

Hüllőfajok közösségszerveződése a rákosi vipera két, korábban erdőtelepítéssel elszigetelt élőhelyét összekötő gyeprekonstrukció területén

Szerző:	Kovács Gergő Biológia BSc. I. évfolyam
Témavezető:	Dr. Mizsei Edvárd Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság projekt koordinátor Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék posztdoktor
Belső konzulens:	Dr. Tölgyesi Csaba Szegedi Tudomány egyetem Ökológia Tanszék egyetemi adjunktus

Szeged, 2022

Tartalomjegyzék

Bevezetés.....	3
Célkitűzések.....	5
Anyag és módszer.....	6
Vizsgálati terület.....	6
Vizsgált fajok	8
Zöld gyík (<i>Lacerta viridis</i>).....	8
Fürge gyík (<i>Lacerta agilis</i>).....	8
Homoki gyík (<i>Podarcis tauricus</i>).....	9
Vízisikló (<i>Natrix Natrix</i>)	9
Rézsikló (<i>Coronella austriaca</i>)	9
Rákosi vipera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>)	10
Mintavételi elrendezés	11
Terepi adatgyűjtés.....	11
Elemzések	12
Eredmények.....	14
Diszkusszió.....	17
Összefoglaló	19
Köszönetnyilvánítás	20
Irodalomjegyzék	21

Bevezetés

Az ember által okozott globális biodiverzitás-csökkenés napjaink legnagyobb környezeti problémái közé sorolható (Xuesong et al. 2021). Az ember olyan állapot változásokat okoz, amelyekkel világszerte az ökoszisztémák nem képesek lépést tartani (Dirzio et al. 2003). A globális felmelegedés, a szennyezések, az intenzív földhasználat és az urbanizáció eredményeként a természetes élőhelyek kiterjedése csökken és fragmentálódik (Tilman et al. 2001). Az élőhelyek fragmentációja és a limitált élőhely-elérhetőség miatt (Fharig et al. 2001), növekszik a populációk kihalásának kockázata, valamint az izoláció miatt a populációkban a genetikai sodródás nem zajlik le és növekedhet a beltenyésztettség is. Az inváziós fajok megjelenése további kedvezőtlen változásokat okoz az ökoszisztémákban és a közösségekben, ami felgyorsíthatja egyes fajok eltűnését (Vitousek et al. 1996, Wilson et al. 2016). Az egyre általánosabbá váló élőhelyfolt szintű kihalások eredményeként csökken a biodiverzitás, amit természetvédelmi célú beavatkozásokkal mérsékelni lehet.

Több évtizednyi kutatási eredmény mutatja, hogy a fajgazdagság a fennmaradt élőhelyfoltok térbeli jellemzőitől, különösen azok méretétől és elszigeteltségétől függ. Ezzel szemben az élőhely-mennyiség hipotézise alapján azt várjuk, hogy egy fix méretű mintavételi egységben a fajgazdagságot jobban magyarázza az azt körülvevő élőhely kiterjedése, mint a foltok mérete vagy izoláltsága (Watling et al. 2020). Az élőhely kiterjedésének csökkenése nem minden faj esetben eredményez lokális kipusztulását, a fajközösség egy része a kisebb élőhely ellenére is fennmaradhat (Piessens et al. 2006). A gyepszigetek elszigeteltsége által okozott szigethatás az élőhely kiterjedése mellett, nagy hatással lehet a fennmaradó diverzitás mértékére vagy a jelenlévő gyepspecialista fajok számára (Lindgren et al. 2017). A gyepekhez kötődő fajok lokális kihalását több tényező együttes hatása okozhatja, többek között a gyepterületek elérhetősége, fragmentációja és izolációja mellett, az élőhely degradációja szintén fontos veszélyeztető tényező, amit főként a túlzott hasznosítása és a megváltoztatott talajvízháztartás okoz (Fharig et al. 2013).

A füvesélőhelyek a bolygó legveszélyeztetettebb ökoszisztémái közé tartoznak, az összterületük 52,5 millió km², ami a jégmentes szárazföldi terület mintegy 40%-ának felel meg (Andreas et al. 2016). A füvesélőhelyek hatékony védelme nélkül a diverzitás megőrzése nem biztosított. A védelem legfontosabb elemei a jelenlegi füvesélőhelyek hasznosításának mérséklése, a megváltozott vízháztartás helyreállítása, az inváziós fajok állományainak kontrollálása, a degradálódott gyepek helyreállítása és a szántóföldi vagy erdészeti művelésbe vont egykori gyepek rekonstrukciója (Vitousek et al. 1996). A védelmi intézkedések megalapozásához pedig elengedhetetlenül fontosak azok a kutatások, amelyek segítenek megérteni a füvesélőhelyek dinamikáját és közösségsszerveződését, melyek feltárják a veszélyeztető tényezőket, folyamatok hatását és

mérséklési lehetőségeit, valamint a különböző természetvédelmi célú beavatkozások hatásosságát vizsgálják (Helmut et al. 2009).

A hüllők állományai globálisan rendkívüli mértékű csökkenést mutatnak (Böhm et al. 2013). Ennek legfontosabb okai az élőhelyeik eltűnése, degradációja és fragmentációja, az inváziós fajok térhódítása, a környezetszennyezés, új patogének terjedése és a klímaváltozás, amelyek következtében a hüllők a gerincesek legveszélyeztetettebb csoportjai közé kerültek (Cox & Temple 2009). Ennek ellenére a hüllőkre vonatkozó információk elérhetősége, ezért kevés átfogó vizsgálat született a globális természetvédelmi helyzetükről (Cox et al. 2022). A parlagi vipera (*Vipera ursinii*) Európa egyik legveszélyeztetettebb gerinces faja, amelynek a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) alfaja a fajcsoport egyetlen Kárpát-medencei képviselője. A 20. század elején a faj még gyakorinak számított a Bécsi-medencében, a Hanságban, a Duna-Tisza-közén és az Erdélyi-mezőségen, azonban az agrárterületek terjedésével és az Alföld fásítás miatt a számára alkalmas élőhelyek rohamosan összezsugorodtak vagy teljesen eltűntek. A kevés megmaradt élőhelyei tovább degradálódtak a nem megfelelő vagy túlzott gyephasznosítás, valamint lecsapolások és a táj szintű szárazodás miatt. Habár 1974 óta törvényi védelem alatt áll, a faj olyannyira megritkult, hogy a 2004-ben becsült egyedszáma alig érte el az 500 példányt. Mára csak a Hanságban, a Kiskunságban és az Erdélyi-mezőségben maradtak fent elszigetelt, kis méretű populációi, melyeket többek között a beltenyésztettség miatti állománykihalás is veszélyeztet.

„A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” című, LIFE18 NAT/HU/000799 azonosítójú projekt célja a hazai rákosi vipera állományok élőhely-minőségének javítása olyan élőhelyrekonstrukciós tevékenységek elvégzésével, amely a területkezelés hagyományos kereteit meghaladják. A projekt céljai közé tartozik az egymástól elszigetelt állományok közötti átmozgások, és ezáltal a génáramlás lehetővé tétele, mivel a beltenyésztettség és genetikai sodródás miatt a kis populációk kihalási kockázata magas. A Bócsa-bugaci homokpusztán (HUKN20024) ismert két rákosi vipera állományt korábban idegenhonos erdőtelepítés választott el, amely egy Interreg-IPA pályázat (HUSRB/1602/12/0065) keretében a 2019-ben letermelésre került, így egy kb. 20 ha területű fátlan terület jött létre a két élőhely között. Ahhoz, hogy a két állomány között lehetővé váljon az egyedek migrációja, arra van szükség, hogy a létrejött korridort a rákosi vipera által preferált gyepszerkezet jellemezze. Ennek érdekében több alkalommal gyepvetések és felülvetések történtek a területen jelenleg futó a LIFE projekt keretében, amely mellett folyamatosan zajlik a fásszárúak visszaszorítása, valamint a pionír és inváziós növények fizikai vagy vegyszeres irtása. A tevékenység eredményeként várhatóan létrejön a két, korábban elszigetelt rákosi vipera élőhelyet összekötő gyepfolyosó, amely lehetővé teszi a génáramlást, növelve a populáció genetikai diverzitást és a heterozigóciát, hozzájárulva az alfaj hosszú távú fennmaradásához.

Célkitűzések

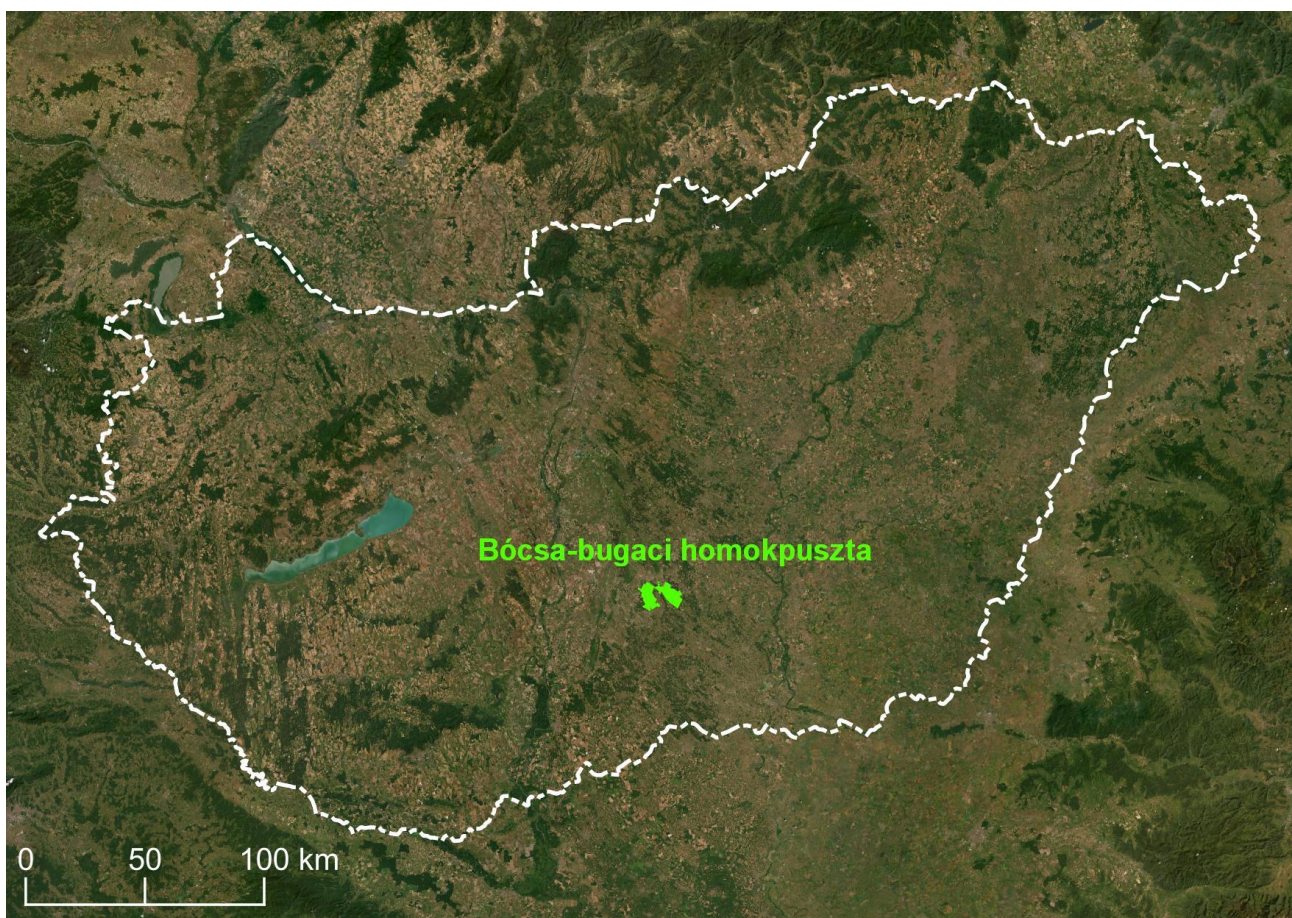
Kutatásom célja, a jelenleg futó LIFE projekt keretében végzett, élőhelyek összekötését célzó füvesélőhely-rekonstrukció hullőközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata. A 2020-ban létrehozott rekonstrukciós terület vegetációja évről-évre fejlődik, amelyet várhatóan követ a hullő-fajok spontán megtelepedése és a hullőközösség változása. A rekonstrukciós területen kijelölt mintavételi helyeket a környező referencia állapotú gyepeken kijelölt mintavételi kvadrátokhoz hasonlítva vizsgáltam az alábbi kérdések megválaszolásával:

- 1 Mely hullőfajok telepedtek meg a rekonstrukciós területen?
- 2 Hogyan változott a rekonstrukció megkezdése óta a rekonstrukciós terület és a referencia területek hullőfajainak élőhelyfoglaltsága és denzitása?
- 3 Különbözik-e a rekonstrukciós terület hullő fajkompozíciója a referencia területekétől?
- 4 Hogyan alakul a rekonstrukciós és referencia területek között a hullőközösség különbözősége a rekonstrukció óta eltelt évek során?

Anyag és módszer

Vizsgálati terület

A vizsgálat a Bócsa-bugaci homokpuszta kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területen (HUKN20024) zajlott, amihez Bócsa, Bugac, Bugacpusztaháza, Kaskantyú, Móricgát, Orgovány és Páhi külterületei tartozna (1. ábra). A terület összterülete 11660,45 ha, amelyből 7143,27 ha fokozottan védett természeti területként van kijelölve. A Kiskunsági Nemzeti Park törzsterülete szinte teljes kiterjedését magába foglalja. A Nemzeti Ökológiai Hálózat magterületének része, és tartalmazza a Nagybugaci Ősborókás Erdőrezervátumot.

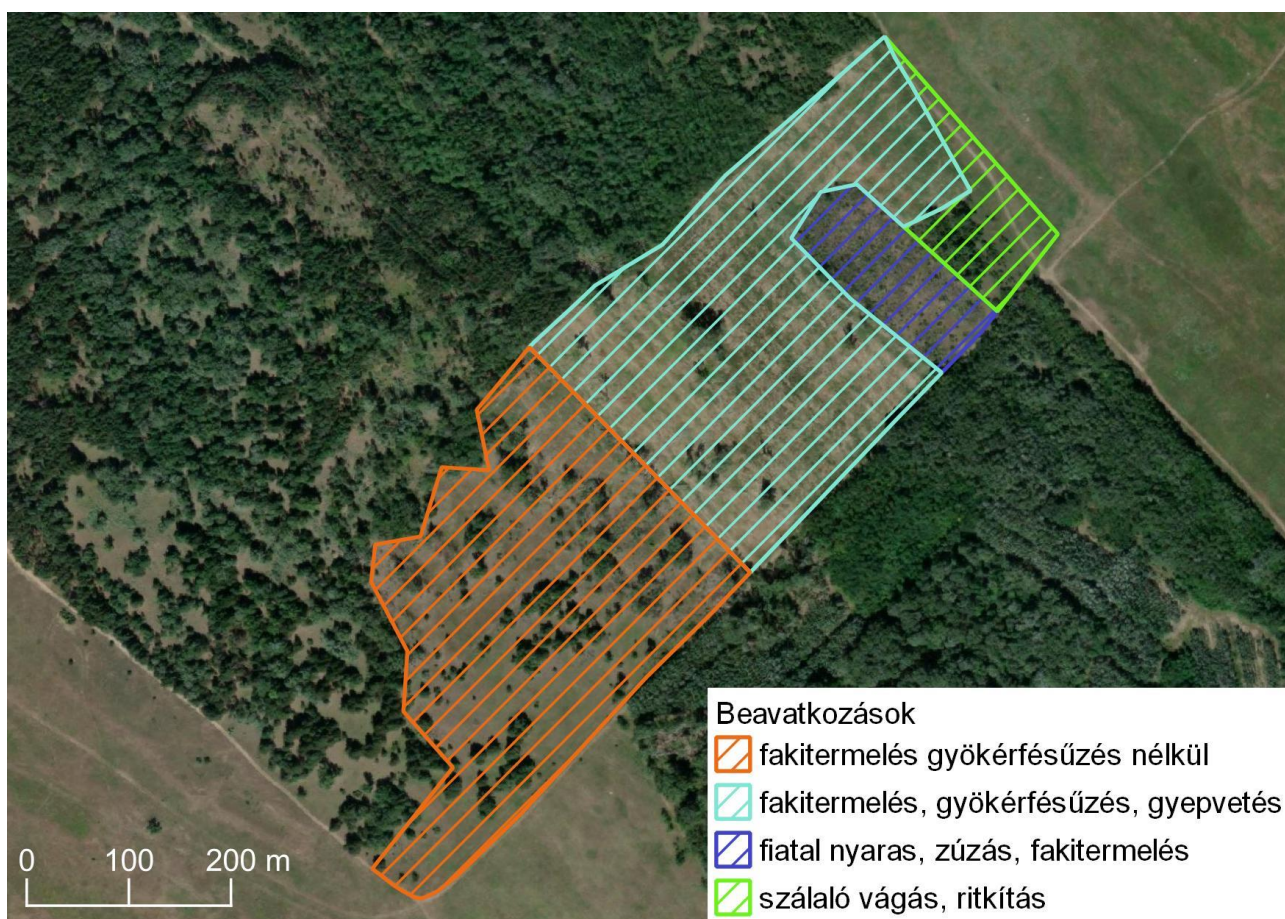


1. ábra. A vizsgált Natura2000 terület elhelyezkedésének átnézeti térképe.

A védett terület több mint felét (kb. 6000 ha) pannon homoki gyepek, pannon homoki borókások és mozaikjai borítják, de jelen vannak a pannon szikes sztyeppék és lápréti élőhelyek is. Állattani értékek közül a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), a skarlátbogár (*Cucujus cinnaberinus*), a magyar futrinka (*Carabus hungaricus*), és a közönséges ürge (*Spermophilus citellus*), valamint növényzeti értékek közül a tartós szegfű (*Dianthus diutinus*), a homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a

kisfészekű aszat (*Cirsium brachycephalum*) és a homoki kikerics (*Colchicum arenarium*) fajok jelenléte szolgált a Natura 2000 terület kijelölése alapjául.

A 18. században a bugaci legelők nagy részét homoki gyepek alkothatták, kisebb foltokban nyílt homoki gyepekkel, időszakos vizesélőhelyekkel, láprétekkel, nádasokkal és szikes mocsarakkal (Bíró et al. 2013). A 19. század közepére a vízkészletek bővültek, víztározók és mocsarak alakultak ki, a magasabban fekvő területeken pedig jelentős erdőterületeket alakítottak ki és mezőgazdasági tevékenységek kezdődtek. Gyepeken nagyjából 150 évnyi zavarás nyomait lehet felfedezni. A füvesélőhely-specialista fajok fennmaradásához feltételezhetőleg a szántóföldi művelésre alkalmatlan mélyebb fekvésű területek szolgáltak menedékként. A terület lecsapolása és a tájszintű szárazodás miatt a mocsarak és időszakos többletvízhatástól függő láprétek szinte teljesen eltűntek (Körmöczy és Margóczy 2003).



2. ábra. Az összekötésben végzett beavatkozások térképe.

A Tolvajos (volt orosz katonai lőtér; zárt és nyílt homoki sztyeppék) és a Bugaci-nagylegelő (elsősorban zárt homoki sztyeppék, kiszáradó láprétek) területeket egy átlagosan 1 km széles, telepített akác és erdeifenyő erdősáv választ el egymástól. Az erdősáv legvékonyabb részén, egy 23 h-os területen zajlik a két gyepterület összekötését célzó rekonstrukció ("Összekötés", a LIFE HUNVIPHAB projekt C4 akciója). A rekonstrukciós terület egyes részein, kb.13 ha területen a

telepített erdei fenyves alatt természetközeli állapotú gyepterület maradt fent, ezért csak talajbolygatás (pl. tuskózás) nélküli fakitermelés zajlott (2. ábra). A terület másik részén, ahol fehér akác telepítés volt, ott 10 hektáron gyökérfűszítés követte a fakitermelést, az akác gyökérsarjadásának megakadályozása érdekében (2. ábra).

A rekonstrukció keretében a dolgozat írásáig összesen 7 alkalommal történtek magvetések. Először 2020. májusban került sor *Festuca pseudovina* vetése, tárcsázásos magágyelőkészítéssel, vetőgéppel végzett vetéssel és hengerezéssel. 2020. decemberben szintén vetőgéppel zajlott egy 10 fajból álló magkeverék vetése. 2021 februárjában kézi vetőgépet alkalmaztunk *Scirpoides holoschoenus* magjainak kijuttatásához. 2021. júniusban kézzel vetettünk *Colchicum arenarium*-ot. 2022. márciusban egy 27 fajból álló magkeverék gépi vetése történt, amit 2022. júliusban *C. arenarium* kézi vetése követett. A vetések mellett minden évben történt selyemkóró, valamint fehér akác, hazai nyarak, tövises lepényfa és sóskaborbolya sarjak vegyszeres és mechanikus irtása.

Vizsgált fajok

Zöld gyík (*Lacerta viridis*)

A zöld gyík a nyakörvös gyíkok (*Lacertidae*) közé tartozik. Több élőhelytípusban is elő fordul, főként száraz homoki gyepek, üde rétek, erdőszegélyek, cserjések és ligeterdők alkotják élőhelyét. A Dunántúl alföldi, domb- és hegyvidéki területein, az Alföldön és az Északi-középhegységben fordul elő (Péntek et al. 2018). A hímek háta és oldala, valamint a lábak külső felülete általában egyöntetű világos- vagy smaragdzöld alapszínű, amelyet általában apró fekete pettyek tarkítanak egy sötétebb zöld árnyalatot képezve (Speybroeck et al. 2016). A nőstények hátán két törtefehér sáv vagy pontos húzódik, közöttük szabálytalan fekete foltokkal. A juvenilis egyedek szürkészöldek, az oldal-hát találkozásánál egy-egy fehér sáv vagy pontsor húzódik az adult nőstényekhez hasonlóan, az oldalon pedig fehér foltok láthatók (Speybroeck et al. 2016). A természetes élőhelyeinek beépítése, mezőgazdasági művelésbe vonása, fragmentálódása veszélyezteti. A faj a berni egyezmény II. függelékében szerepel, Magyarországon védett, természetvédelmi értéke 25 000 Ft (Péntek et al. 2018).

Fürge gyík (*Lacerta agilis*)

A fürge gyík a nyakörvös gyíkok (*Lacertidae*) családjába tartozik. Teste rövid és zömök végtagjai vannak. A hazánkban előforduló alfajnál a hátoldal mindkét nemnél gyakorlatilag azonos színű, világos barna alapon sötétbarna foltos, a hím oldala és feje zöld (Speybroeck et al. 2016). Európában csak néhány olyan hely van, ahol nem találkozhatunk vele, ezek közé tartozik, Írország és

Skandinávia északi területei. Különösen kedveli a magasabb növényzetű gyepeket, lápréteket és mocsérreteket, valamint megtalálható a vasútvonalak füves töltésein és a füves árkok partjain is. A faj a berni egyezmény II. függelékében szerepel, Magyarországon védett, természetvédelmi értéke 25 000 Ft (Péntek et al. 2018)

Homoki gyík (*Podarcis tauricus*)

A homoki gyík a nyakörvösgyíkok (Lacertidae) közé tartozik. A három vizsgált gyíkfaj közül a legkisebb, testhossza 6-8 cm, a farka a testhossz kétszeresét is elérheti. A hímek hátán közepén egy zöld sáv fut végig. A zöld sávot mindkét oldalon egy-egy barna-fekete foltokból álló sáv határolja. Magyarországon az Alföld homokos és szikes nyílt élőhelyein fordul elő. A Pesti-síkságtól kezdve gyakorlatilag az Alföld valamennyi, még természetes szárazgyepeket őrző homokos lejtőjén megtalálható. A Nyírségben a Bátorligeti-legelő az a hely, ahol a legtávolabb, északabbra található meg. A homoki gyíkot leggyakrabban nyílt homoki gyepeken találjuk, amelyek egy részét fekete fenyővel és fehér akáccal erdősítettek. A fennmaradt élőhelyét ma már veszély fenyegeti az inváziós növények által, köztük a fehér akác, a selyemkóró, prérifű, valamint az erdősülés térhódítása miatt. A faj a berni egyezmény II. függelékében szerepel, Magyarországon védett, természetvédelmi értéke 50 000 Ft (Péntek et al. 2018).

Vízisikló (*Natrix natrix*)

A vízisikló a Colubridae családba tartozik. Hossza elérheti a 120 centimétert, de általában ennél kisebb. Karcsú testfelépítésű, testének alapszíne változatos, általában a szürke és sötét okker közötti szín. A nyakszirten feltűnő fehér vagy sárga hátrafelé domború, félhold alakú foltok vannak (Speybroeck et al. 2016). A térségünkben az egyik legelterjedtebb kígyófaj a vízisikló. A vízisikló inkább a sűrű növényzetű vizes élőhelyeken, különösen a napos tisztásokon és szegélyeken fordul elő. A nádasok, üde rétek és az árterek növényzete gyakori előfordulási helyei. Leggyakoribb a fás bozótosok szélein, ha a közelben van vizesélőhely, azonban megfelelő táplálék elérhetőség mellett eltávolodhat a víztől, gyepeken is előfordul. A faj a berni egyezmény III. függelékében szerepel, Magyarországon védett, természetvédelmi értéke 25 000 Ft (Péntek et al. 2018).

Rézsikló (*Coronella austriaca*)

Teste zömök, farka rövid a kifejtett egyedek hossza általában hossza 60-80 cm. Feje valamelyest háromszög alakú, ezek miatt sokan tévesztik össze a viperákkal. Szeme relatíve apró, pupillája kerek erős szemsáv jellemzi. Alapszíne világos barna, barnásszürke, okker, aranybarna vagy bronzbarna (rézszínű), hátán két foltos sor húzódik. A rézsikló elterjedési területe a tengerszinttől 1800 m-ig terjed (Speybroeck et al. 2016). A rézsikló Magyarország egész területén elterjedt, síkságokon és dombvidékeken, nyílt, száraz, füves vagy cserjés, erdőszéleken, erdőkben és réteken. A faj a berni

egyezmény II. függelékében szerepel, Magyarországon védett, természetvédelmi értéke 50 000 Ft (Péntek et al. 2018).

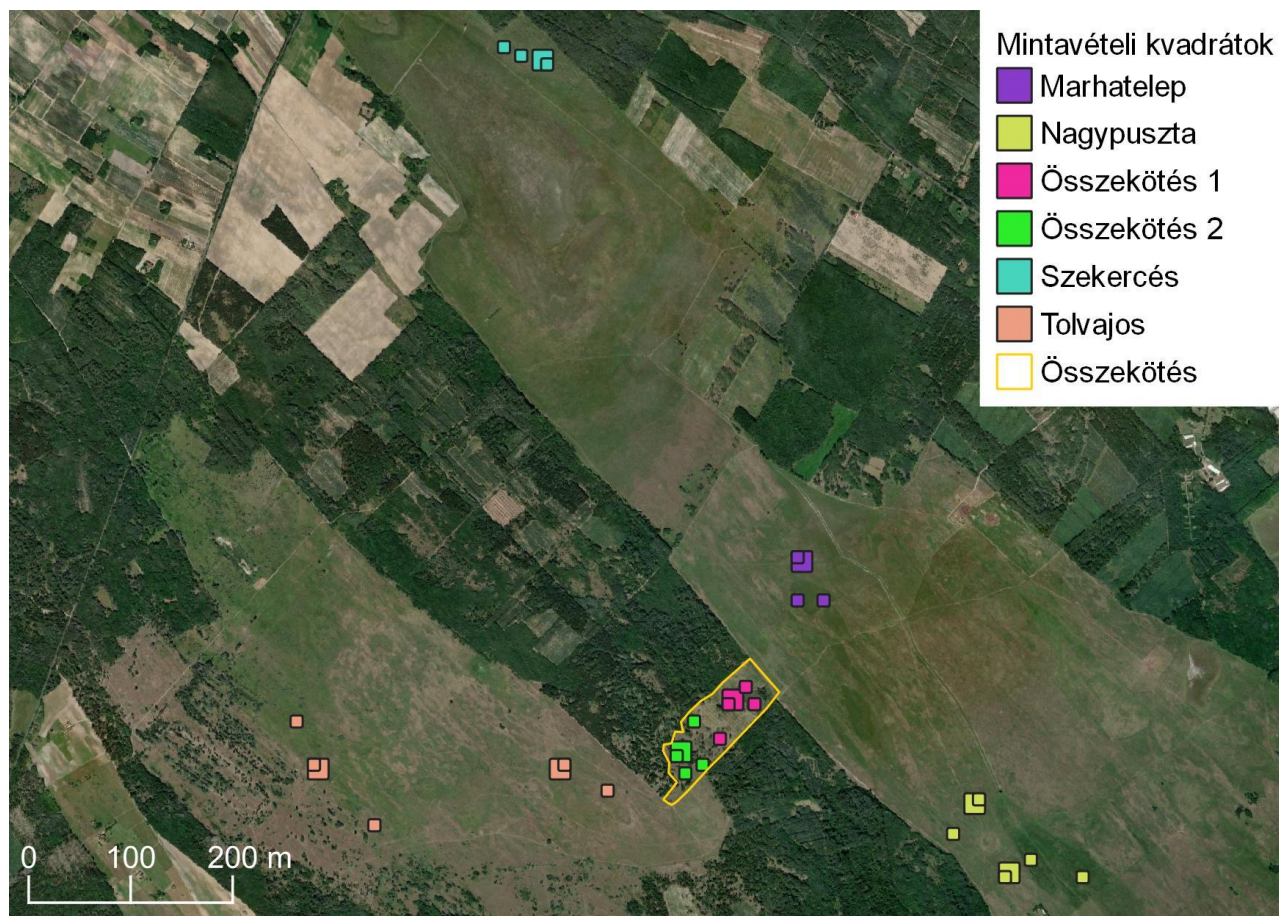
Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*)

A parlagi vipera (*Vipera ursinii*) egy kis testméretű, fragmentált és egymástól izolált élőhelyeken előforduló faj. Alacsony morfológiai és genetikai változatosság tapasztalható az egyes alfajok és populációk között (Nilson és Andrén 2001). Minden populációra jellemző, hogy az adott éghajlati viszonyok mellett kialakuló füves élőhelyek alkotják élőhelyeiket (Mizsei et al. 2018). Olasz, francia, nyugat-balkáni hegységek fahatár feletti, legalább 1000 m magasan található sziklagyepeken és sztyeppéin is találunk *Vipera ursinii* alfajokat. A parlagi vipera táplálékát elsősorban egyenesszárnyúak képezik, de nagyobb egyedek gyíkokat és kisemlősöket is fogyaszthatnak (Agrimi és Luiselli 1992, Baron 1992).

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) populációi mára csak három térségben maradtak fent a Hanságban, a Kiskunságban és az Erdélyi Mezőségekben (Mizsei et al. 2018). A kipusztulás szélére sodródott, veszélyeztetett alfaj megőrzése érdekében 2004 óta védelmi programok zajlanak, melyek keretein belül jelentősen bővült az élőhelyek területe, több helyen vipera barát gyepgazdálkodást végeznek és zárttéri tenyésztésből származó egyedekkel erősítették meg a csökkenő egyedszámú állományokat, vagy új populációkat hoztak létre (Péchy et al. 2015). Élőhelyeit a kiszáradó láprétek, zárt és erősen záródó homoki gyepek alkotják (Mizsei et al. 2020).

Mintavételi elrendezés

A monitorozás mintavételi helyeinek kijelölését előre meghatározott beavatkozási terület és referencia terület poligonok szerint rétegzetten, de azokon belül térben random kijelöléssel végeztük el. A vizsgálat során az élőhelyfoglaltság és a denzitás becslése volt az egyik cél. Az élőhelyfoglaltsághoz 16 db referencia és 8 db beavatkozási 50×50 m (0,25 ha) nagyságú kvadrátot, míg a denzitáshoz 6 db referencia és 2 db 100×100 m (1 ha) kvadrátot jelöltünk ki (3. ábra). A 100×100 m kvadrátok valamelyik random negyede 50×50 m kvadrátként is szerepelt a mintavételben.



3. ábra. A vizsgálat mintavételi elrendezése.

Terepi adatgyűjtés

A hullók észlelhetősége általában nem tökéletes, ezért időben ismételt mintavételt végeztünk, amely lehetővé teszi az észlelési valószínűség modellezését. A kijelölt mintavételi egységeket $n=6$ monitoring időszakban (2020-2021-2022 tavasz és ősz) egyenként legalább 10 alkalommal mértük fel a vizsgált fajokra. A hulló előfordulási adatok gyűjtéséhez a kvadráton belül bolyongásos bejárással végeztük, úgy, hogy a bejárás során a felmérő öt lépésenként megállt a napozásra és rejtőzésre alkalmas élőhelyfoltok átnézéséhez, úgy, hogy hátrafelé tekintve is átnéztük az élőhelyet.

Az 50×50 m kvadrátok felmérése egy-egy alkalommal 5-20 percig tartott, a 100×100 m kvadrátok felmérése pedig egy-egy alkalommal 15-45 percig tartott, a rögzítendő adatok mennyiségétől függően. Az észlelésekkor rögzítettük az észlelt egyed fajtát, GPS koordinátáját, az észlelés időpontját, az egyed korát, nemét és a bejárás nyomvonalát az OpenBioMaps applikációt alkalmazva a HUNVIPHAB OBM adatbázisba (<https://knp.openbiomaps.org/projects/hunviphab/>).

Az adatgyűjtés során folyamatosan működött egy meteorológiai állomás, amelyek speciális, rézből készült viperamodellekkel az ektoterm hüllők aktivitását meghatározó operatív hőmérsékleti (T_o) adatokat gyűjtötték (Shine 2005). Ezek a fizikai modellek a faj méretét, testalakját és hőelnyelését imitálják, így a beléjük ágyazott hőmérő azt a T_o hőmérsékletet méri, amelyet egy nem termoreguláló állat egyed képes elérni a radiáció, a kondukción és a konvekció révén a környezetéből (O'Connor, Zimmerman és Dzialowski 2000, Shine és Kearney 2001).

Elemzések

A vizsgált fajok élőhelyfoglaltságának és a denzitásának becslésére occupancy és n-mixture modelleket használtunk. Ezen modellek lényege, hogy adott területen egy adott faj észlelt jelenléte (z) vagy egyedszáma (N) a populáció jelenlétének/denzitásának (ψ/λ) és az észlelési valószínűség (p) együttes megnyilvánulása (MacKenzie et al. 2003). Időben ismételt felmérések alapján, adott mintavételi egység felmérései során rögzített észlelések történetéből kiszámítható a p értéke. Tehát, a mintavételi egységben a felmérésenkénti észlelésszámokra a valós jelenlét/denzitás valamilyen eloszlás szerinti független megnyilvánulásaiként és az egyed észlelési valószínűségének paramétereként tekintünk (észlelési almodell). A p és az adott mintavételi egységben tapasztalt jelenlét-hiány (élőhelyfoglaltság almodell modell) vagy az észlelésszám (denzitás almodell) függvényeként becsülhető a látens élőhelyfoglaltság (ψ) vagy a látens denzitás (λ) (Dénes, Silveira és Beissinger 2015).

Az élőhelyfoglaltság és denzitás modelleket R szoftverkörnyezetben futtattuk (R Core Team 2022). Fajonként külön modelleket illesztettünk, amelyekben mintavételi egységenként és szezononként 10-10 felmérés adatait használtuk fel. Az adatok előkészítéséhez a hunviphab csomagot használtuk (Mizsei 2022). Mindkét modellt azonos módon építettük fel: az észlelési almodellben a magyarázó változó az operatív hőmérséklet felmérésre vonatkozó átlaga és a felmérő (faktor) változók voltak, míg az élőhelyfoglaltság/denzitás almodellben a magyarázó változó a terület (kvadrátcsoport) azonosítója volt. Mindkét modellben random faktorként vettük figyelembe az adatgyűjtési időszakot és a mintavételi helyet (kvadrátazonosító), a felmérési időszakok és mintavételi helyek lehetséges időbeli és térbeli függőségeire való kontrollálás érdekében. A modelleket az ubms csomagban

futtattuk, amely Bayes-féle számításokkal végzi a modellezést (Kellner et al. 2021). A modellekben 4 láncot futtattunk 10,000 iteráción keresztül, az alapbeállítások szerinti priorokkal (Kellner et al. 2021).

A hullőközségek jellemzéséhez nem-metrikus multidimenzionális skálázást (NMDS, Non-metric multidimensional scaling) alkalmaztunk, amely egy távolságmátrixon alapuló ordinációs statisztikai elemzés (Oksanen 2022). A távolságmátrixot a kvadrátokra becsült az élőhelyfoglaltsági valószínűség és a denzitás hullőfajokénti értékei alapján számoltuk. Az NMDS távolságmátrixának a Jaccard-indexet alkalmaztam. Az NMDS-ek létrehozásához a vegan csomagot használtam (Oksanen 2022).

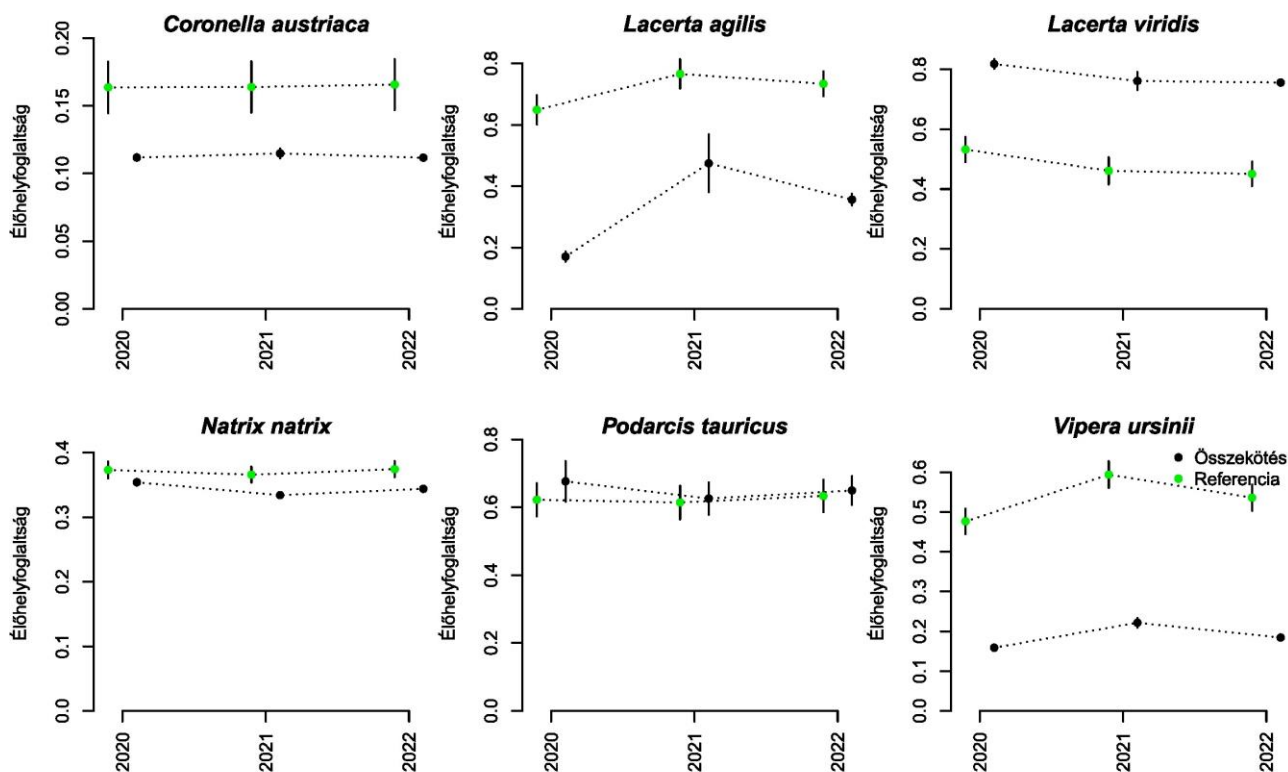
A disszimilaritás időbeli változásához a Jaccard-indexet kiszámítottam az élőhelyfoglaltsági valószínűség és a denzitás közösségi mátrixokra, majd a reshape csomag melt funkciójával a mátrixot három oszlopba „olvasztottam” (Wickham 2007), amiben az első kettő a mintavételi kvadrát neve és a felmérés éve, a harmadik pedig a disszimilaritás értéke volt. Az átalakított mátrixból kiválogattam azokat a sorokat, ahol a disszimilaritás értéke a referencia és a beavatkozási terület közötti de felmérési éven belüli volt. A disszimilaritási index érték eloszlásának függését a rekonstrukció óta eltelt évektől lineáris modellel vizsgáltam.

Eredmények

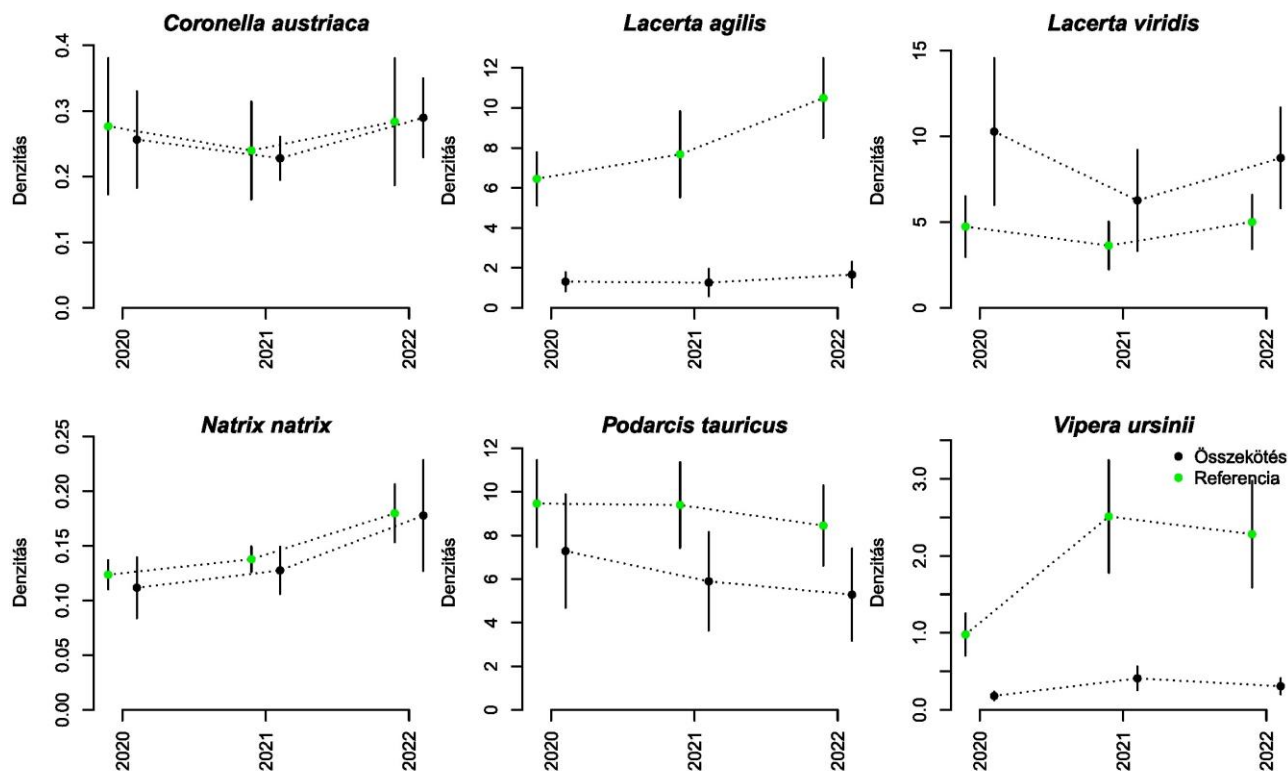
Az Összekötés 1-es területen (fakitermelés, teljes talajelőkészítés, gyepvetés) 2020-ban nem észleltünk hullóket. 2021-ben a zöld gyík, fürge gyík, homoki gyík és vízisikló fajokat észleltük, a lista 2022-ben csak a rézsiklóval bővült. Az Összekötés 2-es területén (szálaló vágás talajbolygatás nélkül) már 2020-ban észleltük a homoki gyík és a zöld gyík egyedeit, 2021-ben a fürge gyík megjelenését detektáltuk. A rákosi vipera eddig nem került elő az Összekötés egyik részterületén sem.

A vizsgált hullófajok élőhelyfoglaltsági valószínűsége az Összekötésben általában alacsonyabb volt mint a referencia területeken, kivéve a zöld gyík aminek az esetében magasabb volt az élőhelyfoglaltsági valószínűség (4. ábra). A homoki gyík esetében pedig nagy átfedést és hasonló értéket mutatott az Összekötés a referencia területekkel.

A vizsgált fajok közül a vízisiklónak és a rézsiklónak volt a legalacsonyabb a denzitása, és a modell becslése alapján értékei átfednek az összekötés és a referencia területek között (5. ábra). A fürge gyík, a homoki gyík és a rákosi vipera becsült egyedsűrűsége alacsonyabb az Összekötésben, mint a referencia területeken (5. ábra). A zöld gyík denzitása az összekötésben magasabbnak mutatkozott, mint a referencia területeken.

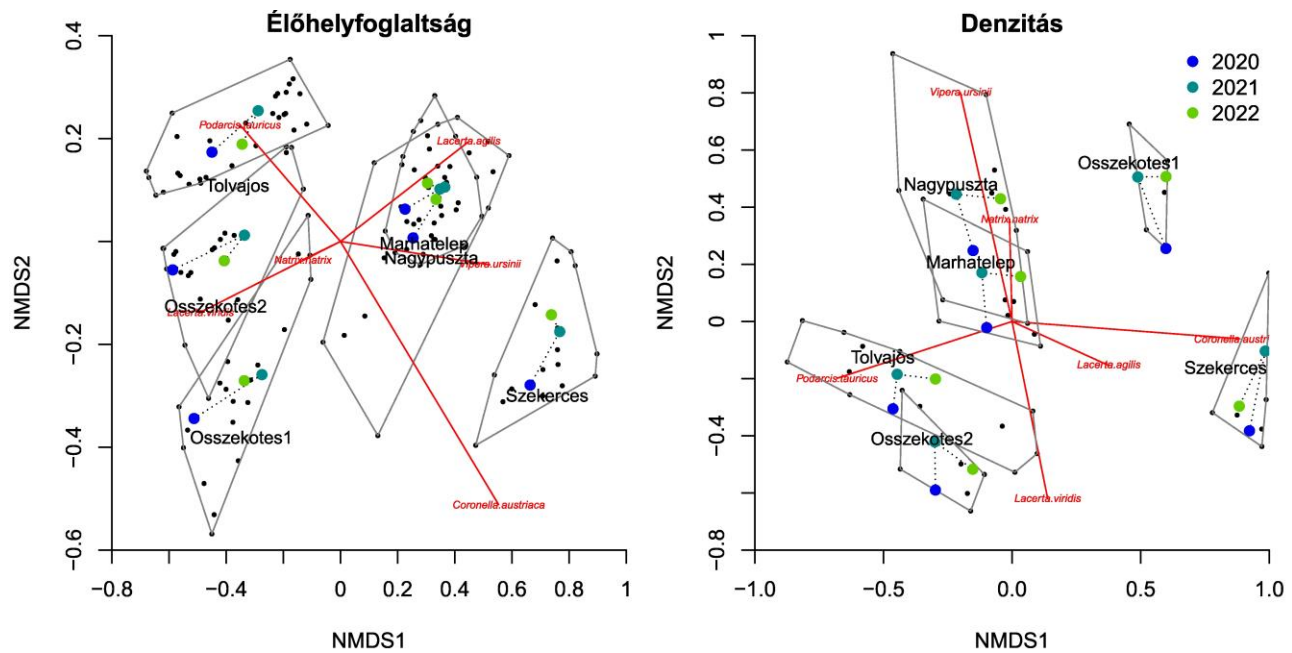


4. ábra. A vizsgált fajok becsült átlagos élőhelyfoglaltsága a beavatkozási és a referencia területeken. A függőleges vonalak az átlag standard hibájának intervallumát jelölik.



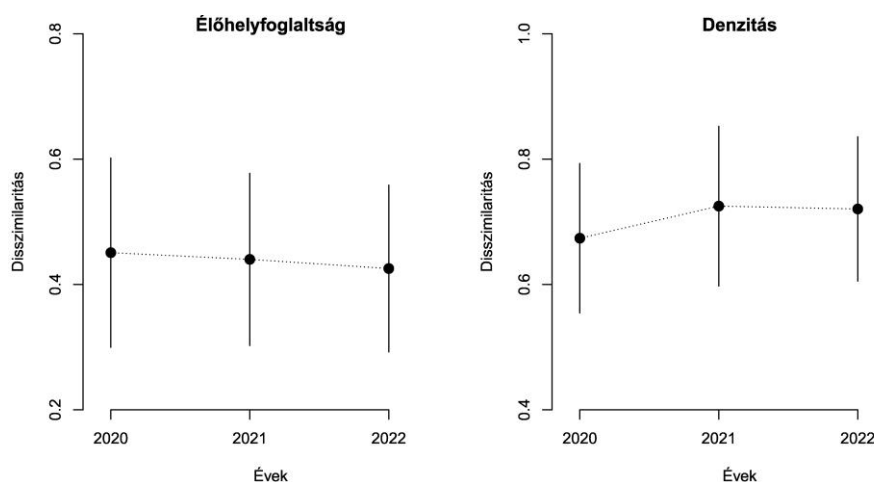
5. ábra. A vizsgált fajok becsült átlagos denzitása a beavatkozási és a referencia területeken. A függőleges vonalak az átlag standard hibájának intervallumát jelölik.

A hüllőfajok élőhelyfoglaltsága alapján készített NMDS szerint a beavatkozási terület két alrésze nem különül el egymástól jelentős mértékben, amelyek közül az egyik alrészlet a Tolvajos referencia területéhez volt a leghasonlóbb (6. ábra). A beavatkozási terület, a többi referencia területtől a fürgye és a rákosi vipera jelenléte miatt tért el. A hüllőfajok denzitása alapján az Összekötés 2-es a Tolvajos mintaterülethez volt a leghasonlóbb, azonban az élőhelyfoglaltsági elemzés eredményétől eltérően az Összekötés 1-es terület jelentősen, mindkét NMDS tengelyen eltér a többi referenciaterülettől (6. ábra).



6. ábra. A vizsgált hüllőfajok közössége az élőhelyfoglaltsága és denzitása alapján NMDS-el ábrázolva. Azon kvadrátok értékei, amik egy mintavételi hely csoportba tartoznak minimum konvex poligonnal vannak bekeretezve. A csoportok centroidjait az adatgyűjtési évekre külön-külön kiszámítottuk.

A beavatkozási terület és a referencia területek közötti disszimilitás az élőhelyfoglaltság becslések alapján a vizsgálat három éve alatt szignifikánsan csökkent (becslés= $-0,013 \pm 0,005$, $t=-2,664$, $p=0,008$; 7. ábra), míg a hüllőfajok denzitása alapján nem változott szignifikánsan az évek hatására (becslés= $0,022 \pm 0,013$, $t=1.644$, $p=0,1$; 7. ábra).



7. ábra. A referencia területek és az Összekötés hüllőközösségének disszimilitása (átlag és az átlag standard hibája).

Diszkusszió

A gyeprekonstrukció eredményeként a beavatkozási területén 5 faj spontán megtelepedését dokumentáltuk. A rekonstrukciós terület a hullófajok élőhelyfoglaltsági valószínűsége alapján referencia területek közül a Tolvajos élőhelyhez volt a leghasonlóbb. Az élőhelyfoglaltság alapján a hullóközösségek az NMDS és a disszimilaritási index alapján hasonlóbbá vált a referencia területekhez.

A rekonstrukció után a zöld gyík telepedett meg először, mivel a vizsgált fajok közül ez a faj a legkevésbé élőhelyspecialista (Mizsei et al. 2020). A homoki gyík megtelepedését segítette, hogy a gyeprekonstrukció során a gypszerkezet az alacsony záródás miatt nyílt homokpusztagyephez hasonló strukturális szempontokból. A gyíkfajok megtelepedése várható volt területen, azonban a rézsikló és a vízsiklóé nem, mivel a bugaci területeken igen alacsony egyedsűrűségük van, alacsonyabb mint a rákosi viperának, azonban ezek a siklófajok kevésbé élőhelyspecialisták (Olsson, Gullberg és Tegelström 1997, Meek 2014, Péchy et al. 2015), a rákosi viperához képest, és feltételezhetőleg nagyobb az egyedek mozgáskörzete is. Az, hogy a rekonstrukció célfaja, a rákosi vipera még nem került elő a felmérések során, feltételezhetőleg amiatt lehet, mert a terjedése és megtelepedése lassabban zajlik, mint más, nagyobb diszperziós potenciállal rendelkező fajoknak. A Peszéradacsi-réteken visszagyepesedett egykori szántók alapján az a tapasztalat, hogy a rákosi vipera általában 10 év alatt képes megtelepedni a megjelenő élőhelyfoltokon, ha azoknak van közvetlen összeköttetése más elfoglalt élőhelyekkel.

Az alkalmazott modell típusok, az élőhelyfoglaltsághoz alkalmazott occupancy modell és a denzitásbecslésre alkalmazott n-mixture modellek térben és időben is ismételt felméréseken alapulnak, hogy figyelembe lehessen venni a detektabilitást, amely kriptikus, nehezen észlelhető fajok vizsgálatakor elengedhetetlenül fontos (Dénes, Silveira és Beissinger 2015), mivel az ökológiai elemzésekben a detektabilitás heterogenitásának figyelmen kívül hagyása jelentős torzítást okozhat (Duarte, Adams és Peterson 2018). A vizsgálat eredményeinek extrapolálhatóságának elsődleges limitációja az volt, hogy csak egy ilyen rekonstrukciós beavatkozás történt, tehát nincs a beavatkozásnak térbeli ismétlése. További limitáló tényező, hogy a rekonstrukció után csak három évnyi adatgyűjtésre volt lehetőség, és több évnyi utánakövetés után lehet átfogóbb értékelést végezni a rekonstrukció eredményességéről.

Az eddigi adatok alapján, pozitív hatása a beavatkozás, ami arra enged következtetni, hogy a továbbiakban a területen hasonló beavatkozásokra szükség lenne, hogy visszaadjuk a természetközeli élőhelyeket és növeljük a gyepekhez kötődő fajok élőhelyeinek kiterjedését és az foltok közötti konnektivitást. Annak ellenére, hogy rákosi vipera észlelés még nem volt, az eddigi tapasztalatok,

arra engednek következtetni, hogy a jövőben a gyepszerkezet helyreállításával a rákosi vipera megtelepedésének esélye nőni fog. A két részpopuláció közötti génáramlás feltehetően növelni fogja az állományok genetikai diverzitását, ami a populáció fennmaradása szempontjából előnyös. Elmondható, hogy a rekonstrukció elvégzésével sikerült javítani a hullók helyzetén lokálisan. Az eddigi globális kutatások beigazolódtak, hogy, az élőhelyrekonstrukciókon megfelelő forráspopulációk mellett megtelepedhetnek korábban kipusztult hullófajok is (Böhm et al. 2013), ezért a hasonló beavatkozások elengedhetetlenek. Reményeim szerint a kutatás hozzájárult a hullóközösségek hatékonyabb védelméhez és segítik a jövőbeni természetvédelmi célú rekonstrukciók tervezését a füvesélőhelyek helyreállítása érdekében.

Összefoglaló

A rákosi vipera a 20. század elején még gyakran számított a Kárpát-medencében, azonban az agrárterületek terjedésével és az Alföld fásítás miatt a számára alkalmas élőhelyek rohamosan összezsugorodtak vagy teljesen eltűntek. A kevés megmaradt élőhelyei tovább degradálódtak a nem megfelelő vagy túlzott gyephasznosítás, valamint lecsapolások és a táj szintű szárazodás miatt. A Bócsa-bugaci homokpusztán (HUKN20024) ismert két rákosi vipera állományt korábban idegenhonos erdőtelepítés választotta el, amely egy Interreg-IPA pályázat (HUSRB/1602/12/0065) keretében a 2019-ben letermelésre került, így egy kb. 20 ha területű fátlan terület jött létre a két élőhely között. Ennek érdekében több alkalommal gyepvetések és gyep felülvetések történtek a területen jelenleg futó a LIFE projekt keretében, amely mellett folyamatosan zajlik a fásszárúak visszaszorítása, valamint a pionír és inváziós növények fizikai vagy vegyszeres irtása. A 2020-ban létrehozott rekonstrukciós terület vegetációja évről-évre fejlődik, amelyet követ a hullófajok spontán megtelepedése és a hullóközösség változása. Az itt élő fajok melyek megtelepedtek zöld gyík, fűrgyík, homoki gyík, vízisikló, rézsikló azonban a rákosi vipera észlelés nem volt. A monitorozás mintavételi helyeinek egyenként 50×50 méter (0,25 ha) nagyságú kvadrátokat jelöltünk ki. A mintavétel a Bócsa-bugaci homokpusztán zajlik. A mintavételezést három évben (2020, 2021 és 2022) időszakban zajlottak és zajlanak a felmérések. A kvadrátokat monitoring időszakonként (tavasz, ősz), egyenként legalább 10-10 alkalommal mérünk fel minden hullófajra. Az élőhelyek foglaltságának és sűrűségének becslésére foglaltsági és n-mixture modelleket alkalmaztunk. Az elemzéshez NMDS (Non-metric multidimensional scaling) módszert használtunk. Élőhelyfoglaltság tekintetében a két terület alrészre nem különül el egymástól, azonban a hullók denzitása tekintetében igen, 5 faj telpedett meg az elmúlt három évben a területen, a rákosi vipera nem volt köztük, felmérések során nem volt észlelése. A rekonstrukciós és a referencia területek között az csökkent a disszimilitás (becslés=-0,013±0,005, t=-2,664, p=0,008), azonban a hullófajok denzitása nem változott (becslés=0,022±0,013, t=1.644, p=0,1). Mivel a beavatkozás a területen 2020-ban történt, ezért csak három évnnyi adatgyűjtésre volt lehetőség. Azonban, a rekonstrukció eleje óta történik a területen a felmérés és a jövőben is zajlani fog. Az eddigi adatok alapján, pozitív hatású a beavatkozás, ami arra enged következtetni, hogy a továbbiakban a területen hasonló beavatkozásokra szükség lenne, hogy visszaadjuk a természetes élőhelyeket ez által növelve a hullók denzitását. Remélhetőleg sikerült hozzájárulni az igen ritka és értékes rákosi vipera fennmaradásához.

Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni azoknak a munkáját, akik hozzájárultak a vizsgálathoz, először is kiemelném a témavezetőimet Dr. Mizsei Edvárdot és Dr. Tölgyesi Csabát, akik készséggel segítettek és szakszerű iránymutatást adtak, a kutatás és a dolgozat megírásához. A terepi adatgyűjtést és egyéb munkálatokat köszönöm: Dr. Mizsei Edvárdnak, Móré Attilának, Bancsik Barnabásnak, Budai Mátyásnak, Radovics Dávidnak, Rák Gergőnek, Tisza Ádámnak, Hajnal Lászlónak, Kriston Nórának, Simics Jánosnak, Molnár Mónikának, Wenner Bálintnak, Dr. Szabolcs Mártonnak. Szeretném továbbá megköszönni a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak munkatársainak áldozatos munkáját, valamint a LIFE HUNVIPHAB „A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” (LIFE18 NAT/HU/000799) projektnek, hogy bekapcsolódhattam az önkéntesek munkájába.

Irodalomjegyzék

- Agrimi, U., Luiselli, L. (1992): Feeding strategies of the viper *Vipera ursinii ursinii* (reptilia: Viperidae) in the Apennines. *Herpetological Journal* 37-42.
- Andreas, W., Solymosi, K., Tennigkeit, T. (2012): Options for support to grassland restoration in the context of climate change mitigation. Technical Report.
- Baron, J.P., Ferrie, R., Girons, H. (1992): Différenciation morphologique de quatre populations françaises de *Vipera ursinii ursinii* Bonaparte, (Reptilia, Viperidae). *Laboratoire d'Ecologie* 187-196.
- Biró, M., Czúcz, B., Horváth, F., Révész, A., Csátri, B., Molnár, Z. (2013): Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology* 28: 789-803.
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J. E., M., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., Zug, G. et al. (2013): The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 372-385.
- Cox, A., Temple, J., (2009): European Red List of Amphibians. International Union for Conservation of Nature) in collaboration with the European Union, 1-33
- Cox, N., Young, E.B., Bowles, P., Fernandez, M., Marin, J., Rapacciuolo, G., Böhm, M., Brooks, T., Hedges, S.B., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, R., Tognelli, M., Alexander, G.J., Allison, A., Ananjeva, N., Auliya, M., Avila, L., Chapple, D., Cisneros-Heredia, D., Cogger, H., Colli, G., Silva, A., Eiseberg C., Els, J., Fong G., Grant, T., Hitchmough, R., Iskandar, D., Kidera, N., Martins, M., Meiri, S., Mitchell, N., Molur, S., Nogueira, C., Ortiz, J., Penner, J., Rhodin, A., Rivas, G., Rödel, M.A., Roll, U., Sanders, K., Santos-Barrera, G., Shea, G., Spawls, S., Stuart, B., Tolley, K., Trape, F., Vidal, M., Wagner, P., Wallace B.P., Xie Y. (2022): A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature* 285-290.
- Dénes, F., Silveira, L.F., Beissinger, S.R. (2015): Estimating abundance of unmarked animal populations: accounting for imperfect detection and other sources of zero inflation. *Methods in Ecology and Evolution* 1-13.
- Dirzo, R., Raven, P. (2003): Global state of biodiversity and loss. *Annual review of Environment and Resources* 137-166.
- Duarte, A., Adams, M.J., Peterson, J.T. (2018): Fitting N-mixture models to count data with unmodeled heterogeneity: bias, diagnostics, and alternative approaches. *Ecological Modelling* 374: 51-59.

- Fharig, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual review of ecology, evolution, and systematics 487-515.
- Helmut, H., Birte, M. (2009): Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. Ecology Letters 1406-1416.
- Kellner, K., Fowler, N., Petroelje, T., Kautz, M., Beyer D. Jr., Belant J. (2021): ubms: An R package for fitting hierarchical occupancy and N-mixture abundance models in a Bayesian framework. Methods in Ecology and Evolution 577-583.
- Körmöczy, L., Margóczy, K. (2003): A Kiskunsági Nemzeti Park bugacpusztai területének kezelését megalapozó vegetációtérkép elkészítése. Kutatási zárójelentés. Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék.
- Lindgren, V., Guillaume, J., Räsänen, T., Kumm, M., Jakkila, J., Veijalainen, N. (2017): Spatio-temporal changes in variability of temperature. Pangea 1895-1906.
- MacKenzie, D., Nichols, J., Hines, J., Knutson, M., Franklin A. (2003): Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. Ecological Society of America 2200-2207.
- Meek, R. (2014): Reptile dispersal from a hibernaculum in an agricultural landscape in Western France. Herpetological Bulletin 17-21.
- Mizsei, E. (2022): hunviphab. GitHub Repository, <https://github.com/edvardmizsei/hunviphab>
- Mizsei, E., Zinenko, O., Sillero, N., Ferri, V., Roussos, S. A. & 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.
- 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 203-212.
- Nilson, G., Andrén, C. (2001): The Meadow and Steppe vipers of Europe and Asia – The *Vipera* (Acridophaga) *ursinii* complex. Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 199-206.
- O'Connor, M., Zimmerman, L., Dzialowski, E., Spotila, J. (2000): Thick-walled physical models improve estimates of operative temperatures for moderate to large-sized reptiles. Journal of Thermal Biology 25: 293-304.
- Oksanen, J., Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H. (2020): Community Ecology Package. R package version 2.5-7.

- Olsson, M., Gullberg, A., Tegelström, H. (1997): Determinants of breeding dispersal in the sand lizard, *Lacerta agilis*, (Reptilia, Squamata). Biological Journal of the Linnean Society 244-255.
- Péchy, T., Halpern, B., Sós, E., Walzer, C., (2015): Conservation of the Hungarian meadow viper *Vipera ursinii rakosiensis*. International Zoo Yearbook 49: 89-103.
- Péntek, A., Halpern, B., Vörös, J. (2018): A turjánvidék herpetofaunája. Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén. Rosalia 893-914.
- Piessens, K., Hermy, M. (2006): Does the heathland flora in north - western Belgium show an extinction debt? Biological Conservation 382-394.
- R Core Team (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Shine, R. (2005): Life-history evolution in reptiles. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 36: 23-46.
- Shine, R., Kearney, M. (2001): Field studies of reptile thermoregulation: how well do physical models predict operative temperatures? Functional Ecology 282-288.
- Speybroeck, J., Beukema, W., Bok, B., Voort J., (2016): Field Guide to the Amphibians and Reptiles of Britain and Europe. Bloomsbury Publishing
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Swac, D. (2001): Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science 281-284.
- Wilson, J., García-Díaz, P., Cassey P., Richardson, D., Pyšek, P., Blackburn, T., (2016) Biological invasions and natural colonisations are different – the need for invasion science. NeoBiota, 87–98
- Vitousek, M., D'Antonio, C., Loope, L., Westbrooks, R. (1996): Biological invasions as global environmental change. American scientist 218-230.
- Watling, J., Rodríguez, V., Pfeifer, M., Baeten, L., Leite, C., Cisneros, L., Fang, R., Leigue, A., Lachat, T., Leal, I., Lens, L., Possingham, H., Raheem, D., Ribeiro, DE., Slade, J., Cardona, N., Wood, E., Fahrig, L. (2020): Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. Ecology Letter 2-7.
- Wickham, H. (2007): Reshaping Data with the Reshape Package. Journal of Statistical Software 1-20.
- Xuesong, K., Zhengzi, Z., Limin, J. (2021): Hotspots of land-use change in global biodiversity hotspot Resources. Conservation and Recycling 4187-4197.