Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Biologie

Lenka Rajmonová

Význam rozptýlené zeleně pro ptáky v zemědělské krajině
The importance of woodlots for birds in farmland

Bakalářská práce

Školitel: doc. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha, 2017

Prohlášení

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

V Praze dne 19. 8. 2017

Podpis:

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému školiteli doc. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D. za trpělivé vedení, cenné rady a vždy přátelskou atmosféru při konzultacích. Velký dík patří také mé rodině za podporu při psaní mé bakalářské práce, za poskytnuté zázemí. Děkuji svému otci, doc. MVDr. Radku Rajmonovi, Ph.D., za jeho čas, který mi věnoval, nadhled a systematický úhel pohledu. Rovněž děkuji Adamu Dvořákovi za veškerý pozitivní přístup a motivaci, jimiž mě obohacuje.

Abstrakt

Jedním ze zásadních dopadů postupující intenzifikace zemědělství je homogenizace krajiny, patrná zejména ve vyspělých zemích. V rozsáhlých otevřených plochách, jež představují pro většinu organismů nehostinné prostředí, může být vhodným habitatem pro živočichy nelesní, tzv. rozptýlená zeleň. I když je pochopení významu této zeleně zásadní pro ochranu stále klesající biodiverzity zemědělské krajiny, překvapivě dosud na toto téma nevznikla žádná syntetická studie. Její zpracování je proto hlavním cílem této práce, přičemž zaměřena bude na ptáky, kteří jsou jednou z nejvíce intenzifikací ohrožených skupin. Bylo zjištěno, že rozptýlená zeleň poskytuje ptákům nejen hnízdní a potravní habitat, ale funguje i jako ekologický koridor a zároveň nabízí tahové zastávky dálkovým migrantům. Složení místního ptačího společenstva výrazně ovlivňují vlastnosti zeleně samotné, v menší míře i vlastnosti okolní krajiny. V rozptýlené zeleni se vyskytují jak druhy otevřené krajiny, tak lesní ptáci, avšak jejich preference i využití zeleně jsou do značné míry odlišné. Porozumění těmto mechanismům umožní efektivnější ochranu biodiverzity i zacílení na konkrétní ohrožené druhy ptáků. Cílem ochrany by mělo být zajištění pestré krajinné mozaiky s relativně vysokým zastoupením rozptýlené zeleně a zároveň zajištění kvality těchto krajinných prvků – tj. dostatečné rozlohy, vysoké druhové diverzity vegetace, vysoké heterogenity mikrohabitatů a širokých travnatých okrajů podél zeleně.

Klíčová slova: nelesní zeleň**,** ptáci zemědělské krajiny**,** ochrana biodiverzity, ostrůvkovitý habitat, struktura společenstva, krajinná ekologie

Abstract

One of the outcomes of agricultural intensification is landscape homogenization, particularly obvious in developed countries. Unproductive plots of woody vegetation may represent a refuge for many species within large blocks of open areas. Eventhough it is crucial to assess the importance of such plots for animals in farmland, surprisingly, no synthesis on this topic has been published up to now. Therefore, performance of such an assessment is the main task of this bachelor thesis which is focused on birds since they heavily suffer from agricultural intensification. It was found that marginal vegetation provides not only habitat for breeding and foraging but also ecological corridor for birds' short-distance movement and stopover sites for long-distance migrants. The structure of avian community is affected by specific characteristics of vegetation itself considerably and also by characteristics of landscape in smaller measure. Both farmland and forest birds occur in marginal vegetation, each of these bird groups utilizes these plots in a different way based on its ecological needs, however. The understanding of these mechanisms will allow effective conservation of biodiversity and restoration of once devastated areas. The main goal of conservation should be to ensure heterogeneous landscape mosaic with relatively high amount of woody vegetation controlling the quality of this habitat at the same time. Specifically, the plots should be of sufficient area, high diversity of woody plant species, high heterogeneity of microhabitats and wide grassland edges.

Key words: marginal vegetation, farmland birds, conservation of biodiversity, habitat islands, community structure, landscape ecology

Obsah

1. Úvod 1
2. Rozptýlená zeleň: vymezení pojmu 3
2.1. Liniová zeleň 4
2.2. Plošná zeleň 4
3. Společenstva ptáků rozptýlené zeleně vs. lesa 5
4. Ekologické skupiny ptáků osidlující rozptýlenou zeleň 6
5. Ekologické funkce rozptýlené zeleně 8
6. Vlastnosti rozptýlené zeleně ovlivňující ptačí společenstvo 10
6.1. Celkové množství porostu 10
6.2. Tvar, relativní délka obvodu 12
6.3. Poloha v rámci linie vegetace 13
6.4. Druhová skladba dřevinné vegetace 13
6.5. Hustota porostu 14
6.6. Struktura a druhové složení travnatých okrajů 14
6.7. Heterogenita mikrohabitatů 15
7. Vliv okolní krajiny 16
8. Význam rozptýlené zeleně 19
8.1. Rozptýlená zeleň – optimální či suboptimální habitat? 19
8.2. Relativní význam jednotlivých krajinných prvků – liniová vs. plošná zeleň 21
9. Doporučení pro ochranu biodiverzity v zemědělské krajině 23
10. Závěr 26
11. Seznam literatury 28

1. Úvod

Většina suchozemského světa je v současnosti využívána člověkem za účelem pokrýt stále narůstající potřeby společnosti. Zemědělská krajina přitom tvoří velkou část těchto území, v Evropě je to přibližně 45% veškeré rozlohy kontinentu (Food and Agriculture Organization of the United Nations 2014). Jde o krajinu kulturní, člověkem pozměněnou, přesto se během tisíců let stala nenahraditelným životním prostředím pro mnohé rostliny a živočichy, kteří se novým podmínkám přizpůsobili (Ložek 2007). Avšak od poloviny 20. století probíhá rychlá intenzifikace zemědělství. Tento proces s sebou nese mnohé změny – těžkou mechanizaci, zvýšené užívání chemických látek (zejména ve formě hnojiv a pesticidů), v krajinném měřítku pak exploataci neobdělávaných přírodních či polopřírodních ploch, jako jsou meze, remízky, lesíky apod. (Stoate et al. 2001). Důsledkem těchto změn je úbytek biodiverzity a ústup mnoha druhů zemědělské krajiny, ať už jde o zástupce rostlin, hmyzu nebo ptáků, protože vzniklé homogenní zemědělské plochy jsou pro většinu druhů přizpůsobených k životu v heterogenní extenzivně využívané zemědělské krajině neobyvatelné (Benton et al. 2003; Kleijn et al. 2009).

Klíčovým habitatem, který soustřeďuje biodiverzitu v současné zemědělské krajině, je právě přírodní či polopřírodní vegetace (Morelli 2013), nejčastěji se vyskytující ve formě trvalých travních porostů, lesíků, křovin, stromů ve shlucích či solitérních a doprovodné vegetace cest a vodních toků (Hanuš et al. 1979). Tato vegetace nabízí možnosti sběru potravy, úkrytu, prostoru pro rozmnožování, zároveň plní funkci ekologických koridorů (Morelli 2013). Abychom však dokázali v zemědělské krajině aktivně podpořit udržení biodiverzity a ekologických procesů, je nejdříve potřeba porozumět vlastnostem této polopřírodní vegetace a pochopit jejich význam ve vztahu ke druhům, které jsou na ni vázány. Ambicí této práce je přispět k pochopení vztahů mezi vlastnostmi organismů a charakteristikami polopřírodní vegetace v zemědelské krajině prostřednictvím ptáků jako modelových organismů. Ptáci jsou pro tento záměr vhodnou studijní skupinou - jde o relativně velké organismy na konci potravních řetězců, které tak odrážejí vliv podmínek působících v širších prostorových souvislostech (Morelli et al. 2014a). Současně představují ptačí druhy vázané na zemědělskou krajinu i jednu z nejrychleji mizejících skupin ptáků celého světa (Ramírez 2017).

Cíle této práce jsou: (i) shrnout dostupné informace o významu vegetace v podobě rozptýlené zeleně pro ptačí druhy v podmínkách zemědělské krajiny; (ii) zjistit, které charakteristiky rozptýlené zeleně rozhodují o složení místních ptačích společenstev; (iii)

prozkoumat, jaké ekologické vlastnosti spojují ptačí druhy s podobným vztahem k rozptýlené zeleni; (iv) odvodit mechanismy, které výše popsané interakce řídí; (v) na základě zjištěných informací formulovat doporučení pro ochranu přírody a další výzkum.

Práce se vzhledem k možnostem praktického uplatnění poznatků bude zaměřovat pouze na temperátní zónu Evropy, resp. východní část Severní Ameriky, která je svým typem vegetace a ekologickými procesy evropskému prostředí velmi blízká (Jeník a Pavliš 2011).

2. Rozptýlená zeleň: vymezení pojmu

Termín rozptýlená zeleň se užívá v územním a krajinném plánování a v oborech zabývajících se ochranou a tvorbou krajiny či životním prostředím (Kolařík 2003). Označuje dřevinnou vegetaci, která není evidována jako les nebo zemědělská kultura. Zahrnuje jak porosty, tak jednotlivé dřeviny, původem přírodní i člověkem uměle vysazené, vyskytující se často na zemědělské, ale i jiné půdě (Kolařík 2003). Může jít o zbytky lesů, které se dochovaly na zemědělsky nevýnosných a nedostupných místech, o dřeviny náhodně zavlečené, o plochy opuštěné s různými stadii sukcesní vegetace, či o dřeviny člověkem záměrně vysazované z nejrůznějších důvodů (Kavka a Šindelářová 1978).

Rozptýlená zeleň se v krajině vyskytuje v podobě lesíků, remízků, zarostlých mezí, větrolamů, doprovodné vegetace cest a vodních toků či ploch nebo solitérních jedinců, včetně památných stromů (Hanuš et al. 1979; Černá et al. 2006). Ovocné sady, vinice, chmelnice nebo zahrady vně intravilánů sídel se za rozptýlenou zeleň nepovažují (Kolařík 2003).

V případě anglicky psané vědecké literatury však není užíván žádný ekvivalent tohoto českého pojmu, a není tedy rozlišováno mezi rozptýlenou zelení a lesní vegetací. Aby bylo při práci s informačními zdroji možno posoudit, které práce se týkají rozptýlené zeleně a které už studují spíše ekologické procesy lesního prostředí, bylo potřeba stanovit si určité třídící kritérium. I když je vymezení rozptýlené zeleně pomocí katastrální evidence funkční v případě krajinného plánování, z hlediska biologických procesů, které se tato práce snaží podchytit, je směrodatnou vlastností spíše malá rozloha rozptýlené zeleně oproti lesu. Velká část studií naznačuje, že ptačí společenstvo nabývá charakteru zapojeného lesa kolem rozlohy 1 ha (Galli et al. 1976; Loman a Von Schantz 1991; Mason 2001; Vanhinsbergh et al. 2002). Proto byla stanovena arbitrární hranice maximální rozlohy vegetace, která bude považována za rozptýlenou zeleň, hodnotou 1 ha.

Existuje mnoho způsobů, jak rozptýlenou zeleň dále dělit a charakterizovat. Například podle způsobu jejího vzniku (na přirozenou, kulturní či kombinaci obojího), podle půdorysné dispozice (porosty bodové, plošné, liniové), podle umístění v terénu (porosty doprovodné či samostatné) a podle dalších aspektů (Kolařík 2003). V této práci bude využito rozlišení podle půdorysné dispozice a porovnán ekologický význam rozptýlené zeleně liniové a plošné. (Význam bodové rozptýlené zeleně pro ptáky není téměř zkoumán a dostupné podklady neumožňují uchopení problematiky způsobem adekvátním pro bakalářskou práci.) Tento přístup se vyloženě nabízí: v historii ekologického výzkumu zaměřeného na avifaunu byly tyto dvě formy vegetace snad vždy zkoumány separátně, přičemž většina ochranářské

pozornosti byla věnována vegetaci liniové (např. Green et al. 1994; MacDonald a Johnson 1995; Parish et al. 1995; Némethová a Tirinda 2005). Až v posledních letech se objevují studie cílené na ochranu zemědělské krajinné mozaiky, které sledují význam rozptýlené zeleně jako celku a do sběru dat zahrnují jak její liniové, tak plošné porosty (např. Wuczynski 2016).

2.1.Liniová zeleň

Liniová vegetace je tradiční součástí zemědělské krajiny - od vzniku zemědělství byla v krajině zachovávána či zakládána za účelem vytyčení hranic mezi pozemky. Za tímto účelem pak její porosty často vytvářely propojenou síť, na místech méně dotčených intenzifikací dodnes zachovanou (Baudry et al. 2000). V současnosti liniová zeleň představuje uměle vysazené i zcela spontánně vzniklé pásy dřevinné vegetace (např. náletové či vzniklé jako pozůstatky původně rozsáhlejšího lesního porostu). Často se vyskytuje i podél dopravních komunikací v podobě spontánní křovinaté vegetace nebo vysazených stromořadí. Uměle vysazená liniová vegetace je většinou tvořena jednou či několika řadami dřevin a bývá strukturně i druhově homogenní (extrémem jsou např. živé ploty v anglosaské krajině), oproti tomu spontánně vzniklá vegetace či pozůstatky lesa bývají prostorově heterogenní s vysokou druhovou diverzitou (Boutin et al. 2002).

2.2. Plošná zeleň

Plošná rozptýlená zeleň má mnoho podob, v závislosti na vzniku a stáří porostu, stejně jako je tomu u liniové vegetace. Snad nejčastější a zároveň nejzkoumanější formou jsou ostrůvkovité lesní porosty ponechané uprostřed zemědělských ploch (dále v této práci nazývané „zemědělské lesíky“). Studie zkoumající lesní porosty tradičně a z hlediska ekologických funkcí velmi smysluplně dělí tento biotop na dvě svými vlastnostmi do značné míry odlišná prostředí: lesní interiér a lesní okraj, který vlivem působení různých fyzikálních i biologických faktorů zasahuje v závislosti na lokálních podmínkách desítky až stovky metrů do nitra porostu (Paton 1994). Tyto zemědělské lesíky díky své malé rozloze představují prakticky na celé své ploše nebo na její většině pouze habitat lesního okraje bez interiéru (Loman a Von Schantz 1991), a tím pádem mohou mít otevřenější strukturu propouštějící více slunečního světla, díky tomu i rozvinutější keřové patro, než je tomu u interiéru zapojeného rozsáhlého lesa; zároveň se zde častěji vyskytují ovocné stromy a další plodící rostliny (Rodewald a Brittingham 2004).

3. Společenstva ptáků rozptýlené zeleně vs. lesa

S postupem intenzifikace zemědělství, které s sebou neslo úbytek rozptýlené zeleně v krajině a homogenizaci otevřených ploch, začal narůstat vědecký zájem o prvky rozptýlené zeleně a výzkum jejich významu pro biotu. Ještě do konce 20. století bylo na rozptýlenou zeleň nahlíženo často jako na suboptimální habitat využívaný ptáky lesních porostů, jehož odstranění nemá tak závažný dopad na biodiverzitu v porovnání s odstraněním habitatu lesního (např. Krebs 1971). V současné době však již bylo prokázáno, že ptačí společenstva lesů a rozptýlené zeleně jsou druhově odlišná, i když s určitým překryvem, a že rozptýlená zeleň na rozdíl od lesů hostí společenstvo charakteristické převahou druhů zemědělské krajiny (Fuller et al. 2001). S rostoucí hustotou rozptýlené zeleně v krajině se i její ptačí společenstvo přirozeně čím dál více podobná tomu lesnímu, nicméně i při nejvyšších hustotách rozptýlené zeleně nedojde k dosažení úplné shody v druhovém složení a druhové bohatosti (Fuller et al. 2001).

4. Ekologické skupiny ptáků osidlující rozptýlenou zeleň

Rozptýlená zeleň představuje habitat vhodný jednak pro některé druhy lesních ptáků, jednak pro druhy lesního okraje a mnohé druhy zemědělské krajiny. Je však nutné konstatovat, že ekologické preference druhů, a tedy i jejich zařazení do příslušné ekologické skupiny, se mohou lišit podle geografického výskytu a ani sama klasifikace podle preferencí habitatu není napříč vědeckou komunitou užívána jednotně (Fraser et al. 2017). Ačkoliv je tedy výše zmíněné dělení z ekologického hlediska užitečné a pomáhá objevovat nové souvislosti, příklady konkrétních druhů reprezentujících danou skupinu se mohou oblast od oblasti lišit.

V rámci lesních ptáků můžeme rozlišit dvě skupiny druhů. Druhy tzv. lesního interiéru jsou specializované na zapojený les a náročné na rozlohu lesního habitatu, a v rozptýlené zeleni se tedy prakticky nevyskytují (Lorenzetti a Battisti 2006), např. brhlík lesní (*Sitta europaea*) nebo strakapoud velký (*Dendrocopus major*)(Bennett et al. 2004). Oproti tomu lesní druhy označované jako generalisté, kteří jsou schopni využívat jak lesní interiér, tak i okraje a přežijí i na malých plochách lesního porostu, se v rozptýlené zeleni vyskytují hojně. Např. drozd zpěvný (*Turdus philomelos)*, pěnkava obecná (*Fringilla coelebs)*, sýkora koňadra (*Parus major*) (McCollin 1993). Tyto druhy pokryjí v rozptýlené zeleni všechny své ekologické požadavky: využívají ji k hnízdění i pro shánění potravy, ovšem okolním otevřeným hospodářsky využívaným plochám (až na výjimky jako např. drozd zpěvný) se spíše vyhýbají (Wuczynski et al. 2011). Na tyto druhy lze úspěšně aplikovat přístup ostrovní biogeografie (Nol et al. 2005), podle které lesíky představují ostrovy vhodného habitatu v jinak nehostinné matrici. Výskyt lesních druhů pak odpovídá modelu, podle kterého je podoba společenstva na ostrůvku dána především velikostí plochy ostrůvku a jeho izolací od ostatních fragmentů.

Kromě lesních druhů rozptýlenou zeleň osidlují i ptáci využívající ve větší či menší míře také mimolesní prostředí, tedy hospodářské otevřené plochy (Hinsley a Bellamy 2000). Tyto druhy bychom mohli souhrnně označit za ptáky zemědělské krajiny (Weijden et al. 2010). V rámci této skupiny se však jednotlivé druhy liší podle toho, kde se na gradientu od lesního porostu ke zcela otevřené krajině vyskytují (Fuller et al. 2004).

Na tomto pomyslném gradientu zůstávají nejblíže lesu druhy lesního okraje, jinak označované také jako „druhy zemědělsko-lesní krajinné mozaiky“ (Wuczynski et al. 2011). Většina těchto ptáků je stále vázána hnízděním na lesní porosty, potravu však získávají i z okolních otevřených ploch (Imbeau et al. 2003). Mezi typické zástupce patří např. špaček

obecný (*Sturnus vulgaris)* nebo vrabec polní (*Passer montanus)*(Bennett et al. 2004). Jiné druhy jako např. ťuhýk obecný (*Lanius collurio*) vyžadují již větší podíl otevřené krajiny tvořící s dřevinnými porosty heterogenní mozaiku (Ceresa et al. 2012). Některé druhy zemědělské krajiny ještě více vázané na otevřenou krajinu, např. strnad zahradní (*Emberiza hortulana*), využívají rozptýlenou zeleň pouze k usednutí, za účelem odpočinku či přednesu zpěvu, a tedy jim stačí pouze malé okrsky porostů nebo izolované stromy (Golawski a Dombrowski 2002).

Výše zmíněné druhy zemědělské krajiny jsou na porosty rozptýlené zeleně silněji vázané než druhy lesní, protože mají jen omezené alternativní možnosti, kde se usídlit. Do této skupiny patří i mnoho druhů se specifickými nároky na habitat, jež vlivem modernizace zemědělství významně ubývají na početnosti (Weijden et al. 2010).

Na konci gradientu pak stojí ty druhy zemědělské krajiny, jež jsou silně vázány na otevřené biotopy bez stromové nebo křovinné vegetace jako např. skřivan polní (*Alauda arvensis*) nebo linduška úhorní (*Anthus campestris*). Pro ně představuje rozptýlená zeleň naopak krajinný prvek, který fragmentuje otevřený habitat, a působí tak na tyto druhy spíše negativně (Green et al. 1994; Ribic a Sample 2001; Golawski a Dombrowski 2002; Grzybek et al. 2008).

Vzhledem k tomu, že ptáci zemědělské krajiny využívají kromě rozptýlené zeleně i okolní krajinu, nelze v jejich případě příliš dobře uplatnit model ostrovní biogeografie, který by bral v úvahu pouze rozlohu rozptýlené zeleně. Pokud je tedy analyzován vliv rozlohy porostů na celá ptačí společenstva, skupina druhů lesního okraje tento vliv rozlohy činí méně patrným (Lorenzetti a Battisti 2006).

5. Ekologické funkce rozptýlené zeleně

Rozptýlená zeleň představuje pro ptáky vhodný hnízdní habitat, ale i zdroj potravy nebo možnost úkrytu před predátory či nepříznivým počasím (Osborne 1984; Vanhinsbergh et al. 2002). V případě liniové vegetace je navíc zmiňováno umožnění hřadování (Osborne 1984), plošná vegetace je zas považována za důležitý habitat umožňující zimování ptáků (Doherty a Grubb 2000a). I ty nejmenší ostrůvky zeleně v podobě shluků stromů nebo dřevin solitérních jsou ptáky využívány jako tzv. „song posts“, tj. místa k přednesu zpěvu (Golawski a Dombrowski 2002; Tryjanowski et al. 2014) nebo tzv. „perching structures“, tedy místa k usednutí a vyhlížení kořisti (Ceresa et al. 2012; Tryjanowski et al. 2014).

Jakkoliv se funkce hnízdního habitatu může zdát pro výskyt ptačí populace jako klíčová, ostatní ekologické funkce rozptýlené zeleně jsou při ochraně rovněž nezanedbatelné. Například v Anglii došlo v posledních desetiletích minulého století ke snížení počtu drozdů zpěvných (*Turdus philomelos*) a hrdliček divokých (*Streptopelia turtur*) přibližně o 70% (Baillie et al. 2001). Výzkumy ukázaly, že v obou případech je nejspíš hlavním důvodem nedostatek vhodných potravních habitatů v zemědělské krajině (Browne a Aebischer 2003; Peach et al. 2004). Přitom jedním z nich je právě rozptýlená zeleň (Fuller et al. 2004). V případě hrdličky jde o nedostatek divoce rostoucích bylin, které jsou zdrojem semen (Browne a Aebischer 2003). U populací drozda zas o nedostatek potravních habitatů typu vlhkých příkopů, okrajů lesů a obnažené půdy v porostu vegetace, kde sbírají bezobratlé. Na orných plochách, kde půda rychle vysychá, se drozdi neuživí (Peach et al. 2004). Přitom kvalitní porosty rozptýlené zeleně by mohly poskytnout všechny tyto zdroje.

Rozptýlená zeleň umožňuje i migraci ptáků otevřenou krajinou. Zde má liniová a plošná zeleň výrazně rozdílné role.

Liniová vegetace funguje v otevřené krajině jako ekologický koridor umožňující nejbezpečnější způsob pohybu, a to i pro mnoho druhů ptáků, především pro lesní druhy pěvců a malé druhy obecně (Hinsley a Bellamy 2000). Přítomnost ekologických koridorů přispívá k udržení biodiverzity tím, že umožňují genový tok, redukují fluktuaci populací, snižují pravděpodobnost extinkce a umožňují pohyb a šíření druhu (Hudgens a Haddad 2003). Skutečně přítomnost liniové vegetace v krajině má za následek vyšší druhovou bohatost v lesních porostech (Hinsley et al. 1995; Vanhinsbergh et al. 2002) a na její přítomnosti závisí i přítomnost některých druhů v lesících, např. sýkory modřinky (*Parus caeruleus*) nebo drozda zpěvného (*Turdus philomelos*) (Hinsley et al. 1995; Doherty a Grubb 2000). Význam

liniové vegetace jako ekologického koridoru závisí i na její podobě, např. pozitivní efekt na více druhů má liniová vegetace se stromovým patrem (Vanhinsbergh et al. 2002).

Plošná zeleň v podobě zemědělských lesíků představuje možné tahové zastávky dálkových migrantů (Rodewald a Brittingham 2004; Mehlman et al. 2005; Packett a Dunning 2009). Ukazuje se, že habitat lesního okraje je ze všech možných habitatů (spolu s lesními porosty v časně sukcesní fázi) využíván migranty nejčastěji, protože nabízí větší zastoupení keřů, ovocných stromů a jiné vegetace s vhodnými zdroji potravy, navíc keřové patro může rovněž ptákům sloužit jako ochrana před nepříznivým počasím a predátory (Rodewald a Brittingham 2004; Packett a Dunning 2009). I zemědělské lesíky, které jsou prakticky tvořeny pouze habitatem lesního okraje, jsou tak preferovaným útočištěm (Packett a Dunning 2009). V intenzivně obdělávané homogenní krajině mohou malé lesíky fungovat jednak jako „nouzové plochy“, které nejsou migranty využívány pravidelně, zato jsou však životně důležité jako úkryt při nenadálé situaci např. při extrémním zhoršení klimatických podmínek, jednak pak jako „oáza“ nabízející možnost částečného doplnění tukových zásob a svalové hmoty (Mehlman et al. 2005). Malé lesní porosty tak hrají zásadní roli při ochraně migrujících ptáků - umožňují jim překlenout dlouhé vzdálenosti mezi optimálními odpočinkovými habitaty (Mehlman et al. 2005; Packett a Dunning 2009).

6. Vlastnosti rozptýlené zeleně 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; Hinsley a Bellamy 2000). Mezi vlastnosti zeleně, jejichž význam byl v dostupných vědeckých pracích potvrzen, patří celkové množství dostupného habitatu zeleně většinou kvantifikované buď jako plocha u ostrůvkovité (např. Hinsley et al. 1995), nebo objem, výška, šířka či délka u liniové vegetace (např. Green et al. 1994; Némethová a Tirinda 2005; Batary et al. 2010). Dále pak celkový tvar porostu (Villard et al. 1999), druhová skladba vegetace (Green et al. 1994), hustota porostu (MacDonald a Johnson 1995), strukturní heterogenita habitatu (Bellamy et al. 1996) a struktura bylinných okrajů podél stromové vegetace (Parish et al. 1995). Přestože je tento souhrnný výčet poměrně dlouhý, výsledky jednotlivých studií jsou ve skutečnosti velmi variabilní a význam té které vlastnosti zeleně byl prokázán v různé míře a často jen v některých studiích. V níže uvedených kapitolách je tato variabilita rozebrána.

6.1. Celkové množství porostu

Celkové množství dostupného habitatu je u rozptýlené zeleně obecně nejvýznamnějším faktorem, který pozitivně ovlivňuje druhovou bohatost, početnost i obrat jedinců v populaci (Bennett et al. 2004). Toto zjištění je v souladu s obecně platným jevem známým jako species-area relationship, kdy s rostoucím množstvím daného prostředí roste počet druhů na něm se vyskytující (Connor a Mccoy 1979). Tento jev lze vysvětlit několika hypotézami, avšak v případě malých ostrůvků zeleně se bude jednat pravděpodobně o tuto jednoduchou zákonitost: na větší území se víc druhů a jedinců „vejde“ a jsou splněny i podmínky pro druhy s vyššími nároky na prostor, např. s většími velikostmi teritorií (Galli et al. 1976). Další faktory ovlivňují druhovou bohatost a početnost na „jemnější škále“ a jejich význam se jeví až jako druhotný.

Pro vyjádření celkového množství dostupného habitatu se používají různé charakteristiky zeleně podle toho, zda jde o liniovou či plošnou zeleň. V případě liniové zeleně se k vyjádření množství dostupného habitatu používají většinou výška, šířka či objem vegetace (např. Arnold 1983; Green et al. 1994; MacDonald a Johnson 1995; Némethová a Tirinda 2005). Tyto vlastnosti spolu ovšem často korelují a při vyhodnocování statistických výsledků je těžké je od sebe odlišit (MacDonald a Johnson 1995). Ojediněle se užívá i délka liniové zeleně (Batary et al. 2010), zatímco vliv plochy liniové zeleně nebyl použit v žádné studii (Osborne 1984). Platí, že čím větší celkový objem porostu, tím vyšší počet druhů a populační hustota (Green et al. 1994).

Mnohokrát bylo potvrzeno, že u liniové zeleně jsou největší druhová pestrost i hnízdní hustota vázány na vysokou vegetaci vysokou, s množstvím vzrostlých stromů (např. Green et al. 1994; Parish et al. 1995; Fuller et al. 2001; Walker et al. 2005; Fennessy a Kelly 2006). Tento typ porostu vyhovuje většině druhů ptáků, avšak je třeba zdůraznit, že ne všem – některé druhy, převážně ty, jejichž přirozeným habitatem 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 habitatu vždy kvantifikováno pomocí plochy porostu. Závislost počtu druhů na velikosti plochy je vyjadřována mocninným vztahem „species-area relationship“ (Connor a Mccoy 1979). Tento trend platí pro lesní druhy, slaběji se projevuje u kompletního společenstva plošné zeleně (Lorenzetti a Battisti 2006). Avšak pro samostatně vydělené druhy zemědělské krajiny „species-area relationship“ neplatí - plocha nemá na počet druhů žádný vliv (Bellamy et al. 1996). Jak Bellamy et al. (1996) vysvětlují, tyto druhy totiž využívají nejen plochu dřevinné vegetace, ale i okolí. Zároveň osidlují především ekotony lesních porostů, počet jejich druhů se tedy odvíjí spíše od obvodu lesního okraje.

Plocha porostu neovlivňuje jen počet druhů, ale i populační hustotu, přičemž podoba závislosti je opět různá pro obě ekologické skupiny. Populační hustota druhů lesního okraje klesá s rostoucí plochou lesního porostu (Mason 2001; Vanhinsbergh et al. 2002). Oproti tomu u ptáků lesního interiéru je tomu opačně (Bellamy et al. 1996; Doherty a Grubb 2000; Lorenzetti a Battisti 2006) Tento jev je pochopitelný – malé lesní ostrůvky mají relativně větší plochu okrajového habitatu. Zároveň mohou mít hustší keřové patro, které druhy lesního okraje často preferují (Loman a Von Schantz 1991; Rodewald a Brittingham 2004).

Kromě počtu druhů a populační hustoty je z ekologického hlediska významný i obrat jedinců, který odráží míru imigrace a emigrace v daném habitatu. I tento jev je závislý na ploše (Mason 2001). Podle Masona (2001) nárůst plochy sice nemění hodnoty celkového obratu jedinců v habitatu (tzv. absolutního obratu), v malém lesním ostrůvku tedy probíhá stejný počet kolonizací a extinkcí jako ve větším lese. Nicméně pokud je obrat jedinců vztažen na jednotku plochy habitatu (tzv. relativní obrat), je patrné, že se zvětšující se plochou klesá. Jak autor uzavírá, tento vztah mezi plochou a relativním obratem jedinců poukazuje na nestabilitu populací v malých lesících.

V souvislosti s významem plochy lesního habitatu je zmiňován koncept tzv. „minimum area relationship“, který je aplikovatelný na některé druhy. Ten vychází z předpokladu, že jednotlivé druhy vyžadují k přežití určitou minimální plochu habitatu. S rostoucí plochou habitatu pak přibývají postupně náročnější druhy tak, jak je naplňován

jejich minimální požadavek (Galli et al. 1976). Avšak některé druhy jsou na velikosti plochy nezávislé. V souvislosti s tím, co bylo výše řečeno o ptácích lesního okraje, lze očekávat absenci požadavku minimální plochy právě u nich. Konkrétně například u strnada obecného (*Emberiza citrinella*), což je jeden z typických zástupců, nebyl prokázán žádný vliv plochy na jeho výskyt či početnost (Golawski a Dombrowski 2002). A skutečně v práci Galliho et al. (1976) se v lesících o rozloze do 0,2 ha vyskytovaly pouze druhy lesního okraje. U lesních druhů bývá nejčastěji rozpoznávána prahová hodnota rozlohy 10 ha lesa – v tomto bodě se začínají vyskytovat druhy vysoce vázané na lesní prostředí (Lorenzetti a Battisti 2006) nebo se již vyskytují, ale teprve zde začne jejich počet rychleji narůstat (Mason 2001). (Odlišnost v interpretaci prahové hodnoty může souviset s nejednotným vymezením dané skupiny druhů.) Ovšem k výrazně nižší prahové hodnotě dospěl Galli et al. (1976), který zaznamenal výskyt lesních druhů už od rozlohy 0,8 ha. Zcela jiný trend popisuje Hinsley et al. (1995), kdy z 31 druhů ptáků v průběhu 3 let zahnízdily v lesících menších než 0,5 ha všechny, včetně ptáků lesního interiéru, až na tři: sýkoru babku (*Parus palustris*), budníčka menšího (*Phylloscopus collybita*) a slavíka obecného (*Luscinia megarhynchos*). Autoři odůvodňují překvapivý výsledek tím, že studie proběhla v Anglii, kde došlo k rozsáhlému odlesnění a fragmentaci mnohem dříve, než např. v Severní Americe, odkud pochází některé údaje o vyšších prahových hodnotách. Některé druhy citlivé na rozlohu lesního habitatu už mohly z anglické avifauny vymizet. U některých lesních druhů v malých lesících byly pozorovány někdy i dlouhé přelety za potravou do okolních lesních porostů. Může jít o strategii, jak se lesní druhy s nedostatečnou plochou habitatu vypořádávají. Vzhledem k druhové specifičnosti nároků na plochu a k různým trendům napříč geografickým areálem nelze modely založené na ploše příliš dobře využít k odhadu složení ptačího společenstva (Hinsley et al. 1995).

6.2. Tvar, relativní délka obvodu

Vliv celkového tvaru porostu je sledován pouze u plošné rozptýlené zeleně. Větší relativní délka obvodu vůči ploše lesního ostrůvku, která souvisí s méně kompaktním tvarem, je u této zeleně hlavním faktorem, jenž pozitivně ovlivňuje počet druhů lesního okraje (Bellamy et al. 1996). Mezi druhy, jejichž pravděpodobnost hnízdění je vyšší při větším zastoupení okrajového habitatu, patří např. špaček obecný (*Sturnus vulgaris*), vrána černá (*Corvus corone*), strnad obecný (*Emberiza citrinella*), kos (*Turdus merula*) a krahujec obecný (*Accipiter nisus*) (Hinsley et al. 1995). Naopak na druhy lesní má délka obvodu negativní vliv, avšak v jejich případě jde o faktor méně významný, pouze doplňující klíčový efekt velikosti (Bellamy et al. 1996; Villard et al. 1999).

6.3. Poloha v rámci linie vegetace

Druhová pestrost i celková početnost ptáků v liniové rozptýlené zeleni se může lišit i v rámci jednoho „ostrůvku“ habitatu, v závislosti na tom, zda se jedná o prostředek linie, její konec nebo křižovatku s jiným „ramenem“ lineární vegetace (Lack 1988; Némethová a Tirinda 2005). V blízkosti křížení roste druhová bohatost, především počet druhů nejtěsněji vázaných na liniovou vegetaci. Tato místa mohou být pro ptáky výhodná z několika hledisek: možnosti obsazení kompaktnějšího a energeticky výhodnějšího teritoria, které lze snadněji ubránit a zároveň nabízí bohatší zdroje potravy, dále lepší ochrany před vlivem nepříznivých povětrnostních podmínek, možnosti úniku do více směrů nebo heterogennějšího prostředí (Lack 1988).

Podle Némethové a Tirindy (2005) vyšší hnízdní hustota v prostoru konců linií nemusí znamenat vyšší atraktivitu těchto míst; lze ji vysvětlit i jako výsledek okrajového efektu, kdy se ptáci „nahromadí“ na okraji biotopového ostrůvku, protože už se nemají kam dál šířit.

6.4. Druhová skladba dřevinné vegetace

U liniové vegetace bylo zjištěno, že čím více druhů dřevin je v porostu zastoupeno, tím vyšší je i druhová diverzita ptáků, přičemž tento vztah je lineární (Osborne 1984; Green et al. 1994; Hinsley a Bellamy 2000) a platí i v případě, že vezmeme v úvahu pouze křovinnou vegetaci (MacDonald a 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).

Pozitivní vliv na početnost ptáků může mít i přítomnost některých konkrétních druhů dřevin a vyšší míra jejich zastoupení, což už platí pro obě formy rozptýlené zeleně. Mezi takové dřeviny patří například zimolez jako významný atraktant hmyzu (MacDonald a Johnson 1995) a zároveň zdroj plodů (Sorensen 1981), a tedy významný pro ptáky hmyzožravé i plodožravé, nebo ostružiník (MacDonald a Johnson 1995) a hloh (Walker et al. 2005), jejichž plody patří mezi nejvyhledávanější potravu plodožravých ptáků (Sorensen 1981). Ovocné stromy obecně jsou u plošné zeleně důležitým faktorem výskytu migrantů, kteří ji využívají k tahovým zastávkám (Rodewald a Brittingham 2004).

Kromě potravních zdrojů mohou být upřednostňovány některé druhy stromů i pro bohatší nabídku hnízdních příležitostí. Především jde o druhy poskytující navíc i možnost hnízdění v dutinách: v Evropě jde např. o dub letní (*Quercus robur*), topol osiku (*Populus tremula*), olši lepkavou (*Alnus glutinosa*) (Carlson et al. 1998; Remm et al. 2006), v Severní

Americe např. o topol osikovitý (*Populus tremuloides*) (Martin a Eadie 1999). Obecně letité, doupné či již uschlé stromy zvyšují početnost i druhou bohatost na lokalitě, přičemž jsou důležité především pro druhy hnízdící v dutinách (Osborne 1984; Loman a Von Schantz 1991; Lorenzetti a Battisti 2006).

Zajímavé je, že o pozitivním efektu vysoké druhové diverzity porostu se hovoří pouze v případě liniové zeleně, přitom kusé informace o pozitivním významu přítomnosti kvalitních potravních zdrojů a doupných stromů v případě plošné zeleně naznačují význam druhové diverzity i zde (Loman a Von Schantz 1991; Lorenzetti a Battisti 2006; Packett a Dunning 2009). Příčinou tohoto rozdílu mezi liniovou a plošnou vegetací bude fakt, že žádná studie (alespoň pokud je mi známo) nesledovala druhovou skladbu vzorkovaných plošek zeleně, a tedy pro plošnou zeleň nejsou dostupná žádná komplexní data, ze kterých by mohl být význam druhové diverzity vegetace potvrzen.

6.5. Hustota porostu

Hustý porost, který je zároveň tvarově kompaktní (tj. s co nejméně členitým okrajem a bez světlin) je obecně ptáky preferován (Bellamy et al. 1996; Hinsley a Bellamy 2000). Coby ochrana před predátory a před nepříznivým počasím je hustota porostu významná pro přežití a hnízdní úspěšnost (Bellamy et al. 1996). V případě liniové zeleně je vliv hustoty porostu potvrzen jednoznačně (MacDonald a Johnson 1995; Hinsley a Bellamy 2000). V případě plošné zeleně byl vliv tohoto faktoru potvrzen jen částečně v jedné studii: hustota korun stromů, hustota křovin a množství listoví byly zahrnuty do nejspolehlivějšího modelu vysvětlující variabilitu v počtu druhů a populační hustotě jen pro některé roky (Bellamy et al. 1996).

6.6. Struktura a druhové složení travnatých okrajů

Vliv přítomnosti, struktury a druhového složení travnatých okrajů byl sledován pouze u liniové zeleně.

Přítomnost travnatých okrajů kolem liniové dřevinné vegetace je důležitá především pro malé hmyzožravé druhy ptáků, jako je např. červenka obecná (*Erithacus rubecula*), které v těchto porostech sbírají bezobratlé, a také pro druhy semenožravé, jako třeba stehlík obecný (*Carduelis carduelis*), které se živí přímo vegetací těchto okrajů (Parish et al. 1995). Ve většině v literatuře popsaných případů tito ptáci profitují z co nejširších okrajů (Vickery et al. 2009). Ovšem Fenessy a Kelly (2006) zaznamenali opačný efekt šířky travnatých okrajů při studiu populací červenky obecné. Autoři to vysvětlují tím, že červenka loví hmyz

z vyvýšeného místa, z kterého pozoruje okolní vegetaci – pokud je travní porost moc široký a bujný, stává se nepřehledným a efektivita červenky při lovu je nižší.

Důležitá je i heterogenní struktura travnatého okraje s různou výškou porostu, jež usnadňuje lov potravy hmyzožravcům (Douglas et al. 2009) a druhová skladba travního porostu. Výrazným obohacením potravní nabídky jsou dvouděložné byliny coby zdroj rostlinné potravy i širokého spektra bezobratlých, zatímco čistě travnatá společenstva nabízí jen omezené zdroje (Vickery et al. 2009).

6.7. Heterogenita mikrohabitatů

U liniové i plošné zeleně se druhová diverzita i celková početnost ptáků zvyšuje s její strukturní heterogenitou (Bellamy et al. 1996; Mason 2001), tj. s vyšším zastoupením různých mikrohabitatů v porostu a v jeho blízkosti (Wuczynski 2016) . Tyto mikrohabitaty obecně představují např. již zmiňované travnaté okraje a plošky bylinného porostu (Parish et al. 1995; Vickery et al. 2009), vřesoviště (Hinsley a Bellamy 2000), příkopy či valy (Arnold 1983) a nebo nezpevněné cesty (Walker et al. 2005). Nicméně pozitivní vliv nezpevněných cest a příkopů byl prokázán pouze u liniové zeleně. V případě plošné zeleně ho někteří autoři předpokládají (Bellamy et al. 1996), ale v žádné dostupné studii nebyl uveden signifikantní efekt těchto prvků. Na druhé straně jiné prvky, které také přispívají ke zvýšení heterogenity prostředí, a u kterých bychom tím pádem mohli očekávat příznivý efekt, jsou malé vodní zdroje, strouhy či nádrže. Nicméně ty většinou nebývají zahrnuty do popisovaných studií. Výjimkou je práce Osborna (1984), ve které překvapivě neměly na početnost ani druhovou pestrost vliv.

Příznivý efekt nezpevněné cesty u liniové zeleně může být demonstrován na příkladu tzv. „green lanes“, tj. polních cest obklopených z obou stran řadou či pásem dřevinné vegetace (Dover et al. 2000). Cesta uprostřed nabízí zvláštní habitat s druhy rostlin, které u samostatných živých plotů nerostou, travnaté okraje kolem živých plotů jsou širší, přičemž se vnější a vnitřní okraj od sebe (a oproti cestě) liší botanickým složením (Walker et al. 2006). Takovýto komplex polních cest a liniové vegetace tedy nabízí ptákům různorodější habitat využitelný ke hnízdění, úkrytu, hřadování a poskytují i více rozmanitých zdrojů potravy a zdrojů ke stavbě hnízda. (Walker et al. 2005).

7. Vliv okolní krajiny

Čím dál více se ukazuje, že vlastnosti společenstva na určité lokalitě nelze vysvětlit pouze charakteristikami dané lokality, ale že je třeba brát v úvahu i vliv okolního prostředí (Mazerolle a Villard 1999). Studie, které se zaměřily nejen na vlastnosti samotných liniových nebo plošných porostů rozptýlené zeleně, ale i na vlastnosti krajiny je obklopující, zjistily, že na druhovou bohatost a populační hustoty ptáků má vliv i izolace daného porostu a množství rozptýlené zeleně v okolí, způsob využívání okolní krajiny a diverzita pěstovaných plodin (Hinsley et al. 1995; Parish et al. 1995; Bennett et al. 2004; Siriwardena et al. 2012). Vliv okolní krajiny na ptačí společenstvo rozptýlené zeleně je samozřejmě až druhořadý - většinu variability vysvětlují vlastnosti zeleně samotné (Mazerolle a Villard 1999). Přesto je význam okolní krajiny nezanedbatelný.

Vlastnosti okolní krajiny mají dopad na lesní druhy i na druhy zemědělské krajiny. Avšak obě ekologické skupiny jsou ovlivněny různými faktory (Bellamy et al. 1996; Bennett et al. 2004). Vzhledem k tomu, že se lesní druhy většinou vyhýbají otevřeným zemědělským plochám, způsob využití těchto ploch v jejich případě nehraje příliš velkou roli. Oproti tomu druhy zemědělské krajiny jsou způsobem využívání zemědělských ploch významně ovlivněny, alespoň v případě liniové okrajové vegetace (Bignal a Mccracken 1996; Hinsley a Bellamy 2000; Siriwardena et al. 2012). Pozitivní efekt na jejich druhovou bohatost a populační hustotu mají především neobdělávané plochy v krajině, zejména travnaté (Parish et al. 1995; Ceresa et al. 2012). Pro některé druhy mohou být přínosem i vodní nádrže a sady a zahrady v okolí (MacDonald a Johnson 1995). Vysoká diverzita pěstovaných zemědělských plodin, která se v současnosti využívá jako možné ochranářské opatření ptáků zemědělské krajiny, má výrazně menší (Siriwardena et al. 2012; Wuczynski 2016) nebo žádný přínos (Hiron et al. 2015). Zajímavé je, že i když byly podobné pozitivní efekty na ptáky zemědělské krajiny očekávány i v ostrůvkovitých lesících, příslušné práce žádný efekt na populační hustoty či počet druhů nepotvrdily (Bellamy et al. 1996).

Dalším takovým faktorem, jehož efekt není jednotný, je izolace, respektive množství zeleně v okolí. U liniové okrajové vegetace nebyl nalezen efekt izolace na počet druhů nebo na populační hustotu ani u jedné z obou ekologických skupin (Batáry et al. 2012).V případě společenstva plošné zeleně je však izolace významným faktorem. Druhy zemědělské krajiny vyhledávají spíše lesíky izolované, obklopené otevřenou zemědělskou plochou (Bellamy et al. 1996; Bennett et al. 2004). Naopak na druhy lesní má pozitivní dopad menší míra izolace daná množství lesního habitatu v okolí a přítomnost liniové vegetace, která funguje jako

migrační koridory (Opdam et al. 1985). Velkou roli hrají liniové porosty, které přímo navazují na plošný lesní porost: zvyšují pravděpodobnost výskytu některých druhů, populační hustoty i druhovou bohatost (Hinsley et al. 1995; Doherty a Grubb 2000; Vanhinsbergh et al. 2002). Podle některých autorů je izolace pro lesní druhy faktor stejně tak klíčový jako vlastní plocha porostu (Saunders et al. 1991). Jiní autoři poukazují na malý či žádný efekt izolace (Bellamy et al. 1996; Lorenzetti a Battisti 2006; Mason 2001). Takový výsledek lze vysvětlit jednak (podle mého názoru) nevhodně zvolenými sledovanými parametry u studovaných ploch a opomenutím přítomnosti liniové zeleně (tj. migračního koridoru) nebo tak, že izolace postihuje jen druhy ptáků s nízkou disperzní schopností. Typickým příkladem je brhlík lesní (*Sitta europaea*), jenž se často i na velkých lesních plochách vyskytuje v nad očekávání malých počtech právě vlivem malé míry migrace mezi plochami (Dolman et al. 2007). Naopak druhy ptáků s dobrou disperzní schopností – např. pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*), budníček menší (*Phylloscopus collybita*) (Dolman et al. 2007) se s dopadem izolace snadněji vyrovnají, a tak výsledný vliv izolace na celé společenstvo zůstává nízký. Proti této teorii zase mluví fakt, že nejpočetnější ptáci (i ti v lesních fragmentech) nejsou ti s nejlepší disperzní schopností (Paradis et al. 1998).

Je zajímavé, že studie zaměřené na liniovou okrajovou vegetaci odhalily pouze efekt zemědělského managementu a heterogenity okolní krajiny, zatímco studie lesních fragmentů naopak pouze efekt izolace. Nabízelo by se vysvětlení, že v liniové vegetaci převažují ptáci zemědělské krajiny, a tak při interpretaci výsledků všech druhů dohromady převážil vliv této ekologické skupiny, u plošných lesních ostrůvků že zas převážil vliv lesních ptáků. Avšak alespoň u studií lesních ostrůvků, které byly výše citovány, byly obě ekologické skupiny vyhodnocovány vždy zvlášť, takže toto vysvětlení se zdá nepravděpodobné. Navíc by bylo v rozporu s nálezy Fullera et al. (2001) a Wuczynskiho et al. (2011), podle kterých je druhové složení společenstva i populační hustoty druhů v liniové okrajové vegetaci i v malých lesících podobné. Druhé vysvětlení, které se jeví pravděpodobnější, je odlišnost v designu studií okrajové vegetace a studií lesních fragmentů. V případě liniové okrajové vegetace je způsob využití okolní krajiny sledován ve většině studií, zatímco v případě lesních fragmentů se podařilo vyhledat pouze tři studie (Hinsley et al. 1995; Bellamy et al. 1996; Bennett et al. 2004), jež tento aspekt zahrnuly do sledovaných veličin, ovšem všechny vycházely pouze z jediného sběru dat. Izolace porostu je naopak měřena u všech studií lesních fragmentů, ale v případě liniové okrajové vegetace se podařilo najít studii jedinou (Batáry et al. 2012). Toto zjištění poukazuje na určitou zažitou jednostrannost v přístupu ke studiu vlivu rozptýlené zeleně na ptačí společenstva. Kvalitnější data, která by věrohodně reflektovala zároveň

ekologii jak lesních druhů, tak druhů zemědělské krajiny, by mohly poskytnout studie, které se zaměří na vlastnosti krajiny ve větším měřítku vzdáleností (v řádu kilometrů) a budou brát v potaz krajinnou mozaiku v celé komplexnosti, nikoliv jen plochu těsně přiléhající ke studovanému habitatu (Bennett et al. 2004, 2006).

8. Význam rozptýlené zeleně

Výsledky terénních studií ukazují, že zatímco vnitřní části hospodářských ploch jsou využívány ptáky během hnízdní sezóny jen málo, většina ptáků (přibližně 80 až 85%) se zdržuje po obvodech polí, kde využívá neobdělávané okrajové habitaty (Best et al. 1990; Wuczynski 2016). Pokud se na okrajích polí vyskytuje dřevinná vegetace, žije zde ptáků mnohem více (Best et al. 1990; Wuczynski et al. 2011; Wuczynski 2016). Například v případě studie Besta a kol. (1990) se v dřevinné vegetaci vyskytovalo padesát druhů ptáků oproti pouhým třiadvaceti na travnatých okrajích a celkový počet ptáků byl zde sedmkrát vyšší. Klíčový efekt přítomnosti rozptýlené zeleně potvrdil i Wuczynski (2016): v krajině s množstvím rozptýlené zeleně bylo zjištěno čtyřikrát více druhů než v krajině homogenní bez zeleně, rovněž dvojnásobné hodnoty populační hustoty ptáků a výrazně vyšší ekologická diverzita druhů. Přítomnost rozptýlené zeleně sice nezvyšuje počet ptáků, kteří by využívali i vnitřní části hospodářských ploch, ale zásadně mění strukturu společenstva ptáků, a to jak na okrajích, tak v otevřených plochách (Best et al. 1990; Wuczynski 2016). Zatímco v homogenní zemědělské krajině žijí především druhy vyhledávající striktně otevřený habitat, jako je např. skřivan obecný (*Alauda arvensis*), a takovéto společenstvo je druhově chudé, vysoká hustota rozptýlené zeleně v krajině podporuje široké spektrum druhů zemědělsko-lesní krajinné mozaiky, jako je např. strnad obecný (*Emberiza citrinella*) nebo ťuhýk obecný (*Lanius collurio*). Vzhledem k tomu, že velká část těchto druhů z evropské krajiny rychle mizí, rozptýlená zeleň je z pohledu ekologů vůbec nejdůležitějším prvkem, jenž může v zemědělské krajině biodiverzitu zachovat (Wuczynski 2016).

I když o pozitivním efektu rozptýlené zeleně jako takovém není již sporu, stále zůstávají nevyřešené některé dílčí otázky. Jednak existují pochyby o tom, zda polopřírodní habitat rozptýlené zeleně představuje pro ptáky optimální možnost - zda nejde spíše o refugium, kam se uchylují z nouze. Další otazník se vznáší nad posouzením ochranářského významu jednotlivých typů rozptýlené zeleně – liniové a plošné.

8.1. Rozptýlená zeleň – optimální či suboptimální habitat?

Při hodnocení významu rozptýlené zeleně se ekologové stále vracejí k otázce, zda rozptýlená zeleň představuje pro ptáky habitat optimální či pouze suboptimální (Krebs 1971; Fuller et al. 2001; Loman 2003). Ze syntézy dostupných zdrojů vyplývá, že záleží na ekologických preferencích jednotlivých druhů.

Pro druhy lesních generalistů představuje rozptýlená zeleň lesní ostrůvky o malé ploše, která je ve srovnání s lesem znevýhodňující (Loman 2003). Například Loman (2003),

který studoval populace sýkory koňadry v malých lesících, v nich prokázal jejich nižší hnízdní úspěšnost. V malých lesících byla nižší pravděpodobnost přežití mláďat, která měla posléze i nižší hmotnost před vyvedením, což snižuje šance na jejich další přežití. I samotné snášení vajec bylo oproti lesu opožděné. Loman (2003) přičítal horší situaci mláďat nedostatečné velikosti teritorií. V malých lesících byla početnost koňader přibližně dvakrát tak větší než v lese, a tedy teritoria hnízdících párů musela být výrazně menší. I když koňadry pro potravu zalétaly i do sousedních porostů, aby sehnali dostatek potravy, delší cesty za potravou učinily krmení méně efektivní a množství potravy donesené mláděti bylo pak menší. Loman (2003) však zmiňuje, že podle výsledků byly koňadry v malých i velkých lesích v průměru shodně kompetičně zdatné. Je tedy otázkou, zda se migrace ze zdrojového habitatu do malých lesíků týká jedinců, kteří jsou ze zdrojového habitatu vytlačeni, či jedinců, kteří by své místo uhájili, ale z nějakého důvodu jsou do malých lesíků přitahováni i přes jejich nižší kvalitu coby habitatu. (Pokud by platilo druhé vysvětlení, malé lesíky by tedy fungovaly jako ekologická past.) Každopádně bylo prokázáno, že rozptýlená zeleň představuje pro lesní druhy suboptimální, tzv. „sink habitats“ jež jsou z dlouhodobého hlediska závislé na imigraci z optimálních „source habitats“, lesů o velké rozloze (Foppen et al. 2000). To ale neznamená, že postrádá pro lesní druhy významu – velké množství sub-optimálních ostrůvků a zvýšená výměna jedinců mezi populacemi zajišťuje stabilitu populací v optimálním habitatu. Zdrojové populace pak např. vykazují zvýšenou schopnost rezilience po katastrofě (Foppen et al. 2000).

Větší význam rozptýlené zeleně je spatřován v poskytování životního prostředí ptákům zemědělské krajiny. Pro mnohé tyto druhy představuje rozptýlená zeleň v zemědělské krajině poslední existující refugium, a tedy pro udržení jejich populací naprosto klíčový habitat (Morelli 2013). Ovšem je pravdou, že v plošné i liniové zeleni je zjišťován velmi vysoký obrat jedinců, jenž by mohl být projevem suboptimálnosti tohoto habitatu (Sparks et al. 1996). Nicméně v žádné studii nebyl obrat jedinců vyhodnocován zvlášť pro ptáky lesní a ptáky zemědělské krajiny. Do jaké míry je pro ptáky zemědělské krajiny rozptýlená zeleň habitatem optimálním, či pouze nedokonalou náhradou vhodnějšího habitatu, je tedy otázka dosud nezodpovězená. Podle mého názoru lze tedy očekávat, že fenomén vysokého obratu jedinců se může týkat pouze lesních druhů.

8.2. Relativní význam jednotlivých krajinných prvků – liniová vs. plošná zeleň

Z dostupné literatury je patrné, že větší část prací se soustřeďuje pouze na liniovou vegetaci. Nicméně i práce zabývající se jak liniovou, tak plošnou zelení se nakonec vyslovují pro větší význam vegetace liniové.

Ukazuje se, že liniová vegetace je mezi studovanými faktory nejvýznamnější a podmiňuje celkovou druhovou bohatost ptáků na daném území (Sanderson et al. 2008; Wuczynski 2016). Stejně tak je klíčovým krajinným prvkem vysvětlujícím přítomnost některých ohrožených druhů, např. ťuhýka obecného (*Lanius collurio*) (Sanderson et al. 2008; Ceresa et al. 2012).

Je třeba zmínit, že ne všechny formy liniové vegetace jsou takto přínosné. V případě doprovodné vegetace silnic může být 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 nešetrné prořezávání, což ruší ptáky při hnízdění a omezuje jejich potravní zdroje (Fuller et al. 2001). Samotný provoz vozidel je navíc jednou z příčin mortality ptáků, a to zejména v případě liniové vegetace tvořené nízkými křovinatými porosty, vybízejícími ptáky přelétat silnici nízko nad zemí (Orlowski 2008; Fahrig a 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. 2014b)

Některé práce uvádějí, že v liniové vegetaci se vyskytuje více druhů ve vyšších populačních hustotách než v jiných polopřírodních habitatech (Best et al. 1995; Vanhinsbergh et al. 2002). Ovšem jiné studie shledaly u liniové i plošné vegetace počet druhů, populační hustoty i druhové složení populace podobné (Fuller et al. 2001; Wuczynski et al. 2011).

V případě plošných porostů není mnoho prací, které by se snažily zhodnotit jejich ochranářskou hodnotu pro celé spektrum druhů. Velká část prací, ze kterých pochází informace o lesících v zemědělské krajině, se zabývá fragmentací lesního prostředí, a je tedy primárně zaměřena na lesní ptáky a ochranu lesních specialistů. A protože v malých lesících hnízdí z lesních druhů jen generalisté, nepřikládají tyto studie zemědělským lesíkům žádnou hodnotu (např. Blake 1991; Mason 2001).

I přesto je zřejmé, že plošná zeleň hraje v krajině svou roli. Pro ptáky jsou významné i shluky stromů a malé plošky vegetace, zůstávající například kolem pilířů elektrického vedení (Tryjanowski et al. 2014). Profituje z nich například strnad cvrčivý (*Emberiza cirlus*), jeden z ubývajících druhů zemědělské krajiny (Brambilla et al. 2008). Zemědělské lesíky jsou pozoruhodné tím, že poskytují životní prostor široké škále ptačích druhů. V souboru lesíků,

jejichž rozloha se pohybuje do 1 ha, můžeme najít stejné nebo ještě vyšší druhové bohatství, než jaké se nachází v jednom souvislém lese o stejné rozloze jako součet rozloh všech lesíků dohromady (Loman a Von Schantz 1991; Mason 2001; Vanhinsbergh et al. 2002). Zřejmě mohou menší lesíky poskytovat vhodný habitat většímu počtu druhů oproti rozsáhlým lesům díky tomu, že nabízejí větší podíl lesního okraje k interiéru a přístup k habitatu otevřených zemědělských ploch . (Zmínění, že okraje podporují výskyt specialistů zemědělské krajiny.)

I když některé práce poukazují na podobné, a tedy stejně hodnotné společenstvo ptáků i u zemědělských lesíků (Fuller et al. 2001; Wuczynski et al. 2011), ochranářské výzvy k zachování tohoto krajinného prvku jsou spíše ojedinělé. Preferována je liniová vegetace jakožto nejúčinnější opatření ochrany ptáků v zemědělské krajině (Morelli et al. 2014a). Avšak podle Wuczynskeho et al. (2011) by cílená ochrana pouze „nejlepších“ habitatů (myšleno liniové vegetace) mohla vést paradoxně k úbytku ptačí biodiverzity v zemědělské krajině. Z výše uvedeného vyplývá, že plošná vegetace je potřebná součást krajiny, nabízející ptákům habitat s jedinečnými vlastnostmi, a je hodna ochranářského zájmu.

9. Doporučení pro ochranu biodiverzity v zemědělské krajině

V současnosti s postupující intenzifikací zemědělství ekologická funkčnost zemědělské krajiny stále klesá a s ní strmě klesá i biodiverzita (Wuczynski et al. 2011). V rámci Evropy je obecně nejhorší stav v západních zemích (např. Nizozemí, Francie…), kde došlo již k rozsáhlé homogenizaci ploch a úbytku rozptýlené zeleně z krajiny, zatímco směrem na východ je ještě zachována vysoce hodnotná extenzivní krajina (Reidsma et al. 2006). Přitom však zásadní většina vědeckých výstupů pochází právě ze západních zemí – pro ochranu biodiverzity tak chybí komplexnější informace o ekologii ptáků zemědělské krajiny i o socioekonomickém pozadí ve východní Evropě (Báldi a Batáry 2011).

Vědecké práce se veskrze shodují, že klíčem k udržení či obnovení biodiverzity je ekologická heterogenita zemědělské krajiny, která by měla být tím pádem i hlavním ochranářským cílem (Benton et al. 2003), společně s prosazováním lépe udržitelného rozvoje produkce (Marshall 2002). V rámci dosažení oné funkční krajinné mozaiky je jedním z ochranářských úkolů i zajištění dostatečného množství rozptýlené zeleně, která poskytne kvalitní habitat druhům zemědělské krajiny (Wuczynski 2016).

Ze syntézy dostupných zdrojů výše citovaných lze vyvodit závěry v otázce krajinného plánování a vhodného ochranářského managementu rozptýlené zeleně. Především je potřeba zdůraznit, že nelze definovat jedinou ideální podobu rozptýlené zeleně pro zajištění biodiverzity – žádoucí je naopak prolínání a pestrost různých forem rozptýlené zeleně v krajině, protože jen tak je možné zajistit habitat pro celou škálu druhů (Wuczynski et al. 2011; Morelli et al. 2014a). Při ochranných opatřeních je potřeba si stanovit, zda záměrem ochrany je zajistit co nejvyšší biodiverzitu, či zda má být cíleno na konkrétní ochranářsky významné druhy, jež mají často výrazné druhově specifické nároky (Hinsley a Bellamy 2000).

Nejvyšší druhovou diverzitu vykazují velké plochy zeleně (Galli et al. 1976) nebo široké a vysoké pásy liniové vegetace s množstvím vzrostlých stromů (např. Green et al. 1994), oboje však podporuje přítomnost spíše druhů lesních generalistů (Bellamy et al. 1996). Naopak malé plošky až bodová vegetace případně nízké nesouvislé pásy křovin poskytnou vhodný habitat specializovaným druhům zemědělské krajiny (Fuller et al. 2001; Wuczynski 2016). Při zacílení na druhy zemědělské krajiny nevadí ani fragmentovanost porostu nebo jeho velký poměr okraje ku interiéru, naopak je žádoucí (Bellamy et al. 1996).

Kvalitu habitatu lze zvýšit zajištěním vysoké druhové diverzity porostu (Green et al. 1994), výsadbou ovocných stromů či jiných rostlin poskytující různorodé potravní zdroje - ať

už jde o semena, lesní plody, bobule, nebo jsou rostliny hmyzími atraktanty (MacDonald a Johnson 2000; Rodewald a Brittingham 2004). Zároveň i ponechání starých a doupných stromů případně mrtvého dřeva na lokalitě velmi přispěje ke zvýšení kvality (Loman a Von Schantz 1991). Přínosná je vysoká strukturní heterogenita, které lze dosáhnout zřízením či zachováním efemerních vodních zdrojů, potoků, suchých příkopů a valů z hlíny či kamení nebo i přítomností bylinných ploch, vřesovišť apod. (Hinsley a Bellamy 2000). Pozitivní vliv díky zvýšení heterogenity mohou mít i nezpevněné cesty (Walker et al. 2005), ovšem pokud jsou užívané, přináší i negativní vliv zvýšeným stresem ptáků (Dietz et al. 2013). Doprovodné porosty silnic pak jsou zcela ochranářsky nevhodné, alespoň co se týče malých pěvců (Fuller et al. 2001; Fahrig a Rytwinski 2009). Bylinné porosty po obvodu rozptýlené zeleně je potřeba zachovat co nejširší (Vickery et al. 1994), jejich heterogenitu lze podpořit šetrným sečením jejich částí (Douglas et al. 2009). Obecně úpravy vegetace a vyřezávání by neměly být prováděny každý rok, ale měly by být rozloženy v delším časovém horizontu střídavě mezi jednotlivé ostrůvky zeleně. Snížení frekvence seřezávání ideálně na každé 3 roky vede ke zvýšení produkce plodů a bobulí, a tedy ke zvýšení potravní nabídky pro ptáky (Staley et al. 2012). Seřezávání a kácení dřevin by se mělo dít na konci zimního období, aby nezasahovalo do hnízdní sezóny a zároveň neochudilo habitat o zimní zdroje potravy (Hinsley a Bellamy 2000). Při péči by se nemělo užívat žádných pesticidů, (Browne a Aebischer 2003).

Pro zajištění úspěchu ochranářských opatření však nestačí zajistit jen vhodnou podobu a kvalitu jednotlivých krajinných prvků. Ruku v ruce s touto snahou musí jít i ochrana na krajinné úrovni, především zabránění postupující homogenizaci (Wuczynski 2016). Většina druhů, zvláště druhy zemědělské krajiny, potřebují totiž k přežití více než jeden zachovalý habitat (Bennett et al. 2006). Avšak i v otázce krajinné mozaiky mají různé druhy různé preference, proto je potřeba zajistit pestrost i na této - a především na této - prostorové škále (Morelli 2013). Optimální se jeví krajina s větším zastoupením neobdělávaných ploch, především trvalých travních porostů, s vodními zdroji, sady, zahradami, vysokou diverzitou pěstovaných plodin a (adekvátně) hustou sítí rozptýlené zeleně v otevřené krajině, a to porostů v nejrůznějších formách, sukcesním stáří a stupni izolovanosti (Wuczynski et al. 2011). Zásadní je zajištění dřevinné vegetace podél okrajů zemědělských ploch, jež se ukazuje býti klíčovým krajinným prvkem pro většinu druhů ptáků (Wuczynski et al. 2011). Vzorem může být dosud zachovaná zemědělská krajina s vysoce hodnotnou přírodou („high nature value farmland“) na některých místech východní Evropy (Wuczynski 2016).

V případě revitalizace již homogenní krajiny přeměněné intenzivním hospodařením je nejefektivnějším krokem obnovení liniové dřevinné vegetace podél okrajů zemědělských

ploch (Morelli 2013). Bylo prokázáno, že zakládání liniové vegetace má největší efekt právě ve zcela homogenní krajině (Batary et al. 2010), a přitom i velmi malé přidané množství tohoto habitatu výrazně podporuje výskyt druhů zemědělské krajiny (Ceresa et al. 2012). Minimální šířka takové vegetace by měla být 1,2 m, lépe však alespoň 2 m (Hinsley a Bellamy 2000), minimální výška pak alespoň 2 m (MacDonald a Johnson 1995). Další možností je zakládání plošných ostrůvků zeleně, v tomto případě žádná doporučení ohledně plochy nejsou formulována, ale zdá se, že efektivnější je zakládat plošky agregovaně, tj. několik ve vzájemné blízkosti (Loman a Von Schantz 1991). Ani žádné doporučení optimální hustoty rozptýlené zeleně v krajině není k dispozici. Nicméně obnovování rozptýlené zeleně, navíc s požadavkem větší šířky i výšky vegetace, se střetává se zájmy zemědělců, kterým širší neobdělávané plochy snižují výtěžek z půdy a vysoké porosty na krajích polí stíní pěstované plodiny a tím pádem snižují zisk. Při ochraně a obnově rozptýlené zeleně bude vždy zapotřebí kompromisu mezi ochranářskými opatřeními a pohledem zemědělců (Doherty et al. 1999).

10. Závěr

Rozptýlená zeleň je klíčovým habitatem pro udržení biodiverzity v zemědělské krajině. Poskytuje habitat jednak ptákům lesním, jednak ptákům zemědělské krajiny, přičemž ekologické preference obou skupin se zásadně liší. Pro lesní druhy představuje rozptýlená zeleň jen suboptimální habitat k hnízdění, i tak však má v ochraně této skupiny význam díky tomu, že zvyšuje rezilienci zdrojových populací ve větších lesích. V případě ptáků zemědělské krajiny je optimálnost tohoto habitatu dosud neznámá, nicméně vzhledem k tomu, že přirozený habitat této skupiny již z krajiny téměř vymizel, rozptýlená zeleň zůstává jedním z mála refugií. Rozptýlená zeleň má kromě hnízdního habitatu pro ptáky i další funkce: nabízí možnost tahových zastávek dálkovým migrantům, funguje jako ekologické koridory, poskytuje úkryt před predátory, místo k zimování, sezónnímu hřadování, přednesu zpěvu z vyvýšených míst, vhodné místo k lovu a umožňuje odpočinek ptáků v jinak otevřené krajině intenzivního zemědělství.

Podobu a druhové složení avifauny rozptýlené zeleně ovlivňuje zejména celkové množství porostu (objem u liniové, případně plocha u plošné zeleně), dále jeho celkový tvar. V porovnání s tímto mají kvalitativní vlastnosti habitatu - druhová skladba vegetace, hustota porostu, heterogenita mikrohabitatů a struktura bylinných okrajů – jen menší dopad. Avšak mohou být významné pro přítomnost konkrétních druhů se specifickými požadavky, např. v případě ptáků hnízdících v dutinách stromů. Na druhovou bohatost a populační hustoty ptáků má vliv i izolace daného porostu a množství rozptýlené zeleně v okolí, způsob využívání okolní krajiny a diverzita pěstovaných plodin.

I když ve studiích zaměřených pouze na porosty rozptýlené zeleně byl prokázán relativně malý vliv okolní krajiny v porovnání s vlastnostmi vlastních porostů, je nesporné, že v širším ekologickém měřítku je právě podoba krajinné mozaiky a její ochrana jako celku klíčová pro udržení biodiverzity. Cílem ochrany je udržení pestré zemědělské krajiny s dostatečným zastoupením neobdělávaných ploch a zajištění kvality těchto habitatů. Rozptýlenou zeleň je potřeba zajistit v krajině ve všech jejích podobách - liniových i plošných v různých sukcesních stadiích.

Zatímco liniové rozptýlené zeleni je věnována intenzivní vědecká pozornost a význam jejích vlastností pro ptáky je dobře zmapován, o plošné rozptýlené zeleni neexistují kompletnější a jednoznačné informace. Největší potenciál spatřuji v dalším studiu vlivu vlastností určujících kvalitu plošné vegetace, jež by mohlo pomoci sjednotit dosavadní výsledky a ujasnit cíle při péči o zemědělské lesíky nebo při rekultivaci krajiny. Na toto téma

bych se ráda zaměřila ve své diplomové práci. Kromě toho je zde velký prostor pro studie zaměřující se na celou krajinnou mozaiku, které posoudí relativní význam plošné a liniové zeleně a jejich přínos pro ochranu biodiverzity.

11. Seznam literatury

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. *The Journal of Applied Ecology*. **20**(3), 731–750.

BÁLDI A. a P. BATÁRY (2011): Spatial heterogeneity and farmland birds: different perspectives in Western and Eastern Europe. *Ibis*. **153**(4), 875–876.

BATÁRY P., A. KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, C. FISCHER, T. TSCHARNTKE a A. HOLZSCHUH (2012): Contrasting effect of isolation of hedges from forests on farmland vs. woodland birds. *Community Ecology*. **13**(2), 155–161.

BATARY P., T. MATTHIESEN a T. TSCHARNTKE (2010): Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*. **143**(9), 2020–2027.

BAUDRY J., R. G. H. BUNCE a F. BUREL (2000): Hedgerows: an international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*. **60**(1), 7–22.

BELLAMY P. E., S. A. HINSLEY a I. NEWTON (1996): Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *The Journal of Applied Ecology*. **33**(2), 249.

BENNETT A. F., S. A. HINSLEY, P. E. BELLAMY, R. D. SWETNAM a R. MAC NALLY(2004): Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation*. **119**(2), 191–206.

BENNETT A. F., J. Q. RADFORD a A. HASLEM (2006):. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*. **133**(2), 250–264.

BENTON T. G., J. A. VICKERY a J. D. WILSON (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*. **18**(4), 182–188.

BEST L. B., K. E. FREEMARK, J. J. DINSMORE a M. CAMP (1995): A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapea of Iowa. *American Midland Naturalist*. **134**(1), 1–29.

BEST L. B., R. C. WHITMORE a G. M. BOOTH (1990): Use of cornfields by birds during the breeding season - the importance of edge habitat. *American Midland Naturalist*. **123**(1), 84–99.

BIGNAL E. M. a D. I. MCCRACKEN (1996): Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Source Journal of Applied Ecology*. **33**(3), 413–424.

BLAKE J. G. (1991): Nested subsets and the distribution of birds on isolated woodlots. *Conservation Biology*. **5**(1), 58–66.

BOUTIN C., B. JOBIN a L. BÉLANGER (2002): Plant diversity in three types of hedgerows adjacent to cropfields. *Biodiversity & Conservation*. **11**(1), 1–25.

BRAMBILLA M., F. GUIDALI a I. NEGRI (2008): The importance of an agricultural mosaic for cirl buntings *Emberiza cirlus* in Italy. **150**(3), 628–632.

BROWNE S. J. a N. J. AEBISCHER (2003): Habitat use, foraging ecology and diet of turtle doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis*., **145**(4), 572–582.

CARLSON A., U. SANDSTROM a K. OLSSON (1998): Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a swedish deciduous forest. *Ardea*. **86**(1), 109–119.

CERESA F., G. BOGLIANI, P. PEDRINI a M. BRAMBILLA (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**(3), 327–334.

CONNOR E. F a E. D. MCCOY (1979): The statistics and biology of the species-area relationship. *American naturalist*. **113**(6), 791–833.

ČERNÁ M., P. MOJŽÍŠ, L. VOKASOVÁ, M. SEVERA, E. POTOČIAROVÁ (2006). Rozptýlená zeleň v krajině a zemědělská dotační politika. 1. vydání, Praha: Ministerstvo životního prostředí, 8 s.

DIETZ M. S., C. C. MURDOCK, L. M. ROMERO, A. OZGUL a J. FOUFOPOULOS (2013): Distance to a road is associated with reproductive success and physiological stress response in a migratory landbird. *Wilson Journal of Ornithology*. **125**(1), 50–61.

DOHERTY P. F. a T. C. GRUBB (2000): Habitat and landscape correlates of presence, density, and species richness of birds wintering in forest fragments in Ohio. *Wilson Bulletin*. **112**(3), 388–394.

DOHERTY P. F., E. A. MARSCHALL a T. C. GRUBB (1999): Balancing conservation and economic gain: a dynamic programming approach. *Ecological Economics*. **29**(29), 349–358.

DOLMAN P. M., S. A. HINSLEY, P. E. BELLAMY a K. WATTS (2007): Woodland birds in patchy landscapes: the evidence base for strategic networks. *Ibis*. **149**(suppl.2), 146–160.

DOUGLAS D. J. T., J. A. VICKERY a T. G. BENTON (2009): Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *Journal of Applied Ecology*. **46**(2), 353–362.

DOVER J., T. SPARKS, S. CLARKE, K. GOBBETT a S. GLOSSOP (2000): Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **80**(3), 227–242.

FAHRIG L. a T. RYTWINSKI (2009): Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*. **14**(1), 1–20.

FENNESSY G. J. a T. C. KELLY (2006): Breeding densities of robin *Erithacus rubecula* in different habitats: the importance of hedgerow structure. *Bird Study*. **53**(2), 97–104.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (2014): FAO statistical yearbook 2014: Europe and Central Asia food and agriculture, Budapest: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 113p

FOPPEN R. P. B., J. P. CHARDON a W. LIEFVELD (2000): Understanding the role of sink patches in source-sink metapopulations: reed warbler in an agricultural landscape. *Conservation Biology*. **14**(6), 1881–1892.

FRASER H., J. PICHANCOURT a A. BUTET (2017): Tiny terminological disagreements with far reaching consequences for global bird trends. *Ecological Indicators*. **73**, 79–87.

FULLER R. J., S. A. HINSLEY a R. D. SWETNAM (2004): The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis*. **146**(suppl.2), 22–31.

FULLER R. J., D. E. CHAMBERLAIN, N. H. K. BURTON a S. J. GOUGH (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**(1), 79–92.

GALLI A. E., C. F. LECK a R. T. T. FORMAN (1976): Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. *The Auk*. **93**(2), 356–364.

GOLAWSKI A. a A. DOMBROWSKI (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**(4), 164–172.

GREEN R. E., P. E. OSBORNE a E. J. SEARS (1994): The distribution of passerine birds in hedgerows during breeding-season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology*. **31**(4), 677–692.

GRZYBEK J., I. MICHALAK, T. S. OSIEJUK a P. TRYJANOWSKI (2008): Densities and habitats of the tawny pipit *Anthus campestris* in the Wielkopolska region (W Poland). *Acta Ornithologica*. **43**(2), 221–225.

HANUŠ M., P. HUŠEK a O. MLÁDEK (1979): Zeleň v krajině. 1. vydání, Ústí nad Labem: Krajské středisko státní památkové péče a ochrany přírody, 95 s.

HINSLEY S. A., P. E. BELLAMY, I. NEWTON a T. H. SPARKS (1995): Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*. **26**(2), 94–104.

HINSLEY S. A. a P. E. BELLAMY (2000): The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management*. **60**(1), 33–49.

HIRON M., A. BERG, S. EGGERS, A. BERGGREN, J. JOSEFSSON a T. PART(2015): The relationship of bird diversity to crop and non-crop heterogeneity in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*. **30**(10), 2001–2013.

HUDGENS B. R. a N. M. HADDAD (2003): Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models. *American Naturalist*. **161**(5), 808–820.

IMBEAU L., P. DRAPEAU a M. MÖNKKÖNEN (2003): Are forest birds categorised as "edge species" strictly associated with edges? *Ecography*. **26**(4), 514–520.

JENÍK J. a J. PAVLIŠ (2011): Terestrické biomy : lesy a bezlesí Země. 1. vydání, Brno: Mendelova univerzita v Brně, 238 s. ISBN 978-80-7375-481-5.

KAVKA B. a J. ŠINDELÁŘOVÁ (1978): Funkce zeleně v životním prostředí. 1. vydání, Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 235 s.

KLEIJN D., F. KOHLER, A. BALDI, P. BATARY, E. D. CONCEPCION, Y. CLOUGH, M. DIAZ, D. GABRIEL, A. HOLZSCHUH, E. KNOP, A. KOVACS, E. J. P. MARSHALL, T. TSCHARNTKE a J. VERHULST (2009): On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*. **276**(1658), 903–909.

KOLAŘÍK J. (2005): Péče o dřeviny rostoucí mimo les. 2. díl, 2. doplněné vydání, Vlašim: Český svaz ochránců přírody, 720 s. ISBN 80-86327-44-2.

KREBS J. R. (1971): Territory and breeding density in the great tit, *Parus major L*. *Ecology*. **52**(1), 2–22.

LACK P. C. (1988): Hedge intersections and breeding bird distribution in farmland. *Bird Study*. **35**, 133–136.

LOMAN J. a T. v. SCHANTZ (1991): Birds in a farmland - more species in small than in large habitat island. *Conservation Biology*. **5**(2), 176–188.

LOMAN J. (2003): Small habitat islands are inferior breeding habitats but are used by some great tits – competition or ignorance? *Biodiversity and Conservation*. **12**(7), 1467–1479.

LORENZETTI E. a C. BATTISTI (2006): Area as component of habitat fragmentation: corroborating its role in breeding bird communities and guilds of oak wood fragments in central Italy. *Revue d ecologie*. **61**(1), 53–68.

LOŽEK V. (2007): Zrcadlo minulosti: česká a slovenská krajina v kvartéru. 2. vydání, Praha: Dokořán, 198 s. ISBN 978-80-7363-095-9.

MACDONALD D. W. a P. J. JOHNSON (1995): The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *The Journal of Applied Ecology.* **32**(3), 492–505.

MACDONALD D. W. a P. J. JOHNSON (2000). Farmers and the custody of the countryside: trends in loss and conversation of non-productive habitats 1981-1998. *Biological Conservation.* 94, 221–234.

MARSHALL E. J. P. (2002): Introducing field margin ecology in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment*. **89**(1–2), 1–4.

MARTIN K. a J. M. EADIE (1999): Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*. **115**(2–3), 243–257.

MASON C. (2001): Woodland area, species turnover and the conservation of bird assemblages in lowland England. *Biodiversity and Conservation*. **10**(4), 495–510.

MAZEROLLE M. J. a M. A. VILLARD (1999): Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience*. **6**(1), 117–124.

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**(2), 48–62.

MEHLMAN D. W., S. E. MABEY, D. N. EWERT, C. DUNCAN, B. ABEL, D. CIMBRICH, R. D. SUTTER a M. WOODREY (2005): Conserving stopover sites for forest-dwelling migratory landbirds. *Auk*. **122**(4), 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., L. JERZAK a P. TRYJANOWSKI (2014a): Birds as useful indicators of high nature value (HNV) farmland in Central Italy. *Ecological Indicators*. **38**, 236–242.

MORELLI F., M. BEIM, L. JERZAK, D. JONES a P. TRYJANOWSKI (2014b): Can roads, railways and related structures have positive effects on birds? - a review. *Transportation Research Part D-Transport and Environment*. **30**, 21–31.

NÉMETHOVÁ D. a A. TIRINDA (2005): The influence of intersections and dead-ends of line-corridor networks on the breeding bird distribution. *Folia Zoologica*. **54**(1–2), 123–134.

NOL E., C. M. FRANCIS a D. M. BURKE (2005): Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conservation Biology*. **19**(3), 836–844.

OPDAM P., G. RIJSDIJK a F. HUSTINGS (1985): Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biological Conservation*. **34**(4), 333–352.

ORLOWSKI 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**(2), 153–161.

OSBORNE P. (1984): Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *The Journal of Applied Ecology*. **21**(1), 63–82.

PACKETT D. L. a J. B. DUNNING (2009): Stopover habitat selection by migrant landbirds in a fragmented forest-agricultural landscape. *Auk*. **126**(3), 579–589.

PARADIS E., S. R. BAILLIE, W. J. SUTHERLAND a R. D. GREGORY (1998): Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*. **67**(4), 518–536.

PARISH T., K. H. LAKHANI a T. H. SPARKS (1995): Modeling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes .2. Abundance of individual species and of groups of similar species. *Journal of Applied Ecology*. **32**(2), 362–371.

PATON P. W. C. (1994): The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology*. **8**(1), 17–26.

PEACH W. J., M. DENNY, P. A. COTTON, I. F. HILL, D. GRUAR, D. BARRITT, A. IMPEY a J. MALLORD (2004): Habitat selection by song thrushes in stable and declining farmland populations. *Journal of Applied Ecology*. **41**(2), 275–293.

REIDSMA P., T. TEKELENBURG, M. v. D. BERG a R. ALKEMADE (2006): Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture Ecosystems & Environment*. **114**(1), 86–102.

REMM J., A. LOHMUS a K. REMM (2006): Tree cavities in riverine forests: what determines their ocurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest ecology and management*. **221**(1–3), 267–277.

RIBIC C. A. a D. W. SAMPLE (2001): Associations of grassland birds with landscape factors in southern Wisconsin. *American Midland Naturalist*. **146**(1), 105–121.

RODEWALD P. G. a M. C. BRITTINGHAM (2004): Stopover habitats of landbirds during fall: use of edge dominated and early-successional forests. *The Auk*. **121**(4), 1040–1055.

SANDERSON F. J., A. KLOCH, K. SACHANOWICZ, P. F. DONALD (2008): Predicting the effects of agricultural change on farmland bird populations in Poland. *Agriculture Ecosystems & Environment.* **129**(1–3), 37-42.

SAUERBREI R., B. AUE, C. KRIPPES, E. DIEHL a V. WOLTERS (2017): Bioenergy and biodiversity: intensified biomass extraction from hedges impairs habitat conditions for birds. *Journal of Environmental Management*. **187**, 311–319.

SAUNDERS D. A., R. J. HOBBS a C. R. MARGULES (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. **5**(1), 18-32.

SIRIWARDENA G. M., I. R. COOKE a W. J. SUTHERLAND (2012): Landscape, cropping and field boundary influences on bird abundance. *Ecography*. **35**(2), 162–173.

SORENSEN A. E. (1981): Interactions between birds and fruit in a temperate woodland. *Oecologia.* **50**(2), 242–249.

SPARKS T. H., T. PARISH a S. A. HINSLEY (1996): Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **60**(1), 1–8.

STALEY J. T., T. H. SPARKS, P. J. CROXTON, K. C. R. BALDOCK, M. S. HEARD, S. HULMES, L. HULMES, J. PEYTON, S. R. AMY a R. F. PYWELL (2012): Long-term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. *Biological Conservation*. **145**(1), 24–29.

STOATE C. N., D. BOATMAN, R. J. BORRALHO, C. R. CARVALHO, G. R. d SNOO a P. EDEN (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*. **63**(4), 337–365.

TRYJANOWSKI P., T. H. SPARKS, L. JERZAK, Z. M. ROSIN a P. SKÓRKA (2014): A paradox for conservation: electricity pylons may benefit avian diversity in intensive farmland. *Conservation Letters*. **7**(1), 34–40.

VANHINSBERGH D., S. GOUGH, R. J. FULLER a E. D. R. BRIERLEY (2002): Summer and winter bird communities in recently established farm woodlands in lowland England. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **92**(2–3), 123–136.

VICKERY J. A., R. E. FEBER a R. J. FULLER (2009): Arable field margins managed for biodiversity conservation: a review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment*. **133**(1–2), 1–13.

VICKERY P. D., M. L. HUNTER a S. M. MELVIN (1994): Effects of habitat area on the distribution of grassland birds in Maine. *Conservation Biology*. **8**(4), 1087–1097.

VILLARD M. A., M. K. TRZCINSKI a G. MERRIAM (1999): Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*. **13**(4), 774–783.

WALKER M. P., J. W. DOVER, S. A. HINSLEY a T. H. SPARKS (2005): Birds and green lanes: breeding season bird abundance, territories and species richness. *Biological Conservation*. **126**(4), 540–547.

WALKER M. P., J. W. DOVER, T. H. SPARKS a S. A. HINSLEY (2006): Hedges and green lanes: vegetation composition and structure. *Biodiversity and Conservation*. **15**(8), 2595–2610.

WEIJDEN W. v. d., ed., P. TERWAN a A. GULDEMOND (2010): Farmland birds across the world. Barcelona: Lynx Edicions, 138 s. ISBN 978-84-96553-63-7.

WUCZYNSKI A. (2016): Farmland bird diversity in contrasting agricultural landscapes of southwestern Poland. *Landscape and Urban Planning*. **148**, 108–119.

WUCZYNSKI A., K. KUJAWA, Z. DAJDOK a W. GRZESIAK (2011): Species richness and composition of bird communities in various field margins of Poland. *Agriculture Ecosystems & Environment*. **141**(1–2), 202–209.

Elektronické zdroje

BAILLIE S. R., H. Q. P. CRICK, D. E. BALMER, R. I. BASHFORD, L. P. BEAVEN, S. N. FREEMAN, J. H. MARCHANT, D. G. NOBLE, M. J. RAVEN, G. M. SIRIWARDENA, R. THEWLIS a C. V. WERNHAM (2005): Breeding Birds in the Wider Countryside: Their Conservation Status 2004 [online]. Research Report 385. BTO, Thetford. Aktualizováno 10.5.2006. [cit.2017-8-18] Dostupné z: https://www.bto.org/birdtrends2004/index.htm

RAMÍREZ I. (2017): The Vanishing: Europe's farmland birds [online]. Birdlife International. 17.2.2017 [cit. 2017-8-18]. Dostupné z: http://www.birdlife.org/europe-and-central-asia/news/vanishing-europe%E2%80%99s-farmland-birds