

BSc szakdolgozat

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) egykori élőhelyeire jellemző növényi fajkészlet rekonstruálása és összehasonlítása a fennmaradt élőhelyekével

Szerző:

Budai Mátyás

Biológia BSc. III. éves hallgató
Állatorvostudományi Egyetem, Ökológiai Tanszék

Témavezetők:

Dr. Korsós Zoltán

egyetemi docens
Állatorvostudományi Egyetem, Ökológiai Tanszék

Mizsei Edvárd

doktorjelölt
Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék
projekt és monitoring koordinátor
Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, LIFE HUNVIPHAB

Állatorvostudományi Egyetem
Ökológiai Tanszék
2022. április 29.

Tartalomjegyzék

Bevezetés	3
Célkitűzések	8
Anyag és módszer	9
A rákosi vipera múltbeli elterjedésének feltérképezése	9
Egykori, potenciális élőhelyek felmérése	10
Növényi adatbázis: herbáriumok, cönológiai felvételek, biotikai adatok.....	11
Statisztikai elemzések.....	12
Eredmények	15
A rákosi vipera múltbeli elterjedése.....	15
Egykori, potenciális élőhelyek felmérése	17
Növényi adatbázis	17
Közösségek összehasonlítása	18
Megvitatás	21
Összefoglalás	29
Summary	30
Irodalomjegyzék	31
Köszönetnyilvánítás	38

Bevezetés

A biodiverzitás csökkenése az utóbbi évtizedekben soha nem látott méreteket öltött [1, 2] melynek legfőbb okai között találjuk az élőhelyek fragmentálódását [3], a mezőgazdasági műveletek erősödését és az élőhelyek degradálódását [4], a klímaváltozást [5], az erőforrások túlhasználását [6], illetve az invazív fajok térhódítását [7]. A biodiverzitás csökkenése közvetlenül veszélyezteti a világszerte az egyik legnagyobb mértékben eltűnő biom, a füves élőhelyek fennmaradását is [8].

A Föld szabad felszínének majd fele esett át valamiféle változáson az olyan emberi hatásoknak köszönhetően mint a területek beépítése, illetve a földek kedvezőtlen hasznosítása [9]. A szerves anyagok feldúsulásának következtében, melyet a füves élőhelyekre jellemző lassabb lebontás okozhat, a mérsékelt övezeti füves puszták ideálisak szántóföldek létesítésére. Ennek köszönhetően ezek az élőhelyek szorultak vissza a legjelentősebb mértékben [10, 11]. A gyepek fajgazdagsága folyamatos csökkenő trendet mutat, melyet a területek múltbeli és jelenlegi hasznosítása együttesen okozhatnak például a gyepek kezelési módjának megváltoztatásával, a kezelés felhagyásával vagy a hasznosítás intenzitásának növelésével [12]. A gyepek fragmentálódása és ezáltal az izoláció mértékének növekedése, illetve a gyepek minőségének romlása együttesen mind a fajok lokális eltűnéséhez vezethet. Saar és munkatársai régi, illetve mai gyeppragmentumok növényzetét hasonlították össze a növényfajok jellegei, illetve életmenet-stratégiájuk alapján [13].

Az élőhelyek kiterjedésének csökkenése azonban nem feltétlen vonja maga után a növényfajok kihalását, bizonyos esetekben a fajközösség hasonló marad a beszűkült lélettér ellenére is [14]. Az élőhely méretéhez képest nagyobb hatása lehet a gyeppragmentumok izolációja miatt érvényesülő szigethatásnak például az élőhelyek fajgazdagságára és a megjelenő gyepspecialista fajok számára nézve [15]. Ezek a kutatások mind ellentmondanak az ökológia és konzervációbiológia tudományában elfogadott „élőhelyméret hipotézisnek” (Habitat Amount Hypothesis). A hipotézis szerint egy fragmentumokból álló élőhelyen az élőhelyfoltok nagysága és a foltok izoláltsága együttes hatásra vezethető vissza: a vizsgált mintavételi területre. Az élőhelyfolton észlelhető fajgazdagság a hipotézis szerint a vizsgált élőhelyfolt és a körülötte fekvő terület méretétől mint a folt kolonizációjának sebességét befolyásoló tényezőtől függ [16]. Habár a hipotézis helytállóan bizonyult például madarak [17], illetve lepkék esetében [18], számos vizsgálat mutatott ki ellentétes hatásokat [16, 19].

A természettudományi múzeumok és más intézmények gyűjteményeinek hozzáférhetősége az utóbbi években megnövekedett az adatok egyre gyakoribb digitalizálásának köszönhetően [20]. A digitalizált, nagy méretű, nagy időtávot lefedő adatbázisok új lehetőségeket nyitottak a kutatók és természetvédők számára [21], mivel könnyen hozzáférhető, fenntartható és reprodukálható adatforrásként szolgálhatnak számukra [20]. Az adatok felhasználása hasznos lehet többek közt az ökológusok és a természetvédelmi biológusok számára is, ugyanis a jelenlegi ökológiai mintázatok, illetve a fajok aktuális természetvédelmi helyzetének pontos értékeléséhez ismerünk kell a korábbi trendeket és a fajok elterjedésének, életmódjának eredeti állapotát [22]. Érdemes azonban tisztában lennünk a régi adatok korlátaival, mivel ezeket az adatokat több kutató más-más, nem egységes módon gyűjtötte, ami bizonyos esetekben az adatok térbeli torzulását vagy például taxonómiai problémákat vonhat maga után [23, 24]. A múltbéli gyűjtések eredményeit olyan taxonok esetében célszerű felhasználni, melyeknél megfelelő mennyiségű, szakértők által validált adat férhető hozzá és amelyeknél a gyűjtés helyének pontossága elfogadható [23]. A korábbi felmérések helyén megismételt mérések elengedhetetlenek a közösségek változásának és a változás trendjének, sebességének, idejének megállapításához [25]. A növényközösségek változásának vizsgálata során a múltbéli és jelenlegi adatok együttes használata vagy összehasonlítása szolgál a legtöbb információval a kutatók számára [26].

A digitalizált, perzisztens, hozzáférhető múltbéli adatok közé tartoznak az egyre szélesebb körben felhasznált herbáriumi lapok is. A herbáriumok már több mint 400 éve elengedhetetlen eszközei a botanikai kutatásoknak, eleinte főként a taxonómiai és szisztematikai vizsgálatoknak [27]. A digitalizáció hatására az utóbbi években a biológia számos iránya használta ki a herbáriumi adatokban rejlő lehetőséget. A fenológiai kutatások például a klímaváltozás és fajok virágzási idejének eltolódása közti kapcsolatot vizsgálják [28, 29, 30] míg a pollenek vizsgálatával a beporzók múltbéli helyzetére következtethetnek [31]. A herbáriumok többek között a fajok előfordulási helyei, a morfológiai különbségek, illetve genetikai információ révén a konzervációbiológia számára is új irányokat nyithattak [32]. Segítségükkel nyomonkövethető a növényközösségek változása az urbanizáció hatására [33], meghatározható az adott területen leginkább védelemre szoruló fajok listája [34], illetve az invazív fajok térhódításának és annak lépéseinek rekonstruálhatóságát is elősegíthetik [35]. A növényközösségeket általában néhány gyakori és több ritka faj alkotja [36], melyek valós abundanciájára és a tömegességi viszonyokra kizárólag herbáriumi adatok alapján nem következtethetünk, mivel gyakran előfordul, hogy a botanikusok inkább a ritka fajok gyűjtésére koncentrálnak a közösség

fajkompozíciójának reprezentálása helyett [37]. Önmagukban a randomizált és standardizált cönológiai felvételek sem mindig nyújtanak elegendő információt a növényközösségek összetételére nézve, mivel ekkor a ritka fajok bizonyos hányada rejtve maradhat a felmérők elől, akik akár rövidebb idő alatt, nagyobb mennyiségű fajt képesek kimutatni egy adott területről [37]. A közösségek valós állapotának ismeretéhez célszerű a herbárium, florisztikai és cönológiai adatok együttes, kombinált használata [38].

A füves élőhelyek eltűnésével párhuzamosan a gyeppekhez kötődő állatfajok populációinak csökkenését is tapasztalták, Hilpold és munkatársai a ritkább, illetve specialista fajok számának visszaesését mutatták ki a mezőgazdasági művelés intenzitásának növelése mellett [39]. Számos, a füves pusztákon megtalálható faj sodródott a kihalás szélére az elmúlt évszázad során, azonban az utóbbi évtizedekben kibontakozó természetvédelmi intézkedéseknek köszönhetően egyes fajok aktív és többnyire sikeres védelmére is találhatunk példát akár hazánkban is, mint például a parlagi sas (*Aquila heliaca*) [40], a kék vércse (*Falco vespertinus*) [41] és a túzok (*Otis tarda*) [42] esetében. Az említett fajok konzervációjának főbb lépései általában a széles körű monitoring, jeladós példányok követése, populációk méretének becslése, illetve az élőhelyek visszaalakítása a feltételezett eredeti, az adott faj számára megfelelő állapotba.

Hazánk egyik legveszélyeztetettebb gerinces állata [43], a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) is füves élőhely-specialista, melyet Méhely Lajos 1893-ban írt le a parlagi vipera alfajaként [44]. Nevét az egyik eredeti lelőhelyéről, Rákos mezejéről kapta. A viperák Pesten kívül még az ausztriai Laxenburg környékéről voltak ismertek, ahol a helyi kastély gondnoka „vérdíjat tűzött ki” a viperák fejére, melynek eredményeként egy év alatt több mint 1000 példányt pusztítottak el a helyiek [44]. Ez jól mutatja, hogy egykor milyen nagy egyedsűrűség jellemezte a mára már veszélyeztetett alfajt. A 19. század végén a rákosi vipera elterjedését Bécs környékére, a Pest megyei Rákos-mezőre és Tázlár térségére, Vas megye egyes részeire, valamint Erdélyben a Kolozsvári Szénafüvekre becsülték [45]. A 20. század elején már több adat állt rendelkezésre, így ekkorra kirajzolódott, hogy a viperák Ausztriában Bécs és a Lajta-hegység mentén, Magyarországon a Fertő-tó és a Hanság környékén, illetve Pesttől egészen Tázlárig a Kiskunságban, valamint a mai Románia területén az Erdélyi Mezőségben fordultak elő [46]. Egyes szerzők emellett említik az egykori Jugoszlávia területén található Szlavóniát és Bulgáriában Szófia környékét, mint rákosi vipera előfordulási helyeit [47]. Habár 1910-es években egyes helyeken, mint például a Hanság közelében fekvő Bormász-pusztán, a rákosi

vipera tömeges jelenléte a helyiek körében gyakran okozott riadalmat, a pesti vipera-populációk ekkoriban már eltűnőben voltak „a kultúra terjeszkedése”, vagyis gyepek beszántása és beépítése miatt [46]. A vipera egyik fő élőhelytípusa, vagyis a láprétek lecsapolása és feltörése is egyre nagyobb méreteket öltött a század első felében [48]. Ennek köszönhetően a 20. század végére és napjainkra csupán néhány, apró, egymástól elszigetelt populációja maradt fenn a Hanságban, a Kiskunságban és az Erdélyi Mezőségben, [49, 50]. A vipera fennmaradt populációnak védelme 2004 óta LIFE projektek keretein belül zajlik, mely során jelentősen bővült az élőhelyek kiterjedése, több helyen viperabarát gyepgazdálkodást végeznek és zárttéri tenyésztésből származó egyedekkel erősítették meg a csökkenő egyedszámú állományokat, vagy új populációkat hoztak létre [51, 52].

A rákosi vipera múltbeli elterjedéséről és az elterjedési terület változásáról viszonylag kevés információ áll rendelkezésre, melyek régi cikkekből, beszámolókból és múzeumi példányok adataiból származnak. Feltételezésünk szerint az előfordulási terület csökkenése a 20. század második felében, a mezőgazdasági művelés gépesítésével vált drasztikussá, aminek eredményeként a viperák csupán néhány, természetvédelmi oltalom alatt álló területen maradtak fenn, melyeken még megfelelő a gyepgazdálkodás intenzitása. Az elterjedési terület beszűkülése mellett a populációk mérete is folyamatos csökkenő tendenciát mutatott, becslések szerint a 2000-es évekre mindössze 500 egyed alkotta a rákosi vipera vadon élő populációit [51, 53]. A beszűkült populációméret okának, illetve következményének megértése pedig kulcsfontosságú a veszélyeztetett fajok védelme szempontjából [54]. Az egyik lehetséges ok a túlzott predációs nyomás, mely feltételezésünk szerint napjainkban is a populációk növekedésének egyik fő korlátozó tényezője lehet. A rákosi vipera a róka (*Vulpes vulpes*), a borz (*Meles meles*), számos ragadozómadár és egyéb opportunistá ragadozók számára is táplálékul szolgálhat és bizonyított, hogy a ragadozók ma is nagy számban fogyasztják [55]. Probléma lehet a vegetáció vertikális struktúrájának megváltozása, amiről korábbi kutatásunkból tudjuk, hogy hatással van a rákosi vipera élőhelyválasztására [56]. A Kemperkasza terjedése, illetve a kaszálás időszakának és a viperák születésének egybeesése a magasabb borításértékű gyepekre kényszerítheti az egyedeket [51]. A gyephasznosítási mód hatása is megmutatkozik, ugyanis a viperák a legelőket preferálják a kaszálással, illetve kaszáló-legelő váltó kezeléssel szemben. A kaszálókon valószínűleg nyelőpopulációk egyedei lelhetőek fel, a populációk hosszútávú fennmaradása kétséges [57]. Az egyedszámcsökkenést továbbá az élőhelyek degradálódása is okozhatta, melyben szerepet játszhat az inváziós fajok terjedése, a túlhasznosítás és a vaddisznók túrásai is. A viperák fő táplálékbázisa, vagyis az

egyenesszárnyúak (Orthoptera) egyedszámának csökkenése vagy annak megváltozása is problémát okozhatott, csakúgy mint a viperaegyedek illegális gyűjtése. Az élőhelyek fragmentálódása következtében pedig a kis méretű populációk egyre jobban elszigetelődtek egymástól, mely a genetikai állomány leromlását is eredményezhette [58]. A számos felsorolt ok valószínűleg mind hatással van a rákosi viperák egyedszámára, azonban ezek vizsgálata nem képezi a szakdolgozatom részét.

Az élőhelyek flórájának megváltozása is összefüggésben állhat a rákosi viperák egyedszámával, ugyanis nem ismerjük az eredeti élőhelyek fajkészletét és kompozícióját, így lehet, hogy a populációk csupán szuboptimális élőhelyeken maradtak fenn napjainkra. A természetvédelmi intézkedések ismerethiányosan zajlanak, így lehetséges, hogy a folyamatban lévő élőhelyrekonstrukciókkal, gyepterdiverzifikációkkal és az *ex situ* tenyésztésből származó egyedek visszatelepítésével is szuboptimális körülményeket biztosítunk a faj számára [59], mely részben magyarázhatja, hogy a számos beavatkozás ellenére miért nem növekszik látványosan a populációk mérete. A szuboptimális élőhelyeken a fitness csökkenése és a populáció kihalásának növekvő kockázata tapasztalható [60], ezért természetvédelmi intézkedések során kulcsfontosságú, hogy azok bizonyítékok alapján valósuljanak meg [61]. A rákosi vipera múltbeli élőhelyeiről viszonylag kevés információ áll rendelkezésre, ezért ennél az alfajnál is elsődleges az eredeti élőhelyek minél részletesebb és mélyrehatóbb ismerete, hogy a gyepterületek rekonstruálása és kezelése a vipera szempontjából optimális módon történhessen.

Az élőhelyek rekonstruálásához múltbeli adatok, például régi cönológiai felvételek, herbáriumgyűjtések és florisztikai adatok szükségesek. A rekonstruálás opportunistá módon zajlik, ugyanis csak olyan adatokat használhatunk fel, amelyek rendelkezésünkre állnak [26], és ezek alapján következtethetünk az egykori növényközösségek összetételére. A növényzet múltbeli fajkészlete indikátorként szolgálhat a vizsgált terület állapotára nézve és segítségével megfigyelhetőek az invazív fajok és az emberi jelenlét különböző, élőhelyekre gyakorolt hatásai [62]. A növényközösségek változásához fontos ismernünk a jövevényfajok megjelenésének, illetve a fajok eltűnésének időpontját [63], és segítségükkel például a degradált élőhelyek állapotának javítását, diverzifikálását is hatékonyabban végrehajthatjuk [64]. A múltbeli diverzitás rekonstruálásakor figyelembe kell vennünk a megfigyelt mellett a láthatatlan diverzitást („dark diversity”) is, ugyanis egy bizonyos területen várt, de hiányzó fajok is fontos információval szolgálhatnak egy növényközösség állapotáról [65]. A láthatatlan

diverzitás vizsgálatával pedig arról is kaphatunk információt, hogy mennyire lehetséges egy adott terület eredeti állapotának helyreállítása („restoration potential”) [66]. A gyeprekonstrukciók esetében érdemes figyelembe venni a növényközösségek ellenállóképességét is és inkább a klímaváltozás hatásainak ellenálló növényfajokat előtérbe helyezni [67]. A múltbeli adatok az élőhelyrekonstrukciók mellett azok kezelésének hatékony kivitelezését is elősegíthetik [68]. A hullók esetében elsősorban a vegetáció szerkezete határozza meg a gyeprekonstrukciók eredményességét, így különböző növényzetszerkezeti jellemzők biztosítására érdemes hangsúlyt fektetni [69].

Célkitűzések

A kutatás során azt a célt tűztem ki, hogy a lehető legfinomabb léptékben feltérképezem a rákosi vipera múltbeli, tájatalakítások előtti előfordulását, majd meghatározom ezen területek növényi fajkészletét, amit később összehasonlítok a vipera jelenlegi élőhelyeinek növényi fajkészletével. A kutatásom kérdései a következők:

- Mekkora mértékű volt a rákosi vipera élőhelyvesztése?
- Különböznek-e a jelenlegi élőhelyek a tájatalakítás előttiektől (1975 előtt) a vegetáció fajkészletében?
- Mely növényfajok hiánya vagy jelentléte okozza a különbséget?
- Összefügg-e egy adott terület múltbeli és jelenlegi növényi fajkészletének különbözősége a vipera fennmaradásával?

Anyag és Módszer

A rákosi vipera múltbeli elterjedésének feltérképezése

A rákosi vipera múltbeli elterjedésének feltérképezéséhez elsősorban irodalmi forrásokra támaszkodtam. Az alfaj 1893-as leírásától kezdve napjainkig találni különböző cikkeket, összefoglalókat, beszámolókat, leírásokat, melyekből akár csak egy helységnevet is fel tudtam használni. Az ausztriai adatok gyűjtésénél Grillitsch [70] a vipera kihalásának kronológiájával foglalkozó cikke, a magyaroknál pedig többek közt Dely [47] könyve nyújtotta a legnagyobb segítséget. Az erdélyi populációk a legkevésbé ismertek számunkra, itt Krecsák & Zamfirescu [71] áttekintő cikke mellett Sós Tibor adatpontjai, valamint a 2021 október 15-én megrendezett Rákosi vipera védelmi workshopon, a témához kapcsolódó előadása nyújtott támpontot. Világszerte nagy számban találunk rákosivipera-példányokat különféle múzeumok, intézmények gyűjteményeiben, melyek címkéin található adatok adatbázis formájában szintén a rendelkezésemre álltak. Mindezek felhasználásával hoztam létre a lelőhely-adatbázist, mely tartalmazta a lelőhelyek eredeti nevét, az általam georeferált helységnevét, koordinátáját, a lelőhely utolsó viperaészlelésének évszámát, valamint az adat forrását. A lelőhelyek legnagyobb hányada csak településnév és nem pontos élőhely alapján azonosítható, emiatt az élőhelyek pontos kijelöléséhez műholdképekre, régi és katonai térképek használatára is szükség volt. A régi térképek és az archív magyar irodalmi források jelentős részéhez az Arcanum Digitális Tudománytárán keresztül fértem hozzá [<https://adtplus.arcanum.hu/>]. A lelőhelyek georeferálása során figyelembe kellett vennem, hogy az 1918 előtti adatok idejében még a Magyar Királyság vármegyéi, s nem a ma alkalmazott rendszer szerinti megyék voltak a közigazgatás alapegységei. A legdélebbi fekvésű ismert magyar lelőhely, Tázlár, például a mai Bács-Kiskun megye helyett az egykori Pest vármegyéhez tartozott. Az adatbázisba többször is bekerülhetett egy-egy lelőhely, hiszen a georeferálást és az élőhelyenkénti utolsó észlelést az adatgyűjtés végén, az összes észlelés alapján határoztam meg. Az utolsó észlelés ideje kevés helyről volt ismert, így az adathiányos helyek esetében az utolsó olyan cikk írásának évszámát vettem alapul, melyben a helységneveket még aktuális lelőhelyként említik. Az adatbázisba került lelőhelyeket Quantum GIS segítségével térképen ábrázoltam [72], majd kijelöltem olyan további helységeket, amelyek két bizonyított élőhely között, azok közelében helyezkednek el. Ezt azért tartottam szükségesnek, mert feltételezhető, hogy a gyepragmentumok, melyeken a

viperák fennmaradtak, egykor többnyire összefüggő élőhelyként funkcionáltak. Emiatt a hozzáadott helységneveket is használtam a növényzeti adatbázis létrehozásakor.

Az élőhelyvesztés mértékének meghatározásához a rekonstruált múltbeli elterjedést ábrázoló 5×5 km-es rácsháló adatait használtam fel. Feltételeztem, hogy egykor minden olyan rácscellában megtalálható volt a faj, ahol azóta kimutatták, így ezt az állapotot vettük 100 %-os élőhelyfoglaltságnak és az utolsó viperaészlelés évét a négyzetből való eltűnés időpontjának. A rácscellák területe ismert, így az elfoglalt négyzetek számának csökkenéséből kiszámolhattuk, évtizedenkénti skálázással az eredetihez képest elfoglalt élőhely kiterjedését, amit százalékosan fejeztünk ki.

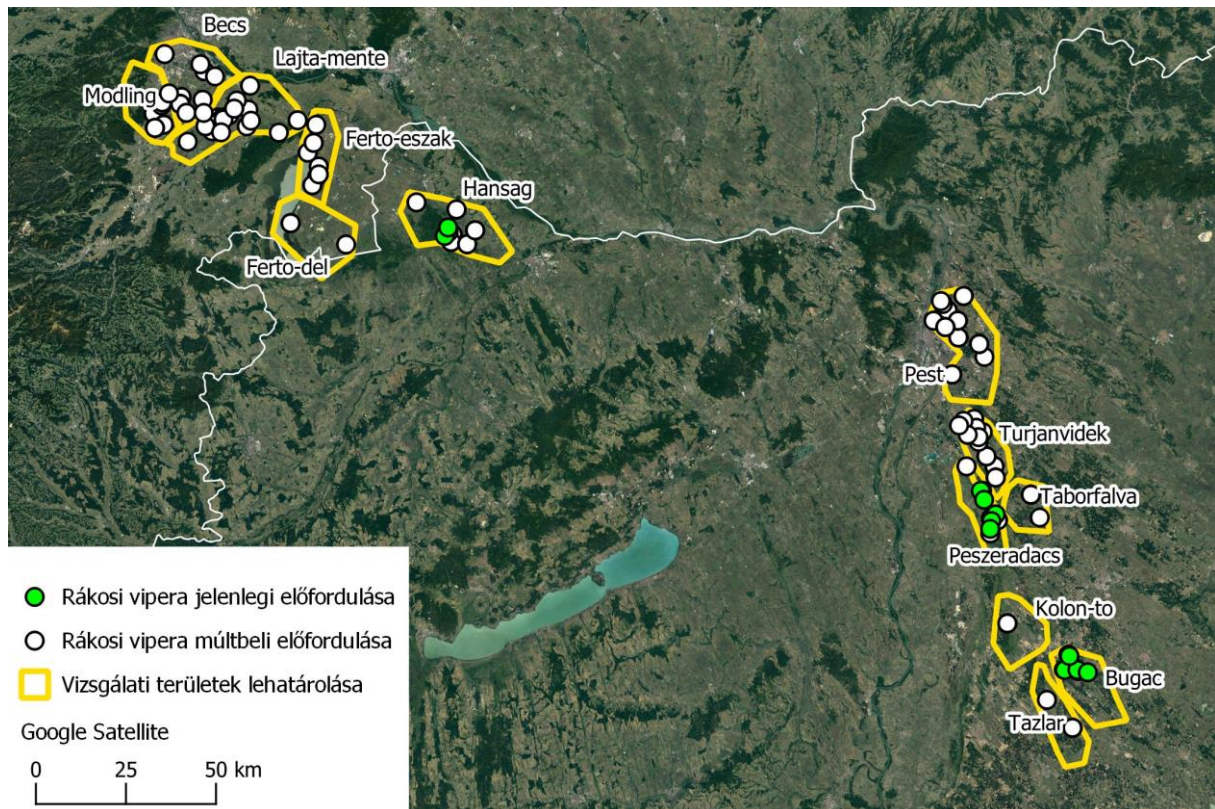
Egykori, potenciális élőhelyek felmérése

A rákosi vipera jelenlegi elterjedéséről viszonylag pontos információkkal rendelkezünk, mivel az összes magyarországi előfordulási helyen, vagyis a fennmaradt élőhelyek nagy részén zajlik átfogó hullómonitoring a 2019 óta futó „A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban (LIFE HUNVIPHAB - LIFE18 NAT/HU/000799)” című LIFE-projekt keretein belül. Ennek ellenére időről-időre történnek bizonytalan viperaészlelések, illetve néhány egykori élőhely ma is alkalmasnak tűnik, emiatt végeztünk csoportos terepi bejárásokat olyan múltbeli viperaélőhelyeken, amelyek jelenleg is megfelelő állapotúak, viszont legalább egy évtizede nem észleltek rajtuk rákosi viperát. Ilyen általunk választott élőhely volt a Tatárszentgyörgy közelében elhelyezkedő Potlék-rét, ahol 2006-ban még észleltek rákosi viperát. Emellett engedélyt kaptunk a Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér területére való belépésre, melyek nem lettek beszántva az aktív honvédségi jelenlétnek köszönhetően. A terület korábban bizonyított előfordulási helye volt a viperának, az innen származó legutóbbi adata 2004-ből származik. Ezenkívül a Tázlár környékén elhelyezkedő gyepkezekhez is nagy reményt fűztünk, hiszen Tázlár-puszta egyike az elsőnek leírt rákosi vipera-élőhelyeknek, ahol máig nagy kiterjedésű, többnyire védett, értékes gyepkezek maradtak fent. A 2020-as és 2021-es nyári hónapok folyamán többször is ellátogattunk az említett élőhelyekre, ahol lassú, random bejárásokat végeztünk az egyes élőhelyek leginkább alkalmasnak tűnő foltjain. A terepi bejárások során az OpenBioMaps adatgyűjtő program segítségével rögzítettük az észlelt hullóegyedek adatait.

Növényi adatbázis: herbáriumok, cönológiai felvételek, biotikai adatok

Az elkészített viperaelőhely-adatbázis helységneveire rákerestem és megnéztem, hogy milyen herbáriumi adatokat találok a keresett helyszínekről. A digitalizált herbáriumi adatokat a *jacq.org* virtuális herbáriumból töltöttem le. A magyarországi herbáriumi adatokhoz azonban nem lehet online hozzáférni, így ezeket herbáriumok feldolgozásán alapuló közleményekből kellett pótolnom [73]. Emellett cönológiai felvételeket és florisztikai adatokat is felhasználtam, melyeket különböző forrásokból gyűjtöttem össze. A Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság digitálisan fellelhető múltbeli és jelenlegi növényi adatpontjait is felhasználhattam, melyek nagy számban fednek át a vipera-élőhelyekkel. A régi cönológiai felvételek felkutatásához segítségemre volt dr. Házi Judit, akinek közreműködésével átnézhettem az Állatorvostudományi Egyetem Növénytani Tanszékén meglévő olyan botanikával foglalkozó folyóiratokat, mint például a *Botanikai Közlemények* és az *Acta Botanica Hungarica*. Emellett az ország egyes láprétjein, illetve a fennmaradt vipera-élőhelyeken végzett cönológiai felvételezések adatai is hasznomra váltak. Az élőhelyek egykori állapotáról képanyagok gyűjtését is terveztem, ehhez Kecskemétre kellett látogatnom a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság archívumához, ahol múltbeli élőhelyfotókat kerestem a megmaradt diafilmek között.

Az összegyűjtött adatok eredetileg mind más-más formátumban voltak, így ezek egységesítése kiemelt fontosságú volt az elemzések megkezdéséhez. Az egységes adattáblák létrehozása rendkívül hosszadalmas és részletes folyamat volt, melynek módszerét az elemzésekkel párhuzamosan többször is meg kellett változtatni. A végleges növényi adattáblákban minden sor egy növényi adatpontot jelentett, mely minden esetben tartalmazta a növény tudományos nevét, az észlelés vagy gyűjtés évét, leírt, illetve georeferált helyét, a pontos koordinátáját, a koordináta típusát (WGS vagy EOVI), az adatpont forrását és opcionálisan a növény családnévét. A helyek pontos azonosítását és koordináták meghatározását szinte minden esetben utólagosan, manuálisan kellett pótolnom a meglévő adatok, leírások, valamint térképek használatával. Végül minden adattáblát feldolgoztam és egységesítettem a statisztikai elemzések elvégzéséhez.



1. ábra. A rákosi vipera múltbeli elterjedése nyomán kijelölt és vizsgált területek. A zöld pontok a vipera jelenlegi, a fehérek pedig az egykori előfordulási helyeket jelzik. A sárga vonallal lehatárolt területek múltbeli, illetve jelenlegi flóráját hasonlítottam össze az elemzések során.

A kutatás során azonosított vipera lelőhelyeket elhelyezkedésük szerint kisebb csoportokra osztottam és a Quantum GIS használatával lehatároltam őket (1. ábra). Az elemzések során a kijelölt élőhelyegységek flóráját hasonlítottam össze. A növényfajok listájából kiszűrtem a gombákat (Fungi) és mohákat (Bryophyta), az elemzéseknél csak a hajtásos növények adatait vettük figyelembe. A fajlistában emellett több helyen pótoltam a hiányzó fajkódokat a korábbi tudományos név vagy szinonima, illetve a legközelebbi rokon taxon fajkódja alapján. Az elemzéshez használt adatok közül a Flóra adatbázis besorolása alapján eltávolítottuk a fásszárú növényfajokat (E, M-MM, MM, MM-M kód) [74]. Továbbá a vizsgálati területeket 5×5 km-es almintákra osztottam. Az 1975 előtt rögzített növényadatokat múltbeli, az 1976 utániakat pedig a jelenlegi növény fajkompozíció bemenő adataiként vettem figyelembe a viperák élőhelyvesztésének vizsgálata nyomán. Az elemzésekhez közösségi mátrixokat hoztam létre, amelyekben a sorok voltak a mintavételi helyek, az oszlopok a növényfajok, és a cellákban jelenlét-hiány előfordulásnak megfelelően 0-1 értékekkel töltöttem ki a pont adatok alapján.

Statisztikai elemzések

Az adatok térbeli eloszlása alapján mindkét vizsgált időszakra (múltbeli < 1975, 1976 < jelenlegi) kiszámítottam a vizsgálati terület 5×5 km-es cellák mintázottsági indexét a következő módon [75]. Első lépésben létrehoztam a vizsgálati terület földrajzi kiterjedését lefedő üres 5×5 km-es felbontású rasztert, és a végleges adatbázisban található összes fajnak elkészítettem a jelenlét-hiány térképét, majd az így kapott fajonkénti rétegek alapján az R programhoz írt [76] *raster* csomag *cacl* funkciójával kiszámoltam a cellánkénti fajgazdagság értékét [77], majd a vizsgálati poligonokon kívül eső cellákat kimaszkoltam. Második lépésben kiszámítottam cellánként az adatpontok számát is. Az ignorancia térképeknél használ $obs_{50}=0,05$ fajszám/adatszám arány határértéket használva [75] elkészítettem a múltbeli és jelenlegi flóra adataink ignorancia térképeit, amiknek a jobb érthetőség miatt a skáláját x^*-1+1 transzformációval 0-1 közé transzformáltam. Ezen a skálán a magasabb értékek mutatják a fajszám és adatszám alapján relatíve jobban mintázott cellákat. A területenkénti mintázottsági indexeket térképen és boxplot-on ábrázolva összegeztem.

A múlt és jelenlegi növényközösségek eltéréseinek ábrázolása céljából nem-metrikus multidimenzionális skálázást, NMDS-t alkalmaztam. Az NMDS távolságmátrixának az ún. Raup-Crick-féle disszimilaritási indexet alkalmaztam. A Raup-Crick-féle disszimilaritási index jelenlét/hiány adatokon alapuló valószínűségi index. Az indexet $1-p(j)$ -vel definiálhatjuk, azaz annak a valószínűsége, hogy legalább j számú faj jelen van mindkettő vizsgált közösségben. Ez a valószínűség/index függ a mindkét összehasonlított közösségből hiányzó fajok számától, így a közösségekből hiányzó fajok hozzáadása vagy kiszedése hatással van az index értékére [78]. Két NMDS-t futtattam, az elsőben csak az őshonos fajokból létrehozott közösségi mátrixot elemeztem, a másodikban pedig az adventív és idegenhonos fajokat tartalmazó mátrixot. Az NMDS-ek létrehozásához a *vegan* csomagot használtam [79].

A harmadik elemzésben a Raup-Crick-féle disszimilaritási indexet kiszámítottam a csak natív és az adventív és idegenhonos fajokat tartalmazó közösségi mátrixokra, majd a *reshape* csomag *melt* funkciójával a mátrixot három oszlopba „olvasztottam” [80], amiben az első kettő az almintá neve, a harmadik pedig a disszimilaritás értéke volt. Az átalakított mátrixból kiválogattam azokat az eseteket ahol adott almintá múltbeli és jelenlegi növényközösségének disszimilaritása volt, tehát csak a területeken belüli közösségi szintű különbözőséget vizsgálom. A disszimilaritási index érték eloszlásának a mára kipusztult és fennmaradt rákosivipera-

populációval jellemezhető vizsgálati területek közötti különbségét Wilcox-tesztel vizsgáltam. A disszimilaritási index hatását a rákosivipera-állomány fennmaradására általánosított lineáris modelleket illesztettem, binomiális hibaeloszlást feltételezve.

Vizsgáltam, hogy azok a vizsgálati területek florális közössége, ahol fennmaradt a rákosivipera populációja, különbözik-e azoktól a területekétől, ahol mára már kipusztult a faj. Ehhez egy szűrt közösségi mátrixot hoztam létre, amelyben csak azok az alminták szerepeltek, ahol legalább 5 növényfaj adata volt és csak azokat a fajokat tartalmazta, amelyek legalább 10 mintavételi egységben jelen voltak. Első lépésben egy PERMANOVA analízissel megvizsgáltam, hogy a kipusztult és fennmaradt rákosivipera populációs vizsgálati területek különböztek-e a múltban, majd egy SIMPER analízissel kiszámítottam a területek különbözőségét magyarázó fajok hozzájárulását. A kumulatív hozzájárulás legalább 10%-át magyarázó növényfajokat a kiszűrtem a jelenlegi növényközösség mátrixból, hogy a tájatalakítás előtti, valószínűleg biogeográfiai okokra visszavezethető különbségeket okozó fajok ne torzítsák a jelenlegi közösségek különbözőségét magyarázó fajok azonosítását. Az így kapott szűrt közösségi mátrixra is lefutattam a PERMANOVA elemzést a kipusztult és fennmaradt rákosivipera-populációs vizsgálati területek jelenlegi florális közösségének különbözőségének detektálása céljából, és SIMPER analízissel azonosítottam a különbözőséget magyarázó növényfajokat. Az elemzéshez a vegan csomag funkcióit használtam [79].

Eredmények

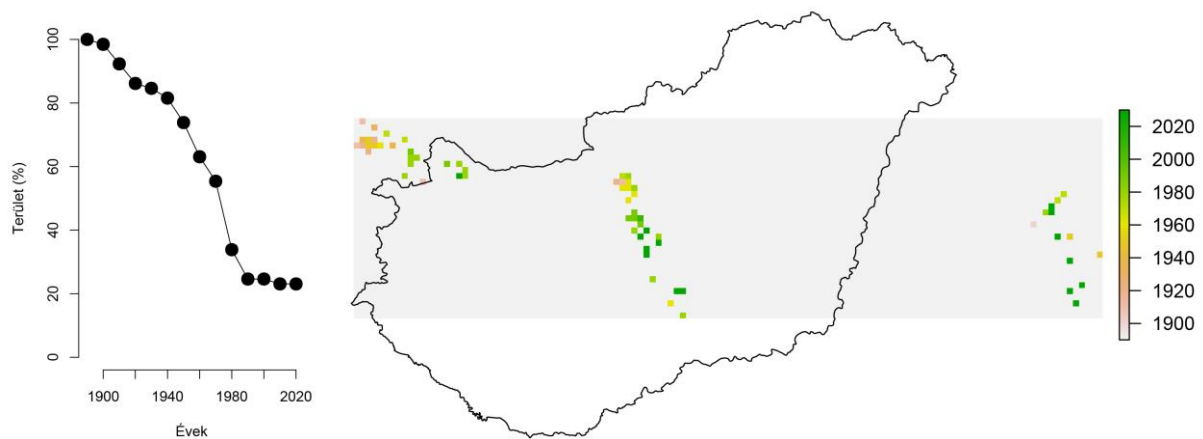
A rákosi vipera múltbeli elterjedése

Ausztriában a rákosi vipera a Bécsi-medencében az Anninger-hegység keleti lábától, északon Schönbrunnig, a mai Bécs déli fekvésű kerületein keresztül a Duna, illetve a Lajta folyók között egykor elterülő lápréteken, szinte mindenütt nagy számban előfordult (2. ábra). A települések terjeszkedése és a szántóföldek létesítése miatt a vipera állománya az 1950-es évek végére teljesen eltűnt a területről. A Bécsi-medence élőhelyeit az elemzések során három külön poligonra osztottam: Bécsre, Mödlingre és a Lajta-mentére. A lelőhelyek a Lajta-hegység mellett fekvő Bruck an der Leitha-val folytatódnak, mely összeköti a Bécs környéki élőhelyeket a Fertő-tavi élőhelyegységekkel. A Fertő-tó északi, valamint keleti partja mentén elhelyezkedő egykori láprétekről származik a rákosi vipera utolsó ausztriai észlelése 1973-ból, amikor egy mezőgazdasági jármű által elütött fiatal példányt találtak [81]. A területen a Fertő-észak és Fertő-dél poligonokat hoztam létre, utóbbi korábban közvetlenül kapcsolatban állhatott a magyarországi hansági viperás gyepekkel. Az ausztriai területekről kizárólag digitalizált herbáriumi adatok álltak rendelkezésre a flóra rekonstrukciójához.

Magyarországon folytatódik az élőhelyek sora, az ország északnyugati részén található Hansággal, ahol 20 éven keresztül kihaltnak tekintették a fajt. Janisch [82] felfedezése után a védelmi intézkedések hatására megmaradt a faj, így egyike hazánk jelenlegi rákosivipera-élőhelyeinek. A Duna-Tisza-közén egykor Káposztásmegyertől délre Pesten, a névadó Rákospatak mentén és a Turjánvidéken keresztül kisebb megszakításokkal egészen Tázlárig húzódtak a viperák által benépesített füvesélőhelyek. Elsőként a világháborúk korában Pestről, majd a máig fennmaradó dabas-gyóni, peszéradaci és bócsa-bugaci állományok kivételével, növekvő intenzitású mezőgazdasági tevékenység hatására az 1970-es és 80-as évek során mindenhol kipusztult a faj (2. ábra). A területet Pest, Turjánvidék, Táborfalva, Peszéradacs, Kolon-tó, Bugac és Tázlár nevezetű élőhelyekre osztottam fel (1. ábra). A növényi adatok legnagyobb hányada ezekről a gyepokről származik mind herbáriumi, mind florisztikai és cönológia adatok formájában. A Kiskunsági Nemzeti Park archívumában talált élőhelyfotók mind 1975 után készültek és legtöbbjük esetében hiányoztak a helyek azonosításához szükséges adatok, így végül nem digitalizáltattunk régi fényképeket a viperák élőhelyeiről.

A romániai múltbeli és jelenlegi viperaélőhelyekről egyaránt rendkívül kevés információ áll rendelkezésre. Az élőhelyek egymástól távol, elszigetelten helyezkednek el. A rákosi vipera

egyik elsőként ismert lelőhelye a Kolozsvári Szénafüvek területén helyezkedett el, ahol az utolsó, 1971-es észlelést követően kihaltak gondolták a fajt az ország területéről. A vipera csengerpusztai populációjának 2007-es újrafelfedezését követően napjainkra egyre több korábban kihaltak hitt, vagy azelőtt nem ismert populáció kerül elő a kolozsvári terület mellett Torda és a Mezőség körzetéből [83]. A kevésbé kutatott élőhelyekről egyáltalán nem tudtam növényi adatokat felkutatni, így az elemzésekből az erdélyi lelőhelyeket kénytelen voltam kihagyni.



2. ábra. A rákosi vipera élőhelycsökkenésének mértéke és elterjedésének változása 5×5 km UTM négyzetekkel ábrázolva. A bal oldalon a vipera által elfoglalt terület %-os csökkenése látható az évek haladásával, a leglátványosabb visszaesés 1970-1980 között látszik. A jobb oldalon a minél sötétebb, zöldebb UTM négyzetekben maradt fenn tovább a faj, eszerint Bécs és Pest környékéről tűntek el legkorábban.

Az irodalomban említés szintjén jelenlévő bulgáriai, szlavóniai és vas megyei előfordulásokat nem lehetett ellenőrizni, így ezeket nem tartjuk bizonyított rákosi vipera előfordulási helynek és nem vizsgáltam az elemzésben.

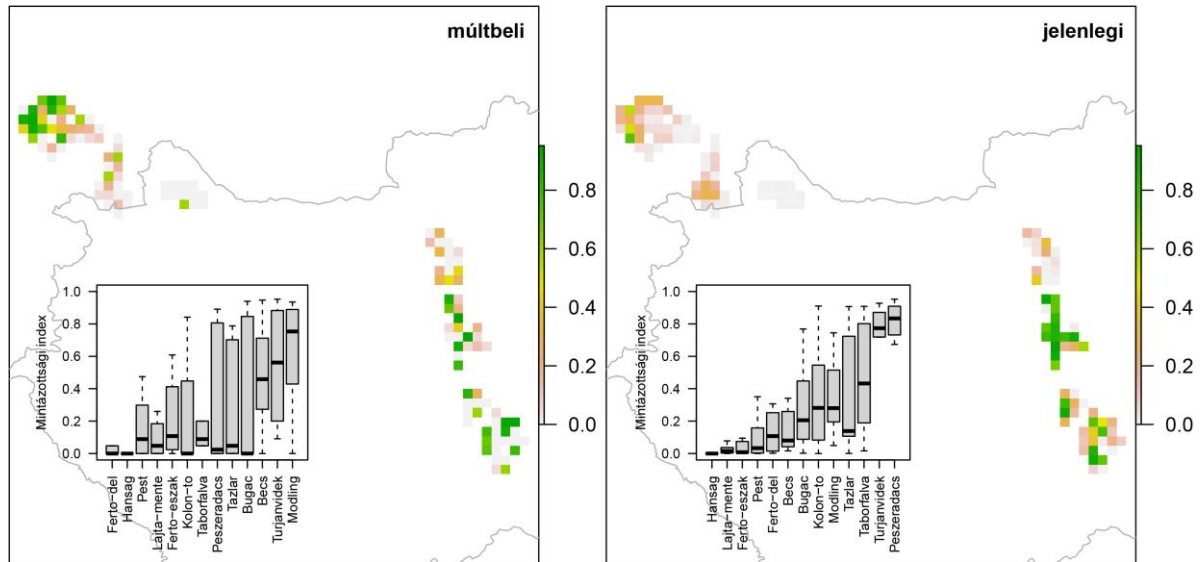
A rákosi vipera élőhelyeinek kiterjedése folyamatosan csökkenő tendenciát mutatott, mint ahogy az ábrán is látható (2. ábra). Az élőhelyvesztés mértéke az 1970-es években volt a legnagyobb, ekkorra csupán az eredeti elterjedési terület alig 40%-ában volt megtalálható a vipera. Az élőhelyek eltűnése a 2000-es évek elején hagyott alább, részben a LIFE projektek védelmi intézkedéseivel egyidőben. Az élőhelycsökkenés mértékének nagysága alapján 1975-öt jelöltük ki a tájtalakítások idejének, így az ezelőtti adatokat múltbeli, az 1975 utániakat pedig jelenlegi adatként kezeltük az elemzések során (2. ábra).

Egykori, potenciális élőhelyek felmérése

A potenciális, egykori élőhelyek során egyik mintavételi területről sem tudtuk kimutatni a rákosi vipera jelenlétét. A tatárszentgyörgyi Potlék-rét (mintavételi ráfordítás: $n_{2020}=33$, $n_{2021}=9$ embernap) legtöbb helyen túl van legeltetve, de egyes foltok megfelelő élőhelyet biztosíthatnak a vipera számára, így a területen nem kizárt a faj jelenléte. A vizsgált területek közül, a Táborfalvai Éleslőtéren ($n_{2020}=18$, $n_{2021}=12$ embernap) mutatkozik az egyik legnagyobb esély a vipera jelenlétére az egyes helyeken alkalmas szerkezetű és fajösszetételű vegetáció láttán. A Gyakorlótér ($n_{2020}=25$, $n_{2021}=7$ embernap) területének legmélyebb fekvésű részeiről is hiányoznak a nedves, üde gyepfoltok, melyek fontosak a rákosi vipera számára, így az előzőkhöz képest alacsonyabb eséllyel maradhatott fenn itt a faj. A tázlári pusztát ($n_{2020}=5$, $n_{2021}=6$ embernap) is nagyrészt száraz, nyílt homoki gyep borítja, azonban egyes részein nedvesebb, sűrűbb a növényzet, akár kékperjések is feltűnnek, melyek esetleg lehetséges habitatot biztosíthatnak a viperák számára.

Növényi adatbázis

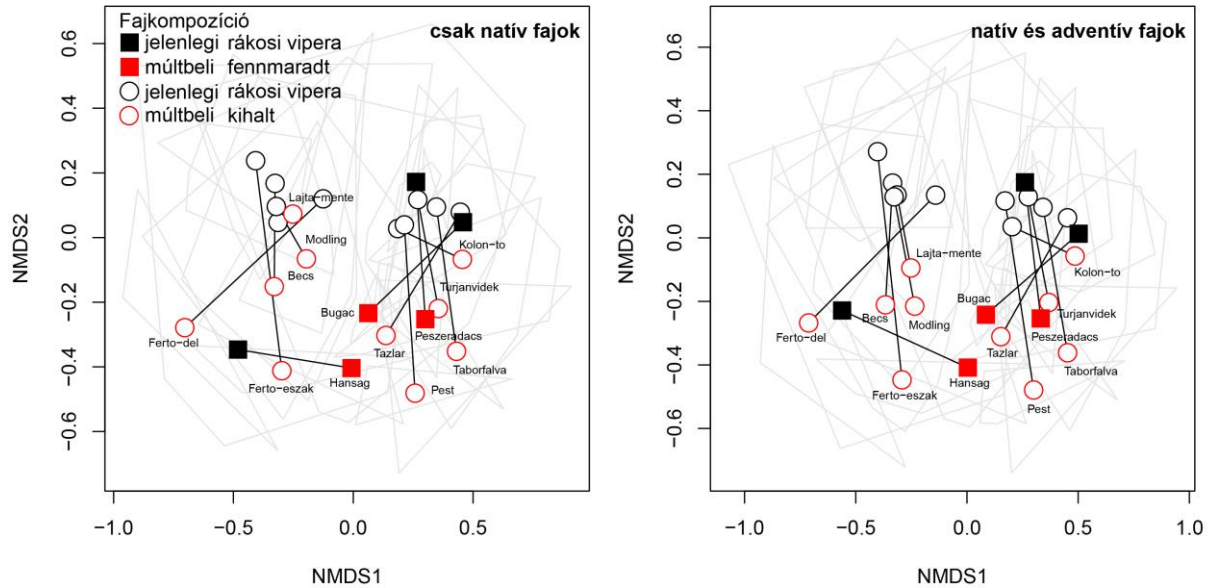
Az adatgyűjtés eredményeként $n=185.476$ növényelőfordulási adatpontot sikerült összegyűjteni, amelyek $n=1618$ fajhoz tartoztak (fásszárúak nélkül). Egyes adatok nem rendelkeztek gyűjtési/megfigyelési dátummal ezért az elemzésben végül $n=180.248$ adatpontot használtam fel, amelynek 97,4%-a 1975 utánról származott. A múltbeli élőhelyek mintázottsága a térképen és a boxplotok alapján is Mödling, Bécs, illetve a Turjánvidék területén volt a legnagyobb (3. ábra). A Hanság, a Fertő-tó környéke, és Pest mind a múltbeli és mind a jelenlegi adatok fényében alacsony mintázottságot mutatott. A múltbeliekhez képest a jelenlegi adatoknál a mintázottság az ausztriai lelőhelyekről a közép-magyarországi élőhelyekre helyeződött át. A legnagyobb értékeket itt a Turjánvidék, Peszéradacs és Táborfalva esetében tapasztaltuk. A múltbeli adatsorban a legfajgazdagabb almintában $n=376$ faj volt, és a legelterjedtebb faj a vizsgálati terület 9,3%-án, $n=17$ cellában volt jelen (*Molinia coerulea*). A jelenlegi adatsorban a legfajgazdagabb almintában $n=605$ faj volt, és a legelterjedtebb faj a vizsgálati terület 27,7%-án, $n=51$ cellában volt jelen (*Iris sibirica*).



3. ábra. A vizsgált területek mintázottsági indexei boxplotokon és térképen ábrázolva. A térképeken a minél zöldebb UTM négyzetek jelzik a nagyobb mintázottsági indexeket. A múltbeli adatok esetében Mődling, Bécs és a Turjánvidék, a jelenlegiekénél pedig a Turjánvidék mellett, Pestszéradacs mintázottsága volt a legnagyobb. Általánosságban a fertő-tavi és hansági élőhelyek mintázottsága volt a legalacsonyabb.

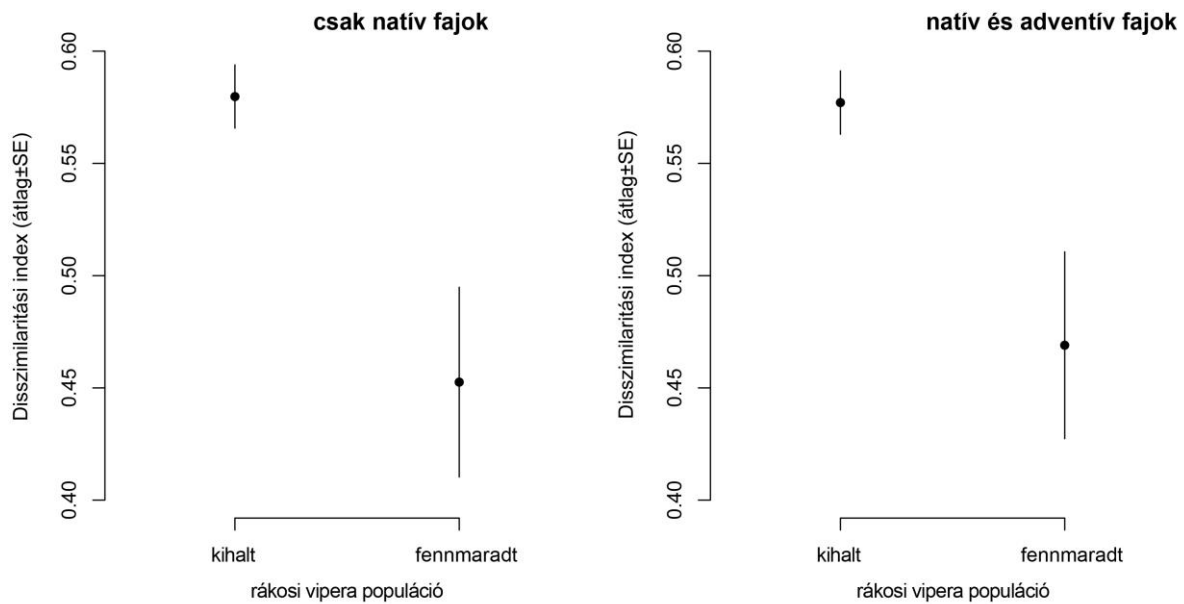
Közösségek összehasonlítása

Az NMDS elemzések alapján a vizsgált alminták jelenlegi és múltbeli növényközössége területenként különböző mértékben tolódott el, változott meg (4. ábra). A vizsgálati területek közösségeinek centroidjainak túlnyomó része hasonló irányban, az NMDS 2 tengelyen mozdult el. A csak natív és a minden fajt (natív és adventív fajok) tartalmazó NMDS-ek nem mutatnak jelentős eltéréseket. Mindkét ordinációban, azok a vizsgálati területek, amelyeken fennmaradt a rákosi vipera a múltban hasonlóak voltak, ezek közül, a kiskunsági élőhelyek jelenlegi fajkompozíciója is hasonló maradt.



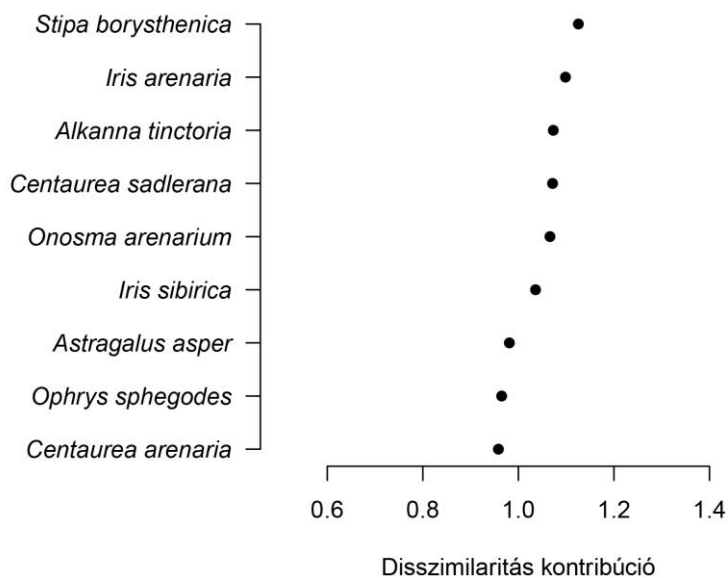
4. ábra. Az egykori és mai élőhelyek növényi fajközösségének változásai, nem-metrikus multidimenzionális skálázással (NMDS) ábrázolva. A bal oldali ábra csak a natív, a jobb oldali pedig a natív és adventív fajokat is figyelembe vette, de az ábrák nem mutatnak jelentős eltéréseket. Piros színnel a múltbeli, feketével pedig a jelenlegi élőhelyek közösségének centroidjai láthatóak, körrel vagy négyzettel jelölve, hogy kihalt vagy fennmaradt-e a vipera az adott élőhelyen.

Adott alminták múltbeli-jelenlegi növényközösségének disszimilitása szignifikánsan nagyobb volt azokon a területeken, ahol a rákosi vipera populációja nem maradt fenn napjainkra a csak natív fajok ($W=57411$, $p = 0,0007$) és a natív és adventív fajok ($W=58712$, $p = 0,0027$) alapján rekonstruált közösségek alapján is (5. ábra). A rákosi vipera fennmaradására a disszimilitási index szignifikáns negatív hatásának bizonyult a csak natív fajok (becslés = $-0,715 \pm 0,241$ SE, $z = -2,66$, $p = 0,003$) és a natív és adventív fajok (becslés = $-0,605 \pm 0,235$ SE, $z = -2,57$, $p = 0,0101$) alapján rekonstruált közösségek alapján is.



5. ábra. A vizsgált területek múltbeli és jelenlegi növényközösségei alapján számolt disszimilitási indexeik átlagai és szórásai aszerint, hogy a területen kihalt, vagy fennmaradt-e a rákosi vipera. A bal oldali ábra csak a natív fajokat, a jobb oldali a natív és adventív fajokat is figyelembe vette a flóra különbözőségének meghatározásához, de a kettő közt nem látható jelentős eltérés. Azon közösségek, melyekről eltűntek a viperák jobban különböznek a múltbeli állapotukhoz képest, mint amelyeken fennmaradt a faj.

A vizsgálati területek múltbeli növényközössége nem tért el szignifikánsan aszerint, hogy mára kipusztult vagy fennmaradt a rákosi vipera populációja ($p = 0,989$), azonban ezek a területek jelenlegi florális közösségei szignifikánsan különböznek ($p = 0,001$). A mára kipusztult vagy fennmaradt rákosivipera-populációval jellemezhető vizsgálati területek florális közössége közötti disszimilitáshoz a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica*), a homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a homoki báránypirosító (*Alkanna tinctoria*), a Sadler-imola (*Centaurea sadleriana*) és további 5 faj járult hozzá a legnagyobb mértékben (6. ábra).



6. ábra. A mára kipusztult vagy fennmaradt rákosivipera-populációval jellemezhető vizsgálati területek florális közössége közötti disszimilaritáshoz legnagyobb mértékben hozzájáruló fajok. Mindegyik faj a vipera által lakott valamely élőhelytípus ritka, jellegzetes karakterfaja.

Megvitatás

Az irodalmi és múzeumi adatok alapján meghatároztam a rákosi vipera egykori elterjedési területét és ezt élőhelyegységekre osztottam. A vipera jelenlegi előfordulási területeivel kapcsolatban nem történt előrelépés, mivel az általunk vizsgált egykori élőhelyek egyikéről sem tudtuk kimutatni a faj jelenlétét. Kicsivel több mint 180.000 növény-előfordulási pont alapján hasonlítottuk össze a kijelölt élőhelyek egykori és mai növényközösségét. A mintázottság és a növényközösségek változásának mértéke élőhelyenként eltérő volt, de az eltolódás iránya általában hasonlított. Az eltolódást és az élőhelyek különbözőségét nem befolyásolta, hogy csak a natív vagy a natív és adventív fajok adatai alapján történt-e az összehasonlítás. Szignifikánsan kisebb volt a növényközösségek múlt-jelen közötti disszimilaritása, azokon a területeken, amelyeken fennmaradt a rákosi vipera szemben azokkal, melyekről kipusztult, a disszimilaritási index pedig szignifikánsan negatív hatott a vipera perzisztenciájára. A múltbeli élőhelyek fajközösségei nem különböztek szignifikánsan a vipera fennmaradása vagy eltűnése esetében, azonban a területek jelenlegi közösségei szignifikánsan különböznek. A csak egykor, illetve a ma is viperás élőhelyek növényközösségének disszimilaritásához legnagyobb mértékben a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica*), a homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a homoki

báránypirosító (*Alkanna tinctoria*), a Sadler-imola (*Centaurea sadleriana*) és a homoki vértő (*Onosma arenaria*) járult hozzá.

A rákosi vipera múltbeli elterjedésének feltárásával az ausztriai [70] és az erdélyi [71] élőhelyek kapcsán is foglalkoztak már. A viperák lelőhelyeivel és kipusztulásuk kronológiájával foglalkozó cikkek mellett a rengeteg Ausztriában gyűjtött, mára már múzeumok gyűjteményeinek részét képező példányok adatainak köszönhetően ezen élőhelyek elhelyezkedését sikerült a legpontosabban rekonstruálnom. A lelőhelyek legtöbbször egymás közvetlen szomszédságában helyezkedtek el, így az elkészített 5×5 km-es rácshálón, a többihez képest folytonosabb, egybefüggőbb élőhelyek rajzolódtak ki. Romániában a múltbeli és jelenlegi élőhelyek elhelyezkedése és kiterjedése kevésbé ismertek, míg az állomány mérete és a populációk száma szinte teljesen ismeretlen a tudomány számára. Ezt jól mutatja, hogy a fajnak több mint 30 éven keresztül egyetlen észlelését sem datálták az országból [83]. felfedezése nyomán fokozatosan bővülnek ismereteink a faj jelenlegi lelőhelyeivel kapcsolatban, melynek eredményeként a jelenleg ismert populációk száma felülmúlja a múltban ismertek számát és számos olyan helyről sikerült kimutatni a faj jelenlétét, ahonnan a múltbeli adatok alapján egyáltalán nem volt várható. Az rendelkezésre álló észlelések alapján a vipera élőhelyei jelentősen fragmentálódtak és elszigetelődtek egymástól, azonban feltételezhető, hogy az élőhelyek egykor összeköttetésben álltak, és lehetséges, hogy csupán a kutatások és felmérések hiánya miatt nem ismertek további populációk a köztes területekről. Az adatok hiánya miatt tehát valószínűsíthető, hogy az erdélyi populációk egykori elterjedési térképe fedi le legkevésbé a faj valós múltbeli előfordulását. A faj elterjedési területének nagyobb része Magyarországon található, melyet Méhely Lajos korai munkái [44, 45, 46] mellett Dely Olivér György és Janisch Miklós adatai [84] alapján ismerhetünk. A lelőhelyek szinte csak településnevek szintjén vannak meg, a legpontosabb, múltbeli élőhelyek azonosítását célzó kutatás pedig csak a Turjánvidékre koncentrált [85], így az egykori magyarországi előfordulásról rendelkezésre álló információink is hiányosak. A Vas megyei előfordulást [46] a korábbi Vas vármegye elhelyezkedése miatt a Fertő-tó déli részén vagy a Hanságban előforduló populációk egyikeként azonosítottam és a bizonytalan (Kispöse/Gyöngyösfalu), a mai Vas megye területén lévő adatot nem vettem be az elemzésekbe, mivel az távol esik minden más ismert viperalelőhelytől. Az elterjedés rekonstruálása során a legnagyobb limitációt a hiányzó koordináták és az észlelések évszámainak hiánya okozta. Eredetileg az élőhelyek pontos azonosítását terveztem, ami a pontos koordináták és leírások hiányában nem volt lehetséges. Az élőhelyek egy pontjának kijelölését, így önkényesen végeztem térképek segítségével,

azonban ez bizonyosan eredményezhet valamekkora pontatlanságot. A rácsháló cellák között is előfordulhat néhány hibásan kijelölt vagy nem kijelölt négyzet, mivel az élőhelyek azonosításakor meghatározott koordináták nem fedik le az élőhely egykori, teljes kiterjedését. Az adatok között elenyésző számú a konkrét viperaészlelés, így évszámokat sok esetben nem tudtam kötni a lelőhelyekhez. Bizonyos, főleg magyarországi helyek esetében, ezért az utolsó olyan cikk keletkezésének évszámát vettem figyelembe, mikor még jelenlegi élőhelyként említik az adott helyet. Ez azonban szintén pontatlanságokhoz vezethet, mivel sok cikk az összes egykori helyet említi és nem felmérésekre alapozza az adatokat. Például a Pest körüli élőhelyek a megállapítottnál korábban eltűnhettek, de az irodalom ezt nem részletezte. A faj 1893-as leírása előtti időkből nem származik információ a rákosi viperáról és elterjedéséről sem, holott korabeli források bizonyosan említhetnek mérgekgígyókat az ország területéről. Az 1893 előtti adatok mellett hazánk mérgekgígyóinak egyik legnagyobb szakértője, azaz Janisch Miklós hagyatéka tartogathat még fontos és releváns adatokat a vipera előfordulásáról. Az ő terepi naplóiban rejlő értékes információk a vipera magyarországi elterjedésének pontosításában nagy segítséget nyújthatnak. Általánosságban elmondható, hogy korábban nem történt meg a rákosi vipera múltbeli elterjedésének hasonló léptékű feltérképezése, mivel a korábbi munkák mind egy ország (pl: Ausztria) vagy terület (pl: Turjánvidék) viperás élőhelyeinek feltárását célozta, míg a szakdolgozatom átfogóan az összes élőhely és a teljes elterjedési terület rekonstrukcióját célozta.

Az élőhelyvesztés mértékével kapcsolatban sem ismerünk pontos adatokat, illetve becsléseket, viszont az élőhelyek kiterjedésének csökkenését már korábban is tapasztalták [43]. Az eredmény, miszerint 1970 és 1980 között fogyatkozott meg legnagyobb mértékben a viperák elterjedési területe, megfelel előzetes elvárásainknak, hiszen ekkor a földművelésben és állattartásban és jelentős változások következtek be. Az agrártámogatási rendszer változása, a nagytáblás szántóföldek, a mezőgazdasági gépek és a nagyüzemi állattartás terjedése együttesen robbanásszerű élőhelyvesztést eredményezett [51]. Az élőhelyek bemérésének pontatlansága miatt, illetve mivel az élőhelyvesztés mértékét az 5×5 km-es rácsháló alapján számoltam, (melynek korlátait az előző bekezdésben részleteztem), az eredményt fenntartásokkal kell kezelni. Inkább a trendek ábrázolása volt vele cél, mintsem a eltűnt terület pontos meghatározása. Ezek kiküszöbölésének érdekében prezentáltam az arányokat %-ban megadva és nem pedig a terület mennyiségét km²-ben az elkészült ábrán is. Az ábrán jelölt LIFE-projektek kezdési időpontjai azt a hatást keltik, mintha a csökkenés megállt volna, de mégsem nem változott pozitív irányba az élőhelyek kiterjedése. Ez is annak tudható be, hogy

csak a négyzetek mérete alapján tudtuk vizsgálni az élőhelycsökkenés mértékét, hiszen a projektek hatására több km²-rel növekedett az élőhelyek kiterjedése a földvásárlások és gyeprekonstrukciók eredményeként. Az élőhelyvesztés pontosabb meghatározásához a múltbeli adatok helyének és az egykori utolsó vipera észlelések idejének ismeretére lenne szükség, melyek egyelőre nem állnak rendelkezésre. Ezen hiányosságok rámutatnak az adatgyűjtés egységes, több adatot érintő jellegének fontosságára, amit napjaink vipera-monitoringjai során igyekszünk alkalmazni.

Egykori élőhelyek felmérésére a vipera esetleges fennmaradásának kimutatása érdekében főleg a kolozsvári élőhelyek esetében ismerünk, de ezek az általunk Magyarországon végzett felmérésekhez hasonlóan nem jártak sikerrel [86, 87]. A vizsgált területek közül elsősorban a Táborfalvai Éleslőtér, a Potlék-rét és a tázlári-puszta tűnt alkalmasnak a vipera számára, habár egyes helyeken a mélyebb fekvésű, nedvesebb élőhelyfoltok, míg máshol a felnyíló homoki gyepekkel borított, megfelelő telelőhelyet biztosító magaslatok hiányoztak. A tázlári puszta egykori katonai területként, kezelés nélkül fennmaradt, melyet emiatt fenyeget a fásszárúak terjedése, azonban a kis mértékű zavarás befolyásolhatja egy populáció fennmaradását. Az Éleslőtér és a Potlék-rét általánosan túlhasznált területek, azonban egyes élőhelyfoltjai refúgiumokként szolgálhattak a viperák számára, így nem zárnánk ki a viperák jelenlétét ezen múltbeli előfordulási helyeikről. A rákosi viperák észlelhetősége alacsony, ezért jelentős mintavételi ráfordítás szükséges az egyedek vagy akár vedléseik megtalálásához. Az élőhelyek bejárását kutatások keretein belül standard módon végeztük és azok elemzéséhez figyelembe vettünk különböző élőhelyi és klimatikus tényezőket [88, 89]. A felmérések részletes módszertana nem tartozik a szakdolgozatom témájához, azonban azt mindenképp kiemelném belőle, hogy a mintavételi ráfordításnak a Potlék-réten és az Éleslőtéren elegendőnek kellett volna lennie legalább egy rákosi vipera egyed megtalálásához. Ennek elmaradását a kis detektabilitás mellett a felmérések nyári időzítése és a potenciálisan nem elegendő mintavételi ráfordítás okozhatta. A jövőben ezen területek felmérését érdemes lehet folytatni, hiszen új populációk felfedezése nagy előrelépést jelentene e veszélyeztetett faj védelmének elősegítéséhez, annak megalapozásához.

Az egykori növényközösségek rekonstruálása gyakran irányult nagyobb, akár évmillióig visszamenő időtávlatra [90, 91], illetve a paleobotanika mellett a jelen kutatáshoz hasonló módon az elmúlt évszázadok változását is vizsgálhatták egy terület flórájára nézve [92, 93]. A gyeprekonstrukciók a hüllők védelmét is elősegíthetik, azonban esetükben eddig inkább a

vegetáció struktúráját és nem a fajkészletet vették figyelembe gyepék helyreállításának hatékony kivitelezésekor [69]. Az általam rekonstruált növényi adatbázisba megfelelő mennyiségű adatot és fajt sikerült összegyűjteni, más, területek flóráját rekonstruáló cikkekben általában kevesebb faj és adat alapján végeztek elemzéseket [93]. A fűszárú fajok eltávolításával sem csökkent jelentősen az adatok és a növényfajok száma, ami megerősíthet abban, hogy a célnak megfelelően sikerült elsősorban füves élőhelyek régi florisztikai adataival dolgozni. A fűszárú fajok adataira azért nem volt szükség, mivel a rákosi vipera a parlagi vipera fajkomplex többi tagjához hasonlóan a fátlan társulásokat preferálja [51]. Meg kell jegyezni azonban, hogy ez nem szűri ki teljes mértékben az erdők, erdőszélek közösségeibe tartozó fajokat, hiszen számos talajlakó lágyszárú faj bekerülhetett a mintánkba, elsősorban olyan települések, illetve élőhelyek mellől, melyek hegységek lábainál helyezkednek el. Az adataink döntő többsége 1975 utánról származik, ami biztosan torzítja az előtte-utána összehasonlítások reprezentativitását, habár ehhez az adatok kis hányadát kitevő múltbeli adatok mintaelemszáma is elegendő. A 1975 előtti adatok kisebb arányának egyik fő oka az évszámban leledzik, hiszen hazánkban csapán ekkoriban bontakozott ki a természetvédelem megszervezése. Az adatok jelentős részének forrásául szolgáló Kiskunsági Nemzeti Park pont 1975-ben alakult, így a nemzeti park florisztikai adatai és például az elérhető fotók és egyéb adatok száma is ezt követően kezdett gyarapodni. A vipera hazai elterjedési területeivel átfedő más nemzeti parkok, mint a Fertő-Hanság Nemzeti Park (1991) és a Duna-Ipoly Nemzeti Park (1997), esetében ez a folyamat még később zajlott le. Míg régebbi adatok még kisebb kutatások, gyűjtések nyomán keletkezettek, addig a nemzeti parkok alkalmazásában külön találunk botanikusokat, akiknek a feladatköréhez tartozik a nemzeti park működési területein található flóra datálása is. A rengeteg 1975 utáni adat többek közt a Kiskunsági és a Duna-Ipoly Nemzeti Park hasonló florisztikai adataiból állt össze. A mintaelemszám az egyes alminták esetében is lényeges, hiszen az élőhelyek tényleges összehasonlítása ezen almintákkal zajlik. Ezt részben befolyásolja a vipera-előfordulási adatokon alapuló kijelölt élőhelyegységek, illetve az önkényesen kijelölt koordinátájú adatok helye. Az utóbbi azért fontos, mert számos adathoz nem tartozott eredetileg koordináta, így ezeket élőhelyenként egy választott ponthoz rendeltem. Ezen pontokhoz arányaiban több flóraadat is tartozhat, így az almintánkénti elemszámban szerepet játszik, hogy a random kijelölt mintánkon kívül vagy belül esnek-e az ilyen pontok. Az ebből fakadó ingadozások a minták random elhelyezésével valamelyest kiküszöbölhetők. A cellákban leggyakoribb múltbeli és jelenlegi fajok (*Molinia caerulea* és *Iris sibirica*) nem meglepő módon a rákosi vipera élőhelyein jellemző tipikus társulások, a kékperjés láprétek jellegzetes karakterfajai [94].

Az élőhelyek összehasonlítása során kapott eredményeink értelmezéséhez elengedhetetlen az egyes helyek mintázottságának ismerete, hiszen ezzel elkerülhető a különböző mintázottságból eredő torzítás negatív hatása [75]. Az elkészített ignoranciaterképeken látható, hogy a múltbeli flóra adatok mintázottsága Bécs és a közvetlen szomszédságában elhelyezkedő Mödling almintáiban, illetve a Turjánvidéken a legnagyobb. Az osztrák adatok arról tanúskodnak, hogy Bécs környékén számos 1975 előtti herbáriumi gyűjtés történt. Mödling esetében fontos megjegyezni azt a torzító tényezőt, hogy a terület szélén található Anninger-hegységről számos erdei közösségből származó faj is a gyűjtésekbe került, így a vipera szempontjából kevésbé lehet reprezentatív az innen származó cellák egy része. A Turjánvidék magas értéke a számos innen származó múltbeli cönológiai felvételnek köszönhető. A múltbeli és jelenlegi adatok közül Pest valószínűleg a korai beépítések miatt megfogyatkozó értékes élőhelyek miatt rendelkezik alacsony mintázottsággal, míg a fertő-tavi és hansági területeknél ez annak köszönhető, hogy a Fertő-Hanság Nemzeti Park részéről nem sikerült flóra adatokhoz jutnunk. A jelenlegi élőhelyek mintázottsági értéke nem véletlenül Peszéradacsnál, a Turjánvidéknél és Táborfalvánál a legmagasabb, hiszen a KNP és a DINP flóra adatainak nagy hányada e helyekről és ebből az időszakból származik. Fontos megjegyezni, hogy a rendelkezésre álló növényi adatok egy jelentős részének feldolgozására nem jutott elég idő, így ezek nem kerültek be az elemzésekbe. A kutatás egyik további iránya ezen adatok feldolgozása és a bővített adatbázis alapján pontosított eredmények értelmezése. Rendkívül fontos lenne továbbá, hogy a nemzeti parkok összehangolt módon, azonos adatgyűjtő programok használatával végezzék a különböző felméréseket, hogy az adataik könnyebben összehasonlíthatóak legyenek és ne torzítsa ez eredményeket a felmérések különbözősége.

Ezek az értékek segítenek döntést hozni abban, hogy az NMDS ordinációk eredményeit, mely élőhelyek múltbeli-jelenlegi párjainál fogadhatjuk el a legnagyobb megbízhatósággal. Megállapítható, hogy az átlagostól leginkább eltérő élőhelyek legtöbbször az alacsonyabb mintázottsággal rendelkezők, így lehet, hogy az eltérés ennek tudható be. A jelenleg viperás helyek fajközössége a múltban és többnyire a jelenben is hasonlóak voltak, ami arra utal, hogy a vipera adott típusú élőhelyekhez alkalmazkodott, melyek közösségei nem tértek jelentősen 1975 előtt, illetve után. A natív, illetve a natív és adventív fajokat is tartalmazó ordinációk szinte alig különböznek, ami az adatsor egy limitációját is jelezheti. Ez a limitáció annak tudható be, hogy a növényi fajlistában minden fajnál szerepelnie kellett egy növényi fajkódnak, ami alapján beazonosíthatóak a fajok az elemzésekhez és ez a fajkód a hazánkban adventív fajok nagy hányadánál hiányzott, és gyakran nem volt rokonnemzetségi, vagy szinonima, ami

alaján pótolni tudtam volna. Ennek eredményeként számos adventív és inváziós faj kimaradt az elemzésekből, ami miatt nem feltétlen reprezentatív a közösségek e szempontból való összehasonlítása. A különbségek hiánya azért is kérdéses, mert ezzel ellentétben más kutatások kimutatták az adventív, elsősorban a kertészeti növények terjedésének hatását a közösségekre nézve [93, 95].

A kutatás talán legfontosabb eredményei, hogy az adott alminták múltbeli-jelenlegi disszimilitása szignifikánsan nagyobb azon területek esetében, amelyekről kipusztult a rákosi vipera, illetve a disszimilitási index szignifikáns negatív hatásúnak bizonyult a rákos vipera perzisztenciájára nézve. Ez azt bizonyítja, hogy a mai viperaélőhelyek jobban hasonlítanak a múltbeli képükre, mint azok az élőhelyek, ahonnan eltűntek a viperák. Ez megfelel az előzetes elvárásainknak, hiszen a növényközösségek megváltozása várható volt azon helyeken, ahonnan eltűnt a vipera, bármi is okozza azt. A különbözőséget okozhatja akár az urbanizáció [33], az élőhely szárazodása [96] vagy a helytelen gyephasználat [97]. Emellett persze az is elképzelhető, hogy kialakulás okán túl, maga a megváltozott növényi fajkészlet is negatívan befolyásolja a vipera fennmaradását. A csak natív, natív és adventív fajok figyelembevétele itt sem okozott eltérést az eredmények alakulásánál, ennek valószínűsíthetően az előző bekezdésben felvázolt probléma lehet az okozója ebben az esetben is. Az eredmények gyakorlatilag változatlanok attól függetlenül, hogy bele vesszük-e az elemzésbe az adventív fajokat is.

Maga a növényközösségek tehát nem különböztek jelentősen a vipera fennmaradásától vagy kipusztulásától függően, ami a disszimilitás eltérésének ismeretében meglepő eredmény. Az analízis során az adathiányos alminták és a ritka fajok szűrése is megtörtént, ezek eredményezhették akár, hogy nem mutattunk ki szignifikáns eltérést. A jelenlegi florális közösségek azonban a szűrések ellenére is szignifikánsan különböznek, tehát a növényközösségek eltérnek a viperás gyepeken a nem-viperás gyepékétől. A jelenlegi viperaélőhelyek mind természetvédelmi oltalom alatt és sokszor viperabarát kezelés alatt állnak, aminek köszönhetően értékes, ritka fajokat is tartalmazó növényközösségek találhatóak meg rajtuk. Valószínűsíthető, hogy a fennmaradt élőhelyek az egykori élőhelyek növényközösségeinek utolsó mentsváraiként maradtak fenn, ezek ismeretében belátható, hogy a jelenleg nem viperalakta gyepék miért különböznek tőlük szignifikánsan. A mára kipusztult vagy fennmaradt rákosivipera-populációval jellemezhető vizsgálati területek növényközösségei közötti disszimilitáshoz egyes élőhelytípusok karakterfajai és túlnyomó

részt védett, ritka fajok járultak hozzá a legnagyobb mértékben. A homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica*), a homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a homoki báránypirosító (*Alkanna tinctoria*) és a homoki vértő (*Onosma arenaria*) például a szárazabb, általában magaslatokon elhelyezkedő, felnyíló homoki gyepek értékes fajai, míg a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a láprétek jellegzetes faja, melyek mind érzékenyek gyepek túlhasználatára, degradációjára, így a védett, kíméletesen kezelt viperás gyepek alkalmas refúgiumként maradtak fenn számukra. Ezek ismeretében belátható, hogy a disszimilitáshoz való hozzájárulás miatt e fajoknál a legnagyobb; az élőhelyeket múltban érő negatív hatások a növényfajokat és a viperákat is érzékenyen érintették, ezzel jó indikátorai lehetnek az élőhelyek átalakításának, megváltozásának. Meg kell említeni még a legnagyobb hozzájárulású fajok közé meglepő módon bekerülő sápadt kosbort (*Orchis pallens*), amely ugyan az élőhelyek széles skáláját használja, Magyarországon azonban nem ismert a jelenlegi viperás élőhelyekről a faj. Emiatt valószínűleg az ausztriai élőhelyeken, vagy egykoron hazánk élőhelyein is elterjedt lehetett ez az orchideaféle. A jövőben, ha sikerülne pontosabban lehatárolni és besorolni az élőhelyeket, érdemes lenne a florális közösségeket élőhelytípusonként összehasonlítani, mivel egyes élőhelytípusok fajkészlete jelentősen különbözhet alaphelyzetben is, mely torzíthatja a különbözőségről kapott képet.

Eredményeink alapján megállapítható, hogy a múltbeli herbáriumi, cönológiai és florisztikai adatok alkalmasak az élőhelyek növényközösségeinek rekonstruálására. A fajkészlet jobban különbözött azon élőhelyek múltjában a mai állapothoz képest, melyekről kipusztult a rákosi vipera, ezek alapján a flóra változása és a vipera fennmaradása vagy eltűnése között van összefüggés. A múltbeli elterjedésről gyűjtött ismeretek felhasználásával az *ex situ* tenyésztésből született egyedek kibocsátási helyszíneit megalapozottan választhatjuk ki. Az egykori élőhelyek rekonstrukciójának vagy a meglévő gyepek diverzifikációjának hatékonyságát növelendő, érdemes lenne az egyes területek múltbeli fajkészlete alapján végezni ezen tevékenységeket a bizonyíték-alapú konzerváció jegyében.

Összefoglalás

Hazánk egyik legveszélyeztetettebb gerincese, a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), a 20. század során elterjedési területének nagy részét elvesztette és az állomány mérete a védelmi intézkedések ellenére sem növekedett. Ennek egy lehetséges oka a gyeprekonstrukciók során, az eredeti növényi fajkészlettől eltérő közösséggel rendelkező szuboptimális élőhelyek létesítése. A kutatásom célja a rákosi vipera múltbeli elterjedésének lehető legfinomabb léptékű feltérképezése, a területek egykori növényi fajkészletének meghatározása és annak összehasonlítása a fennmaradt élőhelyekével. Az egykori elterjedés feltérképezéséhez irodalmi források és múzeumi példányok adatait felhasználva létrehoztam egy lelőhely-adatbázist, illetve meghatároztam a vipera élőhelycsökkenésének mértékét. A jelenlegi előfordulással kapcsolatban múltbeli, potenciálisan alkalmas élőhelyeket is felmértünk a vipera esetleges jelenlétének bizonyítása érdekében. A flóra rekonstruálásához herbáriumi, cönológiai és florisztikai adatokat is felhasználtam, mely alapján létrehoztam egy növény-előfordulási adatbázist (n=185476). A vizsgált területek mintázottságát ignorancia-térképek segítségével vizsgáltam, a múltbeli-jelenlegi növényközösségek eltéréseinek ábrázolásához NMDS-t alkalmaztam. Raup-Crick-féle disszimilaritási index különbségét Wilcoxon-tesztel, a hatását pedig általánosított lineáris modellel végeztem a fennmaradt, illetve kihalt rákosivipera-populációkkal jellemezhető élőhelyek összehasonlítása során, emellett a florális közösségeket PERMANOVA, illetve SIMPER analízissel hasonlítottam össze, illetve meghatároztam a különbözőséget leginkább magyarázó növényfajokat. Ausztria, Magyarország és Románia területén azonosítottam a vipera egykori élőhelyeit, az élőhelyvesztés mértéke alapján pedig 1975-öt jelöltem ki a múltbeli és jelenlegi élőhelyek elkülönítéséhez. A múltbeli, potenciális élőhelyek felmérése során nem tudtuk kimutatni a faj jelenlétét. Az egyes helyek mintázottsága élőhelyenként eltérő volt, míg a növényközösségek változásának mértéke hasonló, iránya gyakran különböző volt. A növényközösségek múlt-jelen közötti disszimilaritása szignifikánsan kisebb volt azokon a területeken, amelyekeken fennmaradt a rákosi vipera szemben azokkal, melyekről kipusztult, a disszimilaritási index pedig szignifikánsan negatívan hatott a vipera perzisztenciájára. A múltbeli élőhelyek fajközösségei nem tértek el szignifikánsan a vipera fennmaradása vagy eltűnése esetében, azonban a területek jelenlegi közösségeiben szignifikánsan különböznek. A csak egykor, illetve a ma is viperás élőhelyek növényközösségének disszimilaritásához legnagyobb mértékben a homoki árvalányhaj (*Stipa borythenica*), a homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a homoki báránypirosító (*Alkanna tinctoria*)

járult hozzá. Eredményeink megalapozhatják a vipera védelmét elősegítő élőhelyrekonstrukciók hatékonyságát.

Summary

Reconstruction and comparison of the flora of the former habitats of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) with the current habitats

One of the most endangered vertebrates in Hungary, the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*), lost most of its range during the 20th century, while the size of the population did not increase as well, despite conservation measures. One possible reason for this is the establishment of suboptimal habitats with a different plant community from the original community during grassland-reconstructions. The aim of my research is to map the distribution of the Hungarian meadow viper in the past on the finest possible scale, to determine the former plant species of the areas and to compare it with the remaining habitats. To map the former distribution, I created a viper-site database using data from literature sources and museum specimens, and determined the extent of viper habitat loss. Connected to the current occurrence, we also surveyed past, potentially suitable habitats to prove the possible presence of the viper. For the reconstruction of the flora I used herbarium, coenological and floristic data, of which I created a plant occurrence database (n = 185476). The sampling effort of the studied areas was examined with ignorance maps, and NMDS was used to represent the differences of past and present plant communities. The difference of Raup-Crick's dissimilarity index was analysed with Wilcox test, and its effect with a generalized linear model comparing the habitats of the surviving and extinct viper populations, in addition, I compared the floral communities with PERMANOVA and SIMPER analysis, and I also determined the plant species that mostly contributed to the difference. I identified former viper habitats in Austria, Hungary, and Romania, and based on the extent of habitat loss, I choose 1975 to separate past and present habitats. We were unable to detect the presence of the species in a survey of past potential habitats. The sample effort of each viper site varied from habitat to habitat, while the extent of change in plant communities was similar, but often in different directions. The past-present dissimilarity of plant communities was significantly lower in the areas where the Hungarian meadow viper survived compared to those in which it became extinct, and the dissimilarity index had a significantly negative effect on the persistence of the viper. The species communities in the past habitats did not differ significantly in the survival or disappearance of the viper, but they do differ significantly in the current communities of the areas. Feather grass

(*Stipa borythenica*), sandy iris (*Iris arenaria*) and the dyer's alkanet (*Alkanna tinctoria*) contributed mostly to the dissimilarity of the plant communities of viper habitats. Our results may provide a basis for more effective habitat reconstructions in the future to help protecting this endangered viper species.

Irodalomjegyzék

- 1) Pimm SL, Russell GJ, Gittleman, JL, Brooks TM (1995) The future of biodiversity. *Science* 269 (5222) 347-350 <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>
- 2) Dirzo R, Raven PH (2003) Global state of biodiversity and loss. *Annual review of Environment and Resources* 28 (1) 137-167
<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- 3) Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34 (1) 487-515
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- 4) Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'antonio C, Dobson A, Howarth R, Swackhamer D (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292 (5515) 281-284 <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- 5) Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Williams SE (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427 (6970) 145-148
<https://doi.org/10.1038/nature02121>
- 6) Rosser AM, Mainka SA (2002) Overexploitation and species extinctions. *Conservation Biology* 16 (3) 584-586 <http://www.jstor.org/stable/3061203>
- 7) Vitousek P, D'Antonio C, Loope L, Westbrooks R (1996) Biological invasions as global environmental change. *American scientist* 84 468-478
- 8) Tilman D, Wedin D, Knops J (1996) Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379 (6567) 718-720
<https://doi.org/10.1038/379718a0>
- 9) Vitousek PM (1994) Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75 (7) 1861-1876 <https://doi.org/10.2307/1941591>
- 10) Habel JC, Dengler J, Janišová M, Török P, Wellstein C, Wiezik M (2013) European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22 (10) 2131-2138 <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>
- 11) Deák B, Valkó O, Török P, Tóthmérész B (2016) Factors threatening grassland specialist plants-A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. *Biological Conservation* 204 255-262 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.023>

- 12) Gustavsson E, Lennartsson T, Emanuelsson M (2007) Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological conservation* 138 (1-2) 47-59 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.004>
- 13) Saar L, Takkis K, Pärtel M, Helm A (2012) Which plant traits predict species loss in calcareous grasslands with extinction debt?. *Diversity and Distributions* 18 (8) 808-817 <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00885.x>
- 14) Piessens K, Hermy M (2006) Does the heathland flora in north-western Belgium show an extinction debt?. *Biological Conservation* 132 (3) 382-394 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.032>
- 15) Lindgren JP, Cousins SA (2017) Island biogeography theory outweighs habitat amount hypothesis in predicting plant species richness in small grassland remnants. *Landscape ecology* 32 (9) 1895-1906 <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0544-5>
- 16) Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40 (9) 1649-1663 <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- 17) Smith AC, Fahrig L, Francis CM (2011) Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography* 34 (1) 103-113 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06201.x>
- 18) Flick T, Feagan S, Fahrig L (2012) Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada. *Agriculture, ecosystems & environment* 156 123-133 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.006>
- 19) Saura S (2021) The Habitat Amount Hypothesis implies negative effects of habitat fragmentation on species richness. *Journal of Biogeography* 48 (1) 11-22 <https://doi.org/10.1111/jbi.13958>
- 20) Page LM, MacFadden BJ, Fortes JA, Soltis PS, Riccardi G (2015) Digitization of biodiversity collections reveals biggest data on biodiversity. *BioScience* 65 (9) 841-842 <https://doi.org/10.1093/biosci/biv104>
- 21) Hedrick, BP, Heberling, JM, Meineke EK, Turner KG, Grassa CJ, Park DS, Davis CC (2020) Digitization and the future of natural history collections. *BioScience* 70 (3) 243-251 <https://doi.org/10.1093/biosci/biz163>
- 22) Szabó P (2010) Why history matters in ecology: an interdisciplinary perspective. *Environmental Conservation* 37 (4) 380-387 <https://doi.org/10.1017/S0376892910000718>
- 23) Ponder WF, Carter GA, Flemons P, Chapman RR (2001) Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation biology* 15 (3) 648-657 <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015003648.x>
- 24) Shirey V, Belitz MW, Barve V, Guralnick R (2021) A complete inventory of North American butterfly occurrence data: narrowing data gaps, but increasing bias. *Ecography* 44 (4) 537-547 <https://doi.org/10.1111/ecog.05396>

- 25) Verheyen K, De Frenne P, Baeten L, Waller DM, Hédli R, Perring MP, Bernhardt-Römermann M (2017) Combining biodiversity resurveys across regions to advance global change research. *BioScience* 67 (1) 73-83 <https://doi.org/10.1093/biosci/biw150>
- 26) Vellend M, Brown CD, Kharouba HM, McCune JL, Myers-Smith IH (2013) Historical ecology: using unconventional data sources to test for effects of global environmental change. *American Journal of Botany* 100 (7) 1294-1305
<https://doi.org/10.3732/ajb.1200503>
- 27) Besnard G, Gaudeul M, Lavergne S, Muller S, Rouhan G, Sukhorukov AP, Jabbour F (2018) Herbarium-based science in the twenty-first century. *Botany Letters* 165 (3-4) 323-327 <https://doi.org/10.1080/23818107.2018.1482783>
- 28) Primack D, Imbres C, Primack RB, Miller-Rushing AJ, Del Tredici P (2004) Herbarium specimens demonstrate earlier flowering times in response to warming in Boston. *American journal of botany* 91 (8) 1260-1264 <https://doi.org/10.3732/ajb.91.8.1260>
- 29) Robbirt KM, Davy AJ, Hutchings MJ, Roberts DL (2011) Validation of biological collections as a source of phenological data for use in climate change studies: a case study with the orchid *Ophrys sphegodes*. *Journal of Ecology* 99 (1) 235-241
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01727.x>
- 30) Molnár A, Tökölyi J, Végvári Z, Sramkó G, Sulyok J, Barta Z (2012) Pollination mode predicts phenological response to climate change in terrestrial orchids: a case study from central Europe. *Journal of Ecology* 100 (5) 1141-1152 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02003.x>
- 31) Pauw A, Hawkins JA (2011) Reconstruction of historical pollination rates reveals linked declines of pollinators and plants. *Oikos* 120 (3) 344-349 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.19039.x>
- 32) Nualart N, Ibáñez N, Soriano I, López-Pujol J (2017) Assessing the relevance of herbarium collections as tools for conservation biology. *The Botanical Review* 83 (3) 303-325 <https://doi.org/10.1007/s12229-017-9188-z>
- 33) Dolan RW, Moore ME, Stephens, JD (2011) Documenting effects of urbanization on flora using herbarium records. *Journal of Ecology* 99 (4) 1055-1062
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01820.x>
- 34) Kricsfalusy VV, Trevisan N (2014) Prioritizing regionally rare plant species for conservation using herbarium data *Biodiversity and conservation*, 23 (1) 39-61
<https://doi.org/10.1007/s10531-013-0583-4>
- 35) Delisle F, Lavoie C, Jean M, Lachance D (2003) Reconstructing the spread of invasive plants: taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography* 30 (7) 1033-1042 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00897.x>
- 36) Magurran AE, Henderson PA (2011) Commonness and rarity. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press: Oxford 97-104

- 37) Garcillán PP, Ezcurra E (2011) Sampling procedures and species estimation: testing the effectiveness of herbarium data against vegetation sampling in an oceanic island. *Journal of Vegetation Science* 22 (2) 273-280 <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01247.x>
- 38) Bottin M, Peyre G, Vargas C, Raz L, Richardson JE, Sanchez A (2020) Phytosociological data and herbarium collections show congruent large-scale patterns but differ in their local descriptions of community composition. *Journal of Vegetation Science* 31 (1) 208-219 <https://doi.org/10.1111/jvs.12825>
- 39) Hilpold A, Seeber J, Fontana V, Niedrist G, Rief A, Steinwandter M, Tasser E, Tappeiner U (2018) Decline of rare and specialist species across multiple taxonomic groups after grassland intensification and abandonment. *Biodivers Conserv* 27 3729–3744 <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1623-x>
- 40) Kovács A, Demeter I, Fatér I, Bagyura J, Nagy K, Szitta T, Firmánszky G, Horváth M (2008) Current efforts to monitor and conserve the Eastern Imperial Eagle *Aquila heliaca* in Hungary. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 37 (6) 457-459 [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[460:CETMAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[460:CETMAC]2.0.CO;2)
- 41) Fehérvári P, Solt S, Palatitz P, Barna K, Ágoston A, Gergely J, Nagy A, Nagy K, Harnos A (2012) Allocating active conservation measures using species distribution models: a case study of red-footed falcon breeding site management in the Carpathian Basin. *Animal Conservation* 15 (6) 648-657 <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00559.x>
- 42) Faragó S, Spakovszky P, Raab R (2014) Conservation of Great Bustard (*Otis tarda*) Population of the Mosoni-Plain - A Success Story. *Ornis Hungarica* 22(2) 14-31 <https://doi.org/10.2478/orhu-2014-0015>
- 43) Korsós Z (1991) Európa legveszélyeztetettebb mérgeskígyója a parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Természetvédelmi Közlemények* 1 83-88
- 44) Méhely L (1893) A magyar fauna egy új mérges kígyója. – *Matematikai és természettudományi értesítő* 12 87-92
- 45) Méhely L (1895) Magyarország kurta kígyói (*Vipera berus* L. és *Vipera ursinii* Bonap.). – *Mat. Term.tud. Közl.* 26 (4) 1-108
- 46) Méhely L (1912) A hazai viperákról. *Természettudományi Közlöny* 44 1–48
- 47) Dely O Gy (1978) Hüllők – Reptilia. Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae), XX 4 Akadémiai Kiadó Budapest 120
- 48) Boros Á (1936) A Duna–Tisza köze kőris erdői és zombékosai. *Botanikai Közlemények* 33 84–97
- 49) Korsós Z, Fülöp T (1994) A parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) száz éve. *Állattani Közlemények* 78 Suppl 31-38
- 50) Mizsei E, Zinenko O, Sillero N, Ferri V, Roussos SA, Szabolcs M (2018) The distribution of meadow and steppe vipers (*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 <https://doi.org/10.11160/bah.94>

- 51) Dankovics R, Halpern B, Pellinger A, Péchy T, Somlai T, Sós E, Szövényi G, Takács G (2004) Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*): Fajmegőrzési Tervek (Hungarian meadow viper – species conservation plan). Budapest Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala (Ministry of Environment and Water Affairs)
- 52) Péchy T, Halpern B, Sós E, 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>
- 53) Korsós Z (2002) The biology and ecology of *Vipera ursinii rakosiensis*. – IN: Kovács T, Korsós Z, Rehák I, Corbett K, Miller PS (eds) (2002) Population and habitat viability assessment for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). Workshop Report, IUCN/SSC Conservation Breeding Species Group Apple Valley MN USA 61-64
- 54) Caughley G (1994) Directions in conservation biology. Journal of animal ecology 215-244 <https://doi.org/10.2307/5542>
- 55) 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 <https://doi.org/10.1002/wlb3.01033>
- 56) Mizsei E, Budai M, Rák G, Bancsik B, Radovics D, Szabolcs M, Móré A, Dudás Gy, Lengyel Sz (2019) Automated image processing to quantify grassland vegetation structure: microhabitat selection in threatened meadow and steppe vipers. In prep.
- 57) Mizsei E (2019) Hüllőfajok populációinak lokális abundancia-viszonyait befolyásoló tényezők vizsgálata. Kutatási jelentés, Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- 58) Újvári B, Madsen T, Kotenko T, Olsson M, Shine R, Wittzell H (2002) Low genetic diversity threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). Biological Conservation 105 (1) 127-130 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00176-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00176-8)
- 59) Cromsigt JP, Kerley GI, Kowalczyk R (2012) The difficulty of using species distribution modelling for the conservation of refugee species—the example of European bison. Diversity and Distributions, 18(12) 1253-1257 <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00927.x>
- 60) Kerley GIH, Kowalczyk R, Cromsigt JPGM (2011) Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? Ecography 35 (6) 519-529 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07146.x>
- 61) Sutherland WJ, Pullin AS, Dolman PM, Knight TM (2004) The need for evidence-based conservation. Trends in ecology & evolution 19 (6) 305-308 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>

- 62) James SA, Soltis PS, Belbin L, Chapman AD, Nelson G, Paul DL, Collins M (2018) Herbarium data: Global biodiversity and societal botanical needs for novel research. *Applications in plant sciences* 6 (2) e1024 <https://doi.org/10.1002/aps3.1024>
- 63) Fukami T (2015) Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46 1-23 <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160340>
- 64) Meine C (2005) *The historical ecology handbook: a restorationist's guide to reference ecosystems*. Island Press
- 65) Pärtel M, Szava-Kovats R, Zobel M (2013) Community completeness: linking local and dark diversity within the species pool concept. *Folia Geobotanica* 48 (3) 307-317 <https://doi.org/10.1007/s12224-013-9169-x>
- 66) Pärtel M, Szava-Kovats R, Zobel M (2011) Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in ecology & evolution*, 26 (3) 124-128 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.12.004>
- 67) Jackson ST, Hobbs RJ (2009) Ecological restoration in the light of ecological history. *science* 325 (5940) 567-569 <https://doi.org/10.1126/science.1172977>
- 68) Swetnam TW, Allen CD, Betancourt JL (1999) Applied historical ecology: using the past to manage for the future. *Ecological applications* 9 (4) 1189-1206 [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1189:AHEUTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1189:AHEUTP]2.0.CO;2)
- 69) Mizsei E, Fejes Z, Malatinszky Á, Lengyel S, Vadász C (2020) Reptile responses to vegetation structure in a grassland restored for an endangered snake. *Community Ecology* 21 (2) 203-212 <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00019-2>
- 70) Grillitsch H (2010) Chronologie des Aussterbens der Wiesenotter, *Vipera (Pelias) ursinii rakosiensis* MÉHELY, 1893, in Österreich. *Herpetozoa* 23 (1/2) 25-50
- 71) Krecsák Z, Zamfirescu S (2008) *Vipera (Acridophaga) ursinii* in Romania: historical and present distribution..*North-Western Journal of Zoology* 4 (2) 339-359
- 72) QGIS.org (2022) QGIS Geographic Information System. QGIS Association <http://www.qgis.org>
- 73) Szujkó-Lacza J (1993) Flowering plants in the Kiskunság National Park and the other region between the Danube and Tisza Rivers. *The flora of the Kiskunság National Park* 1 60-439
- 74) Bartha D, Bán M, Schmidt D, Tiborc V (2022) Magyarország edényes növényfajainak online adatbázisa (<http://floraatlasz.uni-sopron.hu>. – Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet.)
- 75) Ruete A (2015) Displaying bias in sampling effort of data accessed from biodiversity databases using ignorance maps. *Biodiversity Data Journal* (3)
- 76) R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing Vienna Austria URL <https://www.R-project.org/>

- 77) Hijmans RJ, Etten JV (2012) raster: Geographic analysis and modeling with raster data. R package version 2.0-12 <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- 78) Chase JM, Kraft NJ, Smith KG, Vellend M, Inouye BD (2011) Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. *Ecosphere* 2 (2) 1-11 <https://doi.org/10.1890/ES10-00117.1>
- 79) Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'hara RB, Oksanen MJ (2013) Package 'vegan'. Community ecology package version 2 (9) 1-295 <https://github.com/vegandevs/vegan>
- 80) Wickham H (2007) Reshaping Data with the Reshape Package. *Journal of Statistical Software* 21 1-20 <https://www.jstatsoft.org/v21/i12/>
- 81) Kammel W (1992) Zur Situation der Wiesenotter, *Vipera ursinii rakosiensis*, in Niederösterreich. *Herpetozoa* 5 (1/2) 3-11
- 82) Janisch M (1979) Parlagi vipérák a Hanságban. *Élet és Tudomány* 34 (28) 877-878
- 83) Ghira I (2007) Rediscovery of *Vipera ursinii rakosiensis* in Transylvania. *Herpetologica Romania* (1) 77-81
- 84) Dely OGY, Janisch M (1959) A parlagi vipera (*Vipera ursinii rákosiensis* MÉHELY) elterjedése a Kárpátmedencében *Vertebrata Hungarica* 1/1-2
- 85) Halpern B, Péchy T (2018) A felső Turjánvidék viperaélőhelyei. *Rosalia* 10 915-928
- 86) Korsós Z, Újvári B, Török Zs (1997) Searching for the meadow viper in Romania. *Misc Zool Hung* 11 77 – 88
- 87) Korsós Z, Újvári B (1998) A rákosréti vipera Kolozsvár környékén. *Állattani Közlemények* 83 123-128
- 88) Mizsei E (2020) Potenciális rákosi vipera állományok keresése a DINPI működési területén. Kutatási jelentés
- 89) Mizsei E (2021) Potenciális rákosi vipera állományok keresése a DINPI működési területén. Kutatási jelentés
- 90) Barbacka M. (2011) Biodiversity and the reconstruction of Early Jurassic flora from the Mecsek Mountains (southern Hungary). *Acta Palaeobotanica* 51 (2) 127-179
- 91) Suc JP, Popescu SM, Fauquette S, Bessedik M, Jiménez Moreno G, Bachiri TN, Klotz S (2018) Reconstruction of Mediterranean flora, vegetation and climate for the last 23 million years based on an extensive pollen dataset. *Ecologia mediterranea* 44 (2) 53-85
- 92) Lavoie C, Saint-Louis A (2008) Can a small park preserve its flora? A historical study of Bic National Park, Quebec. *Botany* 86 (1) 26-35 <https://doi.org/10.1139/B07-106>
- 93) Knapp S, Kühn I, Stolle J, Klotz S (2010) Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12 (3) 235-244 <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.11.001>

- 94) Taylor K, Rowland AP, Jones HE (2001) *Molinia caerulea* (L.) Moench. Journal of Ecology 89 (1) 126-144 <http://www.jstor.org/stable/3072125>
- 95) Mosen A, Steinlein T, Beyschlag W (2018) Reconstructing the historical spread of non-native plants in the North American West from herbarium specimens. Flora 242 45-52 <https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.03.002>
- 96) Matusick G, Ruthrof KX, Fontaine JB, Hardy GESJ (2016) Eucalyptus forest shows low structural resistance and resilience to climate change-type drought. Journal of Vegetation Science 27 (3) 493-503 <https://doi.org/10.1111/jvs.12378>
- 97) Dajić Stevanović Z, Peeters A, Vrbničanin S, Šošćarić I, Aćić S (2008) Long term grassland vegetation changes: case study Nature Park Stara Planina (Serbia). Community Ecology 9 (1) 23-31 <https://doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.S.5>

Köszönetnyilvánítás

Hálával tartozom témavezetőimnek, Dr. Korsós Zoltánnak és Mizsei Edvárdnak, az átfogó témavezetésért és a rengeteg szakmai segítségnyújtásért. Köszönettel tartozom elsősorban Bérces Sándornak (DINPI), Kovács Évának (KNPI) és Barina Zoltánnak (WWF), valamint Molnár Ábelnek (MATE) és Takács Attilának (DE) a számos növényzeti adatért, továbbá Sós Tibornak az erdélyi viperapopulációkról biztosított adataiért, valamint Dr. Házi Juditnak, hogy lehetővé tette az Állatorvostudományi Egyetem Növényzeti Tanszékén található régi folyóiratok átnézését.

Témavezetői nyilatkozat

Alulírott ...dr. Korsós Zoltán... igazolom, hogy Budai Mátyás „A rákosi vipera (*Vipera ursinii* rakosiensis) egykori élőhelyeire jellemző növényi fajkészlet rekonstruálása és összehasonlítása a fennmaradt élőhelyekével”... című diplomamunkáját ismerem, azt beadásra és védésre alkalmasnak tartom.

Budapest, 2022. április 29.



.....
dr. Korsós Zoltán

egyetemi docens

Állatorvostudományi Egyetem

Ökológiai Tanszék

HuVetA

ELHELYEZÉSI MEGÁLLAPODÁS ÉS SZERZŐI JOGI NYILATKOZAT*

Név: Budai Máttyás
Elérhetőség (e-mail cím): budaimattyas@gmail.com
A feltöltendő mű címe: A rákosai vipera (Vipera ursinii rakhosensis) egykori élőhelyére jellemző növényi fajhészlet rekonstrukciója és összehasonlítása a fennmaradt élőhelyével
A mű megjelenési adatai: Budapest 2022.04.29.
Az átadott fájlok száma: 1

Jelen megállapodás elfogadásával a szerző, illetve a szerzői jogok tulajdonosa nem kizárólagos jogot biztosít a HuVetA számára, hogy archiválja (a tartalom megváltoztatása nélkül, a megőrzés és a hozzáférhetőség biztosításának érdekében) és másolásvédett PDF formára konvertálja és szolgáltatssa a fenti dokumentumot (beleértve annak kivonatát is).

Beleegyezik, hogy a HuVetA egynél több (csak a HuVetA adminisztrátorai számára hozzáférhető) másolatot tároljon az Ön által átadott dokumentumból kizárólag biztonsági, visszaállítási és megőrzési célból.

Kijelenti, hogy az átadott dokumentum az Ön műve, és/vagy jogosult biztosítani a megállapodásban foglalt rendelkezéseket arra vonatkozóan. Kijelenti továbbá, hogy a mű eredeti és legjobb tudomása szerint nem sérti vele senki más szerzői jogát. Amennyiben a mű tartalmaz olyan anyagot, melyre nézve nem Ön birtokolja a szerzői jogokat, fel kell tüntetnie, hogy korlátlan engedélyt kapott a szerzői jog tulajdonosától arra, hogy engedélyezhesse a jelen megállapodásban szereplő jogokat, és a harmadik személy által birtokolt anyagrész mellett egyértelműen fel van tüntetve az eredeti szerző neve a művön belül.

A szerzői jogok tulajdonosa a hozzáférés körét az alábbiakban határozza meg **(egyetlen, a megfelelő négyzetben elhelyezett x jellel)**:

- engedélyezi, hogy a HuVetA-ban -ban tárolt művek korlátlanul hozzáférhetővé váljanak a világhálón,
- az Állatorvostudományi Egyetem belső hálózatára (IP címekre) korlátozza a feltöltött dokumentum(ok) elérését,
- a Könyvtárban található, dedikált elérést biztosító számítógépre korlátozza a feltöltött dokumentum(ok) elérését,
- csak a dokumentum bibliográfiai adatainak és tartalmi kivonatának feltöltéséhez járul hozzá (korlátlan hozzáféréssel),

Kérjük, nyilatkozzon a négyzetben elhelyezett jellel a helyben használatról is:



Engedélyezem a dokumentum(ok) nyomtatott változatának helyben olvasását a könyvtárban.

Amennyiben a feltöltés alapját olyan mű képezi, melyet valamely cég vagy szervezet támogatott illetve szponzorált, kijelenti, hogy jogosult egyetérteni jelen megállapodással a műre vonatkozóan.

A HuVetA üzemeltetői a szerző, illetve a jogokat gyakorló személyek és szervezetek irányában nem vállalnak semmilyen felelősséget annak jogi orvoslására, ha valamely felhasználó a HuVetA-ban engedéllyel elhelyezett anyaggal törvénytörő módon visszaélne.

Budapest, 2022 év 04. hó 29. nap

aláírás

szerző/a szerzői jog tulajdonosa

A HuVetA Magyar Állatorvos-tudományi Archívum – Hungarian Veterinary Archive az Állatorvostudományi Egyetem Hutýra Ferenc Könyvtár, Levéltár és Múzeum által működtetett egyetemi és szakterületi online adattár, melynek célja, hogy a magyar állatorvos-tudomány és -történet dokumentumait, tudásvagyonát elektronikus formában összegyűjtse, rendszerezze, megőrizze, kereshetővé és hozzáférhetővé tegye, szolgáltassa, a hatályos jogi szabályozások figyelembe vételével.

A HuVetA a korszerű informatikai lehetőségek felhasználásával biztosítja a könnyű, (internetes keresőgépekkel is működő) kereshetőséget és lehetőség szerint a teljes szöveg azonnali elérését. Célja ezek révén

- *a magyar állatorvos-tudomány hazai és nemzetközi ismertségének növelése;*
- *a magyar állatorvosok publikációira történő hivatkozások számának, és ezen keresztül a hazai állatorvosi folyóiratok impakt faktorának növelése;*
- *az Állatorvostudományi Egyetem és az együttműködő partnerek tudásvagyonának koncentrált megjelenítése révén az intézmények és a hazai állatorvos-tudomány tekintélyének és versenyképességének növelése;*
- *a szakmai kapcsolatok és együttműködés elősegítése,*
- *a nyílt hozzáférés támogatása.*