

TERMÉSZETVÉDELMI TERÜLETKEZELÉSI RENDSZEREK ÉS AZ AZOKAT MEGALAPOZÓ KUTATÁSOK A TÁBORFALVAI LŐ- ÉS GYAKORLÓTÉR KUNPESZÉRI BIZTONSÁGI ZÓNÁJÁBAN

VADÁSZ Csaba¹, MÁTÉ András² és MOLNÁR József³

¹Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, 6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19.

E-mail: vadaszcs@kp.hu

²6000 Kecskemét, Hársfa u. 7.

³Budapesti Erdőgazdaság Zrt. Dabasi Erdészeti Igazgatóság, 2370 Dabas, Fő út 33.

A Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér kunpeszéri pufferezónájában előforduló, természetvédelmi szempontból kitüntetett jelentőségű fajok, azaz a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), a tűzok (*Otis tarda*) és az ürge (*Spermophilus citellus*) lokális állományméretének maximalizálását elsődleges prioritásként kezelő, de emellett a florális diverzitás maximális szintjét fenntartani képes területkezelési rendszer elemeit és elvi háttérét mutatjuk be tanulmányunkban. Azonosítjuk a célállapot (a florális diverzitás, illetve a célfajok lokális abundanciaviszonyainak minél magasabb szintje) elérését biztosító pozitív, illetve azt gátló, negatív hatású technológiai elemeket.

A különböző gyepterkezelési rendszerek florális diverzitásra gyakorolt hatásának vizsgálata alapján a szarvasmarhával végzett legeltetés, a fitomassza-eltávolítás maximum közepes szintje és a kezelés nagymértékű tér-időbeli változatossága a diverzifikáló hatású technológiai elemek, a legdestruktívabb pedig a magas legelőnyomás.

A tűzok költési sikerére negatív hatást gyakorol minden, a szénitív időszakban végzett munka, így a szántóföldeken azok a kultúrák biztosítják a sikeres költést, amelyekben április 10. és június 30. között nem szükséges talajműveléssel, növényvédelemmel, betakarítással stb. kapcsolatos tevékenységet végezni, ilyen például az őszi tritikále és a késői hasznosítású zöldugar. A gyepeken a késői kaszálás, illetve a rotációs legeltetés bizonyult összeegyeztethetőnek a tűzok költési sikerének biztosításával. A különböző veszélyeztető tényezők hatásainak számszerűsítésére alapozva lettek megfogalmazva az aktuális hazai agrár-környezetgazdálkodási célprogram tűzok védelmét szolgáló tematikus előíráscsoportjának elemei. A röpképes korú egyedek ismert elhullásai alapján a légvezetékekkel történő ütközés a legjelentősebb mortalitási faktor, így a tűzők élőhelyeken a légvezetékek földkábelle való cseréjével sokat lehet tenni a tűzokpopuláció (és számos más, a középvezetékű vezetékek által veszélyeztetett madárfaj, pl. szalakóta, kékvércse, vörös vércse, fehér gólya) védelme érdekében.

A helyi ürgeélőhelyek természetvédelmi kezelését szarvasmarha-legeltetéssel valósítjuk meg. A vizsgált területen található hazánk egyik legnagyobb ürgepopulációja, amelynek életképességét támasztja alá, hogy a célirányos felmérések alapján az összes alkalmas területreszen meglehetősen magas denzitásban (35–153 felnőtt egyed/ha) fordul elő, továbbá, hogy kolonizálta a környéken az összes, az élőhely-rekonstrukciók során visszagyepesített, többletvízhatástól független élőhelyet.

A rákosi vipera helyi állománya a jelenlegi ismereteink/feltételezéseink szerint szintén a legjelentősebb hazai (és egyben európai) metapopuláció részét képezi. A rákosivipera-állományok

méretének reprezentatív jellemzésére még nem rendelkezünk megfelelő monitorozó protokollal, amelynek egyik legjelentősebb oka a faj rejtőzködő életmódjából fakadó alacsony (és jelentős időbeli variáciát mutató) észlelhetősége. Ezért a viperas gyepek kezelése során az adott kezelési típus más hullófajokra gyakorolt hatását számszerűsítő vizsgálatok eredményeire tudunk támaszkodni.

Kulcsszavak: növényi fajgazdagság, rákosi vipera, természetvédelmi gyepterület, tűzok, ürge

BEVEZETÉS

Jelen munkánkban az elsődlegesen honvédelmi célokat szolgáló Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér biztonsági zónájához tartozó, a Pannon biogeográfiai régió szintjén is kiemelkedő természetvédelmi jelentőségű kunpeszéri gyepterületek kezelését, valamint a kezelést megalapozó, illetve azok hatásainak számszerűsítését szolgáló vizsgálatokat mutatjuk be. E területen a Budapesti Erdőgazdaság Zrt. és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) munkatársainak együttműködése a magas természeti értékű területrészek fenntartható mezőgazdasági hasznosítását biztosítani képes, a helyi környezeti és gazdasági viszonyokhoz adaptált területkezelési rendszert alakított ki.

Írásunk három alapvető célt szolgál: egyrészt szeretnénk betekintést biztosítani a helyben alkalmazott területkezelések és a természetvédelmi célú kutatások egymást kölcsönösen alakító rendszereibe, szervezésébe; másrészt szeretnénk összefoglalni az eddig megszerzett legjelentősebb tapasztalatokat; illetve mindezzel szeretnénk hozzájárulni a természetvédelmi területkezelést, illetve a természetvédelmi célokat szolgáló kutatásokat végző hazai és külföldi szakemberek munkájához.

A területkezelés helyi céljai

A bemutatott területen a természetvédelmi szempontból kitüntetett jelentőségű fajok, azaz a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), a tűzok (*Otis tarda*) és az ürge (*Spermophilus citellus*) lokális állományméretének maximalizálását elsődleges prioritásként kezelő, de emellett a maximális faji sokféleséget fenntartani képes területkezelési rendszer kialakítását tűztük ki célul, amely átmenetet képez a fajra, illetve diverzitásra kezelés között.

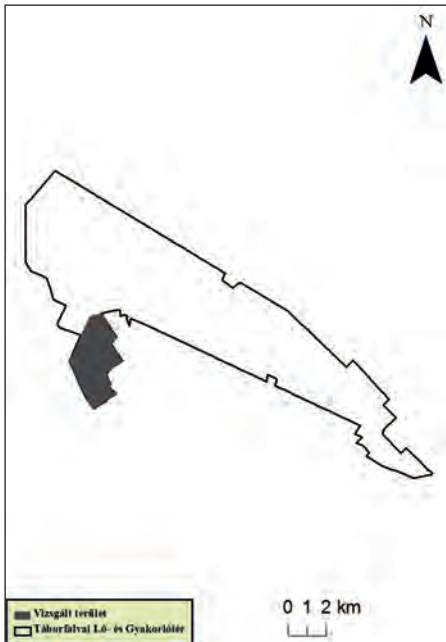
A terület bemutatása

A terület lehatárolása, tulajdonviszonyai, kezelői, jogi státusza

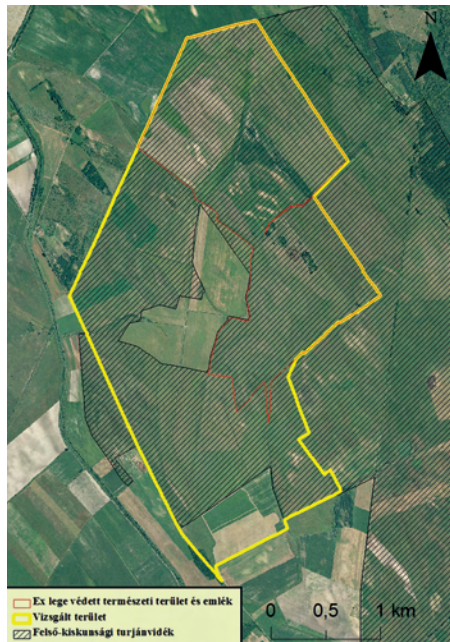
A bemutatott terület Bács-Kiskun megye legészakibb részén található. Nyugatról a Kunpeszért Bugyival összekötő műút, északról a Pest és Bács-Kiskun megyék közötti határ, keletről és délről pedig mezei utak határolják. Teljes kiterjedése mintegy 820 ha. A terület lehatárolását, és a Táborfalvai Lő- és Gyakorlótérén belüli elhelyezkedését az 1. ábra mutatja.

Az itt bemutatott terület több mint 99%-ban állami tulajdonban van, vagy kezelője a Budapesti Erdőgazdaság Zrt. Dabasi Erdészeti Igazgatósága, amely a mezőgazdaságilag hasznosítható területek hasznosítását haszonbérbeadás útján, az erdőgazdálkodási tevékenységet pedig saját maga végzi. A terület természetvédelmi kezelője a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság.

A bemutatott terület – egy kisebb zárvány kivételével – a Felső-kiskunsági turjánvidék kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület része, illetve több *ex lege* védelem alatt álló láp, szikes tó, kunhalom és földvár is megtalálható (2. ábra).



1. ábra. A vizsgált terület elhelyezkedése a Táborfalvai Lő- és Gyakorlótérén



2. ábra. A vizsgált terület egyes részeinek természetvédelmi besorolása

A terület természeti jellemzői

A Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér kunpeszéri védőzónája természetvédelmi oltalom alá eső fajokban gazdag terület; számos védett (vagy fokozottan védett) fajnak itt található a legerősebb hazai állománya. A természetvédelmi szempontból kiemelkedő jelentőségű, lokálisan gyakori fajokat az 1. táblázat foglalja össze. A táblázat rávilágít arra is, hogy annak ellenére, hogy intenzív biotikai adatgyűjtés folyik a területen, a legtöbb, természetvédelmi oltalom alá eső faj helyi (rész)állományairól nincs pontos, kvantitatív információnk. Ennek megfelelően az elvégzett beavatkozások és természetvédelmi kezelések pontos hatása ezen állományokra nem számszerűsíthető. Mindazonáltal, figyelembe véve azt a tényt, hogy ezek a fajok általában tömegesek a bemutatott területen, joggal feltételezhetjük, hogy az alkalmazott területkezelési rendszer összeegyeztethető e fajok helyi állományainak hosszú távú fenntartásával is.

1. táblázat. A Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér kunpeszéri biztonsági zónájában előforduló, lokálisan gyakori, természetvédelmi szempontból kiemelkedő jelentőségű fajok

Fajnév	Lokális állomány	Jelentőség
ürge (<i>Spermophilus citellus</i>)	mintaterületeken keresztül végzett becslés alapján 10 000–20 000	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
túzok (<i>Otis tarda</i>)	költési időben: min. 5 költő tojó; teleléskor 100–300 pd. is észlelhető a területen	a helyi populáció részét képezi a hazánkban a legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
parlagi sas (<i>Aquila heliaca</i>)	1 pár	az első regisztrált, sikeres költés Bács-Kiskun megyében (2016)
rákosi vipera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>)	nincs megbízható adat az állomány nagyságról (még nagyságrendileg sem), a jelenlét bizonyított	a helyi populáció részét képezi a hazánkban a legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
dunai tarajosgöte (<i>Triturus dobrogicus</i>)	nincs megbízható adat az állomány nagyságról (még nagyságrendileg sem), szaporodási időszakban minden alkalmas víztestben tömeges	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
fői boglárka (<i>Plebejus sephirus</i>)	fogás-visszafogás adatok alapján a betelepített állomány nagysága 200–300 egyed	az első sikeres áttelepítés, amellyel önfenntartó populációt sikerült létrehozni
magyar futrinka (<i>Carabus hungaricus</i>)	nincs megbízható adat, min. több száz példány a feltételezett állomány méret	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak

Fajnév	Lokális állomány	Jelentőség
magyar tarsza (<i>Isophia costata</i>)	nincs megbízható adat, rajzási időszakban minden magas fűvű élőhelyen tömeges	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
magyar virágbogár (<i>Protaetia ungarica</i>)	nincs megbízható adat, rajzási időszakban minden alkalmas élőhelyen tömeges	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
sarkantyús fészekbogár (<i>Macrosiagon tricuspidatum</i>)	nincs megbízható adat, rajzási időszakban minden alkalmas élőhelyen tömeges	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
nagy tűzlepke (<i>Lycaena dispar</i>)	nincs megbízható adat, rajzási időszakban minden üde gyepen tömeges	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
pókbangó (<i>Ophrys sphegodes</i>)	a nem teljes területen végzett, sporadikus (nem szisztematikus) adatgyűjtések alapján az állomány minimum 9700 tő	a helyi populáció részét képezi a hazánkban a legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
gyapjas csüdfű (<i>Astragalus dasyanthus</i>) (beleértve a szártalan csüdfűvel képzett hibrideket is)	a nem teljes területen végzett, de az ismert állományok nagyobb részét lefedő adatgyűjtések alapján az állomány minimum 7500 tő	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
poloskaszagú kosbor (<i>Orchis coryophora</i>)	a nem teljes területen végzett, sporadikus (nem szisztematikus) adatgyűjtések alapján az állomány minimum 22 000 tő	a helyi populáció részét képezi a hazánkban a legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
kormos csáté (<i>Schoenus nigricans</i>)	a nem teljes területen végzett, sporadikus (nem szisztematikus) adatgyűjtések alapján az állomány minimum 16 000 tő	a helyi populáció részét képezi a hazánkban a legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
szibériai nőszirm (<i>Iris sibirica</i>)	a nem teljes területen végzett, sporadikus (nem szisztematikus) adatgyűjtések alapján az állomány minimum 6000 tő	a helyi populáció részét képezi a hazánkban a legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
fátyolos nőszirm (<i>Iris spuria</i>)	a nem teljes területen végzett, sporadikus (nem szisztematikus) adatgyűjtések alapján az állomány minimum 500 tő	a helyi populáció részét képezi a hazánkban a legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
homoki nőszirm (<i>Iris arenaria</i>)	a nem teljes területen végzett, sporadikus (nem szisztematikus) adatgyűjtések alapján az állomány minimum 250 tő	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak
apró nőszirm (<i>Iris pumila</i>)	a nem teljes területen végzett, sporadikus (nem szisztematikus) adatgyűjtések alapján az állomány minimum 7300 tő	a helyi populáció részét képezi a hazánkban az egyik legtömegesebbnek minősülő felső-kiskunsági állománynak

A HELYI TERMÉSZETVÉDELMI TERÜLETKEZELÉSI RENDSZER FONTOSABB ELEMEI

A következőkben azokat a technológiai elemeket és rendszerszintű megoldásokat mutatjuk be, amelyek a helyi területkezelési gyakorlatban sikeresnek bizonyultak bizonyos, természetvédelmi szempontból fontos problémák kezelésére.

A módszerek kidolgozása során általában azt az utat követtük, hogy a terepi megfigyelések alapján hipotéziseket állítottunk fel, amelyek tesztelésére szisztematikus adatgyűjtést végeztünk. Az eredmények kiértékelése az *a priori* hipotézisek tesztelése mellett általában újabb kérdések, hipotézisek megfogalmazásához vezetett. Fontos kiemelni, hogy a legtöbb kérdés vizsgálata még nem valósult meg, azonban a következőkben bemutatott témákat tudományos alapossággal körüljártuk, és – legalábbis a helyi viszonyok között – megbízható, robosztus eredményeket kaptunk. Ezen eredmények térbeli extrapolációja, általánosítása nyilvánvalóan nagyfokú óvatosságot igényel, de mindemellett úgy gondoljuk, hogy az alapvető eredményeket máshol is sikeresen lehet majd alkalmazni.

Hogyan lehet maximalizálni a florális diverzitást?

A kérdés természetvédelmi jelentősége, célkitűzések

A vegetáció összetétele és diverzitása (akár a fajgazdagság, azaz az α -diverzitás, akár a különböző térléptékeken megfigyelhető β - vagy γ -diverzitás) alapvetően meghatározza a teljes ökoszisztéma diverzitását, az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások elérhetőségét/szintjét, valamint az ökoszisztémák stabilitását (GRIME 1998, TILMAN és mtsai 1996), mivel a producensekre épül az összes többi trofikus szint. Ennek megfelelően a florális diverzitás maximalizálását szolgáló területkezelési rendszer lehet az egyik biztosítéka az ökoszisztéma szintjén is a lehetséges maximális diverzitás fenntartásának/helyreállításának.

Az alapvető gyepterületkezelési módok, azaz a kaszálás, a legeltetés, valamint ezek kombinációi (BAKKER 1989) hatását a gyepek növényi fajgazdagságára számos gyeptípus és helyszín esetében vizsgálták már (pl. DENGLER és mtsai 2014, ÖCKINGER és mtsai 2006, ZHU és mtsai 2012). Az eredmények alapján levonható, legáltalánosabb következtetések közé tartoznak, hogy mind a gyepek hasznosításának/kezelésének teljes felhagyása, mind a gyepek intenzív használata (pl. nagy dóziszú műtrágyázás, állandóan magas legelőnyomás, évenként több alkalommal végzett kaszálások) a florális diverzitás erőteljes csökkenéséhez vezet (DENGLER és mtsai 2014, HABEL és mtsai 2013, ÖCKINGER és mtsai 2006).

Ugyanakkor más tényezőkben, mint például a fenntartható hasznosítási intenzitásban (ami még lehetővé teszi a biológiai sokféleség magas szintjének fenntartását) már erős különbségeket mutattak ki a különböző vizsgálatok. A fenntartható hasznosítási intenzitást a környezeti (klimatikus, edafikus és hidrológiai) feltételek nagymértékben befolyásolják (KONDOH 2001). Ugyanannak a kezelésnek a hatása jelentősen eltérő lehet különböző gyeptípusok esetében (SOCHER és mtsai 2013). Azt is kimutatták, hogy az alapvető kezelési módok florális diverzitásra gyakorolt hatásait jelentősen befolyásolják a technológiai részletek (pl. a kezelés időzítése, intenzitása, gyakorisága) (STEWART és PULLIN 2008).

Ennek ellenére, számos publikációban a kezelés florális diverzitásra gyakorolt hatásának vizsgálata során az alapvető kezelési mód az egyetlen magyarázó változó. Amennyiben az adott kezelési mód egyféleképpen kerül kivitelezésre (tehát nincs különbség annak időzítésében, intenzitásában, gyakoriságában), akkor a kezelés módja elfogadható magyarázó tényezőként a vizsgált terület léptékében (pl. MOOG és mtsai 2002, STAMMEL és mtsai 2003). Ha azonban az adott kezelési mód kivitelezésében jelentős különbségek lehetnek, az alapvető kezelési mód egyetlen magyarázó tényezőként való vizsgálata szakmai szempontból nem tekinthető elfogadhatónak, az ilyen vizsgálatok eredményeinek általánosíthatósága erősen korlátos (SOCHER és mtsai 2013).

Néhány publikációban további magyarázó változókkal is találkozhatunk, a kezelés florális diverzitásra gyakorolt hatásainak elemzése során. A legeltetés során az alkalmazott legelőnyomásnak szignifikáns hatása van a növényi diverzitásra (pl. KLIMEK és mtsai 2007, KÖHLER és mtsai 2005, LI és mtsai 2009, PAVLU és mtsai 2006, SOCHER és mtsai 2013, STEWART és PULLIN 2008), sőt, a legeltetett haszonállat faja is befolyásolhatja azt (LI és mtsai 2009, SOCHER és mtsai 2013, STEWART és PULLIN 2008), de akár a legeltetés módja is (TÖRÖK és mtsai 2016). A kaszálók esetében az évenkénti kaszálások száma, a kaszálások időzítése (KÖHLER és mtsai 2005), valamint a kijuttatott trágya mennyisége (SOCHER és mtsai 2013) is szignifikánsan befolyásolja a kezelés végső hatását. Az előzőekben említett változókon túl, a területkezelési tevékenységek tér-időbeli változatossága is befolyásolhatja a vegetáció összetételét. Az észak-amerikai vizsgálatok rámutattak a rotációs legeltetés pozitív hatásaira, de az európai munkák ebben a témában ritkák (pl. MOLNÁR 2014, PAVLU és mtsai 2003).

Minden kezelés felbontható technológiai elemekre. Az egyes technológiai elemek egyedi hatásai mind befolyásolhatják a kezelés eredő hatását, így az egyes technológiai elemeken végrehajtott módosítások a kezelés eredő hatását is megváltoztathatják.

A természetvédelmi célú kutatások egyik fontos irányvonala lehet az, hogy azonosítsuk azokat a technológiai elemeket, amelyek jelentős pozitív vagy

éppen negatív hatással vannak a célállapot elérésére, illetve azt, hogy azok milyen kombinációja képes maximalizálni a biológiai diverzitást (annak különböző szintjeit).

Ezt a fejezetet annak szenteltük, hogy bemutassuk, mennyire jelentős a különböző technológiai elemek hatása a vizsgálati területen előforduló edényes növények fajgazdagságára, kisebb térléptéken.

A következő kérdésekre kerestük a választ:

- a) A helyben alkalmazott területkezelési rendszerek hogyan befolyásolják az edényes növények fajszerkezetét a vizsgált 1 m²-es térléptéken?
- b) Melyik az edényes növények fajszerkezetét és diverzitását különböző térléptékeken maximalizálni képes, helyben alkalmazott területkezelési rendszer?
- c) A területkezelési rendszerek egyes elemei (a hasznosítás módja, a fitomaszsa-eltávolítás intenzitása, az adott kezelési egységben végzett területkezelési tevékenységek tér-időbeli változatossága) hogyan befolyásolják az edényes növények fajszerkezetét a vizsgált 1 m²-es térléptéken?

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat 2014–2017. között végeztük a Felső-kiskunsági turjánvidék (HUKN20003) ösgyepin (olyan gyepeken, amelyek az archív térképek és a XX. sz. második felétől elérhető légi fotók tanúsága alapján soha, de legalább is 300 éve nem voltak feltörve, illetve más erősen destruktív beavatkozás, pl. felülvetés sem történt) (MOLNÁR és mtsai 2008). Azért az ösgyepre esett a választás, mert ezeknél számos, az óparlagok esetében figyelembe veendő, a florális diverzitást potenciálisan szignifikánsan befolyásoló magyarázó változó (pl. a visszagyepesítés ideje és módja, a propagulumforrástól való távolság) nem bír relevanciával, az aktuálisan megfigyelhető mintázatok, így például a növényfajok populációinak lokális abundanciaviszonyai is, a termőhely, a korábbi hasznosítások és a recens kezelés hatásait tükrözik. A termőhelyi tényezőkre visszavezethető varianciaforrást úgy iktattuk ki, hogy az ösgyepen belül kizárólag a rétsztyeppi zónát vizsgáltuk (a többletvízhatástól független élőhelyek, azaz a zárt homokpusztagyeppek és az időszakos többletvízhatásnak kitett élőhelyek (kékperjés rétek) kontakt zónáját). Ez az ökotón jellegű termőhely van a legnagyobb kiterjedésben jelen a Felső-kiskunsági turjánvidék ösgyepiben. Ezek a gyepek az archív katonai térképek és korabeli tájleírások alapján extenzív legelők voltak évszázadokon keresztül, egészen a tsz időkben bekövetkezett változásokig, amikor is bizonyos területeket elkezdtek kaszálóként, illetve kaszáló-sarjülegelőként hasznosítani. Ennek megfelelően azt feltételeztük, hogy

az elmúlt néhány évtizedben alkalmazott hasznosítási/kezelési rendszerek technológiai különbségei vezethettek a florális diverzitásban megfigyelhető különbségekhez. Összesen 18, különböző gyepterületet vontunk be a vizsgálatokba.

Az elmúlt évtizedek területkezelési/hasznosítási rendszerét három attribútummal (magyarázó változókkal) jellemeztük:

- a kezelés alapvető módja (a változó 3 nominális kategóriája: kaszálás, legeltetés, illetve ezek kombinációja);
- a fitomassza-eltávolítás intenzitása (a változó egy 4 fokozatú ordinális skála értékeit vehette fel: hasznosítatlan, illetve alacsony/közepes/magas intenzitással hasznosított terület);
- a kezelés tér-időbeli változatossága (a változó egy 3 fokozatú ordinális skála értékeit vehette fel: a kezelési egységben a vegetáció kezeléstől függő varianciája csekély/közepes/magas).

A magyarázó és a függő változók közötti összefüggések alátámasztására kevert lineáris modelleket alkalmaztunk, az R program nlme csomagjának lme függvényének felhasználásával (PINHEIRO és mtsai 2016). Az *a priori* módon felállított alternatív modellek esetében azok illeszkedését (R^2) vizsgáltuk, a legjobb modell kiválasztására a korrigált Akaike-féle információs kritérium értékét ($\Delta AICc$) alkalmaztuk (ennek elméleti megalapozását gyakorlati statisztikai alkalmazhatóságát lásd BURNHAM és ANDERSON (2003), illetve POSADA és BUCKLEY (2004) munkáiban).

Egy adott technológiai elem különböző változatainak fajsámra gyakorolt kvantitatív hatásainak összehasonlításához egyutas varianciaanalízist alkalmaztunk.

A vizsgálat szervezése

A vizsgálatokat szakdolgozó, illetve a témát vivő PhD-hallgató (Kun Róbert), valamint a kunpeszéri kutatótáborban részt vevő szakemberek bevonásával, a KNPI munkatársainak koordinálásában végeztük. Az eddig elvégzett vizsgálatok jelentős időigénye (nagyságrendileg 150 terepnap és 50 nap elemzés/értékelés) miatt a téma vizsgálatába mindenképpen külső kutatók bevonása volt szükséges – ez is olyan intenzitású vizsgálat, amelyet egy nemzeti park igazgatóság saját alkalmazottjaival nem tud megvalósítani.

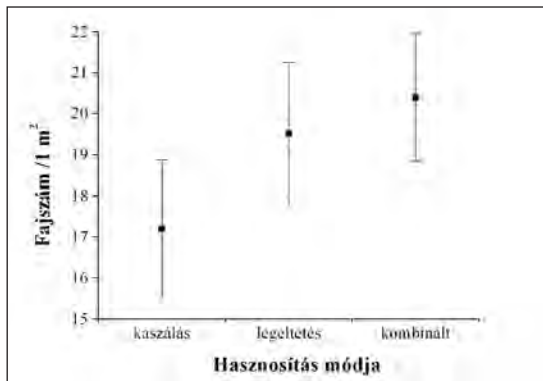
Eredmények és megvitatásuk

A vizsgálatok eddig eltelt 3 éve alatt több mint 200 edényes növényfaj mintegy 15 000 rekordja (különböző térléptékeken becsült borítása) lett rögzítve.

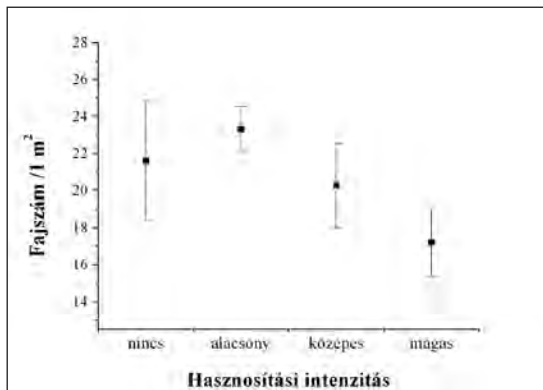
A vizsgált magyarázó változók (a hasznosítás módja, a fitomassza-eltávolítás intenzitása, az adott kezelési egységben végzett területkezelési tevékenységek tér-időbeli változatossága) mindegyike szignifikáns hatással volt az edényes növények fajszámára.

A kaszált területeken megfigyelhető átlagos fajszámhoz képest a legeltetett területeken 2,23 fajjal volt több, a legeltetés és kaszálás kombinációjával hasznosított területeken pedig 2,89 fajjal több fordult elő (ANOVA, $df = 169$; $F = 25,88$; $p < 0,001$) az 1 m²-es térléptéken (3. ábra). Ez alapján megállapítható, hogy a vizsgált területeken és a vizsgált térléptéken a legeltetés hatására fajgazdagabb gyepek maradnak fent, a kaszálókkal összehasonlítva, ha a többi technológiai elem hatásait nem vesszük figyelembe.

A fitomassza-eltávolítás intenzitása és az adott térléptéken megfigyelhető fajszám egy n-alakú görbével jellemezhető összefüggést mutatott. A kezeletlen/nem hasznosított gyepek esetében megfigyelt fajszámhoz képest az alacsony intenzitással kezelt területeken 2,71 fajjal, a közepes intenzitással kezelt területeken 1,32 fajjal kevesebb, a magasabb intenzitással kezelt területeken pedig 4,40 fajjal kevesebb (ANOVA, $df = 169$; $F = 184,12$; $p < 0,001$) fordult elő az 1 m²-es térléptéken (4. ábra). A vizsgálati területen az alacsony fitomassza-eltávolítási intenzitás (éves átlagban, a teljes vegetációs periódusra vetítve) 0,5 ÁE/ha-os (állategység/hektár) legelőnyomásnak, a közepes 0,5–0,8 ÁE/ha-nak, a magas intenzitású hasznosítás pedig min. 0,8 ÁE/ha-nak felel meg. Ezek a gyepek



3. ábra. A hasznosítási módok specifikus hatása az edényes növények fajszámára, 1 m²-es térléptéken



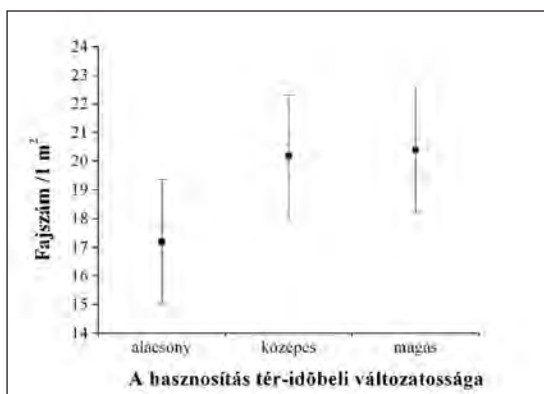
4. ábra. A fitomassza-eltávolítás intenzitásának specifikus hatása az edényes növények fajszámára, 1 m²-es térléptéken

hazai viszonylatban közepes termőképességűek, ezért a nemzetközi szakirodalomban fellelhető eredmények és az azokból levezethető általános összefüggések (MILCHUNAS és LAUENROTH 1993) alapján a gyengébb produktumú ösgyepeknél a természetvédelmi szempontból optimális hasznosítási intenzitás ennél alacsonyabb, a jobb hozamú gyepeknél pedig magasabb.

A kezelés minimum közepes szintű, tér-időbeli változatossága is szignifikánsan magasabb fajszámhoz vezetett azokkal a területekkel összehasonlítva, ahol alacsony a kezelés tér-időbeli változatossága (5. ábra). A kezelés tér-időbeli változatosságát a kaszálókön a hagyásterületek évek (kaszálások) közötti váltakoztatásával, a legeltetés esetében pedig a legeltetési egységek éven belüli rotációjával, valamint az egyes évek között az egységek legeltetési sorrendjének változtatásával lehet növelni (ANOVA, $df = 169$; $F = 24,29$; $p < 0,001$).

Azt az eddigiekben bemutatott eredmények alátámasztják, hogy a vizsgálati területen alkalmazott kezelési rendszer minden technológiai eleme (a hasznosítás módja, a fitomassza-eltávolítás intenzitása, az adott kezelési egységben végzett területkezelési tevékenységek tér-időbeli változatossága) befolyásolta a fajgazdagság mértékét, azonban a teljes fajszám és a diverzitás értékének magyarázatára külön-külön az egyes változók elégtelennek bizonyultak. Ha egy gyepterület esetében a területegységre vonatkozó fajszámot meg kívántuk becsülni, minden magyarázó változót figyelembe kellett venni (2. táblázat).

Ez azért van, mert egy adott technológiai elem specifikus hatását a többi technológiai elem hatásai könnyen felülírhatják. Így például hiába van általában jó hatással a legeltetés a fajgazdagságra, ha magas legelőnyomással és alacsony tér-időbeli változatossággal kezeljük gyepeinket, a kaszálókhoz képest jóval alacsonyabb fajszámot fogunk észlelni. Ugyanakkor a vizsgált **területeken a legmagasabb fajszámot azokon a területeken tapasztaltuk, amelyek alacsony vagy közepes intenzitással, egy éven belül rotáltatva, az évek között pedig változó sorrendben voltak legeltetve**, ezek a helyben alkalmazott, **diverzitás-maximalizáló kezelési rendszer** elemei.



5. ábra. A hasznosítás tér-időbeli változatosságának specifikus hatása az edényes növények fajszámára, 1 m²-es térléptéken

2. táblázat. Az egyes technológiai elemeket és azok különböző kombinációit tartalmazó alternatív modellek illeszkedése és magyarázó ereje a függő változók (az edényes növények megfigyelt fajszáma és Shannon-diverzitása) értékeinek szempontjából

alternatív modell	illeszkedés (R^2)	AIC_c	ΔAIC_c	k	relative likelihood
$S = f(I)$	0,37	942.77	13.98	5	0.0000
$S = f(C)$	0,37	941.77	12.98	5	0.0000
$S = f(MT)$	0,06	959.45	30.66	5	0.0000
$S = f(I, C)$	0,43	933.72	4.96	7	0.0000
$S = f(I, MT)$	0,44	933.14	4.36	7	0.0000
$S = f(C, MT)$	0,38	940.13	11.35	7	0.0000
$S = f(I, C, MT)^*$	0,45	928.78	0.00	9	1.0000**

Azt is érdemes kiemelni, hogy a hasonló, alkalmazott ökológiai vizsgálatok során jellemző illeszkedési értékekhez képest magas R^2 értéket eredményeztek a fajszám magyarázatában az általunk vizsgált magyarázó változók. Az $R^2 = 0,45$ azt jelenti, hogy az adott térléptékben a fajszámban megfigyelhető összvariancia kb. 70%-át magyarázzák a kiválasztott változók.

Konklúzió

Ezeknek az eredményeknek a legfontosabb, általánosítható hozadéka az, hogy a kezelési rendszerek minden technológiai elemét és azok specifikus hatásait figyelembe kell venni a vizsgált változókra (így például a növényi fajgazdagságra) gyakorolt hatások vizsgálata során. Azok az interpretációk, amelyek egy-egy vizsgálat során „a kaszálás” és „a legeltetés” hatásainak különbségét fejtik ki, meglátásunk szerint vagy tévesek, vagy legalábbis túlságosan általánosítók. Sokkal inkább „egy adott típusú kaszálás” és „egy adott típusú legeltetés” hatásainak összehasonlítását szolgálják az ilyen jellegű publikációk. Ahol pedig sokféle módon végzett kaszálás, illetve legeltetés hatásait vizsgálják, ott véleményünk szerint nem indokolt kizárólag a hasznosítási módra leszűkíteni a magyarázó változók körét, hanem további, a vizsgált változóra hatással bíró technológiai elemeket is bele kell vonni az analízisbe – ezt támasztottuk alá a fenti eredményekkel is.

Referencia

A vizsgálat és az első eredmények részletes bemutatását 2016-ban publikáltuk (VADÁSZ és mtsai 2016).

*Hogyan lehet a tűzok (*Otis tarda*) helyi populációjának legkedvezőbb területkezelési rendszert összeállítani?*

A kérdés természetvédelmi jelentősége, célkitűzések

A természetvédelmi területkezelés során gyakran egy-egy, kiemelt természetvédelmi jelentőségű faj állományának maximalizálását tűzzük ki célul (pl. TÖRÖK és mtsai 2016). A bemutatott területen ilyen, kiemelt természetvédelmi jelentőségű faj a tűzok (*Otis tarda*). A Felső-Kiskunság a legnagyobb hazai tűzokpopuláció élőhelye (ALONSO és PALACÍN 2010, LÓRÁNT és SCHMIDT 2014), amelynek egy fontos része az általunk vizsgált terület. A hazai tűzokpopuláció összességében növekvő tendenciát mutat, azonban az egyes (szub-)populációk esetében erősen eltérő irányú és mértékű állományváltozások figyelhetők meg. Ezek alapján feltételezhető, hogy a tűzokra ható, negatív tényezők vagy területenként mások, vagyok azok semlegesítésében területenként jelentős különbségek vannak (NÉMETH és mtsai 2009, VADÁSZ és LÓRÁNT 2014). Vannak olyan potenciális veszélyeztető tényezők, amelyeket a szorosabb értelemben vett természetvédelmi kezelés keretein belül nem lehet semlegesíteni (pl. túltartott vadállomány), azonban számos olyan tényezőt ismerünk, amelyek negatív hatásainak semlegesítése, enyhítése megoldható (LÓRÁNT és VADÁSZ 2014).

A következő kérdésekre kerestük a választ:

- a) A felső-kiskunsági tűzokpopuláció esetében milyen veszélyeztető tényezők vezetnek a különböző korcsoportba tartozó egyedek pusztulásához?
- b) Milyen területkezelési rendszer egyeztethető össze a helyi tűzokpopuláció fenntartásával, illetve további növekedésével?
- c) Milyen egyéb (nem a természetvédelmi területkezelés eszköztárába tartozó) beavatkozásokkal segíthető elő a helyi tűzokpopuláció fenntartása, illetve további növekedése?

Anyag és módszer

A felhasznált adatokat 2005 és 2014 között gyűjtötték a KNPI munkatársai. Minden, ebből az időszakból származó röpképes korú (juvenilis, immatur, adult), valamint a röpképtelen korú fióka (pullus) és tojáskorban történt, ismert pusztulási adatot feldolgoztunk. Továbbá, minden ebben az időszakban tudomásra jutott tűzokköltés sikerességére vonatkozó adatot is feldolgoztunk.

A vizsgálat szervezése

A terepi adatgyűjtést és azok kiértékelését a KNPI alkalmazottai végezték. Az első, tűzok-védelemmel foglalkozó hazai LIFE-projekt és annak utómunkáiban 2, illetve 1 fő teljes állású terepi feladatokat ellátó (így monitorozást is végző) munkatárs alkalmazására volt lehetősége a KNPI-nek, amely elégséges erőforrást jelentett a kutatás elvégzéséhez.

Eredmények és megvitatásuk

A vizsgálati időszakban 68 röpképes korú (juvenilis, immatur, adult) egyed elhullását észleltük. A mortalitási okok megoszlását a 3. táblázat foglalja össze.

Figyelembe véve a repülőképes kort már elért tűzok egyedek várhatóan nagy élethosszát és alacsony átlagos költési sikerét (MORALES és mtsai 2002), leszögezhető, hogy az adult egyedek antropogén eredetű mortalitási faktorainak a lehetséges minimumra redukálása kardinális jelentőséggel bír egy tűzokpopuláció fennmaradása szempontjából.

Az eredményekből látható, hogy az adult madarakra ható mortalitási tényezők közül, amelyekre biztosan hatással tud lenni a természetvédelmi kezelő, az a légvetetékekkel való ütközések számának csökkentése. Az első hazai, tűzokvédelmi LIFE-projekt során számos, légkábelre szerelt riasztóeszközt (ún. firefly-t) helyeztünk el a tűzokélethelyeket keresztező vezeték soron a helyi áramszolgáltatók segítségével, azonban ezek nem bizonyultak érdemben hatásosnak. Éppen ezért a 2016-ban indított második, tűzokvédelemmel foglalkozó hazai LIFE-projekt keretében a légkábelek földkábelre való cseréje jelenti az egyik legfontosabb, a tűzokvédelem érdekében elvégezni kívánt tevékenységet.

3. táblázat. A röpképes korú tűzok egyedek mortalitási okai, az ismert elhullások alapján

Mortalitási tényező	Elhullott egyedek száma	Az adott tényező miatt elhullott egyedek aránya
Természetes (kivéve predáció és betegség)	37	54,4%
Középfeszültségű vezetékkel való ütközés	14	20,6%
Vasúti felsővezetékekkel való ütközés	7	10,3%
Kaszálás	5	7,4%
Betegségek	2	2,9%
Villanypáasztorral való ütközés	1	1,5%
Predáció	1	1,5%
Egyéb, ismeretlen	1	1,5%
Összesen:	68	100%

4. táblázat. A tűzoktójasok pusztulásának okai a Duna–Tisza közti populáció esetében, a 2005 és 2014 között detektált esetekben. Azokban az esetekben, amikor a fészekalj pusztulásakor a tojásszám nem volt meghatározható, az elpusztult tojások számát 1,8-nek becsültük

Mortalitási tényező	Tojáskorban elpusztult egyedek száma	Az adott tényező miatt elpusztult egyedek aránya
Kaszálás	107	51,0%
Vegyszeres növényvédelem	26	12,3%
Talajművelés	19	9,0%
Ismeretlen	14	6,8%
Aratás	12	5,6%
Legeltetés	8	3,8%
Gyalogos közlekedés miatti fészekelhagyás	7	3,3%
Sorközművelés	5	2,4%
Gépkocsi-közlekedés miatti fészekelhagyás	3	1,5%
Vetés	2	1,0%
Predáció	2	1,0%
Silózás	2	1,0%
Egyéb talajművelés	2	1,0%
Vadászat	1	0,5%
Összesen:	210	100%

A tojáskorban elpusztult egyedek mortalitási tényezőit a 4. táblázat foglalja össze.

A fenti eredményeket érdemes összevetni az adott tevékenységtípus végzése során előkerült fészkek számával, és a veszélyeztető tényező hatására sikertelenné váló fészkelések arányával (5. táblázat).

A 4. és 5. táblázat adatai alapján látható, hogy a hagyományos mezőgazdasági tevékenységek általában magas arányban vezetnek a tűzok sikertelen költségéhez. Az is kijelenthető, hogy a szántóföldi kultúrák közül alapvetően azok biztosíthatják a tűzok sikeres költségét, ahol a tűzok szenzitív időszakában (NÉMETH és mtsai 2009, RAAB és mtsai 2014a) nem történik semmilyen mezőgazdasági tevékenység. Ezek a Felső-Kiskunságban a későn aláforgatott/lekaszált zöldugarok, valamint a vegyszeres növényvédelmet nem igénylő, viszonylag késői betakarítású, őszi vetésű gabonák (főleg a tritikále). A rotációs legeltetési rendszer és a viszonylag későn kaszált gyepek szintén kedvezők a tűzok költségének sikeressége szempontjából. A Felső-Kiskunságban alkalmazott rotációs legeltetés esetében a legelőterület kb. 50%-a (köztük az ismert legjelentősebb, legelőkön található költőhelyek többsége) július 1. után kerül legeltetésre. A július második felében kaszált gyepek esetében az első költségéből származó fiókák legnagyobb része már elérte a röpképes hathetes kort (a tűzok tojók hazánkban évente egyszer költenek, bár az első költség próbálkozás sikertelensége esetén gyakran pótköltségbe kezdenek).

5. táblázat. A Felső-Kiskunságban, a különböző emberi tevékenységek végzése közben előkerült tűzokfészkek száma, illetve a sikeres és sikertelen, valamint ismeretlen sikerességű költségek aránya. Zárójelben az ismeretlen sikerességű esetek figyelmen kívül hagyásával kalkulált arány szerepel

Veszélyeztető tényező	Detektált fészkek száma	Sikertelen költség	Sikeres költség	Ismeretlen sikerességű költség
Lucerna kaszálás	62	62,9% (68,4%)	29,0% (31,6%)	8,1%
Gyep kaszálás	28	75,0% (75,0%)	25,0% (25,0%)	0,0%
Vegyszeres növényvédelem	40	35,0% (43,7%)	45,0% (56,3%)	20,0%
Szántás	16	56,3% (75,0%)	18,7% (25,0%)	25,0%
Ismeretlen	14	76,9% (83,3%)	15,4% (16,7%)	7,6%
Aratás	9	66,7% (75,0%)	22,2% (25,0%)	11,1%
Legeltetés	9	44,4% (57,3%)	33,3% (42,7%)	22,2%
Gyalogos közlekedés miatti fészkelhagyás	9	55,6% (83,3%)	11,1% (16,7%)	33,3%
Sorközművelés	4	75,0% (75,0%)	25,0% (25,0%)	0,0%
Gépkocsi-közlekedés miatti fészkelhagyás	2	100,0%)	0,0%	0,0%
Vetés	1	100,0%	0,0%	0,0%
Silózás	1	100,0%	0,0%	0,0%
Egyéb talajművelés	1	100,0%	0,0%	0,0%
Vadászat	3	33,3% (100%)	0,0%	66,7%
Szárzúzás	1	0,0%	0,0%	100,0%

Összefoglalva az eddig leírtakat: abban a tájban tud nőni a tűzokpopuláció, ahol a költőterületek nagyobb része vagy extenzív legelő vagy késői kaszálással hasznosított terület vagy olyan kultúrák termesztésére használt szántóföld, ahol a szenzitív időszakban nem történik mezőgazdasági tevékenység (LÓRÁNT ÉS VADÁSZ 2014). Ezek az eredményeink összhangban vannak az osztrák tűzokvédelmi szakemberek megállapításaival (RAAB ÉS mtsai 2014a, b). Természetesen a szűkebb értelemben vett antropogén veszélyeztető tényezőkn kívül is vannak jelentős hatású mortalitási, illetve a költség sikertelenségéhez vezető faktorok (pl. vaddisznó, róka, borz vagy dolmányos varjú általi fészkelj-predáció).

Konklúzió

A tűzok a hazai (és az EU-s) természetvédelem egyik zászlóhajófaja, amelynek megőrzése érdekében LIFE-projektek és zonális AKG-programok keretében jelentős összegek kerültek kifizetésre. A 2015-ben indult AKG-program szántóföldi tűzokéllőhelyek védelmét szolgáló tematikus előírás csoportban megfogalmazott előírásai jelentős részben az előzőekben bemutatott tapasztalatok alapján kerültek megfogalmazásra. Meglátásunk szerint a felső-kiskunsági tűzokvédelem a tényeken alapuló természetvédelem (**evidence-based conservation**; SUTHERLAND és mtsai 2004) egyik példaértékű esete.

A helyi tűzokállományról – a szisztematikus adatgyűjtésnek köszönhetően – annyi és olyan minőségű adattal rendelkezünk, hogy kvantitatív populáció-életképességi analízis elkészítésére is képesek vagyunk.

Referencia

A témát eddig három publikációban dolgoztuk fel (NÉMETH és mtsai 2009, LÓRÁNT és VADÁSZ 2014, VADÁSZ és LÓRÁNT 2014).

Szükséges-e az ürgés gyepek kaszálása?

A kérdés természetvédelmi jelentősége, célkitűzések

Az ürge (*Spermophilus citellus*) a közép- és délkelet-európai rövid fűvű, nyílt területek endemikus emlőse. Európai állományának veszélyeztetettségi kategóriája az IUCN besorolása alapján: sebezhető (COROIU és mtsai 2008). Az Európai Unióban Bulgária kivételével minden országban kedvezőtlen az ürge természetvédelmi helyzete, összeurópai állománya csökkenő tendenciát mutat.

Hazánkban az ürge természetvédelmi helyzete szintén kedvezőtlen. A rendszerváltást követő mezőgazdasági szerkezetváltásra (pl. az Északi-középhegység-peremi extenzív legelők felhagyására, vagy éppen az intenzifikációra) visszavehetően, a hazai állomány rövid idő alatt jelentős mértékben csökkent. Ez a csökkenés – bár nem olyan drasztikus sebességgel – jelenleg is folytatódik (VÁCZI 2005). A hazai ürgeállományt veszélyeztető tényezők között az előbb említettek mellett a fokozott predáció, illetve a biocid szerek növekvő mértékű használatát emeli ki a 2007 és 2012 közötti időszakra vonatkozó, az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelve alapján készített országjelentés.

A táborfalvai lőtér kunpeszéri védőzónájában található hazánk egyik legnagyobb ürgeállományának egy szubpopulációja. Figyelembe véve a helyi

populáció országos (és globális) jelentőségét, az ürge az egyik olyan faj, amelynek igényeit prioritásként vesszük figyelembe a területkezelési rendszer tervezése és működtetése során. Természetesen az ürgeállományok védelmének önmagán túlmutató jelentősége is lehet, mert a szárazgyepek ökoszisztémáinak védelme szempontjából az ürgét esernyőfajnak tartja az Európai Fajmegőrzési Terv is (JANÁK és mtsai 2013).

Számos, rendszeresen kaszált területen (pl. repülőtereken) továbbra is fennmaradtak az ürgeállományok (VÁCZI és ALTBÄCKER 1999), ezért több természetvédelmi szakemberben megfogalmazódott a gondolat, hogy az ürge gyepek legkedvezőbb kezelési módja a kaszálás. A gyakori kaszálás azonban jelentősen átalakíthatja a gyepes ökoszisztémák fajösszetételét (KÖHLER és mtsai 2005), és a kiskunsági tapasztalatok alapján az erőteljesebb fitomassza-eltávolítás jelentősen csökkenti a növényi diverzitást (VADÁSZ és mtsai 2016), ezért fajgazdag rendszerek esetében (pláne szárazgyepeknél) nem javasolt az alkalmazása. Az extenzív (maximum közepes legelőnyomással, rotáltatva végzett) legeltetés viszont időszakosan az ürge számára szuboptimálisnak tűnő vegetációszerkezet (nagyobb átlagos gyepmagasság) jelenlétével jár, hiszen az eddig leközölt tudományos vizsgálatok alapján az ürge számára a rövid fűvű gyepek az optimálisak (pl. Kis és mtsai 1998).

Az elmúlt két évtizedben gyűjtött tapasztalataink alapján az a – célzott vizsgálatok hiányában adatokkal alá nem támasztott – benyomásunk alakult ki, hogy az alapvetően extenzív szarvasmarha-legeltetésre alapozott, gépi tisztító-kaszálást nem alkalmazó területkezelési rendszer is maximálisan összeegyeztethető lehet a helyi ürgeállományok fenntartásával. A korábbi, kvalitatív tapasztalatok alapján megfogalmazott hipotézisek tesztelésére szolgált a következőkben bemutatott vizsgálat.

A következő kérdésekre kerestük a választ:

- a) Milyen finomléptékű elterjedési mintázatok jellemzik az ürge helyi állományát?
- b) Mekkora a vizsgálati területen élő ürgepopuláció mérete?
- c) Milyen időbeli mintázatok fedezhetők fel az ürge (rész-)állományok esetében az egyedek detektált számában?
- d) Összességében összeegyeztethető-e az extenzív szarvasmarha-legeltetés az ürgeállományok fenntartásával?

Anyag és módszer

Elemzésünkben négyféle adatot használtunk fel: a) a természetvédelmi örök által gyűjtött, a 820 ha-os vizsgálati terület egészéről származó, eseti (nem

szisztematikus adatgyűjtésből származó) adatokat; b) szakdolgozók és gyakorlatos hallgatók által kisebb területegységekben végzett szisztematikus, jelenlét-hiány térképezések adatait; c) teljességre törekvő lyukszámlálások adatait; d) az NBMR keretében (a program standard módszertanával; VÁCZI és ALTBÄCKER 2005) a KNPI munkatársai által gyűjtött adatsorokat.

A jelenlét-hiány kimutatására irányuló szisztematikus felmérések a vizsgálati területet teljesen lefedő 25×25 m-es, illetve 100×100 m-es rácshálók celláinak gyalogos bejárásával lettek elvégezve. Minden cellában – a ráfordítás egyenletességének biztosítása érdekében – az élhossznak megfelelő utat tett meg a felmérő.

Az állománynagyságokat két alternatív módszerrel határoztuk meg. Egyrészt az NBMR-protokoll szerint, másrészt a haránt irányú ürgelyukak alapján számított denzitási adatok extrapolálásával végeztük a becslést.

Az ürgeállományok lehatárolásánál az egymástól 50 méternél nem meszebb eső ürgelyukak helyzete alapján generált minimum konvex poligon módszert alkalmaztuk.

A vizsgálat szervezése

Az állomány-térképezéseket szakdolgozó, illetve gyakorlatos egyetemi hallgatók (Both Anna, Gajdácsi Anna) bevonásával végeztük. A területen található az egyik standard NBMR-transzekt, amelyet a helyi természetvédelmi örök mérnek fel a program protokollja szerint.

Eredmények és megvitatásuk

Finomléptékű elterjedési mintázatok

A vizsgálati területen a tengerszint feletti magasság az ürge előfordulásának jó prediktorának bizonyult, az időszakos többletvízhatásnak kitett legalább 1 méterrel magasabb (Balti magasság > 95,5 m), nem szántó művelési ágú területszűkekre eső 100×100 m-es rácshálócellák 98,43%-ában, illetve a 25×25 m-es rácshálócellák 91,52%-ában előfordult lakott ürgekotorék. Ezt úgy interpretáljuk, hogy az ürgekolonciák teljes mértékben elfoglalták a lehetséges élőhelyfoltokat, azonban finomabb léptékben (kb. az egyedek otthonterületének léptékében) előfordulnak nem lakott foltok.

A korábban szántóként hasznosított, legalább 5 éve visszagyepesített területek esetében az időszakos többletvízhatásnál legalább 1 méterrel magasabb (Balti magasság > 95,5 m) területszűkeket tartalmazó 100×100 m-es rácshálócellák 96,30%-án előfordult lakott ürgekotorék. Ez az ürgeállomány rezilienciájának

megfelelő szintjét tükrözi, hiszen az képes volt rekolonizálni gyakorlatilag az összes, újra alkalmassá vált élőhelyet.

A legmagasabb lyuksűrűséget a standard NBMR-módszertannal felmért transzekt mentén 2013-ban tapasztaltuk (összesen 432,38 lyuk/ha), ami a módszer leírásában szereplő átlagos, egy egyed által használt lyukszámnak (4 lyuk/egyed) megfeleltetve 108 egyed/ha denzitásnak feleltethető meg.

A haránt irányú lyukak számolásával a legmagasabb lokális denzitási értéket 2015-ben észleltük (159 egyed/ha). Mindkét denzitási érték nagyon magasnak számít (vö. HOFFMANN és mtsai 2003, MATÉJÚ és mtsai 2008), amely az élőhelyek megfelelőségét támasztja alá véleményünk szerint.

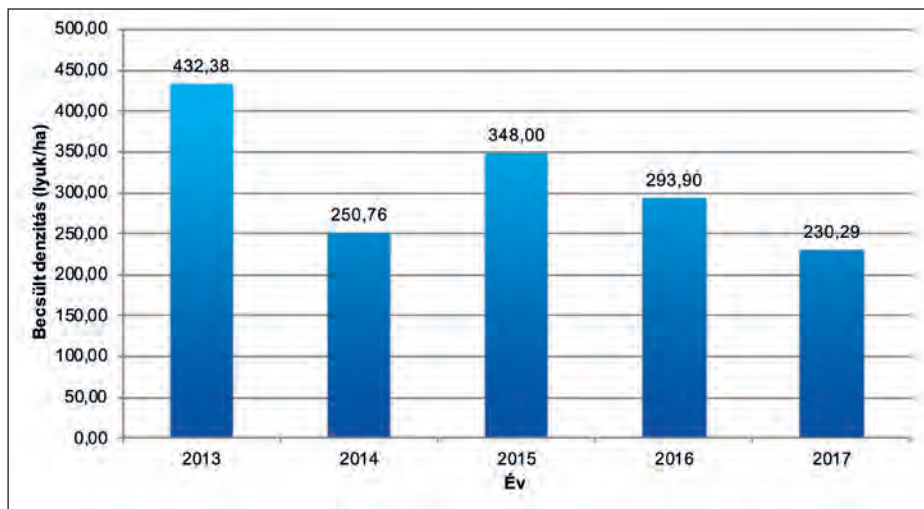
Állománymagyság-becslések

A standard NBMR-transzekt mentén felvett adatok és az NBMR-módszertan alapján becsült állománysűrűség 2013 és 2017 között 108 és 58 egyed/ha között változott. Ezen értékek extrapolációjával a teljes állomány becsült mérete 9047 ± 6405 és $16\,986 \pm 7459$ egyed között változott a vizsgálati területen.

A standard NBMR-transzekt mentén felvett haránt irányú lyukak alapján becsült állománysűrűség 2014 és 2017 között 120,67 és 158,86 egyed/ha között változott. Ezen értékek extrapolációjával a teljes állomány becsült mérete $18\,962 \pm 13\,169$ és $24\,963 \pm 12\,323$ egyed között változott a vizsgálati területen.

A 2017. év tavaszán végzett felmérés során 252 db, 25×25 m-es mintanegyzet alapján a haránt irányú lyukak sűrűsége $34,55 \pm 29,46$ lyuk/ha volt. Ezen értékek extrapolációjával a teljes állomány becsült mérete 5429 ± 4630 a vizsgálati területen.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgálati területen található meg hazánk ürgeállományának jelentős része, és ez is csak töredéke a teljes felső-kiskunsági állománynak. A 2017. évi 25×25 m-es cellákban rögzített adatok alapján végzett becslés valószínűleg alulreprezentálta az állományt, mert a jobb termőképességű, és ennek megfelelően valószínűsíthetően jobb ürge-eltartóképességgel jellemezhető területek (a parlagi sas költőhelye zavartalanságának biztosítása érdekében) ezzel a módszerrel nem lettek megmintázva. A standard NBMR-transzekt nagyobb része pedig – legalább is helyi viszonylatban – jó termőképességű, ennek megfelelően valószínűsíthetően jobb ürge-eltartóképességgel jellemezhető területre esik, amely viszont a teljes állományméret felülbecslését eredményezheti. Úgy gondoljuk, hogy a vizsgált területen nagyságrendileg 10 000–20 000 ürge él, de ennél pontosabb becsléseket csak a területrészek termőképességének (és ürge-eltartóképességének) figyelembevételével, rétegzett random mintavétellel lehetne tenni.



6. ábra. A felső-peszéri ürgeállomány monitorozása során becsült állománysűrűségi értékek 2013 és 2017 között

Időbeni mintázatok, fluktuációk

A standard NBMR-transzekt mentén felvett adatok és az NBMR-módszertan alapján becsült állománysűrűség 2013 és 2017 közötti értékeit (egyed/ha-ban kifejezve) a 6. ábra foglalja össze.

Pusztán érdekességképpen, és nem térben vagy időben extrapolálható jelenségként említjük meg, hogy egy 95 ha-os egységben 2016-ban a tavasz során detektált ürgelyukdenzitás (114,1 lyuk/ha) a nyár végére, illetve őszre 98%-kal csökkent, azonban 2017 tavaszára ismét meglehetősen magas (akár 99,6 ürge-lyuk/ha) denzitásértékeket figyeltünk meg. Feltételezzük, hogy 2016-ban a nagy mennyiségű, a vegetációs időszakban jól eloszlott csapadék miatti táplálék- bőség eredményeként az ürgek jelentős része már augusztusban megkezdte a téli álmot, azaz az észtiváció és a hibernáció között nem volt megfigyelhető aktív időszak.

Konklúzió: összeegyeztethető-e az extenzív szarvasmarha-legeltetés az ürgeállományok fenntartásával?

Ezeknek a területeknek az extenzív szarvasmarha-legeltetéssel való kezelése gépi tisztítókaszálás nélkül is teljes mértékben összeegyeztethető az ürgeállomány fenntartásával, amit az támaszt alá, hogy: a) a vizsgált állomány – bár

kisebb és inkább lokális fluktuációk megfigyelhetők – stabil; b) az ürgeállományok a visszagyepesített területeket 100%-ban elfoglalták. Ezek alapján azt is el lehet mondani, hogy az időszakosan (tehát egy éven belül 1–2 hónap hosszan) a nagyobb vegetációmagasságot is elviseli az ürge, azaz a gépi tisztítókaszálásra a nem cserjésedő legelőkön nem feltétlenül van szükség. Ahol fajgazdag gyepek maradtak fent, vagy olyan állatfaj állományai vannak jelen, amelyre a gépi kaszálás jelentős negatív hatást gyakorolhat (pl. rákosi vipera) ott az évenként többször végzett kaszálás semmiképpen nem javasolható.

Azt is érdemes kiemelni, hogy a hazai gyepek eltérő módon reagálnak a kaszálás hiányára. A Felső-Kiskunságban az ősgyepek (elsődleges, soha fel nem tört gyepterületek) jellemzően nem cserjésednek, a cönológiai karaktertől függetlenül. Ezzel szemben a viszonylag fiatalabb visszagyepesítéseken a fásszárú fajok – elsősorban az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és a vadkörte (*Pyrus pyraeaster*), illetve a keskenylevelű ezüsthfa (*Elaeagnus angustifolia*) – újulata nagy eréllyel jelentkezik, és tisztítókaszálás hiányában hamar jelentős záródást érhetnek el. A tisztítókaszálás egy olyan gyepegzaldalkodási technológiai elem, amelynek célja a gyepről a nemkívánatos vegetációelemek eltávolítása. Ezek közé tartoznak (amennyiben nem kívánjuk biztosítani az erdő/erdössztyepp dinamika lehetőségét) a fásszárú fajok (legalább is tömegesen nem) vagy a felhalmozódó fűavar. Szakszerűen megválasztott legelőnyomással a fűavar felhalmozódása nem következhet be, így a helyesen kezelt ősgyepeken (a fásszárú fajok újulatának és a jelentős mennyiségű fűavar hiányában) nincs szükség gépi tisztítókaszálásra.

Ahhoz, hogy a helyi ürgeállomány kvantitatív populáció-életképességi analízisét el tudjuk végezni, több mintavételi helyen lenne szükséges végezni rendszeres adatgyűjtést. Ennek ráfordításigénye messze meghaladja a természetvédelmi kezelő kapacitását, azonban szakdolgozók, PhD-hallgatók bevonásával érdemes lenne elkezdeni az adatgyűjtést.

Referencia

A kunpeszéri ürgeállományok felmérésének eredményei egy szakdolgozatban (BOTH 2012), illetve a XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencián bemutatott poszteren (VADÁSZ és mtsai 2017) lettek publikálva.

Észlelési valószínűségekre vonatkozó adatok a rákosi vipera felső-kiskunsági élőhelyein

A kérdés természetvédelmi jelentősége, célkitűzések

A vizsgálati területen előforduló harmadik, természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű faj a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). Figyelembe véve azt a tényt, hogy hazánkban, illetve egész Európában ennek a globálisan veszélyeztetett alfajnak a legerősebb ismert állománya a Felső-Kiskunságban (ezen belül részben a vizsgálati területen) található (EUROPEAN REPTILE & AMPHIBIAN SPECIALIST GROUP 1996), a faj helyi állományának fenntartásával maximálisan összeegyeztethető területkezelési rendszer üzemeltetése elsődleges természetvédelmi feladat ezen az élőhelyegyüttesen.

A rákosi vipera élőhelyigényéről számos elképzelés látott már napvilágot (összefoglalva vö. MÁTÉ és VIDÉKI 2007). Jelen tudásunk szerint azokat az élőhelyeket kedveli, ahol kis távolságokon belül megtalálhatók egyaránt a magasabb fekvésű, többletvízhatástól védett, emlősállatok járatainak jelenlétével jellemezhető részek, valamint az üde, időszakos többletvízhatásnak kitett foltok is (PÉCHY és HERBÓT 2010). A télen is szárazon maradó részek azért fontosak, mert a telelő üregben feljövő víz elpusztíthatja a viperákat. A többletvízhatásnak kitett részek jelentősége pedig valószínűleg abban áll, hogy a faj vedléséhez szükséges nedvességet az egyébként harmatmentes időszakokban is képesek biztosítani (Vadász Csaba személyes megfigyelése); ezt a jelenséget más fajoknál/alfajoknál már adatokkal is alátámasztották (KOTENKO 1989, LILLYWHITE és SHEEHY 2016). A faj korábban ismert élőhelyein a magasabb fekvésű részeket jellemzően vagy beszántották, vagy erdősítették. A többletvízhatásnak kitett részeket pedig a korábbi meliorációs törekvések keretében lecsapolták, leszárították (MÁTÉ és mtsai 2007).

Ennek megfelelően, az ismert rákosivipera-élőhelyeken a faj helyi állományai élőhelyének kiterjedése növelhető a szántók visszagyepesítésével, illetve a faültetvények erdőművelési ágból való kivonásával és visszagyepesítésével (HALPERN és PÉCHY 2002). Ezeket a tevékenységeket a vizsgált területen az elmúlt két évtizedben az elvárásoknak 100%-ban megfelelő mértékben elvégeztük. A területen lokális beavatkozásokkal elérhető, ésszerű vízmegőrzést biztosítani képes rekonstrukciós munkákat is elvégeztük.

Az azonban továbbra is nyílt kérdés maradt, hogy milyen a rákosi vipera számára optimális területkezelési rendszer. Az valószínűleg senki által nem vitatott, hogy a szántóföldekhez, illetve az ültetvényekhez képest a gyepek sokkal kedvezőbb élőhelyek a rákosi vipera számára. De arról, hogy a kaszálás

összeegyeztethető-e a rákosi vipera állományainak fenntartásával, illetve, hogy a legelők esetében milyen állatfajjal, milyen legelőnyomással lehet a legkedvezőbb élőhelyeket kialakítani, illetve fentartani, nem voltak és jelenleg sincsenek számszerűsített eredményeink.

A rákosi vipera rendkívül nehezen észlelhető faj. Aktivitását az aktuális évszak, a napszak, az időjárás és az egyed fiziológiai állapota egyaránt jelentős mértékben befolyásolja. Részben ezért, a mai napig nem sikerült olyan monitorozó protokollt előállítani, amellyel a rákosi vipera állományainak nagyságát számszerűsíteni lehetne. Valójában semmilyen (még nagyságrendi) becslést sem tudunk tenni a helyi rákosivipera-állományok nagyságára. Éppen ezért a rákosi vipera élőhelyeinek kezelése továbbra is megérzésekre, illetve feltételezésekre van alapozva. Az egyik ilyen feltételezés az, hogy az a területkezelési rendszer, amely az egyéb hullófajok lokális denzitásviszonyait maximalizálja, az megfelelő a rákosi vipera számára is.

Jelen kutatásunkban a következő kérdést vizsgáljuk: Mekkora a rákosi vipera észlelési valószínűsége?

Anyag és módszer

A fogás-visszafogási adatokat Somlai Tibor gyűjtötte 2010 és 2016 között. Az analízisben kizárólag a Rákosivipera-védelmi Központban felnevelt, és adult (3–4 éves) korban kibocsájtott egyedek fogás-visszafogási adatait használtuk fel, mert a vadon észlelt, nem kibocsájtásból származó egyedek esetében nem rendelkezünk visszafogási adatokkal.

A modellkészítés és -szelekció során az egyes lépések a LEBRETON és mtsai (1992) által javasolt sorrendben történtek:

- az adatbázis struktúrája és a releváns szakirodalom alapján *a priori* hipotézisek tesztelésére alkalmas kandidáns modellkészlet megfogalmazása,
- a generális (legtöbb paramétert tartalmazó) modellilleszkedés vizsgálata,
- a kandidáns modellek összehasonlítása, a legmegfelelőbb modell(ek) kiválasztása,
- a vizsgált paraméterek (apparens túlélési ráták, észlelési valószínűségek) számszerű értékeinek meghatározása modellátlagolással.

A modellekben ϕ jelöli az apparens túlélési rátát, illetve p az észlelési valószínűséget. Az apparens túlélési ráta alacsonyabb, mint a valós túlélési ráta, mert (diszperziós adatok hiányában) nem különbözteti meg a mortalitást és a permanens emigrációt, így az elvándorolt egyedeket is elpusztultnak tekintti. A generális modell illeszkedésének vizsgálatára a RELEASE program TEST2 és TEST3 próbáit alkalmaztuk (LEBRETON és mtsai 1992), illetve a MARK programba

épített parametrikus bootstrap eljárást (WHITE és BURNHAM 1999). A modellek összehasonlítására a relatív Kullback-Leibler távolságon alapuló, korrigált Akaike Információs Ismérv (a továbbiakban: AICc) számszerű értékét használtuk. A paraméter értékek becslését az alkalmazott program (MARK, vö. WHITE és BURNHAM 1999) a maximum likelihood becslőfüggvény értékét maximalizáló kombináció iteratív módon történő előállításával végzi.

A kis mintanagyság (összesen 170 egyed 188 észlelését tartalmazza az adatbázis) miatt az év-hatást nem volt lehetőség vizsgálni.

A vizsgálat szervezése

Az analízisben felhasznált terepi adatokat a helyi természetvédelmi örök, illetve a LIFE+ projekt keretében alkalmazott monitorozó (Somlai Tibor) gyűjtötték. Figyelembe véve a faj rossz észlelhetőségét, és ennek megfelelően a kvantitatív információkat biztosítani képes monitorozó rendszer nagy ráfordításigényét, a rákosi vipera monitorozása jelentősen meghaladja a természetvédelmi kezelő jelenlegi anyagi lehetőségeit.

Eredmények és megvitatásuk

A rákosi vipera észlelési valószínűségének becslése

A legjobb modell (a többihez képest a súlya: 80,79%) szerint az egyedek éves látszólagos túlélési valószínűsége mutat év-függést, az észlelési valószínűség nem. A mindkét paraméter év-függetlenségét feltételező, illetve a csak az észlelési valószínűség év-függését feltételező modellek magyarázó ereje kisebb volt (6,8%, illetve 11,79%).

A látszólagos túlélési valószínűség és az évré kalkulált észlelési valószínűség, a fentiek alapján súlyozott értékeit a 6. táblázat foglalja össze.

6. táblázat. A 2010 és 2015 között kibocsájtott rákosi viperák éves túlélési rátái és észlelési valószínűségei

időszak	φ	p
2010–2011	9,84%	46,02%
2011–2012	10,34%	45,74%
2012–2013	31,10%	50,16%
2013–2014	48,54%*	52,45%*
2014–2015	43,37%*	56,33%*
2015–2016	14,59%**	47,35%**

* kis mintaszámú év, megbízhatatlan becslés. ** a következő évek visszafogásai alapján várhatóan nőni fog ez a szám

A vizsgálati időszakban a kibocsájtott, adult rákosi viperák egy naptári évre számított észlelési valószínűsége átlagosan 47,31% volt. Figyelembe véve azt, hogy a kibocsájtott állomány monitorozására éves átlagban 14,2, alapvetően megfelelő időjárás körülményekkel jellemezhető napot fordított a monitorozó személy, egy átlagos egyed 1 (megfelelő időjárás körülményekkel jellemezhető) napra vetített észlelési valószínűsége 3,33%. Ezt úgy is interpretálhatjuk, hogy egy (viszonylag kisméretű) állománynál is kb. 30 megfelelő időjárás körülményekkel jellemezhető napot kell rászánni a monitorozásra ahhoz, hogy az egyedek többségét (közel az összes egyedet) észlelhessük.

A különböző területkezelési módok hatása a hullőpopulációk abundanciaviszonyaira

A kaszálás több szempontból is kedvezőtlen a hullőállományok hosszú távú fenntartása szempontjából. Az egyik kedvezőtlen hatás a kaszagép direkt ölő hatása (DURBIAN 2006, EDGAR és mtsai 2010). Ez a negatív hatás a kaszálási magasság megfelelő (minimum 10–12 cm-re történő) beállításával még valószínűleg csökkenthető/minimalizálható lenne. A másik probléma a kaszálás elvégzése után kialakult strukturálatlan, a hullők predátorai által való észlelését nagymértékben megkönnyítő vegetációszerkezet kialakulása (EDGAR és mtsai 2010, SATO és mtsai 2013). Ezenkívül az is megfigyelhető, hogy a kaszálás megkezdésekor potenciális predátorok (fehér gólya, barna rétihéja, egerészölyv, egyéb ragadozó madarak, dolmányos varjú, róka stb.) nagyságrendekkel nagyobb számban jelennek meg a területen, mint például az a legelők esetében megfigyelhető (Vadász Csaba személyes megfigyelése). Kifejezetten élőhelykezelési célból lehetséges elfogadható mértékben hullőbarát kaszálási módot alkalmazni (nagyon mozaikosan, kifejezetten magas, min. 15 cm-es tarlómagassággal, vö. EDGAR és mtsai 2010), ez azonban a mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területeken nagy kiterjedésben nem jöhet szóba. Ennek megfelelően, az ismert rákosivipera-élőhelyek kaszálása erősen feltételezhetően nem tekinthető optimális élőhelykezelési módnak. Kvantitatív információ hiányában, az óvatosság elvét alkalmazva, a rákosi vipera élőhelyeinek kaszálását nem javasoljuk, és a vizsgálati területen nem is alkalmazzuk.

A legeltetésnek is számos negatív hatása lehet. A taposás általi pusztulás is előfordulhat (bár nem gyakori), de gondot jelent a magas legelőnyomás mellett kialakuló, a kaszálókhoz hasonló, strukturálatlan vegetációszerkezet is (EDGAR és mtsai 2010).

Konklúzió

A rákosi vipera azon fajok közé tartozik, amelyekről kritikus mértékben hiányosak az ismereteink. Élőhelyigénye kvalitatív szinten feltárt, de állományainak mérete, az állományváltozások tendenciái egyáltalán nem ismertek. Ennek megfelelően még nem vagyunk képesek bármilyen döntés-előkészítő/támogató analízis vagy populáció-életképességi analízis elkészítésére.

A jövő (lehetőleg a minél közelebbi jövő) fontos feladata, hogy kidolgozzuk a rákosi vipera állományainak nagyságát számszerűsíteni képes monitorozó protokollt, valamint az ezzel a protokollal végzett felmérések eredményeit figyelembe véve számszerűsítsük a különböző módon kezelt rákosivipera-állományok abundanciaviszonyaiban bekövetkező változásokat.

ÁTTEKINTÉS

A célirányos (pl. diverzitás vagy kitüntetett faj(ok) abundanciaviszonyainak maximalizálását szolgáló) természetvédelmi területkezelés kivitelezésére bizonyos szempontból két lehetőségünk van: vagy egy, **a helyi körülmények között bizonyítottan bevált rendszert alkalmazunk** (egy „jó gyakorlat” térbeli kiterjesztése) vagy egy olyan **kompozit rendszert állítunk össze**, amelybe a máshol szerzett tapasztalatok alapján a **pozitív hatású (diverzifikáló hatású, vagy a célfaj helyi állományának minél magasabb szinten tartását szolgáló) technológiai elemeket integráljuk**, illetve a **negatív hatású (a diverzitást csökkentő, vagy a célfaj helyi állományára negatív hatást kifejtő) elemek kiváltására törekszünk**.

Az általunk bemutatott esettanulmányban **a szarvasmarhával végzett legeltetés, a fitomassza-eltávolítás maximum közepes szintje és a kezelés nagymértékű tér-időbeli változatossága voltak diverzifikáló hatású technológiai elemek**, amelyek együttesen alkalmazva a florális diverzitás legmagasabb szintjét biztosítani voltak képesek (VADÁSZ és mtsai 2016). Fontos azt is kiemelni, hogy az egyes technológiai elemek pozitív hatását egy másik, rosszul megválasztott elem képes lehet teljes mértékben elfedni: saját tapasztalatunk azt mutatja, hogy hiába van rotációs szarvasmarha-legeltetés, ha nagyon magas legelőnyomást alkalmazunk – ez a specialista növényfajok kiszorulásához, és a florális diverzitás jelentős csökkenéséhez vezet.

A tűzok esetében bemutattuk a költési siker szempontjából **negatív hatású technológiai elemeket (k-faktorokat)**. A tűzok költési sikerét minden, a szenzitív időszakban (kb. április 10. és június 30. között) végzett tevékenység csökkenti, így a szántóföldi kultúrák közül azok a legkedvezőbbek a tűzok számára, ahol ebben az időszakban nincs szükség munkavégzésre (VADÁSZ és LÓRÁNT 2014).

7. táblázat. A vizsgált területen a kiemelt természetvédelmi jelentőséggel bíró fajokra vonatkozó, területkezelési szempontból releváns ismeretek/információk összefoglalása

Faj	Élőhelyigénye ismert?	Helyi állomány-mérete ismert?	Az állományváltozás tendenciája ismert?	Az információk alapján PVA elkészíthető?
túzok	+	+	+	+
ürge	+	+	+/-	-
rákosi vipera	+	-	-	-

Az ürgés gyepek kezelésénél kimutattuk, hogy a nem cserjésedő élőhelyek esetében nincs szükség a rendszeres kaszálásra egy stabil (és magas denzitású) ürgeállomány fenntartásához.

Arra is rámutattunk, hogy az országban szinte egyedülálló mennyiségű biotikai adat ellenére, még a kiemelt jelentőségű fajokról (így pl. a rákosi viperáról) sincs feltétlenül elegendő mennyiségű információ ahhoz, hogy a területkezelést, illetve élőhelykezelést minden kétséget kizárva, tényekre alapozva végezhessük. Ennek alátámasztását (és egyben a jövőbeli, lehetséges kutatási irányok kijelölését) szolgálja a 7. táblázat.

A területkezelés hatékony végzéséhez sok és sokféle adatra lenne szükség, ezek azonban gyakran nem állnak rendelkezésre. A természetvédelmi területkezelést megalapozó kutatások, felmérések egyik elsődleges feladata ennek az adathiányos állapotnak a lehetőségekhez képest minél nagyobb mértékű felszámolása.

A felmérések és kutatások jövőbeli céljaként azt határoztuk meg, hogy minden, természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű fajról és élőhelytípusról tudjuk, hogy:

- mekkora állománnyal/kiterjedésben és hol vannak jelen a vizsgált területen;
- a populációkat, illetve élőhelytípusokat milyen időbeli tendenciák (stagnálás, fluktuáció, csökkenés, növekedés) jellemzik;
- melyek a vizsgálati területen ható, a populációk, illetve élőhelytípusok kedvező természetvédelmi helyzetének megőrzését vagy helyreállítását veszélyeztető tényezők;
- az egyes veszélyeztető tényezők hogyan (mi módon és mekkora ráfordítással) semlegesíthetők;
- melyek azok, a technológiai részletekig kidolgozott területkezelési módszerek (rendszerek), amelyek az egyes fajok helyi populációinak, illetve az élőhelytípusok fenntartásával összeegyeztethetőnek bizonyultak.

Ahhoz, hogy a természetvédelmi területkezelés szakszerű, hatékony, a valós prioritásokat figyelembe vevő tevékenység lehessen, a fenti kérdések megválaszolása elengedhetetlen.

Köszönetnyilvánítás – A rétsztyeppek florális diverzitásának vizsgálatában részt vett Kun Róbert, Csathó András István, dr. Tölgyesi Csaba és a kunpeszéri kutatótábor számos más résztvevője. A cönológiai felvételek kvantitatív elemzését Vadász-Besnyői Vera végezte. Az ürgeállományok térképezésében részt vett Both Anna, Gajdácsi Anna, dr. Standovár Tibor és az ELTE TTK biológia–kémia szakos hallgatói, valamint Boczek Bence. A tűzok fészkelésére vonatkozó adatok nagy része Lóránt Miklóstól és Németh Ákostól származik. A rákosi vipera monitorozásával és életmenetével kapcsolatban Mizsei Edvárd szolgált hasznos információkkal. Mindannyiójuk munkáját és segítségüket ez úton szeretnénk megköszönni.

IRODALOMJEGYZÉK

- ALONSO, J. C. és PALACÍN, C. (2010): The world status and population trends of the Great Bustard: 2010 update. – *Chinese Birds* **1**: 141–147. <https://doi.org/10.5122/cbirds.2010.0007>
- BAKKER, J. P. (1989): *Nature management by grazing and cutting*. – Geobotany 14, Springer, Dordrecht, 400 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-2255-6>
- BOTH, A. (2012): *Ürgekolóniák felmérése a Felső-kiskunsági Turjánvidéken*. – Szakdolgozat, SZIE-MKK, Gödöllő, 42 pp.
- BURNHAM, K. P. és ANDERSON, D. R. (2003): *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach*. 2nd ed. – Springer Verlag, New York, pp. 267–281.
- COROIU, C., KRYŠTUFEK, B., VOHRALÍK, V. és ZAGORODNYUK, I. (2008): *Spermophilus citellus*. – The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T20472A9204055.
- DENGLER, J., JANIŠOVÁ, M., TÖRÖK, P. és WELLSTEIN, C. (2014): Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **182**: 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>
- DURBIAN, F. E. (2006): Effects of mowing and summer burning on the Massasauga (*Sistrurus catenatus*). – *The American Midland Naturalist* **155**(2): 329–334. [https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2006\)155\[329:EOMASB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2006)155[329:EOMASB]2.0.CO;2)
- EDGAR, P., FOSTER, J. és BAKER, J. (2010): *Reptile habitat management handbook*. – Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth, pp. 31–42.
- EUROPEAN REPTILE & AMPHIBIAN SPECIALIST GROUP (1996): *Vipera ursinii ssp. rakosiensis*. – The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/details/23003/0> [Hozzáférés: 2017.október 20.]
- GRIME, J. P. (1998): Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. – *Journal of Ecology* **86**(6): 902–910. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x>
- HABEL, J. C., DENGLER, J., JANIŠOVÁ, M., TÖRÖK, P., WELLSTEIN, C. és WIEZIK, M. (2013): European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. – *Biodiversity and Conservation* **22**: 2131–2138. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>
- HALPERN, B. és PÉCHY, T. (2002): Conservation activities on Hungarian meadow vipers (*Vipera ursinii rakosiensis*) on the field. – In: KOVÁCS, T., KORSÓS, Z., REHAK, I., CORBETT, K. és MILLER, P. S. (szerk.): *Population and habitat viability assessment (PHVA) for the Hungarian meadow viper (Vipera ursinii rakosiensis)*, Workshop Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, MN, USA, pp. 68–70.
- HOFFMANN, I. E., MILLESI, E., HUBER, S., EVERTS, L. G. és DITTAMI, J. P. (2003): Population dynamics of European Ground Squirrels (*Spermophilus citellus*) in a suburban area. – *Journal of Mammalogy* **84**(2): 615–626. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2003\)084<0615:pdogs>2.0.co;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2003)084<0615:pdogs>2.0.co;2)

- JANÁK, M., MARHOUL, P. és MATÉJŰ, J. (2013): *Action plan for the conservation of the European Ground Squirrel *Spermophilus citellus* in the European Union*. – European Commission, 61 pp.
- KIS, J., VÁCZI, O., KATONA, K. és ALTBÄCKER, V. (1998): A növényzet magasságának hatása a cinegesi ürügék élőhelyválasztására. – *Természetvédelmi Közlemények* 7: 117–123.
- KLIMEK, S., KEMMERMANN, A. R., HOFMANN, M. és ISSELSTEIN, J. (2007): Plant species richness and composition in managed grasslands: the relative importance of field management and environmental factors. – *Biological Conservation* 134: 559–570. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.007>
- KONDOH, M. (2001): Unifying the relationships of species richness to productivity and disturbance. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268: 269–271. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1384>
- KÖHLER, B., GIGON, A., EDWARDS, P. J., KRÜSI, B., LANGENAUER, R., LÜSCHER, A. és RYSER, P. (2005): Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7: 51–67. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2004.11.003>
- KOTENKO, T. (1989): Growth and ecdysis in *Vipera ursinii*. – *Vestnik Zoology* 3: 55–58.
- LEBRETON, J.-D., BURNHAM, K. P., CLOBERT, J. és ANDERSON, D. R. (1992): Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. – *Ecological Monographs* 62: 67–118. <https://doi.org/10.2307/2937171>
- LI, C., HAO, X., WILLMS, W. D., ZHAO, M. és HAN, G. (2009): Seasonal response of herbage production and its nutrient and mineral contents to long-term cattle grazing on a Rough Fescue grassland. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 132: 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.02.010>
- LILLYWHITE, H. B. és SHEEHY, C. M. (2016): Synchrony of ecdysis in snakes. – *Herpetological Conservation and Biology* 11: 286–292.
- LÓRÁNT, M. és SCHMIDT, A. (2014): The protection of Great Bustard (*Otis tarda*) in Hungary between 2008 and 2012: an introduction to conservation measures taken and future suggestions. – *Aquila* 121: 37–47.
- LÓRÁNT, M. és VADÁSZ, CS. (2014): The effect of above-ground medium voltage power lines on displaying site selection of the Great Bustard (*Otis tarda*) in Central Hungary. – *Ornis Hungarica* 22: 42–49. <https://doi.org/10.2478/orhu-2014-0017>
- MATÉJŰ, J., NOVÁ, P., UHLÍKOVÁ, J., HULOVÁ, S. és ČEPAKOVÁ, E. (2008): Distribution of the European Ground Squirrel (*Spermophilus citellus*) in the Czech Republic in 2002–2008. – *Lynx* 39(2): 277–294.
- MÁTÉ, A. és VIDÉKI, R. (2007): A rákosi vipera által preferált gyepek szerkezetének monitorozó jellegű vizsgálata. – In: HALPERN, B. (szerk.): *A rákosi vipera védelme. Rosalia 3*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 125–142.
- MÁTÉ, A., PÁLINKÁS, CS. és VIDÉKI, R. (2007): A Kunadacsi Széna-dűlő növényzetének változása a 18. századtól napjainkig és a területen megfigyelt rákosi vipera észlelések adatai. – In: HALPERN, B. (szerk.) *A rákosi vipera védelme. Rosalia 3*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 143–165.
- MILCHUNAS, D. G. és LAUENROTH, W. K. (1993): Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. – *Ecological Monographs* 63: 327–366. <https://doi.org/10.2307/2937150>
- MOLNÁR, ZS. (2014): Perception and management of spatio-temporal pasture heterogeneity by Hungarian herders. – *Rangeland Ecology & Management* 62: 107–118. <https://doi.org/10.2111/REM-D-13-00082.1>

- MOLNÁR, ZS., BÍRÓ, M., BÓLONI, J. és HORVÁTH, F. (2008): Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary I. Marshes and grasslands. – *Acta Botanica Hungarica* **50**: 59–105. <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.5>
- MOOG, D., POSCHLOD, P., KAHMEN, S. és SCHREIBER, K.-F. (2002): Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. – *Applied Vegetation Science* **5**(1): 99–106. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2002.tb00539.x>
- MORALES, M. B., ALONSO, J. C. és ALONSO, J. (2002): Annual productivity and individual female reproductive success in a Great Bustard *Otis tarda* population. – *Ibis* **114**: 293–300. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919x.2002.00042.x>
- NÉMETH, Á., LÓRÁNT, M. és VADÁSZ, Cs. (2009): Mennyire tekinthetők hatékonyak az Agrár Környezetgazdálkodási Program tűzokvédelmi célprogramjaiban szereplő előírások? – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 226–234.
- ÖCKINGER, E., ERIKSSON, A. K. és SMITH, H. G. (2006): Effects of grassland abandonment: restoration and management on butterflies and vascular plants. – *Biological Conservation* **133**: 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.009>
- PAVLU, V., HEJCMAN, M., PAVLU, L. és GAISLER, J. (2003): Effect of rotational and continuous grazing on vegetation of an upland grassland in the Jizerské Hory Mts., Czech Republic. – *Folia Geobotanica* **38**: 21–34. <https://doi.org/10.1007/BF02803125>
- PAVLU, V., HEJCMAN, M., PAVLU, L., GAISLER, J. és NEŽERKOVÁ, P. (2006): Effect of continuous grazing on forage quality: quantity and animal performance. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **113**: 349–355. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.10.010>
- PÉCHY, T. és HERBÓT, E. (2010): A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) védelme. – In: BARNA, Zs. és GILLY, Zs. (szerk.): *Turján-vidék a Kiskunságban*. Kiskunság Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, pp. 62–71.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D. és CORE TEAM, R. (2016): nlme: Linear and nonlinear mixed effects modelsR package version 3, 124 pp. <http://CRAN.Rproject.org/package=nlme>
- POSADA, D. és BUCKLEY, T. R. (2004): Model selection and model averaging in phylogenetics: advantages of Akaike Information Criterion and Bayesian approaches over likelihood ratio tests. – *Systematic Biology* **53**: 793–808. <https://doi.org/10.1080/10635150490522304>
- RAAB, R., JULIUS, E., GREIS, L., SCHÜTZ, C., SPAKOVSKY, P., STEINDL, J. és SCHÖNEMANN, N. (2014a): The Austrian agri-environmental scheme for Great Bustard (*Otis tarda*). – *Aquila* **121**: 95–102.
- RAAB, R., JULIUS, E., GREIS, L., SCHÜTZ, C., SPAKOVSKY, P., STEINDL, J. és SCHÖNEMANN, N. (2014b): Endangering factors and their effect on adult Great Bustards (*Otis tarda*) – conservation efforts in the Austrian LIFE and LIFE+ projects. – *Aquila* **121**: 49–63.
- SATO, C. F., WOOD, J. T., SCHRODER, M., GREEN, K., OSBORNE, W. S., MICHAEL, D. R. és LINDENMAYER, D. B. (2013): An experiment to test key hypotheses of the drivers of reptile distribution in subalpine ski resorts. – *Journal of Applied Ecology* **51**: 13–22. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12168>
- SOCHER, S. A., PRATI, D., BOCH, S., MÜLLER, J., BAUMBACH, H., GOCKEL, S., HEMP, A., SCHÖNING, I., WELLS, K., BUSCOT, F., KALKO, E. K., LINSENMAYER, K. E., SCHULZE, E.-D., WEISSER, W. W. és 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**: 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.12.003>
- STAMMEL, B., KIEHL, K. és PFADENHAUER, J. (2003): Alternative management on fens: response of vegetation to grazing and mowing. – *Applied Vegetation Science* **6**: 245–254. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00585.x>

- STEWART, G. B. és PULLIN, A. S. (2008): The relative importance of grazing stock type and grazing intensity for conservation of mesotrophic 'old meadow' pasture. – *Journal for Nature Conservation* **16**: 175–185. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.09.005>
- SUTHERLAND, W. J., PULLIN, A. S., DOLMAN, P. M. és KNIGHT, T. M. (2004): The need for evidence-based conservation. – *Trends in Ecology & Evolution* **19**: 305–308. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>
- TILMAN, D., WEDIN, D. és KNOPS, J. (1996): Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystem. – *Nature* **379**: 718–720. <https://doi.org/10.1038/379718a0>
- TÖRÖK, P., VALKÓ, O., DEÁK, B., KELEMEN, A. és 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>
- VADÁSZ, CS. és LÓRÁNT, M. (2014): Key mortality causes of the Great Bustard (*Otis tarda*) in Central Hungary: an analysis of known fatalities. – *Ornis Hungarica* **22**(2): 32–41. <https://doi.org/10.2478/orhu-2014-0016>
- VADÁSZ, CS., MÁTÉ, A., KUN, R. és 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>
- VADÁSZ, CS., STANDOVÁR, T., GAJDÁCSI, A. és NYÁRI, L. (2017): Esettanulmányok rövidtávú változásokra a felső-kiskunsági ürge (*Spermophilus citellus*) szubpopulációk esetében. – In: MIZSEI, E. és SZEPESVÁRY, CS. (szerk.): *XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. Absztrakt kötet*. Magyar Biológiai Társaság, Eger, p. 138.
- VÁCZI, O. (2005): *Abiotikus környezeti tényezők hatása ürgek tér- és időbeli aktivitásmintázatára*. – PhD-értekezés, Budapest, ELTE TTK Etológia Tanszék, 132 pp.
- VÁCZI, O. és ALTBÄCKER, V. (1999): Fűves repülőterek ürgeállományának felmérése. – *Természetvédelmi Közlemények* **8**: 205–214.
- VÁCZI, O. és ALTBÄCKER, V. (2005): Ürgemonitorozás. – TIR Központi protokoll. 9 pp. http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/NBmR/eml%C5%91s%C3%B6k/TIR_NBMR_%C3%9Cрге_20150417.pdf [Hozzáférés: 2017.10.26.]
- WHITE, G. C. és BURNHAM, K. P. (1999): Program MARK: survival estimation from populations of marked individuals. – *Bird Study* **46**(suppl.): 120–139. <https://doi.org/10.1080/00063659909477239>
- ZHU, H., WANG, D., WANG, L., BAI, Y., FANG, J. és LIU, J. (2012): The effects of large herbivore grazing on meadow steppe plant and insect diversity. – *Journal of Applied Ecology* **49**: 1075–1083. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02195.x>

CONSERVATION MANAGEMENT REGIMES AND THEIR SCIENTIFIC BACKGROUND WITHIN THE KUNPESZÉR BUFFER ZONE OF THE TÁBORFALVA MILITARY TRAINING AREA

Csaba VADÁSZ¹, András MÁTÉ² and József MOLNÁR³

¹*Kiskunság National Park Directorate, H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19, Hungary.*

E-mail: vadaszcs@kp.hu

²*H-6000 Kecskemét, Hársfa utca 7, Hungary*

³*Dabas Directorate of the Budapest Forestry Company of the Ministry of Defence, H-2370*

Dabas, Fő út 33, Hungary

The components and theoretical background of a management system are presented. The management system not only focuses on the maximisation of local population size of priority species (i.e. the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*), the great bustard (*Otis tarda*) and the souslik (*Spermophilus citellus*) present in the Kunpezér buffer zone of the Táborfalva military training area, but also considers floral diversity as a high conservation priority. Both the positive components supporting the achievement and maintenance of the target status and the negative technological element hindering the fulfilment of conservation goals (namely: targeting the maximisation of abundance of certain populations and that of floral diversity) were identified.

Based on the investigation of the impact of different grassland management regimes on floral diversity, grazing by cattle, low to medium intensity of phytomass removal and high levels of spatiotemporal variability in management constitute the set of technological components supporting biodiversity, while overgrazing is the most destructive management technique.

The reproductive success of the great bustard is negatively affected by any task that is carried out during the sensitive breeding period. Thus, successful breeding attempts are facilitated by sowing cultures that do not require any kind of soil preparation, chemical treatment or harvesting between 10th April and 30th June such as the winter triticale and the late-harvest green fallow. On grasslands, late mowing and rotational grazing proved to be compatible with great bustard breeding. The thematic elements of the current national agro-environmental scheme focused on the species were drawn up based on the risk assessment of the various threat factors. Based on the mortalities of flying individuals known to be caused by collision with power lines, aerial lines crossing great bustard habitats have been exchanged to underground cables. This measure contributed immensely to the protection of bird species highly vulnerable to the mid-voltage network, such as the great bustard, the roller, the red-footed falcon, the kestrel and the white stork.

Local souslik habitats are grazed by cattle. One of the largest Hungarian population of this species can be found here. Population viability is demonstrated by a relatively high density all over the appropriate habitat patches (i.e. 35–135 adults / hectare) as well as by the fact that the souslik has colonized every habitat patch that had been created by recent reconstruction measures and were free of excess water influence.

Based on our present knowledge, the local population of the Hungarian meadow viper is part of the most significant Hungarian (and European) metapopulation system. As of today, there is no monitoring protocol that would allow the representative sampling of the population size mostly due to the highly evasive and markedly variable in time lifestyle of this reptile. For this reason, management of the Hungarian meadow viper habitats can be based on proxies provided by experience with other, grassland-dwelling reptile species.

Key words: conservation management of grasslands, great bustard, Hungarian meadow viper, plant species diversity, souslik