

# Význam rozptýlené zeleně pro ptáky v zemědělské krajině

## *Significance of non-forest woody vegetation for birds in farmland*

**Lenka Rajmonová<sup>1</sup> & Jiří Reif<sup>2,3</sup>**

<sup>1</sup> Katedra ekologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Viničná 7, CZ-128 44 Praha 2; e-mail: lenka.rajmonova@seznam.cz

<sup>2</sup> Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Benátská 2, CZ-128 01, Praha 2; e-mail: jirireif@natur.cuni.cz

<sup>3</sup> Katedra zoologie a ornitologická laboratoř, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 17. listopadu 50, CZ-771 46 Olomouc

Rajmonová L. & Reif J. 2018: Význam rozptýlené zeleně pro ptáky v zemědělské krajině. *Sylvia* 54: 3–24.

Zemědělská krajina je výsledkem lidské činnosti. V posledních desetiletích se však tato činnost natolik zintenzivnila, že biodiverzita tohoto biotopu, jejíž významnou součástí tvoří ptáci, rychle klesá. Za této situace představují prvky rozptýlené zeleně pro ptáky v zemědělské krajině významné útočiště. Cíle tohoto literárního přehledu proto jsou: (i) popsat vlastnosti rozptýlené zeleně ovlivňující ptačí společenstva, (ii) poukázat na proměnlivost v odezvách na tyto vlivy ve vztahu k ekologickým charakteristikám ptačích druhů a (iii) formulovat doporučení pro management rozptýlené zeleně zacílený na ochranu ptáků. Ptáky využívající rozptýlenou zeleň lze podle jejich biotopových nároků rozdělit na lesní druhy a na druhy zemědělské krajiny. Podoba společenstva lesních druhů je dána zejména rozlohou daného prvku rozptýlené zeleně – čím je větší, tím více druhů zde najdeme. To ovšem platí spíše pro lesní generalisty, pro které rozptýlená zeleň představuje suboptimální biotop. Pro druhy zemědělské krajiny je naopak rozptýlená zeleň klíčovým prostředím, k němuž pro řadu z nich neexistuje v současné krajině alternativa. Využití prvků rozptýlené zeleně těmito druhy se příliš neřídí rozlohou konkrétního prvku, ale spíše kvalitou biotopu. Ta roste s vyšší heterogenitou vegetace, přítomností doupných a ovocných stromů či s rozlohou trávobylinné vegetace lemuující zeleň. Tato zjištění doporučujeme brát v úvahu při zakládání nebo údržbě rozptýlené zeleně.

*Humans have cultivated land for centuries but this activity has intensified significantly during the last decades. Such intensification resulted in a steep decline of farmland biodiversity including birds. Woody patches (e.g., woodlots and hedgerows) are thus an important refuge for birds in farmland. We focus our review on: (i) description of patch characteristics influencing bird communities, (ii) exploration of differences in bird responses to these influences in relation to species' ecological traits, and (iii) management recommendations. In respect of birds' habitat preferences, species occurring in woody patches can be sorted into two groups: forest birds and farmland birds. These groups show divergent relationships to patch characteristics. Forest birds are generalists predominantly affected by patch area and their species richness is higher in larger patches. However, even the largest patches are a suboptimal habitat for forest birds. In contrast, woody patches are a key and unreplaceable habitat for farmland birds. Their community metrics are unrelated to patch area. Instead, these species depend on habitat quality in woody patches. Specifically, birds prefer patches with higher vegetation heterogeneity, presence of cavity and fruit trees and patches surrounded by*

*well-developed herbaceous vegetation. Development of these characteristics should be considered when planning suitable patch management.*

**Keywords:** agricultural intensification, habitat quality, hedgerow, landscape ecology, woodlot

## ÚVOD

Ptáci zemědělské krajiny patří v naší části světa k nejohroženějším skupinám ptáků (Birdlife International 2015), protože u nich dochází k velmi rychlému poklesu početnosti (Voříšek et al. 2010). Přitom jejich biotop je jedním z nejrozsáhlejších v Evropě – zemědělská krajina zabírá přibližně 45 % rozlohy kontinentu (FAO 2014). Na vině je postupující intenzifikace zemědělství, jež s sebou nese např. těžkou mechanizaci, zvýšené užívání chemických látek (zejména ve formě anorganických hnojiv a pesticidů) nebo zcelování a odvodňování pozemků (Stoate et al. 2001, Foley et al. 2011). Zásadní změnou v krajinném měřítku je pak exploatace původně neobdělávaných přírodních či polopřírodních ploch, jako jsou meze, remízky, lesíky apod. (Stoate et al. 2001).

Klíčovým biotopem soustřeďujícím biodiverzitu v současné zemědělské krajině je rozptýlená zeleň (Morelli 2013). Nejčastěji ji tvoří dřevinné porosty na okrajích polí, lesíky, křoviny, skupiny stromů i solitérní dřeviny nebo také doprovodná vegetace cest a vodních toků (Hanuš et al. 1979). Rozptýlená zeleň představuje pro mnoho druhů ptáků hnízdní i potravní biotop, možnost úkrytu a zimování, a v různých podobách také usnadňuje migraci přes homogenní otevřené plochy (Hinsley & Bellamy 2000, Mehlman et al. 2005). Abychom dokázali v zemědělské krajině aktivně podpořit udržení ptačí biodiverzity a dlouhodobě stabilních populací, je nejdříve potřeba porozumět vlastnostem tohoto typu vegetace a pochopit její vý-

znam ve vztahu k ptačím druhům, které jsou na ni vázány.

Výzkum významu rozptýlené zeleně probíhá již desítky let. Tradičně byla pozornost ekologů zaměřena především na liniové dřevinné porosty podél polí (např. Arnold 1983, Forman & Baudry 1984, Osborne 1984, Green et al. 1994, Parish et al. 1994, 1995, MacDonald & Johnson 1995, Hinsley & Bellamy 2000, Marshall 2002), což souvisí s celkovou dominancí britských studií ve výzkumu ptáků zemědělské krajiny. Teprve s postupujícím zaměřením výzkumu na téma fragmentace biotopů začaly přibývat i poznatky o malých lesních fragmentech zahrnující i polní lesíky (např. Blake 1991, McCollin 1993, Hinsley et al. 1995, Mason 2001, Lorenzetti & Battisti 2006). V poslední době se také objevují studie nazírající na význam rozptýlené zeleně v širším krajinném měřítku (např. Bennett et al. 2006, Morelli 2013, Wuczynski 2016), a jejich hodnocení je proto komplexnější než u lokálních studií zkoumajících např. pouze jeden vybraný aspekt. Stále však existuje jen naprosté minimum literatury, která by se dotýkala významu solitérních dřevin, malých shluků stromů, nebo rozvolněných porostů z nich sestávajících. Ačkoliv se ukazuje, že se jedná o klíčové struktury pro mnoho druhů organismů, jejich významu dosud není věnována adekvátní vědecká pozornost (Prevedello et al. 2018).

Celkový počet prací, které se problematice významu rozptýlené zeleně pro ptáky v zemědělské krajině věnují, je velmi vysoký. Nicméně údaje v nich obsažené jsou rozdrobené a je velmi obtížné vyvodit z jejich poznatků kriticky

zhodnocené a prakticky použitelné závěry. Přitom právě pochopení významu rozptýlené zeleně v její různorodosti může být důležité pro formulaci jasných doporučení zaměřených na ochranu ptáků, kterou řada druhů v zemědělské krajině již urgentně potřebuje.

Cílem této rešerše je proto shrnout dosavadní poznatky o významu rozptýlené zeleně pro ptáky v podmínkách temperátní zóny Evropy a Severní Ameriky. Naším záměrem bylo: (i) prozkoumat vlastnosti rozptýlené zeleně, které ovlivňují podobu místního společenstva ptáků, (ii) poukázat na rozdíly v působení těchto vlastností v závislosti na odlišné ekologii různých ptačích skupin a (iii) na základě těchto poznatků formulovat doporučení pro management rozptýlené zeleně zacílený na ochranu ptáků.

## **VYMEZENÍ POJMU ROZPTÝLENÁ ZELENĚ**

Termín „rozptýlená zeleň“ je široce užívaný pojem v biologických vědách, v oborech zabývajících se ochranou životního prostředí i v územním a krajinném plánování (Kolařík 2003). Zatímco pro potřeby územního plánování je rozptýlená zeleň jednoznačně definována jako dřevinná vegetace, která není evidována jako les nebo zemědělská kultura, v ekologickém chápání nabývá tento pojem širšího a hůře definovatelného významu. V něm už nejde ani tak o způsob formální evidence jako spíše o rozlohu dřevinné vegetace, kdy menší skupiny dřevin v otevřené krajině ekologicky fungují jinak než souvislý lesní porost. Z pohledu ptáků budou o specifičnosti tohoto fungování pojednávat další kapitoly.

Rozptýlená zeleň zahrnuje souvislé porosty dřevin i jednotlivé stromy či keře (Kolařík 2003). Může jít o zbytky lesů, které se dochovaly na zemědělsky nevyňosných a nedostupných místech,

o dřeviny náhodně rozšířené, o opuštěné plochy v různých stadiích sukcese či o dřeviny člověkem záměrně vysazované z nejrůznějších důvodů – např. aleje a jiné doprovodné porosty podél cest a vodních toků, nebo stromy vysazované v blízkosti různých kulturních, často sakrálních prvků (Kavka & Šindelářová 1978). Rozptýlená zeleň se tak v krajině vyskytuje v podobě lesíků, remízků, zarostlých mezí, větrolamů, doprovodné vegetace cest a vodních toků či ploch, dále sem patří i solitérní dřeviny včetně památných stromů (Hanuš et al. 1979, Černá et al. 2006). Ovocné sady, vinice, chmelnice nebo zahrady vně intravilánů sídel se v pojetí oborů krajinného plánování za rozptýlenou zeleň nepovažují (Kolařík 2003); v rámci biologie asi neexistuje jasná definice. Ani do této rešerše jsme je nezahrnuli, i když např. sady zřejmě pro ptáky biotop rozptýlené zeleně představují.

Existuje mnoho způsobů, jak rozptýlenou zeleň dále dělit a charakterizovat. V této studii však bude využito pouze rozlišení podle půdorysné dispozice na rozptýlenou zeleň liniovou a plošnou. Z dostupné literatury totiž vyplývá, že tyto dva typy zeleně mají z hlediska vlivu na ptáky do jisté míry odlišnou funkci, a proto je vhodné v některých případech tyto typy zkoumat zvlášť. Zároveň platí, že většina pozornosti ornitologické literatury byla věnována liniové vegetaci (např. Green et al. 1994, MacDonald & Johnson 1995, Parish et al. 1995, Némethová & Tirinda 2005), což zřejmě souvisí se zmíněnou dominancí studií z Britských ostrovů.

## **EKOLOGICKÉ SKUPINY PTÁKŮ OSIDLUJÍCÍ ROZPTÝLENOU ZELENĚ**

Z hlediska ekologických nároků rozlišujeme mezi ptáky osidlujícími rozptýlenou zeleň dvě velké skupiny druhů –

lesní druhy a druhy zemědělské krajiny. Jak ukáží další kapitoly, právě na základě rozdílných ekologických nároků vykazují tyto skupiny výrazně odlišné odpovědi na různé vlastnosti rozptýlené zeleně.

Ještě do konce 20. století bylo přítom na rozptýlenou zeleň nahlíženo jako na zbytky lesního biotopu využívané zejména ptáky lesních porostů (Krebs 1971). Tento pohled byl však pozdějším výzkumem poopraven – ptačí společenstva lesů a rozptýlené zeleně se sice svým druhovým složením do jisté míry překrývají, ale jsou zároveň velmi odlišná (Fuller et al. 2001). Ani při nejvyšších hustotách rozptýlené zeleně v krajině nedojde k dosažení úplné shody s lesem v druhovém složení a druhové rozmanitosti ptáků (Fuller et al. 2001).

### Lesní druhy

V rámci lesních ptáků můžeme podle náročnosti na rozlohu a kvalitu prostředí rozlišit dvě skupiny druhů: druhy lesního interiéru a druhy lesních generalistů (Blondel 1997). Druhy lesního interiéru, jako např. drozd brávik (*Turdus viscivorus*), budníček lesní (*Phylloscopus sibilatrix*), lejsek malý (*Ficedula parva*) nebo tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*), jsou specializované na zapojený les a náročné na jeho rozlohu (Snow et al. 1997). Tyto druhy se proto v rozptýlené zeleni prakticky nevyskytují (Lorenzetti & Battisti 2006).

Oproti tomu lesní druhy označované jako generalisté, kteří jsou schopni využívat jak lesní interiér, tak i okraje lesů a přežijí i na malých plochách lesního porostu (Reif et al. 2016), se v rozptýlené zeleni vyskytují hojně (Bellamy et al. 1996, Vanhinsbergh et al. 2002). Patří mezi ně např. kos černý (*Turdus merula*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), sýkora koňadra (*Parus major*) nebo pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*; McCollin 1993). Tyto druhy po-

kryjí v rozptýlené zeleni všechny své požadavky – využívají ji k hnízdění i pro shánění potravy, ovšem okolním otevřeným hospodářsky využívaným plochám se spíše vyhýbají (Wuczynski et al. 2011).

### Druhy zemědělské krajiny

Ptáci zemědělské krajiny využívají na rozdíl od lesních druhů také prostředí mimo dřevinnou vegetaci, tedy obhospodařované otevřené plochy (Hinsley & Bellamy 2000, Weijden et al. 2010). Velmi zhruba je můžeme rozdělovat do dvou hlavních skupin: na druhy zemědělsko-lesní krajinné mozaiky a na druhy zcela otevřené krajiny (Wuczynski et al. 2011). Nicméně biotopové preference jednotlivých druhů jsou natolik specifické, že spíše než skupiny vytváří pomyslný gradient biotopových nároků od okraje lesního porostu až ke zcela otevřené krajině (Fuller et al. 2004).

Ptáci zemědělsko-lesní krajinné mozaiky využívají jak otevřené zemědělské plochy, kde shání potravu, tak dřevinnou vegetaci, ve které většina z nich i hnízdí. Na výše zmíněném pomyslném gradientu výskytu se nacházejí na jednom extrému druhy lesního okraje, které žijí na hranici lesa a zemědělských ploch – typickými zástupci jsou krutihlav obecný (*Jynx torquilla*) nebo strnad obecný (*Emberiza citrinella*; Imbeau et al. 2003). Jiné druhy, jako např. tuhák obecný (*Lanius collurio*) nebo pěnice hnědokřídlá (*Sylvia communis*), vyžadují již větší podíl otevřené krajiny tvořící s dřevinnými porosty heterogenní mozaiku (Ceresa et al. 2012).

Oproti tomu ptáci otevřené krajiny hnízdí i shání potravu mimo dřevinné porosty a vyhledávají převahu otevřeného biotopu. Někteří z nich vyžadují rozptýlenou zeleň v podobě malých shluků nebo izolovaných stromů k usednutí, za účelem odpočinku či přednesu zpěvu. Příkladem mohou být třeba konipas

luční (*Motacilla flava*), strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) nebo strnad luční (*Emberiza calandra*; Golawski & Dombrowski 2002, Altewischer et al. 2015). Existují ale i druhy, které se nacházejí na zcela opačném pólu výše uvedeného gradientu a žádné dřevinné porosty nevyhledávají, např. skřivan polní (*Alauda arvensis*), linduška úhorní (*Anthus campestris*) nebo různé druhy bahňáků, jako např. čejka chocholátá (*Vanellus vanellus*). Rozsáhlejší plochy rozptýlené zeleně působí na tyto druhy dokonce negativně, protože fragmentují jejich přirozený biotop a zároveň zvyšují riziko predace (Ribic & Sample 2001, Vliet et al. 2010, Fonderflick et al. 2013).

### **EKOLOGICKÉ FUNKCE ROZPTÝLENÉ ZELENĚ PRO PTÁKY**

Rozptýlená zeleň představuje pro ptáky nejen vhodný hnízdní nebo zimovištní biotop, ale i zdroj potravy, úkryt před predátory či nepříznivým počasím, místo ke zpěvu či vyhlížení kořisti, tahovou zastávku i migrační koridor (Osborne 1984, Doherty & Grubb 2000, Golawski & Dombrowski 2002, Mehlman et al. 2005, Ceresa et al. 2012).

Již samotná přítomnost rozptýlené zeleně v zemědělské krajině má pro výskyt ptáků zásadní význam. Zatímco vnitřní části ploch polních kultur jsou využívány jen málo, většina ptáků (přibližně 80 až 85 %) se zdržuje po obvodech polí, kde využívá neobdělávané okrajové biotopy. Pokud se na okrajích polí vyskytuje dřevinná vegetace, vytvoří se zde heterogennější biotop nabízející více zdrojů a vyhovující širšímu spektru druhů, a tak se množství ptáků využívajících okraje polí ještě znásobí (Best et al. 1990). Např. v Polsku bylo v krajině s množstvím rozptýlené zeleně zjištěno čtyřikrát více druhů než v homogenní krajině bez zeleně, dvojnásobné hodnoty populační

hustoty ptáků a výrazně vyšší funkční diverzita (Wuczynski 2016).

Ve srovnání s lesním prostředím si rozptýlená zeleň stojí také velice dobře. V souboru lesíků, jejichž rozloha se pohybuje do 1 ha, můžeme najít vyšší druhovou rozmanitost v porovnání se souvislým lesem o rozloze, jako je součet rozloh všech lesíků dohromady (Loman & Von Schantz 1991, Mason 2001, Vanhinsbergh et al. 2002). Menší lesíky zřejmě mohou oproti rozsáhlým lesům poskytovat vhodný biotop většímu počtu druhů (ovšem částečně z jiných ekologických skupin). A to díky tomu, že nabízejí rozmanitější prostředí – větší podíl lesního okraje k interiéru a přístup k otevřeným zemědělským plochám.

Dostupnost rozptýlené zeleně coby hnízdního a potravního biotopu je klíčová především pro ptáky zemědělské krajiny, přesněji pro druhy zemědělsko-lesní krajinné mozaiky. Ty jsou na rozdíl od druhů lesních na tento typ prostředí specializovány a mají jen omezené alternativní možnosti, kde zahnízdit nebo kde hledat potravu. Úbytek a degradace rozptýlené zeleně je jednou z nejčastějších příčin snižování počtů i dříve běžných druhů ptáků. Např. v Anglii došlo od roku 1970 vinou odstraňování zeleně a další intenzifikace k poklesu početnosti drozda zpěvného (*Turdus philomelos*) o 50 % a strnada obecného o 56 %, přičemž oba druhy jsou v této oblasti hnízděním silně vázány na rozptýlenou zeleň (Bradbury et al. 2000, Peach et al. 2004, Cornulier et al. 2011, Hayhow et al. 2017). Početnost hrdličky divoké (*Streptopelia turtur*) dokonce poklesla o 96 % a tento druh je v Británii ohrožen vyhynutím – pravděpodobně kvůli nedostatku vhodných potravních zdrojů, které pro ni představují semena divokých bylin a plevelů, jež hostí rozptýlená zeleň a její okolí (Browne & Aebischer 2003).

O osudu ptačích druhů nerozhoduje jen úspěšnost v hnízdní sezóně, ale i míra úmrtnosti v zimním období. V této době funguje rozptýlená zeleň, zvláště hustá křovinná vegetace, v první řadě jako ochrana před nepříznivými povětrnostními podmínkami, a snižuje tak tepelné ztráty jedince (Doherty & Grubb 2000). Dále slouží rozptýlená zeleň ptákům v zimě jako významný zdroj potravy – v závislosti na druhovém složení vegetace může nabízet spektrum ovoce, bobulí a semen divokých bylin. Další zdroje představují bezobratlí, kteří se sem na zimování stahují z okolních polí (Hinsley & Bellamy 2000).

Co se týče úkrytu před predací, je rozptýlená zeleň poněkud sporným prostředím a velmi záleží na její konkrétní podobě. Roli úkrytu plní především husté křovinné porosty, do kterých mohou ptáci uniknout při vzdušném útoku dravce (Doherty & Grubb 2000), jako je např. krahujec obecný (*Accipiter nisus*) lovící menší druhy pěvců (Götmark & Post 1996). Na případu sýkory koňadry (*Parus major*) pak bylo pozorováno, že pokud ptáci mají možnost zůstat při sběru potravy v úkrytu křovinné vegetace, navštěvují potravní zdroje pouze v jejím dosahu, zatímco i produktivnější zdroje ve větší vzdálenosti od křovin ignorují (Walther & Gosler 2001). Na druhou stranu vyvinutější rozptýlená zeleň se stromy představuje v zemědělské krajině biotop, který je speciálně vyhledávaný dravci a přitahuje i další predátory, jako jsou krkavcovití nebo někteří savci (Weidinger 2010).

Menší plošky porostu rozptýlené zeleň mohou ptákům sloužit jako vyvýšené místo k přednesu zpěvu, z kterého hájí své teritorium, nebo k lovu při strategii „sit and wait“. V obou případech se vhodné struktury k usednutí stávají nepostradatelnou součástí teritoria. Např. pro strnada lučního, který přednáší zpěv

ze stromů, drátů elektrického vedení apod., je zřejmě vhodné místo ke zpěvu dokonce důležitější při výběru teritoria než množství dostupné potravy (Altewischer et al. 2015). U tuhyka obecného bylo zase zjištěno, že struktura vyvýšeného čihadla, ze kterého útočí na kořist, má vliv na úspěšnost lovu. Optimální mohou být svou výškou právě větve keřů nebo menších stromů, které umožní tuhykovi detekovat kořist v okolí a přitom nebýt spatřen dravcem seshora. Kvalita čihadla je dána i vlastnostmi jeho okolního prostředí – důležitá je přítomnost otevřené přehledné plochy jako je holá zem, louka či pastvina (Morelli et al. 2016). Nedostatek vhodných struktur k přednesu zpěvu nebo k lovu, plynoucí z exploatace roztroušené rozptýlené zeleň z krajiny, může být jednou z příčin úbytku jmenovaných i dalších druhů zemědělské krajiny (Ceresa et al. 2012).

Rozptýlená zeleň usnadňuje v některých případech i přesuny ptáků otevřenou krajinou. Zde mají výrazně rozdílné role liniová a plošná zeleň. Liniová vegetace funguje v otevřené krajině jako ekologický koridor umožňující nejbezpečnější způsob pohybu v menším prostorovém měřítku, a to především pro lesní druhy pěvců a malé druhy obecně (Hinsley & Bellamy 2000). Ptáci sice patří díky schopnosti letu mezi živočichy s vysokou mobilitou, avšak především menší druhy sloužící za kořist dravcům se mohou otevřených ploch bát a vyhýbat se jim. Liniová vegetace tak v zemědělské krajině přispívá k udržení velikosti populací na dané úrovni tím, že podporuje genový tok a zmírňuje fluktuační populací, čímž snižuje pravděpodobnost regionální extinkce těchto druhů (Hinsley et al. 1995, Vanhinsbergh et al. 2002, Hudgens & Haddad 2003).

Plošná zeleň v podobě zemědělských lesíků zase představuje možné tahové zastávky pro dálkové migranty (Rodewald

& Brittingham 2004, Mehlman et al. 2005, Packett & Dunning 2009). Jednak jim lesíky mohou v homogenní zemědělské krajině posloužit jako „oázy“ umožňující částečné doplnění tukových zásob a sva-  
 lové hmoty, jednak jako „nouzové plochy“, které nejsou využívány pravidelně, zato jsou však životně důležité jako úkryt při nenadálé situaci, např. při extrémním zhoršení klimatických podmínek (Mehlman et al. 2005). Malé lesní porosty tak hrají významnou roli při ochraně migrujících ptáků – umožňují jim překlenout dlouhé vzdálenosti mezi optimálními odpočinkovými místy (Mehlman et al. 2005, Packett & Dunning 2009).

### **VLASTNOSTI ROZPTÝLENÉ ZELENĚ A JEJÍHO OKOLÍ OVLIVŇUJÍCÍ PTAČÍ SPOLEČENSTVO**

Druhové složení, populační hustoty a obrat jedinců ptačího společenstva v rozptýlené zeleni se mění v závislosti na její konkrétní podobě (Hinsley et al. 1995, Bellamy et al. 1996). Mezi vlastnosti zeleně s potvrzeným vlivem na druhové bohatství a složení ptačích společenstev patří celkové množství dostupné zeleně, izolace jednotlivých ploch, tvar, hustota a strukturní heterogenita porostu, skladba dřevin a přítomnost i struktura bylinných okrajů podél nich (Green et al. 1994, Hinsley et al. 1995, MacDonald & Johnson 1995, Parish et al. 1995, Bellamy et al. 1996, Villard et al. 1999).

#### **Celkové množství porostu**

Celkové množství dostupného biotopu je u rozptýlené zeleně obecně nejvýznamnějším faktorem, který pozitivně ovlivňuje druhovou rozmanitost, početnost i obrat jedinců v populaci (Bennett et al. 2004). Pro vyjádření celkového množství dostupného biotopu se používají různé charakteristiky zeleně podle toho, zda jde o liniovou či plošnou

zeleně. V případě liniové zeleně se k vyjádření množství dostupného biotopu používají většinou výška, šířka, délka či objem vegetace (Arnold 1983, Green et al. 1994, MacDonald & Johnson 1995, Némethová & Tirinda 2005, Batáry et al. 2010). Tyto vlastnosti spolu ovšem často korelují a při vyhodnocování statistických výsledků je těžké je od sebe odlišit (MacDonald & Johnson 1995). U liniové zeleně platí, že čím větší je celkový objem porostu, tím vyšší je počet druhů a populační hustota (Green et al. 1994). Stejný pozitivní efekt na celkovou biodiverzitu má i větší výška porostu, spojená s přítomností vzrostlých stromů (Green et al. 1994, Parish et al. 1995, Fuller et al. 2001). Nicméně tyto vzrostlé porosty podporují spíše výskyt lesních generalistů – jiné druhy, převážně ty, jejichž přirozeným biotopem je krajina v časném sukcesním stadiu, se vysokým porostům vyhýbají (Green et al. 1994, Sauerbrei et al. 2017).

U plošné zeleně je celkové množství dostupného biotopu kvantifikováno pomocí plochy porostu. Závislost počtu druhů na velikosti plochy je vyjadřována mocninným vztahem „*species-area relationship*“ (Connor & McCoy 1979). Tento vztah je patrný, pokud studujeme kompletní společenstvo plošné zeleně (Lorenzetti & Battisti 2006). Avšak pokud rozlišíme ptáky na lesní druhy a druhy zemědělské krajiny, u každé z těchto skupin nabývá zpravidla tato závislost jiné podoby. Zatímco pro lesní druhy bývá vliv plochy ještě výraznější, v případě druhů zemědělské krajiny má plocha zeleně pouze slabý vliv nebo tento vliv nemusí být pro zkoumaný rozsah velikostí ploch ani patrný (Bellamy et al. 1996). Tyto druhy totiž využívají nejen samotnou zeď, ale i její okolí – i drobné plošky zeleně tak mohou hostit řadu druhů zemědělské krajiny (Bellamy et al. 1996).

Rozloha porostu u plošné zeleně neovlivňuje jen počet druhů, ale i populační hustotu a obrat jedinců v populaci. Dosavadní studie ukázaly, že podoba závislosti populační hustoty na rozloze bývá opět různá pro obě výše zmíněné ekologické skupiny: u druhů zemědělské krajiny klesá populační hustota s rostoucí plochou porostu (Mason 2001, Vanhinsbergh et al. 2002), zatímco u lesních ptáků je tomu opačně (Bellamy et al. 1996). Tento jev je intuitivně dobře pochopitelný – malé lesní ostrůvky mají relativně větší plochu okrajového biotopu, zároveň mohou mít hustší keřové patro, což druhy zemědělské krajiny (a v rámci nich zejména druhy lesního okraje) často preferují (Loman & Von Schantz 1991, Rodewald & Brittingham 2004).

Z hlediska obratu jedinců v populaci bylo zjištěno, že celkový obrat jedinců (tzv. absolutní obrat) je sice na rozloze biotopu nezávislý (v malém lesním ostrůvku tedy probíhá stejný počet kolonizací a extinkcí jako ve větším lese), nicméně pokud je obrat jedinců vztažen na jednotku plochy biotopu (tzv. relativní obrat), je patrné, že se zvětšující se plochou klesá (Mason 2001). Tento vztah mezi plochou a relativním obratem jedinců tedy poukazuje na nestabilitu populací v malých lesících. Ta bude dána zřejmě výraznějším působením demografické a environmentální stochasticity u malých populací (Lande 1993).

### **Tvar ostrůvku rozptýlené zeleně**

Tvar ostrůvku rozptýlené zeleně, který se typicky vyjadřuje jako délka obvodu vůči ploše ostrůvku, je hlavním faktorem, jenž ovlivňuje počet druhů zemědělské krajiny (Bellamy et al. 1996). Platí, že čím je ostrůvek členitější (tj. má delší obvod vůči ploše), tím více těchto druhů hostí (Bellamy et al. 1996). Mezi druhy, jejichž pravděpodobnost

hnízdění je vyšší při větším zastoupení okrajového biotopu, patří např. špaček obecný (*Sturnus vulgaris*), vrána černá (*Corvus corone*), strnad obecný, kos černý a krahujec obecný (Hinsley et al. 1995). Naopak druhy lesní preferují zarostlé plochy kompaktního tvaru (pro představu typu kruhu nebo čtverce). Větší relativní délka obvodu má na ně negativní vliv, avšak v jejich případě jde o méně významný faktor, který pouze doplňuje klíčový efekt velikosti plochy (Bellamy et al. 1996, Villard et al. 1999).

### **Izolace**

Izolace je faktor, který nelze dost dobře jednotně definovat, vzhledem k tomu, že napříč studiemi je uchopován velmi variabilně. Většinou je izolace (nebo alespoň jedna její složka) definována jako vzdálenost od plošky zeleně k nejbližšímu lesu o určité minimální velikosti – u různých autorů to je např. 2, 10 nebo 20 ha (Bellamy et al. 1996, Mason 2001, Lorenzetti & Battisti 2006), což už jsou na první pohled rozdíly ekologicky velmi významné. Někteří autoři vyjadřují izolaci i více parametry, např. Bellamy et al. (1996) jich měřili osm, včetně vzdálenosti k nejbližšímu lesnímu porostu o jakékoliv velikosti a plochy lesního porostu v okruhu do vzdálenosti 0,5 a 1 km. Někdy je do izolace zahrnována i přítomnost liniové zeleně v okolí (Bennett et al. 2004, Batáry et al. 2012), jindy je tento faktor analyzován v rámci samostatné proměnné „propojenost“ („connectedness“; Bellamy et al. 1996) nebo naopak není podchycen vůbec (McCollin 1993, Mason 2001, Lorenzetti & Battisti 2006).

Vzhledem k výše řečenému je zřejmé, že syntéza poznatků o významu izolace je obtížná. Obecně lze však říci, že izolace je většinou rozpoznávána jako významný faktor ovlivňující skladbu společenstva, ať už u liniové nebo plošné



zeleně (McCollin 1993, Bellamy et al. 1996, Lorenzetti & Battisti 2006).

V případě plošné zeleně lze opět nalézt významné rozdíly mezi ptáky zemědělské krajiny a ptáky lesními. První jmenovaní vyhledávají spíše lesíky izolované, obklopené otevřenou zemědělskou plochou (McCollin 1993, Bellamy et al. 1996, Bennett et al. 2004). Naopak na druhy lesní má pozitivní dopad menší míra izolace. Ta klesá s množstvím lesního biotopu v okolí a přítomností liniové vegetace, která funguje jako migrační koridor (Opdam et al. 1985, McCollin 1993, Bellamy et al. 1996, Bennett et al. 2004). Velkou roli hrají liniové porosty, které přímo navazují na rozsáhlejší lesní celek: zvyšují druhovou bohatost, populační hustoty i pravděpodobnost výskytu některých druhů v lesíku, např. sýkory modřinky (*Cyanistes caeruleus*) nebo drozda zpěvného (Hinsley et al. 1995, Doherty & Grubb 2000, Vanhinsbergh et al. 2002). Stejně tak je naopak blízkost lesa ovlivněno společenstvo liniové vegetace, kde se zvyšuje pravděpodobnost výskytu např. kosa černého nebo pěníce slavíkové (*Sylvia borin*; Batáry et al. 2012).

### Hustota porostu

Hustší a kompaktnější porosty (tj. s co nejméně členitým okrajem a bez světlin) obývá obecně více druhů ptáků a jsou zde i vyšší populační hustoty než v porostech řídkých (Bellamy et al. 1996, Hinsley & Bellamy 2000). Husté porosty jsou preferovány především druhy lesními i většinou druhů zemědělsko-lesní mozaiky, protože poskytují lepší ochranu před predátory a před nepříznivým počasím, a tak zvyšují pravděpodobnost přežití a hnízdní úspěšnost (Bellamy et al. 1996). Na druhou stranu rozvolněné či dokonce soliterní porosty mají pro udržení biodiverzity v krajině také značný význam (Prevedello et al. 2018)

a pro některé druhy zemědělské krajiny se specifickými nároky jsou klíčovým biotopem, jak už bylo zmíněno výše na příkladu ťuhýka obecného nebo některých druhů strnadů (Altewischer et al. 2015, Morelli et al. 2016). Ťuhýk je pak typickým příkladem potvrzujícím potřebu různorodosti rozptýlené zeleně v krajině – hustší porosty ve svém teritoriu využívá pro hnízdění a úkryt, zatímco ty řídké potřebuje pro lov potravy (Ceresa et al. 2012).

Kromě hustoty a kompaktnosti porostu zvyšuje počet druhů a populační hustoty ptáků také komplexně vyvinutá struktura porostu: zatímco v křovinách je populační hustota nejmenší a v porostu tvořeném pouze stromovým patrem jen o něco vyšší, nejvyšší populační hustoty i vyšší počet druhů se nachází v porostech s dobře vyvinutým keřovým i stromovým patrem (Gromadzki 1970).

### Skladba dřevinné vegetace

Vliv druhového složení porostů na ptačí společenstva byl zkoumán, pokud je nám známo, pouze u liniové vegetace. Bylo zjištěno, že čím více druhů dřevin je v porostu zastoupeno, tím vyšší je druhová diverzita ptáků (Osborne 1984, Green et al. 1994), přičemž tento vztah platí i v případě, že vezmeme ze všech přítomných dřevin v úvahu pouze křovinnou vegetaci (MacDonald & Johnson 1995). Vysoká diverzita dřevin totiž zajišťuje rozmanitost hnízdního prostředí a pestrou nabídku semen, plodů a bezobratlých, čímž jsou uspokojeny nároky širšího spektra ptačích druhů. Zároveň vyšší diverzita dřevin umožňuje lepší pokrytí potravních nároků během celého roku (Arnold 1983).

Kromě samotné diverzity vegetace je významná i přítomnost některých konkrétních druhů dřevin, které poskytují ptákům specifické zdroje. Mezi takové dřeviny patří např. zimolez

(*Lonicera* sp.) jako významný atraktant hmyzu a zároveň zdroj plodů, ostružiník (*Rubus* sp.) a hloh (*Crataegus* sp.), jejichž plody patří mezi nejvyhledávanější potravu plodožravých ptáků (Sorensen 1981, MacDonald & Johnson 1995, Walker et al. 2005). V naší krajině je významnou dřevinou růže šípková (*Rosa canina*), která poskytuje bezpečné místo k hnízdění malým pěvcům a zároveň její plody tvoří důležitý zdroj potravy v období pozdního podzimu a zimy, kdy jsou plody jiných keřů již spotřebovány (Balát 1986). Důležitým faktorem může být i přítomnost ovocných stromů, ovšem trochu překvapivě byl tento efekt pozorován ne u místních, ale jen u migrujících ptáků, kteří využívají zeleň k odpočinku (Rodewald & Brittingham 2004).

Jak u liniové, tak u plošné rozptýlené zeleně bylo prokázáno, že pozitivní vliv na početnost a druhovou diverzitu ptáků má i přítomnost doupných nebo mrtvých stromů (Osborne 1984, Loman & Von Schantz 1991, Lorenzetti & Battisti 2006).

### **Přítomnost bylinných okrajů**

Význam bylinných okrajů byl sledován pouze u liniové zeleně. Jejich přítomnost je obecně pro ptáky pozitivní (Conover et al. 2007, Vickery et al. 2009). Hmyzožravé druhy, jako je např. červenka obecná, sbírají v těchto porostech bezobratlé (Fennessy & Kelly 2006) a semenožravé druhy, jako třeba stehlík obecný (*Carduelis carduelis*), se živí semeny rostlin, které na těchto okrajích rostou (Parish et al. 1995).

Důležitá je i heterogenní struktura a pestrá druhová skladba bylinného porostu. Zatímco nízká vegetace je pro hmyzožravé ptáky přehlednější, usnadňuje jim lov kořisti a zároveň snižuje nebezpečí predace, vyšší nesečené plochy zase hostí více bezobratlých a zajišťují

tak bohatší potravní nabídku na lokalitě (Douglas et al. 2009). Výrazným obohacením potravní nabídky jsou dvouděložné byliny coby zdroj rostlinné potravy i širokého spektra bezobratlých, naopak čistě travinné porosty nabízí jen omezené zdroje (Vickery et al. 2009).

### **Strukturní heterogenita**

U liniové i plošné zeleně se druhová diverzita i celková početnost ptáků zvyšuje s její strukturální heterogenitou (Bellamy et al. 1996, Mason 2001), tj. s vyšším zastoupením různých mikrobiotopů v porostu a v jeho blízkosti (Wuczynski 2016). Tyto mikrobiotopy představují např. otevřené plošky v porostu zeleně (Parish et al. 1995, Vickery et al. 2009), stejně tak malá vřesoviště (Hinsley & Bellamy 2000), příkopy či valy (Arnold 1983) nebo i nezpevněné cesty, které porostem vedou (Walker et al. 2005). Např. nezpevněná polní cesta vedoucí liniovou zelení (tzv. „*green lane*“; Dover et al. 2000) nabízí unikátní mikrobiotop s druhy rostlin, které na travnatých okrajích samostatných živých plotů nerostou (Walker et al. 2006). Komplex polních cest a liniové vegetace tak poskytuje ptákům různorodější prostředí využitelné k hnízdění i více rozmanitých zdrojů potravy (Walker et al. 2005). K heterogenitě prostředí přispívají i malé vodní zdroje jako např. tůňky či strouhy (Mason 2001). Jejich vlivu na ptáky se však věnuje jen málo studií, přičemž v jednom případě žádný dopad zjištěn nebyl (Osborne 1984), zatímco další studie poukázala na jejich prospěšnost pro rákosníka zpěvného (*Acrocephalus palustris*; Tworek et al. 2017).

### **Využití okolní krajiny**

Způsob využití krajiny obklopující prvky rozptýlené zeleně má dopad zejména na ptáky zemědělské krajiny – lesní druhy se totiž většinou vyhýbají otevřeným

zemědělským plochám, a proto způsob využití těchto ploch v jejich případě nehraje příliš velkou roli (Bellamy et al. 1996, Bennett et al. 2004).

Oproti tomu druhy zemědělské krajiny jsou způsobem využívání zemědělských ploch významně ovlivněny (Bignal & McCracken 1996, Hinsley & Bellamy 2000, Siriwardena et al. 2012). Pozitivní efekt na počet druhů ptáků a jejich populační hustotu mají především travnaté neobdělávané plochy v krajině (Parish et al. 1995, Ceresa et al. 2012). Pro některé druhy mohou být přínosem i vodní nádrže nebo sady a zahrady v okolí ploch rozptýlené zeleně (MacDonald & Johnson 1995). Vysoká diverzita pěstovaných zemědělských plodin, která se uvažuje jako možné opatření k podpoře biodiverzity zemědělské krajiny (Pe'er et al. 2017), má v případě druhů zemědělsko-lesní krajině mozaiky výrazně menší (Siriwardena et al. 2012, Wuczynski 2016) nebo vůbec žádný přínos (Hiron et al. 2015).

Naopak negativně na ptáky působí přítomnost dopravní infrastruktury. V případě doprovodné vegetace silnic je druhová diverzita a početnost ptáků nižší než u vegetace mimo silnici (Fuller et al. 2001). Důvodem může být negativní vliv hluku a ruchu z dopravy nebo i prořezávání a kosení těžkou technikou v hnízdní době, což ruší ptáky při hnízdění a omezuje jejich potravní zdroje (Fuller et al. 2001). Samotný provoz vozidel je navíc jednou z příčin zvýšené mortality ptáků, a to zejména v případě liniové vegetace tvořené nízkými křovinnými porosty, vybízejícími ptáky přelétat silnici nízko nad zemí (Orłowski 2008, Fahrig & Rytwinski 2009). Z přítomnosti doprovodné vegetace u silnic profitují jen některé druhy, a to hlavně dravci a krkavcovití využívající vyšší dřeviny u silnic jako místa k vyhlížení kořisti (Morelli et al. 2014a).

## **DISKUSE A DOPORUČENÍ PRO OCHRANU PŘÍRODY**

Z poznatků uvedených v předchozích kapitolách vyplývá, že rozptýlená zezeň má pro ptáky v zemědělské krajině zásadní význam dotýkající se prakticky všech aspektů jejich životního cyklu. Její aktuální dopad však závisí jak na specifických vlastnostech studovaných druhů, tak na charakteristikách zeleně samotné, resp. interakci těchto dvou skupin faktorů. V obecné rovině lze proto formulovat pouze několik základních doporučení pro ochranu přírody.

Kvalita biotopu se zvyšuje s rostoucí druhovou diverzitou dřevinného porostu, s podílem starých a doupných stromů a s přítomností mrtvého dřeva na lokalitě (Loman & Von Schantz 1991, Green et al. 1994). Pro ptáky je obecně přínosná i vysoká strukturní heterogenita porostu rozptýlené zeleně, které lze dosáhnout zřízením či zachováním suchých příkopů, valů z hlíny či kamení nebo i přítomností otevřených plošek, vřesovišť, vodních zdrojů, podmáčených stanovišť apod. (Hinsley & Bellamy 2000, Mason 2001). Pozitivní vliv mohou mít i nezpevněné cesty (Walker et al. 2005), ovšem pokud jsou užívané frekventovaně, přináší i negativní vliv zvýšeným stresem ptáků (Dietz et al. 2013). Nízké křovinné porosty podél silnic pak jsou především pro malé pěvce zcela ochrannářsky nevhodné, tím spíše pokud jsou umístěné v terénních depresích (Fuller et al. 2001, Fahrig & Rytwinski 2009). Výsadbou ovocných stromů a zajištěním dalších dřevin a bylin poskytujících různorodé potravní zdroje, ať už jde o semena, lesní plody, bobule nebo hmyzí atraktanty, lze zajistit zvýšení potravní nabídky, která je pro mnohé druhy ptáků v současné zemědělské krajině nedostatečná (MacDonald & Johnson 1995, Browne & Aebischer 2003, Rodewald & Brittingham 2004). Pokud se v inten-

zivně obdělávaných lánách nachází jen malé, vzájemně extrémně izolované prvky vegetace, lze efekt izolace snížit jejich vhodným rozmístěním při krajiněm plánování nebo vytvořením dalších prvků v jejich okolí tak, aby vznikly shluky těchto fragmentů. Takto vytvořená „souostroví“ plošek rozptýlené zeleně podpoří výskyt většího množství druhů ptáků (Loman & Von Schantz 1991).

Aktivní zásahy do porostů rozptýlené zeleně jsou často žádoucí, ale neměly by být prováděny každý rok, nýbrž rozloženy v delším časovém horizontu mezi jednotlivé prvky zeleně v dané oblasti. Pro liniové porosty na okrajích polí je podle lokálního výzkumu z Anglie ideální frekvence seřezávání každé tři roky, protože vede k optimálnímu zvýšení produkce plodů, a tedy ke zvýšení potravní nabídky pro ptáky (Staley et al. 2012). Samozřejmě je však potřeba mít na paměti specifické vlastnosti jednotlivých druhů dřevin, kdy každá může na seřezávání odpovídat různě (už jen rozdíl mezi hlohovými porosty v Anglii a starými ovocnými stromy v naší krajině je markantní). Seřezávání a kácení dřevin by se mělo dít na konci zimního období, aby nezasahovalo do hnízdní sezóny a zároveň neochudilo ptáky o zimní zdroje potravy (Hinsley & Bellamy 2000).

Další doporučení se týkají několika následujících specifických případů.

### **Liniová vs. plošná zeleň**

Při ochraně nebo zakládání nových biotopů by bylo velmi užitečné znát relativní význam jednotlivých typů rozptýlené zeleně pro udržení diverzity ptáků v zemědělské krajině, případně jejich funkci pro přežití ohrožených ptačích druhů. V tomto směru ovšem bohužel nenabízí dostupná literatura jednoznačná doporučení. Podle dosavadních zdrojů by se mohlo zdát, že pokud máme volit mezi investicí do liniové, nebo do plošné zele-

ně, větší význam pro ptáky má ta liniová (např. Sparks et al. 1996, Walker et al. 2005, Morelli 2013). Nicméně jde spíše o závěr plynoucí z nerovnoměrně rozložené vědecké pozornosti, kdy je ekologický význam plošné zeleně většinou opomíjen.

Gró vědeckého výzkumu tvoří studie zaměřené pouze na jeden z obou typů zeleně, a proto jsou výsledky těchto studií v otázce srovnání významu liniové vůči plošné zeleni jen těžko uplatnitelné. Liniové zeleni byla, především na Britských ostrovech, věnována značná pozornost a studie o této vegetaci zdůrazňují její ekologický význam v krajině a ochranný potenciál (např. Forman & Baudry 1984, MacDonald & Johnson 1995, Sparks et al. 1996). Podle některých studií je nejefektivnějším krokem ochrany dbát na zachování husté sítě okrajových porostů (Wuczynski 2016), v případě již homogenní otevřené krajiny zakládat tyto porosty nově (Morelli 2013). Ukazuje se, že již velmi malé množství liniové vegetace vysazené do zcela otevřené krajiny má výrazně pozitivní vliv na výskyt ptáků, a to i ohrožených druhů, které jsou cílem ochrany (Ceresa et al. 2012). Délka liniové vegetace je přitom nejvýznamnějším prediktorem určujícím druhovou rozmanitost v krajině i výskyt jednotlivých druhů ptáků (Sanderson et al. 2009). Podle studie z Polska by mělo 10 km liniové vegetace na kilometr čtvereční plochy zajistit úspěšnou ekologicou obnovu krajiny (Wuczynski 2016). Je třeba ale také zmínit, že upřednostňování liniové vegetace (a okrajové vegetace obecně) v ochranném managementu má zčásti i pragmatické důvody – v praxi je totiž snadnější tento biotop prosazovat, protože na okrajích polí, např. podél cestní sítě, neomezuje tolik vlastníky zemědělských pozemků při obdělávání půdy a nesnižuje jejich zisky ze sklizně (Huth & Possingham 2007).

Plošná zeleň byla ve většině studií dávána pouze do vztahu s fragmentací lesních porostů. Tyto studie byly primárně zaměřeny na ochranu lesních specialistů, a protože tyto druhy v malých lesících nehnízdí, nepřikládají takové studie lesíkům v zemědělské krajině žádnou hodnotu (např. Blake 1991, Mason 2001). Z našeho přehledu literatury však vyplývá, že pro jiné skupiny druhů (lesní generalisty a ptáky zemědělské krajiny) toto zjištění neplatí.

Z hlediska ekologické funkce pak podle nás neexistuje důvod, proč by plošná rozptýlená zeleň měla mít menší význam pro ptáky než zeleň liniová. Jediná dostupná studie, která přímo srovnala liniovou a plošnou zeleň, konstatovala, že na jednotce plochy liniových porostů rozptýlené zeleně najdeme méně druhů ptáků než v plošné zeleni o stejné rozloze (Gromadzki 1970). Liniová zeleň dále může např. fungovat jako ekologická past (sensu Battin 2004), kde je výrazně zvýšené riziko predace, protože predátorům ptačích hnízd usnadňuje situaci její kompaktní a podlouhlý tvar, a tak mohou celý porost snadno systematicky prohledat – hnízdní úspěšnost zde proto může být snížena (Valášek 2005). Kromě těchto faktů je třeba i připomenout klíčový význam plošné zeleně v podobě rozvolněných porostů či shluků stromů pro některé ohrožené druhy zemědělské krajiny se specifickými nároky na biotop.

Plošná zeleň bohužel není pro ochrannářskou praxi snadno uplatnitelná především z praktických a ekonomických důvodů. Jednak její nejcenější formy hodné ochrany (heterogenní polootevřená mozaika porostů, rozvolněné křoviny apod.) spojené s extenzivním způsobem obhospodařování z evropské zemědělské krajiny již téměř vymizely (Sutcliffe et al. 2015), jednak jsou plošné dřevinné porosty z pohledu vlastníků

půdy ekonomicky nevýhodné, protože snižují zisk z okolní úrody a zabírají potenciálně obdělátnou půdu (Huth & Possingham 2007). Pokud jsou zase plošky rozptýlené zeleně zahrnuty do lesního půdního fondu, je jejich primárním určením produkce dřeva, takže aplikace ochrannářského managementu je v těchto lesících problematická.

### Lesní generalisté

Pro druhy lesních generalistů představuje rozptýlená zeleň malé ostrůvky biotopu, které jsou ve srovnání s lesem pro tyto druhy méně kvalitní a představují proto suboptimální biotop (Foppen et al. 2000). Např. sýkory koňadry v malých lesících později zahajovaly snůšku, měly nižší hnízdní úspěšnost a nižší hmotnost mláďat před vyvedením než v rozlehlém lese, což mohlo souviset s nedostatečnou velikostí hnízdních teritorií (Loman 2003). Nicméně i suboptimální biotop může být pro dlouhodobou existenci druhu prospěšný – jeho přítomnost totiž usnadňuje výměnu jedinců mezi populacemi a zajišťuje tím stabilitu populací v širším území (Penteriani et al. 2011). Zdrojové populace pak např. vykazují zvýšenou schopnost obnovy po katastrofě (Foppen et al. 2000). Pro lesní generalisty má tedy rozptýlená zeleň v zemědělské krajině do jisté míry pozitivní vliv, ovšem klíčové jsou pro tyto druhy lesní porosty, jejichž rozloha u nás dlouhodobě roste (Reif et al. 2007). Jelikož však lesní porosty slouží zejména k hospodářským účelům a jejich úpravy ve prospěch ptáků jsou proto těžko realizovatelné, mohou v některých oblastech nabývat ostrůvky rozptýlené zeleně velkého významu i pro lesní ptáky (Gromadzki 1970, Opdam et al. 1985).

Celkem zřetelně pak pro lesní generalisty platí zákonitosti ostrovní biogeografie – čím větší je plocha lesíku a čím menší jeho izolovanost, tím více těchto

druhů bude hostit (Opdam et al. 1985, Nol et al. 2005). Je-li tedy ochranným záměrem zvýšit početnost a diverzitu těchto druhů, je třeba mít lesiky v zemědělské krajině co největší a nejpropojenější, případně v blízkosti rozsáhlejších lesů (Opdam et al. 1985). Nicméně to může být v konfliktu s jinými požadavky ochrany přírody zaměřenými právě na zemědělskou krajinu a na její specializované druhy ptáků. V tomto směru je dobré si uvědomit, že cílené vytváření prvků zeleně má někdy na biodiverzitu negativní dopady – např. zalesňování terénních depresí v polích a zamokřených luk nebo lesnické rekultivace na výsypkách (Šálek 2012).

### **Ptáci zemědělské krajiny**

Pro ptáky zemědělské krajiny představuje rozptýlená zeleň naprosto klíčový biotop (Morelli 2013). Oproti lesním druhům u nich neplatí, že se zmenšující se rozlohou ostrůvku zeleně a zvyšující se izolací klesá jejich druhové bohatství, protože zhusta využívají i okolní krajinu (Lorenzetti & Battisti 2006). Do jaké míry je však pro ptáky zemědělské krajiny rozptýlená zeleň optimálním biotopem, zůstává zatím nezodpovězeno. Kdybychom měli v tomto směru spekulovat, je zřejmé, že skupinu ptáků zemědělské krajiny tvoří původně lesostepní druhy. A tyto druhy nacházejí v dnešní rozptýlené zeleni prostředí, které v současnosti v naší přírodě již zkrátka neexistuje v nějaké přirozené, tj. člověkem nevytvořené podobě. Je tedy možné, že současná rozptýlená zeleň v zemědělské krajině pro ně není optimální, ovšem nic jiného nemají k dispozici. Tuto teorii by podporoval úbytek populací ptáků zemědělské krajiny, který (přes jistou regionální variabilitu) trvá již od 70. let 20. století v celé Evropě a do dnešní doby se nezastavil (Donald et al. 2006, Voříšek et al. 2010, Reif 2013).

Z hlediska ochrany ptáků zemědělské krajiny je tedy přítomnost rozptýlené zeleně nezbytná. Je pravda, že druhům vyžadujícím rozlehlé otevřené plochy, může rozptýlená zeleň kvalitu biotopu zhoršovat (Báldi & Batáry 2011). Rozhodování mezi upřednostněním nároků jedné či druhé skupiny je vždy otázkou konkrétní krajiny a situace (Sanderson et al. 2009) a je potřeba, aby pro obě tyto skupiny ptáků byl zachován dostatek kvalitních biotopů. Nicméně mnohé druhy otevřené zemědělské krajiny jsou limitovány spíše nevhodným managementem samotných otevřených ploch než rozptýlenou zelení (Chamberlain et al. 2000). Jaké jsou tedy vlastnosti rozptýlené zeleně, které zajistí ptákům zemědělské krajiny nejlepší podmínky?

Z dosavadních studií plyne, že výhodné je prolínání různých forem rozptýlené zeleně (porosty v různých sukcesních stadiích, kompaktní plochy i roztroušené křoviny, soliterní dřeviny aj.), protože v krajině umožní koexistenci většího počtu druhů ptáků zemědělské krajiny (Wuczynski et al. 2011, Morelli et al. 2014b). Pro specializované druhy, jako je např. tuhýk obecný nebo strnad luční, jsou vhodné malé plošky rozptýlené zeleně až bodová vegetace, případně nízké nesouvislé pásy křovin (Fuller et al. 2001, Wuczynski 2016, Prevedello et al. 2018). Přitom např. v České republice nejsou tyto prvky v současném systému ochrany přírody zahrnuty (Löw 1995) a měla by jim proto být věnována náležitá pozornost. Pro ptáky zemědělské krajiny je žádoucí i vysoká fragmentovanost porostu a velký poměr okraje vůči „vnitřnímu biotopu“ (Bellamy et al. 1996). Z hlediska potravní nabídky je potřeba bylinné porosty po obvodu rozptýlené zeleně zachovat co nejšířší (Vickery et al. 1994) a jejich heterogenitu, která zvýší diverzitu potravních zdrojů, lze podpořit šetrným sečením bez použití těžké tech-

nyky či spásáním jejich částí (Douglas et al. 2009). V případě ochrany ptáků zemědělské krajiny je potřeba si uvědomit, že biotopová kvalita rozptýlené zeleně není dána jen podobou samotného porostu, ale i podobou okolní krajiny, a že i zde je třeba dbát na pestrost biotopů, nejlépe na přítomnost otevřených neobdělávaných ploch, jako jsou trvalé travní porosty, úhory, bylinné pásy apod. (Parish et al. 1995, Ceresa et al. 2012).

## ZÁVĚR

Rozptýlená zeleň je klíčovým biotopem pro udržení biodiverzity v zemědělské krajině. Její vliv na ptáky závisí na ekologických vlastnostech jednotlivých druhů, přičemž hlavní dělicí čára vede mezi lesními ptáky a ptáky zemědělské krajiny. Podle toho se také pro tyto skupiny do jisté míry odlišují ochranná doporučení, ačkoliv několik zásad lze formulovat i na obecné úrovni pro prakticky všechny dotčené druhy ptáků. Poznatky o významu rozptýlené zeleně pro ptáky v zemědělské krajině lze čerpat z poměrně velkého množství literárních zdrojů, ovšem některé důležité informace stále chybí. Není např. dostatečně prozkoumán vliv kvality biotopu na ptáky v případě plošné rozptýlené zeleně a obecně chybí rigorózně provedená srovnání zaměřená na vliv liniové zeleně a plošné zeleně na ptací společenstva.

Dosavadní studie naznačují, že liniová zeleň je pro ptáky důležitější – má větší dopad na jejich druhovou rozmanitost a populační hustoty v krajině, avšak podkladový materiál pro tento závěr je dosud slabý. Řešení těchto otázek může být předmětem dalších studií, protože jejich zodpovězení je pro praktickou ochranu ptáků dosti důležité. Např. volba optimálního složení vegetace při vytváření nových zelených ploch bude v současné atmosféře diskusí o změnách Společné

zemědělské politiky Evropské unie směřem k vyšší podpoře biodiverzity velmi aktuálním problémem (Pe'er et al. 2017), k jehož řešení se snaží přispět i tento literární přehled. Pro skutečně zodpovědné uchopení problematiky jsou ale nutné výsledky dalších výzkumů.

Je rovněž dobré si uvědomit, že zajištění úspěchu ochranných opatření nezávisí jen na podobě a kvalitě jednotlivých krajinných prvků. Důležitá je i ochrana v širším prostorovém měřítku, kdy pestrost biotopů umožní existenci druhů s různými ekologickými preferencemi (Morelli 2013). Z hlediska výskytu ptáků v zemědělské krajině se jako optimální jeví aktivně obhospodařované území, jež však zároveň obsahuje i větší zastoupení přechodně neobdělávaných ploch, vodní zdroje, sady, zahrady a (adekvátně) hustou síť rozptýlené zeleně, a to nejlépe porostů v nejrůznějších formách, sukcesním stádií a stupni izolovanosti. Tomuto ideálu se blíží extenzivně využívaná zemědělská krajina na některých místech východní Evropy (Wuczynski 2016), jež však zároveň velmi rychle mizí (Sutcliffe et al. 2015). Nalezení způsobu, jak udržet její dlouhodobou existenci představuje jednu z nejpálčivějších výzev, jakým současná ochrana přírody v Evropě čelí.

## PODĚKOVÁNÍ

Děkujeme M. Ferencovi, D. Hořákovi a O. Sedláčkovi za podnětné diskuse k tématu článku a P. Zasadilovi za připomínky k bakalářské práci, z níž tato studie vychází. Komentáře P. Řepy, M. Paclíka a anonymního recenzenta přispěly k vylepšení první verze rukopisu.

## SUMMARY

*Farmland biodiversity, including birds, recently suffers from ongoing intensification of agricultural practices.*

*As a result, non-forest woody patches have become important refuges for birds in farmland. Such non-forest woody vegetation can be represented by various forms from scattered single trees to small-size forests. However, majority of studies discriminates two basic types of woody stands: linear (e.g., hedgerows, riparian vegetation along small streams and windbreaks) and patchy vegetation, commonly called "woodlots". Whereas hedgerows were in a central focus of many studies assessing their importance for birds in farmland, especially in the United Kingdom, woodlots were far less studied. Moreover, the role of woodlots for bird conservation was typically investigated in the context of forest fragmentation but not as potential farmland biodiversity refuges. Some authors thus claim that the linear vegetation is more important for birds in farmland than woodlots but we suggest that this conclusion is too preliminar and based only on a handful of studies. Based on the current ecological theory, we cannot find any arguments in favour of one of the two major types of woody vegetation over the other.*

*Birds use woody patches in farmland for various purposes: as breeding and feeding habitats, perching and singing posts, as well as stop-over sites during long-distance migration. In addition, woody patches provide shelter under unfavourable weather conditions (strong rain, wind or frost) and cover from predators. Therefore, woody patches enable birds to move safely among the remnants of suitable habitat within a matrix of inhospitable environment and thus facilitate population persistence at the landscape level. The role of the woody patches as migration corridors is thus important even for these large and actively flying animals.*

*When assessing farmland woody patch characteristics beneficial for birds,*

*our reviewed studies found the following properties to be important for birds in general: species richness of woody vegetation, proportion of dead trees and cavity trees, and presence of fruit trees. Moreover, birds benefit from high habitat heterogeneity within the patches represented by the presence of small open areas (e.g., clearings), untarred roads and a heterogeneous relief (e.g., stone heaps).*

*The influence of some other patch characteristics on birds depends on ecological traits of the focal species. They can be sorted in two major groups: forest birds and farmland birds. Forest birds are mainly habitat generalists (e.g., European Robin, *Erithacus rubecula*, Great Tit, *Parus major*, and Chaffinch, *Fringilla coelebs*) and use the patches for all aspects of their life style, occurring rarely in patch surroundings. Patch area is the key characteristic governing occurrence of these species in woody patches: the larger the patch area, the higher number of forest generalist species present. Majority of studies suggests that woody patches within farmland represent a suboptimal habitat for forest generalists. However, as stated above, even such a suboptimal habitat may be beneficial for these species by networking their populations at the landscape level.*

*In contrast to forest generalists, farmland birds are critically dependent on non-forest woody patches in farmland since there is no alternative habitat for the majority of these species such as the Turtle Dove (*Streptopelia turtur*), Red-backed Shrike (*Lanius collurio*), Common Whitethroat (*Sylvia communis*) or Corn Bunting (*Emberiza calandra*). In the case of farmland birds, patch size is of minor importance because these species use not only patches per se but also the surrounding environments. Mixture of different kinds of patches*



(e.g., solitary trees, woodlots, linear corridors) within a single landscape is generally beneficial for these species. Moreover, these species benefit from a high coverage of edges within individual patches since they avoid the interior habitats of large patches. Studies have shown that patch surroundings are almost equally important as the patch per se for farmland birds. They benefit from patches surrounded by herbaceous vegetation providing plenty of seed and invertebrate food resources which are supported by mixing of grass with flowering plants and weeds. Due to key importance of woody patches for farmland birds, deterioration of the quality of this habitat may lead to their population declines observed in the last decades.

For restoration and management of woody patches for birds in farmland, we recommend the general guidelines listed above to be followed. However, it is also important to understand the ecological requirements of the focal bird species and accommodate the strategy of patch management in respect to their needs. For instance, large and well-connected woody patches should be established to support forest generalists, but this approach will not be useful as a conservation targeted on farmland birds that prefer small woody patches surrounded by flowering grasslands.

---

## LITERATURA

- Altewischer A., Buschewski U., Ehrke C., Fröhlich J., Gärtner A., Giese P., Günter F., Heitmann N., Hestermann M., Hoffmann H., Kleinschmidt F., Kniepkamp B., Linke W., Mayland-Quellhorst T., Pape J., Peterson T., Schendel V., Schwieger S., Wadenstorfer A. & Fischer K. 2015: Habitat preferences of male Corn Buntings *Emberiza caelandra* in North-Eastern Germany. *Acta Ornithologica* 50: 1–10.
- Arnold G. W. 1983: The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology* 20: 731–750.
- Balát F. 1985: The avian component of a well-established windbreak in the Břeclav area. *Folia Zoologica* 35: 229–238.
- Batáry P., Matthiesen T. & Tscharnkte T. 2010: Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143: 2020–2027.
- Batáry P., Kovács-Hostyánszki A., Fischer C., Tscharnkte T. & Holzschuh A. 2012: Contrasting effect of isolation of hedges from forests on farmland vs. woodland birds. *Community Ecology* 13: 155–161.
- Battin J. 2004: When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18: 1482–1491.
- Báldi A. & Batáry P. 2011: Spatial heterogeneity and farmland birds: Different perspectives in Western and Eastern Europe. *Ibis* 153: 875–876.
- Bellamy P. E., Hinsley S. A. & Newton I. 1996: Factors influencing bird species numbers in small woods in South-East England. *Journal of Applied Ecology* 33: 249–262.
- Bennett A. F., Hinsley S. A., Bellamy P. E., Swetnam R. D. & Mac Nally R. 2004: Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation* 119: 191–206.
- Bennett A. F., Radford J. Q. & Haslem A. 2006: Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133: 250–264.
- Best L. B., Whitmore R. C. & Booth G. M. 1990: Use of cornfields by birds during the breeding season: The importance of edge habitat. *American Midland Naturalist* 123: 84–99.
- Signal E. M. & McCracken D. I. 1996: Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* 33: 413–424.
- Birdlife International 2015: *European Red*

- List of Birds*. Luxembourg: Office for official publications of the European Communities.
- Blake J. G. 1991: Nested subsets and the distribution of birds on isolated woodlots. *Conservation Biology* 5: 58–66.
- Blondel J. 1997: Evolution and history of European bird fauna. In: Hagemeyer W. J. M. & Blair M. J. (eds): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser, London: 123–126.
- Bradbury R. B., Kyrkos A., Morris A. J., Clark S. C., Perkins A. J. & Wilson J. D. 2000: Habitat associations and breeding success of Yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology* 37: 789–805.
- Browne S. J. & Aebischer N. J. 2003: Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis* 145: 572–582.
- Ceresa F., Bogliani G., Pedrini P., Brambilla M. 2012: The importance of key marginal habitat features for birds in farmland: an assessment of habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in the Italian Alps. *Bird Study* 59: 327–334.
- Connor E. F. & McCoy E. D. 1979: The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* 113: 791–833.
- Conover R. R., Burger W. L. & Linder E. T. 2007: Winter avian community and sparrow response to field border width. *Journal of Wildlife Management* 71: 1917–1923.
- Cornulier T., Robinson R. A., Elston D., Lambin X., Sutherland W. J. & Benton T. G. 2011: Bayesian reconstitution of environmental change from disparate historical records: Hedgerow loss and farmland bird declines. *Methods in Ecology and Evolution* 2: 86–94.
- Černá M., Mojžíš P., Vokasová L., Severa M. & Potočiarová E. 2006: *Rozptýlená zeleň v krajině a zemědělská dotační politika*. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Dietz M. S., Murdock C. C., Romero L. M., Ozgul A. & Foutoulis J. 2013: Distance to a road is associated with reproductive success and physiological stress response in a migratory landbird. *Wilson Journal of Ornithology* 125: 50–61.
- Doherty P. F. & Grubb T. C. 2000: Habitat and landscape correlates of presence, density, and species richness of birds wintering in forest fragments in Ohio. *Wilson Bulletin* 112: 388–394.
- Donald P. F., Sanderson F. J., Burfield I. J. & van Bommel F. P. J. 2006: Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116: 189–196.
- Douglas D. J. T., Vickery J. A. & Benton T. G. 2009: Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 46: 353–362.
- Dover J., Sparks T., Clarke S., Gobbett K. & Glossop S. 2000: Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80: 227–242.
- Fahrig L. & Rytwinski T. 2009: Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14: 1–20.
- FAO 2014: *FAO Statistical Yearbook 2014: Europe and Central Asia Food and Agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Budapest.
- Fennessy G. J. & Kelly T. C. 2006: Breeding densities of Robin *Erithacus rubecula* in different habitats: The importance of hedgerow structure. *Bird Study* 53: 97–104.
- Foley J. A., Ramankutty N., Brauman K. A., Cassidy E. S., Gerber J. S., Johnston M., Mueller N. D., O'Connell C., Ray D. K., West P. C., Balzer C., Bennett E. M., Carpenter S. R., Hill J., Monfreda C., Polasky S., Rockström J., Sheehan J., Siebert S., Tilman D. & Zaks D. P. M. 2011: Solutions for a cultivated Planet. *Nature* 478: 337–342.
- Fonderflick J., Besnard A. & Martin J. L. 2013: Species traits and the response of open-habitat species to forest edge in landscape mosaics. *Oikos* 122: 42–51.
- Foppen R. P. B., Chardon J. P. & Liefveld W. 2000: Understanding the role of sink patches in source-sink metapopulations: Reed Warbler in an agricultural landscape. *Conservation Biology* 14: 1881–1892.
- Forman R. T. T. & Baudry J. 1984: Hedgerows and hedgerow networks in landscape

- ecology. *Environmental Management* 8: 495–510.
- Fuller R. J., Hinsley S. A. & Swetnam R. D. 2004: The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis* 146: 22–31.
- Fuller R. J., Chamberlain D. E., Burton N. H. K. & Gough S. J. 2001: Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84: 79–92.
- Goławski A. & Dombrowski A. 2002: Habitat use of Yellowhammers *Emberiza citrinella*, Ortolan Buntings *E. hortulana*, and Corn Buntings *Miliaria calandra* in farmland of east-central Poland. *Ornis Fennica* 79: 164–172.
- Götmark F. & Post P. 1996: Prey selection by Sparrowhawks, *Accipiter nisus*: Relative predation risk for breeding passerine birds in relation to their size, ecology and behaviour. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 351: 1559–1577.
- Green R. E., Osborne P. E. & Sears E. J. 1994: The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology* 31: 677–692.
- Gromadzki M. 1970: Breeding communities of birds in mid-field afforested areas. *Ekologia Polska* 18: 307–350.
- Hanuš M., Hušek P. & Mládek O. (eds) 1979: *Zeleň v krajině*. Krajské středisko státní památkové péče a ochrany přírody, Ústí nad Labem.
- Hayhow D. B., Ausden M. A., Bradbury R. B., Burnell D., Copeland A. I., Crick H. Q. P., Eaton M. A., Frost T., Grice P. V., Hall C., Harris S. J., Morecroft M. D., Noble D. G., Pearce-Higgins J. W., Watts O. & William J. M. 2017: *The State of the UK's Birds 2017*. RSPB, BTO, WWT, DAERA, JNCC, NE and NRW, Sandy.
- Hinsley S. A. & Bellamy P. E. 2000: The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management* 60: 33–49.
- Hinsley S. A., Bellamy P. E., Newton I. & Sparks T. H. 1995: Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology* 26: 94–104.
- Hiron M., Berg Å., Eggers S., Berggren Å., Josefsson J. & Pärt T. 2015: The relationship of bird diversity to crop and non-crop heterogeneity in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 30: 2001–2013.
- Hudgens B. R. & Haddad N. M. 2003: Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models. *American Naturalist* 161: 808–820.
- Huth N. I. & Possingham H. P. 2007: Tradeoffs in dryland agroforestry: Birds vs dollars. In: Oxley L. & Kulasiri D. (eds): *Natural Resources and Biodiversity Management*. Proceedings of the MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation, Christchurch. The Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand: 2250–2256.
- Chamberlain D. E., Fuller R. J., Bunce R. G. H., Duckworth J. C. & Shrubbs M. 2000: Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37: 771–788.
- Imbeau L., Drapeau P. & Mönkkönen M. 2003: Are forest birds categorised as “edge species” strictly associated with edges? *Ecography* 26: 514–520.
- Kavka B. & Šindelářová J. 1978: *Funkce zeleně v životním prostředí*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Kolařík J. (ed.) 2003: *Péče o dřeviny rostoucí mimo les – II*. ČSOP, Vlašim.
- Krebs J. R. 1971: Territory and breeding density in the Great Tit, *Parus major* L. *Ecology* 52: 2–22.
- Lande R. 1993: Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American Naturalist* 142: 911–927.
- Loman J. 2003: Small habitat islands are inferior breeding habitats but are used by some Great Tits – competition or igno-

- rance? *Biodiversity and Conservation* 12: 1467–1479.
- Loman J. & Von Schantz T. 1991: Birds in a farmland – more species in small than in large habitat island. *Conservation Biology* 5: 176–188.
- Lorenzetti E. & Battisti C. 2006: Area as component of habitat fragmentation: corroborating its role in breeding bird communities and guilds of oak wood fragments in central Italy. *Revista d'Ecologia* 61: 53–68.
- Löw J. (ed.) 1995: *Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability*. Nakladatelství Doplněk, Brno.
- MacDonald D. W. & Johnson P. J. 1995: The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *Journal of Applied Ecology* 32: 492–505.
- Marshall E. J. P. 2002: Introducing field margin ecology in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 1–4.
- Mason C. 2001: Woodland area, species turnover and the conservation of bird assemblages in lowland England. *Biodiversity and Conservation* 10: 495–510.
- McCollin D. 1993: Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, U.K.): The role of between-patch and within-patch structure. *Global Ecology and Biogeography Letters* 3: 48–62.
- Mehlman D. W., Mabey S. E., Ewert D. N., Duncan C., Abel B., Cimbrich D., Sutter R. D. & Woodrey M. 2005: Conserving stopover sites for forest-dwelling migratory landbirds. *Auk* 122: 1281–1290.
- Morelli F. 2013: Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecological Engineering* 57: 261–266.
- Morelli F., Beim M., Jerzak L., Jones D. & Tryjanowski P. 2014a: Can roads, railways and related structures have positive effects on birds? A review. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 30: 21–31.
- Morelli F., Jerzak L. & Tryjanowski P. 2014b: Birds as useful indicators of high nature value (HNV) farmland in Central Italy. *Ecological Indicators* 38: 236–242.
- Morelli F., Mróz E., Pruscini F., Santolini R., Goławski A. & Tryjanowski P. 2016: Habitat structure, breeding stage and sex affect hunting success of breeding Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ethology Ecology & Evolution* 28: 136–147.
- Némethová D. & Tirinda A. 2005: The influence of intersections and dead-ends of line-corridor networks on the breeding bird distribution. *Folia Zoologica* 54: 123–134.
- Nol E., Francis C. M. & Burke D. M. 2005: Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conservation Biology* 19: 836–844.
- Opdam P., Rijdsdijk G. & Hustings F. 1985: Bird communities in small woods in an agricultural landscape: Effects of area and isolation. *Biological Conservation* 34: 333–352.
- Orłowski G. 2008: Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: Implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 86: 153–161.
- Osborne P. 1984: Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of Applied Ecology* 21: 63–82.
- Packett D. L. & Dunning J. B. 2009: Stopover habitat selection by migrant landbirds in a fragmented forest-agricultural landscape. *Auk* 126: 579–589.
- Parish T., Lakhani K. H. & Sparks T. H. 1994: Modeling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes I. Species richness of winter, summer and breeding birds. *Journal of Applied Ecology* 31: 362–371.
- Parish T., Lakhani K. H. & Sparks T. H. 1995: Modeling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes II. Abundance of individual species and of groups of similar species. *Journal of Applied Ecology* 32: 764–775.
- Pe'er G., Zinngrebe Y., Hauck J., Schindler S., Dittrich A., Zingg S., Tscharnkte T., Oppermann R., Sutcliffe L. M. E., Sirami C., Schmidt J., Hoyer C., Schleyer C. & Lakner S. 2017: Adding some green to the greening: Improving the EU's ecological

- focus areas for biodiversity and farmers. *Conservation Letters* 10: 517–530.
- Peach W. J., Denny M., Cotton P. A., Hill I. F., Gruar D., Barritt D., Impey A. & Mallord J. 2004: Habitat selection by song thrushes in stable and declining farmland populations. *Journal of Applied Ecology* 41: 275–293.
- Penteriani V., Ferrer M. & Delgado M. M. 2011: Floater strategies and dynamics in birds, and their importance in conservation biology: Towards an understanding of nonbreeders in avian populations. *Animal Conservation* 14: 233–241.
- Prevedello J. A., Almeida-Gomes M., Lindenmayer D. B. 2018: The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55: 205–214.
- Reif J. 2013: Long-term trends in bird populations: A review of patterns and potential drivers in North America and Europe. *Acta Ornithologica* 48: 1–16.
- Reif J., Hořák D., Křišťín A., Kopsová L. & Devictor V. 2016: Linking habitat specialization with species' traits in European birds. *Oikos* 125: 405–413.
- Reif J., Voříšek P., Štastný K., Bejček V. & Petr J. 2007: Population increase of forest birds in the Czech Republic between 1982 and 2003. *Bird Study* 54: 248–255.
- Ribic C. A. & Sample D. W. 2001: Associations of grassland birds with landscape factors in southern Wisconsin. *American Midland Naturalist* 146: 105–121.
- Rodewald P. G. & Brittingham M. C. 2004: Stopover habitats of landbirds during fall: Use of edge-dominated and early-successional forests. *Auk* 121: 1040–1055.
- Sanderson F. J., Kloch A., Sachanowicz K. & Donald P. F. 2009: Predicting the effects of agricultural change on farmland bird populations in Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129: 37–42.
- Sauerbrei R., Aue B., Krippes C., Diehl E. & Wolters V. 2017: Bioenergy and biodiversity: Intensified biomass extraction from hedges impairs habitat conditions for birds. *Journal of Environmental Management* 187: 311–319.
- Siriwardena G. M., Cooke I. R. & Sutherland W. J. 2012: Landscape, cropping and field boundary influences on bird abundance. *Ecography* 35: 162–173.
- Snow D. W., Perrins C. M., Hillcoat B., Gillmor R. & Roselaar C. S. (eds) 1997: *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition*. Oxford University Press, Oxford.
- Sorensen A. E. 1981: Interactions between birds and fruit in a temperate woodland. *Oecologia* 50: 242–249.
- Sparks T. H., Parish T. & Hinsley S. A. 1996: Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 60: 1–8.
- Staley J. T., Sparks T. H., Croxton P. J., Baldock K. C. R., Heard M. S., Hulmes S., Hulmes L., Peyton J., Amy S. R. & Pywell R. F. 2012: Long-term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. *Biological Conservation* 145: 24–29.
- Stoate C., Boatman N. D., Borralho R. J., Carvalho C. R., de Snoo G. R. & Eden P. 2001: Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337–365.
- Sutcliffe L. M. E., Batáry P., Kormann U., Báldi A., Dicks L. V., Herzog I., Kleijn D., Tryjanowski P., Apostolova I., Arlettaz R., Aunins A., Aviron S., Baležentienė L., Fischer C., Halada L., Hartel T., Helm A., Hristov I., Jelaska S. D., Kaligarič M., Kamp J., Klimek S., Koorberg P., Kostiuková J., Kovács-Hostyánszki A., Kuehmerle T., Leuschner C., Lindborg R., Loos J., Maccherini S., Marja R., Máthé O., Paulini I., Proença V., Rey-Benayas J., Sans F. X., Seifert C., Stalenga J., Timaeus J., Török P., van Swaay C., Viik E. & Tschirntke T. 2015: Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions* 21: 722–730.
- Šálek M. 2012: Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49: 1417–1425.
- Tworek S., Golawski A., Jobda M. & Kosicki J. Z. 2017: The varying impact of agri-environment schemes on birdlife in two regions of Poland. *Ornis Fennica* 94: 101–112.
- Valášek M. 2005: *Hnízdní ekologie ptáků v křovinných biotopech Národního parku Podyjí*. Diplomová práce. Katedra zoo-

- logie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci.
- Vanhinsbergh D., Gough S., Fuller R. J. & Brierley E. D. R. 2002: Summer and winter bird communities in recently established farm woodlands in lowland England. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 92: 123–136.
- Vickery J. A., Feber R. E. & Fuller R. J. 2009: Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133: 1–13.
- Vickery P. D., Hunter M. L. & Melvin S. M. 1994: Effects of habitat area on the distribution of grassland birds in Maine. *Conservation Biology* 8: 1087–1097.
- Villard M. A., Trzcinski M. K. & Merriam G. 1999: Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13: 774–783.
- Vliet R. E. van der, Dijk J. van & Wassen M. J. 2010: How different landscape elements limit the breeding habitat of meadow bird species. *Ardea* 98: 203–209.
- Voříšek P., Jiguet F., van Strien A., Škorpilová J., Klvaňová A. & Gregory R. D. 2010: Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? In: *Lowland Farmland Birds III.: Delivering Solutions in an Uncertain World*. Proceedings of the BOU's 2009 annual conference.
- Walker M. P., Dover J. W., Hinsley S. A. & Sparks T. H. 2005: Birds and green lanes: Breeding season bird abundance, territories and species richness. *Biological Conservation* 126: 540–547.
- Walker M. P., Dover J. W., Sparks T. H. & Hinsley S. A. 2006: Hedges and green lanes: Vegetation composition and structure. *Biodiversity and Conservation* 15: 2595–2610.
- Walther B. & Gosler A. 2001: The effects of food availability and distance to protective cover on the winter foraging behaviour of tits (*Aves: Parus*). *Oecologia* 129: 312–320.
- Weidinger K. 2010: Foraging behaviour of nest predators at open-cup nests of woodland passerines. *Journal of Ornithology* 151: 729–735.
- Weijden W. van der, Terwan P. & Guldmond A. (eds) 2010: *Farmland Birds across the World*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Wuczynski A. 2016: Farmland bird diversity in contrasting agricultural landscapes of southwestern Poland. *Landscape and Urban Planning* 148: 108–119.
- Wuczynski A., Kujawa K., Dajdok Z. & Grzesiak W. 2011: Species richness and composition of bird communities in various field margins of Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141: 202–209.

Došlo 1. února 2018, přijato 11. června 2018.

Received 1 February 2018, accepted 11 June 2018.