

SOPRONI EGYETEM
ERDŐMÉRNÖKI KAR
KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI INTÉZET

**A RÁKOSI VIPERA (*VIPERA URSINII RAKOSIENSIS*) ÉRDEKÉBEN VÉGZETT
GYEPREKONSTRUKCIÓK ÉS DIVERZIFIKÁCIÓS FELÜLVETÉSEK
RÖVID-TÁVÚ SIKERESSÉGÉNEK VIZSGÁLATA A KISKUNSÁGBAN**

**EXAMINATION OF THE SHORT-TERM SUCCESS OF GRASSLAND RECONSTRUCTIONS
AND DIVERSIFICATIONS IN KISKUNSÁG, WITHIN THE CONSERVATION
OF THE HUNGARIAN MEADOW VIPER (*VIPERA URSINII RAKOSIENSIS*)**

Szerző:	Molnár Mónika Mercédesz Soproni Egyetem Környezet- és Természetvédelmi Intézet Természetvédelmi mérnöki BSc. III. évfolyam
Belső konzulens:	Dr. Schmidt Dávid Soproni Egyetem Környezet- és Természetvédelmi Intézet egyetemi adjunktus
Témavezető:	Dr. Mizsei Edvárd Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság projekt koordinátor Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék posztdoktor

Kézirat lezárásának időpontja: 2023. 01. 06.

Sopron

Kivonat

[A rákosi vipera (Vipera ursinii rakosiensis) érdekében végzett gyeprekonstrukciók és diverzifikációs felülvetések rövid-távú sikerességének vizsgálata a Kiskunságban]

A biodiverzitás megőrzése érdekében fontos a jó természetességi állapotú gyepek degradációjának, területi visszaszorulásának, és feldarabolódásának csökkentése. A gyepek élőhelyéhez kötődő pannon endemikus rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) világállománya egykor 500 egyed alá is csökkenhetett. A taxon fennmaradása érdekében szükséges fajmegőrzési, és élőhelyrekonstrukciós tevékenységeket segíti a 2020-ban elindult LIFE18 NAT/HU/000799 Európai Unió projekt, melynek céljai közt a populációk élőhelyeinek fejlesztése-, és összekötése kulcsfontosságú. A kiskunsági homoki gyepek esetében a 2021-ben Bugac területén végzett gyepterősítés és a peszéradacsi-rétek parlagdiverzifikációja a fokozottan védett mérgeskígyó elérhető élőhelyeinek mennyiségét célzott növelni. A természetvédelmi célú beavatkozások 2022. júliusi eredményeit a vetések rövid-távú sikerességét befolyásoló tényezők alapján vizsgáltuk, mint a termőhelyi különbségek, az átlagos talajvízszint, a vetett növényfajok életforma-típusa és magmennyisége. A növények nagyobb százalékban a gyepterősítésben telepedtek meg, míg a felhagyott szántók helyén vetett fajok a fajok közötti kompetíció miatt kevésbé voltak sikeresek. Jellemzően az évelők becsült sikeressége adott magasabb értéket. A vetett fajok ezermagtömege alapján kiszámított vetési magmennyiség pozitív hatással van a kimutatható egyedszámmra. Az élőhelyek területének növelésével és természetességének fokozásával, a sokszínű ökoszisztémák támogatásával a megritkult növény-, és állatfajok fennmaradását segítjük elő.

Abstract

*[Examination of the short-term success of grassland reconstructions and diversifications in Kiskunság, within the conservation of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*)]*

In order to preserve biodiversity, it is important to reduce the degradation and fragmentation of grasslands in good natural condition. The global population of the grassland specialist Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) significantly decreased due to agricultural use of the grasslands to less than 500 individuals. Conservation and habitat reconstruction activities are supported by the LIFE18 NAT/HU/000799 project launched in 2020, in which the development and connection of the habitats of the populations is key. In case of the sandy grasslands of Kiskunság, the sowing in the Bugac area in 2021 and the fallow diversification of the Peszéradacs-meadows will most likely increase the amount of available habitats for the highly protected venomous snake. The results of interventions were examined (in July 2022.) on the basis of factors influencing the short-term success of sowing, such as the differences in the place of production, the average groundwater level, Raunkiær's life form type of the planted species and the amount of sown seeds. A higher percentage of the plants were established in lawns, while the species planted in fallows were less successful due to competition between the species. Typically, the estimated success of camephyton perennials gave a higher value. The seed quantity calculated based on the thousand seed weight of the sown species has a positive effect on the detectable number of individuals. By increasing the area of habitats and enhancing their naturalness, and by supporting diverse ecosystems, we support the survival of rare plant and animal species.

Tartalomjegyzék

Rövidítések jegyzéke	5
Bevezetés	6
Célkitűzés	8
Irodalmi áttekintés.....	9
Anyag és módszer	11
Vizsgálati területek.....	11
Bugaci összekötés (Bócsa-bugaci homokpuszta HUKN20024)	11
Peszéradacsi-rétek (Felső-kiskunsági turjánvidék HUKN20003)	12
Adatok	14
Magkeverékek összetétele.....	14
Termőhely	15
Ezermagtömeg és magok száma vetésenként	15
Életformatípus	16
Megtelepedési adatok.....	17
Elemzések	17
Eredmények	19
Tapasztalt megtelepedés.....	19
Bugaci Összekötés	19
Peszéradacsi parlag diverzifikáció	20
Megtelepedési sikert befolyásoló tényezők hatása	21
Terület hatása	21
Termőhely hatása	21
Talajvízszint hatása	21
Életformatípus hatása	22
Vetett magmennyiség	22
Diskusszió	23
Köszönetnyilvánítás	26
Irodalomjegyzék.....	27

Rövidítések jegyzéke

N: nanophanerofiton, olyan törpecserje, melynek szára teljes mértékben elfásodik, rügye a talajfelszínhez képest magasan helyezkedik el, magassága 50 cm alatti (Ellenberg és Mueller-Dombois, 1967; Horváth, 1995).

Ch: kamefiton, olyan lágyszárú, melyek esetében a talajfelszín felett vészelt át az áttelelő fedetlen rügy, száruk kis mértékben elfásodhat (Ellenberg és Mueller-Dombois, 1967; Horváth, 1995).

H, He: hemikriptofiton, a talajfelszínén közelében áttelelő fedetlen rüggyel rendelkező évelő lágyszárúak. A rügyet gyakran elszáradt levelek védik (Ellenberg és Mueller-Dombois, 1967; Horváth, 1995).

Ge: geofiton, olyan évelő lágyszárú, melynek földben lévő átvészelt szervén található fedetlen rügye telel át. Gyakran a szélsőséges körülményű élőhelyek fajai (Ellenberg és Mueller-Dombois, 1967; Horváth, 1995).

TH: hemiterofiton, olyan kétéves lágyszárúak, melyek fedetlen rügye az első vegetációs időszakban áttelel, majd a második vegetációs időszak végén természetes állapotuk, illetve a magérlelés után elpusztulnak (Ellenberg és Mueller-Dombois, 1967; Horváth, 1995).

Th: terofitonok, egyéves lágyszárúak, melyek mag alakban telelnek át. Maghozás után, az első vegetációs időszakukban elpusztulnak (Ellenberg és Mueller-Dombois, 1967; Horváth, 1995).

Bevezetés

Napjainkban a természetvédelem globális problémája a biodiverzitás nagymértékű degradációja, amely visszavezethető az élőhelyek elvesztésére és széttöredezésére (Wood, Stedman-Edwards és Mang, 2013). A területi feldarabolódás (fragmentáció) és a kedvező állapotú természetes-, illetve természetközeli élőhelyek fogyatkozása fajszegény, jellegtelen fajkészletű ökoszisztémákhoz vezet (Andrén, 1997). A legveszélyeztetettebb biotopokhoz sorolandó gyepek fontosságát mutatja szerepük a vízmegtartásban és a progresszív éghajlatváltozási hatások mitigációjában (O'Mara, 2012). A füves élőhelyek számos endemikus, szubendemikus és reliktum fajnak adnak otthont, melyek általában speciális igényeiknél fogva világszerte ritkák és veszélyeztetettek (Bardgett és mtsai. 2021). A gyepek visszaszorulására nem csak világviszonylatban, de hazai léptékben is sok faj kihalása vezethető vissza (Albert, Tóthmérész, és Török, 2013).

Hazánk természetvédelmében a Pannon biogeográfiai régió egyedi élőhelyeinek megőrzése kiemelt feladat, amelyet Európai Unió keretében belül a Natura2000 hálózat kijelölésekor is figyelembe vettek. A Kiskunság homoki területeire jellemző gyepek eltérő záródásúak lehetnek. A zárt homokpusztagyep vagy homoki sztyeprét a legjobb feltételek mellett megjelenő típus (Haraszthy, 2014). A Duna-Tisza köze homoki növénytakarásai gazdagok veszélyeztetett fajokban, mint a fokozottan védett csikófark (*Ephedra distachya*), a homoki kikerics (*Colchicum arenarium*), a homokvidékekre jellemző báránypirosító (*Alkanna tinctoria*), a pannonikumi endemikus budai imola (*Centaurea sadleriana*), a homoki cickafark (*Achillea ochroleuca*), és a rákosi csenkesz (*Festuca wagneri*) (Fülöp és mtsai, 2019). Az egyik legsérülékenyebb füves élőhelyekhez kötődő, szűk elterjedési területű taxon a Kárpát-medencében endemikus, fokozottan védett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) (Mór és mtsai. 2022). Az élőhelyek természetességi mutatóinak fokozásával, területük és egybefüggőségük növelésével a természetvédelmi szempontból értékes, érzékeny növény-, és állatfajok populációinak hosszú távú fennmaradásának biztosítása a cél. A gyepeket a mezőgazdasági céllal történő szántóvá alakítás mellett az erdészeti célú nemesnyár-, akác- és erdeifenyő telepítés is veszélyeztetette és veszélyezteti. A gyepek védelme szempontjából szükséges a növényvédelemben használatos kemikáliák természetbe jutásának korlátozása, védőzónák kialakítása a beszántás és a káros vegyületek felfogására, amelyek elsősorban az agrár területek melletti élőhelyeket veszélyeztetik (Török és mtsai. 2013). Az intenzív területhasználat, mint a túllegeltetés és az intenzifikált mezőgazdasági hasznosítás a fajkészlet elszegényedését okozza, míg a kaszálás homogenizáló hatású (Török és mtsai. 2013). A fajgazdagság fokozása érdekében természetvédelmi szempontból előnyösebb az extenzív, hagyományos művelési módok alkalmazása (Bengtsson és mtsai. 2019). A gyepek fajösszetételüktől és fitomassza-hozamuktól függően, lehetnek tejhasznú marhalegelők, húshasznú marhalegelők, juhlegelők, kaszáló és váltó hasznosítású (kaszálás után sarjú legeltetett) rétek (Török és mtsai. 2013).

A fátlan társulásokat, kiemelten a parlagokat és az átalakított területeket jelentősen veszélyezteti az inváziós fajok térhódítása is. A felhagyott, egykor művelés alatt álló egységek az idegenhonos növények számára könnyű megtelepedési lehetőséget biztosítanak (Valkó és mtsai. 2017). A Kiskunságban kiemelt probléma a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a bálványfa (*Alianthus altissima*) és az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.) inváziója (Botta-Dukát, Molnár, és Szitár, 2008).

A korábban felhagyott szántókon létrejövő másodlagos gyepesedési folyamatok során az özönnövények, a zavarástűrő fajok és a honos pionír-, és gyomfajok megtelepedése a területen gyorsabb és nagyobb mértékű, mint a specialista, szűk tűrőképességű fajoké (Harris, 1977). A diverz és mozaikos élőhelyszerkezet elérése érdekében szükséges gyeprekonstrukciók a vegetációstruktúra fejlesztése mellett a célnövényzet megtelepedését hivatottak a területen elérni. A beavatkozásokkal az egyes fajok tömeges, homogén borításának csökkentéséhez a fajkészlet sokszínűvé tétele kulcsfontosságú. Az élőhelyrekonstrukciók során a megritkult növények és állatok számára növeljük az elérhető élőhelyek mennyiségét (Walker és mtsai. 2004).

Célkitűzés

Hazánk endemikus mérgeskígyója, a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) a Kárpát-medence egyik legnagyobb védelmet igénylő gerinces taxonja (Péchy és mtsai, 2015; Mizsei és mtsai. 2020). A fajmegőrzés érdekében aktív természetvédelmi beavatkozáskora van szükség a kis egyedszámú állományokra veszélyes genetikai leromlás, illetve kihalási örvény elkerülése érdekében, mind a Fertő-Hanság Nemzeti Park, mind a Kiskunsági Nemzeti Park területén élő populációk esetében (Újvári és mtsai. 2002). A mérgeskígyót veszélyeztető tényezők között meghatározó az agrárgazdasági okokból megfogytakozott élőhelymennyiség és a populációk fragmentált elterjedési területe.

A dolgozatomban a vizsgált gyeprekonstrukciós és gyepdiverzifikációs vetések célja között szerepel a hullók számára kedvező vegetációstruktúra kialakítása, amely egyrészt a ragadozómadarak, a borz és a róka predációs nyomásának csökkentésében is fontos a búvóhelyek révén (Mizsei és mtsai. 2020; Mór é mtsai. 2022). Fontos célkitűzés a korábban intenzíven kezelt területek természetességi fokának növelése, melyek túlhasználatnak, ezáltal természetességi állapotuk romlása zajlott le (Mizsei és mtsai. 2018). A fajnak védelmet nyújtó zsombékok szerkezeti épségéért és a kaszával történő véletlen egyedpusztítás elkerülése végett az extenzív területkezelés természetvédelmi szempontból indokolt, gépek alkalmazása során a tarlómagasság növelése szükséges (Fackelmeier és Biebl, 2009; Mizsei 2019). A rákosi vipera állománya akár 500 egyed alá is csökkenhetett egykor, így 2004-ben (LIFE04 NAT/HU/000116), 2009-ben (LIFE07 NAT/H/000322), majd 2020-ban az IUCN vörös listáján is szereplő hulló megőrzésére LIFE projektek indultak (LIFE18 NAT/HU/000799), többek között az élőhelyfejlesztésre irányulóan (Mór é mtsai. 2022; Mizsei 2022).

Dolgozatomban az alábbi kérdések megválaszolásával azt vizsgáltam, hogy a gyeprekonstrukció és a parlag diverzifikáció során végzett vetések eredményeként a növényfajok megtelepedését rövid-távon milyen tényezők befolyásolhatják, a vetések utáni két évben.

1. Mely növényfajok telepedtek meg a vetésekben?
2. A megtelepedett növényfajok a vetésfelületek hány százalékán jelentek meg?
3. Hogyan befolyásolja a vetés helyszíne a vetett növényfajok megtelepedésének sikerességét?
4. Hogyan befolyásolja a termőhely a vetett növényfajok megtelepedésének sikerességét?
5. Milyen hatása van a megtelepedésre az átlagos talajvízszintnek?
6. Hogyan befolyásolja a vetett növényfajok életformatípusa a megtelepedési sikert?
7. Hogyan befolyásolja a vetett magmennyiség a megtelepedés sikerét?

Irodalmi áttekintés

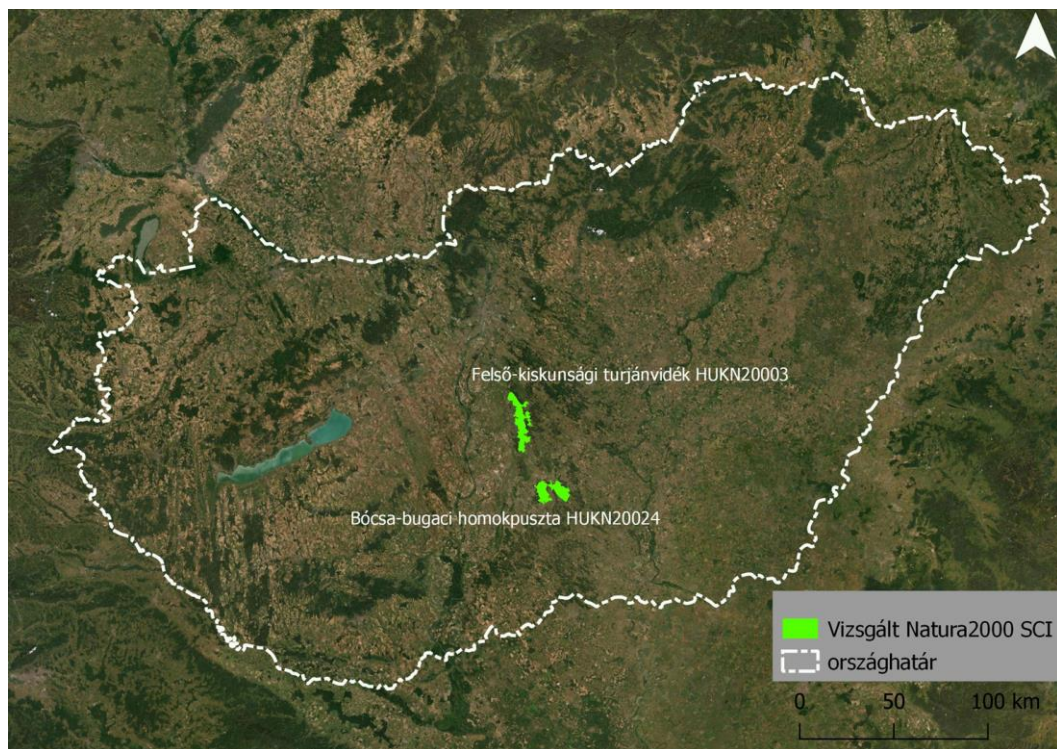
A gyepek rekonstrukciója többféleképpen is megvalósulhat, egyfelől passzív, beavatkozásmentes módon is spontán javulhat a fajkészlet, ha a vizsgált terület közelében található jó természetességi állapotú forráspopuláció és a fragmentáltság mértéke megengedi a szaporítóanyagok terjedését (DeSimone 2011; Török és mtsai. 2013). A propagulum-limitáció és az egyes fajok rossz terjedőképessége miatt az ősgyepek hasonló termőhelyi feltételek mellett fajgazdagabbak mint a visszagyepesített területek. A potenciális fajkészlethez képest látszik az egyes fajok hiánya, azonban a passzív módon létrejött másodlagos gyepek is védelemre érdemesek (Deák és mtsai, 2020). Az aktív restaurációs beavatkozások felgyorsíthatják a számunkra pozitív folyamatokat, segíthetjük vele a gyephez kötődő érzékeny kulcsfajok megjelenését, a gyepesítés mellett támogathatjuk élőhelykezeléssel a másodlagos gyepeket (Zachar és mtsai. 2022). Rekonstrukciós, diverzifikációs módszerek közé tartozik a vetőmagok alkalmazása, a feltalaj áthelyezése a donor területről, gyeptégla alkalmazása és egyedek palántázása (Török és mtsai. 2013; Vida és mtsai. 2008). A magkeverékeket tekintve fajszegény és fajgazdag összetételűt különböztetünk meg (Török és mtsai. 2013). A magas diverzitású keveréket érdemesebb és költséghatékonyabb kis területeken alkalmazni, ami később szaporítóanyag gócpont lehet (Török és mtsai. 2011). A magvetést végezhetjük több fajból álló, nagy diverzitású magkeverékkel, amit leginkább a természetes donor populációk kezelésével és magjainak betakarításával tudunk elvégezni (Pedrini és mtsai. 2020).

A kezelendő területre propagulumot szénahordás segítségével is kijuttathatunk. A kaszálandó terület kiválasztásakor fontos a magas diverzitású és az elérni kívánt fajkészlethez hasonló összetételű gyep kijelölése (Török és mtsai. 2013). A megfelelő időpont kiválasztása kulcsfontosságú, a kiskunsági homoki gyepek esetében nyár közepét (június-július) javasolják. (Török és mtsai. 2011) A kaszált magas természetességi állapotú gyepről a kaszálékot a kezelni kívánt területen kell egyenletesen szétteríteni (Török és mtsai. 2013). Bármilyen kezelés előtt fontos a helyi ökoszisztéma jó ismerete és a kezelési módok lehetséges hatásainak felderítése (Haraszthy, 2014).

A korábban szántóföldi művelésbe vont területek regenerálódását követően létrejövő gyepeket parlagnak nevezzük, esetükben felülvetést alkalmazunk, amellyel a passzív restaurációt, a spontán létrejött másodlagos gyepek minőségbeli javulását kívánjuk elérni (Haraszthy 2014; Török és mtsai. 2013). A begyűjteni kívánt magok forráspopulációjának kiválasztása során fontos a genetikai hasonlóság a faj génkészlete és diverzitása védelméagrárben (Schäfer és mtsai. 2020). A magvetés megvalósulhat egy természetes élőhely propagulumforrásként felhasználásával, amelynek fajkészlete megfelelően széles spektrumú és hasonló ahhoz a célállapothoz, amelyet el kívánunk érni. A magok forrása lehet természetes populációból begyűjtött, vad egyedekből mesterséges

körülmények között szaporított és begyűjtött mag, vagy mesterségesen tartott *ex situ* populáció (Pedrini és mtsai. 2020).

Parlagok esetében a szaporítóanyag forrása lehet egy közeli gyepterület, ahonnan spontán betelepülhetnek gyepalkotó fajok (Török és mtsai. 2013). Felületvetés és gyepvetés esetén a vetőmagok begyűjtése történhet kézi erővel vagy segédeszközzel, nagyobb területen gépi betakarítással (kombájn, magarató) is megvalósulhat (Török és mtsai. 2013). A magvetés mellett a növényi anyag szétterítése is használatos, melyhez talajelőkészítési, majd kaszálási utómunka is tartozik (Kelbert, 2012). Az alkalmazható módszerek közé tartozik továbbá a természetes állományból kiragadott, kertészeti körülmények között felnevelt és szaporított egyedek palántáinak elültetése a gyepesíteni kívánt területen (Török és mtsai. 2013).



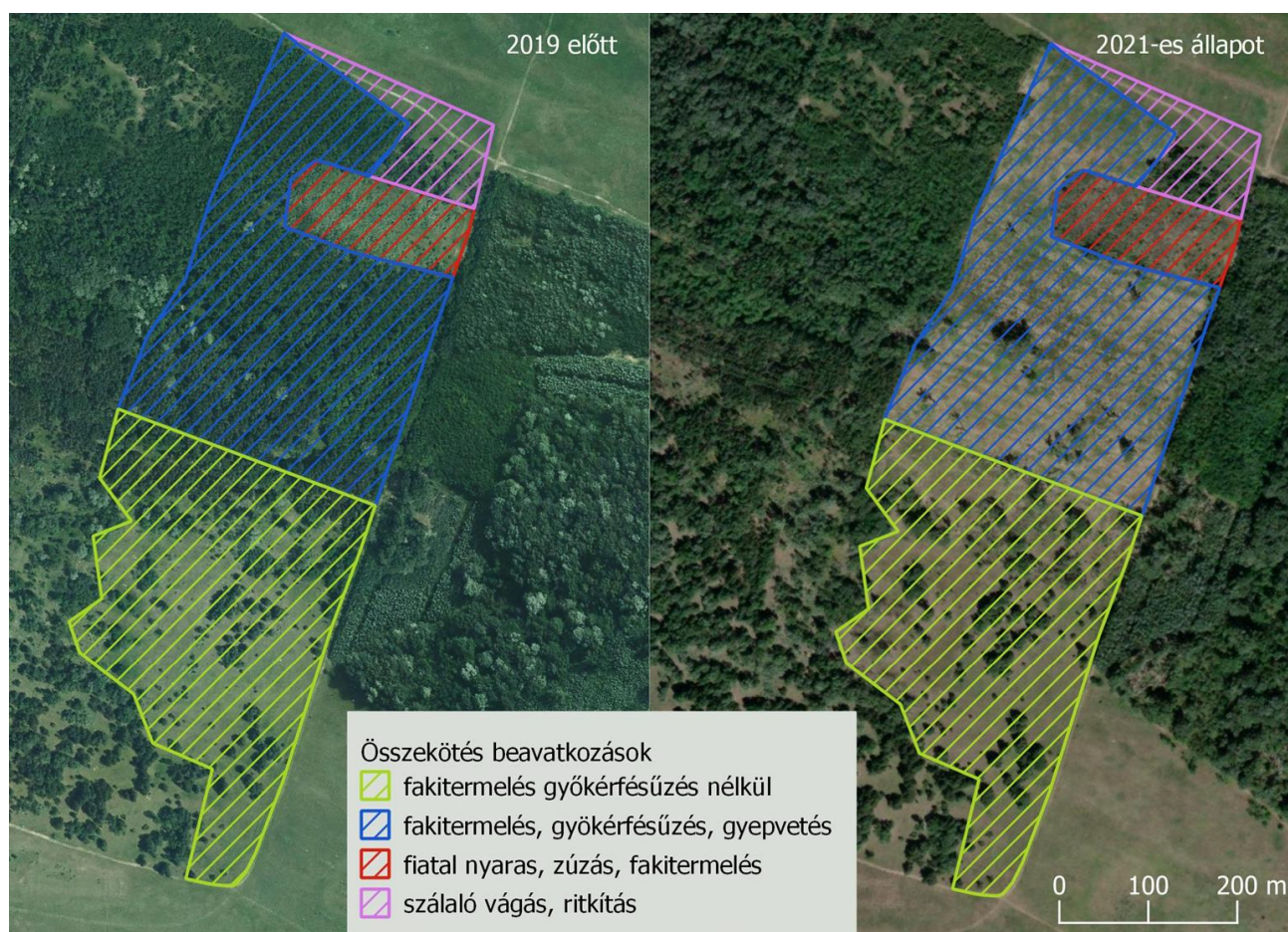
1. ábra. A vizsgált Natura2000 területek elhelyezkedésének átnézeti térképe.

Anyag és módszer

Vizsgálati területek

Bugaci összekötés (Bócsa-bugaci homokpuszta HUKN20024)

A rekonstrukciós terület Bócsa, Bugac és Bugacpusztaháza térségében található (1. ábra). A Tolvajos-dűlő és bugaci nagypuszta területeket 2020-ban még egy átlagosan 1 km széles, telepített akác és erdei fenyő erdősáv választotta el egymástól. Ennek egy 23 hektáros területén zajlik rekonstrukció, amely hidat képez két rákosi vipera élőhely között. Ebből 13 hektáron csak a faanyag letermelésére volt szükség a talaj feltörése nélkül, mivel a telepített fenyves alatt természetközeli gyeptársulás maradt fenn. A terület vetéssel érintett részén korábban fehér akác telepítés állt, ott 10 hektáron gyökérfésűzést végzett a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság a gyökérsarjadás megakadályozása érdekében (2. ábra).



2. ábra. Térkép előtte-utána. Terület részei. A bugaci beavatkozások térképe 2019-ben és 2021-ben.

Összesen 7 alkalommal történtek magvetések, ebből az alábbi hármat vizsgáltuk a dolgozatban (1. táblázat). Először 2020 májusában került sor propagulumok kijuttatására, ekkor veresnadrág csenkesz (*Festuca pseudovina*) vetése történt vetőgéppel és hengereléssel, 20 kg/ha magmennyiséggel. 2020. decemberben szintén Amazone típusú vetőgéppel egy 10 fajból álló magkeverék vetése következett (3. ábra). 2021. februárjában kézi vetőgépet alkalmaztak homoki szürkekáka (*Scirpoides holoschoenus*) magjainak kijuttatásához és júniusban kézi vetést homoki kikericshez (*Colchicum arenarium*) (1. táblázat, 3. ábra).



3. ábra. A bugaci Összekötés rekonstrukciós terület gyepvetéssel érintett alrészén 2021-ig végzett vetések nyomvonalai. Az első *Festuca* vetés nyomvonala nem került rögzítésre, mert a teljes területen, a vetéssávok átfedésével történt a vetés, nem sávosan.

1. táblázat. A bugaci Összekötésben végzett vetések adatai.

vetés azonosító kódja	időpont	vetés módja	szélesség (m)	hossz (m)	terület (ha)	magkeverék fajszáma
bugac_1_festuca	2020-05-04	tárcsázás, magágyelőkészítés, szórva vetés, Reform Semo 88 vetőgép, hengerek	2,5	-	10	1
bugac_2_diverse	2020-12-02	AMAZONE vetőgép	4	10152	4,06	10
bugac_3_scirpoides	2021-02-06	kézi röpítőtárcsás szóró	2	8890	1,78	1
bugac_4_colchicum	2021-06-15	kézzel vetés, gereblyezés	0,5	370,2	0,02	1

Peszéradacsi-rétek (Felső-kiskunsági turjánvidék HUKN20003)

A Peszéradacsi-réteken nagy természetvédelmi értékű természetközeli pannon homoki gyepek találhatók, melyek flórája és faunája az országban talán a leggazdagabb, megannyi védett és fokozottan védett növény, gerinctelen és gerinces számára biztosítanak élőhelyet (Haraszthy, 2014). Ezen a területen is jelentős részek kerültek szántóföldi művelésbe, amelyek közül több mint 1000 hektáron hagyták fel a művelést az utóbbi évtizedekben (4. ábra). Az ilyen területeken másodlagosan kialakult gyepek fajkészlete szegényebb, mint az ősgyepeké, mivel a gyenge vagy rossz terjedőképességű növényfajoknak nem elegendő néhány év vagy évtized ahhoz, hogy visszatelepüljenek a korábban szántott területekre (Vadász és mtsai. 2016).



4. ábra. A Peszeradacsi-rétek egyes óparlagjain, 2021-ig végzett vetések nyomvonalai.

A növényfajokban szegény gyepeknek a szerkezeti változatossága is alacsonyabb, így a rákosi vipera számára kevésbé alkalmas élőhelyek. A rákosi vipera védelmi LIFE projekt keretében ezeken a fajszegény gyepeken végez növényfajokban gazdag gyepfelülvetések a nemzeti park igazgatóság (Mizsei, 2022). A parlagok diverzifikálása során figyelembe kell venni a jelen lévő vegetációt, és a fajok közötti versengést, a gyökérkompetíciót és a szükséges tápanyagok hiányát (Nelson és Allen, 1993). Az egykor hosszabb ideig művelés alatt álló parlagok nagyobb eséllyel veszítik el a természetes vegetációra jellemző magbankot, a kompetitív kizáródás elve értelmében a gyepi növényközösség kolonizációját megnehezíthetik a ruderalis gyomok (Házi és mtsai. 2011).

2. táblázat. A Peszeradacsi-rétek egyes óparlagjain végzett vetések adatai.

vetés azonosító kódja	dátum	vetés módja	szélesség (m)	hossz (m)	terület (ha)	magkeverék fajszáma
peszer_1_diverse_G1_lato-zombor			4	2127,9	0,85	16
peszer_1_diverse_G1			4	1134,7	0,45	14
peszer_1_diverse_H5b	2021-02-27	AMAZONE	4	8304,5	3,32	33
peszer_1_diverse_retsztyepp		vetőgép	4	3365,8	1,34	30
peszer_1_diverse_iris_lato			2	924,7	0,18	1
peszer_1_diverse_iris_zombor			2	1147,3	0,23	1
peszer_1_diverse_iris	2021-02-28		4	801,3	0,32	1

Adatok

Magkeverékek összetétele

A Bócsa-Bugac térségben végzett gyepvetés bugac_1_festuca vetése során hektáronként 20 kg veresnadrág csenkesz (*Festuca pseudovina*) került vetésre. A bugac_2_diverse elnevezésű 10 fajos keveréke mellett (3. táblázat), homoki kikerics (*Colchicum arenarium*) és homoki szürkekáka (*Scirpoides holoschoenus*) propagulum kijuttatása is történt a területre. A felső-kiskunsági területek esetében négy féle magkeveréket alkalmaztak. A 16 fajos zöld keverék a peszer_1_diverse_G1_lato-zombor azonosítót kapta, ehhez hasonló összetételű a peszer_1_diverse_G1 azonosítójú 14 fajos magkeverék, amely sárga színnel jelölt. A 16 fajos magkeverék a kisészkü hangyabogáncs (*Jurinea mollis*) és a mezei kökörccsin (*Pulsatilla pratensis*) szaporítóképleteivel egészül ki a 14 fajos magkeverék fajaihoz képest. A peszéradaci diverzifikáció 32 fajból álló diverz kék keverék a peszer_1_diverse_H5b kóddal azonosítható, míg a 30 fajos fehér magkeverék a peszer_1_diverse_retsztyepp kódnak feleltethető meg.

A propagulum gyűjtése mindkét beavatkozási terület esetében a Natura2000 területen belüli forráspopulációkból, vagy korábban ott gyűjtött és kertészeti szaporításba vont egyedektől történt (engedélyszám: BK/KTF/03222-6/2020.).

3. táblázat. A vetésekhez összeállított magkeverékekben alkalmazott fajok.

bugac_2_diverse	peszer_1_diverse G1_lato-zombor	peszer_1_diverse H5b	peszer_1_diverse retsztyepp
<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Allium sphaerocephalum</i>	<i>Agropyron pectinatum</i>	<i>Allium paniculatum</i>
<i>Chrysopogon gryllus</i>	<i>Anthericum lilago</i>	<i>Allium paniculatum</i>	<i>Anthericum ramosum</i>
<i>Dianthus pontederæ</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Allium sphaerocephalum</i>	<i>Astragalus asper</i>
<i>Festuca vaginata</i>	<i>Cytisus austriacus</i>	<i>Anthericum ramosum</i>	<i>Brachypodium pinnatum</i>
<i>Onobrychis arenaria</i>	<i>Dianthus pontederæ</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Campanula rotundifolia</i>
<i>Salvia nemorosa</i>	<i>Dianthus serotinus</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Carex humilis</i>
<i>Salvia pratensis</i>	<i>Festuca vaginata</i>	<i>Astragalus asper</i>	<i>Centaurea sadleriana</i>
<i>Stipa borysthénica</i>	<i>Gypsophyla fastigata</i>	<i>Astragalus excapus</i>	<i>Chrysopogon gryllus</i>
	<i>arenaria</i>		
<i>Stipa capillata</i>	<i>Gypsophyla paniculata</i>	<i>Brachypodium pinnatum</i>	<i>Dianthus pontederæ</i>
<i>Trifolium montanum</i>	<i>Helianthemum ovatum</i>	<i>Campanula rotundifolia</i>	<i>Dorycnium herbaceum</i>
	<i>Jurinea mollis</i>	<i>Carex humilis</i>	<i>Festuca rupicola</i>
	<i>Onobrychis arenaria</i>	<i>Centaurea sadleriana</i>	<i>Filipendula vulgaris</i>
	<i>Pulsatilla pratensis</i>	<i>Chrysopogon gryllus</i>	<i>Fragaria viridis</i>
	<i>Salvia nemorosa</i>	<i>Dianthus pontederæ</i>	<i>Globularia punctata</i>
	<i>Seseli hippomarathrum</i>	<i>Dorycnium germanicum</i>	<i>Helianthemum nummularium</i>
	<i>Stachys recta</i>	<i>Dorycnium herbaceum</i>	<i>Hypochoeris maculata</i>
		<i>Festuca rupicola</i>	<i>Iris variegata</i>
		<i>Helianthemum nummularium</i>	<i>Lavatera thuringiaca</i>
		<i>Hypochoeris maculata</i>	<i>Melandrium viscosum</i>
		<i>Iris variegata</i>	<i>Onosma arenaria</i>
		<i>Melandrium viscosum</i>	<i>Oxytropis pilosa</i>
		<i>Onobrychis arenaria</i>	<i>Peucedanum cervaria</i>
		<i>Onosma arenaria</i>	<i>Rumex thyrsiflorus</i>

3. táblázat (folytatás). A vetésekhez összeállított magkeverékekben alkalmazott fajok.

peszer_1_diverse H5b	peszer_1_diverse retszyepp
<i>Salvia nemorosa</i>	<i>Salvia pratensis</i>
<i>Salvia pratensis</i>	<i>Sanguisorba minor</i>
<i>Sanguisorba minor</i>	<i>Seseli varium</i>
<i>Scabiosa canescens</i>	<i>Silene multiflora</i>
<i>Seseli varium</i>	<i>Thalictrum minus minus</i>
<i>Stachys recta</i>	<i>Trifolium montanum</i>
<i>Teucrium montanum</i>	<i>Viola hirta</i>
<i>Thalictrum minus minus</i>	
<i>Trifolium montanum</i>	

Termőhely

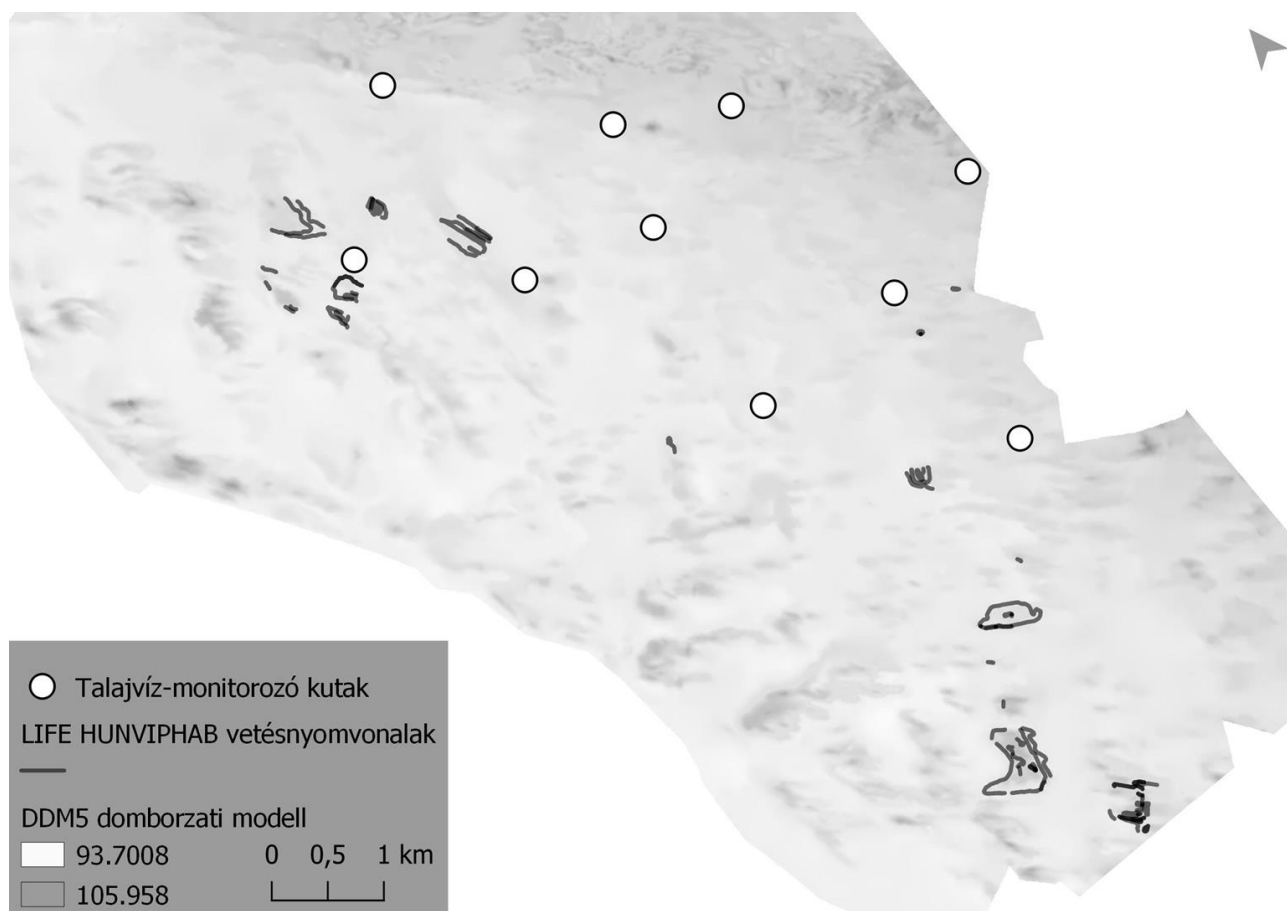
A bugaci és a peszéradacsi eredmények elemzésekor a termőhelyek befolyásoló hatását vizsgáltuk a gyepterítés és diverzifikációs felülvetés megtelepedési sikereinél. A Kárpát-medence endemikus élőhelyei, a nyílt, száraz gyepek humuszban szegények, ahol a legalacsonyabb a felvehető tápanyag és víz mennyisége, a növények megjelenése ezért lassú. Ezeken a száraz, rossz vízellátottságú és kevés tápanyagtartalmú élőhelyeken gyakran másodlagos gyesedés zajlik le. Leggyakrabban 50-80% közötti a vegetáció borítása, jellemző fajai egyéb élő növények mellett a vetett magyar csenkesz is (Haraszthy, 2014). A talaj jellemzően nagy százalékban homokból tevődik össze, amelyre rossz vízgazdálkodás jellemző (Haraszthy, 2014). A Duna-Tisza közén a meszes, túlnyomó részt a szél által könnyen szállított, könnyű szemcséjű homok jellemző, amely a Kiskunság-homokhát kistáját buckákkal tagolja (Dövényi és mtsai. 2008). A legkedvezőbb feltételek mellett a zárt homoki gyepek jelennek meg. A rétszyepp magkeverékek alkalmazási termőhelyén zártabb vízesebb termőhelyről van szó, ahol feltehetőleg magasabb fitomassza tömeg van jelen a területen.

Ezermagtömeg és magok száma vetésenként

A felmérések adatainak elemzésekor a vetett fajok ezermagtömeg-információi a megtelepedési sikerek kiértékeléséhez szükségesek. Az adott taxonra vonatkozó ezer darab mag lemért tömegét értjük ezermagtömeg alatt, az érték meghatározásakor alkalmazott egyik módszer száz darab mag tömegének lemérése, majd a kapott eredmény felszorozása. (Csontos, Tamás, és Balogh, 2007). A grammban megadott ezermagtömegeket elosztottuk ezerrel, így megkaptuk a taxon egy magjának tömegét, majd ezerrel elosztva átváltottuk kilogrammra. Ezeket az értékeket aztán beszoroztuk az összesen vetett magtömeggel, így megkaptuk a vetett magok mennyiségét darabra. A fajokból összesen vetett magtömeg meghatározásakor a vetési sávok szélességéből és hosszából kiszámított fajonkénti vetési területeket (hektár) beszoroztuk a vetési tömeggel (kg/ha).

A fajonként vetett magok mennyiségének (darab) meghatározása:

$$\text{vetett magok száma} = \text{ezermagtömeg} / 10^6 \times (\text{vetési sáv szélessége} \times \text{vetési sáv hossza}) \times \text{vetett magmennyiség (kg/ha)}$$



5. ábra. Talajvíz-monitorozó kutak és a domborzati modell fedvénye, a vetések helyével együtt.

Talajvízszint

A Felső-kiskunsági Turjánvidéken 10 talajvíz-monitorozó kút adatait használtuk fel (5. ábra). Az észlelő kutak 4 óránként rögzítenek adatokat, így minden egyes nap ötször mérték talajvízszintet a műszerek, $\pm 0,001$ m pontossággal. A kutak talpmélysége a terepszint alatt 6 m-el volt. A vetések helyére vonatkozó talajvízszint becslésekhez a talajvízszint adatok mellett felhasználtuk a DDM5 nevű, 5×5 m raszter felbontású domborzati modellt is, ami az 1:10000 topográfiai térképek szintvonalak digitalizálásával lett előállítva, amiben a magasság értékek megbízhatósága átlagosan $\pm 0,7$ m. A vetéseknél valószínű átlagos talajvízszintet a kutankénti vetés és felmérés közötti átlag értékei alapján végzett krigeléssel (kriging) becsültük. A krigelés a geostatistikában elterjedt modell alapú térbeli interpoláció, ami egy olyan közelítő módszer, amely egy függvény ismert értékek alapján ad közelítést a nem ismert értékeire.

Életformatípus

Az elemzések során a fajokra vonatkozó életforma-típusok hatását és megtelepedési arányait Raunkiaer 1934-es osztályozási rendszere alapján rendeltük az egyes taxonokhoz (Vojtkó és Lukács, 2015). A felmérések alapján sikeresen kicsírázott és a ki nem mutatott növények különböző átvészelési módjainak aránybeli alakulásával azt vizsgáltuk, hogy melyek azok a típusok, amelyek a gyepvetés és a diverzifikáció során nagyobb mennyiségben tudtak megtelepedni és a területek

jelenlegi állapotában melyek azok az életformák, amelyeknek a várható sikeressége nagyobb. A kombinált esetekben, például H(Ch) jelölés esetén a zárójel előtti tagot tekintjük hangsúlyosnak (Horváth, 1995). Az adatokat egy adattáblában összesítettük, amelynek alapjául az 1989-ben összeállított Flóra adatbázis szolgált. A hiba-faktorok elkerülése végett a taxonok tudományos neveit ellenőriztük és a megújult elnevezéseket azonosítottuk a korábbi verziókkal, majd egységesítettük a felmérésekben használtakkal. Az adatbázis taxonlistájában és attribútum-állományában megnevezett Raunkiaer életforma-kategóriák definiálása tette lehetővé az értelmezést (Horváth, 1995). Az adatbázisban a tudományos nevek alapján a vetett fajokra lefuttatott keresést követően az egyes taxonokra vonatkozó adatokat kimentettük és az egységesített adattáblában az életformákra vonatkozó információkat megjelenítettük.

Megtelepedési adatok

A vetésnyomvonalak szisztematikus terepi felmérései 2022. júliusában zajlottak, továbbá felhasználtuk a felmérés óta, 2022. őszén észlelt megtelepedések szórványosan gyűjtött adatait is. Az adatok rögzítése a gyepvetési területen elsősorban a magvetett sorok, illetve sávok mentén történt, ahol a sikeresen megtelepedett fajok mellett feljegyzésre kerültek a spontán betelepült, vagy a magbankból kihajtott nem vetett növények is. A felmérés során az egyes vetési sávokat alaposan lejárattuk, illetve feljegyeztük az egyes vetési sávokban az előforduló vetett növényfajok jelenlétét vagy hiányát (Süveges, 2022). A sávok hossza és szélessége változó, így mindegyik egyedi azonosítóval rendelkezik, mint az az ábrán/táblázatban is látható. Sikeres megtelepedésnek tekintjük az adott vetéssel a vetett faj legalább egy, határozható, csíranövéynél fejlettebb egyedének kimutatását.

Elemzések

A vetések nyomvonalai és a magkeverékek adatai alapján létrehoztunk egy adattáblát, amelyben minden vetésnek egyedi azonosítója volt. A nyomvonalak helyszínei alapján megadtuk a vetésre vonatkozó termőhely típusát és összekötöttük a nyomvonalakat a talajvízszint adatokkal. A fajnevek alapján az adattáblába bekötöttük az ezermagtömeg és magmennyiség adatokat, valamint a fajok életformatípusát.

A második vizsgálati kérdés esetében, a fajonkénti megtelepedéssel jellemezhető vetéssel arányát, a megtelepedés tapasztalt jelenléte és hiánya alapján, a vetéssel terület alapján számítottuk ki és százalékban fejeztük ki. Az eredményeket oszlopdiagramokon ábráztuk.

A további kérdéseknél az adatokat általánosított lineáris modellekkel (generalised linear models, GLM) elemeztük. Első lépésben minden vizsgálati kérdésre külön-külön modellt illesztettünk, mindnél a függő változó (tapasztalt megtelepedés) bináris értékei miatt binomiális hibaeloszlást feltételezve. A harmadik vizsgálati kérdésnél a magyarázó változó a vetés helyszíne (Bugac vagy Peszéradacs) volt faktor változóként. A negyedik kérdésnél a magyarázó változó a vetés termőhelye (rétsztyepp, zárt vagy záródó homokpuszta gyep) volt faktor változóként.

Az ötödik kérdésnél a magyarázó változó a vetésekre vonatkozó átlagos talajvízszint volt folytonos változóként. A hatodik kérdésnél a magyarázó változó a faj életformatípusa (n=9 kategória) volt faktor változóként. A hetedik kérdésnél a magyarázó változó a vetésfelületenkénti és fajonkénti vetett magmennyiség (db) volt folytonos változóként.

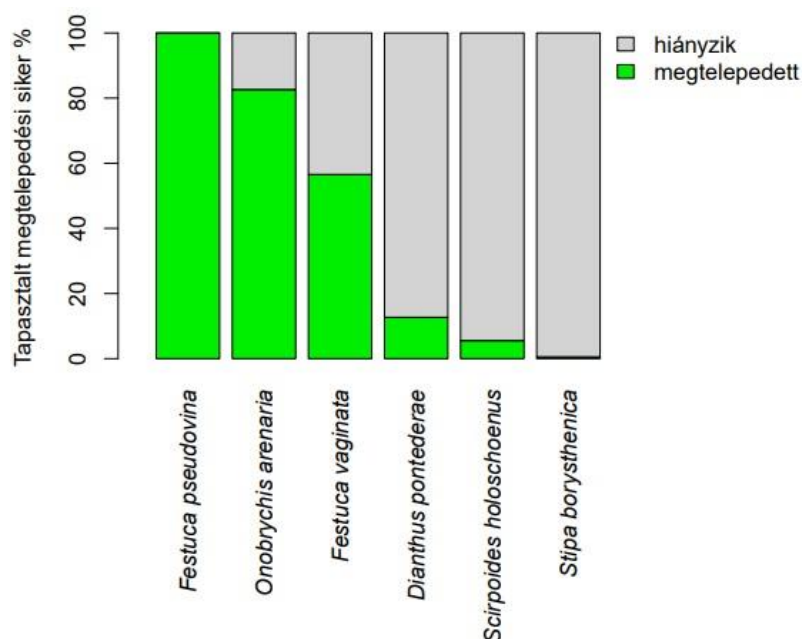
A vetésnyomvonalak feldolgozását és a térképi ábrákat a QGIS 3.14 szoftverrel készítettük. Az elemzéseket és az eredmények grafikus ábrázolását az R 4.1.3 programkörnyezetben (R Core Team 2022). A talajvízszint adatok feldolgozásához a raster (Hijmans, 2022), gstat (Pebesma, 2004; Graler és mtsai. 2016) és sf (Pebesma, 2018) csomagokat alkalmaztuk. A modellezéshez pedig az lmerTest (Kuznetsova és mtsai. 2017) csomagot alkalmaztuk. A statisztikai elemzésekkel szemben támasztott ismételhetőségi elvárásoknak megfelelően, a szkripteket és az azokban foglalt elemzéseket teljesen reprodukálható módon állítottuk össze.

Eredmények

Tapasztalt megtelepedés

Bugaci Összekötés

A bugaci rákosi vipera populációk élőhelyeit összekötő területen végzett 54 sávós gyepvetés eredményeképpen a júliusi felmérések során a vetett fajok 47% - a, azaz 6 sikeresen megtelepedett faj került rögzítésre a rekonstrukciós területről. A területen a vetett veresnadrág csenkesz (*Festuca pseudovina*) már a 2022. tavaszi bejárás során is nagy számban volt jelen tapasztalataim szerint.



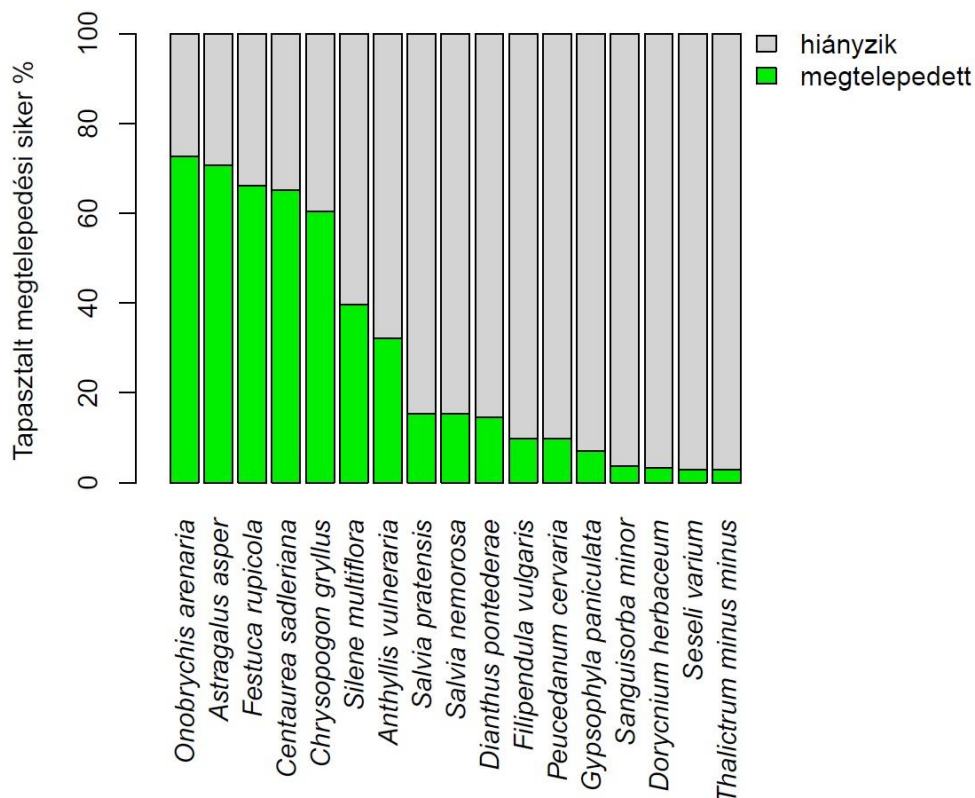
6. ábra. A bugaci Összekötésben tapasztalt megtelepedések vetésfelületek arányára vonatkozó értékei.

A területre kijuttatott, de ki nem mutatott fajok: nyúlzapuka (*Anthyllis vulneraria*), élesmosófü (*Chrysopogon gryllus*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), mezei zsálya (*Salvia pratensis*), kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*), hegyi here (*Trifolium montanum*).

A tapasztalt megtelepedési siker a veresnadrág csenkesz (*F. pseudovina*) esetében 100% a teljes vetésterületre, mivel minden vetési sávban megjelent és borítása tömeges (6. ábra). Mivel az elvetett *Festuca* fajok növekedési sebessége lassú, így a folyamatnak a vegetációstruktúrában mérvadó eredményei pár év után fognak jelentkezni, azonban a fragmentációt okozó nyílt talajfelszinek csökkenése megkezdődött a területen. A homoki baltacím (*Onobrychis arenaria*) 42 sávban is kimutatható volt, a magyar csenkesz (*F. vaginata*) közel a vetési területének felén, vagyis 25 sávban, és a magyar szegfű (*D. ponederae*) 8 vetési sávban mutatott sikeres megtelepedést. Továbbá a homoki szürkekáka (*Scirpoides holoschoenus*) és a védett homoki árvalányhaj (*S. borysthenica*) helyenként megjelent (6. ábra).

Peszéradacsi parlag diverzifikáció

A parlag diverzifikációs tevékenységek eredményeképpen a Peszéradacsi-rétek területén vetett 53 különböző faj magjaiból 17 faj megtelepedése tapasztalható, ami 32% -os megtelepedési sikert jelent. Legnagyobb százalékban a homoki baltacím (*O. arenaria*) telepedett meg sikeresen a diverzifikáció során, hasonlóan a bugaci felmérésekhez (7. ábra).



7. ábra. A peszéradacsi parlag diverzifikációs vetésekben tapasztalt megtelepedések vetésfelületek arányára vonatkozó értékei.

A vizsgálatok során kirajzolódott, hogy vannak növényfajok, mint például a veresnadrág csenkesz, amelyek tömegesen vannak jelen a vetési területen, azonban további kérdéseket vet fel más fajok hiányának, sikertelenségének oka. A Peszéradacsi-rétek vetésterületére kijuttatott, de ki nem mutatott fajok a következők: *Agropyron pectinatum*, *Allium paniculatum*, *A. sphaerocephalum*, *Anthericum liliago*, *Anthericum ramosum*, *Astragalus excapus*, *Brachypodium pinnatum*, *Campanula rotundifolia*, *Carex humilis*, *Cytisus austriacus*, *Dianthus serotinus*, *Dorycnium germanicum*, *Festuca vaginata*, *Fragaria viridis*, *Globularia punctata*, *Gypsophyla paniculata*, *Helianthemum nummularium*, *Helianthemum ovatum*, *Hypochoeris maculata*, *Iris variegata*, *Jurinea mollis*, *Lavatera thuringiaca*, *Melandrium viscosum*, *Onosma arenaria*, *Oxytropys pilosa*, *Pulsatilla pratensis*, *Rumex thyrsoiflorus*, *Scabiosa canescens*, *Seseli hippomarathrum*, *Stachys recta*, *Teucrium montanum*, *Trifolium montanum*, *Viola hirta*.

Megtelepedési sikert befolyásoló tényezők hatása

Terület hatása

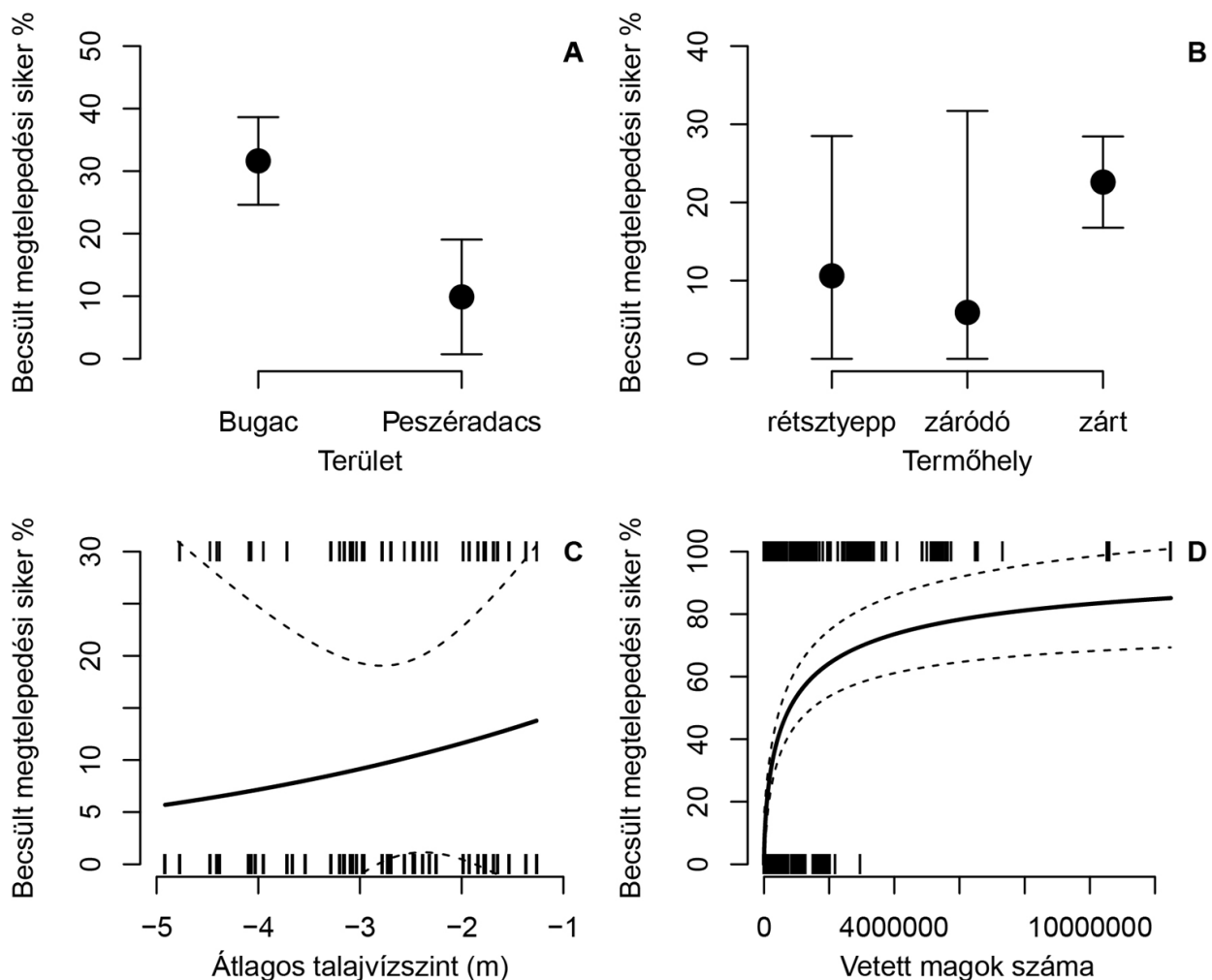
A megtelepedési sikert szignifikánsan befolyásolta a terület ($Z_{\text{Bugac}}=-11,0$, $Z_{\text{Peszéradacs}}=-24,1$, $p<0,0001$). Bugacon jóval magasabb, becsült valószínűsége $31,6\pm 7,0\%$ -ra tehető ($\pm\text{SE}$), míg Peszéradacson a rövid-távú megtelepedés valószínűsége $9,8\pm 3,8\%$ volt (8. ábra A).

Termőhely hatása

A megtelepedési sikert szignifikánsan befolyásolta a termőhely típusa ($Z_{\text{rétsztyepp}}=-11,9$, $Z_{\text{záródó}}=-10,7$, $Z_{\text{zárt}}=-21,1$, $p<0,0001$). Rétsztyepp termőhelyeken a megtelepedés valószínűsége $10,6\pm 17,9\%$ (becslés $\pm\text{SE}$), zárt homokpusztagyepen $22,6\pm 5,8\%$, és záródó homokpusztagyepen $5,9\pm 2,5\%$ volt (8. ábra B).

Talajvízszint hatása

A megtelepedési sikert szignifikánsan pozitívan befolyásolta a talajvízszint ($z=2,61$, $p=0,0122$), méterenként $26,6\pm 10,6\%$ -kal emelkedik a megtelepedési valószínűség (8. ábra C).



8. ábra. Megtelepedési sikert befolyásoló változók hatásának becslései. A C és D ábrán az y tengely nulla és maximum értékénél feltüntetett vonalak adott körülmény között vetett faj hiányát vagy tapasztalt megtelepedését reprezentálják.

Életformatípus hatása

A Raunkiaer-féle életformatípusok közül négy szignifikáns pozitív hatással volt a megtelepedésre ($z_G = -7,75$, $z_{G(Ch)} = -3,51$, $z_H = -21,33$, $z_{H-Ch} = -3,38$, $p < 0,001$). A hemikriptofitonok (H) becsült megtelepedési sikere a legmagasabb (becslés = $23,54 \pm 5,5\%$), a másik három életformatípusnak 1-3% körüli a megtelepedési sikere volt: hemikriptofitonok-kamefitonok (H-Ch) becslés = $3,1 \pm 1,6\%$, geofiton-kamefitonok (G(Ch)) becslés = $2,7 \pm 1,4\%$, geofitonok (G) becslés = $1,2 \pm 5,8\%$. A többi életformatípus hatása a megtelepedési valószínűségre a modell illesztése alapján nem volt értelmezhető.

Vetett magmennyiség

A vetésfelületekre kijuttatott magmennyiségre vonatkozó elemzés alapján a magmennyiség szignifikáns pozitív hatással van a megtelepedési sikerre ($z = 19,73$, $p < 0,0001$). 800,000 db vetett magmennyiség felett $50 \pm 8,3\%$ -os a becsült megtelepedési siker a vetés adott vetésfelületben (8. ábra D). Az ábrán nagymértékű növekedés látható a becsült megtelepedési sikerben a propagulum mennyiség növelésével arányosan, ez azonban hárommilliónál több mag esetében már nem jelent szignifikáns hatást, a görbe enyhén nő, azonban tovább nem befolyásoló nagy mértékben.

Diszkusszió

A rákosi vipera védelmi LIFE projekt keretében végzett természetvédelmi célú gyeprekonstrukciós vetések és gyepdiverzifikációs felülvetések rövid-távú sikerességének vizsgálatának eredményei alapján a bugaci beavatkozási területen a vetett fajok 46%-a, míg a peszéradacsi területeken a vetett fajok 32%-a sikeresen megtelepedett legalább egy vetésfelületben. A vetett fajok megtelepedési sikerét meghatározta a terület (Bugac vagy Peszéradacs), a termőhely (rétsztyepp, zárt vagy záródó homokpusztagyep), a talajvízszint, a faj életformatípusa és a vetett magmennyiség.

A növények nagyobb százalékban a gyepvetésben telepedtek meg, míg a felhagyott szántók helyén vetett fajok a fajok közötti kompetíció miatt kevésbé voltak sikeresek. Összességében ez azt mutatja, hogy Bugacon magasabb volt a kimutatott fajok aránya. Jellemzően az évelők becsült sikeressége adott magasabb értéket. A vetett fajok ezermagtömege alapján kiszámított vetési magmennyiség pozitív hatással van a kimutatható egyedszáma. Az élőhelyek területének növelésével és természetességének fokozásával, a sokszínű ökoszisztémák támogatásával a megritkult növény-, és állatfajok fennmaradását segítjük elő.

A megtelepedési sikerek százalékbeli különbségére hatással lehet a területek természetvédelmi célú beavatkozások előtti állapota és művelési módjai. A bugaci Összekötés területén végzett vetés előtt telepített akácos-fenyves volt. A megtelepedési sikert növelhette, hogy a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) a száraz gyepekben, ahol alacsony a talaj tápanyag tartalma, nagy befolyásoló hatással bír a növényzet számára elérhető nitrogén megkötésével. Kutatások kimutatták, hogy az akácosok alatt jelentősen megnövekszik a talaj összes nitrogéntartalma, ami nem csökken azonnal a fás állomány letermelésével (Kastler és Samimi, 2013). Ebből következtethetünk arra, hogy Bugac esetében a vetési terület megnövekedett tápanyagmennyisége befolyásolta a vetésfelületen kimutatható fajok jelenlétét. Másik befolyásoló tényező, hogy ezen a területen a szinte csupasz talajfelszínre, előkészített magágyba történtek az első vetések, a csírázást és a növények fejlődését nem hátráltatta a már meglévő gypszövet és gyökérszóna, valamint a kompetíció.

A felmérésekben tapasztalt és a becsült alacsonyabb sikerek magyarázhatóak a záródás mértékével. A humuszban szegény nyílt, száraz gyepek esetében legalacsonyabb a felvehető tápanyagok-, és víz mennyisége, amely a növények lassú, vagy sikertelen megtelepedését okozza. Jellemző faj ezeken az élőhelyeken a magyar csenkesz, amely a vetés után több helyen sikeresen megtelepedett (Haraszty, 2014). A pannon szubendemikus fajt a meszes élőhelyhez adaptálódott gyökérzete mellett ökológiai igényei is hozzásegítik a megtelepedésben, társulásalkotóként a fajösszetételben és a vegetációstruktúrában is fontos szerepet játszik (Ónodi, 2011). Az eredmények és a terepi tapasztalatok alapján a peszéradacsi parlagvetéseken tapasztalt mérsékelt megtelepedési sikert mindkét tényező okozhatja, de a már jelenlevő parlagtársulás feltételezhetőleg nagy mértékben hátráltatta a megtelepedést.

Az érdes csüdfű (*Astragalus asper*), a budai imola (*Centaurea sadleriana*) és az élesmosófű (*Chrysopogon gryllus*) magas arányban tapasztalt megtelepedési sikeréhez feltehetőleg hozzájárulhat a vetésekkel párhuzamosan zajló spontán megtelepedésük, amely főként az Erzsébeti-szántók területén valószínűsíthető. Ettől függetlenül, más területeken (Beles-szőlők, Zombor-hegy, Lapos-hát) egyértelműen a vetés hatására telepedtek meg ezek a fajok, a vetés sávokon kívül nem fordulnak elő.

A rétsztyepp vetésterületeken a termőhely fitomasszatömege feltehetőleg nagyobb, mint a zárt-, és a záródó típusban a nedvesebb élőhelytípus miatt (Haraszty, 2014). Itt a magok a magas gyökérkompetíció miatt nehezebben tudnak érvényesülni, az évelők a fajok közti versengésben elmaradnak az erőteljesebb egynyári fajoktól (Harris, 1977). A Peszéradacsi-rétek esetében a fajkészlet sokszínűvé tétele a cél, a területen lévő vegetáció miatt nem elhanyagolható tényező a fajok közötti kompetíció. A homoki élőhelyek specialista, szűk tűrőképességű fajai általában mélyre nyúló gyökérzettel rendelkeznek a feltételekhez való alkalmazkodás bizonyítékeként, azonban ezek a fajok gyökérkompetícióban gyakorolt hatása a gyomokkal szemben nem jelentős (Godó, 2018).

A Raunkiaer-féle életforma osztályozás szerint lefuttatott elemzés kimutatta, hogy a talajfelszín felett évelők telepednek meg a legnagyobb eséllyel a pionír, tarvágott felszínen. Ezek a kamefiton fajok föld feletti hajtástengelye rendszerint több mint egy vegetációs időszakban is jelen lehet, ilyen növény például a sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*) (Vojtkó és Lukács, 2015).

Kutatások kimutatták meszes gyepekben, hogy a hemikriptofiton évelők a szukcesszió kezdetleges állapotában lévő gyepekben és kopár talajfelszíneken visszaszorulnak, majd a vegetációfejlődés folyamata során fokozatosan előnybe kerülnek (Karlík és Poschlod, 2014). A jelenlegi bugaci és peszéradacsi vizsgálatok összesített elemzése alátámasztja ezen évelők nehezebb kezdeti megtelepedését, azonban ez a jövőben más arányokat mutathat, így az elvetett fajok közül többek között az érdes csüdfű (*Astragalus asper*), a pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), az élesmosófű (*Chrysopogon gryllus*), a sokvirágú habszegfű (*Silene multiflora*), a nyúlzapuka (*Anthyllis vulneraria*), a zsálya fajok (*Salvia nemorosa*, *S. pratensis*), a koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*), szarvas kocsord (*Peucedanum vervaria*), a változó gurgolya (*Seseli varium*) és a csenkesz fajok (*F. pseudovina*, *F. vaginata*) jelenléte is hangsúlyosabb lehet.

A vetésterületre kijuttatott magok mennyisége pozitívan befolyásolja a fajok megjelenését, ezt mutatja a legnagyobb mennyiségben vetett veresnadrág csenkesz magas abundanciája. A bugaci terület a természetvédelmi célú tevékenységeknek köszönhetően az egykori akácsonál természetesebb fajkészlettel rendelkezik, amelyet a Borhidi-féle szociális magatartástípusok elemzésével tudunk bizonyítani és reprezentálni. A vizsgálatok alapján a honos fajok mennyiségének növelését a vetett magmennyiség fokozása kedvező irányba sodorja.

A vizsgálat legfontosabb limitációja, hogy a vetések óta legfeljebb két teljes vegetációs periódus zajlott le, a legtöbb esetben pedig csak másfél a felmérés időpontjáig. A vetések óta eltelt időszakban a csírázási és a csíranövény megmaradási feltételek feltételezhetőleg nem voltak kedvezőek a rendkívüli szárazság és magas nyári hőmérsékletek miatt. A 2022-es évre jellemző súlyosan aszályos időszak nagy valószínűséggel a csírázó növények alacsony számában mérvadó szerepet játszott, a nedvesség hiánya mellett a túl magas hőmérséklet is káros hatással lehet a magokra (Kiss, 2016). Feltételezzük, hogy a vetett növényfajok jelentős része nem csírázott, dormanciája nem tört meg. Tehát, a jelen vizsgálat eredményeinek interpretációja során fontos figyelembe venni, hogy csak a rövid távú megtelepedési sikert tudtuk vizsgálni, és javasolt a felmérést legalább 2 évente javasolt megismételni. További torzító tényező lehet a felmérések időpontja egyes fajok észlelhetősége szempontjából: pl. a homoki kikerics (*Colchicum arenarium*) szeptember-októberben virágzik és tavasszal hozza termését és leveleit, így pont olyan életciklusában történt meg a júliusi felmérés, amikor nem volt kimutatható.

A csírázást gátló tényezők között megemlítendő a fehér akác vízelvonása és gátló hatása. (Bartha, Csiszár és Zsigmond, 2006). Szintén gondot okoz, ha a mag a dormancia, vagyis a nyugalmi állapot ideje alatt nem képes elég vizet felvenni. A magbankban jelen lévő magok a megfelelő körülmények között a csírázás fázisába lépnek, azonban, ha valamelyik feltétel hiányzik, kényszernyugalmi állapot, úgynevezett másodlagos dormancia lép fel. (Pásztor, 2020) Az egyes fajok szaporítóképletei különböző időintervallumig tudják csírázásra képes állapotban a magbankot gazdagítani, ugyanakkor fennáll a veszélye annak, hogy túl sok idő telik el, és a magvak tulajdonképpen előregszenek és nem lesznek perzisztensek. A gyepvetés esetében feltételezhető, hogy a ki nem kelt magok között vannak dormans magok.

A területek állapotára vonatkozóan a természetességi vizsgálatok, mint a Borhidi-féle szociális magatartástípusok megoszlása egy könnyen értelmezhető képet ad, amely összehasonlítási alapot nyújt a jövőbeli elemzésekhez. Az elemzések elvégzése mellett a fejlődő növényzet vegetációstruktúrájának alakulása az idő előrehaladtával a rákosi vipera védelmének szempontjából fontos feladat, hiszen ez mutatja majd a búvó-, és napozóhelyek elérhető mennyiségét a rekonstrukciós területeken. Kifejezetten a Bócsa – Bugac térségi populációk élőhelyeit összekötő gyepvetés jövőbeli kedvező struktúrája lesz meghatározó és fontos ahhoz, hogy a viperák használják a területet. A kiemelt gyepes élőhelyekre nézve a cserjék térhódítása jelent problémát a gyepterületek fenntartása során, amelyet aktív beavatkozással kell kezelni (Török és mtsai. 2013). Összességében a vetések fajainak sikeres megtelepedését befolyásoló biotikus tényezők mellett a helyes magmennyiség megválasztásával és a megfelelő diverzitású keverék használatával kedvező eredményeket érhetünk el.

A vizsgálatok során a fajok egy kis hányadának kimutatása a felmérés időpontjában nem volt lehetséges, így a gyepvetések, diverzifikációs felülvetések területén további, rendszeres adatrögzítések szükségesek a folyamatosan változó és fluktuáló vegetációra vonatkozóan. Felmérések során a pontosságot növeli a többszöri bejárás, ami azonban munkaerő-, szakértelem-, és időigényes munka. Az észlelési limitáció ellenére elmondhatjuk, hogy a rekonstrukciós beavatkozásoknak köszönhetően nagyobb természetességi fokú állapot irányába tolódik el a területek fejlődése. A rákosi vipera és vele együtt – esernyőszerű védelmet kapva – a fauna, kiváltképpen a hüllők élőhelyeinek területi megnövelése és töredezettségének felszámolása megkezdődött a számukra kedvező vegetációösszetétel-, és struktúra kialakításával.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőimnek, Dr. Mizsei Edvárdnak és Dr. Schmidt Dávidnak a témavezetésért és a szakmaiságban való segítségért. Köszönettel tartozom Süveges Kristófnak a gyepvetések és diverzifikációs felülvetések botanikai felméréseinek adataiért, Vadász-Besnyői Verának az ezermagtömegekre vonatkozó méréseinek adataiért és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak munkatársainak áldozatos munkájáért. Továbbá köszönöm a LIFE HUNVIPHAB „A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” (LIFE18 NAT/HU/000799) projektnek, hogy bekapcsolódhattam az önkéntesek munkájába.

Irodalomjegyzék

- Albert Á.-J., Tóthmérész B., és Török P. (2013): Közép-európai parlagokon zajló spontán gyepesedési folyamatok restaurációs ökológiai szempontú értékelése. *Botanikai Közlemények* 100: 201–16.
- Andrén, H. (1997): Habitat Fragmentation and Changes in Biodiversity. *Ecological Bulletins*, sz. 46: 171–81.
- Bardgett, R. D., Bullock, J., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N., Chomel, M. és mtsai. (2021): Combatting Global Grassland Degradation. *Nature Reviews Earth & Environment* 2 (10): 720–35. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2>.
- Bartha D., Csiszár Á., és Zsigmond V. (2006): Fehér akác. *ÖZÖNNÖVÉNYEK* II., 37.
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P. J., Smith, H. G., és Lindborg, R. (2019): Grasslands—More Important for Ecosystem Services than You Might Think. *Ecosphere* 10 (2): e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>.
- Botta-Dukát Z., Molnár E., és Szitár K. (2008): Invasion of Alien Plants in the Sand Vegetation of Kiskunság, 2.
- Csontos P., Tamás J., és Balogh L. (2007): Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, II. Dicotyledonopsida. *Studia botanica hungarica* 38: 179–89.
- Deák B., Rádai Z., Lukács K., Kelemen A., Kiss R., Bátori Z., Kiss J. P., és Valkó O. (2020): Fragmented Dry Grasslands Preserve Unique Components of Plant Species and Phylogenetic Diversity in Agricultural Landscapes. *Biodiversity and Conservation* 29 (14): 4091–4110. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02066-7>.
- DeSimone, Sandra A. (2011): Balancing active and passive restoration in a nonchemical, research-based approach to coastal sage scrub restoration in southern California. *Ecological Restoration* 29 (1–2): 45–51.
- Dövényi Z., Ambrózy P., Juhász Á., Marosi S., Mezősi G., Michalkó G., Somogyi S., és Tiner T. (2008): Magyarország kistájainak katasztere (Inventory of Microregions in Hungary).
- Ellenberg, H. and Mueller-Dombois, D. (1967): A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. https://www.researchgate.net/publication/267393597_A_Key_to_Raunkiaer_plant_life_forms_with_revised_subdivisions
- Fackelmeier, A., és Biebl, E.M. (2009): A multistatic radar array for detecting wild animals during pasture mowing. In 2009 European Radar Conference (EuRAD), 477–80.

- Fülöp B., Nyári L., Deák M., Balogh A., Molnár Cs., Bódis J., Sisák I., és Vadász Cs. (2019): A Felső-Kiskunsági Záródó Homokpusztagyepék (*Festucetum Wagneri*) Természetvédelmi Szempontból Kitüntetett Jelentőségű Növényfajainak Termőhelyi Jellemzése. TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK 25: 1–13.
- Godó L. (2018): A legelés léptékfüggő hatásai szikes-és homoki gyepék fajgazdagságára. Természetvédelmi Közlemények 24: 75–85.
- Gräler, B., Pebesma, E., és Heuvelink, G. (2016): Spatio-Temporal Interpolation using gstat. The R Journal 8(1), 204-218
- Haraszthy L. (2014): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár 954.
- Harris, G. A. (1977): Root phenology as a factor of competition among grass seedlings. Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives 30 (3): 172–77.
- Házi J., Bartha S., Szentes Sz., Wichmann B., és Penksza K. (2011): Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology 145 (3): 699–707.
- Hijmans, R. J. (2022): raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.5-15. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Horváth F., Dobolyi Z. K., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L. & Szerdahelyi T. (1995): FLÓRA adatbázis 1.2 Taxonlista és attribútum-állomány, Vácrátót. <https://docplayer.hu/218875486-Flora-adatbazis-1-2-taxonlista-es-attributum-allomany.html>
- Karlík, P., és Poschlod, P. (2014): Soil Seed-Bank Composition Reveals the Land-Use History of Calcareous Grasslands. Acta Oecologica 58 (július): 22–34. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.03.003>.
- Kastler, B., és Samimi, C. (2013): The Impact of *Robinia pseudoacacia* on Ground Vegetation and Plant Nutrient Matter in Donau-Auen National Park. In 5th Symposium for Research in Protected Areas, 10–12.
- Kelbert B. (2012): Kaszálás felhagyás hatása helyreállított szikes és löszgyepek vegetációjára | Gyepgazdálkodási Közlemények. <https://ojs.lib.unideb.hu/gygk/article/view/9869>.
- Kiss R. (2016): A talaj-magbank szerepe a magyarországi növényközösségek dinamikájában és helyreállításában / The role of soil seed bank in restoration and dynamics of Hungarian plant communities. Kitaibelia 21 (január). <https://doi.org/10.17542/21.116>.

- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., Christensen, R. H. B. (2017): lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *_Journal of Statistical Software_*, *82*(13), 1-26. doi: 10.18637/jss.v082.i13 (URL: <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>).
- Mizsei E. (2019): Hüllőfajok populációinak lokális abundancia-viszonyait befolyásoló tényezők vizsgálata. Kutatási jelentés, Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- Mizsei E. (2022): A rákosi vipera megőrzése: fajszegény gyepek változatosabbá tétele. A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság hírlevele. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- Mizsei E., Fejes Zs., Malatinszky Á., Lengyel Sz., és Vadász Cs. (2020): Reptile Responses to Vegetation Structure in a Grassland Restored for an Endangered Snake. *Community Ecology* 21 (2): 203–12. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00019-2>.
- Mizsei E., Zinenko O., Sillero N., Ferri V., Roussos S. A. and Szabolcs M. (2018): The distribution of meadow and steppe viper (*Vipera graeca*, *V. renardi* and *V. ursinii*): a revision of the New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe. *Basic and Applied Herpetology* 32: 77-83.
- Móré A., Mizsei E., Vadász Cs., Tóthmérész B., és Heltai M. (2022): Analysis of Mammal Mesopredator Scat Samples Indicates Significant Predation on the Endangered Hungarian Meadow Viper (*Vipera Ursinii Rakosiensis*). *Wildlife Biology* 2022 (4): e01033. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01033>.
- Nelson, Laura L., és Allen, Edith B. (1993): Restoration of *Stipa Pulchra* Grasslands: Effects of Mycorrhizae and Competition from *Avena Barbata*. *Restoration Ecology* 1 (1): 40–50. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00007.x>.
- O'Mara, F. P. (2012): The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110 (6): 1263–70. <https://doi.org/10.1093/aob/mcs209>.
- Ónodi G. (2011): Legelés és tűz, mint gyepdinamikai tényezők: kísérletes vizsgálatok nyílt évelő homokpusztagyepekben. Ph.D.-értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Vácrátót, http://teo.elte.hu/minosites/ertekezes2011/onodi_g.pdf
- Pásztor Gy. (2020): Adatok a köles fajok biológiájához és természetes vírushozátviteléhez. PhD Thesis, Pannon Egyetem.
- Pebesma, E. (2004): Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences*, 30: 683-691.
- Pebesma, E. (2018): Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10 (1), 439-446, <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Pedrini, S., Gibson-Roy P., Trivedi, C., Gálvez-Ramírez, C., Hardwick, K., Shaw, N., Frischie, S., Laverack, G., Dixon, K. (2020): Collection and Production of Native Seeds for Ecological Restoration. *Restoration Ecology* 28 (S3): S228–38. <https://doi.org/10.1111/rec.13190>

- Péchy T., Halpern B., Sós E., és Walzer C. (2015): Conservation of the Hungarian Meadow Viper *Vipera Ursinii Rakosiensis*. *International Zoo Yearbook* 49 (1): 89–103. <https://doi.org/10.1111/izy.12088>.
- R Core Team (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Schäfer, D., Vincent, H., Fischer, M., és Kempel, A. (2020): The Importance of Genetic Diversity for the Translocation of Eight Threatened Plant Species into the Wild. *Global Ecology and Conservation* 24 (december): e01240. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01240>.
- Süveges K. (2022): Gyeprekonstrukciók és diverzifikációs felülvetések botanikai felvételezése (LIFE HUNVIPHAB). Botanikai jelentés.
- Török P., Drexler D., Donko Á., Illyés E., Kapocsi I., Kelemen A., Miglécz, A. és mtsai. (2013): Gyeptelepítés Elmélete És Gyakorlata Az Ökológiai Szemléletű Gazdálkodásban. Budapest: Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft. <https://orgprints.org/id/eprint/22834/>.
- Török P., Vida E., Deák B., Lengyel Sz., és Tóthmérész B. (2011): Grassland Restoration on Former Croplands in Europe: An Assessment of Applicability of Techniques and Costs. *Biodiversity and Conservation* 20 (11): 2311–32. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-9992-4>.
- Újvári B., Madsen, T., Kotenko, T., Olsson, M., Shine, R., és Wittzell, H. (2002): Low Genetic Diversity Threatens Imminent Extinction for the Hungarian Meadow Viper (*Vipera Ursinii Rakosiensis*). *Biological Conservation* 105 (1): 127–30. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00176-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00176-8).
- Vadász Cs., A. Máté, R. Kun, és V. Vadász-Besnyői (2016): Quantifying the Diversifying Potential of Conservation Management Systems: An Evidence-Based Conceptual Model for Managing Species-Rich Grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Grazing in European open landscapes: how to reconcile sustainable land management and biodiversity conservation?*, 234 (október): 134–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.044>.
- Valkó O., B. Deák, P. Török, A. Kelemen, Tamás M., K. Tóth, és B. Tóthmérész (2017): Abandonment of Croplands: Problem or Chance for Grassland Restoration? Case Studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability*, június. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>.
- Vida E., Török P., Deák B. & Tóthmérész B. (2008): Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai közlemények*, 95(1-2), 115-125.

- Vojtkó E. A. és Lukács B. A. (2015): Növényi jellegek és alkalmazásuk növényökológiai kutatásokban I.: Történeti áttekintés, jelleg típusok, módszertan és adatbázisok. *Kitaibelia* 20 (2): 286–299., https://kitaibelia.unideb.hu/articles/Kitaibelia_vol202_p286-299.pdf
- Walker, K., Stevens, Paul A., Stevens, David P., Mountford, O., Manchester, Sarah J., és Pywell Richard 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): 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.020>.
- Wood, A., Stedman-Edwards, P., és Mang, J. (2013): *The Root Causes of Biodiversity Loss*. London: Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315071688>.
- Zachar Z., Pápay G., Csontos P., Szabó G., Zimmermann Z., Saláta D., Szentes Sz., Pajor F., Fuchs M, és Penksza K. (2022): The Effects of Different Management Methods on Restored Grasslands in Potential Temperate Forest Zones. *Diversity* 14 (7): 551. <https://doi.org/10.3390/d14070551>.