

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
Katedra obecné zootechniky a etologie



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vyhodnocení úmrtnosti a stanovištní věrnosti reintrodukovaných
sojkovců dvoubarvých (*Garrulax bicolor*) v rámci In-situ
záchranného programu**

doktorská disertační práce

Autor: **Ing. Tomáš Bušina**
Školitel: **prof. RNDr. Karel Šťastný, CSc.**
Konzultant: **Ing. Marek Kouba, Ph.D.**

Praha 2018

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „**Vyhodnocení úmrtnosti a stanovištní věrnosti reintrodukovaných sojkovců dvoubarvých (*Garrulax bicolor*) v rámci In-situ záchranného programu**“ vypracovala samostatně a použil jsem pouze pramenů, které cituji a uvádím v seznamu použité literatury.

V Praze dne 4. 9. 2018

Ing. Tomáš Bušina

Poděkování

Rád bych poděkoval prof. RNDr. Karlovi Šťastnému, CSc. za jeho ochotu, s níž se ujal pozice vedoucího této disertační práce po náhlém skonu doc. Ing. Lukáše Jebavého, CSc., jehož památce je věnována.

Děkuji doc. Ing. Heleně Chaloupkové, Ph.D. za její bezmeznou podporu, kterou mi jako vedoucí katedry po celou dobu mého studia poskytovala.

Rovněž děkuji Dr. Nursahara Pasaribu, M.Sc. z University of North Sumatra v Indonésii, která zaštiťovala veškerou výzkumnou činnost probíhající na Sumatře.

Dále bych rád poděkoval všem, kteří se jakýmkoliv způsobem podíleli na vzniku a realizaci této disertační práce. Jmenovitě děkuji Ing. Markovi Koubovi, Ph.D. za jeho neutuchající ochotu seznámit mě s radiovou telemetrií, vyhodnocováním prostorových dat, vědeckou prací jako takovou a za korektury textů, které mi pomáhaly zvyšovat kvalitu mé vědecké práce. Dále děkuji RNDr. Vladimíře Czernekové, Ph.D. za pomoc při řešení problému určování pohlaví sojkovců dvoubarvých, Mgr. Daně Adamové, Ph.D. a Mgr. Matyášovi Adamovi, Ph.D. za nesčetné konzultace, rady a připomínky, Ing. Janu Hanelovi, Pavlovi Hospodářskému, Ing. Františkovi Příbrskému a řadě dalším.

Za poskytnutí materiálního, finančního a profesního zázemí děkuji Katedře obecné zootechniky a etologie, Zoo Liberec a Zoo Ostrava. Nemalý dík patří také Indonéské neziskové organizaci ISCP, díky které bylo možné celý projekt zrealizovat.

V neposlední řadě děkuji celé své rodině za podporu po celou dobu mého studia a Katarzynie Markowskiej za její trpělivost, lásku a oporu, kterou mi vždy poskytovala

Obsah

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Literární rešerše..... | 3 |
| 1.1 | Problematika ochrany ptactva v Indonésii | 3 |
| 1.1.1 | Historie a současné hrozby | 3 |
| 1.1.2 | Indonéská legislativa a mezinárodní spolupráce | 6 |
| 1.2 | Sojkovec dvoubarvý (<i>Garrulax bicolor</i>)..... | 8 |
| 1.2.1 | Charakteristika druhu | 8 |
| 1.2.2 | Ochrana cílového druhu | 11 |
| 1.2.3 | In-situ a ex-situ záchranné programy | 12 |
| 1.3 | Reintrodukce a ostatní záchranné přesuny | 14 |
| 1.3.1 | Popis a typy rehabilitačních programů | 14 |
| 1.3.2 | Metody vypouštění a nejčastější příčiny neúspěchu | 16 |
| 1.4 | Radio-telemetrie a monitoring ptáků | 18 |
| 1.4.1 | Domovský okrsek a jeho stanovení | 19 |
| 1.4.2 | Vyhodnocení úmrtnosti | 20 |
| 1.4.3 | Vyhodnocení stanovištní věrnosti | 21 |
| 1.5 | Monitoring ptačích trhů..... | 22 |
| 2 | Cíle práce a hypotézy | 24 |
| 2.1 | Cíle disertační práce | 24 |
| 2.2 | Hypotézy | 25 |
| 3 | Publikované práce | 26 |
| 3.1 | Článek I. | 27 |
| 3.2 | Článek II..... | 37 |
| 3.3 | Článek III. | 51 |
| 3.4 | Článek IV. | 54 |
| 4 | Sumární diskuse | 63 |
| 5 | Závěr | 70 |
| 5.1 | Doporučení..... | 70 |
| 6 | Grantová podpora..... | 72 |
| 7 | Seznam použité literatury..... | 73 |

Abstrakt

Záchranné programy využívající reintrodukci jsou jednou z možností ochrany světové biodiverzity. Sojkovec dvoubarvý (*Garrulax bicolor*), jeden z málo prostudovaných endemických pěvců ostrova Sumatry, zaznamenal v poslední době výrazný populační pokles v důsledku ilegálního lovu a ztráty přirozeného prostředí. Jelikož řada subpopulací byla zcela vylovena a zbývající jsou silně zredukovány, vyvstala urgentní potřeba zavedení ochranných opatření. V rámci této studie bylo proto provedeno experimentální vypuštění rehabilitovaných sojkovců dvoubarvých pocházejících z volné přírody s cílem ověřit možnosti jejich reintrodukce. Dále byl proveden dlouhodobý monitoring ptačích tržišť v Medanu, který měl přinést chybějící kvalitativní a kvantitativní data reflektující riziko, jenž trh představuje.

Celkem byly vypuštěny a pomocí radio-telemetrie (ocasní vysílačky, < 2 g) sledovány čtyři páry sojkovců (n = 8 jedinců). Následně byla vyhodnocena jejich úmrtnost a pohybová aktivita v době po vypuštění. Během této monitorovací doby trvající 21 dní bylo potvrzeno pouze jedno úmrtí. Věrnost lokalitě vypuštění byla nižší u samic, které ji opustily už v průběhu prvního týdne. Z tohoto důvodu byla prostorová data vyhodnocena pouze u samců; s použitím metody minimálního konvexního polygonu byly stanoveny domovské okrsky zahrnující místa výskytu jedinců během prvních šesti dnů po vypuštění umožňující objektivní srovnání všech sledovaných samců. Průměrná velikost okrsku byla stanovena na $35,18 \pm 8,5$ ha (\pm střední chyba průměru); rozloha okrsků se pohybovala v rozmezí 17,25 – 50,95 ha. Vyhodnocení samčí disperze za použití Kruskal-Wallisova testu neprokázalo rozdíl v hodnotách průměrných vzdáleností od vypouštěcí voliéry v průběhu prvních šesti dnů po vypuštění. Do monitoringu trhu trvajícího dva roky bylo zahrnuto deset prodejců ze dvou hlavních tržišť, kteří zaznamenávali skutečný počet obchodovaných jedinců. Z důvodu komplexnosti a rozsahu dat byla však vyhodnocena pouze část výsledků. Přestože byl na trzích zaznamenán pokles výskytu sojkovců dvoubarvých, bylo na tržišti Jl. Bintang v období 2015 – 2016 zobchodováno celkem 2610 jedinců. Celková úmrtnost činila 16 %. Zjistilo se, že úmrtnost se signifikantně lišila v průběhu roku, nebyla však závislá na počtu měsíčně prodávajících jedinců. Tato studie předkládá výsledky vůbec prvního zpětného vypouštění sojkovce dvoubarvého do jeho původního prostředí, umožňuje seznámit se s chováním cílového druhu po vypuštění, jeho biologií a poskytuje tak základní informace nezbytné pro management jeho budoucí ochrany. Dále přináší doposud chybějící informace o trhu s tímto druhem, jeho rozsahu a vývoji.

Klíčová slova: reintrodukce, domovský okrsek, disperze, ptačí trh

Abstract

Restoration programs, including reintroductions, are one of the options for the preservation of global biodiversity. The Sumatran Laughingthrush (*Garrulax bicolor*), a little known endemic passerine to Sumatra Island, currently suffers from serious population decline due to the intense illegal wildlife trade and habitat loss. Most of the local subpopulations were extirpated and the remaining have been diminished, thus urgent need for conservation steps have arisen. In this study we carried out experimental soft-release of rehabilitated Sumatran Laughingthrush, originated from the wild. This was done in order to provide basic information about its abilities to settle in new environment. Furthermore, long-term monitoring of main bird markets in Medan, which delivered missing qualitative and quantitative data reflecting the threat poses by it, has been conducted.

We released four SL pairs ($n = 8$ individuals) in total and, by using radio-telemetry (< 2 g tail-mounted tags), we assessed their survival rate and movement patterns. During the post-release period lasting three weeks, only one death was directly confirmed. Affinity to release site was lower in females which left the release site within the first week after release, compared to males which remained at the release site for up to three times longer. Therefore, only the males' home range sizes were calculated using Minimum Convex Polygon method. As a standardized measure only the first six days following release were included and 6-days home ranges were estimated as follows: 35.18 ± 8.5 ha (mean \pm SE) with range 17.25 – 50.95 ha ($n = 4$ males). Using Kruskal-Wallis test, we have not found significant differences in males' distances from the release aviary with increasing days following release. In total, 10 vendors from two main bird markets were engaged in 2-years monitoring. Information of all traded birds were anonymously written down by vendors themselves. However, due to the complexity and extent of data set, only part of the results were evaluated at the time of dissertation composing. Despite a considerable decline in market supply, 2610 wild-caught individuals in total were traded in the period 2015 – 2016. Total market mortality reached 16%. Mortality varied significantly during the year but was not dependent on the number of traded individuals each month. As far as we know, this is the first field radio-tracking study regarding Sumatran Laughingthrush and its post-release behaviour. Novel pieces of information provided by this study are crucial for protection management of this species. Moreover, we provide missing pieces of information about Sumatran Laughingthrush trade, its size and alarming trend.

Key words: reintroduction, home range, dispersal, bird market

1 Literární rešerše

1.1 Problematika ochrany ptactva v Indonésii

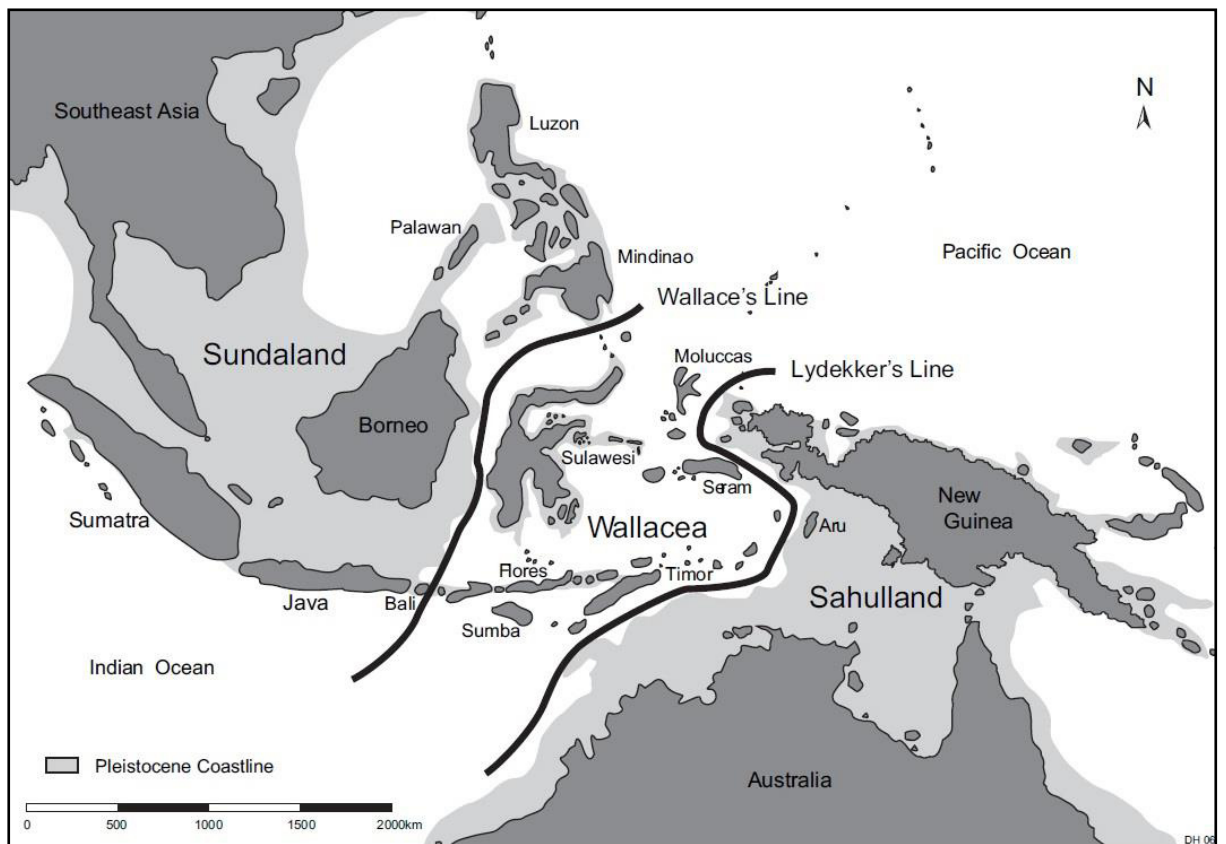
1.1.1 Historie a současné hrozby

Indonésie, ostrovní stát jihovýchodní Asie, je tvořena 17 508 ostrovy rozkládajícími se v rovníkové oblasti mezi Indickým a Tichým oceánem. V pleistocénu během poslední doby ledové došlo vlivem změny klimatu k poklesu hladin oceánů o více jak sto metrů. Tento pokles odhalil Sundský pevninský šelf a spojil tak malajský poloostrov, Sumatru, Jávu, Borneo a jejich okolní ostrůvky s kontinentální Asií. Souběžně došlo k obnažení arafurského a timorského mořského dna tvořících Sahelský pevninský šelf a spojení australského kontinentu s ostrovem Nová Guinea a některými přilehlými ostrůvky (Metcalf et al., 2001). To umožnilo migraci a rozšíření areálů výskytu mnoha zástupců fauny obou přilehlých zoogeografických oblastí, které se střetly přibližně v oblasti Velkých a Malých Sund (Gunnell, 2013) (obr. 1). Zpětné zvýšení hladiny oceánů zapříčinilo opětovnou izolaci jednotlivých ostrovních oblastí, což postupně vedlo ke vzniku řadě nových druhů (alopatická speciace). Z tohoto důvodu patří Indonésie v dnešní době k zemím s největší druhovou diverzitou a je zařazena do seznamu tzv. „horkých míst biodiverzity“ (Biodiversity Hotspots) (Myers et al., 2000). V současnosti se v Indonésii vyskytuje celkem 1712 ptačích druhů, z toho více jak třetina (493 druhů) je endemických. Kromě toho se zde vyskytuje celkem 155 celosvětově ohrožených druhů ptactva, což je v porovnání s ostatními státy jihovýchodní Asie nejvíce. V globálním měřítku pak Indonésie zaujímá druhou pozici hned za Brazílií, se 169 druhy (Birdlife, 2017a). Indonésie je tak považována za jednu z klíčových zemí při ochraně celosvětové biodiverzity (Sodhi et al., 2004; Sodhi & Brook, 2006; De Bruyn et al., 2014).

V dnešní době se Indonésie, podobně jako řada ostatních zemí jihovýchodní Asie, potýká s problémem masivního odlesňování za účelem těžby dřeva a přeměny lesních porostů na hospodářsky obdělávatelnou půdu. V období 2000 – 2012 bylo v Indonésii vytěženo přibližně 6 mil. ha primárních deštných lesů, což bylo dokonce více než v Brazílii (Margono, 2013; Margono et al., 2014). Průvodním jevem této přeměny je rapidní snižování podílů ploch pralesních porostů a celkový pokles biodiverzity (Koh & Wilcove, 2008). To je doprovázeno degradací a fragmentací krajiny, což má negativní vliv na vagilitu řady druhů a jejich populační strukturu, a to především těch, které jsou vázané na souvislé lesní porosty (Bélisle et al., 2001; Castellon & Sieving, 2006; Kennedy & Marra, 2010; Powell & Stouffer, 2014). Zvláště citlivými k fragmentaci krajiny se projeví hmyzožravé pozemní druhy ptactva a druhy

středních pater tropických lesů, pro které se stává otevřená krajina nepřekonatelnou bariérou (Lovejoy et al., 1986; Sieving et al., 1996; Sieving & Karr, 1997). Omezená mobilita a izolovanost snižuje genetickou diverzitu populací a zvyšuje náchylnost k výkyvům prostředí (výskyt onemocnění, přírodní disturbance apod.), což může vést až lokálnímu vyhynutí (Newmark, 1991; Turner, 1996; MacNally & Bennett, 1997; Stratford & Stouffer, 1999; Parker et al., 2008).

Obr. 1 Mapa znázorňující pokles hladiny oceánů a vznik pevninských mostů v období pleistocénu.



(převzato: Smithsonian National Museum of Natural History, 2016)

S fragmentací krajiny také úzce souvisí vznik tzv. okrajových efektů (edge effect). Pojem okrajový efekt v sobě zahrnuje několik jevů, obecně však popisuje odlišnost ekologických procesů probíhajících na rozhraní dvou společenstev, tzv. ekotonu. Tato přechodná zóna mívá obecně vyšší druhovou diverzitu, jelikož se zde vyskytují druhy obou hraničních společenstev a navíc specifické druhy charakteristické právě pro ekoton. Při fragmentaci krajiny však dochází k zvyšování poměru ekotonů vůči zmenšujícím se neporušeným celkům a narušením ekologických vztahů. Negativní vliv okrajových efektů lze pozorovat napříč celým ekosystémem. Byl pozorován např. při vyhodnocování botanického složení narušeného

společenstva (Fox et al., 1997; Mesquita et al., 1999), negativně působí na dynamiku populací herpetofauny (Díaz et al., 2000; Kumar et al., 2002; Lehtinen & Ramanamanjato, 2006) či snižuje hnízdní úspěšnost ptáků (Keyser et al., 1998; Manolis et al., 2002; Batary & Baldi, 2004). K fragmentaci krajiny dochází i „nepatrným“ narušením společenstva, jako např. vybudováním lesní cesty. Ta může zvyšovat míru pronikání predátorů, především feralizovaných šelem, hlouběji do dříve nenarušených oblastí (May & Norton, 1996; Lacerda et al., 2009). Další negativní vliv fragmentace krajiny popsali Harris et al. (2017) na ostrově Sumatra, kde dochází k výraznému rozvoji a budování silničních sítí. Ty umožňují místním lovcům ptactva snadnější přístup do dříve nepřístupných oblastí a lov se tak stává výraznou hrozbou pro stávající populace. Navíc jsou společenstva ohrožena požáry vznikajícími při nelegálním vypalování, které se provádí právě poblíž cest (Adeney et al., 2009).

Další, neméně výrazný faktor, který se významně podílí na zvyšování ohroženosti řady druhů asijské avifauny, je nelegální a dlouhodobě neudržitelný lov a obchod s divokými zvířaty (Shepherd et al., 2004; Shepherd, 2013; Harris et al., 2015) (obr. 2). Ten se snaží uspokojit stále se zvyšující poptávku po ptactvu z volné přírody, které je kvůli svému výraznému zpěvu či pestrobarevnému zbarvení chováno v zajetí. Tato záliba chovu ptáků v zajetí, především pěvců (Passeriformes) (Jepson & Ladle, 2009), je nejen v Indonésii silně kulturně i historicky zakořeněna (Whitten et al., 1996; Jepson & Ladle, 2005) a přivedla již řadu asijských druhů, jako např. majnu Rothschildovu (*Leucopsar rothschildi*) (van Balen et al., 2000), špačka černokřídlého (*Sturnus melanopterus*) (Collar et al., 2012), sojkovce rezavočelého (*Garuulax rufifrons*) (Collar & van Balen, 2013) nebo krasku krátkoocasou (*Cissa thalassina*) (Owen et al., 2014) na hranici vymření. S rozvojem technologií a neustálým nárůstem popularity sociálních sítí se ilegální trh s ptáky přesunul také do této sféry. Hlavním problémem je, že ptáci jsou prodáváni v rámci uzavřených komunit a jakákoliv kontrola a regulace tohoto anonymního online trhu je v podstatě nemožná (Iqbal, 2015). Historicky byli ptáci loveni a drženi v zajetí především z důvodu zvýšení sociálního postavení jejich majitele (Whitten et al., 1996; Jepson & Ladle, 2009; Shepherd, 2013). V dnešní době nehraje sociální statut ve společenském životě Indonésanů tak důležitou roli jako v minulosti, přesto majitelé ptáků požívají v užším okruhu soukmenovců většího respektu. Zvláště jedná-li se o ohrožený, respektive legislativně chráněný druh či vítěze soutěží ve zpěvu (songbird competition). Tyto soutěže jsou v Indonésii v posledních letech na vzestupu a stávají se tak další významnou hrozbou pro řadu pěvců (Jepson & Ladle, 2009; Harris et al., 2015; 2017). Vysoká poptávka na černém trhu není pouze po ptácích samotných, ale i po jejich různých tělních partiích, jako např. mohutné zobáky kriticky ohroženého zoborožce štítnatého (*Rhinoplax vigil*), jehož populace jsou v posledních letech pod

obrovským tlakem pytláků (Beastall et al., 2016). Jeho masivní rohovinový útvar nad zobákem je využíván čínskými řezbáři k výrobě „uměleckých“ předmětů určených pro mezinárodní trh (Collar, 2015). V roce 2015 byla na čínském trhu tato „červená slonovina“, jak je na černém trhu tradičně označována, dokonce pětkrát dražší než slonovina pravá (EIA, 2015).

Obr. 2 Ptačí trh v Medanu (Severní Sumatra) nabízející jak domestikovanou drůbež, tak kriticky ohrožené druhy divokých zvířat různých taxonů, především ptactva.



(Bušina, 2016)

1.1.2 Indonéská legislativa a mezinárodní spolupráce

Indonéský zákon na ochranu přírodních zdrojů a ekosystémů (Act of Republic of Indonesia No. 5 of 1990 Conservation of living resources and their ecosystems) rozděluje rostlinné a živočišné druhy na chráněné a nechráněné. Chráněné mohou být jak celé čeledě, např. ledňáčkovití (Alcedinidae), jestřábovití (Accipitridae), zoborožcovití (Bucerotidae), tak jednotlivé druhy, např. majna Rothschildova nebo sojkovec rezavočelý. Jejich lov, transport, prodej a držení v zajetí jak živých jedinců, tak i částí jejich těl je striktně zakázáno. Naproti tomu nechráněné druhy mohou být loveny, transportovány a prodávány na základě stanovených kvót vydávaných Ministerstvem životního prostředí a lesního hospodářství (Kementerian Lingkungan Hidup dan Kehutanan). Tyto kvóty jsou stanoveny jednou ročně a zvláště pro každou provincii (Kuota Pengambilan Tumbuhan Alam dan Penangkapan Satwa Liar). Lov,

transport a prodej nechráněných druhů je regulován vyhláškou Ministerstva lesnictví (No. 447/Kpts-11/2003revidované z vyhlášky No. 62/Ktps-II/1998), která specifikuje podmínky vydávání licencí nezbytných pro tyto činnosti a výkonný kontrolní orgán, kterým je Agentura pro ochranu přírody (Balai Konservasi Sumber Daya Alam, BKSDA) (Shepherd, 2006; 2011). Indonésie také patří mezi signatáře Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin známé jako CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), která byla implementována do národní legislativy a společně s kvótovým systémem reguluje mezinárodní obchod, avšak pouze s původními druhy (Shepherd, 2006; Chng et al., 2015). Další formou ochrany indonéské avifauny je vyhlášení chráněných oblastí, kterých je v Indonésii k dnešnímu dni celkem 646 (zahrnuty suchozemské i mořské), z toho 50 národních parků (UNEP-WCMC, 2017). Indonésie je také partnerem světové asociace ochránářských organizací BirdLife International a pod záštitou národní organizace ochrany ptactva Burung Indonesia identifikovala 225 významných ptačích území (Important Bird Area, IBA) a 38 endemických ptačích území (Endemic Bird Area, EBA), která se snaží chránit (Birdlife, 2017a).

Z výše popsaného je patrné, že legislativní ochrana druhů v Indonésii je dostatečně zabezpečena. Hlavním problémem však zůstává laxní přístup orgánů státní správy, přehlížení porušování zákonů na ochranu přírody a nedostatečné vymáhání jejich dodržování, následná persekuce a také vysoká míra korupce (Chng et al., 2015; 2016; Eaton et al., 2015; Iqbal, 2015; Shepherd et al., 2016; Harris et al., 2017). Zvyšující se mezinárodní povědomí o kritické situaci a rozvoji černého trhu s volně žijícím ptactvem v jihovýchodní Asii a nedávné události, kdy bylo v Indonésii zadrženo několik obrovských nelegálních zásilek divokých ptáků určených nejen pro tamní trh (Jacobson, 2015; TRAFFIC, 2015b), iniciovaly ke svolání první mezinárodní konference konané v Singapuru (Songbird Crisis Summit). Hlavním cílem summitu bylo vytvořit tým odborníků specializovaných na avifaunu jihovýchodní Asie, kteří sestaví seznam 28 druhů, jež jsou nejvíce ohroženi černým trhem a identifikují 13 druhů, u kterých je nezbytné okamžité zavedení ochránářských opatření (TRAFFIC, 2015a; Eaton et al., 2017). Jedná se především o spolupráci s tamními ochránářskými organizacemi a rozvoj jejich dosavadních aktivit, přípravu a realizaci akčních plánů, spolupráci s vládními agenturami zabývajících se ochranou přírody a poskytnutí podkladových dat umožňujících revizi národní a mezinárodní legislativy (TRAFFIC, 2015a). Na tomto společném úkolu se podílí i EAZA (European Association of Zoos and Aquaria), která vytvořila mezinárodní alianci TASA (Threatened Asian Songbird Alliance). Ta sdružuje za podpory ZGAP (Zoologische Gesellschaft für Arten- und Populationsschutz e. V.), BirdLife International, IUCN

(International Union for Conservation of Nature), TRAFFIC a Cikananga Conservation Breeding Centre přední odborníky ze zoo Jersey, London, Chester, Waddesdon, Cologne, Heidelberg, Praha, Plzeň a Liberec, kteří se aktivně podílejí již na několika záchranných chovných programech na Jávě a Sumatře (Owen et al., 2014).

1.2 Sojkovec dvoubarvý (*Garrulax bicolor*)

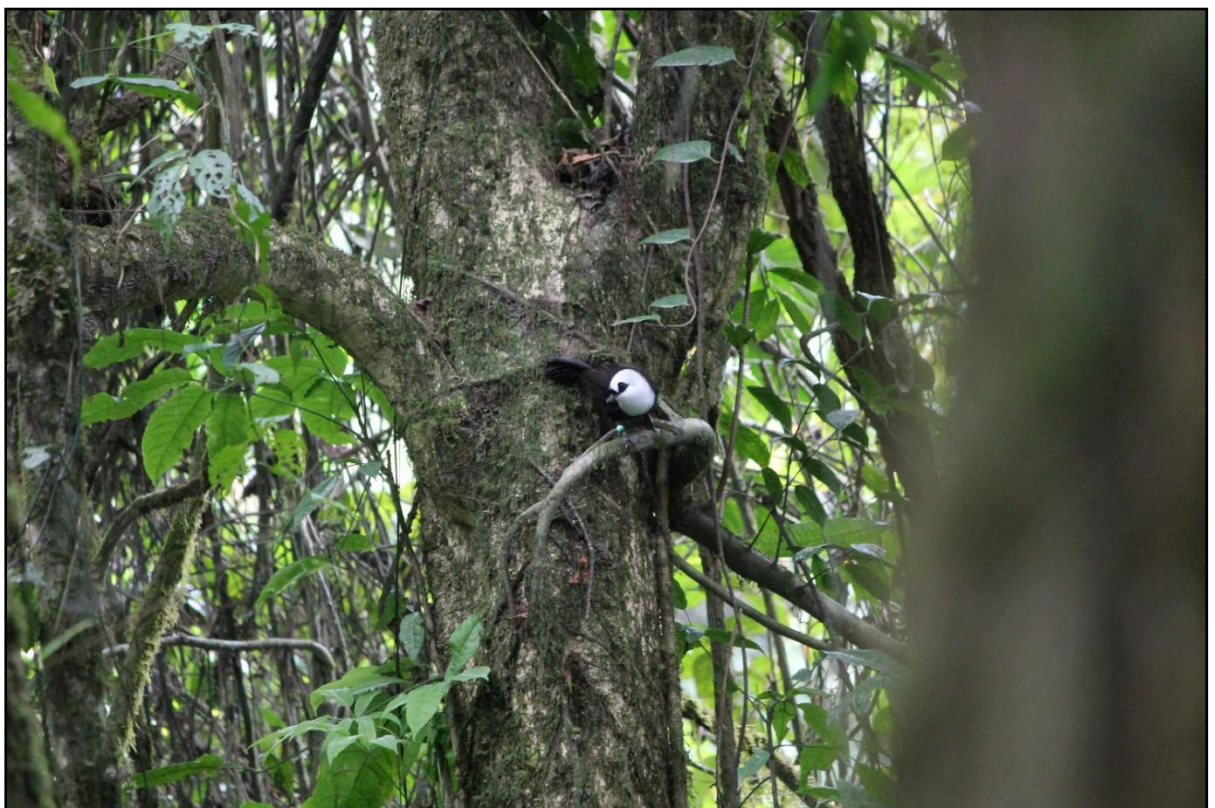
1.2.1 Charakteristika druhu

Jedním z třinácti nejvíce ohrožených druhů indonéské avifauny v důsledku rozsáhlého ilegálního obchodu je v současné době i sojkovec dvoubarvý (*Garrulax bicolor*; Hartlaub, 1844) (Eaton et al., 2015), endemický pěvec horských lesů ostrova Sumatry. Do roku 2006 byl považován pouze za jeden z poddruhů sojkovce chocholatého (*Garrulax leucolophus*), jehož areál zahrnuje většinu států jihovýchodní Asie a zasahuje až do Nepálu (Collar & Robson, 2007). Po rozsáhlé taxonomické revizi asijských timáliovitých (Timaliidae) byl však sojkovec dvoubarvý překlasifikován a uznán jako samostatný druh (Collar, 2006). Do dnešních dnů však nebyla provedena žádná hlubší studie tohoto druhu a o jeho biologii a ekologii se doposud ví velmi málo (Eaton et al., 2016). V dostupné literatuře lze nalézt pouze obecnou charakteristiku druhu, často vycházející ze znalosti bionomie sojkovce chocholatého, od kterého byl odvozen (Collar & Robson, 2007; Brickle, 2009). Kusé informace poskytují také záznamy z chovů v zajetí, především ze zoologických zahrad (Pichner, 2003; Coles, 2007; Owen et al., 2014). Obecně je tento monotypický druh popisován jako stálý, teritoriální, hmyzožravý pěvec střední velikosti (24 – 28 cm), celoplošného černého zbarvení s bílým hrdlem a hlavou, s dominujícím černým očním proužkem (obr. 3). Na hlavě je výrazná erektilní chocholka zvedající se při vzrušení, což je často doprovázeno pronikavým zpěvem. U sojkovce dvoubarvého není vyvinutý sexuální dimorfismus. Bližší informace o jeho reprodukci ve volné přírodě nejsou známy, předpokládá se pouze, že probíhá pravděpodobně od prosince do dubna. Juvenilní mláďata jsou podobná svým rodičům, pouze s větším zastoupením bílého zbarvení v dolních partiích těla (Collar & Robson, 2007; Eaton et al., 2016).

Na základě znalostí sociální struktury hejn u řady druhů tropických pěvců (Arnold & Owens, 1998; Stutchbury & Morton, 2001; Cockburn, 2003) a pozorování v zajetí (Pichner, 2003; Coles, 2007) se předpokládá, že sojkovci dvoubarví žijí v páru či rodinném hejnu a při výchově mláďat se uplatňuje nejen rodičovský pár, ale i tzv. „pomocníci“ (helpers), potomci z předešlého hnízdění. Přestože je toto kooperativní hnízdění (cooperative breeding) předpokládáno u většiny zástupců rodu *Garrulax* (Zahavi, 1976), nikdy nebylo u řady druhů

sojkovců na základě přímého pozorování prokázáno (Cockburn, 2003). To potvrzují i výsledky několika studií popisujících rodičovskou péči u sojkovce nilgírského (*Strophocincla cachinnans*) (Islam, 1994; 1995), sojkovce bělolícího (*Garrulax sukatschewi*) (Wang et al., 2011) a sojkovce hnědolícího (*Garrulax henrici*) (Lu et al., 2008). Jedinou výjimku kooperativního hnízdění zaznamenal Round (2006) při svém pozorování sojkovce chocholatého, u něhož bylo zaznamenáno krmení mláďat v jednom hnízdě čtyřmi různými jedinci.

Obr. 3 Reintrodukovaný jedinec sojkovce dvoubarevého (*Garrulax bicolor*) v přirozeném prostředí horského deštného lesa ostrova Sumatry.



(Bušina, 2016)

U sojkovce dvoubarevého byla pozorována tendence seskupování se do dočasných vícedruhových hejn (mixed-species flock). Jako hlavní důvody pro vytváření těchto seskupení jsou uváděny zvyšování úspěšnosti při hledání potravy a snižování rizika predace (Munn, 1986; Thiollay, 1999; Sridhar et al., 2009; Srinivasan et al., 2012; Styring et al., 2016). Tento typ chování je poměrně rozšířený a byl zaznamenán u řady ptačích druhů napříč různými typy ekosystémů (Morse, 1977; Hunt Jr et al., 1988; Hutto, 1994; Hino, 1998). King & Rappole (2001) studovali smíšená hejna v Barmě, kde pozorovali sojkovce větší (*Garrulax pectoralis*) a sojkovce menší (*Garrulax monileger*), kteří byli sledováni nejčastěji se zástupci čeledi

drongovitých (*Dicruridae*), datlovitých (*Picidae*), kraskou červenozobou (*Urocissa erythrorhyncha*) a strakou toulavou (*Dendrocitta vagabunda*). Podobné tendence pozorovali i Zou et al. (2011), kteří studovali vytváření smíšených hejn na čínském ostrově Hainan, kde se vyskytují čtyři zástupci rodu *Garrulax*, a Satischandra et al. (2007) studující potravní chování dronga vlajkového (*Dicrurus paradiseus*) na Srí Lance. I v těchto případech byli sojkovci často pozorováni ve společnosti právě drongů a datlů. Na Sumatře byl sojkovec dvoubarvý pozorován ve smíšeném hejnu společně se sojkovcem kaštanohlavým (*Rhinocichla mitrata*) a sojkovcem černým (*Melanocichla lugubris*) (Brickle, 2009). Kromě těchto dvou příbuzných druhů byli ve smíšených hejnech zaznamenáni rovněž drongo sumaterský (*Dicrurus sumatranus*), trogon sumaterský (*Apalharpactes mackloti*), straka sumaterská (*Dendrocitta occipitalis*), ojediněle také kukačka kokil (*Phaenicophaeus tristis*), kraska zelenavá (*Cissa chinensis*) a žluna větší (*Chrysophlegma flavinucha*) (Bušina et al., 2017). Ani jeden z výše jmenovaných druhů sojkovců však nemůže být považován za jádrový druh (nuclear nebo core species) (King & Rappole, 2001; Kotagama & Goodale, 2004; Zou et al., 2011), tj. druh, který je vysoce družný a ve smíšeném hejnu převažuje po celou dobu jeho trvání, přičemž ostatní druhy se k hejnu připojují a zase ho opouštějí podle toho, zdali se v danou chvíli pohybuje v rámci jejich teritoria (Moynihan, 1979; Powell, 1985; Sridhar et al., 2009). Výjimku by snad mohli tvořit drongové, kteří se i přes předpokládaný kleptoparasitismus (Brockmann & Barnard, 1979; King & Rappole, 2001) vyskytují ve smíšených hejnech poměrně pravidelně, a to z důvodu jejich ostražitosti a schopnosti varovat ostatní členy hejna před predátory (Kotagama & Goodale, 2004; Goodale & Kotagama, 2005; Satischandra et al., 2007).

Typickým habitatem sojkovce dvoubarvého jsou nižší a střední polohy primárních horských deštných lesů (750 – 2000 m n. m.) (Collar & Robson, 2007) s velmi členitým terénem a prudkými svahy, hustou vegetací a uzavřenou korunovou klenbou, kde se zdržuje především v podrostu a křovinném či nižším stromovém patru tvořeném převážně zástupci bylin a dřevin z čeledi bobovitých (*Fabaceae*), lejnicovitých (*Sterculiaceae*), pryšcovitých (*Euphorbiaceae*), morušovníkovitých (*Moraceae*), melastomovitých (*Melastomataceae*), slézovitých (*Malvaceae*) doplněnými stromovými kapradinami a epifyty (Bušina & Kouba, 2017). Dříve byl sojkovec dvoubarvý široce rozšířený druh obývající rozsáhlé horské oblasti pohoří Bukit Barisan táhnoucí se po celé délce západní části ostrova Sumatra (Van Marle & Voous, 1988; MacKinnon & Phillipps, 1993). Nedávné studie však naznačují dramatický pokles jeho početnosti vlivem ztráty přirozeného prostředí, ale především také z důvodu masivního ilegálního lovu pro ptačí trhy (Chng et al., 2015; 2016; Eaton et al., 2015; Harris et al., 2015; 2017; Iqbal, 2015; Shepherd et al., 2016). Tento pokles společně s fragmentací krajiny je

příčinou dnešního ostrůvkovitého výskytu sojkovce dvoubarevého, který tak dnes obývá pouze odlehlejší horské oblasti s původním neporušeným pralesem (Shepherd, 2013; Birdlife, 2016). Bližší informace o aktuální velikosti populace, přesném rozšíření, způsobu života, složení potravy a reprodukci tohoto druhu nejsou doposud známy.

1.2.2 Ochrana cílového druhu

Od té doby, kdy byl sojkovec dvoubarevý uznán jako samostatný druh (Collar & Robson, 2007), byl evidován v Červeném seznamu (Red List) Světového svazu ochrany přírody a přírodních zdrojů (International Union for Conservation of Nature, IUCN) jako zranitelný (vulnerable, VU). Na základě studií naznačujících pokles početnosti divoké populace sojkovce dvoubarevého projevující se jeho snižujícím se výskytem na trzích (Shepherd, 2011; 2013; Harris et al., 2015; Shepherd et al., 2016) a zmenšováním jeho areálu výskytu (Eaton et al., 2015; Harris et al., 2017), byla v roce 2016 provedena revize a aktualizace dat. V důsledku této revize došlo k přehodnocení stupně ohroženosti a sojkovec dvoubarevý byl povýšen na ohrožený druh (endangered, EN) (Birdlife, 2016). Na zmenšování areálu a fragmentaci populace poukazují také např. zprávy ornitologů a amatérských pozorovatelů z různých oblastí celého ostrova Sumatry (Nurza, 2015, osobní sdělení) i tamních lovců ptactva (Sembiring, 2016, osobní sdělení). Pro ty je stále obtížnější sojkovce dvoubarevé ve volné přírodě nalézt, protože řada lokalit již byla zcela vylovena. Zbylí jedinci se zdržují hlouběji v neporušených a hůře dostupných horských lesních oblastech (Harris et al., 2017).

Navzdory provedené změně v klasifikaci ohroženosti druhu v Červeném seznamu, nebyl až do druhé poloviny roku 2018 sojkovec dvoubarevý v rámci indonéské legislativy, kde byl navíc milně prezentován jako sojkovec chocholatý, považován za ohrožený druh, jako je tomu např. u sojkovce rezavočelého. Proto mohl do nedávna loven, transportován a prodáván certifikovanými osobami registrovanými u místních agentur ochrany přírody BKSDA a v souladu s každoročně zákonem stanovenou lovnou kvótou vydávanou indonéským ministerstvem životního prostředí a lesů KLHK. Pro rok 2016 byla pro sojkovce dvoubarevého stanovena nulová lovná kvóta, a to pro všech deset provincií ostrova Sumatry (KSDA, 2015). Tím se stal tento druh *de facto* chráněným. Přesto se však na trzích pravidelně vyskytoval a do dnešních dnů stále vyskytuje, a to nejen v rámci samotné Sumatry, ale i na přilehlé Jávě s největším ptačím trhem v rámci celé Indonésie (Chng *et al.* 2015; Hruška, 2016, osobní sdělení; Owen, 2016, osobní sdělení). Tyto stále probíhající nelegální aktivity jsou důsledkem korupce, velmi laxního prosazování zákonů na ochranu přírody v praxi a s tím i souvisejícího

mizivého perzekuování nelegálních lovců a prodejců. Kýženou změnu by mohla přinést nedávno provedená revize seznamu Indonéských chráněných druhů zvířat a rostlin, kam byl sojkovec dvoubarvý přeřazen (KLHK, 2018).

Do popředí zájmu ornitologů a ochránářských organizací se sojkovec dvoubarvý dostal až v posledních letech. Z důvodu zákazu dovozu ptáků ze sousedních zemí vydaného indonéskou vládou v roce 2005 jako ochranné opatření proti šíření nákazy ptačí chřipky (Shepherd, 2006), se místní prodejci/lovci zaměřili na sojkovce dvoubarvého. Ten měl nahradit do té doby populárního sojkovce chocholatého, dříve importovaného převážně z Thajska (Owen et al., 2014). V důsledku několika následujících let intenzivního lovu došlo k rapidnímu úbytku sojkovců dvoubarvých ve volné přírodě přičemž samotní lovci potvrdili, že z řady lokalit již zcela vymizel. To se projevilo dramatickým poklesem výskytu sojkovců dvoubarvých na trzích (Shepherd, 2006; 2007; 2011; 2013), kde se v dnešních dnech vyskytuje pouze v menších počtech (Chng et al., 2015; Eaton et al., 2015; Shepherd et al., 2016). Detailnější data vypovídající o vývoji trhu sojkovce dvoubarvého v průběhu času však nejsou dostupná z důvodu absence dlouhodobého monitoringu. Podobná situace se začala projevovat také i u ostatních ptačích druhů a na mnoha lokalitách lze pozorovat fenomén nazývaný jako tzv. „prázdný les“ (empty forest syndrome), kde i při zachování vhodného biotopu zůstávají jednotlivá stanoviště neobsazena (Harrison, 2011; Wilkie et al., 2011; Meijaard, 2014). V kombinaci se stále probíhajícím odlesňováním a fragmentací krajiny by mohly tyto lokální extinkce v následujících letech zapříčinit úplné vyhynutí druhu.

1.2.3 *In-situ a ex-situ záchranné programy*

Z důvodu reálného rizika nenávratného poškození volně žijících populací sojkovce dvoubarvého a následného vymření druhu ve volné přírodě, započala řada evropských zoologických zahrad s chovem a odchovem sojkovce dvoubarvého v zajetí za účelem vytvoření tzv. záložních populací (back-up population). Ty hrají velmi důležitou roli v reintrodukčních programech a v krajních případech slouží jako jediné zdrojové populace umožňující opětovné vytvoření divokých populací, jako tomu bylo například u kondora kalifornského (*Gymnogyps californianus*) (Hunt et al., 2009; Parish et al., 2009) nebo u hoka mitu (*Mitu mitu*) (Gama et al., 2016). Tyto chovy v zajetí zapojené do ochrany druhu se obecně nazývají *ex-situ* záchranné programy. Cílem těchto programů je udržet dostatečně velkou, životaschopnou populaci s vysokou genetickou variabilitou mimo místo původního výskytu daného druhu (Witzenberger & Hochkirch, 2011).

V České republice je sojkovec dvoubarvý chován pouze v Zoo Praha, kde byl také zaznamenán první přirozený odchov v Evropě (Bobek et al., 2011). Další významnou evropskou zoologickou zahradou, kde se daří sojkovce dvoubarvé odchovávat je Chester Zoo ve Velké Británii. Tato zoologická zahrada vede pro tento druh od roku 2000 Evropskou plemennou knihu (European Studbook, ESB). Ke konci roku 2015 čítala velikost evropské populace v zajetí dle této knihy celkem 60 jedinců (37 samců, 21 samic a 2 jedinci s neurčeným pohlavím), přičemž genetická diverzita této populace dosahovala 95,9 % s nulovým stupněm příbuzenského křížení (Owen, 2015). Zoo Praha i Chester Zoo společně se ZGAP jsou zapojeny také do *in-situ* záchranného programu pro sojkovce dvoubarvé, který naopak probíhá v místě původního výskytu. Program vede indonéské záchranné centrum Cikananga Wildlife Center na Jávě. Hlavním cílem tohoto programu je úspěšný, dlouhodobě udržitelný chov a reprodukce sojkovců dvoubarvých v zajetí a jejich zpětné vypouštění do volné přírody (Owen et al., 2014). Další indonéská organizace, která se v době realizace této práce zabývala ochranou sojkovce dvoubarvého, byla ISCP (Indonesian Species Conservation Program) na Sumatře, kde probíhal experimentální projekt „Poksai“. Tento program byl na rozdíl od programu probíhajícího na Jávě zaměřen na jedince původem z volné přírody a prodané na ptáčím trhu soukromým osobám. Hlavním cílem tohoto projektu bylo tyto sojkovce dvoubarvé držené v zajetí získat výměnou za komerčně množené „domestikované“ druhy ptáků (např. agapornis, kanár), kteří vlivem domestikace nejsou tak nároční na chovatelské podmínky a jsou oproti sojkovcům dvoubarvým adaptováni na klecový chov. Sojkovci dvoubarví totiž se svojí plachou povahou snášejí držení v kleci velmi špatně a neustálými pokusy o únik ve formě prudkých výpadů si způsobují těžká zranění vedoucí často až k úmrtí. Dalším krokem následujícím po výměně bylo takto získané jedince, kteří byli většinou z důvodu neadekvátních chovatelských podmínek ve snížené tělesné kondici a zhoršeném zdravotním stavu (obr. 4), zrehabilitovat a vypustit zpět na vhodné lokality.

Přestože stanoveným cílem u obou indonéských organizací (Cikananga, ISCP) byla obnova populace sojkovce dvoubarvého na Sumatře, nebyl doposud z důvodu nedostatku informací o biologii a ekologii tohoto druhu, podobně jako u ostatních zástupců rodu *Garrulax*, vypracován žádný strategický plán vypouštění. Jediný zaznamenaný případ reintrodukce u tohoto rodu uvádí Corlett (2001). Jedná se však spíše o neúmyslné „zavlečení a rozšíření“ sojkovce většího (*Garrulax pectoralis*) v přiléhajících lesních oblastech Hong Kongu, kde dříve nejspíše tvořil přirozenou složkou tamní avifauny (Collar & Robson, 2007). V tomto případě se však jednalo se o sojkovce, kteří unikli chovatelům ze zajetí či byli vypouštěni jednotlivě v

rámci náboženských rituálů bez jakéhokoliv ochranného záměru s cíleným managementem (Corlett, 2001).

Obr. 4 Panické chování sojkovců dvoubarvých držených v zajetí v malých klecích je příčinou rozsáhlých zranění především v oblasti hlavy, která mohou končit smrtí jedince.



(Bušina, 2015)

1.3 Reintrodukce a ostatní záchranné přesuny

1.3.1 Popis a typy rehabilitačních programů

V dnešní době je na světě popsáno celkem 11 121 ptačích druhů (Birdlife, 2017b) a ptáci (Aves) jsou tak po rybách druhou nejrozmanitější skupinou obratlovců na Zemi. Lze se s nimi setkat takřka v každém biotopu od polárních oblastí až po rovníkové tropické pralesy, od nejnižších přímořských oblastí až po vysokohorské štíty. Vzhledem ke značným degradacím stanovišť napříč všemi ekosystémy po celém světě, které lze v současné době pozorovat, je přibližně 13 % ptačích druhů (1 460) prohlášených za ohrožené (Birdlife, 2017b). Na jejich ochranu byla zahájena celá řada rehabilitačních programů, a jak lze v průběhu dvou posledních dekád pozorovat, počet těchto programů neustále narůstá (Fischer & Lindenmayer, 2000; Seddon et al., 2007). Hlavním cílem těchto programů je rehabilitovat divoké populace či

zakládat nové v místech, kde byly ty původní vyhubeny. Z důvodu široké rozmanitosti behaviorálních projevů a jejich specifčnosti v rámci jednotlivých ptačích skupin či dokonce mezi druhy samotnými, chyběl dlouhou dobu jednotně uznávaný standardizovaný koncept metodických postupů těchto programů. Proto byl v roce 2013 (IUCN/SSC) ve spolupráci Komise pro zachování druhů (Species Survival Commission, SSC), Kolektivu odborníků na reintrodukci (Reintroduction Specialist Group, RSG) a Kolektivu odborníků na invazivní druhy (Invasive Species Specialist Group, ISSG) vydán revidovaný manuál nazvaný Zásady reintrodukcí a ostatních záchranných přesunů (Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations), který vymezuje základní definice rehabilitačních programů a navrhuje jejich metodické postupy. Rehabilitační program zahrnující vypouštění jedinců ať už divokých či uměle odchovaných zpět do volné přírody je definovaný jako záchranný přesun (conservation translocation), který probíhá v rámci původního areálu daného druhu nebo mimo něj. Podle tohoto kritéria se rehabilitační programy dělí do dvou kategorií, kdy hlavním cílem je:

1. Obnova populace (Population restoration)

Záchranný přesun a vypouštění v rámci původního areálu. Při obnovování populací se používají dvě základní metody

- a) Posilování (Reinforcement)

Záměrný přesun a vypouštění jedinců do již existující populace daného druhu s cílem např. zvětšit velikost populace, zvýšit její genetickou diverzitu nebo upravit její demografickou strukturu.

- b) Reintrodukce (Reintroduction)

Záměrný přesun a vypouštění jedinců v rámci jejich původního areálu odkud vymizeli s cílem založit novou životaschopnou populaci.

2. Umělá introdukce (Conservation introduction)

Záchranný přesun a vypouštění jedinců mimo jejich původní areál. Rozlišují se dva typy introdukcí

- a) Asistovaná kolonizace (Assisted colonisation)

Záměrný přesun a vypouštění jedinců mimo jejich původní areál zajišťující přežití druhu v situacích, kdy eliminace současných či pravděpodobných budoucích hrozeb je méně pravděpodobná než na alternativních lokalitách.

b) Ekologické nahrazení (Ecological replacement)

Záměrný přesun a vypouštění jedinců mimo jejich původní areál za účelem obnovení ztracené ekologické funkce způsobené extinkcí. Ekologická funkce vyhynulého druhu bývá zastoupena druhem příbuzným, nejčastěji to bývá poddruh či nejbližší příbuzný stejného rodu.

1.3.2 *Metody vypouštění a nejčastější příčiny neúspěchu*

Navzdory publikovanému manuálu a řadě uskutečněných reintrodukčních programů stále chybí přesná definice „úspěšného programu“ a přetrvávají tak nejasnosti v jejich celkovém vyhodnocování (Robert et al., 2015). Tento fakt se následně projevuje v individuálně nastavených parametrech hodnocení úspěšnosti v rámci jednotlivých programů (Soorae, 2008; 2010; 2011; 2013; 2016), v důsledku čehož není možné provést jejich objektivní srovnání a generalizaci výsledků. Naopak faktory zapříčiňující neúspěšnost reintrodukce jsou napříč všemi programy téměř totožné. Mezi ty nejčastěji sledované patří úmrtnost a disperze vypuštěných jedinců, jejichž zvýšená míra se může vyskytovat jak u divokých (Clarke & Schedvin, 1997; Bradley et al., 2012; Kesler et al., 2012; Seixas & de Miranda Mourão, 2013), tak u uměle odchovaných jedinců (Tweed et al., 2003; Brown et al., 2007; VanderWerf et al., 2014; Jenni et al., 2015) všech ptačích druhů.

Úmrtnost je v počáteční fázi reintrodukčních programů výrazně ovlivněna stresem vznikajícím při manipulaci, přesunu a následném vypouštění jedinců do cílové lokality (Castro et al., 1994; Jenni et al., 2015; Lèche et al., 2016). Druhou nejčastější příčinou vysoké úmrtnosti vypuštěných jedinců bývá jejich predace. Ta může být ovlivněna řadou faktorů. Obecně se předpokládá, že je způsobena snižující se vitalitou vypuštěných jedinců v důsledku stresu, infekce či malnutrice a následně jejich snazší ulovitelností (Wilson et al., 1992; Snyder et al., 1994; Armstrong et al., 1999). U jedinců odchovaných v zajetí bývá vyšší predace zapříčiněna především absencí antipredačního chování (Griffin et al., 2000).

Příčin disperze mimo oblast vypouštěcí lokality může být celá řada a ne všechny jsou zcela objasněny. U jedinců pocházejících z volné přírody může docházet k jejich návratům na původní lokality odchytů (homing behaviour) (Castro et al., 1994; Kesler et al., 2012; Powell & Stouffer, 2014). U samců může být navíc zvýšená disperze zapříčiněna nepřítomností volného stanoviště, kdy se vypuštění jedinci pohybují po širším okolí jako neteritoriální. To je zapříčiněno snahou minimalizovat stres vyvolaný setkáním s rezidentními jedinci obhajujícími vlastní teritoria (Clarke & Schedvin, 1997). Ovšem ani úplná absence cílového druhu v dané

lokalitě nemusí vždy zaručit setrvání vypuštěných jedinců na daném místě (Castro et al., 1994; Armstrong, 1995). U samic bývá opuštění lokality iniciovanou snahou nalézt vhodnějšího partnera popisováno jako typ reprodukční strategie vedoucí ke zvýšení vlastního fitness (Choudhury, 1995; Cézilly et al., 2000). Neopomenutelný vliv na disperzi má také kvalita prostředí, např. dostupnost a množství potravy či vegetační pokryv, do kterého jsou jedinci vypouštěni (Michel et al., 2010; Bennett et al., 2012).

Negativní vliv obou dvou faktorů, mortality a disperze, může být částečně eliminován vhodně zvolenou metodikou vypouštění. Obecně se rozlišují dva základní typy, tzv. pozvolné vypouštění (soft release), kdy přechod k samostatnosti ve volné přírodě je postupný a je podpořen dočasnou nabídkou člověkem zajišťovaných potravních zdrojů a zázemím chránícím před nepřízní počasí a predátory po dobu až několika měsíců, a tzv. přímé vypouštění (hard release, abrupt release), kdy jsou jedinci na stanoviště vypuštěni bezprostředně po převozu, bez předešlého navyknutí na nové prostředí a jsou ponecháni na lokalitě bez další intervence člověka (Hall, 2003; Sutherland et al., 2004). Pozvolné vypouštění se nejčastěji používá u jedinců uměle odchovaných v zajetí, u kterých je potřeba dostatečně rozvinout dovednosti nezbytné pro přežití, jako např. antipredační chování a schopnost nalézt potravu nebo úkryt (Griffin et al., 2000; Blythe et al., 2015; Carrete & Tella, 2015; Liu et al., 2016). Pozvolné vypouštění zahrnující předvypouštěcí a vypouštěcí voliéry (obr. 5) umožňuje navíc zlepšení tělesné kondice a navyknutí na nové prostředí či sociální strukturu (White Jr et al., 2005; Azar et al., 2016; Delgado et al., 2016; Kanaan, 2016). Přímé vypouštění se naopak uplatňuje u záchranných přesunů nebo u jedinců pocházejících z volné přírody, kteří již dovednosti potřebné k přežití mají plně rozvinuty (Sutherland et al., 2004; Slater et al., 2013; Wright et al., 2014). Přestože Fischer & Lindenmayer (2000) a Rummel et al. (2016) poukazují ve svých srovnávacích studiích na vyšší úspěšnost reintrodukčních programů, které využívají jedince pocházející z volné přírody, podobně jako Castro et al. (1994), Clarke & Schedvin (1997), Cunninghame (2011) nebo Oritz-Catedral et al. (2009), kteří popisují úspěšné reintrodukce za použití přímého vypouštění, nelze jednoznačně reintrodukční programy používající uměle odchované jedince a pozvolné vypouštění prohlásit za méně vhodné. Obě metody mají své výhody i nevýhody, které je potřeba zohlednit v managementu programu a zvolit pro něj takovou kombinaci technik, jenž bude nejvíce odpovídat nárokům reintrodukovaných jedinců a jejich původu. Obecně však lze konstatovat, že při správně nastaveném managementu se reintrodukční programy jeví jako vhodný nástroj ochrany přírody a v mnoha případech mohou zabránit úplnému vymření druhu, jako např. v případě ozdravného programu pro kakapa soviho (*Strigops habroptila*) (Clout, 2006), reintrodukčního programu špačka černokřídlého (Owen et

al., 2014) a hoka mitu (Gama et al., 2016) nebo zpětného obnovení populace kondora kalifornského ve volné přírodě (Hunt et al., 2009; Parish et al., 2009).

Obr. 5 Přenosná vypouštěcí (aklimatizační) voliéra pro sojkovce dvoubarvé.



(Bušina, 2016)

1.4 Radio-telemetrie a monitoring ptáků

Radio-telemetrie představuje technologii pro dálkový přenos dat pomocí radiového signálu, využívající nejčastěji velmi krátké vlny (VKV) z vysílačky umístěné na sledovaném jedinci k přijímači (Kenward, 2001). V biologii je radio-telemetrie využívána ke sběru dat vypovídajících např. o pohybu zvířat v rámci jejich areálu, migraci, velikosti domovského okrsku, reprodukci, přežívání a někdy i o fyziologických parametrech sledovaného jedince. Poprvé byla tato metoda použita již před téměř šedesáti lety u sviště lesního (*Marmota monax*) (LeMunyan et al., 1959) a stala se následně široce využívanou. S rozvojem technologií a vývojem nových typů vysílačů se radio-telemetrie začala také využívat při studiu těžko pozorovatelných a skrytě žijících ptačích druhů, u kterých tradiční metody sběru dat nelze použít (Jansen, 1999; Newmark et al., 2010; Mennill et al., 2012). Radio-telemetrie našla své nezastupitelné místo i v ochraně přírody při realizaci a vyhodnocování úspěšnosti reintrodukčních programů (Frey & Walter, 1989; Toone & Wallace, 1994; Tweed et al., 2003;

White Jr et al., 2005; Azar et al., 2016). Umožňuje totiž určit míru přežívání vypuštěných jedinců (Kurzejeski & Root, 1988; Tweed et al., 2003; Brown et al., 2007) a zjistit příčiny jejich úmrtí (Wilson et al., 1992; Cox et al., 2004; Brown et al., 2007). Dále usnadňuje sledování chování jedinců po vypuštění, jejich disperzi v prostoru, vytváření si domovských okrsků a v neposlední řadě také to, jak silná je vazba k prostředí, do kterého byli jedinci vypuštěni (Wilson et al., 1992; Sanz & Grajal, 1998; Terhune et al., 2006; Habel et al., 2016). Věrnost danému prostředí je v rámci každého záchranného programu jedním z klíčových faktorů úspěchu. V momentě opuštění vypouštěcí lokality, která je ve valné většině případů i oblastí legislativně chráněnou, jsou totiž daní jedinci opětovně vystaveni negativním vlivům, které zapříčinily jejich dřívější populační pokles ve volné přírodě, jako např. degradace životního prostředí, exploatace, zvýšená predace nepůvodními druhy, ilegální lov apod. (Soulé & Sanjayan, 1998; Le Gouar et al., 2012; Parker et al., 2013).

1.4.1 Domovský okrsek a jeho stanovení

Vytváření domovských okrsků (settlement or establishment phase), měření jejich velikostí a definování způsobu pohybu vypuštěných jedinců v rámci těchto okrsků jsou při radio-telemetrických studiích v rámci reintrodukčních programů nejčastěji sledovanými parametry (Tweed et al., 2003; Brown et al., 2007; Bernardo et al., 2011; Armstrong et al., 2013). Koncept domovského okrsku (home range), který je používán dodnes, poprvé rozpracoval Burt (1943). Ten domovský okrsek definuje jako oblast obývanou již etablovaným jedincem, který ji za normálních okolností neopouští do konce svého života a kde probíhá sběr potravy, páření a výchova potomstva. Ve své studii připouští, že jedinci se mohou za určitých okolností vyskytnout mimo svůj domovský okrsek, tyto výpravy jsou však považovány za nahodilé průzkumy okolí a neměly by být do výpočtu domovského okrsku zahrnuty. Gautestad & Mysterud (1993; 1995) k tomu podotýkají, že hranice domovských okrsků jsou pouze obecné a rozptýlené. Právě z těchto důvodů je definování okrajů a samotné plochy domovského okrsku problematické. Burt (1943) dále upozorňuje, že velikost domovského okrsku se v průběhu života jedince může měnit, zvláště u migrujících druhů, či může být zcela opuštěn a vytvořen nově na jiné lokalitě. Proto další důležitou charakteristikou domovského okrsku je určení časového období, pro které je stanoven (Harris et al., 1990; Powell, 2000).

Přes neshody panující při určování vhodnosti metod pro stanovení domovského okrsku jedince (Laver & Kelly, 2008), dělí Kernohan et al. (2001) všechny dostupné metody do tří základních skupin. Jsou to polygonové metody, metody využívající mřížku buněk a

pravděpodobnostní metody odhadu domovského okrsku. Nejstarší metodou patřící do skupiny polygonových metod je určení nejmenšího možného polygonu obsahující všechny zaznamenané a odhadnuté lokace pro daného jedince (Mohr, 1947; Hayne, 1949). Metoda minimálního konvexního polygonu (minimum convex polygon, MCP) je i přes kritiku některých autorů (Swihart & Slade, 1997; Powell, 2000; Börger et al., 2006; Laver & Kelly, 2008; Nilsen et al., 2008), kteří poukazují na její nepřesnost, stále hojně používána. Tato nepřesnost je způsobena především citlivostí na počet a odlehlost lokací použitých pro odhad domovského okrsku. Metoda MCP také často zahrnuje oblasti, které sledovaný jedinec nikdy nenavštívil. Tím pádem spíše reflektuje explorační chování jedince oproti definování oblastí jeho nejčastějšího výskytu, tedy domovského okrsku (Kenward, 2001). Naopak výhodou metody MCP zůstává její jednoduchost a dle Harrise et al. (1990) jako jediná umožňuje srovnání mezi jednotlivými studii. V těchto případech však musí být přesně definovány velikost vzorku, doba sběru dat a nakládání s odlehlými lokacemi pro každého jedince (Laver, 2005). Proto se metoda MCP nejčastěji používá v kombinaci s dalšími metodami odhadu domovského okrsku jako dodatková srovnávací metoda eliminující možné odchylky (Warren et al., 2015; Habel et al., 2016) nebo samostatně jako metoda umožňující porovnání s dřívějšími studii (Newmark et al., 2010; Barros & Motta-Junior, 2014; Bowden et al., 2015) či základní nástroj určující maximální plochu využívanou sledovaným jedincem (Lopes & Marini, 2006; Kesler et al., 2012; Krüger & Amar, 2017). Znalost velikosti plochy potřebnou pro jedince, pár či skupinu je jedním z klíčových faktorů v managementu ochrany přírody a slouží při vytyčování ochranných pásem či oblastí.

1.4.2 Vyhodnocení úmrtnosti

Radio-telemetrie je již dnes dobře zavedená a široce akceptovaná metoda pro studium přežívání zvířat ve volné přírodě. Velký potenciál této metody byl rozpoznán už v počátečních fázích jejího rozvoje v 70. letech při demografických studiích, zejména při sledování míry úmrtnosti a dohledávání kadáverů (Cook et al., 1967; Mech, 1967). Později se radio-telemetrie začala používat i pro odhadování produktivity populací pomocí dohledávání hnízd označených jedinců (Dumke & Pils, 1973) a sledování míry přežívání (Trent & Rongstad, 1974). Podstata monitorování úmrtnosti pomocí radio-telemetrie spočívá v chycení zvířete, jeho označení radio-vysílačem a zpětném vypuštění. Od vypuštění je jedinec monitorován pomocí unikátního rádiového signálu (radiofrekvence) za účelem zjištění jeho osudu ve víceméně pravidelných časových intervalech. U každého jedince je nezbytné znát datum jeho označení a vypuštění,

datum posledního záznamu sledovaného jedince (resp. signál jeho vysílače) a jeho stav při tomto posledním záznamu (Winterstein et al., 2001). V průběhu samotného monitoringu se u sledovaného jedince zaznamenává jeho stav jako živý, mrtvý či chybějící. Chybějící jedinci jsou považováni za nesledovatelné, tzn. předmět našeho zájmu (smrt) nelze prokázat. Tato nemožnost dohledání může být způsobena faktory, jako jsou: selhání vysílače, reliéf terénu znemožňující příjem signálu nebo dočasná či trvalá emigrace sledovaných jedinců (White & Garrott, 1990; Tsai et al., 1999).

Pro následnou analýzu nasbíraných telemetrických dat byla vyvinuta řada metod a přístupů. Winterstein et al. (2001) vyhodnotili studie publikované v časopise *The Journal of Wildlife Management* v letech 1989 až 1999, které využívaly radio-telemetrii pro odhadnutí pravděpodobnosti přežívání. Zjistili, že nejčastěji používanými metodami byli Kaplan-Mayerova analýza a Mayfieldova metoda. Další používané techniky zařadili do kategorie „ostatní metody“. Ty se v průběhu let měnily, ke konci devadesátých let se nejčastěji používala metoda APS (Apparent Percent Success) (Pierre, 1999; Tweed et al., 2003). Později začaly převládat metody logistické regrese či pravděpodobnostní odhady. K podobným výsledkům ve své porovnávací studii z let 1989-2004 došel i Murray (2006). Ten navíc poukazuje na výhody používání metod souvislého modelování, které by měly být upřednostňovány, jelikož jsou odolné k celé řadě limitujících faktorů jednotlivých studií a mohou řešit vliv více proměnných zahrnujících časové období a věk. U studií s omezeným souborem dat, většinou experimentálního charakteru, se lze nejčastěji setkat pouze se základním slovním popisem mortality, jako např. ve studii Franzreba (2004), Browna et al. (2007) stejně jako je tomu i v této studii.

1.4.3 Vyhodnocení stanovištní věrnosti

Věrnost k určitému prostředí neboli prostorová fidelita je běžná u mnoha druhů ptáků (Greenwood, 1980; Greenwood & Harvey, 1982) a byla popsána i u řady dalších živočišných taxonů (Alcock, 1987; Mortimer & Portier, 1989; Baker et al., 1990; Sinsch, 1990). Nejznámější formou této věrnosti je filopatrie, jenž se váže k místu narození, kde se jedinci zdržují či se pravidelně na toto místo vrací (Weatherhead & Forbes, 1994). Dále je popsána věrnost hnízdní (Gavin & Bollinger, 1988; Thompson et al., 1994) či teritoriální (Lanyon & Thompson, 1986; Jakobsson, 1988). V rámci reintrodukčních programů se lze setkat s věrností stanovištní (site fidelity). V tomto případě je stanoviště chápáno jako lokalita vypuštění (release site), u níž se předpokládá, že v ní reintrodukovaní jedinci setrvají a založí novou populaci či

posílí populaci stávající (IUCN/SSC, 2013). Vyhodnocování stanovištní věrnosti se nejčastěji provádí posuzováním míry disperze vypuštěných jedinců. Clobert et al. (2001) disperzi definují jako (i) opuštění rodného prostředí či hnízdiště, (ii) pohyb jako takový a (iii) usazení se v novém prostředí. V kontextu reintrodukčních programů se však disperze vypuštěných jedinců chápe jako jakýkoliv pohyb směrem mimo oblast vypuštění (post-release dispersal), a to dočasně či trvale. Proto je pro vyhodnocování nezbytné, aby vypouštěcí oblast byla přesně definována. Z tohoto důvodu se její velikost stanovuje předem (Tweed et al., 2003) nebo se využívá přirozených či umělých bariér, které oblast definují, jako jsou ostrovy či zachovalé krajinné fragmenty (Pierre, 1999; Wanless et al., 2002; Armstrong et al., 2013; Delgado et al., 2016). V některých případech však nemá vypouštěcí oblast jasně definované hranice a monitoring se zaměřuje především na samotné pohybové charakteristiky jedinců (Castro et al., 1994; Clarke & Schedvin, 1997; Brown et al., 2007). Disperze může být následně prezentována např. jako podíl jedinců, kteří po určitém časovém intervalu setrvali ve vypouštěcí oblasti či blízkém okolí (Castro et al., 1994; Armstrong, 1995; Brown et al., 2007), časová křivka znázorňující měnící se vzdálenost od vypouštěcí voliéry (Bradley et al., 2012) nebo vzdálenost mezi vypouštěcí voliérou a středem nově vytvořeného domovského okrsku (Tweed et al., 2003).

1.5 *Monitoring ptačích trhů*

Monitoring trhu je účinný nástroj ochrany přírody, který umožňuje sledování vývoje trhu, a to spektrum obchodovaných zvířat a jejich množství v průběhu času. Slouží také jako nástroj kontroly dodržování vydaných nařízení a zákonů pro výkonné orgány ochrany přírody jednotlivých států. Ke kontrole a regulaci trhu s ohroženými druhy zvířat a rostlin na mezinárodní úrovni byla sepsána Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin známá také jako Washingtonská úmluva nebo CITES, ke které se již dobrovolně připojilo 183 zemí (CITES, 2018). Tato práce se však bude nadále zabývat pouze trhy na národní úrovni lokálního charakteru se zaměřením na ptactvo.

Přes svoji zdánlivou jednoduchost má monitoring trhu, ve smyslu fyzické kontroly v terénu, svá úskalí a nedostatky. Především je časově náročný, vyžaduje kvalifikovaný personál schopný spolehlivě identifikovat jednotlivé druhy (Shepherd et al., 2004), což u nižších věkových kategorií některých druhů bývá velmi obtížné (Nijman & Nekaris, 2017), ale hlavně má slabší vypovídací hodnotu zejména v případech obchodování s chráněnými druhy, které jsou prodávány skrytě. Hlavní příčina posledně jmenovaného nedostatku pramení z použitých metodik, které jsou při sběru dat používány. Ve velké většině studií se lze setkat

s metodou přímého počítání viditelně nabízených jedinců k prodeji (Shepherd et al., 2004; Shepherd, 2006; Daut et al., 2015; Nijman & Nekaris, 2017). Dále jsou data získávána z konfiskačních zpráv agentur ochrany přírody (Lee et al., 2005; do Nascimento et al., 2015), případně za využití meta-analýzy jiných studií, které ovšem opět využívají data nasbíraná pomocí metody přímého počítání, z ročních zpráv, volně dostupných databází apod. (Hansen et al., 2012; Alves et al., 2013; Eaton et al., 2015). Takto sesbíraná data mohou poskytnout poměrně hodnotné informace o struktuře trhu, zvláště toho legálního, ale na jejich základě nelze vyvozovat míru, s jakou jsou jednotlivé druhy obchodovány. Důvodem je to, že značné množství jedinců může být v době provádění monitoringu drženo ve skladišti mimo volně přístupnou prodejnu, případně budou teprve od lovců v nejbližších dnech vykoupeni a nemohou tudíž být zahrnuti do samotného sčítání. Proto se při odhadu velikosti trhu a intenzity obchodování provádí monitoring opakovaně, avšak v takových časových intervalech, které minimalizují riziko duplicitního záznamu (Shepherd et al., 2004; Shepherd, 2006; Gastañaga et al., 2011; Daut et al., 2015). Pro zlepšení přesnosti tohoto odhadu se začaly v poslední době aplikovat statistické metody odhadu výskytu (occupancy method), které zvyšují pravděpodobnost detekce neexponovaných jedinců (Barber-Meyer, 2010). I přesto jsou tyto odhady stále zatíženy chybou, která může dosahovat značných hodnot, zvláště u již výše zmiňovaných chráněných druhů, které bývají tzv. na objednávku pro konkrétního zákazníka a na trzích se fyzicky často ani nevyskytují. Dále jsou při takovémto monitoringu zcela opomenuti ti jedinci, kteří po transportu k obchodníkovi uhynuli a k samotnému prodeji nebyli ani vůbec nabídnuti.

Zcela odlišný přístup k monitoringu trhu lze pozorovat u studie Herrera & Hennessey (2007) zaměřené na ohrožené a zákonem chráněné papoušky ara, kteří ke sběru dat najali bývalého trhovce. Ten nevzbuzoval žádné podezření ze strany prodejců a překupníků a byl tak schopen sbírat přesná data o počtu, původu, věku a ceně obchodovaných jedinců v průběhu celého monitorovacího období. Akurátnost takovýchto dat je nediskutovatelná, a proto byla tato metodika v upravené formě aplikovaná i v této práci.

2 Cíle práce a hypotézy

2.1 Cíle disertační práce

Předložená disertační práce a její výsledky by měly přinést zejména tyto poznatky:

- 1) jak velké domovské okrsky lze očekávat u volně žijících jedinců sojkovce dvoubarevého;
- 2) jaká je úspěšnost vypouštěcího programu hodnocená dle úmrtnosti jednotlivců, síly párového pouta u uměle vytvořených párů a jejich věrnosti k vypouštěcí lokalitě;
- 3) jaká je biologie a ekologie tohoto málo známého cílového druhu;
- 4) jak se vyvíjí ilegální trh se sojkovcem dvoubarevým v zájmové oblasti.

Jak bylo zmíněno již v úvodu této práce, studiem sojkovce dvoubarevého ve volné přírodě se doposud příliš autorů nezabývalo. A to především z důvodu zvýšené náročnosti výzkumu, která je zapříčiněna skrytým způsobem života sojkovce dvoubarevého obývajících hůře dostupné oblasti horských deštných lesů a také jeho současnou nízkou populační hustotou, která je důsledkem nadměrného lovu pro trh se zvířaty (Harris et al., 2015; 2017; Iqbal, 2015; Shepherd et al., 2016). Není proto divu, že o tomto druhu bylo doposud sebráno nepatrné množství dat a o jeho biologii se stále mnoho neví (Collar & Robson, 2007; Eaton et al., 2016). To je také důvodem absence vhodné metodiky aplikovatelné v reintrodukčním programu pro tento druh.

Cílem této studie bylo proto provést vůbec první experimentální vypuštění rehabilitovaných sojkovců dvoubarevých zpět do volné přírody a zaměřit se na vyhodnocení výše zmíněných ukazatelů ovlivňujících úspěšnost reintrodukčních programů, a to (i) vyhodnocení úrovně úmrtnosti vypuštěných jedinců, a (ii) určení míry věrnosti vůči vypouštěcí lokalitě.

Za využití radio-telemetrie, která je z důvodu vyšší technické náročnosti a proveditelnosti u menších tropických pěvců zřídka, přesto však úspěšně využívána (Jansen, 1999; Ewen & Armstrong, 2007; Newmark et al., 2010; Bernardo et al., 2011), označit vybrané jedince vysílačkou a sledovat je po dobu tří až čtyř týdnů po vypuštění, což je garantovaná životnost baterií v zamýšlených vysílačkách nebo do doby definitivní ztráty signálu. Následně vyhodnotit pohybové charakteristiky všech sledovaných jedinců v průběhu sledovacího období.

Součástí této práce bylo i provedení dlouhodobého monitoringu hlavních ptačích trhů ve městě Medan, jenž je hlavním provinciálním městem a také největším městem celého ostrova Sumatry. Tamní dostupnost automobilové, lodní a letecké dopravy společně s etablovanou obchodující čínskou komunitou ho činí jedním z hlavních center obchodu se zvířaty v Indonésii (Shepherd et al., 2004; Nekaris & Jaffe, 2007; Shepherd, 2010; Harris et al., 2015). Cílem monitoringu bylo formou anonymních dotazníků vyplňovaných samotnými prodejci shromáždit data vypovídající o jejich měsíčních tržních obratech v průběhu roku po dobu dvou let a zjistit tak intenzitu odlovu z volné přírody. Dále identifikovat lovem nejvíce ohrožené lokality a odhadnout další vývoj trhu a jeho vliv na dynamiku volně žijící populace.

2.2 Hypotézy

Přestože se jedná o prvotní studii svého druhu, navíc spíše deskriptivního charakteru, byly na základě určených cílů stanoveny následující hypotézy, které by tato práce měla ověřit.

H1: U sojkovce dvoubarvého lze očekávat vytváření podobně velkého domovského okrsku jaké si vytvářejí i ostatní neotropičtí hmyzožravý pěvci stejné velikosti.

H2a: Míra úmrtnosti reintrodukovaných jedinců původně pocházejících z volné přírody je v prvním měsíci po vypuštění nízká a není ovlivněna pohlavím.

H2b: Uměle vytvořené párové pouto po vypuštění nepřetrvává, ale vypouštěcí oblast či její blízké okolí vypuštění jedinci neopustí.

H3: Seskupování se do vícedruhových hejn je u sojkovce dvoubarvého častý jev, při kterém není uplatňovaná druhová preference.

H4: Výskyt sojkovce dvoubarvého na trhu není ovlivněn sezónností a vyznačuje se dlouhodobým klesajícím trendem.

3 Publikované práce

- I. **Bušina, T.***, Kouba, M. 2017. Preliminary observations of the home range size and behaviour of the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*. Kukila. 20. 30-38.
- II. **Bušina, T.***, Pasaribu, N., Hlavsa, T., Czerneková, V., Kouba, M. 2018. An experimental release of rehabilitated wild-caught Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: assessment of post-release survival and dispersal via radio-telemetry, North Sumatra, Indonesia. Ornithological Science. 17 (2). 135-147.
- III. **Bušina, T.***, Pasaribu, N., Kouba, M. 2017. Flocking and foraging behaviour in the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*. Forktail. 33. 134-135.
- IV. **Bušina, T.***, Pasaribu, N., Kouba, M. 2018. Ongoing illicit trade of Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: one-year market monitoring in Medan, North Sumatra. Kukila. 21. 27-34.

* Korespondenční autor

3.1 Článek I.

Bušina, T., Kouba, M.

Preliminary observations of the home range size and behaviour of the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*

Kukila. 20. 30-38.

Preliminary observations of the home range size and behaviour of the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*

TOMÁŠ BUŠINA¹ and MAREK KOUBA¹

¹ Department of Animal Science and Ethology, Faculty of Agrobiology, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague 6, 16521, Czech Republic. Email: tomas.busina0@gmail.com

Summary. Indonesia ranks second to Brazil in the number of globally threatened bird species. The Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor* was formerly abundant but has suffered population declines due to trapping for the pet trade, and now considered endangered. Despite knowledge gained from *in-situ* and *ex-situ* captive rearing programs, little is known about the biology and ecology of the species. Our study sought to redress this by undertaking a field study of its home range size and behaviour. One group of five individuals was located in North Sumatra province and observed from strategically positioned hides over three weeks to estimate the size of its home range using Minimum Convex Polygons (MCP). In total, we collected 70 GPS points representing either sight or call records. The inhabited area covered 1.07 km² with the most remote edge points being 1.9 km apart. The group occasionally joined mixed species feeding flocks which included Chestnut-capped Laughingthrush *Rhinocichla mitrata* and Black Laughingthrush *Melanocichla lugubris*.

Ringkasan. Indonesia peringkat kedua setelah Brazil dalam jumlah jenis burung yang secara global terancam punah. Poksai Haji *Garrulax bicolor* dulu melimpah tapi sekarang mengalami penurunan populasi akibat penangkapan untuk diperdagangkan, dan jenis ini sekarang dianggap berstatus Gending. Selain pengetahuan yang diperoleh dari program penangkaran *in-situ* dan *ex-situ*, hanya sedikit yang tersedia mengenai biologi dan ekologi jenis ini. Studi kami lakukan untuk mengisi kekurangan ini, yaitu dengan cara melaksanakan satu studi lapangan untuk memahami wilayah jelajah dan perilaku jenis ini. Satu kelompok terdiri dari lima individu yang terletak di provinsi Sumatra Utara dan diamati dari tempat persembunyian yang ditempatkan secara strategis selama lebih dari tiga minggu untuk mengetahui wilayah jelajahnya dengan menggunakan Minimum Convex Polygons. Secara total, kami mengumpulkan 70 titik GPS baik berupa laporan pengamatan maupun suara. Area yang ditempati meliputi 1,07 km² dengan titik-titik tepi terluar sebesar 1,9 km.

Introduction

Indonesia has the highest number (155) of globally threatened bird species after Brazil (BirdLife International 2016a). The main causes of this dreadful distinction are forest loss due to expanding agriculture (Brooks *et al.* 1997; Castelletta *et al.* 2000; Tomich *et al.* 2001) and a deeply rooted culture of bird-keeping creating a high demand for wildlife trade (Jepson & Ladle 2005; Shepherd 2006; Chng *et al.* 2015; Eaton *et al.* 2016). The Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor* is one of many bird species often linked with insufficient protection of Indonesian avifauna (Shepherd 2013; Harris *et al.* 2015; Eaton *et al.* 2016). Although Sumatra has a well-developed network of protected areas (Gaveau *et al.* 2012) including IBAs and EBAs (BirdLife International 2016a) with sufficient legislation, the main threat for Sumatran Laughingthrush still remains illegal hunting for pet trade. Regrettably, persecution of poachers is minimal, and law enforcement in markets is ineffective. The law, which regulates wildlife trade through permits and quotas (Shepherd *et al.* 2004; Shepherd 2011; Owen *et al.* 2014); is fearlessly violated by vendors who openly sell the birds without any scruples (Chng *et al.* 2015; Eaton *et al.* 2015; Shepherd *et al.* 2016). Appropriate protection

of threatened species is complicated by our lack of knowledge of their biology and ecology (Collar & Robson 2007).

The Sumatran Laughingthrush, endemic to Sumatra, was elevated from a subspecies of White-crested Laughingthrush *Garrulax leucolophus* to a full species by Collar (2006) following taxonomic revision. Formerly a widely distributed species (Van Marle & Voous 1988; MacKinnon & Phillipps 1993), numbers are now in decline due to trapping, the only secure subpopulations being found in secluded parts of mountainous regions (Brickle 2009; Shepherd 2013). Until now, there has been no scientific study owing to the inaccessibility of such areas, as well as suspected low population density and related high demands of field research. Therefore, basic biological-ecological knowledge of this species is still missing (MacKinnon & Phillipps 1993; Strange 2001; Collar & Robson 2007). Although the species has been reported from the provinces of Aceh (Brickle 2009) and North Sumatra (R. Sembiring pers. comm. 2014; Harris *et al.* 2017), and other sites on the island (BirdLife International 2016b), most of these reports were brief and incidental.

The main aim of this study was to carry out the first-ever field monitoring of a selected Sumatran Laughingthrush group. We attempted to estimate the size of a home range based on movement patterns of observed birds. Additionally, our paper presents basic behavioural data, specifically flocking trends, gathered during these observations.

Material and Methods

Study area

The study area (Fig. 1) was located in the vicinity of the Sinabung volcano in Karo regency, North Sumatra, Sumatra (c. 1600 m asl; latitude and longitude coordinates available from the authors). The rugged montane landscape shaped by valleys with small rivulets is densely covered by trees, with a closed canopy height of up to 35 m. Trees belonging to families Fabaceae, Sterculiaceae, Euphorbiaceae, Moraceae, Melastomataceae and Malvaceae are common in this lower montane forest, as well as tree ferns and epiphytes (Plate 1). The area is seasonal, the rainy season usually falling between April and September.



Figure 1. Location of study area at foot of Bukit Barisan mountain range, North Sumatra.



Plate 1. Typical rainforest understorey habitat of Sumatran Laughingthrush (photo by Tomáš Bušina).

Data collection and assessment

Based on our previous observations and interviews with local trappers, we selected one area where a group of Sumatran Laughingthrushes had regularly been seen. The survey was conducted in three observation blocks between 13 December 2014 and 4 February 2015 for a total of 21 days. We planned to trap the birds using mist-nets, band them with colour rings and tag them with tail-mount transmitters (model Pip, Biotrack, UK). Unfortunately, mist-netting proved ineffective for this species and no individuals were caught. Furthermore, we were unable to track unmarked birds in heavily dense forest and record their movements throughout the day, so we chose an alternative method of data collection. Three observation hides were built in the valley where the Laughingthrush group was consistently spotted. Hides were spaced 400 m apart at approximately the same altitude and in similar habitat ($\pm 1,500$ m asl).

Observations were carried out simultaneously from all three hides from 06:00 to 18:00 hrs, except during heavy rain when there was almost no bird activity. The direction and distance of birds from the hide were estimated by each observer, based on his personal experience, and the observer in each hide remained unaltered during the study period. Due to the possibility of multiple recordings from neighbouring hides, coincidental records were taken as one. Where possible, the number of individuals sighted and/or heard, group structure and behaviour were recorded. Subsequently, these data were converted to GPS points by BaseCamp™ (Garmin) and home range was estimated using the Minimum Convex Polygon (MCP) method (Laver 2005). Data were analysed with the aid of ArcGIS version 9.3 by Hawth's Analysis Tools (free extension for ArcGIS).

Results

In total, we collected 70 GPS points for the group of Sumatran Laughingthrushes. The inhabited area covered 1.07 km² with the most remote edge points being 1.9 km apart (Fig. 2). The birds were detected at all times of day, but there were two main peaks of activity (Fig. 3). The majority of records were auditory, but over a third (n=25) were sight records, in which the number of birds never exceeded five individuals (Table 1). The group members moved quietly through the shrub layer, but maintained contact with each other using soft vocalisations. No individual was ever seen on the ground. The group was observed in mixed species feeding flocks with Black Laughingthrushes *Melanocichla lugubris* and/ or Chestnut-capped Laughingthrushes *Rhinocichla mitrata* four times (Table 1). However, group members always stayed together and did not mix with the other species. Sumatran Drongo *Dicrurus sumatranus* and Sumatran Trogon *Apalharpactes mackloti* were also observed in mixed species flocks, but such instances were not quantified.

Discussion

Although we were unable to determine whether the membership of the focal group remained the same for the duration of the study because of no tagging, knowledge of territoriality of laughingthrushes (Coles 2007; Wang *et al.* 2011; Vivek Chandran & Praveen 2013) and previous studies of tropical bird territoriality (Munn & Terborgh 1979; King & Rappole 2001), as well as our interviews with local bird trappers suggest that the study area was occupied by only one group during the research period. This is further supported by the consistent number of individuals being observed. During this study, and at other sites in the same regency, we observed Sumatran Laughingthrushes at elevations of up to c. 1,600 m asl, usually in valleys with steep hillsides. The same trend was observed by Brickle (2009) and A. Nurza (2014 pers. comm.) in Aceh province where groups were observed at an approximate altitude of 1,700 m asl.

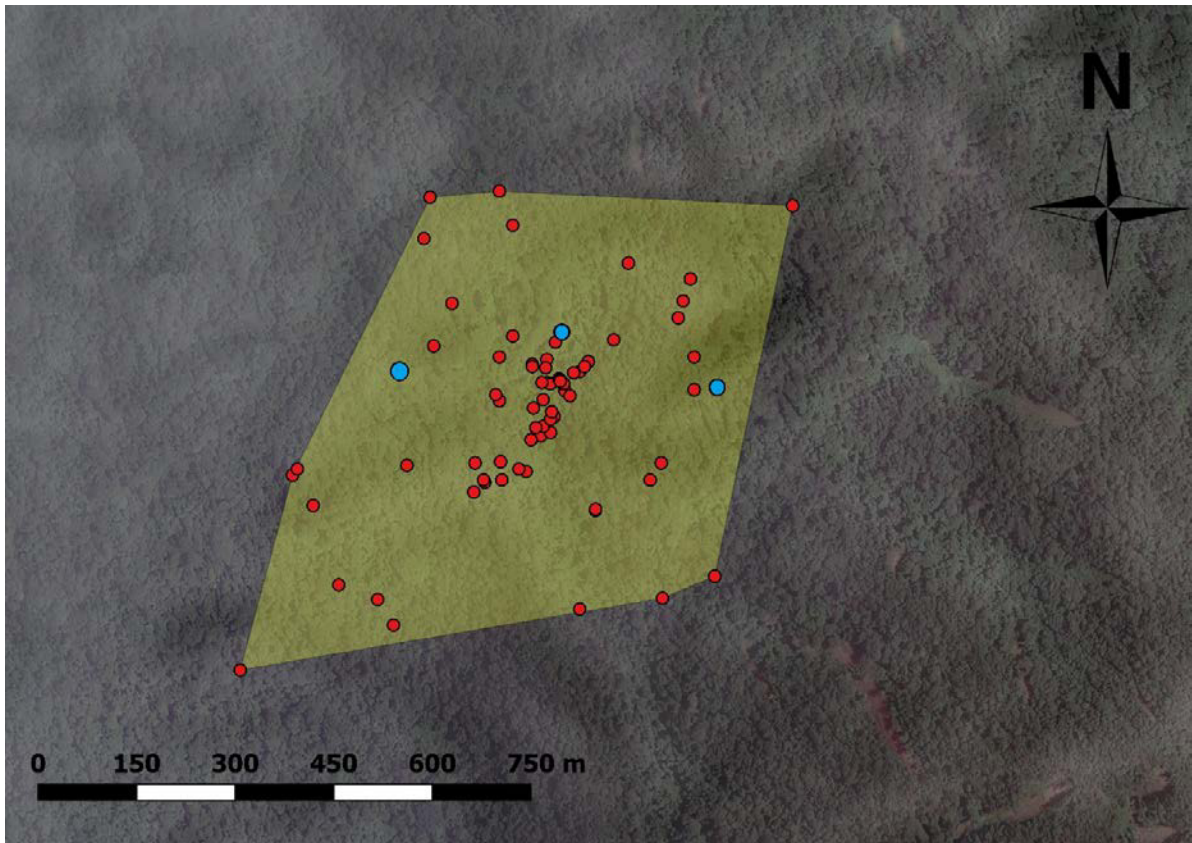


Figure 2. Delineated home range of studied Sumatran Laughingthrush group. Red marks represent particular GPS records, blue marks showing the position of hides.

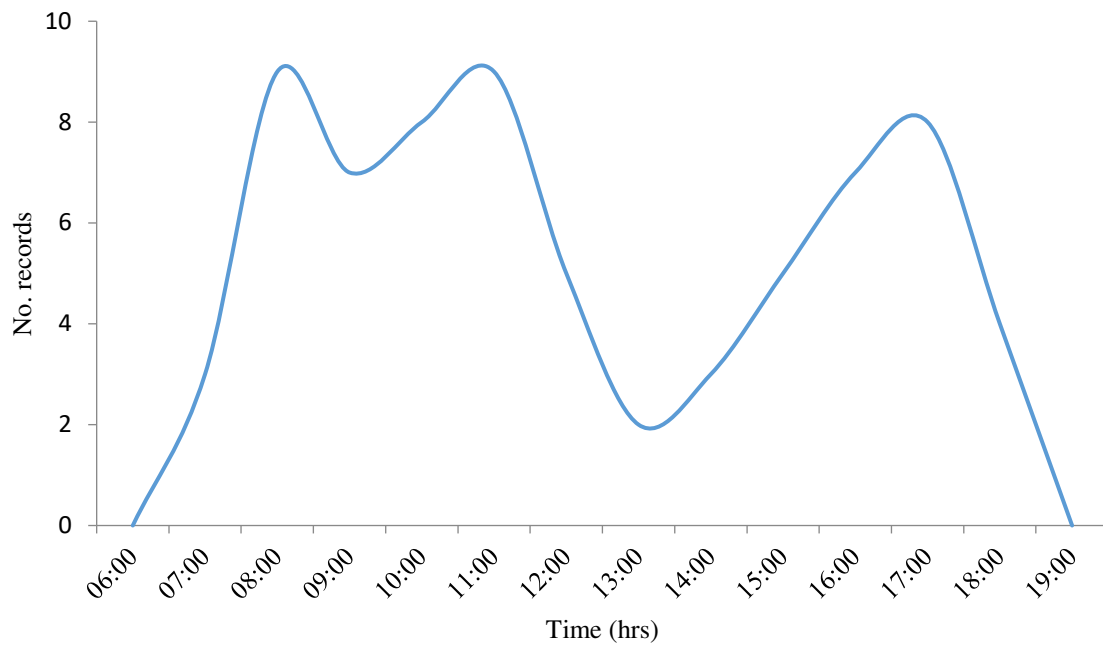


Figure 3. Activities of Sumatran Laughingthrushes related to time of day, based on the number of records (sighting and hearing) within monitored area over 21 days (n=70)

Table 1. Summary of observations from all three hides (n=70). Rec. type: O, observed; H, heard. No. birds: values refer to Sumatran Laughingthrushes; letters refer to mixed species flocks, containing Chestnut-capped Laughingthrush (C) and/ or Black Laughingthrush (B).

| DATE | Time | Rec. type | No. birds | DATE | Time | Rec. type | No. birds | DATE | Time | Rec. type | No. birds |
|------------|-------|-----------|-----------|-----------|-------|-----------|-----------|-----------|-------|-----------|-----------|
| 13.12.2014 | 8:30 | O | 2, C | 18.1.2015 | 16:02 | O | 4 | 29.1.2015 | 14:18 | H | |
| 13.12.2014 | 14:00 | O | 4 | 19.1.2015 | 7:00 | O | 3 | 29.1.2015 | 15:33 | H | |
| 14.12.2014 | 7:53 | H | | 19.1.2015 | 9:15 | O | 4 | 29.1.2015 | 16:40 | H | |
| 14.12.2014 | 9:04 | H | | 19.1.2015 | 13:15 | O | 5 | 30.1.2015 | 9:50 | H | |
| 14.12.2014 | 16:26 | H | | 25.1.2015 | 16:59 | H | | 30.1.2015 | 10:31 | H | |
| 15.12.2014 | 8:10 | H | | 26.1.2015 | 7:30 | O | 2 | 30.1.2015 | 12:30 | H | |
| 15.12.2014 | 10:30 | H | | 26.1.2015 | 11:33 | O | 3, C, B | 31.1.2015 | 7:30 | H | |
| 15.12.2014 | 15:26 | H | | 26.1.2015 | 15:04 | O | 5 | 31.1.2015 | 7:50 | H | |
| 15.12.2014 | 17:01 | H | | 27.1.2015 | 7:02 | H | | 1.2.2015 | 8:10 | H | |
| 16.12.2014 | 7:26 | H | | 27.1.2015 | 8:18 | O | 3 | 1.2.2015 | 10:06 | H | |
| 16.12.2014 | 9:54 | O | 4 | 27.1.2015 | 9:30 | H | | 1.2.2015 | 10:36 | H | |
| 16.12.2014 | 11:00 | H | | 27.1.2015 | 10:00 | H | | 1.2.2015 | 11:44 | H | |
| 16.12.2014 | 14:30 | H | | 27.1.2015 | 14:15 | O | 2 | 1.2.2015 | 12:00 | O | 5 |
| 16.12.2014 | 16:47 | H | | 27.1.2015 | 16:40 | H | | 2.2.2015 | 13:15 | O | 3, B |
| 17.12.2014 | 7:30 | O | 1 | 27.1.2015 | 17:21 | O | 4, B | 3.2.2015 | 8:32 | H | |
| 17.12.2014 | 10:02 | O | 5 | 28.1.2015 | 6:10 | H | | 3.2.2015 | 9:34 | H | |
| 17.12.2014 | 15:05 | H | | 28.1.2015 | 10:00 | H | | 3.2.2015 | 10:09 | H | |
| 17.12.2014 | 17:30 | H | | 28.1.2015 | 15:00 | H | | 3.2.2015 | 12:00 | H | |
| 15.1.2015 | 17:00 | O | 3 | 28.1.2015 | 15:15 | H | | 3.2.2015 | 15:04 | H | |
| 16.1.2015 | 9:00 | O | 5 | 29.1.2015 | 6:54 | H | | 3.2.2015 | 17:38 | O | 4 |
| 16.1.2015 | 13:00 | O | 4 | 29.1.2015 | 7:49 | H | | 4.2.2015 | 8:00 | H | |
| 16.1.2015 | 16:30 | O | 1 | 29.1.2015 | 8:09 | H | | 4.2.2015 | 10:30 | H | |
| 17.1.2015 | 15:30 | O | 4 | 29.1.2015 | 10:45 | H | | | | | |
| 18.1.2015 | 14:07 | O | 3 | 29.1.2015 | 11:30 | O | 2 | | | | |

We suspect that the central hide was located in the middle of the presumed home range of the focal group, because this is where the number of records was greatest. Also, frequent overflying in all directions was often observed from the middle hide. Although we were unable to gather movement activity data for all group members or throughout each day, our records were sufficient for MCP analysis and home range estimation. Nevertheless due to possible differences in biases of each observer in estimates of distance and direction our estimate of home range should be considered indicative rather than definitive.

The small number of direct observations did not allow us to assess interspecific aggregation trends of Sumatran Laughingthrushes for comparisons with existing information (Collar & Robson 2007) or findings from captivity (Coles 2007). Nevertheless, aggregation into mixed species flocks is common for tropical birds (King & Rappole 2001; Goodale & Kotagama 2005; Sridhar *et al.* 2009; Zou *et al.* 2011). Several studies indicate that laughingthrushes often join mixed species feeding flocks, with drongos as a “core” or “nucleus” species (King & Rappole 2001; Kotagama & Goodale 2004; Satischandra *et al.* 2007; Zou *et al.* 2011). While Black Laughingthrushes and Chestnut-capped Laughingthrushes were often seen in mixed species feeding flocks, Sumatran Laughingthrushes were usually (84% of the time) in a monospecific group.

This paper reports the first-ever detailed observations of the elusive Sumatran Laughingthrush. Our findings provide new information on its biology and ecology, which may be useful in designing effective protection for the species (Shepherd 2013). Our results could be valuable in evaluating its habitat and minimum area requirements (Shaffer 1981). However, as our findings pertain to a single group, further research regarding population biology, for instance metapopulation and source-sink dynamics, is desirable.



Plate 2. Foraging wild Sumatran Laughingthrush (photo by Tomáš Bušina).

Acknowledgements

The authors are thankful to Rudianto Sembiring for his help in arranging field activities and to Pak Nuan and Pak Berto for accompanying the team in the forest. We are also thankful to Agus Nurza, Jan Hanel and Pavel Hospodářský for informative discussions on the species and survey techniques. Bert Harris and Dana Adamová-Ježová kindly reviewed and provided comments on early drafts of this manuscript. We also thank Jan De Ste Croix, Mirka Míková and Louise Fletcher for grammar and text corrections, Richard Noske for critical additional editing, and Adam Supriatna for the summary translation. We are grateful to the Indonesian Species Conservation Program (ISCP) and Zoo Liberec for participation. The project was financially supported by Czech University of Life Sciences Prague (SGS grant No. 21370/1312/3192 and IRP Mobility grant 2014) and Fresno Chaffee Zoo Wildlife Conservation Fund (2014). This paper is dedicated to the memory of Associate Professor Lukáš Jebavý for his boundless help and support.

References

- BirdLife International. 2016a. Country profile: Indonesia.
<http://www.birdlife.org/datazone/country/Indonesia>. Accessed 15 August 2016.
- BirdLife International. 2016b. Species factsheet: *Garrulax bicolor*.
<http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=32312>. Accessed 15 Aug 2016
- Brickle, N. 2009. Seeking the elusive Black-and-white Laughingthrush *Garrulax bicolor* in the Alas Valley. *BirdingASIA* 11: 15.
- Brooks, T.M., S.L. Pimm & N.J. Collar. 1997. Deforestation predicts the number of threatened birds in insular Southeast Asia. *Conservation Biology* 11: 382-394.
- Castelletta, M., N.S. Sodhi & R. Subaraj. 2000. Heavy extinctions of forest avifauna in Singapore: lessons for biodiversity conservation in Southeast Asia. *Conservation Biology* 14: 1870-1880.
- Chng, S., J. Eaton, K. Krishnasamy, C. Shepherd & V. Nijman. 2015. *In the market for extinction: an inventory of Jakarta's bird markets*. TRAFFIC, Petaling Jaya, Malaysia.
- Coles, D. 2007. *Management of Laughingthrushes in Captivity*. Published by Dave Coles.
- Collar, N. 2006. A partial revision of the Asian babblers (Timaliidae). *Forktail* 22:85-112.
- Collar, N. & C. Robson 2007. Family Timaliidae (Babblers). In J. del Hoyo, A. Elliott & D. A. Christie (eds.) *Handbook of the Birds of the World vol. 12*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Eaton, J., C.R. Shepherd, F. Rheindt, J. Harris, B. van Balen, D. Wilcove & N. Collar. 2015. Trade-driven extinctions and near-extinctions of avian taxa in Sundaic Indonesia. *Forktail* 31: 1-12.
- Eaton, J., B. van Balen, N. Brickle & F. Rheindt 2016. *Birds of the Indonesian Archipelago: Greater Sundas and Wallacea*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Fischer, J. & D.B. Lindenmayer. 2002. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation* 106:129-136.
- Gaveau, D., L. Curran, G. Paoli, K. Carlson, P. Wells, A. Besse-Rimba, D. Ratnasari & N. Leader-Williams. 2012. Examining protected area effectiveness in Sumatra: importance of regulations governing unprotected lands. *Conservation Letters* 5: 142-148.
- Goodale, E. & S.W. Kotagama. 2005. Testing the roles of species in mixed-species bird flocks of a Sri Lankan rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 21: 669-676.
- Harris, J.B.C., J.M. Green, D.M. Prawiradilaga, X. Giam, D. Hikmatullah, C.A. Putra & D. S. Wilcove. 2015. Using market data and expert opinion to identify overexploited species in the wild bird trade. *Biological Conservation* 187: 51-60.
- Harris, J.B.C., M.W. Tingley, F. Hua, D.L. Yong, J.M. Adeney, T.M. Lee, W. Marthy, D.M. Prawiradilaga, C.H. Sekercioglu & N. Winarni. 2017. Measuring the impact of the pet trade on Indonesian birds. *Conservation Biology* 31: 394-405.
- Jepson, P. & R.J. Ladle. 2005. Bird-keeping in Indonesia: conservation impacts and the potential for substitution-based conservation responses. *Oryx* 39: 442-448.
- King, D.I. & J.H. Rappole 2001. Mixed-species bird flocks in dipterocarp forest of north-central Burma (Myanmar). *Ibis* 143: 380-390.
- Kotagama, S.W. & E. Goodale 2004. The composition and spatial organization of mixed-species flocks in a Sri Lankan rainforest. *Forktail* 20: 63-70.

- Laver, P.N. 2005. *ABODE: Kernel Home Range Estimation for ArcGIS, Using VBA and ArcObjects*. Virginia Tech University, Blacksburg.
- MacKinnon, J. & K. Phillipps 1993. *A Field Guide to the Birds of Borneo, Sumatra, Java, and Bali: the Greater Sunda Islands*. Oxford University Press, Oxford.
- Munn, C. A. & J. W. Terborgh 1979. Multi-species territoriality in Neotropical foraging flocks. *The Condor* 81: 338-347.
- Owen, A., R. Wilkinson & R. Sözer. 2014. In situ conservation breeding and the role of zoological institutions and private breeders in the recovery of highly endangered Indonesian passerine birds. *International Zoo Yearbook* 48: 199-211.
- Powell, G.V. 1985. Sociobiology and adaptive significance of interspecific foraging flocks in the Neotropics. *Ornithological Monographs* 36 :713-732.
- Satischandra, S.H.K., E.P. Kudavidanage, S.W. Kotagama & E. Goodale. 2007. The benefits of joining mixed-species flocks for greater racket-tailed drongos *Dicrurus paradiseus*. *Forktail* 23: 145-148.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.
- Shepherd, C.R. 2006. The bird trade in Medan, North Sumatra: an overview. *Birding Asia* 5: 16-24.
- Shepherd, C.R. 2011. Observations on trade in laughingthrushes (*Garrulax* spp.) in North Sumatra, Indonesia. *Bird Conservation International* 21: 86-91.
- Shepherd, C.R. 2013. Protection urgently needed for the endemic Sumatran Laughingthrush. *TRAFFIC Bulletin* 25: 53-54.
- Shepherd, C.R., J. Sukumaran & S.A. Wich. 2004. *Open Season: An Analysis of the Pet Trade in Medan, Sumatra, 1997-2001*. TRAFFIC Southeast Asia, Petaling Jaya.
- Shepherd, C.R., J.A. Eaton & S.C. Chng. 2016. Nothing to laugh about—the ongoing illegal trade in laughingthrushes (*Garrulax* species) in the bird markets of Java, Indonesia. *Bird Conservation International* 26: 524-530.
- Sridhar, H., G. Beauchamp & K. Shanker. 2009. Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? A large-scale synthesis. *Animal Behaviour* 78: 337-347.
- Strange, M. 2001. *A Photographic Guide to the Birds of Indonesia*. Periplus Editions, Singapore.
- Terborgh, J., S.K. Robinson, T.A. Parker, C.A. Munn & N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.
- Tomich, T.P., M. van Noordwijk, S. Budidarsono, A. Gillison, T. Kusumanto, D. Murdiyarso, F. Stolle, A.M. Fagi, D. Lee & C. Barrett. 2001. Agricultural intensification, deforestation and the environment: assessing tradeoffs in Sumatra, Indonesia. Pp 221-244 in D.R. Lee & C.B. Barrett (eds.) *Tradeoffs or Synergies? Agricultural Intensification, Economic Development, and the Environment*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Van Marle, J.G. & K.H. Voous 1988. *The Birds of Sumatra: an Annotated Check-list*. British Ornithologists' Union, Peterborough.
- Vivek Chandran, A. & J. Praveen 2013. Territoriality in Kerala Laughingthrush *Strophocincla fairbanki meridionalis*. *Journal of the Bombay Natural History Society* 110: 142-146.
- Wang, J., C.-X. Jia, S.-H. Tang, Y. Fang & Y.-H. Sun. 2011. Breeding biology of the Snowy-cheeked Laughingthrush (*Garrulax sukatschewi*). *The Wilson Journal of Ornithology* 123: 146-150.
- Winter, M., D.H. Johnson, J.A. Shaffer, T.M. Donovan & W.D. Svedarsky. 2006. Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 70: 158-172.
- Zou, F., G. Chen, Q. Yang & J.R. Fellowes. 2011. Composition of mixed-species flocks and shifts in foraging location of flocking species on Hainan Island, China. *Ibis* 153: 269-278.

3.2 Článek II.

Bušina, T., Pasaribu, N., Hlavsa, T., Czerneková, V., Kouba, M.

An experimental release of rehabilitated wild-caught Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: assessment of post-release survival and dispersal via radio-telemetry, North Sumatra, Indonesia

Ornithological Science. 17 (2). 135-147.

ORIGINAL ARTICLE

An experimental release of rehabilitated wild-caught Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: assessment of post-release survival and dispersal via radio-telemetry, North Sumatra, Indonesia

Tomáš BUŠINA^{1,#}, Nursahara PASARIBU^{2,*}, Tomáš HLAVSA^{3,**}, Vladimíra CZERNEKOVÁ^{4,***} and Marek KOUBA^{1,****}

¹ Department of Animal Science and Ethology, Faculty of Agrobiolgy, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague, 16500, Czech Republic

² Department of Biology, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of North Sumatra, Jalan Dr. T. Mansur No. 9, Medan, 20155, Sumatera Utara, Indonesia

³ Department of Statistics, Faculty of Economics and Management, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague, 16500, Czech Republic

⁴ Genetics and breeding of farm animals, Institute of Animal Science, Přátelství 815, Prague, 10400, Czech Republic

ORNITHOLOGICAL SCIENCE

© The Ornithological Society of Japan 2018

Abstract Decline of biodiversity, especially in tropical areas and rainforests, due to human activity is a serious global issue. Recovery programs, including reintroductions, are one means of active species protection and biodiversity preservation. The Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor* (SL), a little known passerine endemic to Sumatra Island, is currently suffering from serious population decline due to the intensity of the illegal wildlife trade and habitat loss in the region. Most local subpopulations have been extirpated and those remaining have been reduced, thus, urgent need for conservation has arisen. In this study, we carried out the soft-release of rehabilitated SLs, originating from the wild and kept in captivity. We released four SL pairs (N=8 individuals) in total and, by using radio-telemetry (VHF; <2 g tail-mounted tags); we assessed their survival rate and movement patterns. During the post-release period only one bird was monitored for the full, predetermined criterion period of three weeks for survival rate and site fidelity assessment and one death was confirmed directly. Affinity to the release site, defined by a 2 km radius around the release aviary, was lower for females, which left the release site within the first week after release leaving their fates unknown, compared with males which remained at the release site for up to three times longer. Therefore, only the males' home range sizes were calculated. As a standardised measure, only the first six days following release were included and 6-day home ranges were estimated as follows: 35.18 ± 8.5 ha (mean \pm SE) with range 17.25–50.95 ha (N=4 males). We did not find significant differences in the distances of males from the release aviary with increasing days following release. As far as we know, this is the first field study providing novel knowledge of the recovery ability of the Sumatran Laughingthrush and of its post-release behaviour, which are crucial for species protection management.

Key words Home range size, Mortality, Pair bond, Reintroduction, Soft-release

(Received 14 July 2017; Accepted 29 November 2017)

[#] Corresponding author, E-mail: tomas.busina0@gmail.com

* Present address: University of North Sumatra, Jalan Dr. T. Mansur No. 9, Medan, 20155, Sumatera Utara, Indonesia

** Present address: Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague, 16500, Czech Republic

*** Present address: Institute of Animal Science, Přátelství 815, Prague, 10400, Czech Republic

**** Present address: Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague, 16500, Czech Republic

Enormous profitability makes both legal and illegal wildlife trade a serious threat to many different taxa across the world (Engler & Parry-Jones 2007; Rosen & Smith 2010; South & Wyatt 2011). Birds are the second most frequently trafficked commodity after reptiles (Rosen & Smith 2010; Bush et al. 2014) and, therefore, countries in tropical areas with rich avifaunas, where largely unregulated bird trade

meets deeply rooted bird-keeping demand and a lack of law enforcement, are the most seriously affected. Indonesia, with an incessantly growing and uncontrolled animal trade, is one such country (Jacobson 2015; TRAFFIC 2015). Recent studies have revealed that thirteen local avian species (see Table S1; supplementary material) are currently at serious risk of extinction because of over-harvesting (Shepherd 2006; Chng et al. 2015; Eaton et al. 2015; Iqbal 2015; Shepherd et al. 2016; Harris et al. 2017). Therefore, several conservation programs have already been initiated for a number of them (Collar et al. 2012; Owen et al. 2014). These programs, including both *in situ* and *ex situ* strategies, use several tools to ensure effective species protection. Conservation translocation, defined as the intentional movement and release to the wild in order to enhance, re-establish or establish a population (IUCN/SSC 2013), represents one of the methods often employed (Miskelly & Powlesland 2013; Tritto 2014; Cox & McCormick 2016; Freifeld et al. 2016).

Over the past two decades, there has been an increase in the number of conservation programs using translocation (Fischer & Lindenmayer 2000; Seddon et al. 2007). However, clear rules for the evaluation of a program's success are still lacking despite a great number of translocations being completed, experiences gained, and methodologies proposed (Robert et al. 2015). This situation is due to the absence of any widely accepted and clear definition of "success". Programs are evaluated by parameters of success set for each individual program and species (Soorae 2016). In general, the main factors diminishing the conservation effort are high post-release mortality and excessive dispersal outside the predefined release site during the establishment phase following release (Baillon & Benvenuti 1990; Clarke & Schedvin 1997; Sokolov & Vysotsky 1999; Taylor & Jamieson 2007; Habel et al. 2016). Both factors (mortality and dispersal [dispersal might also be affected by gender or age]) are apparently driven by the selected release technique according to the origin of the birds (see below).

Over time, two main release techniques have been developed: soft release used mainly for captive-bred birds; and hard release convenient for wild-caught birds (Sutherland et al. 2004). A number of studies emphasize using the translocated wild-caught birds to augment a depleted population or establish a new one (Fischer & Lindenmayer 2000; Rummel et al. 2016). The main advantage of using wild-caught

birds is that their survival skills are already developed (i.e. foraging, reproduction and anti-predation behaviour), and thus, the acclimatization period in the release aviary can be shorter and transit into the wild easier (Franzreb 1999; Pierre 1999; Griffin et al. 2000; Wanless et al. 2002). However, birds from the wild may be more susceptible to stress compared to captive-bred individuals (Dickens et al. 2009b; Jenni et al. 2015; Lèche et al. 2016). Furthermore, wild-caught birds may display a tendency to abandon a release site shortly after their release, mostly due to their homing behaviour. This could negatively affect the abundance of a founder population and its gene pool, which is reflected in its viability (Baillon & Benvenuti 1990; Clarke & Schedvin 1997; Dickens et al. 2009a; Kennedy & Marra 2010; Kesler et al. 2012; Le Gouar et al. 2012).

Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor* (hereafter SL), a species endemic to Sumatra Island, represents one of those species pushed to the brink of extinction as a result of the unrelenting bird trade and habitat loss. Recent studies (based on expert opinion, wildlife market data, and interviews with bird trappers) suggest that SL has undergone considerable population decline (Chng et al. 2015; Eaton et al. 2015; Harris et al. 2015; Shepherd et al. 2016; Harris et al. 2017). Its current occurrence is reported only from a small number of montane forest sites remote from inhabited areas (BirdLife International 2017). However, accurate data on the status of SL and its exact range of occurrence are not available. Based on this alarming situation, SL's conservation status has recently been re-evaluated by the IUCN Red List and it is now considered as "Endangered" (BirdLife International 2017). Meanwhile, domestic protection, based on Indonesian law, has remained unchanged (Shepherd 2006; Shepherd et al. 2016), and thus, ongoing trapping pressure still continues. For this reason, the scientific community repeatedly appeals to intensify current conservation efforts (Shepherd 2013; Owen et al. 2014; Shepherd et al. 2016). With the exception of some European zoo's engaged in ex-situ conservation programs, there are only two organizations within Indonesia dealing with the protection of this focal species (Owen et al. 2014). Cikananga Wildlife Center on Java Island is leading a captive breeding program and the Indonesian Species Conservation Program (ISCP) on Sumatra Island is attempting to use recovered wild-caught birds obtained from householders for a reintroduction program. To date, however, no reintroduction

steps have been undertaken due to a lasting knowledge gap about SLs' biology and ecology (Collar & Robson 2007).

Since there has been no single documented attempt to restore any laughingthrush population in the wild, except the acclimatization of accidentally escaped or deliberately released birds for religious reason in Hong Kong (Corlett 2001), in this study we have conducted the first experimental release of adult SL individuals. This was done in order to evaluate and describe factors influencing a reintroduction program, such as (i) post-release mortality and (ii) release-site fidelity, by using radio-telemetry.

MATERIALS AND METHODS

1) Study site and target species

Two release site locations were chosen in accordance with IUCN recommendations (IUCN/SSC 2013). Study area A (1,350–1,570 m a.s.l.) was located in the Karo regency and was situated 1.5 km away from the only side road (an approximately 3 hr walk through inaccessible forest). Study area B (1,160–1,400 m a.s.l.) was located in the Deli Serdang regency, where the nearest route was 2.5 km away (an approximately 1.5 hr walk). Both localities belong to North Sumatra province (Fig. 1) and

are officially protected within the Gunung Leuser National Park; however, the level of protection is lower there compared to the main national park. It is important to stress that law enforcement is noticeably lacking in the area and actual protection is often completely missing. The habitat of both release sites consists of lower montane rainforest vegetation dominated by members of the tree families Fabaceae, Sterculiaceae, Euphorbiaceae, Moraceae, Melastomataceae and Malvaceae, as well as tree ferns and epiphytes, forming a closed canopy height of up to 25 m. There is a relatively well-preserved avifauna in the area of both release sites, including: Chestnut-capped Laughingthrush *Rhinocichla mitrata*, Black Laughingthrush *Melanocichla lugubris*, Common Green Magpie *Cissa chinensis*, Drongo sp. *Dicrurus sp.* The whole study area (A and B) is characterized by periodically recurrent wet and dry seasons, with the rainy season falling mostly between April and September (Whitten et al. 2000).

SL is a medium sized (24–28 cm) sexually monomorphic and monochromatic passerine (Eaton 2005), depending on old-growth lower montane rainforest (750–2,000 m a. s. l.) (Eaton et al. 2016). Formerly a widely distributed species across Sumatra Island (Van Marle & Voous 1988; MacKinnon & Phillipps 1993) it survives now only in secure subpopulations

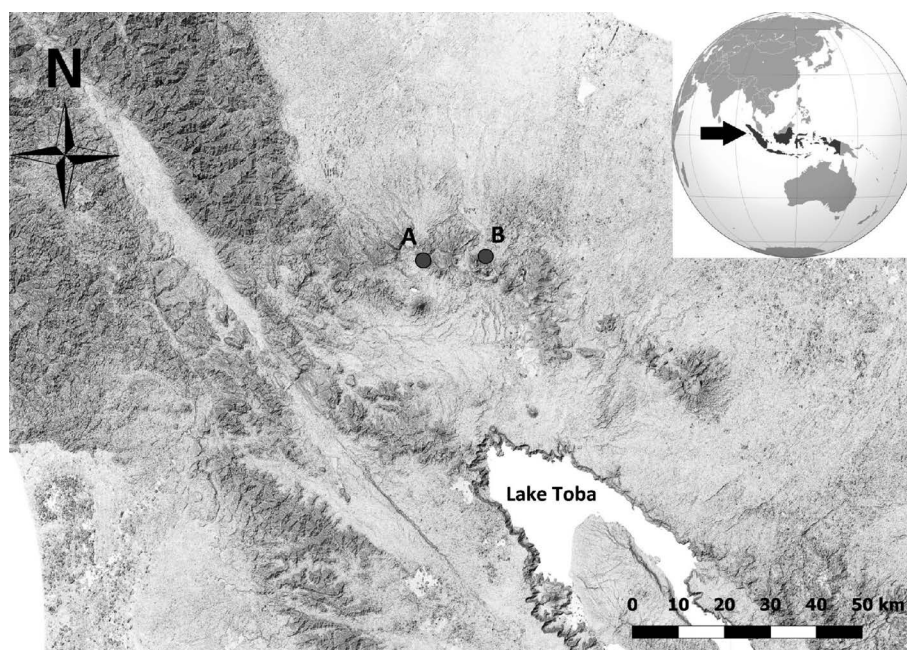


Fig. 1. Map of release locations on Sumatra Island. Location A in Karo regency, location B in Deli Serdang regency, both belonging to North Sumatra province. Localities are still connected with the Leuser Ecosystem.

located in the more secluded parts of mountainous regions (Brickle 2009; Shepherd 2013). The biology and ecology of this species is not sufficiently described yet and most of the information needed for its effective protection remains missing (Collar & Robson 2007; Eaton et al. 2016). It is presumed, as with other representatives of the genus *Garrulax*, that SL is an insectivorous species forming small flocks of family members, often joining mixed-species flocks (King & Rappole 2001; Kotagama & Goodale 2004; Satischandra et al. 2007; Brickle 2009; Zou et al. 2011).

SL was originally present at both release sites (Berto Karosekali, personal communication), however, only a few individuals have been reported recently in the immediate vicinity of study area A. Study area B seemed to be wholly unoccupied (Tomáš Bušina, unpublished data). Therefore, these areas, essentially uninhabited by SL, were considered ecologically suitable for the release of rehabilitated birds. In addition the presence of other avian species (see above) guaranteed the appropriateness of these localities for release. Nevertheless, there remained the risk of exposure to hunters because of their disrespect of legislation and often publicly tolerated and/or overlooked bird trapping.

2) Field procedures

All SL individuals included in this study (four pairs: N=8) were provided by ISCP, which collected them from householders as a part of its conservation campaign. This campaign was based on the exchange of SLs for commercial captive-bred cage birds (Common Canary *Serinus canaria* and/or Fischer's Lovebird *Agapornis fischeri*) and was followed by education focused on wildlife conservation. Since there are no commercial laughingthrush breeders in Indonesia, it was certain that all SL individuals had been taken from the wild. Given the ease with which they panicked, their sensitivity to stress, and the unsuitable captive conditions causing distress and death, it was assumed that they had been kept in captivity no longer than one year (Tomáš Bušina, unpublished data). During a one-month quarantine period at the ISCP facility, the birds underwent medical checks required by Indonesian law No. 18 of 2009 (concerning husbandry and animal health) for Newcastle disease, avian influenza and preventive anti-parasitic treatment (FAO 2011; USAID 2013). The birds were banded with a unique combination of coloured plastic rings allowing individual identification and were

randomly mated based on sex determination using a blood test. Genomic DNA was extracted from blood from Whatman FTA cards using standard protocols with a MagMAX™-96 DNA Multi-Sample Kit (Applied Biosystems, CA, USA). Sex typing was determined by amplification with the primers CH-F: 5'-GGATGAGGAACTGTGCAAAAC-3' and CH-R: 5'-AATAGTTCGCGGTCTTCCAC-3' (Doosti et al. 2009). PCR was performed in a 10- μ l reaction mixture containing 16–20 ng of genomic DNA, 0.2 μ M of each primer (Generi Biotech, Czech Republic), and 1x PPP Master Mix (Top Bio, Czech Republic) consisting of Taq DNA Polymerase, dNTP mix, reaction buffer and MgCl₂. The reactions were carried out in a TGradient 96 thermal cycler (Whatman Biometra, Göttingen, Germany) using a 10-minute initial denaturation at 95°C, followed by 32 cycles of 45 seconds at 95°C, 60 seconds at 58°C and 60 seconds at 72°C. The final extension at 72°C was for four minutes. PCR products were digested using BsuRI restriction enzyme (Fermentas, Germany) according to the manufacturer's instructions. Five microliters of each PCR product were subjected to gel electrophoresis on 3% agarose gels.

Each pair was individually placed into a mesh flying aviary in the ISCP centre located at approximately the same altitude as the release sites, which were 15 km (site A) and 2.5 km (site B) away. This aviary (3 m long \times 2 m wide \times 2 m high) provided a small natural shelter against rain and SLs were kept here for at least a 30-day period (range 30–60 days). All study birds were fed *ad libitum* with wild swept insects, which were freely released into the aviary three times per day. Beside this main insect diet, 15 pieces of mealworms *Tenebrio molitor* per individual or 10 pieces of superworms *Zophobas morio* per individual mixed with one teaspoon of commercial local bird pellets were served in the morning. Access to water was unlimited. Only healthy and fully rehabilitated birds, i.e. those displaying insect catching ability, an adequate fat score (1–2), pectoral muscle score (2–3) (Redfern & Clark 2001) and undamaged plumage, were used in the following experimental release.

Early in the morning on the date of release, a particular SL pair was transferred from the rehabilitation centre to the release site where a mesh release aviary (1.9 m long \times 1.9 m wide \times 1.9 m high) had been prepared. Birds were transported separately in opaque wooden boxes and the transfer lasted between two to four hours. A TW42 tail-mounted transmit-

ter (Biotrack, Ltd., UK) set on a unique frequency, weighing 1.99 g (<3.0% of body weight as suggested by Kenward (2001)), operating at 150 MHz and with a minimum guaranteed battery lifespan 21–28 days, was fitted to each individual. We followed Biotrack instructions exactly, i.e., we tied and glued the tags to the two middle tail feathers before the birds were placed into the release aviary. The birds were then kept in the release aviary for another 48 hrs in order to minimize the negative effect of stress caused by release procedures (i.e. transfer, handling and tag fitting), to allow them to become used to their new environment (Dickens et al. 2009b; Jenni et al. 2015; Lèche et al. 2016), and to enhance their site affinity and pair cohesion (Castro et al. 1995; Franzreb 2004). This period also allowed the SLs to become used to the transmitters (Sayre et al. 1981; Griffiths et al. 2010; Rantanen et al. 2010). Thus, recorded movement data should not be directly influenced by the effect of tagging (Kenward 2001; Withey et al. 2001). Based on our field tests, we found that transmitters were detectable in dense rain forest at a maximal distance of 250–300 m. Water and food (mealworms or superworms and commercial pellets) were provided in the release aviary *ad libitum* and for a further three days following release.

Based on the behaviour of other *Garrulax* species, it was anticipated that SL is a highly intraspecifically aggressive, territorial species, living in pairs or kin groups (Pichner 2003; Coles 2007). Therefore, two pairs were released separately at release site A on 28 August and 7 November 2015 and two other pairs were released at release site B on 17 April and 10 June 2016 (Fig. 1). Pairs were released after dawn and immediately tracked using a three-element Yagi antenna and an AR 8200 MK3 receiver (AOR INC, USA). Despite the rugged terrain and harsh conditions we located the individuals by the ‘homing-in’ method (Kenward 2001) until they disappeared or were found dead (i.e. we followed the signal to a particular tree or until we saw the individual). SL positions were recorded by GPS receiver (Garmin GPSmap 62s) throughout each day every 60 min if possible, depending on weather and terrain. We attempted to record the birds’ positions every day throughout daylight hours until they died, definitely disappeared from the study area, or the transmitter failed or dropped off. Regardless of the fact that some individuals left the release sites, we monitored the whole study area and their close surroundings for the complete three-week monitoring period; thereaf-

ter, one more week of additional regular monitoring was carried out in order to discover if an individual with a still transmitting tag had returned. All procedures were conducted with permission from the Ministry of Research, Technology and Higher Education of the Republic of Indonesia (185/SIP/FRP/SM/VI/2015 and 357/SIP/FRP/E5/Dit.KI/2016) and additional permits SIMAKSI (Surat Izin Masuk Kawasan Konservasi) issued by the Indonesia Nature Conservation Agency.

3) Data analysis

Translocation success was assessed based on two criteria: (1) post-release survival, and (2) release site fidelity, represented by birds remaining at or in the vicinity of the release site during an initial establishment phase, which we defined as three weeks following translocation, despite a 4-week period being commonly used (Armstrong et al. 1999; Franzreb 2004; Brown et al. 2007). This shortening of the monitoring period had to be made due to the limited lifespan of the batteries used in the radio-transmitters. In this study, the release site was considered as the area within a 2 km radius around the release aviary. Spatial data was evaluated using freely available QGIS 2.14.3 (AniMove tools) using a minimum convex polygon method that incorporated all gathered fixes (MCP 100%) (Mohr 1947; Hayne 1949) for home range size (hereafter HRS) estimation. Since the calculated HRSs were closely related to the number of monitoring days, which differed for each individual, we decided to use 6-days HRS as a standardised measure, which allowed for comparison between all of the released birds. For each individual, HRS was estimated from the monitoring sequences of the first six days following release and included all recorded locations. Additionally, for each individual we calculated a maximum HRS based on fixes recorded throughout the whole radio-tracking period (Table 1; Fig. S1 and S2, the supplementary material). The same 6-days criterion was applied to the evaluation of movement data. The mean daily distance (m) between the release aviary and each individual location within the first six days after release was measured and the Kruskal-Wallis test (StatSoft, USA) was used to test whether there was a significant difference in distance among the days elapsed after release.

Table 1. Details of released Sumatran Laughingthrush pairs in 2015 and 2016.

| Bird ID | Release date | Release site | Date of last confirmation | Duration of telemetry (days)* | Max. distance from release aviary (km) | Total / 6-days 100% MCP (ha)** | Remote edges of 6-days home range (km) | Comments*** |
|---------|--------------|--------------|---------------------------|-------------------------------|--|--------------------------------|--|-----------------------|
| Males | | | | | | | | |
| R+OY | 2015/8/20 | A | 2015/8/29 | 10 | 1.15 | 73.5 / 50.95 | 1.32 | Found exhausted, died |
| R+GR | 2015/11/7 | A | 2015/11/28 | 22 | 0.53 | 24.15 / 17.25 | 0.71 | Signal loss |
| Y+BR | 2016/4/17 | B | 2016/4/22 | 6 | 0.98 | 24.14 / 24.14 | 1.06 | Signal loss |
| Y+OB• | 2016/6/10 | B | 2016/6/16 | 7 | 0.9 | 50.77 / 48.38 | 1.12 | Signal loss |
| Females | | | | | | | | |
| R+WG | 2015/8/20 | A | 2015/8/22 | 3 | 0.51 | 21.53 / – | – | Signal loss |
| R+WB | 2015/11/7 | A | 2015/11/11 | 5 | 0.47 | 10.31 / – | – | Signal loss |
| Y+WG | 2016/4/17 | B | 2016/4/17 | 1 | 0.3 | 1.71 / – | – | Signal loss |
| R+BO• | 2016/6/10 | B | 2016/6/16 | 7 | 0.9 | 50.77 / – | – | Signal loss |

*The lower number of days for each pair also indicates the length of maintenance of their pair bond. **Comparison of total home range (including all tracking days) and 6-days home range (including only first six days following release). ***Cause of telemetry termination.

•Maintained pair bond throughout whole monitoring period

RESULTS

1) Pair bond persistence

In total, 328 locations were recorded for the four SL pairs released (N=8 individuals). The mean number of locations collected for males was 57.75 ± 12.97 (\pm SE), and for females 24.25 ± 7.54 (mean \pm SE). In three out of four cases pair bonds broke-up shortly after release, over a duration of 1–5 days (Table 1). This happened even though a relatively high mutual affinity was observed during the rehabilitation process and in the first few days after release (e.g. grooming, joint roosting, birds left the release aviary together, or the first flew out and waited for its mate nearby while vocalising strongly) when the birds were moving about the release site still together.

2) Translocation success

Of the eight individual birds released, only one (marked “R+GR”) was tracked for the whole minimum period of 21 days which was the predetermined criterion for assessing survival rate. Therefore, we were unable to determine the status of the others in the period after the loss of their transmitter-signal, nor were we able to find out more about their fate (see details in Table 1). However, all individuals behaved normally without apparent deterioration in either their condition or their state of health during their monitoring period, with the exception of one male marked “R+OY”, which died. This male

was found on the ground in poor condition with a zero fat and pectoral muscle score (Redfern & Clark 2001) unable to fly on the tenth day after release; it died two hours later. The cause of his death was not known as it was impossible to conduct a field autopsy and there were no means of preserving the body for later examination.

Excluding the dead male (“R+OY”), only one individual (14%) remained at the release site for at least 21 days after release, and thus, only this case could be considered as a successful translocation following our methodology. Conversely, six individuals (86%) left the release site within the first week after release (4.83 ± 0.98 days (mean \pm SE); Table 1). Females, which comprised 67% of these emigrants (Table 1), appeared to leave the release site sooner than males and were not observed again throughout the whole tracking period, whereas males showed higher site affinity. Therefore, 6-day HRSs were calculated only for males (N=4). Individual HRS ranged from 17.25 to 50.95 ha (35.18 ± 8.5 ha, mean \pm SE) (Table 1 and Fig. 2). There were no differences in the mean daily distances travelled from the release aviary within the first six days after release (Kruskal-Wallis test: N=4, H=4.94, P=0.4232, $\alpha=0.05$). Overall, the results indicate that all four males occupied the release site equally, without any noticeable tendency to abandon it immediately (Fig. 3). Based on our observations and interviews with locals we found out that release site A was located near an area occupied by a remain-

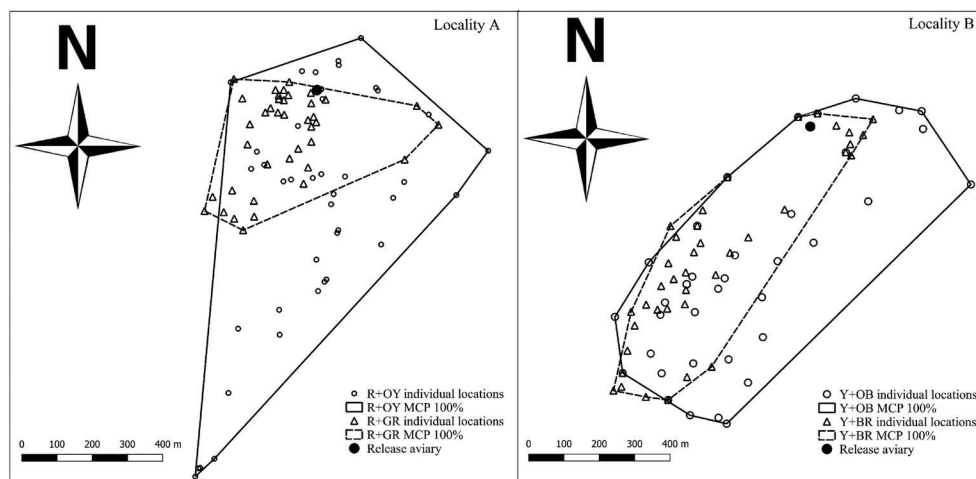


Fig. 2. Standardized 6-days home ranges of released Sumatran Laughingthrush males ($N=4$) estimated by using the 100% MCP method. The same position for release aviaries was used in both release sites, therefore male home ranges (solid and dashed line) overlapped and could be compared.

ing wild SL flock (5 individuals), whereas release site B was uninhabited.

DISCUSSION

Our results suggest that rehabilitated SL pairs are able to cope with the stress related to the release process and survive the transition back into the wild. However, artificially mating as a part of the release method does not seem necessary because of the observed low persistence of pair bonds. Females tended to abandon their mates and the release site. Post-release monitoring of the remaining males revealed movement patterns that could help to understand the ranging behaviour and habitat use of this understory tropical species. These findings are helpful for further conservation management, for example, in determining the minimal size of the area intended for a reintroduction program. This pioneer study further demonstrates the possibility of using radio-telemetry even for covertly living avian species in the harsh conditions of the montane rainforest.

The evaluation of mortality according to the methodology used was hindered due to the high heterogeneity of the data obtained and the low sample size. Although SL is relatively sensitive to stress (Andrew Owen and Stephan Bulk, personal communication) we did not record any cases of death from acute stress due to manipulation, transport and/or release as described, for example, by Matson et al. (2006), Teixeira et al. (2007) or Jenni et al. (2015). Dickens et al. (2009b) revealed that for the Chukar Partridge

Alectoris chukar their levels of stress hormones remained elevated even one month after release. This is consistent with the results of L  che et al. (2016) who studied captive-bred Greater Rheas *Rhea americana*, which have a highly stressful nature comparable to SL. L  che et al.'s (2016) analyses showed that levels of stress hormones in rheas were highest in the immediate post-release period, but was still detectable two months after release. Therefore, the question remains as to how great the impact of chronic stress, brought about by their release in an unknown environment, is on SL. It is also not clear what recovery capacity might be expected in SL. However, answering these questions was beyond the scope of this study. To summarize, chronic stress increases the vulnerability of released birds and thus fundamentally affects their survival and the establishment of a new population (R  berg et al. 1998; Teixeira et al. 2007). We recorded only one death (on the tenth day after release) and because no autopsy was possible we can only speculate whether or not the death was caused (fully or partially) by the chronic stress mentioned above.

Each SL pair released during this study was mated randomly in the ISCP rehabilitation centre. The pairs were kept together for relatively short periods (maximum 60 days); thus, their pair bonds should not be considered strong as those existing between reproductive mates, for example, during the breeding season. We are aware of the complexity of avian mating systems in the wild (Eaton 2005; Gill 2006); however, it is important to emphasise that this study

was not aimed at assessing the use of the mating system or its effectiveness in rehabilitation and/or the reintroduction process. Nevertheless, divorce initiated by females is common in territorial monogamous birds. Pair bond dissolution is considered to be a reproductive strategy when females may abandon their mates if there is an opportunity to obtain a better quality male, and thus, improve their own fitness (Choudhury 1995; Otter & Ratcliffe 1996; Cézilly et al. 2000; Emery et al. 2007). It is possible that females have a poorer ability to cope with new environments, but the reason why is not clear.

Another possible explanation for the sudden disappearance of females from the release site is that they attempted to return to their original location (Dowsett & Dowsett-Lemaire 1986; Castellon & Sieving 2006; Ortiz-Catedral 2009; Kennedy & Marra 2010; Powell & Stouffer 2014). However, it is not clear why males behaved differently. Very little is known, in general, about the homing tendencies of most tropical non-migratory species defending year-round territories, and their motivation for returning (Dowsett & Dowsett-Lemaire 1986; Castellon & Sieving 2006; Ortiz-Catedral 2009; Kennedy & Marra 2010; Powell & Stouffer 2014). Predation, as another possible cause of females vanishing, seems very unlikely, especially in wild-caught birds with fully developed anti-predatory behaviour (Carrete & Tella 2015; Rummel et al. 2016). The possibility of trappers catching females again at least during and/or shortly after research also seems unlikely because of the public awareness of this project in nearby villages, and because of the constant presence of field

workers conducting daily radio-monitoring in the release sites who did not notice anything suspicious during research (no trappers were met in the study areas or in their vicinity).

Even though radio-tracked SL males ranged in all directions close to their site of release without any obvious tendency to steadily increase the distance from the release aviary (Fig. 3), they did not settle inside the study areas, and eventually abandoned the release sites. The home ranges described in this study were several times larger than those recorded for similar insectivorous tropical passerines (Stutchbury & Morton 2001; Lopes & Marini 2006; Newmark et al. 2010; Darrah & Smith 2014). This may have been due to post-release exploration, which typically occurs after release, even in commonly sedentary species (Kurzejeski & Root 1988; Clarke & Schedvin 1997; Pierre 1999; Franzreb 2004). In our case, this phase varied from six to 22 days and always ended with the abandonment of the release site. The last record of each male, with the exception of the dead one, was made in the late afternoon after a successful tracking day, and in each case they had disappeared by the following morning. Although the radio monitoring of release areas continued for another week after the guaranteed minimum battery lifespan of the transmitters (21 days), supplemented by searching using binoculars and song identification, none of the birds were relocated. Therefore, we are uncertain about their fate. However, predation and/or re-trapping of males was as unlikely to have happened as for females because of the survival skills gained as wild-born birds (Carrete & Tella 2015; Rummel et

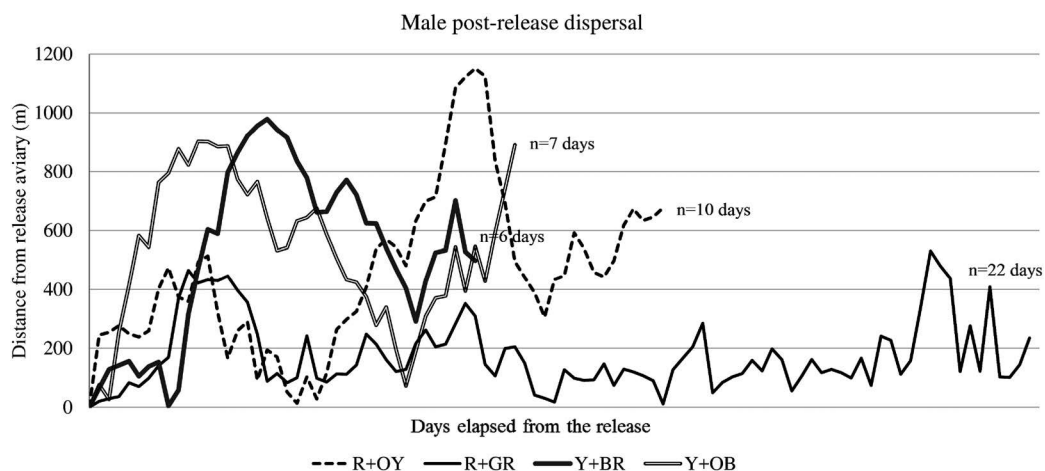


Fig. 3. Individual post-release movement of four Sumatran Laughingthrush males. Individual curves represent all records of each male and end with their disappearance from the release site (except for male R+OY, which died).

al. 2016) and no trappers observed within the release sites. The abandonment of the release sites by introduced individuals due to territorial defence by residents was also improbable, since release site B was completely unoccupied and at site A wild SLs (5) were observed only on its border.

This study illustrates an example of the experimental release of a threatened species requiring urgent conservation action to prevent its decline below a critical level. In such cases, a trade-off between acting to save a species and following best practices recommended by IUCN Species Survival Commission (2013) is apparent. Because SLs reproduce very poorly in captivity (only a few successful rearing events are known from the leading European Zoos and one Indonesian wildlife centre (Bobek et al. 2011; Owen et al. 2014), none are available for reintroduction at the present time. Thus, for this experimental study we used wild-caught, and subsequently rehabilitated SLs. This study was aimed at evaluating the SLs' post-release behaviour, their ability to settle back into the wild, and the possible contribution they might make to the population. Although, we must consider our experimental releases as unsuccessful, according to our assessment criteria, the results of this pioneer study highlight important implications for potential release programs for rehabilitated SL and other related species in the future. We encourage researchers to examine dispersal and movement patterns in both sexes, thereby providing information that is urgently needed. To become more acquainted with the fate of released birds, it will be necessary to cover an extended area during the post-release monitoring period. With the continual development of radio-technology, however, it may be expected that more efficient transmitters, suitable even for small passerines inhabiting dense rainforest, will become available in the near future.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Rudianto Sembiring in particular for his boundless help in arranging field activities and Pak Nuan, Pak Berto and Pak Diki for their help in the field. We also thank Jan Hanel, Pavel Hospodářský and Matyáš Adam for informative discussions on the species and survey techniques. Louise Fletcher kindly improved the English of the manuscript. For backing we are grateful to the Indonesian Species Conservation Program (ISCP) and Zoo Liberec. The project was financially supported by the Czech

University of Life Sciences Prague (SGS grant No. 21370/1312/3192 and 21370/1312/3188, IRP Mobility grant 2014, 2015 and 2016), the Ministry of Agriculture of the Czech Republic (project MZERO0717), the Fresno Chaffee Zoo Wildlife Conservation Fund, the Sophie Danforth Conservation Biology Fund, and Zoo Ostrava.

REFERENCES

- Armstrong DP, Castro I, Alley JC, Feenstra B & Perrott JK (1999) Mortality and behaviour of Hihi, an endangered New Zealand Honeyeater, in the establishment phase following translocation. *Biol Conserv* 89: 329–339.
- Baillon F & Benvenuti S (1990) Site fidelity, home range and homing behaviour in some species of birds captured at the Ornithological Station of Mbour (Senegal). *Trop Zool* 3: 57–68.
- BirdLife International (2017) Species factsheet: *Garrulax bicolor*. Available at <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/22734448> (accessed on 28 February 2017).
- Bobek M, Ptačinská Jiráťová J, Brandl P, Koláčková K, Kůs E, Šimek J et al. (2011) *Pomáháme jim přežít—We help them to survive*. Zoologická zahrada hl. m. Prahy, Praha.
- Brickle N (2009) Seeking the elusive Black-and-white Laughingthrush *Garrulax bicolor* in the Alas Valley. *BirdingASIA* 11: 15.
- Brown M, Perrin M & Hoffman B (2007) Reintroduction of captive-bred African Grass-Owls *Tyto capensis* into natural habitat. *Ostrich* 78: 75–79.
- Bush ER, Baker SE & MacDonald DW (2014) Global trade in exotic pets 2006–2012. *Conserv Biol* 28: 663–676.
- Carrete M & Tella JL (2015) Rapid loss of antipredatory behaviour in captive-bred birds is linked to current avian invasions. *Sci Rep-UK* 5.
- Castellon TD & Sieving KE (2006) An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conserv Biol* 20: 135–145.
- Castro I, Alley JC, Empson RA & Minot EO (1995) Translocation of Hihi or Stitchbird *Notiomystis cincta* to Kapiti Island, New Zealand: transfer techniques and comparison of release strategies. In: Serena M (ed.) *Reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna*. pp 113–121. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.
- Chng S, Eaton J, Krishnasamy K, Shepherd C & Nijman V (2015) *In the market for extinction: an inventory of Jakarta's bird markets*. TRAFFIC, Petaling Jaya.

- Choudhury S (1995) Divorce in birds: a review of the hypotheses. *Anim Behav* 50: 413–429.
- Clarke MF & Schedvin N (1997) An experimental study of the translocation of Noisy Miners *Manorina melanoccephala* and difficulties associated with dispersal. *Biol Conserv* 80: 161–167.
- Coles D (2007) *Management of laughingthrushes in captivity*. Published by Dave Coles, 2.
- Collar N & Robson C (2007) Family Timaliidae (Babblers). In: Del Hoyo J, Elliott A & Christie D (eds) *Handbook of the birds of the world. Vol. 12. Picathartes to tits and chickadees*. pp 70–291. Lynx Edicions, Barcelona.
- Collar N, Gardner L, Jeggo D, Marcordes B, Owen A, Pagel T et al. (2012) Conservation breeding and the most threatened birds in Asia. *BirdingASIA* 18: 50–57.
- Corlett RT (2001) Reintroduction of “missing” vertebrates to Hong Kong: benefits, problems and prospects. In: Hodgkiss J (ed) *Challenges of nature conservation in the face of development pressure, proceedings of the 2001 IUCN world commission on protected areas, East Asia conference*. pp 175–180. AIFCD, Hong Kong.
- Cox JA & McCormick JK (2016) New insights from an attempt to reintroduce Red-cockaded Woodpeckers in northern Florida. *J Field Ornithol* 87: 360–370.
- Cézilly F, Préault M, Dubois F, Faivre B & Patris B (2000) Pair-bonding in birds and the active role of females: a critical review of the empirical evidence. *Behav Process* 51: 83–92.
- Darrah AJ & Smith KG (2014) Ecological and behavioral correlates of individual flocking propensity of a tropical songbird. *Behav Ecol* 25: 1064–1072.
- Dickens M, Delehanty D, Reed J & Romero L (2009a) What happens to translocated game birds that ‘disappear’? *Anim Conserv* 12: 418–425.
- Dickens MJ, Delehanty DJ & Romero LM (2009b) Stress and translocation: alterations in the stress physiology of translocated birds. *P Roy Soc B- Biol Sci* 276: 2051–2056.
- Doosti A, Fathpour H & Moshkelani S (2009) Sex identification in the Canary using DNA typing methods. *Bulg J Vet Med* 12.
- Dowsett R & Dowsett-Lemaire F (1986) Homing ability and territorial replacement in some forest birds in south-central Africa. *Ostrich* 57: 25–31.
- Eaton MD (2005) Human vision fails to distinguish widespread sexual dichromatism among sexually “monochromatic” birds. *Proc Natl Acad Sci USA* 102: 10942–10946.
- Eaton J, Shepherd C, Rheindt F, Harris J, van Balen S, Wilcove D et al. (2015) Trade-driven extinctions and near-extinctions of avian taxa in Sundaic Indonesia. *Forktail* 31: 1–12.
- Eaton J, van Balen B, Brickle N & Rheindt F (2016) *Birds of the Indonesian Archipelago: Greater Sundas and Wallacea*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Emery NJ, Seed AM, Von Bayern AM & Clayton NS (2007) Cognitive adaptations of social bonding in birds. *Philos T Roy Soc B* 362: 489–505.
- Engler M & Parry-Jones R (2007) *Opportunity or threat: The role of the European Union in global wildlife trade*. TRAFFIC Europe, Brussels.
- FAO (2011) *Approaches to controlling, preventing and eliminating H5N1 highly pathogenic avian influenza in endemic countries*. Food & Agriculture Organization, Rome.
- Fischer J & Lindenmayer DB (2000) An assessment of the published results of animal relocations. *Biol Conserv* 96: 1–11.
- Franzreb K (2004) *The effect of using a “soft” release on translocation success of Red-cockaded Woodpeckers*. USDA Forest Service, Savannah River, New Ellenton.
- Franzreb KE (1999) Factors that influence translocation success in the Red-cockaded Woodpecker. *The Wilson Bulletin* 111: 38–45.
- Freifeld H, Plentovich S, Farmer C, Kohley R, Luscomb P, Work T et al. (2016) Nihoa Millerbird translocation from Nihoa to Laysan, Northwestern Hawaiian Islands, USA. In: Soorae PS (ed) *Global re-introduction perspectives*. pp 111–116. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency-Abu Dhabi, Gland.
- Gill F (2006) *Ornithology. 3rd ed*. WH Freeman, New York.
- Griffin AS, Blumstein DT & Evans CS (2000) Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conserv Biol* 14: 1317–1326.
- Griffiths R, Murn C & Clubb R (2010) Survivorship of rehabilitated juvenile Tawny Owls *Strix aluco* released without support food, a radio tracking study. *Avian Biol Res* 3: 1–6.
- Habel JC, Hillen J, Schmitt T & Fischer C (2016) Restricted movements and high site fidelity in three East African cloud-forest birds. *J Trop Ecol* 32: 83–87.
- Harris JBC, Green JM, Prawiradilaga DM, Giam X, Hikmatullah D, Putra CA et al. (2015) Using market data and expert opinion to identify overexploited species in the wild bird trade. *Biol Conserv* 187: 51–60.
- Harris JBC, Tingley MW, Hua F, Yong DL, Adeney JM, Lee TM et al. (2017) Measuring the impact of the pet trade on Indonesian birds. *Conserv Biol* 31: 394–405
- Hayne DW (1949) Calculation of size of home range. *J*

- Mammal 30: 1–18.
- Iqbal M (2015) Looking at online bird trading in Indonesia; a case study from South Sumatra. *BirdingASIA* 24: 132–135.
- IUCN/SSC (2013) *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Ver 1.0*. IUCN Species Survival Commission Gland, Switzerland.
- Jacobson P (2015) Indonesia's booming caged-bird trade is fueling trafficking and threatening extinction. Available at <https://news.mongabay.com/2015/06/indonesias-booming-caged-bird-trade-is-fueling-trafficking-and-threatening-extinction/> (accessed on 7 June 2017).
- Jenni L, Keller N, Almasi B, Duplain J, Homberger B, Lanz M et al. (2015) Transport and release procedures in reintroduction programs: stress and survival in Grey Partridges. *Anim Conserv* 18: 62–72.
- Kennedy CM & Marra PP (2010) Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: inference from experimental translocations. *Biol Conserv* 143: 2136–2145.
- Kenward RE (2001) *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, London.
- Kesler DC, Cox AS, Albar G, Gouni A, Mejeur J & Plassé C (2012) Translocation of Tuamotu Kingfishers, postrelease exploratory behavior, and harvest effects on the donor population 1. *Pac Sci* 66: 467–480.
- King DI & Rappole JH (2001) Mixed-species bird flocks in dipterocarp forest of north-central Burma (Myanmar). *Ibis* 143: 380–390.
- Kotagama SW & Goodale E (2004) The composition and spatial organization of mixed-species flocks in a Sri Lankan rainforest. *Forktail* 20: 63–70.
- Le Gouar P, Mihoub J-B & Sarrazin F (2012) Dispersal and habitat selection: behavioural and spatial constraints for animal translocations. In: Ewen JG, Armstrong DP, Parker KA & Seddon PJ (eds.) *Reintroduction biology: integrating science and management*. pp 138–164. Wiley-Blackwell, New Jersey.
- Lopes LE & Marini MÂ (2006) Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in the central Brazilian Cerrado. *Stud Neotrop Fauna* 41: 87–92.
- Lèche A, Cortez MV, Della Costa NS, Navarro JL, Marin RH & Martella MB (2016) Stress response assessment during translocation of captive-bred Greater Rheas into the wild. *J Ornithol* 157: 599–607.
- MacKinnon J & Phillipps K (1993) *A field guide to the birds of Borneo, Sumatra, Java, and Bali: the Greater Sunda Islands*. Oxford Univ Press, Oxford.
- Matson KD, Tieleman BI & Klasing KC (2006) Capture stress and the bactericidal competence of blood and plasma in five species of tropical birds. *Physiol Biochem Zool* 79: 556–564.
- Miskelly CM & Powlesland RG (2013) Conservation translocations of New Zealand birds, 1863–2012. *Notornis* 60: 3–28.
- Mohr CO (1947) Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am Midl Nat* 37: 223–249.
- Newmark W, Mkongewa V & Sobek A (2010) Ranging behavior and habitat selection of terrestrial insectivorous birds in north-east Tanzania: implications for corridor design in the Eastern Arc Mountains. *Anim Conserv* 13: 474–482.
- Ortiz-Catedral L (2009) Homing of a Red-crowned Parakeet (*Cyanoramphus novaezelandiae*) from Motuihe Island to Little Barrier Island, New Zealand. *Notornis* 56: 165–166.
- Otter K & Ratcliffe L (1996) Female initiated divorce in a monogamous songbird: abandoning mates for males of higher quality. *P Roy Soc B- Biol Sci* 263: 351–355.
- Owen A, Wilkinson R & Sözer R (2014) In situ conservation breeding and the role of zoological institutions and private breeders in the recovery of highly endangered Indonesian passerine birds. *Int Zoo Yearbook* 48: 199–211.
- Pichner J (2003) *Babblers, husbandry and management*. Minnesota Zoo, Apple Valley.
- Pierre JP (1999) Reintroduction of the South Island Saddleback (*Philesturnus carunculatus carunculatus*): dispersal, social organisation and survival. *Biol Conserv* 89: 153–159.
- Powell LL & Stouffer PC (2014) Experimental translocations: pitfalls and alternatives for quantifying animal movement in fragmented landscapes. *Rev Bras Ornithol* 22: 311–316.
- Rantanen EM, Buner F, Riordan P, Sotherton N & Macdonald DW (2010) Habitat preferences and survival in wildlife reintroductions: an ecological trap in reintroduced Grey Partridges. *J Appl Ecol* 47: 1357–1364.
- Råberg L, Grahm M, Hasselquist D & Svensson E (1998) On the adaptive significance of stress-induced immunosuppression. *P Roy Soc Lond B Bio* 265: 1637–1641.
- Redfern C & Clark J (2001) *Ringers' manual. 4th ed.* British Trust for Ornithology, Thetford.
- Robert A, Colas B, Guigon I, Kerbiriou C, Mihoub JB, Saint-Jalme M et al. (2015) Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: a demographic assessment. *Anim Conserv* 18: 397–406.
- Rosen GE & Smith KF (2010) Summarizing the evi-

- dence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth* 7: 24–32.
- Rummel L, Martínez–Abraín A, Mayol J, Ruiz-Olmo J, Mañas F & Jiménez J (2016) Use of wild-caught individuals as a key factor for success in vertebrate translocations. *Anim Biodiv Conserv* 39: 207–219.
- Satischandra SHK, Kudavidanage EP, Kotagama SW & Goodale E (2007) The benefits of joining mixed-species flocks for Greater Racket-tailed Drongos *Dicrurus paradiseus*. *Forktail* 23: 145.
- Sayre MW, Baskett TS & Blendin PB (1981) Effects of radio-tagging on breeding behavior of Mourning Doves. *J Wildlife Manage* 45: 428–434.
- Seddon PJ, Armstrong DP & Maloney RF (2007) Developing the science of reintroduction biology. *Conserv Biol* 21: 303–312.
- Shepherd CR (2006) The bird trade in Medan, North Sumatra: an overview. *BirdingASIA* 5: 16–24.
- Shepherd CR (2013) Protection urgently needed for the endemic Sumatran Laughingthrush. *TRAFFIC Bulletin* 25: 53–54.
- Shepherd CR, Eaton JA & Chng SC (2016) Nothing to laugh about—the ongoing illegal trade in laughingthrushes (*Garrulax* species) in the bird markets of Java, Indonesia. *Bird Conserv Int* 26: 524–530.
- Sokolov LV & Vysotsky VG (1999) Homing ability of the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca*. *Avian Ecol Behav* 3: 51–57.
- Soorae PS (2016) *Global re-introduction perspectives: 2016. Case-studies from around the globe*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency–Abu Dhabi, Gland.
- South N & Wyatt T (2011) Comparing illicit trades in wildlife and drugs: an exploratory study. *Deviant Behav* 32: 538–561.
- Stutchbury BJ & Morton ES (2001) *Behavioral ecology of tropical birds*. Academic Press, London.
- Sutherland WJ, Newton I & Green R (2004) *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford Univ Press, Oxford.
- Taylor SS & Jamieson IG (2007) Factors affecting the survival of founding individuals in translocated New Zealand Saddlebacks *Philesturnus carunculatus*. *Ibis* 149: 783–791.
- Teixeira CP, De Azevedo CS, Mendl M, Cipreste CF & Young RJ (2007) Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. *Anim Behav* 73: 1–13.
- TRAFFIC (2015) Asian songbird trade crisis summit calls on regional governments to shut down illegal bird markets. Available at <http://www.traffic.org/home/2015/10/2/asian-songbird-trade-crisis-summit-calls-on-regional-governm.html> (accessed on 7 June 2017).
- Tritto A (2014) Re-introduction of the Black-winged Starling (*Sturnus melanopterus melanopterus*) in West Java, Indonesia. *Int Zoo News* 61: 85–86.
- USAID (2013) *Indonesia: supply chain assessment of the National Veterinary Services (NVS) pilot program*. Directorate of Animal Health, Ministry of Agriculture. Republic of Indonesia, USAID/DELIVER PROJECT, Arlington.
- Van Marle JG & Voous KH (1988) *The birds of Sumatra: an annotated check-list*. British Ornithologists' Union, Peterborough.
- Wanless RM, Cunningham J, Hockey PA, Wanless J, White RW & Wiseman R (2002) The success of a soft-release reintroduction of the flightless Aldabra Rail (*Dryolimnas [cuvieri] aldabranus*) on Aldabra Atoll, Seychelles. *Biol Conserv* 107: 203–210.
- Whitten T, Damanik S, Anwar J & Hisyam N (2000) *The ecology of Sumatra*. Periplus Editions, Hong Kong.
- Withey J, Bloxton T & Marzluff J (2001) Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. In: Millsbaugh JJ & Marzluff JM (eds.) *Radio tracking and animal populations*. pp 43–75. Academic Press, San Diego.
- Zou F, Chen G, Yang Q & Fellowes JR (2011) Composition of mixed-species flocks and shifts in foraging location of flocking species on Hainan Island, China. *Ibis* 153: 269–27

Table S1. The 13 Indonesian bird species that were identified as at greatly elevated risk of global extinction from trade pressures (taken from Eaton et al., 2015).

| Common name | Scientific name | Indonesian name |
|-------------------------------|----------------------------------|------------------------------|
| Silvery Woodpigeon | <i>Columba argentina</i> | Merpati-hutan perak |
| Javan Hawk-eagle | <i>Nisaetus bartelsi</i> | Elang Jawa |
| Helmeted Hornbill | <i>Rhinoplax vigil</i> | Rangkong Gading |
| Yellow-crested Cockatoo | <i>Cacatua sulphurea</i> | Kakataua-kecil jambul-kuning |
| Scarlet-breasted Lorikeet | <i>Trichoglossus forsteni</i> | Perkici Dada-merah |
| Javan Green Magpie | <i>Cissa thalassina</i> | Ekek Geling |
| Black-winged Myna | <i>Acridotheres melanopterus</i> | Jalak Putih |
| Bali Myna | <i>Leucopsar rothschildi</i> | Curik Bali |
| Straw-headed Bulbul | <i>Pycnonotus zeylanicus</i> | Cucak Rawa |
| Javan White-eye | <i>Zosterops flavus</i> | Kacamata Jawa |
| Rufous-fronted Laughingthrush | <i>Garrulax rufifrons</i> | Poksai Kuda |
| Sumatran Laughingthrush | <i>Garrulax bicolor</i> | Poksai Kepala Putih |
| Java Sparrow | <i>Lonchura oryzivora</i> | Gelatik Jawa |

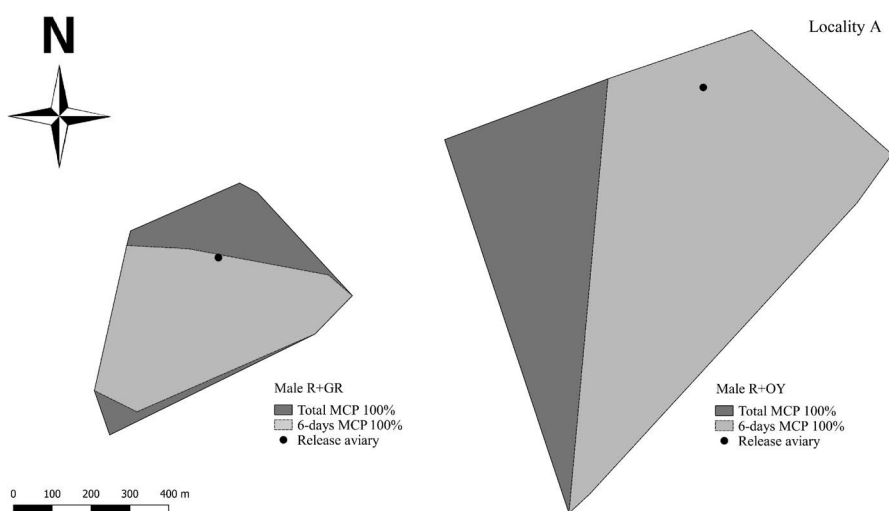


Fig. S1. A comparison of the sizes of total and 6–days home ranges for each male at release site A (see Table 1).

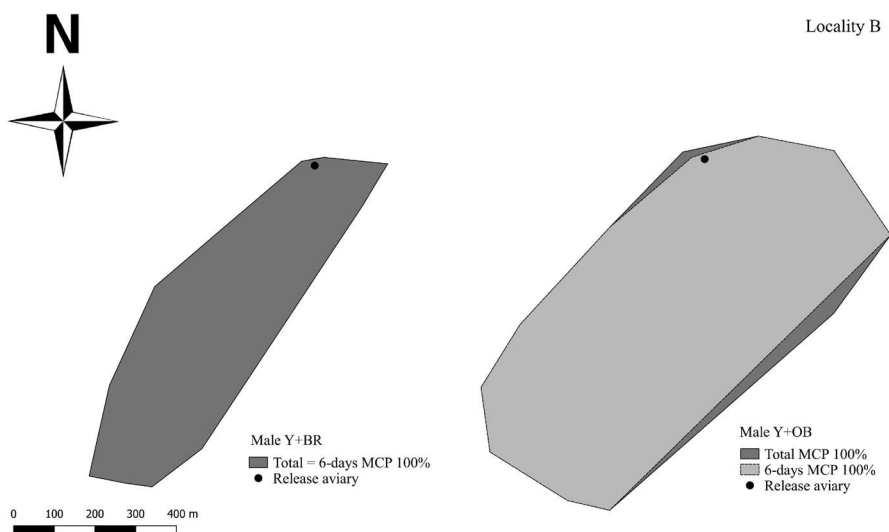


Fig. S2. A comparison of the sizes of total and 6–days home ranges for each male at release site B (see Table 1).

3.3 Článek III.

Bušina, T., Pasaribu, N., Kouba, M.

Flocking and foraging behaviour in the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*

Forktail. 33. 134-135.

Flocking and foraging behaviour of the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*

TOMÁŠ BUŠINA, NURSAHARA PASARIBU & MAREK KOUBA

The endemic Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*, classified as Endangered by BirdLife International (2017), occupies relatively inaccessible broadleaved evergreen forest areas along the mountainous spine of Sumatra, Indonesia. It is a little-known species with limited information available regarding its biology (Collar *et al.* 2017). Owing to intensive trapping for the bird trade (Eaton *et al.* 2015, Shepherd *et al.* 2016, Harris *et al.* 2017) and widespread habitat destruction (Margono 2013), the species is currently undergoing a major population decline (Shepherd *et al.* 2016, BirdLife International 2017). This short communication provides new information on the flocking and foraging behaviour of the species.

We used two techniques to assess home-range size and habitat use of Sumatran Laughingthrush (Bušina & Kouba 2017)—observations from hides (method I) for wild birds and radio-telemetry (method II) in the case of wild-caught Sumatran Laughingthrush which had been rehabilitated for return to the wild. However, both techniques also allowed us to observe their foraging behaviour, particularly with regard to their participation in mixed-species flocks. The formation of mixed-species flocks is a common phenomenon in the behaviour of tropical forest birds, and is generally considered to increase foraging efficiency and reduce the risk of predation (King & Rappole 2001, Srinivasan *et al.* 2012, Martínez & Robinson 2016).

We studied Sumatran Laughingthrush in remote locations in Karo regency and Deli Serdang regency, North Sumatra province (precise locations withheld for security reasons). Both sites were in rugged landscapes characterised by steep hills and deep valleys at an altitude of 1,200 to 1,500 m. Members of the tree families Fabaceae, Sterculiaceae, Euphorbiaceae, Moraceae, Melastomataceae and Malvaceae were common in both locations and formed a closed canopy up to 25 m high with a dense understorey. Using method I, a flock of five wild Sumatran Laughingthrush, regularly encountered in the same valley, was visually monitored from three observation hides during three periods between December 2014 and February 2015 for a total of 21 days. The hides were spaced 400 m apart at approximately the same altitude. Observations were carried out simultaneously from all three hides from 06h00 to 18h00 but were discontinued in heavy rain, when bird activity almost entirely ceased. Using method II, four pairs of wild-caught rehabilitated Sumatran Laughingthrush (8 individuals) were released, two pairs into the same valley where the wild individuals were observed and two pairs into a second area, and monitored using radio-telemetry for periods of 1–22 days between August 2015 and June 2016. These birds were fitted with a TW42 tail-mounted transmitter (Biotrack, Ltd., UK) weighing 1.99 g (< 3.0% of body weight, as suggested by Kenward 2001), and were tracked with a hand-held three-element Yagi antenna and AR 8200 MK3 receiver (AOR Inc, USA).

Sumatran Laughingthrush were occasionally seen in mixed-species foraging flocks. The wild individuals were observed joining mixed-species flocks in 4 out of 70 sightings (less than 6% of all cases). Similarly, radio-tracked rehabilitated individuals joined mixed-species flocks on 24 occasions out of a total of 328 records (7%). Thus, the bulk of the records (304) were observations of pairs or single individuals. The mixed-species flocks in question always held Chestnut-capped Laughingthrush *Garrulax mitratus* and Black Laughingthrush *G. lugubris*. Other flock members included Sumatran Drongo *Dicrurus sumatranus*, Sumatran Trogon *Apalharpactes mackloti* and Sumatran Treepie *Dendrocitta occipitalis*, but they occurred less frequently, whilst smaller-bodied species formed separate flocks, and we never saw them in flocks with Sumatran Laughingthrush. At 11h20 on 22 May 2015 we observed the biggest

mixed-species flock recorded over the whole monitoring period, made up of 12 species in total, 10 of them reliably identified (in descending order of numerical strength): 12 Chestnut-capped Laughingthrush, 6 Black Laughingthrush, 5 (wild) Sumatran Laughingthrush, 3 Sumatran Treepie, 3 Green-billed Malkoha *Phaenicophaeus tristis*, 2 Sumatran Drongo, 2 Common Green Magpie *Cissa chinensis*, 2 Sumatran Trogon, 2 Long-tailed Broadbill *Psarisomus dalhousiae* and 2 Greater Yellownappe *Chrysophlegma flavinucha* (adult and juvenile). Similar mixed-species flock compositions were reported by King & Rappole (2001); in both cases, large flocks mainly comprised of laughingthrushes were joined by individuals or pairs of other species including drongos, which are reported as common companions of laughingthrushes in other parts of the Oriental Region (Rocamora & Yeatman-Berthelot 2009).

Although the species composition of the observed flocks was variable, some of their characteristics remained constant. The members of particular species tended to form monospecific 'bird waves' and occupied their preferred station within the forest. Sumatran Laughingthrush flew from shrub to shrub in the understorey, one by one, at intervals of a few seconds, and rarely moved up to the subcanopy where the Chestnut-capped and/or Black Laughingthrushes foraged, and equally rarely visited the forest floor. We consider it improbable that the radio-tagged released birds were behaving atypically because of possible unfamiliarity with their environment, since their wild counterparts showed the same behaviour. However, we can only speculate whether the behaviour observed is common or rare, because our sample size is limited.

Collar *et al.* (2017) reported that there was no information on the diet of the Sumatran Laughingthrush, but overlooked Hoogerwerf (1950), who reported that five stomachs of specimens from Aceh contained seeds and the representatives of four families of beetle (Coleoptera). Based on our observations we conclude that most of its diet at our study sites consisted of Orthoptera, such as crickets and katydids, which were abundant at both locations and were observed to be eaten at least 10 times. Other observed insectivorous flock members, which generally dominate in mixed-species flocks (Kotagama & Goodale 2004, Sridhar *et al.* 2009), foraged for much the same size and type of prey as Sumatran Laughingthrush, probably also including beetles and other insects, but we were unable to confirm this. However, our impression is that these other species foraged higher in the forest strata when Sumatran Laughingthrush was present. Furthermore, Sumatran Laughingthrush was usually seen at the back of the flock, using a leaf-gleaning foraging technique and capturing insects flushed by other birds above them, as a rule after the insect had landed; no competition and/or kleptoparasitism (Satischandra *et al.* 2007) was noted. This is consistent with previous studies describing similar flock stratification and foraging behaviour of other laughingthrush species (Kotagama & Goodale 2004, Satischandra *et al.* 2007, Sridhar *et al.* 2009).

We also recorded Sumatran Laughingthrush feeding on fruit, plucking whole fruit straight from stems on trees and swallowing them. The trees in question were identified as Peacock Chaste Tree *Vitex altissima* (Lamiaceae) and Elephant Fever Nettle *Dendrocnide sinuata* (Urticaceae); the former grows to 20 m in height and produces a smooth 5 mm bluish drupe, while the latter is an evergreen shrub or tree, occasionally reaching 20 m, and produces 6 mm white glabrous achenes. Both species are typical understorey plants occurring across South-East Asia. The frugivorous activity was observed only outside mixed-species flocks, presumably due to the following foraging strategy: in mixed-species flocks

the Sumatran Laughingthrush adjusted their behaviour to match the optimal foraging speed of the entire flock, whereas in single-species groups they moved at their own pace, allowing them to stay longer in a fruiting tree (Valburg 1992). This could reflect the fact that frugivorous birds are usually in a minority in mixed-species flocks because their food resources are patchy in distribution and must be actively searched for, making it less beneficial to follow a flock (Powell 1985, Kotagama & Goodale 2004, Arbeláez-Cortés & Marín-Gomez 2012). Sumatran Laughingthrush may therefore be more frugivorous when foraging in single-species flocks and more insectivorous when part of mixed-species flocks. Given that well over 90% of our observations involved single-species flocks, it may be that fruits form a higher proportion of the diet of the species than we yet know.

Acknowledgements

We specially thank Pak Berto and Pak Diki for accompanying us during fieldwork. Thanks to Dr Milan Skalický and Dr Arvind Singh for helping with plant identification. The study was financially supported by the Fresno Chaffee Zoo Wildlife Conservation Fund, Sophie Danforth Conservation Biology Fund and Czech University of Life Sciences Prague (SGS grant No. 21370/1312/3192 and 21370/1312/3188, IRP Mobility grant 2015, 2016). We are grateful for support from Zoo Liberec and Indonesian Species Conservation Program. Dana Adamová, Herbert Ferns and Louise Fletcher kindly edited the manuscript before submission. Finally we thank Nigel J. Collar for his comments and suggestions on earlier drafts of the manuscript.

References

- Arbeláez-Cortés, E. & Marín-Gomez, O. H. (2012) The composition of mixed-species bird flocks in Alto Quindío, Colombia. *Wilson J. Orn.* 124: 572–580.
- BirdLife International (2017) Species factsheet: *Garrulax bicolor*. Accessed at <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/22734448>.
- Bušina, T. & Kouba, M. (2017) Preliminary observations of the home range size and behaviour of the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*. *Kukila* 20: 30–38.
- Collar, N., Robson, C., de Juana, E. & Sharpe, C. J. (2017) Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*. In: J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie & E. de Juana, eds. *Handbook of the birds of the world alive*. Barcelona: Lynx Edicions. Accessed at <http://www.hbw.com/node/59596> on 30/10/2017.
- Eaton, J. A., Shepherd, C. R., Rheindt, F. E., Harris, J. B. C., van Balen, S. (B.), Wilcove, D. S. & Collar, N. J. (2015) Trade-driven extinctions and near-extinctions of avian taxa in Sundaic Indonesia. *Forktail* 31: 1–12.
- Harris, J. B. C., Tingley, M. W., Hua F., Yong D. L., Adeney, J. M., Lee T. M., Marthy, W., Prawiradilaga, D. M., Sekercioglu, C. H. & Winarni, N. (2017) Measuring the impact of the pet trade on Indonesian birds. *Conserv. Biol.* 31: 394–405.
- Hoogerwerf, A. (1950) De avifauna van Tjibodas en omgeving, inclusief het natuurmonument Tjibodas–Gn. Gede (West-Java). *Limosa* 23: 1–158.
- Kenward, R. E. (2001) *A manual for wildlife radio tagging*. London: Academic Press.
- King, D. I. & Rappole, J. H. (2001) Mixed-species bird flocks in dipterocarp forest of north-central Burma (Myanmar). *Ibis* 143: 380–390.
- Kotagama, S. W. & Goodale, E. (2004) The composition and spatial organization of mixed-species flocks in a Sri Lankan rainforest. *Forktail* 20: 63–70.
- Margono, B. A. (2013) Mapping deforestation and forest degradation using Landsat time series: a case of Sumatra-Indonesia. P.20 in L. A. Mortenson, J. J. Halperin, P. N. Manley & R. L. Turner, eds. *Proceedings of the international workshop on monitoring forest degradation in Southeast Asia*. Albany: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Martínez, A. E. & Robinson, S. K. (2016) Using foraging ecology to elucidate the role of species interactions in two contrasting mixed-species flock systems in northeastern Peru. *Wilson J. Orn.* 128: 378–390.
- Powell, G. V. (1985) Sociobiology and adaptive significance of interspecific foraging flocks in the Neotropics. *Orn. Monogr.* 36: 713–732.
- Rocamora, G. & Yeatman-Berthelot, D. (2009) Family Dicruridae (Drongos). Pp.206–239 in J. del Hoyo, A. Elliott & D. A. Christie, eds. *Handbook of the birds of the world*, 14. Barcelona: Lynx Edicions.
- Satischandra, S. H. K., Kudavidanage, E. P., Kotagama, S. W. & Goodale, E. (2007) The benefits of joining mixed-species flocks for Greater Racket-tailed Drongos *Dicrurus paradiseus*. *Forktail* 23: 145–148.
- Shepherd, C. R., Eaton, J. A. & Chng, S. C. (2016) Nothing to laugh about—the ongoing illegal trade in laughingthrushes (*Garrulax* species) in the bird markets of Java, Indonesia. *Bird Conserv. Internatn.* 26: 524–530.
- Sridhar, H., Beauchamp, G. & Shanker, K. (2009) Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? A large-scale synthesis. *Anim. Behav.* 78: 337–347.
- Srinivasan, U., Raza, R. H. & Quader, S. (2012) Patterns of species participation across multiple mixed-species flock types in a tropical forest in northeastern India. *J. Nat. Hist.* 46: 2749–2762.
- Valburg, L. K. (1992) Flocking and frugivory: the effect of social groupings on resource use in the Common Bush-tanager. *Condor* 94: 358–363.
- Tomáš BUŠINA**, Department of Animal Science and Ethology, Faculty of Agrobiological, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6, 16521, Czech Republic. Email: tomas.busina@gmail.com
- Nursahara PASARIBU**, Department of Biology, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of North Sumatra, Jalan. Dr. T. Mansur No. 9, Medan, 20155, Sumatera Utara, Indonesia.
- Marek KOUBA**, Department of Animal Science and Ethology, Faculty of Agrobiological, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6, 16521, Czech Republic.

Records of Black-necked Stork *Ephippiorhynchus asiaticus* from the coastal areas of the Kutch district of Gujarat, India

MAYURDAN GADHAVI, DEVANSHI KUKADIA, N. GOKULAKANNAN, SHAHID DAR, GAUTAM TALUKDAR, K. SIVAKUMAR & GOPI G. V.

The Near Threatened Black-necked Stork *Ephippiorhynchus asiaticus* is found in South Asia, South-East Asia and Oceania. Its population has declined over the last two decades, largely because of loss of habitat and ongoing changes in land use (Dorfman *et al.* 2001, Sundar 2011). It inhabits freshwater marshes and lakes, pools in open forest, large rivers and flooded grassland (Clancy 2010) up to 1,200 m (Sharma 2007). It also occasionally uses coastal habitats such as estuaries and brackish lagoons and is known to frequent

man-made wetlands and reservoirs (Maheshwaran *et al.* 2004), sewage ponds and irrigation reservoirs (Sundar 2004). Although the species shows a preference for natural wetlands throughout the year, for short periods, particularly during and after the monsoon season when natural wetlands may become too deep for foraging, it uses irrigated crop fields, particularly rice paddies (Sundar 2004). The majority of the ecological information on this species in India has been obtained from inland freshwater wetlands and associated

3.4 Článek IV.

Bušina, T., Pasaribu, N., Kouba, M.

Ongoing illicit trade of Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: one-year market monitoring in Medan, North Sumatra

Kukila. 21. 27-34.

Ongoing illicit trade of Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: one-year market monitoring in Medan, North Sumatra

TOMÁŠ BUŠINA¹, NURSAHARA PASARIBU² AND MAREK KOUBA¹

¹ Department of Animal Science and Ethology, Faculty of Agrobiological Sciences, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague 6, 16521, Czech Republic. Email: tomas.busina0@gmail.com; ² Department of Biology, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of North Sumatra, Jalan Dr. T. Mansur No. 9, Medan, 20155, Sumatera Utara, Indonesia.

Summary. Many Indonesian birds are severely threatened or already at the brink of extinction due to the flourishing illicit bird trade. One such species is the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*, endemic to Sumatra. From March 2015 to February 2016 we assessed the extent of trade of Sumatran Laughingthrushes by recording monthly turnovers from the six most prominent bird vendors in Medan's Jalan Bintang market. In total, 2610 wild-caught individuals were traded, despite a considerable decline in market supply over the year. Total market mortality reached 16%. Mortality varied significantly during the year but was not dependent on the number of traded individuals each month. Monitoring revealed that the most frequently harvested localities were located in Aceh, North and West Sumatra and Riau province. Since the current estimate of the maximum population size of the species in the wild is 10,000 mature individuals, the level of trade is clearly unsustainable, and if not stopped, could lead to its extinction in near future.

Ringkasan. Banyak jenis burung di Indonesia terancam punah dan sudah berada pada daftar menuju kepunahan akibat merebaknya perdagangan burung ilegal. Satu dari spesies tersebut adalah burung endemik Sumatera, Poksai Sumatera *Garrulax bicolor*. Dari Maret 2015 sampai Februari 2016 kami melaksanakan penilaian terhadap tingkat perdagangan jenis ini dengan melaporkan keluar-masuknya burung ini dari enam penjual burung utama di pasar Jalan Bintang Medan secara bulanan. Tanpa terpengaruh penurunan permintaan pasar, secara total 2610 individu burung liar tertangkap dan diperdagangkan. Tingkat mortalitas di pasar mencapai 16%. Mortalitas bervariasi secara signifikan sepanjang tahun tapi tidak bergantung kepada jumlah individu yang diperdagangkan setiap bulan. Monitoring menunjukkan bahwa lokasi-lokasi yang paling banyak dipanen berada di Aceh, Sumatera Utara dan Barat serta provinsi Riau. Sampai saat ini, perkiraan ukuran populasi burung liar di alam adalah sekitar 10.000 individu dewasa sehingga jelas tingkat perdagangan yang ada tidak berkelanjutan, dan jika tidak dihentikan bisa mengarah lebih cepat kepada kepunahan.

Introduction

Bird-keeping is a popular pastime with a deeply rooted cultural background across the Indonesian archipelago (Jepson 2010; Eaton *et al.* 2015; BirdLife International 2017a). Up to the present time, songbirds (Passerines) are the most popular and sought after among all kept species (Jepson & Ladle 2009; Jepson 2010). An overwhelming majority of these birds, however, have originated from the wild and are provided by illegal bird capture and trade (Shepherd *et al.* 2004; Chng *et al.* 2015, Chng and Eaton 2016; Iqbal 2015; Rentschlar *et al.* 2018).

The White-crested Laughingthrush *Garrulax leucolophus*, widespread in continental Asia, was one such species until its importation to Indonesia was banned in 2005, due to the

risk of avian influenza (Shepherd 2006; Jepson 2010). Since then, however, the very similar Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor* (hereafter SL), endemic to Sumatra Island, has been targeted and widely traded as a substitute for the White-crested Laughingthrush (Shepherd 2007, 2011, 2013; Chng *et al.* 2015).

Over-exploitation of SL has decimated its global population and it has become rare in the wild (Eaton *et al.* 2015; Harris *et al.* 2015, 2017; Shepherd *et al.* 2016; Bušina & Kouba 2017). Consequently, the IUCN threat status of SL was recently up-listed to Endangered (BirdLife International 2017b). According to Indonesian law (Act of Republic of Indonesia No. 5 of 1990 Conservation of living resources and their ecosystems) and regulation (No. 447/Kpts-11/2003 revised from No. 62/Kpts-II/1998) only non-protected native species may be collected from the wild, transported and traded by permitted persons on the basis of annually set harvest quotas. As a zero quota has been set for SL in all ten Sumatran provinces (KSDAE 2015), any trade in the species constitutes a violation of law. Nevertheless, SL are still to be found in bird markets where they are openly traded (Eaton *et al.* 2015; Harris *et al.* 2015; Chng *et al.* 2016; Shepherd *et al.* 2016, this study). As there are no commercial breeders throughout Indonesia, the wild origin of all traded SL is indisputable (Bušina *et al.*, in press). Moreover, the bird trade has expanded to online social media, where regulation is extremely difficult (Iqbal 2015). This uncontrolled trade represents a new serious threat to all Indonesian avifauna.

One of the first studies of the SL trade was carried out between years 1997 - 2001, and additionally in 2005 (Shepherd 2006). However, at that time the SL was treated as a subspecies of the White-crested Laughingthrush, and as data for these two taxa were combined, no clear conclusion about the volume of trade of SL could be drawn. Since the SL was acknowledged as a full species (Collar 2006) other studies of SL trade have been performed (Shepherd 2007, 2011; Iqbal 2015). All of these studies, however, were based only on visual survey and/or direct counting of openly displayed individuals offered for sale. Moreover, the monitoring methods and timescales used in these studies varied from the one-off inventory method (Shepherd 2007; Chng *et al.* 2016; Shepherd *et al.* 2016) and short time period monitoring (Chng *et al.* 2015; Iqbal 2015) to repeated monthly spot checks (Shepherd 2006, 2011). The results from these studies revealed the availability of SLs in the market but not absolute turnover, which more accurately reflects trapping intensity (Harris *et al.* 2015, 2017).

In this paper, we present quantitative and qualitative information regarding trade of SL in the major market of Medan city, the provincial capital of North Sumatra, where SLs are predominantly traded within the island of Sumatra. Using a full market inventory method, our data contribute to the characterization of SL trade, its extent and negative impact on wild populations.

Material and Methods

From 1 March 2015 to 29 February 2016, market monitoring was carried out in Medan, North Sumatra, at Jalan Bintang (Plate 1), the largest bird market in the city, which often supplies birds to other smaller local markets. Due to the large number of traded species that are theoretically protected by law, the vendors involved in this illegal activity are usually not willing to share information with investigators. To avoid suspicion from the vendors, and to gain access to accurate market data, we contracted a local middleman who had been directly involved in wildlife trade in the past. To uncover the complete numbers of SLs traded by vendors based at Jalan Bintang market, the total number of all wild-caught birds bought by six vendors, who were trading SL individuals on a regular basis and running permanent stores, were recorded for each store and month. In addition, we recorded the origin of the birds stated by trappers, market mortality and the price of birds sold to end-buyers according to vendors.

All prices were obtained in Indonesian rupiah, and converted to USA dollars, using a conversion rate of USD1.00 = IDR 13,300.

All pieces of information were anonymously written down by vendors after each transaction using record sheets provided by us and collected by the middleman. Verification of these data was carried out where possible by back-checking of records when the exact date and number of sold SLs was known and communicated through the network of local bird-holder friends. Variation in mortality rates across time and vendors was assessed by one-way ANOVA and Tukey's HSD post-hoc tests. Because of the probability that the health of individual birds in the typically small cages deteriorated with an increase in stocking rate, we used Spearman's rank-order correlation to examine the relationship between mortality rate and the number of purchased SL individuals by individual vendors.



Plate 1. A typical shopfront at Jalan Bintang, Medan (Photographer T. Bušina).

Results

A total of 2,610 SLs were purchased by involved stores during the 12 months of monitoring. Overall mortality during the period between acquisition from trappers or middlemen (different middlemen from our hired co-working person) to a selling event was 16% ($n = 419$ individuals; Table 1, Fig. 1). There was no significant difference in mortality rates among the vendors ($F = 1.42$, $p = 0.23$, $\alpha = 0.05$). However, mortality varied significantly among the months of sale ($F = 3.65$, $p = 0.0006$, $\alpha = 0.05$). Tukey's test revealed that there were differences between June and August, October and March, and between October and August ($MS = 33.29$, $df = 60$, $\alpha = 0.05$). There was no significant correlation between monthly mortality rate and the number of purchased birds (Spearman's correlation coefficient $\rho = 0.21$, $p = 0.08$).

Table 1. Numbers of Sumatran Laughingthrushes purchased each month between March 2015 and February 2016 by six individual vendors in Medan bird market. Variable: P, number of purchased birds; M, number of birds that died; M %, mortality percentage.

| Month/Year/Variable | A | B | C | D | E | F | Total | |
|---------------------|-----|------|------|------|------|------|-------|-------------|
| Mar 15 | P | 77 | 87 | 77 | 75 | 100 | 69 | 485 |
| | M | 5 | 6 | 8 | 10 | 12 | 13 | 54 |
| Apr 15 | P | 64 | 77 | 71 | 75 | 70 | 68 | 425 |
| | M | 9 | 9 | 1 | 15 | 12 | 8 | 54 |
| May 15 | P | 47 | 68 | 70 | 53 | 85 | 66 | 389 |
| | M | 9 | 10 | 11 | 9 | 14 | 16 | 69 |
| Jun 15 | P | 64 | 65 | 78 | 60 | 53 | 56 | 376 |
| | M | 10 | 15 | 14 | 16 | 12 | 11 | 78 |
| Jul 15 | P | 20 | 15 | 21 | 10 | 9 | 12 | 87 |
| | M | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 2 | 11 |
| Aug 15 | P | 11 | 14 | 16 | 11 | 20 | 17 | 89 |
| | M | 0 | 1 | 3 | 0 | 3 | 2 | 9 |
| Sep 15 | P | 22 | 17 | 14 | 15 | 20 | 15 | 103 |
| | M | 7 | 4 | 2 | 2 | 3 | 3 | 21 |
| Oct 15 | P | 30 | 26 | 31 | 27 | 27 | 30 | 171 |
| | M | 5 | 5 | 7 | 9 | 6 | 8 | 40 |
| Nov 15 | P | 22 | 29 | 27 | 32 | 37 | 37 | 184 |
| | M | 2 | 4 | 4 | 8 | 5 | 10 | 33 |
| Dec 15 | P | 20 | 20 | 23 | 26 | 22 | 19 | 130 |
| | M | 2 | 3 | 5 | 6 | 6 | 4 | 26 |
| Jan 16 | P | 19 | 20 | 16 | 15 | 16 | 15 | 101 |
| | M | 2 | 3 | 2 | 3 | 1 | 4 | 15 |
| Feb 16 | P | 14 | 16 | 13 | 9 | 8 | 10 | 70 |
| | M | 2 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 9 |
| Total | P | 410 | 454 | 457 | 408 | 467 | 414 | 2610 |
| | M | 55 | 65 | 61 | 80 | 76 | 82 | 419 |
| | M % | 13.4 | 14.3 | 13.3 | 19.6 | 16.3 | 19.8 | 16.1 |

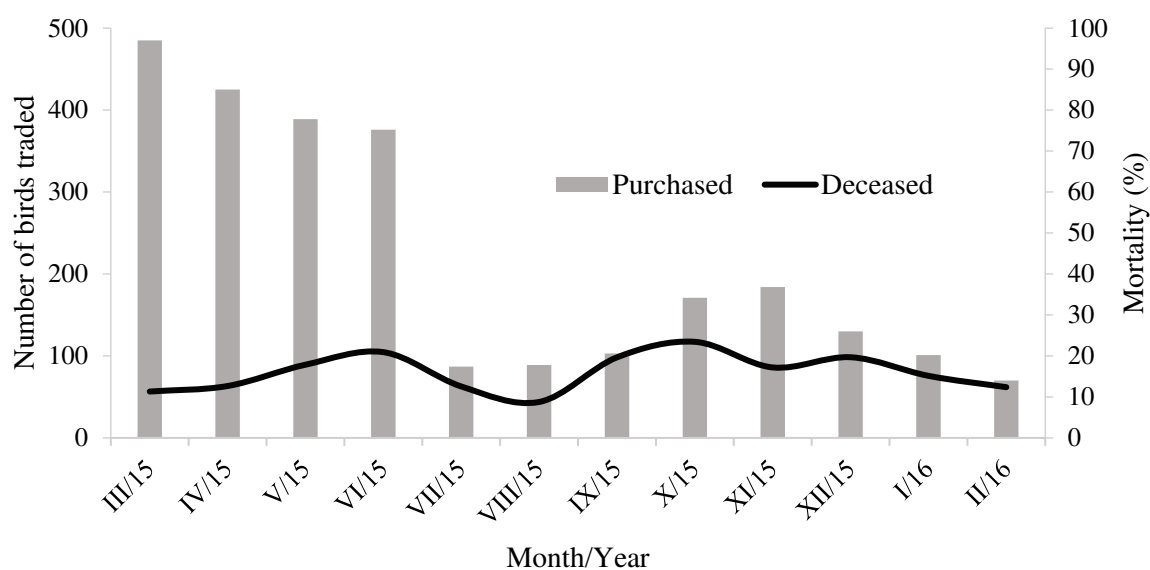


Figure 1. Number of Sumatran Laughingthrushes purchased in six bird markets (combined) by vendors at Jalan Bintang, Medan. Black line represents total monthly mortality rate of traded SL.

The vast majority of purchased SLs was said to have been intended for domestic trade, yet more than one-third was exported to Australia, Abu Dhabi, Pakistan and Turkey (personal communication, hired middleman). Regrettably, we did not succeed in collecting additional details about international trade. The price remained almost unchanged for the whole monitoring period and ranged between IDR 300,000 – 400,000 per individual.

In the first four months of monitoring the total monthly turnover of SLs reached over 350 individuals with a maximum of 485 in March 2015 (Table 1, Fig. 1). However, a significant decrease in SL supply became evident in following months. The low occurrence of SL in the bird market continued for the rest of the study period and barely exceeded the number of 150 traded individuals per month (Fig. 1).

The SLs in Medan's bird market originated from North Sumatra (outside Medan), and its three surrounding provinces, which are Aceh, West Sumatra and Riau. Almost all (95%) of all traded SLs originated from sites where trapping continued for longer than six months. At three quarters of these sites trapping was year-round (Table 2). Because of the species' sensitivity to stress potentially resulting in death, we suspect that trappers and middlemen kept the birds for no longer than two weeks before selling to vendors in Medan. Thus, we assume that the date of sale represents the month of trapping.

Table 2. List of localities used to trap Sumatran Laughingthrushes for the Medan bird market. Localities in bold were under year-long trapping pressure. x = presence of trapping activity; * = province of Sumatra; ** = regency of North Sumatra province

| | Mar 15 | Apr 15 | May 15 | Jun 15 | Jul 15 | Aug 15 | Sep 15 | Oct 15 | Nov 15 | Dec 15 | Jan 16 | Feb 16 | No. of birds |
|----------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------------|
| Aceh* | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 690 |
| Labuhanbatu** | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 568 |
| West Sumatra* | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | 414 |
| Riau* | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 302 |
| North Tapanuli** | x | x | x | x | x | | x | | | | | | 197 |
| Karo** | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 162 |
| Dairi** | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 157 |
| Mandailing Natal** | | | x | | | x | | | | | | | 39 |
| Kota Sibolga** | x | | | | | | | | x | | | | 34 |
| South Tapanuli** | | x | | | | | | | | | | | 18 |
| Unknown | | | | | | | x | x | | | | | 17 |
| Humbang Hasundutan** | | x | | | | | | | | | | | 12 |

Discussion

Bird market monitoring is a fundamental conservation tool for evaluating the threat level of individual species (Nijman 2010; Rosen & Smith 2010; Regueira & Bernard 2012; Bush *et al.* 2014). Only the full market inventory method can provide real insight into the nature of bird trade and the dynamics of wild populations of affected species (García-Moreno *et al.* 2007; Weston & Memon 2009; Regueira & Bernard 2012; Alves *et al.* 2013). Our detailed monitoring study of SL trade in Medan revealed that this illegal activity has persisted at a disturbingly high level, yet underwent a dramatic reduction in July 2015 which continued for the remaining seven months of the study. Combined with subsequent observations of the short supply of SL in Medan markets (Bušina, unpublished data), this may indicate that several years of trapping have dramatically reduced the wild population to the level that SL has become difficult to find

or trap. This decline was recently confirmed by Harris *et al.* (2017), who could not find a single SL on 156 transects at several sites in North Sumatra (Karo, Deli Serdang, Langkat, and Dairi regencies) where it has previously been recorded. This situation is now similar across the whole of Sumatra, where many subpopulations have been depleted (BirdLife International 2017b).

Our monitoring revealed a higher number of traded SLs than previous studies (Shepherd 2006, 2007, 2011), probably due to the different methods used for data collection since we recorded all traded individuals over the course of one year, including those not openly displayed and stored at the back of the shops. These latter birds would have been missed in the previous short-term and/or one-off inventory monitoring studies. The accuracy of our results was also strengthened by positive back-checking of vendors' records and their correctness. Thus, we believe the method of direct counting of displayed individuals, at any given time intervals, seriously underestimates the volume of trade of individual species, and cannot recommend it for an in-depth analysis of this trade.

That all vendors had comparable mortality of SLs probably reflects similarity in the quality of bird housing and care. The question is why mortality varied so much among months, particularly March, June, August and October. These bird losses were not correlated with the total number of purchased birds in these particular months. Weather conditions in Medan also seem to be an unlikely explanation for this variation in SL mortality. In the period from March to July 2015, the temperature in Medan averaged 33 °C, and thereafter decreased by one degree to 32 °C and stayed unchanged till the end of the monitoring period (World Weather Online 2018). Since no additional information about the affected months was available from the vendors and/or middleman we can only speculate about the true reason(s) for the deaths of these birds.

Due to the availability of shipping and air transport, the market on Jalan Bintang is considered as the main hub of animal trade within Sumatra, and therefore, the majority of market monitoring studies have targeted Medan (Shepherd *et al.* 2004; Shepherd 2006, 2007, 2011, 2013; Harris *et al.* 2015, 2017). Our findings, however, indicate the regional character of this market because all traded SLs originated from North Sumatra and three adjacent provinces. We assume this is because more distant sources would increase transportation costs and reduce potential profits from sales. Based on the limited range of sources in our study, we suspect there is an equally well-developed SL trade in southern parts of Sumatra. Astounding numbers of illegally traded animals were recently reported in the markets in Palembang, South Sumatra, and Bandar Lampung, Lampung (Scorpion 2016a, b). We suggest these markets deserve serious attention from both conservation agencies and scientists.

Previous studies have already highlighted the serious threat that trade poses for SL (Shepherd 2013; Harris *et al.* 2015, 2017; Shepherd *et al.* 2016). Our in-depth market monitoring reveals the true volume of this trade, as well as an alarming decline in SLs in Medan's market over one year, which most likely relates to shrinking of the remaining wild populations (BirdLife International 2017b). Protection of this species is therefore urgent. Firstly, local government agencies for wildlife conservation need to enforce the law regarding illegal trade by targeting the vendors in bird markets. Further, campaigns promoting public awareness of the illegal bird trade and its consequences should be greatly increased.

Acknowledgements

We are very thankful to the middleman (keeping anonymity for security) and R. Sembiring for their helping in collecting market data. Thanks are also due to Zoo Liberec and Lestari for supporting our work. The project was financially supported by Czech University of Life Sciences Prague (SGS grant No. 21370/1312/3192 and 21370/1312/3188, IRP Mobility grant 2014, 2015 and 2016), Fresno Chaffee

Zoo Wildlife Conservation Fund, Sophie Danforth Conservation Biology Fund and Zoo Ostrava. Research was conducted under permits from the Ministry of Research, Technology and Higher Education of the Republic of Indonesia (RISTEK) (185/SIP/FRP/SM/VI/2015 and 357/SIP/FRP/E5/Dit.KI/2016) and University of North Sumatra (USU) was the official research counterpart. We are very grateful to reviewers Karlina Indraswari and Serene Chng for their comments and advice on this paper. We also thank Richard Noske for greatly improving earlier versions of the manuscript, and Adam Supriatno for providing the Indonesian summary.

References

- Alves, R.R.N., J.R.F. Lima & H.F.P. Araujo. 2013. The live bird trade in Brazil and its conservation implications: an overview. *Bird Conservation International* 23: 53-65.
- BirdLife International. 2017a. Country profile: Indonesia. <http://datazone.birdlife.org/country/indonesia>. Accessed 25 November 2017.
- BirdLife International. 2017b. Species factsheet: *Garrulax bicolor*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/22734448>. Accessed 2 December 2017.
- Bush, E.R., S.E. Baker & D.W. MacDonald. 2014. Global trade in exotic pets 2006–2012. *Conservation Biology* 28: 663-676.
- Bušina, T. & M. Kouba. 2017. Preliminary observations of the home range size and behaviour of the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*. *Kukila* 20: 30-38.
- Bušina, T., P. Nursahara, T. Hlavsa, V. Czerneková & M. Kouba. 2018. An experimental release of rehabilitated wild-caught Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: assessment of post-release survival and dispersal via radio-telemetry, North Sumatra, Indonesia. *Ornithological Science in press*.
- Chng, S.C., J.A. Eaton, K. Krishnasamy, C. Shepherd & V. Nijman. 2015. In the market for extinction: an inventory of Jakarta's bird markets. Petaling Jaya, Malaysia: TRAFFIC.
- Chng, S.C., M. Guciano & J.A. Eaton. 2016. In the market for extinction: Sukahaji, Bandung, Java, Indonesia. *BirdingASIA* 26:22-28.
- Chng, S.C., C.R. Shepherd & J.A. Eaton. 2018. In the market for extinction: birds for sale at selected outlets in Sumatra. *TRAFFIC Bulletin* 30 (1): 15-22.
- Collar, N. 2006. A partial revision of the Asian babblers (Timaliidae). *Forktail* 22:85-112.
- Eaton, J.A., C.R. Shepherd, F. Rheindt, J.B.C. Harris, S. van Balen, D. Wilcove & N. Collar. 2015. Trade-driven extinctions and near-extinctions of avian taxa in Sundaic Indonesia. *Forktail* 31: 1-12.
- García-Moreno, J., R.P. Clay & C.A. Ríos-Muñoz. 2007. The importance of birds for conservation in the Neotropical region. *Journal of Ornithology* 148: 321-326.
- Harris, J.B.C., J.M. Green, D.M. Prawiradilaga, X. Giam, D. Hikmatullah, C.A. Putra & D. S. Wilcove. 2015. Using market data and expert opinion to identify overexploited species in the wild bird trade. *Biological Conservation* 187: 51-60.
- Harris, J.B.C., M.W. Tingley, F. Hua, D.L. Yong, J.M. Adeney, T.M. Lee, W. Marthy, D.M. Prawiradilaga, C.H. Sekercioglu & N. Winarni. 2017. Measuring the impact of the pet trade on Indonesian birds. *Conservation Biology* 31: 394-405.
- Iqbal, M. 2015. Looking at online bird trading in Indonesia; a case study from South Sumatra. *BirdingASIA* 24: 132-135.
- Jepson, P. & R.J. Ladle. 2009. Governing bird-keeping in Java and Bali: evidence from a household survey. *Oryx* 43: 364-374.
- Jepson, P. 2010. Towards an Indonesian bird conservation ethos: reflections from a study of bird-keeping in the cities of Java and Bali. Pp 313-330 in S. Tidemann & A. Gosler (eds.) *Ethno-ornithology: Birds, Indigenous Peoples, Culture and Society*. Earthscan, Abingdon, UK.
- KSDAE. 2015. Kuota pengambilan tumbuhan alam dan penangkapan satwa liar periode tahun 2016. <http://ksdae.menlhk.go.id/assets/uploads/Buku%20Kuota%20Penangkapan%20Jenis%20Satwa%202016.pdf>. Accessed 9 February 2018.
- Nijman, V. 2010. An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and conservation* 19: 1101-1114.

- Regueira, R.F.S. & E. Bernard. 2012. Wildlife sinks: Quantifying the impact of illegal bird trade in street markets in Brazil. *Biological Conservation* 149: 16-22.
- Rentschlar, K.A., A.E. Miller, K.S. Lauck, M. Rodiansyah, Bobby, Muflihati & Kartikawati. 2018. A Silent Morning: The Songbird Trade in Kalimantan, Indonesia. *Tropical Conservation Science* 11:1-10.
- Rosen, G.E. & K.F. Smith. 2010. Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth* 7: 24-32.
- Scorpion. 2016a. 1,000 Illegal Birds On Sale in Tanjung Karang, Sumatra. <http://scorpionmonitor.org/content/news/1-000-Illegal-Birds-On-Sale-in-Tanjung-Karang-Sumatra-November-1-2016-.html>. Accessed 2 November 2017.
- Scorpion. 2016b. Over 15,000 illegal birds and protected animals on sales openly in Palembang, South Sumatra. <http://scorpionmonitor.org/news/.html>. Accessed 29 October 2017.
- Shepherd, C.R., J. Sukumaran & S.A. Wich. 2004. Open season: An analysis of the pet trade in Medan, Sumatra, 1997-2001. TRAFFIC Southeast Asia, Petaling Jaya.
- Shepherd, C.R. 2006. The bird trade in Medan, North Sumatra: an overview. *Birding Asia* 5:16-24.
- Shepherd, C.R. 2007. Trade in the Black-and-white Laughingthrush *Garrulax bicolor* and White-crested Laughingthrush *G. leucolophus* in Indonesia. *Birding Asia* 8:49-52.
- Shepherd, C.R. 2011. Observations on trade in laughingthrushes (*Garrulax spp.*) in North Sumatra, Indonesia. *Bird Conservation International* 21: 86-91.
- Shepherd, C.R. 2013. Protection urgently needed for the endemic Sumatran Laughingthrush. *TRAFFIC Bulletin* 25:53-54.
- Shepherd, C.R., J.A. Eaton & S.C. Chng. 2016. Nothing to laugh about—the ongoing illegal trade in laughingthrushes (*Garrulax species*) in the bird markets of Java, Indonesia. *Bird Conservation International* 26: 524-530.
- Weston, M. & M. Memon. 2009. The illegal parrot trade in Latin America and its consequences to parrot nutrition, health and conservation. *Bird Populations* 9: 76-83.
- World Weather Online. 2018. Medan Monthly Climate Averages. <http://www.worldweatheronline.com/medan-weather-averages/north-sumatra/id.aspx>. Accessed 9 June 2018.

4 Sumární diskuse

Reintrodukční biologie patří mezi mladé vědní disciplíny, jejíž rozsáhlejší rozvoj započal na přelomu 70. a 80. let dvacátého století. Po řadě let, kdy úspěšnost ochranných programů byla na nízké úrovni a programy samy o sobě přinášely poměrně málo poznatků (Scott & Carpenter, 1987; Griffith et al., 1989), začalo docházet díky nově ustanovené RSG komisi pracující pod záštitou IUCN/SSC (Species Survival Commission) k zefektivňování neustále přibývajících záchranných programů (Seddon et al., 2007). Hlavní zásluhu na zlepšování kvality měl vydaný standardizovaný manuál Zásad reintrodukcí a ostatních záchranných přesunů. V dnešní době již reintrodukční programy patří mezi základní nástroje ochrany přírody (Ebenhard, 1995; Sarrazin & Barbault, 1996; Seddon, 2010). K zajištění jejich úspěšnosti a funkčnosti, tj. posílení či obnova původní populace nebo založení nové populace mimo původní lokalitu výskytu, jsou přežití a setrvání vypuštěných jedinců v cílové lokalitě klíčové. Z tohoto důvodu patří tyto dva parametry, úmrtnost a stanovištní věrnost, mezi nejčastěji vyhodnocované (Clarke & Schedvin, 1997; Pierre, 1999; Tweed et al., 2003; Brown et al., 2007; Bradley et al., 2012; Richardson et al., 2015; Azar et al., 2016).

Studiem sojkovce dvoubarevého, s výjimkou několika provedených monitoringů trhů ve městech Medan a Jakarta, se doposud nikdo nezabýval. Zvýšený zájem tento druh vzbudil až v poslední době, kdy se začalo zvyšovat všeobecné povědomí o kritické situaci pěvců v jihovýchodní Asii, jenž řada z nich je v důsledku ilegálního obchodu s divokými zvířaty na pokraji vyhynutí. Tato znepokojivá situace vyústila ve vytvoření jak *ex-situ* záchranného chovného programu pro sojkovce dvoubarevého, do kterého je zapojena řada evropských zoologických zahrad, tak *in-situ* záchranných programů řízených v době provádění této studie dvěma indonéskými organizacemi (Owen et al., 2014). Z důvodu nedostatku dat o cílovém druhu nebyl však doposud připraven reintrodukční program, který by umožnil posílit zdecimované subpopulace, či založit zcela nové na těch místech, ve kterých byl sojkovec dvoubarevý zcela vyloven.

Výsledky této studie přinášejí vůbec první unikátní poznatky o sojkovci dvoubarevém pozorovaném ve volné přírodě v rámci experimentálního zpětného vypuštění. Před samotným experimentálním vypuštěním a vyhodnocením získaných radio-telemetrických dat týkajících se jejich úmrtnosti a pohybových charakteristik (článek II), byla pomocí metody minimálního konvexního polygonu odhadnuta velikost domovského okrsku u jednoho vybraného volně žijícího hejna (článek I). Použitelnost metody pro odhadování velikosti domovského okrsku je

sporná a řada autorů její používání nedoporučuje. Hlavními uváděnými výtkami jsou závislost velikosti domovského okrsku na počtu lokací použitých pro jeho výpočet, citlivost vůči odlehlým lokacím zahrnutých do výpočtu či délkou doby trvání sběru dat. Podrobněji o této problematice pojednává např. Harris et al. (1990), Powell (2000), Börger et al. (2006), Laver & Kelly (2008) nebo Nilsen et al. (2008). Metoda MCP navíc nezohledňuje vnitřní strukturu domovského okrsku a jeho nestejně prostorové využívání sledovaným jedincem (Jansen, 1999; Powell, 2000). Přes všechny své nedostatky, je tato metoda stále široce používána a své nezastupitelné místo našla i v managementu ochrany přírody při vymezení oblastí, které jednotlivé druhy obývají a u kterých je potřeba zajištění jejich ochrany (Thiollay, 1989; Parsons & Jones, 2003; Brandt & Cresswell, 2008; Klar et al., 2008; Mota-Vargas & Rojas-Soto, 2012; Chen et al., 2016). V takových případech zahrnutí lokalit, které jsou jedinci navštěvovány pouze zřídka či náhodně a následné nadhodnocení velikosti domovského okrsku může být naopak přínosné, jelikož svou podstatou může nahrazovat tzv. nárazníkovou zónu (buffer zone), často aplikovanou v managementu chráněných území (Li et al., 1999; Mas, 2005). Protože je sojkovec dvoubarevný velmi málo prostudovaný druh a řada biologických dat stále chybí, šlo v případě této studie (článek I) při odhadování velikosti domovského okrsku především o získání základní představy, jak velkou oblast pár či rodinného hejna může využívat. Jelikož radio-telemetrie má v krajině s hustým vegetačním pokryvem a členitým reliéfem svá omezení (Withey et al., 2001), byla obeznámenost s pohybovými charakteristikami a velikostí obývaného území pro následný radio-telemetrický monitoring (článek II) vypuštěných jedinců klíčová.

Porovnání výsledků studie (článek I) týkající se odhadu velikosti domovského okrsku sojkovce dvoubarevného s odbornou literaturou je problematické, jelikož pouze práce několika autorů pojednávají o prostorovém chování sojkovců ve volné přírodě (Lu et al., 2008; Zarri et al., 2008; Wang et al., 2011; Vivek Chandran & Praveen, 2013; Ke et al., 2017; Li et al., 2017; Opaev et al., 2017). Z těchto několika autorů pouze Vivek Chandran & Praveen (2013) a Opaev et al. (2017) uvádějí konkrétní data, a to velikosti teritorií u sojkovce indického (*Trochalopteron fairbanki*) a sojkovce středočínského (*Trochalopteron elliotii*). Na základě velikosti teritorií, která jsou navíc druhově rozdílná (Lu et al., 2008; Vivek Chandran & Praveen, 2013; Opaev et al., 2017) a v průběhu roku mohou znatelně kolísat (Odum & Kuenzler, 1955), však nelze velikost domovského okrsku spolehlivě odhadnout mimo jiné proto, že teritorium zpravidla tvoří pouze jeho menší část. Naopak lze očekávat, že samotný domovský okrsek bude zabírat několikanásobně větší plochu, jak pozorovali Vivek Chandran & Praveen (2013). Tento předpoklad je ve shodě i s výsledky Haskella et al. (2002), kteří předpovídali velikost

domovských okrsků na základě velikosti těla a dostupnosti potravních zdrojů. Podle jejich studie lze u sojkovce dvoubarvého očekávat velikost domovského okrsku v rozmezí několika desítek až jednoho sta hektarů, což je v souladu s výsledky této studie (článek I).

Na experimentální vypouštění za účelem rozvoje metodiky či sběru doposud neznámých biologických dat, tak jak tomu bylo i u této studie, lze pohlížet jako na trade-off situaci, kdy rizika spojená s vypouštěním jsou vyvážena získáním nových poznatků. Studie využívající méně početný vzorek, čímž eliminují potenciální ztráty cenných jedinců a nezatěžují tak přespříliš zdrojovou populaci, nejsou neobvyklé. Např. Tweed et al. (2003) monitorovali 14 reintrodukovaných kriticky ohrožených lesňáků světlebrýchých (*Myadestes palmeri*), Franzreb (2004) studoval vliv metodiky vypouštění na úspěšnost záchranného přesunu 22 strakapoudů kokardových (*Picoides borealis*), Brown et al. (2007) sledovali úmrtnost 6 reintrodukovaných sov travních (*Tyto capensis*), Slater & Altman (2011) studovali vliv rozdílných vypouštěcích technik u skupiny 7 salašníků západních (*Sialia mexicana*) a jejich ptáčat. Podobně Bradley et al. (2012) monitorovali 20 laločníků šedých severních (*Callaeas wilsoni*) nebo Chaiyarat et al. (2012), jenž sledovali adaptaci 16 reintrodukovaných zoborožců bělolících (*Anthracoceros albirostris*). Z uvedených příkladů je patrné, že takovéto deskriptivní studie jsou běžné a jejich výsledky pomáhají zkvalitňovat management ochrany druhů.

Ornitologické reintrodukční programy využívající jedince odchované v zajetí se jeví jako méně efektivní oproti programům využívající jedince pocházející z volné přírody (Rummel et al., 2016). Jedním z hlavních důvodů je zhoršené (či úplně potlačené) antipredační chování vyskytující se jako důsledek procesu chovu a odchovu v zajetí (Griffin et al., 2000; Carrete & Tella, 2015), což má za následek vyšší úmrtnost uměle odchovaných jedinců po vypuštění. Lze tedy předpokládat, že v případě této studie (článek II) nebyla ztráta kontaktu s vypuštěnými sojkovci dvoubarvými zapříčiněna jejich ulovením a případným přenesením predátorem mimo dosah radio-přijímače. Další často uváděnou příčinou, jenž má za následek vyšší úmrtnost vypuštěných jedinců je stres. Stres vzniká při manipulaci s jedinci, při transportu, v průběhu a i po samotném vypuštění a nelze se mu tak vyhnout (Teixeira et al., 2007). Reakce organismu na akutní stres se skládá z adaptivních fyziologických a behaviorálních odpovědí vyvolaných škodlivým podnětem (stresorem), a tato odpověď na jednotlivý krátkodobý stresor je obecně považována za přínosnou, jelikož zajišťuje přežití jedince (Sapolsky et al., 2000). Pokud však akutní stresor přetrvává či je doplněn dalšími stresory, které iniciují mnohonásobnou dlouho trvající odpověď, přechází zvířata do chronického stresu. Dle Dickense et al. (2009; 2010) je právě chronický stres největší potenciální hrozbou záchranných programů, ať už se jedná o

reintrodukci či záchranný přesun. V případě této reintrodukce (článek II) byl zaznamenán pouze jeden případ uhynutí sojkovce dvoubarevého, který nastal desátý den po vypuštění. Přesná příčina úmrtí však nebyla z důvodu nemožnosti provedení pitvy či zakonzervování těla pro pozdější examinaci stanovena. Zůstává tak otázkou, jaké okolnosti zapříčinily úhyn tohoto jedince. U zbývajících sojkovců nebyl v průběhu jejich monitoringu zaznamenán zhoršující se zdravotní stav a lze předpokládat, že jejich kondice byla natolik dobrá, že jim umožnila opustit vypouštěcí lokalitu.

Pohlavní výběr a vytváření párů je u ptáků komplexní proces, jehož základem jsou samčí kompetice a samičí preference (Gill, 2006). Dle Howarda & Livelyho (2004) jsou to právě samice a jejich preference, které primárně iniciovaly evoluci sexuálních znaků. V současné době jsou akceptovány dvě základní hypotézy popisující mechanismus, na jehož základě si samice vybírají svého partnera. Jedná se o hypotézy dobrých genů (good genes hypothesis) a komplementárních genů (complementary genes hypothesis) (Howard & Lively, 2004; Bertram et al., 2016). Jak lze vidět, už základní popis pohlavního výběru naznačuje jeho složitost a pouhé náhodné spojení sojkovců dvoubarevých ošetřovatelem během rehabilitačního procesu v ISCP centru nemohlo poskytnout takové podmínky, které by zajistily vytvoření stálého páru. Tento fakt se také záhy projevil v průběhu reintrodukce, kdy ve třech případech ze čtyř došlo k rozpadu těchto uměle vytvořených párů již v průběhu prvních pěti dnů po vypuštění (článek II). Tento rozpad, který byl vždy iniciován samicemi, byl následován jejich odletem z vypouštěcích lokalit. Jedním z možných vysvětlení je právě nesplnění jejich preferenčních kritérií ze strany člověkem přidělených samců a jejich opuštění za účelem nalezení kvalitnějšího druhu a zvýšení tak vlastního fitness (Choudhury, 1995; Otter & Ratcliffe, 1996; Cézilly et al., 2000; Emery et al., 2007). Dalším možným vysvětlením náhlého opuštění vypouštěcích lokalit mohla být snaha navrátit se na původní lokalitu odchyty, tzv. homing. Tento typ chování je však u většiny tropických, nemigrujících a celoročně teritoriálních druhů málo prostudovaný a motivace k návratu a jeho mechanismy jsou neznámé (Dowsett & Dowsett-Lemaire, 1986; Castellon & Sieving, 2006; Ortiz-Catedral, 2009; Kennedy & Marra, 2010; Powell & Stouffer, 2014). Přestože samci setrvali na vypouštěcích lokalitách déle, i u nich později došlo k jejich opuštění. Z důvodu neznalosti původní lokality odchyty vypuštěných sojkovců dvoubarevých a omezeních vyplývajících z radio-telemetrie v hornaté krajině s hustou vegetací nebylo možno tuto „homing“ teorii potvrdit, ale ani vyvrátit. Porovnání velikostí dočasně vytvořených domovských okrsků reintrodukovaných samců a domovského okrsku sledovaného hejna divokých jedinců (článek I a II) odhalilo pouze drobné rozdíly. Ty se však pohybovaly

v mezích, které dle Haskell et al. (2002) šlo očekávat a mohou být důsledkem různé metodiky použité pro odhady velikosti okrsků, období a počty jedinců pro které byl daný okrsek stanoven.

V průběhu jednotlivých pozorování v rámci odhadování velikosti domovského okrsku divokých sojkovců dvoubarvých a radio-telemetrie reintrodukovaných rehabilitovaných jedinců byla sesbírána také behaviorální data týkající se sociálního a potravního chování, která v odborné literatuře doposud chybí.

Vytváření dočasných vícedruhových hejn je poměrně častý jev vyskytující se u řady druhů ptáků napříč všemi typy ekosystémů (Morse, 1977; Hunt Jr et al., 1988; Hutto, 1994; Hino, 1998; Sridhar et al., 2009). Za hlavní důvody pro vytváření těchto hejn jsou považovány zvyšování úspěšnosti při hledání potravy a snižování rizika predace (Munn, 1986; Hutto, 1988; Thiollay, 1999; Sridhar et al., 2009). U sojkovce dvoubarvého byl tento typ chování zaznamenán doposud pouze jednou (Brickle, 2009). Výsledky této studie (článek I a III) naznačují, že sojkovec dvoubarvý se může zapojovat do smíšených vícedruhových hejn, kde pro svoji ostražitost velmi často figurují drongové (King & Rappole, 2001; Goodale & Kotagama, 2005; Satischandra et al., 2007) a další středně velcí hmyzožravci. K tomuto chování však dochází spíše oportunisticky a k tvorbě smíšených hejn preferuje spíše další zástupce rodu *Garrulax*, konkrétně sojkovce kaštanohlavé a černé.

Detailnější informace o potravním složení sojkovce dvoubarvého z volné přírody v literatuře zcela chybí (Collar & Robson, 2007), přesto je považován za hmyzožravce. Jelikož však nepatří mezi potravní specialisty (Owen, 2016, osobní sdělení), lze předpokládat, že v prostředí tropického horského lesa s nerovnoměrně distribuovanými potravními zdroji bude spíše oportunistický omnivor. První nepřímý záznam fruktivorie u tohoto druhu byl zaznamenán v polovině 20. stol. (Hoogerwerf, 1950), avšak až přímé pozorování (článek III) sběru a pojidání plodů tento předpoklad potvrdilo. Jelikož však byl tento jev pozorována pouze ve dvou případech, lze prozatím jen spekulovat, jaké zastoupení tvoří v dietě sojkovce dvoubarvého plody stromů a keřů.

Držení ptáků v zajetí je v mnoha zemích napříč celou Indomalajskou oblastí silně kulturně zakořeněno (Jepson, 2010; Eaton et al., 2015). Neustálý růst střední třídy a její kupní síly, nízká úroveň vědomostí o chovatelství mající za následek vysokou mortalitu držených jedinců v zajetí a nedostatek kvalitních chovatelů schopných uspokojit vysokou poptávku je pak příčinou přítomnosti silně rozvinutého ilegálního ptačího trhu, kdy většina ptačtva pochází z volné přírody (Nijman, 2010; Rosen & Smith, 2010; Eaton et al., 2015; 2017; Harris et al.,

2015; 2017). Následkem nadměrného lovu dochází ke zvyšování tlaku na volně žijící populace, což je příčinou výrazného poklesu jejich početností a řada druhů se tak již ocitla na pokraji vyhynutí (Chng et al., 2015; 2016; Yong et al., 2018). Sojkovci společně s dalšími zástupci řádu pěvců patří v Indonésii mezi nejvíce vyhledávanou skupinu (Jepson & Ladle, 2009; Jepson, 2010). Přestože Shepherd (2006; 2007; 2011; 2013) společně se svými kolegy (Shepherd et al., 2004; Shepherd et al., 2016) a několik dalších autorů (Chng et al., 2015; 2016; Eaton et al., 2015; Iqbal, 2015) provedli řadu monitoringů indonéských ptačích trhů, nebyl doposud sesbírána takový datový soubor, jenž by co nejpřesněji kvantifikoval skutečný rozsah trhu se sojkovci a charakterizoval jeho vývoj. Důvodem je použití metody přímého počítání pouze viditelně nabízených jedinců při jednorázové návštěvě či při opakovaných návštěvách s dlouhými časovými intervaly, viz např. studie z roku 2010 (Shepherd, 2010). V takových případech nejsou do studií vůbec zahrnuti ti jedinci, kteří mohou být v daném momentě uskladněni mimo prodejnu stejně jako jedinci, kteří jsou od lovců vykoupeni a následně prodáni v období mezi návštěvami výzkumného pracovníka. Tento významný nedostatek byl v této studii (článek IV) vyřešen použitím odlišné metodiky. Namísto přímého počítání během opakovaných návštěv se pomocí najatého prostředníka (tamního bývalého obchodníka/překupníka) podařilo přesvědčit ke spolupráci samotné trhovce. Oni sami pak zaznamenávali a následně prostředníkovi poskytl záznamy o měsíčních obratech sojkovců dvoubarevých v rámci svých obchodů. Díky těmto a dalším dodatečným charakteristikám bylo možno vytvořit přesný profil ptačího trhu v Medanu a z něho vyplývající lovecký tlak, který byl na divokou populaci cílového druhu v danou dobu vytvářen.

Kvótový systém regulující využívání přírodních zdrojů, v tomto případě lov volně žijících zvířat, je systémový nástroj ochrany přírody, který je součástí indonéské legislativy (Kuota Pengambilan Tumbuhan Alam dan Penangkapkan Satwa Liar). Aby tento systém splňoval požadovanou funkci, je zpětná vazba ve formě monitoringu trhu poskytující precizní data klíčová. Avšak jak již bylo zmíněno výše, stále se zvyšující poptávka převyšuje zákonem stanovený limit, což vytváří podmínky pro rozvoj ilegálního trhu. Sběr dat s přesnou vypovídací hodnotou se tak v tomto prostředí stává technicky velmi obtížným. Využívání „utajených prostředníků“, osob pocházejících z prostředí trhu jako jsou např. bývalí prodejci, překupníci či lovci, se tak jeví jako jediná cesta, jak akurátní data získat (Herrera & Hennessey, 2007).

Pokles výskytu sojkovců dvoubarevých na trhu poprvé pozoroval Shepherd (Shepherd et al., 2004; Shepherd, 2006; 2007; 2011). Přestože jeho studie poskytovaly pouze omezené datové soubory, předpokládala se souvislost mezi zmiňovaným poklesem výskytu na trzích a poklesem početnosti volně žijící populace zredukované právě neregulovaným intenzivním

lovem. Odhalení skutečné velikosti ilegálního trhu a tlaku, kterému volně žijící populace byla v poslední době vystavena, poskytla až tato studie (článek IV). Její výsledky společně s navazujícím dlouhodobým monitoringem (Bušina et al., nepublikovaná data) odhalily alarmující trend, který vykazuje stále klesající tendenci výskytu sojkovce dvoubarvého na trzích. Z toho lze usuzovat na zredukování populace a areálu výskytu sojkovců dvoubarvých do takové míry, že jejich výskyt lze nyní předpokládat pouze v odlehlých, málo přístupných oblastech horských lesů, kde se jejich lov stává čím dál obtížnějším. Tento předpoklad potvrzují i výsledky studií Harrise et al. (2015; 2017). Ti zjistili, že řada původních lokalit, kde se dříve sojkovci dvoubarví běžně vyskytovali, jsou zcela vyloveny, a to až do vzdálenosti v průměru 5 km od dopravních komunikací. Dále zjistili, že téměř 50 % zbylých původních lesních ploch ostrova Sumatry se rozkládá právě v takovéto 5km zóně. Neustálý rozvoj pozemní komunikační sítě na Sumatře (Gaveau et al., 2009; Samsuri et al., 2014) společně s laxním přístupem tamních agentur ochrany přírody tak znamenají vážné riziko pro zbývající populaci cílového druhu.

5 Závěr

Na základě výsledků této studie je patrné, že populace sojkovce dvoubarvého ve volné přírodě čelí reálnému riziku vyhynutí z důvodu neregulovaného lovu pro komerční účely a ztrátě přirozeného prostředí. Minimalizace těchto současných hrozeb a následné vytvoření reintrodukčního programu se tak jeví jako další logický krok doplňující již existující ex-situ a in-situ koncept ochrany tohoto druhu. Použitím jedinců pocházejících z volné přírody odpadá náročný umělý odchov a dlouhá aklimatizační příprava takto odchovaných jedinců před vypuštěním, především rozvoj antipredačního chování, které jak dokazují Carrete & Tella (2015) chybí již v první generaci jedinců odchovaných v zajetí a které je pak třeba dodatečně opětovně rozvíjet (Griffin et al., 2000). Na druhou stranu použití jedinců pocházejících původně z volné přírody je spojeno s úskalími, na které tato pionýrská práce poukázala. Jedná se o nízkou párovou afinitu u uměle vytvořených párů, které se po vypuštění rychle rozpadají a nízkou fidelitu k vypouštěcí lokalitě, jejíž příčiny nebylo možné z důvodů limitujících technologických omezení v podmínkách tropického horského deštného lesa hlouběji prostudovat. S neustálým rozvojem radiotechnologie lze však očekávat, že blízká budoucnost pomůže zodpovědět vyvstalé otázky, jako např. zdali ulovení, prodaní a následně zrehabilitovaní sojkovci dvoubarví zůstávají po vypuštění v okolí člověkem zvolené vypouštěcí lokality a jsou tedy vhodné pro reintrodukční program nebo se u nich uplatňuje tzv. „homing“, návrat na domovskou lokalitu, kde byli uloveni a použití takovýchto jedinců je třeba zavrhnout a zaměřit se na uměle odchované jedince.

5.1 Doporučení

Pro další výzkumnou práci zaměřenou na rozvoj reintrodukčního programu pro sojkovce dvoubarvého by bylo vhodné:

- vypouštět páry vzniklé přirozenou cestou či rodinné hejno
- prodloužit aklimatizační dobu ve vypouštěcí voliéře
- zabezpečit dostatečné množství výzkumných pracovníků zběhlých v radio-telemetrickém sledování a prodloužit denní monitorovací periodu

Pro zajištění ochrany druhu a zamezení poklesu velikosti populace pod kritickou hranici je nezbytné:

- zefektivnit prosazování zákonů na ochranu přírody a perzekuování ilegálních aktivit, což je ovšem plně v kompetenci státní správy Indonésie
- zavést ochranné patrolování ve vybraných chráněných lokalitách
- zvýšení veřejného povědomí o problematice ilegálního obchodu s divokými zvířaty

6 Grantová podpora

Studie byla podpořena následujícími granty, za které tímto všem vřele děkuji:

- Studentská grantová soutěž Fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, SGS 21370/1312/3188, 21370/1312/3189 a 21370/1312/3192.
- Institucionální rozvojový plán Fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů na podporu mobility studentů a akademických pracovníků, IRP Mobility 2014, 2015 a 2016.
- Grant Ministerstva zemědělství České republiky, projekt MZERO0717
- Fresno Chaffee Zoo Wildlife Conservation Fund 2014
- Sophie Danforth Conservation Biology Fund 2015
- Zoo Ostrava projekt Koruna ze vstupu 2016

7 Seznam použité literatury

- Adeney, J. M., Christensen Jr, N. L., Pimm, S. L. 2009. Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. PLoS one. doi.org/10.1371/journal.pone.0005014.
- Alcock, J. 1987. Male reproductive tactics in the libellulid dragonfly *Paltothemis lineatipes*: temporal partitioning of territories. Behaviour. 103. 157-173.
- Alves, R. R. N., Lima, J. R. F., Araujo, H. F. P. 2013. The live bird trade in Brazil and its conservation implications: an overview. Bird Conservation International. 23. 53-65.
- Armstrong, D. P. 1995. Effects of familiarity on the outcome of translocations, II. A test using New Zealand robins. Biological conservation. 71. 281-288.
- Armstrong, D. P., Castro, I., Alley, J. C., Feenstra, B., Perrott, J. K. 1999. Mortality and behaviour of hihi, an endangered New Zealand honeyeater, in the establishment phase following translocation. Biological conservation. 89. 329-339.
- Armstrong, D. P., McArthur, N., Govella, S., Morgan, K., Johnston, R., Gorman, N., Pike, R., Richard, Y. 2013. Using radio-tracking data to predict post-release establishment in reintroductions to habitat fragments. Biological conservation. 168. 152-160.
- Arnold, K. E. & Owens, I. P. 1998. Cooperative breeding in birds: a comparative test of the life history hypothesis. Proceedings of the Royal Society of London B. 265. 739-745.
- Azar, J. F., Rautureau, P., Lawrence, M., Calabuig, G., Hingrat, Y. 2016. Survival of reintroduced Asian houbara in United Arab Emirates' reserves. The Journal of Wildlife Management. 80. 1031-1039.
- Baker, C., Palumbi, S., Lambertsen, R., Weinrich, M., Calambokidis, J., Brien, S. 1990. Influence of seasonal migration on geographic distribution of mitochondrial DNA haplotypes in humpback whales. Nature. 344. 238.
- Barber-Meyer, S. 2010. Dealing with the clandestine nature of wildlife-trade market surveys. Conservation Biology. 24. 918-923.
- Barros, F. M., Motta-Junior, J. C. 2014. Home range and habitat selection by the tropical screech-owl in a Brazilian savanna. Journal of Raptor Research. 48. 142-150.
- Batary, P., Baldi, A. 2004. Evidence of an edge effect on avian nest success. Conservation Biology. 18. 389-400.
- Beastall, C., Shepherd, C. R., Hadiprakarsa, Y., Martyr, D. 2016. Trade in the Helmeted Hornbill *Rhinoplax vigil*: the 'ivory hornbill'. Bird Conservation International. 26. 137-146.

- Bennett, V. A., Doerr, V. A., Doerr, E. D., Manning, A. D., Lindenmayer, D. B., Yoon, H.-J. 2012. Habitat selection and post-release movement of reintroduced brown treecreeper individuals in restored temperate woodland. *PloS one*. doi.org/10.1371/journal.pone.0050612.
- Bernardo, C., Lloyd, H., Olmos, F., Cancian, L., Galetti, M. 2011. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Animal Conservation*. 14. 676-686.
- Bertram, S. M., Loranger, M. J., Thomson, I. R., Harrison, S. J., Ferguson, G. L., Reifer, M. L., Corlett, D. H., Gowaty, P. A. 2016. Linking mating preferences to sexually selected traits and offspring viability: good versus complementary genes hypotheses. *Animal Behaviour*. 119. 75-86.
- Birdlife International. *Garrulax bicolor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016 [online]. BirdLife International. 2016 [cit. 2018-04-12]. Dostupné z <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22734448A95085919.en>>.
- Birdlife International. Country profile: Indonesia [online]. Birdlife International. 2017a [cit. 2018-06-10]. Dostupné z <<http://datazone.birdlife.org/country/indonesia>>.
- Birdlife International. Numbers of threatened species by major groups of organisms (1996–2017 [online]. Birdlife International. 2017b [cit. 2018-06-07]. Dostupné z <http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/summarystats/2017-1_Summary_Stats_Page_Documents/2017_1_RL_Stats_Table_1.pdf>.
- Blythe, R., Smyser, T., Johnson, S., Swihart, R. 2015. Post-release survival of captive-reared Allegheny woodrats. *Animal Conservation*. 18. 186-195.
- Bobek, M., Ptačinská Jirátová, J., Brandl, P., Koláčková, K., Kůs, E., Šimek, J., Vaidl, A., Velenský, P. 2011. Pomáháme jim přežít – We help them to survive. *Zoologická zahrada hl. m. Prahy*. Praha. 253 s. ISBN: 978-80-85126-16-7.
- Bowden, T. S., Ferguson, J. M., Ward, R. V., Taper, M. L., Willey, D. W. 2015. Breeding season home range and habitat use of Mexican spotted owls (*Strix occidentalis lucida*) below the south rim of Grand Canyon National Park. *The Wilson Journal of Ornithology*. 127. 678-689.
- Bradley, D. W., Molles, L. E., Valderrama, S. V., King, S., Waas, J. R. 2012. Factors affecting post-release dispersal, mortality, and territory settlement of endangered kokako translocated from two distinct song neighborhoods. *Biological Conservation*. 147. 79-86.

- Brandt, M. J., Cresswell, W. 2008. Breeding behaviour, home range and habitat selection in Rock Firefinches *Lagonosticta sanguinodorsalis* in the wet and dry season in central Nigeria. *Ibis*. 150. 495-507.
- Brickle, N. 2009. Seeking the elusive Black-and-white Laughingthrush *Garrulax bicolor* in the Alas Valley. *BirdingASIA*. 11. 15.
- Brockmann, H. J. & Barnard, C. 1979. Kleptoparasitism in birds. *Animal behaviour*. 27. 487-514.
- Brown, M., Perrin, M., Hoffman, B. 2007. Reintroduction of captive-bred African Grass-Owls *Tyto capensis* into natural habitat. *Ostrich*. 78. 75-79.
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of mammalogy*. 24. 346-352.
- Bušina, T., Kouba, M. 2017. Preliminary observations of the home range size and behaviour of the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*. *Kukila*. 20. 30-38.
- Bušina, T., Pasaribu, N., Kouba, M. 2017. Flocking and foraging behaviour of the Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*. *Forktail*. 33. 134-135.
- Bélisle, M., Desrochers, A., Fortin, M.-J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*. 82. 1893-1904.
- Börger, L., Franconi, N., De Michele, G., Gantz, A., Meschi, F., Manica, A., Lovari, S., Coulson, T. 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology*. 75. 1393-1405.
- Carrete, M., Tella, J. L. 2015. Rapid loss of antipredatory behaviour in captive-bred birds is linked to current avian invasions. *Scientific reports*. doi: 10.1038/srep182747.
- Castellon, T. D., Sieving, K. E. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation biology*. 20. 135-145.
- Castro, I., Alley, J. C., Empson, R. A., Minot, E. O. 1994. Translocation of hihi or stitchbird *Notiomystis cincta* to Kapiti Island, New Zealand: transfer techniques and comparison of release strategies. In: Serena, M. (ed.) *Reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna*. Surrey Beatty & Sons Pty Ltd. Chipping Norton. p. 113-121. ISBN: 9780949324566.
- Chaiyarat, R., Kongprom, U., Manathamkamon, D., Wanpradab, S., Sangarang, S. 2012. Captive breeding and reintroduction of the oriental pied hornbill (*Anthracoceros albirostris*) in Khao Kheow Open Zoo, Thailand. *Zoo biology*. 31. 683-693.

- Chen, M.-T., Liang, Y.-J., Kuo, C.-C., Pei, K. J.-C. 2016. Home ranges, movements and activity patterns of leopard cats (*Prionailurus bengalensis*) and threats to them in Taiwan. *Mammal Study*. 41. 77-86.
- Chng, S., Eaton, J., Krishnasamy, K., Shepherd, C., Nijman, V. 2015. In the market for extinction: an inventory of Jakarta's bird markets. TRAFFIC. Selangor. p. 40. ISBN: 978-983-3393.
- Chng, S., Guciano, M., Eaton, J. 2016. In the market for extinction: Sukahaji, Bandung, Java, Indonesia. *BirdingASIA*. 26. 22-28.
- Choudhury, S. 1995. Divorce in birds: a review of the hypotheses. *Animal Behaviour*. 50. 413-429.
- CITES. List of Parties to the Convention [online]. CITES. 2018 [cit. 2018-08-08]. Dostupné z <<https://cites.org/eng/disc/parties/index.php>>.
- Clarke, M. F., Schedvin, N. 1997. An experimental study of the translocation of noisy miners *Manorina melanocephala* and difficulties associated with dispersal. *Biological Conservation*. 80. 161-167.
- Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A. A., Nichols, J. D. 2001. Dispersal. Oxford University Press. New York. p. 480. ISBN: 9780198506591.
- Clout, M. N. 2006. A celebration of kakapo: progress in the conservation of an enigmatic parrot. *Notornis*. 53. 1.
- Cockburn, A. 2003. Cooperative breeding in oscine passerines: does sociality inhibit speciation? *Proceedings of the Royal Society of London B*. 270. 2207-2214.
- Coles, D. 2007. Management of Laughingthrushes In Captivity. Published by Dave Coles. Goring. p. 49. ISBN: 0-9514252-4-2.
- Collar, N. 2006. A partial revision of the Asian babblers (Timaliidae). *Forktail*. 22. 85-112.
- Collar, N. 2015. Helmeted Hornbills *Rhinoplax vigil* and the ivory trade: the crisis that came out of nowhere. *BirdingASIA*. 24. 12-17.
- Collar, N., Gardner, L., Jeggo, D., Marcordes, B., Owen, A., Pagel, T., Pes, T., Vaidl, A., Wilkinson, R., Wirth, R. 2012. Conservation breeding and the most threatened birds in Asia. *Birding Asia*. 18. 50-57.
- Collar, N., Robson, C. 2007. Family Timaliidae (Babblers). In Del Hoyo, J., Elliott, A., Christie, D. (eds.) *Handbook of the birds of the world*. Vol. 12. Picathartes to Tits and Chickadees. p. 70-291. ISBN: 978-84-96553-42-2.
- Collar, N., van Balen, S. 2013. Notes for the conservation of the Rufous-fronted Laughingthrush *Garrulax rufifrons*. *Forktail*. 29. 15-18.

- Cook, R. S., White, M., Trainer, D. O., Glazener, W. C. 1967. Radio-telemetry for fawn mortality studies. *Wildlife Disease Association Bulletin*. 3. 160-165.
- Corlett, R. T. 2001. Reintroduction of “missing” vertebrates to Hong Kong: benefits, problems and prospects. In Hodgkiss, J. (ed.). *Challenges of Nature Conservation in the Face of Development Pressure*, Proceedings of the 2001 IUCN World Commission on Protected Areas, East Asia Conference. IUCN. Hong Kong p. 175-180. ISBN: 962-86149-9-1.
- Cox, S. A., Peoples, A. D., DeMaso, S. J., Lusk, J. J., Guthery, F. S. 2004. Survival and cause-specific mortality of northern bobwhites in western Oklahoma. *Journal of Wildlife Management*. 68. 663-671.
- Cunninghame, F., Young, H., Sevilla, C., Carrión, V., Fessl, B. 2011. A trial translocation of the critically endangered mangrove finch: Conservation management to prevent the extinction of Darwin’s rarest finch. *Galapagos Report*. 2012. 174-179.
- Cézilly, F., Préault, M., Dubois, F., Faivre, B., Patris, B. 2000. Pair-bonding in birds and the active role of females: a critical review of the empirical evidence. *Behavioural Processes*. 51. 83-92.
- Daut, E. F., Brightsmith, D. J., Mendoza, A. P., Puhakka, L., Peterson, M. J. 2015. Illegal domestic bird trade and the role of export quotas in Peru. *Journal for nature conservation*. 27. 44-53.
- De Bruyn, M., Stelbrink, B., Morley, R. J., Hall, R., Carvalho, G. R., Cannon, C. H., Van Den Bergh, G., Meijaard, E., Metcalfe, I., Boitani, L. 2014. Borneo and Indochina are major evolutionary hotspots for Southeast Asian biodiversity. *Systematic Biology*. 63. 879-901.
- Delgado, A., Calabuig, P., Suárez, V., Trujillo, D., Suárez-Rancel, M. M. 2016. Preliminary assessment of the release of captive-bred Gran Canaria Blue Chaffinches *Fringilla teydea polatzeki* as a reinforcement population. *Bird Study*. 63. 554-558.
- Dickens, M., Delehanty, D., Romero, L. 2009. Stress and translocation: alterations in the stress physiology of translocated birds. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 276. 2051-2056.
- Dickens, M., Delehanty, D., Romero, L. 2010. Stress: an inevitable component of animal translocation. *Biological Conservation*. 143. 1329-1341.
- do Nascimento, C. A. R., Czaban, R. E., Alves, R. R. N. 2015. Trends in illegal trade of wild birds in Amazonas state, Brazil. *Tropical Conservation Science*. 8. 1098-1113.
- Dowsett, R., Dowsett-Lemaire, F. 1986. Homing ability and territorial replacement in some forest birds in south-central Africa. *Ostrich*. 57. 25-31.

- Dumke, R. T., Pils, C. M. 1973. Mortality of radio-tagged pheasants on the Waterloo wildlife area. Technical Bulletin Number 72. Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin.
- Díaz, J. A., Carbonell, R., Virgós, E., Santos, T., Tellería, J. L. 2000. Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammodromus algirus*. *Animal Conservation*. 3. 235-240.
- Eaton, J., Leupen, B., Krishnasamy, K. 2017. Songstres of Singapore, An Overview of the Bird Species in Singapore Pet Shops. TRAFFIC. Selangor. p. 35. ISBN: 978-983-3393-63-3.
- Eaton, J., Shepherd, C., Rheindt, F., Harris, J., van Balen, S., Wilcove, D., Collar, N. 2015. Trade-driven extinctions and near-extinctions of avian taxa in Sundaic Indonesia. *Forktail*. 31. 1-12.
- Eaton, J., van Balen, B., Brickle, N., Rheindt, F. 2016. Birds of the Indonesian Archipelago: Greater Sundas and Wallacea. Lynx Edicions. Barcelona. p. 496. ISBN: 978-84-941892-6-5.
- Ebenhard, T. 1995. Conservation breeding as a tool for saving animal species from extinction. *Trends in Ecology & Evolution*. 10. 438-443.
- EIA. Seeing 'red' – the often hidden colour of wildlife contraband [online]. EIA. 26. ledna 2015. [cit. 2017-05-31]. Dostupné z <<https://eia-international.org/seeing-red-the-often-hidden-colour-of-wildlife-contraband>>.
- Emery, N. J., Seed, A. M., Von Bayern, A. M., Clayton, N. S. 2007. Cognitive adaptations of social bonding in birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 362. 489-505.
- Ewen, J. G., Armstrong, D. P. 2007. Strategic monitoring of reintroductions in ecological restoration programmes. *Écoscience*. 14. 401-409.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*. 96. 1-11.
- Fox, B. J., Taylor, J. E., Fox, M. D., Williams, C. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation*. 82. 1-13.
- Franzreb, K. E. 2004. The effect of using a "soft" release on translocation success of red-cockaded woodpeckers. In: Costa, R., Daniels, S. J. (eds.) *Red-cockaded Woodpecker: Road to Recovery*. Hancock House. Surrey. P. 301-306. ISBN: 9780888395795.
- Frey, H., Walter, W. 1989. The reintroduction of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* into the Alps. In: Meyburg, B. U., Chancellor, R. D. (eds.). *Raptors in the Modern World*.

- World Working Group on Birds of Prey and Owls. Berlin. p. 341-344. ISBN: 978-3980196109.
- Gama, G. M., Malhado, A. C., Bragagnolo, C., Correia, R. A., Ladle, R. J. 2016. Cultural viability of reintroducing the ecologically extinct Alagoas Curassow (*Pauxi mitu* Linnaeus, 1766) to Northeast Brazil. *Journal for Nature Conservation*. 29. 25-32.
- Gastañaga, M., MacLeod, R., Hennessey, B., Nunez, J. U., Puse, E., Arrascue, A., Hoyos, J., Chambi, W. M., Vasquez, J., Engblom, G. 2011. A study of the parrot trade in Peru and the potential importance of internal trade for threatened species. *Bird Conservation International*. 21. 76-85.
- Gautestad, A. O., Mysterud, I. 1993. Physical and biological mechanisms in animal movement processes. *Journal of Applied Ecology*. 30. 523-535.
- Gautestad, A. O., Mysterud, I. 1995. The home range ghost. *Oikos*. 74 (2). 195-204.
- Gaveau, D. L., Wich, S., Epting, J., Juhn, D., Kanninen, M., Leader-Williams, N. 2009. The future of forests and orangutans (*Pongo abelii*) in Sumatra: predicting impacts of oil palm plantations, road construction, and mechanisms for reducing carbon emissions from deforestation. *Environmental Research Letters*. 4 (3). doi:10.1088/1748-9326/4/3/034013
- Gavin, T. A., Bollinger, E. K. 1988. Reproductive Correlates of Breeding-Site Fidelity in Bobolinks (*Dolichonyx Oryzivorus*). *Ecology*. 69. 96-103.
- Gill, F. 2006. *Ornithology*. W. H. Freeman. New York. p. 720. ISBN: 978-0-716749837.
- Goodale, E., Kotagama, S. W. 2005. Testing the roles of species in mixed-species bird flocks of a Sri Lankan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 21. 669-676.
- Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal behaviour*. 28. 1140-1162.
- Greenwood, P. J., Harvey, P. H. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. *Annual review of ecology and systematics*. 13. 1-21.
- Griffin, A. S., Blumstein, D. T., Evans, C. S. 2000. Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation biology*. 14. 1317-1326.
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W., Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*. 245. 477-480.
- Gunnell, G. F. 2013. Biogeography and the legacy of Alfred Russel Wallace. *Geologica Belgica*. 16 (4). 211-216.
- Habel, J. C., Hillen, J., Schmitt, T., Fischer, C. 2016. Restricted movements and high site fidelity in three East African cloud-forest birds. *Journal of Tropical Ecology*. 32. 83-87.

- Hall, E. 2003. Rehabilitation and Release Techniques. *Thylacinus*. 27. 14-23.
- Hansen, A. L. S., Li, A., Joly, D., Mearns, S., Brownstein, J. S. 2012. Digital surveillance: a novel approach to monitoring the illegal wildlife trade. 7 (12). doi 10.1371/journal.pone.0051156.
- Harris, J. B. C., Green, J. M., Prawiradilaga, D. M., Giam, X., Hikmatullah, D., Putra, C. A., Wilcove, D. S. 2015. Using market data and expert opinion to identify overexploited species in the wild bird trade. *Biological Conservation*. 187. 51-60.
- Harris, J. B. C., Tingley, M. W., Hua, F., Yong, D. L., Adeney, J. M., Lee, T. M., Marthy, W., Prawiradilaga, D. M., Sekercioglu, C. H., Winarni, N. 2017. Measuring the impact of the pet trade on Indonesian birds. *Conservation Biology*. 31. 394-405.
- Harris, S., Cresswell, W., Forde, P., Trehwella, W., Woollard, T., Wray, S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal review*. 20. 97-123.
- Harrison, R. D. 2011. Emptying the forest: hunting and the extirpation of wildlife from tropical nature reserves. *BioScience*. 61. 919-924.
- Haskell, J. P., Ritchie, M. E. & Olff, H. 2002. Fractal geometry predicts varying body size scaling relationships for mammal and bird home ranges. *Nature*. 418. 527.
- Hayne, D. W. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of mammalogy*. 30. 1-18.
- Herrera, M., Hennessey, B. 2007. Quantifying the illegal parrot trade in Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, with emphasis on threatened species. *Bird Conservation International*. 17. 295-300.
- Hino, T. 1998. Mutualistic and commensal organization of avian mixed-species foraging flocks in a forest of western Madagascar. *Journal of Avian Biology*. 29 (1). 17-24.
- Hoogerwerf, A. 1950. De avifauna van Tjibodas en omgeving, inclusief het natuurmonument Tjibodas-Gn. Gede (West-Java). *Limosa*. 23. 1-158.
- Howard, R. S., Lively, C. M. 2004. Good vs complementary genes for parasite resistance and the evolution of mate choice. *BMC evolutionary biology*. 4. 48.
- Hunt Jr, G. L., Harrison, N. M., Hamner, W. M., Obst, B. S. 1988. Observations of a mixed-species flock of birds foraging on euphausiids near St. Matthew Island, Bering Sea. *The Auk*. 105 (2). 345-349.
- Hunt, W. G., Parish, C. N., Orr, K., Aguilar, R. F. 2009. Lead poisoning and the reintroduction of the California condor in northern Arizona. *Journal of avian medicine and surgery*. 23. 145-150.

- Hutto, R. L. 1988. Foraging behavior patterns suggest a possible cost associated with participation in mixed-species bird flocks. *Oikos*. 51 (1). 79-83.
- Hutto, R. L. 1994. The composition and social organization of mixed-species flocks in a tropical deciduous forest in western Mexico. *Condor*. 96 (1). 105-118.
- Iqbal, M. 2015. Looking at online bird trading in Indonesia; a case study from South Sumatra. *BirdingASIA*. 24. 132-135.
- Islam, M. 1994. Breeding habits of the Nilgiri laughing thrush *Garrulax cachinnans* (Jerdon). *Journal of the Bombay Natural History Society*. 91. 16-28.
- Islam, M. 1995. Breeding behavior of the whitebreasted laughing thrush *Garrulax jerdoni* Blyth (Aves: Muscicapidae). *Bangladesh Journal of Zoology*. 23. 125-132.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission Gland, Switzerland.
- Jacobson, P. Indonesia's booming caged-bird trade is fueling trafficking and threatening extinction [online]. *Mongabay*. 25 června 2015 [cit. 2017-06-07]. Dostupné z <<https://news.mongabay.com/2015/06/indonesias-booming-caged-bird-trade-is-fueling-trafficking-and-threatening-extinction/>>.
- Jakobsson, S. 1988. Territorial fidelity of willow warbler (*Phylloscopus trochilus*) males and success in competition over territories. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 22. 79-84.
- Jansen, A. 1999. Home ranges and group-territoriality in Chowchillas *Orthonyx spaldingii*. *Emu*. 99. 280-290.
- Jenni, L., Keller, N., Almasi, B., Duplain, J., Homberger, B., Lanz, M., Korner-Nievergelt, F., Schaub, M., Jenni-Eiermann, S. 2015. Transport and release procedures in reintroduction programs: stress and survival in grey partridges. *Animal Conservation*. 18. 62-72.
- Jepson, P. 2010. Towards an Indonesian bird conservation ethos: Reflections from a study of bird-keeping in the cities of Java and Bali. In: Tidemann, S., Gosler, A. (eds.) *Ethno-ornithology: Birds, indigenous peoples, culture and society*. Earthscan, Abingdon. p. 313-330. ISBN: 978-1844077830.
- Jepson, P., Ladle, R. J. 2005. Bird-keeping in Indonesia: conservation impacts and the potential for substitution-based conservation responses. *Oryx*. 39. 442-448.
- Jepson, P., Ladle, R. J. 2009. Governing bird-keeping in Java and Bali: evidence from a household survey. *Oryx*. 43. 364-374.

- Kanaan, V. 2016. Re-introduction of the vinaceous-breasted Amazon at the Araucárias National Park, Santa Catarina, Brazil. In: Soorae, P. S. (ed.). *Global Re-introduction Perspectives: 2016. Case-studies from around the globe*. IUCN SSC Re-introduction Specialist Group and Abu Dhabi. Abu Dhabi. p. 106. ISBN: 978-2-8317-1761-6.
- Ke, D. H., Deng, Y. H., Guo, W. B., Huang, Z. H. 2017. A quadratic correlation between long-term mean group size and group density in a cooperatively breeding passerine. *Ecology and Evolution*. 7. 8719-8729.
- Kennedy, C. M. & Marra, P. P. 2010. Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: inference from experimental translocations. *Biological Conservation*. 143. 2136-2145.
- Kenward, R. E. 2001. *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press. London. P. 321. ISBN: 9780124042421.
- Kernohan, B. J., Gitzen, R. A., Millspaugh, J. J. 2001. Analysis of animal space use and movements. In: Millspaugh, J., Marzluff, J. (eds.). *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego. p. 125-166. ISBN: 978-0-12-497781-5.
- Kesler, D. C., Cox, A. S., Albar, G., Gouni, A., Mejeur, J., Plassé, C. 2012. Translocation of Tuamotu Kingfishers, Postrelease Exploratory Behavior, and Harvest Effects on the Donor Population¹. *Pacific Science*. 66. 467-480.
- Keyser, A. J., Hill, G. E., Soehren, E. C. 1998. Effects of Forest Fragment Size, Nest Density, and Proximity to Edge on the Risk of Predation to Ground-Nesting Passerine Birds. *Conservation Biology*. 12. 986-994.
- King, D. I., Rappole, J. H. 2001. Mixed-species bird flocks in dipterocarp forest of north-central Burma (Myanmar). *Ibis*. 143. 380-390.
- Klar, N., Fernández, N., Kramer-Schadt, S., Herrmann, M., Trinzen, M., Büttner, I., Niemitz, C. 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological conservation*. 141. 308-319.
- KLHK. Peraturan Menteri Lingkungan Hidup dan Kehutanan nomor P.20/MENLHK/SETJEN/KUM.1/6/2018 tentang Jenis Tumbuhan dan Satwa Yang Dilindungi [online]. KLHK. 2018 [cit. 2018-08-04]. Dostupné z <http://ksdae.menlhk.go.id/assets/news/peraturan/P.20_Jenis_TSL_.pdf>.
- Koh, L. P., Wilcove, D. S. 2008. Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation letters*. 1. 60-64.
- Kotagama, S. W., Goodale, E. 2004. The composition and spatial organization of mixed-species flocks in a Sri Lankan rainforest. *Forktail*. 20. 63-70.

- Krüger, S., Amar, A. 2017. Insights into post-fledging dispersal of Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* in southern Africa from GPS satellite telemetry. *Bird Study*. 64. 125-131.
- KSDA. Kuota pengambilan tumbuhan alam dan penangkapan satwa liar periode tahun 2016 [online]. KSDA. 2015 [cit. 2018-08-03]. Dostupné z <<http://ksdae.menlhk.go.id/assets/uploads/Buku%20Kuota%20Penangkapan%20Jenis%20Satwa%202016.pdf>>.
- Kumar, A., Chellam, R., Choudhury, B., Mudappa, D., Vasudevan, K., Ishwar, N., Noon, B. 2002. Impact of rainforest fragmentation on small mammals and herpetofauna in the Western Ghats, south India. WII-USFWS Collaborative Project, Final report, Wildlife Institute of India, Dehradun. p. 160.
- Kurzejeski, E. W. & Root, B. G. 1988. Survival of reintroduced ruffed grouse in north Missouri. *The Journal of Wildlife Management*. 52 (2). 248-252.
- Lacerda, A. C., Tomas, W., Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation*. 12. 477-487.
- Lanyon, S. M., Thompson, C. F. 1986. Site fidelity and habitat quality as determinants of settlement pattern in male painted buntings. *Condor*. 88 (2). 206-210.
- Laver, P. N. 2005. ABODE: Kernel home range estimation for ArcGIS, using VBA and ArcObjects. Virginia Tech University, Blacksburg. p. 62.
- Laver, P. N., Kelly, M. J. 2008. A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management*. 72. 290-298.
- Le Gouar, P., Mihoub, J.-B., Sarrazin, F. 2012. Dispersal and habitat selection: behavioural and spatial constraints for animal translocations. In: Ewen, J.G., Armstrong, D. P., Parker, K. A., Seddon, P. J. (eds.). *Reintroduction biology: integrating science and management*. Wiley-Blackwell, New Jersey. p. 138-164. ISBN: 978-1-405-18674-2.
- Lee, R. J., Gorog, A. J., Dwiyahreni, A., Siwu, S., Riley, J., Alexander, H., Paoli, G. D., Ramono, W. 2005. Wildlife trade and implications for law enforcement in Indonesia: a case study from North Sulawesi. *Biological Conservation*. 123. 477-488.
- Lehtinen, R. M., Ramanamanjato, J.-B. 2006. Effects of rainforest fragmentation and correlates of local extinction in a herpetofauna from Madagascar. *Applied Herpetology*. 3. 95-110.
- LeMunyan, C. D., White, W., Nyberg, E., Christian, J. J. 1959. Design of a miniature radio transmitter for use in animal studies. *The Journal of Wildlife Management*. 23. 107-110.
- Li, S., Cao, Z., Li, G., Li, W. 2017. Breeding ecology of the Masked Laughingthrush *Garrulax perspicillatus*, a cooperative breeder in central China. *Ardea*. 105. 137-144.

- Li, W., Wang, Z., Tang, H. 1999. Designing the buffer zone of a nature reserve: a case study in Yancheng Biosphere Reserve, China. *Biological Conservation*. 90. 159-165.
- Liu, B., Li, L., Lloyd, H., Xia, C., Zhang, Y., Zheng, G. 2016. Comparing post-release survival and habitat use by captive-bred Cabot's Tragopan (*Tragopan caboti*) in an experimental test of soft-release reintroduction strategies. *Avian Research*. 17 (9). doi: 10.1186/s40657-016-0053-2.
- Lopes, L. E., Marini, M.Â. 2006. Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in the central Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 41. 87-92.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R., Hay, M. B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. (ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland. p. 257-285. ISBN: 9780878937950.
- Lu, X., Gong, G., Zeng, X. 2008. Reproductive ecology of Brown-cheeked Laughing Thrushes (*Garrulax henrici*) in Tibet. *Journal of Field Ornithology*. 79. 152-158.
- Lèche, A., Cortez, M. V., Della Costa, N. S., Navarro, J. L., Marin, R. H., Martella, M. B. 2016. Stress response assessment during translocation of captive-bred Greater Rheas into the wild. *Journal of Ornithology*. 157. 599-607.
- MacKinnon, J., Phillipps, K. 1993. *A field guide to the birds of Borneo, Sumatra, Java, and Bali: the Greater Sunda Islands*. Oxford University Press. Oxford. p. 692. ISBN: 978-0198540342.
- MacNally, R., Bennett, A. 1997. Species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation: local extinction of birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation*. 82. 147-155.
- Manolis, J. C., Andersen, D. E., Cuthbert, F. J., duPlessis, M. 2002. Edge effect on nesting success of ground nesting birds near regenerating clearcuts in a forest-dominated landscape. *The Auk*. 119. 955-970.
- Margono, B. A. 2013. Mapping deforestation and forest degradation using Landsat time series: a case of Sumatra-Indonesia. In: Mortenson, L. A., Halperin, J. J., Manley, P. N., Turner, R. L. (eds.). *Proceedings of the international workshop on monitoring forest degradation in Southeast Asia*. Pacific Southwest Research Station. Albany. p 20.
- Margono, B. A., Potapov, P. V., Turubanova, S., Stolle, F., Hansen, M. C. 2014. Primary forest cover loss in Indonesia over 2000-2012. *Nature Climate Change*. 4. 730-735.

- Mas, J. F. 2005. Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) areas environmentally similar to the target area. *Environmental monitoring and assessment*. 105. 69-80.
- May, S. A., Norton, T. W. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. *Wildlife Research*. 23. 387-400.
- Mech, L. D. 1967. Telemetry as a technique in the study of predation. *The Journal of Wildlife Management*. 31 (3). 492-496.
- Meijaard, E. Empty Forest Syndrome: How Wildlife Is Disappearing From Indonesia [online]. Jakarta Globe. 13. dubna 2014 [cit. 2017-06-15]. Dostupné z <<http://jakartaglobe.id/opinion/empty-forest-syndrome-wildlife-disappearing-indonesia/>>.
- Mennill, D. J., Doucet, S. M., Ward, K. A. A., Maynard, D. F., Otis, B., Burt, J. M. 2012. A novel digital telemetry system for tracking wild animals: a field test for studying mate choice in a lekking tropical bird. *Methods in Ecology and Evolution*. 3. 663-672.
- Mesquita, R. C., Delamônica, P., Laurance, W. F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*. 91. 129-134.
- Metcalf, I., Smith, J. M., Morwood, M., Davidson, I. 2001. Faunal and Floral Migration and Evolution in SE Asia-Australasia. CRC Press. Lisse. p. 482. ISBN: 9789058093493.
- Michel, P., Dickinson, K. J., Barratt, B. I., Jamieson, I. G. 2010. Habitat selection in reintroduced bird populations: a case study of Stewart Island robins and South Island saddlebacks on Ulva Island. *New Zealand Journal of Ecology*. 34 (2). 237-246.
- Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *The American Midland Naturalist*. 37. 223-249.
- Morse, D. H. 1977. Feeding behavior and predator avoidance in heterospecific groups. *BioScience*. 27. 332-339.
- Mortimer, J. A., Portier, K. M. 1989. Reproductive homing and interesting behavior of the green turtle (*Chelonia mydas*) at Ascension Island, South Atlantic Ocean. *Copeia*. 1989 (4). 962-977.
- Mota-Vargas, C., Rojas-Soto, O. R. 2012. The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation*. 20. 10-17.

- Moynihan, M. 1979. Geographic variation in social behavior and in adaptations to competition among Andean birds. Nuttall Ornithological Club. Massachusetts. p. 162.
- Munn, C. A. 1986. The deceptive use of alarm calls by sentinel species in mixed-species flocks of neotropical birds. In: Mitchell, R. W., Thompson, N. S. (eds.) Deception: Perspectives on human and nonhuman deceit. State University of New York Press. Albany. p. 169-176. ISBN: 9780887061073.
- Murray, D. L. 2006. On improving telemetry-based survival estimation. *Journal of Wildlife Management*. 70. 1530-1543.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403. 853-858.
- Nekaris, K., Jaffe, S. 2007. Unexpected diversity of slow lorises (*Nycticebus spp.*) within the Javan pet trade implications for slow loris taxonomy. *Contributions to Zoology*. 76 (3). 187-196.
- Newmark, W., Mkongewa, V., Sobek, A. 2010. Ranging behavior and habitat selection of terrestrial insectivorous birds in north-east Tanzania: implications for corridor design in the Eastern Arc Mountains. *Animal Conservation*. 13. 474-482.
- Newmark, W. D. 1991. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology*. 5. 67-78.
- Nijman, V. 2010. An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and conservation*. 19. 1101-1114.
- Nijman, V., Nekaris, K. 2017. The Harry Potter effect: The rise in trade of owls as pets in Java and Bali, Indonesia. *Global Ecology and Conservation*. 11. 84-94.
- Nilsen, E. B., Pedersen, S., Linnell, J. D. 2008. Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? *Ecological Research*. 23. 635-639.
- Odum, E. P., Kuenzler, E. J. 1955. Measurement of territory and home range size in birds. *The Auk*. 72. 128-137.
- Opaev, A. S., Liu, M., Kang, Z. 2017. Behavioral Ecology of Elliot's Laughingthrush (*Trochalopteron (Garrulax) elliotii*; Timaliidae): I. Breeding Biology and Social Behavior. *Biology Bulletin*. 44. 1090-1099.
- Ortiz-Catedral, L. 2009. Homing of a red-crowned parakeet (*Cyanoramphus novaezelandiae*) from Motuihe Island to Little Barrier Island, New Zealand. *Notornis*. 56. 165-166.
- Ortiz-Catedral, L., Ismar, S. M., Baird, K., Brunton, D. H., Haubner, M. 2009. Recolonization of Raoul Island by Kermadec red-crowned parakeets *Cyanoramphus novaezelandiae*

- cyanurus* after eradication of invasive predators, Kermadec Islands archipelago, New Zealand. *Conservation Evidence Journal*. 6. 26-30.
- Otter, K., Ratcliffe, L. 1996. Female initiated divorce in a monogamous songbird: abandoning mates for males of higher quality. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 263. 351-355.
- Owen, A. 2015. *European Studbook for the Sumatran (Black-and-white) Laughingthrush Garrulax bicolor*. Chester Zoo. Chester. p. 29.
- Owen, A., Wilkinson, R., Sözer, R. 2014. In situ conservation breeding and the role of zoological institutions and private breeders in the recovery of highly endangered Indonesian passerine birds. *International Zoo Yearbook*. 48. 199-211.
- Parish, C. N., Hunt, W. G., Feltes, E., Sieg, R., Orr, K. 2009. Lead exposure among a reintroduced population of California Condors in northern Arizona and southern Utah. *Journal of Avian Medicine and Surgery*. 23 (2). 145-150.
- Parker, K. A., Ewen, J. G., Seddon, P. J., Armstrong, D. P. 2013. Post-release monitoring of bird translocations: why is it important and how do we do it. *Notornis*. 60. 85-92.
- Parker, L., Nijman, V., Nekaris, K. 2008. When there is no forest left: fragmentation, local extinction, and small population sizes in the Sri Lankan western purple-faced langur. *Endangered species research*. 5. 29-36.
- Parsons, K., Jones, G. 2003. Dispersion and habitat use by *Myotis daubentonii* and *Myotis nattereri* during the swarming season: implications for conservation. *Animal Conservation*. 6. 283-290.
- Pichner, J. 2003. *BABBLERS, Husbandry and Management*. Minnesota Zoo, Apple Valley.
- Pierre, J. P. 1999. Reintroduction of the South Island saddleback (*Philesturnus carunculatus carunculatus*): dispersal, social organisation and survival. *Biological conservation*. 89. 153-159.
- Powell, G. V. 1985. Sociobiology and adaptive significance of interspecific foraging flocks in the Neotropics. *Ornithological Monographs*. 36. 713-732.
- Powell, L. L., Stouffer, P. C. 2014. Experimental translocations: pitfalls and alternatives for quantifying animal movement in fragmented landscapes. *Revista Brasileira de Ornitologia*. 22. 311-316.
- Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: Boitani, L., Fuller, T. K. (eds.). *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press. New York. p. 65-110. ISBN: 9780231113410.

- Richardson, K., Castro, I. C., Brunton, D. H., Armstrong, D. P. 2015. Not so soft? Delayed release reduces long-term survival in a passerine reintroduction. *Oryx*. 49. 535-541.
- Robert, A., Colas, B., Guigon, I., Kerbiriou, C., Mihoub, J. B., Saint-Jalme, M., Sarrazin, F. 2015. Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: a demographic assessment. *Animal Conservation*. 18. 397-406.
- Rosen, G. E., Smith, K.F. 2010. Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*. 7. 24-32.
- Round, P. D. 2006. Cooperative provisioning of nestlings in the White-crested Laughingthrush *Garrulax leucolophus*. *Forktail*. 22. 138.
- Rummel, L., Martínez–Abraín, A., Mayol, J., Ruiz-Olmo, J., Mañas, F., Jiménez, J., Gómez, J., Oro, D. 2016. Use of wild–caught individuals as a key factor for success in vertebrate translocations. *Animal Biodiversity and Conservation*. 39. 207-219.
- Samsuri, J. I., Kusmana, C., Murtiaksono, K. 2014. Connectivity and ecological indicators analysis of tropical forest landscape in Batang Toru watershed–Indonesia. *Journal Agriculture Fisheries and Forestry*. 3. 147-154.
- Sanz, V., Grajal, A. 1998. Successful Reintroduction of Captive-Raised Yellow-Shouldered Amazon Parrots on Margarita Island, Venezuela. *Conservation Biology*. 12. 430-441.
- Sapolsky, R. M., Romero, L. M., Munck, A. U. .2000. How do glucocorticoids influence stress responses? Integrating permissive, suppressive, stimulatory, and preparative actions. *Endocrine reviews*. 21. 55-89.
- Sarrazin, F., Barbault, R. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in ecology & evolution*. 11. 474-478.
- Satischandra, S. H. K., Kudavidanage, E. P., Kotagama, S. W., Goodale, E. 2007. The benefits of joining mixed-species flocks for greater racket-tailed drongos *Dicrurus paradiseus*. *Forktail*. 23. 145-148.
- Scott, J. M., Carpenter, J. W. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? *The Auk*. 104. 544-545.
- Seddon, P. J. 2010. From reintroduction to assisted colonization: moving along the conservation translocation spectrum. *Restoration Ecology*. 18. 796-802.
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P., Maloney, R. F. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation biology*. 21. 303-312.
- Seixas, G. H. F., de Miranda Mourão, G. 2013. Assessment of restocking Blue-fronted Amazon (*Amazona aestiva*) in the Pantanal of Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology*. 8. 6.

- Shepherd, C. R. 2006. The bird trade in Medan, North Sumatra: an overview. *Birding Asia*. 5. 16-24.
- Shepherd, C. R. 2007. Trade in the Black-and-white Laughingthrush *Garrulax bicolor* and White-crested Laughingthrush *G. leucolophus* in Indonesia. *Birding Asia*. 8. 49-52.
- Shepherd, C. R. 2010. Illegal primate trade in Indonesia exemplified by surveys carried out over a decade in North Sumatra. *Endangered Species Research*. 11. 201-205.
- Shepherd, C. R. 2011. Observations on trade in laughingthrushes (*Garrulax spp.*) in North Sumatra, Indonesia. *Bird Conservation International*. 21. 86-91.
- Shepherd, C. R. 2013. Protection urgently needed for the endemic Sumatran Laughingthrush. *TRAFFIC Bulletin*. 25. 53-54.
- Shepherd, C. R., Eaton, J. A., Chng, S. C. 2016. Nothing to laugh about—the ongoing illegal trade in laughingthrushes (*Garrulax* species) in the bird markets of Java, Indonesia. *Bird Conservation International*. 26. 524-530.
- Shepherd, C. R., Sukumaran, J., Wich, S. A. 2004. Open season: An analysis of the pet trade in Medan, Sumatra, 1997-2001. *TRAFFIC*. Selangor. p. 67. ISBN: 983-3393-02-0.
- Sieving, K. E., Karr, J. R. 1997. Avian extinction and persistence mechanisms in lowland Panama. In: Laurance, W. F., Bierregaard, R. O. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago. p. 156-170. ISBN: 9780226468990.
- Sieving, K. E., Willson, M. F., De Santo, T. L. 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *The Auk*. 113. 944-949.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology Ecology & Evolution*. 2. 65-79.
- Slater, G. L., Altman, B. 2011. Avian restoration in the prairie-oak ecosystem: A reintroduction case study of western bluebirds to San Juan Island, Washington. *Northwest Science*. 85. 223-232.
- Slater, G. L., Lloyd, J. D., Snow, R. W. 2013. Re-introduction of brown-headed nuthatch & eastern bluebird to South Florida pine rocklands, USA. In: Soorae, P. S. (ed.). *Global Re-introduction Perspectives: 2013. Further case studies from around the globe*. IUCN SSC Re-introduction Specialist Group and Abu Dhabi. Abu Dhabi. p. 63-67. ISBN: 978-2-8317-1633-6.
- Snyder, N. F., Koenig, S. E., Koschmann, J., Snyder, H. A., Johnson, T. B. 1994. Thick-billed Parrot releases in Arizona. *Condor*. 96. 845-862.

- Sodhi, N. S., Brook, B. W. 2006. Southeast Asian biodiversity in crisis. Cambridge University Press. Cambridge. p. 204. ISBN: 978-1107403130.
- Sodhi, N. S., Koh, L. P., Brook, B. W., Ng, P. K. 2004. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends in Ecology & Evolution*. 19. 654-660.
- Soorae, P. S. (ed.). 2008. Global re-introduction perspectives: re-introduction case-studies from around the globe. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. Gland. p. 296. ISBN: 978-2-8317-1113-3.
- Soorae, P. S. (ed.). 2010. Global re-introduction perspectives: Additional case studies from around the globe. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency-Abu Dhabi. Gland. p. 352. ISBN: 978-2-8317-1320-5.
- Soorae, P. S. (ed.). 2011. Global Re-introduction Perspectives, 2011: More Case Studies from Around the Globe. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency-Abu Dhabi. Gland. p. 250. ISBN: 978-2-8317-1432-5.
- Soorae, P. S. (ed.). 2013. Global re-introduction perspectives: 2013: further case-studies from around the globe. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. Gland. p. 282. ISBN: 978-2-8317-1633-6.
- Soorae, P. S. (ed.). 2016. Global re-introduction perspectives: 2016. Case-studies from around the globe. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency-ABU DHABI. Gland. p. 276. ISBN: 978-2-8317-1761-6.
- Soulé, M. E., Sanjayan, M. 1998. ECOLOGY: Conservation Targets: Do They Help? *Science*. 279. 2060-2061.
- Sridhar, H., Beauchamp, G., Shanker, K. 2009. Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? A large-scale synthesis. *Animal Behaviour*. 78. 337-347.
- Srinivasan, U., Raza, R. H., Quader, S. 2012. Patterns of species participation across multiple mixed-species flock types in a tropical forest in northeastern India. *Journal of Natural History*. 46. 2749-2762.
- Stratford, J. A., Stouffer, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*. 13. 1416-1423.
- Stutchbury, B. J., Morton, E. S. 2001. Behavioral ecology of tropical birds. Academic Press. London. p. 165. ISBN: 978-0-12-675555-8.
- Styring, A. R., Ragai, R., Zakaria, M., Sheldon, F. H. 2016. Foraging ecology and occurrence of 7 sympatric babbler species (Timaliidae) in the lowland rainforest of Borneo and peninsular Malaysia. *Current Zoology*. 62. 345-355.

- Sutherland, W. J., Newton, I., Green, R. 2004. Bird ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press. Oxford. p. 408. ISBN: 9780198520863.
- Swihart, R. K., Slade, N. A. 1997. On testing for independence of animal movements. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*. 2 (1). 48-63.
- Teixeira, C. P., De Azevedo, C. S., Mendl, M., Cipreste, C. F., Young, R. J. 2007. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. *Animal Behaviour*. 73. 1-13.
- Terhune, T. M., Sisson, D. C., Stribling, H. L., Carroll, J. P. 2006. Home range, movement, and site fidelity of translocated northern bobwhite (*Colinus virginianus*) in southwest Georgia, USA. *European Journal of Wildlife Research*. 52. 119-124.
- Thiollay, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology*. 3. 128-137.
- Thiollay, J. M. 1999. Frequency of mixed species flocking in tropical forest birds and correlates of predation risk: an intertropical comparison. *Journal of Avian Biology*. 30 (3). 282-294.
- Thompson, P. S., Baines, D., Coulson, J. C., Longrigg, G. 1994. Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis*. 136. 474-484.
- Toone, W., Wallace, M. 1994. The extinction in the wild and reintroduction of the California condor (*Gymnogyps californianus*). In: Olney, P. J. S., Mace, G. M., Feistner, A. T. C. (eds.). *Creative conservation- Interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall. London. p. 411-419. ISBN: 978-94-010-4311-3.
- TRAFFIC. Asian Songbird Trade Crisis Summit calls on regional governments to shut down illegal bird markets [online]. TRAFFIC. 2. října 2015a [cit. 2017-06-07]. Dostupné z <<http://www.traffic.org/home/2015/10/2/asian-songbird-trade-crisis-summit-calls-on-regional-governm.html>>.
- TRAFFIC. Thousands of birds seized from East Java port [online]. TRAFFIC. 4. prosince 2015b [cit. 2017-06-07]. Dostupné z <<http://www.traffic.org/home/2015/12/4/thousands-of-birds-seized-from-east-java-port.html>>.
- Trent, T. T., Rongstad, O. J. 1974. Home range and survival of cottontail rabbits in southwestern Wisconsin. *The Journal of Wildlife Management*. 38 (3). 459-472.
- Tsai, K., Brownie, C., Nychka, D. W., Pollock, K. H. 1999. Smoothing hazard functions for telemetry survival data in wildlife studies. *Bird Study*. 46. 47-54.

- Turner, I. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of applied Ecology*. 33 (2). 200-209.
- Tweed, E. J., Foster, J. T., Woodworth, B. L., Oesterle, P., Kuehler, C., Lieberman, A. A., Powers, A. T., Whitaker, K., Monahan, W. B., Kellerman, J. 2003. Survival, dispersal, and home-range establishment of reintroduced captive-bred puaiohi, *Myadestes palmeri*. *Biological conservation*. 111. 1-9.
- UNEP-WCMC. Protected Area Profile for Indonesia from the World Database of Protected Areas [online]. UNEP-WCMC. 2017 [cit. 2017-06-06]. Dostupné z <<https://www.protectedplanet.net/country/ID>>.
- van Balen, S., Dirgayusa, I., Adi Putra, I., Prins, H. H. 2000. Status and distribution of the endemic Bali starling *Leucopsar rothschildi*. *Oryx*. 34. 188-197.
- Van Marle, J. G., Voous, K. H. 1988. The birds of Sumatra: an annotated check-list. British Ornithologists' Union. Peterborough. p. 265. ISBN: 978-0907446095.
- VanderWerf, E. A., Crampton, L. H., Diegmann, J. S., Atkinson, C. T., Leonard, D. L. 2014. Survival estimates of wild and captive-bred released Puaiohi, an endangered Hawaiian thrush. *The Condor*. 116. 609-618.
- Vivek Chandran, A., Praveen, J. 2013. Territoriality in Kerala Laughingthrush *Strophocincla fairbanki meridionalis*. *Journal of the Bombay Natural History Society*. 110. 142-146.
- Wang, J., Jia, C. X., Tang, S. H., Fang, Y., Sun, Y. H. 2011. Breeding biology of the snowy-cheeked laughingthrush (*Garrulax sukatschewi*). *The Wilson Journal of Ornithology*. 123. 146-150.
- Wanless, R. M., Cunningham, J., Hockey, P. A., Wanless, J., White, R. W., Wiseman, R. 2002. The success of a soft-release reintroduction of the flightless Aldabra rail (*Dryolimnas [cuvieri] aldabranus*) on Aldabra Atoll, Seychelles. *Biological Conservation*. 107. 203-210.
- Warren, C. C., Motyka, P. J., Mounce, H. L. 2015. Home range sizes of two Hawaiian honeycreepers: implications for proposed translocation efforts. *Journal of Field Ornithology*. 86. 305-316.
- Weatherhead, P. J., Forbes, M. R. 1994. Natal philopatry in passerine birds: genetic or ecological influences? *Behavioral Ecology*. 5. 426-433.
- White, G. C., Garrott, R. A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego. p. 383. ISBN: 978-0127467252.
- White Jr, T. H., Collazo, J. A., Vilella, F. J. 2005. Survival of captive-reared Puerto Rican parrots released in the Caribbean National Forest. *The Condor*. 107. 424-432.

- Whitten, T., Soeriatmadja, R. E., Afiff, S. A. 1996. The Ecology of Indonesia Series, Vol. II. The Ecology of Java and Bali. Periplus Editions. Singapore. p. 1025. ISBN: 978-0881923926.
- Wilkie, D. S., Bennett, E. L., Peres, C. A., Cunningham, A. A. 2011. The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1223. 120-128.
- Wilson, R. J., Drobney, R. D., Hallett, D. L. 1992. Survival, dispersal, and site fidelity of wild female ring-necked pheasants following translocation. *The Journal of wildlife management*. 56 (1). 79-85.
- Winterstein, S. R., Pollock, K. H., Bunck, C. M. 2001. Analysis of Survival Data from Radiotelemetry Studies. In: Millspaugh, J. J., Marzluff, J. M. (eds.). *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press. San Diego. p. 351-380. ISBN: 9780124977815.
- Withey, J., Bloxton, T., Marzluff, J. 2001. Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. In: Millspaugh, J. J., Marzluff, J. M. (eds.). *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press. San Diego. p. 351-380. ISBN: 9780124977815.
- Witzenberger, K. A., Hochkirch, A. 2011. Ex situ conservation genetics: a review of molecular studies on the genetic consequences of captive breeding programmes for endangered animal species. *Biodiversity and Conservation*. 20. 1843-1861.
- Wright, D. J., Shah, N. J., Richardson, D. S. 2014. Translocation of the Seychelles warbler *Acrocephalus sechellensis* to establish a new population on Frégate Island, Seychelles. *Conservation Evidence*. 11. 20-24.
- Yong, D. L., Lim, K. S., Lim, K. C., Tan, T., Teo, S., Ho, H. C. 2018. Significance of the globally threatened Straw-headed Bulbul *Pycnonotus zeylanicus* populations in Singapore: a last straw for the species? *Bird Conservation International*. 28. 133-144.
- Zahavi, A. 1976. Cooperative nesting in Eurasian birds. In: Frith, H., Calaby, J. (eds.). *Proceedings of the 16th International Ornithological Congress*. Australian Academy of Science. Canberra. p. 685-693. ISBN: 9780858470385.
- Zarri, A. A., Rahmani, A. R., Singh, A., Kushwaha, S. 2008. Habitat suitability assessment for the endangered Nilgiri Laughingthrush: a multiple logistic regression approach. *Current Science*. 94 (11). 1487-1494.
- Zou, F., Chen, G., Yang, Q., Fellowes, J. R. 2011. Composition of mixed-species flocks and shifts in foraging location of flocking species on Hainan Island, China. *Ibis*. 153. 269-278.