

Vliv intenzity hospodaření a biotopové struktury na ptačí společenstva v zemědělské krajině

Diplomová práce

Bc. Karolína Kalinová

Školitel: Ing. Martin Šálek, Ph.D.

Konzultant: Mgr. Stanislav Grill

České Budějovice 2018

Kalinová, K., 2018: Vliv intenzity hospodaření a biotopové struktury na ptačí společenstva v zemědělské krajině. [Influence of agricultural intensity and habitat structure on bird communities in agricultural landscape. Mgr. Thesis, in Czech.] – 57 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

The thesis presents data from bird monitoring, carried out in agricultural landscape in borderland of Southern Moravia (Czech republic) and Lower Austria (Austria). The thesis presents data from bird and habitat monitoring, carried out in an agricultural landscape in the borderland of Southern Moravia (Czech republic) and Lower Austria (Austria). 3829 bird specimens of 58 species were recorded. There were 102 transects - 65 in Czech republic and 37 in Austria. 77 of all transects were woody corridors and 25 in semi-natural habitats. Total of 22 habitats were mapped including 12 arable (winter grains, spring grains, maize, bare ground...), 9 non-agricultural elements (woody corridors, grassy stripes, hayfields, forests...) and a presence of residential areas. Relations among habitats and bird species richness and abundance were studied and data from both countries compared.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně, pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47 b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 17. 4. 2018

Bc. Karolína Kalinová

Poděkování:

Chci poděkovat svému školiteli Ing. Martinovi Šálkovi, Ph.D. za vedení práce. Dále bych ráda poděkovala Mgr. Stanislavu Grillovi za pomoc s GISem a doc. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D. za pomoc se statistikou.

Obsah

1	Změny zemědělské krajiny ve 20. a 21. století	1
1.1	Vliv změn na diverzitu živočichů a rostlin	7
1.1.1	Ptáci	7
1.1.2	Savci	14
1.1.3	Hmyz.....	15
1.1.4	Rostliny.....	16
2	Rozdíly ve vývoji České republiky a Rakouska.....	17
3	Metody monitoringu ptáků.....	18
3.1	Bodový transekt	18
3.2	Liniová metoda	18
4	Cíle práce.....	19
4.1	Hypotéza	19
5	Metodika.....	20
5.1	Studijní plocha	20
5.2	Design studie a monitoring ptáků	23
5.3	Environmentální charakteristiky	27
5.4	Statistické analýzy.....	27
5.4.1	Dataset zahrnující koridory a polopřirodní biotopy.....	28
5.4.2	Dataset zahrnující pouze koridory	29
6	Výsledky.....	30
6.1	Porovnání ptačích společenstev mezi koridory a polopřirozenými biotopy	35
6.2	Porovnání ptačích společenstev mezi koridory v České republice a v Rakousku	38
6.3	Porovnání environmentálních charakteristik v okolí koridorů v České republice a v Rakousku.....	40
6.4	Závislost mezi environmentálními charakteristikami a ptačími společenstvy osidlující koridory	42
7	Diskuse	45
7.1	Porovnání ptačích společenstev mezi koridory a polopřirozenými biotopy	45
7.2	Porovnání ptačích společenstev mezi koridory v České republice a v Rakousku	46
7.3	Porovnání environmentálních charakteristik v okolí koridorů v České republice a v Rakousku.....	47
7.4	Závislost mezi environmentálními charakteristikami a ptačími společenstvy osidlující koridory	47
8	Závěr.....	48

9	Seznam literatury a dalších zdrojů	49
9.1	Literatura.....	49
9.2	Internetové zdroje	53
9.3	Mapové podklady, programy a fotografie.....	54
10	Přílohy.....	55

1 Změny zemědělské krajiny ve 20. a 21. století

Zemědělská půda zaujímá 54 % rozlohy České republiky (Zámečník 2013) a téměř polovinu celého území Evropské unie (Stoate *et al.* 2009). Polovina všech druhů rostlin a živočichů žijících v EU je závislá na zemědělské krajině. Nejedná se pouze o druhy běžné, ale najdeme mezi nimi i řadu ohrožených druhů (Stoate *et al.* 2009; Guerrero *et al.* 2012).

Zemědělská krajina České republiky i Evropy prošla v 20. - 21. století zásadní proměnou. Obhospodařování půdy se změnilo z extenzivního na intenzivní. Po pádu komunismu a přijetí evropské Společné zemědělské politiky míra intenzifikace a chemizace ještě vzrostla, což vede k poklesu ptačích populací (Donald, Green & Heath 2001; Šťastný, Bejček & Hudec 2006; Tryjanowski *et al.* 2011), zejména ptáků otevřené zemědělské krajiny, například skřivana polního (*Alauda arvensis*) (Šťastný *et al.* 2006; Tryjanowski *et al.* 2011). Dochází k úbytku potravy a vhodného hnízdního prostředí.

V rámci intenzifikace zemědělství byla pole scelována do velkých monokulturních lánů. (Stoate *et al.* 2001; Tscharrntke *et al.* 2005; Tryjanowski *et al.* 2011; Sklenička *et al.* 2014). V případě ČR se průměrná rozloha polí se zvětšila i více než desetkrát (Zámečník 2013). Původně nezemědělská půda byla přeměněna na pole (Škorpík 2015). Pole byla zorána až k okraji, takže okrajové pásy s kvetoucími volně rostoucími rostlinami téměř všude vymizely. Rušily se meze a remízky, které také poskytovaly životní prostředí mnoha druhům živočichů a také volně rostoucím druhům rostlin (Stoate *et al.* 2001; Tscharrntke *et al.* 2005; Tryjanowski *et al.* 2011; Zámečník 2013; Sklenička *et al.* 2014). Přitom liniová vegetace (větrolamy, remízky, meze, travnaté pásy), okraje polí a jiné neobdělávané či neobdělávatelné součásti zemědělské krajiny jsou důležité z mnoha důvodů. Brání erozi půdy a smyvu živin a pesticidů do vodních toků, a především slouží jako útočiště pro různé druhy živočichů. Umožňují migraci a poskytují úkryt, takže mohou zvířata přežít i v jinak intenzivně obhospodařované krajině a případně odtud znovu osídlit dříve opuštěnou ornou půdu (Stoate *et al.* 2009; Guerrero *et al.* 2012). Ve snaze zvýšit výnosy zemědělských plodin byly odvodňovány podmáčené louky, v horším případě také přeměněny na ornou půdu, čímž zmizel biotop vhodný pro rostlinné i živočišné druhy vlhkých luk (Stoate *et al.* 2001). Zaniklo mnoho pastvin (Škorpík 2015) a kvůli jejich úbytku přišli ptáci o zdroj bezobratlých na jaře a v létě, a obilnin, kterými se v zimě dobytek na pastvě přikrmoval (Stoate *et al.* 2001).

Také louky jsou významnou součástí zemědělské krajiny. Poskytují pastvu pro volně žijící i člověkem chované živočichy, zachytávají srážkovou vodu a chrání půdu před erozí. Tradičně obhospodařované louky jsou velmi důležitým biotopem pro podporu biodiverzity v evropské zemědělské krajině. Není ale jednoduché sladit nároky různých organismů na management tohoto biotopu. Zatímco pro obnovu druhové pestrosti cévnatých rostlin je nutné časté sečení či intenzivnější pastva, tento způsob nevyhovuje ptákům a bezobratlým. Seč zvyšuje mortalitu ptáků hnízdících na zemi, zmenšuje potravní nabídku a likviduje úkryt před predátory (Stoate *et al.* 2009). Mezi lety 1993 a 2011 se výměra luk snížila o 6,4 % ve starých členských státech EU a o 11,8 % v nových státech (Pe'er *et al.* 2014).

Obecně problém představují intenzivně obhospodařované louky a pastviny, pokud jsou přehnojovány nebo přepásány příliš velkým množstvím dobytka, což vede nejen k přebytku živin, ale i k erozi půdy. S vodní erozí je potom spojeno vyplavování živin do okolí. V rámci intenzivního zemědělství jsou louky zařazeny do systému střídání plodin. Je tedy málo trvalých travních porostů (Voříšek *et al.* 2010a; Pe'er *et al.* 2014; Gamero *et al.* 2017).

S intenzifikací zemědělství se změnil způsob, načasování a frekvence obdělávání polí. Díky moderní technice dnes může zemědělec obhospodařit více plochy za jednotku času. To vede k ještě větší uniformitě krajiny (Wilson, Whittingham & Bradbury 2005), pokud jsou například všechny louky v širokém okolí posečeny v jednom dni.

Klasická orba a setba ustoupily řádkovacím sečím strojům. Zatímco klasická orba umožňuje růst širokolístých plevelů, které složí jako potrava pro hmyz a ptáky, použití řádkovacích sečích strojů podporuje spíše trávy. Na druhou stranu za sebou řádkovací sečí stroj zanechává semena plevelů na povrchu půdy, která poskytují ptákům potravu v zimě. Zjednodušily se osevnické postupy (Stoate *et al.* 2001), zvýšila se hustota výsevu (Wilson *et al.* 2005) a koncept střídání plodin byl mnohdy opomíjen, stejně tak význam podsevů a polí ponechaných ladem. Podzimní setba je preferována na úkor jarní.

Dříve byla strniště ponechána až do zimy, což bylo výhodné pro semenožravé ptáky. Dnes je povoleno pole ihned po sklizni zorat a zasít další plodinu. Problémem pro ptáky hnízdící na zemi je stále častější pěstování kukuřice, řepky a slunečnice. Tyto plodiny svou výškou brání v hnízdění (Šťastný *et al.* 2006) a jsou hůře přístupné pro druhy hledající v porostu potravu (Zámečník 2013).

Po zvětšení rozlohy polí, rozorání mezí a remízků, nevhodnými osevními postupy a metodami zpracování půdy se zvýšila větrná a vodní eroze půdy. Smyv půdy nejenže ochuzuje samotná pole, ale přesahuje hranice samotného zemědělství. Způsobuje škody na majetku, kontaminuje vodu a zapříčiňuje zvýšenou sedimentaci materiálu ve vodních nádržích (Stoate *et al.* 2001, 2009; Wilson *et al.* 2005). Každý rok se v zemích EU kvůli erozi ztrácí 0,5 až 200 tun ornice na hektar (Stoate *et al.* 2009).

Kvalita půd se zhoršila v důsledku používání pesticidů, utužení těžkou zemědělskou technikou a ztrátou organické hmoty, kvůli nedostatku organického hnojiva a preferenci hnojiv minerálních. Všechny tyto procesy totiž ovlivňují strukturu a kvalitu půdy skrz půdní faunu. Organická hmota zlepšuje zadržování vody v půdě, brání erozi a nadměrnému prosakování pesticidů do spodní vody. Na druhou stranu přílišná orba nesvědčí žížalám, které provzdušňují půdu a zlepšují pronikání vody půdním profilem. Při svém pohybu také transportují půdní prvky a mykorrhizní houby. Žížaly preferují nezhutněnou půdu bohatou na organickou hmotu a s minimální aplikací pesticidů (Wilson *et al.* 2005).

Kvůli utužení půdy způsobené pojezdy těžké zemědělské techniky a nedostatku organického hnojiva je omezena schopnost půdy zasakovat vodu. Při deštích voda rychle odtéká a odnáší s sebou i pesticidy a živiny, které potom znečišťují vodní tělesa a zdroje (nejen) pitné vody. Důvodem kontaminace je také nadměrné používání hnojiv, kdy rostliny nemohou všechny dodané živiny využít. Část splavených živin se zachytává na okrajích polí a v příkopech, kde podporuje růst ruderalní a nitrofilní vegetace (Stoate *et al.* 2009). S používáním herbicidů a umělých hnojiv vymizely dříve běžné polní plevely a vegetace na okrajích polí změnila složení (Stoate *et al.* 2001; Tschardtke *et al.* 2005; Tryjanowski *et al.* 2011; Sklenička *et al.* 2014).

V reakci na intenzifikaci zemědělství se vyvinul i způsob pro krajinu šetrnější. V současné době jsou asi 4 % zemědělské půdy Evropské unie v režimu ekologického zemědělství, přičemž největší území v tomto režimu najdeme v Rakousku. Ukazuje se, že tento způsob hospodaření pozitivně ovlivňuje diverzitu volně rostoucích rostlin a plevelů bez ohledu na to, jaká plodina se na poli zrovna pěstuje. S obohacením polní flóry se zvýší i diverzita hmyzích opylovačů a některých druhů ptáků a aktivita netopýrů. Negativem může být

mechanické odstraňování plevelů, které ruší ptáky hnízdící na zemi, i ostatní druhy, které nesnášejí přílišné rušení (Voříšek *et al.* 2010b; Pe'er *et al.* 2014; Gamero *et al.* 2017).

Od roku 2004 se EU rozrostla o 13 dalších zemí ze střední (včetně ČR), východní a jižní Evropy (Portál EU, 2017). Nové členské země s sebou přinesly více než půl milionu hektarů zemědělské půdy, s významným podílem půdy extenzivně obhospodařované. Avšak podpořeny dotacemi a otevřeným evropským trhem, začaly nové státy zemědělství zintenzivňovat.

45 % zemědělské půdy nových členů je stále využíváno v režimu smíšených farem – pastva dobytka a pěstování plodin, oproti 19 % ve starých členských zemích. Za 2 roky (2003–2005) byl však zaznamenán pokles o 10 %. Přitom kombinace obou systémů podporuje rozmanitost biotopů, která je důležitá nejen pro ptáky zemědělské krajiny (Stoate *et al.* 2009).

Ve 21. století se zemědělská politika začala orientovat na produkci plodin pro výrobu biopaliv, což vede v některých oblastech k úzké specializaci na tyto plodiny. EU se ale také zaměřila na integrované či ekologické zemědělství, na ochranu biodiverzity či přizpůsobení se klimatickým změnám. Společná zemědělská politika EU byla částečně přepracována a byly zavedeny Agro-environmentální programy. Ty mají za cíl podpořit zemědělce, aby zlepšili stav zemědělské krajiny skrze lepší ochranu vody, půdy a biodiverzity (Stoate *et al.* 2009).

Úbytek ptáků zemědělské krajiny a biodiverzity vůbec je spojen též se Společnou zemědělskou politikou Evropské unie (SZP), která vede k intenzifikaci zemědělství (Voříšek *et al.* 2010a; Pe'er *et al.* 2014; Gamero *et al.* 2017). Také díky dotacím vzrůstá množství použitých umělých hnojiv a pesticidů. (Pe'er *et al.* 2014). V zemích bývalého Východního bloku lze vidět, že klesající trend populací ptáků během socialistického hospodaření se nakrátko obrátil k lepšímu po pádu komunismu v 90. letech 20. století. Po vstupu těchto zemí do Evropské unie a přijetí SZP se ale populace ptáků zemědělské krajiny začaly znovu snižovat a zdá se, že tak kopírují negativní vývoj biodiverzity ve starších členských státech v západní Evropě (Voříšek *et al.* 2010a).

Evropská unie se snaží zmírnit negativní dopady zemědělství na biodiverzitu pomocí aktualizovaného plánu SZP, který přijala na konci roku 2013 a který platí do roku 2020 (Pe'er *et al.* 2014). Vzhledem k tomu, že téměř polovinu rozlohy EU tvoří zemědělská

krajina (Guerrero *et al.* 2012) a na provedení SZP bylo vyhrazeno skoro 40% rozpočtu Evropské unie, má SZP daleko větší potenciál ovlivňovat ekosystémy než jednotlivé směrnice na ochranu stanovišť, rostlin a živočichů či směrnice o udržitelném používání agrochemikálií. Plní ale SZP svoje cíle (Pe'er *et al.* 2014)?

V reformě SZP z roku 2010 byly zdůrazněny tři hlavní výzvy – zabezpečení životaschopné produkce potravin, udržitelné využívání přírodních zdrojů, opatření na ochranu klimatu a udržení diverzity venkovských oblastí (CAP Reform blog 2015). K dosažení vytyčených cílů slouží mimo jiné dotace zemědělcům. Některé z nich jsou podmíněny dodržováním tzv. greeningových opatření. Jednou z podmínek je založení ploch v ekologickém zájmu (Ecological Focus Areas – EFA) na 7 % obhospodařovaného území. Druhé opatření spočívá v udržování trvalých travních porostů a třetí nařizuje pěstovat alespoň tři různé plodiny, pokud je celková výměra orné půdy větší než 3 hektary. Celkově jde o snahu přenechat část intenzivně obhospodařované krajiny přírodě.

EFA zahrnuje pole ponechaná ladem, okrajové pásy s volně rostoucí vegetací, remízky, křovinaté koridory, stromy i rybníky a příkopy (CAP Reform blog 2015). Jsou ale jiné kultury, které mohou EFA zastoupit. Například bobovité rostliny fixující vzdušný dusík a meziplodiny zlepšují kvalitu půdy, otázkou ale je, jestli také podporují biodiverzitu (Pe'er *et al.* 2014).

V praxi je však opatření k zakládání EFA uplatňováno různě a neúplně, a to jen na polovině výměry evropské zemědělské krajiny. Přestože v každém členském státě je třetina rozpočtu přímých plateb vyhrazena pro greeningová opatření. Navíc je většina zemědělců povinnosti podmínky dodržovat zproštěna (Pe'er *et al.* 2014; CAP Reform blog 2015). Plochy v ekologickém zájmu jsou jen na 5 % území a pouze na farmách s více než 15 hektary orné půdy. Navíc si mohou jednotlivé země v určitých oblastech snížit požadavek až na 2,5 % a méně. Plnění tohoto požadavku je ale v současné situaci osvobozeno nejméně 88 % zemědělských farem v EU, tvořící 48 % celkové rozlohy zemědělské půdy. Na farmách pěstujících trvalé kultury nebo obhospodařujících louky a pastviny nejsou plochy v ekologickém zájmu vyžadovány (Pe'er *et al.* 2014). Vzhledem k tomu, že mnoho farem struktury odpovídající EFA běžně má, a tudíž podmínky splňuje už teď, bude vliv tohoto opatření málo znatelný (CAP Reform blog 2015).

Druhým cílem reformované SZP je zastavit úbytek travních porostů. Ve skutečnosti je však stále možné přeměňovat extenzivní, druhově bohaté louky na intenzivně obhospodařované a druhově chudé travní porosty. A to za podpory dotací. Povinnost chránit travní porosty se vztahuje pouze na území v soustavě Natura 2000 (Pe'er *et al.* 2014).

Třetí opatření na podporu diverzity kultur ukládá zemědělcům pěstovat alespoň dvě různé plodiny na farmách od 10 do 30 hektarů a nejméně 3 plodiny na farmách větších než 30 hektarů. Požadavek na 3 plodiny je ale docela benevolentní, protože v mnoha evropských státech je průměrná diverzita plodin větší i bez greeningových opatření.

Farmy s výměrou menší než 10 hektarů jsou povinnosti zproštěny úplně, což je v rozporu s původním plánem SZP, který vyjímal jen farmy menší než 3 hektary. Ovšem farmy menší než 10 hektarů představují 13 % orné půdy v Evropské unii.

Nejde ale jen o počet různých druhů plodin. Důležitá je i rozloha samotných polí. Pokud se plodiny stále pěstují ve velkých blocích, je nepravděpodobné, že by tento přístup nějak pomohl ke zlepšení biodiverzity.

Malým farmám a druhově bohatým hospodářstvím nevěnuje SZP dostatek prostředků. Přitom právě agro-environmentální opatření, která by zemědělci mohli přijmout dobrovolně, by mohla biodiverzitu podpořit. Rozpočet pro tuto oblast se však snížil a přibyly další oblasti, které jsou z něj také financovány. Problémem může také být finanční spoluúčast členských států. Pokud chtějí státy na dotace z EU dosáhnout, musí přidat určitou částku ze svého rozpočtu, což je může od čerpání dotací odradit. Nebo si jednoduše spolufinancování nemohou dovolit (Pe'er *et al.* 2014).

Navíc byla přijata Strategie ochrany biologické rozmanitosti s cílem podpořit udržitelné využívání zemědělské krajiny a boj proti ztrátě biodiverzity (Gamero *et al.* 2017).

Dalším významným nástrojem na ochranu biodiverzity jsou směrnice o ptácích a směrnice o stanovištích. Zřizují soustavu Natura 2000. Pod ochranou směrnice o ptácích je celkem 193 ptačích druhů. Každý stát pro ně musí vyhradit nejvhodnější oblasti (tzv. Ptačí oblasti, PO), kde budou jednotlivé druhy chráněny.

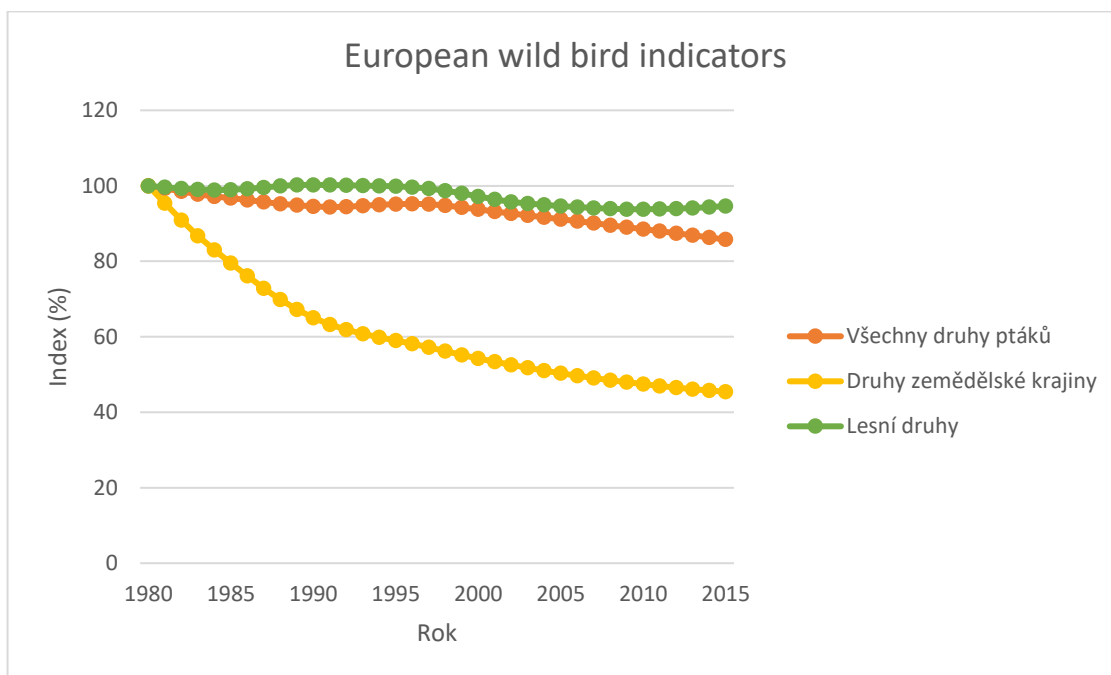
Ukazuje se, že ačkoli členské státy realizují agro-environmentální opatření a vyhlásují Ptačí oblasti, pokles biodiverzity stále pokračuje. Nicméně tam, kde jsou agro-

environmentální opatření prosazována ve velké míře, byl zaznamenán nižší pokles populací běžných ptáků zemědělské krajiny. Také větší podíl PO má pozitivní vliv na druhy pod ochranou směrnice o ptácích, tedy druhy nejohroženější. Na rozdíl od druhů běžných (Gamero *et al.* 2017).

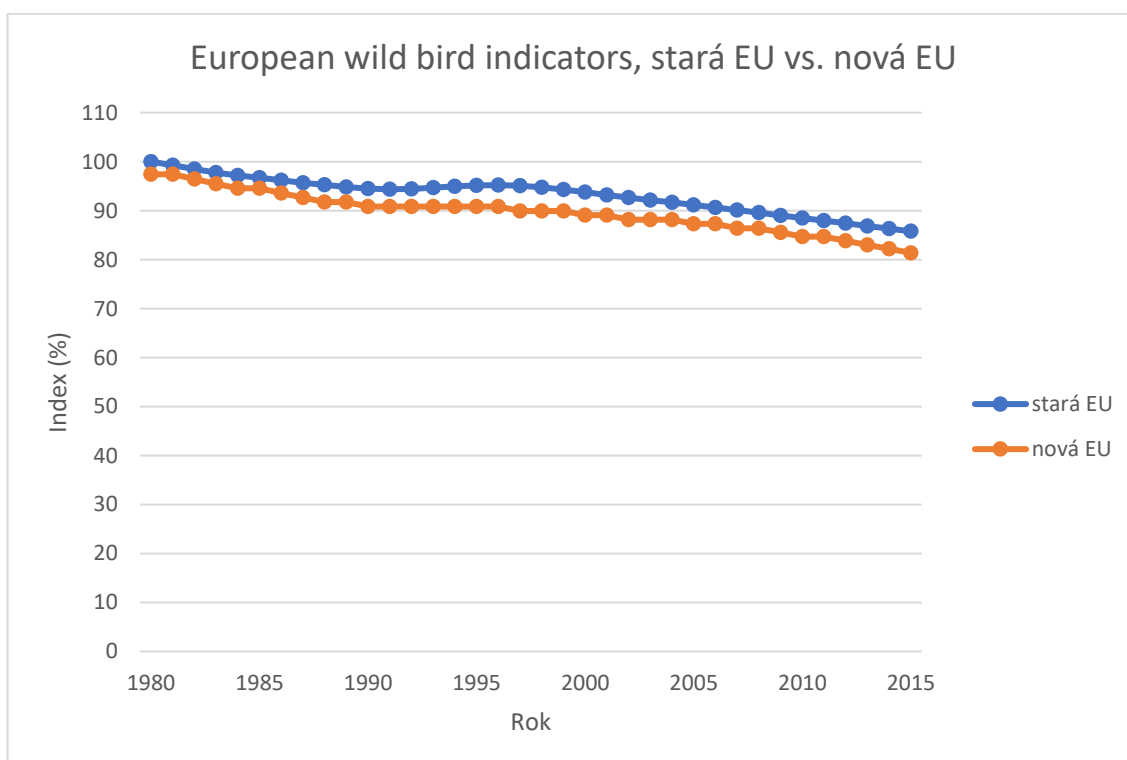
1.1 Vliv změn na diverzitu živočichů a rostlin

1.1.1 Ptáci

V celé Evropě zaznamenaly populace ptáků zemědělské krajiny prudký pokles (Stoate *et al.* 2001; Tschardtke *et al.* 2005; Reif *et al.* 2008; Voříšek *et al.* 2010a; Guerrero *et al.* 2012; Gamero *et al.* 2017), přitom celých 50 % všech evropských ptačích druhů žije právě v těchto biotopech (Guerrero *et al.* 2012). Nejdramatičtější pokles byl zaznamenán mezi lety 1980 až 1995 a nepotkal pouze druhy ohrožené či vzácné. Ubyli i ptáci předtím úplně běžní a hojní. Podle studie „European wild bird indicators“ největší pokles postihl druhy obývající zemědělskou krajinu, viz obr. 1 a obr. 2 (EBCC 2017). Nejvíce byli postiženi koroptev polní (*Perdix perdix*), hrdlička divoká (*Streptopelia turtur*), konipas luční (*Motacilla flava*), čejka chocholátá (*Vanellus vanellus*) a strnad luční (*Emberiza calandra*) (Voříšek *et al.* 2010a). 42 % ubývajících druhů bylo přímo ovlivněno intenzifikací zemědělství (Stoate *et al.* 2001), přičemž platí, že čím intenzivnější je hospodaření, tím větší je pokles populace (Zámečník 2013).



Obr. 1: Trend početnosti všech běžných druhů ptáků v Evropě (oranžově), běžných druhů zemědělské krajiny (žlutě) a běžných lesních druhů (zeleně) (EBCC, 2017).



Obr.2: Vývoj početnosti běžných ptačích druhů ve starých členských státech EU (modře) a státech nových (oranžově) (EBCC, 2017).

Vzhledem k nárokům jednotlivých druhů na různorodou potravu během celého roku a hnízdní biotop se nelze divit, že uniformní krajina neposkytuje mnoha ptákům vhodné životní prostředí. Podíváme-li se na ostatní biotopy, pokles ptačích populací rozhodně není tak velký (Stoate *et al.* 2001; Wilson *et al.* 2005; Voříšek *et al.* 2010a; Guerrero *et al.* 2012; Šálek 2014). S nástupem intenzifikace zemědělství bylo odstraněno mnoho kilometrů krajinných prvků (remízky, meze, aleje, větrolamy, ale i polní cesty), aby mohla být menší pole scelena či rozšířena. Některé plodiny byly opomenuty na úkor několika málo hlavních plodin (pšenice, ječmen) a také energetických plodin (řepka olejka, kukuřice), kterými byly osety velké lány. S úpadkem chovu dobytka se významně snížil podíl vojtešky. Krajina ztratila původní pestrost, což je významný faktor úbytku ptáků (Zámečník 2013).

Pro zachování biodiverzity je přitom nutné zajistit rozrůzněnost biotopů v prostoru i čase (Stoate *et al.* 2009). Nejlepší místo pro hnízdění ptáků zemědělské krajiny je takové, které poskytne hnízdu ochranu před predátory a nepřízní počasí. Současně je výhodné postavit hnízdo v blízkosti zdrojů potravy, aby krmící rodiče mohli najít co nejvíce potravy za co nejkratší čas. Ptáci jako strnad obecný, skřivan polní či čejka chocholátá jsou závislí na více než jen jednom druhu potravy. Druhy, které se živí na zemi, preferují řidší vegetaci jak na polích, tak na loukách (Stoate *et al.* 2001; Wilson *et al.* 2005; Douglas, Benton & Vickery 2010). Ke hnízdění se hodí spíše jarní plodiny (Reif *et al.* 2008; Zámečník 2013). Od nástupu komunismu v ČR se ovšem stále více pěstují ozimé plodiny na úkor plodin jarních a s tím souvisí i nedostatek strnišť (Zámečník 2013). Obecně oblíbená jsou minimálně obhospodařovaná pole, na kterých se daří i plevelům. Ptáci také hledají potravu na holé půdě. Pokud není jiná možnost, rádi využívají koleje vyjeté od traktoru (Wilson *et al.* 2005; Stoate *et al.* 2009; Douglas *et al.* 2010). Proto, je-li krajina heterogenní, je pro ně shánění potravy snadnější.

Dalším faktorem úbytku ptačích populací je současná mechanizace, která umožňuje sklídit najednou mnohem větší území pole. Dříve, když byla pole o menší výměře rozdělena mezi více vlastníků, se nesklízelo vše ve stejný čas. Vždy zbývala nějaká plocha, kam se mohli živočichové uchýlit. Ruční sklizeň také nebyla tak efektivní jako dnes, takže semenožraví ptáci se užívali na posklizňových zbytcích, kterých se dnes tolik nedostává (Zámečník 2013).

V dnešní době jsou louky sklizeny spíše na siláž oproti tradiční sklizni na seno. Při sklizni ale zahyne mnoho ptáků hnízdících na zemi, protože se doba sklizně překrývá s hnízdním obdobím (Stoate *et al.* 2009; Zámečník 2013). K úhynu ptáků, srnčat, zajíček či hmyzu dochází i vinou nevhodné techniky sklizně. Nejjednodušší je sekat od okraje ke středu, což znamená, že zvířata jsou zatlačována stále více do středu, až nemají kam utéci, zvláště pokud je nasazeno více žacích strojů najednou. Opačný postup je bezpečnější (Zámečník 2013).

Se stále se zvyšující poptávkou po zemědělských plodinách je samozřejmě podporována snaha o zvýšení výnosů. Díky hnojivům a také novým odrudám dnešní plodiny rychleji rostou a tvoří větší biomasu, takže na polích nezbyvá mnoho holé půdy, na které jsou závislí ptáci krmící se a hnízdící na zemi.

Pesticidy negativně ovlivňují potravní nabídku pro hmyzožravé ptáky. Buďto přímo likvidují hmyz, nebo ničí plevele jakožto živné rostliny hmyzu. Navíc nevhodné dávkování pesticidů může usmrtit přímo ptáky (Zámečník 2013).

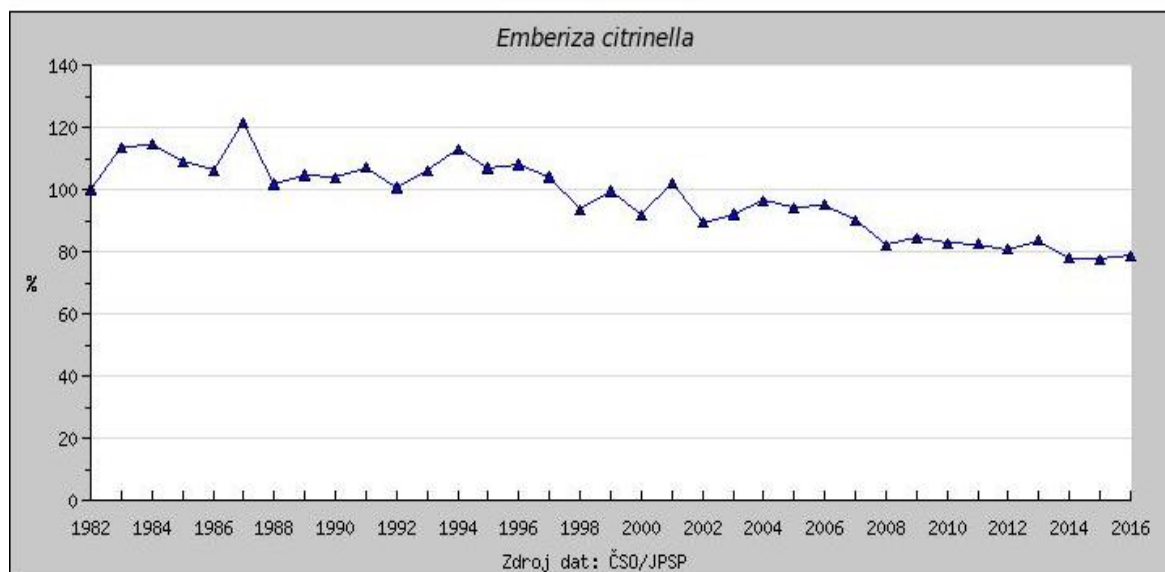
1.1.1.1 Ptáci hnízdící v roztroušené vegetaci

1.1.1.1.1 Strnad obecný

Strnad obecný (*Emberiza citrinella*) je pták rozšířený po celé Evropě, s výjimkou části Pyrenejského poloostrova. Je stálý. Evropská populace čítá více než 18 milionů párů. V ČR žije 1,8 až 3,6 milionů párů (Šťastný *et al.* 2006). Česká populace zaznamenala mezi lety 1982–2001 pokles, ročně o 1,33 %, evropská populace také ubývá (Šťastný *et al.* 2004, 2006). Typickým biotopem strnada je předěl mezi zapojeným porostem a otevřenou krajinou. Jedná se například o liniovou vegetaci mezi poli, okraje lesů nebo o paseky. Hnízdí v keřích, na nízkých stromcích nebo i na zemi. Živí se hlavně rostlinnou potravou, zejména semeny, a také hmyzem, kterým krmí svá mláďata. Potravu hledá na hlavně na zemi (Šťastný *et al.* 2006), přičemž během hnízdění zdroje potravy rád střídá (Stoate *et al.* 2001). V zimě jsou pro strnada důležitá strniště, na kterých se krmí (Stoate *et al.* 2009). Je ohrožen jejich úbytkem a v létě se negativně projevuje nedostatek hmyzu pro krmení mláďat (Zámečník 2013).

Strnad obecný (*Emberiza citrinella*)

Trend: mírný pokles



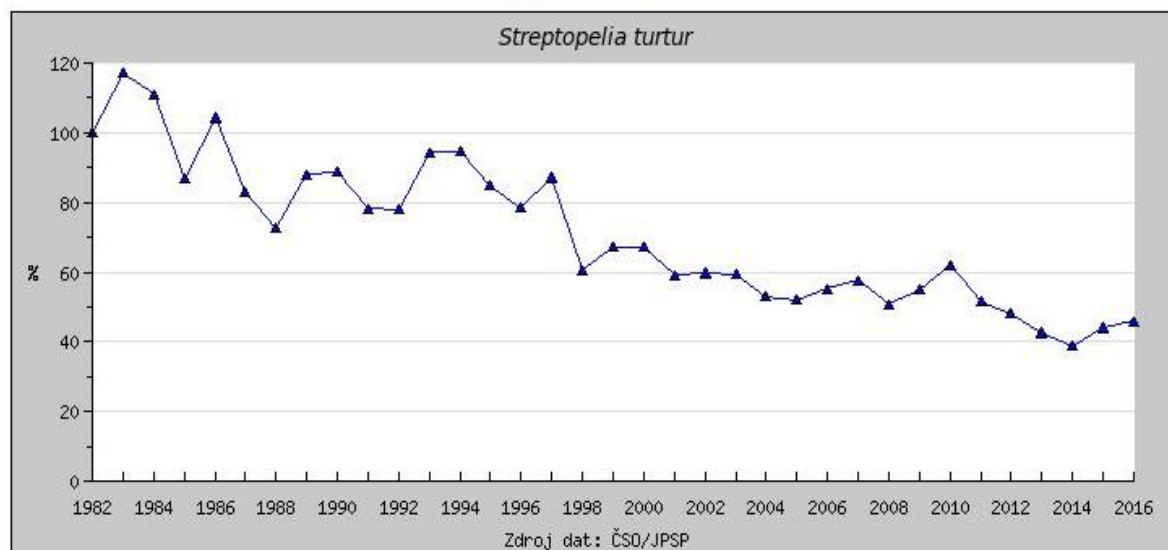
Obr. 3: Trend početnosti strnada obecného v Československu, resp. České republice od roku 1982 do roku 2016 (JPSP ČSO, 2017).

1.1.1.1.2 Hrdlička divoká

Hrdlička divoká (*Streptopelia turtur*) se vyskytuje téměř v celé Evropě s výjimkou severních oblastí (Skandinávie, sever Velké Británie). Je tažná. Evropská populace se snižuje od 70. let 20. století, nyní je odhadována na 3,5 milionu párů (Šťastný *et al.* 2006). Populace ČR klesla z 60–120 000 párů v letech 1985–1989 na 50–100 000 párů v letech 2001–2003 a roční úbytek činí 2,13 % (Šťastný *et al.* 2006; Šťastný *et al.* 2004). Hrdlička obývá otevřenou krajinu s lesíky a líniovou vegetací. Hnízdo si staví v keřích, 2–5 metrů nad zemí. Živí se rostlinnou potravou, hlavně semeny (Šťastný *et al.* 2006).

Hrdlička divoká (*Streptopelia turtur*)

Trend: mírný pokles



Obr. 4: Trend početnosti hrdličky divoké v Československu, resp. České republice v letech 1982–2016 (JPSP ČSO, 2017).

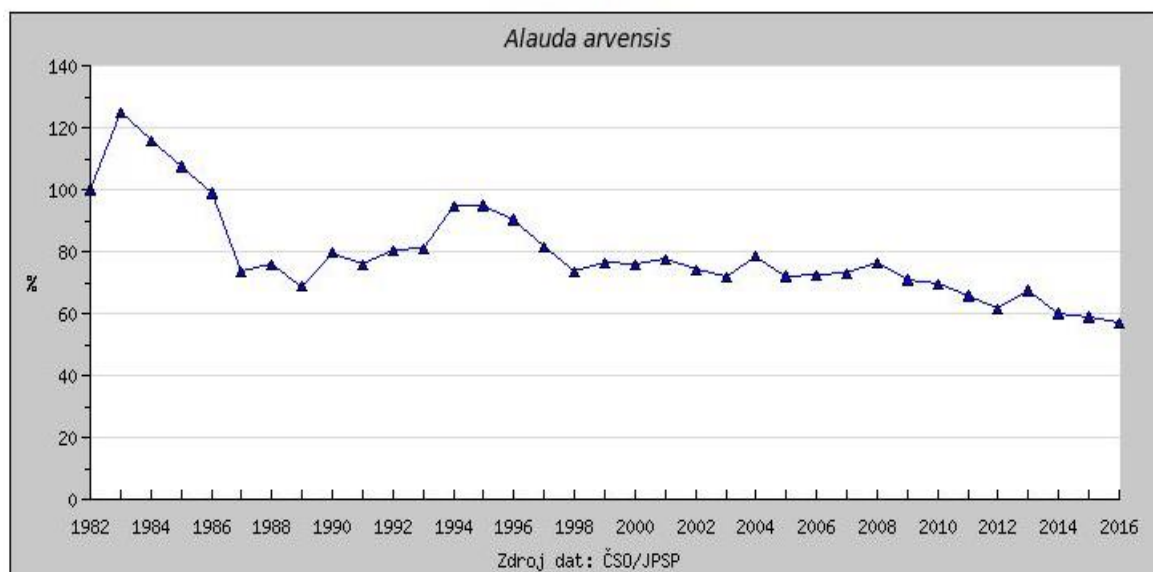
1.1.1.2 Ptáci hnízdící v otevřené krajině

1.1.1.2.1 Skřivan polní

Skřivan polní (*Alauda arvensis*) se v Evropě nevyskytuje pouze na severu (Island). Ptáci obývající severní a východní Evropu jsou tažní. Evropskou populaci tvoří více než 40 milionů párů. Od 70. let 20. století však poklesla o více než 50 % (Šťastný *et al.* 2006). Česká populace v letech 1982–2001 výrazně klesla, ročně o 2,33 %. V současnosti žije v ČR 700 000 až 1 400 000 párů (Šťastný *et al.* 2006; Šťastný *et al.* 2004). Na jaře a v létě tvoří potravu hmyz a bezobratlí, na podzim a v zimě vyhledává strnad rostlinnou stravu (Šťastný *et al.* 2006), semena plevelů i zemědělských plodin. Mláďata se krmí pouze hmyzem a bezobratlými (Zámečník 2013). Významnou roli pro přežití skřivanů v zimě hrají strniště (Stoate *et al.* 2009). Skřivan hnízdí na zemi (Šťastný *et al.* 2006) a během hnízdního období střídá polní plodiny, ve kterých založí hnízdo. Preferuje jař (Stoate *et al.* 2001; Zámečník 2013) a obecně nevysokou vegetaci (Wilson *et al.* 2005). Je ohrožen nedostatkem hmyzu a biotopů, kde by se hmyz nacházel. Také chybí dostatek strnišť jako zdroje rostlinné potravy v zimě (Zámečník 2013).

Skřivan polní (*Alauda arvensis*)

Trend: mírný pokles



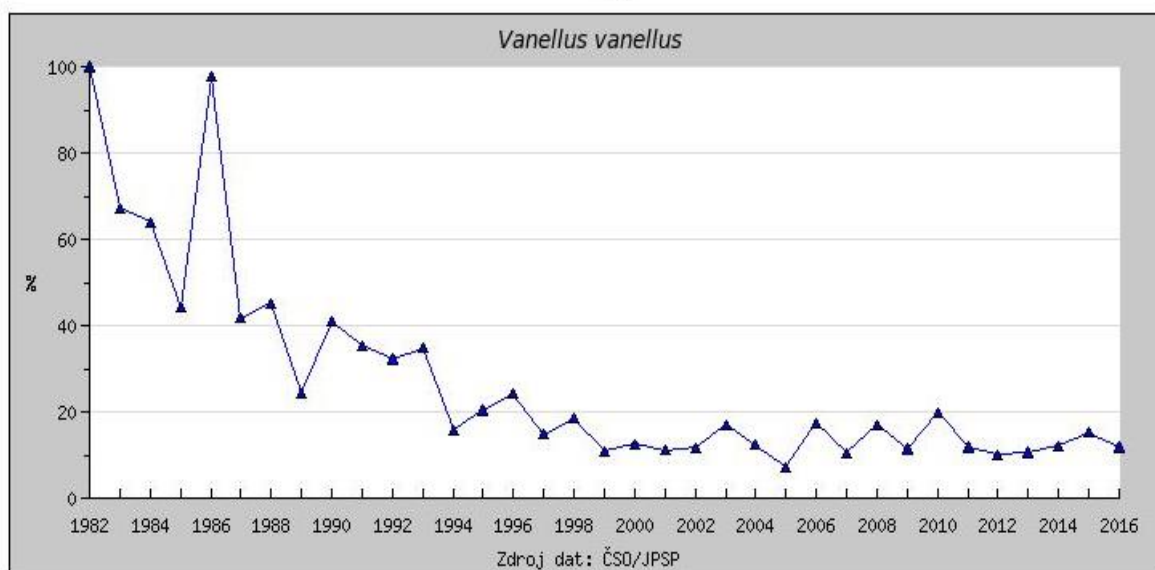
Obr. 5: Trend početnosti skřivana obecného v Československu, resp. České republice od roku 1982 do roku 2016 (JPSP ČSO, 2017).

1.1.1.2.2 Čejka chocholátá

Čejka chocholátá (*Vanellus vanellus*) je rozšířena po celé Evropě. V letech 1970–2000 evropská populace rychle poklesla o více než 30 % a nyní se odhaduje na 1,7 milionů párů. Čejky v západní Evropě jsou tažné, vnitrozemské populace jsou stálé (Šťastný *et al.* 2006). Populace ČR zaznamenala v období 1982–2001 výrazný pokles, konkrétně o 40 % v letech 1988–1998. V roce 1989 byla početnost 20 000 až 40 000 párů, načež klesla o 70 % na 7 000 až 10 000 párů v období 2001–2003 (Šťastný *et al.* 2006; Šťastný *et al.* 2004). Čejka se živí hlavně bezobratlými živočichy, které sbírá na zemi (Šťastný *et al.* 2006). Významnou roli ve výživě hrají žížaly (Zámečník 2013). Hnízdí hlavně v obilných polích, nejraději v jařině, ale pro krmení mláďat vyžaduje blízkost pastviny (Tucker, Davies & Fuller 1994) nebo zamokřená či vlhká místa v polích a polní hnojiště (Zámečník 2013). Ke hnízdění vyžaduje nízkou a řídkou vegetaci (Wilson *et al.* 2005), bohatě hnojené porosty tedy nejsou vhodné. Čejky hnízdí brzy zjara. Vejce i mláďata jsou tak ohrožena jarními pracemi na polích a časnou sečí luk (Zámečník 2013).

Čejka chocholatá (*Vanellus vanellus*)

Trend: mírný pokles



Obr. 6: Trend početnosti čejky chocholaté v Československu, resp. České republice v letech 1982–2016 (JPSP ČSO, 2017).

1.1.2 Savci

Mnoho druhů živočichů potřebuje ke svému životu heterogenní krajinu, protože jejich nároky na prostředí se během roku mění. Příkladem může být zajíc polní (*Lepus europaeus*). Zajíc preferuje mozaikovitou krajinu s poli, loukami a remízky, lesíky a liniovou vegetací. Kvalitní potrava je důležitým faktorem pro jeho přežití (Šmerda 2012; Šálek 2014). Zajíc během roku střídá plodiny, na kterých se pase. Pokud možno, žíví se nejraději téměř celou sezónu vojtěškou. Významnou složku jeho potravy tvoří také polní plevle a tráva, které rostou například mezi řádky kukuřice nebo slunečnice. Když ale plodiny narostou a zhoustnou, nejsou už pro zajíce atraktivní. Velké bloky kukuřice jsou svou jednotvárností pro zajíce nevhodné. Od podzimu do jara může přežívat na obilninách. (Šmerda 2012). Větší početnost zajíce byla zaznamenána na polích ponechaných ladem. Zde se během celého roku mění zdroje potravy a pokryvnost rostlin (Stoate *et al.* 2009).

Křeček polní (*Cricetus cricetus*) je závislý na strništích. Pokud jsou strniště rozorána brzy po sklizni, nemá křeček šanci utvořit si dostatečné zásoby obilovin před nástupem hibernace (Stoate *et al.* 2001).

Netopýři vyhledávají extenzivní pastviny a louky, kde je vhodná struktura a skladba vegetace pro bezobratlé oproti intenzivně obhospodařovaným travnatým porostům. Hmyz je také přitahován trusem dobytka (Stoate *et al.* 2009).

1.1.3 Hmyz

Na přeměnu krajiny reaguje hmyz úbytkem druhové bohatosti i početnosti (Stoate *et al.* 2001, 2009; Le Féon *et al.* 2010; Škorpík 2015; Hallmann *et al.* 2017). Například celková biomasa létajícího hmyzu v německých chráněných územích obklopených zemědělskou krajinou poklesla za posledních 27 let o 76 %. (Hallmann *et al.* 2017). V rámci Evropy vyhynulo nejvíce druhů denních motýlů v ČR (Škorpík 2015) a třetina evropských druhů motýlů zaznamenala velký pokles (Stoate *et al.* 2001; de Heer, Kapos & ten Brink 2005; Van Dyck *et al.* 2009; Merckx 2015), mezi lety 1990 a 2011 až o 50% (Hallmann *et al.* 2017). Přes 74 % druhů čmeláků a pačmeláků v ČR je ohroženo a podobně jsou na tom i ostatní evropské státy jako Švýcarsko, Maďarsko či Belgie (Kosior *et al.* 2007).

Vzrůstající spotřeba hnojiv, zvláště po zavedení hnojiv umělých, přispívá k úbytku hmyzu v mnoha částech Evropy skrze změnu druhového složení volně rostoucích polních rostlin (Kosior *et al.* 2007; Stoate *et al.* 2009; Le Féon *et al.* 2010). Hmyz má větší šanci na přežití v heterogenní krajině, kde najde dostatek různých biotopů, různých druhů plodin a pestrou nabídku kvetoucích a živných rostlin (Le Féon *et al.* 2010). Pouze jeden typ krajiny většinou neposkytuje všechny zdroje, které hmyz potřebuje. Velké monokulturní celky představují migrační bariéru. (Konvička, Frič & Beneš 2006; Kosior *et al.* 2007; Šálek 2014). Některé, pro hmyz vhodné, biotopy kvůli intenzivnímu obhospodařování krajiny téměř vymizely. Jedná se například o dočasné polní mokřady, které byly rozorány a osety. Nebo se naopak mění v permanentní tůně, protože voda se nemůže zasakovat do půdy kvůli zhutnění těžkou technikou. Jiným příkladem může být rušení mezi s kvetoucí vegetací, důležitého biotopu blanokřídlých, například samotářských včel (Stoate *et al.* 2009; Škorpík 2015). Ty jsou pro celý ekosystém klíčové. Opylují polní plodiny, ovocné stromy, keře a volně rostoucí rostliny, což je nezbytné pro tvorbu semen a plodů, které pak mohou sloužit za potravu ptákům (Stoate *et al.* 2009). Dalším problémem je přeměna luk a pastvin na ornou půdu (Škorpík 2015). Orba je pro hmyz ničivá (Stoate *et al.* 2001). Na druhou stranu, příliš velká hustota dobytka na pastvinách může vést ke snížení početnosti hmyzu (Wilson *et al.* 2005; Le Féon *et al.* 2010). Nedostatek polí ponechaných ladem a

opomíjení podsevů se také negativně projevuje na stavu hmyzích populací (Stoate *et al.* 2001). Pole ponechaná ladem poskytují významný zdroj potravy pro včely, čmeláky a motýly. Rozdílné druhy hmyzu najdeme na plodinách ozimých a jarních. Třeba proto, že se k nim vážou jiné druhy plevelů, anebo pro rozdílně velkou pokrývnost půdy. Pokud se tedy změní poměr jejich pěstování, může se změnit i složení bezobratlé fauny. Například v jarních plodinách dosahují pavouci a brouci nižší početnosti (Stoate *et al.* 2009).

Včely, čmeláci a hmyz obecně je citlivý k účinkům pesticidů a také herbicidů, moluskocidů a fungicidů, jejichž používání se v rámci intenzifikace zemědělství znásobilo (Wilson *et al.* 1999; Kosior *et al.* 2007; Škorpík 2015). Koprofágní druhy hmyzu jsou ohroženy antiparazitiky, podávanými dobytku (Stoate *et al.* 2009).

1.1.4 Rostliny

Celková skladba rostlin zemědělské krajiny se změnila v důsledku změny obhospodařování orné půdy, používání herbicidů a umělých hnojiv (Stoate *et al.* 2001). Změna preference jarních plodin na úkor ozimých (nebo naopak) na velkém území může vést ke změně druhového složení polních plevelů (Stoate *et al.* 2009). Klasická orba podporuje širokolisté plevele, jejichž semena poskytují ptákům potravu v zimě, řádkovací secí stroje umožňují růst spíše travám a svízelům (*Galium*). Umělá hnojiva se hromadí na okrajích polí, kde podporují ruderalní a nitrofilní druhy, například svízele a sveřep (*Bromus sterilis*), na úkor kvetoucích polních bylin a „původních“ druhů plevelů (Stoate *et al.* 2001, 2009).

Kvůli zrušení mezí a remízků a rozorání okrajů polí vymizela kvetoucí bylinná vegetace, která poskytuje optimální podmínky pro bezobratlé živočichy, a proto hraje důležitou roli ve výživě ptáků (Stoate *et al.* 2001). Nadějí jsou pole ponechaná ladem. Čím déle jsou ponechána bez kultivace, tím více druhů rostlin na nich roste a tím více druhů hmyzu a ptáků se na nich užívá. Pole ponechaná ladem také mohou sloužit jako útočiště pro rostliny, které by jinak byly zatlačeny jen na okraje polí (Stoate *et al.* 2009).

2 Rozdíly ve vývoji České republiky a Rakouska

Česká republika s Rakouskem sdílely stejné politické a socioekonomické uspořádání naposledy v Rakousku-Uhersku. Od rozpadu říše v roce 1918 se obě země vyvíjely odděleně. Rakousko nastoupilo cestu k tržnímu hospodářství. České (Československé) zemědělství a politický vývoj byly ovlivněny hlavně radikální změnou s nástupem socialismu v letech 1948 až 1989. Malým zemědělcům bylo zakázáno hospodařit na vlastní půdě, jejich pozemky byly sjednoceny do Jednotných zemědělských družstev (JZD) a pole byla scelována do velkých monokulturních lánů. Ekonomika země byla centrálně plánována.

Rakousko zůstalo u malých heterogenních políček vlastněných a obdělávaných malými zemědělci (Tryjanowski *et al.* 2011; Sklenička *et al.* 2014). Pro srovnání: v roce 2007 bylo v ČR 19 000 hospodářství menších než 5 ha, kdežto v Rakousku 55 000 (Tryjanowski *et al.* 2011). V Rakousku obhospodařují 70 % zemědělské půdy přímo vlastníci, v ČR jen 17 %. Procento půdy v pronájmu tvoří 83,3 % v ČR a 30,1 % v Rakousku (Eurostat, 2012). V roce 2009 v Rakousku zaujímaly zemědělská krajina 39 % a orná půda 17 % celkové rozlohy, v České republice bylo 54 % půdy zemědělské a 37 % půdy orné. Evropský průměr činil 43 %, respektive 26 % (Sklenička *et al.* 2014).

Od 50. let 20. století se obě země snažily dosáhnout soběstačného zemědělství, což se v Rakousku podařilo v 70. letech. Česká republika musela počkat do rozpadu komunistického režimu. Obě země dosáhly soběstačnosti za cenu intenzifikace zemědělství se všemi výhodami i problémy, které s sebou nese. Rakousko se poté snažilo pouze zachovat stávající strukturu krajiny, kdežto v Česku se zemědělství po roce 1989 muselo vyrovnat s dědictvím velkých lánů a JZD. Jen málo zemědělců vrátilo k původnímu hospodaření a významnou roli v obhospodařování krajiny proto hraje několik velkých společností, které si půdu pronajímají (Sklenička *et al.* 2014). Česká republika tak stále má největší polní bloky z celé Evropské unie (Eurostat, 2012). Po pádu komunismu se pokleslo používání pesticidů a umělých hnojiv. S větší specializací zemědělství se snížila pestrost pěstovaných plodin a ubylo dobytka (Reif *et al.* 2008).

Nyní obě země sdílí Společnou zemědělskou politiku Evropské unie. Rakousko od roku 1995 a ČR od roku 2004 (Tryjanowski *et al.* 2011; Sklenička *et al.* 2014). Přesto jsou mezi oběma zeměmi stále velké rozdíly.

3 Metody monitoringu ptáků

3.1 Bodový transekt

Monitoring ptáků bodovou metodou spočívá v počítání jedinců z předem určených pevných bodů. Ty mohou být uspořádány na linii či libovolné křivce, v pravidelné síti nebo rozmístěny zcela náhodně. Doporučená vzdálenost mezi jednotlivými body je minimálně 200 m, aby se předešlo opakovaným záznamům jednoho jedince, protože hlas některých druhů ptáků je silný a daleko slyšitelný (Voříšek *et al.* 2008).

Obvyklá doba pozorování na každém bodě je 5 až 10 minut. Po příchodu na bod je dobré minutu počkat, aby se pozorovatelem vyplašení ptáci uklidnili a usadili. Na otevřeném a přehledném prostranství se zpravidla pozoruje kratší dobu, než v nepřehledném biotopu jako je například les. Čím delší dobu sčítání probíhá, tím větší je pravděpodobnost, že bude stejný jedinec zaznamenán vícekrát. Při delším sčítání se doporučuje rozdělit časový rámec po pěti minutách a sčítat tyto úseky jednotlivě. Zaznamenávají se všechny druhy, které pozorovatel uvidí nebo rozezná podle hlasu (Voříšek *et al.* 2008; Těšický 2011; Buckland *et al.* 2015).

Oproti liniové metodě je bodová metoda méně účinná, protože mezi jednotlivými body sčítání neprobíhá. Bodová metoda se hodí spíše pro nepřehledné nebo špatně prostupné oblasti se zapojenou vegetací, například les a pro druhově a početností bohatá ptačí společenstva. Při delším setrvání na jednom místě také člověk snáze objeví plaché a skrytě žijící druhy. Na druhou stranu může zvědavé ptáky přítomnost pozorovatele přitahovat. Chyby v odhadu vzdálenosti monitorovaných jedinců mohou mít, oproti liniové metodě, větší vliv na odhad hustoty, protože plocha mapované oblasti vzrůstá se vzdáleností od bodu geometricky (Voříšek *et al.* 2008).

3.2 Liniová metoda

Mapování probíhá na určených liniích, které mohou být vybrány náhodně, nebo sledovat určitý vzor. Každopádně by se ale linie neměly překrývat. Ideální vzdálenost mezi nimi by měla být 200 m. Délka linie je optimálně 1-2 km, ale záleží na konkrétních podmínkách (Voříšek *et al.* 2008). Pozorovatel prochází trasu pomalým tempem (kolem 1 až 2 km/h) a celou dobu zaznamenává druhy vizuálně i podle hlasu. V nepřehledných biotopech (lesy)

je vhodné monitorovat ptáky do 25 m na každou stranu od linie, v otevřené krajině se doporučuje mapovat mezi 50 a 200 m na každou stranu od linie (Těšický 2011; Buckland *et al.* 2015).

Hodí se v rozlehlých, otevřených, dobře přístupných a spíše jednotvárných oblastech (Voříšek *et al.* 2008). Je výhodná pro liniové biotopy, jako jsou okraje lesů, vodních toků nebo liniová vegetace (větrolamy, remízky) (Těšický 2011). Lépe se s ní zaznamenávají nápadné druhy a ptáci, kteří se snadno vyplaší a uletí. Metoda je vhodná u méně početných a druhově chudších společenstev ptáků. V porovnání s bodovou metodou je tato efektivnější. Protože se pozorovatel stále pohybuje, neděje se dvojnásobné započítání jednoho jedince tak často. Také je méně pravděpodobné, že by pozorovatel přitahoval pozornost zvědavých ptáků. Protože plocha monitorované oblasti roste se vzdáleností od linie lineárně, nemají chyby v odhadu vzdálenosti pozorovaného jedince tak závažný dopad na odhad hustoty (Voříšek *et al.* 2008).

4 Cíle práce

Cílem je zmapovat ptačí společenstva zemědělské krajiny na jižní Moravě a v Dolním Rakousku. Dále zaznamenat pěstované plodiny, jejich pokryvnost a krajinné prvky (liniová vegetace, travnaté pásy...).

1. Porovnat ptačí společenstva mezi koridory a polopřirozenými biotopy.
2. Porovnat ptačí společenstva mezi koridory v České republice a v Rakousku.
3. Porovnat environmentální charakteristiky v okolí koridorů v České republice a v Rakousku.
4. Zjistit závislost mezi environmentálními charakteristikami a ptačími společenstvy osidlující koridory.

4.1 Hypotéza

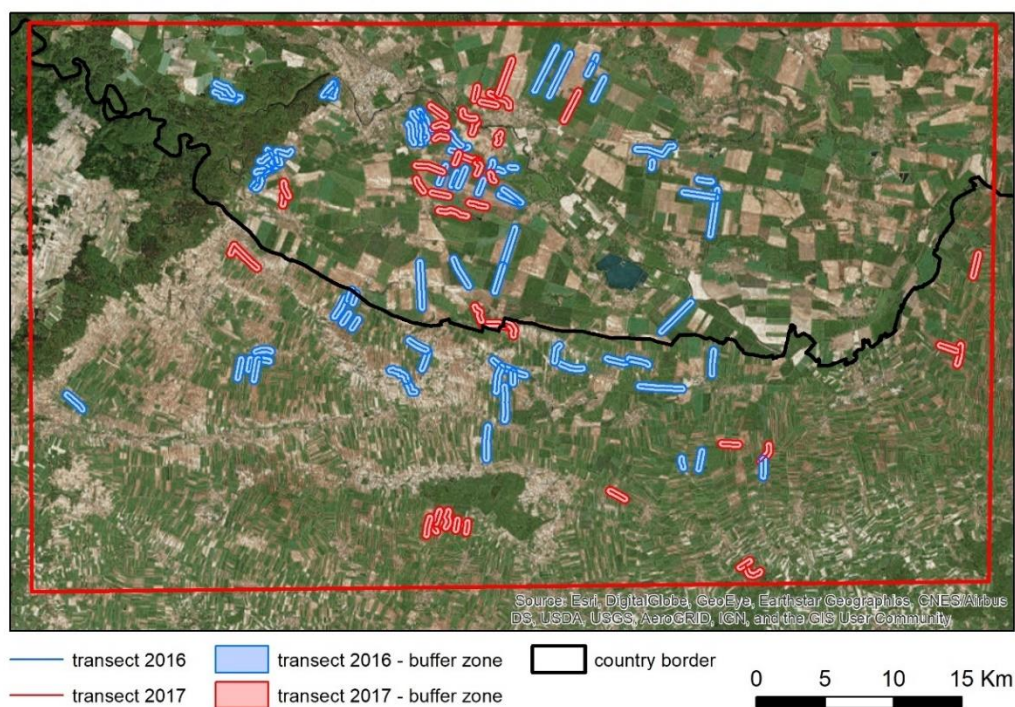
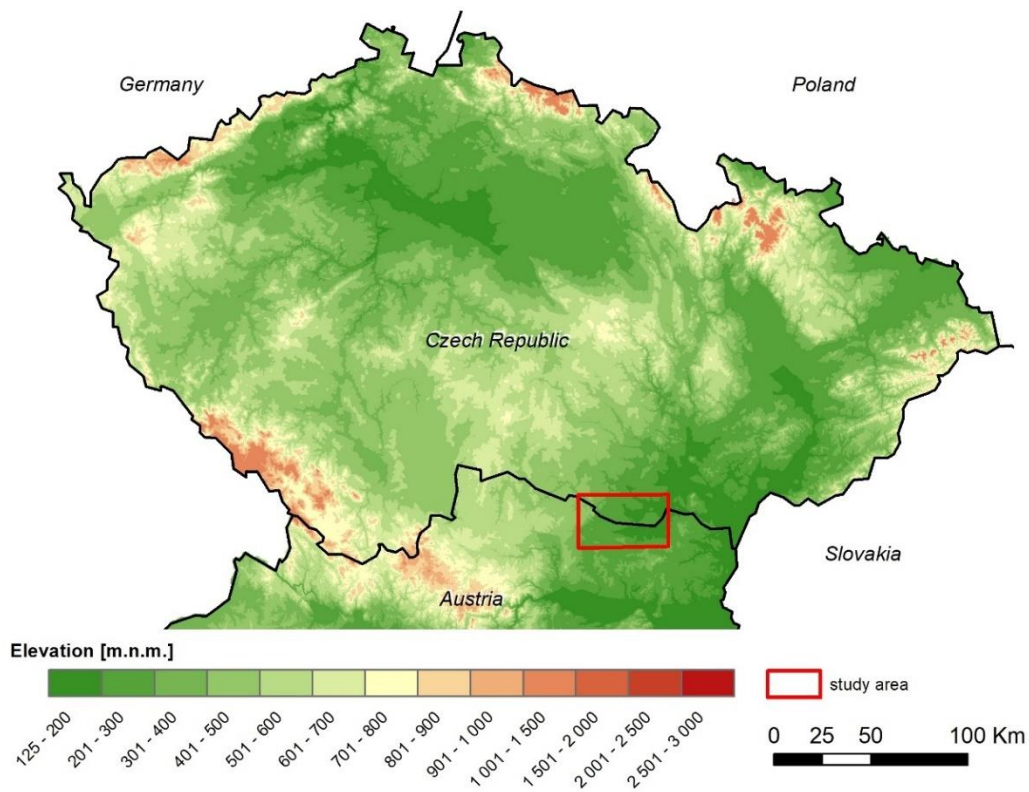
V polopřirodních biotopech je abundance a diverzita ptáků vyšší než v koridorech.

5 Metodika

5.1 Studijní plocha

Výzkum probíhal v česko-rakouském příhraničí, v zemědělské krajině jižní Moravy v okolí Znojma (GPS: 48.78°N, 16.16°E) a v Dolním Rakousku (GPS: 48.69°N, 16.07°E).

Studijní plocha leží v nadmořské výšce od 150 do 265 m n. m., v mírném a poměrně suchém podnebí s průměrným ročním úhrnem srážek kolem 550 mm. Jedná se o nížinnou oblast, která je využívána hlavně pro zemědělskou produkci. Výrazný rozdíl mezi českou a rakouskou částí je ovšem v heterogenitě prostředí a habitatovém složení, zapříčiněný rozdílným politickým a socioekonomickým vývojem ve 20. století. V období komunismu bylo zemědělství v České republice přeměněno na socialistické hospodářství, zatímco Rakousko pokračovalo v tržním hospodářství, což se projevilo v dnešním rozdílném stavu zemědělské krajiny v ČR a v Rakousku (Sklenička *et al.* 2014).



Obr. 7: Rozmístění monitorovaných transektů v příhraniční oblasti jižní Moravy a v Dolního Rakouska. Černá čára odděluje oba státy. Transekty, dlouhé minimálně 500 m, procházejí zemědělskou či polopřírodní krajinou s různě vysokou heterogenitou prostředí a různou skladbou biotopů.

Tab.1: Biotopové složení krajiny v zóně do 200 m kolem vytyčených transektů (v %) se směrodatnou odchylkou (SD) v zemědělské krajině na jižní Moravě a v Dolním Rakousku.

	jižní Morava	SD	Dolní Rakousko	SD
ORNÁ PŮDA				
Ozimé obiloviny	17,9	21,7	38,2	18,1
Jarní obiloviny	1,3	3,7	6,4	7,1
Slunečnice	3,6	10,5	3,1	5,6
Zelenina	2,2	7,2	2,0	5,2
Brambory	1,3	4,6	0,8	3,2
Řepa	4,4	13,2	6,3	7,4
Řepka olejka	1,2	3,6	1,0	2,6
Kukuřice	11,5	20,0	11,8	11,2
Luštěniny	3,6	11,3	0,7	1,8
Jeteloviny	1,5	4,8	2,3	4,1
Pole ladem	0,9	3,1	1,2	2,7
Holá půda	3,1	8,8	6,0	8,2
NEZEMĚĎLSKÉ PRVKY				
Travnaté pásy	0,2	1,2	3,4	5,6
Větrolamy, remízky	3,8	3,4	3,8	2,5
LOUKY	1,3	3,7	2,4	4,2
RUDERÁL	0,0	0,1	0,0	0,0
LESOSTEP	23,6	29,8	0,7	3,0
SADY A ZAHRADY	1,9	6,3	0,4	1,0
VINICE	5,0	9,0	6,3	15,4
LES	6,2	10,5	2,2	5,2
VODNÍ PLOCHY	0,9	3,4	0,4	1,8
LIDSKÁ SÍDLA	4,3	7,0	0,5	1,3
Mean patch size (m ²)	4,0		1,4	
Edge density (m/m ²)	300,8		550,4	
SDI	1,7		1,4	

Skladba hlavních plodin v obou zemích je podobná. Nejvíce se pěstují ozimé obilniny, kukuřice, řepa a slunečnice. Louky jsou většinou obhospodařovány intenzivně a v menším zastoupení najdeme i travnaté pásy, biopásy a (polo)přirozenou travnatou vegetaci. Část studovaného území je také pokryta vinicemi, sady a zahradami. Nezemědělská vegetace

zahrnuje ruderální vegetaci, křovinaté remízky, větrolamy, travnaté pásy a drobné jehličnaté či smíšené lesy obklopené zemědělskou půdou a také lesostepi. Lesní porosty jsou spíše menší rozlohy a jsou složeny z převážně listnatých druhů dřevin, jako například dub letní (*Quercus robur*), javor mléč (*Acer platanoides*), javor jasanolistý (*Acer negundo*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*). Fragmenty lesostepí jsou charakterizovány suchými trávníky s roztroušeným výskytem hlohu obecného (*Crataegus laevigata*) a trnky obecné (*Prunus spinosa*).

Koridory sestávají z křovinatých remízků, větrolamů či pásů dřevin lemujících drobné vodní toky nebo příkopy. Doplněny jsou obvykle vysokostébelnou bylinnou vegetací. Délka a šířka jednotlivých koridorů se liší. Jsou složeny z listnatých dřevin jako jsou například topol černý (*Populus nigra*), dub letní (*Quercus robur*), javor mléč (*Acer platanoides*), javor jasanolistý (*Acer negundo*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*). Křoviny reprezentují bez černý (*Sambucus nigra*), trnka obecná (*Prunus spinosa*), růže šípková (*Rosa canina*), javor jasanolistý (*Acer negundo*) či brslen evropský (*Euonymus europaeus*).

5.2 Design studie a monitoring ptáků

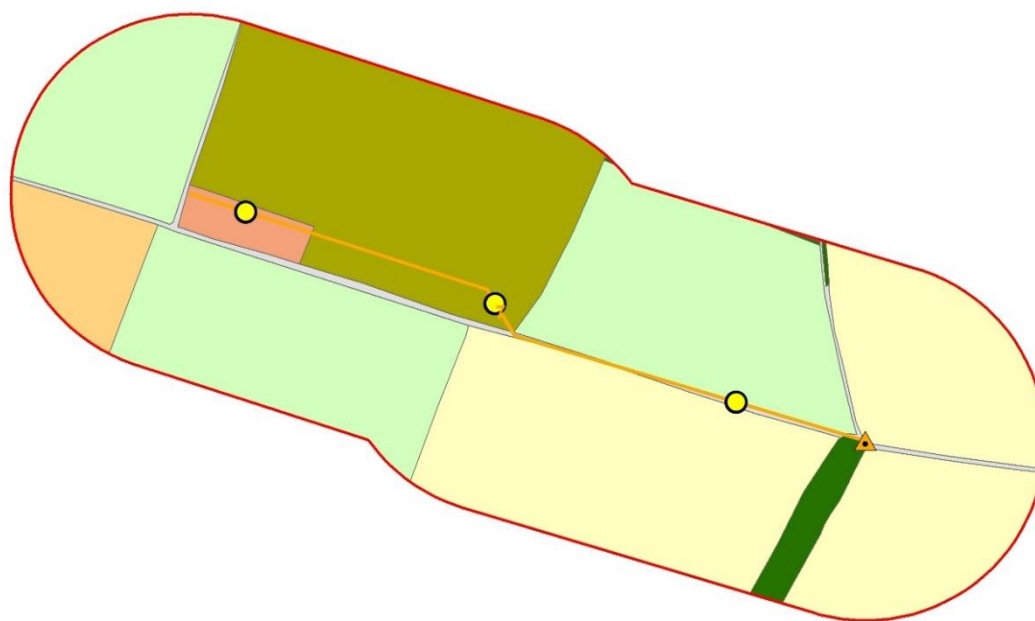
Před začátkem výzkumu byly na základě leteckých snímků (Google Maps 2016) v prostředí GIS (QGIS 2016) vytyčeny studijní transekty, které byly situovány hlavně podél liniové vegetace v zemědělské krajině (křovinaté a stromové koridory) či do polopřírodní krajiny (staré sady, zahrady, lesostep). Délka jednotlivých transektů byla minimálně 500 m.

Do kategorie polopřírodních biotopů byly vybrány lesostepi, staré extenzivní sady a bývalé vojenské prostory, které po opuštění ovládla lesostep. Polopřírodní biotopy mají obecně bohatší strukturu oproti lineárním koridorům. Jsou také daleko více otevřené než lineární koridory a nejsou intenzivně zemědělsky využívány (jsou-li využívány vůbec). Představují tedy do určité míry náhradu přírodního prostředí.

Celkově bylo monitorováno 102 ploch, z toho 65 v ČR a 37 v Rakousku. 77 transektů probíhalo podle koridoru a 25 transektů se nacházelo v polopřírodním prostředí.

Monitoring ptáků probíhal v letech 2016–2017 v průběhu hnízdní sezóny ptáků ve střední Evropě (květen). Monitoring byl proveden třemi pozorovateli vždy jedenkrát během hnízdní sezóny (květen 2016 a 2017). Byla použita liniová metoda monitoringu založená na zaznamenávání ptáků podél určené trasy a v určitém okruhu, která je považována za jednu z nejefektivnějších a nejpoužívanějších metod monitoringu ptačích populací v krátkém časovém měřítku (viz níže).

V liniové metodě, jak už název napovídá, monitoring probíhá na linii – transektu. Pozorovatel prochází linií pomalým tempem a zaznamenává druhy vizuálně i podle hlasu (Buckland et al. 2015) do vzdálenosti 200 m na každou stranu od linie. V případě, že se na transektu vyskytovala liniová vegetace, skrze kterou není možné prohlédnout na druhou stranu transektu, bylo nutné během chůze strany střídat.



Obr.8: Příklad klasifikace biotopů v okolí sčítacího transektu. Sčítatel jde po vyznačené linii (oranžově) a sčítá ptáky a zaznamenává biotopy do 200 m (hranice 200 m červeně). Kategorie „No mapping“ zahrnuje hlavně silnice a nevymapovaná místa.

Každý transekt byl monitorován za chůze. Ptáci byli monitorováni jednak vizuálně, jednak podle hlasových projevů, a to do vzdálenosti 200 m na každou stranu od vytyčeného transektu. Zpívající jedinec byl počítán za 1 kus, nikoli za 1 pár. Monitoring probíhal v době od východu slunce do poledne (cca 05:00 to 11:00 SEČ). V této době je aktivita ptáků nejvyšší a je tedy větší šance všechny druhy zaznamenat. Sčítání bylo prováděno jen za příznivých meteorologických podmínek (bez snížené viditelnosti, deště či mlhy nebo silného větru).

Jedinci nebo hejna migrujících ptáků, kteří pouze přelétali a nepřistáli na studovaném území byli ze sčítání vyloučeni, protože se předpokládá, že na danou lokalitu nemají žádnou vazbu (Šálek *et al.* 2015). Jednalo se zejména o druhy lovcí ve vzduchu jako jsou vlaštovka obecná (*Hirundo rustica*), jiříčka obecná (*Delichon urbicum*) a rorýs obecný (*Apus apus*). Vyřazeny byly i některé druhy dravců, jmenovitě orel královský (*Aquila heliaca*, ostříž lesní (*Falco subbuteo*) a káně lesní (*Buteo buteo*). Slípka zelenonohá (*Gallinula chloropus*), bukáček malý (*Ixobrychus minutus*), rákosník obecný (*Acrocephalus scirpaceus*), rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*) a rákosník proužkovaný (*Acrocephalus schoenobaenus*), jakožto zástupci ptáků typicky vázaných na vodní biotopy, byli také vyloučeni ze sčítání. Dále byl vyřazen holub domácí (*Columba livia*), jehož distribuce je svázána zejména s lidskými sídly a chovateli. Ptáci byli rozděleni do několika skupin v závislosti na jejich biotopových vazbách (Šálek *et al.* 2015). Jednalo se o druhy polní, druhy lesní a druhy žijící v urbánní krajině. Pro statistické analýzy byli ptáci, kromě kategorií podle biotopové vazby, rozděleni ještě do 3 kategorií podle potravní specializace, a to na hmyzožravce („Animal eaters“), semenožravce („Plant eaters“) a všežravce (Omnivores) (Reif, Telenský & Šťastný 2010) (viz tabulku č. 2 ve výsledcích). Pro druhy ohrožené byla dále vytvořena kategorie „SPEC“, která vychází ze stupně ohrožení podle Červeného seznamu IUCN, stavu evropských populací a podílu ptáků žijících v Evropě z celkové globální populace. Kategorie SPEC 1 zahrnuje druhy globálně ohrožené, SPEC 2 druhy ohrožené v Evropě s těžištěm populace v Evropě a SPEC 3 druhy ohrožené v Evropě, jejichž populace má těžiště mimo Evropu (Staneva & Burfield 2017).

5.3 Environmentální charakteristiky

Současně s monitoringem ptáků byly v terénu do vytištěných leteckých map detailně mapovány biotopové charakteristiky v okruhu do 200 m od transektu (viz obr. 8). Jednotlivé vymapované biotopové charakteristiky byly následně vektorizovány v GIS prostředí (QGIS 2.18.7 a ArcGIS 10.5.1) nad leteckými mapami Google satelitní snímky (QGIS plugin OpenLayers) a Ortofotomapa ČR (WMS služba, zdroj ČÚZK) a topologicky vyčištěny.

Byl vypočítán podíl (1.) biotopů na orné půdě (ozimé obiloviny, jarní obiloviny, slunečnice, zelenina, brambory, řepa, řepka olejka, kukuřice, luštěniny, jeteloviny, pole ladem, holá půda), (2.) nezemědělských prvků (travnaté pásy, koridory listnatých dřevin) a (3.) ostatních biotopů (louky, ruderál, lesostep, sady a zahrady, vinice, lesy, vodní plochy a lidská sídla).

Dále byly spočteny plochy jednotlivých biotopů a charakteristiky Mean patch size (MPS) a Shannon diversity index (SDI). Pro výpočet indexů byla použita metodika definovaná McGarigalem v programu Fragstats (McGarigal *et al.* 2002), jen s tím rozdílem, že výpočet nebyl proveden nad rastrovými daty, ale přímo nad vektory. Výpočet jednotlivých indexů probíhal individuálně pro každý transekt a jeho buffer. Výpočet probíhal v programu ArcGIS 10.5.1 a jednotlivé kroky výpočtu byly automatizovány pomocí dávkového zpracování v programovacím jazyku Python 2.7.

V GIS byly také určeny souřadnice transektů. Pro odečtení souřadnic byl zvolen vždy počáteční bod transektu. V orientaci transektů výrazně nepřevládá žádný směr, je proto možné počáteční bod transektu použít, aniž by došlo k posunu transektů či jejich křížení.

5.4 Statistické analýzy

Data byla v souladu s hypotézami formulovanými v úvodu analyzována odděleně (1.) pro dataset zahrnující údaje z koridorů a polopřírodních biotopů a (2.) pro dataset zahrnující údaje pouze z koridorů.

5.4.1 Dataset zahrnující koridory a polopřirodní biotopy

Tento dataset byl použit pro testování hypotézy předpovídající vyšší početnost a druhové bohatství ptáků v polopřirodních biotopech než v koridorech. Pro každou ze zkoumaných skupin druhů (tj. všechny ptáky, polní ptáky, lesní ptáky, ptáky lidských sídel, ptáky ohrožené, ptáky semenožravé, ptáky živící se hmyzem a všežravce) byl vytvořen samostatný statistický model. Zároveň byly vytvořeny samostatné modely pro analýzu druhového bohatství a početnosti u každé z výše uvedených skupin druhů.

Každý model obsahoval jako závisle proměnnou abundanci (resp. diverzitu) dané skupiny druhů a jako nezávislé proměnné byly použity: typ biotopu a rozloha sčítacího transektu (v m²). Typ biotopu byla kategoriální proměnná se dvěma hladinami: koridor a polopřirodní biotop. Rozloha transektu byla po transformaci dekadickým logaritmem zahrnuta kvůli nestejně velikosti transektů a dobře známému vlivu velikosti plochy na početnost a diverzitu organismů (Rosenzweig 1995).

Transekty, podél nichž byli ptáci sčítáni, představují od sebe různě vzdálené prostorové replikáty, existuje možnost, že tato jejich rozdílná vzdálenost může ovlivnit výsledky (např. bližší transekty mohou mít podobnější počet nebo početnost druhů vlivem disperze jedinců, případně se naopak mohou některé kompetující druhy na malých vzdálenostech negativně ovlivňovat), a proto je nelze ze statistického hlediska považovat za nezávislé jednotky pro analýzu (Dale & Fortin 2014). Tento problém se řeší zohledněním možného vlivu prostorové autokorelace dat při statistických analýzách (Dale & Fortin 2014). K tomuto účelu byly použity modely fungující na principu zobecněné metody nejmenších čtverců (generalized least squares - GLS) v rámci knihovny ‚nlme‘ (Pinheiro *et al.* 2015) ve statistickém balíku R (R Core Team 2015). Zohlednění prostorové autokorelace probíhá tak, že se do vztahu vloží vhodná autokorelační struktura, jež se odvodí pomocí geografické polohy jednotlivých transektů. Pro každý vztah bylo nejprve zhodnoceno pomocí Akaikeho informačního kritéria (AIC), která z autokorelačních struktur (žádná, Gaussova, lineární, exponenciální, kvadratická a sférická) na daná data nejlépe sedí. Nejdříve bylo tedy vytvořeno šest různých prostorových modelů pro každý biologický vztah popsáný výše. Model s nejnižší hodnotou AIC byl poté vybrán pro odhad parametrů, tj. vlivu nezávisle proměnných na závisle proměnnou. Pokud se model bez autokorelační struktury nelišil hodnotou AIC od modelu s autokorelační strukturou o více než dva, byl na základě principu maximální parsimonie vždy upřednostněn model bez autokorelační

struktury. Procedura výběru autokorelační struktury není ve výsledcích této práce u jednotlivých biologických vztahů ukázána, protože by jich bylo velké množství a činilo by to výsledky nepřehledné. Vždy se ukazují pouze konečné odhady parametrů daného biologického vztahu.

5.4.2 Dataset zahrnující pouze koridory

Tento dataset byl použit pro testování hypotéz srovnávajících ČR a Rakousko z hlediska početnosti a druhového bohatství ptáků a hypotéz souvisejících s vlivem různých biotopových charakteristik zemědělské krajiny na početnost a druhové bohatství ptáků. Vzhledem k charakteru dat byly provedeny celkem dvě skupiny analýz: (1.) srovnání početnosti a druhového bohatství ptáků mezi ČR a Rakouskem a (2.) vztah početnosti a druhového bohatství ptáků k různým biotopovým charakteristikám zemědělské krajiny. Analýzy bylo nutné takto rozdělit proto, že ČR a Rakousko se některými biotopovými charakteristikami výrazně lišilo, takže je nebylo možné kvůli této kolinearitě proměnných vztahovat početnost a druhové bohatství ptáků k ČR a Rakousku a k biotopovým charakteristikám zároveň.

V analýze srovnávající početnost a druhové bohatství ptáků mezi ČR a Rakouskem figurovaly stejné závislé proměnné jako ve výše popsáních analýzách datasetu zahrnujícího koridory a polopřírodní biotopy a stejně tak byl pro každou z těchto proměnných testován zvláštní model. Analýza obsahovala kromě dekadického logaritmu rozlohy transektu jedinou nezávisle proměnnou – kategoriální proměnnou region se dvěma hladinami: ČR a Rakousko.

V analýze vztahující početnost a druhové bohatství ptáků k různým biotopovým charakteristikám zemědělské krajiny byly použity stejné závislé proměnné (tj. skupiny ptačích druhů, resp. jednotlivé druhy) jako u první skupiny analýz. Nezávislé proměnné představovaly biotopové charakteristiky (biotopy orné půdy, nezemědělské biotopy a ostatní biotopy). Jelikož byl podíl obhospodařovaných a ostatních biotopů vzájemně silně negativně korelován, nebylo možné tyto dvě proměnné kvůli problémům s kolinearitou zahrnout do stejného modelu. Defaultně byl proto ve všech modelech použit podíl obhospodařovaných biotopů, ale je třeba mít na paměti, že analýzou nalezené vztahy

k početnosti a druhovému bohatství ptáků pro tuto proměnnou platí analogicky (avšak zrcadlově obráceně) i pro podíl ostatních biotopů.

Ve všech skupinách analýz byl odfiltrován vliv velikosti ploch jednotlivých transektů i prostorové autokorelace stejným způsobem jako v analýze datasetu zahrnujícího koridory a polopřirodní biotopy.

6 Výsledky

Celkem bylo spočítáno 3829 jedinců 58 druhů ptáků, kteří byli rozřazeni do kategorií podle potravní specializace, biotopové vazby a stupně ohrožení (viz tab. 2). V České republice bylo celkově nalezeno 2512 ptáků 56 druhů a v Rakousku 1317 ptáků 50 druhů.

Souhrn druhové diverzity a abundance ptáků v České republice a v Rakousku a mezi koridory a polopřirozenými biotopy rozdělených do kategorií dle biotopové vazby, potravní specializace a stupně ohrožení jsou znázorněny v tabulce č. 3.

Tab. 2: Seznam všech pozorovaných druhů ptáků rozdělených dle biotopové vazby (polní, lesní, urbánní=sídelní druhy), potravní specializace (A=hmyzožravci, P= semenožravci, O= všežravci), stupně ohrožení (SPEC kategorie ohrožených druhů 1= druh ohrožený globálně, 2= druh ohrožený v Evropě s těžištěm populace v Evropě, 3= druh ohrožený v Evropě s těžištěm populace mimo Evropu), včetně souhrnné početnosti (abundance) a populační hustoty (průměr, minimum – maximum). Populační hustota jednotlivých druhů je uvedena v počtu jedinců/10 ha.

druh	latinský název	biotopová vazba	potravní specializace	SPEC kategorie	abundance	populační hustota
Bažant obecný	<i>Phasianus colchicus</i>	Polní	P	-	160	0,32 (0,00 - 1,63)
Bramborníček černohlavý	<i>Saxicola rubicola</i>	Polní	A	2	6	0,01 (0,00 - 0,61)
Brhlík lesní	<i>Sitta europaea</i>	Lesní	A	-	2	0,00 (0,00 - 0,20)
Budníček menší	<i>Phylloscopus collybita</i>	Lesní	A	-	57	0,12 (0,00 - 0,85)
Budníček větší	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Lesní	A	3	19	0,04 (0,00 - 0,71)
Čejka chocholátá	<i>Vanellus vanellus</i>	Polní	A	1	9	0,01 (0,00 - 0,41)
Červenka obecná	<i>Erithacus rubecula</i>	Lesní	A	-	3	0,01 (0,00 - 0,28)
Dlask tlustozobý	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Lesní	P	-	10	0,02 (0,00 - 0,90)
Drozd brávník	<i>Turdus viscivorus</i>	Lesní	P	-	1	0,00 (0,00 - 0,26)
Drozd zpěvný	<i>Turdus philomelos</i>	Lesní	P	-	33	0,07 (0,00 - 0,95)
Dudek chocholatý	<i>Upupa epops</i>	Polní	A	-	8	0,02 (0,00 - 0,54)
Holub hřivnáč	<i>Columba palumbus</i>	Lesní	P	-	111	0,22 (0,00 - 3,25)
Hrdlička divoká	<i>Streptopelia turtur</i>	Polní	P	1	144	0,29 (0,00 - 2,09)
Hrdlička zahradní	<i>Streptopelia decaocto</i>	Urbánní	P	-	20	0,04 (0,00 - 0,71)
Kavka obecná	<i>Corvus monedula</i>	Urbánní	O	-	14	0,02 (0,00 - 1,82)
Konipas bílý	<i>Motacilla alba</i>	Urbánní	A	-	16	0,02 (0,00 - 0,40)
Konipas luční	<i>Motacilla flava</i>	Polní	A	3	10	0,02 (0,00 - 1,37)
Konopka obecná	<i>Carduelis cannabina</i>	Urbánní	P	2	54	0,11 (0,00 - 3,51)
Koroptev polní	<i>Perdix perdix</i>	Polní	P	2	4	0,01 (0,00 - 0,66)

Kos černý	<i>Turdus merula</i>	Lesní	P	-	168	0,34 (0,00 - 1,87)
Krutihlav obecný	<i>Jynx torquilla</i>	Polní	A	3	33	0,07 (0,00 - 1,65)
Křepelka polní	<i>Coturnix coturnix</i>	Polní	P	3	14	0,03 (0,00 - 0,60)
Kukačka obecná	<i>Cuculus canorus</i>	Polní	A	-	53	0,10 (0,00 - 0,68)
Lejsek šedý	<i>Muscicapa striata</i>	Lesní	A	2	3	0,01 (0,00 - 0,22)
Lelek lesní	<i>Caprimulgus europaeus</i>	Lesní	A	3	1	0,00 (0,00 - 0,30)
Linduška lesní	<i>Anthus trivialis</i>	Lesní	A	3	7	0,01 (0,00 - 0,55)
Mlynařík dlouhoocasý	<i>Aegithalos caudatus</i>	Lesní	A	-	3	0,01 (0,00 - 0,80)
Pěnice černohlavá	<i>Sylvia atricapilla</i>	Lesní	A	-	262	0,50 (0,00 - 2,12)
Pěnice hnědokřídlá	<i>Sylvia communis</i>	Polní	A	-	40	0,07 (0,00 - 0,99)
Pěnice pokřovní	<i>Sylvia curruca</i>	Urbánní	A	-	30	0,06 (0,00 - 1,09)
Pěnice slavíková	<i>Sylvia borin</i>	Lesní	A	-	5	0,01 (0,00 - 0,31)
Pěnice vlašská	<i>Sylvia nisoria</i>	Polní	A	-	61	0,13 (0,00 - 1,63)
Pěnkava obecná	<i>Fringilla coelebs</i>	Lesní	P	-	106	0,18 (0,00 - 1,07)
Poštolka obecná	<i>Falco tinnunculus</i>	Urbánní	A	-	16	0,03 (0,00 - 0,50)
Rákosník zpěvný	<i>Acrocephalus palustris</i>	Polní	A	-	50	0,10 (0,00 - 1,95)
Rehek domácí	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Urbánní	A	-	9	0,02 (0,00 - 0,33)
Sedmihlásek hajní	<i>Hippolais icterina</i>	Lesní	A	-	56	0,10 (0,00 - 0,81)
Skřivan lesní	<i>Lullula arborea</i>	Lesní	P	2	7	0,01 (0,00 - 0,59)
Skřivan polní	<i>Alauda arvensis</i>	Polní	P	3	589	1,12 (0,00 - 4,10)
Slavík obecný	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Polní	A	-	58	0,11 (0,00 - 1,13)
Sojka obecná	<i>Garrulus glandarius</i>	Lesní	O	-	9	0,02 (0,00 - 0,50)
Stehlík obecný	<i>Carduelis carduelis</i>	Urbánní	P	-	55	0,10 (0,00 - 0,91)
Straka obecná	<i>Pica pica</i>	Urbánní	O	-	1	0,00 (0,00 - 0,11)
Strakapoud velký	<i>Dendrocopos major</i>	Lesní	A	-	14	0,02 (0,00 - 0,50)
Strnad luční	<i>Emberiza calandra</i>	Polní	P	2	10	0,02 (0,00 - 0,84)
Strnad obecný	<i>Emberiza citrinella</i>	Polní	P	2	368	0,72 (0,00 - 3,42)

Sýkora koňadra	<i>Parus major</i>	Lesní	A	-	102	0,19 (0,00 - 1,42)
Sýkora modřinka	<i>Parus caeruleus</i>	Lesní	A	-	8	0,02 (0,00 - 0,81)
Špaček obecný	<i>Sturnus vulgaris</i>	Lesní	A	3	509	1,06 (0,00 - 21,02)
Ťuhýk obecný	<i>Lanius collurio</i>	Polní	A	2	79	0,16 (0,00 - 1,68)
Vlha pestrá	<i>Merops apiaster</i>	Polní	A	-	54	0,08 (0,00 - 3,31)
Vrabec domácí	<i>Passer domesticus</i>	Urbánní	P	3	20	0,05 (0,00 - 1,63)
Vrabec polní	<i>Passer montanus</i>	Polní	P	3	202	0,37 (0,00 - 3,38)
Vrána černá	<i>Corvus corone</i>	Polní	O	-	15	0,02 (0,00 - 0,52)
Zvonek zelený	<i>Carduelis chloris</i>	Urbánní	P	-	47	0,10 (0,00 - 1,07)
Zvonohlík zahradní	<i>Serinus serinus</i>	Urbánní	P	2	10	0,02 (0,00 - 0,69)
Žluna zelená	<i>Picus viridis</i>	Lesní	A	-	8	0,01 (0,00 - 0,33)
Žluva hajní	<i>Oriolus oriolus</i>	Lesní	A	-	66	0,14 (0,00 - 0,71)

Tab. 3: Souhrn druhové diverzity a abundance (se směrodatnou odchylkou) ptáků různých kategorií. Porovnání mezi koridory a polopřírodními biotopy a za předělem porovnání českých a rakouských koridorů.

	koridor	SD	polopřírodní	SD	koridor ČR	SD	koridor AU	SD
VŠECHNY DRUHY								
druh. diverzita	11,0	4,8	16,9	5,4	10,9	4,4	11,1	5,2
abundance	33,1	21,8	51,3	30,9	31,9	19,7	34,4	24,2
POLNÍ								
druh. diverzita	5,0	2,2	7,6	2,6	4,5	2,3	5,5	2,1
abundance	17,7	12,0	24,2	17,8	16,3	11,7	19,2	12,3
LESNÍ								
druh. diverzita	4,6	2,5	7,6	3,0	5,2	2,3	3,9	2,6
abundance	12,6	12,4	23,9	17,6	13,3	10,7	11,9	14,2
SÍDELNÍ								
druh. diverzita	1,4	1,4	1,7	1,8	1,1	1,3	1,6	1,5
abundance	2,7	3,8	3,2	4,9	2,2	3,3	3,3	4,4
OHROŽENÉ (SPEC)								
druh. diverzita	4,2	1,8	6,3	1,9	4,0	1,9	4,5	1,5
abundance	18,1	12,9	28,2	19,3	16,3	10,7	20,2	14,8
SEMENOŽRAVCI								
druh. diverzita	5,8	2,1	7,8	2,4	5,4	2,1	6,3	2,1
abundance	19,7	11,7	24,8	16,0	17,9	11,6	21,7	11,8
VŠEŽRAVCI								
druh. diverzita	0,2	0,5	0,2	0,4	0,2	0,5	0,2	0,5
abundance	0,3	0,7	0,7	2,2	0,3	0,6	0,3	0,8
HMYZOŽRAVCI								
druh. diverzita	4,9	3,1	9,0	3,6	5,2	2,6	4,6	3,6
abundance	13,1	13,4	25,9	19,7	13,7	11,1	12,4	15,7

6.1 Porovnání ptačích společenstev mezi koridory a polopřirozenými biotopy

V prvním kroku byly testovány rozdíly mezi druhovou diverzitou a abundancí ptáků mezi koridory a polopřirozenými biotopy. Výsledky statistického testování ukazují, že druhová diverzita i početnost celého společenstva i polních druhů ptáků je průkazně vyšší v polopřirozených biotopech. Průkazně vyšší druhová diverzita i abundance byla zjištěna i pro ptáky rozdělené dle biotopové vazby (kromě druhů sídelních), potravní specializace (kromě druhů všežravých) – tab. č. 4, obr. 9 a 10. Důležité je i zjištění průkazně vyšší diverzity a abundance druhů ohrožených v polopřirozených biotopech. Průkazné výsledky ukazuje i vztah mezi druhovou diverzitou a abundancí ptáků ve vztahu k velikosti sčítané plochy. Kromě diverzity a abundance všežravých druhů byly nalezeny průkazné výsledky pro všechny skupiny dle biotopové vazby, potravní specializace a stupně ohrožení, přičemž s vyšší velikostí zkoumané plochy byla nalezena i vyšší diverzita a abundance ptáků (tab. 4.).

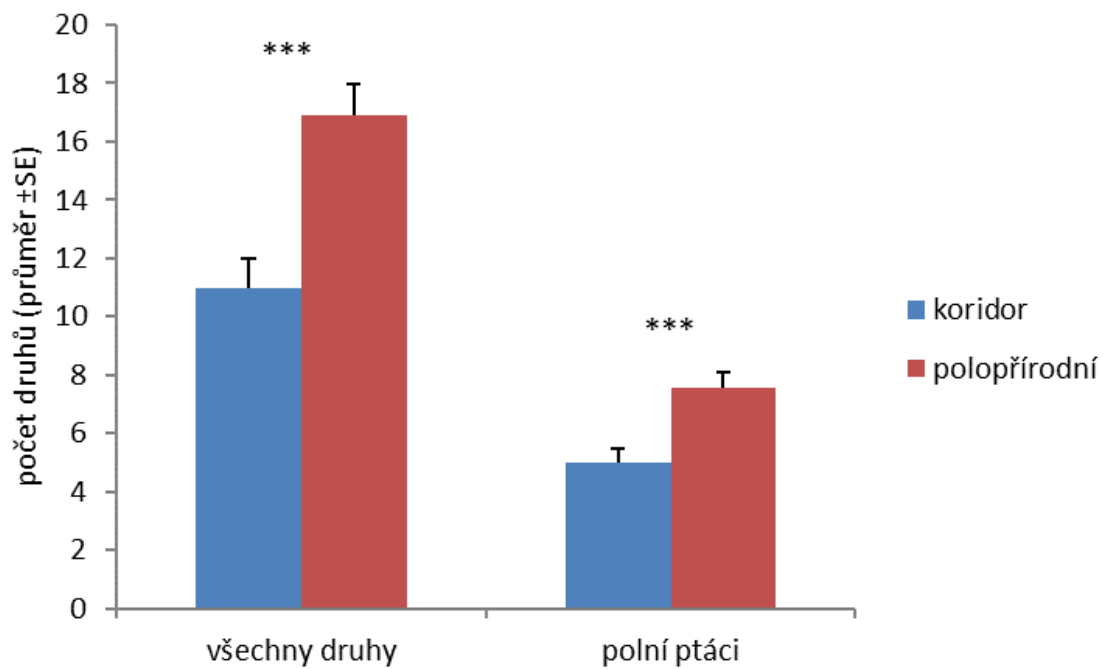
Tab 4: Porovnání koridorů vůči polopřirodním biotopům. V tabulce A je vztah druhové diverzity ptáků k typu prostředí (Type) a rozloze (Area). V tabulce B je k typu prostředí a rozloze vztažena abundance ptáků. Byly testovány 8 skupin ptáků: všechny druhy, polní druhy, lesní druhy, druhy lidských sídel, ohrožené druhy SPEC, semenožravci, všežravci a hmyzožravci.

A) Druhová diverzita

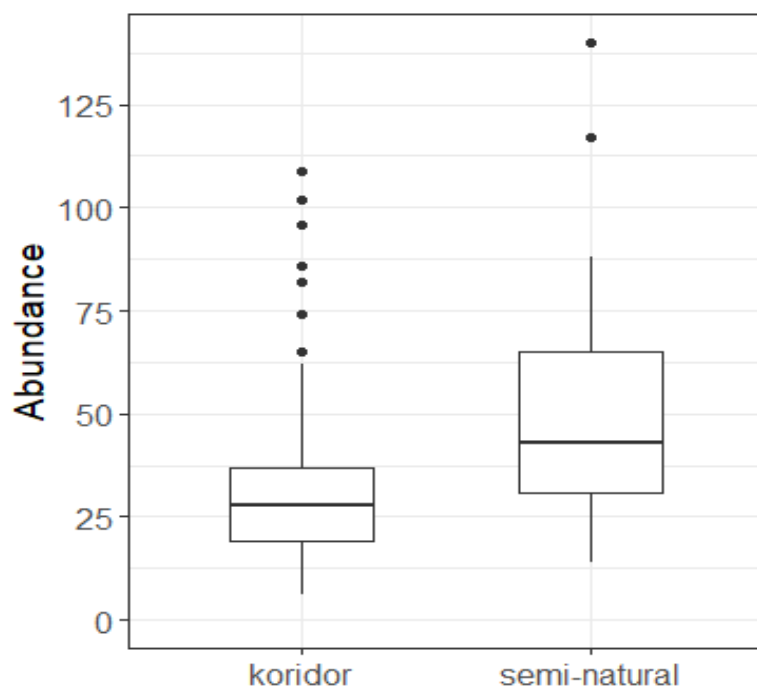
Kategorie ptáků	Intercept				Type (polopřirodní)				Area			
	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P
Všechny druhy	-72,54	17,04	-4,26	< 0.001	6,46	1,02	6,30	< 0.001	6,38	1,30	4,91	< 0.001
Polní	-25,719	8,51	-3,023	0,003	2,77	0,5115	5,406	< 0.001	2,35	0,6495	3,611	0,0005
Lesní	-35,2936	9,32	-3,787	< 0.001	3,27	0,5603	5,829	< 0.001	3,05	0,7115	4,285	< 0.001
Sídelní	-11,5299	5,55	-2,077	0,040	0,42	0,3337	1,271	0,207	0,99	0,4238	2,326	0,0221
Ohrožené (SPEC)	-17,04	6,58	-2,59	0,011	2,21	0,40	5,57	< 0.001	1,62	0,50	3,23	0,0017
Býložravci	-24,9627	7,87	-3,17371	0,002	2,12	0,4729	4,485997	< 0.001	2,35	0,60053	3,916794	< 0.001
Všežravci	-2,77012	1,75	-1,57902	0,118	0,03	0,118825	0,282274	0,778	0,24	0,131638	1,818332	0,0720
Hmyzožravci	-43,2315	11,50	-3,76058	< 0.001	4,33	0,691181	6,259124	< 0.001	3,68	0,877723	4,1917	< 0.001

B) Abundance

Kategorie ptáků	Intercept				Type (polopřirodní)				Area			
	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P
Všechny druhy	-456,48	71,15	-6,42	< 0.001	25,06	4,80	5,22	< 0.001	37,50	5,40	6,94	< 0.001
Polní	-257,007	32,77474	-7,84162	< 0.001	9,57	2,65474	3,603588	0,001	20,97766	2,50072	8,388661	< 0.001
Lesní	-185,344	49,73999	-3,72625	< 0.001	12,48	2,99055	4,17377	< 0.001	15,12248	3,79767	3,982043	< 0.001
Sídelní	-35,527	15,42918	-2,30258	0,023	0,74	0,927659	0,796712	0,4275	2,923	1,178024	2,481272	0,015
Ohrožené (SPEC)	-241,38	50,46	-4,78	< 0.001	11,68	3,03	3,85	< 0.001	19,82	3,85	5,14	< 0.001
Býložravci	-293,222	36,94881	-7,9359	< 0.001	10,57	2,47483	4,27016	< 0.001	23,96935	2,80615	8,541728	< 0.001
Všežravci	-9,4073	4,751105	-1,98002	0,051	0,45	0,285654	1,592519	0,115	0,74039	0,362749	2,041054	0,044
Hmyzožravci	-204,416	54,2997	-3,76459	< 0.001	14,12	3,2647	4,326172	< 0.001	16,61603	4,1458	4,007915	< 0.001



Obr. 9: Počet druhů ptáků pozorovaných v koridorech v porovnání s polopřírodními biotopy. V prvním sloupci jsou znázorněny všechny druhy, ve druhém sloupci pak ptáci polní.



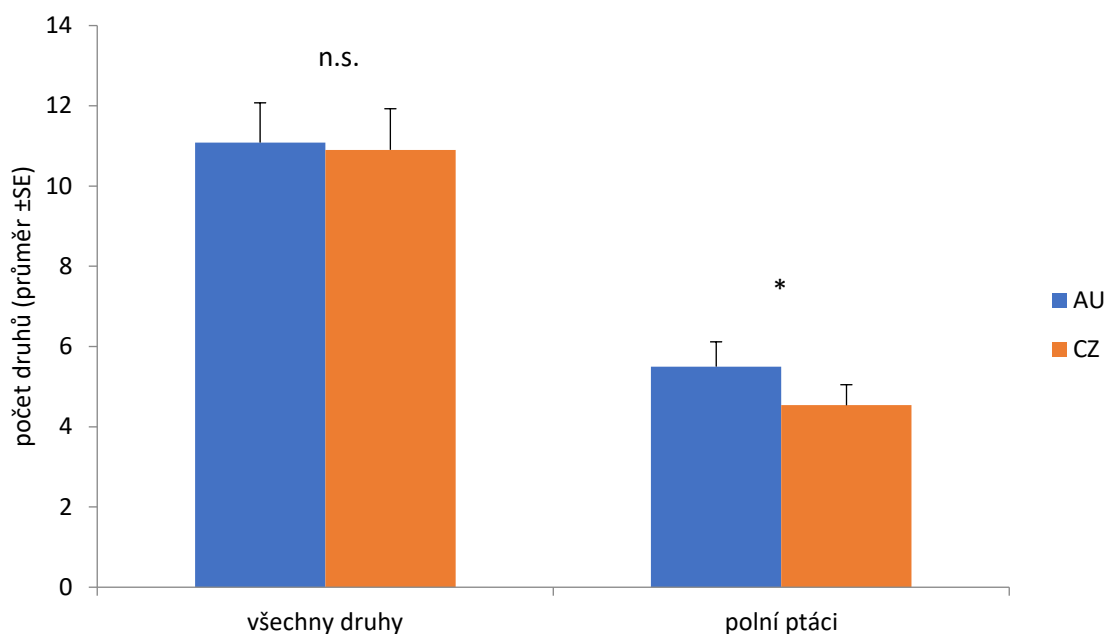
Obr. 10: Porovnání abundance ptáků mezi koridory a polopřírodním prostředím.

6.2 Porovnání ptačích společenstev mezi koridory v České republice a v Rakousku

Porovnání ptačích společenstev mezi koridory v České republice a v Rakousku ukazuje průkazně vyšší druhovou diverzitu polních, sídelních ptáků a semenožravců v koridorech v Rakousku (tab. 5, obr. 11). Při porovnání abundance ptáků mezi koridory v České republice a v Rakousku byla nalezena průkazně vyšší početnost všech druhů ptáků, dále druhů ohrožených a semenožravců v koridorech v Rakousku (tab. 5). Průkazné výsledky ukazuje i vztah mezi druhovou diverzitou a abundancí ptáků ve vztahu k velikosti sčítané plochy koridorů, přičemž s vyšší velikostí zkoumané plochy byla nalezena i vyšší diverzita a abundance ptáků napříč skupinami rozdělených dle biotopové vazby, potravní specializace a stupně ohrožení (tab. 5).

Tab. 5: Porovnání druhové diverzity (A) a abundance (B) ptáků v koridorech v ČR a v Rakousku.

<i>A) Druhová diverzita</i>													
Kategorie ptáků	Intercept				Region (Czechia)				Area				
	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	
Všechny druhy	-77,7773	18,7944	-4,138	0,000	-1,2601	0,9905	-1,272	0,207	6,83	1,44	4,731	0,000	
Polní	-27,74	8,81	-3,15	0,002	-1,60	0,62	-2,60	0,011	2,58	0,67	3,83	0,000	
Lesní	-32,3289	10,046	-3,218	0,002	0,8345	0,5294	1,576	0,119212	2,79	0,7718	3,613	0,001	
Sídelní	-15,0288	5,75	-2,613	0,011	-0,695	0,3031	-2,293	0,0247	1,2814	0,4418	2,9	0,005	
Ohrožené(SPEC)	-17,53636	7,314452	-2,3975	0,019	-0,890355	0,486198	-1,83126	0,0711	1,699085	0,559195	3,038447	0,003	
Semenožravci	-30,41824	8,210872	-3,70463	0,000	-1,33692	0,432707	-3,08967	0,0028	2,823246	0,630792	4,475717	0,000	
Všežravci	-6,692491	2,122461	-3,15318	0,002	-0,034182	0,111852	-0,3056	0,7608	0,529453	0,163056	3,247062	0,002	
Hmyzožravci	-40,6666	12,77625	-3,18299	0,002	0,11102	0,673299	0,164896	0,8695	3,47872	0,981522	3,544206	0,001	
<i>B) Abundance</i>													
Kategorie ptáků	Intercept				Region (Czechia)				Area				
	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	
Všechny druhy	-534,9202	72,71282	-7,35662	0,00000	-9,4005	3,83191	-2,45322	0,0165	43,7673	5,58609	7,835044	0,0000	
Polní	-244,8463	37,05694	-6,6073	0,00000	-6,37055	4,13193	-1,54178	0,1274	20,45597	2,82159	7,249798	0,0000	
Lesní	-198,6278	50,35304	-3,9447	0,00020	-1,10035	2,65357	-0,41467	0,6796	16,18193	3,86832	4,183191	0,0001	
Sídelní	-41,30297	16,32939	-2,52936	0,01360	-1,60341	0,860547	-1,86324	0,0664	3,42941	1,254489	2,733709	0,0078	
Ohrožené(SPEC)	-256,66	47,50	-5,40	0,00000	-7,24	2,50	-2,89	0,0050	21,28	3,65	5,83	0,0000	
Semenožravci	-315,2149	34,69386	-9,08561	0,00000	-7,85554	1,82834	-4,29654	0,0001	25,89873	2,66532	9,716927	0,0000	
Všežravci	-9,318746	2,976951	-3,1303	0,00250	-0,101641	0,156883	-0,64788	0,5191	0,73776	0,228701	3,225867	0,0019	
Hmyzožravci	-210,3866	54,37712	-3,86903	0,00020	-1,44333	2,86563	-0,50367	0,6160	17,13077	4,17747	4,100754	0,0001	



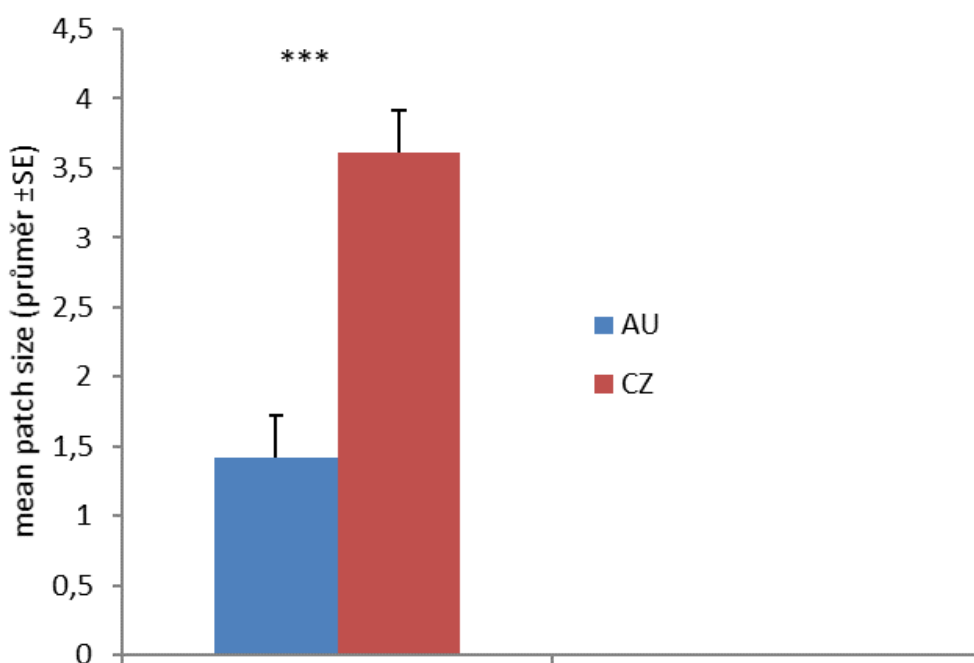
Obr. 11: Srovnání počtu druhů ptáků mezi ČR a Rakouskem. Opět jsou zobrazeny dvě kategorie: všechny druhy a polní druhy.

6.3 Porovnání environmentálních charakteristik v okolí koridorů v České republice a v Rakousku

Při porovnání environmentálních charakteristik v okolí koridorů v České republice a v Rakousku nebyl zjištěn průkazný rozdíl v zastoupení přirozených biotopů (travnaté pásy v orné půdě, luční porosty a koridory), ani zastoupení polních biotopů (ozimé obiloviny, jarní obiloviny, slunečnice, zelenina, brambory, řepa, řepka olejka, kukuřice, luštěniny, jeteloviny, pole ladem a holá půda), ale byl zjištěno vyšší zastoupení „ostatních biotopů“ (ruderál, lesostep, sady a zahrady, vinice, lesy, vodní plochy a lidská sídla) v České republice (tab. 6). Výsledky dále ukazují průkazně větší velikost polí (obr. 12) a nižší pestrost krajiny (vyjádřené Shannonovým indexem diverzity) v České republice (tab. 7).

Tab. 6: Porovnání environmentálních charakteristik v ČR a v Rakousku. Nezemědělské biotopy jsou složeny z travnatých pásů, luk a koridorů tvořených dřevinami. Biotop orné půdy se skládá z ozimých obilovin, jarních obilovin, slunečnice, zeleniny, brambor, řepy, řepky olejky, kukuřice, luštěnin, jetelovin, polí ladem a holé půdy. Skupina „Ostatní“ zahrnuje sady a zahrady, vinice, lesy, vodu a lidská sídla. MPS ukazuje průměrnou rozlohu ploch v m² a SDI vyjadřuje pestrost krajinného pokryvu.

Biotop	Intercept				Region (Czechia)			
	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P
Nezemědělské b.	0,087812	0,009972	8,805757	0,000000	-0,019944	0,013666	-1,4594	0,149
Orná půda	0,730196	0,049441	14,76895	0,000000	-0,035648	0,068006	-0,5242	0,602
Ostatní	0,082117	0,032807	2,503072	0,014500	0,1113541	0,044959	2,476806	0,016
MPS	1,416028	0,220275	6,42847	0,000000	2,194081	0,301868	7,268334	0,000
SDI	1,73	0,07	26,45	0,000000	-0,28	0,09	-3,14	0,002



Obr. 12: Průměrná rozloha polí (“mean patch size“) v okolí koridorů v ČR a v Rakousku.

6.4 Závislost mezi environmentálními charakteristikami a ptačími společenstvy osidlující koridory

Zastoupení nezemědělských biotopů bylo pozitivně korelováno s diverzitou všech druhů ptáků a dále s druhy polními, semenožravci a všežravci. Pozitivní korelace byla dále nalezena mezi zastoupením nezemědělských biotopů a abundancí všežravých ptáků. Výsledky dále demonstrují negativní korelaci mezi diverzitou ptáků a průměrnou velikostí ploch. Průkazné výsledky byly nalezeny pro všechny druhy ptáků, polní, sídelní, ohrožené druhy a semenožravci. Průměrná velikost polí byla dále negativně korelovaná s abundancí všech ptáků, druhy sídelními, semenožravci a ohroženými druhy (tab. 7).

Dále byla nalezena průkazná závislost mezi druhovou diverzitou a abundancí ptáků ve vztahu k velikosti sčítané plochy koridorů, přičemž s vyšší velikostí zkoumané plochy byla nalezena i vyšší diverzita a abundance ptáků napříč skupinami rozdělených dle biotopové vazby, potravní specializace a stupně ohrožení (tab. 7).

Tab. 7: Porovnání druhové diverzity a abundance různých kategorií ptáků v nezemědělských biotopech a biotopech na orné půdě (popis viz tab. 6).

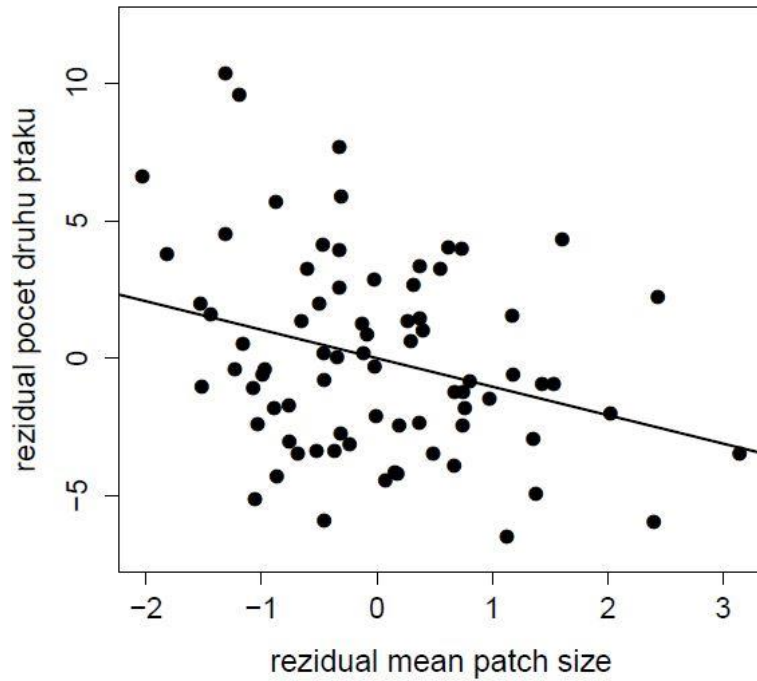
MPS ukazuje průměrnou rozlohu ploch v m² a SDI vyjadřuje pestrost krajinného pokryvu.

A) Druhová diverzita

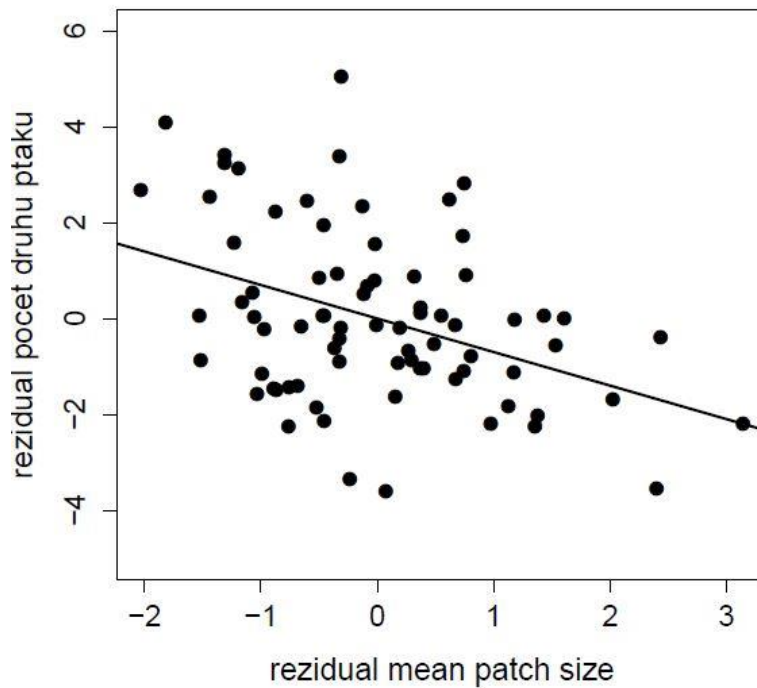
Kategorie ptáků	Intercept				Nezemědělské biotopy				Biotopy orné půdy				MPS			SDI			Area					
	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P
Všechny druhy	-109,84543	20,31133	-5,408	0	12,99178	7,245	1,793	0,0772	-6,74776	2,023413	-3,335	0,0014	-1,035	0,391	-2,649	0,01	-0,689	1,322	-0,521	0,604	9,81762	1,666	5,892	0
Polní	-43,70506	9,254596	-4,723	0	9,98452	3,753	2,66	0,0096	-1,43123	1,037049	-1,38	0,1719	-0,608	0,185	-3,286	0,002	-0,147	0,539	-0,272	0,786	3,884	0,736	5,274	0
Lesní	-35,08697	12,32649	-2,846	0,0058	8,33778	4,397	1,896	0,062	-3,59607	1,227964	-2,928	0,0046	-0,006	0,237	-0,026	0,979	-0,529	0,802	-0,659	0,512	3,25011	1,011	3,214	0,002
Sídelní	-25,132815	7,038227	-3,571	0,0006	-2,48269	2,511	-0,989	0,3261	-1,529402	0,701148	-2,181	0,0325	-0,329	0,135	-2,43	0,018	-0,038	0,458	-0,083	0,934	2,194528	0,577	3,801	0,0003
Ohrožené (SPEC)	-33,27722	7,185221	-4,631	0	2,57178	2,873	0,895	0,3737	-2,00274	0,77431	-2,586	0,0117	-0,474	0,143	-3,304	0,002	0,107	0,39	0,274	0,785	3,03478	0,574	5,285	0
Semenožravci	-43,92252	9,759013	-4,501	0	7,34048	3,481	2,109	0,0385	-1,55099	0,972192	-1,595	0,1151	-0,545	0,188	-2,903	0,005	-0,353	0,635	-0,555	0,581	3,99392	0,801	4,989	0
Všežravci	-7,975572	2,688392	-2,967	0,0041	1,990041	0,959	2,075	0,0416	0,21669	0,2678174	0,809	0,4212	-0,052	0,052	-1,008	0,317	-0,065	0,175	-0,372	0,711	0,62038	0,221	2,813	0,0063
Hmyzožravci	-58,46213	14,38889	-4,063	0,0001	6,29838	5,434	1,159	0,2503	-5,95655	1,515589	-3,93	0,0002	-0,385	0,281	-1,367	0,176	0,128	0,864	0,148	0,883	5,18697	1,157	4,485	0

B) Abundance

Kategorie ptáků	Intercept				Nezemědělské biotopy				Biotopy orné půdy				MPS			SDI			Area					
	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P	Coefficient	SE	t	P
Všechny druhy	-671,4	90,36672	-7,43	0	4,0265	32,23	0,125	0,9009	-11,9315	9,00233	-1,325	0,189	-4,753	1,738	-2,734	0,008	-2,21	5,882	-0,376	0,7082	55,6579	7,413	7,508	0
Polní	-280,59277	41,86844	-6,702	0	-0,70904	18,48	-0,038	0,9695	-1,092	5,13777	-0,213	0,832	-1,685	0,884	-1,905	0,061	-0,862	2,336	-0,369	0,7131	23,40967	3,267	7,165	0
Lesní	-231,68651	65,44794	-3,54	0,0007	12,98401	23,35	0,556	0,5798	-6,23001	6,51992	-0,956	0,343	-1,103	1,259	-0,876	0,384	-2,233	4,26	-0,524	0,6018	19,42141	5,369	3,618	0,0006
Sídelní	-65,97215	20,50643	-3,217	0,002	-6,15826	7,315	-0,842	0,4027	-3,93837	2,042849	-1,928	0,058	-0,807	0,394	-2,046	0,045	-0,558	1,335	-0,418	0,6774	5,73152	1,682	3,407	0,0011
Ohrožené (SPEC)	-349,3784	61,33721	-5,696	0	-12,7632	21,88	-0,583	0,5615	-2,0921	6,11041	-0,342	0,733	-3,302	1,18	-2,799	0,007	-1,232	3,992	-0,309	0,7585	29,0625	5,032	5,776	0
Semenožravci	-379,928	46,95901	-8,091	0	5,43	16,75	0,324	0,7469	3,36	4,67805	0,718	0,475	-2,714	0,903	-3,005	0,004	-0,872	3,056	-0,285	0,7762	30,9437	3,852	8,033	0
Všežravci	-11,046589	3,710036	-2,977	0,004	3,262556	1,323	2,465	0,0161	0,192133	0,369593	0,52	0,605	-0,077	0,071	-1,074	0,287	-0,056	0,241	-0,232	0,817	0,857537	0,304	2,818	0,0063
Hmyzožravci	-280,42534	66,93384	-4,19	0,0001	-4,66256	23,88	-0,195	0,8457	-15,48368	6,66794	-2,322	0,023	-1,962	1,287	-1,524	0,132	-1,282	4,356	-0,294	0,7694	23,85666	5,491	4,345	0



Obr.13: Závislost druhové diverzity všech druhů ptáků na průměrné rozloze ploch (MPS).



Obr.14: Závislost druhové diverzity polních ptáků na průměrné rozloze ploch (MPS).

7 Diskuse

V této práci ukazují výsledky z monitoringu ptáků a biotopů zemědělské krajiny, který probíhal v příhraniční oblasti jižní Moravy a Dolního Rakouska. Ke sčítání ptáků byla použita liniiová metoda na předem vytyčených transektech. Transekty probíhaly buď podél koridoru z listnatých dřevin, anebo polopřírodním prostředím. Dále byly mapovány polní plodiny a ostatní biotopy kolem transektů.

7.1 Porovnání ptačích společenstev mezi koridory a polopřirozenými biotopy

Tato práce ukázala, že ptáci preferují polopřírodní biotopy před koridory dřevin. U lesních druhů, semenožravců a hmyzožravců a také u polních a ohrožených druhů je druhová diverzita a abundance větší v polopřírodních biotopech. To je důležitý poznatek zvláště u ohrožených druhů a druhů polních, které nepřestávají ubývat. Podpora polopřírodních biotopů by mohla pomoci úbytek ptáků zemědělské krajiny zastavit.

Do kategorie polopřírodních biotopů patří lesostepi, staré extenzivní sady a bývalé vojenské prostory, které po opuštění ovládla lesostep. Polopřírodní biotopy mají obecně bohatší strukturu oproti lineárním koridorům. Najdeme zde různě rozmístěné stromy a keře, které poskytují možnosti ke hnízdění. Polopřírodní biotopy jsou také daleko více otevřené než lineární koridory, nejsou intenzivně zemědělsky využívány (jsou-li využívány vůbec). Nabízejí útočiště hmyzu a volně rostoucím rostlinám, je zde proto lepší potravní nabídka pro semenožravé i hmyzožravé ptáky.

Staré sady mohou sloužit jako útočiště pro druhy z okolní intenzivně obhospodařované krajiny. Stromy v extenzivních sadech rostou v dostatečně velkém sponu, aby se pod nimi vyvinula květnatá louka. Kombinace vzrostlých dřevin a travnatých porostů přispívá k velké druhové diverzitě nejen mezi hmyzem, ale i ptáky, jako jeho predátory. Staré stromy také poskytují prostor ke hnízdění (Horak *et al.* 2013).

Vojenské prostory jsou díky používání těžké techniky a výbušnin velmi heterogenní a nejsou zanedbatelné z hlediska rozlohy. Najdeme zde pestrou mozaiku otevřených odlesněných dopadových ploch, volně roztroušených dřevin a terénních deformací. Po opuštění sice podléhají sukcesi, ale stále jde o kvalitní biotop, který nebyl v minulosti

intenzivně zemědělsky využíván, protože většina vojenských prostorů vznikla v 19. a 20. století, tedy v době, kdy ještě bylo zemědělství extenzivní (Bušek & Reif 2017).

7.2 Porovnání ptačích společenstev mezi koridory v České republice a v Rakousku

Ze srovnání koridorů v ČR a Rakousku vycházejí druhově bohatší koridory rakouské pro polní a semenožravé ptáky. Vyšší abundance je průkazná u semenožravců a druhů ohrožených. Pro abundanci polních ptáků se toto prokázat nepodařilo. Vysvětlení, proč jsou koridory v Rakousku bohatší, může být takové, že jsou obklopeny malými poličky na rozdíl od velkých českých lánů.

Velikost polí je pro ptáky daleko zásadnější než složení biotopů. Druhová diverzita ptáků stoupá s klesající rozlohou polí. Pro polní ptáky totiž hraje důležitou roli heterogenita prostředí. Čím více menších poliček, tím více je také polních okrajů, které mohou sloužit jako biotop pro hmyz a volně rostoucí rostliny, a tím ptákům poskytovat potravu a hnízdní příležitosti. Jednotlivé druhy ptáků vyžadují různorodou potravu během celého roku a mají rozdílné nároky na hnízdní biotop, a proto jim heterogenní krajina poskytuje vhodné životní prostředí (Stoate *et al.* 2001; Wilson *et al.* 2005; Voříšek *et al.* 2010a; Guerrero *et al.* 2012; Šálek 2014).

V Rakousku je průměrná rozloha polí výrazně menší než v ČR, což odpovídá rozdílnému historickému vývoji obou zemí. V Československu se zemědělství v 50. letech 20. století s nástupem socialistického hospodářství změnilo z extenzivního na intenzivní. To s sebou přineslo scelování drobných pozemků malých zemědělců do rozlehlých družstevních lánů. Toto dědictví si Česká republika nese dodnes. Rakousko si zachovalo tržní hospodářství a i v současnosti obhospodařují drobní zemědělci malá polička (Tryjanowski *et al.* 2011; Sklenička *et al.* 2014; Batáry *et al.* 2017).

7.3 Porovnání environmentálních charakteristik v okolí koridorů v České republice a v Rakousku

V zastoupení nezemědělských a polních biotopů v okolí koridorů v České republice a v Rakousku nebyl zjištěn průkazný rozdíl. V České republice je vyšší zastoupení „ostatních biotopů“ (ruđerál, lesostep, sady a zahrady, vinice, lesy, vodní plochy a lidská sídla), ale rozloha polí je větší než v Rakousku a pestrost krajiny menší.

Populační trendy polních ptáků závisují spíše na intenzitě hospodaření než na složení biotopů (Tryjanowski *et al.* 2011). S intenzifikací zemědělství ubývají nejen ptáci, ale i ostatní skupiny živočichů (Tryjanowski *et al.* 2011), z nichž některé slouží ptákům jako potrava. Na příkladu populací pavouků v zemědělské krajině v Německu se ukázalo, že jsou soustředěny v podstatě pouze do okrajů polí. Proto přispívá menší rozloha polí (a tedy větší množství okrajů) k větší biodiverzitě pavouků. A to dokonce více než ekologické zemědělství (Batáry *et al.* 2017). Podobný trend byl zaznamenán u motýlů, kdy byla zjištěna větší diverzita i abundance v polské zemědělské krajině (která se také vyznačuje menší rozlohou polí) v porovnání s krajinou českou (Konvička, Beneš & Poláková 2016).

7.4 Závislost mezi environmentálními charakteristikami a ptačími společenstvy osidlující koridory

Tato práce popsala vliv heterogenity prostředí v intenzivní zemědělské krajině. Bylo zjištěno, že přítomnost většího podílu nezemědělských biotopů (travnaté pásy, louky a koridory dřevin) přispívá ke zvýšení abundance všežravých ptáků. Naproti tomu diverzita jednotlivých biotopů neměla vliv na druhovou diverzitu a abundanci ptáků, ať již podle vazby na biotopy, potravní specializace či ohroženosti.

Kladný vliv přítomnosti nezemědělských prvků (polopřirodní biotopy, travnaté pásy a koridory dřevin) na biodiverzitu byl zjištěn ve vícero studiích, které se zabývaly nejen ptáky, ale i pavouky (Knapp & Řezáč 2015) a motýly (Dover *et al.* 2000; Šálek *et al.* 2015). Nezemědělské prvky slouží jako útočiště pro druhy v intenzivní zemědělské krajině (Öckinger & Smith 2007), migrační zóna pro méně pohyblivé živočichy (např. hmyz) (Dover & Settele 2009) a jako hnízdiště pro mnoho druhů polních ptáků (Vickery & Arlettaz 2012).

Tato práce ukázala, že menší průměrná velikost ploch pozitivně ovlivňuje druhovou diverzitu pro kategorie: všechny druhy ptáků, polní, sídelní, ohrožené druhy a semenožravci. Menší pole také znamenají vyšší abundanci v kategorii všech ptáků, sídelních druhů, semenožravců a ohrožených druhů.

Přítomnost malých polí je velice důležitá a pozitivně ovlivňuje biodiverzitu zemědělské krajiny, protože heterogenní krajina a více okraji polí poskytuje více možností ke hnízdění, různé zdroje potravy a úkrytu celé škále živočichů (Piha *et al.* 2007). Nabízí úkryt nejen před predátory, ale také před zemědělskou technikou. Při celoplošné sklizni velkých lánů polí totiž často zahynou mláďata ptáků hnízdící na zemi.

8 Závěr

Studie jasně demonstruje význam polopřirozených biotopů (např. lesostepní vegetace, staré sady) pro ptáky, a to jak pro celé společenstvo, tak i pro zemědělské druhy, u kterých byl zaznamenán nejrychlejší populační pokles. Proto ponechání či zvýšení zastoupení těchto biotopů v krajině může být stěžejní pro jejich ochranu a zastavení negativního trendu.

Dále práce ukázala, že heterogenita biotopů může zvýšit druhovou diverzitu a abundanci ptáků žijících v koridorech v zemědělské krajině. Podpora nezemědělských biotopů jako jsou travnaté pásy či koridory dřevin může navíc pomoci populacím různých druhů živočichů, kteří poskytují cenné ekosystémové služby. Příkladem mohou být opylovači (nejen) polních plodin či predátoři škůdců (Tschardtke *et al.* 2005).

Další možností, jak podpořit biodiverzitu zemědělské krajiny, je zmenšení rozlohy jednotlivých ploch biotopů. Zvýší se tak heterogenita krajiny, kterou vyžaduje mnoho druhů živočichů (Stoate *et al.* 2001; Wilson *et al.* 2005; Voříšek *et al.* 2010a; Tschardtke, Batáry & Dormann 2011; Guerrero *et al.* 2012; Šálek 2014). Toto opatření by mohlo být finančně podporováno jako jedno z opatření společné zemědělské politiky (SZP) EU na podporu biodiverzity. Samotná SZP by měla být pozměněna tak, aby skutečně plnila svůj cíl. Podpora opatření, která se jsou opravdu funkční, jako je právě zmenšení rozlohy polí a zvýšení podílu nezemědělských biotopů, může zvýšit biodiverzitu a zastavit pokles populací ptáků zemědělské krajiny (Pe'er *et al.* 2014).

9 Seznam literatury a dalších zdrojů

9.1 Literatura

- Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C.F., Mußhoff, O., Császár, P., Fusaro, S., Gayer, C., Happe, A.K., Kurucz, K., Molnár, D., Rösch, V., Wietzke, A. & Tschardtke, T. (2017) The former Iron Curtain still drives biodiversity-profit trade-offs in German agriculture. *Nature Ecology and Evolution*, **1**, 1279–1284.
- Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Marques, T.A. & Oedekoven, C.S. (2015) *Distance Sampling: Methods and Applications*. Springer.
- Bušek, O. & Reif, J. (2017) The potential of military training areas for bird conservation in a central European landscape. *Acta Oecologica*, **84**, 34–40.
- Dale, M.R.T. & Fortin, M.-J. (2014) *Spatial Analysis: A Guide for Ecologists, Second Ed.* Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **268**, 25–29.
- Douglas, D.J.T., Benton, T.G. & Vickery, J.A. (2010) Contrasting patch selection of breeding Yellowhammers *Emberiza citrinella* in set-aside and cereal crops. *Bird Study*, **57**, 69–74.
- Dover, J. & Settele, J. (2009) The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation*, **13**, 3–27.
- Dover, J., Sparks, T., Clarke, S., Gobbett, K. & Glossop, S. (2000) Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **80**.
- Van Dyck, H., Van Strien, A.J., Maes, D. & Van Swaay, C.A.M. (2009) Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology*, **23**, 957–965.
- Le Féon, V., Schermann-Legionnet, A., Delettre, Y., Aviron, S., Billeter, R., Bugter, R., Hendrickx, F. & Burel, F. (2010) Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **137**, 143–150.

- Gamero, A., Brotons, L., Brunner, A., Foppen, R., Fornasari, L., Gregory, R.D., Herrando, S., Hořák, D., Jiguet, F., Kmecl, P., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Paquet, J.Y., Reif, J., Sirkiä, P.M., Škorpilová, J., van Strien, A., Szép, T., Telenský, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C.A.M., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T. & Voříšek, P. (2017) Tracking Progress Toward EU Biodiversity Strategy Targets: EU Policy Effects in Preserving its Common Farmland Birds. *Conservation Letters*, **10**, 394–401.
- Guerrero, I., Morales, M.B., Oñate, J.J., Geiger, F., Berendse, F., Snoo, G. de, Eggers, S., Pärt, T., Bengtsson, J., Clement, L.W., Weisser, W.W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro, V., Liira, J., Aavik, T., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C. & Tschardt, T. (2012) Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors. *Biological Conservation*, **152**, 74–80.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & De Kroon, H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, **12**.
- de Heer, M., Kapos, V. & ten Brink, B.J.E. (2005) Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**, 297–308.
- Horak, J., Peltanova, A., Podavkova, A., Safarova, L., Bogusch, P., Romportl, D. & Zasadil, P. (2013) Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **178**, 71–77.
- Knapp, M. & Řezáč, M. (2015) Even the Smallest Non-Crop Habitat Islands Could Be Beneficial: Distribution of Carabid Beetles and Spiders in Agricultural Landscape. *PLoS ONE*, **10**.
- Konvička, M., Beneš, J. & Poláková, S. (2016) Smaller fields support more butterflies: comparing two neighbouring European countries with different socioeconomic heritage. *Journal of Insect Conservation*, **20**, 1113–1118.
- Konvička, M., Frič, Z. & Beneš, J. (2006) Butterfly extinctions in European states: Do socioeconomic conditions matter more than physical geography? *Global Ecology and Biogeography*, **15**, 82–92.
- Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijał, J., Król, W., Solarz, W. & Płonka, P. (2007) The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx*, **41**, 79–88.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. & Ene, E. (2002) FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps.
- Merckx, T. (2015) Rewilding: Pitfalls and Opportunities for Moths and Butterflies. *Rewilding European Landscapes*, pp. 107–125.
- Öckinger, E. & Smith, H.G. (2007) Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 50–59.

- Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Baldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W.J., Turbe, A., Wulf, F. & Scott, A. V. (2014) EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science*, **344**, 1090–1092.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J. & Vepsäläinen, V. (2007) Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biological Conservation*, **140**, 50–61.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & R Core Team. (2015) *Nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R Package Version 3.1-122*.
- R Core Team. (2015) *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Reif, J., Telenský, T. & Šťastný, K. (2010) Relationships between winter temperature and breeding bird abundance on community level: importance of interspecific differences in diet. *Folia Zool*, **59**, 313–322.
- Reif, J., Vorišek, P., Šťastný, K., Bejček, V. & Petr, J. (2008) Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis*, **150**, 596–605.
- Rosenzweig, M.L. (1995) *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, New York.
- Sklenička, P., Šímová, P., Hrdinová, K. & Šálek, M. (2014) Changing rural landscapes along the border of Austria and the Czech republic between 1952 and 2009: Roles of political, socioeconomic and environmental factors. *Applied Geography*, **47**, 89–98.
- Staneva, A. & Burfield, I. (2017) European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. *BirdLife International*, 172.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management*, **91**, 22–46.
- Stoate, C., Boatman, N., Borralho, R., Carvalho, C.R., Snoo, G.R. d. & Eden, P. (2001) Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, **63**, 337–365.
- Šálek, M. (2014) Farmland biodiversity: searching for determinants of species diversity and abundance in farmlands with contrasting habitat heterogeneity. Final Report. *Institute of Vertebrate Biology AV ČR*, 81 pp.
- Šálek, M., Kučera, T., Zimmermann, K., Bartůšková, I., Plátek, M., Grill, S. & Konvička, M. (2015) Edges within farmland: Management implications of taxon specific species richness correlates. *Basic and Applied Ecology*, **16**, 714–725.
- Škorpík, M. (2015) Zemědělská krajina a praktické problémy ochrany hmyzu. *ŽIVA*, **4**, 173–178.

- Šmerda, L. (2012) *Faktory Ovlivňující Udržitelnost Hospodaření Se Zajícem Polním v Intenzivně Obdělávané Krajině*. Diplomová práce. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Šťastný, K., Bejček, V. & Hudec, K. (2006) *Atlas Hnízdního Rozšíření Ptáků v České Republice 2001-2003*. Aventinum, Praha.
- Šťastný, K., Bejček, V., Voříšek, P. & Flousek, J. (2004) Populační trendy ptáků lesní a zemědělské krajiny v České republice v letech 1982–2001 a jejich využití jako indikátorů. *Sylvia*, **40**, 27–48.
- Těšický, M. (2011) *STŘEDOŠKOLSKÁ ODBORNÁ ČINNOST 2010 / 2011 Srovnání Semikvantitativních Metod Používaných v Ornitologii Na Středně Velkém Území*. Gymnázium Františka Palackého, Valašské Meziříčí.
- Tryjanowski, P., Hartel, T., Báldi, A., Szymański, P., Tobolka, M., Herzon, I., Goławski, A., Konvička, M., Hromada, M., Jerzak, L., Kujawa, K., Lenda, M., Orłowski, G., Panek, M., Skórka, P., Sparks, T.H., Tworek, S., & A.W. & Żmihorski, M. (2011) Conservation of Farmland Birds Faces Different Challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica*, **46**, 1–12.
- Tscharntke, T., Batáry, P. & Dormann, C.F. (2011) Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **143**, 37–44.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecology Letters*, **8**, 857–874.
- Tucker, G.M., Davies, S.M. & Fuller, R.J. (1994) *The Ecology and Conservation of Lapwings Vanellus Vanellus*. Joint Nature Conservation Committee.
- Vickery, J. & Arlettaz, R. (2012) The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*, pp. 177–204. Cambridge University Press.
- Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A. & Gregory, R.D. (2010a) Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? *BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds III*, <http://www.bou.org.uk/bouproc-net/lfb3/vorisek-eta>.
- Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A. & Gregory, R.D. (2010b) Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? *BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds III*, <http://www.bou.org.uk/bouproc-net/lfb3/vorisek-eta>.
- Voříšek, P., Klvaňová, A., Wotton, S. & Gregory, R.D. (2008) *A Best Practice Guide for Wild Bird Monitoring Schemes*. CSO/RSPB.
- Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C. & Bradbury, R.B. (1999) A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **75**, 13–30.

Wilson, J.D., Whittingham, M.J. & Bradbury, R.B. (2005) The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis*, 453–463.

Zámečník, V. (2013) *Metodická Příručka pro Praktickou Ochranu Ptáků v Zemědělské Krajině*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

9.2 Internetové zdroje

1. Portál Evropské unie – Europa.eu, https://europa.eu/european-union/about-eu/countries_cs (staženo 4.11.2017)
2. CAP Reform blog – Matthews, A. (2015) The CAP and biodiversity, <http://capreform.eu/the-cap-and-biodiversity/> (staženo 7.12.2017)
3. Eurostat. (2012). Farm structure survey. Structure of agricultural holdings 2007, <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agriculture/data/database> (staženo 1.11.2012)
4. European bird census council EBCC, <http://www.ebcc.info/index.php?ID=632> (staženo 14.4.2018)
5. Jednotný program sčítání ptáků ČSO – http://jpsp.birds.cz/vysledky.php?menu=indices_trends (staženo 27.11.2017)

9.3 Mapové podklady, programy a fotografie

- QGIS Development Team (2017). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- ESRI 2017. ArcGIS Desktop: Release 10.5.1 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute. <http://www.esri.com>
- Core Team, R., 2014. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL <http://www.R-project.org/>
- McGarigal, K., SA Cushman, MC Neel, and E Ene (2002), FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Python Software Foundation. Python Language Reference, version 2.7. <http://www.python.org>
- Obr. P1-P5: vlastní fotografie

10 Přílohy



Obr. P1: Příklad biotopů zemědělské krajiny na jižní Moravě.



Obr. P2: V zemědělské krajině je důležitá heterogenita prostředí.



Obr. P3: Zemědělská krajina Dolního Rakouska. Menší výměra polí a pestrá skladba pěstovaných plodin.



Obr. P4: Koridory z listnatých dřevin a travnaté pásy jsou důležité pro přežití volně žijících živočichů v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině.



Obr. P5: Příklad lesostepního biotopu obklopeného poli.