

Egyetemi doktori (PhD) értekezés tézisei

**TERMÉSZETVÉDELMI BEAVATKOZÁSOK HATÁSAI
KÉTÉLTŰEKKRE EGY SÍKVIDÉKI VIZES ÉLŐHELYEN**

**EFFECTS OF CONSERVATION MANAGEMENT ACTIONS
ON AMPHIBIANS IN A LOWLAND WETLAND**

Mester Béla

Témavezető: Dr. Lengyel Szabolcs



DEBRECENI EGYETEM
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2018

Bevezetés

Az állatvilágban jelenleg tapasztalható populációcsökkenést a földi ökoszisztémában végbemenő gyors változások hajtják, melyek emberi tényezőkre vezethetők vissza (Gaffney & Steffen 2017). Számos gerinces állatcsoport, köztük a kétéltűek, tömeges eltűnése valószínűsíthető a közeli jövőben (McCallum 2015).

IUCN (2008); és Stuart et al. (2008) szerint a 7858 ismert kétéltűfaj közel fele veszélyeztetett. Habár a kétéltűek megfigyeltetésében jelenleg rendkívül fontos szerepet játszanak a klímaváltozás mellett a gyorsan terjedő betegségek is (pl. a kitridiomikózis), a kétéltű-populációk gyors eltűnésének egyik legalapvetőbb oka továbbra is élőhelyeik elvesztése (Cushman 2006; Ohmer & Bishop 2011). Az élőhelyek elvesztése három stádiumra bontható a legrosszabb forgatókönyvtől kiindulva; (i) élőhelyek elvesztése, (ii) leromlása és (iii) feldarabolódása. Az élőhelyek eltűnése Európában is kiemelt veszélyforrás, ahol ez a kétéltűfajok 59%-át érinti (Sanderson et al. 2002; Temple & Cox 2009; Ibsch et al. 2016). Az élőhelyek eltűnése a hazai kétéltűfaunát is veszélyezteti (Vörös et al. 2015). A síkvidéki vizes élőhelyek nagymértékű feldarabolódása, leromlása és eltűnése a mezőgazdaság kiterjesztését elősegítő folyamszabályozásokkal (Duna, Tisza) kezdődött. Az első tájszintű, nagy kiterjedésű mocsárrendszerben végzett élőhely-rekonstrukciós beavatkozásokra mégis 2004-ig kellett várni (Aradi et al. 2003; Lengyel et al. 2012).

Disszertációm négy fejezetben mutatja be a természetvédelmi beavatkozások kétéltűekre gyakorolt hatásait. A fejezetek a kétéltűfaunát és a kétéltű-populációk állapotát feltáró vizsgálatok fontosságától (1. Vizsgálat) kiindulva három fő kutatáson – (i) gyeprekonstrukciók kétéltűekre gyakorolt hatása (2. Vizsgálat), (ii) mocsárkezelés kétéltűekre gyakorolt hatása (3. Vizsgálat) és (iii)

vonalas létesítmények kétélűekre gyakorolt hatása (4. Vizsgálat) – keresztül mutatja be a kétélűek védelmét elősegítő természetvédelmi beavatkozásokat, melyek ellensúlyozhatják a fentebb felsorolt negatív folyamatokat.

Célkitűzések

Az 1. Vizsgálat célja ismertetni két, a vizsgálati terület kétélűfaunáját érintő feltáró vizsgálat eredményét (i) a kétélűfajok előfordulására és abundancia-viszonyaira, illetve (ii) a morfológiai elváltozások előfordulására, azok típusaira és annak összgyakoriságára fókuszálva.

A 2. Vizsgálat célja szántókon végzett gyeprekonstrukciók kétélűekre gyakorolt hatásainak feltárása. A 2. Vizsgálat célja megválaszolni; (i) Milyen módon befolyásolják a restaurációk különböző szintjei a kétélűeket a rekonstruált gyepeken? (ii) Van-e eltérés a restaurációk kétélűekre gyakorolt hatása között a rekonstruált gyepek kora tekintetében? (iii) Van-e eltérés a természetes és rekonstruált gyepek között a kétélűek tekintetében?

A 3. Vizsgálat célja feltárni a mocsarak égetéses és legeltetéses kezelésének farkatlan kétélűekre (békákra) gyakorolt hatásait. A 3. Vizsgálat célja megválaszolni; (i) Befolyásolja-e a nádégetés és a legeltetés a nádborítást, a növényzet szerkezetét és a mocsár élőhely-szintű sokféleségét? (ii) Előnyösek-e a békák számára a kezelések hatására megváltozott nádasok? (iii) Van-e közvetlen kapcsolat a kezelések és a békákat érintő előnyös hatások között? (iv) Van-e eltérés a nádégetés és legeltetés között azok nádasokra és békákra gyakorolt hatásainak tekintetében? (v) Befolyásolja-e a kezelések intenzitása a békák fajszámát és egyedszámát?

A 4. Vizsgálat célja a kétéltű-gázolások tér- és időbeni sajátosságainak feltárása. A vizsgálat célja megválaszolni; (i) Változik-e térben és időben a kétéltűek pusztulása a 33. sz. főút 47 kilométeres hortobágyi szakaszán? Befolyásolja-e (ii) az út menti élőhely-szerkezet, (iii) a műanyag terelőkerítés és a folyókák/alagutak a kétéltűek elütésének mintázatát? (iv) Hogyan befolyásolja a forgalom intenzitása az elütések valószínűségét különböző napszakokban? (v) Jellemzi-e valamilyen trend az elmúlt 16 év forgalmi intenzitását és hogyan változhatott a kétéltűgázolások valószínűsége különböző napszakokra bontva?

Anyag és módszer

1. Vizsgálat

Faunisztikai adatgyűjtés

Az előfordulási adatok mind általános faunisztikai felmérésekből, mind pedig célzott vizsgálatokból származtak. Három sztenderd módszerrel (vizuális megfigyelés 99 helyen; nappali és esti hangmonitorozás 40 helyen; palackcsapdázás 37 helyen) történt az adatgyűjtés 2010 és 2016 között. A célzott vizsgálatok során két további módszerrel (akusztikus és vizuális megfigyelés transzektekben 49 helyen, ízeltlábúak Barber-csapdázással történő monitorozása 268 helyen) történtek megfigyelések.

Morfológiai elváltozások monitorozása

A kétéltűek morfológiai elváltozásai minden olyan vizsgálat során dokumentálva lettek, amikor lehetőség nyílt kézzel megfogni az egyedeket és részletesen megvizsgálni azokat.

2. Vizsgálat

A 2. Vizsgálathoz a következő vizsgálatokból származó adatokat használtam fel; (i) gyeprekonstrukciók 5 évig tartó nyomon követése, (ii) természetes gyepek három évente történő alapállapot-felmérése. A rekonstrukciók monitorozása során összesen 35 mintavételi egységben összesen 170 talajcsapda kihelyezésével történtek a mintavételek. A csapdanapok összesített száma a beavatkozás utáni monitorozás során 64468 nap volt öt év alatt (2010-2013, 2015). A gyepek alapállapot-felmérése során két talajcsapdát helyeztünk ki összesen 49 gyepfolton, ami 98 csapdát jelent. A alapállapot-felmérés csapdanapjainak összege 44310 nap volt (2010, 2013, 2016).

3. Vizsgálat

A kvázi kísérletes vizsgálati elrendezés alapját két kezelés, a nádégetés és a legeltetés részleges területi átfedései adták. A 2009-ben égetett területek nagy része legeltetve is volt, így két további kezelési szinttel bővíthetett a vizsgálat. Az így létrejött hatféle kezelési szint a következő volt (sorrendben, a növekvő zavarási intenzitás szerint); (i) nem kezelt (általános kontrol), (ii) legeltetett, de nem égetett (égetéssel kontrol), (iii) nem legeltetett és régen égetett (2007), (iv) legeltetett és régen égetett (2007), (v) legeltetett és frissen égetett (2009), (vi) legeltetett és kétszer égetett (2007, 2009). A kezelési szinteken belül öt transzekt (összesen; 2010, $n = 30$, 2011, $n = 25$) lett random módon elhelyezve a szegélyektől és egymástól is megfelelő távolságra. A felmérések során kombinált akusztikus és vizuális vonal menti számlálás történt (Dodd et al. 2012), a vizsgálatok mindkét évben (2010, 2011) április közepén történtek, amely az előforduló békafajok szaporodási időszakának

csúcsára esik (Puky et al. 2005; Glandt 2015). A felmérések során négy nádborítással kapcsolatos és öt környezeti háttérváltozó is rögzítésre került.

4. Vizsgálat

Az elütött kétéltűek számolása 47 darab, 1 km hosszú úttranszektben történt a 33. sz. főút teljes hortobágyi szakasza mentén. A felmérések évente kétszer, kora (kora március – március közepe) és késő (késő március – kora április) tavasszal történtek 2013 és 2017 között. A számlálás a nagy távolság és a rövid rendelkezésre álló idő miatt gépjárműből történt, mely során a sebesség látási viszonyoktól függően 15-40 km/h volt. Az elütött egyedek jobb észlelése érdekében kettő, vagy három megfigyelő végezte a számlálást.

Adatkezelés és elemzés

Az 1. Vizsgálatban a faunisztikai és morfológiai deformitás adatok rendszerezése MS Excel táblázatokban történt. A fajok előfordulási és abundancia adatait 2,5 és 10 km²-es UTM adatbázisok felhasználásával elemeztem (Szép & Nagy 2001). Az előfordulási adatokat GIS fedvények felhasználásával rendszereztem.

A 2. Vizsgálatban (i) a gyeprekonstrukciók és a környező tájszerkezet kétéltűekre gyakorolt hatásának elemzése ismétléses mintavételes általánosított lineáris kevert modellekkel (GLMM) történt. (ii) A visszagyepesítések kétéltűekre gyakorolt rövid- és hosszú-távú hatásainak elemzése és azok összehasonlítása GLMM modellekkel és kronoszekvencia módszerrel történt. (iii) A természetes és restaurált gyepek kétéltűek tekintetében való eltérésének vizsgálata szintén GLMM modellekkel történt. A modellek helyi (restauráció

három aspektusa) és tájszintű (környező élőhely-típusok aránya) faktorok hatásait vizsgálták három függő változóra; csapdánkenti fajok egyedszámára, fajgazdagságra, és összes egyedszáma.

A 3. Vizsgálatban (i) a kezelések nádasok szerkezetére gyakorolt hatásainak vizsgálata általános lineáris kevert modellek (GLME) alkalmazásával történt. Az átlagos nádborítás és a nádborítás változatossága esetében a modell három kezelési szintet tartalmazott, az év pedig fix hatásként szerepelt, illetve a transzekt azonosító volt a random faktor. Továbbá bekerült a modellekbe az összes kezelések és évek közötti interakció is. (ii) A nádasok kétélűtükre gyakorolt hatásainak vizsgálata szintén GLME modellekkel történt, ahol a függő változók a fajgazdagság, az összes egyedszám, a zöldbékák (*Pelophylax* spp.) összesített egyedszáma és a *B. bombina* egyedszám voltak. Az elemzés GLMM modellek illesztésével is kiegészült, ahol a két nádborítási változó, az év és öt környezeti változó mint fix hatások, a kezelés*év interakciók, valamint a transzekt azonosító mint random faktor szerepeltek független változóként. (iii) A kezelések fajsza és egyedszáma gyakorolt közvetlen hatásai is elemzésre kerültek GLMM modellek alkalmazásával, melyekben a négy korábbi függő változóra három kezelési változó, az évek, a kezelés*év interakciók és öt környezeti változó hatását vizsgáltuk. Minden lépésben a teljes modell tartalmazott minden fő hatást és minden biológiai szempontból fontos interakciót.

A 4. Vizsgálatban a környező élőhely-szerkezet és a kiépített terelőrendszer kétélűtüek közötti elütésének tér- és időbeni eloszlására gyakorolt hatásainak vizsgálata ismétléses mintavételes GLMM modellel történt, melyben a függő változó az elütött kétélűtüek száma, független változók pedig az év, a felmérés időzítése, a műanyag

terelők aránya, az alagutak és az Egyek-Pusztakócsi mocsarak jelenléte, valamint az úmenti élőhelytípusok aránya voltak, a random faktor az úttranszektek azonosítója volt. A kétéltűek elutési valószínűségét egy optimális forgatókönyvet feltételező képlet alapján becsültem (Hels & Buchwald 2001). A felhasznált forgalomi adatokat a Magyar Közút és a "KIRA" GIS adatbázisból értem el.

Eredmények

1. Vizsgálat

- Összesen 11 kétéltűfaj 14362 egyedét figyeltem meg. A *B. bombina* bizonyult a leggyakoribb fajnak, de a *H. arborea*, *T. dobrogicus*, *P. fuscus*, és a zöldbékák szintén gyakoriak voltak. Nagy állományait figyeltem meg a *B. bombina* és *T. dobrogicus* Natura 2000 jelölőfajoknak.
- Mind a 11 kétéltűfajt kimutattam a vizsgálati területet lefedő 15 2,5×2,5 km-es UTM négyzetből háromban, valamint a négy a vizsgálati területet lefedő 10×10 km-es UTM négyzetből kettőben. Habár mind a 11 faj és az egyedek 71%-a előfordult azokban a 2,5×2,5 km-es UTM négyzetekben, melyek esetében legalább 60%-os a vizsgálati terület általi lefedettség, szintén mind a 11 fajt kimutattam a vizsgálati terület által csupán 60% alatti lefedettségű négyzetekben is.
- 11 kétéltűfaj 5596 egyedének vizsgálata alapján csupán 16 egyednél tapasztaltam morfológiai elváltozást, ami 0,3%-os össz-gyakoriságot jelent. Csak morfológiai rendellenességeket találtam, fejlődési rendellenességeket nem. Nem találtam tömeges morfológiai rendellenességeket, a rendellenességeket mutató egyedek térbeli eloszlása pedig szórványos volt. A leggyakoribb rendellenességi típus a bal,

vagy jobb hátsó végtagok részleges, vagy teljes hiánya volt.
Az összes végtag-rendellenesség aszimmetrikus volt.

- Elsőként közöltem egy ritka morfológiai elváltozást (farokduplikáció) a *T. dobrogicus* esetében.

2. Vizsgálat

- A gyepesítés kora tekintetében a fiatal gyepeken (3-5 éves) több kétéltű fordult elő az idősebb rekonstrukciókhoz (7-10 éves) képest. A fajgazdagság tekintetében szintén több kétéltű fordult elő a fiatal gyepesítéseken (3-5 éves) az idősebb rekonstrukciókhoz (7-9 éves) képest. A vöröshasú unkák egyedszáma is nagyobb volt a 3-6 éves rekonstrukciókon a kilenc éves gyepekhez képest, valamint az öt- és hatéves gyepeken a 10 éves rekonstrukciókhoz képest. Az unkák egyedszáma nem különbözött a kilenc és 10 éves gyepek között.
- A korai stádiumú (2-5 éves) gyeprekonstrukciókat megvizsgálva a vöröshasú unkák egyedszáma nagyobb volt az ötéves gyepeken a fiatalabb rekonstrukciókhoz (2-4 éves) képest.
- Az utolsó termény típusa tekintetében a kétéltűek egyedszáma és a vöröshasú unkák egyedszáma is nagyobb volt a napraforgó- és búzatablákön kialakított gyeprekonstrukciókon az egykori lucernatablák helyén létrehozott gyepekhez képest. A kétéltűek fajgazdagsága nagyobb volt a napraforgótblán végzett gyepesítéseken a lucernához képest. Mind a dunai tarajosgőték, mind pedig a pettyes gőték egyedszáma nagyobb volt a napraforgón végzett gyepesítéseken a lucernán végzett rekonstrukciókhoz képest.
- A korai stádiumú (2-5 éves) gyeprekonstrukciókat megvizsgálva a vöröshasú unkák egyedszáma nagyobb volt a napraforgó- és

búzatáblákon kialakított gyeprekonstrukciókon az egykori lucernatáblák helyén létrehozott gyeppekhez képest.

- A felhasznált magkeverék tekintetében a kétéltűek egyedszáma nagyobb volt a lősz magkeverékkel helyreállított gyepéken a szikes magkeverékkel végzett rekonstrukciókhoz képest. A pettyes gőték egyedszáma viszont szikes visszagyepesítéseken volt nagyobb a lőszös rekonstrukciókhoz képest.
- A kései stádiumú (7-10 éves) gyeprekonstrukciókat megvizsgálva a barna ásóbékák egyedszáma nagyobb volt a lősz magkeverékkel helyreállított gyepéken a szikes magkeverékkel végzett gyepesítésekhez képest.
- A környező élőhelyszerkezet tekintetében a vöröshasú unkák, a dunai tarajosgőték, és a pettyes gőték egyedszáma nőtt a tengerszint feletti magasság főkomponens csökkentésével arra utalva, hogy az alacsonyabban fekvő gyeprekonstrukciókon (90 m tszf. magasság alatt) az unkák és a két gőtefaj nagyobb egyedszámban voltak jelen.
- A dunai tarajosgőték egyedszáma szintén nőtt a szárazság főkomponens csökkentésével arra utalva, hogy a mocsarakhoz közeli gyeprekonstrukciókon a dunai tarajosgőte nagyobb egyedszámban volt jelen. Továbbá a dunai tarajosgőték egyedszáma nőtt a tanyák/marhaállások főkomponens csökkentésével, amely az előző összefüggésekkel összhangban arra utal, hogy a magasabb térszíneken, lőszhátakon található tanyáktól és marhaállásoktól a mocsarak felé távolodva több dunai tarajosgőte volt a gyeprekonstrukciókon.
- A gyepesítések sem a kétéltűek egyedszáma, sem pedig azok fajgazdagsága tekintetében nem különböztek a természetes gyepektől. Egyedül a környező élőhelyszerkezet volt hatással

a dunai tarajosgőtéek egyedszámára, amely nőtt a tengerszint feletti magasság főkomponens csökkentésével arra utalva, hogy az alacsonyabban fekvő rekonstruált és természetes gyepeken nagyobb egyedszámban voltak jelen az unkák.

3. Vizsgálat

A kezelések nádváltozókra gyakorolt hatásai

- Az átlagos nádborítás nagy volt a kezelésmentes, a nem legelt és régen (2007) égetett transzektokban, kicsi volt a csupán legelt transzektokban, és közepes volt a legelt és régen égetett transzektokban. A frissen égetett (2009) területeken az átlagos nádborítás 2010-ben kicsi volt, de 2011-re több mint kétszeresére nőtt és elérte a közepes borítottságot. Az átlagos nádborítást az év hatása pozitívan befolyásolta, mivel az értéke 2010-ről 2011-re megnőtt, viszont negatívan befolyásolta a legeltetés, mivel az átlagos nádborítás csupán csak a legelt területeken maradt alacsony.
- A nádborítás változatosságát pozitívan befolyásolta a 2009-es tűz, mivel a nádborítás változatossága nagyobb volt a frissen égetett területeken a többi kezelési kombinációhoz képest.
- Az átlagos nádborítás értéke az előtte-utánna összevetéshez használt kvadrátokban szignifikánsan lecsökkent a következő évre. 10 növényfajt találtam a kezelések előtt, 18-at a kezelések után. A növényfajok átlagos száma megnőtt a kezelések után.
- 2010-ben szinte az összes öreg nádszál eltűnt az előző évben égetett területeken a nem égetett részekhez képest, kimutatva a nádégetés erőteljes hatását az előregedett nád visszaszorításában. A régen égetett területeken viszont

hasonló volt az öreg nádszálak száma a kezelésmentes kontrollhoz és a csupán legeltetett részekben tapasztalt értékekhez képest.

- A friss nádszálak száma 2010-ben a nád felgyorsult regenerálódására mutatott rá a frissen égetett területeken, míg a régen égetett részekben a friss és az öreg nád számszáma hasonlóan alakult. A 2007-es égetés pozitívan befolyásolta a friss nádszálak számát, mert ezeken a területeken a friss nádszálak száma nagyobb volt 2010-ben a többi kezelési kombinációhoz képest.

Nádváltozók farkatlan kételtűekre gyakorolt hatásai

- Az átlagos nádborítás negatívan befolyásolta a békák fajgazdagságát, kisebb fajszámot eredményezve a nagyobb nádborítású transzektekben. Az összes egyedszámot az átlagos nádborítás és az év közötti szignifikáns interakció is befolyásolta, valamint hatással volt még rá a nádborítás változatossága és az év közötti szignifikáns interakció. Az előző interakció azzal magyarázható, hogy 2011-ben gyorsabban csökkent az összes egyedszám az átlagos nádborítás növekedésével 2010-hez képest, míg az utóbbi interakció azzal magyarázható, hogy 2010-ben az összes egyedszám a nádborítás változatosságával nőtt, de 2011-ben már nem. A nádborítás változatossága 2011-ben alig a fele volt a 2010-es értéknek alátámasztva, hogy 2011-ben már jóval homogénebb volt a nádborítás a transzektekben.
- 2010-ben az öreg nádszálak száma erősen negatívan hatott mind a békák fajgazdagságára, mind pedig egyedszámukra. Két varangyfaj egyedét csupán a frissen égetett (*B. bufo*, $n = 39$), illetve a frissen égetett, és a nem legelt és régen égetett (*B. viridis*, $n = 21$) területeken észleltük. Az összes egyedszámot

viszont pozitívan befolyásolta a friss nádszálak száma, mivel az utóbbi meglehetősen nagy volt a frissen égetett területeken.

Kezelések farkatlan kétéltűekre gyakorolt hatásai

- A kezelések közvetlen hatásaként a kétéltűek fajszaát a legeltetés és az évek, valamint a friss égetés és az évek közötti szignifikáns interakciók befolyásolták. Az előbbi interakció oka az lehet, hogy a fajsza 2010-ről 2011-re szignifikánsan megnőtt a csak legelt és a régen égetett és legelt, de csökkent a nem kezelt és a frissen égetett területeken. A későbbi interakció azzal magyarázható, hogy a fajsza 2010-ben nagyobb volt a frissen égetett területeken a többi mocsárrészhez képest, de 2011-ben már nem. A fajsza pozitív hatást gyakorolt a felhőborítottság is.
- A kétéltűek összes egyedszát szintén a legeltetés és az évek, valamint a friss égetés és az évek közötti szignifikáns interakciók befolyásolták. Az előző azzal magyarázható, hogy az abundancia 2010-ről 2011-re jelentősen megnőtt a csak legelt területeken, de a nem legelt részeken nem változott meg jelentősen. A csak legelt területeken tapasztalt egyedszamnövekedés megfigyelhető volt mind a zöldbeka, mind pedig a *B. bombina* egyedsza esetében. Az utóbbi interakció a frissen égetett területeken mért összes egyedsza 2010-ről 2011-re több mint a felére való csökkenésével magyarázható, ami a nád regenerálódásával függhetett össze. A csökkenés a fentebb említett békák esetében volt a legjelentősebb. Az összes egyedszát negatívan befolyásolta még a vízmélység, a szélerősség és a felhőborítottság is.

4. Vizsgálat

- A kétéltűek közúti pusztulása 2014-ben volt a legnagyobb, 2015 és 2017 között pedig alacsonynak bizonyult. 2013-ban az elütések száma a két szélsőség között mozgott.
- Az elütések száma nagyobb volt a késő tavaszi periódusban a korai időponthoz képest és az Egyek-Pusztakócsi útszakasz mentén a többi útszakaszhoz képest.
- A *P. fuscus* volt a leggyakoribb kétéltűfaj. A *H. arborea*, *B. bombina*, *T. dobrogicus* és *L. vulgaris* szintén gyakori volt, elsősorban a nagyobb vizek mentén. A *B. viridis* elsősorban a lakott települések mentén volt gyakori, míg a *B. bufo* az Egyek-Pusztakócsi mocsarak mentén fordult elő. A zöldbékák többségét a nagyobb halastavak, az utat keresztező vízfolyások, és a nagyobb, úttest melletti árkok mentén figyeltem meg.
- A nappali forgalom-intenzitás a felmérési évek során 2 és 3 gépjármű/perc között mozgott, amely átlagosan egy gépjármű/perc értékre csökkent este, majd éjszakára tovább csökkent 0,3 és 0,5 gépjármű/perc érték közé.
- A kétéltűek becsült elütési valószínűsége nappal 90,7%-tól 99,4%-ig, este 75,9%-tól 93,9%-ig, éjjel pedig 52%-tól 67,3%-ig terjedhet. A kétéltűek becsült napszakos elütési valószínűsége a forgalom intenzitásának növelésével egy telítődési görbe mentén nő. A becsült elütési valószínűség a 2 gépjármű/perc értéknél éri el a 90%-ot a vizsgált útszakaszon.
- A nappali, az esti és az éjjeli forgalmi intenzitás 2006 óta csökkenő tendenciát mutat a vizsgált útszakaszon. Az elmúlt 10 év (2006-2015) forgalmi intenzitása átlagosan csupán 39,1%-a az azt megelőző hat évnek (2000-2005). A kétéltűek becsült elütési valószínűsége az elmúlt 10 évre átlagolva

követi a forgalmi intenzitásban tapasztalható csökkenést nappal 14,1%-al, este 11,3%-al, éjjel pedig 4,6%-al az 2006 előtti évekhez viszonyítva.

Következtetések

Az 1. Vizsgálat bővíti ismereteinket az Egyek-Pusztakócsi mocsarak eddig kevésbé feltárt herpetofaunájáról, és információt szolgáltat annak jelenlegi állapotáról. Az eredmények rámutatnak arra, hogy egy megfelelően helyreállított és kezelt nagy kiterjedésű védett vizes élőhely-komplexum a kétéltűek nagy és egészséges állományainak a fennmaradását biztosíthatja.

A 2. Vizsgálat bebizonyította, hogy a gyeprekonstrukciók többféle aspektusa is egyaránt befolyásolja a kétéltű-közösségeket. A gyeprekonstrukciók korai fázisai, melyeket a gyomok és a kétszikűek jellemeznek, megfelelő búvóhelyet és optimális klimatikus viszonyokat biztosítanak a kétéltűek számára. Később a ezek visszaszorulásával és az élőlétfélek elterjedésével a kétéltűek számára alkalmas mikroélőhelyek száma lecsökken. A lucernatáblákon végzett gyepesítések a fent említett folyamat gyorsabban megy végbe, így ezek a gyepesítések már a korai stádiumokban is kevésbé alkalmasak a kétéltűek számára. A lősz magkeveréssel vetett gyepesítések, melyek összekötik a mocsarakat, a magasabb vegetációborítás és a kisemlősök felhagyott üregeinek nagyobb száma miatt több búvóhelyet nyújtanak a vizeket elhagyó kétéltűek számára. A vizeket elhagyó kétéltűek számára a mocsarakat övező gyeprekonstrukciók és természetes gyepesítések egyaránt fontosak. A vizes élőhelyeket övező gyepesítések területi kiterjedésének növelése a természetvédelem hatékony eszköze lehet.

A 3. Vizsgálat megmutatja, hogy az öreg és zárt nádasok nyár végi égetéses kezelése rövid távon előnyös lehet a kétéltűek számára a mocsarak élőhelyi sokféleségének növelésével. Ugyanakkor az égetés pozitív hatása hamar eltűnik a nád gyors megújulása miatt, tehát a nádégetést pár évente célszerű megismételni. A kis intenzitású, de folyamatos legeltetés alacsony szinten tartja a nádborítást, képes nyíltvizes foltokat kialakítani és fenntartani, amelyek optimális szaporodóhelyet biztosíthatnak a kétéltűeknek. A nádégetés és legeltetés térben- és időben történő alkalmazásával eltérő élőhelyfoltok hozhatók létre, melyek közül néhány az egyik, míg mások a későbbi években lesznek alkalmasak a kétéltűek számára.

A 4. Vizsgálat feltárja, hogy a kétéltűek közúti pusztulása térben és időben is változik a felmért hortobágyi útszakaszon. Habár a forgalom intenzitása az elmúlt 16 év során folyamatosan csökkent, ma is jelentős mértékű, így a kétéltűek becsült elütési valószínűsége könnyen elérheti a 100%-ot. E miatt és mivel az Egyek-Pusztakócsi mocsarak mentén nagyobb az elütött kétéltűek száma, így a 33. sz. főút ezen szakaszát egy lehetséges kétéltű-elütési forró pontként lehet kezelni és ennek megfelelően bizottsítani kell a szükséges védelmi intézkedéseket.

Új tudományos eredmények

- 1) Részletes előfordulási adatokkal bővíttem az ország egyik kevésbé feltárt régiójára vonatkozó ismereteinket. Nagy és erős állományait találtam mindkét Natura 2000 jelölőfajnak (vöröshasú unka, dunai tarajosgöte) a vizsgálati területen.
- 2) Nem találtam bizonyítékot fejlődési rendellenességek előfordulására, a morfológiai abnormalitások gyakorisága pedig alacsonynak bizonyult, a természetes háttérgyakoriságtól nem tért el.
- 3) Elsőként közöltem egy ritka morfológiai elváltozás (farokduplikáció) előfordulását a dunai tarajosgöte esetében.
- 4) Bizonyítottam, hogy a gyeprekonstrukció erős hatással van a szaporodási időszakot követően teresztzis fázisban lévő kétéltűekre. A beavatkozás mindhárom vizsgált aspektusa (gyepesítés kora, utolsó termény típusa, felhasznált magkeverék) befolyásolja a kétéltűeket.
- 5) Kimutattam, hogy a fiatal (öt évesnél nem idősebb) gyepesítések nedvesebb időjárás esetén a kétéltűek tekintetében nem térnek el a természetes gyepektől.
- 6) Bizonyítottam, hogy az egykori napraforgótáblákon található rekonstrukciókon több kétéltű található a lucernán létrehozott gyepesítésekhez képest.
- 7) Kimutattam, hogy a löszös magkeverékkel vetett gyepeken több kétéltű fordult elő, mint a szikes magkeverékkel vetett területeken.
- 8) Bizonyítottam, hogy a vízhez erőbben kötődő kétéltűfajok (vöröshasú unka, dunai tarajosgöte, pettyes göte) számára a szaporodási időszakot követően különösen fontosak a vizes élőhelyeket övező rekonstruált és természetes gyepek.

- 9) Kimutattam, hogy az ismétléses mintavételes eljárással részletesebben vizsgálható a gyeprekonstrukciók kétéltűekre gyakorolt hatásainak minden aspektusa a kronoszekvenciához képest, amely kiterjedt mintavétel és nagy mintaszám mellett szintén képes kimutatni a rekonstrukciók hatásainak időbeni eltéréseit.
- 10) Bizonyítottam, hogy a nyár végi nádégetés a következő tavasszal önmagában is pozitívan hat a kétéltűekre, de hatása a gyorsan megújuló nád miatt a kezelést követő második tavaszra eltűnik.
- 11) Kimutattam, hogy a nádégetéssel ellentétben a kis intenzitású legeltetés kétéltűekre gyakorolt pozitív hatása hosszabb távon érvényesül a nyíltvízes foltok és a diverz mocsári vegetáció kialakítása és fenntartása révén.
- 12) Bizonyítottam, hogy a különböző kezelési intenzitások nem különböznek egymástól jelentős mértékben, így eredményeim nem igazolják a közepes zavarás hipotézisét.
- 13) Elsőként bizonyítottam, hogy az alföldi édesvízű mocsarakban végzett legeltetés és égetés együttes, térben és időben változó alkalmazása közvetlenül és közvetetten is pozitív hatást gyakorolhat a kétéltűekre.
- 14) Kimutattam, hogy a kétéltűek közúti pusztulása a vizsgált 47 kilométeres útszakaszon változik mind az évek, mind a szezon (kora és késő tavasz), mind pedig a napszakok között.
- 15) Bizonyítottam, hogy sem a műanyag terelőhálóknak, sem a folyókáknak és alagutaknak, sem pedig a környező élőhelyszerkezetnek nincs hatása a kétéltűgázolások tér- és időbeni eloszlására.
- 16) Kimutattam, hogy az Egyek-Pusztakócsi mocsarakat határoló 14 kilométeres útszakasz a többi vizsgált útszakaszhoz képest egy kétéltű-elütési forró pontnak tekinthető.

- 17) Bizonyítottam, hogy habár a forgalom intenzitása 2000 óta folyamatosan csökkent, ma is jelentős mértékű, így a kétéltűek becsült elütési valószínűsége jelenleg is könnyen elérheti a 100%-ot, különösen az esti órákban.

Köszönetnyilvánítás

Mindenek előtt hálás vagyok a témavezetőmnek, Lengyel Szabolcsnak, aki lehetőséget adott nekem arra, hogy csatlakozzak a kutatócsoportjához. Másodsorban szintén hálás vagyok Puky Miklósnak, aki segített kibontakoztatni a herpetológia iránti érdeklődésemet. A nagy munkabírása az optimista életszemléletével és jó humorával együtt meghatározó hatással volt rám. Ezért jelen disszertációm az ő emlékének szánom.

Továbbá köszönöm minden barátomnak, ismerősömnek, kollégámnak és/vagy a Konzervációökológiai Kutatócsoport tagjainak a kutatásokban való részvételt és segítségnyújtást. Név szerint; Bessenyei László Bence, Bocz Renáta, Gál Lajos, Kisfali Máté, Kiss Róbert, Löki Viktor, Mérő Thomas Oliver, Molnár Attila, Polyák László, Szabolcs Márton, Szabó Antal, Szabó Gyula, Szalai Mónika, Szepesváry Csaba, Szűcs Mónika, Tóth Mihály, Varga Kata. Köszönettel tartozom a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságának a kutatások engedélyezéséért.

És végül, de nem utolsó sorban hálás vagyok a szüleimnek, Mester Bélának és Mesterné Nagy Katalinnak az önzetlen segítségükért, biztatásukért és támogatásukért. Szintén nagyon hálás vagyok a feleségemnek, Mesterné Tóth Tündének és ikertestvéremnek, Mester Attilának, akik mindenben támogattak és felvidítotak a nehéz időszakokban is.

A természetvédelmi kezelések és rekonstrukciók a LIFE-Nature program keretében valósultak meg (LIFE04NAT/HU/000119, <http://life2004.hnp.hu>). A disszertációmban bemutatott kutatásokat az NKFIH NNF 78887, NNF 85562, K106133, és GINOP 2.3.3-15-2016-00019 pályázatok finanszírozták. Jelen munka az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült.

Introduction

Recent population decline of numerous animal species is triggered by the extraordinarily rapid change in the Earth System caused by anthropogenetic factors (Gaffney & Steffen 2017). Mass extinction event in the close future is predicted for several vertebrata taxa including amphibians (McCallum 2015).

IUCN (2008); and Stuart et al. (2008) reported that nearly half of the known 7,858 amphibian species are threatened. Although drivers of recent decline such as climate change and rapidly spreading infections (e.g. Bd) affect numerous amphibian species, habitat destruction can be considered as one of the most important factor in this process (Cushman 2006; Ohmer & Bishop 2011). Habitat loss can be divided into three levels in order to a gradient starting from the worst scenario: complete loss, degradation and fragmentation of habitats. Habitat destruction is a major threat in Europe causing population decline in 59% of the known amphibian species (Sanderson et al. 2002; Temple & Cox 2009; Ibsch et al. 2016). In Hungary, amphibians are also threatened by habitat destruction (Vörös et al. 2015). The major cause of fragmentation, degradation and loss of lowland wetlands in Hungary was agricultural intensification started by the regulation of Danube and Tisza rivers. However, the first landscape scale reconstruction programme in a large wetland and grassland system was launched in 2004 (Aradi et al. 2003; Lengyel et al. 2012)

In my PhD thesis I study the effects of these conservation interventions on amphibians in four case studies. I present my results in a logical order starting from the baseline surveys on herpetofauna (Study 1) following by three studies focussing on the effect of grassland reconstruction (Study 2), marsh management (Study 3) and

linear structures (Study 4) on amphibians counter-balancing habitat loss, degradation and fragmentation, respectively.

Aims of the study

Study 1 aimed to report the results of two main baseline surveys on amphibians focussing on (i) the presence and abundance of amphibian species, and (ii) the occurring morphological anomalies of amphibians including the total frequency of anomalies.

Study 2 aimed to evaluate the effect of grassland restoration on amphibians. This study addressed three questions: (i) Do restoration conditions affect amphibians in restored grasslands? (ii) Do these effects differ by the age of restoration? (iii) Do the number and abundance of amphibian species differ between restored and natural grasslands?

Study 3 aimed to measure the effect of spatiotemporally variable management of old and homogeneous reed by burning and grazing on anurans. This study addressed five questions: (i) Does management by burning and grazing influence reed cover, vegetation structure and the diversity of marsh habitats? (ii) Do changes in reedbed properties due to management benefit anurans? (iii) Is there a direct link between management and benefits to anurans? (iv) Do grazing and burning differ in their impacts on the reed habitats and on anurans? (v) Does management intensity influence anuran richness and abundance?

Study 4 aimed to explore the impact of linear structures on migrating or dispersing amphibians. This study addressed five questions: (i) Does the mortality of amphibians differ in space and time along a 47-km Main Road running through Hortobágy National Park? (ii) Does habitat composition near the road affect amphibian road mortality patterns? (iii) Does fencing as a mitigation measure

reduce the road mortality of amphibians? (iv) How is road mortality influenced by traffic intensity in various times of the day? (v) Was there any trend in traffic volume in the past 16 years and how did it influence estimated road mortality probability in various times of the day?

Material and methods

Study 1

Collecting Faunistical Data

Occurrence data of amphibians were collected both in general faunistical and in targeted surveys. Three standard methods (visual observation at 99 locations, daylight and nocturnal call detection at 40 locations, bottle trapping at 37 locations) were used between 2010 and 2016. Additional data from targeted surveys were collected using two other methods (daylight call and visual detection in transects at 49 locations, Barber traps monitoring arthropods at 268 locations).

Collecting Data on Morphological Anomalies

Data on morphological anomalies were collected in all surveys when amphibians were caught by hand. All captured individuals were thoroughly examined for the presence of morphological anomalies.

Study 2

Data were used from: (i) five-year monitoring of restored grasslands (ii) regular baseline survey of natural grasslands every three years. In

the post-restoration monitoring, the number of sampling sites was 35 and the number of Barber traps was 170. The total number of trap-days was 64,468 in five years (2010-2013, 2015). In the baseline survey, two pitfall traps were installed in each of 49 grassland patches resulting in a total of 98 traps. The total number of trap-days in the baseline survey was 44,310 (2010, 2013, 2016).

Study 3

The study design was an incomplete crossing of the cattle-grazing and the reed burning managements. Most of the areas burned in 2009 were subsequently grazed by cattle, thus, two additional treatment combinations were also created. The six treatment combinations, in order of increasing disturbance intensity, were: (i) not managed (overall control), (ii) grazed and unburned (burning control), (iii) ungrazed, old-burned (burned only in 2007), (iv) grazed, old-burned, (v) grazed, newly burned (burned only in 2009), and (vi) grazed, twice-burned (in both 2007 and 2009). Five transects within each treatment level (number of transects; $n = 30$ in 2010, $n = 25$ in 2011) were randomly positioned taking into account both the edge effect and the minimal distances among them. Anurans were registered using call and visual detection (Dodd et al. 2012), and surveys were conducted in mid-April in both years (2010, 2011) at the peak mating and vocalising period for local anurans (Puky et al. 2005; Glandt 2015). Four variables related to reed properties and five environmental variables were also measured during the surveys.

Study 4

Roadkilled amphibians were counted using in total 47 road transects (length: 1 km) along the entire Hortobágy section of the Main Road

33. The surveys were conducted twice in a year (between 2013 and 2017) to monitor both the early (early March to mid-March) and late (late March to early April) migration peaks. Due to the long distance and relatively short time to survey the transects vehicles were used, and survey speed was between 15 and 40 km/h depending on the visibility. To improve detection probability of roadkilled amphibians two or three observers were used.

Statistical analyses

Study 1

Faunistical and morphological anomaly data were collected, sorted and analysed using MS Excel sheets. For UTM data, 2.5 and 10 square kilometer UTM grids were used (Szép & Nagy 2001). Faunistical data was compiled and analysed using GIS layers.

Study 2

First, to measure the effects of grassland restorations and landscape structure on amphibians generalized linear mixed-effects models (GLMMs) in a repeated measures design were used. Second, to study the short-term and mid-term effects of grassland restorations on amphibians GLMMs in a space-for-time substitution approach were used. Third, to measure the differences between restored and natural grasslands GLMMs were also used. Response variables in the analyses were species abundance (number of individuals caught per species), species richness and total abundance per traps. Independent variables included both local factors (three aspects of restoration) and landscape factors (proportion of habitat types around the traps).

Study 3

In this study, first, it was measured whether management affected reed properties by fitting general linear mixed-effects models (GLMEs). For mean and CV reed cover, the model included the three management treatments as predictors and year as fixed effects, whereas transect identity was used as the random effect. All interactions between the management variables and year were also included. Second, the effects of reed properties on anurans were also studied using GLMMs. Response variables were anuran richness and abundance, abundance of *Pelophylax* spp. and *B. bombina* abundance. For each of the four response variables, GLMMs were fitted with the two reed cover variables, year and five environmental variables as fixed effects, the management*year interactions, and transect identity as the random effect. Third, the direct effects of managements on anuran richness and total abundance were also analyzed using GLMMs in which the effects of the three management variables, year, interactions between treatment and year, and the five environmental variables were analyzed on the previous dependent variables. In each step, the full model included all main effects and biologically meaningful interactions.

Study 4

GLMM-RMs in a repeated measures design were used to evaluate the spatial and temporal variation in amphibian road mortality, the effects of surrounding habitat structure, and the effects of mitigation measures in which the response variable was the number of individuals counted, whereas the independent variables were the year, survey period, proportion of fenced sections, presence of tunnels and the EPMS, and proportion of surrounding habitat types,

and transect identity was the random effect. Roadkill probabilities were estimated using a formulae which presents ‘the best scenario’ for road-crossing amphibians (Hels & Buchwald 2001). Traffic intensity data were obtained from an online database of the Hungarian Public Road company and the "KIRA" GIS database.

Results

Study 1

- I observed a total of 14,362 individuals of 11 amphibian species. *Bombina bombina* was the most common species and *H. arborea*, *T. dobrogicus*, *P. fuscus*, and the *Pelophylax* spp. were also common. I found large numbers of two species listed in Annex II of the EC Habitats Directive (*B. bombina*, *T. dobrogicus*).
- I recorded all the 11 species in three of the 15 2.5×2.5-km UTM squares covering the EPMS and in two of the four 10×10-km UTM squares covering the EPMS. Although all the 11 species and 71% of the individuals occurred in those 2.5×2.5-km UTM squares that were at least 60% covered by the EPMS (n = 6), all the 11 species were also detected when the squares that were less than 60% covered by the EPMS were used only.
- Based on a total of 5,596 examined individuals of 11 species only 16 individuals of five species showed any morphological anomalies, corresponding to a total frequency of 0.3%. I found morphological abnormalities and no evidence of malformations. I did not record mass abnormality, and the distribution of individuals with abnormalities was sporadic throughout the EPMS. The most frequent types of

abnormality were the partial or complete loss of the left or the right hindlimb, and all limb losses were asymmetrical.

- I found the first evidence of tail bifurcation in *T. dobrogicus*.

Study 2

- Amphibian abundance was higher in young grassland restorations (3-5 years) than in older ones (7-10 years). Amphibian richness was also higher in in young restorations (3-5 years) compared to older grasslands (7-9 years). The number of *B. bombina* individuals was similarly higher in three to six-year-old restored grasslands, and in five- and six-year-old ones than in nine, and in 10 years old restorations, respectively.
- Based on the early stages of restorations (2-5 years), *B. bombina* abundance was higher in five-year-old grasslands than in the younger ones (2-4 years).
- Both the amphibian and *B. bombina* abundance were higher in former sunflower and cereal croplands than in grasslands restored on former alfalfa fields. Amphibian richness was greater in former sunflower fields compared to restorations on former alfalfa fields. Both the number of *T. dobrogicus* and *L. vulgaris* were higher in former sunflower croplands than in grasslands restored on former alfalfa fields.
- Based on the early stages of restorations (2-5 years), *B. bombina* abundance was greater in former sunflower and cereal fields than in grasslands restored on former alfalfa croplands.
- Amphibian abundance was higher in loess restorations than in alkali ones. In contrary, *L. vulgaris* abundance was higher in alkali restorations compared to loess ones.
- Based on the late stages of restorations (7-10 years), *P. fuscus* abundance was higher in loess restorations than in alkali ones.

- The number of *B. bombina*, *T. dobrogicus*, and *L. vulgaris* individuals decreased with the ‘Elevation’ PCA, indicating that these amphibians were more numerous in lower-lying restorations (lower than 90 m a.s.l.) than in higher-lying ones.
- *Triturus dobrogicus* abundance decreased with the ‘Dryness’ PCA, indicating that newts were more numerous in restorations close to the marshes than in drier grasslands. In addition, *T. dobrogicus* abundance also decreased with the ‘Farms/cattle-pens’ PCA, showing that similar to the previous findings, newts were more numerous in lower-lying restorations than in ones situated on higher-lying loess plateaus where farms and cattle-pens are located.
- The number of amphibians and species richness did not differ between restored and natural grasslands. Only the number of *T. dobrogicus* individuals decreased with the ‘Elevation’ PCA, indicating that newts were more numerous in lower-lying restored and natural grasslands than in higher-lying ones.

Study 3

Effects of marsh managements on reed properties

- Mean reed cover was high in transects with no management and in ungrazed, old-burned transects, lowest in grazed-only transects, and intermediate in grazed, old-burned transects. In newly burned transects, mean reed cover was low in 2010 but increased at least two-fold and returned to intermediate levels by 2011. Mean reed cover was influenced positively by year as it increased from 2010 to 2011 and was influenced

negatively by grazing as it remained low only in grazed-only areas.

- CV reed cover was positively influenced by burning in 2009, and was greater in newly burned areas than in unburned areas.
- Mean reed cover in the before-after comparison study plots decreased significantly to the next year. Ten plant species were detected before and 18 after the management. The mean number of plant species significantly increased after the management.
- In 2010, there were hardly any old reed stems erased in the areas burned in 2009, whereas the mean number of old reed stems was much greater in other areas, indicating a significant negative effect of recent burning on the number of old reed stems. The number of old stems in areas burned in 2007 was comparable to those in non-managed control and grazed-only areas.
- The number of new reed stems in 2010 indicated increased regrowth of reed in newly burned areas, whereas the number of old and new reed stems was similar in old-burned areas. Burning in 2007 positively influenced the number of new reed stems, because the number of new reed stems in 2010 was significantly greater in areas burned in 2007 than in other areas. Such regrowth of new reed was particularly pronounced in the twice-burned transects.

Effects of reed properties on anurans

- When data from both years were analyzed, mean reed cover was the only factor significantly influencing species richness, and its effect was negative, indicating fewer species in transects with greater reed cover. Total abundance were influenced by

interactions between mean reed cover and year and between CV reed cover and year. The former interaction was because total abundance decreased faster with mean reed cover in 2011 than in 2010. The latter interaction was because total abundance increased with CV reed cover in 2010 but not in 2011, although the range of CV reed cover in 2011 was also roughly half of what it was in 2010, indicating more homogeneous reed in the transects.

- In 2010, the number of old reed stems had negative effects on both anuran richness and abundance. Two bufonid toads were detected only in newly burned areas (*B. bufo*, $n = 39$) or in newly burned areas and ungrazed, old-burned areas (*B. viridis*, $n = 21$). Total abundance were positively related to the number of new reed stems, likely because the latter was particularly high in areas burned in 2009, which were preferred by amphibians.

Effects of managements on anurans

- Direct effects of managements on anurans showed that species richness was influenced by interactions between grazing and year and between recent burning and year. The former interaction was mostly because species richness increased significantly from 2010 to 2011 in grazed-only areas and in old-burned areas with grazing, but decreased in non-managed areas and in newly burned areas. The latter interaction was because species richness in 2010 was greater in newly burned areas than in other areas but not in 2011. Species richness was also positively influenced by cloud cover.
- Total abundance was similarly influenced by interactions between grazing and year and between recent burning and

year. The former interaction was because abundance increased considerably in grazed-only transects from 2010 to 2011, whereas it did not change much in ungrazed areas. The increase in abundance in grazed-only areas was observed both for the *Pelophylax* spp. and *B. bombina*. The latter interaction was because abundance decreased by more than half from 2010 to 2011 in areas burned in 2009, likely due to the regrowth of reed. The decrease in these areas was greater for *B. bombina* than for *Pelophylax* spp. Finally, total abundance were also influenced negatively by water depth and positively by wind intensity and cloud cover.

Study 4

- The highest numbers of roadkilled amphibians were observed in 2014, and the lowest numbers in among 2015 and 2017, with 2013 being intermediate between the two extremes.
- Higher numbers of roadkilled individuals were observed in late spring surveys than in early spring surveys, and in road sections along the EPMS than elsewhere, respectively.
- The most common amphibian was *P. fuscus*. *Hyla arborea*, *B. bombina*, *T. dobrogicus* and *L. vulgaris* were also common on road sections close to wetlands. *Bufo viridis* was numerous along residential areas, whereas *B. bufo* mainly occurred along the EPMS. Most of the *Pelophylax* spp. individuals were observed on road sections near fishponds and canals.
- Daytime traffic intensity in the survey years was 2-3 vehicles/minute, which decreased to on average 1 vehicle/minutes for evening and 0.3-0.5 vehicles/minute for nighttime.

- Estimated roadkill probability ranged from 90.7% to 99.4% in daylight, from 75.9% to 93.9% in evening, and from 52% to 67.3% in nighttime. Estimated roadkill probability increased with traffic intensity along a saturation curve, and it reached 90% at a traffic intensity of only c. 2 vehicles/minute.
- Daytime, evening and nighttime traffic intensity have shown a decreasing trend since 2006. Traffic intensity of the past 10 years (2006-2015) was on average 39.1% of the traffic intensity in the previous six years (2000-2005). The probability of mortality followed the decrease in traffic intensity with 14.1% for daytime, 11.3% for evening, and 4.6% for nighttime compared to the average of the previous six years.

Conclusions

Study 1 expands our knowledge on the herpetofauna of the EPMS and its recent status. Study 1 provides an example that large, healthy populations of amphibians can exist in large protected wetland complexes protected, restored and managed for biodiversity conservation purposes.

Study 2 showed that restoration affects amphibians in several aspects. In general, early phases of restoration, that were dominated by weedy and dicotyledonous plant species, provided good hiding places and wetter microclimate to amphibians. This change is far more quicker in grasslands restored on former alfalfa croplands, thus these restorations provide fewer suitable microhabitats even in earlier successional stages. Loess restorations connecting the marshes provide more hiding place for amphibians in terrestrial life stages due to their higher vegetation cover and the numerous

abandoned small mammal burrows. Restored and natural grasslands are both important habitats for amphibians which leave the water. Increasing the spatial extent of grasslands around and among lowland marshes is an effective tool for conservation.

Study 3 showed that prescribed, late-summer burning of homogeneous old reedbeds provides short-term benefits to amphibians by increasing the diversity of habitats in the marshes. However, this positive effect can quickly disappear due to the rapid regrowth of reed, indicating that fire managements must be applied frequently to extend the benefits to amphibians. In contrast, low-intensity cattle-grazing kept reed cover homogeneously low and created open water surfaces favoured by amphibians. Thus, spatiotemporally varied, mosaic-like combined management with reed burning and cattle-grazing can create different habitat patches, some of which will be optimal for amphibians in one year, whereas other patches may become suitable in a subsequent year.

Study 4 shows that road mortality of amphibians varied spatially and temporally along the studied road. Although it has been decreased since the past 16 years, traffic intensity and thus, roadkill probability are still, and the latter could reach 100%. Considering this fact and because of the high road mortality of amphibians along the EPMS, it can be treated as a possible roadkill hotspot, thus, proper mitigation measures have to be applied in the close future.

New scientific results

- 1) I presented fine-scale occurrence data of lowland amphibians in an understudied region of the country. I found large and healthy populations of *T. dobrogicus* and *B. bombina* Annex II species in the study site.
- 2) I found no evidence of malformations and low frequency of deformities which did not exceed the background frequency of morphological anomalies for postmetamorphic frogs in wild populations in natural habitats.
- 3) I published the first observation of a rare morphological anomaly (tail bifurcation) in *T. dobrogicus*.
- 4) I showed that grassland reconstruction can strongly affect post-breeding amphibians in terrestrial life stages. Both three aspects of restoration (restoration age, crop history and seed mixture) affect amphibians.
- 5) I found that young restorations up to five years did not differ from natural grasslands for amphibians in wetter circumstances.
- 6) I showed that more amphibians can be found in former sunflower fields compared to former alfalfa croplands.
- 7) I found that more amphibians can be found in loess restorations compared to alkali ones.
- 8) I showed that both restored and natural grasslands around marshes can be important for amphibians which are strongly connected to waters (*T. dobrogicus*, *L. vulgaris*, *B. bombina*).
- 9) I found that repeated measures better highlights all the studied aspects of grassland restoration on amphibians compared to chronosequences which can be also useful if large sample sizes are available providing additional details on how grassland restoration affects amphibians.

- 10) I showed that the use of late-summer reed burning in itself positively affect anurans, but its positive effect can disappear quickly in flooded marshes by the next summer due to the rapid regrowth of new reed.
- 11) I found that contrary to reed burning, low-intensity cattle-grazing affected positively amphibians in the long term by ensuring diverse marsh vegetation and suitable habitat patches in marshes.
- 12) I showed that management intensity levels in my study did not differ from each other, thus my results do not support the IDH.
- 13) I found for the first time that prescribed fire and cattle-grazing implemented spatiotemporally in a lowland freshwater marsh have both direct and indirect beneficial effects on anurans.
- 14) I found that amphibian road mortality varies by year, season (early or late spring) and by the time of the day along the 47-km of studied road.
- 15) I found that neither the plastic fences, the drainage and passage tunnels, nor the roadside habitat structure affected or mitigated amphibian road mortality along the studied road.
- 16) I showed that the 14-km section bordering the EPMS can be a possible roadkill hotspot compared to the other sections of the studied road.
- 17) I showed that beside the traffic intensity has been decreased since 2000, it is still high, causing high road mortality which could easily reach 100%, especially in evening.

Acknowledgments

First and foremost, I am grateful to my supervisor Szabolcs Lengyel who gave me the opportunity to join his conservation projects. Second, I am also grateful to Miklós Puky who helped me to unfold my interest in herpetology. His hard-working attitude combined with the optimistic way of life and good sense of humor influenced me. I dedicate this thesis to his memory.

Furthermore, I thank my colleagues and/or members of the Conservation Ecology Research Group for supporting this research: Antal Szabó, Attila Molnár, Bence Bessenyei László, Csaba Szepesváry, Gyula Szabó, Kata Varga, Lajos Gál, László Polyák, Márton Szabolcs, Máté Kisfali, Mihály Tóth, Mónika Szalai, Mónika Szűcs, Oliver Thomas Mérő, Renáta Bocz, Róbert Kiss, Viktor Löki. I also thank Hortobágy National Park Directorate for providing permits for the studies.

And last but not least, I would like to thank the help and support of my parents, Béla Mester and Katalin Mesterné Nagy. I am also very grateful to my wife, Tünde Mesterné Tóth and my twin brother, Attila Mester who helped me in logistics and fieldwork, and see me through the difficulties.

The restoration, management and conservation actions were co-financed by the EU LIFE-Nature programme (LIFE04NAT/HU/000119, <http://life2004.hnp.hu>). Studies in this thesis were funded by four grants from the National Research, Development and Innovation Office of Hungary (NNF 78887, NNF 85562, K106133, GINOP 2.3.3-15-2016-00019). Financial support was provided to BM by the ÚNKP-17-3 "New National Excellence Program of the Ministry of Human Capacities". Financial support was provided to BM by the ÚNKP-17-3 "New National Excellence Program of the Ministry of Human Capacities".

Irodalom – References

- Aradi C, Göri S, Lengyel S. 2003. Az Egyek-Pusztakőcsi mocsárrendszere. Pages 277-298 in Teplán I, editor. A Tisza és vízrendszere. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest.
- Cushman SA. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- Dodd CK, Loman J, Cogalniceanu D, Puky M. 2012. Monitoring amphibian populations. Pages 3577-3635 in Heatwole H, and Wilkinson JL, editors. *Conservation and Decline of Amphibians: Ecological Aspect, Effect of Humans and Management*. Surrey Beatty & Sons, Baulkham Hills, Australia.
- Gaffney O, Steffen W. 2017. The Anthropocene equation. *The Anthropocene Review* OnlineFirst:2053019616688022.
- Glandt D 2015. Die Amphibien und Reptilien Europas: Alle Arten im Porträt. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- Hels T, Buchwald E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99:331-340.
- Ibisch PL, Hoffmann MT, Kreft S, Pe'er G, Kati V, Biber-Freudenberger L, DellaSala DA, Vale MM, Hobson PR, Selva N. 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science* 354:1423-1427.
- IUCN. 2008. An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List, Available from <www.iucnredlist.org/amphibians> 2013).
- Lengyel S, Varga K, Kosztyi B, Lontay L, Déri E, Török P, Tóthmérész B. 2012. Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project. *Applied Vegetation Science* 15:264-276.
- McCallum ML. 2015. Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity and Conservation* 24:2497-2519.
- Ohmer ME, Bishop PJ. 2011. Citation Rate and Perceived Subject Bias in the Amphibian-Decline Literature
- Tasa de Citación y Percepción de Sesgo Temático en la Literatura sobre Declinación de Anfibios. *Conservation Biology* 25:195-199.
- Puky M, Schád P, Szövényi G 2005. Magyarország herpetológiai atlasza. Herpetological atlas of Hungary. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest.
- Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer G. 2002. The Human Footprint and the Last of the WildThe human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience* 52:891-904.
- Stuart SN, Hoffmann M, Chanson JS, Cox NA, Berridge RJ, Ramani P, Young BE 2008. *Threatened Amphibians of the World*. IUCN, Conservation International and Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Szép T, Nagy K. 2001. Magyarországi UTM kvadrátok térinformatikai adatbázisa a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnél. *Természetvédelmi Közlemények* 9:31-37.
- Temple HJ, Cox NA. 2009. *European Red List of Amphibians*. Communities OfOPotE, Cambridge, UK.
- Vörös J, Kiss I, Puky M. 2015. Conservation and decline of amphibians in Hungary. Pages 99-130 in Heatwole H, and Wilkinson JW, editors. *Amphibian Biology*. Pelagic Publishing, Exeter, UK.



Nyilvántartási szám: DEENK/111/2018.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Mester Béla
Neptun kód: F1NYED
Doktori Iskola: Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10032980

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

1. Mester, B., Szabolcs, M., Szalai, M., Tóth, M., Mérő, T. O., Szepesváry, C., Polyák, L., Puky, M., Lengyel, S.: Az Egyek-pusztaköcsi mocsarak (Hortobágyi Nemzeti Park) kétéltűfaunája.
Termvéd. Közl. 23, 50-67, 2017. ISSN: 1216-4585.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17779/tvk-jnatconserv.2017.23.50>

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (3)

2. Mester, B., Lengyel, S., Puky, M.: Low frequency of amphibian morphological anomalies in a large protected wetland and grassland complex in Hungary.
Herpetol. Conserv. Biol. 10 (2), 679-687, 2015. ISSN: 1931-7603.
IF: 0.768
3. Mester, B., Szalai, M., Mérő, T. O., Puky, M., Lengyel, S.: Spatiotemporally variable management by grazing and burning increases marsh diversity and benefits amphibians: A field experiment.
Biol. Conserv. 192, 237-246, 2015. ISSN: 0006-3207.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.030>
IF: 3.985
4. Henle, K., Mester, B., Lengyel, S., Puky, M.: A Review of a Rare Type of Anomaly in Amphibians, Tail Duplication and Bifurcation, with Description of Three New Cases in European Species (*Triturus dobrogicus*, *Triturus carnifex*, and *Hyla arborea*).
J. Herpetol. 46 (4), 451-455, 2012. ISSN: 0022-1511.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1670/11-176>
IF: 0.893





További közlemények

Magyar nyelvű könyvrészletek (1)

5. Puky, M., Mester, B.: A magyar-román határvidék védett területpárjainak herpetofaunisztikai jellemzése.
In: Ariile protejate: Prezent și viitor. Coord.: Dan Nicolae Poinar, Aurelia Dumiter, Duran's, Oradea, 16-22, 2012. ISBN: 9789731903422

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (2)

6. Mester, B., Puky, M.: A vöröshasú unka zöldhátú változatának (*Bombina bombina* L., var. *viridis* MARIÁN) kárpát-medencei előfordulása és gyakorisága a Fekete-rét szikes mocsár területén.
Calandrella. 17-18, 61-63, 2016. ISSN: 0865-6665.
7. Mester, B.: A zeleméri Mély-völgy herpetofaunája és védelme.
Calandrella. 17-18, 64-69, 2016. ISSN: 0865-6665.

Idegén nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (3)

8. Mester, B., Mérő, T. O.: Unusual Fishing Behavior of the Eurasian Sparrowhawk (*Accipiter nisus*).
J. Raptor Res. 52 (1), 112-114, 2018. ISSN: 0892-1016.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3356/JRR-17-34.1>
IF: 0.745 (2016)
9. Szabolcs, M., Mizsei, E., Jablonski, D., Vági, B., Mester, B., Végvári, Z., Lengyel, S.: Distribution and diversity of amphibians in Albania: new data and foundations of a comprehensive database.
Amphib. Reptil. 38 (4), 435-448, 2017. ISSN: 0173-5373.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1163/15685381-00003126>
IF: 1.287 (2016)
10. Mester, B., Cozma, N. J., Puky, M.: First observation of facultative pedomorphosis in the Danube crested newt (*Triturus dobrogicus* Kiritzescu, 1903) and the occurrence of facultative pedomorphosis in two newt species from soda pans of the Danube-Tisza Interfluvium (Kiskunság National Park, Hungary).
North-West. J. Zool. 9 (2), 443-445, 2013. ISSN: 1584-9074.
IF: 0.7





**DEBRECENI
EGYETEM**

**DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR**

H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400

Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Idegen nyelvű konferencia közlemények (2)

11. Puky, M., Faggyas, S., Mester, B., Bíró, P., Ács, É.: Tail loss and anomaly in *Zootoca vivipara* and *Lacerta agilis* in Hungary.
In: Amphibian and reptiles anomalies and pathology: methodology, evolutionary significance, indication of environmental health. Ed.: Vladimir Vershinin, Alain Dubois, Klaus Henle, Puky Miklós, Izdatelstvo Uralskogo Universiteta, Ekaterinburg, 153-156, 2014. ISBN: 9875799611682
12. Lengyel, S., Szabó, G., Kosztyi, B., Mester, B., Mérő, T. O., Török, P., Horváth, R., Magura, T., Rácz, I. A., Tóthmérész, B.: Variability in the responses of animal groups to grassland restoration.
In: Dry grasslands of Europe: grazing and ecosystem services : Proceedings of 9th European Dry Grassland Meeting (EDGM) Prespa, Greece, 19-23 May 2012. Ed.: Vrahnakis M., A.P. Kyriazopoulos, D. Chouvardas and G. Fotiadis, Hellenic Range and Pasture Society, Thessaloniki, 204-209, 2013. ISBN: 9789608641655

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 8,378

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre):

5,646

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudománymetriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2018.04.25.

