

**A veszélyeztetett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*)
ragadozóinak azonosítása, gyephasznosítási módok és a
ragadozó-kizárás hatásának vizsgálata**

Móré Attila





1949

**A veszélyeztetett rákosi vipera (*Vipera ursinii
rakosiensis*) ragadozóinak azonosítása,
gyephasznosítási módok és a ragadozó-kizárás
hatásának vizsgálata**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Móré Attila

Témavezető:
Dr. Mizsei Edvárd

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2025

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács a Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és teresztris ökológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 2025. március

Móré Attila

Tanúsítom, hogy Móré Attila doktorjelölt 2019-2023 között a fent megnevezett Doktori Iskola Kvantitatív és teresztris ökológia programja keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.

Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2025. március

Dr. Mizsei Edvárd

A veszélyeztetett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) ragadozóinak azonosítása, gyephasznosítási módok és a ragadozó-kizárás hatásának vizsgálata

Értekezés a doktori (PhD.) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Móré Attila** okleveles vadgazda mérnök

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája
Kvantitatív és teresztris ökológia programja keretében

Témavezető: Dr. Mizsei Edvárd

Az értekezés bírálói:

Dr.
Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.
tagok: Dr.
Dr.
Dr.
Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2025.

1. Általános bevezető.....	1
1.1. Irodalmi áttekintés.....	1
1.1.1. Préda-predátor interakciók természetvédelmi vonatkozásai	1
1.1.2. Inváziós ragadozók hatása az ökoszisztémára.....	2
1.1.3. Természetvédelmi megoldások a predáció mérséklésére	3
1.2. A rákosi vipera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>)	4
1.3. Vizsgálatok helyszíne.....	9
1.4. Célkitűzések	11
2. Esettanulmányok	12
2.1. A rákosi vipera ragadozóinak azonosítása	12
2.1.1. Bevezető.....	12
2.1.2. Anyag és módszer	12
2.1.3. Eredmények.....	13
2.1.4. Diskusszió	14
2.2. Az eurázsiai borz és a vörös róka rákosi vipera predációja.....	16
2.2.1. Bevezető.....	16
2.2.2. Anyag és módszer	18
2.2.3. Eredmények.....	20
2.2.4. Diskusszió	23
2.3. Ragadozómadarak rákosi vipera predációjának vizsgálata csigolyamaradványok azonosításával.....	26
2.3.1. Bevezető.....	26
2.3.2. Anyag és módszer	28
2.3.3. Eredmények.....	31
2.3.4. Diskusszió	34
2.4. Madarak általi predációs nyomás vizsgálata legeltetett és kaszált gyepeken.....	37
2.4.1. Bevezető.....	37
2.4.2. Anyag és módszer	39
2.4.3. Eredmények.....	47
2.4.4. Diskusszió	50
2.5. Ragadozóizálás hatása a rákosi vipera élőhelyfoglaltságára	54
2.5.1. Bevezető.....	54
2.5.2. Anyag és módszer	56
2.5.3. Eredmények.....	60
2.5.4. Diskusszió	65
3. Következtetések és javaslatok	69
4. Összefoglalás.....	76
5. Summary	77
6. Irodalomjegyzék.....	80
7. Köszönetnyilvánítás	91

1. Általános bevezető

1.1. Irodalmi áttekintés

1.1.1. Préda-predátor interakciók természetvédelmi vonatkozásai

A préda-predátor interakciók jelentős hatással vannak a közösségek szerveződésére, az ökoszisztémák dinamikájára és a fajok evolúciójára. Ezen interakciók központi mechanizmusa, hogy a ragadozó fajok táplálékként tekintenek a prédaállatokra, míg a prédák különböző viselkedési, élettani és morfológiai stratégiákat fejlesztenek ki a predáció elkerülésére (Lima & Dill, 1990). Az ilyen interakciók a populációk szabályozásában is alapvető szerepet játszanak, mivel a predáció hozzájárulhat a préda populáció méretének csökkentéséhez, míg a préda elérhetőség befolyásolja a ragadozó populációt, ezáltal fenntartva az ökológiai egyensúlyt (Estes et al., 2011). A préda-predátor dinamika gyakran ciklikus mintázatot mutat, ahol a ragadozók populációjának növekedése a préda populációk csökkenéséhez vezet, majd a csökkenő préda populációk a ragadozók számának visszaesését eredményezik (Lotka, 1925). Ezeket a kölcsönhatásokat különböző ökológiai tényezők befolyásolják, például az élőhely heterogenitása, a források rendelkezésre állása és az emberi tevékenységek hatása (Hanski, 1999). Az ilyen interakciók vizsgálata nemcsak a közösségszerveződés megértése és a biodiverzitás megőrzése, hanem a fenntartható erőforrás-gazdálkodás szempontjából is kiemelkedő fontosságú.

A veszélyeztetett fajokat érő predációs nyomás jelentős tényező lehet a fajok fennmaradásában, különösen akkor, ha populációik mérete csökkenő trendet mutat és izolált élőhelyeken fordulnak elő (Rodriguez et al., 2015). A predáció közvetlenül csökkentheti a veszélyeztetett fajok egyedszámát, ami kedvezőtlen demográfiai paraméterek esetén különösen sérülékennyé teheti őket a kihalással szemben (Sinclair et al., 1998). A természetes élőhelyek fragmentációja és degradációja is befolyásolhatja a predációs nyomást, ha az élőhelyspecialista fajok kis populációit generalista ragadozók aknázzák ki (Wilcove et al., 1998). Ezen túlmenően, adott

populáció alacsony egyedszáma önmagában is sebezhetővé teszi őket, mivel kisebb populációk esetében a predáció hatása aránytalanul nagy lehet, és a további kis populációkra jellemző veszélyeztető tényezők mellett (pl. genetikai sodródás, genetikai leromlás, klimatikus hatások, környezeti katasztrófák stb.) a populáció összeomlásához és kihalásához vezethet (Courchamp et al., 1999, Agrawal & Gopal, 2013, Wright et al., 2007). Ezek miatt, egyes fajok vagy populációk esetében, a predációs nyomás kontrollálása alapvető fontosságú tevékenység lehet a rövid- és hosszútávú megőrzés biztosítása céljából.

1.1.2. Inváziós ragadozók hatása az ökoszisztémára

Az inváziós ragadozó egy idegenhonos faj, amely új élőhelyére kerülve természetes ellenségek nélkül gyorsan elterjed, és ragadozóként veszélyezteti az őshonos fajokat. Az inváziós ragadozók különösen érzékeny ökoszisztémákban okoznak súlyos károkat, például szigeteken, ahol a helyi fajok evolúciósan nem fejlesztettek ki védekezési mechanizmusokat ellenük. Az óceáni szigeteken, például a betelepített, ázsiai mongúzok (*Herpestes javanicus*) és más generalista ragadozók drasztikusan csökkentették az őshonos hüllőpopulációkat (Harper & Bunbury, 2015). Új-Zélandon a patkányok (*Rattus spp.*), melyeket az ember hurcolt be, számos őshonos hüllőfaj, például a tuatara (*Sphenodon punctatus*) populációinak jelentős csökkenését okozták (Townsend et al., 2006). A Kanári-szigeteken az idegenhonos kaliforniai királyszikló (*Lampropeltis getula californiae*) jelentős fenyegetést jelent a helyi gyíkfajokra, amelyek természetes ellenség híján könnyű prédává válnak (Piquet et al., 2021). Ezen inváziós szikló elterjedésének megelőzése érdekében az Európai Unió országaiban tiltott házi kedvencként tartani. Hasonló probléma tapasztalható az Everglades Nemzeti Parkban, ahol a szalagos tigrispitonok (*Python molurus bivittatus*) inváziója drasztikus mértékben csökkentette az őshonos emlős- és madárpopulációkat, ezáltal közvetlenül a hüllőpopulációk szerkezetét is befolyásolva (Dorcas et al., 2012). A floridai hatóságok vadászatokat és kontrollprogramokat vezettek be a populációjuk

csökkentése érdekében, de a tigrispitonok gyors szaporodása miatt teljes eltávolításuk egyelőre lehetetlennek tűnik (Reed & Rodda, 2009).

1.1.3. Természetvédelmi megoldások a predáció mérséklésére

A ragadozók által okozott természetvédelmi problémák enyhítésére számos módszert alkalmaznak világszerte. Az inváziós ragadozók gyérítése sikeres stratégia lehet, különösen szigeteken, ahol az őshonos fajok helyreállhatnak a betelepített ragadozók eltűnése után (Jones et al., 2016). Emellett az élőhelyrekonstrukció és a természetvédelmi területek védelme hozzájárulhat a veszélyeztetett fajok populációinak stabilizálásához (Hulme, 2021).

A ragadozók hatásának csökkentésére irányuló beavatkozások közé tartozik a ragadozókontroll, amelyet például a hazai túzok védelemben alkalmaznak a területileg illetékes nemzeti parkok. A túzok (*Otis tarda*) populációinak csökkenéséért, fészek predációjáért őshonos ragadozók a felelősek, ezért a programban célzott ragadozógyérítési intézkedéseket alkalmaznak (Fragó és Kalmár, 2014). Egyes országokban a védett élőhelyek bekerítése és ragadozók kizárása is hatékony stratégia a kritikus fajok védelmére (Langgemach & Bellebaum, 2005).

A préda-predátor interakciók természetvédelmi célú kontrollálása veszélyeztetett fajok esetében nem példa nélküli. A ragadozókra jellemző alacsony abundancia és általánosságban sérülékeny természetvédelmi helyzetük miatt, a természetvédelmi beavatkozások között leggyakrabban a biztonságos táplálkozóhelyek kialakítására és a préda populáció fenntartására találunk eseteket (pl. kerecsensólyom (*Falco cherrug*) és közönséges ürge (*Spermophilus citellus*) – (Bagyura et al, 2007), ibériai hiúz (*Lynx pardinus*) és üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) – (Ferrer & Negro, 2004)). Ennek egyik eszköze az élőhelyek helyreállítása és megőrzése, mivel az élőhelyek konnektivitásának és minőségének növelése az élőhelyek kiterjedése, valamint a demográfiai hatások (pl. nagyobb populációméret vagy magasabb populáció

növekedési ráta) által közvetlenül vagy közvetve hozzájárulhat a predáció hatásának mérsékléséhez (Fahrig 2003). Továbbá, a védett területek kijelölése és egyes kezelési stratégiák alkalmazása is eredményes lehet a predációs nyomás csökkentésében, például a ragadozók jelenlétének szabályozásával, vagy eltávolításukkal (Coté & Sutherland, 1997).

A gerincesek között a hüllők különleges csoportot képviselnek, mivel a fajok túlnyomó többsége ragadozó és egyben préda is, így állományaikkal számos generalista és specialista ragadozónak biztosítanak táplálékot. A hüllők populációi világszerte fogyatkoznak, és egyre több faj tekinthető sérülékenynek vagy veszélyeztetettnek (Böhm et al., 2013, Caetano et al., 2022). A Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) legutóbbi jelentése alapján, a hüllők 20%-a veszélyeztetett, ami elsősorban az élőhelyvesztére, az élőhelyek fragmentációjára és degradációjára, invazív fajok térhódítására és a klímaváltozásra vezethető vissza (Cox et al., 2022). A hüllők gyakran specifikus élőhelyi igényekkel rendelkeznek, és sok faj kisebb, elszigetelt élőhelyeken fordul elő, ami különösen sebezhetővé teszi őket az élőhelyvesztéssel és más antropogén veszélyeztető tényezőkkel szemben (Gibbons et al., 2000, Böhm et al., 2013, Tan et al., 2023). A hüllők ökológiai szerepe gyakran alulértékelt, ami csökkenti a fajok védelmére irányuló erőfeszítéseket, pedig állományaik fennmaradása a táplálékhálózatok és ökológia rendszerek fenntartásához is hozzájárul (Gardner et al., 2007, Price 2013, Kemp, 2023).

1.2. A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*)

A pusztai viperák (*Vipera ursinii-renardi* komplex), vagy más néven parlagi vipera-félék füvesélőhely-specialista kígyók, amik elsősorban a Palearktiszi hegységeinek havasi gyepein és síkságainak sztyeppéin fordulnak elő, Kelet-Franciaországtól Nyugat-Kínáig terjedően (1.1. ábra). Európában, a csoport hegyvidéki populációi közül a *V. ursinii ursinii* az Alpok nyugati lábánál és az Appenninek havasi gyepein található meg, míg a *V. u. macrops* a Dinári-hegység és a nyugat-balkáni hegységek

sziklagyepein fordul elő (Mizsei et al., 2018). A síkvidéki formák közül, *V. u. moldavica* a Duna-delta füvesedő turzásain és a Kárpátok nyugati vonulatait kísérő sztyeppéken található meg, míg a, a rákosi vipera, a Pannon-medence bizonyos részein fordul elő (Mizsei et al., 2018). A csoportba tartozik még az európai kontinensen a *V. renardi*, a sztyeppi vipera, ami a valódi sztyeppzónában, a Fekete-tenger északi partvidékétől Ukrajnában, Oroszországon és Kazahsztánon keresztül, egészen Nyugat-Kínáig fordul elő, és a *V. ursinii*-hez hasonlóan, több alfajra tagozódik (Nilson és Andrén, 2001, Zinenko et al., 2015, Freitas et al., 2020). Valamint a *V. graeca*, a görög karsztvipera, ami korábban a *V. ursinii* alfaja volt és Dél-Albániában és Görögországban, a Pindosz-hegységrendszerben fordul elő (Mizsei et al., 2017, 2018).



1.1. ábra. A pusztai viperák (*Vipera ursinii* komplex) elterjedése Európában
 piros: *Vipera ursinii rakosiensis* (fotó: Móré Attila), kék: *Vipera ursinii moldavica* (fotó: Wenner Bálint), sárga: *Vipera renardi renardi* (fotó: Radovics Dávid), lila: *Vipera ursinii ursinii* (fotó: Radovics Dávid), zöld: *Vipera ursinii macrops* (fotó: Budai Mátyás), narancs: *Vipera graeca* (fotó: Móré Attila)

A síkvidéki populációk, köztük a rákosi vipera (1.2. ábra), morfológiájukban eltérnek a hegyvidéki alfajoktól, többek között a háti pikkelysorok száma alapján. Míg a hegyvidéki alfajok esetében a test közepén jellemzően 17–19 háti pikkelysor található, addig a rákosi viperánál ez a szám általában 19, ritkább esetekben akár 21 sor is lehet. A rákosi vipera 7 vagy 8 szupralabiális ajakpikkellyel rendelkezik, ami szintén megkülönbözteti a többi alfajtól (Kramer, 1961). Ajakpikkelyein nincsenek sötét foltok, míg hasi pikkelyei sötétebb árnyalatúak. Háti cikk-cakk mintázata barna, lekerekített fekete szegéllyel, a test két oldalán pedig további sötétbarna foltok figyelhetők meg. Az adult nőstények szalmasárga alapszínezetűek, teljes testhosszuk megközelítőleg 60 cm lehet, míg a hímek alapszíne inkább sötétszürke, és némileg kisebbek a nőstényeknél (Nilson & Andrén, 2001).

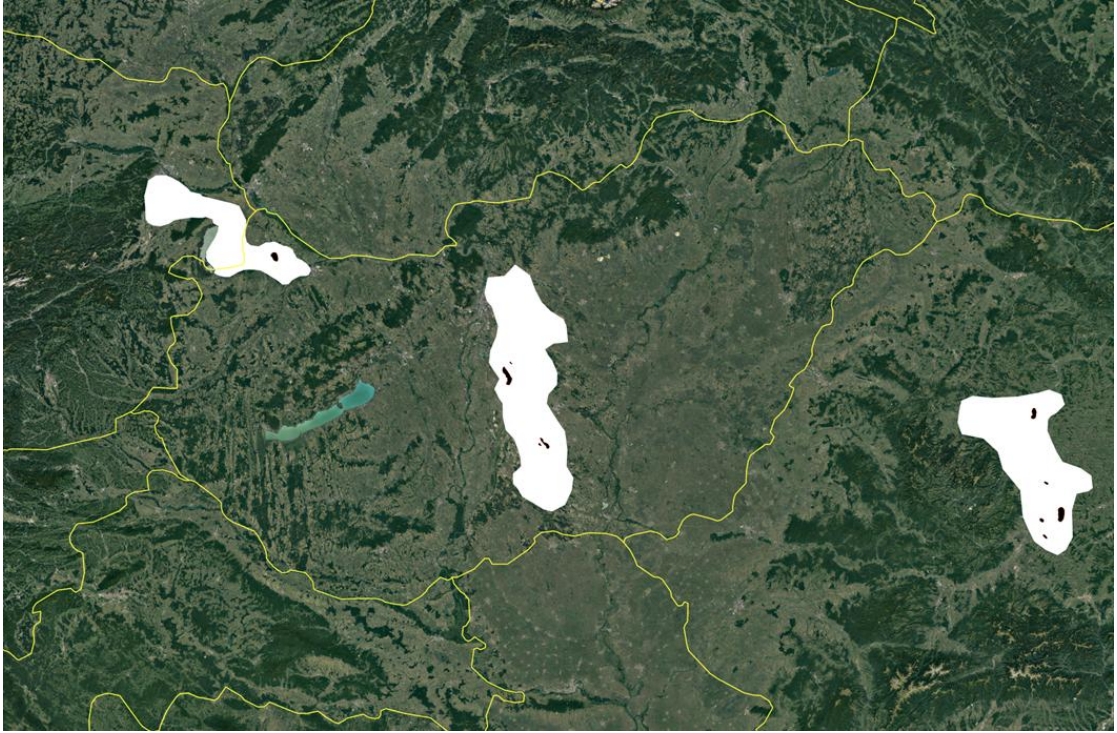


1.2. ábra. A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) megjelenése (fotó: Móré Attila)

A rákosi vipera Európa egyik legveszélyeztetettebb gerinces állata (Korsós et al., 2001). Egykor gyakori volt a Bécsi-medence láprétjein, a Fertő-tó környékén, a

Hanság vidékén, Budapest térségében, a Turjánvidéken, a Homokhátságon, valamint Kolozsvár környékén, az Erdélyi-medencében (Krecsák & Zamfirescu, 2008, Kramer 1961, Mizsei et al., 2018). A századfordulón egyedsűrűsége egyes területeken kiemelkedően magas lehetett más vipera fajokhoz viszonyítva. A Bécsi-medencében például tíz év alatt több mint 4000 példányt gyűjtöttek be (Boulenger, 1913). Lányi (1957) feljegyzései szerint hatalmas mennyiségben gyűjtötték a rákosi viperákat a felsőbabádi, káposztásmegyeri és fóti réteken. Ferenc József még pénzjutalmat is kitűzött a viperák gyűjtésére és irtására a Laxenburgi császári várkastély és park területén (Bécsi-medence). A hansági és kiskunsági élőhelyeiről szintén több száz példányt gyűjtöttek be múzeumok és iskolák biológia szertárai számára (Dely és Janisch, 1959, Janisch, 1979, Korsós, 2005). Dely és Janisch (1959) harmincegy élőhelyet vizsgált, ahol a század közepén a faj még gyakori volt. Azonban az 1980-as évekre élőhelyeinek drasztikus csökkenése miatt Magyarországon a kihalás szélére sodródott (Korsós, 2005, Péchy et al., 2015, Mizsei et al., 2018), míg Ausztriából teljesen kipusztult (Péchy et al., 2015), Romániában pedig kihaltak nyilvánították (Krecsák, 2001).

Később azonban Romániában ismét felfedezték (Ghira, 2007), és jelenleg Magyarországon körülbelül négy, Romániában pedig kilenc populációja ismert (1.3. ábra).



1.3. ábra. A rákosi vipera feltételezett múltbeli elterjedése (fehér foltok), és jelenlegi ismert élőhelyei (fehéren belüli fekete foltok)

A rákosi vipera számára a legnagyobb hatású veszélyeztető tényező a gyepek feltörése miatti élőhelyvesztés volt (Mizsei et al., 2018, Sos, 2020). Az élőhelyeinek szántóföldi művelésbe vonása szinte az összes egykori előfordulási területét érintette, és kb. az 1970-as évekig folyamatosan zajlott (Mizsei et al., 2018).

Azokon a gyepeken, amit elkerült a beszántás, ott az egyre intenzívebbé váló gyepgazdálkodás veszélyeztette a megmaradt populációkat (Mizsei et al., 2020). Az intenzívebbé vált gyepgazdálkodás okai visszavezethetők a megfogyatkozott gyepterületre szoruló legelő állatok számának növekedésére, a gépi kaszálás elterjedésére (Simons et al., 2014). Az utóbbi hatás legnagyobb mértékben az 1980-as években bevezetett új agrártámogatási rendszer következtében érvényesült. Ekkor kezdődött meg a nagyüzemi állattartás és nagytablás földművelés, amelynek keretében a gyepterületeket kivonták a legeltetésből és évente akár kétszer is lekaszálták (Péchy és Kovács, 2001).

1993-ban kezdődött el a megmaradt hazai állományok feltérképezése és egy fajmegőrzési terv előkészítése (Korsós, 2001). A 2004-es Európai Unió csatlakozással a rákosi vipera felkerült az Élőhelyvédelmi Direktíva II. listájára, ezáltal előfordulási helyei is bekerültek a Natura 2000 hálózatba. Ugyanebben az évben létrejött a Rákosivipera-védelmi Központ Kunpeszéren, ahol megkezdődött az állatok zárttéri tartása és tervezett tenyésztése (Halpern, 2007, Péchy et al., 2015). A faj megőrzése érdekében sürgetővé vált a fennmaradt élőhelyek védelme és a populációk helyreállítását célzó természetvédelmi programok megvalósítása. A megmaradt négy hazai populáció fennmaradása LIFE pályázatok keretében végzett élőhelyfejlesztéseknek, gyeprekonstrukcióknak, valamint az ex situ szaporítási és kibocsátási munkának köszönhető (Péchy et al., 2015, Mizsei et al., 2020, 2023).

1.3. Vizsgálatok helyszíne

A rákosi vipera élőhelyét főként fátlan, füves területek alkotják, amelyek homokos vagy kötöttebb talajon alakultak ki (1.4. ábra). Előfordul egészen száraz, nyílt homokpusztagyepeken, valamint üdébb, időszakosan vízzel borított láp- és mocsárréteken is, de leginkább a zárt homoki sztyeppréteket részesíti előnyben (Máté és Vidéki, 2007, Rák, 2024). A gyepterületeken belül általában a magasabb gyepszintű, zsombékos, fűvekben gazdag, mozaikos mikroélőhelyeket választja (Mizsei et al., 2020, 2023a). Az üdébb élőhelyeken jellemzően kaszálóként hasznosítják a gyepeket, míg a szárazabb területeken a legeltetés a domináns, de helyenként váltóhasznosítást is alkalmaznak, ahol kaszálást és legeltetést is végeznek (Mizsei et al., 2023b).

A rákosi vipera legnagyobb magyarországi élőhelyei a Duna–Tisza közén, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) működési területén található. A Felső-kiskunsági turjánvidék, valamint a Peszéradacsi rétek 5757 hektáros területe Kunpeszér, Kunadacs, Kunbaracs és Tatárszentgyörgy közé ékelődik. Ez a terület változatos élőhelyeket foglal magában, többek között lápokot, lápréteket,

mocsárréteket, nedves kaszálókat, valamint homokterületeket és homoki erdőket (Máté és Vidéki, 2007). Innen délebbre, a Bócsa–Bugaci homokhátságon található bugaci puszta, amely 1800 hektáron terül el. Itt főként száraz, vagy mezofil homokpusztai gyepek dominálnak, de kisebb mértékben mocsárrétek is előfordulnak. Az értekezésben bemutatott esettanulmányok vizsgálatai a Kiskunság ezen területein zajlottak.



1.4. ábra. A rákosi vipera egyik fontos élőhelytípusa a zárt homoki sztyepprét a Kiskunságban (fotó: dr. Mizsei Edvárd)

1.4. Célkitűzések

A préda-predátor kapcsolatok az ökológiai rendszerek alapvető elemei közé tartoznak. Az alacsony egyedszámú populációval rendelkező fajok, mint a rákosi vipera, különösen érzékenyek lehetnek a ragadozónyomásra. Ha ez más veszélyeztető tényezőkkel együtt jelentkezik, akár a kipusztulás szélére is sodorhatja állományait. Bár a rákosi vipera számos természetvédelmi projekt és konzervációbiológiai kutatás tárgya volt, eddig nem készült átfogó vizsgálat arról, mely állatfajok tekintik ezt a mérgeskígyót zsákmánynak, milyen mértékben fogyasztják a viperákat, és hogy a predáció milyen hatással van a populációkra. Az ehhez hasonló ismerethiányok akadályozhatják a természetvédelmi stratégiák meghatározását és az intézkedések kidolgozását, csökkentve ezzel a természetvédelmi erőfeszítések hatékonyságát. A bizonyíték-alapú konzervációbiológia a hatékony természetvédelem kulcsa, amelyhez elengedhetetlen a veszélyeztető tényezők feltárása, valamint a táplálékhálózatok és a fajok közötti interakciók megismerése.

Vizsgálataim célja a következők voltak: (i) a rákosi vipera ragadozóinak azonosítása a kiskunsági élőhelyein; (ii) az eurázsiai borz (*Meles meles*) és a vörös róka (*Vulpes vulpes*) által okozott predáció mértékének és szezonálisának meghatározása. Az emlősök mellett céloim volt (iii) a ragadozómadarak (pl. egerészölyv (*Buteo buteo*)) és a kígyászölyv (*Circaetus gallicus*) és a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) vipera predációjának vizsgálata is. Korábbi kutatások alapján a rákosi vipera egyedsűrűsége magasabb a legelőként hasznosított gyepeken, mint a kaszálókon, feltételezhetően az élőhely minősége és a ragadozónyomás eltérései miatt. Ennek vizsgálatára gyurmából készült vipera modelleket alkalmaztam, amelyek segítségével (iv) a madarak által kifejtett predációs nyomást becsültem a két eltérő gyephasznosítási mód esetében. Végül céloim volt (v) a harmadik rákosi vipera LIFE projekt keretében épített ragadozó-kizáró háló hatásának vizsgálata, különös tekintettel annak a rákosi vipera állományra gyakorolt következményeire.

2. Esettanulmányok

2.1. A rákosi vipera ragadozóinak azonosítása

2.1.1. Bevezető

A rákosi vipera ragadozóiról az elmúlt évtizedekben egyre bővülő adatok állnak rendelkezésre, a fajjal kapcsolatos intenzív adatgyűjtésnek köszönhetően. A „A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” LIFE18/NAT/HU/000799 projekt keretében évente végzett felmérések célja a rákosi vipera élőhelyeinek javítása, miközben a predáció hatásait is monitorozzuk. A vizsgálatok során nyomon követjük a ragadozók jelenlétét, dokumentáljuk a predációs eseményeket, valamint rögzítjük az elhullott vipera egyedek adatait. Ebben a tanulmányban célt volt a rákosi viperát fogyasztó a ragadozók fajlistájának összeállítása, valamint a jelentősebb ragadozófajok állományváltozásának vizsgálata a Kiskunsági Nemzeti Park területén.

2.1.2. Anyag és módszer

Összegyűjtöttem azon kutatók, területkezelők és természetvédelmi szakemberek megfigyeléseit, akik az elmúlt 25 év során a rákosi vipera élőhelyein dolgoztak. Az adatbázisba bekerültek a KNPI és az Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) által 2014-2019 között a Kiskunságban és a Fertő-Hanság területén végzett rákosi vipera monitoringjának éves jelentéseinek eredményei is.

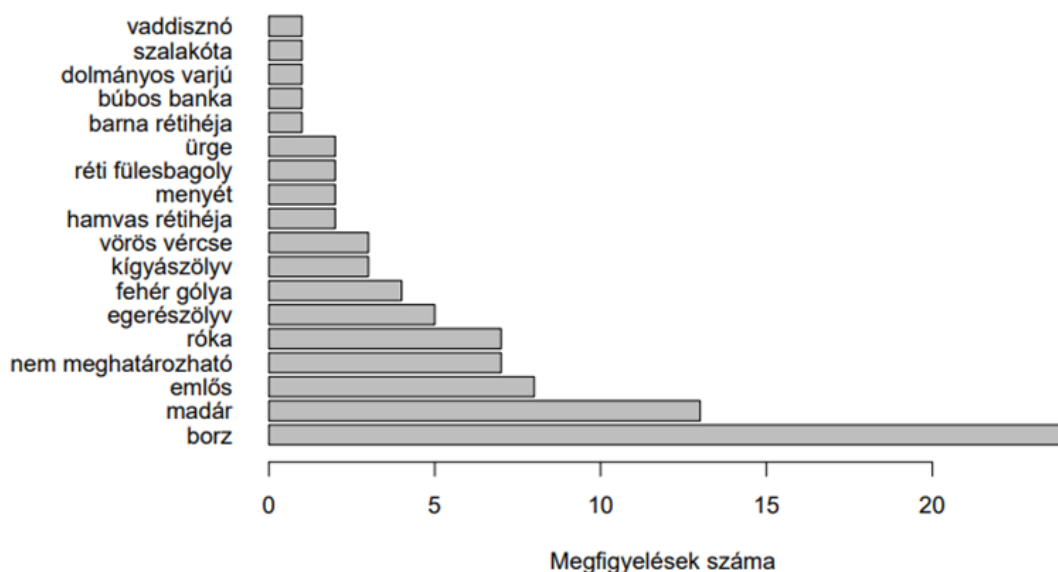
Az adatbázisban szerepelnek a KNPI által, 2020-2024 között közreműködéssel gyűjtött, a ragadozó és hulló monitoring során megfigyelt predációs események. További saját kutatási adataim is bekerültek a borz- és rókaürülékben talált vipera maradványok, valamint a ragadozómadarak fészkeiből gyűjtött csigolya-maradványok, amelyek részletes bemutatására a 2.2. és 2.3. fejezetekben kerül sor. A rákosi vipera kiskunsági élőhelyein, 2021 és 2022 májusában elvégeztük a

ragadozómadarak ragadozásának megfigyelését. A terepi megfigyelők dokumentálták a jelenlévő fajokat, tartózkodási idejüket és prédáikat.

2.1.3. Eredmények

Az adatgyűjtés során összesen 87 prédációval kapcsolatos megfigyelést azonosítottam, amelyek 86%-a elpusztult vipera egyedek maradványaira vonatkozott. Az esetek 92% -ában volt azonosítható a ragadozó. Ezen felül, 41 vipera maradvány került elő ürülék- és köpetmintákból. Az adatok alapján 15 ragadozófajt azonosítottunk, amelyek rákosi viperát zsákmányoltak (2.1.1. ábra).

A borzoktól származott a legtöbb észlelés, melyet ürülékvizsgálatok támasztottak alá (lásd 2.2. fejezet). Az egerészölyv volt a leggyakrabban regisztrált ragadozómadár, amelynek szerepét a fészkekben talált csigolyák is megerősítették (lásd 2.3. fejezet).



2.1.1. ábra. A rákosi vipera prédáció megfigyelések ragadozók szerinti gyakorisága

2.1.4. Diskusszió

A rákosi vipera maradványai túlnyomórészt borz ürülekéből (Móré et al., 2022, lásd 2.2. fejezet) kerültek elő. Opportunista ragadozóként borzok és a rókák más védett állatokat, valamint földön fészkelő madarak fiókáit és tojásait is fogyaszthatják (Purger et al 2012), így meglehetősen nagy a természetvédelmi károsító hatásuk. E két szőrmes ragadozó a rákosi viperák élőhelyein és közvetlen környezetükben található leggyakoribb mezopredátorok vagyis közepes méretű ragadozók. Azonosított ragadozómadarak közül az egerészölyv és a vörös vércse zsákmányolhat leggyakrabban rákosi viperát, táplálékforrás tekintetében opportunisták és generalisták. Az egerészölyv nem vadászható, védett ragadozó madarunk. Szinte az ország egész területén elterjedt fészkelő, bármilyen fás vegetációban otthonra talál. Ahol nem túl magas a növényzet ott zsákmányt talál. 2021-es évben a becsült állománya Bács-Kiskun megyében 5579 egyedre volt tehető, (Országos Vadászati Adattár, OVA). A vörös vércse (*Falco tinnunculus*), mint a másik leggyakoribb ragadozómadarunk, szintén bárhol képes fészket építeni, elfoglalja a dolmányos varjú (*Corvus cornix*) és szarka (*Pica pica*) fészkeket is. Állománya a 70-es években 600-700 pár volt (Bécsy és Keve 1977), 1990-as években már 3000-4000 pár alkotta a magyarországi állományt, köszönhetően a mérgezések megszűnésének (Magyar et al, 1998) és a hatásos madárvédelemnek. A 2010-es években állományát már 7000 párra becsülték. A hamvas rétihéja esetében a dokumentált megfigyelés, amint hím egyed rákosi viperát zsákmányol, melyet a tojó számára vitt. Ez az esemény egy ismert rákosi vipera élőhelyen történt, ami a predáció közvetlen bizonyítékát adta. Hasonlóképpen, a réti fülesbagoly (*Asio flammeus*) köpetében, 2013-ban talált rákosi vipera maradványok azt sugallták, hogy a bugaci Szekercés-szék nevű területen is előfordul a vipera, amit később 2017-ben sikerült megerősíteni élő rákosi vipera példány dokumentálásával.

A megfigyelések között feltűnik a közönséges ürge is. Két esetben rögzítettünk megfigyelést elpusztult viperáról rágás nyomokkal ürge járat bejáratánál.

Valószínűleg az ilyen esetek az ürge védekező magatartásának eredményei, de más kutatásból ismert az ürge állati fehérje fogyasztása (Ramos-Lara et al., 2014). A vaddisznók (*Sus scrofa*) éjszakai táplálékkereső túráikkal átforgatják a gyepstruktúrát nem kímélve ezzel a megtelepedett védett növényeket, talajlakó gerincteleneket vagy gerinceseket (Graitson et al., 2018). A kiskunsági vipera élőhelyeken a vaddisznók korábban nagy területeket túrtak át, viszont csak egyetlen megfigyelés érkezett vaddisznó túrásban talált szét harapdált rákosi vipera maradványokról. Ma már a felső-kiskunsági élőhelyek vaddisznó-kizáró kerítéssel vannak körbe véve.

Egyes ragadozó fajok esetében, még nem sikerült bizonyítani a ragadozást, de más európai viperafaj predációjáról ismertek megfigyelések. A fácán (*Phasianus colchicus*), mint széles körben elterjedt vadászható apróvad, jelentős állományokkal rendelkezik az ország egész területén. A fácánok életük korai szakaszában jelentős mennyiségű állati fehérjét fogyasztanak (Dimond et al., 2014), egy juvenilis rákosi vipera számukra megfelelő táplálékforrást jelenthet. Emellett a kijárós házi macskák (*Felis silvestris catus*) globális problémát jelentenek a hullópopulációk számára. Francia és olasz kutatások szerint zsákmányuk jelentős részét hullók alkotják, melynek aránya 8-21% között mozog (Castaneda et al., 2023; Mori et al., 2019). Vizuális és vadkamerás megfigyeléseink is alátámasztották, hogy a házi macskák gyakran jelennek meg a rákosi vipera élőhelyein.

A rákosi vipera fennmaradását jelentős mértékben befolyásolja a természetes ellenségeinek jelenléte és tevékenysége. Az eredmények azt mutatják, hogy a rákosi vipera természetes ragadozóinak széles köre komoly kihívást jelent a faj megőrzése szempontjából, amely további kutatásokat és célzott beavatkozásokat tesz szükségessé.



2.2.1. ábra. Közepes testű emlős ragadozók: eurázsiai borz (fent, fotó: Móré Attila), vörös róka (lent, fotó: Móré Attila)

2.2. Az eurázsiai borz és a vörös róka rákosi vipera predációja

2.2.1. Bevezető

A rákosi vipera populációs trendjével ellentétben (Ujvári et al., 2000, Péchy et al., 2015), a közepes méretű ragadozók denzitása az elmúlt évtizedekben jelentősen megnőtt az egész mérsékelt égövi zónában (Márton et al., 2016, Krofel et al., 2017). A csúcsragadozók populációinak kihalása vagy csökkenése jelentős változásokat idézett elő a táplálékhálózatokban, növelve a közepes méretű ragadozók (2.2.1. ábra) sűrűségét, ahogyan azt a mezopredátor felszabadulás hipotézis (mesopredator release hypothesis) is magyarázza (Soulé et al., 1988). Emellett egyes közepes méretű ragadozók populációi jelentősen növekedtek a veszettség elleni oltási kampányok eredményeképpen (Freuling et al., 2013). Eddig kevés ismeret állt rendelkezésre az őshonos (nem őshonos és nem inváziós) emlős ragadozók hulló populációkra

gyakorolt hatásáról. Graitson et al. (2018) vizsgálata kimutatta Belgiumban, hogy ahol a vaddisznók állománya magas, a keresztesvipera (*Vipera berus*) állománya jelentősen lecsökkent. Ennek oka nemcsak a közvetlen predáció, hanem az is, hogy a vaddisznók degradálják a viperák élőhelyeit, többek között, megsemmisítve búvóhelyeiket.

Ezzel szemben azokon a területeken, ahol a vaddisznók nem voltak jelen, a vipera-populációk stabilak maradtak. Emblidge et al. (2015) kutatása hasonló hatásokat mutatott ki az amerikai borz (*Taxidea taxus*) és a kaliforniai üregteknős (*Gopherus agassizii*) kapcsolatában. A borzok a Mojave-sivatagban gyakran fogyasztottak teknősöket, jelentősen csökkentve a populáció méretét. Összességében mindkét kutatás rámutat arra, hogy a predáció súlyos veszélyt jelenthet a veszélyeztetett hullófajokra és arra, hogy a megfelelő természetvédelmi intézkedések nélkül populációik tovább csökkenhetnek.

Feltételezhető, hogy a potenciális “vipera ragadozók” korábbi előfordulása Magyarországon lényegesen alacsonyabb volt (Reason et al., 1993, Heltai et al., 2001), ami valószínűleg alacsony predációs nyomást eredményezett a hazai rákosi vipera populációkra, azonban ez az utóbbi évtizedekben a ragadozók állománynövekedésével biztosan megváltozott. Eddig nem készült vizsgálat annak a kvantifikálására, hogy mekkora predációs nyomást gyakorolnak a mezopredátorok a rákosi vipera állományaira. Ezért ebben az esettanulmányban a mezopredátorok által kifejtett predációs nyomást vizsgáljuk a kiskunsági rákosi vipera állományokra a potenciális emlős mezopredátorok ürülékmintáinak elemzésén keresztül. Célunk a következő kérdések megválaszolása volt: Zsákmányolnak-e rákosi viperát vörös rókák és/vagy európai borzok? Jelentős fenyegetésnek tekinthető-e a vörös rókák és/vagy európai borzok predációja a rákosi vipera populációkra nézve?

2.2.2. Anyag és módszer

A vizsgálati terület a Kiskunságban található Bócsa-bugaci homokpuszta volt, ami Magyarországon a második legnagyobb rákosi vipera populációnak az élőhelye. A terepi mintagyűjtés kezdeti szakaszában (2018 júniusában) négy napot töltöttünk az eurázsiai borz latrináinak és a vörös rókák ürüléklerakó helyeinek felkutatásával. Véletlenszerűen bejártuk a rákosi vipera élőhelyeket, és az erdőszéleket, kb. 3000 ha területet lefedve. A latrinák és ürüléklerakó helyek GPS koordinátáit rögzítettük, és 2018. június és 2019. április között kétheti rendszerességgel ellenőriztük. Minden észlelt ürülék mintát begyűjtöttünk, és az ezekből származó adatokat későbbi elemzések során felhasználtuk (2.1. táblázat).

Az ürülékmintákat száraz (szilikagélben) és hideg (2–5°C) körülmények között tároltuk a feldolgozásig. A feldolgozást a Jędrzejewska és Jędrzejewski (1998) által leírt protokollok szerint végeztük el: 1) az ürülékminták súlyát megmértük, 2) a táplálék összetevőket azonosítottuk és csoportokba rendeztük, a legtöbb taxonómiai csoport esetében rend szinten, a hullók esetében pedig fajszinten meghatároztuk, majd 3) lemértük (0,01±0,005 g pontossággal). A táplálékösszetevők csoportosítása az előzetes ürülék minta-vizsgálatok és a kutatás kérdésfeltevései alapján történt, és a következő kategóriákba soroltuk őket: 1) növények (levelek, húsos gyümölcsök maradványai és magvak), 2) gerinctelenek (földigiliszták sörtéi, ízeltlábúak kitines maradványai), 3) nem hulló gerincesek (madártollak, emlősök szőre vagy csontjai), 4) rákosi vipera (testdarabok, csontok és pikkelyek), 5) egyéb hullók (rákosi viperán kívüli hullók testdarabjai, csontjai és pikkelyei). A kígyók háti pikkelyeinek azonosítása a pikkelyeken található él jelenléte vagy hiánya alapján történt: a rézsikló esetében hiányzik, míg a vízisikló (*Natrix natrix*) és rákosi vipera esetében jelen van. Az éllel rendelkező háti pikkelyeket és hasi pikkelyeket fajszinten azonosítottuk összehasonlító anyagok (levedlett bőrök és teljes tetemek) felhasználásával. A csontokat (csigolyákat) Venczel (2000) kulcsa alapján azonosítottuk.

A ragadozók táplálék összetételét az előfordulás relatív gyakorisága (%O vagy RFO) és a fogyasztott biomassa százalékos aránya (%B) alapján jellemeztük. A %O azokat a ritka vagy kis méretű, puhatestű zsákmányokat emeli ki, amelyek kis mennyiségben fordulnak elő. A %B az elfogyasztott zsákmány élő biomasszájának becslésére szolgál, amely a zsákmánydarab/csoport/étrendi összetevő száraz tömegére alapozva történik, és amelyet konverziós vagy korrekciós tényezőkkel szorzunk meg ($\times 14$ növények, $\times 5$ ízeltlábúak, $\times 18$ hullók és $\times 23$ emlősök), mivel a nagyobb testű zsákmányok maradványai csak korlátozottan haladnak át a ragadozók emésztőrendszerén (Jędrzejewska és Jędrzejewski, 1998). A %O és %B értékeket havi rendszerességgel számítottuk ki a mintavétel ideje alatt, az R statisztikai szoftver használatával (R Core Team 2019).

2.2.3. Eredmények

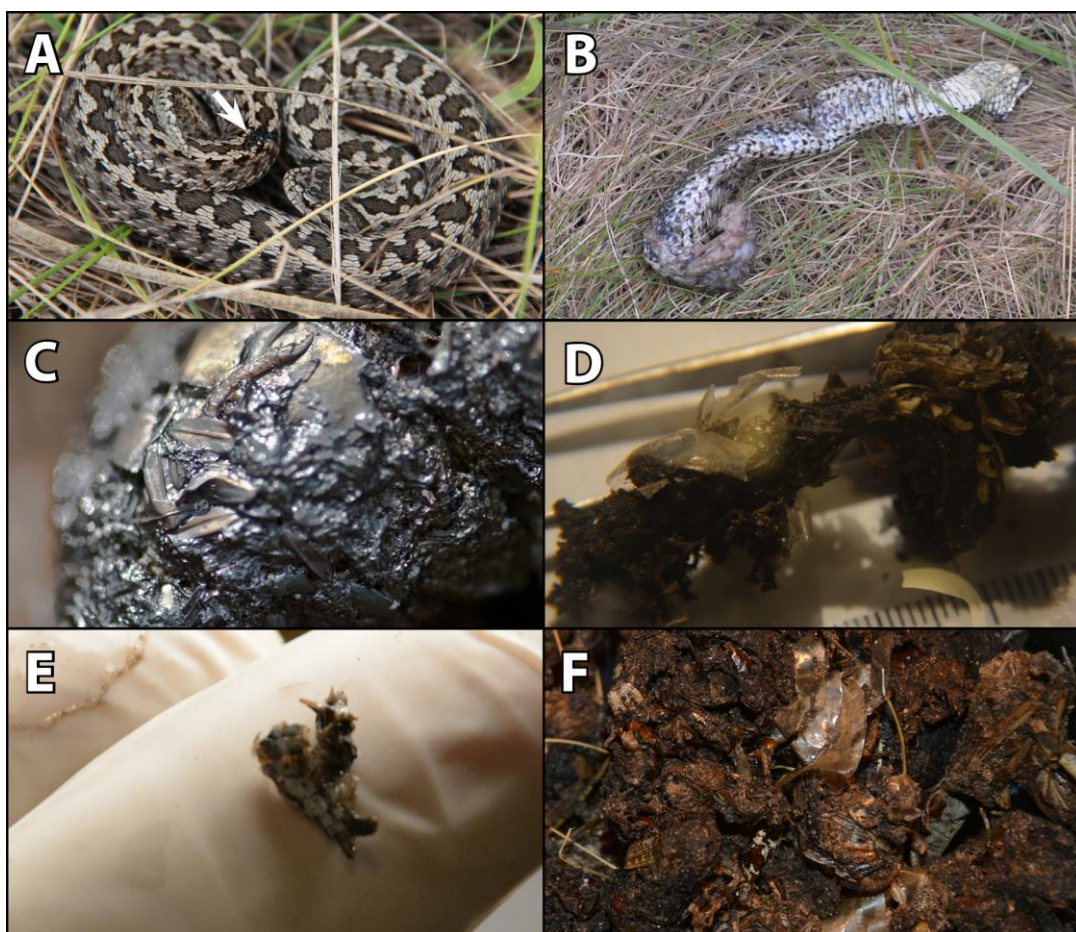
A terepi bejárás során hat borz latrinát azonosítottunk, amelyekből a vizsgálati időszak alatt rendszeresen gyűjtöttünk mintákat. Ezzel szemben, róka ürüléket csak két hónapban, júniusban és augusztusban találtunk. Összesen 69 borz és 11 róka ürülék mintát sikerült gyűjteni és vizsgálni a kutatásban (2.2.1. táblázat).

		2018							2019		SUM
		Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.	Jan.	Feb.	
vörös róka	gyűjtött ürülékminták	9	0	2	0	0	-	0	-	0	11
	vipera maradványt tartalmazó ürülékminták	8	0	2	0	0	-	0	-	0	10
eurázsiai borz	gyűjtött ürülékminták	1	7	34	9	10	-	3	-	5	69
	vipera maradványt tartalmazó ürülékminták	0	3	14	1	3	-	1	-	1	23

2.2.1. táblázat. A vizsgálati időszak alatt gyűjtött ürülékminták megoszlása

A borz ürülékekben a rákosi vipera maradványait a minták 33,3%-ában mutattuk ki. Ez a préda az egész vizsgálati időszakban jelen volt a mintákban, a téli időszakot is beleértve (2.2.2. ábra). A róka ürülékek esetében, a minták 90,1% tartalmazott vipera maradványokat, amelyek feltételezhetőleg három róka egyedtől származtak. A mintákban talált vipera maradványok (pikkelyek, csontok) mérete alapján megállapítható, hogy az esetek 86,7%-ában adult vipera egyedek, míg a maradék 13,3%-ban fiatal vipera egyedek estek predáció áldozatául. A közepes testű ragadozók aktív életmódja összefügg a viszonylag gyors anyagcseréjükkel (Lanszki 2012). Így feltételezhetjük, hogy a különböző mintavételi alkalmak során gyűjtött ürülékmintákban eltérő vipera egyedek maradványai szerepeltek. Ebből arra

következtethetünk, hogy a vizsgálati időszakban a borzok és a rókák legalább 34 rákosi viperát zsákmányoltak, kizárólag a vizsgált minták alapján. Ezek az eredmények bizonyítékként szolgálnak arra, hogy mind a borzok, mind pedig a rókák jelentős predációs nyomást gyakorolnak a rákosi vipera populációjára.

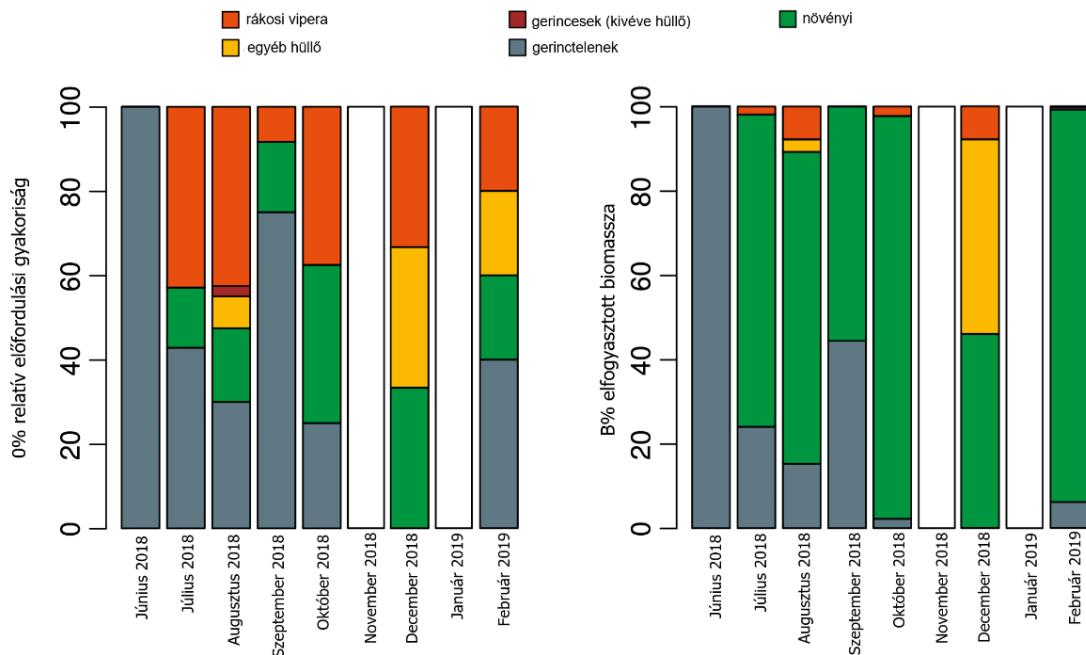


2.2.2. ábra. Hegesedett sérülés élő rákosi viperán (A; fotó: Rák Gergő), róka kotoréknál talált vélhetően kölyköknek visszaöklendezett rákosi vipera tetem (B; fotó: Móré Attila), rákosi vipera hasi és háti pikkelyei eurázsiai borz ürülékében, ahogy terepen találtuk (C; fotó: dr. Mizsei Edvárd), vipera pikkelyek és csontok eurázsiai borz ürülékében (D-E; fotó: Móré Attila), vipera és csapócserebogár maradványai eurázsiai borz ürülékében (F; fotó: Móré Attila)

A borz táplálék-összetétele szezonális mintázatot mutatott a vizsgálati időszak alatt (2.2.3. ábra). Az ízeltlábúak közül a bogarak rendjébe tartozó fajok (*Coleoptera*) voltak a leggyakoribbak: legnagyobb mennyiségben a csapó cserebogár (*Polyphylla*

fullo) imágói és lárvái, valamint a közönséges holdszarvú ganajtúró (*Copris lunaris*) imágói voltak, amit gyakoriságban az egyenesszárnyú (*Orthoptera*) rendbe tartozó rovarok követtek. Rákosi vipera maradványok az egész vizsgálati időszakban jelen voltak a mintákban, kivéve a júniusi mintákat. Más hullófajok, a zöld gyík (*Lacerta viridis*), a fűrgye gyík (*Lacerta agilis*), a homoki gyík (*Podarcis tauricus*) és a rézsikló (*Coronella austriaca*) a nyár végén és a téli hibernációs időszakban jelentek meg a mintákban, a rákosi vipera mellett. A biomassa-becslés alapján, a borzok által elfogyasztott biomásszának 3,8%-át tette ki a rákosi vipera.

A mintavételi időszak alatt nem tudtuk pontosan felmérni a rókák táplálékának szezonális változását a korlátozott ürülék minták miatt, azonban a talált a minták alapján kijelenthető, hogy a hullók nagy arányban vannak jelen a rókák táplálkozásában.



2.2.3. ábra. A borzok táplálékösszetétele és elfogyasztott biomassa összetétel havi bontásban. (Az üres oszlopok hónapjában, nem történt mintagyűjtés).

2.2.4. Diskusszió

A rákosi vipera a borz és a róka gyakori prédája, amint azt a két ragadozó által vizsgált ürülékmintákban fellelt vipera maradványok magas aránya is mutatja. Eredményeink alátámasztják azt a feltételezést, hogy a rákosi viperára a generalista emlős mezopredátorok rendszeresen vadásznak, annak ritkasága és rejtett életmódja ellenére is. A populációk kihalásának kockázata akkor növekszik meg, amikor a mortalitás mértéke meghaladja a szaporulatét, tehát a populáció növekedési rátája negatív lesz, például az élőhely minőségének romlása vagy a predációs nyomás növekedése miatt (Peterson, 1994). A nem őshonos és invazív emlős ragadozók által okozott predációs nyomás növekedésének negatív hatása jól dokumentált (Hilton és Cuthbert, 2010), ugyanakkor az őshonos emlős fajok is képesek katasztrofális prédapopulációcsökkenéseket előidézni (Kurz et al., 2011, Darst et al., 2013, Dinkins et al., 2016). A ragadozó kontroll és a predációs kockázat kezelése jelentősen hozzájárulhat a veszélyeztetett fajok helyzetének javításához (Darst et al., 2013., Kirkwood et al., 2014).

A vizsgálat korlátjai közé tartozik a mintavétel szűk térbeli és időbeli kiterjedése, valamint a bevont ragadozófajok korlátozott száma. Mivel csak egyetlen rákosi vipera populációt vizsgáltunk, a mintavételezés térbeli replikációja hiányzik. Ezért az eredmények értelmezése és általánosítása óvatosságot igényel. A vizsgált minták egy kilenc hónapos időszakot öleltek fel, és lehetővé tették a borz táplálkozásának szezonális változásainak feltárását a vizsgált rákosi vipera élőhelyen. Ugyanakkor a róka ürülékmintái csak korlátozott számban álltak rendelkezésünkre, így a vonatkozó eredményeink csupán pillanatképet nyújtanak, korlátozva a szezonális mintázatok megismerését, de arra elegendőek voltak a viperák jelenlétének kimutatására táplálkozásukban. Továbbá, a mintavételt a tervezettnél korábban kellett befejeznünk, mivel az előzetes eredmények alapján döntés született a ragadozói gyérítés fokozásáról a vizsgált élőhelyen. Végül, a jelen munkában kizárólag emlős mezopredátorokra összpontosítottunk. A madár ragadozók által kifejtett ragadozás is

jelentős lehet, mivel más vizsgálatokban kimutatták, hogy jelentős szabályozói a hulló populációknak (Selås, 2011), így ez az esettanulmány nem terjedt ki a rákosi vipera összes lehetséges ragadozójára.

A vizsgálat egyik fontos eredménye, hogy a borz – táplálkozásának időbeli mintázata alapján – egész évben zsákmányol rákosi viperát, és ez nem korlátozódik a kígyók aktív időszakára. A borz téli hónapokban gyűjtött ürülmintáiban talált vipera maradványok arra utalnak, hogy a borzok tél során hibernáló hullókat is kiáshatnak. Ez a viselkedés jelentős mortalitási faktor lehet, mivel több vipera- és hullófajra jellemző a csoportos telelés (ez a rákosi vipera esetében egyelőre nem ismert), így egy ilyen predációs esemény egyszerre több egyed pusztulását is eredményezheti. Továbbá, a telelőhelyek elérhetősége limitált lehet, és a borzok ásása fizikailag is megsemmisíthet a fontos telelőhelyeket (Graves és Duvall, 1995). A hibernáció alatt lévő hullók zsákmányolását támasztja alá az is, hogy vizsgálatunk során egyetlen decemberben gyűjtött borz ürülmintában legalább 19 homoki gyík egyed maradványait találtuk meg. Más kígyófajok hiánya vagy ritkasága a vizsgált mintákban magyarázható azzal, hogy a vizsgálati területen jelen lévő más kígyófajok (vízisikló, rézsikló) alacsonyabb denzitással vannak jelen, mint a rákosi vipera.

Tanulmányunk eredményei azt sugallják, hogy az emlős mezopredátorok ragadozása az egyik legfontosabb jelenlegi fenyegető tényező lehet a vizsgált rákosi vipera populációra nézve. A vizsgált Natura 2000-es terület standard adatlapjában (SDF) bemutatott adatok szerint a helyi rákosi vipera populáció méretét összesen 70-110 egyedre becsülik. Az emlős mezopredátorok által okozott elhullások (legalább 34 vipera egyed a mintáinkban egy kilenc hónapos időszak alatt) arra utalnak, hogy a ragadozás valószínűleg a helyi vipera populáció jelentős részét érinti. A mintavétel során talált vipera maradványok alapján becsült vipera egyed szám egy minimum becslés. Ezenkívül valószínű, hogy nem azonosítottunk és mintáztunk minden emlős mezopredátor ürítő helyet a vizsgálati területen. Tehát feltételezhető, hogy a vizsgálati

időszak alatt a 34 egyednél lényegesen magasabb számú vipera egyedet ejtettek zsákmányul a területen előforduló ragadozók.

A rákosi viperáknak emlős mezopredátorokon kívül más ragadozóik is vannak. Következésképpen a dokumentált elhullások alapján valószínű, hogy a helyi vipera populáció mérete jelentősen meghaladja a korábbi becsléseket. A rejtett életmódú hullók populáció méretének becslése gyakran kihívást jelent, alacsony észlelhetőségű és korlátozott aktivitásuk miatt (Durso et al., 2011, Erb et al., 2015). A 2020 óta gyűjtött adatok alapján a rákosi vipera populációjának mérete legalább egy nagyságrenddel nagyobb lehet, mint azt a korábbi becslések, illetve az SDF jelezte. Máskülönb – ha a ragadozás valóban a viperapopuláció 31–48%-át érintette volna kilenc hónap alatt – a helyi állomány valószínűleg azonnali, predáció okozta összeomlás áldozatává vált volna.

Szisztematikusan gyűjtött adatok hiánya miatt korábban nem lehetett pontos becslést adni a rákosi vipera populációk demográfiai trendjeiről a vizsgálati területen, illetve a borz és a róka ragadozásának hatásáról. Helyettesítő mutatóként a viperák észlelési idejének növekedése (Péchy et al., 2015) jelezheti a populáció méretének csökkenését, még a „vipera-barát” élőhelykezelés és más természetvédelmi intézkedések ellenére is. A rákosi vipera populációk növekedésének elősegítése, valamint a rekonstruált élőhelyekre történő jövőbeli visszatelepítésének sikeressége érdekében hatékony ragadozókontrollra van szükség. A borz és a róka nem áll természetvédelmi oltalom alatt, mindkét faj hatékonyan csapdázható, illetve kerítéssel kizárható (Kirkwood et al., 2014).

A rákosi vipera populációk demográfiájának és életképességének vizsgálatához egy teljes ragadozókizárásra alkalmas, megfelelően kialakított, kontrollált területen végzett kutatásra lenne szükség a predációs nyomás hatásának pontosabb megértése érdekében.



2.3.1. ábra. Generalista egerészölyv (bal, fotó: Heckenast Ádám) és specialista kígyászölyv (jobb, fotó: Heckenast Ádám)

2.3. Ragadozómadarak rákosi vipera predációjának vizsgálata csigolyamaradványok azonosításával

2.3.1. Bevezető

A préda-predátor interakciók megértéséhez fontos meghatározni a predáció mértékét, egyes prédafajok diverzitását és gyakoriságát a táplálkozásban (Sinclair et al., 1998). Számos módszer áll rendelkezésre ennek vizsgálatára, eltérő hatékonysággal. A ragadozó fajok közvetlen megfigyelése alkalmas az aktivitás becslésére, azonban a predációs események megfigyelése intenzív ráfordítás mellett is ritka lehet. A kameracsapdázás egy lehetséges módszer a ragadozók és prédáik abundanciájának becslésére, de nem feltétlenül tükrözi a predáció gyakoriságát az adott prédafajokon

(Burton et al., 2015). A ragadozók hullatékából sok préda faj azonosítható morfológiai módszerekkel (Stoetzel et al., 2021), ezek mellett egyre népszerűbbek a molekuláris módszerek, mint a DNS-vonalkód alkalmazása (Zeale et al., 2011) és a mutagenom szekvenálás (Paula et al., 2015), amelyek drágábbak, mint a hagyományos morfológiai módszerek, de nem igényelnek specialistákat a határozáshoz (Mumma et al., 2016). A kígyó prédák esetében, a csigolyák a test azon részei, amelyek a legkönnyebben visszanyerhetők a ragadozók táplálékmaradványaiból, mivel egyetlen példányban is nagy számban találhatóak, és viszonylagos keménységük révén jól megőrződnek (Ratnikov et al., 2004; Ikeda, 2007).

A morfológiai jellemzők rögzítése vizuális értékeléssel történhet, ami időigényes és szakértőt igényel, míg a morfometriai módszerek pontosabbaknak és ismételhetőnek bizonyultak (Mutanen & Pretorius, 2007). A klasszikus morfológiai módszerek általában távolságokat és nagyságokat vizsgálnak, míg a geometriai morfometria koordináta adatokkal dolgozik és az alakot írja le (Mutanen & Pretorius, 2007). Mindezek miatt a geometriai morfometria alkalmazása a biológia számos területén, így a herpetológiában is egyre népszerűbbé vált kifejlesztése óta (Adams et al., 2004). A herpetológiában többek között adaptív alaki mintázatok, fenotípusos plaszticitás és szexuális dimorfizmus vizsgálatára használják (Kaliontzopoulou, 2011). Emellett ez egy hatékony, olcsó és objektív módszer a fajspecifikus azonosításra, amely egyes esetekben pontosabb lehet, mint a DNS-szekvenálás (Ibañez et al., 2007; Sauer et al., 2020; Chaiphongpachara et al., 2022).

Ennek a vizsgálatnak a célja egy geometriai morfometriai azonosítási módszer kifejlesztése a rákosi vipera élőhelyein előforduló kígyófajok csigolyamaradványainak meghatározására. Ezen új megközelítés hatékonyságát szimulációkkal teszteljük, majd a módszert alkalmazva a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein és azok közelében található kígyászölyv-, egerészölyv- és hamvas rétihéja-fészkekből származó minták alapján azonosítjuk a kígyócsigolyákat.

2.3.2. Anyag és módszer

Vizsgált ragadozómadarak melyek előfordulnak a rákosi viperás élőhelyeken is: Az egerészölyv (2.3.1. ábra) nagy számban jelen van a vizsgálati területeken, és ismert ragadozója a rákosi viperának. Generalista ragadozó, melyek költési időszakban 1–2 km²-es vadászterületet használnak, és 2–3 fiókat nevelnek fel (Haraszthy, 2022). Téli időszakban lokalizáltuk a fészkeket, amikor a lomb hiány segített a észlelésben.

A hamvas rétihéja szintén gyakori faj a területeken, és megfigyelték már, hogy rákosi vipera egyedek zsákmányolt. Opportunista ragadozó, elsősorban gyíkokat, ritkábban kígyókat fogyasztanak. Vadászterületük 8–17 km²-es lehet, és sikeres fészkekben átlagosan 1–3 fióka kel ki (Turny et al., 2022). A szülőmadarak viselkedésének megfigyelésével azonosítottuk fészkeiknek pozícióját a talajon.

A kígyászölyv (2.3.1. ábra) kifejezetten kígyókra specializálódott ragadozó. Néhány egyed fészke közel helyezkedik el a rákosi vipera élőhelyekhez, de sokkal ritkábbak, mint a másik két említett ragadozómadár faj. Vadászterületük nagyobb, általában 16–30 km², de akár 100 km² is lehet, és egy fiókat nevelnek fel (Papp et al., 2022). Fészkeiket a költési időszakban, a szülőmadarak megfigyelésével és a fióka nevelési időszakban határoztuk meg.

Feltételezett préda fajok a vizsgálatban; a rákosi vipera a vízisikló és a rézsikló.

A gyűjtés során minden csigolyamaradványt kigyűjtöttünk a fészkekből és a köpetekből, majd állapot alapján tisztítottuk és forrás alapján rendszereztük a kígyócsigolyákat (Venczel, 2000).

Egy új módszert dolgoztunk ki a kígyócsigolyák azonosítására, amely lineáris diszkriminancia-analízisen (LDA) alapul, és geometriai morfometriai megközelítést alkalmaz. A módszer lényege, hogy ismert fajhoz tartozó csigolyák jellegzetes pontjainak segítségével tanítottuk be a modellt, majd ennek alapján határoztuk meg az ismeretlen minták fajhoz tartozásának valószínűségét. Mivel a ragadozómadarak fészkeiből és köpeteiből származó csigolyák gyakran sérültek, az azonosítási folyamatot úgy alakítottuk ki, hogy az LDA illesztése előtt a betanító adathalmazból

is eltávolítottuk a hiányzó jellegzetes pontokat. Az azonosítás során minden LDA-modellhez pontossági sorrendet készítettünk, és a folyamat végén meghatároztuk az ismeretlen minták fajazonosságának valószínűségét, valamint az azonosítás specifikusságát és érzékenységét, amelyek a módszer megbízhatóságát jellemzik. Az ismeretlen csigolyák azonosításához először egy adatbázist hoztunk létre, amely ismert példányokból (betanító adathalmaz) és ismeretlen csigolyákból állt. Az ismeretlen csigolyák ragadozómadarak fészkeiből és köpeteiből származtak (ismeretlen adathalmaz). Ehhez fókuszrétgazott makró fotókat készítettünk a csigolyák ventrális oldaláról, egy Nikon D600 fényképezőgéppel és Micro-Nikkor 55 mm f/2.8 objektívvel, manuális üzemmódban (1/200 mp, f/13 rekeszérték), valamint Nikon R1C1 Dual SB-R200 vakuval.

Összesen 939 csigolyát fotóztunk le, amelyek a Magyar Természettudományi Múzeum gyűjteményéből származtak.

A képek összeállítását a CombineZP szoftverrel végeztük (Hadley, 2010).

Mindhárom faj esetében külön kezeltük a preszakrális és kaudális csigolyákat, mivel azok, jelentős morfológiai eltéréseket mutattak. A preszakrális csigolyákhoz 15, a kaudális csigolyákhoz 16 jellegzetes pontot határoztunk meg (2.3.2. ábra), majd ezek koordinátáit minden csigolyánál az ImageJ 1.53e szoftver (Schneider et al., 2012) segítségével rögzítettük.

Azonosítási folyamat:

1. Adathalmazok egyesítése és csigolyatípus szerinti alcsoportok létrehozása

Az ismeretlen csigolyák azonosításához először összevontuk a tanult és az ismeretlen adathalmazokat, majd csigolyatípus szerint alcsoportokat hoztunk létre (preszakrális és kaudális csigolyák). Ez a megkülönböztetés kulcsfontosságú, mivel az alak és a jellegzetes pontok száma eltér, így pontos azonosításukhoz külön elemzést kellett végezni.

2. Hiányzó jellegzetes pontok kezelése

A hiányos példányok problémáját úgy kezeltük, hogy a csigolyákat teljességi szintjük szerint kategorizáltuk, majd a hiányzó jellegzetes pontok alapján alcsoportokat hoztunk létre. Ha egy jellegzetes pont hiányzott az ismeretlen mintákból, akkor azt a tanult adathalmazból is eltávolítottuk, biztosítva az összehasonlíthatóságot és pontosabb elemzést.

3. Adatstandardizálás Prokrusztész-analízissel (GPA)

A csigolyák alakbéli eltéréseinek pontos összehasonlításához általánosított Prokrusztész-analízist (GPA) alkalmaztunk a geomorph csomag gpagen függvényével (Baken et al., 2021; Adams et al., 2022). A GPA eltávolította a méretből, elhelyezkedésből és orientációból adódó eltéréseket, így minden példányt egy közös koordináta-rendszerbe igazított, lehetővé téve a formák közvetlen összehasonlítását.

4. LDA alkalmazása és csoporttagság előrejelzése

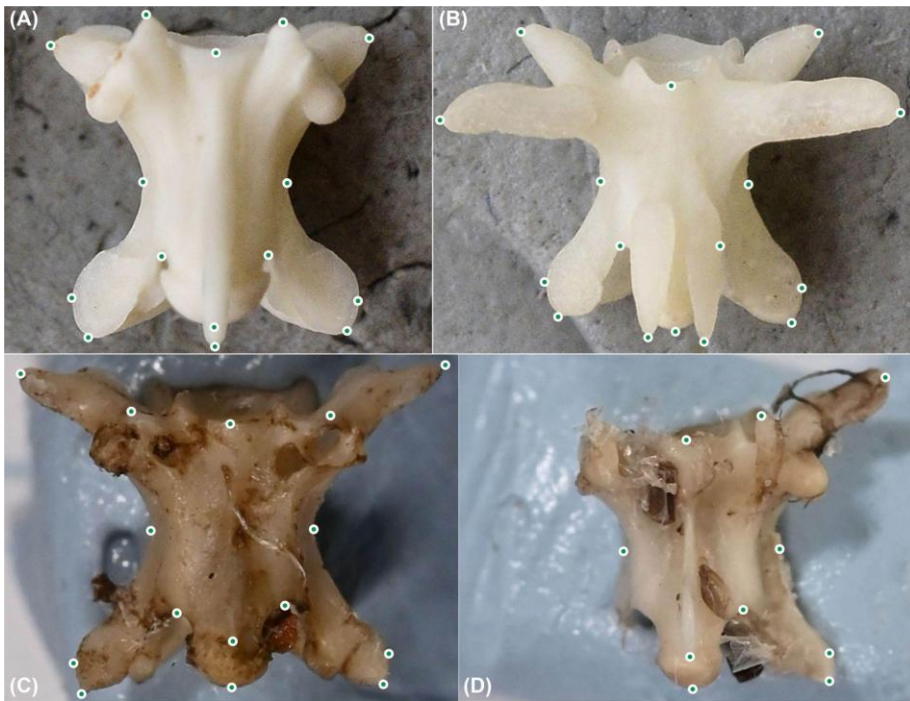
A standardizált adathalmazon lineáris diszkriminancia-analízist (LDA) végeztünk, amely segítette a fajok elkülönítését a jellegzetes pontok mintázata alapján. A modellt az MASS csomag lda függvényével tanítottuk be (Venables és Ripley, 2002), az ismeretlen minták csoporttagsági valószínűségét pedig a stats csomag predict függvényével határoztuk meg.

5. LDA teljesítményértékelése

A modell pontosságát keresztábrázatokkal és a caret csomag confusionMatrix függvényével vizsgáltuk (Kuhn, 2008). Az LDA érzékenységének és specifikusságának értékelése segített meghatározni, mennyire képes helyesen azonosítani az egyes csigolyatípusokat.

A módszer hatékonyságának tesztelése érdekében szimulációkat hajtottunk végre, amelyek során véletlenszerűen generáltunk hiányos - kevesebb referencia ponttal rendelkező - mintákat a tréningadatokból. A szimulációk 0–75%-os hiányossági szinteken történtek, 5%-os lépésekben. Továbbá meghatároztuk a modell

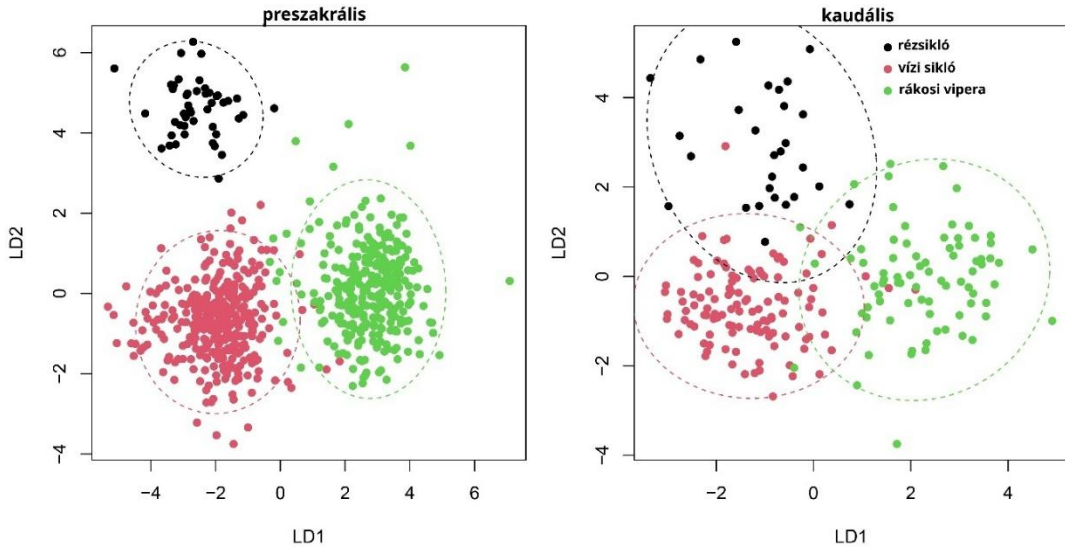
érzékenységét, specifikusságát a preszakrális és kaudális csigolyák esetében, majd ezeket ábrázoltuk. Az érzékenység annak valószínűségét jelzi, hogy egy csigolya helyesen kerül az adott fajhoz. A specifikusság pedig annak valószínűségét mutatja, hogy egy csigolya nem kerül tévesen egy adott fajhoz.



2.3.2. ábra. Referencia jelölő pontok (A,B) és fészekanyagból gyűjtött (C,D) preszakrális (A,C,D) és kaudális (B) rákosi vipera csigolyákon

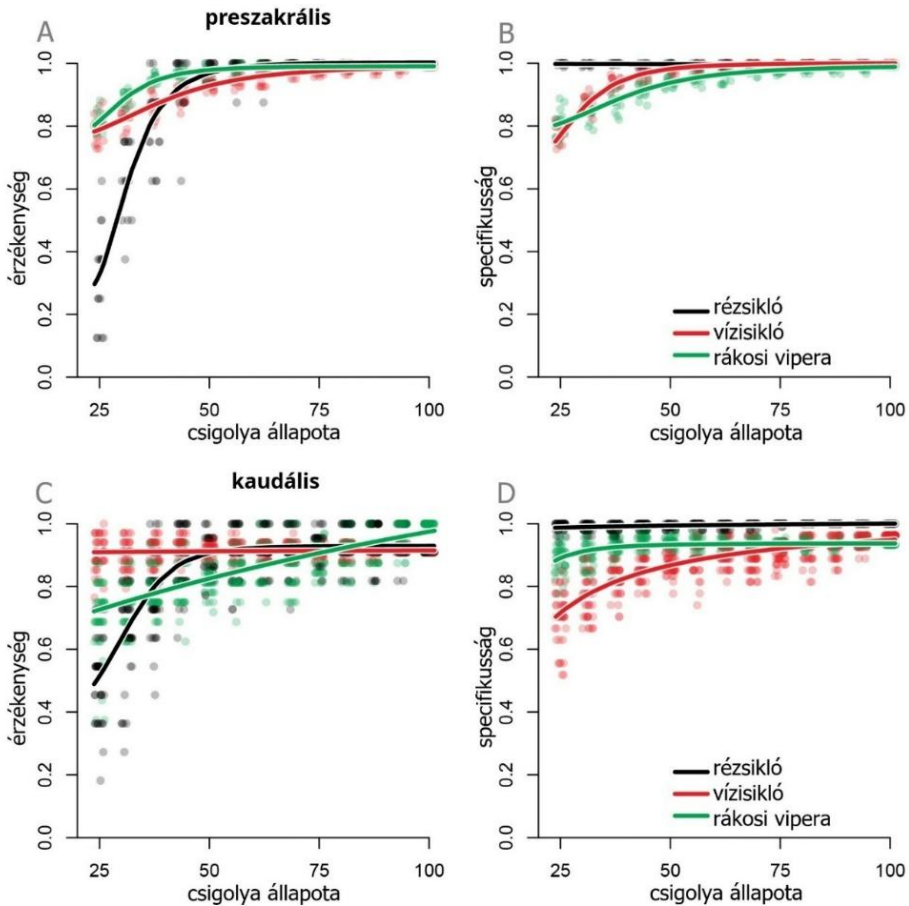
2.3.3. Eredmények

A lineáris diszkriminancia-analízis (LDA) szerint a fajok csigolyái között geometriai morfometrikus különbségek mutathatók ki (2.3.3. ábra). A preszakrális csigolyák esetében a fajok elkülönítése határozottabb, csak a rákosi vipera és a vízisikló esetében figyelhető meg némi átfedés. A kaudális csigolyák esetében nagyobb az átfedés a fajok között és a pontok kevésbé összefüggőek, ami a kaudális csigolyák nagyobb morfológiai variációját jelzi.



2.3.3. ábra. Referencia csigolyák lineáris diszkriminancia analízise

A preszakrális csigolyák esetében az azonosítás érzékenysége és specifikussága mindhárom fajnál legalább 90% maradt, amennyiben a csigolya teljessége elérte vagy meghaladta a 75%-ot (12 a 16 jellegzetes pontból; 2.3.4. ábra). 50%-os vagy annál kisebb csigolya teljességnél minden érték jelentősen csökkent – különösen a rézsikló érzékenysége –, kivéve a rézsikló specifikusságát, amely továbbra is közel 100%-on maradt. A rákosi vipera érzékenysége enyhén magasabb volt, mint a vízisikkóé, míg a specifikusság esetében fordított tendencia volt megfigyelhető. A rézsikló esetében a szimulációk során nagyobb eltéréseket tapasztaltunk. A kaudális csigolyák esetében az értékek szórtabbnak bizonyultak (2.3.4. ábra). 100%-os csigolya teljességnél az érzékenység és a specifikusság 90–100% között maradt mindhárom fajnál. A rákosi vipera és a vízisikkó értékei gyorsabban csökkentek alacsonyabb csigolya teljességnél, mint a preszakrális csigolyák esetében. Kivételt képezett a rákosi vipera specifikussága, amely viszonylag stabil maradt, bár kezdetben alacsonyabb értékről indult, valamint a vízisikkó érzékenysége, amely még 25%-os csigolya teljességnél is 90% körül maradt. A rézsikló specifikussága minden csigolya teljességi szinten közel 100% volt, míg az érzékenysége jelentősebb csökkenést mutatott, mint a többi fajé.

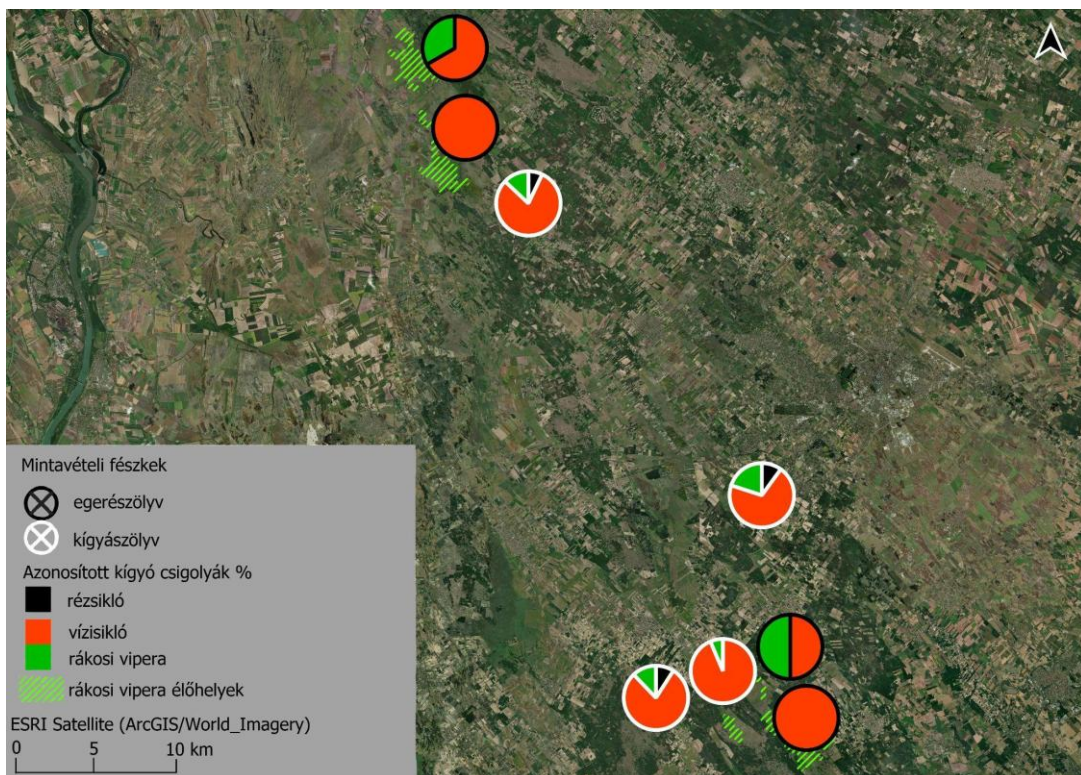


2.3.4. ábra. Preszacrális referencia csigolyák: A, azonosítás érzékenysége; B, azonosítás specifikussága. Farokcsigolyák: C, azonosítás érzékenysége; D, azonosítás specifikussága

Az átvizsgált tizenöt egerészölyv fészkekből 5 esetben találtunk kígyócsigolyákat 14 darabot. A vizsgált három hamvas rétihéja fészkekből nem kerültek elő kígyócsigolyák. Mind a négy kígyászölyv fészkekből összesen 191 kígyócsigolyát gyűjtöttünk. A szimulációs eredmények alapján elvetettük az azonosítási eredményeket azon ismeretlen csigolyák esetében, amelyek teljessége a preszacrális csigolyáknál 50%, a kaudális csigolyáknál pedig 80% alatti volt. Ezek a külső határok azért lettek kiválasztva, mert ezen a szinteken minden faj esetében következetesen elérték a 90%-os vagy annál magasabb specifikusságot. Ezzel a megközelítéssel az összes csigolya közül 10-et azonosítottunk rézsiklónak, 172-t vízisiklónak és 23-at

rákosi viperának. Az egerészölyv fészkekből gyűjtött csigolyák 85,7%-a vízisiklóhoz, 14,3%-a pedig rákosi viperához tartozott.

A kígyászölyv fészkekből és köpeteiből gyűjtött csigolyák 5,2%-a rézsikló, 83,8%-a vízisikló, és 11%-a rákosi vipera volt (2.3.5. ábra).



2.3.5.ábra. Fészkek elhelyezkedése, és csigolyák alapján beazonosított kígyófajok eloszlása a táplálékban

2.3.4. Diskusszió

Ebben a tanulmányban egy geometriai morfometriára épülő módszert dolgoztunk ki a kígyócsigolyák azonosítására, amely sikeresen osztályozta a mintákat a szimulációk során. Az eredmények azt mutatták, hogy a módszer alkalmas ismeretlen csigolyák azonosítására, és hatékonyan alkalmazható a ragadozómadarak táplálékmaradványainak vizsgálatára. A módszer különösen hasznos lehet a ritka zsákmányállatok, például kígyók azonosítására, amelyek maradványai gyakran

nehezen beazonosíthatók. A vizsgálataink igazolták, hogy a fészekanyagok és köpetek elemzése megbízhatóan feltárhatja a ragadozómadarak táplálkozási összetételét, és pontos adatokat szolgáltat a kígyópopulációk ökológiai szerepéről. A fajazonosítás pontossága 90% vagy annál magasabb volt, ha a csigolyák teljessége preszakrális csigolyák esetében legalább 50%, kaudális csigolyák esetében pedig legalább 80% volt. Ez az osztályozási arány rendkívül magas más, geometriai morfometriát alkalmazó tanulmányokhoz képest (Ibañez et al., 2007; Mutanen és Pretorius, 2007; Sauer et al., 2020). A módszer objektív és automatizálható, így a kígyócsigolyák azonosítása során megbízhatóbb és kevésbé szubjektív alternatívát kínál a hagyományos morfometriai eljárásokkal szemben. Bár a csigolyák szilárd szerkezetűek, gyakran sérülnek az emésztési folyamatok vagy környezeti hatások miatt, ezért az a képesség, hogy még hiányos állapotban is pontosan azonosíthatók, különösen előnyös. A vizsgálataink igazolták, hogy az egerészölyv és a kígyászölyv zsákmányol rákosi viperát, míg a hamvas rétihéja esetében nem találtunk kígyómaradványokat az elemzett mintákban. Bár származik megfigyelés, amely szerint a faj zsákmányolja a rákosi viperát, vélhetően különös ritka eset lehetett (lásd 2.1. fejezet). Eredményeink megerősítették, hogy a kígyászölyv elsősorban hüllőkre specializálódott, hiszen az összes vizsgált mintája tartalmazott kígyócsigolyákat. Az egerészölyv esetében ez az arány mindössze egyharmad volt, ami összhangban van generalista táplálkozásával (Haraszthy, 2022; Papp et al., 2022). A mintákban a leggyakoribb kígyófaj a vízisikló volt, amely ökológiailag is várható eredmény, hiszen a faj a kígyászölyvek elsődleges prédájának számít Magyarországon (Haraszthy, 2022).

Bár a módszer a szimulációk alapján pontos és megbízható eredményeket adott, bizonyos limitációk figyelembevételére is szükség van. A kaudális csigolyák nagyobb átfedést mutattak a fajok között, és intraspecifikus variabilitásuk is nagyobb, ami megnehezítheti az egyértelmű azonosítást. Ezzel szemben a preszakrális csigolyák általában könnyebben beazonosíthatók. A hiányos csigolyák azonosítása jelentős

kihívást jelenthet, különösen, ha a csigolya teljessége az elfogadható osztályozási határérték alá csökken.

A módszer továbbfejleszthető például a laterális és ventrális oldalak elemzésével, illetve a geometriai morfometria hagyományos morfometriai módszerekkel való kombinálásával. Célunk azonban az volt, hogy egy egyszerűen alkalmazható és hatékony módszert dolgozzunk ki, amely a természetvédelmi kutatásokban is praktikus. Mivel az egyoldali vizsgálati módszer kellően pontosnak bizonyult, a további elemzési formák beépítését nem láttuk indokoltnak.

Az eredmények azt mutatják, hogy a ragadozómadarak jelentős predációs nyomást gyakorolhatnak a rákosi viperára, bár ezt jelen vizsgálatunkban rendszerszinten nem mértük. Mivel a legtöbb madár generalista táplálkozású, a kígyók hőszabályozási viselkedését kihasználva potenciálisan veszélyeztethetik az alacsony egyedszámú viperapopulációkat, miközben nem csökkentik saját zsákmánybázisuk elérhetőségét. A ragadozó kontroll, a vertikális növény szerkezet helyreállítása, valamint a kiülőhelyek eltávolítása lehetséges természetvédelmi beavatkozások lehetnek a rákosi vipera védelmében.

A módszer további gyakorlati alkalmazásai:

Predációs nyomás becslése: Nem invazív módon lehetőség nyílt a ragadozók által használt fészkek, kotorékok és latrinák időszakos mintavételezésére, amely folyamatos adatgyűjtést biztosíthat az aktív időszakok alatt.

Fajspecifikus táplálkozási szokások elemzése: A minták feldolgozása után az azonosított csigolyák alapján felbecsülhető, hogy mely ragadozók, milyen helyszíneken és milyen gyakorisággal zsákmányolják az adott kígyófajt.

Időszakos érzékenység meghatározása: Az adatokat elemezve megállapítható, hogy mely időszakokban a legnagyobb a kígyók predációs kockázata, ami hozzájárulhat a célzott védelmi stratégiák kidolgozásához.

Az eredmények egyszerű statisztikai tesztekkel és többváltozós modellek segítségével is hatékonyan elemezhetők, tovább bővítve a módszer alkalmazási lehetőségeit.

2.4. Madarak általi predációs nyomás vizsgálata legeltetett és kaszált gyepeken

2.4.1. Bevezető

A természetes élőhelyek átalakítása – például szántóföldekké vagy kaszálókká – nemcsak élőhelyvesztést és fragmentációt eredményez, hanem izolálhatja is a populációkat, különösen azokat a fajokat, amelyek korlátozott terjedési képességgel rendelkeznek. Emellett az emberi tevékenység okozta élőhely-változások felboríthatják a ragadozó-préda kapcsolatok egyensúlyát és fenntarthatóságát is (Soulé et al., 1988). Ezért az emberi tevékenység okozta élőhely-változások és azok ragadozó-préda kapcsolatokra gyakorolt hatásának vizsgálata kulcsfontosságú a természetvédelmi stratégiák kidolgozásában, amelyek csökkenthetik a helyi kihalás kockázatát (Böhm et al., 2013; Dirzo et al., 2014).

A hüllők a világ legveszélyeztetettebb gerinces fajai közé tartoznak, és az élőhelyek átalakítása komoly kihívások elé állítja őket. A fajok 20%-át fenyegeti a lokális vagy globális kihalás veszélye, amelyhez az élőhelyek degradációja és elvesztése jelentős mértékben hozzájárul (Gibbons et al., 2000). A kígyók közül a viperák különösen sérülékenyek (Maritz et al., 2016); a fajok mintegy 20%-át a Nemzetközi Természetvédelmi Unió (IUCN) Vörös Listáján sebezhetőként, veszélyeztetettként vagy kritikusan veszélyeztetettként tartják nyilván (IUCN, 2024).

A gépi kaszálás különösen problémás a gyepterületeken élő, korlátozott mozgásképességű fajok számára, mint például a kígyók. A növényborítás hirtelen eltűnése miatt ezek az állatok elveszíthetik menedékeiket, növekedhet a predációs kockázat, csökkenhet a zsákmányállatok elérhetősége, és megváltozhatnak a mikroklimatikus viszonyok (Shine és Bonnet, 2000). Jelenleg a rákosi vipera élőhelyeit legeltetéssel vagy kaszálással kezelik, néhány területen pedig e kettő kombinációja is előfordul. A legeltetés optimális kezelési stratégiának tekinthető e faj számára (Mizsei et al., 2023), míg a kaszált gyepterületek „átmeneti élőhelyként”

funkcionálnak, mivel növelik a predáció kockázatát és a kaszálógépek okozta közvetlen mortalitást (Durbian, 2009; Tews et al., 2013; Deák et al., 2021; Mizsei et al., 2023), tovább gyorsítva ezzel a faj populáció csökkenését.

A gyurmamodelleket széles körben és sikeresen alkalmazzák a predációs nyomás számszerűsítésére különböző ökológiai vizsgálatokban. Számos tanulmány bizonyította hatékonyságukat, többek között rovarokkal (Czarnecki et al., 2022), kétéltűekkel (Hegna et al., 2011; Zamora-Camacho és Aragón, 2022), madártojásokkal (Purger et al., 2012) és hüllőkkel (Purger et al., 2017; Sherratt et al., 2018) végzett kutatások során, valamint más viperafajok vizsgálatában is (Valkonen et al., 2011; Harmel et al., 2020).

Bár a ragadozók eltérően reagálhatnak a modellekre, mint az élő zsákmányra (Smith és Blumstein, 2008), ezekben a vizsgálatokban a gyurmamodelleket különböző időtartamokra helyezik ki a természetbe, majd megvizsgálják a ragadozók által hagyott nyomokat, például fog-, csőr- vagy karmolásnyomokat (Bateman et al., 2017).

A modellgyurma különösen alkalmas ilyen jellegű vizsgálatokra, mivel nem szárad ki, nem köt meg és nem mérgező anyag, így hosszabb időn át is megbízhatóan használható a terepi kísérletek során.

Kutatásunk célja az emberi tevékenység okozta élőhely-változás (pl. kaszálás) hatásának vizsgálata volt a rákosi viperát érintő predációs nyomásra. Ehhez gyurma kígyómodelleket helyeztünk ki kaszálással hasznosított gyepeken és kontrollként legeltetéssel hasznosított legelőkön. Arra számítottunk, hogy a predációs nyomás a kaszálás előtt hasonló lesz a legelőkön tapasztaltakhoz, mivel ebben az időszakban a növényzet magassága és sűrűsége hasonló. Ugyanakkor azt jósoltuk, hogy a kaszálás után a predációs nyomás növekedni fog a növényborítás hirtelen eltűnése miatt.

2.4.2. Anyag és módszer

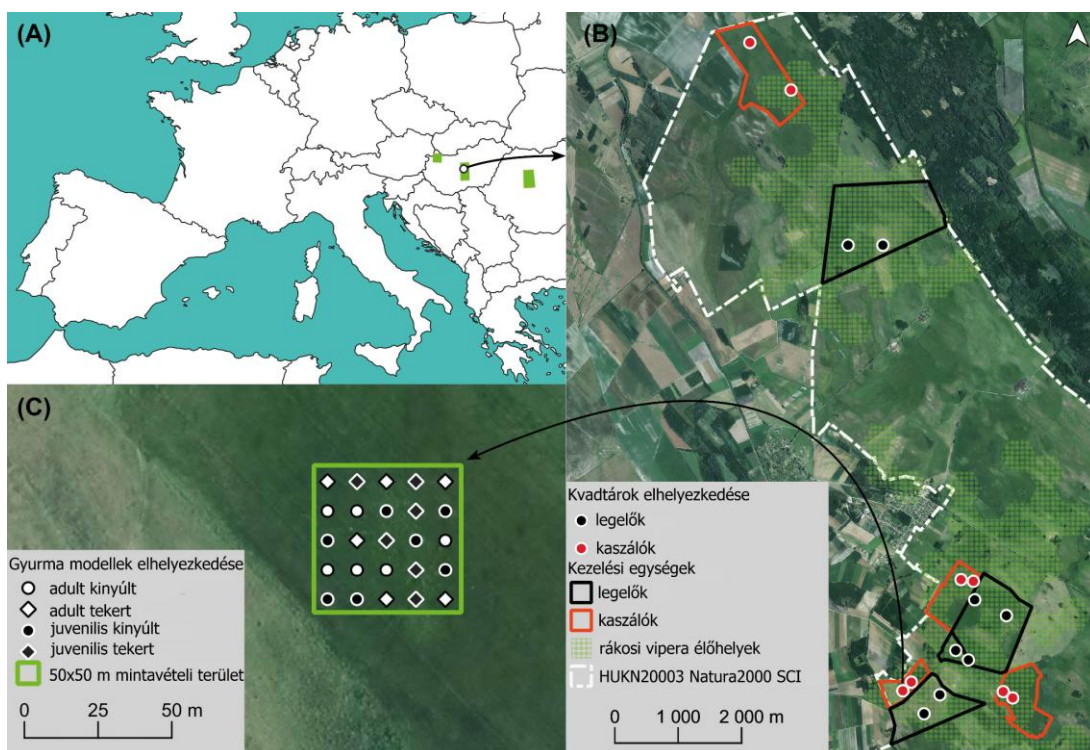
A kígyómodellek elkészítéséhez (2.4.1. ábra) szilikon (Rubosil SR-20) negatív formát alkalmaztunk, amit egy elpusztult felnőtt (40 cm) és egy elpusztult juvenilis korú (18 cm) rákosi viperáról mintáztunk. A modelleket két testtartásban (tekert és nyújtott) készítettük el. A modellezéshez a felnőtt öntőformába 80 g, a juvenilis formába pedig 14 g gyurmát (Newplast, Newclay Products Ltd, Devon, UK) használtunk fel. Az alapszínt és a háti mintázatot poliuretán alapú festékkel (Duxone) festettük meg, hogy a kígyók természetes megjelenését utánozzuk (Santos et al., 2017). A rákosi vipera ontogenetikus színbeli különbségeinek reprezentálására a felnőtt modelleket jól elkülöníthető színárnyalatokkal festettük: test alapszíne (RAL 1013), háti cikk-cakk minta, kontúr vonalak és foltok (RAL 8007); a juvenilis modellek testének színe (RAL 9002), a háti cikk-cakk minta és foltok (RAL 1035). A háti mintázatot lézervágott fém stencilek segítségével alakítottuk ki. A vipera modellek fémdróttal voltak ellátva, és a talajhoz szegeztük őket egy, a talajjal vagy növényzettel álcázott szög segítségével, megelőzve ezzel, hogy a ragadozó elvigye a zsákmányt.



2.4.1. ábra. Gyurma kígyómodellek; juvenilis kinyúlt (A), juvenilis tekert (B), adult kinyúlt (C), adult tekert (D)

A vizsgálati területeket a rákosi vipera ismert élőhelyei alapján jelöltük ki a Felső--kiskunsági turjánvidék Natura 2000 fokozott védett területén, amelyet a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága kezel (2.4.2. ábra) Azokat a gyepes élőhelyeket választottuk ki, amelyeket vagy kaszálással, vagy legeltetéssel kezeltek. A legelőket kontroll csoportként jelöltük meg, mivel ezek kezelése hasonlít a történelmi őshonos nagytestű állatok által végzett legeltetéshez (Milchunas et al., 1988). A vizsgált kaszálók és legelők élőhely-típusa nedves gyepek (*Molinia* rétek és mezotóf nedves rétek) és zárt homokpuszták átmeneti zónája volt. A kijelölt legelők alacsony vagy közepes intenzitású legeltetéssel jellemezhetők (kevesebb, mint 0,5 állategység hektáronként), évente változó rotációval az optimális kihasználás érdekében (Vadász et al., 2016). Ezzel szemben a kaszálókat évente egyszer kaszálják, július 15. után, és a területen 10%-os bűvóságot hagynak meg, hogy menedéket biztosítson az állatok

számára (Vadász et al., 2016). A legelők esetében május és október között zajlik az extenzív legeltetés. A kaszált gyepek a kaszálás előtt magasabb növényzettel rendelkeztek, de kaszálás után jelentősen csökkent a növényzet magassága, míg a legelőkön, az év során csak enyhe magasság csökkenés figyelhető meg.



2.4.2. ábra. (A) Kiskunsági rákosi vipera élőhely (B) Vizsgálati területek (C) Kísérleti elrendezés

2021-ben és 2022-ben a gyurmamodelljeinket két időszakban tettük ki a ragadozóknak: kaszálás előtt (július-augusztus) és után (szeptember-október; 2.4.3. ábra). A legelőket nem kaszálták, azonban a vizsgálatokat a kaszálókhoz igazítva végeztük: a kaszálása előtti és utáni időpontokban (2.4.3. ábra). A vizsgálat pontos időpontjait a kaszálás kezdeti ideje határozta meg (2021-ben: 30., 32., 33. és 40. hét; 2022-ben: 33., 34., 37. és 39. hét), amelyet az időjárási körülmények és a gazdálkodók időbeosztása befolyásolt. Négy kezelési egységet (térbeli ismétlést) jelöltünk ki a

kaszálók és a legelők esetében egyaránt. Mindegyik egységen belül két 50×50 m-es kvadrátot jelöltük ki véletlenszerű helyeken (2.4.2.B ábra). A modelleket 10×10 m-es rácsban helyeztük el az 50×50 m-es kvadrátokon belül, így kvadrátonként 25 modellt helyeztünk el. Mindegyik modell egyedi azonosítót kapott, és elhelyezésük koordinátáit GPS-eszközzel rögzítettük.

A négy modell-típus (juvenilis tekert, juvenilis kinyúlt, felnőtt tekert, felnőtt kinyúlt; 100 modell/típus vizsgálati időszakonként) elhelyezésének sorrendjét véletlenszerűen határoztuk meg kvadrátonként, és ezt a sorrendet a teljes vizsgálat során fenntartottuk (2.4.2.C ábra). Így minden kezelési egységben egyenlő számú modell típus került elhelyezésre ($n = 50/\text{modell típus}/\text{kezelési egység}$). A vizsgálat során összesen 1600 modell elhelyezését terveztük ($25 \text{ modell} \times 2 \text{ kvadrát} \times 4 \text{ kezelési egység} \times 2 \text{ kezelési típus [rétek és legelők]} \times 2 \text{ vizsgálati időszak [kaszálás előtt és után]} \times 2 \text{ év}$; 2.4.2.C ábra). Azonban a kezelési módokban bekövetkezett változások miatt nem tudtunk minden kvadrátot minden vizsgálati időszakban mintázni, így a vizsgálat során összesen 1440 modellt használtunk fel. Mindkét évben a modelleket 5 napig tettük ki a ragadozóknak, hasonlóan más gyurma kígyósmodellekkel végzett vizsgálatokhoz (Bittner, 2003; Husak et al., 2006; Salvidio et al., 2017). A kaszálókon a modelleket kaszálás előtt és után helyeztük ki. A begyűjtés során (első ellenőrzés) feljegyeztük a ragadozók által hagyott észlelhető nyomokat, és fotókat készítettünk azok későbbi azonosítására, a gyurmamodelleken történő predáció értékelésére vonatkozó szabványos eljárásokat követve (Bateman et al., 2017; Santos et al., 2017). A pontosság és megbízhatóság érdekében minden vizsgálati időszakban az első ellenőrzéstől számított 5. napon második keresést is végeztünk az eltűnt modellek felkutatására (2.4.3. ábra). Ez segített ellensúlyozni a modellek álcázása és a sűrű növényzet által okozott észlelési nehézségeket (Hegna et al., 2011;). Ez az adatgyűjtési megközelítés biztosította, hogy az adatok pontosan tükrözik a predációs nyomást a vizsgálati területen (Valkonen et al., 2011).

változó		2021					minta- vételi terület száma	2022					minta- vételi terület száma
		Esemény						Esemény					
		1	2	01	02	00		1	2	01	02	00	
Model típusa	Adult tekert	138	21	3	3	25		118	13	27	5	7	
	Adult kinyúlt	141	21	1	1	34		110	17	17	0	13	
	Juvenilis tekert	116	32	4	0	33		105	14	30	4	36	
	Juvenilis kinyúlt	11	18	6	2	55		72	20	15	6	46	
Vizsgálati időszak	Kaszálás előtt	269	64	0	1	89	16	233	45	30	8	75	16
	Kaszálás után	237	28	14	5	58	14	172	19	59	7	27	11
Hasznosítási típus	Legelő	218	55	5	6	82	8	219	29	42	13	46	8
	Kaszáló	288	37	9	0	65	8	186	35	47	2	56	8
Vizsgálati időszak X Hasznosítási típus	Előtte X legelő	122	47	0	0	48	8	114	19	27	8	30	8
	Utána X legelő	96	8	5	5	34	6	105	10	15	5	16	6
	Előtte X kaszáló	147	17	0	1	41	8	119	26	3	0	45	8
	Utána X kaszáló	141	20	9	0	24	8	67	9	44	2	11	5
Összesen		506	92	14	6	147	16	405	64	89	15	102	16

2.4.1. táblázat. A vizsgálat periódusai és a kígyó modellek típusai. A kígyómodellek többállapotú modelljét az alábbi módon kódoltuk: 1 – Az első ellenőrzéskor „élő” (nem mutat madártámadás nyomait), majd begyűjtve. 2 – Az első ellenőrzéskor „halott” (madártámadás nyomait mutatja), majd begyűjtve. 01 – Az első ellenőrzéskor nem találták meg, a második ellenőrzéskor „élő” állapotban volt és begyűjtötték. 02 – Az első ellenőrzéskor nem találták meg, a második ellenőrzéskor „halott” állapotban volt és begyűjtötték. 00 – Egyik ellenőrzéskor sem találták meg. Az „élő” állapot azt jelenti, hogy a modellen nem voltak madártámadás nyomai, míg a „halott” állapot azt jelzi, hogy a modellen madártámadás nyomai voltak. A változók összesített értékeit kiszámítottuk.

Az adatok feldolgozását és elemzését az R statisztikai programmal végeztük (R 4.2.2, R Core Team, 2022), az RMark csomag (Laake, 2013) felhasználásával, amely kiegészítésként szolgált a MARK 10.1 szoftver (White és Burnham, 1999) futtatásához.

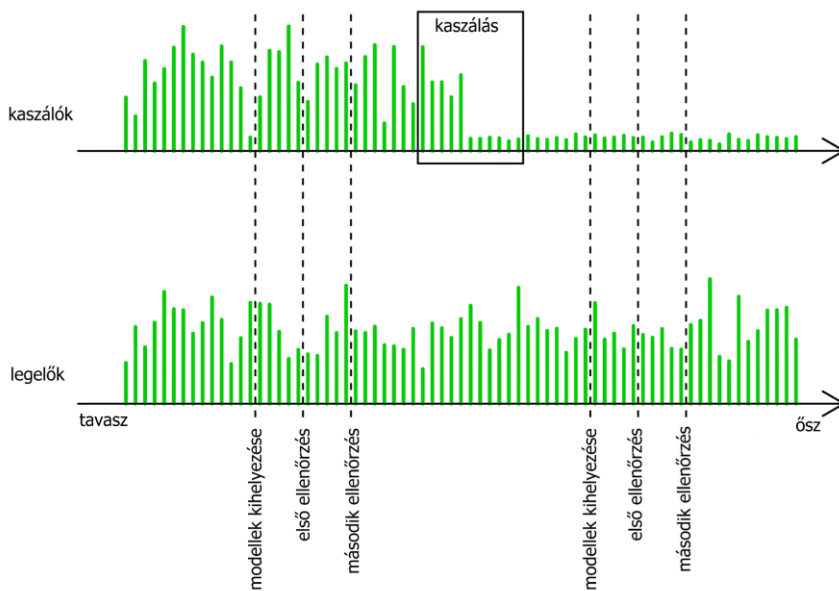
Bár madarak, rágcsálók és más emlősök által hagyott nyomokat is rögzítettünk a modelleken (2.4.3. ábra), csak a madártámadások arányát elemeztük. Ennek oka, hogy a ragadozó emlősök és rágcsálók a formától függetlenül elsősorban szaglás alapján támadhatják meg a modelleket (Wüster et al., 2004; Bateman et al., 2017; Rößler et al., 2018). Az eltűnt modellek sorsával kapcsolatos bizonytalanság miatt (azaz a modellt elragadhatta a ragadozó, a támadás után hátra hagyhatta, de nem találtuk meg, vagy a modell nem volt támadás áldozata, és nem került elő) egy többállapotú fogás-jelölés-visszafogás keretrendszert alkalmaztunk a támadás valószínűségének becslésére, mivel a mintavételt torzíthatta a modellek nem tökéletes észlelése. A többállapotú fogás-jelölés-visszafogás modellekben három lehetséges állapotot különítettünk el a kígyómodellek esetében: 1. állapot: madár támadás/predációs nyom nélküli modell („élő”), 2. állapot: madár támadás/predációs nyomokkal rendelkező modell („halott”), és a 0 állapot azokra a modellekre vonatkozik, amelyekről nem áll rendelkezésre adat (az észlelő nem találta meg vagy a ragadozó eltávolította).

Öt lehetséges modell-sérülés történetet rögzítettünk (2.4.1. táblázat):

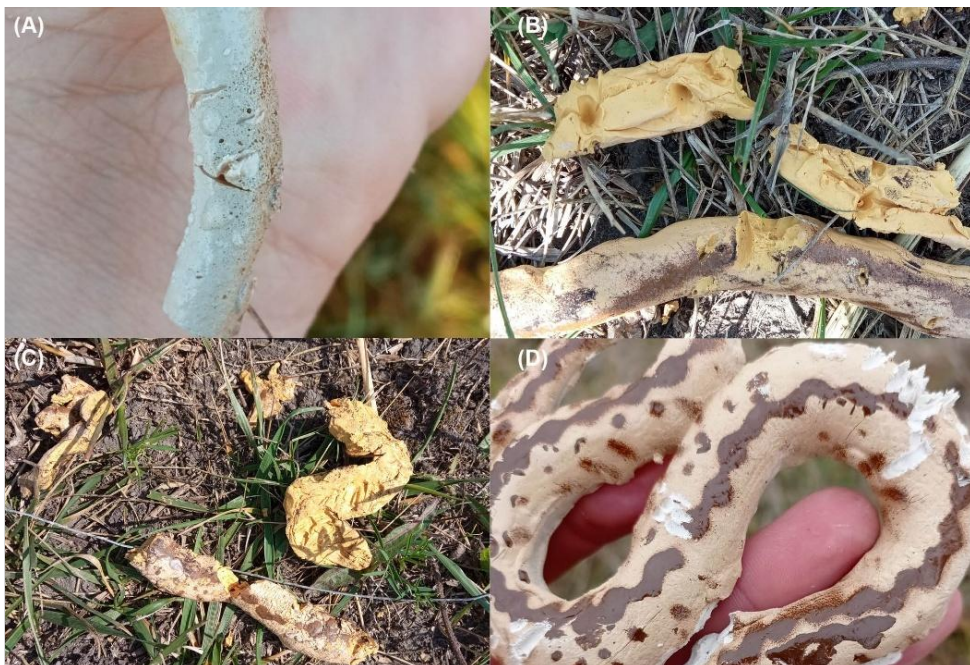
- 1 („élő” az első ellenőrzéskor, begyűjtve),
- 2 („halott” az első ellenőrzéskor, begyűjtve),
- 01 (az első ellenőrzéskor nem találtuk, „élő” a második ellenőrzéskor begyűjtve),
- 02 (az első ellenőrzéskor nem találtuk, „halott” a második ellenőrzéskor begyűjtve),
- 00 (sem az első, sem a második ellenőrzéskor nem találtuk).

Fontos megjegyezni, hogy az első ellenőrzéskor megtalált modellek a második ellenőrzéskor már nem álltak rendelkezésre, mivel azokat begyűjtöttük; ezt tükrözi az előfordulási történetük, amely csak egy számot tartalmaz. A statisztikai modelleket úgy illesztettük, hogy becsljük az állapotátmenet valószínűségét (a továbbiakban: támadási valószínűség) az 1-es állapotból a 2-es állapotba („élőből” „halottba”),

miközben az átmenet valószínűségét a 2-es állapotból az 1-es állapotba nullára rögzítettük (azaz nem lehetséges). A túlélést (S) is 1-re rögzítettük, mivel az ekvivalens a támadási valószínűséggel. Első lépésben egy teljes modellt építettünk, amely tartalmazza az összes lehetséges tényezőt és azok kölcsönhatásait, amelyek befolyásolják az észlelési valószínűséget (p) és a támadási valószínűséget (Ψ). Az észlelési valószínűséget (p) a következő tényezők függvényében modelleztük: vizsgálati időszak (kaszálás előtt vagy után), Ψ - állapot (a modell „élő” vagy „halott”), az első és a második ellenőrzés közötti állandó idő, modelltípus (felnőtt kinyúlt, felnőtt tekert, juvenilis kinyúlt, juvenilis tekert) és kezelési típus (kaszálok vagy legelők). Emellett két tényezőpár interakcióit is vizsgáltuk: az állapot és a modelltípus, valamint a vizsgálati időszak és a kezelési típus interakcióját. A támadási valószínűséget (Ψ) a következő tényezők bevonásával modelleztük: vizsgálati időszak, kezelési típus, év (2021 vagy 2022) és modelltípus, valamint ezek két- és háromtényezős kapcsolatát. A modellek közötti szelekcióhoz a MuMIn csomagot használtuk (Barton, 2022). A modellkiválasztás az Akaike-féle információs kritérium alacsony minta méretekhez igazított változata (AICc) alapján történt. Azokból a modellekből számítottuk a modellátlagolt β -koefficienseket és a támadási valószínűség (Ψ) becsléseket, amelyek esetében az AICc értékkülönbsége ($\Delta AICc$) legfeljebb 2 volt.



2.4.4. ábra. A vizsgálat sematikus vázlata. A zöld sávok a vegetációborítás magasságának változékonyságát jelölik, azonban ezek csak szemléltetési célt szolgálnak, és nem tükrözik a vegetáció szerkezetének szezonális változásait.



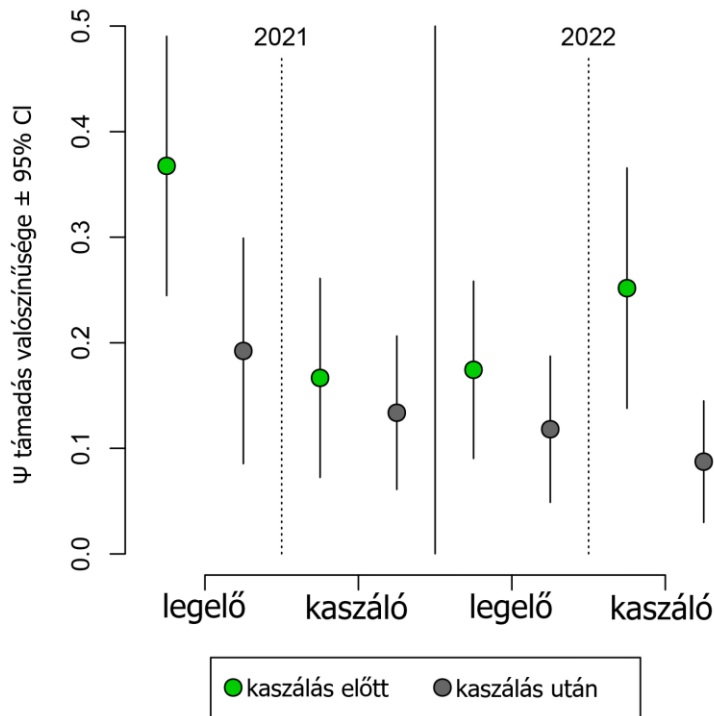
2.4.4. ábra. Támadási nyomok a modelleken (A) madár, (B) emlős ragadozó, (C) ismeretlen ragadozó, (D) rágcsáló

2.4.3. Eredmények

Összesen 369 modell sérült meg (25,7%). Ezek közül a legtöbbet, 48,0%-ot madarak támadtak meg ($n = 177$, 4. ábra). További sérülések rágcsálóktól származtak ($n = 163$, 44,2%), míg mezopredátor emlősök okozta sérülések száma elhanyagolható volt ($n = 3$, 0,8%). Az esetek 7%-ában ($n = 26$) nem sikerült azonosítani a támadó ragadozót. Az öt legjobb modell, amelyek esetében az AICc-értékkülönbség ($\Delta AICc$) legfeljebb 2 volt, az észlelési valószínűség (p) magyarázó változóiként tartalmazta a modell típust, az állapotot, az ellenőrzések közötti időt, valamint a modell típus és állapot interakcióját. A támadási valószínűség (Ψ) esetében a vizsgálati időszak (kaszálás előtt és után), a kezelési típus (legelő, kaszáló), az év, valamint a kezelési típus és év szerepelt magyarázó változóként (2.4.2. táblázat). A kígyómodellek észlelési valószínűsége (p) alacsonyabb volt a juvenilis kinyúlt modellek és a megtámadott felnőtt kinyúlt modellek esetében a többi modell típushoz képest. Az időtényező szintén negatív hatást gyakorolt az észlelési valószínűségre, ami azt jelzi, hogy a második ellenőrzéskor kisebb volt a valószínűsége a modellek megtalálásának (2.4.3. táblázat).

	Egyedi modellek									
	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	m10
Észlelési valószínűség										
p (felmérési periódus)					+		+			
p (hasznosítás típusa)						+				+
p (model típus)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
p (állapot)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
p (idő)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
p (model típus X állapot)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Támadási valószínűség										
psi (felmérési periódus)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
psi (hasznosítási mód)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
psi (model típus)	+		+	+	+	+		+	+	
psi (év)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
psi (felmérési periódus X hasznosítási mód)	+	+		+	+	+	+			+
psi (felmérési periódus X év)	+	+		+	+	+	+		+	+
psi (hasznosítási mód X év)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
psi (model típus X év)	+		+		+	+			+	
psi (felmérési periódus X hasznosítási mód X év)	+	+		+	+	+	+			+
Model sorrend										
df	23	17	20	20	24	24	18	17	21	18
logLik	-1501	-1508	-1505	-1505	-1501	-1501	-1501	-1507	-1508	-1507
AICc	3048,8	3049,3	3049,8	3050,1	3050,7	3050,9	3051,2	3051,2	3051,3	3051,4
AICc	0,0000	0,5105	0,9452	1,2466	1,8343	2,0234	1,3172	2,3731	2,4979	2,5223
Súly	0,2046	0,1585	0,1276	0,1097	0,0818	0,0744	0,0642	0,0625	0,0587	0,058

2.4.2. táblázat. A fogás-jelölés-visszafogás többszereplős modell változói, amelyek az Akaike-információs kritérium szerint vannak rangsorolva



2.4.5. ábra. A kígyómodellek becsült támadási arányai gyepeken és kaszálóréteken a kaszálás előtt és után, 2021-ben és 2022-ben, többállapotú jelölés-visszafogás modellek alapján. Az eredményeket átlag \pm 95%-os megbízhatósági intervallum formájában mutatjuk be.

Az év, a vizsgálati időszak és a kezelési típus mind negatív hatással volt a támadási valószínűsége (Ψ). Az elemzésünk azt mutatta, hogy a kígyómodellek támadási aránya magasabb volt kaszálás előtt, mint utána, és általánosan alacsonyabb volt a vizsgálat második évében, 2022-ben, mint 2021-ben. Ugyanakkor 2021-ben a madarak által végzett támadások gyakorisága a legelőkön magasabb volt, mint a kaszálókon, míg 2022-ben ez a minta megfordult: a támadások gyakorisága a kaszálókon meghaladta a legelőkét (2.4.5. ábra, 2.4.3. táblázat) A modell típus nem befolyásolta a kígyómodellek támadási valószínűségét.

Variációk	$\beta \pm SE$	95% CI
p (model típus: adult kinyúlt)	0.6284 \pm 0.3645	-0.086 \pm 1.3428
p (model típus: juvenilis tekert)	-0.5704 \pm 0.3148	-1.1874 \pm 0.0466
p (model típus: juvenilis kinyúlt)	-0.8838 \pm 0.3432	-1.5565 \pm -0.2111
p (állapot)	-0.839 \pm 0.7951	-2.3975 \pm 0.7195
p (idő)	-1.4779 \pm 0.1558	-1.7832 \pm -1.1726
p (model típus: adult kinyúlt x állapot)	-1.7301 \pm 0.878	-3.451 \pm -0.0092
p (model típus: juvenilis tekert x állapot)	0.0847 \pm 0.9776	-1.8313 \pm 2.0007
p (model típus: juvenilis kinyúlt x állapot)	-0.1716 \pm 0.9345	-2.0033 \pm 1.66
psi (vizsgálati periódus)	-0.9019 \pm 0.2794	-1.4495 \pm -0.3542
psi (hasznosítási mód)	-1.0801 \pm 0.2795	-1.6279 \pm -0.5323
psi (év)	-1.1289 \pm 0.3519	-1.8185 \pm -0.4392
psi (hasznosítási mód x év)	1.5562 \pm 0.3827	0.8061 \pm 2.3063

2.4.3. táblázat. Átlagolt β becslések a detektálási és a támadás valószínűségére vonatkozóan

2.4.4. Diskusszió

A madarak támadási arányai összhangban álltak más, gyurma kígyómodelleket alkalmazó vizsgálatok eredményeivel, amelyek a predációs nyomás felmérésére irányultak (Wüster et al., 2004; Niskanen és Mappes, 2005). A vizsgálat során a kígyómodelleket ért támadások túlnyomó többsége madaraktól származott a többi ragadozóhoz képest. Bár a ragadozók pontos azonosítását nem végeztük el, a vörös vércse, a fácán, a dolmányos varjú és az egerészölyv potenciális támadóként merülhetnek fel. Ezek a fajok gyakoriak a vizsgált területeken, és ismert, hogy gyíkokkal és kígyókkal, köztük rákosi viperákkal is táplálkoznak mezőgazdasági élőhelyeken (Ion et al., 2011; Tisza et al., 2024). Jelentős számú modellen találtunk

azonosíthatatlan nyomokat is, ami gyakori jelenség a gyurmamodelles vizsgálatokban (Rößler et al., 2018). A jövőbeli kutatásokban az ilyen típusú adatok pontosságát növelheti kameracsapdák vagy eDNS-módszerek alkalmazása az ismeretlen ragadozók azonosítására (Rößler et al., 2018).

Azt vártuk, hogy a növényborítás hirtelen eltűnése a kaszálás miatt növeli a madarak általi predációs rátát a kaszálókon elhelyezett kígyómodellek esetében. Ennek ellenére nem tapasztaltunk egyértelmű negatív hatást a kaszált gyepterületek esetében a kígyómodellek támadási valószínűségére. A támadási ráták általában magasabbak voltak kaszálás előtt, mint utána. 2021-ben jelentősen több támadást rögzítettünk a legelőkön, mint a kaszálókon. A legelőkön tapasztalt magasabb predációs ráták magyarázhatók korábbi eredményekkel, amelyek szerint a madarak egyedszáma és diverzitása pozitívan korrelál a növényzet magasságával és sűrűségével, mivel ezek jobb vadászterületeket és fészkelési lehetőségeket biztosítanak (Hovick et al., 2015). Emellett a rágcsálók – melyek sok ragadozómadár fő táplálékát képezik – kisebb számban fordulnak elő kaszált területeken a növényborítás és táplálékforrások eltűnése miatt (Banks és Smith, 2015). Ezáltal a legelőkön a kígyók alacsonyabb észlelési esélyét ellensúlyozhatja a madarak fokozott vadászati aktivitása (Jacob, 2008). 2022-ben viszont a kaszálókon mértük a kígyómodellek magasabb predációs rátáját a legelőkhöz képest, különösen a kaszálás előtti időszakban. Ezt magyarázhatják a vizsgált területeken bekövetkezett dokumentálatlan környezeti változások, illetve a ragadozó madarak opportunistá vadászati viselkedése is.

Vizsgálatunk során a kaszálás utáni predációs ráták alacsonyabbak voltak a kaszálás előttihez képest, függetlenül a kezelési típustól, és a predációs nyomás viszonylag állandó maradt. Ez arra utal, hogy a kaszálás nem gyakorol negatív hatást a rákosi vipera által tapasztalt predációs rátára. Ez azonban nem jelenti azt, hogy a kaszált gyepek hosszú távon megfelelő élő helyet biztosítanak a kígyók számára. A kaszált gyepekből hiányoznak az ideális búvóhelyek, a megfelelő zsákmányállatok (például az egyenesszárnyúak, amelyek a rákosi vipera fő táplálékát adják), valamint a

populációk fennmaradásához szükséges optimális mikroklimatikus viszonyok (Shine & Bonnet, 2000). Emellett a gépi kaszálás a közvetlen pusztulását is okozhatja az állatoknak (Durbian, 2009; Tews et al., 2013; Deák et al., 2021; Mizsei et al., 2023). A kaszálás előtti és utáni támadási ráták közötti különbségek egyik lehetséges magyarázata az elkerülési tanulás lehet. A madarak idővel megtanulhatták elkerülni a kígyómodellek támadását az ismételt találkozások miatt (Rowe et al., 2004; Ham et al., 2006). Ezt a jelenséget tovább erősítheti, hogy a ragadozó madarak territoriális viselkedést mutatnak, azaz évről évre ugyanazokat a területeket foglalják el (Newton et al., 2016). Egy másik, az előzővel nem kizáró magyarázat lehet a ragadozó madarak szezonális egyedszámának vagy viselkedésének változása. Például a fiókanevelés miatt a nyár eleji hónapokban intenzívebb vadászatot folytathatnak, szemben az év későbbi szakaszaival. Továbbá az is elképzelhető, hogy a gépi kaszálás megzavarta a madarak vadászati viselkedését, emiatt elhagyták ezeket a területeket és a szomszédos legelőket, és távolabbra kellett repülniük zsákmány után kutatva. Ez a jelenség fontos természetvédelmi kérdéseket vet fel, azonban további viselkedésökológiai kutatások szükségesek annak igazolására, hogy a kaszálás valóban negatív hatással van-e ezekre a ragadozókra.

A rákosi viperák észlelhetőségének alacsony valószínűsége (Mizsei et al., 2023) miatt a kígyómodellek gyűjtése során az észlelési hiányosságok jelentette kihívással szembesültünk. Konkrétan előfordult, hogy egyes modelleket csak a második ellenőrzés során találtunk meg, míg mások a teljes vizsgálati időszak alatt észrevétlenek maradtak. A predációs nyomást gyurmamodelleket használó kutatásokban gyakori protokoll a hiányzó modellek kizárása (pl. Wüster et al., 2004; Farallo & Forstner, 2012; Richards-Zawacki et al., 2013). Ezeket a modelleket a ragadozók eltávolíthatták (ami valódi támadást jelez), vagy a kutatók nem találták meg őket (ilyenkor a modell sorsa ismeretlen). Alternatív megközelítésként a hiányzó modelleket néha támadottnak (pl. Niskanen & Mappes, 2005; Hegna et al., 2011; Valkonen et al., 2011; Purger et al., 2012), vagy nem támadottnak (pl. Zvereva et al.,

2020) tekintik. Azonban ezek a megoldások statisztikai hibákat vezethetnek be, amelyek túl- vagy alábecsülhetik a támadási rátákat. E kihívás kezelésére többállapotú fogás-jelölés-visszafogás analitikai keretrendszer alkalmaztunk, amely lehetővé teszi az észlelési valószínűség (a kutatók általi megtalálás valószínűsége) és a ragadozók támadási valószínűségének becslését (Lebreton et al., 2009). Tudomásunk szerint tanulmányunk az első ilyen jellegű alkalmazása a predációs nyomás gyurmamodellekkel történő becslésére.

A nem megfelelő területhasználat vagy élőhelykezelés és a predációs nyomás együttesen a zsákmányállat-populációk fő veszélyeztető tényezői a gyepes ökoszisztémákban (Woodroffe, 2000). Azonban a megfelelő élőhely-helyreállítás és kezelés összetettebb, heterogénebb élőhelyeket hozhat létre, amelyek menedéket nyújtanak a zsákmányállatok számára, így csökkenthetik a predációs nyomást (Woodroffe, 2000). Ezen túlmenően a célzott ragadozó szabályozás vagy kizáró kerítések alkalmazása szintén csökkentheti a predációs nyomást, ezáltal védve a veszélyeztetett populációkat (Smith et al., 2010).

Összegzésül, adataink azt sugallják, hogy a kaszálás nem növelte a madarak által a kígyómodelleket ért predációs nyomást, mivel a támadások gyakorisága a kaszálás előtt magasabb volt, mint a kaszálás után. Ezért önmagában a predációs nyomás nem magyarázza a rákosi vipera alacsony abundanciáját a kaszált gyepeken. Ezt az eredményt magyarázhatja a ragadozómadarak aktivitásának szezonális változása, a kígyómodellekhez való hozzászokás lehetősége, vagy a mechanikus kaszálás által kiváltott elriasztó hatás. Javasoljuk, hogy a jövőbeli kutatások többéves (legalább három évig tartó) vizsgálatokat végezzenek, és a gyurmamodellezést kombinálják a ragadozók aktivitásának felmérésével, valamint a ragadozók viselkedésének tanulmányozásával. Ez további betekintést nyújthat a ragadozó-zsákmány kapcsolatok dinamikájába. Mindent egybevetve, tanulmányunk rávilágít arra, hogy a gyepterületeken tapasztalt predációs nyomást és a ragadozó-zsákmány dinamikát számos tényező befolyásolja. Továbbá hangsúlyozza a további kutatások

szükségességét annak érdekében, hogy olyan adathalmazok álljanak rendelkezésre, amelyek bizonyítékokon alapuló természetvédelmi kezelési stratégiák kidolgozását teszik lehetővé a populáció csökkenés és a helyi kihalás kockázatának mérséklése érdekében.

2.5. Ragadozókizárás hatása a rákosi vipera élőhelyfoglaltságára

2.5.1. Bevezető

Természetes folyamat a predáció, amely jelentős mértékben befolyásolhatja a préda állatok populációinak elterjedését, egyedszámát és viselkedését (Nelson et al. 2004). A predációs nyomást kiváltó tényezők megértése és az azok kezelésére szolgáló hatékony stratégiák kidolgozása elengedhetetlen a biodiverzitás megőrzéséhez és az ökoszisztéma egyensúlyának fenntartásához az antropogén hatások által okozott táplálkozási hálózatok változásai esetén. Néhány veszélyeztetett faj vagy populáció esetében szükség van hatékony védelmi intézkedésekre a predáció hatásának mérséklésére a túlélésük és regenerációjuk elősegítése érdekében (Dirzo et al., 2014). Ilyen intézkedések az élőhelyek helyreállítása a populációnövekedés érdekében vagy jobb bűvőhelyek létrehozása, a ragadozók tervezett gyérítése, illetve ragadozók kizárása/távoltartása a védett élőhelyekről. A predációs nyomás kezelésének hatékony módszerei között szerepelnek halálos és nem halálos megközelítések. A halálos módszerek, például a vadászat és csapdázás, csökkenthetik a ragadozók populációit, és szükségesek lehetnek a haszonállatok vagy veszélyeztetett zsákmányállatok védelme érdekében. Ugyanakkor nem kívánt következményekkel járhatnak, például az ökoszisztéma dinamikájának megzavarásával vagy védett ragadozók véletlenszerű befogásával (Conover, 2001).

A nem halálos módszerek; ragadozók kizárása és riasztók használata, fenntarthatóbb megoldásokat kínálnak a folyamatos csapdázáshoz vagy vadászathoz képest

(Tanentzap et al., 2017). Az élőhelykezelés, például az élőhelyek helyreállítása vagy javítása, növelheti a préda-állatok számára elérhető erőforrásokat, csökkentve ezzel az egyedek predációval szembeni sérülékenységét (Landis et al., 2000). A mikroélőhelyek elősegítése bizonyítottan kedvezőbb biotikus és abiotikus feltételeket biztosít, például termikus szempontból, ezáltal csökkentve a predációs nyomást. A nem homogén, erősen strukturált élőhelyelemek gátolják az emlősök és madarak általi zsákmányszerzést (Hansen et al., 2019, Worthington-Hill & Gill, 2019, Duchesne et al., 2022). A ragadozók kizárásos módszerei, például a kerítések, hálók vagy elektromos készülékek (villanypásztor) hatékonyan megakadályozzák a hozzáférést a sebezhető területekhez (Smith et al., 2020). A riasztók, például hang- vagy fényjelző eszközök szintén hatékonyak lehetnek a ragadozók távoltartásában (Cassidy, 2015). A teljes - horizontális és vertikális háló fallal rendelkező - ragadozókat kizáró hálórendszer egy ritkán alkalmazott, de hatékony módszer veszélyeztetett fajok védelmére (Innes et al., 2012). Azonban e módszerek hatékonysága a ragadozók fajtától, az élőhelytől és a helyi viszonyoktól függ (Scofield et al., 2011, Bendell, 2015), és befolyásolja a zsákmányállatok diszperziós képessége és az élőhelyük nagysága.

Valószínűleg a rákosi vipera stagnáló populációjának fő oka a generalista ragadozók nagyszámú jelenléte és növekvő predációs nyomása (Móré et al. 2022). 2019-ben egy harmadik LIFE projekt indult és egyik fő célja a Pannon-medence rákosi vipera populációjának predációs nyomásának csökkentése. A projekt célkitűzései közé tartozik az élőhelyek rekonstrukciója, az izolált élőhelyek összekapcsolása, az ex situ tenyésztés és kígyók visszatelepítése. A projekt egyik intézkedése egy 4 hektáros, teljesen zárt hálórendszer létrehozása volt, amely a rákosi viperák védelmét szolgálta emlős- és madárragadozók ellen. A beavatkozás hatékonyságát BACI-mintavételi terv (Before-After-Control-Intervention, azaz előtte-utána kontroll-intervenció) és foglaltsági modellezés segítségével értékeltük, figyelembe véve a rákosi vipera detektálási valószínűségét.

Várakozásaink szerint a ragadozók kizárása növeli a viperák jelenlétét a védett területen, mind a kontrollterületekhez, mind a kiindulási felmérésekhez viszonyítva. Emellett azt feltételeztük, hogy a háló közelében található kontrollterületeken is nőni fog a vipera jelenléte a populáció szétterjedése következtében. Mivel a hálórendszer ragadozómentes forráspopulációként működik, ahol az utódok túlélési aránya magas, ez hozzájárulhat a viperák környező területeken való megjelenéséhez is.

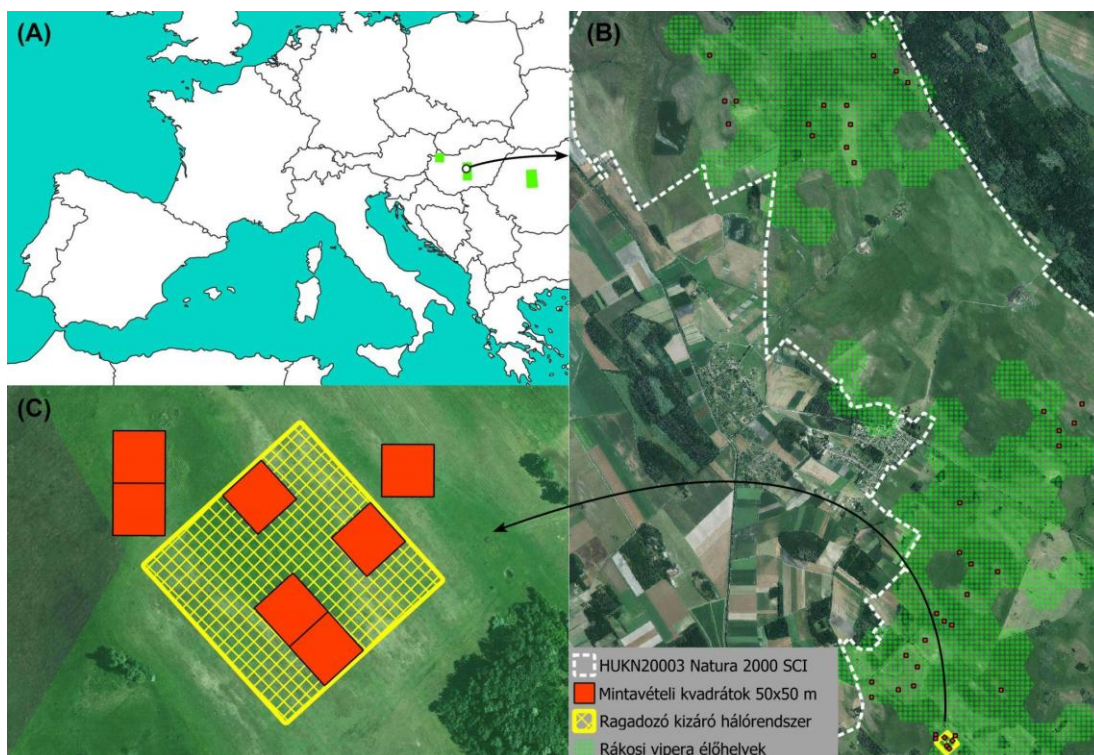


2.5.1. ábra. Ragadozó kizáró hálórendszer (A-B), szarvasmarhákkal történő legeltető gyepkezelés

2.5.2. Anyag és módszer

A rákosi vipera egyedeinek ragadozóktól való védelme érdekében egy 200×200 m-es (4 hektáros) ragadozót kizáró háló épült. A hálószerkezet magasságát 3 és 4 méteres akácoszlopok biztosították váltakozó sorokban, 10×10 m-es rács mintában (2.5.1. ábra). A tetőt és oldalfalat poliamid háló alkotja (2 mm vastag szálakkal és 50×50 mm-es lyukbősséggel, 10×100 m-es csikokban), amely 2,3–3,3 m magasságban 4

mm-es szilikonnal védett acélsodrony tart. Továbbá az oldalakat 1 m magas acél vadháló típusú kerítés alkotja, amely a 10×10 cm-es lyukbőségtől lefelé fokozatosan 10×4 cm-re sűrűsödik. Az építkezés 2020 szeptemberében kezdődött, és 2021 márciusára fejeződött be teljesen.



2.5.2. ábra. (A) Kiskunsági rákosi vipera élőhely, (B) Felső-kiskunsági rákosi vipera élőhely, (C) ragadozó kizáró hálón belüli és kontroll mintavételi kvadrátok elhelyezkedése

Az építkezés előtt a kijelölt területen a viperákat befogtuk, hogy elkerüljük a taposás miatti pusztulást, majd az építkezés után visszaengedtük őket. A befogási területet a háló rendszer körüli 50 méteres pufferzónával jelöltük ki, amely magában foglalt egy közeli földút és egy más típusú gyepes élőhely egy részét, összesen 9 hektáros területet.

A ragadozó kizárás hatásának vizsgálatára BACI mintavételi tervet alkalmaztunk. Kontrollként olyan gyepet választottunk, amelyeket a hálón belülihez hasonlóan

legeltetéssel kezeltek. Ezekon a területeken véletlenszerűen helyeztünk el 50×50 m mintavételi kvadrátokat (1/4 hektár), összesen 26-ot a kontroll területeken és 4-et a ragadozóktól elzárt területen belül (2.5.2.B ábra).

A mintavételi kvadrátokban rákosi vipera adatgyűjtést végeztünk négy egymást követő kutatási évben (elsődleges felmérések), tavasszal (március 25. és május 15. között) 2020 és 2023 között. Minden kvadrátot tízszer vizsgáltunk meg szezononként, bejárások reggel 7 és délután 6 óra között (másodlagos felmérések) történtek. A kvadrátokat kelet-nyugati irányba, egymástól 10 m-re elhelyezkedő egyenes vonalak mentén sétálva vizsgáltuk át, így alkalmanként körülbelül 300 m távolságot tettünk meg kvadrátonként. A felmérések során a megfigyelő lassan (kb. 2 km/óra sebességgel) haladt, legalább minden ötödik lépésnél megállt, és alaposan körülnézett vipera egyedek, vagy levedlett bőr után kutatva. A felmérés időtartama 5 és 30 perc között változott, a megfigyelések számától és az élőhely bonyolultságától függően, sűrűbb növényzet esetén hosszabb felmérést végeztünk. A vizuális felmérések mellett minden kvadrátot legalább egyszer átvizsgáltunk minden szezonban (kivéve az első, 2020-as szezonban) egy rákosi vipera detektálására kiképzett kereső kutyával. Az észlelt rákosi viperák GPS-pozícióját, az időpontot és az egyed adatait (pl. nem, életkor, aktivitás, pikkelymintázat) rögzítettük az OpenBioMaps mobilalkalmazásban (Bán et al., 2022).

Emellett a felmérés metaadatait is rögzítettük, beleértve a kezdési és befejezési időpontokat, a nyomvonalakat és a megfigyelő azonosítóját. Mivel a hőmérséklet alapvetően befolyásolja a hullók aktivitását, az észlelési valószínűség modellezéséhez mértük az operatív hőmérsékletet a felmérések során. Az operatív hőmérséklet az a környezeti hőmérséklet, amely a hőszabályozás különböző időpontjaiban az állat számára elérhető (Shine és Kearney, 2001). Az operatív hőmérséklet nem számítható ki a hagyományos meteorológiai adatokból, mivel a sugárzás, a felszín hőmérséklete, a szélsébség, a páratartalom, az állat alakja és hőelnyelése is befolyásolja, az általánosan mért léghőmérsékleten túl (Kearney és Porter, 2020). Az operatív

hőmérséklet méréséhez nyolc hőmérőt használtunk (BTP-06 hőmérséklet-érzékelők, BEL-06 adatgyűjtő egységhez csatlakoztatva, Boreas Ltd., Magyarország). Ezeket a hőmérőket a vipera mintázatát utánzó festett rézcsövekben helyeztük el úgy, hogy négyet teljesen érjen a nap melege és négyet félárnyékban, a fű között. Az adatgyűjtő egység 2 percenként rögzítette az operatív hőmérsékleti értékeket.

Annak érdekében, hogy vizsgáljuk a kizárástól való távolság hatását a viperák jelenlétére, minden mintavételi kvadrát távolságát kiszámítottuk a QGIS 3.14 távolságmátrix funkciójával, az EPSG:23700 vetületben, méterben.

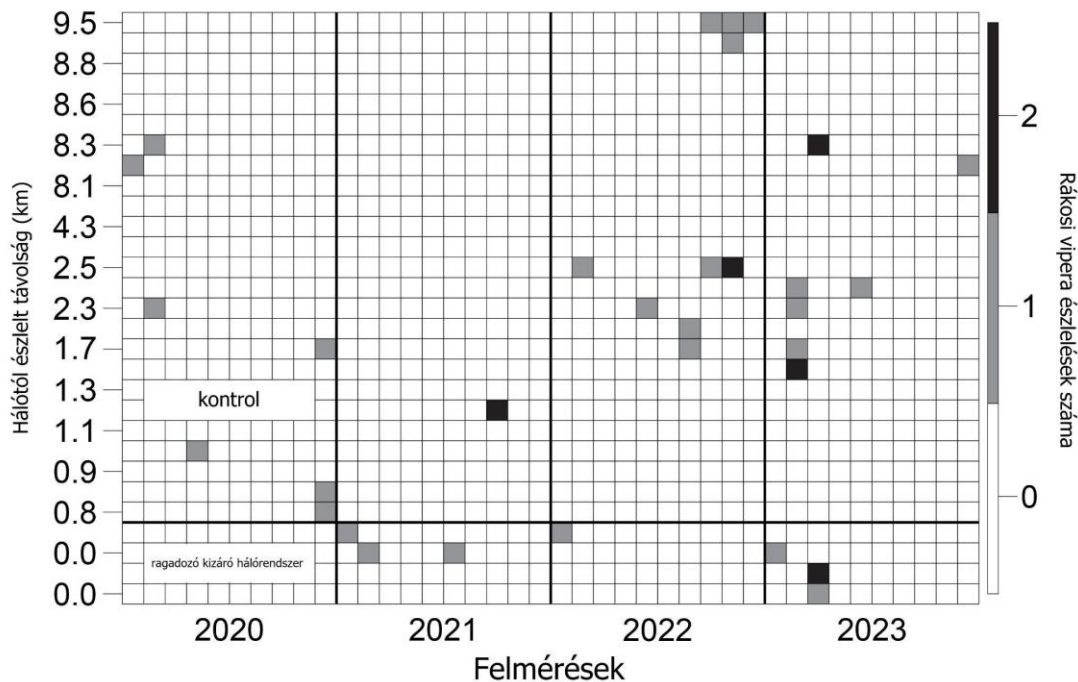
A rákosi vipera rejtőzködő életmódja és álcázó színezete miatt nagyon alacsony az észlelési aránya, ezért elengedhetetlen olyan elemzési módszerek használata, amelyek figyelembe veszik a faj detektálhatóságát. Többszezonos (dinamikus) foglaltsági modelleket (MSOM) alkalmaztunk az élőhely foglaltságának változásainak becslésére, összefüggésben a ragadozók kizárásával. Az elemzéshez a sorozatos másodlagos felmérések során gyűjtött adatokat használtuk. Az MSOM-ok lehetővé tették a kolonizáció és a kihalás becslését az egyes elsődleges felmérési szezonok között, valamint a foglaltság időbeli alakulásának nyomon követését. A detektálási valószínűséget a másodlagos felmérések detektálási és nem detektálási adatai alapján határoztuk meg, majd ezt az aktuális foglaltsági adatokkal kombináltuk a kezdeti foglaltság becsléséhez. Ezt követően a kolonizációs (γ) és kihalási (ϵ) paramétereket az elsődleges felmérési szezonok között tapasztalt foglaltsági változások alapján határoztuk meg.

A felmérések adatait a 'hunvipahab' csomag függvényeivel készítettük elő és formáztuk (Mizsei, 2022). A MSOM modelleket Bayes-i keretrendszerben építettük fel az 'unmarked' (Fiske és Chandler, 2011) és az 'ubms' (Kellner et al., 2021) csomagok segítségével. A modell kiválasztást az LOOIC (leave-one-out cross-validation) információs kritérium értékei alapján végeztük (Vasisht et al., 2018). A modellekben a detektálási (p) almodell magyarázó változói a felmérések során mért átlagos operatív hőmérséklet és a megfigyelő azonosítója volt. A kezdeti foglaltsági

(ψ) almodellben a kontroll/intervenció és a hálótól mért távolságot használtuk változóként a foglaltság különbségeinek vizsgálatára a háló építése előtt. A kolonizációs (γ) és kihalási (ϵ) almodellekben a hálótól való távolság és a háló építése óta eltelt évek szerepeltek magyarázó változóként. A modellek utólagos prediktív ellenőrzését a MacKenzie-Baily féle χ^2 próbával végeztük az ‘ubms’ csomag segítségével (Kellner et al., 2021). Az összes adatfeldolgozást és elemzést az R statisztikai környezetben végeztük (R ver. 4.1.3, www.r-project.org).

2.5.3. Eredmények

A felmérések során összesen 37 rákosi vipera egyedet regisztráltunk. 2020-ban a kontroll kvadrátokban 7 viperát észleltünk, míg a ragadozómentes területen belüli kvadrátokban 0 egyedet, 2021-ben a kontroll kvadrátokban 2 viperát, a hálón belüli kvadrátokban pedig 3 egyedet, 2022-ben a kontroll kvadrátokban 11 viperát, a hálón belüli kvadrátokban pedig 1 egyedet, 2023-ban a kontroll kvadrátokban 9, a hálón belüli kvadrátokban pedig 4 viperát észleltünk (2.5.3. ábra). A 30 mintavételi kvadrát közül 19 kvadrátban észleltünk rákosi vipera jelenlétet, így a naiv foglaltsági arány a felmérési szezonok során 0,6 volt (2.5.3. ábra).



2.5.3. ábra. A rákosi vipera észlelések a felmérések során, a felmérések sorrendje és a mintavételi kvadrátok középpontjainak távolsága alapján a ragadozóktól kizárt terület középpontjától.

A többszezonos foglaltsági modellek (MSOM) közül a modellkiválasztás azt mutatta, hogy a legjobban illeszkedő modell az alábbi magyarázó változókat tartalmazta:

- A kontroll–intervenció hatása a kezdeti foglaltsági (ψ) almodellben,
- A hálótól való távolság, a háló építése óta eltelt évek, valamint ezek interakciója a kolonizáció (γ) és a kihálás (ϵ) almodellekben,
- A hőmérséklet és a megfigyelő azonosítója a detektálási (p) almodellben.

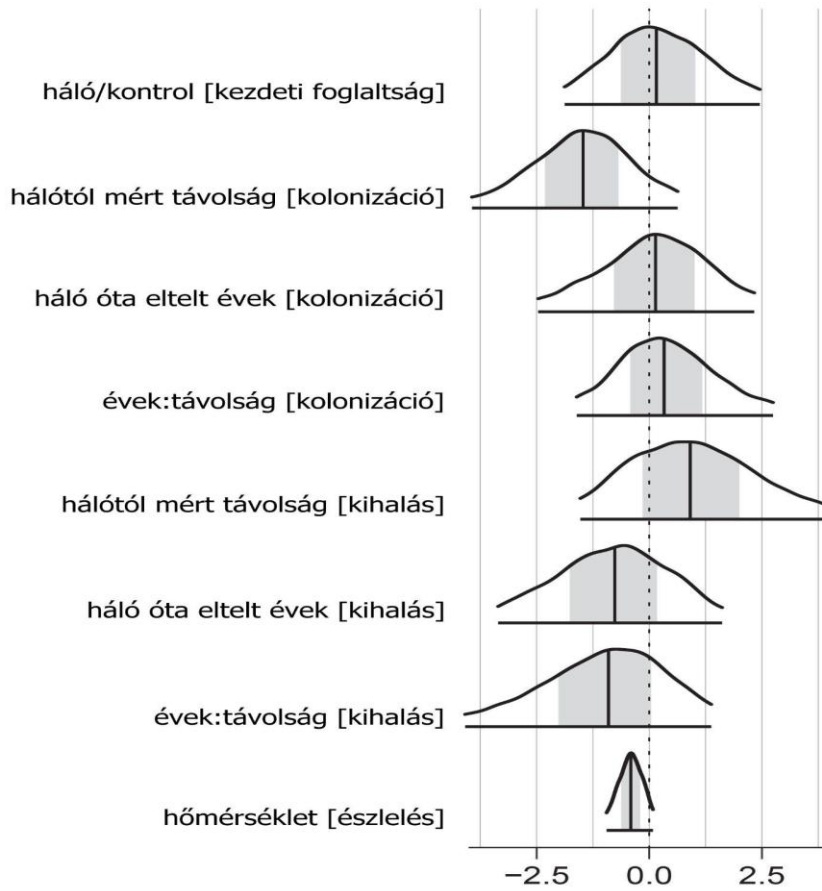
Az MSOM illeszkedési próbája alapján az illesztett modell nem tért el a szimulált adathalmaztól ($\chi^2 = 1147,5$, $p = 0,422$, 2.5.1. táblázat). A legjobb modell hatásainak poszterior eloszlása és a magyarázó változók válaszgörbéi azt mutatták, hogy a kezdeti foglaltság nem különbözött a kontroll és a hálón belüli területek között a háló építését megelőzően. Ugyanakkor a becsült jelenlét alacsonyabb volt a hálón belül kijelölt helyszíneken (2.5.4.–5. ábra). A hálótól mért távolság negatívan befolyásolta a kolonizációs arányt, ugyanakkor pozitív hatást gyakorolt a kihálás valószínűségére.

Ezzel szemben a háló építése óta eltelt évek kedvezően hatottak a kolonizációra, miközben csökkentették a kihálás valószínűségét. A két változó interakciója tovább erősítette ezt a hatást, azaz a kolonizációt növelte, míg a kihálás valószínűségét csökkentette (2.5.4.–5. ábra).

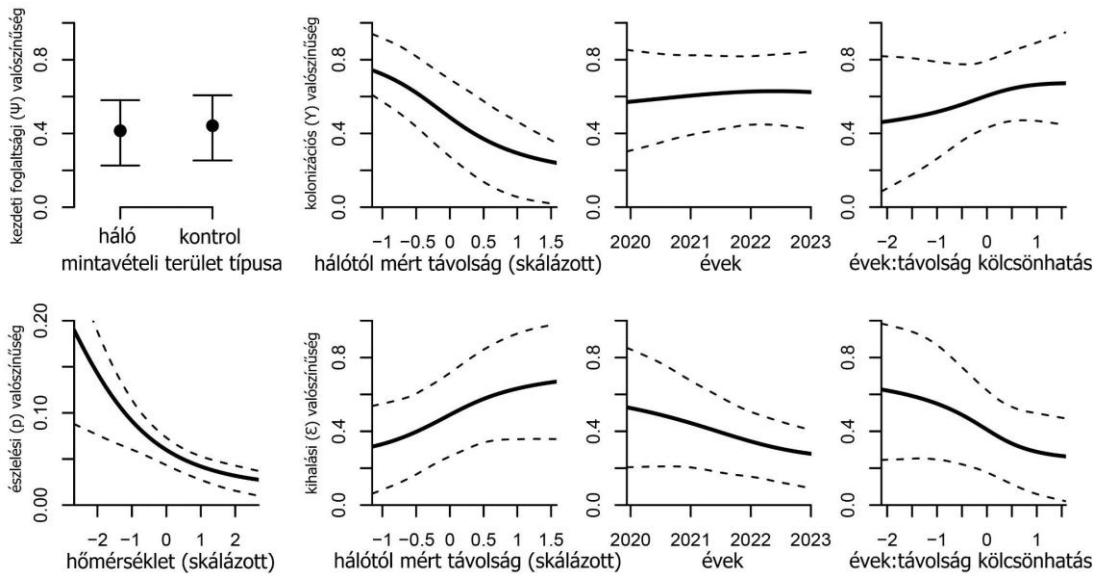
Az operatív hőmérséklet negatívan befolyásolta a detektálási valószínűséget (2.5.4.–5. ábra). A 28 megfigyelő közül öt (beleértve a keresőkutyát) pozitív hatással volt a detektálásra. Az elsődleges felmérési szezonok során a becsült átlagos foglaltság $0,286 \pm 0,032$ (\pm SE) volt, míg a másodlagos felmérések során a rákosi vipera átlagos észlelési valószínűsége $0,122 \pm 0,003$ (\pm SE) volt. A hálóval védett kvadrátokban a becsült vipera-foglaltság szignifikánsan magasabb lett, mint a kontroll kvadrátokban, a háló építését követő második év után (2.5.6. ábra).

Model	Változók az almodellekben				LOOIC	MacKenzie-Baily GOF test	
	Kezdeti kihasználtság (ψ)	Kolonizáció (γ)	Kihálás (ϵ)	Észlelés (p)		χ^2	p
1	Kontroll beavatkozás	Távolság a hálótól, évek a háló óta, távolság:évek	Távolság a hálótól, évek a háló óta, távolság:évek	Megfigyelési hőmérséklet	144.426	1147.5	0.422
2	-	Távolság a hálótól	Távolság a hálótól	Hőmérséklet	145.614	888.5	0.404
3	-	Távolság a hálótól, évek a háló óta	Távolság a hálótól, évek a háló óta	Hőmérséklet	147.293	1060.3	0.402
4	-	Évek a háló óta	Évek a háló óta	Hőmérséklet	151.533	1309.9	0.34
5	Kontroll beavatkozási távolság a hálótól	Távolság a hálótól, évek a háló óta, távolság:évek	Távolság a hálótól, évek a háló óta, távolság:évek	Megfigyelési hőmérséklet	221.733	3361,9	0.078
6	-	-	-	-	221.866	3284,3	0.112

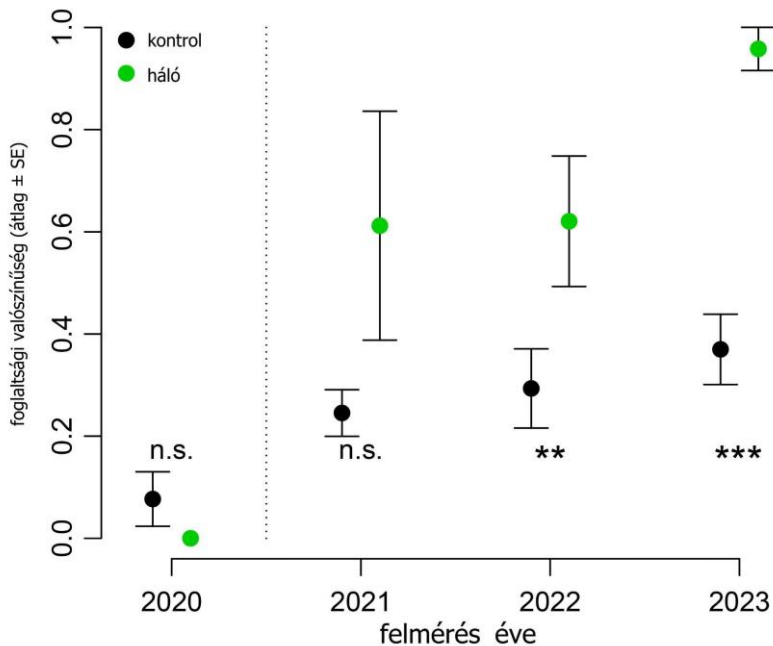
2.5.1. táblázat. A szezonos foglaltsági modellek kiválasztása LOOIC értékek alapján rangsorolva



2.5.4. ábra. A rákosi vipera kezdeti foglaltságát, kolonizációját, kihalását és detektálását befolyásoló változók poszterior eloszlásai az teljes ragadozó kizárás alatt. Az eloszlási görbék a 95%-os megbízhatósági intervallumot, a sötétebb árnyékolt területek az 50%-os megbízhatósági intervallumot, míg a függőleges vonalak az átlagos hatásméretet jelölik.



2.5.5. ábra. A rákosi vipera foglaltsági modelljében szereplő változók marginális hatásgörbéi a hálórendszer beavatkozásának teszteléséhez. A vonalak a poszteriori átlagokat mutatják, míg a szaggatott vonalak az 95%-os megbízhatósági intervallumokat jelzik.



2.5.6. ábra. A rákosi vipera foglaltsági becslései a háló és a kontroll helyszíneken a mintavételezett évek során. Az „n.s.” jelölés a foglaltsági becslések közötti nem szignifikáns különbséget jelzi a hálón belüli és a kontroll helyszínek között, míg a „**” a $p < 0,01$ értéknél kisebb szignifikáns különbséget, a „***” pedig a $p < 0,001$ értéknél kisebb szignifikáns különbséget jelzi.

2.5.4. Diskusszió

Tanulmányunk célja a teljes ragadozó kizárás hatékonyságának értékelése volt a rákosi vipera madár- és emlős ragadozóktól való védelmében. Feltételeztük, hogy alkalmazása jelentősen növeli a viperák jelenlétét a védett élőhelyen a kontroll helyszínekhez képest. Arra is számítottunk, hogy a közelében lévő kontroll helyszíneken a viperák jelenléte növekedni fog a védett élőhelyről történő kiáramlás miatt, mivel a ragadozómentes élőhely forrás-populációként működhet, ahol az utódok túlélési aránya magas. Eredményeink igazolták várakozásainkat: a ragadozó kizárás valóban növelte a viperák jelenlétét a védett élőhelyen. Jelentős különbségeket találtunk a háló közelében lévő kontroll helyszínek és a kezdeti felmérések között, ami alátámasztja a viperák diszperzióját a biztosított területről. Ezek az eredmények hozzájárulnak a ragadozók kizárására irányuló módszerek hatékonyságáról szóló növekvő szakirodalomhoz, valamint kiegészítik a ragadozók kizárására alkalmas eszközként való alkalmazásáról szóló nagyon korlátozott szakirodalmat.

Más tanulmányok, például ragadozók kizárására használt ketrecekkel végzett vizsgálatok, kimutatták, hogy ezek nem gyakorolnak negatív hatást a fészkek környezetére vagy az utódok fejlődésére (Riley és Litzgus, 2013). Hasonlóképpen, Smith és munkatársai (2011) jelentős növekedést tapasztaltak a madárpopulációk kikelési sikerében, amikor kizáró kerítéseket vagy fészkekentreceket használtak. Ezzel szemben Reynolds és Tapper (1996) rámutattak a ragadozószabályozás összetettségére, mivel a ragadozóközösségek vagy a ragadozó-préda arányok változásai növelhetik a predációból eredő veszteségeket. Emellett Hayward és Kerley (2009) hangsúlyozták a kerítések ökológiai hatásait, beleértve a vándorlási útvonalak, a biodiverzitási elterjedési területek, a túlszaporodás, a beltenyésztés és az elszigetelődés potenciális hatásait. Ezekkel az eredményekkel összehasonlítva megállapítható, hogy a rövid távú ragadozó-kizárás meghatározóan pozitív hatást gyakorol a rákosi vipera jelenlétére, valószínűleg az egyedi túlélési siker növelésével. Nem számítunk negatív hatásra a ragadozók populációjában, mivel csak egy 4

hektáros területet kerítettünk el egy közel 12 000 hektáros füves élőhelykomplexumban. Ugyanakkor más zsákmányállatok, például rágcsálók populációiban is változások várhatók, amelyek nem kívánt irányban módosíthatják az élőhely minőségét, ezért folyamatos monitorozásra van szükség (Burns et al., 2011).

Mivel a rákosi vipera egy rejtőzködő faj, olyan mintavételi és statisztikai keretet választottunk, amely figyelembe veszi a kimutathatóságot. Így a vizuális felmérések mellett kereső kutyás egységet is alkalmaztunk a hullók észlelési valószínűségének növelése érdekében. A keresőkutyákat sikeresen alkalmazták különböző hullófajok, köztük kígyók, gyíkok és teknősök kimutatására (Cablk et al., 2013). Tanulmányunk továbbá többszezonos foglaltsági modellt alkalmazott, amely lehetővé tette a helyszíni foglaltság becslését az elsődleges felmérési időszakok közötti változások figyelembevételével, valamint a kolonizáció és kihalás valószínűségének becslésével a felmérési egységek szintjén.

Tanulmányunk egyik korlátja a viszonylag kis számú mintavételi helyszín, amely csökkentheti az eredményeink általánosíthatóságát más ökoszisztémákra vagy fajokra, mivel a teljes ragadozó kizárás egyetlen élőhelyre korlátozódott. Továbbá, a kutatásunk egyetlen veszélyeztetett hullófajra és egy típusú gyepi élőhelyre összpontosított, ami szintén limitálja az eredmények más fajokra vagy ökológiai kontextusokra való átültetését. Mindazonáltal az eredményeink értékes bizonyítékokat szolgáltatnak arra vonatkozóan, hogy a teljes ragadozó kizáró háló rendszerek hatékony eszközt jelenthetnek a veszélyeztetett hullófajokra nehezedő predációs nyomás enyhítésében. Jövőbeni kutatásoknak több helyszínen kellene vizsgálniuk a teljes ragadozó kizárás hatékonyságát annak érdekében, hogy jobban megértsük a módszer általánosíthatóságát. További korlátozásként említhető a foglaltsági modellezés zártági feltételezése, amely azt feltételezi, hogy az elsődleges felmérési időszakok alatt sem kolonizáció, sem kihalás nem történik a mintavételi helyszíneken (Kéry és Royle, 2016). Másodlagos felméréseink 50 napos időszakot öleltek fel, ami felveti annak lehetőségét, hogy ezt a feltételezést megsértettük rákosi

viperák egyedeinek mozgása vagy halálozása miatt. Azonban fontos megjegyezni, hogy a zártsági feltételezés kifejezetten a foglaltságra vonatkozik, nem pedig az egyedek mozgására. Figyelembe véve e faj korlátozott diszperziós képességét, amelyet korábbi tanulmányok dokumentáltak (Ujvári és Korsós, 1997; Péchy et al., 2015), valamint azt, hogy a foglaltságot több egyed is meghatározza, úgy véljük, hogy a mozgásból és halálozásból származó esetleges torzítás valószínűleg nem gyakorol jelentős hatást eredményeinkre. Egy másik lehetséges torzítás abból adódhat, hogy a háló építkezése előtt összesen 23 egyedet fogtunk be, valamint egy vemhes nőtényt, amelyeket később a háló alatti területre engedtünk vissza. Ez az eljárás befolyásolhatta a viperák sűrűségét és helyfoglalását a ragadozómentes területen belül. Azonban a korábbi monitorozási adatok kontextust nyújtanak: például a tanulmány helyszínén 2018-ban megfigyelt egyedek száma 17 volt (Mizsei et al., 2020), ami összehasonlítható a befogott egyedek számával. Ezek az adatok, összevetve az elsődleges felméréssel, amikor nem figyeltünk meg viperákat a leendő háló területén belül, alátámasztják a viperák jelenlétének ingadozását a ragadozók kizárása előtt.

Tanulmányunk alapot nyújt a jövőbeni kutatásokhoz, amelyek a ragadozó kizáró háló rendszerek hatékonyságát vizsgálják a hullófajok megőrzési eszközeként. Hosszú távú tanulmányokra van szükség a ragadozó kizáró háló rendszerek ragadozó populációkra és az élőhelyek ökológiai dinamikájára gyakorolt tartós hatásainak feltárására. Az ellenőrzési időszakok meghosszabbítása lehetőséget adna a veszélyeztetett fajok demográfiai paramétereinek, például az egyedi túlélés és a szaporodás vizsgálatára. Továbbá a teljes ragadozó-kizárás térbeli megismétlésének kiterjesztése és hatékonyságuk különböző ökoszisztémákban és különböző ragadozó-zsákmány dinamikákban való vizsgálata értékes betekintést nyújthatna eredményeink általánosíthatóságába.

Összefoglalva, tanulmányunk bizonyítékot szolgáltat arra, hogy a teljes ragadozó-kizáró rendszerek hatékonyan védhetik a rákosi viperát a madár- és emlős

ragadozóktól. Bár további kutatásokra van szükség a kizárás hatékonyságának jobb megértéséhez és a tanulmányunk korlátainak kezeléséhez, eredményeink hozzájárulnak a ragadozók kizárására irányuló módszerekről szóló növekvő szakirodalomhoz, és hangsúlyozzák a hatékony természetvédelmi eszközök alkalmazásának fontosságát, amelyek jelentősen elősegíthetik a célzott fajok populációinak növekedését.

3. Következtetések és javaslatok

A rákosi vipera populációinak védelme és megőrzése szempontjából alapvető fontosságú a predációs nyomás részletes vizsgálata és hatékony kezelése. Az előzőekben bemutatott öt tanulmány átfogóan foglalkozik a különböző ragadozók által kifejtett predációs hatásokkal, valamint a védelmi intézkedések hatékonyságával. Az összesített eredmények alapján egyértelmű, hogy a rákosi vipera populációi jelentős predációs nyomás alatt állnak, amely több detektált ragadozó fajtól (eurázsiai borz, vörös róka, egerészölyv, kígyászölyv) ered. A predációs nyomás forrásainak és hatásainak részletesebb megértése elengedhetetlen a hatékony védelmi stratégiák kidolgozásához és megvalósításához. Az eredeti vegetációs szerkezet helyreállítása segíthet csökkenteni a predációs nyomást. A sűrűbb növényzet és a változatosabb élőhelystruktúra több búvóhelyet és menedéket kínál a viperáknak, ezáltal csökkentve a ragadozók általi észlelés és zsákmányolás esélyét.

A bemutatott esettanulmányok számos eddig ismeretlen ökológiai összefüggésre világítottak rá, amelyek a rákosi vipera fennmaradása szempontjából is jelentősek. Az egyik legfontosabb felismerés, hogy a borzok élőhely-preferenciája nem korlátozódik kizárólag az erdőfoltokra, hanem jelentős mértékben kiterjed a nyílt füves pusztai területekre is. Ennek különös jelentősége van, mivel a borzok ezen viselkedése szoros összefüggésben állhat a rákosi vipera populációira nehezedő predációs nyomással.

A ragadozómadarak táplálék-összetételének vizsgálatában alkalmazott geometriai morfometriai elemzés új távlatokat nyitott a táplálkozási ökológia területén. E módszer lehetővé tette a madarak által fogyasztott zsákmányállatok pontosabb azonosítását, beleértve a sérült hullőcsigolyákat is, amelyek ennek ellenére alkalmasak a zsákmányfajok meghatározására. Eredményeink nemcsak a ragadozómadarak táplálkozási szokásainak alaposabb megértéséhez járultak hozzá, hanem közvetetten a rákosi vipera fennmaradását is befolyásolhatják. A faj

ragadozóinak pontos azonosítása kulcsfontosságú a hatékony védelmi stratégiák kidolgozásában.

Egy másik lényeges megállapítás a vegetáció magasságának kaszálás általi csökkentésével kapcsolatos kutatásokból származik. Az eredmények azt mutatták, hogy a vegetáció takarásának eltűnése önmagában nem növeli szignifikánsan a ragadozómadarak zsákmányszerzési aktivitását, ha a közelben legeltetésre használt gyepek is találhatóak. Ez arra utal, hogy a ragadozó-zsákmány interakciók összetettebbek és a környezeti tényezők összefüggései is jelentős szerepet játszanak a kölcsönhatások alakításában.

Bár az említett kutatások jelentős mértékben hozzájárultak a rákosi vipera ökológiájának megértéséhez, számos fontos kérdés továbbra is megválaszolatlan maradt, és további kutatásokat igényel. Az egyik legjelentősebb kérdés a további feltételezett predátorok azonosítása, különös tekintettel a rézsikló (Groen, 2018, Di Nicola, 2020), a keleti sünn (*Erinaceus roumanicus*) (Di Nicola, 2022) és a házi macska (Mori et al., 2019) predációs hatásaira. Noha külföldi kutatásokban már dokumentálták ezen fajok más vipera fajokra gyakorolt predációját, a jelenlegi kutatásaink során nem sikerült bizonyítékot találni arra, hogy ezek a fajok a rákosi vipera esetében is hasonló szerepet töltenének be. Ez a kérdés további vizsgálatot igényel, hiszen a potenciális ragadozók pontos ismerete elengedhetetlen a faj védelméhez szükséges stratégiák kidolgozásához. Végezetül, bár korábbi megfigyelések szerint a ragadozómadarak – különösen a hamvas rétihéja – zsákmányoltak rákosi viperát, a fészekanyagok vizsgálata során nem találtunk vipera maradványokat. Ez arra utalhat, hogy az ilyen esetek ritkák, de további kutatások szükségesek annak pontos meghatározásához, hogy a ragadozómadarak milyen mértékben befolyásolják a vipera populációkat.

Bár a rákosi vipera ökológiájával kapcsolatos kutatások számos új ismeretet tártak fel, továbbra is jelentős ismerethiányok akadályozzák a faj megőrzését. A fennmaradó kérdések megválaszolása kulcsfontosságú a vipera hosszú távú védelme

szempontjából. A jövőbeli kutatások irányát olyan tényezők határozzák meg, amelyek mélyebb megértése hozzájárulhat a természetvédelmi stratégiák fejlesztéséhez és a veszélyeztetett populációk stabilizálásához.

A ragadozó-gyérítési módszerek hatékonyságának vizsgálata kiemelt jelentőségű, amelyet kontrollált kísérletek révén lehet pontosan értékelni. Ilyen módszerek például a csapdázás és a kerítések alkalmazása. Emellett a védelmi intézkedések hosszú távú monitorozása is elengedhetetlen, különösen az élőhelyek ökológiai dinamikájának és a ragadozók populációváltozásainak nyomon követése. Ez lehetőséget biztosít a természetvédelmi stratégiák folyamatos adaptálására, hogy azok a változó környezeti feltételek mellett is hatékonyak maradjanak.

A modern technológiák, mint például a kameracsapdák és az eDNS-alapú vizsgálatok, szintén jelentős szerepet játszhatnak a ragadozók azonosításában és a predációs események nyomon követésében. E technológiák pontosabb és részletesebb adatokat biztosítanak, amelyek alapot adnak a célzott és hatékony beavatkozásokhoz.

Az élőhelykezelési módszerek fejlesztése – beleértve a kaszálás és a legeltetés hatásainak elemzését, valamint a vegetációszerkezet helyreállítását – szintén kulcsfontosságú. Ezek az intézkedések hozzájárulhatnak a predációs nyomás csökkentéséhez és a vipera populációk stabilizálásához.

Összességében ezek a kutatási irányok nemcsak a jelenlegi természetvédelmi kihívások kezelésében segíthetnek, hanem új perspektívákat is nyithatnak a ragadozó-préda kapcsolatok és az élőhelygazdálkodás területén.

Az elmúlt két évtizedben jelentős természetvédelmi erőfeszítések és fejlesztések történtek a rákosi vipera hosszú távú fennmaradásának elősegítése érdekében. 2004 óta két egymást követő LIFE-projekt valósult meg, amelyek az élőhelyrekonstrukciókra, a „vipera-barát” gyepgazdálkodásra, az ex situ tenyésztésre, valamint a rekonstruált élőhelyekre történő visszatelepítésekre fókuszáltak (Péchy et al., 2015).

A harmadik, LIFE18 NAT/HU/000799 projekt keretében egy négysoros villanypásztorral megerősített kerítés létesült, amely a vaddisznók kizárását célozta. Ez a kerítés szinte teljes mértékben körülöleli a peszéradacsi rákosi vipera élőhelyeket, és telepítése, valamint fenntartása helyi gazdálkodók közreműködésével, a Kiskunsági Nemzeti Park szakembereinek iránymutatása alapján zajlott.

A kerítés hatékonysága jelentős mértékben függ az emberi tényezőktől, mivel egyes szakaszai kifejezetten nagyvadak ellen is védelmet nyújtanak, míg más részeken (bár csekély mértékben) működési hiányosságok tapasztalhatók. A téli vaddisznótúrások és a helyi vadászok beszámolói alapján következtetni lehetett a kerítés hatékonyságára. Egyes gyepterületeken jelentősen megnőtt a vaddisznó-aktivitás a kerítés túloldalán, valamint olyan területeken is megjelentek, ahol korábban nem fordultak elő. Valószínűsíthető, hogy a kerítés mentén haladva új, számukra szuboptimális táplálkozóhelyekre jutottak el.



3.1. ábra. Négy huzalos vaddisznó kizárást szolgáló villanypásztor kerítés (fotó: Móré Attila)

A LIFE18 NAT/HU/000799 projekt másik fontos természetvédelmi intézkedése a ragadozók gyéritése volt, amely a helyi vadásztársaságokkal való együttműködést igényelte. Ismét az emberi tényező jelent meg, mint a hatékonyságot befolyásoló változó. Az elmúlt évek dúvad-teríték adatai azt mutatták, hogy egyes vadászok a ragadozók szabályozását rendszeresen végzett, kiemelt fontosságú feladatként kezelik, különösen az apróvad-gazdálkodás szempontjából. Ezzel szemben más vadászok csak a szükséges minimális dúvad jelet szolgáltatják, mert nagyobb hangsúlyt helyeznek a csülkös vadak terítékre hozatalára.

Összességében hatásosnak tekinthetők a legfrissebb rákosi vipera predációs nyomását csökkentő védelmi tevékenységek. Bár akadnak hiányosságok, a sikeresség megítélhető abból, hogy vannak olyan viperás élőhelyek, ahol az elmúlt két évben nem jelent meg újabb vaddisznó túrás (3.1. ábra) illetve a bugaci rákosi vipera magpopulációhoz közeli területen pedig több hónapja (2024. március-december) nem találtunk aktív borz kotorékot, és élő állatot sem láttot a helyileg vadászatra jogosult. A rákosi vipera predációs nyomásának csökkentésére irányuló jövőbeli védelmi intézkedésekhez az alábbi javaslatok fogalmazhatók meg. Először is, javasolt, hogy a ragadozók gyéritésére vonatkozó feladatokat olyan szakember végezze, aki közvetlenül a rákosi viperával foglalkozik. Ez lehetővé tenné a célzottabb és hatékonyabb beavatkozásokat, mivel a szakember közvetlenül ismeri a viperák élőhelyeit és azokat a tényezőket, amelyek csökkenthetik a ragadozók jelenlétét. A vadkizáró kerítések karbantartása kulcsfontosságú eleme a védelemnek. Az ilyen kerítések rendszeres ellenőrzése és karbantartása szükséges annak érdekében, hogy elkerüljük a feszültséget vezető huzalok vegetáció általi takarását, ami jelentősen csökkentheti a kerítés hatékonyságát. Az optimális működés biztosítása érdekében elengedhetetlen a növényzet folyamatos visszavágása, valamint a kerítések rendszeres felülvizsgálata és javítása. A ragadozókizáró hálórendszer bár jelentős költségekkel járó infrastrukturális beruházást igényel, mindenképpen megfontolandó. A tapasztalatok alapján a ragadozókizáró hálórendszerek hatékonyan csökkenthetik a

predációs nyomást a rákosi vipera populációkban. Ezért érdemes további, kisebb alapterületű hálórendszerek építésén gondolkodni, különösen az újonnan kolonizált vagy helyreállított gyepfoltok esetében. Az ilyen beruházások hosszú távon jelentősen hozzájárulhatnak a rákosi vipera populációjának fenntartásához és növekedéséhez, valamint a ragadozók által okozott veszteségek minimalizálásához. Ezek az intézkedések a faj védelme szempontjából elengedhetetlenek, és biztosítják a populációk hosszú távú túlélését.

A rákosi vipera populációinak megőrzése szempontjából az élőhelyek fejlesztése és a ragadozó kontroll kiemelkedő jelentőséggel bír. Az élőhelyek olyan módon történő gazdagítása, amely megfelelő búvóhelyeket és optimális vegetációt biztosít, alapvető lépés a faj hosszú távú fennmaradásához. Az ilyen jellegű élőhelyfejlesztés nemcsak a viperák számára kedvező mikroklímát teremthet, hanem elősegíti a tápláléklánc fenntarthatóságát is, a populációk stabilizálódását. Ezzel párhuzamosan a ragadozó fajok populációinak hatékony szabályozása elengedhetetlen a predációs nyomás csökkentéséhez. A ragadozók jelenlétének minimalizálása, különösen a védett élőhelyeken, jelentős mértékben hozzájárul a rákosi vipera egyedek túlélési esélyeinek növeléséhez, ezáltal biztosítva a populációk hosszú távú stabilitását és növekedését. Azonban a sikeres megvalósításhoz nem elegendők az egyszeri beavatkozások; a védelmi intézkedések hatékonyságának fenntartásához nélkülözhetetlen a hosszú távú monitorozás. A populációk folyamatos megfigyelése és a környezeti feltételek rendszeres nyomon követése révén azonnal reagálni lehet a változó ökológiai körülményekre. Ez lehetővé teszi, hogy az élőhelykezelési és ragadozó kontroll stratégiák rugalmasan alkalmazkodjanak a változó kihívásokhoz, például a klímaváltozás, az invazív fajok megjelenése vagy a gazdálkodói ökoszisztéma átalakulása miatt. A folyamatos adatgyűjtés és elemzés alapján történő adaptáció biztosítja, hogy a beavatkozások a lehető leghatékonyabban támogassák a rákosi vipera populációk megőrzését.

Össességében a rákosi vipera védelme érdekében tett erőfeszítések csak akkor lehetnek eredményesek, ha a faj élőhelyének és ragadozóinak kezelése integrált megközelítésben valósul meg. Az élőhelyek fejlesztése és a predációs nyomás csökkentése mellett a hosszú távú monitorozás és az adaptív menedzsment kulcsfontosságú szerepet játszanak a faj fennmaradásának biztosításában.

4. Összefoglalás

A rákosi vipera populációira nehezedő predációs nyomás vizsgálata az utóbbi évtizedekben kiemelt kutatási területté vált. A rákosi vipera LIFE projekt keretében végzett kutatások során 15 különböző ragadozó fajt azonosítottunk, amelyek között korábban nem feltételezett predátorok is szerepeltek. Meglepő módon a vaddisznó, valamint a hamvas rétihéja és a réti fülesbagoly is potenciális veszélyforrásként jelent meg. A borz- és rókapopulációk növekedése – amelyet többek között a veszettség elleni vakcinázás is befolyásol – szintén fokozhatta a viperákra nehezedő predációs nyomást. Emellett a dolmányos varjú állományai ismét emelkedő tendenciát mutattak, és a házi macskák rendszeres jelenléte is veszélyt jelenthet a kisebb példányokra.

A mezopredátorok által okozott predáció pontosabb felmérése érdekében ürülékelemzést végeztünk. A bugaci élőhelyről származó 23 borz- és 10 róka ürülék mintában rákosi vipera maradványokat azonosítottunk. Az eredmények alapján a vizsgált időszakban legalább 34 rákosi viperát fogyasztottak el ezek a szörmés ragadozók. Ez megerősíti, hogy a borz és a róka jelentős predációs tényezők, és szerepük valószínűleg hozzájárul a faj populációinak csökkenéséhez.

A ragadozómadarak kígyó fogyasztásának pontosabb feltárásához geometriai morfometriai módszert alkalmaztunk, amely lehetővé tette a kígyócsigolyák fajspecifikus azonosítását a fészektartalmakban. Az egerészölyv fészkek 33,3%-ában, míg a kígyászölyv fészkekben ennél is nagyobb arányban találtunk kígyócsigolyákat. Az azonosított maradványok 14,3%-a rákosi viperához tartozott, ami bizonyítja, hogy a ragadozómadarak szintén jelentős hatással vannak a vipera populációkra.

A gyephasználat és a predáció kapcsolatát gyurmamodellek segítségével vizsgáltuk. Az eredmények szerint a madarak által okozott sérülések aránya kaszálás előtt magasabb volt, mint utána, és a felmérési időszak alatt a legelőkön kihelyezett modellek több támadást szenvedtek el. Noha a kaszálás önmagában nem növelte szignifikánsan a kígyómodellek elleni támadásokat, az eredmények arra utalnak, hogy

a különböző gyephasználati módok (kaszálás vs. legeltetés) befolyásolják a ragadozó-zsákmány interakciókat.

A LIFE projekt keretében egy zárt hálórendszert is kialakítottunk a ragadozók kizárására. A rendszer hatékonyságát foglaltsági modell segítségével értékeltük 2020 és 2023 között. Az eredmények azt mutatták, hogy a hálórendszer jelentősen növelte a vipera élőhely-foglaltságát, különösen a telepítést követő második évtől kezdve. A hálózás pozitív hatással volt a kolonizációs rátára, miközben csökkentette a populációk kihalási valószínűségét. Ugyanakkor a populációmonitorozás során figyelembe kell venni, hogy az operatív hőmérséklet negatívan befolyásolja a faj észlelési valószínűségét.

Összességében a kutatásaink eredményei megerősítik, hogy a rákosi vipera populációit számos veszély fenyegeti, beleértve a mezopredátorok és a ragadozómadarak hatását is. A predációs nyomás mértékét valószínűleg korábban alábecsülték, ezért a jövőbeni természetvédelmi stratégiáknak kiemelt figyelmet kell fordítaniuk a ragadozók kontrolljára. Az élőhelyvédelem, a hálórendszerek kialakítása és az adaptív gyephasználat mind elengedhetetlen eszközök a vipera populációk hosszú távú fennmaradásának biztosításához. A jövőbeli kutatások célja nemcsak a predációs nyomás mérséklése, hanem a ragadozó-zsákmány kapcsolatok mélyebb megértése is.

5. Summary

The investigation of predation pressure on *Vipera ursinii rakosiensis* populations has become a key research focus in recent decades. As part of the LIFE project, 15 different predator species were identified, some of which were unexpected, as their behavior was not previously considered a threat to the vipers. Surprisingly, wild boars, Montagu's harriers, and short-eared owls also appeared as potential predators. The increasing populations of badgers and red foxes—partly influenced by rabies

vaccination programs—have likely intensified predation pressure on vipers. Additionally, hooded crow populations have shown a resurgence, and domestic cats pose a significant risk due to their frequent presence in viper habitats, where they may prey on smaller individuals.

To gain a more accurate understanding of mesopredator-driven predation, fecal analysis was conducted. Hungarian meadow viper remains were detected in 23 badger and 10 fox faecal samples collected from the Bugac habitat. Based on these findings, at least 34 vipers were consumed by these mammalian predators during the study period. These results confirm that badgers and foxes play a significant role as predators and likely contribute to the decline of Hungarian meadow viper populations. To examine the feeding habits of raptor species, a geometric morphometric method was applied, allowing for the species-specific identification of snake vertebrae found in nest remains. Snake vertebrae were present in 33.3% of common buzzard nests, while their occurrence was even higher in short-toed snake eagle nests, consistent with the species' dietary preferences. Among the identified vertebrae, 14.3% belonged to Hungarian meadow viper, indicating that raptors also exert considerable predation pressure on viper populations.

The relationship between grassland management and predation pressure was assessed using clay models. The results showed that bird-inflicted damage was higher before mowing than after, and throughout the survey period, models placed in pastures experienced more attacks than those in hay meadows. Although mowing alone did not significantly increase attacks on the snake models, the findings suggest that differences between pasture and hay meadow habitats influence predator-prey interactions.

As part of the LIFE project, a closed mesh fencing system was also implemented to exclude predators. The effectiveness of this system was evaluated using a Before-After-Control-Impact (BACI) model by monitoring viper populations between 2020 and 2023. The results revealed that the fencing significantly increased habitat

occupancy for vipers, particularly from the second year after installation. The exclusion system positively impacted colonization rates, while reducing the likelihood of local extinction. However, population monitoring must consider that operational temperature negatively affects detection probability, making it an important factor in future surveys.

Overall, our research confirms that Hungarian meadow viper populations face significant threats from various predators, including mesopredators and raptors. The extent of predation pressure was likely previously underestimated, emphasizing the need for enhanced predator control efforts. Conservation strategies should prioritize habitat protection, exclusion fencing, and adaptive grassland management to ensure the long-term survival of the species. Future research should focus not only on mitigating predation pressure but also on gaining a more detailed understanding of predator-prey dynamics.

6. Irodalomjegyzék

- Adams, D. C., Rohlf, F. J., Slice, D. E. (2004). Geometric morphometrics: ten years of progress following the revolution. *Ital. J. Zool.* 71, 5–16. <https://doi.org/10.1080/11250000409356545>.
- Adams D, Collyer M, Kaliontzopoulou A, Baken E. (2022). Geomorph: Software for geometric morphometric analyses. R package version 4.0.4. URL <https://cran.r-project.org/package=geomorph>
- Agrawal, A., Gopal, K. (2013). Concept of Rare and Endangered Species and Its Impact as Biodiversity. In: *Biomonitoring of Water and Waste Water*. Springer, India. https://doi.org/10.1007/978-81-322-0864-8_7
- Bagyura J., Szitta T., Haraszthy L. (2007): A kerecseny-szólyom-védelmi program eredményei napjainkig. *Madártávlat XIV./1.* 4-10.
- Baken, E. K., Collyer, M. L., Kaliontzopoulou, A., & Adams, D. C. (2021). geomorph v4. 0 and gmShiny: Enhanced analytics and a new graphical interface for a comprehensive morphometric experience. *Methods Ecol. Evol.*, 12, 2355–2363.
- Bán, M., Boné, G. M., Bérces, S., Barta, Z., Kovács, I., Ecsedi, K. and Sipos, K. (2022). OpenBioMaps – self-hosted data management platform and distributed service for biodiversity related data. – *Earth Sci. Inform.* 15: 2007–2016
- Banks, P.B., Smith, H. (2015). The ecological impacts of commensal species: black rats, *Rattus rattus*, at the urban-bushland interface. *Wildlife Research* 42, 86–97. doi:10.1071/WR15048.
- Barton K. (2022). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.46.0. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Bateman, P. W., Fleming, P. A., & Wolfe, A. K. (2017). A different kind of ecological modelling: the use of clay model organisms to explore predator–prey interactions in vertebrates. *Journal of Zoology*, 301, 251–262. <https://doi.org/10.1111/jzo.12415>
- Bécsy L. & Keve A. (1977). The protection and status of birds of prey in Hungary. In: Chancellor R.D.(ed.): Report of proceedings. World Conference on Birds of Prey, Vienna, 1-3 Oct., 1975. International Council for Bird Preservation sine loco: 125-129.
- Bendell, L. I. (2015). Favored use of anti-predator netting (APN) applied for the farming of clams leads to little benefits to industry while increasing nearshore impacts and plastics pollution. – *Mar. Pollut. Bull.* 91: 22–28.
- Bittner, T. D. (2003). Polymorphic clay models of *Thamnophis sirtalis* suggest patterns of avian predation. *Ohio Journal of Science*, 103, 62–66.
- Boulenger, G. A. (1913). *The Snakes of Europe*. Methuen & Co.
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J. E., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., ... & Zug, G. (2013). The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation*, 157, 372-385.
- Burns, B., Innes, J. and Day, T. (2011). The use and potential of pest-proof fencing for ecosystem restoration and fauna conservation in New Zealand. – In: Somers, M. and Hayward, M. (eds), *Fencing for conservation*. Springer
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E., Boutin, S., (2015). Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *J. Appl. Ecol.* 52, 675–685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>.

- Cablk, M., Szelagowski, E., Sagebiel, J. (2012). Characterization of the volatile organic compounds present in the headspace of decomposing animal remains, and compared with human remains. - *Forensic Science International* 220(1-3):118-25. DOI: 10.1016/j.forsciint.2012.02.007
- Caetano GHdO, Chapple DG, Grenyer R, Raz T, Rosenblatt J, Tingley R, et al. (2022) Automated assessment reveals that the extinction risk of reptiles is widely underestimated across space and phylogeny. *PLoS Biol* 20(5): e3001544. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001544>
- Castaneda I. & et al. (2023). Spatiotemporal and individual patterns of domestic cat (*Felis catus*) hunting behaviour in France. *MDPI Journal*, Vol.13. Issue 22. <https://doi.org/10.3390/ani13223507>
- Cassidy, F. L. (2015). The potential of lasers as deterrents to protect birds in the Alberta oil sands and other areas of human-bird conflict. – MSc thesis, Univ. of Alberta, Canada, pp. 8–26.
- Caughley, G., Sinclair, A.R.E., (1994). *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science, London
- Chaiphongpachara, T., Changbunjong, T., Sumruaypho I, S., Laojun, S., Suwandittaku I, N., Kuntawon g, K. (2022). Geometric morphometrics versus DNA barcoding for the identification of malaria vectors *Anopheles dirus* and *An. Baimaii* in the Thai - Cambodia border. *Sci. Rep.* 12, 1 –10. <https://www.nature.com/articles/s41598-022-17646-6>.
- Conover, M. R. (2001). Effect of hunting and trapping on wildlife damage. – *Wild Soc. Bull.* 29: 521–532.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., & Grenfell, B. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(10), 405–410.
- Cox, N. A., Young, B. E., Bowles, P., Fernandez, M., Marin, J., Rapacciuolo, G., ... & Böhm, M. (2022). A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature*, 605(7909), 285–290
- Czarnecki, C., Manderino, R., Perry, D. (2022). Reduced avian predation on an ultraviolet-fluorescing caterpillar model. *The Canadian Entomologist* 154, e10. doi:10.4039/tce.2021.57.
- Darst, C. R. et al. (2013). A strategy for prioritizing threats and recovery actions for at-risk species. – *Environ. Manage.* 51: 786–800.
- Deák, G., Katona, K., Biró, Z. (2021). Exploring the use of a carcass detection dog to assess mowing mortality in Hungary. *Journal of Vertebrate Biology* 69, 20089.1– 20089.9. doi:10.25225/jvb.20089.
- Dely, O.Gy., Janisch, M. (1959): La répartition des vipères de champs (*Vipera ursinii rákosiensis* Méhely) dansle Bassin des Carpathes. *Vertebr. hung.* 1 (1): 25-34.
- Di Nicola & et al. (2020). Ophiophagy in *Coronella austriaca*: first case of *Hierophis viridiflavus* and first direct observations of predation on *Vipera aspis*. *Herpetology Notes*, 13:1107-1110.
- Di Nicola M. R. (2022). An evidence of asp viper (*Vipera aspis*) consumption by western European hedgehog. (*Erinaceus europaeus*) on Elba Island (Italy). *Natural History Science*, Vol.9. No.2. <https://doi.org/10.4081/nhs.2022.568>

- Dimond R. & et al. (2013). An investigation into the relationship between pheasants (*Phasianus colchicus*) and reptiles as prey. Herpetological Journal Conference report, Vol.24, 3-6.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M. et al. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345, 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dorcas, M. E., Willson, J. D., Reed, R. N., Snow, R. W., Rochford, M. R., Miller, M. A., Meshaka, W. E., Andreadis, P. T., Mazzotti, F. J., Romagosa, C. M., & Hart, K. M. (2012). Severe mammal declines coincide with proliferation of invasive Burmese pythons in Everglades National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(7), 2418–2422. <https://doi.org/10.1073/pnas.1115226109>
- Duchesne, T., Graitson, E., Lourdais, O., Ursenbacher, S. and Dufrière, M. (2022). Fine-scale vegetation complexity and habitat structure influence predation pressure on a declining snake. – *J. Zool.* 318: 205–217.
- Durbian, F. E. (2009). Effects of Mowing and Summer Burning on the Massasauga (*Sistrurus catenatus*). *The American Midland Naturalist*, 155, 329–334. [https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2006\)155\[329:EOMASB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2006)155[329:EOMASB]2.0.CO;2)
- Emblidge, P. et al. (2015). Severe mortality of a population of threatened Agassiz's desert tortoises: the American badger as a potential predator. – *Endang. Species Res.* 28: 109–116.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R., Soulé, M. E., Virtanen, R., & Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333(6040), 301-306.
- European Reptile & Amphibian Specialist Group (1996). *Vipera ursinii ssp. rakosiensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T23003A9407721. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T23003A9407721.en>.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
- Faragó, Sándor & Kalmár, Sándor. (2014). A tüzök (*Otis tarda* L.) élőhelyhasználata és élőhelyválasztása Magyarországon. *Magyar Ápróvad Közlemények.* 33-104. 10.17243/mavk.2014.033.
- Farallo, V. R., & Forstner, M. R. J. (2012). Predation and the Maintenance of Color Polymorphism in a Habitat Specialist Squamate. *PLoS One*, 7, e30316. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030316>
- Ferrer, M. & Negro, J. (2004). The Near Extinction of Two Large European Predators: Super Specialists Pay a Price. *Conservation Biology.* 18. 344 - 349. 10.1111/j.1523-1739.2004.00096.x.
- Fiske, I. and Chandler, R. (2011). Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. – *J. Stat. Softw.* 43: 1–23.
- Freuling, C. M. et al. (2013). The elimination of fox rabies from Europe: determinants of success and lessons for the future. – *Phil. Trans. R. Soc. B* 368: 20120142
- Gardner, T. A., Barlow, J., & Peres, C. A. (2007). Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 138(1-2), 166-179

- Ghira Ioan (2007): Rediscovery of *Vipera ursinii rakosiensis* in Transylvania. *Herpetologica Romanica* 1. 77-81.
- Gibbons, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., ... & Winne, C. T. (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience*, 50(8), 653-666.
- Graitson E. & et al. (2018). Catastrophic impact of wild boars: insufficient hunting pressure pushes snakes to the brink. *Animal Conservation*. doi:10.1111/acv.12447
- Graves, B. M. and Duvall, D. (1995). Aggregation of squamate reptiles associated with gestation, oviposition and parturition. – *Herpetol. Monogr.* 9: 102–119.
- Groen J. (2018). It's a snake-eat-snake world: Predation on an adder (*Vipera berus*) by a smooth snake (*Coronella austriaca*) in a nature reserve in the north of the Netherlands. *Herpetology Notes*. 11:729-731
- Hadley, A., 2010 . Combine ZP Software, New Version. Retrieved from <https://combinezp.software.informer.com/>
- Halpern, B. (2007): A rákosi vipera védelme *Rosalia* 3, pp. 39–62.
- Ham, A.D., Ihalainen, E., Lindström, L., Mappes, J., (2006). Does colour matter? The importance of colour in avoidance learning, memorability and generalisation. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 60, 482–491. doi:10.1007/s00265-006-0190-4.
- Hansen, N. A., Sato, C. F., Michael, D. R., Lindenmayer, D. B. and Driscoll, D. A. (2019). Predation risk for reptiles is highest at remnant edges in agricultural landscapes. – *J. Appl. Ecol.* 56: 31–43.
- Hanski, I. (1999). Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. **Oikos**, 87(2), 209-219.
- Haraszthy, L. (2022). Egerészölyv *Buteo buteo* Linnaeus 1758. In Magyarország ragadozó madarai és baglyai. 1. kötet. Vágómadár-alakúak: 777–813. Haraszthy, L. & Bagyura, J. (Ed.). Budapest: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
- Harmel, M., Crowell, H., Whelan, J., Taylor, E.N., (2020). Rattlesnake colouration affects detection by predators. *Journal of Zoology* 311, 260–268. doi:10.1111/jzo.12786
- Harper, G. A., & Bunbury, N. (2015). Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation*, 3, 607–627. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.010>
- Hayward, M. W. and Kerley, G. I. H. (2009). Fencing for conservation: restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes? – *Biol. Conserv.* 142: 1–13
- Hegna, R., Saporito, R. A., Gerow, K. G., & Donnelly, M. A. (2011). Contrasting colours of an aposematic poison frog do not affect predation. *Annales Zoologici Fennici*, 48, 29–38. <https://doi.org/10.5735/086.048.0103>
- Heltai, M. et al. (2001). A borz terjeszkedése Magyarországon 1988 és 2000 között [The expansion of bager in Hungary between 1988 and 2000]. – *Vadbiológia* 8: 63–68.
- Hovick, T.J., Elmore, R.D., Fuhlendorf, S.D., Engle, D.M., Hamilton, R.G., (2015). Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. *Ecological Applications* 25, 662–672. doi:10.1890/14-1067.1
- Hulme, P. E. (2021). Unwelcome exchange: International trade as a direct and indirect driver of biological invasions worldwide. *One Earth*, 4(5), 666–679. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.015>

- Husak, J. F., Macedonia, J. M., Fox, S. F., & Saucedo, R. C. (2006). Predation cost of conspicuous male colouration in collared lizards (*Crotaphytus collaris*): an experimental test using clay-covered model lizards. *Ethology*, 112, 572–580. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2005.01189.x>
- Ibañez, A. L., Cowx, I. G., & O’Higgins, P. (2007). Geometric morphometric analysis of fish scales for identifying genera, species, and local populations within the Mugilidae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 64, 1091–1100.
- Ikeda, T., (2007). A comparative morphological study of the vertebra of snake occurring in Japan and adjacent regions. *Curr. Herpetol.* 26. 13-34. [http://doi.org/10.3105/1345-5834\(2007\)26\[13:ACMSOT\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.3105/1345-5834(2007)26[13:ACMSOT]2.0.CO;2)
- Innes, J., Lee, W. G., Burns, B., Campbell-Hunt, C., Watts, C., Phipps, H. and Stephens, T. (2012). Role of predator-proof fences in restoring New Zealand’s biodiversity: a response to Scofield et al. (2011). – *N. Z. J. Ecol.* 36: 232–238.
- Ion, C., Zamfirescu, S. R., & Strugariu, A. (2011). The potential relationships between predators and Moldavian meadow vipers (*Vipera ursinii moldavica*) in Eastern Romania. *Analele Stiintifice ale Universității „Al. I. Cuza” Iasi, s. Biologie animal*, 57, 35–42.
- IUCN (2024). The IUCN red list of threatened species. Version 2023-1. Available at: <https://www.iucnredlist.org>. Accessed 1 August 2024.
- Jacob, J., (2008). Response of small rodents to manipulations of vegetation height in agroecosystems. *Integrative Zoology* 3, 3–10. doi:10.1111/j.1749-4877.2008.00078.x
- Janisch, M. (1979): Parlagi viperák a Hanságban. – *Élet és Tudomány*, Budapest 34(28): 877–878
- Jędrzejewska, B. and Jędrzejewska, W. (1998). Predation in vertebrate communities: the Białowieża Primeval Forest as a case study. – *Ecol. Stud.* 135: 1–452
- Jones, H. P., Holmes, N. D., Butchart, S. H. M., Tershy, B. R., Kappes, P. J., Corkery, I., Aguirre-Muñoz, A., Armstrong, D. P., Bonnaud, E., Burbidge, A. A., Campbell, K., Courchamp, F., Cowan, P. E., Cuthbert, R. J., Ebbert, S., Genovesi, P., Howald, G. R., Keitt, B. S., Kress, S. W., ... Brooke, M. D. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4033–4038. <https://doi.org/10.1073/pnas.1521179113>
- Kaliontzopoulou, A. (2011). Geometric morphometrics in herpetology: modern tools for enhancing the study of morphological variation in amphibians and reptiles. *Basic Appl. Herpetol.*, 25, 5–32.
- Kearney, M. R. and Porter, W. P. (2020). NicheMapR – an R pack age for biophysical modelling: the ectotherm and dynamic energy budget models. – *Ecography* 43: 85–96.
- Kellner, K., Fowler, N., Petroelje, T., Kautz, T., Beyer, D. and Belant, J. (2021). Ubms: an R package for fitting hierarchical occupancy and N-mixture abundance models in a Bayesian framework. – *Methods Ecol. Evol.* 13: 577–584.
- Kemp M. E. (2023). Defaunation and species introductions alter long-term functional trait diversity in insular reptiles. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120 (7) DOI: 10.1073/pnas.2201944119
- Kéry, M. and Royle, J. A. (2016). Modeling static occurrence and species distributions using site-occupancy models. – *Appl. Hierarch. Modell. Ecol.* 1: 551–630.
- Kirkwood, R. et al. (2014). Lessons from long-term predator control: a case study with the red fox. – *Wild. Res.* 41: 222–232

- Korsós Zoltán (2005): Herpetofaunánk féltett kincse a rákosi vipera 1-2. *Terrárium* 7 (1-2). 24-27. 24-29.
- Korsós, Z. & Kovács, T. (2001): A rákosi vipera múltja, jelene, jövője. – Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest, pp. 41-44.
- Kramer E. (1961): Variation, Sexualdimorphismus, Wachstum und Taxionomie von *Vipera ursinii* (Bonaparte, 1835) und *Vipera kaznakovi* (Nikolskij, 1909), *Revue suisse de zoologie* Vol.68. 627-725
- Krecsák, L. & Korsós, Z. (2001): A rákosréti vipera Erdélyben. -2. Kolozsvári Biológus Napok, Kivonatfüzet, Kolozsvár, pp. 15-16.
- Krecsák L. & Zamfirescu R. S.(2008): *Vipera (Acridophaga) ursinii* in Romania: historical and present distribution, *North-Western Journal of Zoology* 44(2):339-359
- Krofel, M. et al. (2017). Golden jackal expansion in Europe: a case of mesopredator release triggered by continent-wide wolf persecutin? – *Hystrix* 28: 9–15.
- Kuhn, M. (2008). Building Predictive Models in R Using the caret Package. *J. Stat. Softw.*, 28, 1–26.
- Laake, J.L. (2013). RMark: An R Interface for Analysis of Capture-Recapture Data with MARK. AFSC Processed Rep 2013-01, 25p. Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., 7600 Sand Point Way NE, Seattle WA 98115..
- Landis, D. A., Wratten, S. D. and Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. – *Annu. Rev. Entomol.* 45: 175–201.
- Langgemach, T., & Bellebaum, J. (2005). Predation and the conservation of ground-breeding birds in Germany. *Vogelwelt*, 126, 259–298
- Lanszki József. (2012). Ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolatai (Trophic relations of carnivores living in Hungary). *Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága*
- Lányi, Gy. (1957): Adatok a hazai vipera fajok szaporodásbiológiájához [Data to the knowledge of the reproduction biology of Hungarian vipers]. *Akvárium és Terrárium* 4 (6): 166-170 (in Hungarian).
- Lebreton, J. D., Nichols, J. D., Barker, R. J., Pradel, R., & Spendelow, J. A. (2009). Modeling individual animal histories with multistate capture–recapture models. *Advances in ecological research*, 41, 87-173. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(09\)00403-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(09)00403-6)
- Lima, S. L., és Dill, L. M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68(4), 619-640
- Lotka, A. J. (1925). *Elements of Physical Biology*. Baltimore: Williams & Wilkins.
- Magyar G., Hadarics T., Waliczky Z., Schmidt A., Nagy T. & Bankovics A. (1998). Magyarország madarainak névjegyzéke. *Nomenclator avium Hungariae*. KTM Természetvédelmi Hivatal Madártani Intézete – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Budapest - Szeged
- Maritz, B., Penner, J., Martins, M., Crnobrnja-Isailovi, J., Spear, S., Alencar, L.R., Sigala Rodriguez, J., Messenger, K., Clark, R.W., Soorae, P., Luiselli, L., (2016). Identifying global priorities for the conservation of vipers. *Biological Conservation* 204, 94– 102. doi:10.1016/j.biocon.2016.05.004
- Márton, M. et al. (2016). Den site selection of the European badger, *Meles meles* and the red fox, *Vulpes vulpes* in Hungary. – *Folia Zool.* 65: 72–79
- Máté, A. és Vidéki, R. (2007): A rákosi vipera által preferált gyeppek szerkezetének monitorozó jellegű vizsgálata. – In: Halpern, B. (szerk.): A rákosi vipera védelme. *Rosalia* 3. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 125–142

- Méhely, L.. (1912): A hazai viperákról. - Term. Tud. Közl., 30(347):390.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K., (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132, 87–106.
- 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, 203–212. <https://link.springer.com/article/10.1007/s42974-020-00019>
- Mizsei E, Zinenko Oleksandr, Sillero Neftalí, Szabolcs Márton (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., Budai M., Rák G., Bancsik B., Radovics D., Szabolcs M., Móré A., Vadász Cs., Dudás G., Lengyel Sz. (2023a): Microhabitat selection of meadow and steppe vipers enlightened by digital photography and image processing to describe grassland vegetation structure. *Journal of Zoology* 322(2) <https://doi.org/10.1111/jzo.13129>
- Mizsei, E., Budai, M., Móré, A., Rák, G., Radovics, D., Bancsik, B., Wenner, B., Szabolcs, M., Korsós, Z., Lengyel, S., Vadász, C., (2023b): Management impacts on three reptile species (*Vipera ursinii*, *Lacerta agilis*, *Lacerta viridis*) in sandy grasslands in Hungary: mowing should be avoided. *Conservation Science and Practice* 5, e13048. doi:10.1111/csp2.13048.
- Mizsei, E., Budai, M., Wenner, B., Rák, G., Radovics, D., Bancsik, B., Kovács, G., Tisza, Á., Simics, J., Szabolcs, M., Vadász, C. and Móré, A. (2023c), Before-after-control-impact field experiment shows anti-predator netting enhances occupancy of the threatened Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Wildlife Biology* e01147. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01147>
- 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*). *Wildl. Biol.* 2022, 1–7. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01033>.
- Mori E. & et al. (2019). License to kill? Domestic cats affect a wide range of native fauna in high biodiverse mediterranean countries. *Front. Ecol. Evol.*, Vol.7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00477>
- Mumma, M. A., Adams, J. R., Zieminski, C., Fuller, T.K., Mahoney, S. P., Waits, L. P., (2016). A comparison of morphological and molecular diet analyses of predator scats. *J. Mammal.* 97, 112–120. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv160>.
- Mutanen, M., & Pretorius, E. (2007). Subjective visual evaluation vs. traditional and geometric morphometrics in species delimitation: A comparison of moth genitalia. *Syst. Entomol.*, 32, 371–386.
- Nelson, E. H., Matthews, C. E. and Rosenheim, J. A. (2004). Predators reduce prey population growth by inducing changes in prey behavior. – *Ecology* 85: 1853–1858.
- Nilson, G. & Andrén, C. (2001): The meadow and steppe vipers of Europe and Asia – the *Vipera (Acridophaga) ursinii* complex. – *Acta zool. hung.* 47(2–3): 1–87.
- Niskanen, M., & Mappes, J. (2005). Significance of the dorsal zigzag pattern of *Vipera latastei gaditana* against avian predators. *Journal of Animal Ecology*, 74, 1091–1101. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.01008.x>

- Newton, I., McGrady, M.J., Oli, M.K., (2016). A review of survival estimates for raptors and owls. *Ibis* 158, 227–248. doi:10.1111/ibi.12355
- Papp, G., Béres, I., Turny, Z., Árvay, M., Bagyura, J., Marik, P. (2022). Kígyászölyv (*Circaetus gallicus* Gmelin 1788). Magyarország ragadozó madarai és baglyai. 1. kötet. Vágómadár-alakúak: 175-205. Haraszthy, L. & Bagyura, J. (Ed.). Budapest: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
- Paula, D. P., Linard, B., Andow, D. A., Sujii, E. R., Pires, C. S. S., Vogler, A. P. (2015). Detection and decay rates of prey and prey symbionts in the gut of a predator through metagenomics. *Mol.Ecol.Resour.*15,880–892. <https://doi.org/10.1111/17550998.12364>.
- Péchy, T., Halpern, B., Sós, E., Walzer, C. (2015). Conservation of the Hungarian meadow viper *Vipera ursinii rakosiensis*. *International Zoo Yearbook* 49, 89–103. doi:10.1111/izy.12088
- Péchy, T., Kovács, T. (2001): A rákosi vipera múltja, jelene, jövője. – Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest, pp. 45-52.
- Peterson, C. C. (1994). Different rates and causes of high mortality in two populations of the threatened desert tortoise *Gopherus agassizii*. – *Biol. Conserv.* 70: 101–108.
- Piquet, J. C., & López-Darias, M. (2021). Invasive snake causes massive reduction of all endemic herpetofauna on Gran Canaria. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1964), 20211939. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1939>
- Price-Rees, S. J., Webb, J. K., & Shine, R. (2013). Reducing the impact of a toxic invader by inducing taste aversion in an imperilled native reptile predator. *Animal Conservation*, 16(4), 386-394. doi:10.1111/acv.12004
- Purger J. J. & et al. (2012). Do different plasticine eggs in artificial ground nests influence nest survival? *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. Vol.58. No.4. 369-378.
- Purger, J., Kurucz, K., Tóth, Á., & Batary, Peter. (2012). Coating plasticine eggs can eliminate the overestimation of predation on artificial ground nests. *Bird Study* ,59(3), 350–352. <https://doi.org/10.1080/00063657.2012.684550>
- Purger, J., Lanszki, Z., Szép, D., & Bocz, R. (2017). Predation of common wall lizards: Experiences from a study using scentless plasticine lizards. *Acta Herpetologica* ,12, 181–186. https://doi.org/10.13128/Acta_Herpetol-20339
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing., R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria., URL <https://www.R-project.org/>
- Rák G. (2024): Plant community driven habitat choice of a grassland specialist: the Hungarian meadow viper prefers community transitions. Msc thesis. Eötvös Loránd University, Faculty of Science Institute of Biology
- Ramos-Lara N.& et al. (2014). *Spermophilus citellus* (Rodentia: Sciuridea). *Mammalian Species*, Vol.46, Issue 913, Pages 71-87. <https://doi.org/10.1644/913.1>
- Ratnikov, Viatcheslav Yu. (2004). Identification of some Eurasian species of Elaphe (*Colubridae*, *Serpentes*) on the basis of vertebrae." *Russian Journal of Herpetology* 11.2: 91-98.
- Reason, P. et al. (1993). Estimating the impact of past persecution and habitat changes on the numbers of badgers *Meles meles* in Britain. – *Mamm. Rev.* 23: 1–15

- Reed, R. N., & Rodda, G. H. (2009). Giant constrictors: Biological and management profiles and an establishment risk assessment for nine large species of pythons, anacondas, and the boa constrictor. U.S. Geological Survey Open-File Report 2009-1202. <https://doi.org/10.3133/ofr20091202>
- Reynolds, J. C. and Tapper, S. C. (1996). Control of mammalian predators in game management and conservation. – *Mamm. Rev.* 26: 127–155.
- Richards-Zawacki, C.L., Yeager, J. & Bart, H.P.S. (2013). No evidence for differential survival or predation between sympatric color morphs of an aposematic poison frog. *Evolutionary Ecology*, 27, 783–795. <https://doi.org/10.1007/s10682-013-9636-0>
- Riley, J. L. and Litzgus, J. D. (2013). Evaluation of predator-exclusion cages used in turtle conservation: cost analysis and effects on nest environment and proxies of hatchling fitness. – *Wildl. Res.* 40: 499–511
- Rößler, D. C., Pröhl, H., & Lötters, S. (2018). The future of clay model studies. *BMC Zoology* 3, 1–5. <https://doi.org/10.1186/s40850-018-0033-6>
- Rodriguez-Lozano P., Verkaik I., Rieradevall M., Prat N. (2015): Small but Powerful: Top Predator Local Extinction Affects Ecosystem Structure and Function in an Intermittent Stream. *PLoS ONE* 10(2): e0117630. doi:10.1371/journal.pone.0117630
- Rowe, C., Lindström, L., Lyytinen, A. (2004). The importance of pattern similarity between Müllerian mimics in predator avoidance learning. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271, 407–413. doi:10.1098/rspb.2003.2615
- Salvidio, S., Palumbi, G., Romano, A., & Costa, A. (2017). Safe caves and dangerous forests? Predation risk may contribute to salamander colonization of subterranean habitats. *The Science of Nature*, 104, 1–5. <https://doi.org/10.1007/s00114-017-1443-y>
- Santos, X., Azor, J., Cortés, S., Rodriguez, E., Larios, J., Pleguezuelos, J.M. (2017). Ecological significance of dorsal polymorphism in a Batesian mimic snake. *Current Zoology* 64, 745–753. doi:10.1093/cz/zox058
- Sauer, F. G., Jaworski, L., Erdbeer, L., Heitmann, A., Schmidt-Chanasit, J., Kiel, E., & Lühken, R. (2020). Geometric morphometric wing analysis represents a robust tool to identify female mosquitoes (Diptera: *Culicidae*) in Germany. *Sci. Rep.*, 10, 1–11.
- Saunders, G., & McLeod, L. (2007). "Improving fox management strategies in Australia". Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat. Methods*, 9, 671–675.
- Schneider, M. F. (2001). Habitat loss, fragmentation and predator impact: spatial implications for prey conservation. – *J. Appl. Ecol.* 38: 720–735.
- Scofield, R. P., Cullen, R. and Wang, M. (2011). Are predator-proof fences the answer to New Zealand's terrestrial faunal biodiversity crisis? – *N. Z. J. Ecol.* 35: 312–317.
- Selås, V. (2001). Predation on reptiles and birds by the common buzzard, *Buteo buteo*, in relation to changes in its main prey, voles. – *Can. J. Zool.* 79: 2086–2093.
- Sherratt, E., Rasmussen, A.R., Sanders, K.L. (2018). Trophic specialization drives morphological evolution in sea snakes. *Royal Society Open Science* 5, 172141. doi:10.1098/rsos.172141
- Shine, R., & Bonnet, X. (2000). Snakes: a new 'model organism' in ecological research? *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 221–222. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01853-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01853-X)

- Shine, R. and Kearney, M. (2001). Field studies of reptile thermoregulation: how well do physical models predict operative temperatures? – *Funct. Ecol.* 15: 282–288.
- Simons NK, Gossner MM, Lewinsohn TM, Boch S, Lange M, Müller J, et al. (2014) Resource-Mediated Indirect Effects of Grassland Management on Arthropod Diversity. *PLoS ONE* 9(9): e107033. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107033>
- Sinclair, A. R. E., Fryxell, J. M., & Caughley, G. (1998). *Wildlife Ecology, Conservation, and Management*. Blackwell Science.
- Smith, B.R., Blumstein, D.T. (2008). Fitness consequences of personality: a meta analysis. *Behavioral Ecology* 19, 448–455. doi:10.1093/beheco/arm144
- Smith, D., Waddell, K. and Allen, B. L. (2020). Expansion of vertebrate pest exclusion fencing and its potential benefits for threatened fauna recovery in Australia. – *Animals (Basel)* 1
- Smith, R. K., Pullin, A., Stewart, G. B., & Sutherland, W. J. (2010). Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conservation Biology*, 24, 820–829. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01421.x>
- Smith, R. K., Pullin, A. S., Stewart, G. B. and Sutherland, W. J. (2011). Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? – *Biol. Conserv.* 144.
- Sos T., Ghira I., Hegyeli Zs. (2020) New distribution data and conservation status of *Vipera ursinii rakosiensis* (Méhely, 1893) in Transylvania, Romania. Conference: SEH 17th European Congress of Herpetology
- Soulé, M. et al. (1988). Reconstructing dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. – *Conserv. Biol.* 2:75–92.
- Stoetzel, E.; Bochaton, C.; Bailon, S.; Cochard, D.; Gala, M.; Laroulandie, V. (2021). Multi-Taxa Neo-Taphonomic Analysis of Bone Remains from Barn Owl Pellets and Cross-Validation of Observations: A Case Study from Dominica (Lesser Antilles). *Quaternary* 4, 38. <https://doi.org/10.3390/quat4040038>
- Tan W.C., Herrel A., Röddler D. (2023). A global analysis of habitat fragmentation research in reptiles and amphibians: what have we done so far? *Biodiversity and Conservation* (2023) 32:439–468 <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02530-6>
- Tanentzap, A. J. and Lloyd, K. M. (2017). Fencing in nature? Predator exclusion restores habitat for native fauna and leads biodiversity to spill over into the wider landscape. – *Biol. Conserv.* 214: 119–126.
- Tews, J., Bert, D. G., & Mineau, P. (2013). Estimated Mortality of Selected Migratory Bird Species from Mowing and Other Mechanical Operations in Canadian Agriculture. *Avian Conservation and Ecology*, 8, 8. <https://doi.org/10.5751/ACE-00559-080208>
- Tisza Á. & et al. (2023). A geometric morphometric approach to identify incomplete snake vertebrates from raptor bird feeding remains. *Food Webs* 38(9):e00334. doi: 10.1016/j.fooweb.2023.e00334
- Towns, D. R., Atkinson, I. A. E., & Daugherty, C. H. (2006). Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, 8, 863–891. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-0421-z>
- Turny, Z., Godó, L., Kovács, A., (2022). Hamvas rétihéja (*Circus pygargus* Linnaeus 1758). Haraszthy, L., Bagyura, J. (Eds.), Magyarország ragadozó madarai és baglyai I. kötet. Vágómadáralakúak. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 600–637.

- Ujvári B., Korsós Z., Péchy T. (2000): Life history, population characteristics and conservation of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Amphibia-Reptilia* 21(3). DOI: 10.1163/156853800507417
- Vadász, C., Máté, A., Kun, R., Vadász-Besnyői, V., (2016). Quantifying the diversifying potential of conservation management systems: an evidence-based conceptual model for managing species-rich grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234, 134–141. doi:10.1016/j.agee.2016.03.044.
- Valkonen, J., Niskanen, M., Björklund, M., Mappes, J. (2011). Disruption or aposematism? Significance of dorsal zigzag pattern of European vipers. *Evolutionary Ecology* 25, 1047–1063. doi:10.1007/s10682-011-9463-0.
- Vasishth, S., Nicenboim, B., Beckman, M. E., Li, F. and Kong, E. J. (2018). Bayesian data analysis in the phonetic sciences: a tutorial introduction. – *J. Phon.* 71: 147–161.
- Venables, W. N., Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*, Fourth edition. New York: Springer
- Venczel, M. (2000). Quaternary snakes from bihor (Romania). Oradea: Editura Muzeului Țării Crișurilor.
- White, G.C., Burnham, K.P. (1999). Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Suppl), 120–138. doi:10.1080/00063659909477239.
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607-615.
- Woodroffe, R., (2000). Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3, 165–173. doi:10.1111/j. 1469-1795.2000.tb00241.x.
- Worthington-Hill, J. O. and Gill, J. A. (2019). Effects of large-scale heathland management on thermal regimes and predation on adders *Vipera berus*. – *Anim. Conserv.* 22: 481–492.
- Wright, L.I., Tregenza, T. & Hosken, D.J (2008). Inbreeding, inbreeding depression and extinction. *Conserv Genet* 9, 833–843. <https://doi.org/10.1007/s10592-007-9405-0>
- Wüster, W., Allum, C.S.E., Bjargardottir, I.B., Bailey, K.L., Dawson, K.J., Guenioui, J., Pollard, C.P., (2004). Do aposematism and Batesian mimicry require bright colours? A test, using European viper markings. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271, 2495–2499. doi:10.1098/rspb.2004. 2894.
- Zamora-Camacho, F.J., Aragón, P. (2022). Antipredator responses of the morphs of an amphibian species match their differential predation pressures. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 76, 26. doi:10.1007/s00265-022-03140-6.
- Zeale, M. R. K., Butlin, R. K., Barker, G. L. A., Lees, D. C., Jones, G. (2011). Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Mol.Ecol.Resour.* 11, 236 –244. <https://doi.org/10.1111/j.17550998.2010.02920.x>
- Zvereva, E.L., Zverev, V., Kozlov, M.V. (2020). Predation and parasitism on herbivorous insects change in opposite directions in a latitudinal gradient crossing a boreal forest zone. *Journal of Animal Ecology* 89, 2946–2957. doi:10.1111/1365-2656. 13350

7. Köszönetnyilvánítás

Köszönöm témavezetőmnek, Dr. Mizsei Edvárdnak a doktori munkám során nyújtott szakmai támogatását.

A disszertáció alapját képező publikációk nem jöhettek volna létre társszerzőim, Bancsik Barnabás, Bereczki Attila, Budai Mátyás, Dr. Heltai Miklós, Dr. Korsós Zoltán, Kovács Gergő, Dr. Mizser Szabolcs, Radovics Dávid, Rák Gergő, Simics János, Dr. Szabolcs Márton, Szentesi Zoltán, Tisza Ádám, Dr. Tóthmérész Béla, Turny Zoltán, Dr. Üveges Bálint, dr. Vadász Csaba, Wenner Bálint közreműködése nélkül.

A rákosi vipera ragadozóinak azonosításához adatot szolgáltatott Csóka Annamária, Halpern Bálint, Fejes Zsófia, Dr. Korsós Zoltán, Máté András, Péchy Tamás, Somlai Tibor, Dr. Vadász Csaba, Vajda Zoltán.

Az eurázsiai borz és vörös róka ürülékek vizsgálatához, terepi adat- és mintagyűjtésben segített Dr. Dobra Péter, Dr. Lanszki Zsófia, Katona Patrik, Zöldág Zoltán. Fokozottan védett természetvédelmi területre bejárást biztosított Lucza Márk.

A kígyócsigolya analízishez terepi segítséget nyújtott Spakovszki Péter és Varga Péter. A kutatást anyagilag támogatta az Új Nemzeti Kiválóság Program (ÚNKP-22-3-II-DE-26).

A gyephasznosítási tanulmányban gyurmamodellek elkészítését segítette Alice Caldwell, Alex Horn, Csizmadia Julianna, Szeder András és minden korábban említett szerzőtársam.

A ragadozó kizáró hálórendszer eredményeit bemutató vizsgálatban köszönöm annak a több, mint 20 önkéntesnek a munkáját, akik segítették a hálórendszer építését, karbantartását. A vizsgálat nem jöhetett volna létre a LIFE18 NAT/HU/000799 - A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban projekt támogatása nélkül.

Végül köszönöm Nórának, gyermekeimnek Emmának és Matyinak, családomnak, barátaimnak, kollégáimnak az évek során nyújtott türelmet, biztatást és támogatást.

