

A legeltetési mód és a legelőnyomás hatása a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) állományaira a Kiskunságban

Rák Gergő Attila

Állatorvostudományi Egyetem, Ökológiai Tanszék
Biológus BSc III.

Témavezetők:

Dr. Mizsei Edvárd

¹Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék;

²Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, LIFE HUNVIPHAB
Projekt és monitoring koordinátor

Dr. Korsós Zoltán

Állatorvostudományi Egyetem, Ökológiai Tanszék
Egyetemi docens

Állatorvostudományi Egyetem

Ökológiai Tanszék

2023. január 08.

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék	2
Rövidítések jegyzéke	3
Bevezetés	4
Célkitűzések	7
<i>Kérdések:</i>	7
Anyag és módszer	8
<i>Vizsgálati terület és mintavételi elrendezés</i>	8
<i>Adatgyűjtés</i>	9
<i>Elemzés</i>	11
Következtetések	16
Összefoglalás	20
Köszönetnyilvánítás	21
Irodalomjegyzék	22

Rövidítések jegyzéke

T_o: operatív hőmérséklet

áe/ha: állategység/hektár

Á-NÉR: Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer

AIC: Akaike Information Criteriom – Akaike-féle Információs Kritérium

AICc: Corrected Akaike Information Criterion – korrigált Akaike-féle Információs Kritérium

SE: standard error

Bevezetés

A globális biodiverzitás-csökkenés napjaink egyik legnagyobb ökológiai, természetvédelmi problémája (Perrings et al., 1997; Cardinale et al., 2012; Dinerstein et al., 2020), melynek fő okozói között szerepel az intenzív tájhasználat (Firbank et al., 2008; Goldewijk et al., 2014; Newbold et al., 2015). Az érintetlen élőhelyek száma drasztikusan lecsökkent, sok természetközeli élőhelyen is erős antropogén hatás érvényesül a természeti erőforrások kihasználása miatt (Ceballos et al., 2010). Ez a tendencia Európában fokozottan érzékelhető az intenzív mezőgazdálkodási formák korai megjelenése miatt (Kuemmerle et al., 2016; Pleininger et al., 2016), melynek köszönhetően a könnyen szántóföldi művelésbe vonható füvesélőhelyek területe jelentősen lecsökkent (Illyés & Bölöni, 2007). Ahol mégis beszántatlanul maradtak ilyen élőhelyek, legtöbbször ott is hasznosítják ezeket kaszálóként vagy legelőként. Ez utóbbi hasznosítási forma térségünkben évszázadokon keresztül a füvesélőhelyek különösebb leromlása nélkül zajlott (Fischer & Lindenmayer, 2007), köszönhetően az extenzív hagyományos tájhasználat jóval kíméletesebb módszereinek (Babai & Molnár, 2014; Scotton et al., 2014; Sutcliffe et al., 2015), valamint annak, hogy ezeket a természetes vagy természetközeli élőhelyeket esetenként évszázadok óta legeltették valamilyen szinten (Metera et al. 2010; Carboni et al., 2015). A mezőgazdaság 20. századi intenzifikációjával azonban a beszántatlanul maradt gyepterületeken is jellemzővé vált az élőhelyek degradálódásához vezető túlhasználat (Myterud, 2006; Hurka et al., 2019), bizonyos helyeken pedig a tradicionális legelőállat-tartás megszűnése okoz problémát a füvesélőhely-specialista élőlények számára (Middleton, 2013; Howland et al., 2016; Pleininger et al., 2016).

A természetvédelmi tevékenységek között kiemelt fontosságúak a veszélyeztetett állatokra és növényekre irányuló fajmegőrzési programok (Macip-Ríos et al., 2015; Murphy et al., 2015; Péchy et al., 2015). Az ilyen programok során a konkrét fajra koncentrálnak, adott populáció igényeinek megfelelően végeznek élőhely-rekonstrukciót vagy megőrzést, szüntetik meg a veszélyeztető tényezőket és/vagy hoznak létre *ex situ* tenyésztőprogramot (Gong et al., 2013; Edmonds et al., 2015; McGowan et al., 2017). Kétségtelen azonban, hogy törekedni kell az élőlények *in situ* védelmére a természetvédelemre fordítható források optimális felhasználása során (Joseph et al., 2009; Martin et al., 2018), hiszen egy-egy ilyen érzékeny faj úgynevezett ernyőfajként funkcionál, tehát élőhelyének komplex védelméből adott ökoszisztéma más elemei is profitálnak (Roberge & Angelstam, 2004). Ugyanakkor az ökológiai szemléletű konzerváció-biológiában fontos figyelembe venni a helyi közösségek, gazdálkodók érdekeit is (Tscharnkte

et al., 2005, Freschi et al., 2015), hogy velük összhangban, őket nem ellehetetlenítve hatékony természetvédelmi beavatkozásokat lehessen megvalósítani (Puddu et al., 2012).

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) a parlagi vipera (*Vipera ursinii* Bonaparte, 1835) fajcsoport egyetlen Kárpát-medencei képviselője. A 20. század elején a faj még gyakorinak számított a Bécsi-medencében, a Hanságban, a Duna-Tisza-közén és az Erdélyi-mezőségen, azonban az agrárterületek terjedésével a számára alkalmas élőhelyek rohamosan összezsugorodtak vagy teljesen el is tűntek. Esetenként megmaradt élőhelyei is degradálódnak a nem megfelelő vagy túlzott gyephasznosítás miatt. Habár 1974 óta törvényi védelem alatt áll, a faj olyannyira megritkult, hogy a 2004-ben becsült egyedszáma alig érte el az 500 példányt (Korsós, 2002). Mára csak a Hanságban, a Kiskunságban és az Erdélyi-mezőségben maradtak fent elszigetelt, kis méretű populációi, melyeket így a beltenyésztettség miatt állománykihalás fenyegethet (Gibbons et al., 2000).

A hüllők különösen érzékenyek élőhelyük átalakítására, faji diverzitásuk csökkenése emiatt világszerte dokumentálható (Gibbons et al., 2000; Tolley et al., 2019). A drasztikus átalakítás mellett az élőhelyi erőforrások túlhasználata (pl. túllegettetés) is veszélyeztető tényezőként szerepel (Materson et al., 2009). A rákosi vipera megőrzésének szempontjából elsődleges az élőhelyek állapotának optimalizálása, amely a természetvédelmi törekvések teljesülését célzó gyephasznosítással lehetséges. A mikroélőhelyek struktúrája kistestű gerincesek esetében létfontosságú, hisz ezeknek az állatoknak a kisebb tereptárgyak is búvóhelyül szolgálhatnak, befolyásolják táplálékszerzésük sikerességét, párválasztásukat és – különösen ektoterm fajok esetében – hőháztartásukat (Lagos et al., 1995; Attum & Eason, 2006; Kacorilis et al., 2010). Fűves élőhelyeken ezt a struktúrát a lágyszárú vegetáció képezi, amely a hüllők számára ismertén meghatározó lehet élőhely-preferenciájuk tekintetében (Kacorilis et al., 2010; Mizsei et al., 2020). A rákosi vipera élőhelyválasztását sem a gyep fajkompozíciója határozza meg elsősorban (Máté & Vidéki, 2007), hanem a struktúrája, amely a megfelelő gyepkezeléssel hatékonyan és – bizonyos szerkezeti elemek tekintetében – viszonylag rövidtávon is alakítható (Mizsei et al., 2020). Azonban mind a fajkompozíció, mind a vegetációstruktúra összefügg a növényzet fitomassza-produktivitásával (Tilman et al., 1997; Johansen & Tømmervik, 2014). A különböző gyephasznosítási módok (pl. kaszálás, legeltetés) általános hatását a felső-kiskunsági rákosi vipera állományok denzitására már néhány élőhelyen kvantitatív elemzésekkel meghatározták (Mizsei, 2019). A rendelkezésre álló – a rákosi vipera által bizonyítottan használt gyep-típusok cönológiai karakterében és főleg a hasznosítási/területkezelési módokban megfigyelhető változatosság miatt csak óvatosan extrapolálható – eredmények alapján csak a

legeltetésnek van pozitív hatása a faj denzitásra nézve, ami miatt az érintett nemzeti parkok erre a kezelési módra sarkallják az élőhelyeken gazdálkodókat. Annak ellenére, hogy a húshasznú szarvasmarhával való legeltetés a legelterjedtebb hasznosítási forma a Felső-Kiskunságban, nem áll rendelkezésre információ a technológia részletekben eltérő – és emiatt az egyes növényzeti strukturális elemekre, pl. a zsombékok számára, a fűavar mennyiségére akár jelentősen különböző hatást gyakorló - legeltetési módszerek gyepszerkezetre gyakorolt hatásáról. Ez problémát jelent, hiszen a rákosi vipera élőhelyeken az egyedek feltételezett otthonterületén belül is többféle gyepes társulástípus található meg (Bölöni et al., 2011), ahol évek között és éven belül is változó a területegységre jutó legelőnyomás, ezen felül a legeltetés módjában is jelentős különbségek vannak (pásztoroló legeltetés, villanykerítéses lehatárolás vagy ennek kombinációja is előfordul), melyeknek bizonyítottan eltérő hatása van a vegetációra (Török et al., 2016).

A gyepek közepes zavarás hipotézis (intermediate disturbance hypothesis) (Grime, 1973; Connell, 1978) jegyében való kezelése a Kiskunsági Nemzeti Parkban is az egyik legfontosabb szempont. Ennek lényege, hogy egy közepes fokú legeltetéssel érhető el a legnagyobb lokális faji diverzitás (Connell, 1978; Milchunas et al., 1988). Azonban létezik konkrét fajra irányuló kezelés is, melynek egyik példája a rákosi vipera esete, amely prioritást élvez élőhelyeinek kezelésének tekintetében, tehát a hasznosítás során igyekeznek a faj számára legmegfelelőbb gyepszerkezetet fenntartani a legeltetés irányításával (Vadász et al., 2016).

A különböző társulások produktivitása, vagyis éves fitomassza-hozama eltér egymástól. Ez nagyban befolyásolja, hogy milyen legelési nyomás az, ami mellett a rákosi vipera számára fontos – a rejtőzködést, a táplálkozást, illetve a termoregulációt biztosítani képes – strukturális elemek jelen vannak a gyeppen (Svensson et al., 2012). A vizsgált faj számára létfontosságú, hogy a vegetációnak olyan vertikális struktúrája legyen, ami megfelelő búvóhelyül szolgál, ugyanakkor a kígyó termoregulációját is lehetővé tegye és a táplálékállatainak is kedvező legyen (Újvár & Korsós, 1997). Az egyes termőhelyek produktivitása a talajadottságoktól és vízellátottságtól is függ (Socher et al., 2013), ezért közvetve ezen tényezők fontosságára is következtethetünk lokális fitomassza-produktivitási adatokból. Ezért fontos tudni azt is, hogy élőhelytípusonként van-e eltérés a viperák denzitásában, hogy minél átfogóbb képet kapjunk a rákosi vipera számára alapadottságai miatt legkedveltebb gyepekről és azok optimális kezeléséről.

Célkitűzések

A rákosi vipera élőhelyeken a nemzeti park igazgatóságok által szabályozott gyepgazdálkodás folyik, ezért a legalkalmasabb legeltetési mód pontos meghatározásával lehetőség nyílik a vipera számára optimális életfeltételek megteremtésére és fenntartására. Nagyon fontos szempont az, hogy mindkét fél, tehát a természetvédelem és a gazdálkodó is profitáljon valamely fajmegőrzési intézkedésből. Reményeim szerint a kutatás az eddigieknél pontosabb és megbízhatóbb információkat biztosít majd és alapul szolgálhat a nemzeti parkoknak a „viperabarát” gyepkezelés megtervezéséhez. Ezáltal a nemzeti parki területeken gazdálkodók is egy konzekvens legeltetési szabályozást tudnak követni, sokkal kiszámíthatóbbá téve ezzel az azévi legeltetés megtervezését.

Feltételeztem, hogy a különböző füvesélőhelyi-társulásokban eltérő gyephasznosítási módszerre vagy intenzitásra is szükség lehet a vipera számára legkedvezőbb vegetációstruktúra fenntartásához. Így például a nagyobb produktivitással bíró gyeptípusokon (láprétek, rétsztyepek, homoki sztyepprétek, jellegtelen üde gyepek) feltételezhetően pozitív, míg alacsony produktivitású gyepeken (száraz, felnyíló vagy nyílt homoki gyepek, jellegtelen száraz gyepek) negatív hatású lehet az adott legelőnyomás.

Feltételezésem szerint a pásztorolás módjának is nagy hatása van arra, hogy a szarvasmarhák milyen gyepszerkezetet hagynak maguk után, ami így közvetve befolyásolhatja a rákosi viperák denzitását. Máshogy és mást legel a szarvasmarha amikor gulyás tereli, vagy ha villanykerítéssel van lehatárolva kisebb-nagyobb gyepterületeken (Senft et al., 1985; Schlecht et al., 2006). Ezt a hatást a gulyák legeltetési módjának ismeretében vizsgáltam.

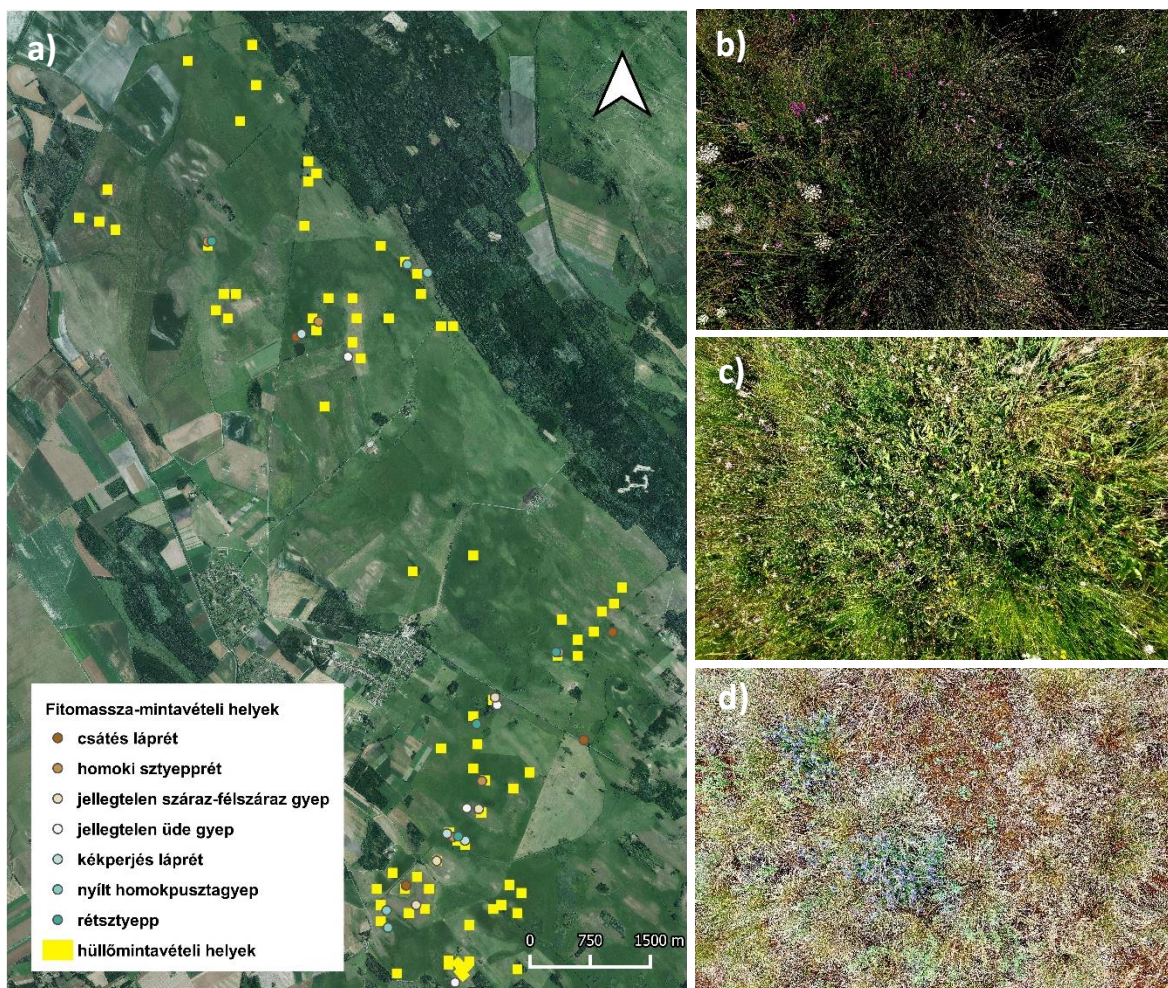
Kérdések:

- (I) Milyen hatása van a legelőnyomásnak a rákosi vipera denzitására?
- (II) Hogyan befolyásolja a gyeper produktivitása a rákosi viperák denzitását?
- (III) Milyen hatással van a legeltetési mód a rákosi viperák denzitására?

Anyag és módszer

Vizsgálati terület és mintavételi elrendezés

Vizsgálatunkat a Kiskunsági Nemzeti Parkban, a Peszéradacsi-réteken, a Felsőkiskunsági-turjánvidéken végeztük. Az ismert élőhelyek és az azokhoz közvetlenül csatlakozó gyepek területe több mint 5000 hektár, ezért ezen belül kezelési egységeket jelöltünk ki. Ezekben rögzítésre kerül az adott évben aktuálisan végzett legeltetési mód, illetve legelőnyomás. A rákosi viperák denzitásáról a tavaszi (április 1. május 30. között) és az őszi (szeptember 1. október 30. között) hullőmonitoring adatgyűjtéséből kaptam képet, melynek során a rákosi vipera mellett a területen előforduló gyakoribb hüllőfajok (*Lacerta agilis*, *Lacerta viridis*, *Podarcis tauricus*, *Coronella austriaca*, *Natrix natrix*) egyedeit is felvételeztük.



1. ábra. a) A Felsőkiskunsági-turjánvidéken kijelölt hüllőmintavételi kvadrátok (sárga négyzetek) és az egyes élőhelytípusokat reprezentáló fitomassza-mintavételi pontok (különböző színű pontok) térbeli elhelyezkedése. Felülnézeti képek három élőhelytípus tipikus részletéről: b) csátés láprét, c) rétsztyepp, d) nyílt homokpusztagyep.

Adatgyűjtés

A rákosi vipera denzitását ismételt mintavétel alapján becsültük. Az élőhelyeken 78 db 50×50 m nagyságú kvadrátot jelöltünk ki, amiket monitoring időszakonként (tavasz, ősz), egyenként 10-10 alkalommal mértünk fel minden előforduló hullófajra. A felmérések során a lehető legalaposabban, minél homogénebb lefedettséggel bejártuk az adott kvadrátot és ha valamilyen hullót észleltünk, rögzítettük annak koordinátáját és azzal együtt az észlelés időpontját, az egyed korát, nemét. Rákosi viperák esetében az esetleges visszafogás ellenőrizhetősége miatt az egyedekről azonosító fotók készülnek. Ezeken jól látható az adott egyed felülnézeti mintázata, valamint feji pikkelyeinek felülnézeti és oldalnézeti mintázata, amely egyedenként eltérő a faj esetében.

Az adatgyűjtés során folyamatosan működött két meteorológiai állomás, amely az ektoterm hullók aktivitását meghatározó operatív hőmérsékleti (T_o) adatokat gyűjtötte (Shine, 2005).

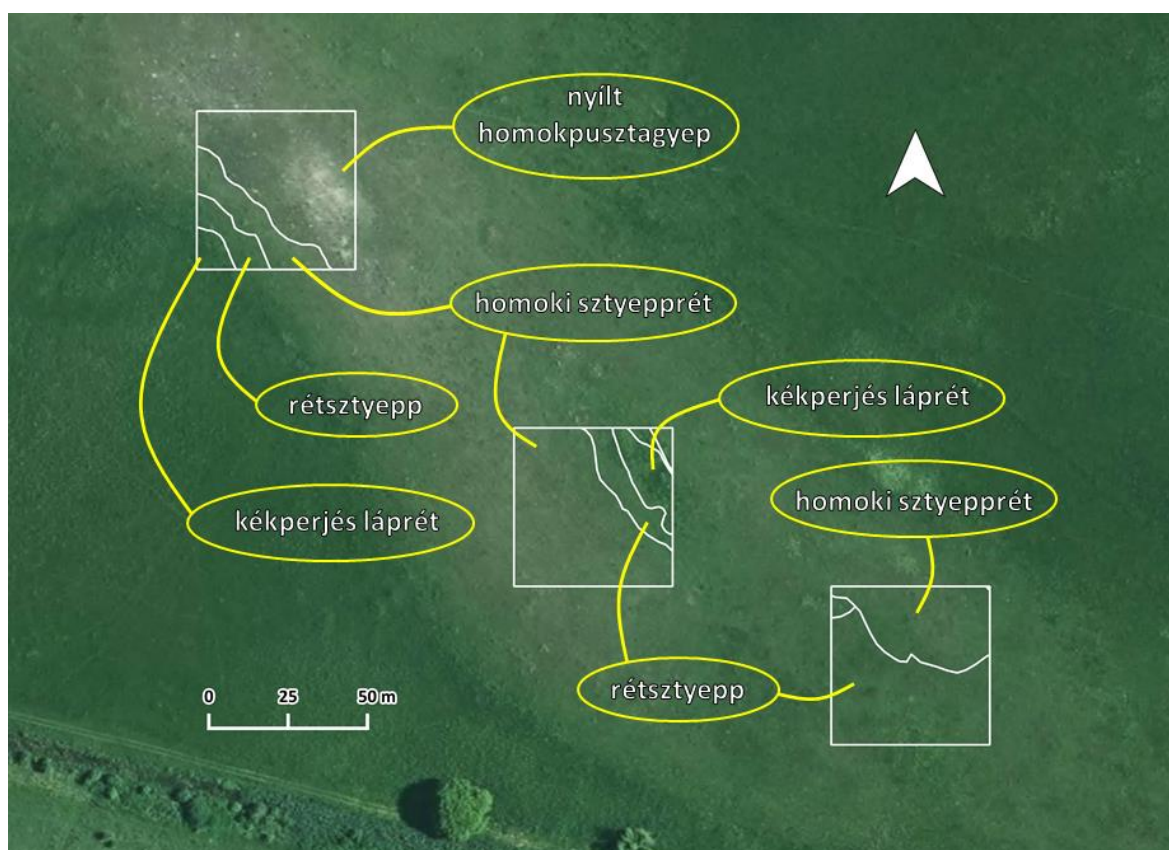
Ezek a fizikai modellek a faj méretét, testalakját és hőelnyelését imitálják, így a beléjük ágyazott hőmérő azt a T_o hőmérsékletet méri, amelyet egy nem termoreguláló állat egyed képes elérni a radiáció, a kondukció és a konvekció révén a környezetéből (O'Connor et al., 2000; Shine & Kearney, 2001).

A terepi felmérés során a hullóegyedek adatait, valamint a bejárásokat (tracklog) az ©OpenBioMaps online adatbázisba (link1, link2) nyílt forráskodú, biotikai adatgyűjtésre készített alkalmazással vettük fel (link3, link4).

A legelőnyomást, vagyis azt a számszerűsített értéket, ami kifejezi a legelőállat-állomány lokális fitomassza fogyasztásának mértékét, állategység/hektár értékkel szokás megadni. Ennek kiszámításához a gazdákkal való egyeztetés során feljegyeztem, hogy mennyi és milyen korú szarvasmarha legelt az adott területen, a legeltetési időszak melyik periódusában, amely alapján kiszámoltam a legelőnyomás értékeket a mintavételi területeinkre. A modellezéshez azonban a módszer szubjektivitása miatt (a gazdálkodó nem tudja vagy nem akarja megmondani, hogy hol és mikor, hány marhával legeltetett) egy másik legelőnyomás-becslő módszert alkalmaztam, amely a legelőn hullatott trágya mennyiségén alapul. Ehhez a mintavételi kvadrátokban trágyaszámlálást végeztünk a legeltetési időszak végén. Kvadrátonként öt transzekt mentén jegyeztük fel a trágyakupacok számát, amely becslést ad a területet ért legelőnyomásról.

A gazdálkodóktól arról is információt kértem, hogy az állatállományaikat milyen módon legeltetik. Így tudtam meg, hogy melyik mintavételi kvadrátban pásztorolnak és melyikben használnak villanykerítést a gulya irányítására.

Ahhoz, hogy megtudjam, hogy a különböző élőhelytípusok fitomasszaproduktívás-beli különbsége hatással van-e a viperák denzitására, fitomasszaprodukción-mérést végeztem. Ehhez a mintavételi területre jellemző élőhelytípusokban négy térbeli ismétléssel 2×2 m nagyságú részeket kerítettünk le a legelő állatok kizárására. Minden ilyen legeléskizárt részben 4 db 25×25 cm területen 1 cm magasság felett ollóval levágtam a vegetációt. A levágott hajtásokat papírszakokban, sötétben szárítottam, így szárítás után színe alapján szét lehetett válogatni a friss és régi szénát, amit aztán külön, 0,1 g pontosságú konyhai mérlegen lemértem. Ez a művelet először a júliusi vegetációs csúcsideszakban végeztem el, majd ugyanazokban a legeléskizárt részekben, más 25×25 cm-es foltokból októberben, a vegetációs időszak végén is megismételtem.



2. ábra. A mintavételi terület egy mozaikos élőhelyfoltja az általunk újrafelvételezett élőhelytípusokkal jelölve.

Összesen 7 fő élőhelytípust különítettem el az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) alapján (Bölöni et al., 2011), melyek a vipera élőhelyeken a leggyakoribbak. A 2011-ben megjelent növényzeti térképet összehasonlítva a mai állapotokkal nagy eltéréseket

tapasztaltam a mintavételi kvadrátokban, ezért azokban újrafelvételeztem és finomítottam az élőhelytípusok határait. A mintavételi területeken előfordul kékperjés láprét, melyen a kékperjefajok (*Molinia* spp.) az uralkodók és jellemző rá a tavaszi vízborítottság, talaja pedig lehet agyagos réti talaj vagy bomló tőzeget tartalmazó talaj. Jellemző a csátés láprét, amely a meszes láprétek egy altípusa, domináns faja a zsombékoló kormos csáté (*Schoenus nigricans*). Megtalálhatóak még rétsztyepppek, amelyek egyfajta átmenetet képeznek a láprétek és a homoki sztyepprétek között. Ez utóbbi a mintavételi területen szintén nagy arányban fordul elő, jellemzően alföldi homokvidékeken alakul ki és minimum 50%-a záródó gyepevegetáció. Nyílt homokpusztagyepek is fellelhetők, melyek sajátosága, hogy maximum 75%-os záródású, szárazsághoz alkalmazkodott társulás, melyben szárazságtűrő, zsombékoló fűvek dominánsak. Nagy arányban van jelen jellegtelen üde gyepeként azonosított élőhelytípus. Ezen jó vízellátottságú élőhelyek növényzete valamilyen szempontból leromlott, zavarás és/vagy gyomosodás alakította kompozíciójukat, mely miatt egyik stabil gyeptípusba sem sorolhatók. Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek alkotják a mintavételi területek legnagyobb részét, amely az előbbinél szárazabb élőhelyekre jellemző hasonló tulajdonságokkal.

Elemzés

A legeltetés rákosi vipera denzitásra gyakorolt hatását az ismételt számlálás alapján illesztett Royle-féle N-mixture modellekkel elemeztem (Royle, 2004). Ezt a modellt általában olyan állatok denzitásbecslésére szokás alkalmazni, melyek nehezen detektálhatók és észlelhetőségüket erősen befolyásolják bizonyos tényezők (pl. időjárási viszonyok, élőhely, felmérő személye). Az adatgyűjtést ehhez úgy kell végezni, hogy térben (mintavételi egységek) és időben (felmérések) is több ismétléssel rendelkezünk, mivel az adott helyen végzett felmérésismétlések alapján lehetőség nyílik észlelhetőségi valószínűség becslésre. Az észlelési valószínűség felhasználásával kiszámítható lesz a látens (valódi) denzitás (λ) ami i mintavételi egység j számú felmérésből számított denzitás (N_i) lokális varianciájából nyerhető. A tapasztalt denzitást alapveően két összekapcsolt folyamat határozza meg. Egyrészt egy ökológiai jellegű: a faj lokális denzitása adott i helyen, amely a látens denzitás (λ) megnyilvánulása, és Poisson-eloszlással írható le (Schaum & Kéry, 2012; Kidwai et al., 2019):

$$N_i \sim \text{Poisson}(\lambda)$$

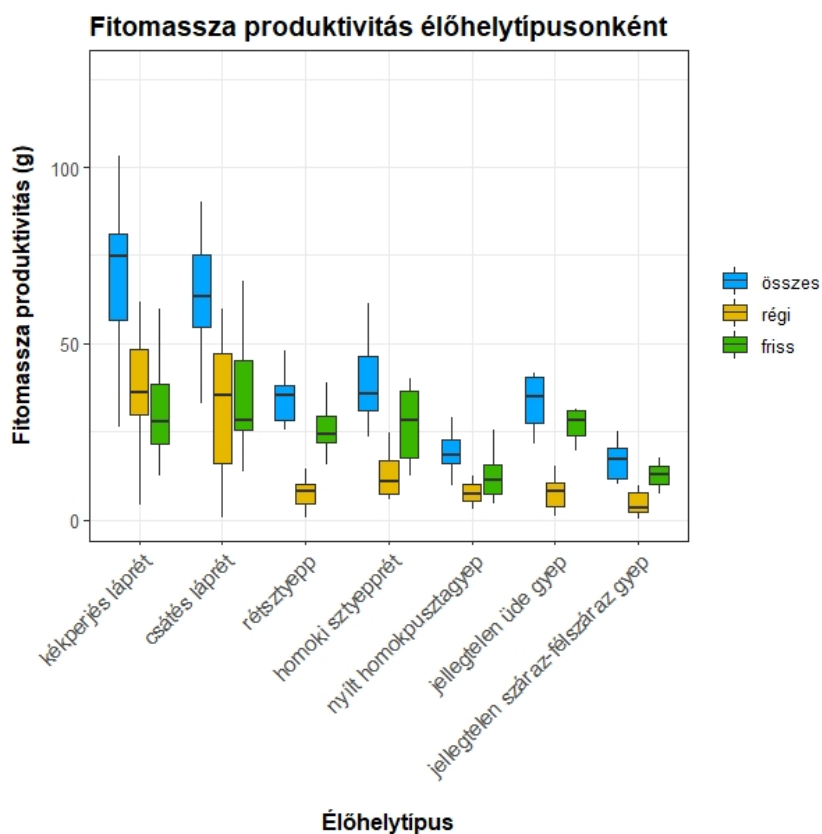
Másrészt az észlelés befolyásolja: megfigyelünk y_{ij} (számlálások) egyedet az N_i (az i -edik mintavételi egységben élő) egyedek közül minden j felmérésismétlés során p észlelhetőségi valószínűséggel, amely egy binomiális eloszlással írható le (Schaum & Kéry, 2012; Kidwai et al., 2019):

$$y_{i,j} \mid N_i \sim \text{Binomial}(N_i, p)$$

Ehhez fix mintavételi helyeken történő ismételt felmérésekre van szükség, melyek során az észlelt egyedek száma a meghatározó az egyedek azonosítása nélkül. Adott mintavételi helyen a bejárásonkénti észlelésszámok a valós denzitás bizonyos eloszlás szerinti független megnyilvánulásaiként és az egyed észlelhetőségi valószínűségének paramétereként tekintünk. Így meghatározható az elméleti maximális észlelésszám és az észlelési valószínűség, ami lehetővé teszi a denzitásbecslést. A négy felmérési időszakra külön-külön lefuttattuk a modellt, amelyekben a függő változó a felmérések ismétlésekor tapasztalt vipera-észlelésszám, a detektabilitás magyarázó változója az operatív hőmérséklet, a denzitás magyarázó változója pedig a legelőnyomás, az legeltetés módja (gulyás vagy villanypásztor) és az összporduktivitás voltak. A modell illesztést három hibaeloszlással végeztem el (Poisson, negatív binomiális, zéró felfűjt Poisson) és a legalacsonyabb AIC/AICc értékű modellt fogadtuk el. Számításainkat R-ben végeztük (R Core Team, 2020), melyben különösen az unmarked (Fiske & Chandler, 2011), valamint az obm (Bán, 2021) és a hunviphab (Mizsei, 2021) csomagokat alkalmaztuk.

Eredmények

Az egyes élőhelytípusok különböző arányban vannak jelen a mintavételi egységekben, borításuk megoszlása a következő: jellegtelen száraz gyepek 14 ha, homoki sztyeppré 9,94 ha, jellegtelen üde gyepek 4,54 ha, rétsztyepp 3,63 ha, kékperjés lápré 3,63 ha, nyílt homokpusztagyep 3,55 ha, csátés lápré 0,57 ha. Kiderült, hogy produktivitásuk is jelentősen eltért egymástól. Élőhelytípusokra lebontva átlagosan a következők szerint alakult az éves összproduktivitás (átlag $\pm$ szórás g): kékperjés lápré $74,72 \pm 24,4$ g, csátés lápré $78,97 \pm 32,6$ g, rétsztyepp $39,98 \pm 8,85$ g, homoki sztyeppré $42,03 \pm 11,3$ g, nyílt homokpusztagyep $21,38 \pm 7,18$ g, jellegtelen üde gyepek $51,65 \pm 26,72$ g, jellegtelen száraz gyepek $28,0 \pm 17,69$ g. Mivel a régi és a friss fitomassza is hozzájárul a vipera által kihasználható vegetációszerkezethez, ezért a modellezés során az összproduktivitással számoltam.



3. ábra: A boxplot az egyes élőhelytípusok fitomassza-produktivitását szemlélteti régi, friss és összesített fitomassza bontásban. Látható, hogy a jobb vízellátottságú termőhelyekre jellemző társulásoknak (kékperjés lápré, csátés lápré) jóval nagyobb a produktivitása, mint a szárazgyepeknek (nyílt homokpusztagyep, jellegtelen száraz-félszáraz gyepek). Az is szembetűnik, hogy van olyan élőhelytípus, ahol a régi fitomassza tömege nagyobb, mint a frissé.

A megvalósult 4 hullómonitoring-időszak során 482 mintavételi bejárás alatt az észlelésszám időszakonként a következőképpen oszlik meg: $n_{20\text{tavasz}}=14834$ hulló, ebből 16 rákosi vipera, $n_{20\text{ősz}}=13431$ hulló, ebből 8 rákosi vipera, $n_{21\text{tavasz}}=8260$ hulló, ebből 11 rákosi vipera, $n_{21\text{ősz}}=970$ hulló, ebből 12 rákosi vipera.

1. táblázat: A táblázat a viperák észlelhetőségének és az operatív hőmérsékletnek a viszonyát feltáró modell eredményeit írja le az egyes felmérési időszakokban.

		<i>Becslés</i>	<i>SE</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
2020. tavasz	(metszéspont)	0,0000	1,4051	0,0000	1,000
	T _o hőmérséklet	-0,0022	0,0009	-2,2418	0,025
2020. ősz	(metszéspont)	0,0000	1,0029	0,0000	1,0000
	T _o hőmérséklet	-0,0014	0,0007	-1,8817	0,0599
2021. tavasz	(metszéspont)	0,0000	0,9046	0,0000	1,0000
	T _o hőmérséklet	-0,0025	0,0009	-2,9079	0,0036
2021. ősz	(metszéspont)	-0,0039	0,7104	-0,0055	0,9956
	T _o hőmérséklet	-0,1137	0,0326	-3,4876	0,0005

A felmérés ismételtek során gyűjtött adatokra a Poisson hibaeloszlású modellek illeszkedtek a legjobban. Adataim alapján a rákosi viperák észlelhetőségét az operatív hőmérséklet szignifikánsan magyarázza a 2020 tavaszi ($p = 0,025$), a 2021 tavaszi ($p = 0,0036$) és 2021 őszi ($p < 0,0001$) felmérési időszakban, vagyis nagy melegben kisebb a valószínűsége a viperák megtalálásának. 2020 őszén a hőmérsékletnek nem volt szignifikáns magyarázó ereje ($p = 0,0599$) (1. táblázat).

2. táblázat: A táblázat annak a modellnek az eredményeit tartalmazza, amelyik a vipérák denzitására ható tényezőket vizsgálja.

		<i>Becsles</i>	<i>SE</i>	<i>z</i>	<i>p</i>
2020. tavasz (n=16)	(metszéspont)	-0,2152	1,4144	-0,1522	0,8791
	legeltetési mód	-0,1550	1,3139	-0,1179	0,9061
	legelőnyomás:produktivitás	-0,0051	0,0022	-2,3477	0,0189
2020. ősz (n=8)	(metszéspont)	-2,7606	1,1557	-2,3886	0,0169
	legeltetési mód	-0,0375	1,1749	-0,0319	0,9745
	legelőnyomás:produktivitás	0,0007	0,0003	2,3277	0,0199
2021. tavasz (n=11)	(metszéspont)	-0,9650	0,8711	-1,1078	0,2679
	legeltetési mód	0,0726	0,856	0,0848	0,9324
	legelőnyomás:produktivitás	-0,0020	0,0008	-2,5830	0,0098
2021. ősz (n=12)	(metszéspont)	-1,5406	0,8333	-1,8488	0,0645
	legeltetési mód	-0,3679	0,9371	-0,3926	0,6946
	legelőnyomás:produktivitás	-0,0014	0,0005	-2,7526	0,0059

A legeltetési módnak egyik monitoring időszakban sem volt szignifikáns hatása a vizsgált faj denzitására. Eszerint a pásztoroló legeltetés és a villanykerítéses lehatárolás hatása között nincs szignifikáns különbség a rákosi vipera denzitásának tekintetében. A 2020 tavaszi, a 2021 tavaszi és a 2021 őszi időszakban a legelőnyomás és az összproduktivitás interakciója szignifikánsan negatív hatású volt, ami úgy értelmezhető, hogy a nagyobb legelőnyomás általában negatív hatású, de mindez erős összefüggésben van az élőhelytípus produktivitásával. Tehát máshogy érvényesül a legelés hatása a különböző produktívású élőhelytípusokban. A legelőnyomás és az összproduktivitás interakciója 2020 őszén is szignifikáns hatásúnak bizonyult, ekkor azonban gyenge pozitív hatása volt. Tehát a nagyobb legelőnyomás általában kedvezőbb volt, de ezt befolyásolta az élőhelytípus.

Következtetések

Eredményeim szerint a rákosi vipera élőhelyeken leggyakoribb élőhelytípusok fitomassza-produkciójában nagy eltérések mutatkoznak, ami következik az élőhelymozaikok eltérő vízháztartásából és mikroklimatikus viszonyaiból (Asrar et al., 1985; Shinoda et al., 2010), ugyanakkor szükségszerűen következik belőle, hogy az egyes típusokban más-más strukturális elemek vannak jelen, amit a kígyók különböző módokon használhatnak ki termoregulációra, valamint búvó- és táplálkozóhelyül (Mizsei et al., 2020).

Az összesített hullómonitoring eredményekből látszik, hogy a területen előforduló hullófajokhoz képest mennyire kevés rákosi vipera észlelhető, ami szintén azt sugallja, hogy a faj nehezen detektálható és ezen populációjának továbbra is igen alacsony a denzitása az elmúlt évtizedek természetvédelmi beavatkozásai ellenére. Ezen okok miatt szükségszerű olyan újszerű becslési módszereket bevonni (Kéry, 2018) a faj vizsgálatába, melyek figyelembe veszik a detektabilitást. Az eredmények szerint az észlelhetőséget általában negatívan befolyásolja a viperák számára elérhető, vagyis operatív hőmérséklet, így a jövőben célzottabban, az eredmények alapján optimális időjárási viszonyok mellett érdemes végezni a bejárásokat. Ez várható eredmény volt, hiszen változó testhőmérsékletű állatok lévén akkor aktívak igazán, amikor megfelelő a hőmérséklet a homeosztázisuk fenntartásához. Mivel nehezen észrevehetők jó rejtőszínüknek köszönhetően, ezért az éppen aktívan mozgó viperákat nagyobb eséllyel találjuk meg a felmérések során, csakúgy, mint a nyílt talajfelszínen napozó egyedeket. Az eredmények azt mutatják, hogy a monitoring időszakokban hűvösebbnek számító napokon is jó esély van viperát találni, azonban melegebb időjárás esetén valószínűleg csak a napnak egy rövidebb szakában aktívak a viperák, így csökken az észlelési valószínűség.

Habár a gépesített kaszálás florisztikai szempontból előnyös lehet és növelheti a növényzet faji diverzitását (Humbert et al., 2009; Tälle et al., 2016), ez a gyephasznosítási forma az állatok pusztításával és a vegetációszerkezet hirtelen és drasztikus megváltoztatásával közvetlen és közvetett negatív hatással bír (Howland et al., 2014). Bizonyos ausztráliai és nagy-britanniai élőhelyeken kimutatható volt, hogy a legeltetés természetvédelmi szempontból megfelelő lehet és a hullófajok diverzitása és denzitása közepes vagy alacsony legelőnyomás mellett a legnagyobb (Öckinger et al., 2006; Reading & Jofré, 2016). Ez azonban nem általános érvényű, hisz ezeknek a területeknek teljesen más a fajkészlete és ökológiája. Kutatásomból kiderült, hogy az eddigi feltételezéseknek megfelelően a legelőnyomás alacsony szinten tartása általában előnyös a rákosi vipera számára ezen a felső-kiskunsági élőhelyen. A kutatásom során azt nem lehetett figyelembe venni, hogy egy bizonyos fokú legelőnyomás alatt a terület alulhasználttá

válhat (Öckinger et al., 2006), ami feltételezhetően nemkívánt vegetációszerkezeti (pl. túl mély fűavar, cserjésedés) és fajkompozícióbeli változásokat hozhat (O'Neill et al., 2013; Dostálek & Frantík, 2008). Fontos azonban megjegyezni, hogy mivel minden, viperák által lakott gyepen gazdálkodó köteles valamilyen gyephasznosítást folytatni, ezért a jelenlegi szabályozási forma mellett nem elvárható kimenetel a felhagyás, hiszen akik legeltetnek a nemzeti parki bérleményükön, azok kihasználják a park által engedélyezett maximális állatállomány-létszámot. Ezen felül a cserjésedés megakadályozása a gazdának is és a nemzeti parknak is érdeke, ezért ha mégis fás szárú vegetáció kezd megjelenni a gyepen, akkor azt különféle módszerekkel (pl. szárazzás, vegyszeres kezelés) visszaszorítják.

Eredményeim alapján kimutatható volt, hogy (I. és II.) általában a legelőnyomásnak szignifikánsan negatív hatása van a rákosi vipera denzitásra a Felsőiskunsági-turjánvidéken. Ez a hatás azonban máshogy érvényesül az egyes élőhelytípusokban. Ebből arra következtethetünk, hogy habár a nemzeti park igyekszik minél extenzívebb gyephasznosítást elérni, a viperák szempontjából ez átlagosan még mindig túl nagy legelőnyomást jelent. Az ilyen alacsonyfokú legeltetés, ami a fűavar felhalmozó, a gypszövet teljes záródásával jár, nagyléptékben hátrányos lehet bizonyos fajok számára, ezért igyekezni kell az egyensúlyi állapot megtalálására, amit leginkább egy élőhelymozaikonként (térben) és szezonálisan (időben) eltérő legelőnyomású hasznosítással lehetne elérni (Vadász et al., 2016; Bíró et al., 2020). Ennek lehetőségét az aktív és szakszerű pásztorolással lehetne megteremteni, amit a gazdasági viszonyok és mai gazdálkodási trendek nem igazán tesznek lehetővé (Dong et al., 2011). (III) A legeltetés irányításának nem volt kimutatható szignifikáns hatása, azonban ezzel kapcsolatban több limitáció is felmerült, valamint ez az információ a fentiekben taglaltnál komplexebb kérdéskör kiindulási alapjaként szolgál, mintsem gyakorlatba átültethető eredményként. Problémát jelentett, hogy a legeltetés irányításának esetében vannak vegyes (villanykerítéssel és pásztorral) irányítású gulyák is, valamint a pásztorok szakértelmében is nagy különbségek vannak. Általánosságban igaz azonban, hogy manapság egy pásztorolt gulyát másképp legeltetnek, mint a 20. században vagy azelőtt, mert tapasztalatlanabbak és szakképzetlenebbek a gulyások, akiket inkább csak a csorda őrzésére, mintsem tudatos legeltetésére alkalmaznak a gazdák.

Ennek a rákosi vipera populációnak az élőhelye természetességéből, mikrodomborzatából és természetvédelmi célú kezeléséből adódóan igen változatos növénytársulásait tekintve. Ez a változatosság megmutatkozott az élőhelytípusok újrafelvételezése után, de a fitomassza-produktivitás variabilitása is ezt tükrözte. Habár volt olyan feltételezés, hogy a kígyófaj preferál bizonyos élőhelytípusokat, valószínű, hogy számukra inkább a mozaikosság fontos élőhelyi tényező, mintsem egy-egy társulástípus (Edgar et al., 2010). Ebből a mozaikosságból következik az a limitáció, hogy ebben a kutatásban nem tudtam az egyes élőhelytípusokra külön-külön legelőnyomás hatásvizsgálatot készíteni, pedig a szarvasmarhák számára kedvelt tápláléknövények mennyisége és a zavarástűrés nagyban eltérhet az egyes társulásokban. Ami egy nagyobb produktivitású élőhelytípusban optimális legelőnyomás, ugyanaz egy kisebb produktivitásúban destruktív lehet. Mivel a marhák pásztorolás nélkül válogatnak az élőhelytípusokban az ott megtalálható növényfajok alapján (Utsumi et al., 2009; Wang et al., 2010), ezért a teljes mintavételi egységre számolt legelőnyomás torzító, hisz valójában élőhelytípusonként és mintavételi egységenként adna igazán precíz és gyakorlatba jól átültethető eredményt.

Látható tehát, hogy kutatásom eredményeinek több korlátja is van, ennek ellenére fontos kezdeti lépés egy tudományos, tényalapú élőhelykezelés megtervezésében, ami a mai fajmegőrzési programok elengedhetetlen része. Habár a helyi természetvédelmi örök nagy tapasztalattal rendelkeznek a terület kezelését és a hasznosítás irányítását tekintve, mégis fontosak az egzakt kutatási eredmények (Sutherland et al., 2004), ezért további tervek vannak a kutatás kiterjesztésére és finomra hangolására.

Cullan (1999) és munkatársai fitomassza-alapú legelőnyomás-bebecslést végeztek, melyet a jövőben mi is el szeretnénk végezni az egyes élőhelytípusokra nézve, hogy azokban típusonként vizsgálhassuk az adott gulya legelési nyomásának hatását a viperák denzitására nézve. Mivel évről-évre több észlelési adatunk lesz, ezért a jelenlegi modellekkel a jövőben is érdemes lesz vizsgálatot folytatni, megnövelt mintaelemszámmal, egyre több év varianciájának hatásával. Ez kiegészülhet majd a bugac-bócsai szubpopuláció vizsgálatával, ahol a Felső-Kiskunságtól eltérő az élőhely strukturáltsága.

Szeretnénk, ha a legelőnyomás-bebecslés a gyakorlatba minél jobban átültethető módszerré válna, ezért felmerült, hogy az általunk használt bebecslési módszert elemzésben hasonlítjuk össze hozzáértő pásztorok és gazdák véleményével egy-egy terület legeltségét illetően.

Szeretnénk vizsgálni, hogy a különböző szarvasmarha-fajták legelésében van-e különbség a viperák denzitásának tekintetében, mert a területen előfordulnak hagyományos magyar fajták (magyar szürke és magyar tarka) és nyugati húshasznú marhafajták (charolais, limousine), amelyek talán máshogy alkalmazkodtak ezekhez a homoki és láprét társulásokhoz, emiatt esetleg legelésükben is felfedezhetők különbségek. Az is érdekes kérdés marad, hogy egy hozzáértő pásztor által legeltetett gulya szignifikánsan különböző hatással bír-e a növényzet és a viperák szempontjából, mint a villanykerítéssel lehatárolt gulyák. Erre a jövőben kísérletes vizsgálatot tervezünk.

Kutatásunk olyan kiindulási pontja lehet a rákosi vipera élőhelyeken történő legeltetés vizsgálatának, ami módszertanában és információ-tartalmában a későbbiekben jó kiindulási alapot ad finomléptékű és komplex kérdések vizsgálatára a témakörben. Eredményeink felhívják a figyelmet a vipera különös érzékenységre a legeltetéssel szemben, ezért az élőhelyeken tudományos alapokra hivatkozva szabályozható a legeltetés.

Összefoglalás

A veszélyeztetett fajok aktív védelmének kulcsfontosságú eleme a fennmaradt élőhelyek megőrzése és javítása. A Magyarországon fokozottan védett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) emiatt különös figyelmet kap, hiszen elveszítette élőhelyeinek jelentős részét, és kevés megmaradt élőhelyeit gazdasági szempontok alapján hasznosítják. Eddigi tapasztalatok és kutatási eredmények alapján a különböző hasznosítási módok közül a legeltetés pozitív hatású a faj számára. A legeltetés sokrétű tevékenység, ezért szükség volt finomléptékű vizsgálatot végezni arra, hogy a legeltetés fontosabb jellemzői (legelőnyomás, pásztorolás módja) hogyan befolyásolják a rákosi vipera denzitását, ha figyelembe vesszük a legelő produktivitását. Ezzel választ kaphattunk rá, hogy mi a legjobb legeltetési technológia a rákosi vipera számára. A vizsgálathoz ismételt számlálást végeztünk 78 db 50×50 m nagyságú mintavételi kvadrátban két éven keresztül, minden évben tavasszal és ősszel, kvadrátonként min. 20 alkalommal a Felsőkiskunsági-turjánvidéken. A viperaészlelések rögzítése mellett a gazdálkodóktól megszereztem a legelőnyomás (állategység/ha, pásztorolás módja) kiszámításához szükséges információt és kimértem a legelőket alkotó növénytakaságok fitomassza-termelését. Az adatokat N-mixture modellekkel elemeztem a négy felmérési időszakra külön-külön lefuttatva, amelyekben a függő változó a felmérések ismétlésekor tapasztalt vipera-észlelésszám (időszakonként összesen: $n_{20\text{tavasz}}=16$, $n_{20\text{ősz}}=8$, $n_{21\text{tavasz}}=11$, $n_{21\text{ősz}}=12$), a detektabilitás magyarázó változója az operatív hőmérséklet, a denzitás magyarázó változója pedig a legelőnyomás, a legeltetés módja (pásztoroló vagy villanypásztor) és az összporduktivitás voltak. A detekciót az operatív hőmérséklet a 2020 őszi felmérési időszakot kivéve szignifikánsan magyarázta. A legelőnyomás és a fitomassza-termelés interakciója három szezonban szignifikánsan negatív hatású volt, míg a pásztorolás módjának egyik felmérési időszakban sem volt szignifikáns hatása. Eredményeim szerint a legelőnyomás csökkentésével az élőhelytípusokban általában kedvezőbb körülmények teremthetők a viperának a mintavételi területen. Mivel a legelőnyomás nem egyenletes a különböző mikroélőhelyeken és manapság nem szokványos a pásztorolás, ezért eredményeink gyakorlatba átültetését kellő óvatossággal kell végezni. Ugyanakkor a jövőben érdemes folytatni a vizsgálatot a fentiek szerint szabályozott legeltetés hatásáról, élőhelytípusonként vizsgálva a legelőnyomást.

Köszönetnyilvánítás

Elsősorban köszönetet szeretnék mondani témavezetőimnek, Dr. Mizsei Edvárdnak és Dr. Korsós Zoltánnak, akik mindig idejüket áldozták, hogy megfelelő szakmaisággal készülhessen a dolgozat! Külön köszönet illeti Dr. Mizsei Edvárdot a terepi munkálatok megszervezéséért és az egész kutatás során biztosított odaadó segítségnyújtásért. Köszönöm Dr. Vadász Csabának, hogy tanácsaival hozzájárult a kutatás terepi és elméleti részének megtervezéséhez, valamint, hogy segítségemre volt a terepi munkavégzés során biztosított szállással, logisztikai szervezéssel! Köszönöm Dr. Kelemen Andrásnak a társulások felismerésének elsajátításában nyújtott segítséget, valamint a fitomassza mintavételezéshez adott tanácsokat! Köszönöm Budai Mátyásnak, Wenner Bálintnak, Bancsik Barnabásnak, Tisza Ádámnak, Móré Attilának, Kovács Gergőnek, Radovics Dávidnak, Dr. Szabolcs Mártonnak, Dr. Üveges Bálintnak, Simics Jánosnak, Hajnal Lászlónak és Szarvas Renátának a terepi adatgyűjtésben nyújtott segítségüket!

Irodalomjegyzék

- Asrar G, Kanemasu ET, Jackson RD, Pinter PJ (1985) Estimation of total above-ground phytomass production using remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 17(3), 211-220. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(85\)90095-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(85)90095-1)
- Attum OA, Eason PK (2006) Effects of vegetation loss on a sand dune lizard. *The Journal of wildlife management* 70(1), 27-30.
- Babai D, Molnár Zs (2014) Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182, 123-130. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.018>
- Bán M, (2021) obm.r. GitHub Repository, <https://github.com/OpenBioMaps/obm.r>
- Biró M, Molnár Z, Öllerer K, Lengyel A, Ulicsni V, Szabados K, Kiš A, Perić R, Demeter L, Babai D (2020) Conservation and herding co-benefit from traditional extensive wetland grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 300, 106983. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106983>
- Bölöni J, Molnár Zs, Kun A (2011) Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, p 441
- Carboni M, Dengler J, Mantilla-Contreras J, Venn S, Török P (2015) Conservation Value, Management and Restoration of Europe's Semi-Natural Open Landscapes. *Hacquetia* 14(1), 5-17. <https://doi.org/10.1515/hacq-2015-0017>
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Venail P, Narwani A, Tilman D, Georgina MM, David AW, Ann PK, Gretchen CD, Michel L, James BG, Anne L, Diane SS, Shahid N (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486(7401), 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Ceballos G, Davidson A, List R, Pacheco J, Manzano-Fischer P, Santos-Barrera G, Cruzado J, Hansen DM (2010) Rapid Decline of a Grassland System and Its Ecological and Conservation Implications. *PLOS ONE* 5(1), e8562. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008562>
- Connell JH (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199(4335), 1302-1310.
- Cullan AP, Reece PE, Schacht WH (1999) Early summer grazing effects on defoliation and tiller demography of prairie sandreed. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives* 52(5), 447-453. <https://doi.org/10.2307/4003771>
- Dinerstein E, Joshi AR, Vynne C, Lee ATL, Pharand-Deschênes F, França M, Fernando S, Birch T, Burkart K, Asner GP, Olson D (2020) A "Global Safety Net" to reverse biodiversity loss and stabilize Earth's climate. *Science Advances* 6(36), eabb2824. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb2824>
- Dong S, Wen L, Liu S, Zhang X, Lassoie JP, Yi S, Li X, Li J, Li, Y (2011) Vulnerability of worldwide pastoralism to global changes and interdisciplinary strategies for sustainable pastoralism. *Ecology and society* 16(2). <https://doi.org/10.5751/es-04093-160210>
- Dostálek J, Frantík T (2008) Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* 17(6), 1439-1454. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9352-1>

- Edgar P, Baker J, Foster J (2010) Reptile habitat management handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth
- Edmonds D, Rabemananjara F, Dolch R, Rabibisoa N (2015) Captive husbandry, reproduction, and fecundity of the golden mantella (*Mantella aurantiaca*) at the Mitsinjo breeding facility in Madagascar. *Salamandra* 51(4), 315-325.
- Firbank LG, Petit S, Smart S, Blain A, Fuller RJ (2008) Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363(1492), 777-787. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2183>
- Fischer J, Lindenmayer DB (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16(3), 265-280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Fiske I, Chandler R (2011) unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1–23. <https://www.jstatsoft.org/v43/i10/>
- Freschi P, Vastola A, Musto M, Paolino R, Cosentino C (2015) The Sustainability of Agro-Food and Natural Resource Systems in the Mediterranean Basin: Grazing and Biodiversity Conservation: Highlights on a Natura 2000 Network Site. Springer International Publishing, Cham
- Gibbons JW, Scott DE, Ryan TJ, Buhlmann KA, Tuberville TD, Metts BS, Greene JL, Mills T, Leiden Y, Poppy S, Winne, CT (2000) The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians: Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change. *BioScience*, 50(8), 653-666. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0653:TGDORD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2)
- Goldewijk K (2014), "Environmental quality since 1820", in van Zanden, J, et al. (eds.), *How Was Life?: Global Well-being since 1820*, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264214262-14-en>.
- Gong SP, Yang DD, Chen YH, Lau M, Wang FM (2013) Population status, distribution and conservation needs of the Endangered Mangshan pit viper *Protobothrops mangshanensis* of China. *Oryx* 47(1), 122-127. <https://doi.org/10.1017/S0030605311001037>
- Grime J, (1973) Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 242(5396), 344–347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>
- Howland B, Stojanovic D, Gordon IJ, Manning AD, Fletcher D, Lindenmayer DB (2014) Eaten out of house and home: impacts of grazing on ground-dwelling reptiles in Australian grasslands and grassy woodlands. *PloS one* 9(12), e105966. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105966>
- Howland BWA, Stojanovic D, Gordon IJ, Fletcher D, Snape M, Stirnemann IA, Lindenmayer DB (2016) Habitat preference of the striped legless lizard: Implications of grazing by native herbivores and livestock for conservation of grassland biota: Habitat preferences of a threatened reptile. *Austral Ecology* 41(4), 455-464. <https://doi.org/10.1111/aec.12337>
- Humbert JY, Ghazoul J, Walter T (2009) Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130(1-2), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.014>
- Hurka H, Friesen N, Bernhardt KG, Neuffer B, Smirnov SV, Smakov AI, Blattner FR (2019) The Eurasian steppe belt: Status quo, origin and evolutionary history. *Turczaninowia* 22(3), 5-71. <https://doi.org/10.14258/turczaninowia.22.3.1>

- Illyés E, Bölöni J (2007) Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon: Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows in Hungary. Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest.
- Johansen B, Tømmervik H (2014) The relationship between phytomass, NDVI and vegetation communities on Svalbard. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 27, 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.07.001>
- Joseph LN, Maloney RF, Possingham HP (2009) Optimal Allocation of Resources among Threatened Species: a Project Prioritization Protocol. *Conservation Biology* 23(2), 328-338. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01124.x>
- Kacoliris F, Molinari A, Williams J (2010) Selection of key features of vegetation and escape behavior in the Sand Dune Lizard (*Liolaemus multimaculatus*). *Animal Biology* 60(2), 157-167. <https://doi.org/10.1163/157075610X491707>
- Kéry M (2018) Identifiability in N -mixture models: a large-scale screening test with bird data. *Ecology* 99(2), 281–288. <https://doi.org/10.1002/ecy.2093>
- Kidwai Z, Jimenez J, Louw CJ, Nel HP, Marshal JP (2019) Using N-mixture models to estimate abundance and temporal trends of black rhinoceros (*Diceros bicornis* L.) populations from aerial counts. *Global Ecology and Conservation* 19. <https://doi.org/e00687.10.1016/j.gecco.2019.e00687>
- Korsós Z (2002): The biology and ecology of *Vipera ursinii rakosiensis*. In: Kovács T, Korsós Z, Rehák I, Corbett K & Miller PS (eds) (2002): *Population and habitat viability assessment for the Hungarian meadow viper (Vipera ursinii rakosiensis)*. Workshop Report, IUCN/SSC Conservation Breeding Species Group, Apple Valley, MN, USA, pp. 61-64.
- Kuemmerle T, Levers C, Estel S, Jepsen MR, Müller D, Plutzer C, Stürck J, Verkerk PJ, Verburg PH, Reenberg A (2016) Hotspots of land use change in Europe. *Environmental Research Letters* 11(6), 064020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/6/064020>
- Lagos VO, Contreras LC, Meserve PL, Gutiérrez JR, Jaksic FM (1995) Effects of predation risk on space use by small mammals: a field experiment with a Neotropical rodent. *Oikos* 74(2), 259-264. <https://doi.org/10.2307/3545655>
- Macip-Ríos R, Ontiveros R, López-Alcaide S, Casas-Andreu G (2015) The conservation status of the freshwater and terrestrial turtles of Mexico: a critical review of biodiversity conservation strategies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86(4), 1048-1057. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.09.013>
- Martin TG, Kehoe L, Mantyka-Pringle C, Chades I, Wilson S, Bloom RG, Davis SK, Fisher R, Keith J, Mehl K, Diaz BP, Wayland ME, Wellicome TI, Zimmer KP, Smith PA (2018) Prioritizing recovery funding to maximize conservation of endangered species. *Conservation Letters*, 11(6), e12604. <https://doi.org/10.1111/conl.12604>
- Masterson GPR, Maritz B, Mackay D, Alexander GJ (2009) The impacts of past cultivation on the reptiles in a South African grassland. *African Journal of Herpetology* 58(2), 71-84. <https://doi.org/10.1080/21564574.2009.9650027>
- Máté A, Vidéki R (2007) Peszéradacs kezelési tapasztalatai, 10 éves időtartamot vizsgálva. Gyepterületeink védelme: kutatás, kezelés, rekonstrukció és gazdálkodás. IV. Magyar Természetvédelmi Biológiai

- Konferencia, Előadások és poszterek összefoglalói. (szerk.: Lengyel Sz., Lendvai ÁZ, Szentirmai I.). Magyar Biológiai Társaság, Budapest, p 26
- McGowan PJK, Traylor-Holzer K, Leus K (2017) IUCN Guidelines for Determining When and How Ex Situ Management Should Be Used in Species Conservation: IUCN ex situ management guidelines. Conservation Letters 10(3), 361-366. <https://doi.org/10.1111/conl.12285>
- Metera E, Sakowski T, Słoniewski K, Romanowicz B (2010) Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland-a review. Animal Science Papers and Reports, 28(4), 315-334.
- Middleton BA (2013) Rediscovering traditional vegetation management in preserves: Trading experiences between cultures and continents. Biological Conservation 158, 271-279. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.003>
- Milchunas DG, Sala OE, Lauenroth WK (1988) A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. The American Naturalist 132(1), 87-106.
- Mizsei E (2019) Hüllőfajok populációinak lokális abundancia-viszonyait befolyásoló tényezők vizsgálata. Kutatási jelentés, Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- Mizsei E (2021) hunviphab. GitHub Repository, <https://github.com/edvardmizsei/hunviphab>
- Mizsei E, Fejes Zs, Malatinszky Á, Lengyel Sz, Vadász Cs (2020) Reptile responses to vegetation structure in a grassland restored for an endangered snake. Community Ecology 21(2), 203-212. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00019-2>
- Murphy JB, Ciofi C, de La Panouse C, Walsh T (2015) Komodo Dragons: Biology and Conservation. Smithsonian Institution.
- Mysterud A (2006) The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. Wildlife Biology, 12(2), 129-141. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[129:TCOOAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[129:TCOOAI]2.0.CO;2)
- Newbold T, Hudson LN, Hill SL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett BJ, Choimes A, Collen B (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature, 520(7545), 45-50.
- O'Connor MP, Zimmerman LC, Dzialowski EM, Spotila JR (2000) Thick-walled physical models improve estimates of operative temperatures for moderate to large-sized reptiles. Journal of Thermal Biology 25(4), 293-304. [https://doi.org/10.1016/S0306-4565\(99\)00101-1](https://doi.org/10.1016/S0306-4565(99)00101-1)
- O'Neill KM, Olson BE, Rolston MG, Wallander R, Larson DP, Seibert CE (2013) Effects of livestock grazing on rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) abundance. Agriculture, Ecosystems & Environment 97(1-3), 51-64. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00136-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00136-1)
- Öckinger E, Eriksson AK, Smith HG (2006) Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. Biological Conservation 133(3), 291-300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.009>
- Péchy T, Halpern B, Sós E, Walzer C (2015) Conservation of the Hungarian meadow viper *Vipera ursinii rakosiensis*: Hungarian Meadow Viper: Conservation and Reintroduction. International Zoo Yearbook 49(1), 89-103. <https://doi.org/10.1111/izy.12088>
- Perrings C, Mäler K-G, Folke C, Holling CS, Jansson B-O (1997) Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues. Cambridge University Press, Cambridge

- Plieninger T, Draux H, Bieling H, Bürgi M, Kizos T, Kuemmerle T, Primdahl J, Verburg PH (2016) The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land Use Policy* 57, 204-214. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.040>.
- Puddu G, Falcucci A, Maiorano L (2012) Forest changes over a century in Sardinia: implications for conservation in a Mediterranean hotspot. *Agroforestry Systems* 85(3), 319-330. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9443-y>
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Reading CJ, Jofré GM (2016) Habitat use by grass snakes and three sympatric lizard species on lowland heath managed using 'conservation grazing'. *The Herpetological Journal* 20(2), 131-138.
- Roberge JM, Angelstam P (2004) Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology* 18(1), 76-85. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x>
- Royle JA (2004) N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60(1), 108-115. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- Schaub M, Kéry M (2012) Combining information in hierarchical models improves inferences in population ecology and demographic population analyses. *Animal Conservation* 15(2), 125-126. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00531.x>
- Schlecht E, Hiernaux P, Kadaouré I, Hülsebusch C, Mahler F (2006) A spatio-temporal analysis of forage availability and grazing and excretion behaviour of herded and free grazing cattle, sheep and goats in Western Niger. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113(1-4), 226-242. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.09.008>
- Scotton M, Sicher L, Kasal A (2014) Semi-natural grasslands of the Non Valley (Eastern Italian Alps): Agronomic and environmental value of traditional and new Alpine hay-meadow types. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 197, 243-254. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.003>
- Senft RL, Rittenhouse LR, Woodmansee RG (1985) Factors influencing patterns of cattle grazing behavior on shortgrass steppe. *Journal of Range Management Archives* 38(1), 82-87.
- Shine R (2005) Life-history evolution in reptiles. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36, 23-46.
- Shine R, Kearney M (2001) Field studies of reptile thermoregulation: how well do physical models predict operative temperatures?. *Functional Ecology* 282-288. <http://www.jstor.org/stable/2656513>
- Shinoda M, Nachinshonhor GU, Nemoto M (2010). Impact of drought on vegetation dynamics of the Mongolian steppe: A field experiment. *Journal of Arid Environments* 74(1), 63-69. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.07.004>
- Socher SA, Prati D, Boch S, Müller J, Baumbach H, Gockel S, Hemp A, Schöning I, Wells K, Buscot F, Kalko EKV, Linsenmair KE, Schulze ED, Weisser WW, Fischer M (2013) Interacting effects of fertilization, mowing and grazing on plant species diversity of 1500 grasslands in Germany differ between regions. *Basic and Applied Ecology* 14(2), 126-136. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.12.003>
- Sutcliffe LME, Batary P, Kormann U, Báldi A, Dicks LV, Herzon I, Kleijn D, Tryjanowski P, Apostolova I, Arlettaz R, Aunins A, Aviron S, Balezentien L, Fischer C, Halada L, Hartel T, Helm A, Hristov I, Sven JD, Kaligaric M, Kamp J, Klimek S, Koorberg P, Kostiuikova J, Kovacs-Hostyanszki A, Kuemmerle T,

- Leuschner C, Lindborg R, Loos J, Maccherini S, Marja R, Mathe O, Paulini I, Proenca V, Rey-Benayas J, Sans FX, Seifert C, Stalenga J, Timaeus J, Török P, van Swaay C, Viik E, Tschardtke T (2015) Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions* 21, 722–730. <https://doi.org/10.1111/ddi.12288>
- Sutherland WJ, Pullin AS, Dolman PM, Knight TM (2004) The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19(6), 305-308. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>
- Svensson JR, Lindegarth M, Jonsson PR, Pavia H (2012) Disturbance–diversity models: what do they really predict and how are they tested? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1736), 2163-2170. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.2620>
- Tälle M, Deák B, Poschlod P, Valkó O, Westerberg L, Milberg P (2016) Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 222, 200-212. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tilman D, Knops J, Wedin D, Reich P, Ritchie M, Siemann E (1997) The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* 277(5330), 1300-1302. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>
- Tolley KA, Weeber J, Maritz B, Verburgt L, Bates MF, Conradie W, Hofmeyr MD, Turner AA, da Silva JA, Alexander GJ (2019) No safe haven: protection levels show imperilled South African reptiles not sufficiently safe-guarded despite low average extinction risk. *Biological Conservation* 233, 61-72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.006>
- Török P, Valkó O, Deák B, Kelemen A, Tóth E, Tóthmérész B (2016) Managing for species composition or diversity? Pastoral and free grazing systems in alkali steppes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234, 23-30. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.010>
- Tschardtke T, Klein AM, Krüss A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8(8), 857-874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Újvári B, Madsen T, Kotenko T, Olsson M, Shine R, Wittzell H (2002) Low genetic diversity threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Biological Conservation* 105(1), 127-130. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00176-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00176-8)
- Újvári B, Korsós, Z. (1997) Thermoregulation and movements of radio-tracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. *Herpetologia Bonnensis*, 1997, 367-372.
- Utsumi SA, Cangiano CA, Galli JR, McEachern MB, Demment MW, Laca EA (2009) Resource heterogeneity and foraging behaviour of cattle across spatial scales. *BMC ecology* 9(1), 1-10. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-9-9>
- Vadász Cs, 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. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.044>
- Wang L, Wang D, Bai Y, Jiang G, Liu J, Huang Y, Li Y (2010) Spatial distributions of multiple plant species affect herbivore foraging selectivity. *Oikos* 119(2), 401-408. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17774.x>
- link1: <https://knp.openbiomaps.org/projects/hunviphab/>

link2: <https://github.com/OpenBioMaps/>

link3: <https://play.google.com/store/apps/details?id=com.openbiomapsmobile>

link4: https://openbiomaps.org/downloads/#files%2Fmobil-app%2Ftest_version/