

Szakdolgozat

2022.04.29.

Szakkolgozat

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

Rák Gergő Attila

Állatorvostudományi Egyetem, Ökológiai Tanszék
BSc. III. évfolyamos hallgató

Témavezetők:

Mizsei Edvárd

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

Dr. Korsós Zoltán

Állatorvostudományi Egyetem, Ökológiai Tanszék
egyetemi docens

2022. április 29.

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék	2
Rövidítések jegyzéke	3
Bevezetés	4
Célkitűzések	6
<i>Kérdések:</i>	7
Anyag és módszer	8
<i>Vizsgálati terület és mintavételi elrendezés</i>	8
<i>Adatgyűjtés</i>	9
<i>Elemzés</i>	11
Eredmények	12
Következtetések	17
Összefoglalás	21
Summary	22
Irodalomjegyzék	24
Köszönetnyilvánítás	30

Rövidítések jegyzéke

T_o: operatív hőmérséklet

ha: hektár

áe/ha: állategység/hektár

Á-NÉR: Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer

AIC: Akaike Information Criterion – 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 [1, 2, 3], melynek fő okozói között szerepel az intenzív tájhasználat [4, 5, 6]. Az érintetlen élőhelyek száma drasztikusan lecsökkent, sok természetközeli helyen is erős antropogén hatás érvényesül a természeti erőforrások kihasználása miatt [7]. Ez a tendencia Európában fokozottan érzékelhető az intenzív mezőgazdálkodás korai megjelenése miatt [8, 9], melynek során a könnyen szántóföldi művelésbe vonható fáatlan társulások nagy kárt szenvedtek [10]. Ahol mégis beszántatlanul maradtak füvesélőhelyek, ott legtöbbször kaszálóként vagy legelőként hasznosítják azokat. Ez utóbbi tevékenység térségünkben évszázadokon keresztül a füvesélőhelyek különösebb leromlása nélkül zajlott [11], köszönhetően a kispaszti hagyományos tájhasználat jóval kíméletesebb módszereinek [12, 13, 14], valamint annak, hogy ezeket a természetes vagy félig természetes élőhelyeket esetenként évezredek óta legeltették valamilyen szinten [15, 16]. A mezőgazdaság 20. századi intenzifikációjával azonban a megmaradt gyepterületeken is jellemzővé vált a túlhasználat [17, 18], bizonyos helyeken pedig a tradicionális legelőállat-tartás megszűnése okoz problémát a füvesélőhely-specialista élőlények számára [9, 19, 20].

A természetvédelmi tevékenységek között kiemelt fontosságúak a veszélyeztetett állatokra és növényekre irányuló fajmegőrzési programok [21, 22, 23]. Ebben az esetben a konkrét fajra koncentrálnak, adott populáció igényeinek megfelelően végeznek élőhely-rekonstrukciót vagy megőrzést, hátrítják el a veszélyeztető tényezőket és/vagy hoznak létre *ex situ* tenyésztőprogramot [24, 25, 26]. Kétségtelen azonban, hogy törekedni kell az élőlények *in situ* védelmére a természetvédelemre fordítható források optimális felhasználása során [27, 28], hiszen egy-egy ilyen érzékeny faj úgynevezett „ernyőfajként” funkcionál, és élőhelyének komplex védelméből számos más élőlény is profitál [29]. Ugyanakkor az ökológiai szemléletű konzervációbiológiában fontos figyelembe venni a helyi közösségek, gazdálkodók érdekeit is [30, 31], hogy velük összhangban, őket nem ellehetetlenítve lehessen hatékony természetvédelmi lépéseket megvalósítani [32].

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 [23]. Mára csak a Hanságban, a Kiskunságban és az Erdélyi-mezőségben maradtak fent elszigetelt, kis méretű populációi, melyeket így a beltenyésztettség miatt állománykihalás fenyegethet [33].

A hüllők különösen érzékenyek élőhelyük átalakítására, faji diverzitásuk csökkenése emiatt világszerte dokumentálható [34, 35]. A drasztikus átalakítás mellett a túlhasználat (pl. túllegettetés) is veszélyeztető tényezőként szerepel [36]. 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 [37, 38, 39]. Fűvesélőhelyeken ezt a struktúrát a lágyszárú vegetáció képezi, amely a hüllők számára ismertén meghatározó lehet élőhely-preferenciájuk tekintetében [40, 41]. A rákosi vipera élőhelyválasztását sem elsősorban a gyep fajkompozíciója határozza meg [42], hanem a struktúrája, amely a megfelelő gyepkezeléssel hatékonyan és – bizonyos szerkezeti elemek tekintetében – viszonylag rövid távon is alakítható [41]. Azonban mind a fajkompozíció, mind a vegetációstruktúra összefügg a növényzet fitomassza-termékonosságával [43, 44]. A különböző gyephasznosítási módok (pl. kaszálás, legeltetés) általános hatását a felső-kiskunsági rákosivipera-állományok denzitására már néhány élőhelyen kvantitatív elemzésekkel meghatározták [45]. A rendelkezésre álló – a rákosi vipera által bizonyítottan használt gyeptípusok cönológiai karakterében és főleg a hasznosítási/területkezelési módokban megfigyelhető változatosság miatt csak óvatosan extrapolálható – eredmények alapján csak a legeltetésnek van pozitív hatása a faj denzitására 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 zombékok számára, a fűavar mennyiségére, akár jelentősen különböző hatást gyakorló – legeltetési módszerek gyepszerkezetre gyakorolt hatásáról. Ez problémát jelent, hiszen a rákosivipera-élőhelyeken az egyedek feltételezett otthonterületén belül is többféle gyepes élőhelytípus található meg [46], ahol évek között és éven belül is változó a területegységre

jutó legelőnyomás. Ugyanakkor kétféle legeltetési mód is megjelenik a felső-kiskunsági rákosivipera-élőhelyeken: a pásztorolva és a villanykerítéses lehatárolással történő legeltetés. Ez a két módszer eltérő faji és funkcionális diverzitást idézhet elő a legeltetett terület vegetációjában, ami élőhelytípusonként eltérően nyilvánulhat meg [47, 48].

A gyepek közepes zavarás hipotézis (intermediate disturbance hypothesis) [49, 50] 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 [51, 52]. 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 [53].

A különböző társulások produktivitása, vagyis éves fitomasszahozama 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 [54]. 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 [55]. Az egyes termőhelyek produktivitása a talajadottságtól és a vízellátottságtól is függ [56], ezért közvetve ezen tényezők fontosságára is következtethetünk egy fitomassza-termelékenység mérésből. 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 rákosivipera-élőhelyeken a nemzeti park igazgatóságok által szabályozott gyepgazdálkodás folyik, ezért a legalkalmasabb legeltetési mód pontos meghatározásával lehetőség nyílna 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. Reméljük, hogy a kutatás az eddigieknél pontosabb és megbízhatóbb információkat biztosít majd, és alapul szolgálhat a nemzeti parkoknak a „viperabarát” gyepkezelés megtervezéséhez. Ezáltal a nemzetiparki területeken

gazdálkodók is egy konzekvens legeltetési szabályozást tudnak követni, sokkal kiszámíthatóbbá téve ezzel az azévi legeltetés megtervezését.

Feltételeztük, hogy a különböző füvesélőhely-társulásokban eltérő gyephasznosítási módszerre vagy intenzitásra is szükség lehet a vipera számára legkedvezőbb növényzetszerkezet fenntartásához. Így például a nagyobb produktivitással bíró élőhelytípusokban (lápprétek, rétsztyepppek, homoki sztyepprétek, jellegtelen üde gyeppek) feltételezhetően pozitív, míg alacsony produktivitású élőhelytípusokban (száraz, felnyíló vagy nyílt homoki gyeppek, jellegtelen száraz gyeppek) negatív hatású lehet az adott legelőnyomás.

Feltételezésünk szerint a pásztorolás módjának is hatása lehet arra, hogy a szarvasmarhák milyen gyepszerkezetet hagynak maguk után, ami így közvetve befolyásolhatja a rákosi vipera denzitását. Máshogy és mást legel a szarvasmarha, amikor gulyás tereli, vagy ha villanykerítéssel van lehatárolva kisebb-nagyobb gyepterületeken [57, 58]. Ezt a hatást a gulyák legeltetési módjának ismeretében vizsgáltuk.

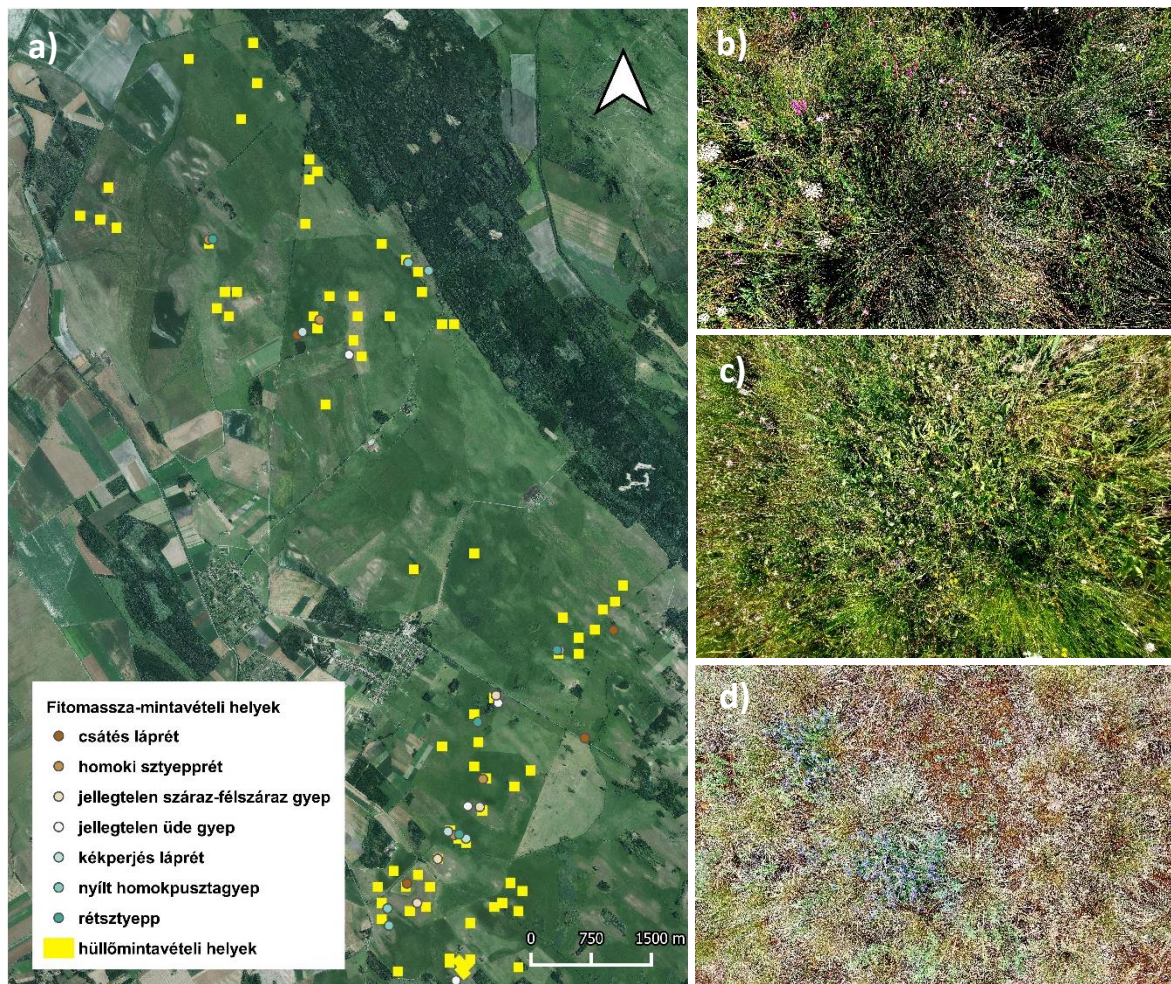
Kérdések:

- (I) Milyen hatása van a legelőnyomásnak a rákosi vipera denzitására?
- (II) Hogyan befolyásolja a gyep produktivitása a rákosi vipera denzitását?
- (III) Milyen hatással van a legeltetési mód a rákosi vipera 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-nyár eleji (április 1. május 30. között) és a nyár végi-őszi (szeptember 1. október 30. között) hullómonitoring adatgyűjtéséből kaptunk 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 hullőfajra. A felmérések során minél alaposabban bejártuk az adott kvadrátot és ha valamilyen hullőt 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.

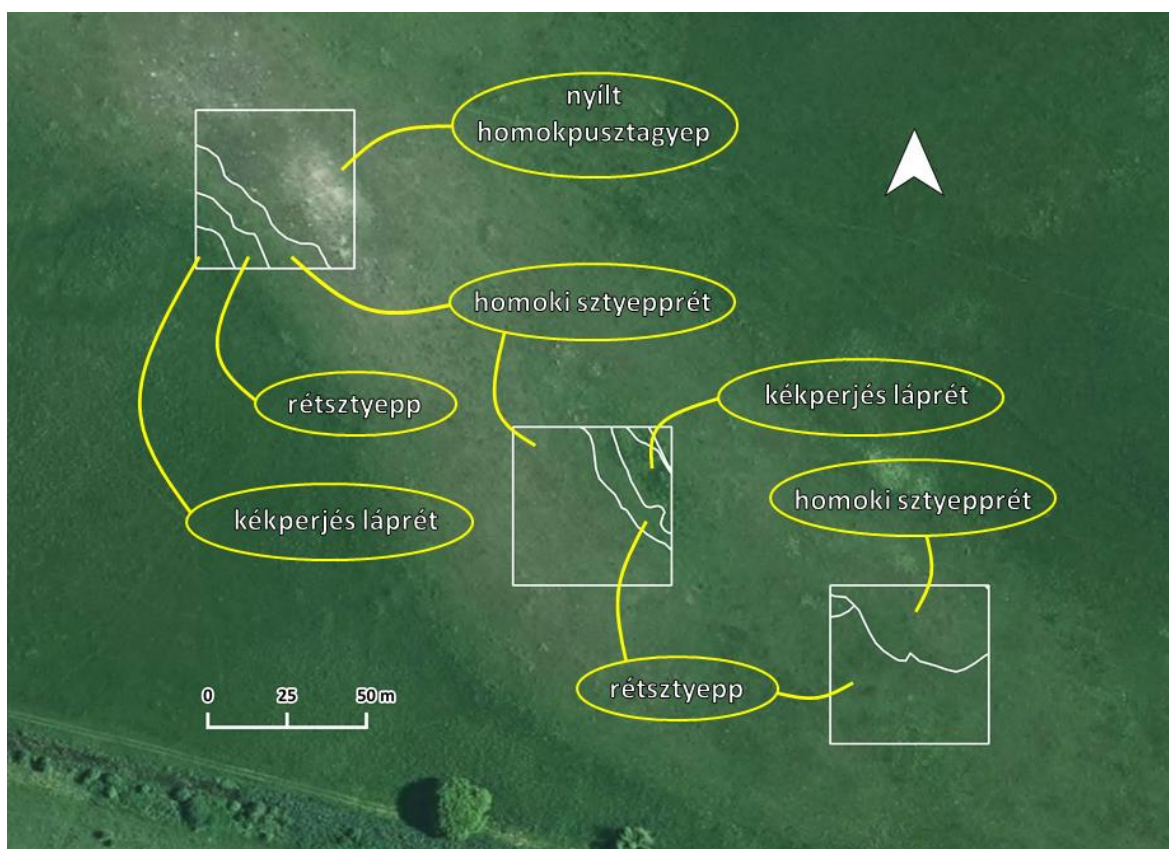
Az adatgyűjtés során folyamatosan működött két meteorológiai állomás, amelyek speciális, rézből készült vipera modellekkel az ektoterm hullók aktivitását meghatározó operatív hőmérsékleti (T_o) adatokat gyűjtötte [59]. Ezek a fizikai modellek a faj méretét, testalakját és hőelnyelését imitálják, így a beléjük ágyazott hőmérő azt a T_o hőmérsékletet méri, amelyet egy nem termoreguláló állat egyed képes elérni a radiáció, a kondukción és a konvekción révén a környezetéből [60, 61].

A terepi felmérés során a hullőegyedek adatait, valamint a bejárásokat (tracklog) az *OpenBioMaps* online adatbázisba [62, 63] nyílt forráskódú, biotikai adatgyűjtésre készített alkalmazással vettük fel [64, 65].

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-becselő 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 tudtuk meg, hogy melyik mintavételi kvadrátunkban pásztrolnak és melyikben használnak villanykerítést a gulya irányítására.

Ahhoz, hogy megtudjam, hogy a különböző élőhelytípusok fitomasszaproduktívitas-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 ellen. Minden ilyen legelészárított részben 4 db 25×25 cm területen 1 cm magasság felett ollóval levágtam a vegetációt. Az levágott hajtásokat papírzsákokban, 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 csúcsidőszakban végeztem el, majd ugyanazokban a legelészárított részekben, más 25×25 cm-es foltokból októberben, a vegetációs időszak végén is megismételtem.



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

Összesen 7 fő élőhelytípust különítettem el az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) alapján [46], melyek a vipera élőhelyeken a leggyakoribbak. A 2011-ben megjelent növényzeti térképet összehasonlítva a mai állapotokkal nagy eltéréseket tapasztaltam a mintavételi kvadrátjainkban, 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 zombékoló 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 gyeppedáció. Nyílt homokpusztagyeppek is fellelhetők, melyek sajátosága, hogy maximum 75%-os záródású, szárazsághoz alkalmazkodott társulás, melyben szárazságtűrő, zombékoló 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 rákosivipera-denzitásra gyakorolt hatását az ismételt számlálás alapján illesztett Royle-féle N-mixture modellekkkel elemeztem [66]. Ezt a modellt általában olyan állatok denzitásbecslésére szokás alkalmazni, melyek nehezen detektálhatók és észlelhetőségüket erősen befolyásolják bizonyos tényezők (pl. időjárási viszonyok, élőhely, a 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. Az egyik ökológiai jellegű: a faj lokális denzitása adott i helyen, amely a látens denzitás (λ) megnyilvánulása, és Poisson-eloszlással írható le [67, 68]:

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

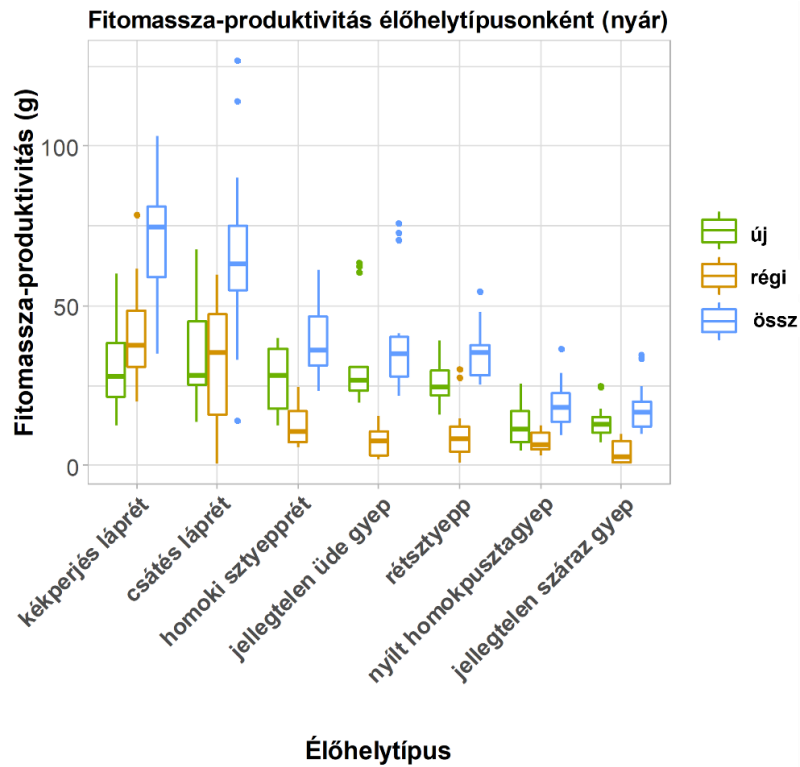
Másrészt az észlelés befolyásolja: megfigyelünk y_{ij} (számlálások) egyedeket az N_i (az i -edik mintavételi egységben élő) egyedek közül minden j felmérésismétlés során p észlelhetőségi valószínűséggel, amely binomiális eloszlással írható le [67, 68]:

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

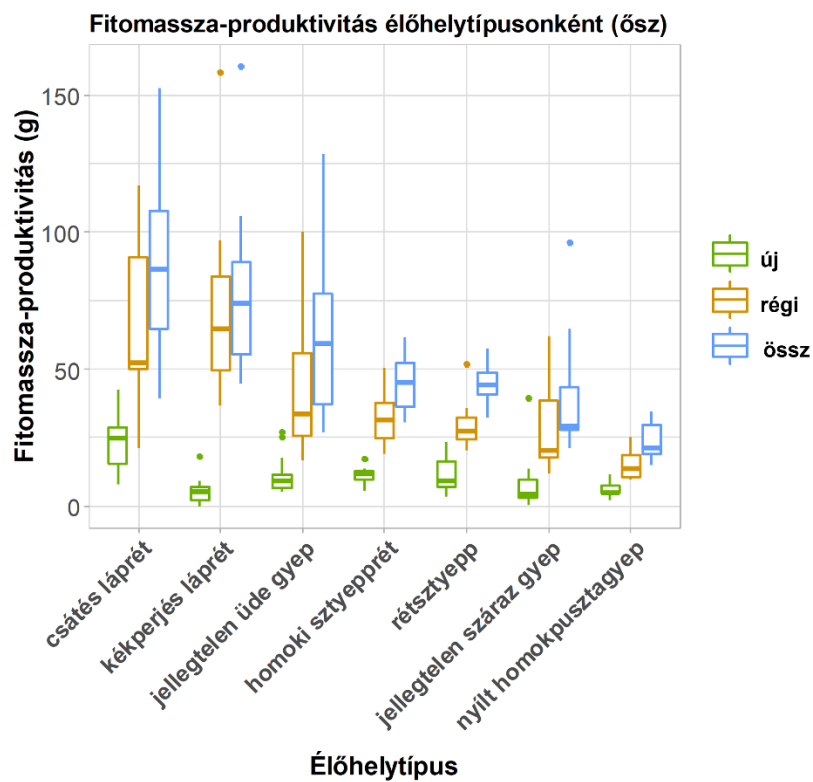
Ehhez fix mintavételi helyeken történő ismételt felmérésekre van szükség, melyek során az észlelt egyedek száma a meghatározó az egyedek azonosítása nélkül. Adott mintavételi helyen a bejárásonkénti észlelésszámokra a valós denzitás bizonyos eloszlás szerinti független megnyilvánulásaiként és az egyed 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 lefuttattam 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, a legeltetés módja (pásztoroló vagy villanypásztor) és az összproduktivitás 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 [69], melyben főként az unmarked [70], valamint az obm [71] és a hunviphab [72] csomagokat alkalmaztuk.

Eredmények

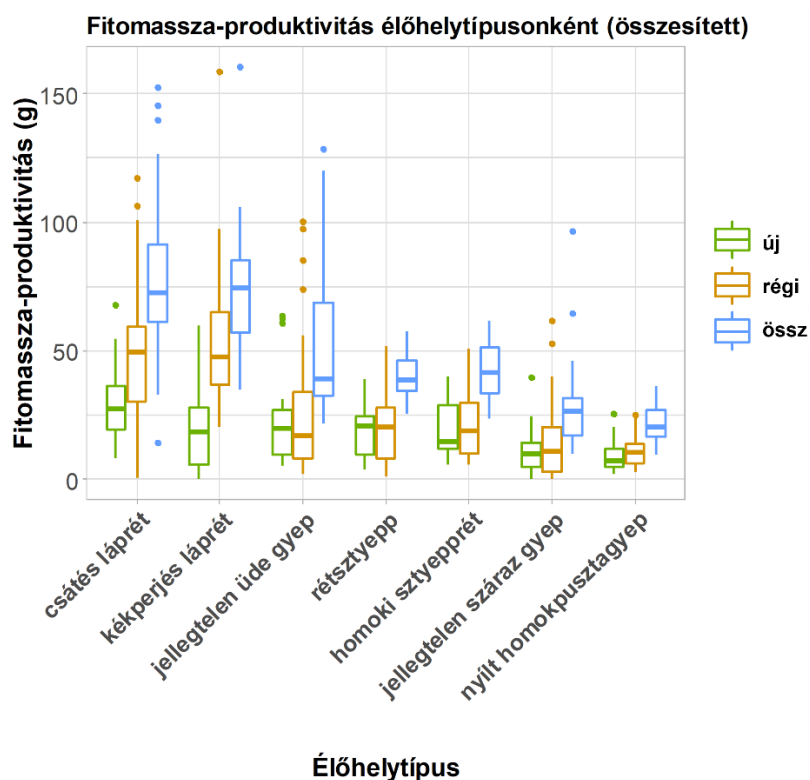
Az egyes élőhelytípusok különböző arányban vannak jelen a mintavételi egységekben, borításuk megoszlása a következő: jellegtelen száraz gyep 14 ha, homoki sztyepprét 9,94 ha, jellegtelen üde gyep 4,54 ha, rétsztyepp 3,63 ha, kékperjés láprét 3,63 ha, nyílt homokpusztagyep 3,55 ha, csátés láprét 0,57 ha. Kiderült, hogy produktivitásuk is jelentősen eltért egymástól. Élőhelytípusokra lebontva átlagosan a következők szerint alakult az éves összproduktivitás (átlag \pm szórás g): kékperjés láprét $74,72 \pm 24,4$ g, csátés láprét $78,97 \pm 32,6$ g, rétsztyepp $39,98 \pm 8,85$ g, homoki sztyepprét $42,03 \pm 11,3$ g, nyílt homokpusztagyep $21,38 \pm 7,18$ g, jellegtelen üde gyep $51,65 \pm 26,72$ g, jellegtelen száraz gyep $28,0 \pm 17,69$ 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 nyári fitomassza-termelékenységét szemlélteti régi, friss és összesített fitomassza bontásban.



4. ábra: A boxplot az egyes élőhelytípusok őszi fitomassza-termelékenységét szemlélteti régi, friss és összesített fitomassza bontásban.



5. ábra: A boxplot az egyes élőhelytípusok éves fitomassza-produktivitását szemlélteti régi, friss és összesített fitomassza bontásban.

A 3., 4., és 5. ábrán látszik, hogy a jobb vízellátottságú termőhelyekre jellemző társulásoknak (kékperjés láprét, csátés láprét) jóval nagyobb a produktivitása, mint a szárazgyepeknek (nyílt homokpusztagyep, jellegtelen száraz gyep) és átmenetet képeznek a rétsztyepek, homoki sztyepprétek. A nyári vegetációs csúcs idején levágott növényzet arányaiban kevesebb régi, vagyis kiszáradt, avaros részt tartalmaz, mint az őszi, amely elenyésző mennyiségű friss, vagyis élő hajtásként levágott növényi részt tartalmaz. A két mintavétel adatait egyesítő 5. ábrán látszik, hogy a Felső-Kiskunságban a különböző, a vipera által lakott élőhelytípusok mindegyikében nagyobb mennyiségben van jelen a régi, avaros lágyszárú növényzet a friss hajtásokhoz képest. Ez érdekes információ annak fényében, hogy ezek a vegetációszerkezet fontos részét képezik, ami a vizsgált faj számára meghatározó.

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>Becsülés</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 ismétlések során gyűjtött adatokra a Poisson hibaeloszlású modellek illeszkedtek a legjobban. Adataink 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 a négy monitoring időszakra egyenként lefuttatott modell eredményeit tartalmazza, amelyik a vipérák denzitására ható tényezőket vizsgálja.

		<i>Becslés</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 produktívásával. 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-termelésében nagy eltérések mutatkoznak, ami következik az élőhelymozaikok eltérő vízháztartásából és mikroklímájuk viszonyaiból [73, 74], ugyanakkor szükségszerűen következik belőle, hogy az egyes típusokban más-más strukturális elemek vannak jelen, amit a kígyók különböző módokon használhatnak ki termoregulációra, valamint bűvő- és táplálkozóhelyül [43].

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 [75] a faj vizsgálatába, amilyenek 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 észrevehetőek 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 [76, 77], ez a gyephasznosítási forma az állatok pusztításával és a vegetációs szerkezet hirtelen és drasztikus megváltoztatásával közvetlen és közvetett negatív hatással bír [78]. 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 [79, 80]. 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 [81], ami feltételezhetően nemkívánt vegetációszerkezeti (pl. túl mély fűavar, cserjésedés) és fajkompozícióbeli változásokat hozhat [82, 83]. 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. szárzúzás, 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 alacsony fokú legeltetés, ami a fűavar felhalmozó, a gyepszövet 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 [52, 84]. Ennek lehetőségét az aktív és szakszerű pásztorolással lehetne megteremteni, amit a gazdasági viszonyok és mai gazdálkodási trendek nem igazán tesznek lehetővé [85]. (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 [86]. 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 [87, 88], 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 [89], ezért további tervek vannak a kutatás kiterjesztésére és finomra hangolására.

Cullan és munkatársai fitomassza-alapú legelőnyomás-becslést végeztek [90], 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-becslés a gyakorlatba minél jobban átültethető módszerré váljon, ezért felmerült, hogy az általunk használt becslési 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 lápréti

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 érzékenységére a legeltetéssel szemben, ezért az élőhelyeken tudományos alapokra hivatkozva szabályozható a legeltetés.

Összefoglalás

A veszélyeztetett fajok aktív védelmének kulcsfontosságú eleme a fennmaradt élőhelyek állapotának megőrzése és javítása. A kipusztulás szélére sodródott, 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 tekinthető pozitív hatású hasznosításnak 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 megszereztük a legelőnyomás (állategység/ha, pásztorolás módja) kiszámításához szükséges információt és kimértük a legelőket alkotó növénytársulások fitomassza-produkcióját is. Az adatokat Royle-féle N-mixture modellekkel elemeztük a négy felmérési időszakra külön-külön lefuttatva, amelyekben a függő változó a felmérések ismétlésekor tapasztalt vipera-észlelésszám (időszakonként összesen: $n_{20tavasz}=16$, $n_{20ősz}=8$, $n_{21tavasz}=11$, $n_{21ősz}=12$), 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-produkció interakciója három szezonban szignifikánsan negatív hatású volt, míg a pásztorolás módjának egyik felmérési időszakban sem volt szignifikáns hatása. Eredményeink 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 szakszerű 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.

Summary

Effects of herding style and grazing pressure on the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) population in Kiskunság

In case of endangered species, conservational efforts must focus on preserving and improving their remnant habitats. The strictly protected Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) lost most of its habitats and the few remaining ones are being exploited in economic grounds, thus the species drifted to the brink of extinction and now receives a special attention from conservationists. Based on the experience and research results so far, grazing can be considered as the only positive grassland management for the species. Grazing is a multifaceted usage of grasslands, so it was necessary to carry out a fine-scale study of how the most important characteristics of grazing (grazing pressure, herding style) affect the density of the Hungarian meadow viper, considering the productivity of the pasture. With this research we were able to get an answer to what is the most beneficial grazing technology for the species. We made repeated measurements in 78 pieces of 50 × 50 m sampling quadrates for two years, every year in spring and autumn, by a min. 20 times in the Felsőkiskunság-turjánvidék. In addition to the viper observations, the necessary information for calculating the grazing pressure (animal unit/ha, herding style) was obtained from the farmers, and the phytomass production of the plant associations forming the pastures was also measured. The collected data were analysed using Royle's N-mixture models run separately for the four survey periods, in which the dependent variable was the number of viper observations during the repeated surveys (in every survey period: $n_{20spring}=16$, $n_{20autumn}=8$, $n_{21spring}=11$, $n_{21autumn}=12$), the explanatory variables for detectability were operative temperature and the explanatory variables for density were grazing pressure, herding style (shepherd or electric fence), and total productivity. Detectability was significantly explained by operative temperature, except for the 2020 autumn survey period. Grazing pressure interacted with phytomass productivity and had a significant negative effect on density in three seasons, while herding style had no significant effect in any of the survey periods. According to our results, by reducing the grazing pressure, more favourable conditions can be created for the viper many habitat types in our study area. As the grazing pressure is not uniform in the different micro-habitats and shepherds are not as professional nowadays as they were in the past, the implementation of our results must be done carefully. However, in the future, it is worthwhile to continue the study on the effect of grazing regulated as mentioned above, examining the grazing pressure by habitat type.

Irodalomjegyzék

1. Perrings C, Mäler K-G, Folke C, Holling CS, Jansson B-O (1997) *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*. Cambridge University Press, Cambridge
2. 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>
3. 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>
4. 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>
5. 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>.
6. 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.
7. 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>
8. 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>
9. 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>.
10. Illyés E, Bölöni J (2007) *Lejtősztyeppék, löszgyepek és erdőssztyepprétek Magyarországon: Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows in Hungary*. Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest.
11. 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>
12. 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, Kaligarić M, Kamp J, Klimek S, Koorberg P, Kostiukova J, Kovacs-Hostyánszki 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>

13. 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>
14. 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>
15. 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.
16. 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>
17. 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)
18. 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>
19. 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>
20. 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>
21. 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>
22. Murphy JB, Ciofi C, de La Panouse C, Walsh T (2015) *Komodo Dragons: Biology and Conservation*. Smithsonian Institution.
23. KORSÓS, Z. (2002): The biology and ecology of *Vipera ursinii rakosiensis*. In: KOVÁCS, T., KORSÓS, Z., REHÁK, I., CORBETT., K. & MILLER, P. S. (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.
24. 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>
25. 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.
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>

27. 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>
28. 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>
29. 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>
30. Tschamtk T, Klein AM, Kruess 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>
31. 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
32. 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>
33. 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)
34. 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>
35. 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>
36. Huey RB (1991) Physiological consequences of habitat selection. *The American Naturalist* 137, 91-115. <https://doi.org/10.1086/285141>
37. 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>
38. Attum OA, Eason PK (2006) Effects of vegetation loss on a sand dune lizard. *The Journal of wildlife management* 70(1), 27-30.

40. 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>
41. Mizsei E, Fejes Z, Malatinszky Á, Lengyel S, Vadász C (2020) Reptile responses to vegetation structure in a grassland restored for an endangered snake. *Community Ecology* 21(2), 203-212. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00019-2>
42. 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
43. 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>
44. 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>
45. Mizsei E (2019) Hüllőfajok populációinak lokális abundancia-viszonyait befolyásoló tényezők vizsgálata. Kutatási jelentés, Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
46. Bölöni J, Molnár Zs, Kun A (2011) Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, p 441
47. 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>
48. Koch M, Schröder B, Günther A, Albrecht K, Pivarczi R, Jurasinski G (2017) Taxonomic and functional vegetation changes after shifting management from traditional herding to fenced grazing in temperate grassland communities. *Applied Vegetation Science* 20(2), 259-270. <https://doi.org/10.1111/avsc.12287>
49. Grime J (1973) Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 242(5396), 344-347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>
50. Connell JH (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199(4335), 1302-1310.
51. 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.
52. 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>
53. 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>
54. Újvári B, Korsós, Z. (1997) Thermoregulation and movements of radio-tracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. *Herpetologia Bonnensis*, 1997, 367-372.

55. Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Baumbach, H., Gockel, S., Hemp, A., Schöning, I., Wells, K., Buscot, F., Kalko, E. K. V., Linsenmair, K. E., Schulze, E. D., Weisser, W. W., 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>
56. 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://10.1016/S0006-3207\(01\)00176-8](https://10.1016/S0006-3207(01)00176-8)
57. Senft RL, Rittenhouse LR, Woodmansee RG (1985) Factors influencing patterns of cattle grazing behavior on shortgrass stepe. *Journal of Range Management Archives* 38(1), 82-87.
58. 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>
59. Shine R (2005) Life-history evolution in reptiles. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36, 23-46.
60. 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)
61. 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>
62. <https://knp.openbiomaps.org/projects/hunviphab/>
63. <https://github.com/OpenBioMaps/>
64. <https://play.google.com/store/apps/details?id=com.openbiomapsmobile>
65. https://openbiomaps.org/downloads/#files%2Fmobil-app%2Ftest_version/
66. 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>
67. 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>
68. 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>
69. 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/>
70. 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/>
71. Bán M (2021) obm.r. GitHub Repository, <https://github.com/OpenBioMaps/obm.r>
72. Mizsei E (2021) hunviphab. GitHub Repository, <https://github.com/edvardmizsei/hunviphab>

73. 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. [10.1016/0034-4257\(85\)90095-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(85)90095-1)
74. Shinoda, M., Nachinshonhor, G. U., 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>
75. 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>
76. 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>
77. 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>
78. 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>
79. 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>
80. 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.
81. 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>
82. 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)
83. 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>
84. 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>
85. 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>
86. Edgar P, Baker J, Foster J (2010) Reptile habitat management handbook. *Amphibian and Reptile Conservation*, Bournemouth
87. 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>
88. 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>
89. 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>

90. 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>

Köszönetnyilvánítás

Elsősorban köszönetet szeretnék mondani témavezetőimnek, Mizsei Edvárdnak és dr. Korsós Zoltánnak, akik mindig idejüket áldozták, hogy maximális szakmaisággal készülhessen a dolgozat. Külön köszönet illeti 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 Budai Mátyásnak, Wenner Bálintnak, Bancsik Barnabásnak, Tisza Ádámnak, Móré Attilának, Kovács Gergőnek, Radovics Dávidnak, Szabolcs Mártonnak, Üveges Bálintnak, Simics Jánosnak, Hajnal Lászlónak és Szarvas Renátának a terepi adatgyűjtésben nyújtott segítségüket. Köszönetet szeretnék mondani Károlyi Adélnak és Guller Zsófiának a formai és stilisztikai segítségnyújtásért, valamint szüleimnek, Rák Emőkének és Rák Attilának, akik mindenben támogatnak.

Témavezetői nyilatkozat

Alulírott ...dr. Korsós Zoltán... igazolom, hogy ...Rák Gergő Attila „A legeltetési mód és a legelőnyomás hatása a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) állományaira a Kiskunságban” ... című diplomamunkáját ismerem, azt beadásra és védésre alkalmasnak tartom.

Budapest, 2022. április 28.



.....
dr. Korsós Zoltán

Állatorvostudományi Egyetem

Ökológiai Tanszék

HuVetA
ELHELYEZÉSI MEGÁLLAPODÁS ÉS SZERZŐI JOGI NYILATKOZAT*

Név: Rák Gergő Attila

Elérhetőség (e-mail cím): rakgeri99@gmail.com

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

A mű megjelenési adatai: 2022. Budapest

Az átadott fájlok száma: 1

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

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

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

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

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

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



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

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

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

Budapest, 2022. április 29.



aláírás
szerző/a szerzői jog tulajdonosa

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

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

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