri el. Ezeket szubletális hatásoknak nevezzük, és megnyilvánulhatnak például csökkent utódszámban, elkerülési viselkedésben, a mozgásintenzitás megváltozásában, növekedési devianciákban, vagy akár a táplálékpreferencia megváltozásában is (Newman 2015).

Az azoxistrobin egy széles spektrumú, szisztémikus fungicid hatóanyag, melyet 1996-ban vezettek be, és az értékesítési adatok alapján 1999-re már domináns volt a gombaölő szerek piacán (Bartlett et al. 2002). A szőlő mellett számos egyéb növényfajon történő alkalmazásra regisztrálták, így Magyarországon például szamócára, ribizkére, köszmétére, málnára (NÉBIH engedélyszám: 36222/2001). Hatásmechanizmusa alapvetően az ATP szintézis és a sejtlégzés akadályozásán alapszik (Ábrahám et al. 2011), és a petespórás gombák mellett a rozsdagombás, a lisztharmatos, a szürkepenészes betegségek, valamint néhány foltbetegség ellen is védelmet nyújt. Fungicid hatásuk mellett a növényekben kedvező élettani változásokat indítanak el: az úgynevezett zöldítő hatás fokozott tápanyagfelvételt, hosszabb élettartamot és asszimilációt, ezáltal jobb minőségű és nagyobb mennyiségű termést eredményez (Ábrahám et al. 2011).

A flufenzin (avagy diflovidazin) a tetrazinok csoportjába tartozó széles spektrumú szelektív akaricid, amely az atkák növekedését gátolja (Havasi et al. 2019, Kodandaram et al. 2017). Sikeresen alkalmazható takácsatkák, így pl. *Tetranychus* vagy a különböző *Panonychus* fajok ellen, és olyan populációk ellen is hatékony, ahol vegyesen találhatóak meg különböző fajú és életkorú atkák (Kodandaram et al. 2017). A flufenzin kétféle, sejtről sejtre terjedő (transzlamináris) és nőstényekből a petékbe irányuló (transzovariális) hatással is rendelkezik.

Mivel számos peszticid technikai okokból vagy ajánlásra együttesen kerül kijuttatásra, a felhasznált anyagok lehetséges interakciójának vizsgálata is fontos lenne. Ennek további relevanciája, hogy a felhasznált peszticidek a környezetben szinte sosem csak önmagukban fordulnak elő, hanem igen gyakran keverékben más szennyező anyagokkal, így együttesen gyakorolnak hatást az élőlényekre.

A kémiai védekezés során számos élőlénycsoport, például a mezőgazdasági talajokban is nagy számban előforduló televényférgek (Dózsa-Farkas 2002) nem célszerűen ki van téve az alkalmazott peszticideknek. Mindezek mellett a televényférgek igen jó indikátor szervezetek: gyorsan és érzékenyen reagálnak a mezőgazdasági talajkezelési eljárásokra (Pelosi és Römbke 2016), növényvédőszerrel szemben is érzékenységet mutatnak, melyek közül egyes fungicidok fokozottan veszélyesek lehetnek erre az állatcsoportra (Didden és Römbke 2001). Ezen okok miatt a televényférgek gyakori és népszerű tesztorganizmusok ökotoxikológiai vizsgálatokban, különösen, hogy laboratóriumi környezetben könnyen szaporíthatók és tarthatók (Barna 2008).

Nincs információnk arról, hogy a széleskörűen használt, azoxistrobin hatóanyagú Quadris fungicid és a flufenzin hatóanyagú Flumite 200 akaricid peszticidek jelenlétét a talajban a hasznos televényférgek felismerik-e és mutatnak-e elkerülő viselkedést, amivel a hatásokat csökkenteni tudják. Ezért célunk az volt, hogy laboratóriumban dózis-válasz elkerülési tesztet végezzünk mindkét szerrel és keverékükkel. A keverék-hatás vizsgálatára azért volt szükség, mert mindkét szer viszonylag lassan bomlik, ezért interakciójuk előfordulhat.

Anyag és módszer

A Quadris a Syngenta által gyártott gombaölőszer, melynek hatóanyaga azoxistrobin, koncentrációja 250 g/l. A lebomlás felezési ideje vízben 214 nap, még talajban 80 nap. A Flumite 200 az Agro-Chemie által gyártott atkaölőszer, melynek hatóanyaga 200 g/l diflovidazin. Lebomlási ideje a biztonsági adatlapja szerint talajban 30–44 nap közé tehető.

A fenti két anyagot laboratóriumban egyesével és keverékként is vizsgáltuk. A koncentrációk megállapításához az úgynevezett toxikus egység módszerét alkalmaztuk (Newman 2015), melynél nagyságrend alapján becsülhető az anyagok közötti esetleges kölcsönhatás (szinergizmus vagy antagonizmus) vagy annak hiánya (addíció). A tesztben alkalmazott toxikus egységeket elővizsgálatunk alapján állapítottunk meg (EC50 Quadris 65,568 mg/kg és Flumite 200 1,096mg/kg) ami az irodalmi adatokkal jól összevethető volt (például: Wang et al. 2012). A használt koncentrációk és toxikus egységeket részleteben az 1. táblázatban találhatók.

1. táblázat. Televényférgek területválasztásos tesztjében alkalmazott növényvédőszer koncentrációja (mg hatóanyag per kg száraz talaj) és a keverék egységek

Table 1. The agent concentrations (mg active ingredient per kg dry soil) and the toxic units in the standardised avoidance test

Quadris (azoxistrobin mg/kg)	Flumite 200 (flufenzin mg/kg)	Keverék (azoxistrobin mg/kg + flufenzin mg/kg)	Keverék toxikus egységei
0	0	0	0
0,003	0,0007	5,62 + 0,085	0,17
0,03	0,007	10,12 + 0,154	0,3
0,3	0,07	18,22 + 0,277	0,55
3	0,7	32,8 + 0,5	1
90	7	59,04 + 0,9	1,8
300	70	106,27 + 1,62	3,2
		191,28 + 2,916	5,8

A környezeti mintavételezés helyszíne a Balatonakali–Dörgicse feletti Les-hegyen (Csorba et al. 2018) egy 1450 m² területű, Zweigelt fajtájú szőlő volt, kordonos telepítéssel (sortávolság 2 m, tőtávolság 1 m, 720 tő). Az általunk vizsgált két növényvédőszer kijuttatása évente 3 alkalommal történt gombafertőzés és atkakártétel megelőzése érdekében. A szerek hígítása azok biztonsági lapján ajánlottaknak megfelelően történt (Quadris: 10 ml szer 10 liter vízhez, illetve Flumite 200: 5 ml szer 10 liter vízhez). A vizsgált szőlőben a mintavételekre két alkalommal került sor: egyszer az éves permetszerek kijuttatása előtt (2021.04.13.), majd ezt követően a harmadik kijuttatás után (2021.07.23.). A területről random módon 15 db mintavételi pontot választottunk ki, ahonnan egy 5 cm átmérőjű mintavevővel 10 cm mély talajmintákat vettünk. A mintákat ezt követően alsó és felső 5 cm-es rétegekre osztottuk. A televényférgeket a talajmintákból az O'Connor-féle vizes tölcsér-módszerrel futtattuk ki (O'Connor 1962). A mintákban található férgek egyedszámát ezt követően

sztereomikroszkóp (Olympus SZ60-ST) segítségével határoztuk meg. A mintavételi pontok körül három ponton TDR (Fieldscount TDR-350) készülékkel talajnedvességet, illetve talajhőmérsékletet mértünk 3,6 és 7,2 cm mélységben. Az abundanciabecsléshez a mintákban talált egyedek számát arányosan felszoroztuk 1 m²-re a mintavevő felületéből (0,00196 m²).

Laboratóriumi tesztekhez az *Enchytraeus albidus* (Henle 1837) televényféreg faj egyedeit használtuk, melyek a MATE Állattani és Ökológiai Tanszékének törzstenyészetéből származtak. Ezek termosztátban, a növekedéshez ideális 20 °C-os hőmérsékleten és 40–60% közötti relatív páratartalomon tartottuk (Dai et al. 2021, Somogyi et al. 2005).

A férgek területválasztásának teszteléséhez (Amorim et al. 2008, 2012) mesterséges talaj használtunk, melynek összetételét és nedvességtartalmát az OECD 220 szabványnak megfelelően állítottuk be (10% tőzegmoha, 20% kaolin, 69% kvarc homok, 1% CaCO₃), illetve pH-értékét KCl-ban mértük (4 mérés alapján a Quadris esetében 6,1±0,1, a Flumite 200 és a két anyag keveréke esetében 6,0±0,1), vízkapacitását a szabványnak megfelelően ellenőriztük (OECD 2009, 2016). A kezelések 9 cm átmérőjű Petri-csészékben történtek, melyek egyik felébe 10 g tiszta, mesterséges OECD talajt helyeztünk, a másik felébe pedig a vizsgált vegyületekkel kezelt OECD talajt. A két talajfél között egy 2 mm-es sávot hagytunk, majd ide helyeztünk ismétlésenként 10 ivarérett egyedet, így nem befolyásoltuk azok térfélválasztását. Minden koncentráció esetében négy ismétlést alkalmaztunk. A teszt teljes időtartama 48 óra volt, ezalatt a kísérleti állatokat nem etettük. A teszt időtartamának lejárta után a két talajfelet nagyon óvatosan, külön-külön távolítottuk el a Petri-csészékből, majd kézi egyeléssel kivettük és megszámoltuk a bennük található egyedeket. A koncentrációkat lásd az 1. táblázatban.

A kísérletek során kapott adatokat az R statisztikai programmal (3.6.2 verzió) elemeztük (R Development Core Team 2019). A terepi mintavételezés eredményeit általános lineáris modellekkel értékeltük. Az elkerülési tesztek során a területválasztást páros t-próbával elemeztük, kétoldali hipotézissel.

Eredmények

A környezeti mintavételek eredményei a 2. táblázatban láthatók. Az első mintavétel során összesen 86 televényférget találtunk, ami átlagosan 2908 egyed/m² becsült abundanciának felel meg. A talaj felső 10 cm-ének átlaghőmérséklete 4,9±0,5 °C, átlagos nedvességtartalma 5,9±0,3% volt. A második, permetezések utáni környezeti mintavétel során összesen 295 egyed volt a gyűjtött mintákban, az állatok becsült abundanciája 10051 egyed/m² volt. A megtalált példányok túlnyomó többsége juvenil, vagyis ivarérettség előtti állat volt. A talaj átlaghőmérséklete a második mintavétel alkalmával 22,1±1,3 °C, átlagos nedvességtartalma pedig 23,1±2,0% volt (2. táblázat).

2. táblázat. A környezeti mintavételek során rögzített talajparaméterek és a mintákban talált televényféreg egyedek száma (Balatonakali–Dörgicse)

Table 2. Soil parameters and the number of enchytraeid individuals recorded during the environmental samplings (Balatonakali–Dörgicse). Columns from left: date of sampling, depth of sample (cm), soil temperature ($^{\circ}\text{C}$, mean \pm SD), soil moisture (% , mean \pm SD), number of enchytraeid individuals (mean \pm SD), total number of enchytraeid individuals

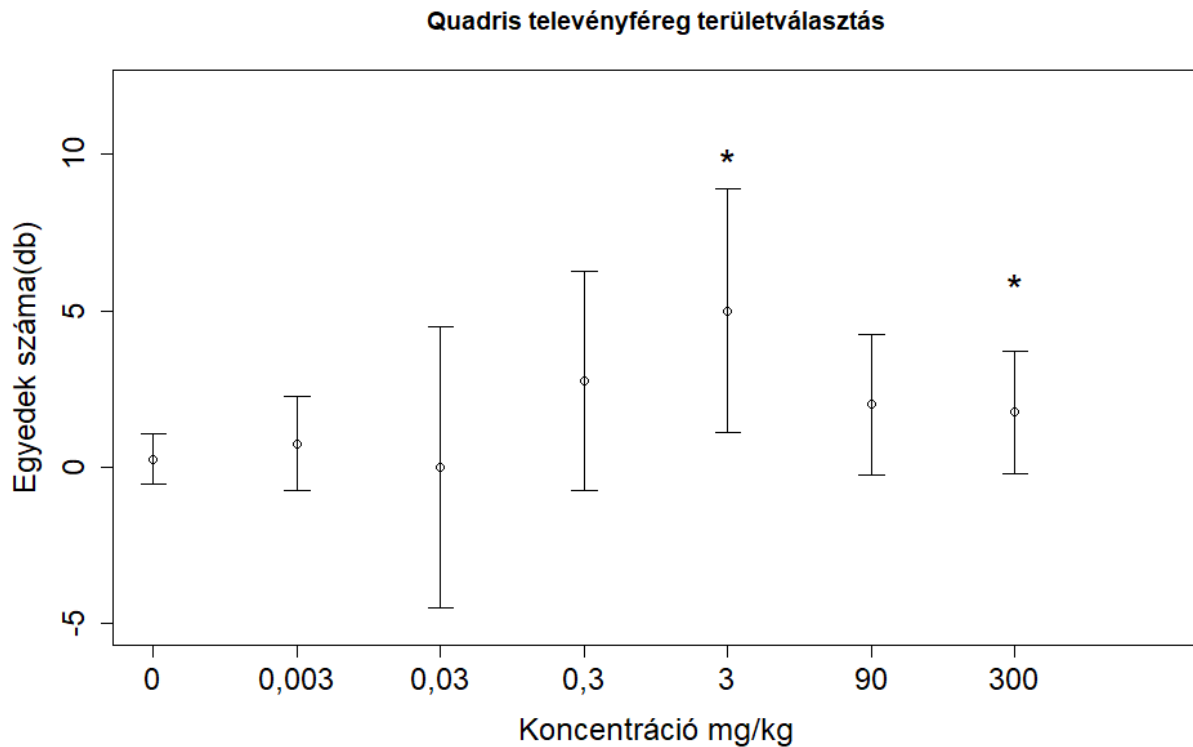
Mintavétel dátuma	Mintamélység (cm)	Talajhő-mérséklet ($^{\circ}\text{C}$)	Talajnedvességtartalom (%)	Egyedszám (átlag és szórás)	Egyedszám (összes)
2021.04.13	0–5	4,9 \pm 0,5	5,4 \pm 2,9	2,6 \pm 1,7	39
	5–10	4,9 \pm 0,4	6,5 \pm 3,1	3,1 \pm 2,5	47
2021.07.23	0–5	21,9 \pm 1,2	22,7 \pm 2,2	8,5 \pm 5,8	127
	5–10	22,3 \pm 1,3	23,5 \pm 1,6	11,2 \pm 6,0	168

A két mintavételi időpont között szignifikáns különbség látható a talaj hőmérsékletében ($t = -65,62$; $p < 0,001$) és a nedvességtartalmában ($t = -25,284$; $p < 0,001$), mindkét esetben magasabb értékeket mértünk a második alkalommal. A televényférgek egyedszáma ugyancsak szignifikánsan magasabb volt ($t = -5,604$; $p < 0,001$).

A minták felső és alsó 5 cm-es részeit külön elemezve megállapítottuk, hogy az első mintavételezés során nem volt szignifikáns különbség sem a férgek vertikális eloszlását ($t = -0,64$; $p = 0,053$), sem pedig a talajhőmérsékletet illetően ($t = -1,313$; $p = 0,278$). Ugyanakkor az alsó 5 cm-es réteg nedvesebbnek bizonyult ($t = 3,041$; $p = 0,005$).

A második mérés során nem volt szignifikáns különbség sem a megtalált egyedek számában ($t = -1,664$; $p = 0,114$), sem a talaj nedvességtartalmában ($t = -1,348$; $p = 0,199$) a két réteg között. Ezúttal azonban a talaj felső 5 cm-es rétege melegebbnek bizonyult ($t = -2,937$; $p = 0,01$).

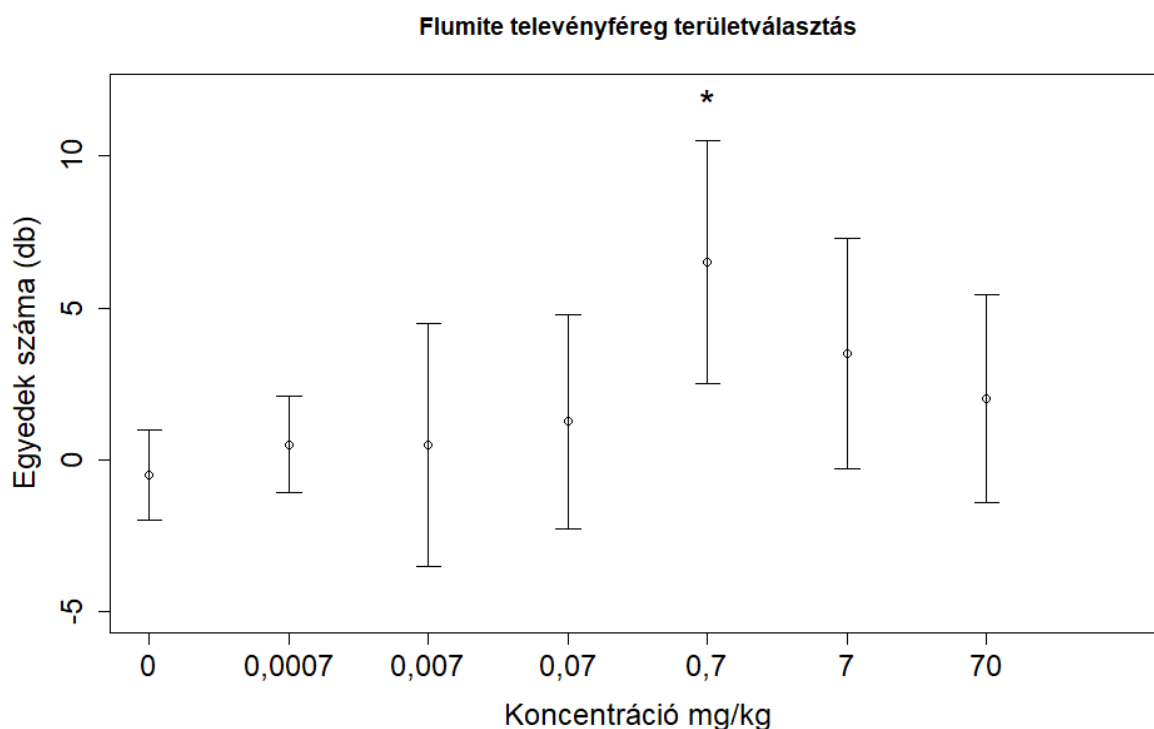
A laboratóriumban végzett területválasztási teszt során a Quadris fungicid televényférgekre gyakorolt hatását az 1. ábrán láthatjuk. A televényférgek szignifikáns preferenciát mutattak a kezeletlen talaj irányába a 3 mg/kg ($t = 4,082$; $p = 0,026$) és a 300 mg/kg ($t = 3,655$; $p = 0,035$) koncentrációval kezelt csoportokban.



1. ábra. A Quadris fungiciddal végrehajtott televényféreg területválasztási teszt eredménye. Az üres körök a csoportok átlagát, a hibasávok a 95%-os konfidencia intervallumokat mutatják. A pozitív tartományban lévő csoportok a kezeletlen, míg a negatív tartományban lévők a kezelt talajokat preferálták. Azokat a csoportokat, ahol az egyedek szignifikáns mértékben a kezeletlen talajt választották csillaggal jelöltük: * $< 0,05$

Figure 1. Results of the avoidance test of enchytraeid worms performed with Quadris fungicide. Axis X: concentration (mg/kg) and axis Y: number of individuals. The empty circles show the means, whiskers show the 95% confidence intervals. Groups in the positive range preferred the untreated, and groups in the negative range preferred the treated soils. The groups where individuals significantly chose the untreated soil were marked with asterisks: * < 0.05

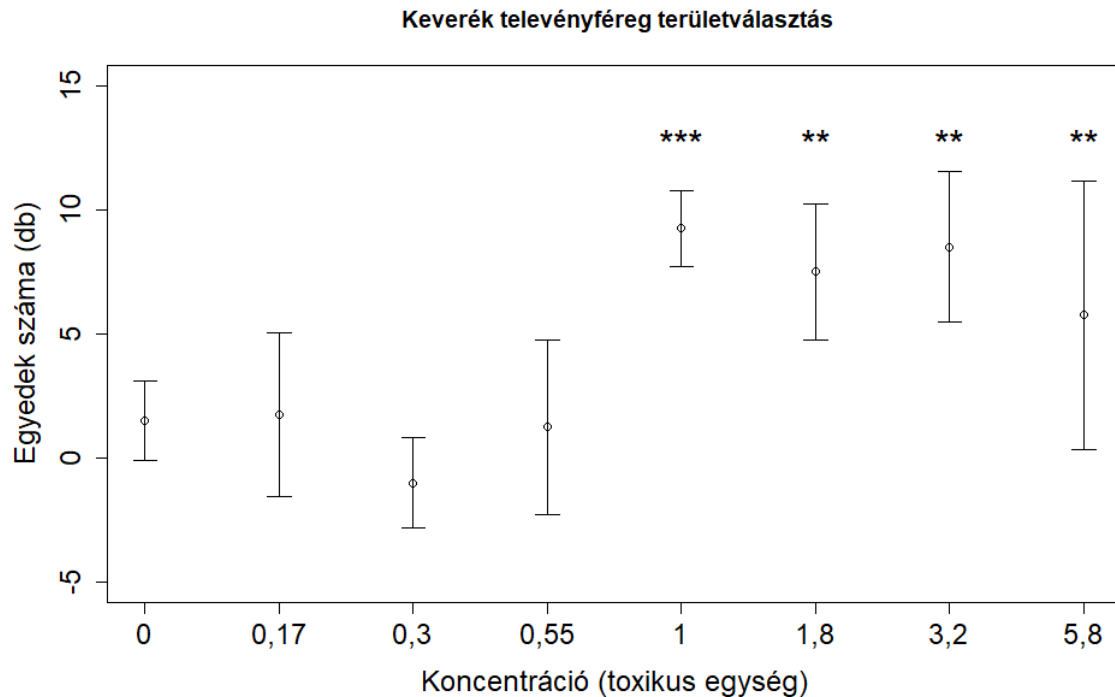
A Flumite 200 akaricid hatását a televényféregek területválasztására 2. ábra mutatja be. A 0,7 mg/kg ($t = 5,165$; $p = 0,014$) koncentrációval kezelt csoportban az állatok a kezeletlen talajt preferálták.



2. ábra. A Flumite 200 akariciddel végrehajtott televényféreg területválasztási teszt eredménye. Az üres körök a csoportok átlagát, a hibásávok a 95%-os konfidencia intervallumokat mutatják. A pozitív tartományban lévő csoportok a kezeletlen, míg a negatív tartományban lévők a kezelt talajokat preferálták. Azokat a csoportokat, ahol az egyedek szignifikáns mértékben a kezeletlen talajt választották csillaggal jelöltük: * $< 0,05$

Figure 2. Results of the avoidance test of enchytraeid worms performed with Flumite 200 acaricide. Axis X: concentration (mg/kg) and axis Y: number of individuals. The empty circles show the means, whiskers show the 95% confidence intervals. Groups in the positive range preferred the untreated, and groups in the negative range preferred the treated soils. The groups where individuals significantly chose the untreated soil were marked with asterisks: * < 0.05

Az anyagok keverékének a televényféreg területi preferenciájára gyakorolt hatása a 3. ábrán látható. Feltűnő, hogy az 1 ($t = 19,32$; $p < 0,001$), az 1,8 ($t = 8,66$; $p = 0,003$), a 3,2 ($t = 8,878$; $p = 0,003$) illetve az 5,8 ($t = 3,378$; $p = 0,043$) toxikus egységnek megfelelő koncentrációval kezelt csoportokban az állatok szignifikáns mértékben a kezeletlen talajt preferálták.



3. ábra. Az anyagok keverékével végrehajtott televényféreg területválasztási teszt eredménye. Az üres körök a csoportok átlagát, a hibaszávok a 95%-os konfidencia intervallumokat mutatják. A pozitív tartományban lévő csoportok a kezeletlen, míg a negatív tartományban lévők a kezelt talajokat preferálták. Az 1 toxikus egység 0,5 mg/kg Flumite 200 és 32,8 mg/kg Quadris keverékét jelenti. Azokat a csoportokat, ahol az egyedek szignifikáns mértékben a kezeletlen talajt választották csillaggal jelöltük:

< 0,01 és *< 0,001

Figure 3. Results of the avoidance test of enchytraeid worms performed with the mixture of Quadris fungicide and Flumite 200 acaricide. Axis X: concentration (toxic units) and axis Y: number of individuals. The empty circles show the means, whiskers show the 95% confidence intervals. Groups in the positive range preferred the untreated, and groups in the negative range preferred the treated soils.

The groups where individuals significantly chose the untreated soil were marked with asterisks:

< 0.01 and *< 0.001

Megvitatás

Mezőgazdasági területek talajában a televényféreg abundanciájára a termesztett kultúrnövénytől függően változatos értékeket találunk, így pl. lucernában 5700, árpában 8100, őszi búzában 12000, cukorrépában pedig akár 30000 körül is lehet a négyzetméterenkénti egyedszám (Didden 1991). Vavoulidou és munkatársai (2009) görögországi szőlőkben területtől függően 13000–14500 egyed/m²-es maximális abundanciát tapasztaltak. A kezelések előtti környezeti mintavétel során mi meglehetősen alacsony egyedszámokat tapasztaltunk, melynek elsődleges oka az adott év extrém időjárási körülményei (hosszú száraz időszak, az évszakhoz képest rendkívül alacsony hőmérséklet) lehettek. Emiatt az első mintavétel eredményei vélhetően nem tükrözik kellőképpen az alapállapotot, ugyanakkor az ütemezett kémiai növényvédelmi kezelések miatt nem volt arra lehetőség, hogy a növényvédőszer kijuttatása előtt már kedvezőbb időszakban újra mintát vegyünk. A kezeléseket követően magasabb,

10051 egyed/m² abundanciát tapasztaltunk, ugyanakkor a kezelések hatására történő egyedszámnövekedés hipotézisét nem tartjuk reálisnak, hiszen a második mintavételben talált magas juvenilis egyedszám ugyanúgy magyarázható a szerek hatásának hiányával, mint más faktorok (pl. magasabb talajhőmérséklet és nedvességtartalom) szaporodásra gyakorolt hatásával.

A területválasztási tesztekben kiderült, hogy mind az egyedileg, mind pedig a keverékben alkalmazott szerek esetén az állatok inkább elkerülést vagy semleges viselkedést mutattak. Amennyiben keverékben alkalmaztuk a peszticideket, a televényférgek területválasztása már az 1 toxikus egység esetén is eltért, tehát 0,5 mg/kg Flumite 200 és 32,8 mg/kg Quadris keveréke esetén az állatok a kezeletlen talajt választották, akárcsak az ettől nagyobb toxikus egységeknél. A keverék tehát sokkal jobban detektálható volt az állatok számára, így egyszerűbben el is tudták kerülni azt.

Összeségében megállapíthatjuk, hogy eredményeink alapján a vizsgált két növényvédőszer az *Enchytraeus albidus* faj egyedei képesek érzékelni és elkerülni. Figelembe véve, hogy a javasolt kijuttatási értékek (Quadris esetén 0,003 mg hatóanyag/kg száraz talaj, Flumite 200 esetén 0,0007 mg hatóanyag/kg száraz talaj) több nagyságrenddel az általunk alkalmazottak alatt vannak, valamint a területválasztási tesztek eredményei szerint az anyagokat az állatok képesek érzékelni és elkerülni, úgy véljük, hogy előírászerű alkalmazás esetén televényférgekre nem jelentenek jelentős környezettoxikológiai kockázatot.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk megköszönni Bálint Benjamin áldozatos munkáját, aki segítséget nyújtott a munka elvégzésében, valamint köszönjük Pálmüller Józsefnek, hogy biztosította a helyszínt a terepi mintavételhez. Továbbá Dr. Szabó Borbálát az Alexander von Humboldt Alapítvány Posztdoktori Ösztöndíja finanszírozza.

Irodalom

- Ábrahám R., Érsek T., Kuroli G., Németh L., Reisinger P. 2011: Precíziós növényvédelem. https://dtk.tankonyvtar.hu/bitstream/handle/123456789/8619/0010_1A_Book_08_Novenyvedelem.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Amorim, M.J.B., Novais, S., Römbke, J., Soares, A.M.V.M. 2008: *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae): A test organism in a standardised avoidance test? Effects of different chemical substances. *Environment International* 34(3): 363–371. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.08.010>
- Amorim, M.J.B., Scott-Fordsmand, J.J. 2012: Toxicity of copper nanoparticles and CuCl₂ salt to *Enchytraeus albidus* worms: Survival, reproduction and avoidance responses. *Environmental Pollution* 164: 164–168. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.015>
- Bardgett, R. 2005: *The biology of soil: A community and ecosystem approach*. Oxford University Press, Oxford.
- Barna Sz. 2008: Növényekre adaptálható gyors bioteszt kidolgozása talajok nehézfém-tartalmának jellemzésére. Doktori értekezés. Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő.
- Bartlett, D.W., Clough, J.M., Godwin, J.R., Hall, A.A., Hamer, M., Parr-Dobrzanski, B. 2002: The strobilurin fungicides. In: *Pest Management Science* 58(7): 649–662. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.520>

- Brussaard, L., de Ruiter, P.C., Brown, G.G. 2007: Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121(3): 233–244. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.013>
- Coleman, D.C. 2008: From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biology and Biochemistry* 40(2): 271–289. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.005>
- Coleman, D.C., Crossely, D.A., Hendrix, P.F. 2004: *Fundamentals of Soil Ecology*. Academic Press. DOI: <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04083-7>
- Csorba P., Ádám Sz., Bartos-Elekes Zs., Bata T., Bede-Fazekas Á., Czúcz B., Csima P., Csüllög G., Fodor N., Frisnyák S. et al. 2018: Tájak. In: Kocsis K. (főszerk.): Magyarország nemzeti atlasza 2. kötet. Természeti környezet. MTA CSFK Földrajtudományi Intézet, Budapest, pp. 112–129. https://www.nemzetiatlasz.hu/MNA/MNA_2_10.pdf
- Dai, W., Slotsbo, S., Holmstrup, M. 2021: Thermal optimum for mass production of the live feed organism *Enchytraeus albidus*. *Journal of Thermal Biology* 97: 102865. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2021.102865>
- Didden, W. 1991: Population ecology and functioning of Enchytraeidae in some arable farming systems. Doktori értekezés. Wageningen University and Research ProQuest Dissertations Publishing.
- Didden, W.A.M., Römbke, J. 2001: Enchytraeids as organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 50(1): 25–43. DOI: <https://doi.org/10.1006/eesa.2001.2075>
- Dózsa-Farkas K. 2002: Mit érdemes tudni a televényférgeskről (Enchytraeidae, Annelida)? *Állattani közlemények* 87: 149–164.
- Havasi, M., Kheradmand, K., Mosallanejad, H., Fathipour, Y. 2019: Sublethal effects of diflovidazin on demographic parameters of the predatory mite, *Neoseiulus californicus* (Acari: Phytoseiidae). *International Journal of Acarology* 45(4): 238–244. DOI: <https://doi.org/10.1080/01647954.2019.1607550>
- Killham, K. 1994: *Soil ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kodandaram, M.H., Kumar, Y.B., Rai, A.B., Singh, B. 2016: An overview of insecticides and acaricides with new chemistries for the management of sucking pests in vegetable crops. *Vegetable Science* 43(1): 1–12.
- Newman, M.C. 2014: *Fundamentals of ecotoxicology*. Taylor & Francis, London.
- O'Connor, F.B. 1962: The extraction of Enchytraeidae from soil. In: Murphy, P.W. (ed.) *Progress in soil zoology*, Butterworths, London, pp 398.
- OECD 2009: OECD Guidelines for Testing Chemicals, No. 232 Collembolan reproduction test in soil.
- OECD 2016: OECD Guideline for the Testing of Chemicals, No. 220 Enchytraeid reproduction test.
- Pelosi, C., Römbke, J. 2016: Are *Enchytraeidae* (*Oligochaeta*, *Annelida*) good indicators of agricultural management practices? *Soil Biology and Biochemistry* 100: 255–263. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.06.030>
- R Development Core Team 2019: R: a language and environment for statistical computing, <https://www.r-project.org>.
- Somogyi Z., Bakonyi G., Kiss I. 2005: Ökotoxikológiai vizsgálatok televényférgesekkel (Annelida: Enchytraeidae). *Agrokémia és Talajtan* 54(3–4): 535–545. DOI: <https://doi.org/10.1556/agrokem.54.2005.3-4.21>
- Vavoulidou, E., Coors, A., Dózsa-Farkas, K., Römbke, J. 2009: Influence of farming practice, crop type and soil properties on the abundance of Enchytraeidae (*Oligochaeta*) in Greek agricultural soils. *Soil Organisms* 81(2): 197–212.
- Wang, Y., Wu, S., Chen, L., Wu, C., Yu, R., Wang, Q., Zhao, X. 2012: Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere* 88(4): 484–491. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.086>

Testing the effects of pesticides with *Enchytraeus albidus* avoidance test

A. RÉVÉSZ^{1,3}, B. SZABÓ², G. BOROS³

¹Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Plant Protection,
Department of Integrated Pest Management, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
e-mail: revesz.anna97@gmail.com

²University of Bremen, UFT, General and Theoretical Ecology,
Leobener Str. 6, 28359, Bremen, Germany, e-mail: bszabo@uni-bremen.de

³Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and
Nature Conservation, Department of Zoology and Ecology, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
e-mail: boros.gergely@uni-mate.hu

Keywords: Quadris, Flumite 200, *Enchytraeus albidus*, avoidance test, field density data

Chemical plant protection is a dominant practice in agriculture. Therefore, investigating the side effects of pesticides on non-target species is a critical task for ecotoxicologists. Accordingly, the effects of a fungicide Quadris (a.i. azoxystrobin), and an acaricide Flumite 200 (a.i. flufenzin), were investigated separately and as a mixture. Both pesticides are often used in domestic viticulture contemporary. Environmental samplings were carried out before and after the pesticide application and based on OECD standards avoidance tests were implemented on enchytraeid species *Enchytraeus albidus*. At some concentrations, test animals showed avoidance. However, these concentrations were several orders higher than the recommended application concentrations. Based on these observations, we believe that enchytraeids can sense and avoid the applied pesticides. Therefore, tested pesticides do not have a significant environmental toxicity risk to enchytraeid worms when used according to recommendations.

Vándorolás tyúklegeltetés hatása ökológiai gyümölcsösben – Előzetes eredmények

SALÁTA Dénes¹, LÉNÁRD Mátyás¹, ZÁMBÓ Sándor², TIRCZKA Imre³,
PENKSZA Károly⁴

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

e-mail: Salata.Denes@uni-mate.hu

²Biokontroll Hungária Nonprofit Kft., 1535 Budapest Pf. 800.

³Vidékfejlesztés és Fenntartható Gazdaság Intézet, Agroökológiai és Ökológiai Gazdálkodási Tanszék, 2100 Gödöllő Páter K. u. 1.

⁴Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztési-tudományok Intézet, Növénytan Tanszék, Agrobotanika csoport, 2100 Gödöllő Páter K. u. 1.

Kulcsszavak: baromfi, legeltetés, mobilól, vándoról, ökológiai gyepgazdálkodás

Összefoglalás: A legeltetés célállatai között viszonylag ritkán fordulnak elő baromfifélék és relatíve kevesen vizsgálták eddig részletekbe menően a baromfilegeltetést, azon belül is a tyúklegeltetés hatását a gyepvegetációra. Munkánk során a Gödöllő melletti GAK Babatvölgyi Biokertészeti Tangazdaság bio almafás kertjében, mobilolás tartás mellett legeltetett ökológiai tojótyúk állomány által előidézett változásokat vizsgáltuk a gyepvegetáció tekintetében. A vizsgálat során 4 mintavételi egység legelt és kontroll részén 8 legeltetési szakaszt vizsgáltunk a legeltetés megkezdése, majd a legeltetés befejezése után. Jelen munkánkban a mobilólhoz legközelebb eső, így bolygatásnak leginkább kitett mintavételi egység adatait elemezzük. Felvételeinket az egyes növényfajok százalékos borításának és a növények fenológiai állapotának feljegyzésével készítettük, majd a vegetáció összetételét vizsgáltuk szociális magartástípusok, természetvédelmi érték kategóriák és a legeltetési értékek alapján. Előzetes vizsgálataink eredményei azt mutatják, hogy a vizsgált terület vegetációját egy pár éves parlag képe jellemzi. A növényzetet nagyobb részt gyom- és zavarástűrő fajok alkotják, de természetes(ebb) állapotra utaló fajok is jelen vannak. A legelés hatásáról elmondható, hogy amellett, hogy a tojótyúkok elsősorban a könnyebben csipegethető, „lágyabb” növényi részeket legelik le, fenológiai fázistól függetlenül elfogyasztanak mindent, ami zöld növény, még a rostosabb pázsitfű fajokat és a mérgező növényeket is, igaz legkevésbé preferálva ezeket. A legeltetés hatásaival kapcsolatban meg kell még jegyezni, hogy a vizsgált időintervallumban nem volt tettenérhető a tyúklegeltetés érdemi gyomosító hatása, így a tyúkállomány legeltetése, mint rendhagyó módszer sikeresen alkalmazható egy arra alkalmas terület kezelésére.

Bevezetés

Hazánkban baromfit hagyományosan extenzív módon tartottak a parasztgazdaságokban – a tyúkok szabadon járhatták a kerítetlen területeket, kerteket, közeli gyümölcsösöket, szerűt – ahogy tartásukat a tanyavilágban sem korlátozták (Paládi-Kovács 2001). Voltak hagyományosan a tyúktartáshoz kapcsolódó épületek is, de a szabad legeltetés során, ha a baromfi legeltetés kérdése kerül elő, akkor elsősorban a liba legeltetése merül fel, külön tojótyúk legeltetéssel kevés forrás foglalkozik.

Minden állatfajt lehet legeltetni, azonban csupán legeltetésre nem alapozható a takarmányozás mindegyiknél (baromfi, sertés), ugyanis ezek az állatok – a magas rosttartalom miatt – csak meghatározott mennyiség megemésztésére képesek (Baskay 1966, Tasi 2018).

A Kárpát-medencében a baromfifélék közül a lúdlegeltetésnek vannak a legnagyobb hagyományai. Kortól függően 4–10% rostot igényelnek, amit Mihók szerint (1997a, 1997b) a legeltetési területen növényekből és egyes feltételes gyomnövényből fedeznek, viszont 15% abraktakarmányra is szükség van a gazdaságos hús- és tolltermeléshez (Nagy et al. 2001, Gyüre et al. 2003, Nagy és Mihók 1992). A nevelő tápok vagy szemes takarmányok azonban 25%-ban kiválthatók zöldfűvel, mely élettani és gazdasági szempontból is kedvezőbb (Gyüre et al. 2004). Megfelelő módszer használatával a lúdak a gyep- és a környezet-szennyezése nélkül legeltethetők, amelyekre Mihók (1989, 1997a) több módszert is kidolgozott. Matus és Tóthmérész (1990, 1995) alföldi libalegelők eredményeit foglalja össze, mely publikációkban a gyomviszonyok változásáról adnak értékes adatokat.

A fenntartható gazdálkodásban a baromfi legeltetésnek (is) jobban megvan a helye. A rotációs legeltetés során a gazdálkodók különböző legelőkre költöztetik állataikat, nem pedig állandóan egyetlen karámba zárják, így magasabb növényzeti borítású területeket és egészségesebb állatokat tarthatnak fenn. Általában a legeltetés rotációja a különböző állatfajok egymás utáni sorrendjében történik, így mindegyik „hasznos” feladatokat hajt végre gondosan megtervezett sorrendben. Ebben az esetben a tyúkok gyakoriak a rotációs legeltetésben, mert jók a trágya szórására és a kártevők kezelésére (http1, http2). Joel Salatin volt az úttörője és népszerűsítője a rotációs gazdálkodásnak (http1, Hughes 1982, 1996, 2011), amiben a tyúkok legeltetése is alkalmazásra került. A rotációs legeltetés javítja a fajösszetételét (Briske et al. 2008). Teague és Dowhower (2003), Teague és munkatársai (2004), továbbá Budd és Thorpe (2009) közlései alapján a rotációs legeltetés jobban alkalmazkodik, jobban alkalmazható a természetes ökoszisztémák fenntartásához.

A rotációs legeltetésre azokban a gazdaságokban is lehetőség van, amelyek a permakultúra elvei szerint működnek. Ezen rendszerek környezeti fenntarthatóságáról Szilágyi és munkatársai (2018) nyújtanak részletes áttekintést. A gyakorlati alkalmazásról és a pollinátorok szerepéről Mészáros és munkatársai (2021) számolnak be, valamint jelentősebb áttekintő munkára is van példa (Centeri et al. 2021).

A komplex gazdálkodási módok előtérbe kerülésével számos új irány körvonalazódik, ezekhez szeretnénk hozzájárulni jelen kutatásunkkal is, amelynek főbb kérdései az alábbiak voltak:

- Milyen és mennyire természetes a gyümölcsös vegetációjának az összetétele, és a tyúkok legelése során gyomosodik-e, illetve eltolódik-e természetvédelmi szempontból valamilyen irányba?
- A növényfajok fenológiai állapota befolyásolja-e az állatok legelési preferenciáját?
- Mely növényeket és milyen sorrendben fogyasztanak el a legelő tyúkok?

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a GAK Nonprofit Közhasznú Kft. Gödöllő–Babátvölgyi Biokertészeti Tangazdaságában, az ökológiai művelésű almafa ültetvény egy 900 m²-es területén, bio tartású tojó tyúkok számára kialakított kifutókban végeztük (1. ábra). A tojótyúkok vándorolás elhelyezésűek és az ökológiai gazdálkodás előírásainak megfelelően szabadtartásúak voltak.



1. ábra. A mobilólas kísérlet elhelyezkedése a Babatvölgyi Biokertészeti Tangazdaságban (2020) (készült a GoogleEarth felhasználásával)

Figure 1. Location of the mobile coop project in the Babatvölgy Organic Garden Farm (2020) (based on Google Earth)

A vándor- vagy mobilól alkalmas tojótyúkok változtatható helyszíneken való tartására, az ökológiai baromfitartás követelményeinek megfelelően (2. ábra). A vándorlók alkalmazására olyan területeken kerülhet sor, amelyeken a tyúkok szabadon is tarthatóak, és ottlétükkel hozzájárulhatnak növényi hulladékok, állati kártevők megszüntetéséhez a terület karbantartásához, megtisztításához, növényvédelméhez, például gyümölcsösökben. A mobilól alkalmas arra, hogy abban és a hozzá kapcsolódó bekerített területen huzamos ideig emberi felügyelet nélkül is elhelyezhetőek az állatok a nyári meleg és téli hideg időszakokban egyaránt, valamint a helyszín méreteitől, egyéb adottságaitól függő gyakorisággal áthelyezhető más területekre is.



2. ábra. Mobilólas tojó baromfi tartás a vizsgálati területen (fotó: Zámbo S. 2020)
 Figure 2. Mobile coop based poultry farming at the study site (photo: S. Zámbo 2020)

Az ökológiai tojótyúktartás során a baromfiknak életük legalább egyharmadában hozzá kell férniük szabadtéri területhez (889/2008 14. cikk (5)) és a szabadtéri terület nagy részét növényzetnek kell borítania (889/2008 14. cikk (6); 2018/848 II. melléklet II. rész 1.9.4.4.). A növényborítás biztosítása osztott kifutók alkalmazásával, vagy a kifutó területek rendszeres váltogatásával érhető el.

A kísérleti területen, a gyümölcsös alatti természetes vegetációval borított terület (mely kifutóként történő hasznosítása előtt éveken át csak kaszálva volt) egyforma méretű szakaszokra osztásával, majd azok váltogatásával, a mobilólak rendszeres áthelyezésével érték el a folyamatos zöld növényállomány biztosítását.

A 900 m²-es vizsgált terület 100 m²-es szakaszokra került felosztásra, az aktuálisan legeltetett szakaszt a gyümölcsös többi részétől villanypásztor választotta el. A villanypásztor alján a növényzet kikapálásra került, a villanypásztor letestelésének elkerülése érdekében.

2020-ban 9 legeltetési szakasz volt, ebből az utolsó vegetációjában alapvetően különbözött a többitől, így 8 szakasz került vizsgálatra.

A villanypásztorral határolt területen fa tetőléc anyagból 2 db 2×2 m-es és 2 db 2×1 m-es alapterületű és 0,5 m magas csirkehálóval befedett kaloda került kihelyezésre a kontroll területek lehatárolására. Ezeken a legelés elől elzárt területeken, a tojótyúk csak egy csőrhosszig voltak képesek kicsipkedni a növényzetet, így biztosítva a kizárást. A 4 m²-es keretek a sorközben, míg a 2 m²-es keretek a soraljban kerültek elhelyezésre, mert a kísérlet indulásakor a növényzet eltérő volt (3. ábra).

A mobilólak legeltetett területekre közvetlenül nyitható, így a tyúkok csak az adott területet tudták legelni. A mobilólakban a kibúvó nyílás nyitását-zárását egy automatika végezte, a nyitás 7:30-kor, a zárás sötétedés előtt történt. A kibúvónyílás nyitása és zárása között a tojótyúk mozgásukban nem voltak korlátozva, akkor mentek ki, illetve jöttek be a kifutóról, amikor kedvük tartotta, az időjárástól függetlenül.

A vizsgálati területen legeltetett tyúk fajtája egy Lohmann hibrid volt. A tojótyúkok 2020. 01.08.-án jérce korban érkeztek a gazdaságba, és 04.01.-én történt a mobilólba kihelyezésük. A legeltetési kísérlet kezdetekor az állatok 31 hetesek és 6 naposak voltak. A vándorolásban tartott induló állatlétszám 30 db, az év végi záró állomány 26 db. Az év során 4 elhullás történt (07.12., 08.30., 09.28., 12.19.) rókatámadás, illetve mechanikai behatás miatt.

A szakaszokon belül a mobilólától távolodva 4–4 legelt és kontrollterület került felvételezésre a szakasz legeltetésének megkezdésekor, majd befejezésekor – jelen tanulmányunkban a mobilólhoz legközelebb eső, így legintenzívebb használatnak kitett legelt és a hozzá tartozó kontrollterületet vizsgáltuk (3. ábra).



3. ábra. A kifutó állapota a szakasz legeltetés kezdetének az elején (fotó: Zámbo S. 2020)
Figure 3. State of the paddock at the beginning of the grazing period (photo: S. Zámbo 2020)

A botanikai adatok rögzítését Braun-Blanquet (1964) módszerét alkalmazva végeztük, de az egyes fajok borítását százalékban adva meg. A felvételezések időpontjai igazodtak a legeltetési szakaszokhoz: 2020. 04.16., 05.22., 06.19., 07.05., 07.24., 07.31., 08.11., 08.21., 08.31., 09.15.

A felvételezés során a vegetáció borítása mellett feljegyzésre került a fenológiai állapot is (FEN: 0–5), amely a virágzási állapotot jelzi, az alábbiak szerint (Fűrész et al. 2022a, 2022b):

- 0: nem virágzó növény;
- 1: a látható virágzat kezdemény nélkül, vagy virágzás előtti állapotban;
- 2: a virágzás kezdete, vagy 25%-ban virágzás;
- 3 a 25% felett virágzó, vagy teljes virágzásban lévő;

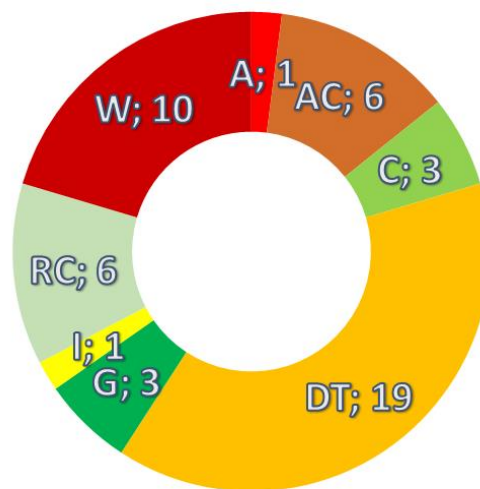
- 4: a levirágzó, vagy teljesen levirágzott;
- 5: a termésben lévő, termést érlelt növény.

Az adatok feldolgozása MS Excel programmal történt. A vegetációt Borhidi (1995) szociális magatartás típusai (SBT), Simon (2000) természetvédelmi értékkategóriái (TVK) és Klapp és munkatársai (1953) legelési preferencia értékei alapján is vizsgáltuk, így jobban megértve a baromfilegelés hatását a legeltetett terület növényzetére. A fajok neveit Király (2009) nomenklatúráját követve adjuk meg.

Eredmények és értékelésük

A vizsgálat során összesen 49 növényfaj került elő, jegyzéküket az 1a, az 1b, és a 2. melléklet tartalmazza.

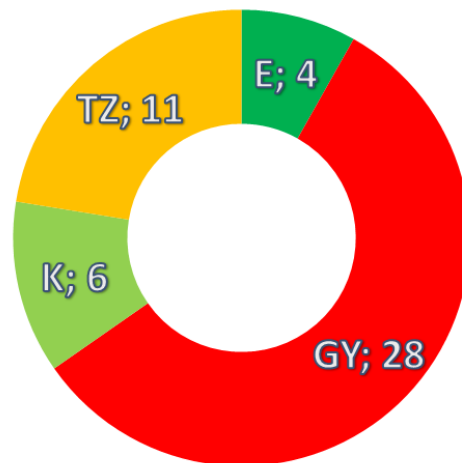
A fellelt fajok szociális magatartás-típusok szerinti összetételét tekintve (4. ábra) elmondható, hogy a fajok majd egyharmada a zavarástűrő fajok közé tartozik (DT, 19). A második legtöbb fajt gyűjtő csoport a gyomfajoké (W, 10). A honos (RC) és a tájidegen (AC) kompetítor fajok 6–6 egyeddel jelentek meg a területen. A természetes kompetítor fajok (C) és a generalista fajok (G) 3-3 fajjal voltak megtalálhatóak a vizsgálat ideje alatt. 1–1 faj a behurcolt (A) gyomfajok és a kivadult haszonnövény (I) besorolásúak közül is előkerült.



4. ábra. A fajok megoszlása szociális magatartástípusok szerint

Figure 4. Distribution of identified plant species based on their social behaviour types

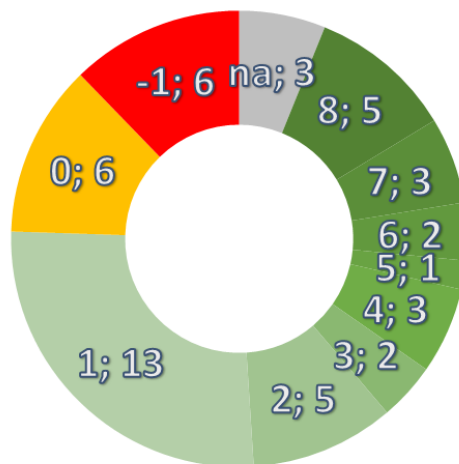
A természetvédelmi értékkategóriák tekintetében (5. ábra) a gyomfajok 28 fajjal (GY), az összes jelen lévő faj 57%-át tették ki. A fajok 22%-a (11 faj) a zavarástűrő fajok (TZ) közé sorolható. A kísérő fajok csoportjába (K) 6 faj, a társulásalkotó fajokéba (E) pedig 4 faj tartozott.



5. ábra. A fajok megoszlása természetvédelmi értékkategóriák szerint

Figure 5. Distribution of identified plant species based on their nature conservation status category

A területen fellelt fajok 49%-a legeltetési szempontból rossz, vagy gyepgazdálkodási szempontból nem értékes (0,1,2) kategóriába tartozik. A megjelent fajok 20%-a jó, illetve a legjobb legelési értékkel rendelkező fajok (6,7,8) közé tartozik. Az átlagos legelési besorolású fajok (3,4,5) 12%-ban voltak jelen. 12% a mérgező fajok (-1) aránya, míg 3 fajhoz nem tartozik legelési érték (6. ábra).



6. ábra. A fajok megoszlása legelési érték szerint

Figure 6. Distribution of identified plant species based on their grazing values

A legeltetés után a szakaszok eredményeit összevetve ugyan különböző mértékben, de 15 faj volt képes megmaradni a legeltetés ellenére. Az *Elymus repens* és a *Poa angustifolia* 5 szakaszon is megmaradt, a *Dactylis glomerata* 3 szakaszon, a *Stenactis annua* és a *Festuca pratensis* 2 szakaszon maradt meg. Az *Amaranthus retroflexus*, az *Ama-*

ranthus chlorostachys, a *Bromus sterilis*, a *Chenopodium album*, a *Festuca rubra*, a *Melandrium album*, a *Ranunculus polyanthemos*, a *Setaria viridis*, a *Solidago gigantea* és az *Urtica dioica* 1 szakaszon maradt meg. Ezen fajok közül 8 gyepgazdálkodási szempontból gyenge értékű, 5 faj – amelyek mind a pázsitfűvek közé tartoznak – viszont gyepgazdálkodási szempontból jelentős (*Elymus repens*, *Festuca pratensis*, *Poa angustifolia*, *Festuca pratensis*, *Festuca rubra*). A mérgezőként értékelt fajok közül kettő található meg (*Stenactis annua*, *Ranunculus polyanthemos*).

A fajösszetétel alapján a terület vegetációjára pár éves parlag növényzetének képe volt jellemző (Bartha 2007, Bartha et al. 2010, 2014), ami megerősíti a korábbi kezeléseket. Bár a fajok nagy része gyom- vagy zavarástűró volt (Borhidi 1995, Simon 2000), természetes fajok is előfordultak a területen. Jelentős volt az élő pázsitfűvek mennyisége is, de itt kell megjegyezni, hogy a parlagok esetében a *Poa angustifolia* spontán is felszaporodhat (Bartha et al. 2010, Penksza 2009, Penksza és Böcker 1999/2000).

A terület a fajösszetétel változása alapján összességében nem mutatja a túllegeltetés bizonyos jeleit – pl. a tarackos, az indázó és a tőlevélrózsás fajok elszaporodása (Catorci et al. 2017, Zimmermann et al. 2011, Penksza et al. 2021, 2022a, 2022b, Fűrész et al. 2022a, 2022b) –, de meg kell jegyezni, hogy a kísérletben résztvevő állomány a rendelkezésére álló területet a szakaszok nagyobb részében teljesen vagy közel teljesen kilegelte. Ehhez kapcsolódóan viszont elmondható – a legelt és a kontroll területeket összevetve –, hogy a legelés során a gyomok visszaszorítása volt jellemző. A tojótűk legelésükkel a veszélyes allergén gyomfajt, az *Ambrosia artemisiifolia*-t jelentősen visszaszorították vagy el is tüntették a területről, de a *Papaver rhoeas* és a *Melandrium album* mennyisége is csökkent. Kiemelten fontos megemlíteni, hogy a legeltetett állatok az inváziós *Asclepias syriaca* fajt is lelegelték.

A gazdasági szempontból, egyéb legelőkön fontos pillangósok is előfordultak, csak a mennyiségük nem volt jelentős – pl. *Trifolium repens* mennyiségének érdemi növekedése is lehet a túllegeltetés jele (Steinshamn et al. 2001). A legelés során a leginkább megmaradt növényi egyedek (vagy részei) a pázsitfűveknek a nagy rosttartalmuk miatt (Halász et al. 2022, Orosz 2015), a cserjefajoknak és a mérgezőknek volt, de idővel a tojótűk ezeket a növényeket is elcsipegették.

Az előzetes eredmények alapján összességben megállapítható, hogy a tojótűk elfogyasztanak mindent, ami zöld. Elsősorban a könnyebben csipegethető, „lágyabb” növényi részeket legelik le, de mindent elfogyasztanak. A rostosabb pázsitfűfajok és a mérgező növények kerülnek ennek a sorrendnek a végére. A legeltetés során a fenológia fázisoknak nem volt nagy jelentősége, minden fajt, bármilyen fenológiai állapotban is volt, elfogyasztottak. A vegetációban érdemi gyomosodást nem okoztak, tehát természetvédelmi szempontból jelen területen a jelen vizsgálatban nem történt állapotromlás, így jól alkalmazhatók a terület kezelésére.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti a GAK Nonprofit Közhasznú Kft.-t, amiért helyszínt biztosított a kísérlet számára.

Irodalom

- A BIZOTTSÁG 889/2008/EK RENDELETE (2008. szeptember 5.) az ökológiai termelés, a címkézés és az ellenőrzés tekintetében az ökológiai termelésről és az ökológiai termékek címkézéséről szóló 834/2007/EK rendelet részletes végrehajtási szabályainak megállapításáról
- AZ EURÓPAI PARLAMENT ÉS A TANÁCS (EU) 2018/848 RENDELETE (2018. május 30.) az ökológiai termelésről és az ökológiai termékek jelöléséről, valamint a 834/2007/EK tanácsi rendelet hatályon kívül helyezéséről
- Bartha S. 2007: A vegetáció leírásának módszertani alapjai. In: Horváth A., Szitár K. (szerk.): Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 92–113.
- Bartha S., Dancza I., Házi J., Horváth A., Margóczy K., Molnár Cs., Molnár Zs., Óvári M., Purger D., Schmidt D. 2010: A parlagszukcesszió állandó és változó jellegzetességei. In: Molnár Cs., Molnár Zs., Varga A. (szerk.): „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit Isten csak jókedvében terem” (selection from the first 13 MÉTA field guides: 2003–2009). MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 480–482.
- Bartha, S., Szentes, Sz., Horváth, A., Házi, J., Zimmermann, Z., Molnár, Cs., Dancza, I., Margóczy, K., Pál, R., Purger, D., Schmidt, D., Óvári, M., Komoly, C., Sutyinszki, Zs., Szabó, G., Csathó, A.I., Juhász, M., Penksza, K., Molnár, Zs. 2014: Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 17(2): 201–213. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12066>
- Baskay Tóth B. 1966: Legelő- és rétművelés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p. 370.
- 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: 97–181.
- Braun-Blanquet, J. 1964: Pflanzensociologie 3. Aufl. Springer-Verlag, Wien.
- Briske, D.D., Derner, J.D., Brown, J.R., Fuhlendorf, S., Teague, D.W.R., Havstad, K.M., Gillen, R.L., Ash, A.J., Willms, W.D. 2008: Rotational grazing on rangelands: reconciliation of perception and experimental evidence. *Rangeland Ecology & Management* 61(1): 3–17. DOI: <https://doi.org/10.2111/06-159R.1>
- Budd, B., Thorpe, J. 2009: Benefits of managed grazing: a manager's perspective. *Rangelands* 31(5): 11–14. DOI: <https://doi.org/10.2111/1551-501X-31.5.11>
- Catorci, A., Piermarteri, K., Penksza, K., Házi, J., Tardella, F.M. 2017: Filtering effect of temporal niche fluctuation and amplitude of environmental variations on the trait, related flowering patterns: lesson from sub-Mediterranean grasslands. *Scientific Reports* 7: 12034. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12226-5>
- Centeri, C., Saláta, D., Szilágyi, A., Orosz, G., Czóbel, S., Grónás, V., Gyulai, F., Kovács, E., Pető, Á., Skutai, J., Biró, Z., Malatinszky, Á. 2021: Selected good practices in the Hungarian agricultural heritage. *Sustainability* 13(12): 6676. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13126676>
- Fűrész A., Szentes Sz., Fintha G., Wagenhoffer Zs., Szalai F., Penksza K. 2022: Házi vízi bivallyal való legeltetés hatásainak felmérése száraz gyepeken, mint potenciális élőhelykezelési módszer. In: Bényi E., Bodnár Á., Pajor F., Póti P. (szerk.): VIII. Gödöllői Állattenyésztési Tudományos Nap: Előadások és poszterek összefoglaló kötete. Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Gödöllő. p. 72.
- Fűrész, A., Horváthné Baracsi, É., Szabó-Szólósi, T., Balogh, D., Kalcsó, V., Penksza, K. 2022a: Morphotaxonomic measurements of *Festuca* taxa of sandy grasslands along the Danube. In: 17th Eurasian Grassland Conference – Book of abstracts: Grassland dynamics and conservation in a changing world. p. 29.
- Fűrész, A., Pápay, G., Turcsányi-Járdi, I., Saláta-Falusi, E., Penksza, K. 2022b: Phenological investigation of the *Festuca* taxa in the sandy areas along the Danube. In: Höhn, M. (szerk.): Abstract Booklet of the 9th European Botanic Gardens Congress (EuroGard IX). MABOSZ, Budapest. p. 88.
- Gyüre P., Nagy G., Mihók S. 2003: A gyepek szerepe a ludak takarmányozásában. *Agrártudományi Közlemények* 10: különszám.

- Gyüre P., Nagy G., Mihók S. 2004: A gyeptakarmány szerepe a lúdnevelésben. *Agrártudományi Közlemények* 13: különszám.
- Halász, A., Suli, A., Miko, E., Persovits, E., Orosz, Sz. 2022: Value in grass: Matter of fibre and carbs. *Applied Studies in Agribusiness and Commerce* 15(3-4). DOI: <https://doi.org/10.19041/APSTRACT/2021/3-4/9>
http1: www.stockmangrassfarmer.com Retrieved 2020-10-20 "Stockman Grass Farmer - The Grazier's Edge - Ridgeland, MS". Hozzáférés: 2022.10.30.
http2: <https://www.communitychickens.com/rotational-grazing-backyard-flocks-zw0z2004zols/> Hozzáférés: 2022.10.30.
- Hughes, L.E. 1982: A grazing system in the Mohave Desert. *Rangelands* 4(6): 256–257.
- Hughes, L.E. 1996: What's in an enclosure? *Rangelands* 18(5): 201–203.
- Hughes, L.E. 2011: Grazing systems: More thoughts and observations. *Rangelands* 33(1): 35–40. DOI: <https://doi.org/10.2111/RANGELANDS-D-10-00063.1>
- Király G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv – Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfó. p. 616.
- Klapp, E., Boeker, P., König, F. 1953: Wertzahlen der Grünlandpflanzen. *Grünland* 2: 38–40.
- Matus, G., Tóthmérész, B. 1990: Study of the vegetation on a sandy grassland after goose breeding: a preliminary study. *Acta Botanica Hungarica* 39: 51–70.
- Matus, G., Tóthmérész, B. 1995: Pioneer phase of succession in a ruderal weed community. *Acta Botanica Hungarica* 39: 51–70.
- Mészáros F.A., Szilágyi A., Kun R., Sárospataki M. 2021: Megporzóközösség vizsgálata permakultúrás, ökológiai és konvencionális gazdaságokban a Szentendrei-szigeten. *Tájökológiai Lapok* 19(2): 133–149. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3435>
- Mihók S. 1989: Ajánlások a húsludak gyepkímélő legeltetéséhez. *Tormay Emlékiülések DATE, Debrecen*, pp. 99–108.
- Mihók S. 1997a: A ludak szakszerű legeltetése. *DGYN* 14: 105–108.
- Mihók S. 1997b: Termesztett gyomnövények használhatósága lúdtakarmányként. *Állattenyésztés és Takarmányozás* 4: 243–250.
- Nagy G., Dér F., Szemán L. 2001: Nemzetközi irányzatok a gyepgazdálkodásban. *Debreceni Gyepgazdálkodási Napok* 18., Természetes állattartás 6: 15–28.
- Orosz Sz. 2015: A jó minőségű tömegetakarmány a gazdaságos termelés alapja. *Hírlevél* 15(12): 17–23.
- Paládi-Kovács A. (főszerk.) 2001: *Magyar Néprajz II. Gazdálkodás*. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 1170.
- Penksza K. 2009: Poa – Perje. In: Király G. (szerk.): *Új magyar fűvészkönyv*. ANPI, Jósvalfó. pp. 510–511.
- Penksza K., Fűrész A., Stilling F., Viszló L. 2022b: Cönológiai vizsgálatok különböző telepített és felújított magyar szürke szarvasmarha és vízi bivaly legelőn a Zámolyi-medencében. In: Bényi E., Bodnár Á., Pajor F., Póti P. (szerk.): VIII. Gödöllői Állattenyésztési Tudományos Nap: Előadások és poszterek összefoglaló kötete. *Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Gödöllő*. p. 34.
- Penksza K., Turcsányi-Járdi I., Fűrész A., Saláta-Falusi E. 2022a: Marhalegelők vegetációjának vizsgálata az Ipoly-völgy homoki gyepeiben. In: Bényi E., Bodnár Á., Pajor F., Póti P. (szerk.): VIII. Gödöllői Állattenyésztési Tudományos Nap: Előadások és poszterek összefoglaló kötete. *Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Gödöllő*. p. 73.
- Penksza K., Viszló L., Stilling F., Turcsányi-Járdi I., Pápay G. 2021: Magyar szürke szarvasmarha-szántóból kialakított legelő természetvédelmi gyepgazdálkodási vizsgálata Csákvár melletti „szűzföld” területén. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 19(2): 3–14.
- Simon T. 2000: magyarországi edényes flóra határozója. *Harasztok – virágos növények*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. p. 976.
- Steinshamn, H., Gronmyr, F., Tweit, H. 2001: Seasonal changes in botanical composition of an organically managed pasture. *International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Organic Grassland Farming*, Witzenhausen.
- Szilágyi A., Podmaniczky L., Mészáros D. 2018: Konvencionális, ökológiai és permakultúrás gazdaságok környezeti fenntarthatósága. *Tájökológiai Lapok* 16(2): 97–112.
- Tasi J. 2018: Legeltetési módszerek. *Magyar Állattenyésztők Lapja* 2018/12: 38–39.

- Teague, W.R., Dowhower, S.L., Waggoner, J.A. 2004: Drought and grazing patch dynamics under different grazing management. *Journal of Arid Environments* 58: 97–117. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00122-8](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00122-8)
- Teague, W.R., Dowhower, S.L. 2003: Patch dynamics under rotational and continuous grazing management in large, heterogeneous paddocks. *Journal of Arid Environments* 53(2): 211–229. DOI: <https://doi.org/10.1006/jare.2002.1036>
- Zimmermann Z., Szabó G., Bartha S., Szentes Sz., Penksza K. 2011: Juhlegeltetés hatásainak természetvédelmi célú vizsgálata legelt és művelésből kivont gyepek növényzetére. *AWETH* 7(3): 234–262.

Effects of a mobile coop based chicken grazing in an organic orchard – Preliminary results

D. SALÁTA¹, M. LÉNÁRD¹, S. ZÁMBÓ², I. TIRCZKA³, K. PENKSZA⁴

¹ Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Department of Nature Conservation and Landscape Management,

2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Salata.Denes@uni-mate.hu

² Biokontroll Hungária Nonprofit Ltd., 1535 Budapest Pf. 800.

³ Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Rural Development and Sustainable Economy, Department of Agroecology and Ecological Farming,
2100 Gödöllő Páter K. u. 1.

⁴ Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Agronomy,
Department of Botany, Agrobotany Team, 2100 Gödöllő Páter K. u. 1.

Keywords: chicken, grazing, mobile chicken coop, portable chicken coop, organic grassland management

Poultry species are relatively rare among the target animals of grazing, and relatively few research has so far investigated the effect of poultry grazing in its details, including hen grazing on grassland vegetation. In our work, we studied the changes of grassland vegetation caused by a flock of organic laying hens grazed in mobile barns. The grazing field was selected in the organic apple orchard of the Babatölgy Bio-Kertészeti Tangazdaság of GAK near Gödöllő. During our work, we studied 8 grazing paddocks (grazed and control parts) of 4 sampling units at the beginning and the end of the paddocks' grazing. In the current paper we present the data of the sampling unit closest to the mobile coop, which is therefore most exposed to disturbance. We recorded the percentage cover of each plant species and the phenological state of the plants, then analysed the floral composition based on social behaviour types, nature conservation value categories and grazing values. Our results show that the vegetation of the study area is characterized as a few years old fallow – dominated by weed and disturbance-tolerant species, but there are also species, indicating a (more) natural state. As for the effect of grazing, it can be said that laying hens mainly graze the "softer" plant parts that are easier to peck. Regardless of the phenological phase, they eat everything that is green plant, even fibrous grass species and poisonous plants are on their diet, though with least preference. As the effects of grazing, it should also be noted that no significant weeding effect of hen grazing could be observed in the examined time interval, so the herd could be successfully used for the management of the area.

2. melléklet. A fellelt fajok és értékeik Borhidi 1995, Simon 2000 és Klapp et al. 1953 alapján
Appendix 2. Species and their values based on Borhidi 1995, Simon 2000 and Klapp et al. 1953

FAJ	SBT	TVK	Klapp
<i>Acer campestre</i> L.	G	K	na
<i>Achillea collina</i> J.Beck	DT	TZ	3
<i>Amaranthus chlorostachys</i> Willd.	A	GY	1
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	RC	GY	1
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	AC	GY	0
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	C	E	-1
<i>Ballota nigra</i> L.	W	GY	-1
<i>Bromus sterilis</i> L.	RC	GY	1
<i>Calamagrostis epigeios</i> /L./Roth	RC	TZ	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i> /L./Medik.	W	GY	1
<i>Chenopodium album</i> L.	RC	GY	0
<i>Clematis vitalba</i> L.	DT	K	-1
<i>Dactylis glomerata</i> L.	DT	TZ	7
<i>Digitaria sanguinalis</i> /L./Scop.	AC	GY	1
<i>Elymus repens</i> /L./P.B. (<i>Agropyron</i>)	RC	GY	7
<i>Erigeron canadensis</i> /L./Cronq. (<i>Conyza</i>)	AC	GY	-1
<i>Euonymus europaeus</i> L.	G	K	1
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	DT	TZ	4
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	C	E	8
<i>Festuca rubra</i> L.	C	E	7
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	AC	GY	1
<i>Galium aparine</i> L.	W	GY	3
<i>Geum urbanum</i> L.	DT	K	na
<i>Glechoma hederacea</i> L.	DT	K	0
<i>Hypericum perforatum</i> L.	DT	TZ	4
<i>Lamium purpureum</i> L.	W	GY	0
<i>Lolium perenne</i> L.	DT	GY	6
<i>Medicago lupulina</i> L.	DT	GY	8
<i>Melandrium album</i> /Mill./Garcke	W	GY	2
<i>Myosotis arvensis</i> /L./Hill.	DT	GY	2
<i>Papaver rhoeas</i> L.	W	GY	0
<i>Plantago major</i> L.	W	GY	2
<i>Poa angustifolia</i> L.	DT	E	8
<i>Ranunculus polyanthemos</i> L.	G	TZ	-1
<i>Rumex acetosa</i> L.	DT	TZ	4
<i>Setaria lutescens</i> /Weigel/Hubb. (<i>glauca</i>)	W	GY	1
<i>Setaria italica</i> /L./P.B.	I	GY	1
<i>Setaria viridis</i> /L./P.B.	W	GY	1
<i>Solidago gigantea</i> Ait.	AC	K	0
<i>Sonchus oleraceus</i> L.em.Gouan	W	GY	na
<i>Stellaria media</i> /L./Cyr.	DT	GY	2
<i>Stenactis annua</i> /L./Nees (<i>Erigeron</i>)	AC	GY	-1
<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex Wigg.	RC	GY	5
<i>Trifolium pratense</i> L.	DT	TZ	8
<i>Trifolium repens</i> L.	DT	TZ	8

<i>Urtica dioica</i> L.	DT	TZ	1
<i>Veronica arvensis</i> L.	DT	GY	1
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	DT	TZ	2
<i>Vicia angustifolia</i> Grufbg.	DT	GY	6

