

Debreceni Egyetem
Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar
Alkalmazott Növénybiológiai Tanszék

**Homoki nőzirom (*Iris arenaria* Waldst. et Kit.) telepítésének folyamata rákosi vipera
élőhelyrekonstrukció során**

TDK dolgozat

Kriston-Kőműves Nóra
Természetvédelmi mérnök BSc

Konzulensek:

Dr. Kovács Szilvia adjunktus
Dr. Mizsei Edvárd projekt koordinátor, KNPI
Dr. Tállai Magdolna adjunktus

Debrecen

2022

TARTALOMJEGYZÉK

Bevezetés.....	4
1. Célkitűzés.....	5
2. Irodalmi áttekintés.....	7
2.1. Füvesélőhelyek természetvédelmi helyzete	7
2.2. A rákosi vipera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>), mint ernyőfaj	8
2.3. Füvesélőhelyek rekonstrukciójának módszerei.....	9
2.4. A vizsgált faj: a homoki nőszirm (<i>Iris arenaria Waldst. et Kit.</i>)	10
2.4.2. A fajcsoporthoz kapcsolódó esettanulmányok	12
2.5 A kutatási terület bemutatása.....	13
2.5.1. Földrajzi jellemzés	13
2.5.2. Növényföldrajzi jellemzés.....	14
3. Anyagok és módszerek.....	15
3.1. A kutatási terület.....	15
3.1.1. Bócsa-bugaci homokpuszta.....	15
3.1.1.1. Elhelyezkedés és tájtörténet	15
3.1.1.2. A rekonstrukció területe	16
3.2. Adatgyűjtés.....	18
3.2.1. Talajtan	18
3.2.1.1. Arany-féle kötöttségi szám (KA)	19
3.2.1.3. Vezetőképeség.....	20
3.2.1.4. Kémhatás	20
3.2.1.5. Humusztartalom	20
3.2.1.6. Nitrát tartalom	21
3.2.1.7. Mésztartalom.....	21
3.2.1.8. Na ₂ CO ₃ -tartalom meghatározása.....	21
3.2.1.9. Szemcseméret-összetétel	22
3.2.2. Hajtásszám-változás	22
3.2.2.1. A szaporítóanyag begyűjtése	22
3.2.2.2. A hajtásszám mérése a forrás populációkban	22
3.2.3. Élőhelyalkalmasság.....	23
3.2.3.1. Előfordulási adatok	23
3.2.3.2. Környezeti adatok	24
3.3. Adatelemzés	25
3.3.1. Talajtani eredmények.....	25

3.3.2. Hajtásszám-változás	25
3.3.3. Élőhelyalkalmasság modellezése	25
4. Eredmények és értékelésük	28
4.1. Talajtani eredmények.....	28
4.2. Hajtásszám-változás	30
4.3. Élőhelyalkalmasság.....	32
5. Következtetések és javaslatok	34
6. Összefoglalás.....	36
7. Irodalomjegyzék.....	37
8. Táblázatok és Ábrák jegyzéke.....	44
Köszönetnyilvánítás	45

BEVEZETÉS

A természetvédelem elképzelhetetlen élőhelyvédelem nélkül, amely megalapozza nem csupán a fajvédelmet, de a biotikus és abiotikus elemek bonyolult kapcsolatrendszerének megőrzésével az életközösségek komplexitásának védelmét is. A védett területek hazánk körülbelül 10%-át teszik ki, és kiterjedésük növekedése nem várható, így ezek határain belül minél hatékonyabb természetvédelem megvalósítására kell törekednünk.

Amennyiben egy megőrzésre kijelölt (védett) területen diverzitásukban elszegényedett, természeti értékükben csökkent részterületek is találhatóak, érdemes lehet azokat átalakítani, fejleszteni. A célállapotot a terület adottságaira alapozva kell megválasztani, így kézenfekvő lehet a legutóbbi természetes vagy természetközeli állapot rekonstrukciója, például az alföldi homokkötéshez telepített erdők visszaalakítása tájazonos füves élőhelyekké.

A természetvédelem számára sok esetben a gazdaság szempontjából kevésbé értékes területek érhetőek el. Ez a biodiverzitás megőrzése szempontjából is hatékony felosztás lehet. Azok az extrém életkörülmények, amelyeket például a homokvidékek és a szikes területek szolgáltatnak, erős szelekciós hatást jelentenek. Az ilyen módon specializálódott fajoknak nem csupán ritkaságuk, de az egyes környezeti elemekkel szemben tanúsított tág tűrőképességük is növelik egyediségükből fakadó természeti értéküket. Ezek a területek tehát számos endemikus faj és élőhelytípus kialakulását teszik lehetővé, úgy, mint a pannon homoki gyepekre jellemző kései szegfű (*Dianthus serotinus*), a homoki varjúháj (*Sedum urvillei*) és a dolgozat tárgyát képező homoki nőszirm (*Iris arenaria*).

1. CÉLKITŰZÉS

Fokozottan védett hullőfajunk, a pannonendemikus rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) megőrzése hosszú múltra tekint vissza. Mára komplex, tágabb környezetét is érintő beavatkozások kerültek kidolgozásra (PÉCHY et al., 2015). „A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” című, LIFE projekt keretében élőhelyrekonstrukciók, élőhelyfejlesztések, ragadozókontroll, ex situ szaporítás és kibocsátás zajlik. A projekt keretében végzett élőhely-helyreállítási munkákban három európai közösségi jelentőségű növényfaj kiemelt figyelmet kap, ezek a homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a homoki kikerics (*Colchicum arenarium*) és a mocsári kardvirág (*Gladiolus palustris*).

Napjainkban készült átfogó tanulmány igazolja, hogy az egykori homokkötő erdők területének csökkentése, helyükön tájra jellemző gyepvegetáció kialakulásának elősegítése, javasolt természetvédelmi beavatkozásnak minősül (TÖLGYESI et al., 2021). Ebbe szervesen illeszkedik témánk, hiszen a jelenleg is folyó élőhelyfejlesztések között szerepel két bugaci rákosi vipera élőhely összekapcsolása, a két terület közötti, homokfásításból visszamaradt erdősáv visszagyepesítése révén. Az elérni kívánt természetességi állapotnak markáns részét képezik a stabil homoki nőszirm és homoki kikerics populációk is. Jelen munka a homoki nőszirm telepítéséhez szükséges ismeretek biztosítását szolgálja.

A fajok betelepítéséhez szükséges szaporítóanyag a környező természetes gyepekről való gyűjtésből származik. A természetes állományok kímélését szem előtt tartva, a begyűjtött földalatti szaporító képletek felszaporításra kerülnek (ex situ) a beültetés előtt, amivel párhuzamosan a forrás populációk monitorozása is zajlik abból a célból, hogy megtudjuk, a beavatkozás okozott-e károsodást a gyűjtéssel érintett tövekben.

A dolgozatban értékelem a rekonstrukciós terület alkalmasságát a homoki nőszirm betelepítésére a forrásként szolgáló két különböző gyeptípus és a célterületek talajtani adottságai alapján. Továbbá a vizsgált faj Duna–Tisza közti állományai alapján egy élőhelyalkalmassági modell felállításával is vizsgálom a rekonstrukciós terület alkalmasságát.

Kutatási kérdések:

- Van-e negatív hatása a homoki nőszirm rametek gyűjtésének a forrás polikormonok hajtásképzésére?
- Talajtani tulajdonságok alapján, a rekonstrukciós terület alkalmasnak tekinthető-e a homoki nőszirm számára?

- Domborzati tulajdonságok alapján a rekonstrukciós terület alkalmasnak tekinthető-e a homoki nőszirm számára?

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Füves élőhelyek természetvédelmi helyzete

A gyepterületek a szárazföldek 31-43%-át fedik le, ezzel a legnagyobb kiterjedésű biomok közé tartoznak (ROSEN, 2000; Martin et al., 2021). 2005-re a mérsékeltövi gyepek 46%-át veszítettük el (HOEKSTRA et al., 2005). Világszinten a területcsökkenés elsődleges okai a művelésbe vonás és az idegenhonos, illetve inváziós fajok terjedése, a zavarás megszűnése, a legelő állatállomány csökkenése és a szennyezés (PULLIN et al., 2009; DEÁK – KAPOCSI, 2010, BULLOCK et al., 2011). Európai viszonyok között nyugaton az intenzív mezőgazdaság által kibocsájtott szennyezőanyagok okoztak drasztikus változást a gyepterületeken, míg Közép- és Kelet-Európában a legelők és kaszálók felhagyása, a rendszerváltást követő gazdasági változások következményeként romlott a gyepek állapota (BAKKER – BERENDSE, 1999; ISSELSTEIN et al., 2002; TÖRÖK, 2013).

A gyepek jelentősége a természetvédelemben és a fenntartható agrártájakban felbecsülhetetlen. A természetes és fél-természetes gyepek kulcsfontosságúak a faj- és tájdiverzitás megőrzésében, mivel azok ritka és védett fajok élőhelyei. Az ökoszisztéma szolgáltatások fenntartása által pufferzónát és erózió elleni védelmet jelentenek, talaj-, víz- és levegővédelmi feladatokat látnak el. A mozaikosság biztosításával akadályozzák az inváziós növényfajok és gyomok terjedését (HABEL et al, 2013; TÖRÖK, 2013).

A Natura 2000 hálózatot az Európai Unió hozta létre a jelentős természeti értéket képviselő fajok és élőhelyek megőrzése érdekében. Az érintett területek hasznosítása szabályozott, kijelölésük a meghatározott közösségi jelentőségű élőhelytípusok és fajok előfordulása alapján történik (TV, 2022). Hazánk területére jellemző Natura 2000 jelölő gyepek a löszgyepek, a pannon szikesek és a pannon homoki gyepek.

A pannon homoki gyepek elsősorban a Pannon biogeográfiai régióra jellemző homoki gyepterületek, amelyeket zsombékképző, keskenylevelű pázsitfűfélék urálnak. Általában meszes homoktalajon vannak jelen, fajokban gazdagabbak a savanyú homokon kialakult gyepterületekhez képest. Területük 95%-a Magyarországon terül el, ezért megővésükért kiemelt felelősséggel tartozunk (STANOVÁ et al., 2008). Elsődlegesen nyílt homokpusztagyeppek, zárt homoki sztyepprétek, illetve ezek közötti átmenetek alkotják.

A zárt homoki sztyepprétek – ÁNÉR: H5b: Humuszban gazdag homokon létrejött zárt szárazgyepek. Uralkodó fajaik többnyire a *Festuca rupicola* és a *F. wagneri* (BÖLÖNI et al.,

2011). A sztyeppvegetáció szárazságtűrő, magas fűfélékből áll (*Festuca vaginata*, *Stipa borysthena*), kisebb számú kétszikű fajok mellett (*Alkanna tinctoria*, *Dianthus serotinus*, *Fumana procumbens*, *Iris arenaria*) (KAUR, 2021).

A nyílt homokpusztagyeppek – ÁNÉR: G1: Humuszban szegény, laza homokon létrejött, maximum 75%-os záródású, szárazságtűrő gyeptársulás. Domináns fajaik szárazságtűrő zombékoló fűvek (*Festuca* spp.), de a borítás jelentős részét sok esetben zuzmófajok alkotják (BÖLÖNI et al., 2011).

A pannon homoki gyepek potenciális kiterjedése sokszorosa az aktuálisnak. Jelenlegi területüknek több, mint fele nem nevezhető természetközeli állapotúnak (MÁTÉ, 2014). Legnagyobb veszélyeztető tényezőjük korábban a mezőgazdasági és erdészeti hasznosítás, ma elsősorban a klímaváltozás (helyileg: szárazodás) és az özönnövények (BIRÓ et al., 2011; VADÁSZ, 2015; KOCSIS et al., 2018; FÜLÖP et al., 2019). Bizonyos ökológiai feltételek teljesülése esetén ezek az élőhelyek nem igénylik az emberi beavatkozást (legeltetés, kaszálás) fennmaradásukhoz. Ez viszont nem minden esetben valósul meg. Az antropogén zavarástól függő gyepeket veszélyezteti a hasznosítás megváltozása például a legelő állatok számának csökkenése (STANOVÁ et al., 2008).

A közelmúltban átfogó értekezés született a homokfásítások hidrológiai hatásáról, amely szerint a homokterületeken az erdők létesítése kerülendő, mivel a talajvízmérleget negatív irányba befolyásolják. Mivel a Kiskunságban rendkívüli mértékű talajvízszint süllyedés következett be az elmúlt évtizedekben, ezért az egykori homokkötő erdők területének csökkentése, és a helyükön a tájra jellemző gyeppvegetáció kialakulásának elősegítése javasolt. Az erdőtelepítések helyszínéként kedvezőbb szerkezetű talajokat ajánlanak a szerzők, kiemelten ártereket (TÖLGYESI et al., 2021; TÖLGYESI et al. 2023).

2.2. A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), mint ernyőfaj

A parlagi vipera (*Vipera ursinii*) pannon endemikus alfaja a rákosi vipera (*Vipera ursinii* ssp. *rakosiensis*). A rákosi vipera a Pannon biogeográfiai régióon belül a Duna-Tisza közti homokhátságon és a turjánvidéken, a Hanságban, és az Erdélyi Mezőségben fordul elő (MIZSEI et al. 2018). Elsődleges veszélyeztető tényezője az élőhelyül szolgáló gyepterületek átalakítása, az intenzív gyeppgazdálkodásból eredő degradáció és izoláció, a nagy predációs nyomás és a szándékos pusztítás (PÉCHY et al. 2015, MIZSEI et al. 2018, MÓRÉ et al. 2022).

„A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” című, LIFE18NAT/HU/000799 azonosítójú projekt keretében zajlanak a fajjal kapcsolatos konzervációs tevékenységek, amelyek főként az ex-situ szaporítási és kibocsátási, élőhelyrekonstrukciós és ragadozó kontroll akciókból állnak. Védelme az élőhelyeinek védelmét, az azonos élőhelyen jelen lévő fajok és az azonos predátorokkal rendelkező zsákmányállatok egyedeinek nagyobb túlélési esélyét is jelenti egyben, tehát természetvédelmi vonatkozásban ernyőfajnak tekinthető (ROBERGE – ANGELSTAM 2004). A projekt élőhelyfejlesztési céljai közül kiemelhető: az elszegényedett gyepek és spontán gyepesedett területek strukturális és florális diverzitásának növelése, láprétek és láptavak rekonstrukciója, illetve izolált rákosi vipera élőhelyek összekötése homokkötő erdőrészeleten végrehajtott gyeprekonstrukció révén (MIZSEI, 2020).

2.3. Füvesélőhelyek rekonstrukciójának módszerei

A helyes gyeprekonstrukciók természeti értéket teremtenek, de létrejöttük sok esetben társul gazdasági célokkal (agrártájban betöltött puffer és ökoszisztéma szolgáltatások megőrző szerepe, erózióvédelem és támogatási rendszer) (HABEL et al., 2013, TÖRÖK et al., 2013).

A gyeprekonstrukciók számos módon történhetnek. A tervezés folyamán döntést kell hozni az alkalmazott fajok számáról, minőségükről (fűféle/nem fűféle arány; ápoló vagy parazita fajok alkalmazása), a szaporítóanyag eredetéről (helyi vagy sem, élőhelytípus egyezése, ex situ forrás) és minőségéről (ültetés vagy vetés), az előmunkálatokról (vegetáció teljes vagy részleges felszámolása, égetés, herbicides kezelés, nyírás; talajművelés, magágy/barázda készítése), a vetésről (kézzel vagy géppel történjen, mikor és mekkora területen, milyen sűrűségben). További a vetéshez kapcsolódó döntések szükségesek a kén, faszén, trágya, baktériumtrágya vagy mikorrhiza-készítmények alkalmazásáról, a talajáztatás lehetőségéről, illetve a talajpéppel való vetésről (hydroseeding). Mindemellett meg kell határozni, hogy a rekonstruált gyepek fennmaradásához szükség lesz-e antropogén zavarásra, és ezt milyen módon érdemes megvalósítani (pl.: legeltetés) (GIBSON, 2009).

Cserjésedés vagy beerdősülés visszafordítása során szükséges lehet a gyökérmaradványok eltávolítása is, vagy a tönkök elroncsolása, mechanikai és herbicides kezelése. A fűfélék csoportosíthatóak hajtásnevelésük (zsombékképző vagy tarackoló) és habitusuk alapján (aljfűvek vagy szálfűvek), melyek a gyepszervezet kialakítása szempontjából kiemelt

fontosságú tulajdonságok. A parazitanövények elszegényedett karakterfaj-készlettel rendelkező gyepeken lehetnek hasznosak. A helyi szaporítóanyag használata a beszerzés bizonytalanságától eltekintve minden más szempontból előnyös. A talajszerkezet roncsolása csak az elkerülhetetlen mértékben ajánlott, a tápanyagtöbblet kijuttatása pedig gyomok térnyeréséhez vezethet (RAYBURN – LACA, 2013; TÖRÖK et al., 2013; MARTIN et al., 2021).

Síkvidéki növényfajok jelenlétét (ezzel összefüggésben terjedését és megtelepülését) a termőhelyi paraméterek finomléptékű különbségei is számottevően befolyásolhatják. Ezt élőhelyfejlesztések során figyelembe kell venni (CRITCHLEY et al., 2002).

2.4. A vizsgált faj: a homoki nőszirm (Iris arenaria Waldst. et Kit.)

2.4.1. A faj jellemzése

A homoki nőszirm (*Iris arenaria*) a Kárpát-medence gyepterületeinek endemikus növényfaja. Magyarországon 1982 óta védett, jelenlegi természetvédelmi értéke 10 000 forint (13/2001. V. 9. KöM rendelet). Szerepel az Élőhelyvédelmi Irányelv II. függelékében, közösségi jelentőségű növényfaj (BÉRCES, 2011; TV, 2022). A magyarországi edényes flóra fajainak természetvédelmi helyzetét tárgyaló Vörös Lista szerint veszélyeztetettséghez közeli faj (KIRÁLY, 2007).

A homoki nőszirm a zárvatermő egyszikűek között a Nőszirmfélék (*Iridaceae*) családjában tartozik, ezen belül az *Iris* section *Psammiris* csoport tagja (ALEXEEVA, 2018). Magyarországon elsősorban *Iris humilis* Georgi subsp. *arenaria* (W. et K.) és *Iris arenaria* (W. et K.) tudományos neveken tartják számon (JÁVORKA, 1925; JÁVORKA, 1937; SOÓ, 1953; KIRÁLY et al., 2009; TV, 2022), és önálló fajként vagy alfajként hivatkozunk rá. Az *I. humilis* alfajaként magyar határozókönyvben először 1953-ban szerepelt (SOÓ, 1953). A kariológiai vizsgálatok szerint, az *I. arenaria* nem áll közeli kapcsolatban az *I. humilis* faj csoportjával, mivel kromoszómaszámuk jelentősen eltér (*I. arenaria* $2n=22$, *I. humilis* $2n=28$). Magyarország több tájáról származó egyedek között ilyen különbséget nem fedeztek fel. Ezek alapján, a homoki nőszirm pannon endemikus eredete megerősítést nyert, és a taxon faji rangon kezelendő (BARABÁS, 2006).

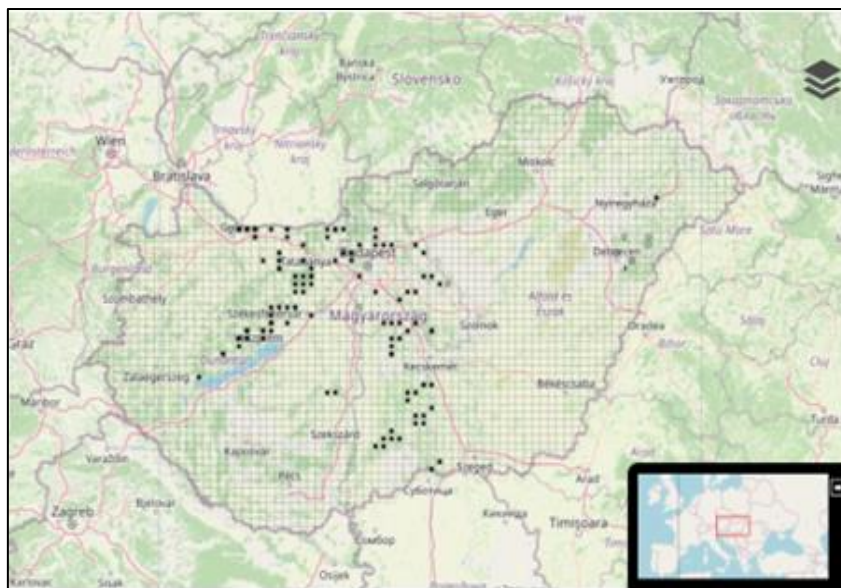
A homoki nőszirm szinonimái (WFO, 2022):

Iris arenaria f. phyllospatha Borbás
Iris arenaria subsp. borzaeana Prodan
Iris arenaria subsp. orientalis Lavr.
Iris borzaeana (Prodan) Prodan
Iris flavissima f. orientalis Ugr.
Iris flavissima subsp. orientalis (Ugr.) Lavranos
Iris humilis f. phyllospatha (Borbás) Soó
Iris humilis subsp. arenaria (Waldst. & Kit.) Á.Löve & D.Löve
Iris humilis subsp. orientalis (Ugrinsky) Soó
Iris humilis var. borzaeana (Prodan) Soó
Iris pineticola Klokov.

A család jellemzője a 3 külső visszatört és három belső felálló lepelcimpa, a szabad porzók, és az egyetlen bibeszál 2 karójú bibeága, továbbá a vízszintesen kúszó gyöktörzs és a jellegzetesen egy síkba rendeződő, egyszikűekre jellemző tölevelek. A faj gyöktörzse vékony, gumós végű ágakkal, geofiton élő életformájú. Az indahajtások rövidek, sűrű csomókat alkotnak. Levelei 2-10 mm szélesek, kard alakúak, a hüvelyi rész körülöleli a rizómát, melyen elhalása után rajta marad. A zöld leveles hajtás tövén látszanak a régi levelek rostos, barna színű maradványai. A virágos hajtás 15-20 cm, rajta 1-2 virág jelenik meg. A lepelcső 5-12 mm hosszú, alig, vagy nem hosszabb a magháznál, a világossárga alapszínű takarótájban a torok halványkék, a külső lepelcimpák középtájon szőrözöttek. A toktermés elliptikus, csúcsi és alapi részén csőrösen elkeskenyedik. A magvak magköpenye fehéres színű. Virágzása április és május hónapokban jellemző (JÁVORKA, 1925; JÁVORKA, 1937; SOÓ, 1953; KIRÁLY, 2009; ALEXEEVA, 2018; TV, 2022).

A faj areája elsősorban a Pannon biogeográfiai régióra esik. Meszes homoktalajon létrejött homokpusztagyepek, lejtősztyepppek, homoki tölgyesek (tisztások és szegélyek) és dolomitsziklagyepek lakója. Bár az ország számos területén megtalálható (*l. ábra*) minden élőhelyén ritka faj (JÁVORKA, 1925; JÁVORKA, 1937; SOÓ, 1953; KIRÁLY, 2009; BÉRCES, 2011; BARTHA et al., 2012). A Borhidi által kidolgozott ökológiai indikátorértékek rendszere alapján mészejelző, szárazságtűrő és sókerülő sztyepnővény, mely szélsőségesen tápanyagszegény élőhelyekre jellemző (HORVÁTH et al., 1995).

Felső-kiskunsági záródó homokpusztagyepeken végzett termőhelyi vizsgálatok alapján a homoki nőszirm a termőréteg vastagságára szűktűrűsű, a mésztartalomra és az 1-2 mm talajszemcseméret arányára tágtűrűsű, elterjedési területe diszjunkt (FÜLÖP et al. 2019).



1. ábra. A homoki nőszirm (*Iris arenaria*) hazai elterjedési területe. Fekete kör=1990 utáni előfordulás.

Forrás: BARTHA et al., 2022

2.4.2. A fajcsoportozáshoz kapcsolódó esettanulmányok

SHUSTOV és mtsi (2021) kutatásuk során a faj, meszes homoki sztyeppnövényzet *ex situ* körülmények között tanúsított életképességét vizsgálták. Az eredmények szerint a homoki nőszirm „semi-resistant” besorolást kapott NV Trulevich rendszere alapján (TRULEVICH, 1991), vagyis élettartama *ex situ* 5-10 évre tehető. Egyedfejlődése felgyorsul a természetes élőhelyek egyedeihez képest és bár lejátszódik a teljes évi életciklusa, de nem minden egyes évben (pl. sarjképzés).

Egy észak-izraeli veszélyeztetett nőszirm faj, az *Iris lortetii in situ* tanulmányozása során megállapították, hogy a faj esetében a különböző populációkból származó egyedek keresztezésével szignifikánsan nagyobb magképzést értek el, mint az azonos természetes populációból származó egyedek esetén. Más szerzők is rámutattak, hogy a fajmegőrzés során kiemelten fontos a fajon belüli diverzitás megőrzése a későbbi életképesség fenntartása érdekében (DAWSON et al, 2011; PIMM et al., 2014). Ugyanakkor, az *I. lortetii* mesterségesen kialakított kísérleti populációk vizsgálata kimutatta, hogy annak a ténynek, hogy az új populáció egyedei több különböző vagy egyetlen élőhelyről származnak-e, nem volt jelentős hatása a túlélési képességekre (HAGAI et al., 2018).

Iris atrofusca ex situ - in situ védelmi mintaprogramja során vizsgálták a felső talajrétegben kialakított magbank csírázását. Az eredmények szerint három szezonon keresztül szinte egyáltalán nem észleltek csírázást, azonban az azt követő szezonban a csírázó magok aránya meghaladta a 10%-ot. Ezzel szemben a rametek kiültetése utáni második évben megfigyelhető volt a közel 100%-os túlélési arány (VOLIS et al., 2009). Az *Iris atrofusca* új populációinak létrehozása után kimutatták, hogy a transzlokáció sikeressége összefüggésben volt négy pázsitfűféle (*Stipa capensis*, *Brachypodium distachyum*, *Avena sterilis*, *Hordeum spontaneum*) és egy sás faj (*Carex pachystylis*) jelenlétével. Valószínűsítik, hogy a sikerhez nem közvetlenül a fajok jelenléte vezetett, hanem a környezet általuk indikált olyan tényezői, amelyekre a vizsgálat nem terjedt ki (VOLIS et al., 2010). A 2005-ben indult fajmegőrzési programról 14 évvel később kijelentették a tartós sikert. Az új állomány stabilizálódott és elkezdett terjeszkedni. Ennek okait elsődlegesen a megfelelő alapozó kutatásban határozták meg a résztvevő kutatók (VOLIS – BLECHER, 2021).

A monitoringot az érintett növények emberi beavatkozás okozta stressz utáni stabilizálódásának kijelentéséig és azon túl is érdemes folytatni. Feladata többek közt a nagyhatású események felismerése, például egy aszályosabb év drasztikus hatása (MONKS et al., 2012, VOLIS – BLECHER, 2021).

2.5 A kutatási terület bemutatása

2.5.1. Földrajzi jellemzés

Vizsgálati területünk a Bócsa-bugaci homokpuszta. Az Alföldön belül a Duna-Tisza közti hátságon helyezkedik el. Az Alföld domborzati és klimatikus szempontból a leghomogénebb nagytájunk. Éghajlatát a kontinentális hatás és a medencehelyzet határozza meg. Az éves csapadékmennyiség 500-550 mm. Az évi középhőmérséklet 10-11 °C. A Duna-Tisza közti hátság területén a Pannon-tenger üledékéből létrejött alapkőzeten a Duna karbonátos hordaléka formált homokvidéket, melyet csökkenő talajvízszint jellemez (JUSTYÁK, 2002; DOMJÁNNÉ – JUHÁSZ, 2010).

A homoktalajok kétszintű váztalajok, a szervesanyagképződés, humuszosodás és szervesanyag-felhalmozódás kevésbé jellemző rájuk, víz- és tápanyag-gazdálkodásuk gyenge. A futóhomok, jellegtelen homok és humuszos homok talajtípusok mozaikszerűen váltják egymást a területen (FILEP, 1999). Előbbire a növényzet teljes hiánya is jellemző lehet, mivel a szél állandó mozgásban tartja felszínét, utóbbin viszont különböző záródású

gyepnövényzet és fás vegetáció is kialakulhat. A homoktalaj szervesanyagtartalma, humusztartalma (Hu%), mésztartalma és szemcseméret-összetétele befolyásolja a tápanyag-szolgáltató képességét és vízháztartását (STEFANOVITS, 1981).

2.5.2. Növényföldrajzi jellemzés

Hazánk legnagyobb része a Holarktikus flórabirodalom, Közép-európai flóraterület, Pannóniai flóratartományába tartozik (*Pannonicum*). Az Alföld flóraidékén (*Eupannonicum*) belül a Duna-Tisza köze flórajárás (*Praematricum*) önálló egységet képez (BORHIDI, 2003).

A Duna-Tisza közti futóhomokon jellemző Magyarország fajokban leginkább bővelkedő homokpusztai vegetációja. Találhatóak itt egyéves és évelő gyepek, előbbi rosnokfajok (*Bromus* spp.), utóbbit az endemikus magyar csenkesz (*Festuca vaginata*) és a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena*) jellemzi. A nyílt homokpusztagyepeken látványos állományokat alkot a homoki báránypirosító (*Alkanna tinctoria*) és a homoki varjúháj (*Sedum urvillei* subsp. *hillebrandtii*). Kései és tartós szegfű (*Dianthus serotinus*, *D. diutinus*), továbbá csikófark (*Ephedra distachya*) és homoki kikerics (*Colchicum arenarium*) is színesíti a tájat. A nyílt homokpusztagyepet nyáras-borókás cserjések (*Junipero-Populetum*) tagolják, amíg a zárt homoki sztyeppréteket a területre jellemző nősziromos-tölgyesek (*Iridi variegatae-Quercetum roboris*) és salamonpecsétes-tölgyesek (*Polygonato latifolii-Quercetum roboris*), illetve telepített erdők (BORHIDI, 2003). A Kiskunsági homokfásítások főként erdei fenyővel, feketefenyővel és fehér akáccal történtek (MASÓN – ALÍA, 2000; RÉDEI et al., 2008; TÖLGYESI et al. 2018). A homoki élőhelyeken kialakított ültetvényszerű erdők az inváziós fafajok és lágyszárúak kedvelt élőhelyei (BÉRCES, 2011).

A homokbuckák közötti mélyebben fekvő területeken mocsári és lápi növényzettel találkozhatunk, benne kormos csátéval (*Schoenus nigricans*) és számos orchidea fajjal. Ez a kontraszt a buckafelszíni futóhomok sivatagi jellegével szemben jól érzékelteti a terület szélsőségeit (BORHIDI, 2003).

3. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

3.1. A kutatási terület

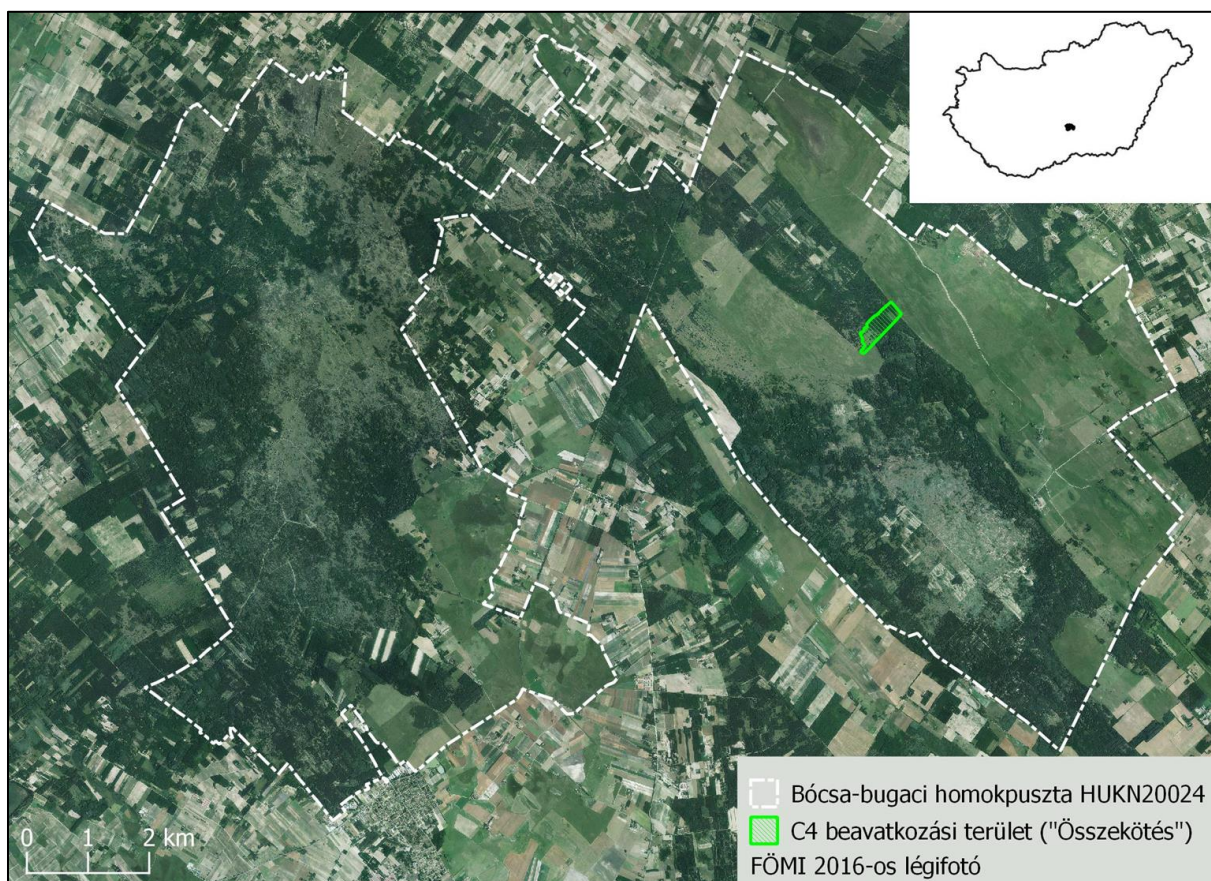
3.1.1. Bócsa-bugaci homokpuszta

3.1.1.1. Elhelyezkedés és tájtörténet

A Bócsa-bugaci homokpuszta (HUKN20024) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület. 2003 óta Natura 2000 terület. Bócsa, Bugac, Bugacpusztaháza, Kaskantyú, Móricgát, Orgovány és Páhi településeket érinti (2. ábra). Kiterjedése 11660,45 ha, ebből 7143,27 ha fokozottan védett természeti terület. Kiterjedésének csaknem egésze a Kiskunsági Nemzeti Park törzsterületének is részét képezi. Magába foglalja a Nagybugaci Ősborókás Erdőrezervátumot és eleme a Nemzeti Ökológiai hálózat magterületének.

Élőhelytípusokat tekintve Pannon homoki gyepek, Pannon homoki borókás-nyárasok és ezek közös mozaikjai foglalják el a terület több, mint felét (kb. 6000 ha) ezek mellett a pannon szikes sztyeppék és mocsarak is előfordulnak a természetmegőrzési területen. Állattani értékek közül a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), a skarlátbogár (*Cucujus cinnaberinus*), a magyar futrinka (*Carabus hungaricus*), és a közönséges ürge (*Spermophilus citellus*), növénytani értékek közül a tartós szegfű (*Dianthus diutinus*), a homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a kiskécskű aszat (*Cirsium brachycephalum*) és a homoki kikerics (*Colchicum arenarium*) fajok jelenléte szolgált a kijelölés alapjául (MME, 2016; EEA, 2021).

A 18. századi bugaci puszta legnagyobb részét egységes száraz gyepp foglalta el, kisebb területen nyílt homoki gyepekkel, kaszálókkal és legelőkkel. A 19. század közepére azonban a vízkészlet megnövekedett, vízállások, lápok jelentek meg és nagy kiterjedésű erdők, illetve a magasabb térszíneken mezőgazdasági tevékenység kezdődött meg. Ettől kezdve napjainkig rendszeresen változott a művelés mértéke és minősége. A száraz gyepterületek növényzete ma magán viseli a másfél évszázadon át tartó bolygatást. A gyepi élőlényközösségeknek menedékhelyet jelentettek a mélyebb (vizenyős) területek, amelyek a szántóföldi művelésre nem voltak alkalmasak. Az utóbbi néhány évtizedben a szárazodás miatt a láprétek és buckaközi laposok állapota romlott, kiterjedésük csökkent (KÖRMÖCZI – MAZGÓCZI, 2003).

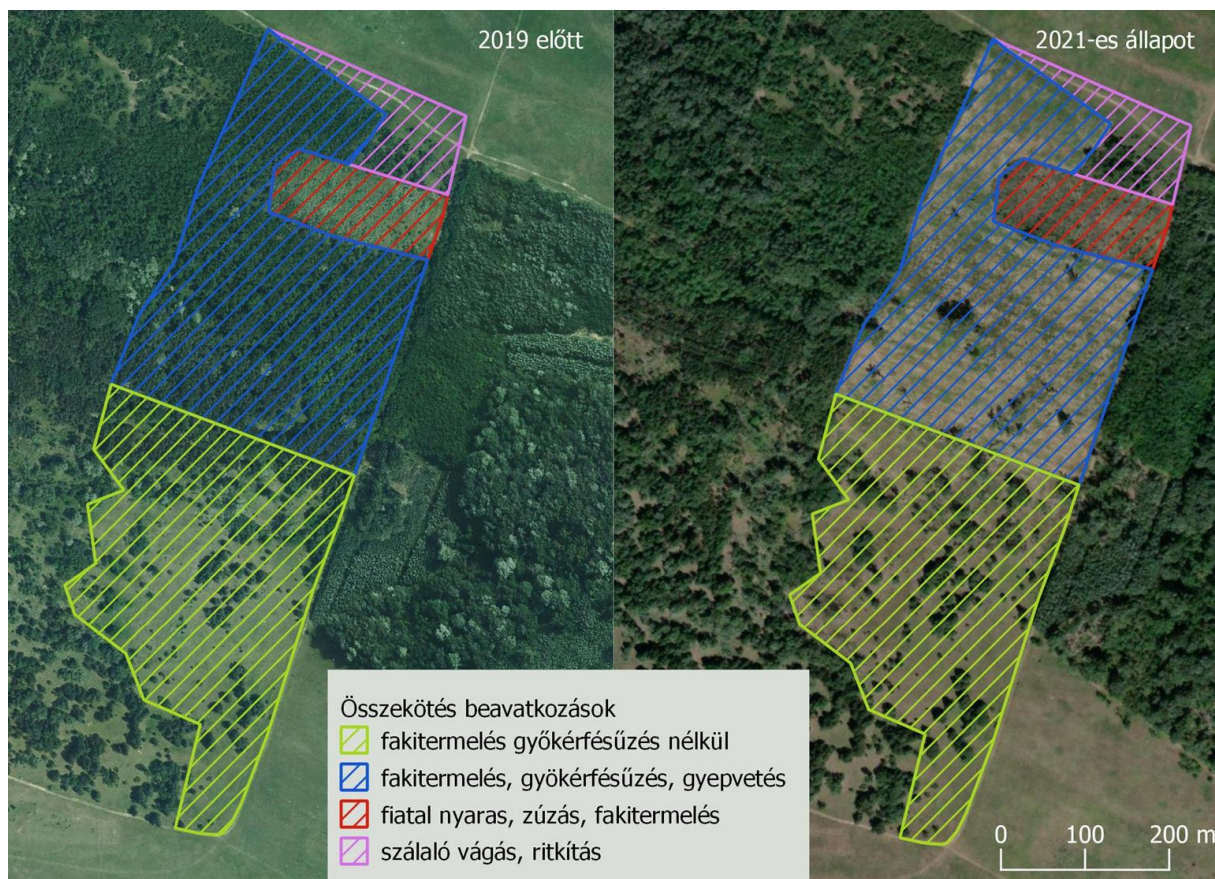


2. ábra. A Bócsa-bugaci homokpuszta Natura 2000 terület elhelyezkedése és a LIFE projekt C4 akciójának beavatkozási területének lehatárolása.

Forrás: saját szerkesztés

3.1.1.2. A rekonstrukció területe

A Tolvajos-dűlő („oroszlótér”; zárt és nyílt homokpusztagyep) és bugaci nagypuszta („bugaci legelő”, főként zárt homoki sztyeprét) 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 („Összekötés”, LIFE HUNVIPHAB projekt C4 akció), amely hidat képez két rákosi vipera élőhely között. Ebből 13 hektáron csak a faanyag letermelésére volt szükség a talaj feltörése nélkül (fakitermelés szárazzás, és ritkítás szállaló vágással), mivel a telepített fenyves alatt természetközeli gyeptársulás maradt fenn. A terület másik, 10 ha-os területét telepített fehér akác foglalta el, így gyökérfésűzésre is szükség volt - a gyökérsarjadás megakadályozása végett - ezt követően pedig teljes gyeprekonstrukcióra (3. ábra).



3. ábra. Az Összekötés beavatkozási területe a projekt kezdete előtt és a rekonstrukció közben.

Forrás: Saját szerkesztés

A gyeprekonstrukció során összesen 7 alkalommal történtek magvetések. Először 2020 májusában került sor propagulumok kijuttatására, ekkor veresnadrágcsenkeszt (*Festuca pseudovina*) került a területre gépi vetéssel. 2020 decemberben szintén gépi vetéssel egy 10 fajból álló magkeverék következett [nyúlszapuka (*Anthyllis vulneraria*), élesmosófű (*Chrysopogon gryllus*), magyar szegfű (*Dianthus pottederae*), magyar csenkesz (*Festuca vaginata*), homoki baltacím (*Onobrychis arenaria*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), mezeti zsálya (*S. pratensis*), homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica*), kunkorgó árvalányhaj (*S. capillata*), hegyi here (*Trifolium montanum*)]. 2021 februárjában kézi vetőgépet alkalmaztak homoki szürkekáka (*Holoschoenus vulgaris*) magjaihoz és júniusban kézi vetést homoki kikericshez (*Colchicum arenarium*). 2022 márciusában 27 fajból álló magkeverék gépi vetése történt [bunkós hagyma (*Allium sphaerocephalum*), ágas homokliliom (*Anthericum ramosum*), nyúlszapuka, zászlós csüdfű (*Astragalus onobrychis*), fehér hamuka (*Berteroa incana*), gindár sás (*Carex supina*), élesmosófű, magyar szegfű, kései szegfű (*Dianthus serotinus*), tecei csenkesz (*Festuca pseudovaginata*), barázdált csenkesz (*F. rupicola*), magyar csenkesz, rákosi

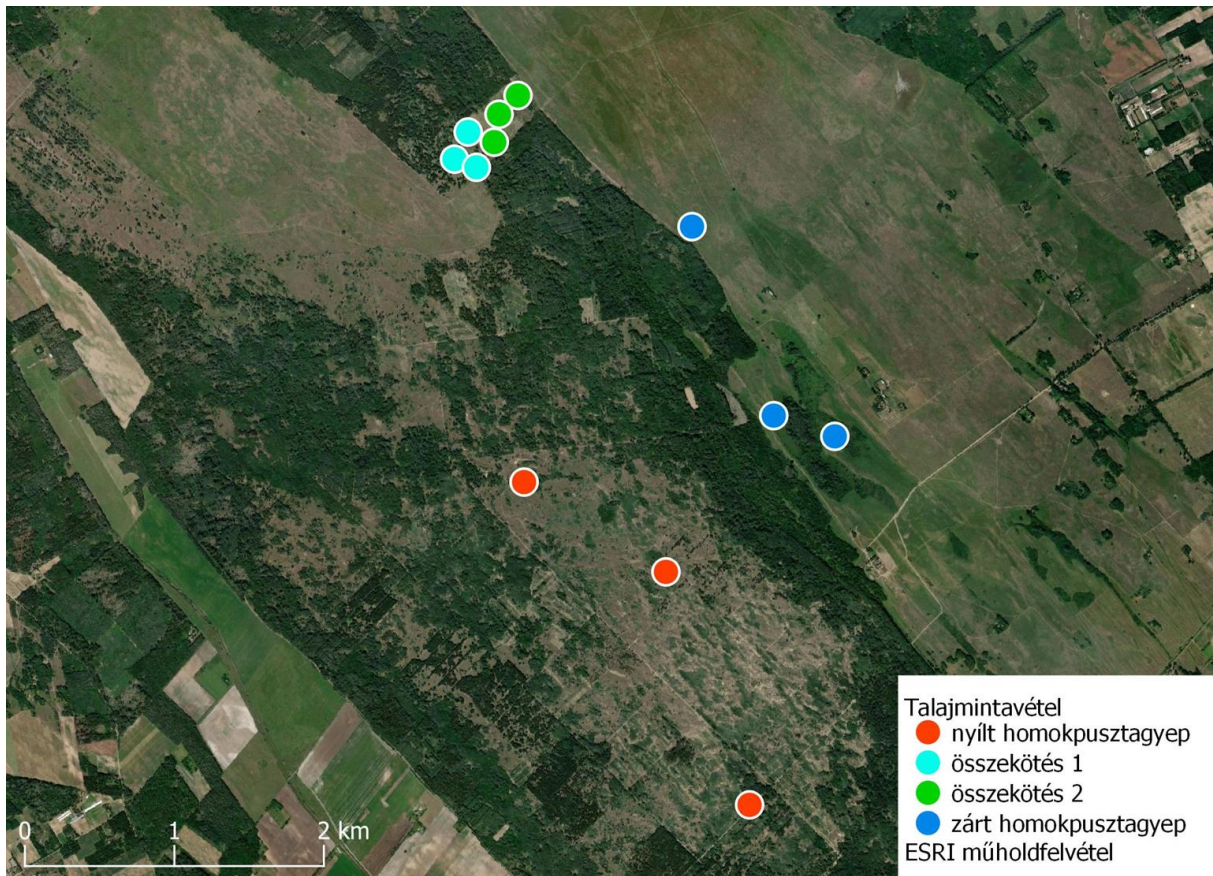
csenkesz (*F. wagneri*), homoki szürkekáka (*Holoschoenus vulgaris*), közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum*), homoki baltacím, hasznos földitömjén (*Pimpinella saxifraga*), mezei zsálya, vajszínű ördög szem (*Scabiosa ochroleuca*), tarka koronafürt (*Securigera varia*), szilkés gurgolya (*Seseli hippomarathrum*), változó gurgolya (*Seseli varium*), hasznos tisztesfű (*Stachys recta*), homoki árvalányhaj, sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), közönséges kakukkfű (*Thymus glabrescens*), hegyi here], és további 12 faj kézi vetése [bunkós hagyma, fehér hamuka, magyar szegfű, kései szegfű, tecei csenkesz, magyar csenkesz, rákosi csenkesz, homoki baltacím, szilkés gurgolya, hasznos tisztesfű, homoki árvalányhaj, sarlós gamandor], majd júniusban ismét homoki kikerics kézi vetéssel. A fajok szándékos betelepítése mellett megfigyelhető a szomszédos területekről zajló spontán megtelepedése egyes állat és növényfajoknak.

A beavatkozási területen a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság a homoki nőszirm állományának létrehozását tűzte ki célul, természetes populációkból származó rametekből felszaporított egyedek kiültetésével.

3.2. Adatgyűjtés

3.2.1. Talajtan

A nyílt homokpusztagyepeken (a gyűjtések helyén, kódja: Ny), a zárt homoki sztyepréteken (a gyűjtések helyén, kódja: Z), a felszaporítás helyén (kertészet, kódja: K) és a rekonstrukció (összekötés) két részterületén (kódjaik: Ö1, Ö2) gyűjtöttünk talajmintát, 3 ismétlésben, kézi kisásával, 10-15 cm mélységben. Összesen 15 talajminta került így begyűjtésre, amelyeket felcímkézett, simítózáras műanyag tasakban tároltunk a laboratóriumi vizsgálatokig (4. ábra).



4. ábra. A talajtani vizsgálat mintavételi pontjai.

Forrás: saját szerkesztés

A vizsgálatokat a Debreceni Egyetem (Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar) Agrokémiai és Talajtani Intézetének talajfizikai és talajkémiai laborjában végeztük. A talajminták első lépésben tálcákra helyezve a levegőn száradtak, napokon keresztül, majd 105 °C-ra szárítószekrénybe kerültek. Minden további méréshez légszáraz talajt használtunk kiindulásként. A méréseket analitikai mérleggel végeztük.

3.2.1.1. Arany-féle kötöttségi szám (KA)

Az Arany-féle kötöttségi szám azzal az értékkel egyenlő, amennyi vizet felvesz a talaj 100 g-ja a képlékenység felső határának eléréséhez, ml-ben. Minél nagyobb a talaj fajlagos felülete, annál nagyobb az érték. A talajnak a kívánt telítettség eléréséig történő folyamatos homogenizálását egy dörzsmozsárban végeztük, pisztillussal, a víz adagolásához és méréséhez pedig bürettát használtunk. Homoktalaj esetében (amely nem adja a fonálpróbát), akkor értük el a képlékenység felső határát, amikor a vízszintes felszínű talajon még éppen nem csillan meg sík víztükör, vagy amikor barázdát húzva a talaj felszínébe, az edény finom megütésére összezsúszik a hasíték két oldala. 100 g talajt használtunk a mérésekhez (FILEP, 1995).

3.2.1.3. Vezetőképesség

Az összes oldható sótartalmat a vezetőképesség értékével jellemezhetjük. Mivel a képlékenységek felső határán lévő talajt használtuk hozzá, a méréseket közvetlenül a KA meghatározása után végeztük el, Orion Model 105 típusú vezetőképességmérő használatával. A műszer digitális kijelzőjén leolvasott adatok nyomán (me:millisiemens/mikrosiemens), az alábbi számításokat végeztük:

$$\text{só\%} = \text{mért érték (millisiemensben)} \times f \times \text{KA(ml)} \times 0,64 \text{ (cellaállandó)} \times 12,5 \\ \text{(vezetőképességi állandó),}$$

ahol f hőmérsékletkorrekciós tényezőt 25 °C-kal vettük (FILEP, 1995).

3.2.1.4. Kémhatás

Mind a vizes [pH(H₂O)], mind a káliumkloridos szuszpenzióból [pH(KCl)] mért értékeket vizsgáltuk. Minden mintából 2×5 g talajt mértünk ki, majd 12,5 ml desztillált vizet, illetve KCl oldatot adtunk hozzájuk, a nemzetközi gyakorlat szerinti 1:2,5 arányt alkalmazva. Alapos elkeverés után az egyensúlyi viszonyok beállítására egy napot hagytunk. A mérésekhez Jenway 570 pH meter készüléket használtunk, amely az elektród és az oldat között fellépő potenciálkülönbségből számítja ki az oldat pH-értékét (FILEP, 1995).

3.2.1.5. Humusztartalom

A humusz nem egy jól meghatározható vegyület, ezért a talaj elbomlott szervesanyagtartalmának meghatározását végeztük el spektrofotometria segítségével. A szerves anyag eloxidálására a savas közegben hatásos oxidálószerként viselkedő káliumbikromátot (K₂Cr₂O₇) használtunk. A reakció során zöld színű vegyület keletkezik a C-tartalommal egyenesen arányos intenzitású oldatot eredményezve (BUZÁS, 1988). 0,5 mm szitán átszitált talajból analitikai mérlegen kimértünk 1 g talajt, hozzáadtunk 10 cm³ 5%-os káliumbikromát oldatot, majd homogenizáltuk. 20 cm³ tömény (96%-os) kénsav hozzáadása után (H₂SO₄) a szuszpenzióban exoterm reakció zajlik le, ezért hagytuk 10 percig hűlni. Hozzáadtunk 100 cm³ desztillált vizet és újból összekevertük, amelyet újból exoterm melegedés követett. 24 óra állás után a leülepedett részt dekantáltuk egy 100 cm³-es Erlenmayer lombikba, majd 580 nm-en vakkal szemben fotometráltuk egy Philips Unicam PU 8600 Uv spektrofotométeren. Egy standard oldatsor méréseiből képzett kalibrációs görbéről olvastuk le a mért érték humusztartalomra vonatkozó értékét. A C-tartalmat az összes szerves anyagban 58%-nak vettük:

$$100/58 = 1,724 \text{ Hu\%} = \text{szerves C\%} \times 1,724$$

3.2.1.6. Nitrát tartalom

Kolorimetriás mérést alkalmaztunk, mely során a nitrát-ion kénsavas közegben Na-szaliciláttal sárga színt képez. Az oldat 1:5 talaj : nátrium-szalicilát, a színintenzitást 410 nm hullámhosszon mértük (FELFÖLDI, 1987). 20 gramm talajhoz 100cm³ desztillált vizet adtunk, majd rázattuk, centrifugáltuk, és 10 cm³ tiszta szűrletet vettünk ki belőle automatapipettával. Ehhez 2 mm 0,5 %-os Nátrium-szalicilát oldatot adtunk és bepárló edényekben, vízfürdőn szárazra pároltuk. További hozzáadott anyagok: 2 mm cc. H₂SO₄, 15 ml dH₂O, és 15 mm NaOH Seignette só. Fotometrálist végzünk vak oldattal szemben. Kalibrációs görbéről olvastuk le a mért eredményekhez tartozó nitrát tartalom értékeket.

3.2.1.7. Mész tartalom

Először kvalitatív vizsgálatot végeztünk. 10%-os HCl oldatot cseppentve a mintákra, CO₂ képződés, vagyis pezsgés megjelenését figyeltük. Ezzel megbizonyosodtunk, hogy kvantitatív vizsgálat is indokolt, így a mérést Scheibler-féle kalciméterrel folytattuk (FILEP, 1995). Minden minta esetén 2,5 g talajt és 10 ml 10%-os HCl oldatot mértünk ki. A talajt az üvegtartályba töltöttük és légmentesen lezártuk. Az eszköz U-csővének háromfuratú csapjának állításával a készülék légterét a külső légtérrel kapcsoltuk össze, majd a szintezőedény segítségével a mérőcsövön leolvasható értéket 0-ra állítottuk. Ezt követően a reakcióteret nyitottuk össze a készülék légterével, és ráengedtük a kimért sósavat. Az üvegtartályban a reakció lejátszódását rázogatóval segítettük, a CO₂ gáz képződését a mérőcsövön figyeltük, várva, hogy álljon. Amikor ez megtörtént, leolvashattuk róla a képződött gáz térfogatát, amelyet a következő számításban alkalmaztunk:

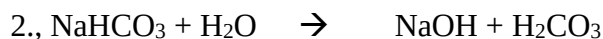
$$\text{CaCO}_3 \text{ \%} = [(m \cdot a)/g] \cdot 100,$$

ahol m = a fejlődött CO₂ gáz térfogata (cm³), a = a CO₂ gáz CaCO₃-hoz rendelhető arányszáma, nyomás és hőmérséklet függvényében, táblázatos érték, g = bemért talaj tömege g-ban.

3.2.1.8. Na₂CO₃-tartalom meghatározása

A fenolftalein lúgosságot (p-lúgosság) okozó Na-sók között a legmeghatározóbb a Na₂CO₃. A szóda kétlépéses hidrolízise során NaOH keletkezik, ami nagy mértékben disszociál és OH-ionok jelennek meg az oldatban, ezáltal lúgosodik. A lúgosság kimutatása fenolftalein

indikátorral történt (FILEP, 1995). A fenolftalein indikátor piros színváltozást mutat Na_2CO_3 jelenlétében.



3.2.1.9. Szemcseméret-összetétel

Száraz szitálást alkalmaztunk (FILEP, 1995). A súlyállandóságig szárított mintákból 50-50 g talajt szitáltunk át 5 rostaszinten, elektromos szitasorral, meghatározott időre történő rázatással. A rostalapok lyukbősségei: 1 mm, 250 mikron, 100 mikron, 50 mikron, 36 mikron. rostatálcánként fennmaradó talaj tömegét lemértük és 100g-ra vonatkoztattuk.

3.2.2. Hajtásszám-változás

3.2.2.1. A szaporítóanyag begyűjtése

A gyűjtési pontok feltételezhetően stabil populációkban (forráspopulációk) lettek kijelölve (5. ábra). A gyűjtés protokolljának kidolgozása során a forráspopulációk biztonságát tartottuk szem előtt: egy területen található föld fölötti hajtások számának maximum 10%-át gyűjtöttük be, egymás közvetlen közeléből maximum 3 rametet emeltünk ki, nem érintettünk bimbós, virágzó vagy termést nevelő hajtásokat. A növekedés indikátorának a hajtásszám-változást jelöltük meg.

3.2.2.2. A hajtásszám mérése a forrás populációkban

Itt hajtásnak nevezünk minden földfelszínen kibúvó levélcsoportot. Jelölő drótot szúrtunk le, 138 db gyűjtési és 68 db kontroll ponton. Az egyes pontok körüli 25 cm sugarú körben, körnegyedenként vettem fel a hajtásszámot, jelölve az égtájakat, fotódokumentációval egybekötve. Mindehhez egy könnyűfémhengerből készült keretet használtam. A hajtásszámlálást a gyűjtés idején (2022. április) és ősszel (2022. október) végeztem. Az adatok rögzítését a LIFE HUNVIPHAB projekt OpenBioMaps adatbázisába, az OBM applikáció alkalmazásával történt (BÁN et al. 2022).



5. ábra. A ramet gyűjtés hatásának vizsgálatába bevont homoki nőszirm polikormonok elhelyezkedése a Bócsa-bugaci homokpusztán.

Forrás: saját szerkesztés

3.2.3. Élőhelyalkalmasság

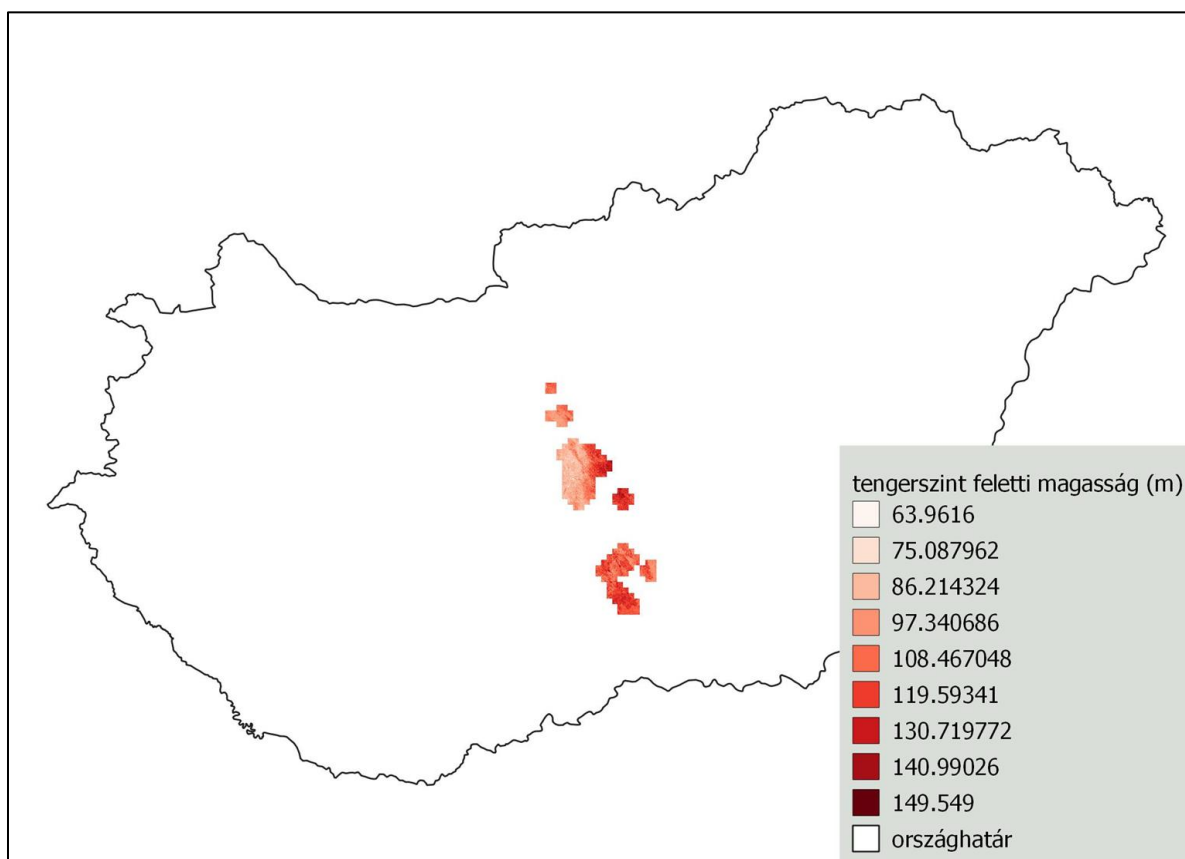
3.2.3.1. Előfordulási adatok

Összegyűjtöttük az összes elérhető homoki nőszirm adatot a Duna–Tisza közéről. A digitalizált herbáriumi adatokat a jacq.org virtuális herbáriumából töltöttük le (BUDAI 2022). A magyarországi herbáriumi adatok nem elérhetőek online, ezért ezeket a herbáriumok feldolgozásán alapuló közleményekből nyertük ki. Továbbá átnéztük a cönológiai felvételeket és florisztikai adatokat is, amelyek a homoki nőszirm hazai elterjedési területén kerültek rögzítésre. Megkaptuk a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság homoki nőszirm adatpontjait is. Az összegyűjtött adatok különböző formátumban voltak, így ezek egységesítését kellett elvégezni második lépésben. Minden jelenlétpontot EOV formátumba konvertáltuk.

3.2.3.2. Környezeti adatok

Környezeti adatokat a vizsgálati területet lefedő 25×25 m raszter méretű felszíni digitális domborzati modellből számítottuk (6. ábra), ami az EU-DEM (Digital Elevation Model over Europe) projektből származott. Ez egy 3D raszteres adatkészlet, amelynek magassági adatait 1 fok másodpercenként (körülbelül 30 méterenként) rögzítettek, a magasság értékek megbízhatósága pedig átlagosan ± 7 m.

A domborzati modell alapján a terra csomag terrain funkciójával (Hijmans 2022) létrehoztuk a lejtőmeredekséget, a kitettséget, a felszíntagoltsági indexet (terrain ruggedness index), a topográfiai pozíciós indexet, az érdeességet (maximum-minimum érték különbsége a 8 szomszéd pixel alapján) és a vízfolyás irány raszter térképeit.



6. ábra. Az élőhelyalkalmasság modell tanítóterületének kijelölt homoki nőszirm előfordulási területek, a domborzati modell magasság értékei.

Forrás: saját szerkesztés

3.3. Adatelemzés

3.3.1. Talajtani eredmények

Az eredmények értékelése során a centrális adatok közül az átlagot számoltuk, a terjedelmi mutatók közül pedig a szórás adatok kerültek feltüntetésre a mezőgazdaságban általánosan elfogadott 95%-os megbízhatósági (valószínűségi) szinten ($p \leq 0.05$, $n=3$) (SZŰCS, 2002). A normalitás vizsgálatot követően egytényezős varianciaanalízist (ANOVA) végeztünk, ahol a páronkénti összehasonlítás során Duncan-tesztet használtunk. A főkomponens analízis során (PCA) a vizsgált talajtulajdonságokat csoportokba rendeztük és megállapítottuk, hogy mely paraméterek a meghatározóak a talajtulajdonságok közül. A statisztikai számításokat IBM SPSS 28, R 4.1.3, valamint Microsoft Office Excel programokkal végeztük.

3.3.2. Hajtásszám-változás

A hajtásszám-változás detektálásához előtte/utána-kontroll/hatás mintavételi elrendezést (BACI – Before/After-Control/Impact) alkalmaztunk, amelynek lényege, hogy a beavatkozás előtt és után is gyűjtünk adatokat, továbbá a beavatkozással nem érintett egyedeken is azonos módszerekkel gyűjtünk adatokat a beavatkozás előtt és után, így nem csak az alapállapothoz képest bekövetkezett változásokat tudjuk kimutatni, hanem a kontrollhoz képest bekövetkezettet is, ahol a környezeti hatások feltételezhetően azonosan érvényesültek, mint a beavatkozási területeken.

Két elemzést végeztünk el, mindkettőnél lineáris modellt alkalmaztunk R 4.1.3 programkörnyezetben (R Core Team 2022). Az első elemzésben kiszámoltuk az egyedenkénti átlagos hajtásszámot az egyedenkénti négy körcikkelyben számolt hajtásszámok előtt a beavatkozáskor és az az után végzett mintavétel alapján. Ebben a modellben a függő változó az átlag hajtásszám, a magyarázó változók pedig az előtte-utána állapot faktor változó és a beavatkozás-kontroll faktor változó, valamint ezeknek az interakciója voltak. A második modellben a körcikkelyekben számolt hajtásszám volt a függő változó, a magyarázó változók pedig ugyan azok voltak, mint az első modellben.

3.3.3. Élőhelyalkalmasság modellezése

Az élőhelyalkalmasság modellt a BIOMOD2 csomag alkalmazásával készítettük az R 4.1.3 statisztikai programnyelven (R Core Team 2022). A BIOMOD2 modellezési eljárása lehetővé teszi több modellező algoritmus alapján ún. együttes modell (ensemble model) létrehozását

(Thuiller et al. 2012). Két különböző algoritmust alkalmaztunk: általánosított lineáris modellt (GLM) és egy gépi tanuláson alapuló modellt (ANN: mesterséges neurális hálózatok). A kiválasztott algoritmusok hatékony predikciós erejét korábbi vizsgálatok széles körben bizonyították, a modell algoritmusokat az alapbeállítás paramétereivel alkalmaztam (THUILLER et al. 2012).

A jelenlét adatok potenciális térbeli mintavételi torzítását egy térben kiegyensúlyozott mintavételi eljárással csökkentettük úgy, hogy kiválasztottuk a legtöbb adatpontot, amelyek egymástól legalább 50 m távolságra helyezkedtek el (MIZSEI et al. 2021).

Az élőhelyalkalmasság modellezéséhez csökkentettük a magyarázó változók számát a multikollinearitás és a variancia felfújódás csökkentése érdekében. Kiszámítottuk a változók közötti korrelációt, majd azon változó pároknál, amelyek között nagyobb a korreláció, vagyis $r > 0,7$ felett volt, ott azt a változót zártuk ki, amelynek magasabb volt a variancia inflációs faktor (VIF) értéke, vagy amelynek kevésbé szignifikáns vagy kevésbé informatív hatása volt a jelenlét/pszeudo-abszencia adatok alapján. A változók szelekcióját a fuzzySim csomag funkcióival végeztük el (BARBOSA 2015).

Az élőhelyalkalmasság modellek alapvetően a jelenlét és hiány (presence/absence) adatok és az ökológiailag releváns környezeti változók, esetünkben domborzati változók közötti összefüggést keresik és ez alapján becsülik az ökológiai niche-t. Az előfordulási adatok gyűjtésének módszeréből (pl. klasszikus florisztika) fakadóan általában hiány adatok nem állnak rendelkezésre, ezért ún. pszeudo-abszencia pontok generálására van szükség. A pszeudo-abszencia pontok létrehozása általában valamilyen random mintavétellel történik (Elith et al. 2010). Jelen dolgozatban 4 különböző jelenlét/pszeudo-abszencia adathalmazt generáltunk, amelyekben $10\times$ annyi pszeudo-abszencia pontot hoztunk létre, mint amennyi jelenlét adat állt rendelkezésre.

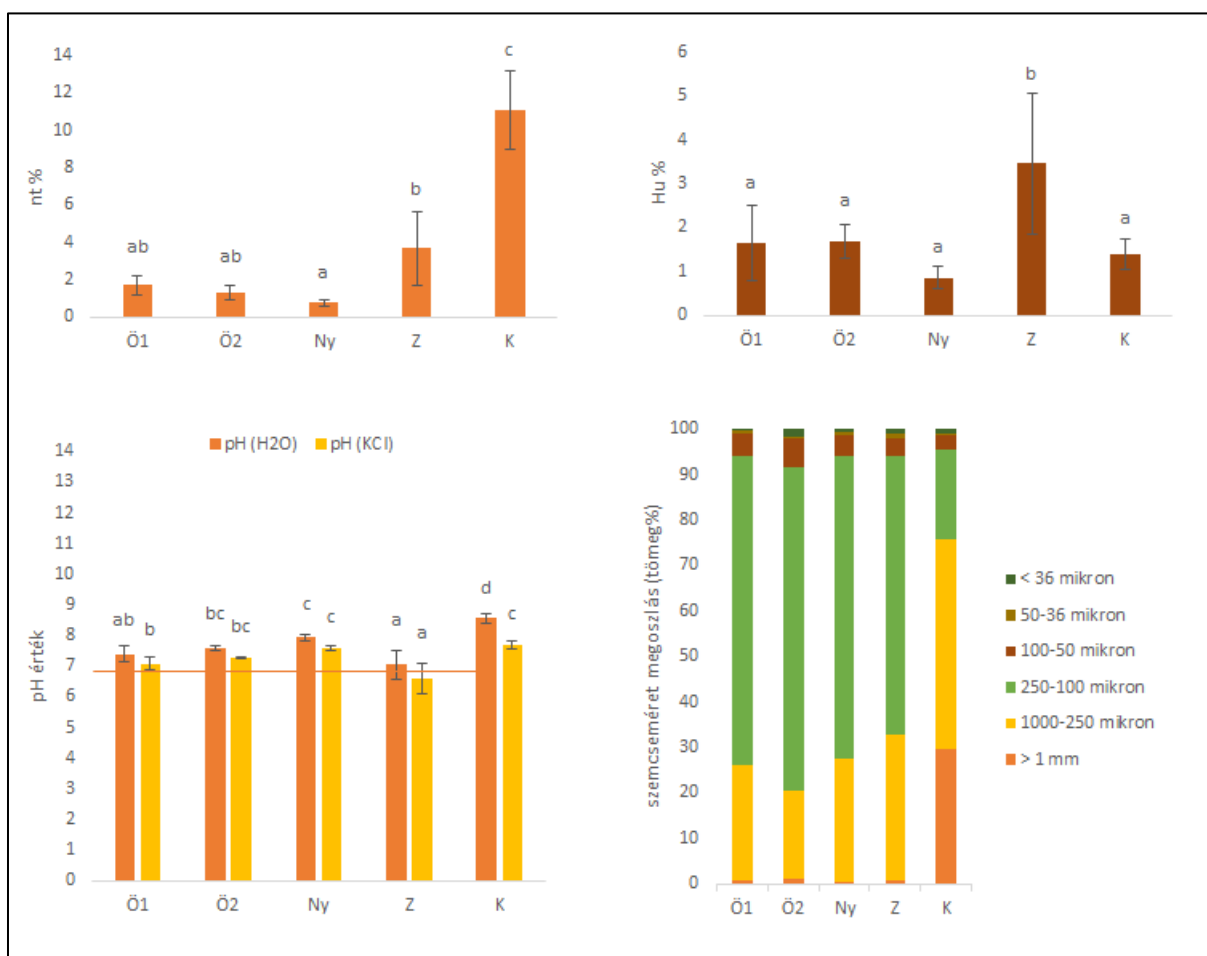
Négy modell illesztési ismétlést futtattunk, mind a négy pszeudo-abszencia adathalmazra mind a két kiválasztott modell algoritmussal, amely összesen 32 modellt eredményezett. A jelenlét adatokat minden modellenél random módon, 75-25 % arányban kettéosztottuk, ebből a pontok 75%-a a tanító pontokat képezte, a többi 25% pedig a tesztelő pontokat. A magyarázó változókat a domborzati változók képezték. Az ismétléseket újraskáláztuk egy binomiális GLM segítségével, hogy azonos skálán legyenek összehasonlíthatóak (THUILLER et al. 2012). Az egyedi modelleket a True Skill statisztikával értékeltük (TSS), amely a helyesen prediktált

jelenlét és hiány arányát méri (ALLOUCHE et al. 2006) és csak azokat a modelleket alapján készült az együttes modell, amelyek TSS értéke nagyobb volt, mint 0,8.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. Talajtani eredmények

Az összes talajminta homoktalajtól elvárhatóan alacsony nedvességtartalmat mutatott. Ezen belül a „Z” (zárt homoki sztyepprétek) minta szignifikánsan magasabb értéke a sztyeppvegetációval magyarázható. A talaj gyökérszónáját a növényzet gazdagon behálózza, kiemelten a zsombékoló pázsitfűfajok bojtos gyökérzete, ezzel növelve a talajréteg víztartó képességét. A „K” talaj kiugró értéke a kertészeti körülményekből adódik (7. ábra).



7. ábra: A vizsgált talajok nedvességtartalma, humusztartalma, kémhatása és szemcseméret-összetétele

Forrás: saját szerkesztés

A humusztartalomban jelentős statisztikai különbség csak a „Z” talaj esetében figyelhető meg, amely közepesen humuszos. Ennek oka a növényi maradványok (igen vékony egyszikű gyökerek) lehettek, amelyek a talaj mintázott rétegében a talajtól bizonyos mértékben

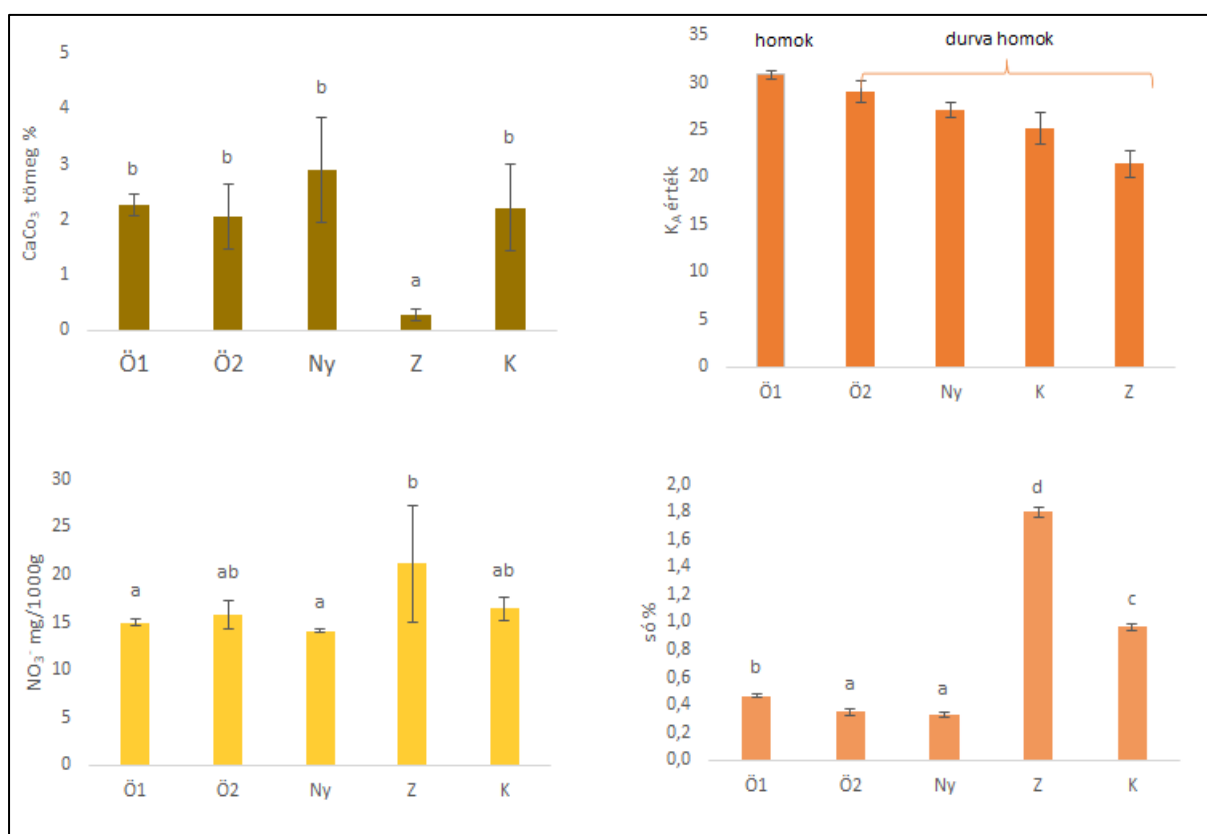
elválaszthatatlanok. A többi talaj nem, vagy gyengén humuszos, a legalacsonyabb értéket az „Ny” (nyílt homokpuszta gyepe) minták esetében kaptunk.

A kémhatás az „Ö1”, „Ö2” és „Ny” minták esetében enyhén lúgos, a „K” talaj lúgos, a „Z” talaj pedig semleges. A kalcium-kloridos pH követi a vizeset.

A szemcseméret összetételt tekintve a 250-100 mikron méretű frakció aránya a legnagyobb, kivétel ez alól a „K” talaj, amelyben az ennél nagyobb szemcseméret domináns (7. ábra).

A vezetőképességből számított sótartalom alapján az „Ö1”, „Ö2” (rekonstrukció területe) és „Ny” talajok közepesen sósak, „K” sós és „Z” igen sós. Ezek szerint a homoki nőszirm nem érzékeny a só felhalmozódásra.

A mésztartalma egyedül a „Z” talajnak alacsony, az összes többi gyengén meszes (8. ábra). Feltételezhető, hogy a gyökérsavak dús vegetációból következő nagyobb arányú jelenléte oldja a talaj mésztartalmát, mely a homok jelleg miatt könnyen bemosódik a talaj mélyebb rétegeibe.



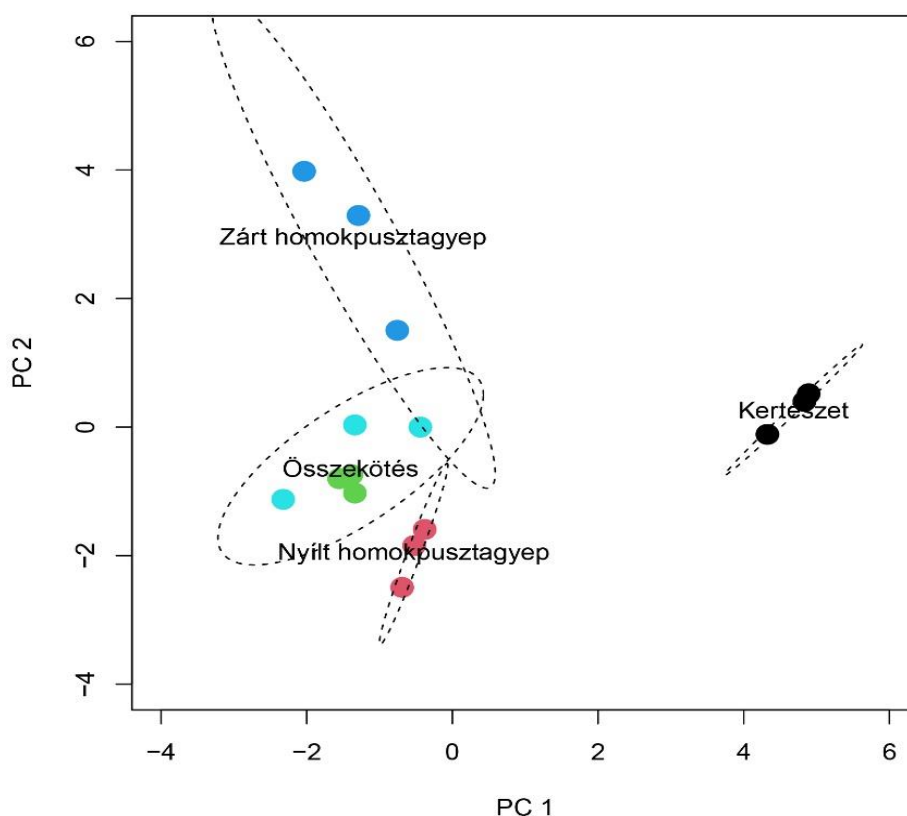
8. ábra: A vizsgált talajok mésztartalma, Arany-féle kötöttsége, nitrát tartalma és összes oldható sótartalma.

Forrás: saját szerkesztés

Nitrát tartalom szerint a „Z” talaj mutat kiugróan magas értéket, utána a „K” és az „Ö2” talajok értékei a legmagasabbak

Az Arany-féle kötöttség alapján az „Ö1” talaj homok, a többi talaj durva homokra jellemző értéket ad (8. ábra).

A talajtani változók főkomponens elemzése (PCA) alapján, az első tengelyen a nyílt és zárt, valamint az összekötés talajmintái nem különülnek el, azonban a kertészeti („K”) talaj különbözik az összes többitől (9. ábra). A második főkomponens gradiensén a zárt és nyílt élőhelyek talajmintái elkülönülnek, és azok közötti átmeneti tartományban helyezkednek el az összekötés mintái. A területek értékeire illeszthető 99%-os konfidencia intervallumok ellipszisei alapján elmondható, hogy a zárt homokpusztagyepek átfednek az összekötés talajmintáival, és azok a nyílt homokpuszta gyepektől sem különülnek el jelentős mértékben.

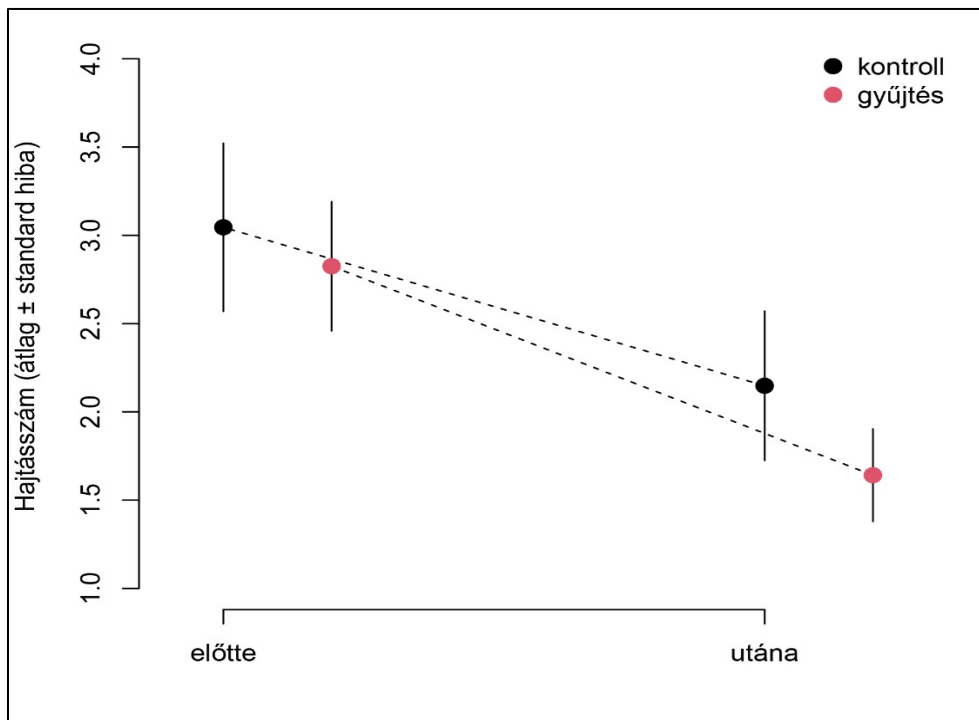


9. ábra. A talajminták főkomponens analízisének eredménye. Türkiz pont: „Ö1”, zöld : „Ö2”
Forrás: saját szerkesztés

4.2. Hajtásszám-változás

Az alapállapot felmérése során n=90 polikormon hajtásait számoltam le, amelyek közül a második felmérés alatt n=42 polikormont találtam meg újra. A rametek begyűjtése nem okozott

szignifikáns különbséget hajtásszám-változást alakulásában a kontrollhoz képest sem polikormononkénti átlag (10. ábra, 1. táblázat) sem a környegyedekben számolt hajtásszámban (2. táblázat). A polikormonok környegyedeiben számolt hajtásszámokra az előtte-utána állapot között marginálisan szignifikáns csökkenés történt, a gyűjtéstől függetlenül (2. táblázat).



10. ábra. Hajtásszám-változás a gyűjtéssel érintett és kontroll polikormonokban.

1. táblázat. Hajtásszám-változás (átlag) a gyűjtéssel érintett és kontroll polikormonokban.

	Becslés	SE	t	p
(metszéspon)	3,04545	0,38757	7,85791	<0,0001
előtte-utána	-0,89773	0,5481	-1,63789	0,10523
kontroll-gyűjtés	-0,22045	0,56164	-0,39252	0,69568
előtte-utána: kontroll-gyűjtés	-0,28597	0,78059	-0,36635	0,71504

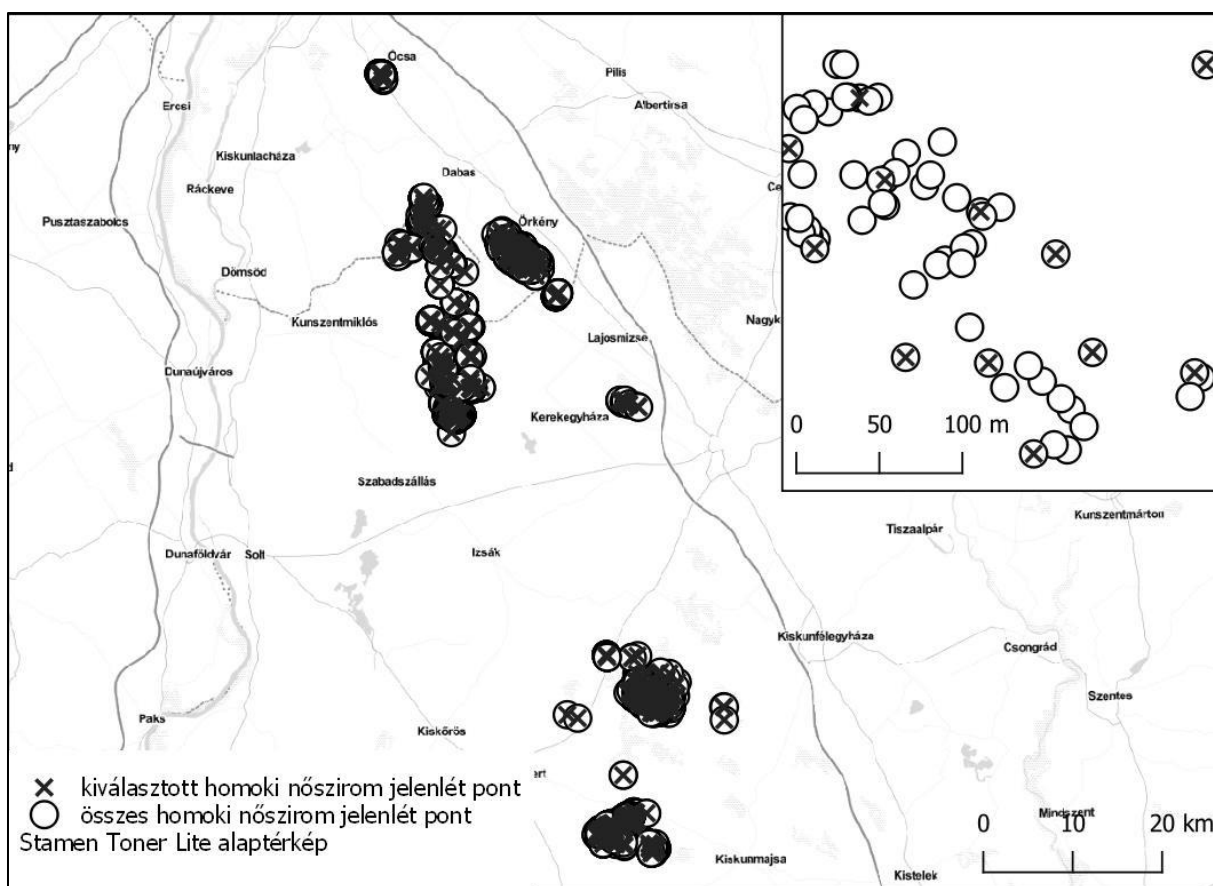
2. táblázat. Hajtásszám-változás (környegyedenkénti) a gyűjtéssel érintett és kontroll polikormonokban.

	Becslés	SE	t	p
(metszéspon)	3,04545	0,31183	9,76635	<0,0001
előtte-utána	-0,89773	0,441	-2,03568	0,04255
kontroll-gyűjtés	-0,22045	0,45189	-0,48785	0,62596
előtte-utána: kontroll-gyűjtés	-0,28597	0,62805	-0,45532	0,64916

Forrás: saját szerkesztés

4.3. Élőhelyalkalmasság

A területen $N=11.122$ jelenlét pontot sikerült gyűjteni, térben kiegyensúlyozott mintavétel után $n=1239$ jelenlét pontot választottunk ki az elemzéshez (11. ábra). Az ábrán látható a teljes vizsgált elterjedési terület összes jelenlétpontja, illetve a jobb felső sarokban lévő képmetszet egy kisebb terület részletnagyításával szemlélteti a pontok szelekciójának eredményét.

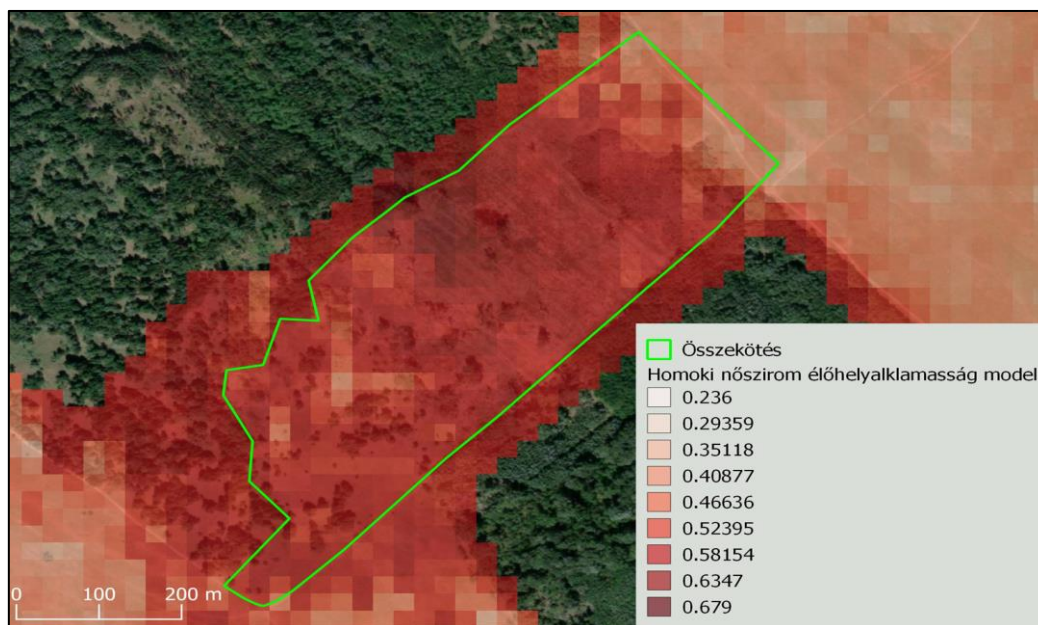


11. ábra. A modellben felhasznált jelenlét pontok (összes és kiválasztott)

Forrás: saját szerkesztés

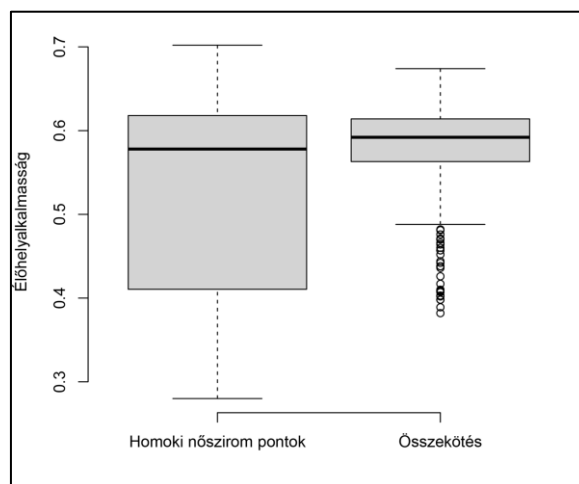
Az anyag és módszer fejezetben meghatározott $n=7$ domborzati változó közül a változó szelekciós elemzés alapján a tengerszint feletti magasság, a topográfiai pozíciós index, a lejtőmeredekség, kitettség és a vízfolyás irány változókat alkalmaztuk az élőhelyalkalmasság modellezésben. A 32 modell replikátum alapján létrehozott ensemble modell a tanítópontokra jól illeszkedett, tehát nagy biztonsággal használható. Ezt projektáltuk a Bugaci területre (12. ábra).

A 12. ábra sötétebb négyzetei nagyobb/jobb élőhelyalkalmasságot jelentenek. Megállapítható, hogy az összekötés nagyobb része alkalmas a betelepítésre. A beavatkozási terület átlagos alkalmassága ($0,579 \pm 0,003$, átlag $\pm$ SE) szignifikánsan magasabb ($W=185448$, $p<0,0001$; 13. ábra), mint a faj összes jelenlétpontjára becsült alkalmasság értéke ($0,53 \pm 0,003$, átlag $\pm$ SE).



12. ábra. A homoki nőszirom élőhelyalkalmassága a vizsgálati területen

Forrás: saját szerkesztés



13. ábra. A homoki nőszirom élőhelyalkalmassága a faj jelenlétpontjain és az Összekötés területén.

Forrás: saját szerkesztés

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A hajtásszámlálás eredményei alapján a rametek gyűjtésével potenciálisan károsított homoki nőszirm polikormonok egy vegetációs periódus alatt nem mutattak szignifikáns hajtásszám-változást a zavartalan kontroll tövekhez képest, tehát a gyűjtésnek nem volt rövidtávon kimutatható negatív hatása a gyűjtéssel érintett növény egyedeken. A talajtani elemzés alapján a homoki nőszirm nyílt és zárt homokpusztagyepen található termőhelyeinek talajmintái nem mutattak jelentős elkülönülést az Összekötés rekonstrukciós terület mintáival. Az eredmények szerint az Összekötés talajtani szempontból alkalmasnak tekinthető a homoki nőszirm betelepítésére. A növényfaj ismertetett szakirodalmi jellemzésétől (HORVÁTH et al., 1995), mindössze a talaj sótartalmához való viszonyát kérdőjelezzük meg eredményeink. Élőhelyein mért értékek szerint közepesen sós és igen sós talajon is állományokat alkot, tehát ezen populációi nem sókerülőek. Az élőhelyalkalmasság modellezés eredményei szerint az Összekötés domborzati tulajdonságai alapján (tengerszint feletti magasság, topográfiai pozíciós index, lejtőmeredekség, kitettség, vízfolyás irány) becsült élőhelyalkalmassági index értékei nem alacsonyabbak a homoki nőszirm jelenlétpontjaira becsült értékekhez képest, sőt magasabbak, amely alapján a rekonstrukció területe kifejezetten alkalmas a növények befogadására.

Limitáló tényezők

A hajtásszám-változás vizsgálatánál jelentős limitáló tényező volt a vizsgálható időintervallum. A beavatkozás és a második hajtásszámlálás között egy vegetációs periódus telt el, és azonos évszakban kétszer nem történt még felmérés. Az eredmények alapján magának a rametek gyűjtésének nem volt hatása a vizsgált homoki nőszirm polikormonok megsértett pontjaira, de az intraindividuális vizsgálatban elemzett hajtásszámokra az előtte-utána állapot között marginálisan szignifikáns csökkenés történt, amelyet okozhatott a növény éves ciklusa, vagy alkalmi kedvezőtlen környezeti hatás.

A talajtani mintavételek száma és helye korlátozott volt a homoki nőszirm általános termőhely preferenciájának/toleranciájának jellemzéséhez, ezért kapott információ elsősorban csak az vizsgált termőhelyekkel és populációkkal kapcsolatban interpretálható. A limitált mintavételi elrendezés oka, hogy a vizsgálat célja egy adott terület alkalmasságának értékelése volt, ezért a mintavétel a beavatkozási terület közeléből történt, és az elterjedési terület távolabbi pontjairól származó mintát nem vontunk az elemzésbe.

Az élőhelyalkalmasság modell lehetséges limitációja, hogy a 25×25 m raster felbontásnál kisebb térléptéken is tapasztalható domborzati/termőhelyi vátlózatosság is befolyásolhatja a homoki nőszirm előfordulását.

Javaslatok

A hajtásképzés monitorozásának folytatása kiemelt feladat a következő néhány évben, mivel elképzelhető, hogy a ramet gyűjtés hatása rövidtávon nem, és majd csak hosszútávon lesz kimutatható.

További telepítések tervezése során javasolt további populációk termőhelyének és a potenciális telepítési helyszínek talajtani vizsgálatát elvégezni, akár a dolgozatban bemutatottnál nagyobb mintaszámmal. A betelepítést követően az Összekötés területén belül újabb talajvizsgálatokra lehet szükség, amennyiben a növényegyedek fejlődésében térben jól elkülöníthető módon jelentkeznek különbségek.

A jövőben célszerű lenne nagyobb felbontású térbeli adatok felhasználásával létrehozni hasonló élőhelyalkalmasság modelleket és összehasonlítani az eredményeit. A modellek predikciós erejés feltételezhetően tovább növelné, ha a domborzati adatok mellett talajtani adatok is fel lennének használva, valamint a klimatikus és hidrológiai viszonyok is fontos magyarázó erővel bírhatnak a homoki nőszirm elterjedésével kapcsolatban. További fejlesztési lehetőség lenne, ha a jelenlét pontok mellett nem random generált pszeudo-abszencia pontokat alkalmaznánk a modellekben, hanem valós hiánypontokat, amelyek feltételezhetően a cönológiai felvételek adatai alapján kijelölhetőek lennének további terepmunka igénye nélkül is.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A magas diverzitású, természetes és természetközeli élőhelyek károsodása és zsugorodása jelentős környezeti probléma. Egy természetvédelmi célú élőhelyrekonstrukció kellő körültekintéssel nagy értéket teremtő projektté válhat, ám egyben komoly felelősségvállalást is jelent. A gondos tervezés és beavatkozásokat megelőző és megalapozó kutatások kiemelt jelentőséggel bírnak a sikeresség szempontjából.

Jelen kutatás a rákosi vipera komplex védelmi programjának élőhelyfejlesztési törekvéseihez kapcsolódó gyeprekonstrukció egy eleme. A vizsgálatok a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság működési területén található Bócsa-bugaci homokpuszta kiemelt jelentőségű természet megőrzési területen zajlottak.

A rekonstrukció célja két, korábban homokkötő erdősávval elválasztott rákosi vipera élőhely közötti kapcsolatteremtés, tájra jellemző pannon homoki gyep létrehozásával. A területre számos, nagy természeti értéket képviselő növényfaj között a pannonendemikus homoki nőszirm is betelepítésre kerül, helyi állományokból származó földalatti szaporító képletek által.

A begyűjtés kíméletes módon zajlott, az egyedek jelenleg kertészeti felszaporítás alatt állnak. Ellenőriztük a forráspopulációk beavatkozással érintett pontjain a hajtásképzési erély stabilitását, kontroll pontok segítségével, kétszeri felméréssel. Bár a vizsgálat rövidtávú volt, eredményeink szerint nem történt szignifikáns változás a beavatkozás hatására.

A betelepítés sikerének érdekében talajtani vizsgálatokat végeztünk a forráspopulációk termőhelyének és a rekonstrukció helyszínének összehasonlítására, továbbá domborzati adatok alapján élőhelyalkalmassági modellt állítottunk fel a fajra. A talajtani vizsgálatok humusz-, mész-, nitrát- és összes oldható sótartalom, továbbá szemcseméret-összetétel, Arany-féle kötöttség és kémhatás megállapítására irányultak. Az élőhelyalkalmassági modell a fellelhető összes Duna-Tisza közére eső homoki nőszirm előfordulási adat felhasználásával készült. Ezek összesített eredményei alapján a rekonstrukciós terület kiemelkedően kedvező termőhely a homoki nőszirm számára.

7. IRODALOMJEGYZÉK

1. ALEXEEVA, N. (2018): A taxonomic revision of *Iris* section *Psammiris* (Iridaceae) in Russia. *Phytotaxa*. 340. 3. 201-216. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.340.3.1>
2. BARABÁS S. (2006): Kariológiai vizsgálat az *Iris arenaria* W. et K. (Iridaceae) három populációjában = Karyological study on tree populations of *Iris arenaria* W. et K. (Iridaceae). *Kitaibelia* 11. 1. Különszám az Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VII. című konferenciára 41.
3. BARTHA D. – BÓDIS J. – Dobolyi K – JAKAB G. – KAPOCSI J. – KORDA M. – LESKU B. – MAKRA O. – MARKOVICS T. – MIHALIK E. – NÉMETH A. – SINIGLA M. (2012): Természetvédelmi növénytan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 404
4. BÉRCES S. (2011): *A biodiverzitás monitorozása homoki élőhelyeken a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság területén = Monitoring of sand steppe species and habitats in the administrative area of the Duna-Ipoly National Park Directorate*. In: Természetvédelem és kutatás a Duna--Tisza közti homokhátságon, Tanulmánygyűjtemény. *Rosalia* (6). Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 447-471.
5. BIRÓ M. - HORVÁTH F. - RÉVÉSZ M. - MOLNÁR ZS. - VAJDA Z. (2011): Száraz homoki élőhelyek és átalakulásuk a Duna-Tisza közén a 18. századtól napjainkig. 383–421. In: *Rosalia* 6. Természetvédelem és kutatás a Duna-Tisza közti homokhátságon. (Szerk. Verő György) Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. 522 p.
6. BORHIDI A. (2003): Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest. 610 p.
7. (Szerk.) BÖLÖNI J. – MOLNÁR Z. – KUN A. (2011): Magyarország élőhelyei; Vegetációtípusok leírása és határozója – ÁNÉR 2011., MTA ÖBKI, Vácrátót. 441 p.
8. BULLOCK, J. M. - JEFFERSON, R.G. - BLACKSTOCK, T.H. - PAKEMAN, R.J. - EMMETT, B.A. - PYWELL, R.J. - GRIME, J. P. - SILVERTOWN, J. (2011): Semi-natural grasslands. Cambridge, UK, UNEP-WCMC. In: Technical Report: The UK National Ecosystem Assessment, pp162–195
9. CRITCHLEY, C. N. R. – CHAMBERS, B. J. – FOWBERT, J A – SANDERSON, R. A. – BHOGAL, A – ROSE, S. C. (2002): Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological Conservation*. 105. 2. 199-215. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00183-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00183-5)

10. DAWSON, T. P. – JACKSON, S. T. – HOUSE, J. I. – PRENTICE, I. C. – MACE, G. M. (2011): Beyond predictions: Biodiversity conservation in changing climate. *Science*. 322. 53-58. DOI: 10.1126/science.1200303
11. DOMJÁNNÉ -NY. R. – JUHÁSZ L. (2010): Magyarország természetföldrajza. Mezőgazda Kiadó, Debrecen, 175 p.
12. FELFÖLDI L. (1987): A biológiai vízminősítés. Vízgazdálkodási Intézet. Budapest. 172-174. p.
13. FILEP GY. (1995): Talajvizsgálat. DATE, Debrecen, pp. 34-36; 81-83; 68-70; 77-80; 64; 84. (156 p.)
14. FILEP GY. (1999): Talajtani alapismeretek II. Talajrendszertan és alkalmazott talajtan. Debreceni Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar Talajtan- és Mikrobiológiai Tanszék, Debrecen, 214 p.
15. FÜLÖPB. – NYÁRI L. – DEÁK M. – BALOGH A. – MOLNÁR CS. – BÓDIS J. – SISÁK I. – VADÁSZ CS. (2019, javítva: 2020): A Felső-kiskunsági záródó homokpusztagyepek (*Festucetum wagneri*) természetvédelmi szempontból kitüntetett jelentőségű növényfajainak termőhelyi jellemzése. Természetvédelmi Közlemények. 25. 1. 1-13. DOI: 10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.1
16. GIBSON, D. J. (2009): Grasses and grassland ecology. Oxford University Press, Oxford, 305p. doi:10.1093/aob/mcp219
17. HABEL, J. C. – DENGLER, J. – JANIŠOVÁ, M. - TÖRÖK P. – WELLSTEIN, C. – WIEZIK, M. (2013): European grassland ecosystems: threatened hotspot of biodiversity. *Biodivers Conservation* 22. 2131–2138. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>
18. HAGAI S. – GAVRIELLA S – YOHAY C. – RAFIN K. – YUVAL S. (2018): To mix or not to mix the sources of relocated plants? The case of the endangered *Iris lortetii*. *Journal for Nature Conservation*, 45. 41-47. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.002>
19. 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:[10.1111/J.1461-0248.2004.00686.X](https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2004.00686.X)

20. HORVÁTH F. - DOBOLYI Z. K. - MORSCHHAUSER T. - LŐKÖS L. - KARAS L. - SZERDAHELYI T. (1995): FLÓRA adatbázis 1.2 Taxonlista és attribútum-állomány. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. 267 p.
21. JÁVORKA S. (1925): Magyar Flóra, Flora Hungarica, Magyarország virágos és edényes virágatlan növényeinek meghatározó kézikönyve. Studium. Budapest. 1307 p.
22. JÁVORKA S. (1937): A magyar flóra kősi határozója. Studium. Budapest. 346 p.
23. JUSTYÁK J. (2002): Magyarország éghajlata. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 118 p.
24. KIRÁLY G. (szerkesztő); BALOGH L. – BARÁTH K. – BARINA Z. – BARTHA D. – BÉNYEINÉ H. M. – CSIKY J. – DANCZA I. – DOBOLYI K. – FACSAR G. – FARKAS S. – FISCHER, M. A. – KIRÁLY G. – LÁJER K. – MESTERHÁZY A. – MOLNÁR V. A. – NAGY A. – NÉMETH CS. – PAPP L. – PAPP M. – PIFKÓ D. – PINTÉR I. – PENKSZA K. – PFEIFFER N. – PÓTÓNÉ O. E. – SOMLYAY L. – SRAMKÓ G. – SZERDAHELYI T. – UDVARDY L. – VIDÉKI R. – VIRÓK V. (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő. 616 p.
25. KIRÁLY G. (szerkesztő); BARINA Z. - CSIKY J. - FARKAS S. - JAKAB G. - KIRÁLY G. - LÁJER K. - MESTERHÁZY A. - MOLNÁR V. A. - NAGY J. - NÉMETH CS. - PÁL R. - PIFKÓ D. - PINKE GY. - SCHMOTZER A. - SOMLYAY L. - SRAMKÓ G. - VIDÉKI R. - VOJTKÓ A. (2007): Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai. Red list of the vasculat flora of Hungary. Saját kiadás, Sopron. 73 pp.
26. KOCSIS K (Főszerkesztő); MOLNÁR ZS. - KIRÁLY G. - FEKETE G. - ASZALÓS R. - BARINA Z. - BARTHA D. - BÍRÓ M. - BORHIDI A. - BÖLÖNI J. - CSIKY J. - CZÚCZ B. – DANCZA I. - DOBOR L. - FARKAS E. - FARKAS S. - HORVÁTH F. - KEVEY B. – LŐKÖS L. - MOLNÁR V. A. – MAGYARI E. - NÉMETH CS. - PAPP B. - PINKE GY. - SCHMIDT D. - SCHMOTZER A. - SOLT A. - SÜMEGI P. - SZMORAD F. - SZURDOKI E. - TIBORCZ V. - VARGA Z. - VOJTKÓ A. (2018): Növényzet. 94–103. In: Magyarország nemzeti atlasza: természeti környezet. Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet, Budapest. 187 p.

27. KÖRMÖCZI L. – MARGÓCZI K. (2003): A Kiskunsági Nemzeti Park bugacpusztai területének kezelését megalapozó vegetációtérkép elkészítése. Kutatási zárójelentés. Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék.
28. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (MME). (2016): A Bócsa-bugaci homokpuszta kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (HUKN20024) Natura 2000 fenntartási terve. Budapest.
29. MARTIN, P.A. - OCKENDON, N. - BERTHINUSSEN, A - SMITH, R.K. - SUTHERLAND W.J. (2021): Grassland Conservation: Global evidence for the effects of selected interventions. Conservation Evidence Series Synopses. University of Cambridge, Cambridge, UK. <https://doi.org/10.17863/CAM.78591>
30. MASÓN, W.L. - ALÍA, R (2000): Current and future status Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in Europe. *For Syst.* 9. 317–335.
31. MÁTÉ A. (2014): 6260 Pannon homoki gyepek. 817-823. In Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. (Szerk. HARASZTY L.) Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. 955 p.
32. MIZSEI, E. - ZINENKO, O. - SILLERO, N. - FERRI, V. - ROUSSOS, S. A. - 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.
33. MIZSEI E. (2020): LIFE HUNVIPHAB „A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” LIFE18NAT/HU/000799 A kiskunsági rákosi vipera élőhelyek és állományok monitoring protokolljai. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
34. MONKS, L. – COATES, D – BELL, T – BOWLES, M.L. (2012): Determining success criteria for reintroductions of threatened long-lived plants. *Plant reintroduction in a changing climate.* 189–208. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_11
35. MÓRÉ, A., MIZSEI, E., VADÁSZ, C., TÓTHMÉRÉSZ, B., HELTAI, M. (2022): Analysis of mammal mesopredator scat samples indicates significant predation on the endangered Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Wildlife Biology:* e01033

36. PÉCHY T. - HALPERN B. - SÓS E. - WALZER C (2015) Conservation of the Hungarian meadow viper *Vipera ursinii rakosiensis*: Hungarian Meadow Viper: Conservation and Reintroduction. *Int Zoo Yb* 49:89–103. <https://doi.org/10.1111/izy.12088>
37. PIMM, S. L. – JENKINS, C. N. – ABELL, R. - BROOKS, T. M. – GITTLEMAN, J. L. – JOPPA, L. N. – RAVEN, P. H. – ROBERTS, C. M. – SEXTON, J. O. (2014): The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*. 344. 6187. DOI: [10.1126/science.1246752](https://doi.org/10.1126/science.1246752)
38. RAYBURN, A. P. – LACA, E. A. (2013): Strip-seeding for grassland restoration: past successes and future potential. *Ecological Restoration* vol. 31. 2. 147-153. doi: 10.3368/er.31.2.147
39. RÉDEI K, OSVATH-B. Z, VEPERDI I (2008): Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improvement in Hungary: a review. *Acta Silv Lignaria Hung* 4. 127–132
40. ROBERGE, J.-M. - ANGELSTAM, P. (2004), Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*, 18: 76-85. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x>
41. ROSEN, C. (2000): *World Resources 2000-2001: People and ecosystems: The fraying web of life*. Elsevier. 389p.
42. SHUSTOV, M. V. - SHVETSOV, A. N. - MAMONTOV, A. K. - ZUEVA, M. A. (2021) Preserving Rare and Endangered Calcific SteppeDwelling East-European Species ex situ. *OP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 1. 817. 012100. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/817/1/012100>
43. SOÓ R. (1953): *Fejlődéstörténeti növényrendszertan*. Tankönyvkiadó, Budapest. 518 p.
44. SOÓ R. (1965): *Növényföldrajz*. Tankönyvkiadó, Budapest. 152 p.
45. STANOVÁ, V. S. – JANÁK, M. – VAJDA Z. (2008): Management of Natura 2000 habitats, Pannonic sand steppes 6260. Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora
46. STEFANOVITS, P. (1981): *Talajtan* 2. Átdolgozott kiadás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 380 p.
47. SZÜCS I. (2002): *Alkalmazott statisztika*. AGROINFORM Kiadó, Bp. 251-260. p.

48. TÖLGYESI CS. - BÁTORI Z - DEÁK B. - ERDŐS L. - HÁBENCZYUS A. A. - KUKLA L. S. - TÖRÖK P. - VALKÓ O. - KELEMEN A. (2021): A homokfásítás alkonya és az ártérfásítás hajnala. Természetvédelmi Közlemények 27. 126–144. DOI: 10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.126
49. TÖLGYESI CS. – HÁBENCZYUS A. A. – KELEMEN A. – TÖRÖK P. – VALKÓ O. – DEÁK B. – ERDŐS L. – TÓTH B. – CSIKÓS N. – BÁTORI Z. (2023): How to not trade water for carbon with tree planting in water-limited temperate biomes?. Science of The Total Environment. 856. 1. 158960. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158960>
Online megjelenés: 2022. 09. 24.
50. TÖLGYESI C. - VALKÓ O. - DEÁK B. - KELEMEN A. - BRAGINA T. M. - GALLÉ R. - ERDŐS L. - BÁTORI Z. (2018): Tree–herb co-existence and community assembly in natural forest-steppe transitions. Plant Ecol Diver. 11: 465-477. <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1544674>
51. TÖRÖK P. (szerk.) (2013): Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban. ÖMKi, Budapest. 110 p.
52. TÖRÖK P. - BRUDVIG A. L. - KOLLMANN J. - PRICE J. N. - TÓTHMÉRÉSZ B. (2021): Present and future of grassland restoration. Restoration Ecology. Vol. 29, No. S1, e13378 .
53. TRULEVICH, N. V. (1991) Ecological-phytocenological foundations of plant introduction (Moscow: Publishing House «Nauka») p 216.
54. VADÁSZ CS. (2015): Az inváziós növényfajok visszaszorításának tapasztalatai a Felső-kiskunsági Turjánvidéken. 181–188 In: Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. (Szerk. CSISZÁR Á. - KORDA M.) Rosalia kézikönyvek. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. 239 p.
55. VOLIS, S. – BLECHER, M. (2021): Translocation success in *Iris atrofusca*: importance of replicating sites and long-term monitoring. Restoration -ecology, The Journal of the Society for Ecological Restoration. 30. 2. 13502. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.13502>
56. VOLIS, S. – BLECHER M. – SAPIR, Y. (2009): Complex ex situ - in situ approach for conservation of endangered plant species and its application to *Iris atrofusca* of the Northern Negev. BioRisk. 3. 137-160. <https://doi.org/10.3897/biorisk.3.5>

57. VOLIS, S. – DORMAN, M. – BLECHER, M. – SAPIR, Y. – BURDENIY, L. (2010): Variation partitioning in canonical ordination reveals no effect of soil but an effect of co-occurring species on translocation success in *Iris atrofusca*. *Journal of Applied Ecology*. 48. 1. 265-273. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01898.x>
58. 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről

Internetes források

59. BARTHA D. - BÁN M. - SCHMIDT D. - TIBORCZ V. (2022): Magyarország edényes növényfajainak online adatbázisa. – Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növényteni és Természetvédelmi Intézet. <http://floraatlasz.uni-sopron.hu> Letöltve: 2022. 10. 04.
60. EEA (2021) EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY: NATURA 2000, Standard Data Form, <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=HUKN20024>, Letöltve: 2022. 10. 09.
61. TV (2022): A MAGYAR TERMÉSZETVÉDELEM HIVATALOS HONLAPJA <https://termeszetvedelem.hu> Letöltve: 2022.
62. WFO (2022): *Iris arenaria* Waldst. & Kit. <http://www.worldfloraonline.org/taxon/wfo-0000783080>. Letöltve: 2022. 10. 04.

8. TÁBLÁZATOK ÉS ÁBRÁK JEGYZÉKE

Ábrák

1. **ábra.** A homoki nőszirm (*Iris arenaria*) hazai elterjedési területe12.
2. **ábra.** A Bócsa-bugaci homokpuszta Natura 2000 terület elhelyezkedése és a LIFE projekt C4 akciójának beavatkozási területének lehatárolása16.
3. **ábra.** Az Összekötés beavatkozási területe a projekt kezdete előtt és a rekonstrukció közben17.
4. **ábra.** A talajtani vizsgálat mintavételi pontjai.....19.
5. **ábra.** A ramet gyűjtés hatásának vizsgálatába bevont homoki nőszirm polikormonok elhelyezkedése a Bócsa-bugaci homokpusztán23.
6. **ábra.** Az élőhelyalkalmasság modell tanítóterületének kijelölt homoki nőszirm előfordulási területek, a domborzati modell magasság értékei24.
7. **ábra.** A vizsgált talajok nedvességtartalma, humusztartalma, kémhatása és szemcseméret-összetétele28.
8. **ábra.** A vizsgált talajok mésztartalma, Arany-féle kötöttsége, nitráttartalma és összes oldható sótartalma29.
9. **ábra.** A talajminták főkomponens analízisének eredménye30.
10. **ábra.** Hajtásszám-változás a gyűjtéssel érintett és kontroll polikormonokban.....31.
11. **ábra.** A modellben felhasznált jelenlét pontok (összes és kiválasztott)32.
12. **ábra.** A homoki nőszirm élőhelyalkalmassága a vizsgálati területen33.
13. **ábra.** A homoki nőszirm élőhelyalkalmassága a faj jelenlétpontjain és az Összekötés területén33.

Táblázatok

1. **táblázat.** Hajtásszám-változás (átlag) a gyűjtéssel érintett és kontroll polikormonokban31.
2. **táblázat.** Hajtásszám-változás (körnegyedenkénti) a gyűjtéssel érintett és kontroll polikormonokban31.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton megköszönöm a fáradságos munkát, az átadott szaktudást és állandó segítőkészséget témavezetőimnek: Dr. Mizsei Edvárdnak (KNPI), Dr. Kovács Szilviának (DE-MÉK) és Dr. Tállai Magdolnának (DE-MÉK), továbbá a terepi és adatgyűjtő munka során nyújtott önzetlen segítségért köszönettel tartozom Bérces Sándornak (DINPI), Czitor Beának (KNPI), Dr. Kovács Évának (KNPI), Móré Attilának (KNPI), Dr. Vadász Csabának (KNPI), Vajda Zoltánnak (KNPI) és Varga Péternek (KNPI).

A dolgozat a

A Kulturális és Innovációs Minisztérium ÚNKP-22-1 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a nemzeti kutatási, fejlesztési és innovációs alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.