

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Mária Mantičová

Efektivita ochrany bahňáků

Effectiveness of wader conservation

Bakalářská práce

Vedoucí práce: doc. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 12. 8. 2018

Podpis.....

Obsah

| | |
|--|----|
| Abstrakt..... | 2 |
| Abstract..... | 3 |
| PodĎakovanie | 4 |
| 1. ÚVOD..... | 5 |
| 2. FAKTORY OHROZUJÚCE BAHNIAKOV | 7 |
| 2.1 STRATA VHODNÝCH HABITATOV..... | 7 |
| 2.2 ZMENY V POĽNOHOSPODÁRSTVE | 8 |
| 2.3 ZVÝŠENÁ PREDÁCIA..... | 9 |
| 2.4 ĎALŠIE | 10 |
| 3. SPÔSOBY OCHRANY VYBRANÝCH DRUHOV | 11 |
| 3.1 LASTÚRNIČIAR STRAKATÝ (<i>HAEMATOPUS OSTRALEGUS</i>)..... | 11 |
| 3.2 HVIZDÁK VEĽKÝ (<i>NUMENIUS ARQUATA</i>)..... | 14 |
| 3.3 KULÍK MORSKÝ (<i>CHARADRIUS ALEXANDRINUS</i>)..... | 16 |
| 3.4 BREHÁR ČIERNOCHVOSTÝ (<i>LIMOSA LIMOSA</i>) | 19 |
| 3.5 KALUŽIAK ČERVENONOHÝ (<i>TRINGA TOTANUS</i>)..... | 22 |
| 4. SYNTÉZA - EFEKTIVITA OCHRANÁRSKÝCH OPATRENÍ A ODPORÚČANIA PRE ĎALŠÍ MANAGEMENT | 26 |
| 5. ZÁVER..... | 29 |
| Zoznam použitej literatúry..... | 30 |

Abstrakt

Úbytok mnohých druhov bahniakov (*Charadrii*) je vo svete značný, viac ako štvrtina druhov je v niektorom stupni ohrozenia. Pokles ich populácii je zároveň bioindikátorom globálnych problémov, ako je strata vody v krajine. Bahniaky sú globálne ohrozované značným množstvom faktorov, najdôležitejšími sú: strata vhodných habitatov, zmeny v poľnohospodárstve a zvýšená predácia. Cieľom mojej bakalárskej práce bolo vytvoriť rešerš na tému efektívnosť ochrany bahniakov a zhodnotiť dopad ochranných akcií na vybrané druhy. Vo väčšine prípadov sa jednalo o agro-environmentálne opatrenia (AES), umelé vytvorenie alebo obnovenie habitatov a aktívnu ochranu hniezd. Z výsledkov odborných štúdií vyplýva, že bahniaky sa často vyskytujú na vytvorených alebo manažovaných miestach vo zvýšených počtoch, čo však pre celkové obnovenie a zvýšenie produktivity populácii nie je v mnohých prípadoch dostatočné. Do budúcnosti by bolo potrebné globálne rozšíriť tie manažmentové opatrenia, ktoré boli vo svojej podstate úspešné na jednotlivých lokalitách a okrem toho zaviesť ďalšie opatrenia, o ktorých sa predpokladá, že budú úspešné, napriek zložitosti ich implementácie.

Kľúčové slová: bahniaky, ochrana, manažmentové opatrenia, AES, ohrozenie

Abstract

The decline of many wader species (*Charadrii*) is globally significant, more than a quarter of species are at a certain level of threat. The decline in their populations is also a bioindicator of global problems, such as the water loss in the land. Waders are globally threatened by many factors, the most important are: habitat loss, changes in agriculture and higher predation pressure. The aim of my bachelor thesis was to create a background research on the effectiveness of protection of waders and to evaluate the impact of conservation actions on selected species. In most cases, they were agro-environmental schemes (AES), artificial creation and restoration of habitats, and active nest protection. The results of expert studies indicate that waders often occur at created or managed sites in higher numbers, but for overall recovery and increase of productivity of wader populations this is not sufficient in many cases. In the future, it would be necessary to extend globally those management measures that were essentially successful at particular locations and, in addition, to introduce further measures that are supposed to be successful despite the complexity of their implementation.

Key words: waders, conservation, management measures, AES, threat

Pod'akovanie

Na tomto mieste by som sa chcela pod'akovať za neuveriteľnú trpezlivosť, ochotu, cenné rady a odborné komentáre svojmu školiteľovi doc. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D. bez ktorého by táto práca nemohla vzniknúť. Tiež ďakujem rodine a blízkym za podporu a trpezlivosť, veľmi si to vážim.

1. ÚVOD

Veľkosti populácií mnohých druhov bahniakov sa aktuálne zmenšujú. (napr. Delany et al., 2009), podľa posledných údajov Medzinárodného zväzu ochrany prírody (ďalej už len IUCN) patrí k niektorému stupňu ohrozenia viac ako 1/4 bahniakov, čo je pomerne vysoký podiel vzhľadom k celkovému množstvu ohrozených vtákov (13%). K „takmer ohrozeným“ patrí 35 druhov, 10 druhov je „zraniteľných“, 10 „ohrozených“, 7 „kriticky ohrozených“ a 6 „vyhynutých“. Úbytok bahniakov je však len následkom omnoho závažnejšieho problému, ktorým je strata mokradí a celkové ubúdanie vody v krajine. Mokrade vytvárajú pre ľudí a prostredie akúsi ochranu pred živelnými pohromami a voda v krajine zabezpečuje správne fungovanie ekosystému (Rojas-Urrego, 2017). Na tieto skutočnosti práve bahniaci upozorňujú. Mimoriadna citlivosť migrujúcich bahniakov na zmeny v prostredí môže slúžiť ako dobrý a lacný bioindikátor globálnych zmien (Piersma & Lindström, 2004), keďže sú závislí na rôznych typoch prostredia v rozdielnych klimatických pásmach (Piersma & Baker, 2000). Ich uniformná stratégia života umožňuje odfiltrovať faktor ako zmeny v početnosti, keďže počet vajec je u väčšiny druhov práve štyri a teda je možné sa dobre sústrediť na ďalšie faktory (Nol et al., 1996). Kvôli častej migrácii na dlhé vzdialenosti je komplexný prístup špeciálne dôležitý pre efektívnosť ochrany, čo znamená zainteresovať rôzne časti sveta a podchytiť vznikajúce rizika¹. Ďalej sú významní z ekonomického aj ekologického hľadiska (Stroud et al., 2006), majú dôležitú úlohu v potravovom reťazci a zároveň sú podstatnou zložkou biodiverzity (Moreira, 1997).

Podľa najnovšieho taxonomického zaradenia sú bahniaky (*Charadrii*) jedným z podradov radu dlhokrídlych (*Charadriiformes*) (Vlček, 2014), zaradzujeme k nim 210 druhov, rozšírených po celom svete (Stroud et al., 2006). Všeobecne sa jedná o rozmanitú skupinu vtákov brodivého typu obývajúcich prevažne biotopy viazané na vodu. Vyskytujú sa obzvlášť na pobrežiach morí, bahnistých, piesočnatých alebo kamenistých brehoch jazier, riek či rybníkov. Ďalšie typické prostredie predstavujú močiare a mokré lúky, ktoré sú v posledných rokoch jedným z najohrozenejších biotopov. Keďže sa jedná o druhovo pestrú skupinu, stavba tela je tiež mnohoraká, vcelku sú charakteristické dlhým, občas mierne ohnutým zobákom, ktorý umožňuje loviť potravu v zamokrenej pôde alebo bahne a tenkými, dlhými nohami prispôbenými na pohyb v plytkej vode. Hniezdia väčšinou na

¹ Informácia od J. Reif, 2018.

zemi a ich mláďatá sú nekrmivé. Živia sa živočíšnou potravou, najmä hmyzom, mäkkýšmi alebo červami. Bahniaky sú výborní letci, výrazne sťahovaví (del Hoyo et al., 1996).

V tejto práci sa budeme venovať výhradne piatim vybraným zástupcom bahniakov, ktorých sme zvolili na základe dostatočného počtu dostupných štúdií zameraných na ich ochranu a zároveň je ich štúdium relevantné v našej zemepisnej šírke. Jedná sa o druhy: lastúrničiar strakatý (*Haematopus ostralegus*), hvizdák veľký (*Numenius arquata*), kulík morský (*Charadrius alexandrinus*), brehár čiernochvostý (*Limosa limosa*) a kalužiak červenonohý (*Tringa totanus*). Cieľom práce je zistiť dopad ochranných akcií na študované druhy. Medzi ochranné akcie patria rôzne typy manažmentových zásahov, agro-environmentálne opatrenia (ďalej už len AES), podpora alebo obnova vhodných stanovišť.

2. FAKTORY OHROZUJÚCE BAHNIAKOV

2.1 STRATA VHODNÝCH HABITATOV

Najvýznamnejšou súčasťou príčinou poklesu populácií je strata a degradácia vhodného prostredia. Strata prirodzených habitatov je považovaná za kľúčový faktor ohrozenia populácií bahniakov, redukuje počty zimujúcich vtákov a zároveň negatívne vplyva na ich reprodukčný úspech (Myers et al., 1987; West et al., 2005; Gill et al., 2001). Nedostatok vhodných lokalít vedie okrem iného k zvýšenej kompetícii na zostávajúcich preplnených miestach (Vahl et al., 2005).

Podľa najnovších odhadov za minulé storočie zmizlo až 64% mokradí celosvetovo a každým rokom ubudne 1%. Jedná sa o jeden z najdegradovanejších a najohrozenejších ekosystémov vôbec (Rojas-Urrego, 2017). Mokrade poskytujú širokú škálu ekosystémových služieb pre ľudskú spoločnosť a zároveň plnia veľa dôležitých funkcií pre správne fungovanie ekosystémov. Dôvody úbytku týchto mimoriadne vzácných území sú rôzne. Faktory spojené s intenzifikáciou a extenzifikáciou poľnohospodárstva sú popísané v nasledujúcej kapitole, okrem toho fragmentácia krajiny spôsobuje izoláciu lokalít a v prípade výskytu špecializovaných druhov môže viesť k ťažkostiam pri prežívaní kvôli často nepostačujúcim veľkostiam izolovaných území. Výstavba v nivách obmedzuje budúce záplavové režimy a zvyšuje zaplavovanie zostávajúcich poldrov (Trewiek et al., 2001). V neposlednom rade prispieva k významným stratám habitatov klimatická zmena, ktorej lokálne zmeny počasia menia dostupnosť vhodných habitatov (Newton, 1998; Figuerola, 2007). Globálne otepľovanie tiež zapríčiňuje zvyšovanie hladín morí a oceánov (Austin & Rehfish, 2003), čo vedie k stratám významných medzipristátí pre sťahovavé vtáctvo (Iwamura et al., 2014). Migrujúce vtáky sú totiž závislé od niektorých malých ťahových zastávok, ktoré postupne ubúdajú, ide o „bottleneck sites“ (Myers, 1983; McCulloch et al., 1992).

Konkrétnym príkladom premeny pobrežných mokradí sú prílivové zóny východnej Ázie, ktoré sú predmetom záujmu ázijskej ekonomiky. Urbanizácia, priemysel a poľnohospodárstvo sa podieľajú na úbytku týchto dôležitých medzipristátí pre mnohé bahniaky počas migrácie (Kubelka, 2017).

Ďalším príkladom straty prirodzených habitatov sú invázie rastlinami. Pozdĺž tichomorského pobrežia Severnej Ameriky došlo k inváziám nepôvodných druhov rastlín na predtým riedko

zarastených, otvorených, piesočných dunách, ktoré sú špeciálne vhodným prostredím pre kulíka morského (Zarnetske et al., 2010).

2.2 ZMENY V POĽNOHOSPODÁRSTVE

Zásadnou príčinou zníženia biodiverzity v poľnohospodárskej krajine, teda agrobiodiverzity je intenzívne využívanie a obhospodarovanie krajiny (Vickery et al., 2001; Newton, 2004). Agrobiodiverzita predstavuje biologickú rozmanitosť a variabilitu organizmov prispôbených životu v kultúrnej krajine využívanej tradičnými poľnohospodárskymi systémami s nízkou intenzitou využívania krajiny (Qualset et al., 1995).

V priebehu minulého storočia došlo k intenzifikácií a industrializácií poľnohospodárstva, s cieľom zvýšiť výnosy pestovaných plodín (Hopkins & Holz, 2006). Aplikácia intenzívnych foriem hospodárenia, používanie chemických látok, mechanizácia a ďalšie činnosti poľnohospodárskej veľkovýroby nepriaznivo vplývali na okolitú prírodu (Halada et al., 2011). Klesajúca biodiverzita bola výsledkom zníženého reprodukčného úspechu, ktorý u bahniakov závisí od viacerých faktorov. Výška hladiny podzemnej vody je počas hniezdenia pre bahniaky veľmi dôležitá, so zvyšujúcou sa hladinou sa zlepšuje dostupnosť potravy, keďže bezstavovce žijúce v pôde voda vynáša vyššie k povrchu (Trewek et al., 2001). Budovanie drenážnych kanálov odvodňujúcich obrábané plochy umožňujú poľnohospodárom skorý prístup na polia, čím je zabezpečená včasná žatva. Odvodňovanie prirodzene spôsobuje pokles hladiny podzemnej vody na poľnohospodárskych pozemkoch (Vickery et al., 2001). Pokles zásob potravy súvisí aj s prehnanou aplikáciou pesticídov, ktoré redukujú faunu bezstavovcov. Prítomnosť bezstavovcov je dôležitá hlavne pre úspešné prežívanie mláďat (Trewek et al., 2001). Dostupnosť potravy je tiež ovplyvnená zníženou kvalitou habitatov (Wiggers et al., 2016). Redukcia poľnej heterogenity, zapríčinená vznikom rozsiahlych monokultúr rovnako viedla k zníženiu výskytu bezstavovcov, ktorí sú viazaní k druhovo bohatej vegetácii. S úbytkom heterogenity prostredia súvisí nadmerné používanie umelých hnojív, ktoré ochudobňujú rastlinné spoločenstvá a nahrádzajú ich hustým, vysokým a homogénnym porastom. Tým sa pre bahniaky sťažuje vyhľadávanie už tak zredukovanej potravy a navyše hustý porast im zhoršuje pohyb a orientáciu v prostredí (Vickery et al., 2001; Trewek et al., 2001). Okrem toho je v monokultúrach denzita predátorov vyššia, čím je zvýšený predačný tlak na hniezda (Kentie et al., 2015). Ďalšou príčinou zníženého reprodukčného úspechu u hniezdiacich bahniakov je rušenie a ničenie hniezd poľnohospodárskymi aktivitami a pastvou v dobe hniezdenia. Medzi tieto nepriaznivé činnosti patrí časté a skoré kosenie, valcovanie, bránenie, ktoré ničia hniezda

mechanicky alebo sú hniezda priamo rozdupané poľnohospodárskymi zvieratami (Trewek et al., 2001).

Naopak extenzifikácia poľnohospodárstva, čiže opúšťanie krajiny má takisto negatívny dopad na agrobiodiverzitu. Pobrežné pastviny vzniknuté zo slanísk a iných prílívových habitatov, ktoré sa v oblastiach mierneho pásma tradične využívali v poľnohospodárstve predstavujú cenné habitaty pre rôzne voľne žijúce druhy fauny (Milsom et al., 2000). Bahniaky využívajú tieto pastviny počas zimovania pri hľadaní potravy (van de Kam et al., 2004). V posledných rokoch došlo k výraznému celosvetovému úbytku pobrežných pastvín, zmenou využívania krajiny, rozvojom turizmu a zúrodňovaním (Duarte, 2009).

V Rusku mal rozpad Sovietskeho zväzu za následok zastavenie tradičného hospodárenia v krajine, ktoré vytváralo pre mnohé druhy bahniakov vyhovujúce prostredie na hniezdenie. Neproduktívne opustené priestranstvá podliehajúce sekundárnej sukcesii, vytvárajú nevhodné prostredie, ktoré sa dokonca na jar pravidelne vypaľuje (Mischenko et al., 2016).

2.3 ZVÝŠENÁ PREDÁCIA

Zvýšený predačný tlak môže byť výsledkom rôznych faktorov. Otepľovanie Arktídy kaskádovým efektom postupne mení pomery v celom ekosystéme. Dochádza k častejšiemu padaniu zrážok v zime, čím sa na snehu vytvára ľad, ktorý znemožňuje prístup k potrave bylinožravcom a ich populačný kolaps zapríčiňuje hľadanie alternatívnej potravy ich predátorov, ktorou sa môžu stať napríklad bahniaky (Descamps et al., 2017).

Intenzifikácia poľnohospodárstva a zhoršenie kvality prostredia úzko súvisí s predáciou, ktorú v istej miere tieto zmeny podporujú. Hlavným dôsledkom týchto antropogénnych zmien by mohlo byť zvyšovanie zdrojov potravy pre predátorov (Manton et al., 2016). Nadmerná predácia na hniezdach a mláďatách je spôsobená zvýšenou abundanciou predátorov za posledné roky a je jedným z podieľajúcich sa faktorov zníženia úspešnosti hniezdenia (Kentie et al., 2015). Prostredie zarastené stromami a krami poskytuje predátorom vhodný úkryt a tým rastie potenciálne riziko predácie (Wilson et al., 2014). Keďže bahniaky hniezdia zvyčajne na zemi, sú pre predátorov dobre dostupné (Kentie et al., 2015). Navyše predátorov zvýhodňuje rozľahlý areál rozšírenia oproti veľkosti habitatu bahniakov (Manton et al., 2016). Niektoré ľudské aktivity zvýhodňujú predátorov, ako straky alebo čajky (Delany et al., 2009). Napríklad v južnom Švédsku za posledných 30 rokov narástli populácie krkavcov a dravcov ako vtáčích predátorov (Manton et al., 2016). Klesajúca populácia bahniakov môže viesť k zníženiu efektívnosti obrany dospelých

jedincov proti predátorom a navyše menšie populácie sú voči predácií náchylnejšie (Seymour et al., 2003). Medzi najčastejších predátorov z cicavcov patrí: líška hrdzavá (*Vulpes vulpes*), jazvec lesný (*Meles meles*), jež tmavý (*Erinaceus europaeus*), norok európsky (*Mustela lutreola*) (Manton et al., 2016), lasica hranostaj (*Mustela erminea*) (Teunissen et al., 2008), mačka domáca (*Felis catus*) a potkany (*Rattus spp.*) (Oppel et al., 2014).

2.4 ĎALŠIE

Vyššie zmienené faktory patria k významným z hľadiska globálneho rozšírenia a dlhodobého vplyvu. K ďalším špecifickým, nárazovým disturbanciám a nepriaznivým faktorom, ohrozujúcim populácie bahniakov patrí napríklad dopravný hluk (Melman et al., 2008), ktorý môže mať dopad na ich fyziológiu, správanie pri komunikácií a párení alebo počas vyhľadávania potravy (Bottalico et al., 2015).

V priebehu migrácie dochádza na niektorých ťahových zastávkach k vyrušovaniu bahniakov hľadajúcich potravu prítomnosťou psov, dopravných prostriedkov, chodcov, fotografov alebo pozorovateľov vtákov (Burger et al., 2007).

Na miestach s hojným výskytom vajčiek hrotnáčov napríklad v Delawarskom zálive (Botton et al., 1994), dochádza pri veľkých koncentráciách rôznych druhov k medzidruhovej kompetícií. Výrazne väčšie čajky, ktoré reagujú na disturbance pohotovejšie a vrátia sa veľmi rýchlo na pôvodné miesto, sú pre veľkostne menších bahniakov silnou konkurenciou (Burger et al., 2007).

Zníženie dostupnosti potravy môže byť zapríčinené aj nadmerným komerčným lovom lastúrníkov, dôležitou zložkou potravy lastúrníčiara strakatého. Redukcia potravy spôsobuje, že vtáci sa schádzajú na zvyšných, preplnených plochách, čo vedie opäť k súpereniu o potravu (Goss-Custard & Verboven, 1993).

Medzivládny panel pre klimatické zmeny (IPCC) predpokladá extrémnejšie živelné pohromy, zväčša v spojitosti s vodou, ako následok klimatickej zmeny (Rojas-Urrego, 2017; Roodbergen et al., 2012). Dlhotrvajúce dažde môžu negatívne vplyvať na hniezdiace populácie či už priamym ohrozením mláďat nepriaznivými podmienkami, zatopením hniezd alebo sťažením zberu potravy pre dospelých jedincov (Sexson & Farley, 2012).

V mnohých štátoch Ázie ohrozuje bahniakov aj nadmerný lov človekom, ktorý ich loví do rybárskych sietí zdvihnutých nad hladinu a využíva ich na vlastnú obživu (Kubelka, 2017).

3. SPÔSOBY OCHRANY VYBRANÝCH DRUHOV

3.1 LASTÚRNIČIAR STRAKATÝ (*HAEMATOPUS OSTRALEGUS*)

Lastúrničiar strakatý hniezdi predovšetkým na pobrežiach morí, vo vnútrozemí v blízkosti vody a na zimu sa sťahuje prevažne k pobrežiam (del Hoyo et al., 1996). Podľa IUCN sa od roku 2015 radí do kategórie „takmer ohrozený“ (NT). Celková veľkosť populácie je odhadovaná na 1,004,000-1,160,000 jedincov a trend populácie je aktuálne klesajúci (Wetlands International, 2012; BirdLife International, 2015). Tento druh je ohrozený predovšetkým nadmerným lovom lastúrnikov, čím sa redukujú zásoby potravy v ich zimoviskách (Atkinson et al., 2003). Ku kľúčovým ohrozeniam patrí tiež degradácia habitatov zapríčinená znečistením (Kelin & Qiang, 2006), stavebnými úpravami, priemyselným rozvojom (Melville et al., 2014) atď. Keďže časť populácie hniezdi na poľnohospodárskych pôdach (Oosterveld et al., 2011), sú populácie lastúrničiar strakatého ohrozené negatívnym vplyvom intenzifikácie alebo opúšťaním obhospodarovania poľnohospodárskej pôdy. Jedná sa najmä o časté kosenie a pasenie s vysokými hustotami dobytky, ktoré ohrozujú hniezda, vajíčka, mláďatá. Používanie hnojív či pesticídov znižuje v pôde dostupnosť bezstavovcov (van de Pol et al., 2014).

Z ochranných opatrení, ktoré ovplyvňovali populácie lastúrničiar strakatého to boli v Holandsku zavedené AES zamerané na posunutie termínu kosenia (Breeuwer et al., 2009) a neskôr z dôvodu potreby zefektívniť holandské AES vznikol „územne mozaikový manažment“ (Oosterveld et al., 2011). V rámci švédskych AES sa výrazne zvýšila intenzita pastvy na pobrežných lúkach (Board of Agriculture, 2004) a v Anglicku boli v ústí rieky obnovené pobrežné habitaty narušením hrádzí (tzv. „managed realignment“) (Atkinson et al., 2004).

Holandské AES sa v snahe obnoviť populácie vtákov lúk zamerali predovšetkým na posunutie termínu kosenia na koniec mája/júna, čím chceli znížiť mortalitu vajíčok a mláďat (Breeuwer et al., 2009). Posunutím termínu kosenia sa zvyšuje dostupnosť bezstavovcov, ktoré sú dôležitou zložkou potravy pre mláďatá a vyšší porast funguje ako ochrana pred predátormi (Schekkerman & Beintema, 2007). Avšak napriek týmto predpokladaným pozitívam manažmentu sa hustoty populácie lastúrničiar strakatého v rozmedzí rokov 1990-2002 na skúmaných plochách nelíšili pred a po zavedení manažmentu a rozdiel nebol pozorovaný ani medzi lokalitami s manažmentom a kontrolnými miestami. AES teda

v Holandsku nemali pozitívny efekt na obnovu populácie lastúrniciara strakatého. Manažment totiž nezahŕňa nápravu všetkých nepriaznivých faktorov, ale zameriava sa na tie poľnohospodármi prijateľné a pomerne ľahko realizovateľné. Napríklad dostatočne vysoká hladina podzemnej vody je zvlášť dôležitým faktorom počas hniezdenia, ale jej udržiavanie sa často považuje poľnohospodármi za neakceptovateľné. Navyše posunutie termínu kosenia, ktoré sa zdá byť nevyhnutným opatrením, je často neefektívne so zatiaľ nezredukovaným hnojením, čoho výsledkom je príliš hustý porast a napokon klimatická zmena zapríčiňuje skorší nárast vegetácie na jar. Popri zavedených opatreniach je teda pravdepodobne nutné obmedziť hnojenie a zvýšiť hladinu vody na jar (Breeuwer et al., 2009).

Z dôvodu potreby zlepšiť a zefektívniť holandské AES vznikol neskôr v roku 2000 takzvaný „územne mozaikový manažment“. V porovnaní s predošlými AES bol tento manažment väčšieho rozsahu a fungoval na vzájomnej spolupráci poľnohospodárov, ktorí v rámci regiónov vytvárali mozaiku lúk s rozdielnymi zásahmi, so zámerom zaistiť vhodné podmienky pre rôzne druhy bahniakov vo všetkých fázach hniezdenia. Konkrétne manažmentové zásahy boli napríklad: budovanie plytkých odvodňovacích kanálov, ochrana hniezd, pastva s nízkou intenzitou a prispôsobené kosenie s vytváraním pásov určených na úkryt (Oosterveld et al., 2011). Dva roky pred zavedením mozaikového manažmentu neboli v populáciách lastúrniciara strakatého nájdené žiadne významné rozdiely v porovnaní s tradičnými metódami obhospodarovania na bežných poľnohospodárskych pôdach a súkromnými poľnohospodárskymi pôdami. Po ôsmich rokoch od introdukcie mozaikového manažmentu ich populácie dokonca poklesli o 2% za rok, čo sa považuje za neobvyklý fenomén a tento negatívny trend sa sčasti pripisuje nepriaznivým podmienkam počas zimovania (Hulscher & Verhulst, 2003; Oosterveld et al., 2011). Naopak populácie lastúrniciara strakatého narástli v prírodných rezerváciách charakterizovaných kosením po polovici júna (Oosterveld et al., 2011). Územne mozaikový manažment nepreukázal síce pozitívny efekt, no svojím prístupom prispieva k udržiavaniu kvalitných habitatov. S neúspechom môže opäť súvisieť viacero globálnych faktorov. V ochrane bahniakov je veľmi dôležité zamerať sa na hodnotné habitaty a snažiť sa o ich udržanie alebo prípadné skvalitnenie (Vickery et al., 2004; Oosterveld et al., 2011).

Vo Švédsku bola pastva po postupnom vymiznutí z krajiny opäť zintenzívnená v rámci AES na pobrežných lúkach (Board of Agriculture, 2004). Pastva má významnú úlohu pri udržiavaní otvorených priestranstiev (Board of Agriculture, 1996; Ottvall & Smith, 2006)

atraktívnych pre populácie hniezdiacich bahniakov (Board of Agriculture, 1998). Pri pastve dobytkom je tráva spásaná značne premenlivo, čím vznikajú miesta s vyššou vegetáciou, vhodnou na úkryt hniezd (Board of Agriculture, 1998), pričom riziko ich zničenia by vzhľadom k malej hustote paseného dobytku (1-2/ha) nemal byť problém (Ottvall, 2005). Hustota populácií bahniakov vrátane lastúrniciara strakatého na jednotlivých lúkach pozitívne koreluje s intenzitou pastvy, avšak v rovnakej dobe charakterizovanej celkovým zintenzívnením pastvy, hustota lastúrniciara strakatého významne poklesla (Ottvall & Smith, 2006). Tento zjavný rozpor môžeme vysvetliť tak, že pastva zohráva úlohu pri distribúcií bahniakov v prostredí, kedy sú pre nich intenzívne pasené lúky atraktívne, čo síce zvyšuje lokálne hustoty populácií na intenzívne pasených lúkach, ale celkové počty v populáciách zrejme limituje iný faktor. Alternatívnym vysvetlením by mohli byť „ekologické pasce“, kedy sú intenzívne pasené lúky bahniakmi preferované, avšak ich reprodukčný úspech je v týchto biotopoch nízky (Kokko & Sutherland, 2001). Napriek týmto zisteniam Ottvall et al. (2005) považujú z hľadiska udržiavania populácií bahniakov pastvu na pobrežných lúkach švédskeho ostrova Öland za dôležitú.

Porušením pobrežných hrádzí, čiže prenikaním vody skrze nich, boli v Anglicku obnovené pobrežné habitaty. Tento projekt obnovy pobrežia bol v záujme orgánov ochrany prírody, ktoré chcú reagovať na straty pobrežného prostredia, dôležitého aj pre bahniaky a zároveň zo strany developerov, ktorí sú podľa podmienok smerníc EÚ o biotopoch a vtákoch žiadaní kompenzovať straty stanovišť. V obnovených habitatoch sa počas štyroch rokov zaznamenalo 16 druhov bahniakov. Lastúrniciar strakatý sa počas ťahu a v zimnom období vyskytoval skôr na susedných miestach ústia rieky a v obnovených lokalitách sa mal tendenciu vyskytovať len počas jari a leta. Pre lastúrniciara boli obnovené habitaty nevyhovujúce kvôli málo piesočnatému prostrediu a absencii veľkých lastúrníkov. Lastúrniciar strakatý je dôkazom toho, že aj napriek vytvoreniu funkčných habitatov a kolonizácií mnohými druhmi nie sú vhodné pre všetky druhy (Atkinson et al., 2004).

Z výsledkov jednotlivých manažmentov ochrany môžeme usúdiť, že pre populácie lastúrniciara strakatého nebol ani jeden z nich presvedčivo úspešný a populácie neovplyvnil pozitívnym spôsobom. Pre účinnosť ich ochrany je pravdepodobne nevyhnutné zahrnúť do programov zvyšné potrebné opatrenia a lokálne vytvoriť druhovo-špecifickú stratégiu (Broyer et al., 2014).

3.2 HVIZDÁK VEĽKÝ (*NUMENIUS ARQUATA*)

Hvizdák veľký je najväčší európsky bahniak (Hudec & Šťastný, 2005). Z jeho celkovej populácie hniezdi v severnej Európe až 75% (BirdLife International, 2004). V dobe hniezdenia vyhľadáva vlhké, extenzívne obhospodarované trávnaté porasty alebo podobné porasty nerušené ľudskou činnosťou (Trewek et al., 2001; Hudec & Šťastný, 2005). Väčšina jedincov zimuje na pobrežiach s preferenciou bahenných ústí riek, vo vnútrozemí využíva pastviny, obrábané polia alebo rôzne brehy vôd (Delany et al., 2009; del Hoyo et al., 1996). Podľa IUCN patrí hvizdák veľký od roku 2008 do kategórie „takmer ohrozený“ (NT) a súčasný trend populácie je klesajúci. Celková veľkosť populácie je odhadovaná na 835,000-1,310,000 jedincov (Wetlands International, 2016). V západnej Európe a v Poľsku bol u kľúčových populácií tohto druhu pozorovaný negatívny trend (BirdLife International, 2004; Ławicki & Wylegała, 2011). Populácie hvizdáka veľkého ohrozuje najmä strata a fragmentácia habitatov zalesňovaním a intenzifikáciou poľnohospodárstva, ktorá okrem toho prispieva k zvyšovaniu mortality vajíčok a mláďat (del Hoyo et al., 1996).

Ochrana hvizdáka veľkého bola zabezpečená vo Francúzsku posunutím termínu kosenia (Broyer et al., 2014), v Anglicku boli populácie chránené v rámci chránených území alebo AES lokalizovaných v chránených územiach alebo mimo nich (Smart et al., 2014). Ďalej bol v Anglicku zavedený manažment na udržiavanie vresovísk, prostredníctvom troch rôznych zásahov: pastva, sekanie vegetácie a vypaľovanie (Douglas et al., 2017). A napokon populáciu hvizdáka veľkého ovplyvnilo aj obnovenie už vyššie spomínaných pobrežných habitatov v Anglicku (Atkinson et al., 2004).

Jedny z prvých AES vo Francúzsku boli zamerané od roku 1993 na posunutie termínu kosenia na 1. alebo 15. júla, vyplývajúce z predošlých štúdií o hniezdení hvizdáka veľkého. Hvizdák veľký hniezdi skoro a mladé jedince sú schopné lietať už 1. júla, teda v čase keď začína kosenie. Pre populáciu hvizdáka veľkého boli AES vo Francúzsku úspešné, ich populácia zreteľne narástla, čo bolo výnimkou vzhľadom k prudkému poklesu najbližších populácií v rovnakom období v okolitých regiónoch Francúzska (Alsasko, Lotrinsko) a Nemecka (Badénsko-Württembersko). Opatrenie sa realizovalo na 25% z celkovej rozlohy lúk, s cieľom zvýšiť úspešnosť hniezdenia. Tri roky po implementácii bola priemerná hustota hvizdáka veľkého zvýšená a stabilizovaná nad 0.8 páru na 10 ha. V roku 1993 bolo prítomných približne 400 dospelých jedincov a v roku 2010 vzrástol ich počet na približne 700 dospelých jedincov. Po desiatich rokoch sa z administratívnych dôvodov znížila veľkosť

zásahovej plochy na menej ako 5% a po roku stúpila na 11% na štyri roky, avšak početnosť hvizdáka veľkého týmto zasiahnutá nebola (Broyer et al., 2014).

V Anglicku majú na ochranu bahniakov vplyv hlavne chránené územia alebo AES lokalizované v chránených územiach alebo mimo nich (Smart et al., 2014). AES v Anglicku sa postupne vyvíjali. Prvým AES boli „Ecological Sensitive Areas“ (ESA), ktoré zahŕňali lokality dôležité pre bahniaky (Smart et al., 2014) a poskytovali dobré podmienky pre reprodukciu, napríklad redukovaním rušivých vplyvov a počtu paseného dobytku na jar, obmedzovaním chemických vstupov a udržiavaním alebo zvyšovaním hladiny vody na lokalitách (Vickery et al., 2004). Druhým AES bol „Countryside Stewardship“ (CSS) zameraný na ochranu a obnovu habitatov z hľadiska širšej perspektívy. Najnovším AES je „Environmental Stewardship“ (ES) zavedený v roku 2005 v dvoch úrovniach. „Higher Level Stewardship“ (HLS) (Smart et al., 2014) je zameraný na prioritné ciele v kľúčových oblastiach s udržiavaním, obnovou a vytváraním mokrých lúk pre hniezdiace bahniaky a „Entry Level Stewardship“ (ELS) určený všetkým poľnohospodárom, ktorí implementujú súbor jednoduchých opatrení (táto úroveň v analýze nebola zahrnutá) (Smart et al., 2014). Napriek očakávaným synergiám medzi ochranou územia a AES vo Veľkej Británii a v kontraste s výsledkami u ostatných druhov sa hvizdák veľký vyskytoval viac v jednotlivých kategóriách AES mimo prírodných rezervácií. Výskyt bol najvyšší na lokalitách s najnovším manažmentom (HLS) v porovnaní so staršími programami (ESA) a miestami bez AES. Na druhú stranu populácie hvizdáka veľkého v prírodných rezerváciách pretrvávali skôr na miestach, ktoré získali novšie AES (HLS a ESA) ako tam, kde AES neboli vôbec (Smart et al., 2014).

Manažment na udržiavanie vresovísk bol zavedený vo Veľkej Británii pomocou troch zásahov: pastva, kosenie a vypaľovanie. Tieto intervencie vo výsledku rôzne vplývali na vegetáciu, ktorá je dôležitým faktorom pre hniezdiace bahniaky. Zo zásahov na vresoviskách bol hvizdák veľký pozitívne ovplyvnený sekaním vegetácie vresovísk, čím sa zvyšuje variabilita vegetačnej štruktúry a kompozície. Tam, kde bol posekaný väčší percentuálny podiel plochy, sa výskyt hvizdáka veľkého zvýšil (Douglas et al., 2017). Z inej štúdie vyplýva, že hvizdák veľký bol početnejší na miestach s vegetáciou variabilnejšou vo výške (Pearce-Higgins & Grant, 2006), čo sekanie otvorených políčok vo vyššej vegetácii, predpokladáme, vytvára. Variabilná výška vegetácie poskytuje úkryt pre hniezda a únik pred predátormi vo vyššom poraste, zatiaľ čo v miestach s nižším porastom poskytuje jednoduchší prístup k obžive (Douglas et al., 2017). Fakt, že sekanie vegetácie môže

zvyšovať abundanciu hvizdáka veľkého má mimoriadny význam, keďže je v Británii považovaný za vtáčí druh najvyššej priority (Brown et al., 2015). Čo sa týka pastvy všeobecne, je hlavným určujúcim faktorom výberu lokality a distribúcie hniezdiacich bahniakov (Durant et al., 2008). Spásané pasienky sú celkovo využívanéjšie vtákmi ako nespásané (napr. Olsen & Schmidt, 2004). Pre hvizdáka veľkého sú pravdepodobne vhodné stredné až vysoké trávy a ich hniezda sú umiestnené v trsoch alebo v ich blízkosti, hustota hniezdiacich hvizdakov bola pozitívne spojená napríklad s výskytom sitiny rozložitej (*Juncus effusus*) (Durant et al., 2008).

Priaznivé pre hvizdáka veľkého bolo obnovenie pobrežných habitatov narušením hrádzi v Anglicku. Za mesiac bolo na týchto miestach zaznamenaných viac ako 100 jedincov (Atkinson et al., 2004).

Vo výsledku bolo najefektívnejším opatrením posunutie termínu kosenia vo Francúzsku. Ďalej sa preukázalo, že sekanie vresovísk môže vytvorením variabilnej vegetácie celkovo pozitívne vplyvať na populácie hvizdáka veľkého. Okrem toho populácia hvizdáka využívala obnovené habitaty v Anglicku. Z hľadiska zlepšenia ochrany by sa napríklad účinné opatrenia AES mali rozšíriť v rámci celej Európy tak, že budú zahŕňať rozsah cieľových druhov v EÚ aj mimo EÚ, aby podchytili severné kľúčové populácie (Broyer et al., 2014).

3.3 KULÍK MORSKÝ (*CHARADRIUS ALEXANDRINUS*)

Kulík morský je kozmopolitne rozšírený druh a počas celého roka sa vyskytuje prevažne na pobrežiach (del Hoyo et al., 1996). Typicky obýva brehy slaných vôd, morí alebo slaných jazier či stvrdnuté slané bahniacká alebo piesčiny (Hudec & Šťastný, 2005). Hniezdi hlavne pozdĺž pobrežných pláží, brehov a slaných jazier (Delany et al., 2009), na holej zemi alebo v riedkej vegetácii (del Hoyo et al., 1996). Podľa klasifikácie IUCN patrí kulík morský do kategórie „najmenej ohrozený“ (LC), keďže má mimoriadne veľký areál rozšírenia a veľkosť populácie nie je nižšia ako 10,000 dospelých jedincov. Veľkosť populácie je odhadovaná na 100,000-499,999 dospelých jedincov a celkový trend populácie je klesajúci (BirdLife International, 2018). Kľúčovým ohrozujúcim faktorom populácií kulíka morského je rušenie či ničenie hniezd na pobrežiach a strata či degradácia mokradí, znečistením prostredia, zúrodňovaním pôdy, poklesom riečného toku, neudržateľným zberom bentickej fauny, urbanizáciou a redukciou množstva usadenín prinášaných k pobrežiam riekami (Barter, 2006; Kélin & Qiang, 2006; del Hoyo et al., 1996).

Na populácie kulíka morského mali dopad nasledujúce ochrannárske stratégie: umelo vytvárané slaniská (tzv. „dredge islands“) budované v Benátskej lagúne (Scarton et al., 2013) a antipredačné opatrenia na ochranu hniezd v Portugalsku, na udržanie predátorov a užívateľov pláží mimo hniezd a tiež na ochranu pred čistením pláží (Ferreira-Rodriguez & Pombal, 2018). Prevedenie a účinnosť týchto opatrení sú rozobrané v nasledujúcich odstavcoch.

Umelé slaniská sa budovali v Benátskej lagúne od roku 1989 a v roku 2009 tam existovalo už 80 „dredge islands“ s rozlohou 900 ha. Vytvorenie týchto umelých ostrovov je efektívnym a inovatívnym spôsobom využitia sedimentu vybagrovaného pri budovaní kanálov, ktoré okrem iného predstavujú nové miesta na hniezdenie a nachádzanie potravy pre vtáky a celkovo môžu mať vysokú hodnotu pri udržiavaní alebo zvyšovaní biodiverzity na lokálnej alebo regionálnej úrovni. Počas 3 rokov monitoringu sa približne 60% populácie vyskytovalo na „dredge islands“, takže v období hniezdenia môžeme považovať kulíka morského vo veľkej miere za závislého na týchto ostrovoch. Vysoký počet jedincov na „dredge islands“ by mohol byť pravdepodobne vysvetlený ako posun z bývalých hniezdisk lagúny, keďže práve na týchto miestach bol monitorovaný pokles v počte párov. Treba dodať, že skúmané miesta na „dredge islands“ boli minimálne využívané a rušené človekom, čo môže takisto prispievať k pozitívnym výsledkom. Približne tretina z dostupných ostrovov bola každý rok využívaná kulíkom morským a ostrovy obsadené kulíkom morským sa oproti tým neobsadeným líšili v troch premenných: vek, výška a plocha holej zeme. Ostrovy, na ktorých sa vyskytoval boli v porovnaní s neobsadenými mladšie, vyššie, čo znamená odolnejšie voči zaplaveniu vysokým prílivom a s väčšou plochou bez porastu. Naopak hustota hniezdiacich párov poklesla na ostrovoch s väčšou plochou vegetácie, hoci väčšinou nie významne. Atraktivita habitatov po určitom čase pre hniezdiace páry klesá, keďže za menej ako desať rokov „dredge islands“ zarastú halofylnou vegetáciou a bez porastu zostanú len malé plochy. Čo sa týka konkrétnych manažmentových opatrení, niektoré z nich mali pozitívny efekt na kulíka morského a jemu podobné druhy preferujúce piesočnaté prostredie s veľkými nezarastenými plochami. Z prieskumu vyplýva, že najatraktívnejšie ostrovy pre hniezdiace páry kulíka morského boli pokryté pieskom s pridanými úlomkami lastúr, ktoré pomáhajú pri kamufláži vajčiek a zvyšujú odvádzanie vody z hniezdisk. Pokrytie časti alebo celého povrchu ostrova pieskom malo na kulíka morského okamžitý pozitívny efekt, na niekoľkých ostrovoch boli pozorované hniezda v blízkosti menej ako 100 m od strojov v prevádzke, čo indikuje ich dobrú toleranciu voči nepriamemu a predpovedateľnému

rušení. Hniezdil na miestach kde sa v prípade vysokých ostrovov znižovala ich výška spolu s tvorbou malých depresii a aj tam, kde boli vytvorené malé vodné toky a nádrže, popri ktorých hľadal potravu (Scarton et al., 2013).

V Portugalsku je hniezdna populácia kulíka morského prevažne koncentrovaná pozdĺž atlantického piesočnatého pobrežia. Podľa výsledkov výskumu väčšina simulovaných hniezd za prirodzených podmienok neukončí inkubačnú dobu. Hlavným dôvodom deštrukcie chránených simulovaných hniezd bola predácia vranou čiernou (*Corvus corone*) 55,55%. K ďalším hlavným príčinám neúspešného hniezdenia patrí zaplavenie hniezd vyššími prílivmi, čistenie pláži, zanechanie hniezd alebo ich pošliapanie. V Portugalsku boli z týchto dôvodov hniezda zabezpečené klietkou (tzv. „predator exclosures“). Tieto ochranné opatrenia významne zvýšili úspešnosť liahnutia kulíka morského. Počas výskumu bol však zaznamenaný významný počet opustených hniezd, na čo by mohli mať vplyv samotné opatrenia, ktoré obťažujú inkubujúcich jedincov, a navyše „predator exclosures“ sú pre predátorov atraktívne, čím sa následne môže zvýšiť predáčný tlak. Zanechanie hniezd, ako hlavná príčina neúspešného hniezdenia, bolo pravdepodobne skôr vyvolané opakovanými rušivými vplyvmi ako priamou predáciou, keďže sa počet dospelých jedincov v priebehu hniezdenia nezmenil (Ferreira-Rodriguez & Pombal, 2018). V súvislosti s opatreniami sa však zvýšila celková mortalita dospelých, inkubujúcich jedincov v tomto a aj v niekoľkých ďalších prípadoch v rámci programov zahŕňajúcich „predator exclosures“ (napr. Pauliny et al., 2008; Tan et al., 2015). Prežitie dospelých jedincov má v populačnej dynamike najvyšší podiel na populačnom raste, ako najmenej variabilná vlastnosť a kvôli tomuto významnému efektu by malo byť zabránené poklesu dospelých jedincov. Súčasné výsledky naznačujú, že efektívnosť ochranných opatrení musí byť skúmaná a špeciálne prispôbená jednotlivým oblastiam, pretože je vysoký počet korelačných faktorov, ktoré by mohli v jednotlivých prípadoch značne ovplyvniť výsledky. Navyše by ochrana populácií kulíka morského na severnom pobreží Portugalska mala zahŕňať aj zrušenie mechanického čistenia pláži, ktoré je v poradí treťou hlavnou príčinou deštrukcie simulovaných hniezd (Ferreira-Rodriguez & Pombal, 2018).

Zo spomínaných opatrení bolo efektívne vytvorenie umelých ostrovov v Benátskej lagúne, ktoré podľa všetkého predstavovali atraktívne habitaty pre mnohé páry kulíka morského a celkovo by sa mohli stať významnými alternatívnymi hniezdiskami, keďže tlak ľudskej činnosti je zvlášť na plážach silný (Scarton et al., 2013). Vďaka ochrane hniezd v Portugalsku sa síce zvýšila úspešnosť liahnutia kulíka morského, avšak v spojení s týmito

opatreniami dochádzalo k zanechaniu hniezd a zvýšeniu mortality dospelých jedincov, z čoho opäť vyplýva, že je potrebné implementovať špecifické ochranné opatrenia a zabrániť poklesu dospelých jedincov (Ferreira-Rodriguez & Pombal, 2018).

3.4 BREHÁR ČIERNOCHVOSTÝ (LIMOSA LIMOSA)

Brehár čiernochvostý je veľký pobrežný bahniak (Hudec & Šťastný, 2005). Počas hniezdenia obýva plochy s vysokým, ale nie hustým porastom, preferuje pastviny, lúky a rôzne typy mokradí. Kľúčový význam pre západoeurópske hniezdne populácie majú extenzívne obrábané poľnohospodárske pôdy (del Hoyo et al., 1996). Brehár zimuje na bahnistých brehoch jazier, nádrží, zaplavených pastvinách a zavlažovaných ryžových poliach (Alves et al., 2010). Podľa IUCN je od roku 2006 v kategórii „takmer ohrozený“ (NT). Napriek značnému areálu rozšírenia a veľkej globálnej populácii prudko poklesli počty jedincov v niektorých populáciách. Celková globálna populácia brehára čiernochvostého je definovaná ako klesajúca. Trendy populácií sa v rámci rozsahu odlišujú. V európskej hniezdnej populácii bol zaznamenaný veľký pokles až 50-60% (BirdLife International, 2015). Veľkosť celkovej populácie je odhadovaná na 614,000-809,000 jedincov (Wetlands International, 2016). Pre brehára čiernochvostého je strata hniezdisk zapríčinená odvodňovaním mokradí, intenzifikáciou poľnohospodárstva a v niektorých častiach opustením obhospodarovanej krajiny najvýznamnejším ohrozujúcim faktorom (Kentie et al., 2013). Na intenzívne pasených lúkach dochádza k pošliapaniu hniezd a prechod na monokultúry redukuje vtákom množstvo potravy (Kentie et al., 2013). A napokon zvyšovanie populácií predátorov významne zvyšuje mortalitu vajčiek a mláďat. (Schekkerman et al., 2009).

Populácie vlajkového druhu-brehára čiernochvostého sú chránené najmä v Holandsku v rámci AES, ktoré sa hlavne týkajú posunutia kosenia (Schekkerman et al., 2008). Okrem toho vznikli v Španielsku alternatívne habitaty, ako napríklad ryžové polia alebo rybie farmy, ktoré brehár čiernochvostý využíva počas ťahu na hniezdiska (Sánchez-Guzmán et al., 2007; Márquez-Ferrando et al., 2014). Napokon mali na brehára vplyv aj obnovené pobrežné habitaty v Anglicku (Atkinson et al., 2004).

Holandsko hostí 47% európskej populácie brehára čiernochvostého a práve preto má za jeho ochranu medzinárodnú zodpovednosť (Kleijn & Zuijlen, 2004). Z populácie vyskytujúcej sa v Holandsku hniezdi 60-75% na poľnohospodárskych lúkach a pastvinách. Prvé kontrakty s poľnohospodármi boli v Holandsku zrealizované v roku 1981 (Breeuwer et al., 2009),

zamerané predovšetkým na posunutie termínu kosenia a iných poľnohospodárskych aktivít z dôvodu bezpečného vyliahnutia mláďat (Kleijn & Zuijlen, 2004).

V roku 1995 boli u brehára čiernochvostého pozorované vyššie hustoty na miestach zabezpečených ochranárskymi opatreniami v porovnaní s konvenčným hospodárením. Tento „úspech“ bol čiastočne odôvodnený vyššou hladinou podzemnej vody a celkovo vyššou kvalitou prostredia na miestach s manažmentom, inak nebol nájdený presvedčivý dôkaz o tom, že by bola vyššia hustota zapríčinená ochranárskymi opatreniami (Kleijn & Sutherland, 2003). Okrem toho boli v mnohých prípadoch zásahy realizované na pozemkoch s už vyššími hustotami brehára čiernochvostého v porovnaní s priemerom, čo zároveň rozšíri časť populácie, ktorá môže z týchto opatrení benefitovať, ale je potom zložitejšie vierohodne posudzovať ich efektivitu. Tieto AES v Holandsku nemali pozitívny efekt a pre obnovu populácií neboli dostatočné (Breuwer et al., 2009).

Novšie AES navrhnuté holandskými ochranárskymi organizáciami boli zavedené medzi 2003-2005 ako už vyššie spomínaný „mozaikový manažment“. Hlavným cieľom spolupráce medzi poľnohospodármi bolo poskytnúť vhodné habitaty pre mláďaťa a vytvoriť heterogénny priestor vyhovujúci všetkým vývojovým štádiám (Schekkerman et al., 2008; Benton et al., 2003). Konkrétne sa jednalo o posunuté a postupné kosenie, aktívnu ochranu hniezd a vytváranie pásov vhodných na úkryt. Kvôli zrážkam museli poľnohospodári posunúť kosenie okrem miest s AES aj na kontrolných miestach, čo vo výsledku viedlo k veľmi podobnému dátumu prvého kosenia. Dokonca sa nekosilo ani postupne v týždňových intervaloch, ale postupovalo sa rýchlo potom, čo sa počasie zlepšilo. Nič menej prežitie mláďat bolo pozitívne spojené s dostupnosťou vysokej trávy bez ohľadu na režim, indikujúc, že posunutie kosenia je pre mláďatá prospešným zásahom. Produktivita brehára čiernochvostého bola o 75% vyššia na AES. Čo sa týka reprodukcie brehára čiernochvostého, prežilo viac hniezd v AES ako na kontrolných miestach, kde boli vyššie straty zapríčinené poľnohospodárskymi aktivitami. Mozaikový manažment zvýšil produktivitu brehára čiernochvostého, ale dlhodobá životaschopnosť populácie nebola zaistená. Pre dosiahnutie dlhodobej udržateľnosti je potrebné, aby sa prežitie mláďat viac než zdvojnásobilo a preto sú žiadúce prísnejšie manažmentové predpisy. Pre zlepšenie celkovej účinnosti by sa mal manažment vykonávať v oblastiach s priaznivými podmienkami a v AES by sa mali špecifikovať predpisy pre hnojenie alebo vegetačné zloženie. Na druhú stranu by predpisy tohto typu zhoršili flexibilitu, ktorá bola u AES pre poľnohospodárov atraktívna. Menej miest so špecifikovanejšími predpismi prinesie väčšie

ochranárske benefity pre brehára čiernochvostého ako rozsiahle snahy, ktoré nie sú dlhodobo efektívne (Schekkerman et al., 2008). A nakoniec sa v posledných rokoch ponúka nová možnosť spolupráce AES s manažmentom okrajov polí (tzv. „botanical field margin management“), ktorá by mohla zlepšiť dostupnosť potravy pre vtáky a efektívnosť AES (Wiggers et al., 2016). AES boli väčšinou zamerané na celú plochu polí, dnes sa ukazuje (Wiggers et al., 2016), že rozdiely nachádzame aj v rámci jednotlivých polí a tak môžu byť medze lúk či pastvín vyhovujúcejším prostredím pre mláďatá (napr. Wiggers et al., 2015), keďže sú zvyčajne aj pri intenzívnom hospodárení extenzívne obhospodarovanou časťou s nižším vstupom hnojív a vyššou hladinou podzemnej vody (Kleijn et al., 2001).

Dopad straty mokradí na populácie migrujúcich vtákov môže byť v niektorých oblastiach zmiernený výskytom vhodných antropogénnych habitatov napríklad - ryžových polí na juhozápade Španielska. V Španielsku boli od 60. rokov vytvorené ryžové polia, ktoré môžu fungovať ako alternatívne habitaty, kde si sťahovaví vtáci dopĺňajú energiu (Sánchez-Guzmán et al., 2007). Hlavným dôvodom ich veľkého potenciálu je, že sa na poliach nachádzajú po dlhú dobu zaplavené miesta s plytkou vodou a môžu tak poskytnúť vhodný priestor pre odpočívanie alebo zimovanie vtákov (Fasola & Ruíz, 1996). Ich funkčnosť závisí na režime pestovania, čase roku a geografickej polohe voči migračným trasám (Sánchez-Guzmán et al., 2007). Čo sa týka výskytu brehára čiernochvostého, zdá sa že v ich jarnej migrácii došlo k zmenám a strávia viac času v Afrike, následne letia priamejšie a rýchlejšie cez Európu na hniezdiská (Beintema & Drost, 1986). V každom prípade bola na ryžových poliach od januára do marca pozorovaná významná časť populácie brehára čiernochvostého (Sánchez-Guzmán et al., 2007). Geografická poloha týchto ryžových polí umožňuje migrujúcim vtákom letieť cez Pyrenejský polostrov krížom namiesto smeru pobrežnej dráhy (Beintema & Drost, 1986). Počty brehárov čiernochvostých tiahnucích cez tieto územia sa rapídne zvyšovali. Pre udržanie funkčnosti týchto umelo vytvorených mokradí, by bolo potrebné zlepšiť podmienky zavedením manažmentových opatrení ako napríklad predpisy upravujúce podmienky lovu, umelé zaplavovanie počas suchých zím využívajúc vodu z príľahlých rezervoárov atď. (Sánchez-Guzmán et al., 2007). Ďalším podobným príkladom sú mokrade na juhu Španielska v národnom parku Doñana, ktoré sú jedny z najdôležitejších mokradí pre migrujúcich vtákov východo-atlantického ťahu v Európe (Rendón et al., 2008). Veľká časť prirodzeného prostredia bola v tejto oblasti zmenená a výsledkom bola diverzifikovaná mozaika umelo vytvorených mokradí o rôznych veľkostiach s rozdielnymi hĺbkami vody. Zvýšený počet brehárov v zimnom období bol

spojený s rozsahom zaplavených oblastí na ryžových poliach. Tento nárast bol značný aj v akvakultúrach, u ktorých boli najmä v suchých obdobiach využívané rybníky ako alternatívne habitaty. Tieto miesta môžu ponúkať bezpečné podmienky a počas zimy tu sú vyššie hustoty vodných bezstavovcov v porovnaní s prirodzenými mokradami. Pravdepodobne je teda nárast počtov jedincov brehára čiernochvostého počas zimy spojený s dostupnosťou vhodných antropogénnych habitatov. Doňana je pre populáciu brehára čiernochvostého v mimohniezdnom období kľúčovou lokalitou. Dôležitá je tu podpora extenzívneho spôsobu hospodárenia (Márquez-Ferrando et al., 2014).

V Anglicku bolo obnovenie pobrežných habitatov v ústi rieky u brehára s podobným výsledkom ako u hvizdáka veľkého a teda bolo na tejto lokalite pozorovaných viac ako 100 jedincov za mesiac s rozdielom, že výskyt brehára čiernochvostého bol nestály (Atkinson et al., 2004).

Z menovaných opatrení bol najpriaznivejší výsledok pre populáciu brehára pozorovaný u alternatívnych mokradí v Španielsku, čo zatiaľ nebolo ani priamym ochranárskym zámerom, pričom pridaním niekoľkých spomínaných zásahov by sa ich efekt mohol ešte zvýšiť. Okrem toho je to zaujímavý spôsob ako „vrátiť“ vodu do stále viac vysušovanej krajiny. Čo sa týka samotných holandských AES, tie prešli určitým vývojom a pravdepodobne došlo k zlepšeniu, keďže po implementácii mozaikového manažmentu sa produktivita brehára zvýšila. Pre celkové zlepšenie životaschopnosti populácie to však nebol dostatočný krok. Novým návrhom pre ich zlepšenie by mohla byť kombinácia AES a manažmentu okrajov polí. Okrem toho je stále potreba zlepšiť podmienky ako zvýšenie hladiny podzemnej vody, redukciu hnojív a podobne (Breeuwer et al., 2009).

3.5 KALUŽIAK ČERVENONOHÝ (*TRINGA TOTANUS*)

Kalužiak červenonohý ako druh s taktiež veľkým areálom rozšírenia hniezdi na pobrežných slaniskách alebo na vnútrozemských mokrých lúkach vrátane lúk obhospodarovaných. Počas ťahu sa často vyskytuje na vnútrozemských zaplavených lúkach a pastvinách (del Hoyo et al., 1996) alebo na bahnitých brehoch riek a jazier (Flint et al., 1984). Počas zimovania sa zdržiavajú prevažne v pobrežných biotopoch (del Hoyo et al., 1996). Kalužiak je od roku 2004 zaradený do kategórie najmenej ohrozený (LC), s globálnou populáciou odhadovanou na 1,300,000-3,100,000 jedincov. V Európe bol trend populácie medzi 1980 a 2013 mierne klesajúci (EBCC, 2015) a keďže trendy v jednotlivých populáciách sa rôznia, je celkový trend neurčitý (Wetlands International, 2015). Populácie sú ohrozené hlavne

stratou vhodných hniezdisk a zimovísk zapríčinených intenzifikáciou poľnohospodárstva, odvodňovaním mokradí, reguláciou záplav, zalesňovaním, zúrodňovaním pôdy, rozvojom priemyslu (del Hoyo et al., 1996) atď.

Ochrany európskej populácie kalužiaka červenonohého sa týkala ľahká pastva dobytká na britských slaniskách v ústi rieky (Sharps et al., 2016), používanie ochranných klietok na pastvinách švédskeho pobrežia (Isaksson et al., 2007), pastva dobytká a umelé zaplavovanie v rezervácií na východe Dánska (Olsen & Schmidt, 2004), manažment pastvín a mokrých lúk v rámci AES v Škótsku (O'Brien & Wilson, 2011) a nakoniec obnovenie pobrežných habitatov v Anglicku (Atkinson et al., 2004).

Vo Veľkej Británii hniezdi na slaniskách veľká časť národnej populácie kalužiaka červenonohého (Brindley et al., 1998). V súvislosti so zmenami v obhospodarovaní pastvín, poklesla na týchto slaniskách ich hniezdna populácia viac ako 50% od roku 1985 (Malpas et al., 2013). Kalužiak hniezdi na miestach s vysokou vegetáciou, ktorá je pre jeho úspešné hniezdenie kľúčovým faktorom, pretože poskytuje lepší úkryt hniezd, čo vedie k vyššiemu úspechu hniezdenia (Thyen & Exo, 2003) a vyberá si lokality s dominujúcim výskytom kostravy červenej (*Festuca rubra*) (Sharps et al., 2016). Pastva dobytká hrá dôležitú úlohu pri udržiavaní habitatu s výskytom kostravy červenej, na druhú stranu je výsledkom aj ľahkej pastvy nízka vegetácia, ktorá zvyšuje zraniteľnosť hniezd pred predátormi. Podľa britskej definície ľahkej pastvy je teda pastva pre kalužiaka stále dosť intenzívna. V každom prípade by ani úplné opustenie predtým spásaných slanísk nepomohlo, keďže zastavením pastvy by sa celkom zredukoval výskyt kostravy červenej. Riešením by mal byť režim pastvy, ktorý by zvýšil výšku vegetácie a zároveň výskyt tejto trávy. Napríklad posunutie pastvy na stred júla, kedy už väčšina kalužiakov nehniezdi a následné zintenzívnenie by umožnilo ochranu vyšším porastom počas hniezdenia a zároveň by udržalo výskyt kostravy červenej. Ďalšou alternatívou by mohol byť striedavý systém pastvy, kedy by napríklad bola každý druhý rok pastva vynechaná a vďaka vyššej vegetácii by sa zvýšila kvalita habitatu pre kalužiaka červenonohého (Sharps et al., 2016).

V roku 2002 sa zo 68 nájdených hniezd kalužiaka červenonohého 34 z nich zabezpečilo ochrannými klietkami s cieľom znížiť predáciu. Vo Švédsku bol pozorovaný ich pozitívny efekt na úspešnosť liahnutia, s naopak vyššou predáciou inkubujúcich jedincov, ktorá dosiahla takých rozmerov, že klietky sa v ďalšom roku už nepoužili. Keďže sú tieto druhy vtákov dlho žijúce, je významne zvýšená mortalita dospelých jedincov v rámci ochranného

programu neakceptovateľná. U kalužiakov je pravdepodobne zvýšená predácia spojená s ich inkubačným správaním (Isaksson et al., 2007). Zvyčajne sedia kľudne na svojich dobre ukrytých hniezdach a vyplašia sa až vo chvíli, keď je predátor v ich tesnej blízkosti a pravdepodobne nestihnú dostatočne rýchlo opustiť klieťku (Cramp & Simmons, 1983; Isaksson et al., 2007). Okrem toho sa pozitívny výsledok ochrany hniezd pri zvýšení úspechu liahnutia môže neskôr zmeniť na negatívny zvýšenou predáciou mláďat, keďže náhla početná korisť môže byť pre predátorov impulzom (Croze, 1970).

Pred implementáciou manažmentu v Dánsku bola rezervácia prirodzenou sukcesiou zarastená stromami či krami a do konca 80. rokov sa tu vyskytovalo iba zopár párov hniezdiacich bahniakov. V roku 1991 boli mechanicky odstránené stromy a kry a zaviedla sa pastva dobytkom. Medzi rokmi 1996-1997 boli realizované zimné záplavy pre vytvorenie vlhších podmienok. Keďže sa rezervácia nachádza pod úrovňou mora, vodná hladina bola udržiavaná pumpovaním a drenážou. Od 1990 sa počty hniezdiacich kalužiakov červenonohých v dánskej rezervácii významne zvýšili a pozitívny efekt bol pozorovaný vplyvom zimných záplav, pravdepodobne vďaka zvýšeniu dostupnosti vhodných lokalít na nachádzanie potravy, naopak pastva nezohrala dôležitú úlohu. V rezervácii hniezdili kalužiaky hlavne na alebo v blízkosti spásaných plôch, ale hniezda umiestňovali do vyššej a hustejšej vegetácie. Zjavná pozitívna odozva kalužiakov na zimné zaplavovanie preto naznačuje, že vhodné lokality pre hľadanie potravy sú pre ich populáciu limitujúcim faktorom (Olsen & Schmidt, 2004).

AES na poľnohospodárskych pôdach v Škótsku boli zavedené v roku 2005 v dvoch manažmentových kategóriách: „grassland management“ zameraný na obmedzenie alebo zrušenie pastvy v hniezdnom období, kvôli zníženiu rizika pošliapaním hniezd dobytkom a udržiavaniu vhodného porastu. Druhým bol „wetland management“ s cieľom vytvárať a udržiavať vlhké prostredie na poliach. AES boli v Škótsku spojené len s miernym nárastom populácie kalužiaka červenonohého a zistilo sa, že pozitívnejšie reagoval na obmedzenie pastvy a ďalších poľnohospodárskych aktivít v porovnaní s manažmentom na mokradiach. V tomto prípade by dôvodom mohlo byť, že manažment lúk a pastvín sa vykonáva na vhodnejších habitatoch, zatiaľ čo manažment mokradí je v okrajových oblastiach s nedostatkom poľnohospodárskych aktivít a teda je tam vegetácia pre hniezdiace bahniaky menej atraktívna (O'Brien & Wilson, 2011).

Na obnovených pobrežných habitatoch v Anglicku bol kalužiak červenonohý jedným z najčastejšie sa vyskytujúcich druhov. Pozorovaných bolo viac ako 3000 jedincov za mesiac (Atkinson et al., 2004).

Z daných ochranárskych akcií mali na kalužiaka červenonohého pozitívny vplyv zimné záplavy v dánskej rezervácii, vďaka zvýšeniu dostupnosti potravy, rovnako obmedzenie alebo zrušenie pasty v Škótsku počas doby hniezdenia, čím bolo vytvorené vhodné prostredie na hniezdenie. Okrem toho ochrana hniezd splnila účel a zvýšila úspešnosť liahnutia, naopak zvýšila predáciu na dospelých jedincov, takže opatrenie bolo vo výsledku neúspešné. Nakoniec bola u kalužiaka pozorovaná pozitívna odozva aj po obnove habitatov v Anglicku, kde sa vyskytoval v hojnom počte.

4. SYNTÉZA - EFEKTIVITA OCHRANÁRSKÝCH OPATRENÍ A ODPORÚČANIA PRE ĎALŠÍ MANAGEMENT

Cieľom hodnotených ochranárskych opatrení bolo zvrátiť pokles vtáčích populácií. V práci sme sa zamerali na päť vybraných druhov bahniakov, na základe ktorých sme hodnotili efektivitu ich ochrany. Ochránárske opatrenia v podstate reagovali na kľúčové ohrozujúce faktory bahniakov. Strata habitatov bola kompenzovaná obnovením alebo vytvorením nových stanovišť. Na nepriaznivý vplyv zmien v poľnohospodárstve reagovali opatrenia AES, ktoré sa snažili zlepšiť podmienky na poľnohospodárskych pôdach zavedením extenzívnejších metód hospodárenia, naopak v prípade opustenia obhospodarovanej krajiny bolo zavedené kosenie alebo pastva. Na zmiernenie negatívneho dopadu zvýšenej predácie na hniezdach boli zavedené antipredačné opatrenia. V niektorých prípadoch mali opatrenia vplyv na distribúciu bahniakov v krajine a miesta s ochranárskymi opatreniami boli často spojené so zvýšenou denzitou bahniakov, ale pre obnovenie celej populácie boli vyhodnotené ako nedostatočné. Podľa Melman et al. (2007) je približne 43% manažmentových zásahov nejakým spôsobom obmedzovaných. Odvodňovanie, podiel otvorenej krajiny, hluk z okolitých ciest a predácia v mnohých prípadoch rušia účinnosť zavedených opatrení. Ďalšou príčinou ich nedostatočnej efektivity je pravdepodobne územná fragmentácia manažmentu a nedostatočná veľkosť plochy, na ktorej sa manažment vykonáva.

Azda najviac sa darila ochrana u hvizdáka veľkého, kde posunutie kosenia, sekanie vresovísk a napokon aj AES vo Veľkej Británii mali na populácie pozitívny vplyv. Najmenej úspešný výsledok bol u lastúrničiaru strakatého, kde žiadne z opatrení nemalo významný pozitívny efekt. Pre porovnanie rovnakých opatrení u rôznych druhov bolo napríklad posunutie kosenia vo Francúzsku spojené s nárastom populácie hvizdáka veľkého, kde naopak u lastúrničiaru strakatého a brehára čiernochvostého nemalo posunutie kosenia v Holandsku pozitívny efekt. Novovytvorené pobrežné habitaty vo Veľkej Británii boli pre lastúrničiaru strakatého nevyhovujúce, zatiaľ čo ich ostatné druhy využívali, medzi najpočetnejšími kalužiak červenonohý a s menším zastúpením hvizdák veľký či brehár čiernochvostý. Z toho vyplýva, že je potrebné vytvoriť zmes rozdielnych manažmentových režimov z dôvodu druhovo-špecifických rozdielov v nárokoch (Görn et al., 2015). Samozrejme v prípade vyššie zmienenej posunutého kosenia vo Francúzsku

a v Holandsku môže byť dôvodom rozdielnych výsledkov nejaký ďalší faktor. Niekde boli naopak zavedením rovnakého opatrenia pozorované veľmi podobné výsledky. Napríklad ochrana hniezd zvýšila úspešnosť liahnutia u kulíka morského v Portugalsku a u kalužiaka červenonohého vo Švédsku, ale v oboch prípadoch s negatívnym vplyvom na dospelých inkubujúcich jedincov.

Keďže sme sa zamerali na druhy, ktoré sú relevantné pre našu zemepisnú šírku, ochranárske opatrenia sa vo všetkých prípadoch týkali Európy. Celkovo bolo najviac analyzovaných opatrení z Veľkej Británie. Obnovenie pobrežných habitatov, sekacie vresovísk, obmedzenie pastvy a napokon aj AES v prírodných rezerváciách tu mali pozitívny vplyv na populácie bahniakov, takže opatrenia vo Veľkej Británii boli relatívne úspešné. V Holandsku fungovali AES viac ako 30 rokov, no napriek zavedeniu rôznych zásahov a predpisov, nebol dosiahnutý žiadaný výsledok. Vo zvyšných krajinách bolo po jednom úspešnom opatrení vo Švédsku v Taliansku, Francúzsku, Španielsku a v Dánsku. Územný rozsah nemal vplyv na efektivitu opatrení.

Celkovo najúspešnejším opatrením bolo posunutie kosenia u hvizdáka veľkého vo Francúzsku, ktorého populácie po zavedení tohto opatrenia vzrástli približne o 75%. Ďalej boli väčšinou úspešné umelo vytvorené habitaty. Konkrétne umelé ostrovy, obnovené pobrežné habitaty, prítomnosť ryžových polí či rybníkov akvakultúr. Tiež by som k nim zaradila vytvorenie nových prostredí zavedením pastvy alebo kosenia, ktoré mali takisto pozitívny efekt. Najmenej úspešná bola vo výsledku ochrana hniezd, ktorá spôsobila v oboch prípadoch zvýšenú mortalitu u dospelých jedincov, čo je z hľadiska ochrany neakceptovateľným vedľajším efektom.

Pre efektívnu ochranu bahniakov je potrebné stanoviť kedy a ako sú ich populácie limitované a ideálne zaviesť lokálne a druhovo špecifické opatrenia. Potrebné je zamerať sa na ochranu všetkých vývojových štádií a všetkých aspektov potrebných pre úspešnú reprodukciu a prežitie dospelých jedincov počas všetkých fáz ročného cyklu. Keďže sú bahniaky migrujúce vtáky, je ich ochrana potrebná v rôznych geografických oblastiach s odlišnými zásahmi. Na územiach, cez ktoré bahniaky tiahnu by mali byť zlepšené podmienky v habitatoch, ktoré sú nimi najviac využívané, respektíve pokúsiť sa o obnovu alebo vytvorenie nových stanovišť, kde by si mohli dopĺňať potrebnú energiu. Na hniezdiskách je potrebné zabezpečiť, čo najlepšie podmienky pre zvýšenie reprodukčného úspechu. V rámci AES je potrebné zabezpečiť dostatočne vysokú hladinu podzemnej vody

na jar, obmedziť hnojenie a zamerať sa na miesta, ktoré sú bahniakmi využívané najviac. Zároveň pokračovať v zavádzaní pastvy a kosenia na sekundárne zarastených lokalitách alebo iným spôsobom vytvárať nové stanovištia. Zaujímavým spôsobom je aj podpora existujúcich sietí prírodných rezervácií s udržateľnými populáciami bahniakov a ich prepojenia s AES. Zaujímavým spôsobom ako podporiť populácie bahniakov sú antropogénne vodné alebo zavlažované plochy napríklad ryžové polia, ktoré sú vhodným spôsobom ako vodu do krajiny vrátiť bez obmedzovania hospodárov, keďže ide o prospech všetkých strán. Čo sa týka ochrany hniezd pred zvýšenou predáciou je pravdepodobne potrebné nájsť nové riešenie tohoto problému a zamerať sa skôr na odstránenie príčiny zvýšenej abundancie predátorov. Ochrannárske opatrenia by mali byť globálne rozšírenejšie a lokálne dôkladnejšie.

5. ZÁVER

Na záver môžeme konštatovať, že ochrana bahniakov bola na základe dostupných štúdií v rámci Európy efektívna len čiastočne a vo väčšine prípadov nedosiahla predpokladané výsledky. Opatrenia boli síce často pozitívne spojené s početnosťou bahniakov na miestach, kde boli vykonané alebo na novovytvorených či obnovených lokalitách, avšak populácie mali naďalej klesajúci trend. Najúspešnejším opatrením z hľadiska pozitívnej zmeny v populácii bolo posunutie kosenia vo Francúzsku, kde populácia hvizdáka veľkého v danom období vzrástla približne o 75%.

Keďže častokrát neboli dosiahnuté očakávané výsledky, je potrebné sa tejto problematike naďalej venovať a opatrenia optimalizovať na základe najnovších výsledkov z vykonaných ochranárskych akcií a z nich vyplývajúcich odporúčaní. Pre zvýšenie účinnosti týchto opatrení je dôležitá spolupráca na národnej aj medzinárodnej úrovni.

Z môjho pohľadu sú pre bahniaky perspektívne ochranárske aktivity zamerané na zadržiavanie vody v krajine, vzhľadom na jej dôležitosť pre život bahniakov a tiež vzhľadom na zhoršujúcu sa situáciu spojenú so suchom.

Zoznam použitej literatúry:

- Alves, J. A., Lourenço, P. M., Piersma, T., Sutherland, W. J., & Gill, J. A. (2010). Population overlap and habitat segregation in wintering Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *Bird Study*, 57(3), 381–391.
- Atkinson, P. W., Clark, N. A., Bell, M. C., Dare, P. J., Clark, J. A., & Ireland, P. L. (2003). Changes in commercially fished shellfish stocks and shorebird populations in the Wash, England. *Biological Conservation*, 114(1), 127–141.
- Atkinson, P. W., Crooks, S., Drewitt, A., Grant, A., Rehfish, M. M., Sharpe, J., & Tyas, C. J. (2004). Managed realignment in the UK - the first 5 years of colonization by birds. *Ibis*, 146(SUPPL.1), 101–110.
- Austin, G. E., & Rehfish, M. M. (2003). The likely impact of sea level rise on wader (Charadrii) wintering on estuaries. *Journal for Nature Conservation*, 11, 43–58.
- Barter, M. A. (2006). The Yellow Sea- a vitally important staging region for migratory shorebirds. IN: Boere, G., Galbraith, C., Stroud, D. (eds.) *Waterbirds around the world. The Stationary Office, Edinburgh, UK*, 663-667.
- Beintema, A. J., & Drost, N. (1986). Migration of the Black-tailed Godwit. *Le Gerfaut*, 76(1), 37-62.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), 182–188.
- BirdLife International. (2004). *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- BirdLife International. (2015). *European Red List of Birds*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International (2018). *Species factsheet: Charadrius alexandrinus*.
- Board of Agriculture. (1996). *Environmental Sussidies 1996. Biological Diversity and Cultural Values*. Board of Agriculture, Jönköping, Sweden.
- Board of Agriculture. (1998). *Skötselhandbok för gårdens natur-och kulturvärden*. Board of Agriculture, Jönköping, Sweden.
- Board of Agriculture. (2004). *The Yearbook of Agricultural Statistics 2004*. Board of Agriculture, Jönköping, Sweden.
- Botalico, P., Bertetti, C. A., Falossi, M. (2015). Effect of noise generated by construction sites on birds (Conference Paper). INTER-NOISE 2015-44th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering 2015
- Botton, M. L., Loveland, R. E., & Jacobsen, T. R. (1994). Site selection by migratory shorebirds in Delaware Bay, and its relationship to beach characteristics and abundance of horseshoe crab (*Limulus polyphemus*) eggs. *The Auk*, 111(3), 605–616.
- Breeuwer, A., Berendse, F., Willems, F., Foppen, R., Teunissen, W., Schekkerman, H., & Goedhart, P. (2009). Do meadow birds profit from agri-environment schemes in Dutch agricultural landscapes? *Biological Conservation*, 142(12), 2949–2953.

- Brindley, E., Norris, K., Cook, T., Babbs, S., Brown, C. F., Massey, P., Yaxley, R. (1998). The abundance and conservation status of redshank nesting on saltmarshes in Great Britain. *Biological Conservation*, 86, 289–297.
- Brown, D., Wilson, J., Douglas, D., Thompson, P., Foster, S., McCulloch, N., Sheldon, R. (2015). The Eurasian Curlew - the most pressing bird conservation priority in the UK? *British Birds*, 108(November), 660–668.
- Broyer, J., Curtet, L., & Chazal, R. (2014). How to improve agri-environment schemes to achieve meadow bird conservation in Europe? A case study in the Saône valley, France. *Journal of Ornithology*, 155(1), 145–155.
- Burger, J., Carlucci, S. A., Jeitner, C. W., & Niles, L. (2007). Habitat Choice, Disturbance, and Management of Foraging Shorebirds and Gulls at a Migratory Stopover. *Journal of Coastal Research*, 235, 1159–1166.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L. (1983). The Birds of the Western Palearctic, vol 3. *Oxford University Press, Oxford*, 913 p.
- Crozé, H. (1970). Searching image in carrion crows. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 5, 1-86.
- Delany, S., Scott, D., Dodman, T., Stroud, D. (2009). An atlas of wader populations in Africa and western Eurasia. *Wageningen: Wetlands International*, 524 p.
- Del Hoyo, J. (1996). Handbook of the birds of the world, Volume 3. *Lynx Edicions, Barcelona*, 821 p.
- Descamps, S., Aars, J., Fuglei, E., Kovacs, K. M., Lydersen, C., Pavlova, O., Strøm, H. (2017). Climate change impacts on wildlife in a High Arctic archipelago – Svalbard, Norway. *Global Change Biology*, 23(2), 490–502.
- Douglas, D. J. T., Beresford, A., Selvidge, J., Garnett, S., Buchanan, G. M., Gullett, P., & Grant, M. C. (2017). Changes in upland bird abundances show associations with moorland management. *Bird Study*, 64(2), 242–254.
- Duarte, C. M. (2009). *Global Loss of Coastal Habitats Rates, Causes and Consequences. Global Loss of Coastal Habitats Rates, Causes and Consequences: Mediterranean Institute for Advanced Studies (IMEDEA), Spanish National Research Council (CSIC)-University of the Balearic Islands (UIB), Esporles, Mallorca, Spain.*
- Durant, D., Tichit, M., Kernéis, E., & Fritz, H. (2008). Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: Integrating ecological and livestock system perspectives - A review. *Biodiversity and Conservation*, 17(9), 2275–2295.
- EBCC. (2015). Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. European Bird Census Council.
- Fasola, M., & Ruíz, X. (1996). The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean region. *Colon Waterbirds*, 19, 122-128.
- Ferreira-Rodriguez, N., & Pombal, M. A. (2018). Predation pressure on the hatching of the Kentish plover (*Charadrius alexandrinus*) in clutch protection projects: a case study in north Portugal. *Wildlife Research*, 45(1), 55–63.

- Figuerola, J. (2007). Climate and Dispersal: Black-Winged Stilts Disperse Further in Dry Springs. *PLoS ONE*, 2(6).
- Flint, V. E., Boehme, R. L., Kostin, Y. V., Kuznetsov, A. A., Bourso-Leland, N. (1984). A field guide to birds of Russia and adjacent territories. *Princeton University Press*, 353 p.
- Gill, J. A., Norris, K., Potts, P. M., Gunnarsson, T. G., Atkinson, P. W., & Sutherland, W. J. (2001). The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature*, 412, 436.
- Görn, S., Schulze, F., & Fischer, K. (2015). Effects of fen management on bird communities in north-eastern Germany. *Journal of Ornithology*, 156(1), 287–296.
- Goss-Custard, J. D., & Verboven, N. (1993). Disturbance and feeding shorebirds on the Exe estuary. *Wader Study Group Bulletin*, 68, 59–66.
- Halada, L., Halabuk, A., Gajdoš, P. (2011). Poľnohospodárksa krajina s vysokými prírodnými hodnotami. *Životné prostredie*, 45(1), 12-16 .
- Hopkins, A., & Holz, B. (2006). Grassland for Agriculture and Nature Conservation: Production, Quality and Multi-functionality. *Agronomy Research*, 4, 3-20.
- Hudec, K., & Šťastný, K. (2005). Fauna ČR. Ptáci-Aves díl II/1. *Academia, Praha*, 1300 p.
- Hulscher, J. B., & Verhulst, S. (2003). Opkomst en neergang van de Scholekster *Haematopus ostralegus* in Friesland in 1966-2000. *Limosa*, 76(1), 11–22.
- Isaksson, D., Wallander, J., & Larsson, M. (2007). Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest exclosures. *Biological Conservation*, 136(1), 136–142.
- Iwamura, T., Fuller, R. A., & Possingham, H. P. (2014). Optimal Management of a Multispecies Shorebird Flyway under Sea-Level Rise. *Conservation Biology*, 28(6), 1710–1720.
- Kelin, C., Qiang, X. (2006). Conserving migratory shorebirds in the Yellow Sea region. IN: Boere, G., Galbraith, C., Stroud, D. (eds.) Waterbirds around the world. *The Stationery Office, Edinburgh, UK*, 319 p.
- Kentie, R., Both, C., Hooijmeijer, J. C. E. W., & Piersma, T. (2015). Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *Ibis*, 157(3), 614–625.
- Kentie, R., Hooijmeijer, J. C. E. W., Trimbos, K. B., Groen, N. M., & Piersma, T. (2013). Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 243–251.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., & Gilissen, N. (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413(6857), 723–725.
- Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European schemes in and promoting conserving biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 947–969.
- Kleijn, D., & Van Zuijlen, G. J. C. (2004). The conservation effects of meadow bird

- agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989-1995. *Biological Conservation*, 117(4), 443–451.
- Kokko, H., & Sutherland, W. W. J. W. J. (2001). Ecological traps in changing environments: ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect. *Evolutionary Ecology Research*, 3(5), 537–551.
- Kubelka, V. (2017). Východoasijský opeřený klenot. *Vesmír*, 95(146), 344-346.
- Ławicki, Ł., & Wylegała, P. (2011). Recent data on the declining breeding population of Eurasian Curlew *Numenius arquata* in western Poland. *Wader Study Group Bulletin*, 118(1), 14–17.
- Malpas, L. R., Smart, J., Drewitt, A., Sharps, E., & Garbutt, A. (2013). Continued declines of Redshank *Tringa totanus* breeding on saltmarsh in Great Britain: is there a solution to this conservation problem? *Bird Study*, 60(3), 370–383.
- Manton, M., Angelstam, P., Milberg, P., & Elbakidze, M. (2016). Wet grasslands as a green infrastructure for ecological sustainability: Wader conservation in Southern Sweden as a case study. *Sustainability (Switzerland)*, 8(4).
- Márquez-Ferrando, R., Figuerola, J., Hooijmeijer, J. C. E. W., & Piersma, T. (2014). Recently created man-made habitats in Doñana provide alternative wintering space for the threatened Continental European black-tailed godwit population. *Biological Conservation*, 171, 127–135.
- McCulloch, M. N., Tucker, G. M., & Baillie, S. R. (1992). The hunting of migratory birds in Europe: a ringing recovery analysis. *Ibis*, 134, 55–65.
- Melman, T. C. P., Schotman, A. G. M., Hunink, S., & de Snoo, G. R. (2008). Evaluation of meadow bird management, especially black-tailed godwit (*Limosa limosa* L.), in the Netherlands. *Journal for Nature Conservation*, 16(2), 88–95.
- Melville, D. S., Gerasimov, Y. N., Moores, N., Yat-tung, Y., & Bai, Q. (2014). Conservation assessment of Far Eastern Oystercatcher *Haematopus [ostralegus] osculans*. *International Wader Studies*, (20), 129–154.
- Milsom, T. P., Langton, S. D., Parkin, W. K., Peel, S., Bishop, J. D., Hart, J. D., & Moore, N. P. (2000). Habitat models of bird species' distribution: An aid to the management of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology*, 37(5), 706–727.
- Mischenko, A. L., & Sukhanova O. V. (2016). Response of wader populations in the Vinogradovo Floodplain (Moscow Region, Russia) to changes in agricultural land use and spring flooding. *Wader Study*, 123(2), 136-142.
- Moreira, F. (1997). The importance of shorebirds to energy fluxes in a food web of a south European Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(1), 67–78.
- Myers, J. P. (1983). Conservation of migrating shorebirds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. *American Birds*, 37(1), 23–25.
- Myers, J. P., Morrison, R. I. G., Antas, P. Z., Harrington, B. A., Thomas, E., Sallaberry, M., Tarak, A. (1987). Conservation Strategy for Migratory Species. *American Scientist*, 75(1), 18–26.

- Newton, I. (1998). Weather. IN: Newton, I. (eds.) Population limitations in birds. *Academic Press, London*, 287-317.
- Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: An appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, *146*(4), 579–600.
- Nol, E., Blanken, M. S., Flynn, L. (1996). Sources of variation in clutch size, egg size and clutch completion dates of semipalmated plovers in Churchill Manitoba. *The Condor*, *99*, 389-396.
- O'Brien, M., & Wilson, J. D. (2011). Population changes of breeding waders on farmland in relation to agri-environment management. *Bird Study*, *58*(4), 399–408.
- Olsen, H., & Schmidt, N. M. (2004). Impacts of wet grassland management and winter severity on wader breeding numbers in eastern Denmark. *Basic and Applied Ecology*, *5*(2), 203–210.
- Oosterveld, E. B., Nijland, F., Musters, C. J. M., & de Snoo, G. R. (2011). Effectiveness of spatial mosaic management for grassland breeding shorebirds. *Journal of Ornithology*, *152*(1), 161–170.
- Oppel, S., Burns, F., Vickery, J., George, K., Ellick, G., Leo, D., & Hillman, J. C. (2014). Habitat-specific effectiveness of feral cat control for the conservation of an endemic ground-nesting bird species. *Journal of Applied Ecology*, *51*(5), 1246–1254.
- Ottvall, R. (2005). Boöverlevnad hos strandängshäckande vadare: Den relativa betydelsen av predation och trampsador av betesdjur. *Ornis Svecica*, *15*(2), 89–96.
- Ottvall, R., & Smith, H. G. (2006). Effects of an agri-environment scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *113*(1–4), 264–271.
- Pauliny, A., Larsson, M., & Blomqvist, D. (2008). Nest Predation Management: Effects on Reproductive Success in Endangered Shorebirds. *Journal of Wildlife Management*, *72*(7), 1579–1583.
- Pearce-Higgins, J., & Grant, M. C. (2006). Relationships between bird abundance and the composition and structure of moorland vegetation: Capsule Variations in the composition, structure and heterogeneity of moorland vegetation are shown to affect the abundance of eight of nine moorland bird speci. *Bird Study*, *53*(2), 112–125.
- Piersma, T., & Baker, A.J. (2000). Life history characteristics and the conservation of migratory shorebirds. IN: Gosling, L.M., & Sutherland, W.J. (eds.) Behaviour and conservation. *Cambridge University Press, Cambridge*, 105-124.
- Piersma, T., & Lindström, Å. (2004). Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis*, *146*(SUPPL.1), 61–69.
- Qualset, C. O., McGuire, P.E., Warburton, M. L. (1995). "Agrobiodiversity" Key to Agricultural Productivity. *California Agriculture*, *49*, 45-49.
- Rendón, M. A., Green, A. J., Aguilera, E., & Almaraz, P. (2008). Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biological Conservation*, *141*(5), 1371–1388.

- Roodbergen, M., van der Werf, B., & Hötker, H. (2012). Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: Review and meta-analysis. *Journal of Ornithology*, *153*(1), 53–74.
- Sánchez-Guzmán, J. M., Morán, R., Masero, J. A., Corbacho, C., Costillo, E., Villegas, A., & Santiago-Quesada, F. (2007). Identifying new buffer areas for conserving waterbirds in the Mediterranean basin: The importance of the rice fields in Extremadura, Spain. *Biodiversity and Conservation*, *16*(12), 3333–3344.
- Scarton, F., Cecconi, G., & Valle, R. (2013). Use of dredge islands by a declining European shorebird, the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Wetlands Ecology and Management*, *21*(1), 15–27.
- Schekkerman, H., & Beintema, A. J. (2007). Abundance of invertebrates and foraging success of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* chicks in relation to agricultural grassland management. *Ardea*, *95*(1), 39–54.
- Schekkerman, H., Teunissen, W., & Oosterveld, E. (2008). The effect of “mosaic management” on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *Journal of Applied Ecology*, *45*(4), 1067–1075.
- Schekkerman, H., Teunissen, W., & Oosterveld, E. (2009). Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: Influence of predation and agriculture. *Journal of Ornithology*, *150*(1), 133–145.
- Sexson, M. G., & Farley, G. H. (2012). Snowy plover nest survival in Kansas and effective management to counter negative effects of precipitation. *Journal of Wildlife Management*, *76*(8), 1587–1596.
- Seymour, A. S., Harris, S., Ralston, C., & White, P. C. L. (2003). Factors influencing the nesting success of Lapwings *Vanellus vanellus* and behaviour of Red Fox *Vulpes vulpes* in Lapwing nesting sites. *Bird Study*, *50*(1), 39–46.
- Sharps, E., Garbutt, A., Hiddink, J. G., Smart, J., & Skov, M. W. (2016). Light grazing of saltmarshes increases the availability of nest sites for Common Redshank *Tringa totanus*, but reduces their quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *221*, 71–78.
- Smart, J., Wotton, S. R., Dillon, I. A., Cooke, A. I., Diack, I., Drewitt, A. L., Gregory, R. D. (2014). Synergies between site protection and agri-environment schemes for the conservation of waders on lowland wet grasslands. *Ibis*, *156*(3), 576–590.
- Stroud, D. A., Baker, A., Blanco, D. E., Davidson, N. C., Delany, S., Granter, B., Gill, R., González, P., Haanstra, L., Morrison, R. I. G., Piersma, T., Scott, D. A., Thorup, O., West, R., Wilson, J., & Zöckler, C. (2006). The conservation and population status of the world's waders at the turn of the millennium. IN: Boere, G. C. et al.(eds.) *Waterbirds around the world The Stationery Office, Edinburgh*, 643-648.
- Tan, L. X. L., Buchanan, K. L., Maguire, G. S., & Weston, M. A. (2015). Cover, not caging, influences chronic physiological stress in a ground-nesting bird. *Journal of Avian Biology*, *46*(5), 482–488.
- Teunissen, W., Schekkerman, H., Willems, F., & Majoor, F. (2008). Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa*

- limosa in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis*, 150(SUPPL.1), 74–85.
- Thyen, S., & Exo, K. (2003). Wadden Sea saltmarshes: Ecological trap or hideaway for breeding Redshanks *Tringa totanus*? *Wader Study Group Bulletin*, (100), 43–46.
- Trewek, J., José, P., Benstead, P. (2001). Mokré lúky. Průručka ochrany a manažment aluviálnych a prímorských lúk. *Daphne-Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava*, 172 p.
- Vahl, W. K., Van Der Meer, J., Weissing, F. J., Van Dullemen, D., & Piersma, T. (2005). The mechanisms of interference competition: Two experiments on foraging waders. *Behavioral Ecology*, 16(5), 845–855.
- van de Kam, J., Ens, B. J., Piersma, T., & Zwarts, L. (2004). Shorebirds: An Illustrated Behavioural Ecology, 107(1), 188–189.
- van de Pol, M., Atkinson, P. W., Blew, J., Crowe, O., Delany, S., Duriez, O., Yésou, P. (2014). A global assessment of the conservation status of the nominate subspecies of Eurasian Oystercatcher *Haematopus ostralegus ostralegus*. *International Wader Studies*, 20(20), 47–61.
- Vickery, J. A., Bradbury, R. B., Henderson, I. G., Eaton, M. A., & Grice, P. V. (2004). The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation*, 119(1), 19–39.
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., & Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grassland in Britain: effects of agricultural practice on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 647–664.
- Vlček, J. (2014). Moderní pohled na fylogenezi bahňáku. *Vanellus*, 9, 69-76.
- West, A. D., Goss-Custard, J. D., Dit Durell, S. E. A. L. V., & Stillman, R. A. (2005). Maintaining estuary quality for shorebirds: Towards simple guidelines. *Biological Conservation*, 123(2), 211–224.
- Wetlands International. (2012). Waterbird Population Estimates: 5th Edition.
- Wetlands International. (2015). Waterbird Population Estimates.
- Wetlands International. (2016). Waterbird Population Estimates.
- Wiggers, J. M. R. (Hanneke), Ruijven, J. van, Schaffers, A. P., Berendse, F., & Snoo, G. R. de. (2015). Food Availability for Meadow Bird Families in Grass Field Margins. *Ardea*, 103(1), 17–26.
- Wiggers, J. M. R. H., van Ruijven, J., Berendse, F., & de Snoo, G. R. (2016). Effects of grass field margin management on food availability for Black-tailed Godwit chicks. *Journal for Nature Conservation*, 29, 45–50.
- Wilson, J. D., Anderson, R., Bailey, S., Chetcuti, J., Cowie, N. R., Hancock, M. H., ... Thompson, D. B. A. (2014). Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation. *Journal of Applied Ecology*,

51(1), 204–213.

Zarnetske, P. L., Seabloom, E. W., & Hacker, S. D. (2010). Non-target effects of invasive species management: Beachgrass, birds, and bulldozers in coastal dunes. *Ecosphere*, 1(5), 1-20.

Internetové zdroje:

Martha Rojas- Urrego secretary general ramsar convention on wetlands on world. Ramsar.org [online]. © 2014-2018 [cit. 2017-09-05]. Dostupné z: <https://www.ramsar.org/news/statement-by-martha-rojas-urrego-secretary-general-ramsar-convention-on-wetlands-on-world>

IUCN Red list of waders. Waderquest.org [online]. © 2012-2018 [cit.2018-06-12]. Dostupné z: <http://www.waderquest.org/2016/12/iucn-red-list-of-waders.html>

IUCN, International Union for Conservation of Nature. Iucn.org [online]. © 2018 [cit. 2018-05-03]. Dostupné z: <https://www.iucn.org/>

IPCC, The Intergovernmental Panel on Climate Change. Ipcch.ch [online]. © 2018 [cit. 2018-05-03]. Dostupné z: <http://www.ipcc.ch/>