

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



**Potravní ekologie vrabce domácího v současném
vesnickém osídlení.**

Diplomová práce

Bc. Jan Havlíček

Školitel: RNDr. Roman Fuchs, CSc.

České Budějovice 2013

Havlíček, J. (2013): Potravní ekologie vrabce domácího v současném vesnickém osídlení. [House sparrow feeding ecology in temporary rural settlement. Mgr. Thesis, in Czech]. 73 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation

Feeding ecology of breeding House sparrows was studied in a rural settlement in the Czech Republic. Area of home range and feeding habitat selection in relation to farming practices and vegetation management in the study area was examined.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b 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.

České Budějovice, 13. 12. 2013.

Děkuji zde hlavně svému školiteli Romanu Fuchsovi za trpělivost, motivaci a cenné rady k usnadnění práce v terénu a psaní této práce. Veliké poděkování patří za pomoc s hodnocením Gisových dat Standovi Grillovi, za cenné rady ke zpracování dat děkuji Simoně Polákové. Ovšem největší díky patří rodině za podporu během celého studia a přítelkyni za podporu při nelehkém období psaní práce. Děkuji také firmě Lípa a dalším, kteří mi umožnili výzkum. Grantové agentuře PřF JU (SGA) děkuji za finanční podporu projektu v roce 2012.

Obsah

| | | |
|--------|---|----|
| 1. | Úvod | 1 |
| 1.1. | Výskyt a změny početnosti vrabce domácího v Evropě | 1 |
| 1.2. | Výskyt a změny početnosti vrabce domácího České republiky | 3 |
| 1.3. | Příčiny změn početnosti | 4 |
| 1.3.1. | Predace | 4 |
| 1.3.2. | Nedostatek hnízdních příležitostí | 5 |
| 1.3.3. | Choroby | 5 |
| 1.3.4. | Toxicita prostředí | 6 |
| 1.3.5. | Nedostatek potravy | 6 |
| 1.4. | Potravní ekologie vrabce domácího | 9 |
| 1.4.1. | Složení potravy | 9 |
| 1.4.2. | Vliv potravy na přežívání mláďat | 10 |
| 1.5. | Cíle práce | 13 |
| 2. | Metodika | 14 |
| 2.1. | Terénní práce | 14 |
| 2.2. | Zpracování dat | 17 |
| 2.3. | Statistické vyhodnocení | 19 |
| 3. | Výsledky | 21 |
| 3.1. | Velikost potravních okrsků | 21 |
| 3.2. | Biotopová skladba okolí hnízd | 23 |
| 3.3. | Využití potravních okrsků | 25 |
| 3.4. | Vzdálenost potravních stanovišť | 32 |
| 3.5. | Doba pobytu na potravních stanovištích | 40 |
| 4. | Diskuse | 43 |
| 5. | Seznam použité literatury | 49 |
| 6. | Přílohy | 58 |

1. Úvod

1.1. Výskyt a změny početnosti vrabce domácího v Evropě

Vrabec domácí má dnes téměř kosmopolitní rozšíření, kterého dosáhl během nedávné minulosti a to díky svému přizpůsobení se životu blízko člověka (Cramp & Perrins 1994). Druh podle Johnstona & Klitze (1977) vznikl před 10 000 lety v oblasti Blízkého východu. Podle pozdějšího názoru vznikl již v pleistocenu v oblasti východního mediteránu z předka obývajícího tropickou Afriku (Summers-Smith 1988). Druhý scénář zhruba odpovídá času rozdělení vrabce domácího a vrabce pokřovního, ke kterému došlo na konci pleistocenu (Parkin & Cole 1984), a zdá se tedy být pravděpodobnější.

Vrabec domácí přizpůsobený životu v lidských sídlech zřejmě profitoval ze změn v zemědělství a stěhování obyvatel do velkých městských aglomerací, ke kterým dochází od počátku 19. století, a brzy se ve městech, kde díky koňským povozům a špatné hygieně nachází dostatek potravy i vhodný habitat, stává hojným (De Laet & Summers-Smith 2007). V té době také dochází k rozšiřování jeho areálu na jih, které následuje rozvoj nových sídel (Cramp & Perrins 1994). Ve 20. století se jeho areál díky lidským sídlům v západním palearktu rozšiřuje na sever (Cramp & Perrins 1994), např. na Faerské ostrovy, jejichž kolonizace vrabcem započala v 30. letech 20. století (Bengtson et al. 2004). Na Islandu bylo první hnízdění zaznamenáno v roce 1959 (Petersen 1989 ex Cramp & Perrins 1994). Dále také pokračuje jeho rozšiřování na jih do Izraele (Cramp & Perrins 1994; Hatzofe & Yom-Tov 2002) a Egypta (Cramp & Perrins 1994).

Ačkoli byl tento druh v minulosti považován za škůdce, byl úmyslně vysazen v jiných částech světa, např. v Severní Americe, aby zde připomínal přistěhovalcům jejich evropský domov (Baum 1955; Cramp et Perrins 1994). V roce 1963 J. D. Summers-Smith předpovídal další nárůst početnosti druhu spolu se vzrůstem světové lidské populace a zvětšující se zastavěnou plochou (De Laet & Summers-Smith 2007).

Nicméně se ve dvacátém století se začínají projevovat i opačné trendy. První údaje o úbytku početnosti vrabce domácího pocházejí z 30. let 20. století z Velké Británie z Kensington Garden (Summers-Smith 2003) v Londýně. Početnost zde postupně klesala z 2 603 jedinců v roce 1926 na 885 v roce 1948. V roce 1975 zde bylo již jen 544 jedinců a následoval další pokles až na konečných 8 exemplářů v roce 2000 (Sanderson 1996;

Moss 2001; Clover 2008). První zjištěný úbytek je dáván do souvislosti s náhradou koňských povozů automobilovou dopravou (Summers-Smith 2003), později však musely být příčinou jiné faktory. Populační poklesy ujištěné na počátku 20. století však měly zřejmě jen lokální charakter. Podle Birdlife International (2004) byla velikost hnízdní populace v Evropě stabilní v letech 1970-1990. Od roku 1990 však došlo ve většině Evropy k poklesu početnosti, ačkoli v některých zemích zůstala populace stabilní a výjimečně došlo k jejímu nárůstu (Birdlife International 2004). Oproti stabilním poměrům na úrovni celých států, byl již koncem 50. let 20. století zdokumentován mírný úbytek v centrech velkých měst v severozápadní Evropě, který trval přibližně do konce 90. let, kdy zde nastal další prudký pokles početnosti, zatímco v malých městech byl pokles mírnější (Summers-Smith 2003). Například ve Varšavě činil pokles v letech 1971–2005/06 -42% (Wegrzynowicz 2006), v Hamburku -50% v letech 1960–1990 (Mulsow 2005), ve Valencii -70% v letech 1998-2008 (Murgui & Macias 2010), v Londýně až -75% v letech 1995–2003 (Baker 2004). V témže období se pokles početnosti projevil i na celoevropské úrovni. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme zaznamenal v letech 1980–2011 celkový úbytek -63% s průměrnou roční změnou -2,14%. Ke konci období se však pokles zřejmě zpomalil, neboť pro roky 1990–2011 je udáván celkový úbytek jen -8% s roční průměrnou změnou -0,33% (PECBMS 2013). Největší regionální pokles početnosti hlásí Velká Británie (1970–2008) a to -67% (Eaton et al. 2010), dále pak Estonsko (1987–2009) cca -60% (Elts in lit.) a Nizozemsko (od 1980) -50% (Poel 2009).

1.2. Výskyt a změny početnosti vrabce domácího České republiky

Ačkoliv řada starších českých amatérských i profesionálních ornitologů často hovoří o poklesu početnosti vrabce domácího, jsou konkrétní kvantitativní údaje poměrně skoupé. První zmínku v literatuře, ovšem bez číselného vyjádření nalezneme již u Bauma (1954), který zjistil pokles početnosti vrabce domácího v Praze a dává jej do souvislosti s náhradou koňských povozů automobilovou dopravou. Udává také, že vrabec domácí je často pronásledován a záměrně huben.

Kvantitativní údaje by mělo poskytnout Mapování hnízdního rozšíření ptáků ČR. Počet obsazených kvadrátů se mezi prvním mapováním v letech 1973–1977 (Šťastný et al. 1987) a druhým mapováním v letech 1985–1989 (Šťastný et al. 1996) nezměnil, nicméně mezi druhým a třetím mapováním v letech 2001–2003 je udáván pokles o 7% a vrabec domácí mezi nimi zmizel ze dvou mapovacích čtverců (Hudec et al. 2006). Podrobnější mapování proběhlo v Praze. Mezi roky 1985–1989 a 2002–2004 zde byl zjištěn pokles o 64% (Fuchs unpubl.). Problematice početnosti vrabce domácího v ČR se věnuje Jasso (2003). Jeho údaje se značně liší od výsledků mapování hnízdního rozšíření ptáků (Hudec et al. 2006) i od zimního mapování ptáků (Bejček et al. 1995) a pravděpodobně jsou podhodnoceny. Při srovnání s předchozími studiemi (Bejček et al. 1995; Hudec et al. 2006) pak vycházejí mnohem dramatičtější údaje o poklesu početnosti, než ve skutečnosti jsou.

Nejpřesnější kvantitativní údaje pro ČR zřejmě poskytuje Jednotný program sčítání ptáků (JPSP) (Janda & Šťastný 1984), které je nepochybně přesnější než síťové mapování (Reif et al. 2009). Podle JPSP byl v ČR v letech 1987–2002 zjištěn pokles početnosti vrabce domácího o 33% (Reif et al. 2009).

1.3. Příčiny změn početnosti

Pokles početnosti vrabce domácího, zaznamenaný v různé míře na celém území Evropy pochopitelně vyvolal pátrání po příčinách. Ty však přes poměrně mnoho snah nebyly dosud jednoznačně stanoveny. Nejčastěji uvažovanými příčinami úbytku vrabce domácího jsou zvýšená predace, šíření infekčních chorob, vzrůstající toxicita prostředí, nedostatek hnízdních příležitostí a nedostatek potravy. Kromě těchto obecně uznávaných teorií existují i jiné, méně pravděpodobné až bizarní, např. negativní vliv elektromagnetického záření (Balmori & Hallberg 2007; Everaet & Bauwens 2007).

1.3.1. Predace

Jako významní predátoři vrabce domácího jsou uváděni krahujec obecný (*Accipiter nisus*), pušтік obecný (*Strix aluco*) a kočka domácí (*Felis catus*) (Vincent 2005). Bokotey & Gorbanov (2006) uvádějí ze Lvova (Ukrajina) také predaci dřemlíkem tundrovým (*Falco columbarius*) a kalousem ušatým (*Asio otus*). Negativní vliv predace krahujcem obecným je zdůvodňován nárůstem jeho početnosti v Evropě, včetně pronikání do (pří)městského prostředí (Summers-Smith 2005; Vincent 2005, Bokotey & Gorban 2006; Bell et al. 2010). Často jsou jako predátoři vrabce domácího zmiňovány také straka obecná (*Pica pica*) a sojka obecná (*Garrulus glandarius*), které se v posledních desetiletích přizpůsobily životu v lidských sídlech (Šťastný et al. 2011). Kromě náhodných pozorování přímé predace (např. birds.cz) nejsou však pro významné ovlivnění populace vrabce domácího sojkou a strakou důkazy. Summers-Smith (2003) u straky uvádí, že její vliv nebude zřejmě významný.

Důležitým predátorem vrabců domácích je však kočka domácí. Baker et al. (2005) zjistili, že ztráty mladých ptáků způsobené kočkami mohou zcela eliminovat populační přírůstek a naznačují, že se některá místa v důsledku zvýšené predace mohou stát osudnými pro dispergující jedince z okolí. V anglickém Bedfordshiru byl vrabec domácí v kořisti 70 koček zastoupen 16 % (Churcher & Lawton 1987), ve studii Woodse et al. (2003) to bylo až 33%. K podobnému výsledku (30 %) došli i Churcher & Lawton (1987). Ve Velké Británii bylo odhadnuto, že kočky za 5 měsíců uloví 25–29 miliónů ptáků (Woods et al. 2003). Vysoká predace kočkami je uváděna také ze Lvova (Bokotey & Gorban 2006). MacLeod et al. (2005) usuzují, že zvýšená predace může u vrabce domácího vést také k omezení příjmu potravy a až k vyhladovění v důsledku zvyšujících se nároků na ostražitost.

1.3.2. Nedostatek hnízdních příležitostí

Nedostatek hnízdních příležitostí bývá u vrabce domácího také často zmiňovaným faktorem způsobujícím pokles jeho početnosti (Summers-Smith 2003; Vincent 2005). Summers-Smith (2005) jej dokonce uvádí jako jeden ze dvou hlavních faktorů odpovědných za jeho mizení v některých lokalitách. V současné době je tento faktor zmiňován především v souvislosti s opravami budov, jimiž je vysvětlován pokles početnosti například v Berlíně (Witt 2005), ve Lvově (Bokotey & Gorban 2005) a v Praze (Cepák 2011). Wotton et al. (2002) zjistili, že vrabci hnízdí početněji na starých budovách, ovšem za předpokladu, že u nich nebyla provedena rekonstrukce. V několika studiích byla zdokumentována také rozdílná početnost vrabce domácího v různých typech zástavby (Vincent 2005; Brichetti et al. 2008; Siriwaderna et al. 2002; Summers-Smith 2009). Vyšší početnost bývá zaznamenána ve „starém městě“ (Brichetti et al. 2008) a ve čtvrtích měst s vyšší hustotou zástavby (Summers-Smith 2009). Summers-Smith (2009) výslovně zdůrazňuje, že domy postavené po roce 2002 nejsou vůbec obsazeny. Moje vlastní výsledky (unpubl) ale ukazují, že ptáci mohou v nižších počtech zahrnout i na některých nově postavených rodinných domech, pokud na nich najdou skuliny či mezery v podstřeší vzniklé hůře odvedenými stavebními pracemi. Podle Summers-Smitha (2003) ale páry hnízdící samostatně právě na nových domech ztrácejí výhody ze života v kolonii, jako je například obrana proti predátorům.

Vedle úbytku hnízdních příležitostí je uvažována také kompetice vrabce domácího o hnízdiště s rorýsem obecným (*Apus apus*), rehkem domácím (*Phoenicurus ochruros*), jiříčkou obecnou (*Delichon urbica*) a vlaštovkou obecnou (*Hirundo rustica*) (Bokotey & Gorban 2005). Hnízda posledních dvou zmíněných druhů ovšem naopak vrabec domácí může využívat pro vlastní hnízdění (Hudec 1983) a pokles jejich početnosti, zaznamenaný v celé Evropě (PECBMS 2013) a u vlaštovky obecné i v ČR (ČSO/JPSP 2013), by tak mohl vrabce připravovat o hnízdní příležitosti.

1.3.3. Choroby

Vrabec je známý jako přenašeč mnoha onemocněních domácích zvířat (Anderson 2006). Promořenost populace vrabce některými nákazami (bakterie *Salmonella typhimurium*) může být poměrně vysoká (Literák et al. 1990; Pennycot 2001), především po propuknutí nákazy v chovu zvířat, kde se ptáci zdržují (Literák et al. 1990). Úhyny vrabce domácího způsobené touto bakterií byly zaznamenány ve Velké Británii již v 60. letech 20. století (Pennycott

2001). Podle Pinowského et al. (1988) jsou bakteriální, houbová a parazitická onemocnění významným faktorem způsobujícím mortalitu embryí a mláďat vrabce domácího. Přítomnost mikroorganismů *Escherichia coli*, *Candida* sp., *Coccidia* a *Entamoeba* na hnízdišti ovlivňovala zdravotní stav mláďat (Kozłowski et al. 1991a). Úmrtnost mláďat nakažených kvasinkou rodu *Candida* zjistili Kozłowski et al. (1991b). Množství nakažených mláďat se mění s jejich věkem (Pinowski et al. 1988, Kozłowski et al. 1991a; Kozłowski et al. 1991b), ale i v závislosti na vlivech prostředí, kdy se např. za deštivého období zvyšuje počet nakažení kokcií rodu *Isospora* (Pinowski et al. 1988). Pro mortalitu mláďat jsou kromě onemocnění významní i někteří ektoparazité (Weddle 2000). Veškeré druhy parazitů a onemocnění zjištěných u vrabce domácího shrnuje podrobněji Anderson (2006).

1.3.4. Toxicita prostředí

Vzhledem k tomu, že vrabec domácí hnízdí v blízkosti člověka, dostává se do kontaktu s toxickými látkami, které člověk produkuje. Bylo prokázáno, že přítomnost těžkých kovů v tělech mláďat negativně ovlivňuje jejich vývoj (Romanowski et al. 1991). U mláďat vrabce domácího, která byla vystavena většímu znečištění z dopravy, byla zjištěna nižší hmotnost (Peach et al. 2008), avšak toto byl jen jeden z více faktorů zjištěných v této studii. Ve tkáních vrabců domácích byly nalezeny kromě těžkých kovů Cd, Fe, Pb a Zn (Romanowski et al. 1991; Sawicka-Kapusta et al. 1995) i chlorované hydrokarbonáty (Karolewski et al. 1991).

1.3.5. Nedostatek potravy

Nedostatek potravy patří mezi nejčastěji zmiňované příčiny úbytku ptáků, protože se jedná o jeden z hlavních limitních faktorů ovlivňujících velikost populace, reprodukční úspěšnost a míru přežívání mláďat ptáků obecně (Martin 1987). Do souvislosti s nedostatkem potravy jsou dávány již první údaje o úbytku vrabce domácího ve velkých městech (Praha, Londýn) po nahrazení koňských povozů automobilovou dopravou (Baum 1955; Summers-Smith 2003). Summers-Smith (2005) ve svém review označuje nedostatek potravy za jeden ze dvou hlavních důvodů mizení vrabce domácího v současné době.

Nedostatek potravy je dáván nejčastěji do souvislosti se změnami a intenzifikací v zemědělství, které započaly v západní Evropě v 70. letech, postupovaly k východu a jsou pravděpodobně příčinami obecného úbytku ptáků zemědělské krajiny (Fuller et al. 1995; Siriwardena et al. 1988; Chamberlain et al. 2000; Donald et al. 2001; Robinson & Sutherland 2002; Reif et al. 2006; Reif et al. 2008). Intenzifikace zemědělství se vyznačuje změnami

osevních postupů, snižováním stavů dobytka, používáním účinnějších insekticidů i herbicidů (Siriwardena et al. 1988; Benton et al. 2003), účinnější mechanizací (Bignal et al. 2000) a snižováním heterogenity krajiny (Benton et al. 2003). Mnoho z těchto změn je zapříčiněno zemědělskou politikou EU (Donald et al. 2001). Tyto změny mají za následek především horší dostupnost potravy pro jedince i celé populace (Wilson et al. 1999; Benton et al. 2002; Summers-Smith 2005). Negativní vliv má i snaha o co největší hygienu při skladování zemědělských plodin (Crick et al. 2002).

Ringsby et al. (2006) zdokumentovali úplné vyhynutí vrabce domácího na ostrově Ytre Kvarøy v Norsku, ke kterému došlo kvůli snížení hnízdní úspěšnosti a míry přežívání mladých ptáků po zrušení místní farmy. S rušením kravínů dávají do souvislosti úbytek vrabců domácích ve Finsku Väisänen & Hildén (1993). Naopak vyšší početnost vrabců v lokalitách s přítomností chovu skotu byla zjištěna například Chamberlainem et al. (2007) a i během pilotního ročníku našeho projektu (Havlíček 2010). Nižší rychlost poklesu početnosti v oblastech s farmami byla zjištěna také mimo evropský areál, v Kanadě (Erskine 2006).

Přítomnost farem, respektive hospodářských zvířat zvyšuje místní nabídku hmyzu (Møller 2001), který je důležitou složkou potravy vrabce domácího v hnízdním období. Významný vliv na abundanci hmyzu má také diverzita pěstovaných plodin a používání insekticidů ale i herbicidů, které likvidují živné rostliny hmyzu (Donald 1998; Smith et al. 2008). Mineau et al. (2005) odhalili u vrabce domácího vyšší úbytek v oblastech, kde byly insekticidy aplikovány ve větší míře než tam, kde byly užívány méně.

Wilkinson (2006) naproti tomu prokazatelný rozdíl mezi využíváním zahrad, kde byly aplikovány insekticidy, a zahrad bez jejich aplikace nezaznamenal. Zato zjistil, že vliv má složení vegetace a vrabci byli početnější v zahradách s přirozenou vegetací, než v zahradách s exotickými dřevinami (Wilkinson 2006). Cannon (1999) naznačuje, že v zahradách s přirozenou vegetací se lépe daří hmyzu, než v zahradách s nepůvodními druhy rostlin. Tím pádem mohou být zahrady a jiné plochy osázené místní vegetací atraktivnější pro ptáky krmící hmyzem. Vrabci domácí také preferují zahrady s vyšší denzitou křovin (Wilkinson 2006).

Negativní vliv běžného zemědělského hospodaření ukazují biofarmy, kde byla opakovaně zjištěna vyšší početnost hmyzu (Dritschilo & Wanner 1980; Wickramasinghe et

al. 2004). Vyšší početnost hmyzu, rostlin i ptáků udávají z biofarem také Bengston et al. (2005). Některým druhům ptáků včetně vrabce domácího vyhovují i určité agro-environmentální programy, konkrétně pak zakládání biopásů (Bracken & Bolger 2006). Ty mohou poskytovat potravu i během zimního období, které je kritické pro přežívání dospělců (Hole 2002; Robinson & Sutherland 2002; Siriwardena et al. 1999). Oproti tomu Vincentová (2005) na základě svých výsledků ze suburbálního prostředí usuzuje, že nízká míra zimní úmrtnosti zjištěná v její studii byla zapříčiněna dobrou kondicí ptáků a že potrava nebyla tím pádem limitní faktor. To však pouze poukazuje na fakt, že se výsledky studií na různých lokalitách mohou významně lišit v důsledku lokálních specifik. Například při příkrmování se u sledované venkovské populace zvýšila míra přežívání v zimním období (Hole et al. 2002). Summers-Smith (2003) usuzuje, že dalším důsledkem nedostatku potravy v zimě může být oddálení začátku hnízdění. V Británii se tento trend projevil opožděním hnízdění o 5 dní za posledních 25 let (Crick et al. 2002).

Do souvislosti s potravní nabídkou je téměř vždy dáváno zemědělství. Jeho vliv však není výlučný. Ve městech například podle Summers-Smitha (2005; 2007) dochází k redukci počtu hmyzu v důsledku užívání bezolovnatého benzínu.

1.4. Potravní ekologie vrabce domácího

1.4.1. Složení potravy

Vrabec domácí je potravní oportunist a je v tomto ohledu velmi flexibilní, což je jeden z faktorů, který přispěl k jeho úspěšnému šíření spolu s člověkem (Anderson 2006). Vrabec domácí nejčastěji sbírá potravu na zemi a na rostlinách, hmyz v době krmení mláďat často na keřích a stromech, loví létající hmyz a vybírá jej také z pavoučích sítí. Ve městech vyzobává hmyz zachycený na poznávacích značkách aut (Šťastný & Hudec 2011), nebo jej vyzobává z předních masek a chladičů kamionů (Haluzík 2000). Jsou popsány i případy kleptoparazitismu (shrnuje Cramp & Perrins 1994), či napodobování sýkor otevírajících lahve s mlékem (Fisher & Hinde 1949). Na vesnicích se vrabec domácí přizívuje ve velkochovech hospodářského zvířectva, v drůbežárnách, u skladů obilí, zásypů pro zvěř apod. (Šťastný & Hudec 2011).

V potravě vrabce domácího více či méně převládá během celého roku rostlinná složka, mláďata jsou ale krmena převážně živočišnou potravou (Šťastný & Hudec 2011). Ta je proto zastoupena hlavně od května do srpna (Ašmera 1962). Podle přehledu v publikaci Cramp & Perrins (1994) bylo v potravě u vrabce domácího v západním palearktu nalezeno min. 85 čeledí bezobratlých, obdobně pestré bylo i zastoupení rostlin. V České republice se složení potravy u vrabce domácího soustavně věnovali Bouchner (1954), Ašmera (1962) a Lusková (2010). Ašmera (1962) zjistil, že v potravě vrabce domácího (303 ex., nerozlišených na dospělé a mláďata) převládá rostlinná potrava (nalezena u 70,6 % jedinců), kterou se vrabci živili po celý rok, živočišnou potravu našel u 42,9 % jedinců a to v období od března do října, nejčastěji v červnu až srpnu. Z rostlinné potravy byla nejčastěji (u 69,6 % jedinců) nalezena semena kulturních plodin (nejvíce pšenice, žita, ovsa a ječmene). U 36,4 % jedinců byly také zjištěny vegetační úštipky a pupeny (veg. části trav, pupeny stromů a angreštu, v jednom případě i list břízy). U 20 % jedinců byla v potravě nalezena semena plevelů a to především na jaře a na podzim (Ašmera 1962).

Potravu mláďat vrabce domácího podrobně studoval Bouchner (1954) a to pomocí krčních prstenců a rozboru žaludků, přičemž oběmi metodami došel k podobným výsledkům. Nejvíce (78,2 %) tvořila živočišná potrava, zastoupená nejčastěji larvami motýlů (Lepidoptera), škvory (Forficulidae), mšicemi (Aphididae) a sluněčky (Coccinelidae) aj. Rostlinná potrava tvořila 21,7 % a byla nejčastěji tvořena obilovinami, méně pak plevelnými

rostlinami. V potravě byly také nalezeny minerální částice. Ašmera (1962) našel živočišnou potravu u všech jím zpracovaných mlád'at, rostlinnou potravu pak u cca 20% z nich. Z bezobratlých byli v potravě nejvíce zastoupeni (ve vzorku je započtena i potrava dospělců) brouci (Coleoptera), především nosatcovití (Curculionidae) a střevlíkovití (Carabidae), dále dvoukřídlí (Diptera), mravenci (Formicidae) a další blanokřídlí (Hymenoptera), škvoři (Forficulidae), mšice (Aphididae), roztoči (Acari), motýli (Lepidoptera), pavoukovci (Arachnida), ojediněle i měkkýši (Mollusca) a žížaly (Lumbricidae). Podle Luskové (2010) tvořili potravu mlád'at nejvíce brouci (nejčastěji vrubounovití-Scarabeidae, hnojníkovití rodu *Aphodius*, střevlíkovití-Carabidae, aj.), méně častý byl dvoukřídlý hmyz (Diptera). Nalezeni byli také blanokřídlí (Hymenoptera) a pavoukovci (Arachnida). Velmi početně zastoupena byla experimentálně nabízená potrava (larvy potemníka moučného-*Tenebrio molitor*). Rostlinná potrava byla nejvíce (90 %) tvořena lipnicovitými (Poaceae).

Složení potravy je závislé na prostředí. Ve městě bylo v potravě mlád'at zjištěno 72% mšic (Aphididae), 12 % dvoukřídlných (Diptera) a 8 % motýlů, zatímco ve venkovském prostředí tvořili dvoukřídlí (Diptera) 41 % a motýli (Lepidoptera) 20 % (Encke 1965). Podíl živočišné potravy byl větší (o 32,5 %) na periferii města Sofie, než v jeho průmyslové zóně, kde byl naopak zjištěn větší podíl rostlinné složky (Simeonov 1964). Rozdílné výsledky lze ale najít nejen mezi lokalitami s různým stupněm urbanizace, ale i mezi dvěma velmi podobnými vesnickými lokalitami (Wieloch 1975). Rozdílné složení potravy, které mělo vliv na různou míru přežívání mlád'at, zjistila i Vincentová (2005). Bower (1999) uvádí, že ve městech tvoří 54% podíl potravy potrava pocházející z lidských zdrojů.

1.4.2. Vliv potravy na kondici a přežívání mlád'at

Efekt nedostatku potravy se může u ptáků projevat neuskutečněným hnízděním, menšími snůškami, opuštěním snůšky, špatným růstem mlád'at, sníženou mírou jejich přežíváním a menším počtem hnízdění u opakovaně hnízdících ptáků (Newton 1998). Vliv množství a kvality potravy donášené rodiči na kondici a následně na přežívání mlád'at byl u ptáků již vícekrát zkoumán. Experimentálně zvýšený přísun potravy měl v mnoha případech pozitivní vliv na váhu mlád'at a jejich přežívání. Podrobný přehled těchto studií uvádí Newton (1998). Vliv váhy mlád'at na jejich další přežívání byl zjištěn u minimálně 22 druhů ptáků (souhrn v pracích: Magrath 1991; Schwagmeyer & Mock 2007).

U vrabce domácího byla při nadbytku potravy zjištěna vyšší míra přežívání mládřat a zkrácená doba mezi jednotlivými hnížděními (Anderson 1977). Vincentová (2005) usuzuje, že zvýšená mortalita mládřat v pozdější fázi hníždění, kterou zjistila, souvisí s nedostatkem potravy. Kromě množství byl také zjištěn vliv velikosti potravy (zjištění velikosti donášené potravy pomocí jejího porovnání s velikostí zobáku ptáka) na kondici mládřat vrabce domácího a jejich přežívání (Schwagmeyer & Mock 2007). Na rozdíl od velikosti potravy intenzita krmení kondici ani přežívání mládřat neovlivnila (Schwagmeyer & Mock 2007). Velikost mládřat před vylétnutím významně ovlivňuje u vrabce domácího jejich přežívání po opuštění hnízda (Ringsby et al. 1988; Peach et al. 2008; Cleasby et al. 2010). Lusková (2010) zjistila u mládřat vrabce domácího pozitivní korelaci mezi množstvím živočišné složky potravy a délkou běháku. Peach et al. (2008) objevili, že zvyšující se množství živočišné složky v potravě snižuje mortalitu mládřat, zatímco nižší hmotnost a vyšší mortalita mládřat souvisela s větším množstvím rostlinné potravy. Podle Vincentové (2005) rostl počet vyvedených mládřat s výskytem mšic, jež jsou podle ní důležitou složkou potravy mládřat v okolí hnízda, naopak počet vyvedených mládřat klesal s rostoucím množstvím rostlinné složky v potravě.

Obecně platí, že ptáci v městském prostředí bývají menší a v horší kondici než ptáci žijící na venkově a to z důvodu nedostatku potravy v městském prostředí (Liker 2008). Také u vrabce domácího byly zjištěny rozdíly v počtu mládřat a jejich váze v závislosti na obývaném prostředí. Peach et al. (2008) na základě srovnání vlastních výsledků s výsledky studií Seel (1970), Hole (2001) a Crick & Siriwardena (2002) uvádí, že na farmách vrabci vyvádějí více mládřat s větší vahou než v urbanizovaném prostředí. Také odhadnutá míra přežívání mladých ptáků byla v urbanizovaném prostředí nižší než na venkově (Peach et al. 2008). Výše uvedené rozdíly mohou ovšem být způsobeny porovnáním údajů ze studií provedených v různých letech. Horší kondice ptáků v městském prostředí by mohla souviset se zjištěním, že stupeň urbanizace ovlivňuje velikost potravy, kterou rodiče mládřatům přinášejí (Seress et al. 2012). Velká potrava, která pozitivně ovlivňovala počet i velikost mládřat, byla rodiči donášena častěji v rurálním prostředí. Naopak v suburbálním prostředí byla nejčastěji donášena malá až střední potrava a mládřata měla horší kondici (Seress et al. 2012). Vincentová (2005) zjistila ve městech menší zastoupení dvoukřídlých (Diptera) (12 %, na venkově 41 %), motýlů (Lepidoptera) (8 %, na venkově 20 %) a také pavouků (Araneae), z čehož usuzuje, že menší zastoupení těchto taxonů je příčinou horší kondice

městských mlád'at a následně i nižší míry jejich přežívání a to z důvodu jejich častějšího hladovění. Negativní vliv na přežívání mlád'at mělo i větší množství mravenců (Formicidae), jejichž zastoupení v potravě stoupalo v průběhu sezóny (Vincent 2005).

1.5. Cíle práce

Cílem této práce je zjistit, jaká potravní stanoviště využívá vesnická populace vrabce domácího pro sběr potravy v období krmení mláďat. Pozornost byla zaměřena především na následující otázky:

1. Jaký význam mají pro vrabce zemědělské velkochovy a malochovy?
2. Jaký význam mají pro vrabce ruderalní stanoviště?
3. Jaký význam má pro vrabce údržba travnatých ploch?

2. Metodika

2.1. Terénní práce

Studijní lokalita

Studijní plocha se nachází v obci Radětice, okres Tábor, cca 4 km sz od města Bechyně, GPS: 49°19' N 14°26' E, nadmořská výška 425 m. n. m., počet obyvatel cca: 230. Obec má rozlohu cca 31,5 ha. Zastavěná plocha tvoří cca 15 %. Zástavba má typický vesnický charakter, většina budov je starší než 50 let, část byla v posledních letech zrekonstruována. Zeleň (bylinná vegetace, zahrady a dřeviny) tvoří cca 65 % rozlohy obce. V obci se nachází jeden zemědělský subjekt (plocha velkochovů skotu cca 5 % z rozlohy obce) a přibližně 25 chovů drůbeže, králíků apod. (cca 3 % plochy obce).

Početnost vrabce domácího na studijní ploše byla na základě sčítání v roce 2010 (vlastní výsledky) odhadnuta na 65-90 hnízdících párů. Trend početnosti není znám.

Odchyt a kroužkování vrabců

Odchyt dospělých ptáků byl prováděn pomocí ornitologických sítí v zimním a jarním období v letech 2009–2013 na místech, kde se shromažďovala jejich početnější hejna. Odchycení ptáci byli označeni hliníkovým kroužkem velikosti N (průměr = 2,8 mm) kroužkovací stanice NM Praha a 1–3 barevnými kroužky DARVIC (www.avinet.com), které spolu s hliníkovým kroužkem tvoří unikátní kombinaci, díky které mohou být jedinci individuálně rozpoznáni bez dalšího odchytu (příloha č. 1). U každého jedince bylo zjištěno pohlaví, stáří, a byly změřeny základní biometrické údaje (váha, délka křídla, ocasu a tarsometatarsu) (Hromádko et al. 1998).

Sledování potravního chování

Během hnízdního období tj. v období od začátku května do konce června byla vyhledávána obsazená hnízda vrabce domácího, tzn. hnízda, kde rodiče inkubovali vejce, anebo krmili mláďata. U hnízd, ve kterých se vyskytovala mláďata (rodiče přinášejí potravu, hlasy mláďat na hnízdě), bylo sledováno potravní chování rodičů, kteří přinášeli na hnízdo potravu.

Ze stanoviště vzdáleného 20–80 m od hnízda bylo prováděno vizuální pozorování fokálních jedinců, rodičů přiletujících na hnízdo s potravou a odletujících z hnízda pro potravu.

Vzdálenost pozorovatele byla vždy volena tak, aby neovlivňovala chování rodičů (snížená intenzita krmení, omezení krmení, vzrušené chování apod.) a na přehlednosti terénu. Pozice pozorovatele byla navíc pravidelně měněna, aby nedošlo k blokaci některého z potenciálních potravních stanovišť a také aby pozorovatel získal lepší výhled na častěji navštěvovaná stanoviště. Pozorování bylo prováděno binokulárním dalekohledem 8 x 42 a monokulárním dalekohledem 20–60 x. Veškeré chování krmících rodičů bylo zaznamenáváno na diktafon. U veškerých odletů pro potravu byl do leteckého snímku okolí hnízda (GoogleEarth 5.2.1.1588, <http://googleearth.com>) zaznamenán směr letu, místo a typ potravního stanoviště. Ze zvukového záznamu bylo poté ke každému odletu z hnízda přiřazeno pohlaví rodiče, čas odletu z hnízda, čas strávený hledáním potravy, popř. chování jedince na potravním stanovišti. Na potravních stanovištích byli zaznamenáváni také ptáci z jiných hnízd (pokud bylo možné odečíst kombinaci barevných kroužků).

Nabídka potenciálních potravních stanovišť

Během hnízdních období let 2010–2013 byla v širším okolí hnízd (kruh s poloměrem 200 m a se středem v hnízdě zvolený dle nejdelšího zaznamenaného záletu z hnízda-195 m) opakovaně zjišťována nabídka potenciálních potravních stanovišť. Potenciální potravní stanoviště byla rozdělena do následujících kategorií:

A) budovy

B) velkochovy (velkochovy skotu, hnojiště, zpevněné plochy pokryté hnojem, sklady siláže a senáže, stohy)

C) malochovy (malochovy drůbeže, králíků, ovcí, zahrady s přítomností malochovu, krmiště domácích zvířat)

D) holé plochy (silnice, zpevněné plochy a zpevněné neasfaltové cesty)

E) vodní plochy

F) zahrady a dřeviny (sady, zeleninové zahrady, volně stojící ovocné stromy, stromořadí, keře)

G) bylinná vegetace

a) nízký ruderalní porost (nízké rozvolněné porosty po okrajích cest, sešlapávaný ruderal)

b) udržovaná vegetace nízká (pravidelně kosená, nízká vegetace - dvory, parky, hřiště)

c) vysoký ruderalní porost (neudržované porosty s výškou nad cca 15–25 cm, porosty travin v plotech a na okrajích udržovaných ploch, porosty vysoké nitrofilní vegetace apod.)

d) vysoká udržovaná vegetace (pravidelně kosená vegetace - louky apod.)

I) pole (kultury polních plodin)

Jednotlivá stanoviště uvedených kategorií byla v programu Q-GIS 2.0.1 převedena na vektory. V okruhu 200 m od každého hnízda a v polygonu vytvořeném metodou MKP byla spočtena v programu Q-GIS 2.0.1 plocha jednotlivých biotopů (vektorů), ze které bylo vypočítáno jejich zastoupení. Z dalšího zpracování byla vyloučena kategorie E (vodní plochy).

Podkategorie vegetace a až d byly pro některé analýzy sloučeny:

I) nízká (a+b) vegetace, vysoká (c+d) vegetace

II) udržovaná (b+d) vegetace, ruderalní (a+c) vegetace

2.2. Zpracování dat

Výpočet rozlohy potravního okrsku

Potravní okrsek pro jednotlivá hnízda, popř. pro oba rodiče samostatně byl vytyčen dvěma metodami: 1) Minimum Convex Polygon (MCP) a 2) Point Kernel Density (PKD). K vytvoření vrstvy MPC byla v programu Q-GIS 2.0.1 využita funkce Convex buffer. Vrstva PKD 50% a 95% byla vytvořena v programu ArcMap 10.2 pomocí Geospatial Modelling Environment tools, kdy při výpočtu byla pro hodnotu bandwidth pro jednotlivá hnízda využita průměrná vzdálenost bodů spočtená z matice jejich vzájemných vzdáleností. U vzniklých rastrů MCP a PKD byla v programu Q-GIS 2.0.1 spočtena jejich rozloha.

Pro další zpracování výsledků byla s ohledem na rozložení dat (závislost velikosti potravního okrsku stanoveného metodou MKP na počtu záznamů, viz. příloha č. 2, vybrána hnízda ($n = 18$) s počtem záznamů 20 a více. Tato hodnota byla zvolena i s ohledem na výsledky předchozích studií na vrabci domácím, kdy podle Shaw (2009) stačí ke stanovení neměnné plochy 25%, 50% a 75% kernelu pouze 10 bodů. U 95% kernelu se pak s počtem bodů jeho plocha mírně, nikoli však signifikantně zvětšuje. Vangestel (2011) označuje za dostatečný počet ke stanovování velikosti teritoria u vrabce domácího námi zvolený počet 20 záznamů.

Stanovení vzdálenosti potravních stanovišť

U všech vektorů (stanovišť) v okruhu 200 m od vybraných hnízd byly v programu Q-GIS 2.0.1 vytvořeny jejich centroidy a byla vygenerována matice vzdáleností jednotlivých centroidů (s uvedením typu stanoviště) k příslušnému hnízdu. U využívaných potravních stanovišť byla změřena jejich vzdálenost k hnízdu v programu GoogleEarth 5.2.1.1588.

Chesson's elektivity index

Pro zhodnocení míry preference jednotlivých habitatů byl využit index Chessonové (Chesson's elektivity index) (Chesson 1983):

$$\varepsilon = \frac{ma_i - 1}{(m - 2)a_i + 1}$$

kde m je počet typů habitatů, a_i je Manly-Chesson's selectivity index pro habitat i :

$$\alpha_i = \frac{n_{ri} / n_{pi}}{\sum_{i=1}^m (n_{ri} / n_{pi})}$$

Ve výpočtu Manly-Chesson's selectivity index je n_{ri} míra využití habitatu i a n_{pi} je míra zastoupení (nabídky) habitatu i . Hodnoty Chesson's electivity indexu se pohybují mezi hodnotami -1 a 1, kdy hodnoty vyšší než 0 značí preferenci habitatu. Pro výpočty byla použita hodnota průměrné nabídky a využití jednotlivých potravních stanovišť u hnízd s více než 20 záznamy.

2.3. Statistické vyhodnocení

Biotopová skladba v okolí hnízd byla vyhodnocena v programu CANOCO 5, kde byla provedena analýza zastoupení jednotlivých typů potenciálních potravních stanovišť ve dvěstěmetroém okolí hnízda. Pro vegetaci bylo použito zastoupení jednotlivých podkategorií vegetace vymezených na základě výšky a způsobu údržby. Skóre první a druhé PCA osy pak bylo použito jako nezávislá proměnná v dalších analýzách.

Ostatní testy byly provedeny pomocí programu Statistica 10. Na základě ověření (ne)normality dat byly aplikovány neparametrické metody. Proměnné nebyly logaritmovány.

Porovnání velikosti potravních okrsků samců a samic bylo provedeno Wilcoxonovým párovým testem. Testovány byly páry ptáků s potravními teritorii vymezenými přinejmenším 15. záznamy pro každého jedince + 1 pár s 13 (samec), respektive 12 záznamy (samice) na jedince.

Míra využití jednotlivých potravních stanovišť byla dále testována Wilcoxonovým párovým testem U jednotlivých hnízd bylo porovnáváno jejich zastoupení (%) a využití (%). Zastoupení bylo vyhodnoceno samostatně pro: 1) 200 m okolí hnízda, 2) potravní okrsek vymezený metodou MCP.

Rozdíly ve vzdálenost potravních stanovišť byly testovány v GLM - Nested design ANOVA, kde hnízdo (rodičovský pár) vystupovalo jako random factor. Konkrétní rozdíly mezi: 1) jednotlivými typy potravních stanovišti v okolí hnízda, 2) potenciálními potravními stanovišti v okolí hnízda a využívanými stanovišti a 3) využívanými stanovišti byly vypočteny Unequal N HSD testem. Do testu nebylo z důvodu nízkého počtu pozorování (use) zahrnuto stanoviště budovy.

Rozdíly v čase stráveném sběrem potravy na jednotlivých stanovištích byly testovány v GLM - ANCOVA. Jako kovariát byla využita vzdálenost jednotlivých potravních stanovišť. Konkrétní rozdíly mezi jednotlivými typy potravních stanovišť byly zjištěny pomocí Unequal N HSD testu. Do testu nebylo z důvodu nízkého počtu pozorování (use) zahrnuto stanoviště budovy. Reziduály času spočítané lineární regresí byly mezi sebou testovány v Kruskal-Wallis ANOVA. Do všech analýz času byly zahrnuty pouze záznamy s časovými

údaji pod 5 minut. Při delším úseku času stráveném na potravním stanovišti se pozorování jedinci často věnují kromě sběru potravy i dalším činnostem (vlastní pozorování) a tyto údaje by zkreslovaly výsledky analýz.

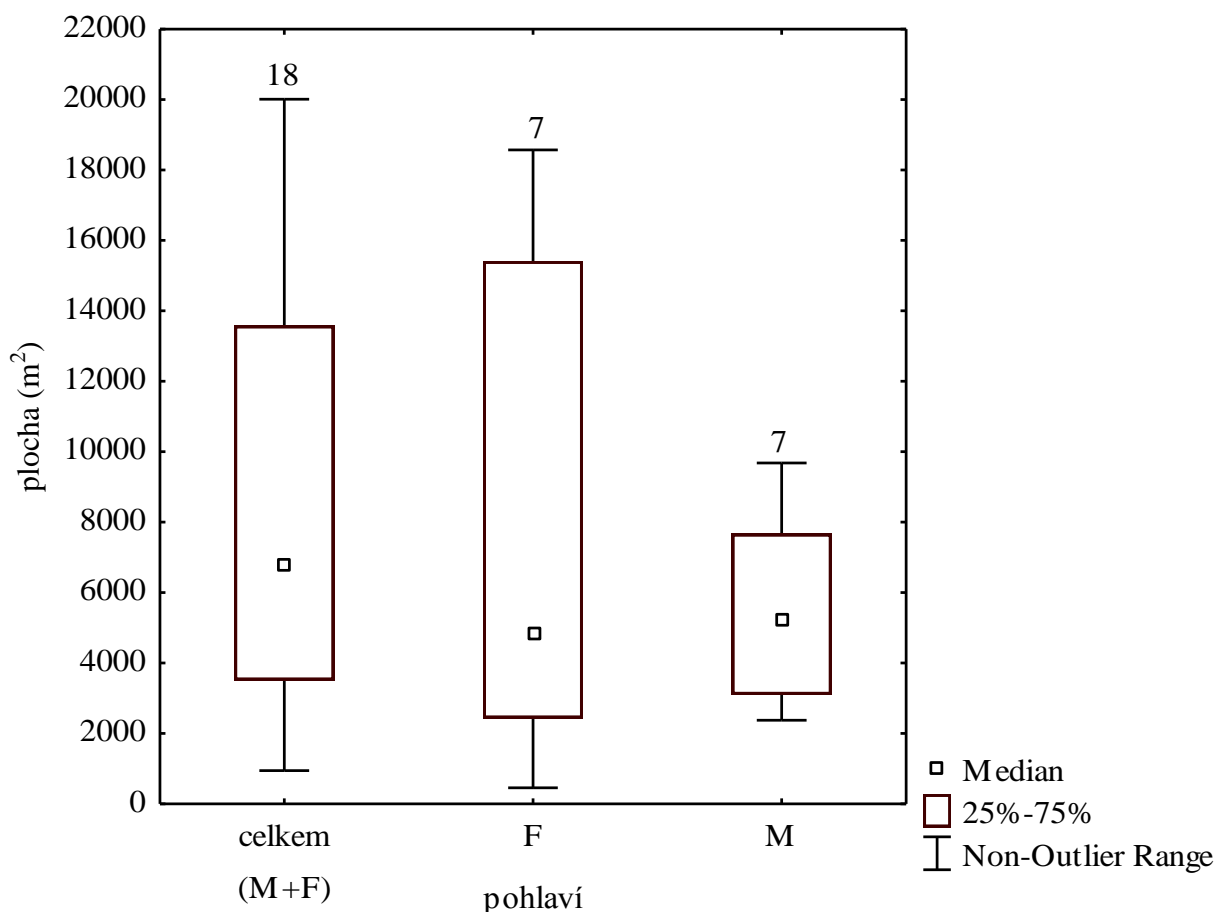
Výpočet závislosti velikosti teritoria (MCP, PKD 95%) a vzdálenosti, na kterou ptáci létali (průměr a medián), na biotopovém složení okolí hnízda byl proveden jednoduchou regresí, s využitím osy PC1 a PC2 z PCA analýzy biotopového složení.

3. Výsledky

3.1. Velikost potravních okrsků

Velikost potravních okrsků vytyčených metodou minimálního konvexního polygonu se pohybovala v rozmezí od 945 m² do 20 012 m², medián 6 760 m², průměr 8 220 m² (n = 18; obr. 1, přílohy č. 3–9).

Velikosti potravních okrsků samců a samic se nelišily (Wilcoxon matched pair test, $Z = 0,169$, $p = 0,866$, $n = 7$, obr. 1). Závislost velikosti potravního okrsku na biotopové skladbě okolí hnízd (viz kapitola 3.2.) nebyla prokázána (Regrese, PCA 1: $F = 0,474$, $R^2 = 0,028$, $p = 0,501$, $n = 18$; PCA 2: $F = 0,089$, $R^2 = 0,006$, $p = 0,768$, $n = 18$).



Obr. 1: Velikost potravních okrsků jednotlivých sledovaných ptáků stanovená metodou minimálních konvexních polygonů.

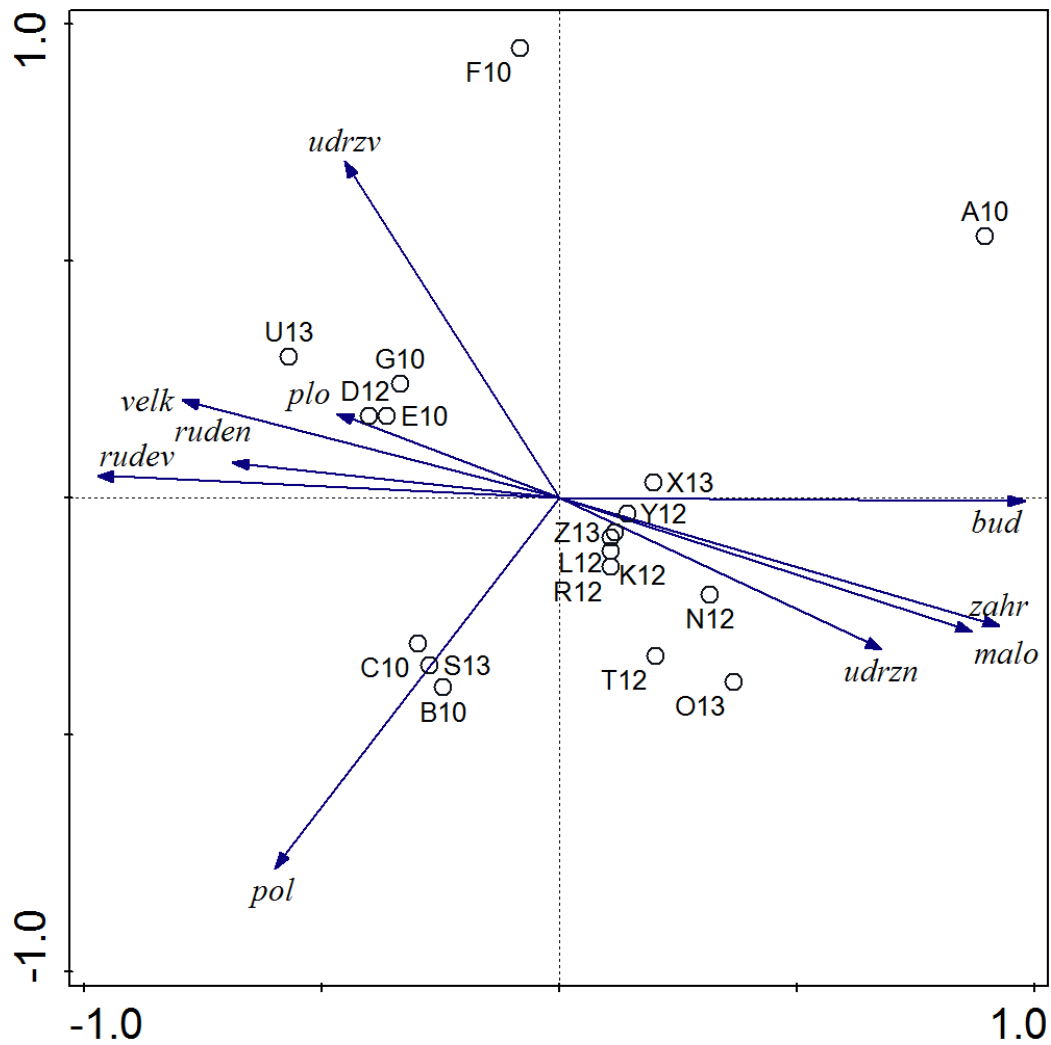
Potravní okrsky stanovené metodou point kernel density 95% zaujímaly plochu od 2 210 m² do 14 123 m², medián 7 051 m², průměr 7 048 m² (n = 18, přílohy č. 10–16).

Velikost potravních okrsků stanovených metodou point kernel density 50% se pohybovala v rozmezí od 483 m² do 2 583 m², medián 1 148 m², průměr 1 280 m² (n = 18, přílohy č. 10–16).

Závislost velikosti potravního okrsku stanoveného metodou point kernel density 95% a 50% na biotopové skladbě okolí hnízd (viz kapitola 3.2) nebyla prokázána (Regrese; PKD 50%: PCA 1: F = 0,092, R² = 0,006, p = 0,765, n = 18; PCA 2: F = 0,008, R² = 0,000, p = 0,927, n = 18; PKD 95%: PCA 1: F = 0,045, R² = 0,002, p = 0,833, n = 18; PCA 2: F = 0,004, R² = 0,000, p = 0,947, n = 18).

3.2. Biotopová skladba okolí hnízd

První dvě osy analýzy hlavních komponent (PCA) vysvětlují dohromady 82,57 % celkové variability v biotopovém složení okolí hnízd (první osa vysvětluje 62,43 %, druhá osa 22,14 %). První osa odděluje hnízda umístěná v blízkosti velkochovů od hnízd umístěných v obytné zástavbě. První skupinu dále charakterizuje vyšší podíl vysokých i nízkých ruderalů (neudržované vegetace), druhou skupinu vyšší podíl malochovů, zahrad a nízké udržované vegetace. Druhá osa odděluje hnízda na okraji vesnice charakterizované vyšším podílem polí a hnízda se zastoupením většího podílu luk (obr. 2).



Obr. 2: Biotopová skladba okolí hnízd (PCA, A-Z = hnízdo 10-13 = rok, bud = budova, velk = velkochov, malo = malochov, plo = holé plochy, zahr = zahrady, udrzv = udržovaná vysoká vegetace-louky, udrzn = udržovaná nízká vegetace, rudev = ruderál vysoký, ruden = ruderál nízký, pol = pole).

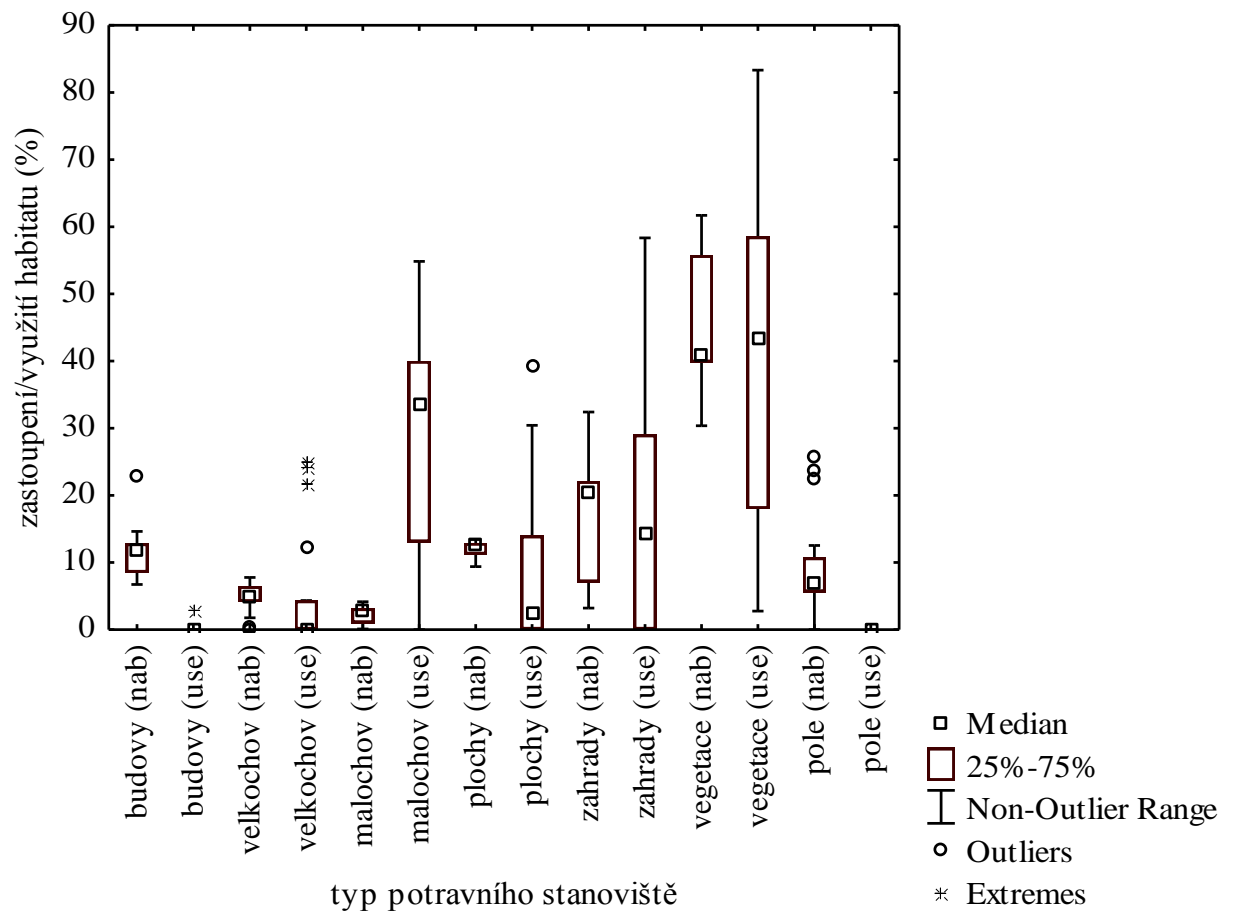
3.3. Využití potravních okrsků

Nabídka potravních stanovišť v okolí hnízda

Vrabcem domácí jednoznačně preferuje pouze malochovy domácího zvířectva (Wilcoxon matched pair test, tab. I, obr. 3, Chesson's electivity index tab. I), naopak vyhýbá se polím, budovám a v menší míře i holým plochám (Wilcoxon matched pair test, tab. I, obr. 3, Chesson's electivity index, tab. I). Využití ostatních stanovišť se nelišilo od jejich nabídky. (Wilcoxon matched pair test, tab. I, obr. 3, Chesson's electivity index tab. I).

Tab. I: Porovnání využívaných potravních stanovišť s jejich zastoupením v okolí hnízda (Wilcoxon matched pair test; Chesson's electivity index).

| habitat | nabídka/využití | | | Chesson's electivity index |
|-----------|-----------------|-------|--------------|----------------------------|
| | n | Z | p | |
| budovy | 18 | 3,724 | 0,000 | -0,990 |
| velkochov | 17 | 0,686 | 0,492 | -0,394 |
| malochovy | 18 | 3,462 | 0,001 | 0,906 |
| plochy | 18 | 1,851 | 0,064 | -0,611 |
| zahrady | 18 | 0,065 | 0,948 | -0,401 |
| vegetace | 18 | 0,065 | 0,327 | -0,482 |
| pole | 16 | 0,980 | 0,000 | -1,000 |



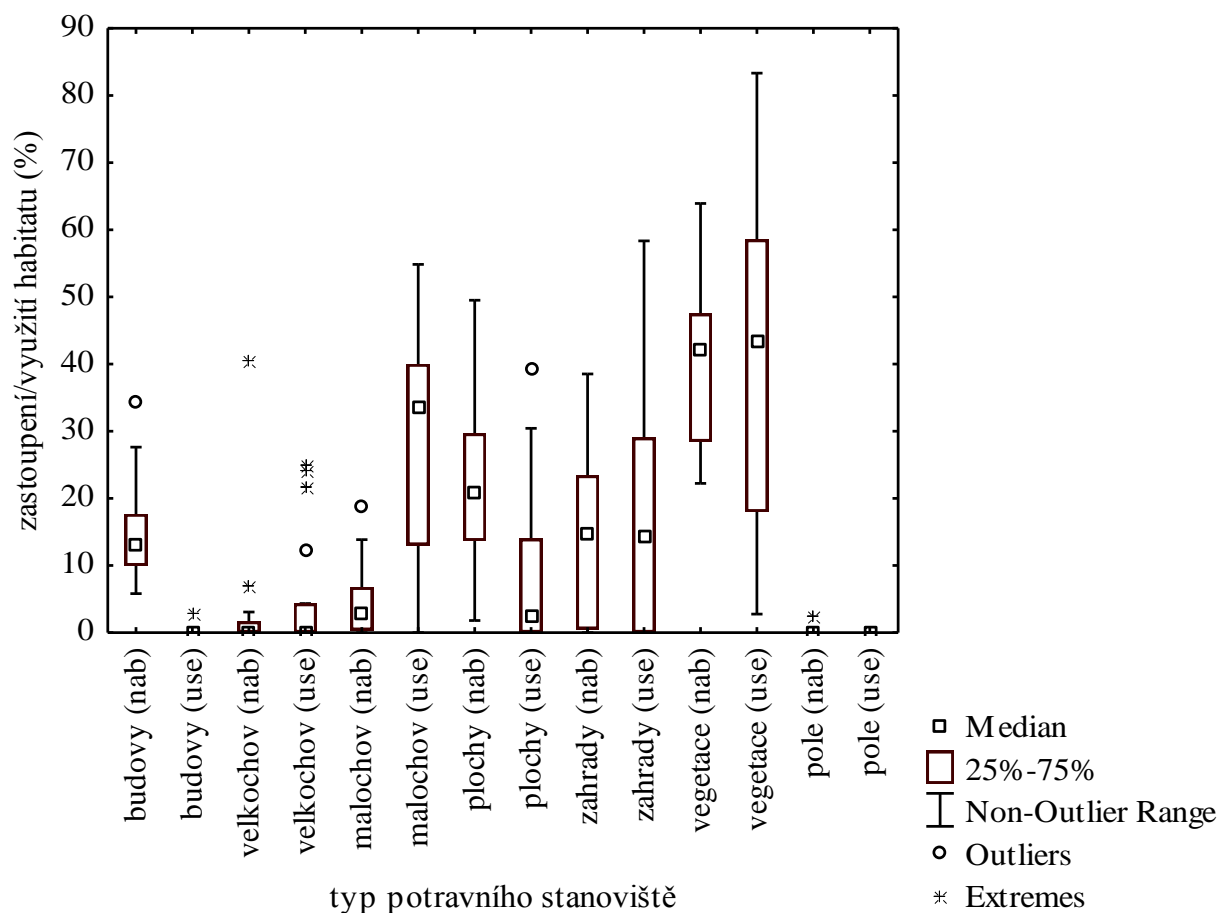
Obr. 3: Porovnání využívaných potravních stanovišť (use) s jejich zastoupením v okolí hnízda (nab).

Nabídka potravních stanovišť v potravním okrsku

Výsledky se prakticky neliší od srovnání s nabídkou potravních stanovišť v okolí hnízda. Vrabec domácí opět jednoznačně preferuje pouze malochovy domácího zvířectva (Wilcoxon matched pair test, tab. II, obr. 4, Chesson's electivity index tab. II). Naopak vyhýbá se polím, budovám a holým plochám (Wilcoxon matched pair test, tab. II, obr. 4, Chesson's electivity index, tab. II). Využití ostatních stanovišť se nelišilo od jejich nabídky (Wilcoxon matched pair test, tab. II, obr. 4, Chesson's electivity index tab. II)

Tab. II: Porovnání využívaných potravních stanovišť s jejich zastoupením uvnitř potravního okrsku (Wilcoxon matched pair test, Chesson's electivity index).

| Habitat | nabídka/využití | | | Chesson's electivity index |
|-----------|-----------------|-------|--------------|----------------------------|
| | n | Z | p | |
| budovy | 18 | 3,724 | 0,000 | -0,989 |
| velkochov | 6 | 1,363 | 0,173 | 0,036 |
| malochovy | 15 | 3,408 | 0,001 | 0,808 |
| plochy | 18 | 2,809 | 0,005 | -0,666 |
| zahrady | 16 | 0,517 | 0,605 | -0,137 |
| vegetace | 18 | 0,196 | 0,845 | -0,245 |
| pole | | | | -1,000 |

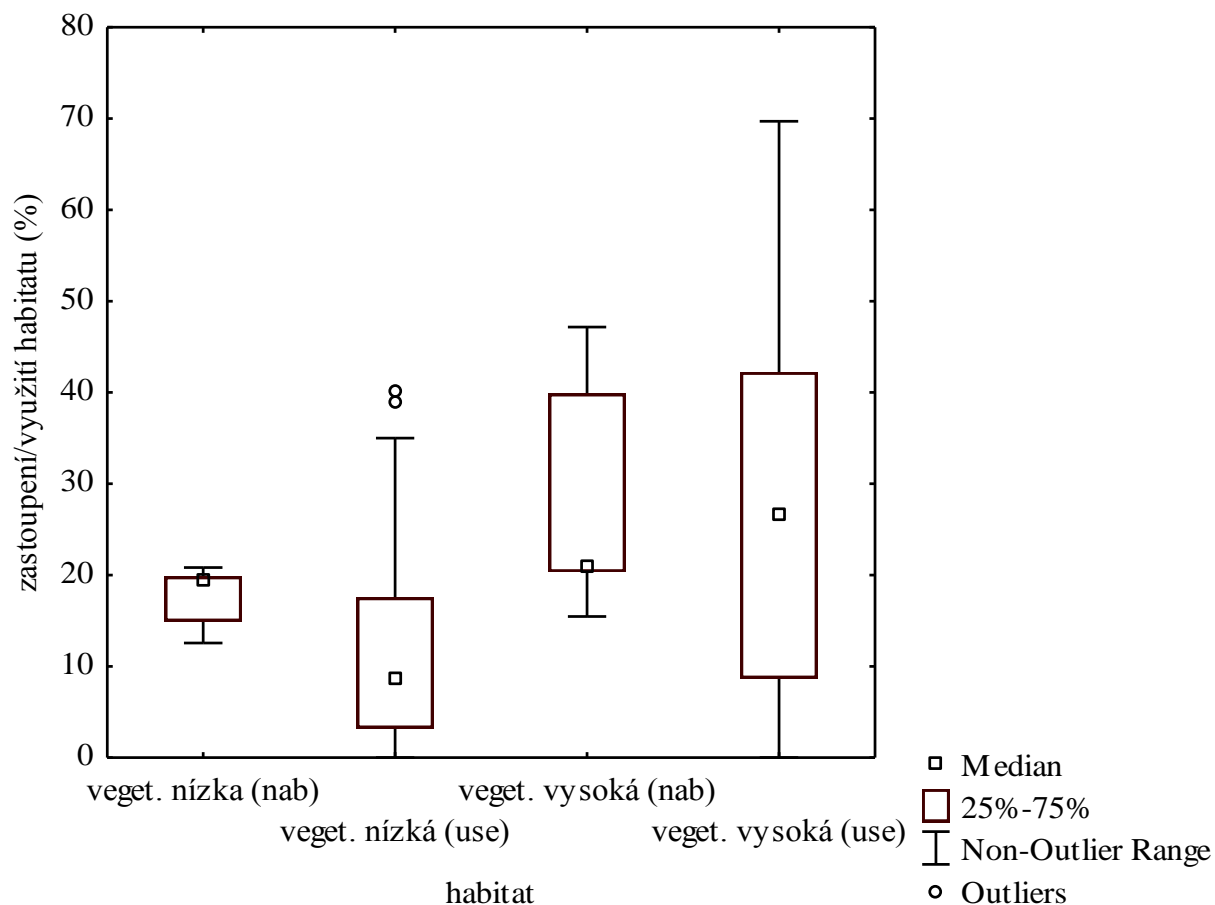


Obr. 4: Porovnání využívaných potravních stanovišť (use) s jejich zastoupením uvnitř potravního okrsku (nab).

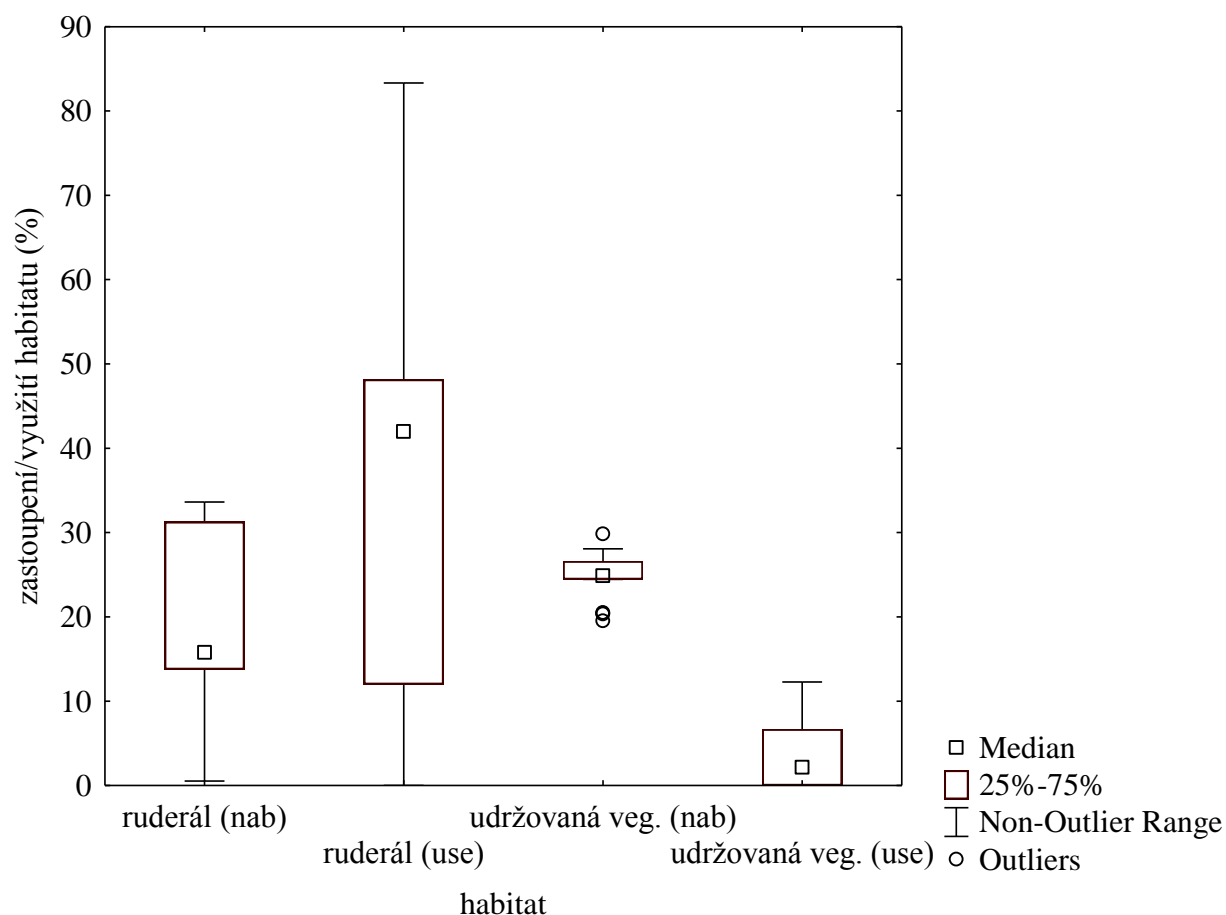
Využití různých typů bylinné vegetace

Rozdělení vegetace v okolí hnízda na základě výšky žádnou novou informaci nepřináší, neboť využití vysoké ani nízké vegetace se nelišilo od jejich nabídky v okolí hnízda (Wilcoxon matched pair test, vysoká vegetace: $Z = 0,065$, $p = 0,948$, $n = 18$, nízká vegetace: $Z = 1,415$, $p = 0,157$, $n = 18$, obr. 5). Rozdělení vegetace na neudržovanou (ruderaly) a udržovanou (louky, okrasné trávníky) oproti tomu ukazuje, že vrabci preferují vegetaci ruderalní (Wilcoxon matched pair test, $Z = 2,896$, $p = 0,004$, $n = 18$; obr. 6) a naopak se vyhýbají vegetaci udržované (Wilcoxon matched pair test, $Z = 3,724$, $p < 0,001$, $n = 18$; obr. 6).

Použijeme-li oba parametry (výšku i údržbu), ukazuje se, že vrabci preferují jen vysokou ruderální vegetaci (tab. III, obr. 7), vysoké i nízké udržované vegetaci se vyhýbají (tab. III, obr. 7) a využití nízké ruderální vegetace se neliší od její nabídky (tab. III, obr 7)



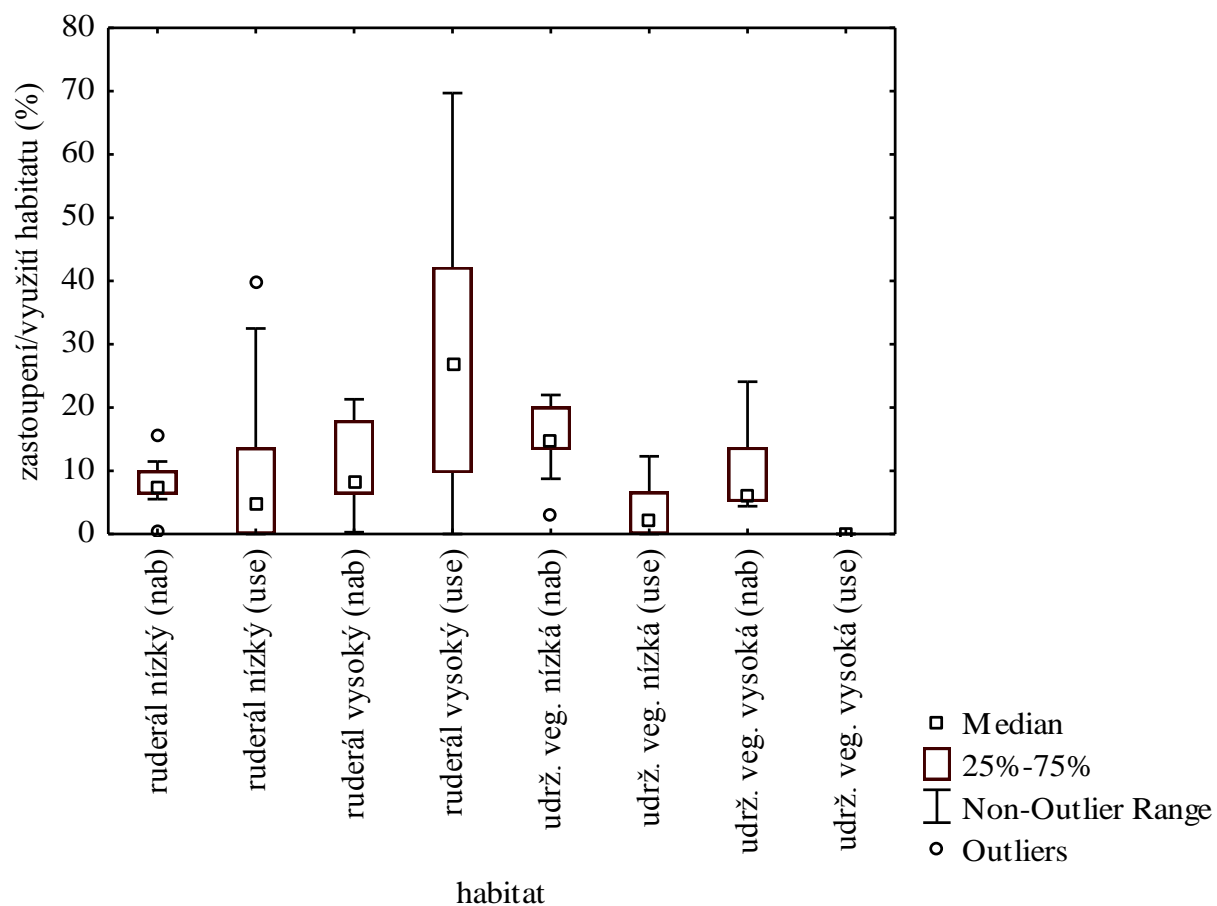
Obr. 5: Porovnání využití (use) a nabídky (nab) vysoké a nízké vegetace.



Obr. 6: Porovnání využití (use) a nabídky (use) neudržované (ruderal) a udržované vegetace.

Tab. III: Výsledky porovnání zastoupení jednotlivých habitatů (vegetace rozdělená na základě způsobu údržby a výšky) v okolí hnízda a jejich využití (Wilcoxon matched pair test, Chesson's electivity index).

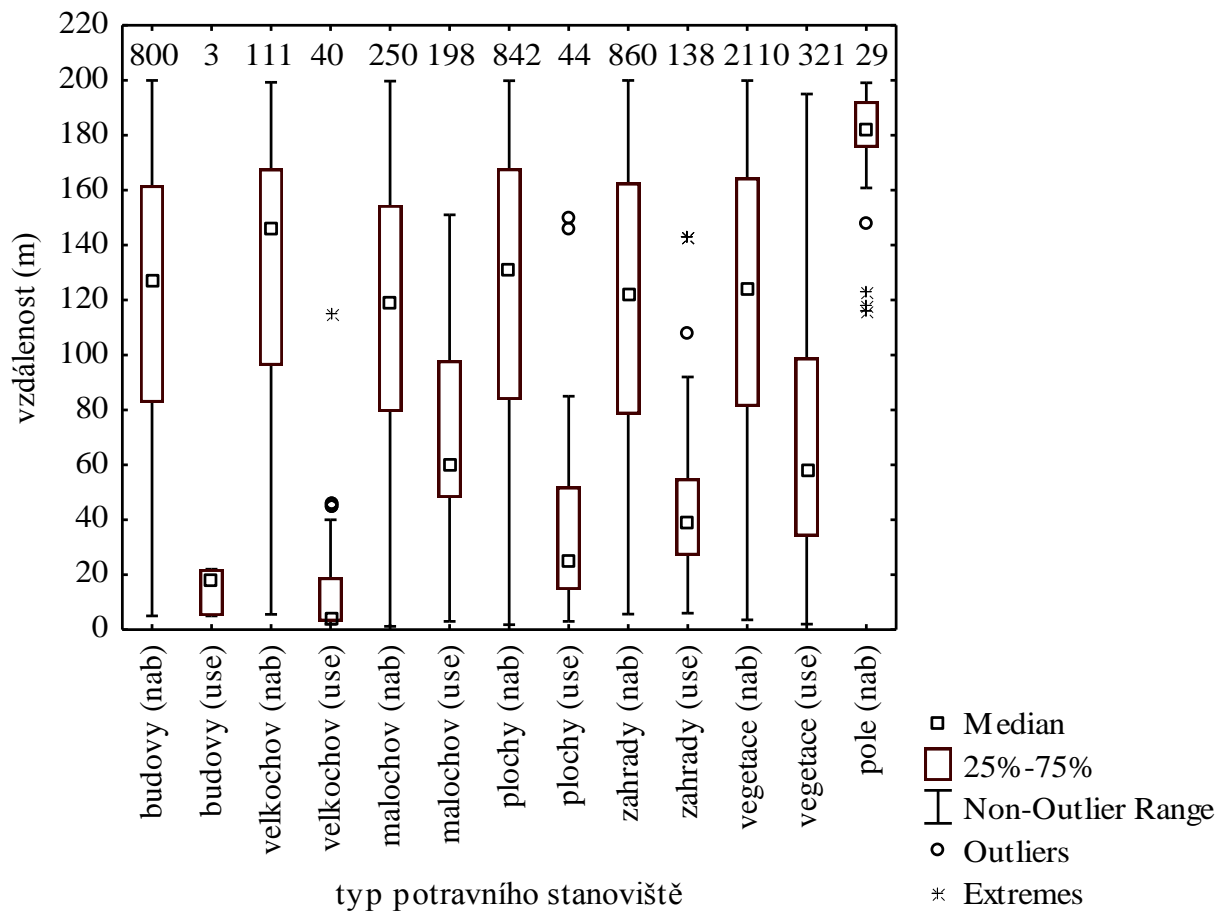
| habitat | nabídka/využití | | | Chesson's electivity index |
|-------------------------|-----------------|-------|--------------|----------------------------|
| | n | Z | p | |
| neudržovaná veg. nízká | 18 | 0,370 | 0,711 | 0,163 |
| neudržovaná veg. vysoká | 18 | 2,635 | 0,008 | 0,663 |
| udržovaná veg. nízká | 18 | 3,724 | 0,000 | -0,673 |
| udržovaná veg vysoká | 18 | 3,724 | 0,000 | -1,000 |



Obr. 7: Porovnání míry zastoupení (nab) a využití (use) jednotlivých podkategorií vegetace rozdělených na základě jejich výšky a údržby.

3.4. Vzdálenost potravních stanovišť

Rozložení jednotlivých potenciálních potravních stanovišť v dvěstěmetroém okolí hnízda se neliší, s výjimkou polí, která se ve srovnání s ostatními nacházejí ve větší vzdálenosti (Mixed effect ANOVA-Unequal N HSD test, tab. IV, obr. 8). U všech stanovišť ptáci využívali ve srovnání s nabídkou více plochy nacházející se blíže k hnízdu (Mixed effect ANOVA, $df = 1$, $F = 298,709$, $p < 0,001$, obr. 8). Využívané malochovy a využívaná plochy vegetace se nacházejí ve větší vzdálenosti než využívané zahrady, velkochovy a holé plochy (Mixed effect ANOVA-Unequal N HSD test, tab. V, obr. 8). Závislost vzdálenosti využívaných potravních stanovišť na biotopové skladbě okolí hnízd (viz kapitola 3.2.) nebyla prokázána (průměrná vzdálenost: Regrese, PCA 1: $F = 0,031$, $R^2 = 0,002$, $p = 0,861$, $n = 18$, PCA 2: $F = 0,015$, $R^2 = 0,001$, $p = 0,901$, $n = 18$; medián vzdálenosti: PCA 1: $F = 0,506$, $R^2 = 0,031$, $p = 0,486$, $n = 18$, PCA 2: $F = 0,000$, $R^2 = 0,000$, $p = 0,981$, $n = 18$).



Obr. 8: Porovnání vzdálenosti potenciálních (nab) a využívaných (use) potravních stanovišť v okolí hnízda (n uvedeno nad jednotlivými sloupci).

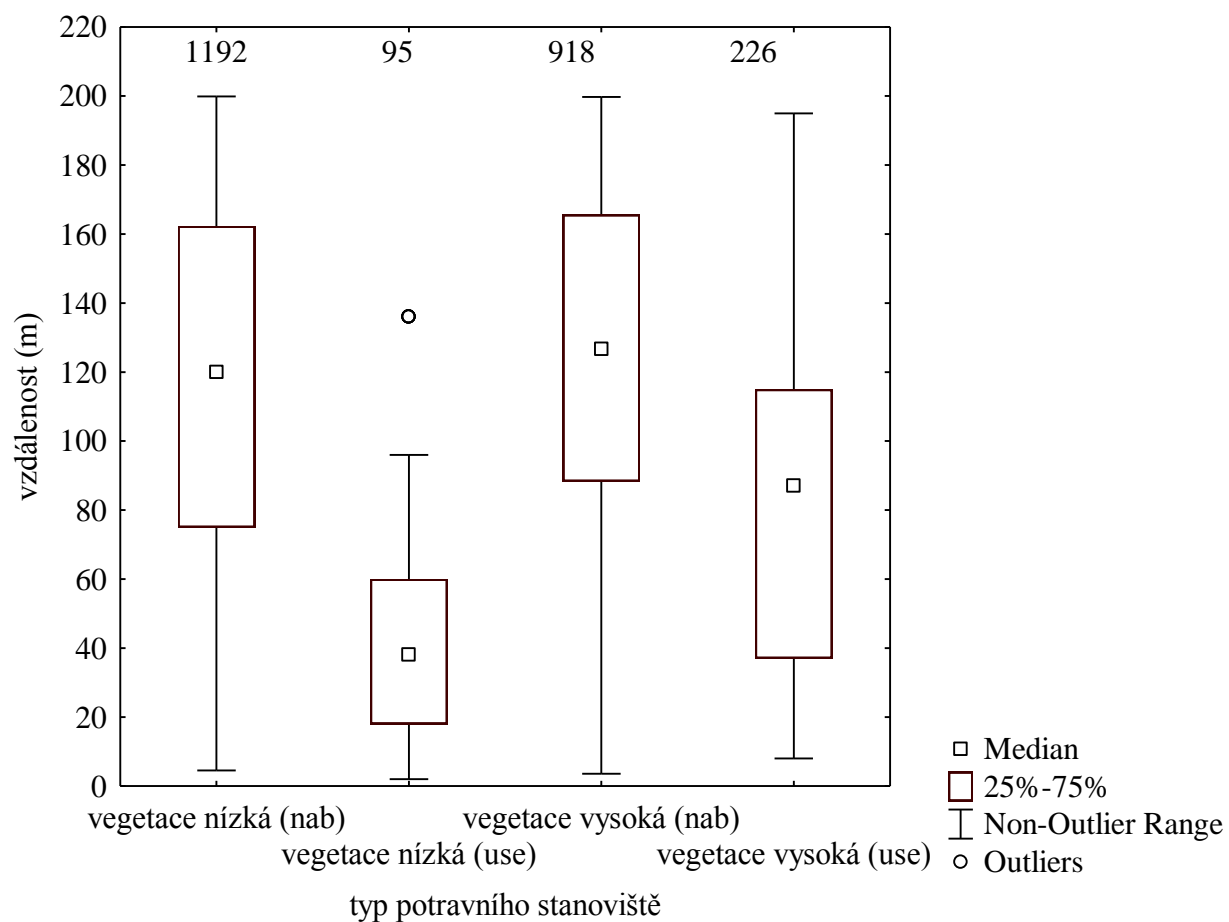
Tab. IV: Porovnání vzdáleností potenciálních potravních stanovišť v okolí hnízda (hodnoty p, Mixed effect ANOVA-Unequal N HSD test).

| typ potrav. stan. | typ potravního stanoviště | | | | | | |
|-------------------------|---------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | budovy | velkočov | maločov | hol. plochy | zahrady | byl. veget. | pole |
| budovy | | 0,948 | 0,992 | 0,984 | 0,983 | 1,000 | 0,000 |
| velkočov | 0,948 | | 0,514 | 0,998 | 0,730 | 0,950 | 0,009 |
| maločov | 0,992 | 0,514 | | 0,782 | 1,000 | 0,991 | 0,000 |
| hol. plochy | 0,984 | 0,998 | 0,782 | | 0,284 | 0,984 | 0,001 |
| zahrady | 0,983 | 0,730 | 1,000 | 0,284 | | 0,973 | 0,000 |
| byl. veget. | 1,000 | 0,950 | 0,991 | 0,984 | 0,973 | | 0,000 |
| pole | 0,000 | 0,009 | 0,000 | 0,001 | 0,000 | 0,000 | |

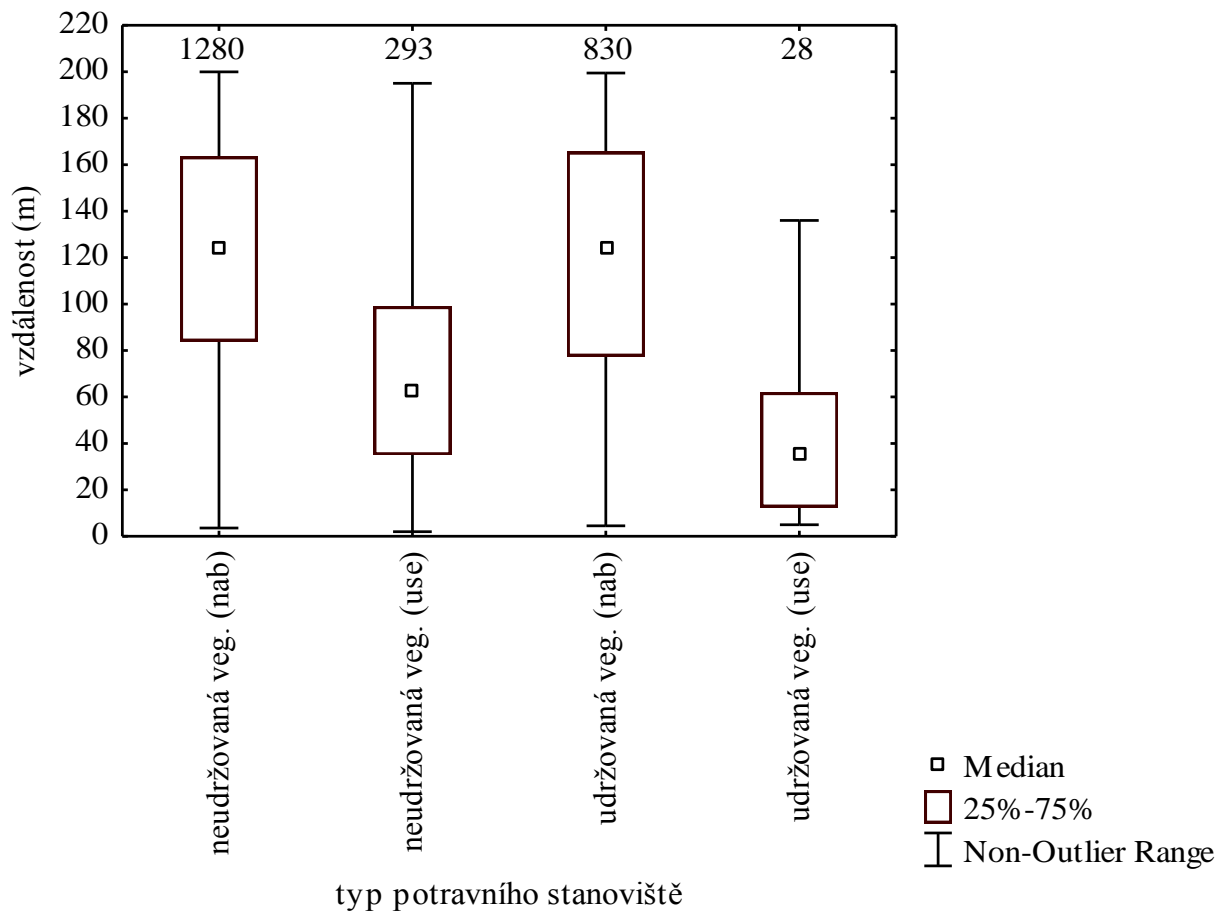
Tab. V: Porovnání vzdáleností využívaných potravních stanovišť (hodnoty p, Mixed effect ANOVA-Unequal N HSD test).

| typ potravního stanoviště | typ potravního stanoviště | | | | |
|------------------------------|---------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | velkočov | maločov | hol. plochy | zahrady | byl. veget. |
| velkočov | | 0,000 | 0,742 | 0,187 | 0,000 |
| maločov | 0,000 | | 0,031 | 0,000 | 1,000 |
| hol. plochy | 0,742 | 0,031 | | 0,999 | 0,043 |
| zahrady | 0,187 | 0,000 | 0,999 | | 0,001 |
| byl. veget. | 0,000 | 1,000 | 0,043 | 0,001 | |

Rozložení vzdáleností u dílčích typů vegetace (rozdělených na základě výšky, údržby a obou parametrů) se v dvěstěmetrovém okolí hnízda (nabídka) neliší (Mixed effect ANOVA- Unequal N HSD test, rozdělení na základě výšky: $p = 0,124$, obr. 9, rozdělení na základě způsobu údržby: $p = 0,797$, obr. 10, oba parametry (výška i způsob údržby): tab. VI, obr. 11). Rozložení vzdáleností potenciálních a využívaných potravních stanovišť se vždy liší (Mixed effect ANOVA, rozdělení na základě výšky: $df = 2$; $F = 152,097$, $p < 0,001$, obr. 9, rozdělení na základě způsobu údržby: $df = 2$, $F = 135,941$, $p < 0,001$, obr. 10, oba parametry (výška i způsob údržby): $df = 3$, $F = 99,319$, $p < 0,001$, obr. 11). Rozdělení vegetace na základě výšky ukazuje, že se využívané plochy vysoké vegetace nacházejí dále od hnízda než plochy vegetace nízké (Mixed effect ANOVA- Unequal N HSD test, $p < 0,001$, obr. 9). Vzdálenost využívaných ploch udržované a neudržované vegetace se oproti tomu neliší (Mixed effect ANOVA- Unequal N HSD test, $p = 0,214$, obr. 10). Použijeme-li oba parametry (výšku i údržbu), ukazuje se, že vrabci létají na delší vzdálenosti především do vysoké neudržované vegetace (tab. VII, obr. 11).



Obr. 9: Porovnání vzdálenosti potenciálních (nab) a využívaných (use) potravních stanovišť jednotlivých podkategorií vegetace rozdělených na základě jejich výšky (n uvedeno nad jednotlivými sloupci).



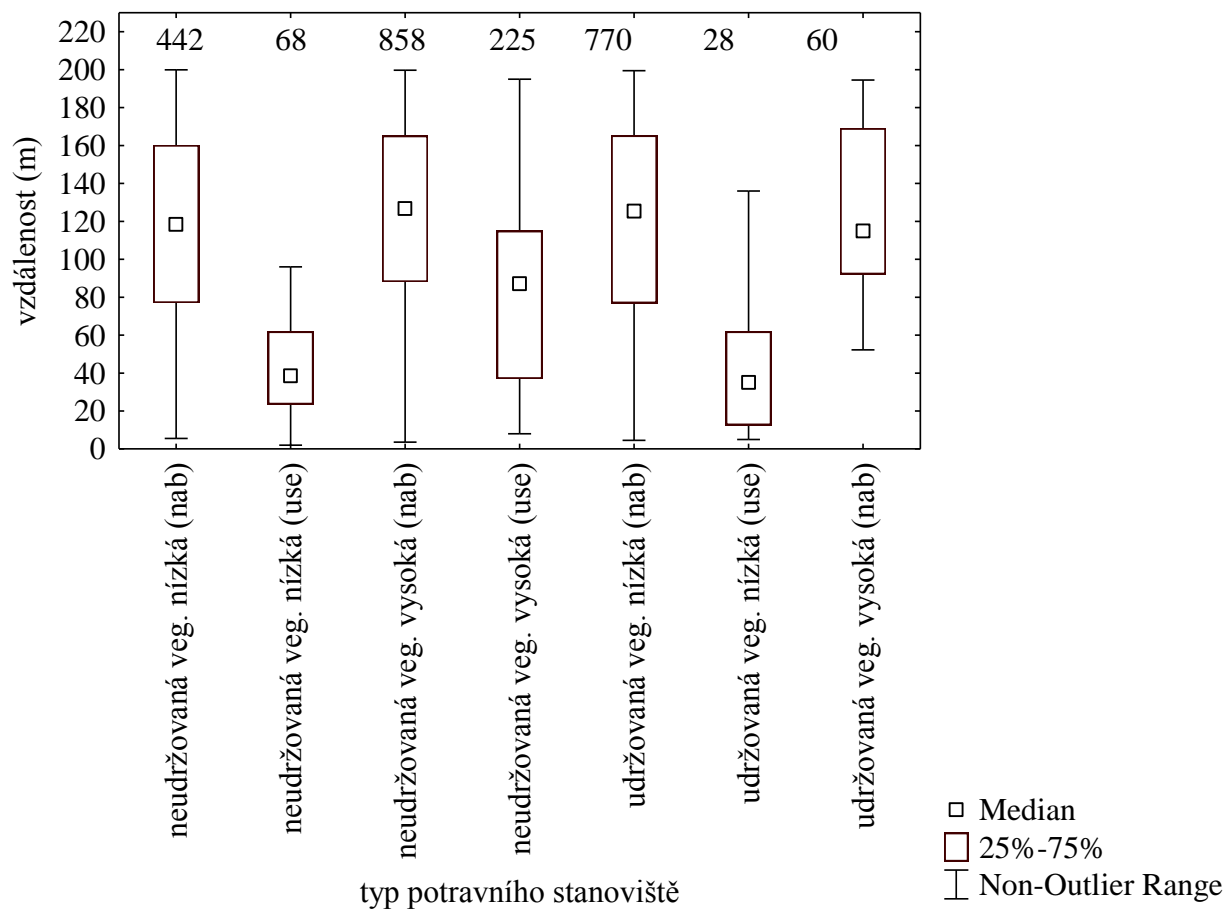
Obr. 10: Porovnání vzdálenosti potenciálních (nab) a využívaných (use) potravních stanovišť jednotlivých podkategorií vegetace rozdělených na základě způsobu jejich údržby (n uvedeno nad sloupci).

Tab. VI: Porovnání vzdáleností potenciálních potravních stanovišť jednotlivých podkategorií vegetace rozdělených na základě výšky a způsobu údržby okolí hnízda (hodnoty p, Mixed effect ANOVA-Unequal N HSD test).

| typ potravního stanoviště | typ potravního stanoviště | | | |
|---------------------------|---------------------------|---------------------|------------------|-------------------------|
| | neudržovaná veg. nízká | udržovaná veg nízká | udržovaná vysoká | neudržovaná veg. vysoká |
| neudržovaná veg. nízká | | 0,998045 | 1,000000 | 0,567090 |
| udržovaná veg. nízká | 0,998045 | | 1,000000 | 0,643701 |
| udržovaná veg. vysoká | 1,000000 | 1,000000 | | 0,998482 |
| neudržovaná veg. vysoká | 0,567090 | 0,643701 | 0,998482 | |

Tab. VII: Porovnání vzdáleností využívaných potravních stanovišť jednotlivých podkategorií vegetace rozdělených na základě výšky a způsobu údržby okolí hnízda (hodnoty p, Mixed effect ANOVA-Unequal N HSD test).

| typ potravního stanoviště | typ potravního stanoviště | | |
|---------------------------|---------------------------|--------------------|-----------------|
| | neudržovaná nízká | neudržovaná vysoká | udržovaná nízká |
| neudržovaná nízká | | 0,001 | 1,000 |
| neudržovaná vysoká | 0,001 | | 0,144 |
| udržovaná nízká | 1,000 | 0,144 | |



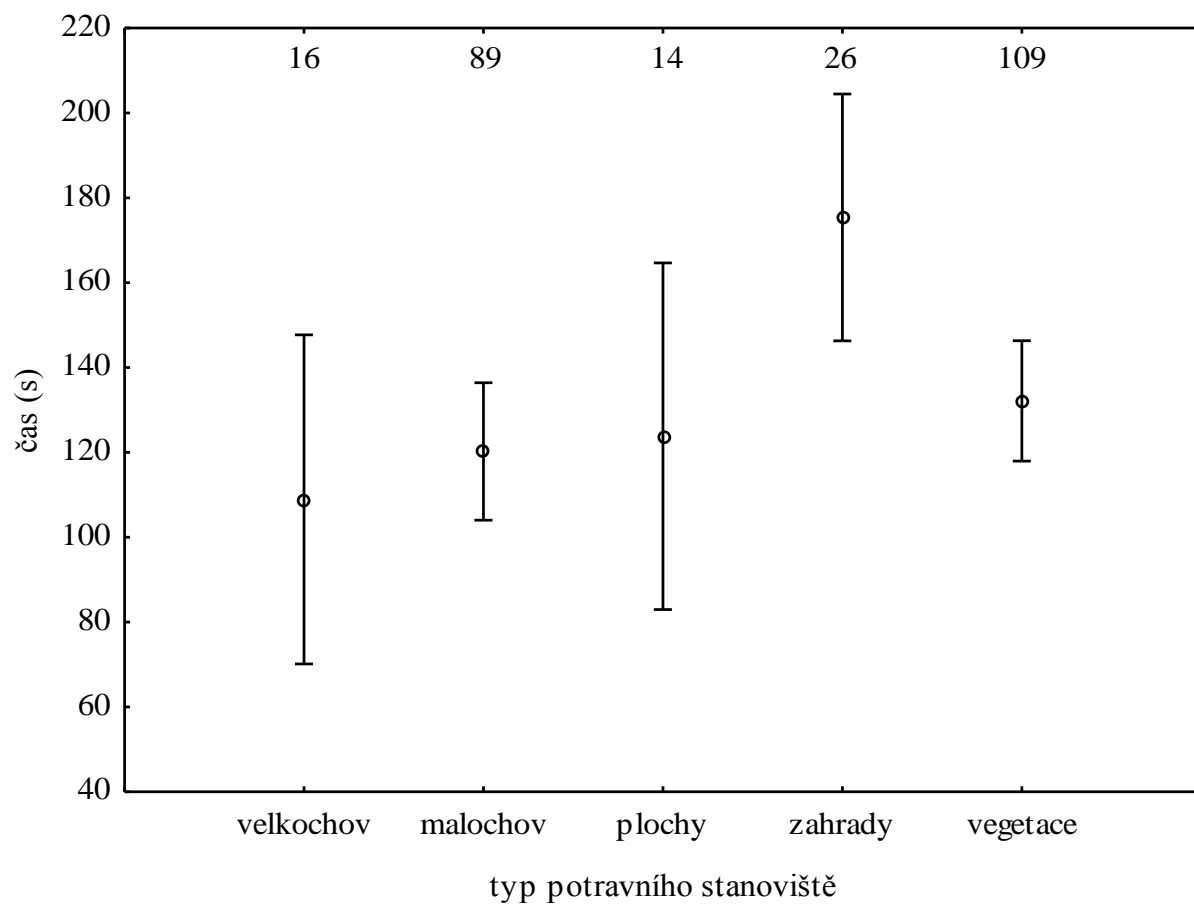
Obr. 11: Porovnání vzdálenosti potenciálních (nab) a využívaných (use) potravních stanovišť jednotlivých podkategorií vegetace rozdělených na základě jejich výšky a způsobu údržby (n uvedeno nad sloupci).

3.5. Doba pobytu na potravním stanovišti

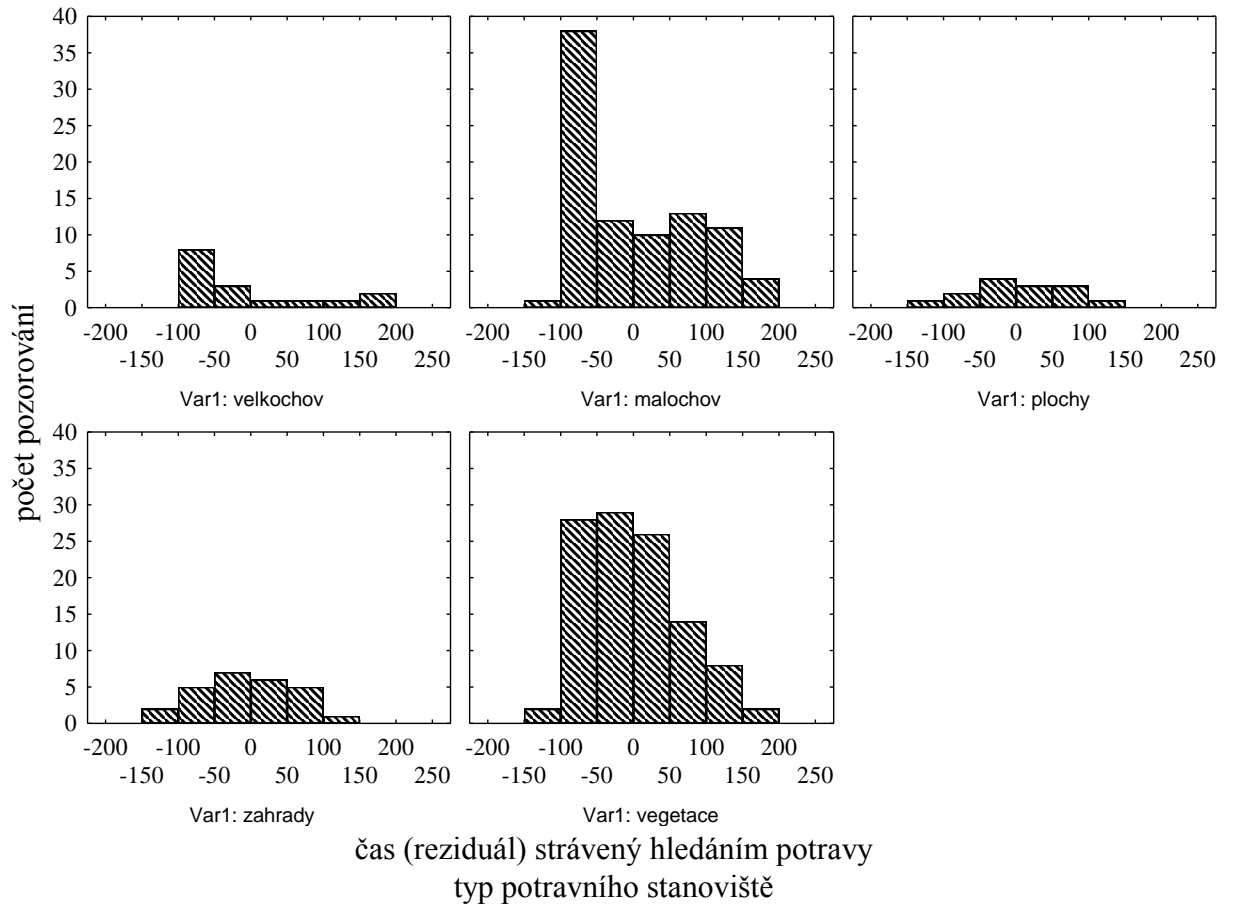
Doba, kterou ptáci tráví sběrem potravy, závisí na typu potravního stanoviště (ANCOVA, $df = 4$, $F = 3,095$, $p = 0,016$, obr. 12). Průkazně se však liší jen stanoviště zahrady, na němž ptáci tráví nejdelší dobu než ve velkochovu, který se pak neliší od ostatních stanovišť (tab. VIII, obr: 12). Mezi detailními kategoriemi stanoviště vegetace nebyly zjištěny žádné rozdíly v čase stráveném hledáním potravy na daném stanovišti: vysoká vs. nízká ($df = 1$, $F = 1,779$, $p = 0,185$); neudržovaná vs. udržovaná ($df = 1$, $F = 0,150$, $p = 0,698$); nízká neudržovaná vs. vysoká neudržovaná vs. nízká udržovaná ($df = 2$, $F = 0,911$, $p = 0,405$). Při porovnání reziduálů časů u jednotlivých potravních stanovišť nebyl zjištěn průkazný rozdíl (Kruskal-Wallis ANOVA, $H(4, n = 254) = 0,729$, $p = 0,947$, rozložení počtu pozorování v čase u jednotlivých stanovišť viz. obr. 13).

Tab. VIII: Porovnání času stráveného sběrem potravy na jednotlivých stanovištích (hodnoty p, ANCOVA-Unequal N HSD test).

| typ potravního stanoviště | typ potravního stanoviště | | | | |
|---------------------------|---------------------------|-----------|----------|-----------------|----------|
| | velkochov | malochoch | plochy | zahrady | vegetace |
| velkochov | | 0,725744 | 0,975340 | 0,019849 | 0,572681 |
| malochoch | 0,725744 | | 0,980123 | 0,146780 | 0,979678 |
| plochy | 0,975340 | 0,980123 | | 0,162268 | 0,933637 |
| zahrady | 0,019849 | 0,146780 | 0,162268 | | 0,272363 |
| vegetace | 0,572681 | 0,979678 | 0,933637 | 0,272363 | |



Obr. 12: Porovnání času stráveného hledáním potravy na jednotlivých potravních stanovištích (n uvedeno nad sloupci).



Obr. 13: Rozložení počtu pozorování v čase (reziduály) u jednotlivých potravních stanovišť.

4. Diskuse

Velikost potravních okrsků

Zjištěná velikost potravních okrsků vrabců domácích je poměrně variabilní a to při obou metodách stanovení velikosti (MCP, PKD 50% a PKD 95%). Menší variabilita ve velikosti okrsků stanovených metodou PKD 95% a především pak u okrsků vytyčených metodou PKD 50% souvisí s přesnějším stanovením skutečně využívaných stanovišť, která se zřejmě neliší tolik (přesto však značně), jako velikost okrsků stanovených metodou PKD. Při vytyčení okrsku (polygonu) metodou MCP se v něm oproti metodě PKD, nachází velký podíl nevyužívaných ploch. Potravní okrsky vytyčené metodou PKD 50% pak zahrnují pouze nejvíce využívaná potravní stanoviště.

Moje výsledky se shodují se stávajícími studiemi. Značnou variabilitu ve velikosti letního teritoria zjistila pomocí telemetrického sledování městských vrabců domácích Shaw (2009). Teritoria zjištěná touto metodou zaujímala plochu od 83 m² do 410 m², průměrně pak 193 m² (PKD 50%), respektive od 331 m² do 2 034 m² s průměrem 790 m² (PKD 95%). Značná variabilita byla zjištěna také ve velikosti zimních teritorií u telemetricky sledovaných vrabců domácích a to od 32 m² do 490 m² (metoda outlier-exclusive core areas - obdoba PKD), respektive od 280 m² do 28 600 m² (metoda MCP) (Vangestel 2011). Přímé porovnání rozlohy mnou zjištěných okrsků s údaji Shaw (2009) a Vangestela (2011) však nelze učinit, především z důvodu odlišné metodiky sběru dat (krmící ptáci vs. nekrmidící ptáci vs. zimní teritorium) i způsobu vyhodnocení.

Velikost potravních okrsků (MCP) samců a samic se u mnou sledované populace nelišila. Shaw (2009) však rozdíl ve velikosti teritoria mezi pohlavími odhalila a to ve prospěch samic, ovšem nakonec konstatuje, že tomu tak bylo jen díky extrémní velikosti teritoria u jednoho jedince. Naproti tomu Vangestel (2011) zjistil, že v zimním období mají větší teritoria samci.

Variabilita ve velikosti potravních okrsků velmi pravděpodobně souvisí s nabídkou atraktivních potravních stanovišť, protože ptáci jsou do atraktivních stanovišť ochotni létat na větší vzdálenost, čímž dochází ke zvětšování jejich okrsku. Obdobným způsobem argumentuje Vangestel (2011), který srovnával velikost teritorií městských a vesnických vrabců. Větší mozaikovitost městského prostředí podle něj vede ale k menším teritoriím,

neboť ve fragmentovaném městském prostředí jsou od sebe vhodná stanoviště příliš vzdálena a ptáci pak mezi nimi nepřeletují. Naproti tomu ve venkovském prostředí, které není tak fragmentované mohou mezi stanovišti ptáci přeletovat podle jejich aktuální atraktivity. Obecně je však tento trend spíše opačný a ptáci ve více fragmentované krajině mají sklon ke zvětšování plochy teritorií (Newton 1998).

Biotopové složení okolí hnízd

Vrabci domácí využívají pro hnízdění téměř celou plochu vesnice, avšak jejich početnost je vyšší v nejbližším okolí zemědělského objektu (vlastní unpubl. pozorování), což je zřejmě obecný trend (Chamberlain et al. 2007; Havlíček 2010). Ačkoli lze hnízda na základě biotopových charakteristik rozdělit do dvou až tří skupin, nezdá se, že by biotopové složení ovlivňovalo velikost potravního okrsku a vzdálenost využívaných potravních stanovišť od hnízda.

Využívání potravních stanovišť

Tato studie ukázala, že potenciální potravní stanoviště jsou vrabci domácími využívána v různé míře. Vůbec nebyla využívána pole, na nichž pravděpodobně vrabci nenacházejí vhodnou potravu z důvodu užívání účinných insekticidů a herbicidů, které redukuje jak počet hmyzu tak jeho živných rostlin. Pole se navíc nacházela ve větších vzdálenostech od hnízd, což jim také ubírá na atraktivitě. Zřídka byly využívány budovy a holé plochy, kde vrabci lovili pouze proletující hmyz. Na otevřených plochách je navíc zvýšené riziko predace, což může ovlivňovat jejich atraktivitu. Zajímavým zjištěním je, že nebyla využívána vysoká udržovaná vegetace (louky). Zde může být důvodem velká plocha husté vegetace, kde lovící ptáci špatně přistávají a mohou tak lovit hmyz pouze v letu.

Nejzajímavějším výsledkem je vysoká míra preference malochovů domácího zvířectva, do něhož navíc ptáci létali na delší vzdálenost. V malochovu vrabci nejčastěji nacházejí potravu rostlinného původu (ve více případech pozorováno krmění šrotem, pečivem apod.), která není pro krmění mláďat vhodná. Opakovaně byl prokázán negativní vliv jejího zastoupení v potravě mláďat na jejich kondici a přežívání po opuštění hnízda (Vincent 2005; Peach et al. 2008). Rostlinná složka je proto v potravě mláďat zastoupena jen menším dílem (Bouchner

1954; Ašmera 1962; Simeonov 1964; Encke 1965; Wieloch 1975; Vincent 2005; Lusková 2010), nicméně existují i opačné údaje. Vrbkou (1937) pitvaná mláďata byla krmena pouze obilím a bramborami z krmníku drůbeže a i podle Bowera (1954) je zastoupení této složky potravy značné.

Atraktivitu malochovu pravděpodobně dodává fakt, že se jedná o stálý a na množství potravy bohatý zdroj. Nižší kvalitu potravy by pak mohlo kompenzovat právě její množství. Čas strávený hledáním potravy je dalším možným vysvětlením atraktivity tohoto stanoviště. Vrabci sice tráví na všech stanovištích v průměru stejnou dobu, ale zdá se, že v malochovu nacházejí potravu o něco dříve a v alespoň přibližně předem známém časovém úseku.

Malochovy by také mohly být využívány jako náhradní potravní zdroje v případě nedostatku potravy na jiných stanovištích. Tuto teorii by mohlo podporovat zjištění Seela (1970), že mláďata vrabce domácího byla pečivem hojně krmena především při nedostatku hmyzu. Také Vincentová (2005) objevila, že se ve městech, kde nebyl dostatek kvalitní živočišné potravy, zvyšovalo zastoupení potravy rostlinné.

Z vegetace vrabci domácí využívali více neudržovanou (ruderální) bylinnou vegetaci než vegetaci udržovanou. Možným vysvětlením je, že v uniformní, udržované vegetaci nenacházejí tolik potravy jako v různorodější, neudržované vegetaci. Nejčastěji vyhledávaným typem vegetace je vysoká neudržovaná, do níž podobně jako do malochovu létali vrabci na delší vzdálenost. Na neudržovaných plochách, zvláště pak na těch porostlých přirozenou vegetací, byla opakovaně zjištěna vysoká diverzita hmyzu (Eyer et al. 2003; Strauss 2007; Ballard et al. 2013), což tyto plochy činí pro vrabce domácího atraktivním. Dalšími faktory ovlivňujícími míru využívání tohoto stanoviště je možnost úkrytu před predátory (vlastní pozorování) a také možnost se ve vegetaci díky jejímu charakteru (tvrdá stébla) vertikálně pohybovat a sbírat potravu. Pozorováno bylo také využívání míst k sezení (zarostlé ploty, stará zemědělská technika apod.), odkud poté ptáci lovili proletující hmyz.

Ostatní stanoviště s nízkou bylinnou vegetací, zahrady a velkochovy hospodářských zvířat byla také částečně využívána. Nízká udržovaná vegetace však byla ve srovnání s nízkou neudržovanou (ruderální) vegetací využívána jen ojediněle. U biotopu zahrad nebyla zjištěna preference v jeho využívání, zato zde ale vrabci domácí trávili sběrem potravy více času než na jiných potravních stanovištích. Podle některých studií však se snižující se intenzitou krmení souvisí větší množství velké a kvalitnější potravy (Schwagmeyer & Mock 2008), či

její vyšší váha (Lusková 2010). Ve shodě s tím jsem opakovaně pozoroval z tohoto stanoviště donášení potravy, kterou by bylo možné podle metodiky v práci Schwagmeyer & Mock (2008) (porovnání velikosti potravy s velikostí zobáku rodiče) zařadit do kategorie velká, až extra velká.

Moje výsledky mohu srovnat pouze s několika pracemi (Vincent 2005; Lusková 2010) a částečně také s pracemi Grüna (1975), a Shawové (2009). Vincentové (2005) a Luskové (2010) zaznamenávaly během hnízdního období počet vrabců domácích nalezených v jednotlivých typech biotopů. Tato metoda však nerozlišuje ptáky hledající potravu pro mláďata od ptáků momentálně nehnízdících ani od ptáků sice hnízdících, ale věnujících se v dané chvíli jiným aktivitám. Podle Luskové (2010) v okolí zemědělské farmy jako potravní stanoviště vrabci domácí nejvíce využívali (srovnání zastoupení vs. využívání jednotlivých stanovišť) traviny a keře, vyhýbali se zpevněným plochám. Rozdíl v zastoupení a využívání nezjistila u hnojišť (zahrnutý i velkochovy), stromů a polí. V kategorii traviny byla u Luskové (2010) hojně zastoupena ruderalní vegetace (vlastní zjištění na jí zkoumané lokalitě). Vincentová (2005) pak zjistila u městských a příměstských vrabců domácích preferenci pro opadavé keře, obdělávanou půdu a holé plochy. Vrabci se naopak vyhýbali stálezeleným a orientálním druhům dřevin. Stromy byly podle výsledků Vincentové (2005) využívány v jednom roce hojně, v druhém však nikoli. Při telemetrickém sledování městských vrabců domácích během letního období Shaw (2009) zjistila, že se sledovaní jedinci zdržovali především v zahradách, nejvíce na místech s velkým zastoupením křovin a stromků. Grün (1975) uvádí kromě zahrad, stromů a parků (v mojí práci vše v kategorii zahrady) jako potravní stanoviště při krmení mláďat také pole. Využívání pole během letního období zjistila také Lusková (2010).

Kromě míry využívání polí, která se na mé lokalitě mezi potravními stanovišti vůbec nevyskytovala, nejsou rozdíly mezi mými výsledky a výsledky ostatních autorů nijak zásadní. Vyšší význam stanovišť s dřevinami ve všech srovnávaných pracích lze vysvětlit absencí malochovů domácích zvířat (Vincent 2005; Lusková 2010) ale i ruderalů (Vincent 2005). Navíc použité metody neodlišovaly vrabce shánějící potravu od vrabců odpočívajících. K odpočinku přitom vrabci často volí husté stromy a keře (Chamberlain et al. 2001; Chamberlain et al. 2007)

Podle získaných výsledků se zdá, že vrabec domácí je, co se týče výběru potravních stanovišť, opravdovým generalistou a využívá téměř všechna dostupná potravní stanoviště. Na konkrétní volbu stanoviště má však zřejmě vliv aktuální nabídka potravy, což naznačují mezisezónní rozdíly v jejich využívání (Seel 1969; Grün 1957; Vincent 2005). Současně však moje výsledky ukazují, že některá stanoviště jsou pro vrabce mimořádně atraktivní. Přitom se jedná o stanoviště, která ve městech zcela (malochovy) či lokálně (ruderály) chybí.

Pro hledání faktorů limitujících výskyt a početnost vrabce je třeba zohlednit i jeho biotopové nároky v zimním období. I během něj se zdá být velmi důležitým stanovištěm malochov, jehož přítomnost může být dokonce jedním z hlavních faktorů limitujících početnost a přežívání populace (Jasso 2003; vlastní unpubl. výsledky). Především v zimním období jsou kromě potravních stanovišť důležitá i místa k úkrytu. Nejčastěji vrabci vyhledávají křoviny, ale preferují jen některé jejich typy, například rozsáhlejší křoviny bez zastoupení stromů (Chamberlain et al. 2001). Druh keře (původní vs. exotický) nemá během zimy zřejmě na jeho preferenci vrabci domácími vliv (vlastní unpubl. výsledky). Velmi důležitým zdrojem úkrytu a zřejmě i potravy jsou v zimním období velkochovy hospodářských zvířat (Heming et al. 2009; Šmejdová et al. 2010; naše unpubl. výsledky).

Shaw et al. (2008) dávají ve svém review změny početnosti vrabce domácího do souvislosti se sociálně-ekonomickými změnami v lidské populaci. Tyto změny mohou způsobovat například ztrátu hnízdišť, nedostatek potravy a mohou ovlivňovat míru predančního tlaku. Příkladem mohou být změny v zastoupení a struktuře dřevin i bylinné vegetace v zahradách, popř. změny trávníků na dlážděné plochy (Shaw et al. 2008). Původní druhy dřevin jsou nahrazeny dřevinami okrasnými, které neposkytují vrabcům dostatek potravy (Wilkinson 2006), nebo jsou dokonce odstraněny úplně, což je v současné době běžný trend v péči o veřejnou zeleň i ve městech v ČR. Kromě ztráty potravního stanoviště ptáci vyřezáním a úpravou zeleně ztrácejí také úkryt před predátory (Shaw et al. 2008). Pravidelná, až přehnaná péče o trávníky má negativní vliv na jejich druhové složení a následně i na složení entomofauny, která je obývá. V nově budovaných sídlech je pak díky husté, stavebně uniformní zástavbě nízká heterogenita prostředí, které neposkytuje vrabcům dostatek potravy (Shaw et al. 2008). Pouze v prvních letech od počátku vzniku nových sídelních útvarů se zde nacházejí ruderální stanoviště na dosud nezastavěných plochách. Ve vesnicích a příměstských lokalitách pak dochází k rušení malochovů drůbeže a i původní zeleninové zahrádky bývají často přeměňovány na okrasné s exotickými dřevinami. Na

venkově má silný vliv na změny početnosti vrabce domácího také rušení velkochovů a celých zemědělských objektů, jež jsou důležitým stanovištěm nejen v zimě, ale i v létě (Väisänen & Hildén 1993; Møller 2001; Ringsby et al. 2006; Havlíček 2010; naše unpubl. výsledky).

5. Seznam použité literatury

- Anderson, T. R. (1977) Reproductive responses of sparrows to a superabundant food supply. *Condor*. 79: 205–208.
- Anderson, T. R. 2006: *Biology of the Ubiquitous House Sparrow: from genes to populations*. Oxford University Press, U. K.
- Ašmera J. 1962: Studie o potravě vrabce domácího (*Passer domesticus*) a vrabce polního (*Passer montanus*). Přírodovědný časopis Slezský 2: 207–224.
- Baker H. 2004: LNHS House Sparrow monitoring: 1995–2003. London bird report 69: 158–165.
- Ballard M., Hough-Goldstein C. & Tallamy D. 2013: Arthropod Communities on Native and Nonnative Early Successional Plants. *Environmental Entomology* 42(5):851–859.
- Balmori A. & Hallberg Ö. 2007: The Urban Decline of the House Sparrow (*Passer domesticus*): A Possible Link with Electromagnetic Radiation. *Electromagnetic Biology and Medicine* 26: 141–151.
- Baum J. 1955: Ptactvo velké Prahy. Orbis, Praha.
- Bejček V., Šťastný K. & Hudec K. 1995: Atlas zimního rozšíření ptáků v České republice 1982–85. H & H, Jinočany.
- Bell Ch. P., Baker S. W., Parkes N. G., Brooke M. De L. & Chamberlain D. E. 2010: The Role of the Eurasian Sparrowhawk (*Accipiter nisus*) in the Decline of the House Sparrow (*Passer domesticus*) in Britain. *The Auk* 127(2): 411–420.
- Bengtson S. A., Eliassen K., Jacobsen L. M. & Mangussen E. 2004: A history of colonization and current status of the house sparrow (*Passer domesticus*) in the Faroe Islands. *Fróðskaparrit* 51: 237–251.
- Bengston J., Ahnström J. & Weibull A–Ch. 2005: The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta–analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261–269.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L., and Crick, H. (2002) Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*.39: 673–687.
- Benton T. G., Vickery J. A. & Wilson J. D 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TRENDS in Ecology and Evolution*. 18 (4): 182–189.
- Signal, E.M. and McCracken, D.I. (2000) The nature conservation value of European traditional farming systems. *Environ. Rev.* 8: 149–171.

Birdlife International 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: Birdlife International.

Bokotey A. A. & Gorban I. M. 2005: Numbers, distribution and ecology of the House Sparrow in Lvov (Ukraine). *International Studies on Sparrows* 30: 7–22.

Bower S. 1999: Fortpflanzungsaktivitat, Habitatnutzung und Populationsstruktur eines Schwarms von Haussperlingen (*Passer d. domesticus*) im Hamburger Stadtgebiet. *Hamburger avifaunistische Beiträge*. 30, 91–128.

Bouchner M. 1954: Způsob určování a složení potravy mladých vrabců domácích (*Passer domesticus domesticu* L.) a vrabců polních (*Passer montanus montanus* L.). *Vědecké práce ČSAZV v Praze–Ruzyni*. 209–216.

Bracken F. & Bolger T. 2006: Effects of set–aside management on birds breeding in lowland Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117: 178–184

Brichetti P., Rubolini D., Gaelotti P. & Fasola M. 2008: Recent declines in urban Italian Sparrow *Passer (domesticus) italiae* populations in northern Italy. *Ibis* 150. 177–181.

Cannon A. 1999: The significance of private gardens for bird conservation. *Bird Conservation International*, 9: 287–297.

Cepák J. 2011: Poslední malostranští vrabci. *Ptačí svět* 1: 12.

Cleasby I. R., Nakagava S., Gillespie D. O. S. & Burke T. 2010: The influence of sex and body size on nestling survival and recruitment in the house sparrow. *Biological Journal of the Linnean Society*. 101 (3): 680–688.

Clover Ch. 2008: On the trail of our missing house sparrows. *The telegraph* 20 Nov 2008. Online: <http://www.telegraph.co.uk/earth/earthcomment/charlesclover/3491497/On-the-trail-of-our-missing-house-sparrows.html>

Cramp S. & Perrins C. M. (eds.) 1994: *The birds of the Western Palearctic* 8. Oxford University Press, Oxford, New York.

Crick H. Q. P., Robinson R. A. & Siriwardena G. M. 2002: Causes of the population declines: Summary and Recommendations. In: Crick H. Q. P., Robinson R. A., Appleton F. G., Clark N. A. & Rickard A. D.: *Investigation into the causes of the decline of Starlings and House Sparrows in Great Britain*. BTO Report Number 290: 263–290.

ČSO/JPSP 2013: http://jpsp.birds.cz/vysledky.php?ref_from=public_left_menu (10.11.2013).

Donald P. 1998: Changes in the abundance of invertebrates and plants on British farmland. *British Wildlife*, 9: 279–289.

- 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 of London Series B–Biological sciences* 268 (1462): 25–29.
- Dritschilo, W., Wanner, D., 1980. Ground beetle abundance in organic and conventional corn fields. *Environ. Entomol.* 9: 629–631.
- Eaton M. A., Appleton G. F., Ausden M. A., Balmer D.E., Grantham M.J., Grice P.V., Hearn R. D., Holt C.A., Musgrove A.J., Noble D.G., Parsons M., Risely K., Stroud D. A. & Wotton S. 2010: The state of the UK's birds 2010. RSPB, BTO, WWT, CCW, JNCC, NE, NIEA & SNH, Sandy, Bedfordshire.
- Encke F. W. 1965: Über Gelege-, Schlupf-, und Ausflugsstärken des Haussperlings (*Passer d. domesticus*) in Abhängigkeit von Biotop und Brutperiode. *Beirträge Vogelk.*: 268–287.
- Everaert J. & Bauvens D. 2007: A Possible Effect of Electromagnetic Radiation from Mobile Phone Base Stations on the Number of Breeding House Sparrows (*Passer domesticus*). *Electromagnetic Biology and Medicine* 26: 63–72.
- Eyre M.D., Luff M.L., & J.C. Woodward 2003: Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England: An important conservation resource? *Journal of Insect Conservation*. Issue 4(7): 223–231.
- Erskine A. J. 2006: Recent declines of House Sparrows, *Passer domesticus*, in Canada's Maritime Provinces. *Canadian field–naturalist* 120 (1): 43–49.
- Fisher, J. & Hinde, R.A. 1949. The opening of milk bottles by birds. *British Birds* 42: 347–357.
- Fuller R. J., Gregory R. D., Gibbons D. W., Marchant J. H., Wilson J. D., Baillie S. R. & Carter N. 1995: Population Declines and Range Contractions Among Lowland Farmland Birds in Britain. *Conservation Biology* 9 (6): 1425–1441.
- Grün G. 1975: Die Ernährung der Sperlinge *Passer domesticus* (L.) und *Passer montanus* (L.) unter verschiedenen Umweltbedingungen. (The food of sparrows *Passer domesticus* (L.) and *Passer montanus* (L.) in different environmental conditions). *International studies on sparrows*. 8: 24–103.
- Haluzík M. 2000: Zajímavý způsob získávání potravy vrabcem domácím (*Passer domesticus*). Interesting method of House Sparrow (*Passer domesticus*) feeding. *Acrocephalus* (Ostrava) 18 : 29
- Havlíček, J. (2011): Příčiny úbytku vrabce domácího v různých typech sídel – biotop? hnízdiště? potrava? *Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta JU, České Budějovice*. 40 p.
- Hatzofe O. & Yom–Tov Y. 2002: Global warming and recent changes in Israel's avifauna. *Israel Journal of Zoology* 48: 351–357.

Heming F. W., Lopez-Victoria M., Selzer D. & Hoy S. 2009: Untersuchungen zum Wildvogelaufkommen in Milchviehställen. *Tierärztl. Umschau* 64: 534–540.

Hole D. 2001: The population ecology and ecological genetics of the House Sparrow *Passer domesticus* on farmland in Oxfordshire. (Doctoral Thesis) Edward Grey Institute of Field Ornithology, Department of Zoology, Oxford University, Oxford.

Hole D., Whittingham M. J., Bradbury R., Anderson G., Lee P., Wilson J. & Krebs J. 2002: Widespread local house-sparrow extinctions. *Nature*, 418: 931–932.

Hromádka M., Horáček J., Chytil J., Pithart K. & Škopek J. 1998: Příručka k určování našich pěvců, část 3. Hradec Králové.

Hudec K., Šťastný K. & Bejček V. 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003. Aventinum Praha.

Chamberlain D. E., Fuller R. J., Bunce R. G. H., Duckworth J. C. & Shrubbs M. 2000: Changes in the Abundance of Farmland Birds in Relation to the Timing of Agricultural Intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37 (5): 771–788.

Chamberlain D.E., Vicker J.A., Marshall E.J.P. & Tucker G.M. 2001: The effect of hedgerow characteristics on the winter hedgerow bird community. Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes. Proceedings of the 10th Annual Conference of the International Association for Landscape Ecology, held at Birmingham University, 5th-8th September 2001: 197–206.

Chamberlain D. E., Toms M. P., Cleary–McHarg R. & Banks A. N. 2007: House sparrow (*Passer domesticus*) habitat use in urbanized landscapes. *Journal of Ornithology* 148: 453–462.

Chesson J. 1983: The estimation and analysis of preference and its relationship to foraging models. *Ecology* 54: 1297–1304.

Churcher P. B. & Lawton J. H. 1987: Predation by domestic cats in an English village. *Journal of Zoology* 212: 439–455.

Janda J. & Šťastný K. 1984: Jednotný program sčítání ptáků. *Zprávy ČSO* 26: 25–33.

Jasso L. 2003: Vrabec domácí (*Passer domesticus*) na počátku třetího tisíciletí a možné příčiny jeho ubývání. *Zprávy ČSO* 57: 51–57.

Johnston R. F. & Klitz 1977: Variation and evolution in a granivorous bird: the house sparrow. Pp. 15–51 in *Granivorous Birds in Ecosystems* (J. Pinowski & S. C. Kendeigh, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Karolewski M. A., Lukowski A. B., Pinowski J. & Trojanowski J. 1991: Chloride hydrocarbons in eggs and nestlings of *Passer montanus* and *P. domesticus* from urban and suburban areas of Warsaw. Preliminary report. In: Pinowski J., Kavanagh B. P. & Górski

W.: Proceedings of International Symposium of the Working Group on Granivorous Birds, Intecol held in the Slupsk, Poland, September 14–17, 1989. Warszawa 1991: 189–195.

Kozłowski S., Malyszko E., Pinowski J., Bernacka B., Pepiński W. & Kruszevicz A. 1991a: Pathogenic microorganisms isolated from *Passer domesticus* and *Passer montanus* eggs and nestlings. In: Pinowski J., Kavanagh B. P. & Górski W.: Proceedings of International Symposium of the Working Group on Granivorous Birds, Intecol held in the Slupsk, Poland, September 14–17, 1989. Warszawa 1991: 153–165.

Kozłowski S., Malyszko E., Pinowski J. & Kruszevicz A. 1991b: The influence of pathogenic fungi on the mortality of sparrow (*Passer* spp.) eggs and nestlings, Preliminary report. In: Pinowski J., Kavanagh B. P. & Górski W.: Proceedings of International Symposium of the Working Group on Granivorous Birds, Intecol held in the Slupsk, Poland, September 14–17, 1989. Warszawa 1991: 167–169.

Liker A., Papp Z., Bókony V. & Lendvai Á. Z. 2008: Leans birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of animal ecology*. 77: 789–795.

Literák I., Heljíček K., Treml F., Smola J., Čížek A. & Folk Č. 1990: Vrabec domácí (*Passer domesticus*) – epizootologický význam. In: Sitko J. & Trpák P.: Pěvci 1988, Sborník z ornitologické konference. Okresní vlastivědné muzeum J. A. Komenského, Přešov: 83–86.

Lusková M. 2010: Vliv potravy a krmení mláďat na jejich kvalitu u vrabce domácího (*Passer domesticus*). Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Karlova Univerzita, Praha.

MacCleod R., Barnet P., Clark J. & Cresswell W. 2006: Mass-dependent predation risk as a mechanism for house sparrow declines? *Biology Letters* 2: 43–46.

Magrath R. D. 1991: Nestling weight and juvenile survival in the blackbird, *Turdus merula*. *Journal of Animal Ecology*, 60: 335–351.

Martin T. E. 1987: Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 453–487.

Mineau P., Downes C. M., Kirk D. A., Bayne E. & Csizy M. 2005: Patterns of bird species abundance in relation to granular insecticide use in the Canadian prairies. *Écoscience* 12 (2): 267–278.

Møller A. P. 2001: The effect of dairy farming on barn swallow *Hirundo rustica* abundance, distribution and reproduction. *Journal of Applied Ecology* 38: 378–389.

Moss, S. (2001) *The Fall of the Sparrow*. BBC Wildlife, Nov 2001

Mulsow R. 2005: Hamburg. In: Kelcey J. G. & Rheinwald G. (eds.): *Birds in European Cities*. Ginster-Vertag, St. Katherinen, Germany. 127–151.

Murgui E. & Macias A. 2010: Changes in the House Sparrow *Passer domesticus* population in Valencia (Spain) from 1998 to 2008. *Bird Study* 57: 281–288.

Newton I. 1998: Population Limitation in Birds. Academic Press, London.

Peach W, J., Vincent K. E., Fowler J. A. & Grice P. V. 2008: Reproductive success of house sparrows along an urban gradient. *Animal conservation*: 2008: 1–11.

PECBMS 2013: Population Trends of Common European Breeding Birds 2013. CSO, Prague.

Reif J., Voříšek P., Šťastný K. & Bejček V. 2006: Trendy početnosti ptáků v České republice v letech 1982–2005. *Sylvia* 42: 22–37.

Reif J., Šťastný K., Telenský T. & Bejček V. 2009: Srovnání změn početnosti hojných druhů ptáků zjištěných na základě síťového mapování s údaji z Jednotného programu sčítání ptáků v České republice. *Sylvia* 45: 137–150.

Ringsby T. H., Saether B.–E., Jensen H. & Engen S. 2006: Demographic characteristics of extinction in small insular population of house sparrows in Northern Norway. *Conservation Biology* 20 (6): 1761–1767.

Robinson R. A. & Sutherland W. J. 2002: Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39 (1): 157–176.

Sanderson, R. F. (1996) *Autumn Bird Counts in Kensington Gardens*. London Bird Report. Report Number 60.

Seel, D. C. 1970: Nestling survival and nestling weights in the House Sparrow and Tree Sparrow *Passer* spp. at Oxford. *Ibis*. 112: 1–14.

Seress G., Bókony V., Pipoly I., Szép T., Nagy K. & Liker A. 2012: Urbanization, nestling growth and reproductive success in a moderately declining house sparrow population. *Journal of Avian Biology* 43: 403–414.

Shaw L. M., Chamberlain D. & Evans M. 2008: The House Sparrow *Passer domesticus* in urban areas: reviewing a possible link between post-decline distribution and human socioeconomic status. *Journal of Ornithology*. 149: 293–299.

Shaw L. M. 2009: Investigating the role of socioeconomic status in determining urban habitat quality for the house sparrow, *Passer domesticus*. PhD. Thesis. University of Exeter. UK.

Schawagmeyer P. L. & Mock D. W. 2007: Parental provisioning and offspring fitness: size matters. *Animal Behavioral* 57: 291–298.

Sawicka–Kapusta K., Pinowski J., Barkowska M., Romanowski J. & Kamiński P. 1995: The concentration of heavy metals (Cd, Fe, Pb and Zn) in the livers of House Sparrow (*Passer domesticus*) and Tree Sparrow (*Passer montanus*) nestlings from parks and suburban areas of Warsaw. In: Pinowski J., Kavanagh B. P. & Pinowska B.: Nestling mortality of

granivorous birds due to microorganisms and toxic substances: synthesis. Warszawa: 117–138.

Simeonov, S. D. 1964: Über die Nahrung des Haussperlings in der Umgebung von Sofia. *Annuaire de l'Université de Sofia* 61:239–275.

Siriwardena G. M., Baillie S. R., Buckland S. T., Fewster R. M., Marchant J. H. & Wilson J. D. 1998: Trends in the Abundance of Farmland Birds: A Quantitative Comparison of Smoothed Common Birds Census Indices. *Journal of Applied Ecology* 35 (1): 24–43.

Siriwardena, G., Baillie, S. R. and Wilson, J. (1999) Temporal variation in the annual survival rates of six granivorous birds with contrasting population trends. *Ibis* 1999: 621–636.

Siriwardena G.M., Robinson R.A. & Crick H.Q.P. 2002: Status and population trends of the House Sparrow *Passer domesticus* in Great Britain. In: Crick H. Q. P., Robinson R. A., Appleton F. G., Clark N. A. & Rickard A. D.: Investigation into the causes of the decline of Starlings and House Sparrows in Great Britain. BTO Report Number 290: 33–51.

Smith V., Bohan D. A., Clark S. J., Haughton A. J., Bell J. R. & Heard M. S. 2008: Weed and invertebrate community compositions in arable farmland. *Arthropod–Plant Interactions* 2: 21–30.

Summers–Smith J. D. 1988: *The Sparrows*. T. & A. D. Poyser, Calton, Staffordshire, UK.

Summers–Smith J. D. 2003: Decline of the House Sparrow: a review. *British Birds*. 96: 439–446.

Summers–Smith J. D. 2005: Changes in house sparrow population in Britain. *International Studies on Sparrows* 30: 23–38.

Summers–Smith J. D. 2007: Is unleaded petrol a factor in urban House Sparrow decline? *British Birds* 100: 558–559.

Summers–Smith J. D. 2009: House Sparrow Densities in Different Habitats in a Small Town in NE England. In: De Laet J., Summer–Smith J. D. & Mallord J. (eds.): Meeting on the decline of the urban House Sparrow *Passer domesticus*. Newcastle 2009 (24–25 FEB). *International Studies on Sparrows* 33: 22–23.

Strauß B. 200: Insects in urban brownfields: analyses of species occurrences, community composition, and trait frequencies along a successional gradient. PhD thesis, Universität Oldenburg.

Šmejdová L., Zasadil P. & Šálek M. E. 2010: Populační hustota vrabce domácího (*Passer domesticus*) v různých typech prostředí: dopady změn v zemědělství a venkovském osídlení. In: Bryja J. & Zasadil P. (eds.): *Zoologické dny Praha 2010*, Sborník abstraktů z konference 11.-12. února 2010:215.

Šťastný K., Randlík A. & Hudec K. 1987: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973/77. Academia Praha.

Šťastný K., Bejček V., & Hudec K. 1996: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985–1989. H & H, Jinočany.

Šťastný K. & Hudec K. (eds.) 2011: Fauna ČR, Ptáci 3. Academia, Praha.

Väisänen R. A. & Hildén O. 1993: Syemensyöjät runsastuvat talviruokinan ansiosta. *Linut* 28: 21–24.

Vangestel C. 2011: Relating phenotypic and genetic variation to urbanization in avian species: a case study on House Sparrows (*Passer domesticus*). PhD thesis, Ghent University.

Vincent K. E. 2005: Investigating the causes of the decline of the urban house sparrow *Passer domesticus* population in Britain. PhD thesis, De Montfort University.

Weddle C. 2000: Effects of ectoparasites on nestling body mass in the House Sparrow. *The Condor*, 102: 684–687.

Wegrzynowicz A. 2006: Changes in numbers of the House Sparrow (*Passer domesticus*) and Tree Sparrow (*Passer montanus*) in Warsaw, Poland during 1971–2006. *International Studies on Sparrows 2006*: 13–26.

Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G., & Vaughan Jennings, N. (2004). Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology*. 18: 1283–1292.

Wieloch, M. 1975. Food of nestling house sparrows, *Passer domesticus* L. and tree sparrows, *Passer montanus* L. in agrocenoses. *Polish Ecological Studies* 1(3): 227–242.

Wilkinson N. 2006: Factors influencing the small-scale distribution of House Sparrows *Passer domesticus* in a suburban environment. *Bird Study* 53: 39–46.

Wilson, J., Morris, A., Arroyo, B., Clark, S. and Bradbury, R. (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.

Witt K. 2005: Berlin. In: Kelcey J. G. & Rheinwald G. (eds.): *Birds in European Cities*. Ginster-Verlag, St. Katherinen, Germany. 17–40.

Vrbka J. 1937: O potravě vrabců domácích. On food of House Sparrows. *Sylvia* 2(3) : 38 - 39.

Woods M., McDonald R. A. & Harris S. 2003: Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Review* 33: 74–188.

Wotton S., Field R., Langston R. & Gibbons D. 2002: Homes for Birds: The use of houses for nesting by birds in the UK. *British Birds* 95: 586–592.

Internetové odkazy:

<http://birds.cz/avif/> (7.12.2013)

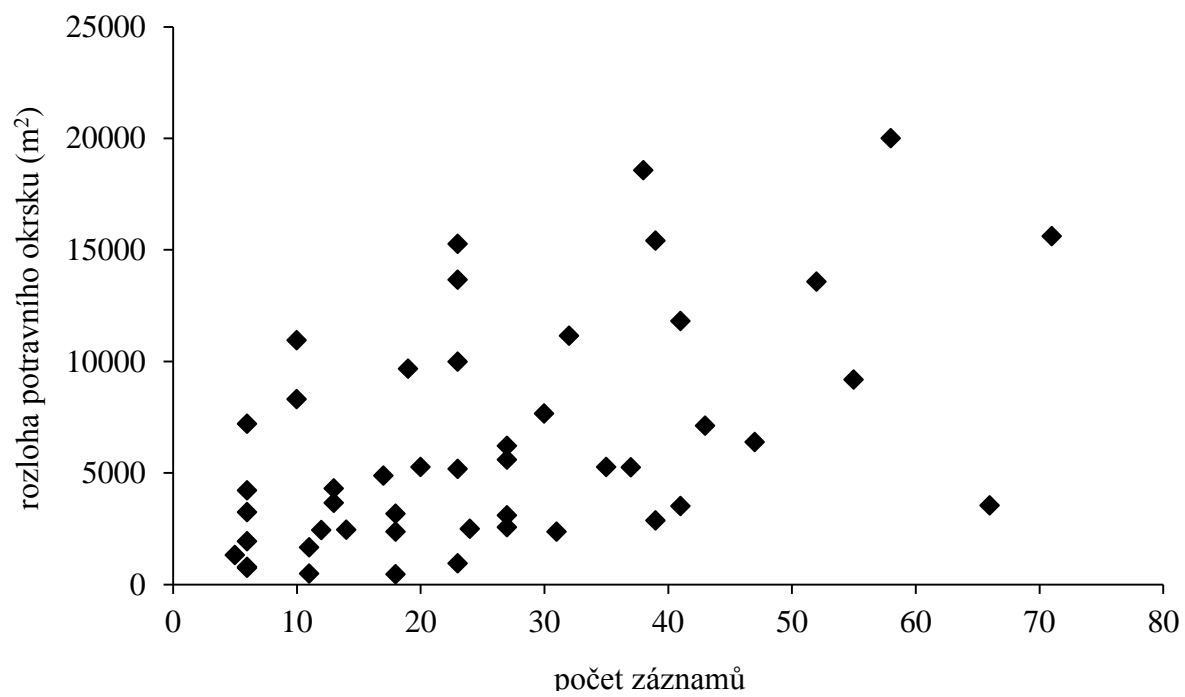
<http://googleearth.com> (8.5.2012)

www.avinet.com (4.2.2010)

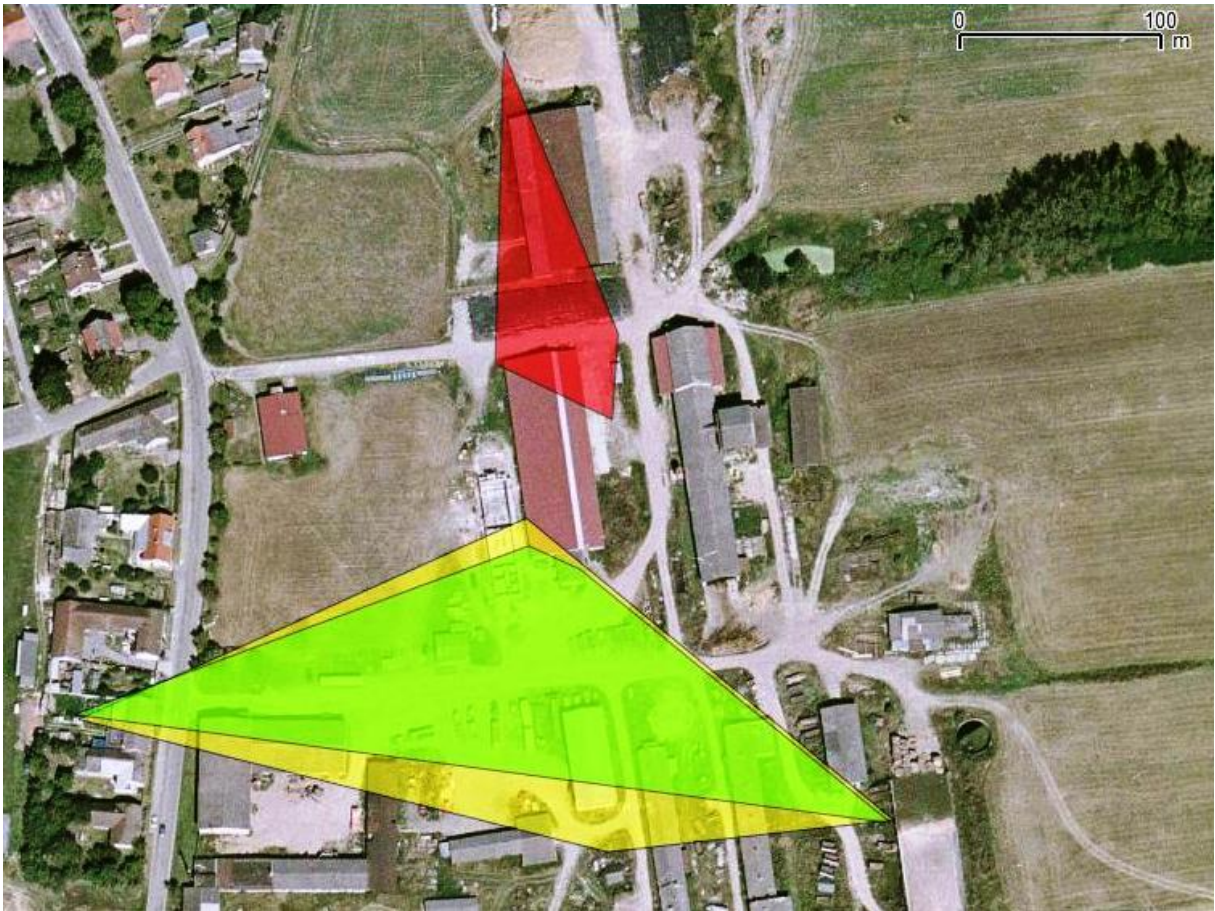
6. Přílohy



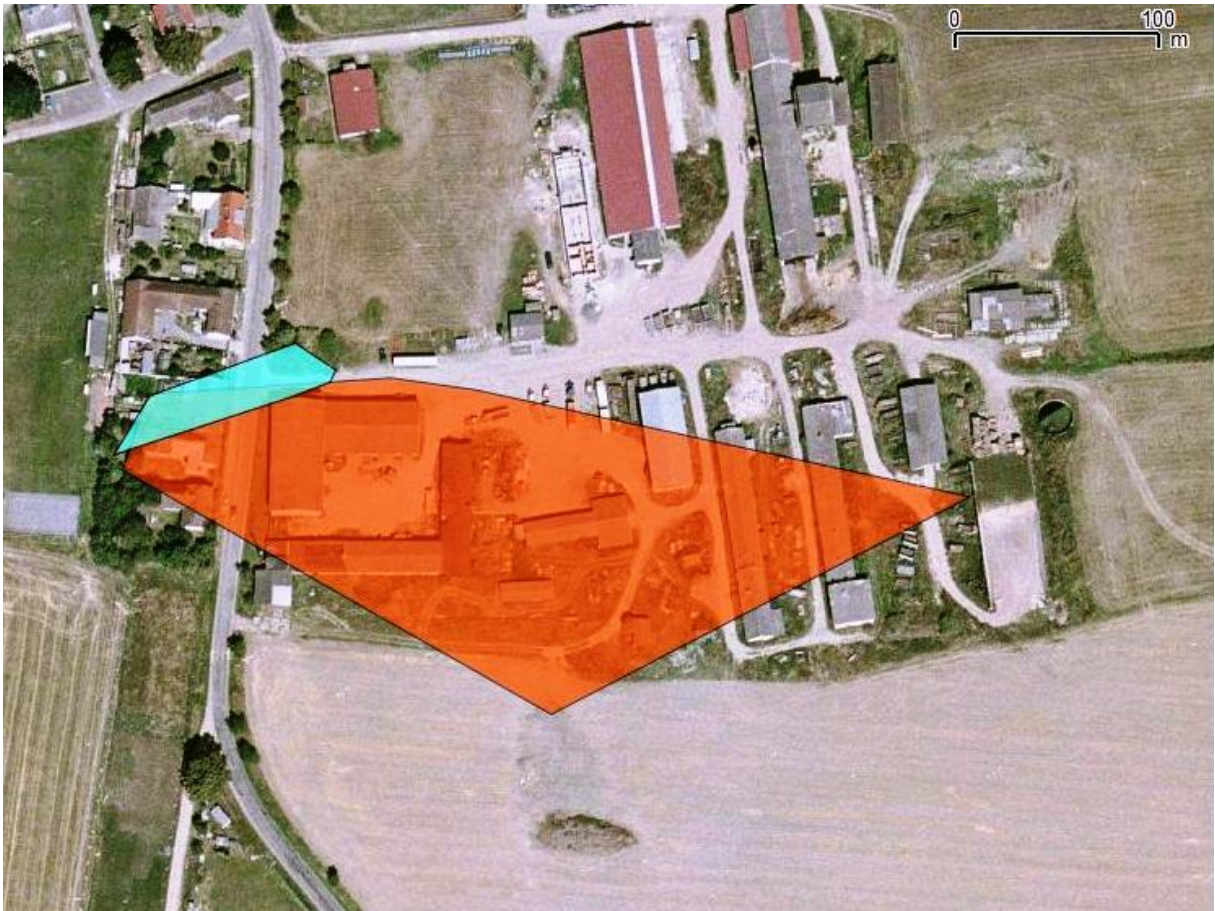
Příloha č. 1: Označení jedinci vrabce domácího (samice N602075, samec N602057).



Příloha č. 2: Závislost velikosti potravního okrsku vytyčeného metodou minimal convex polygon na počtu záznamů (n = 48).



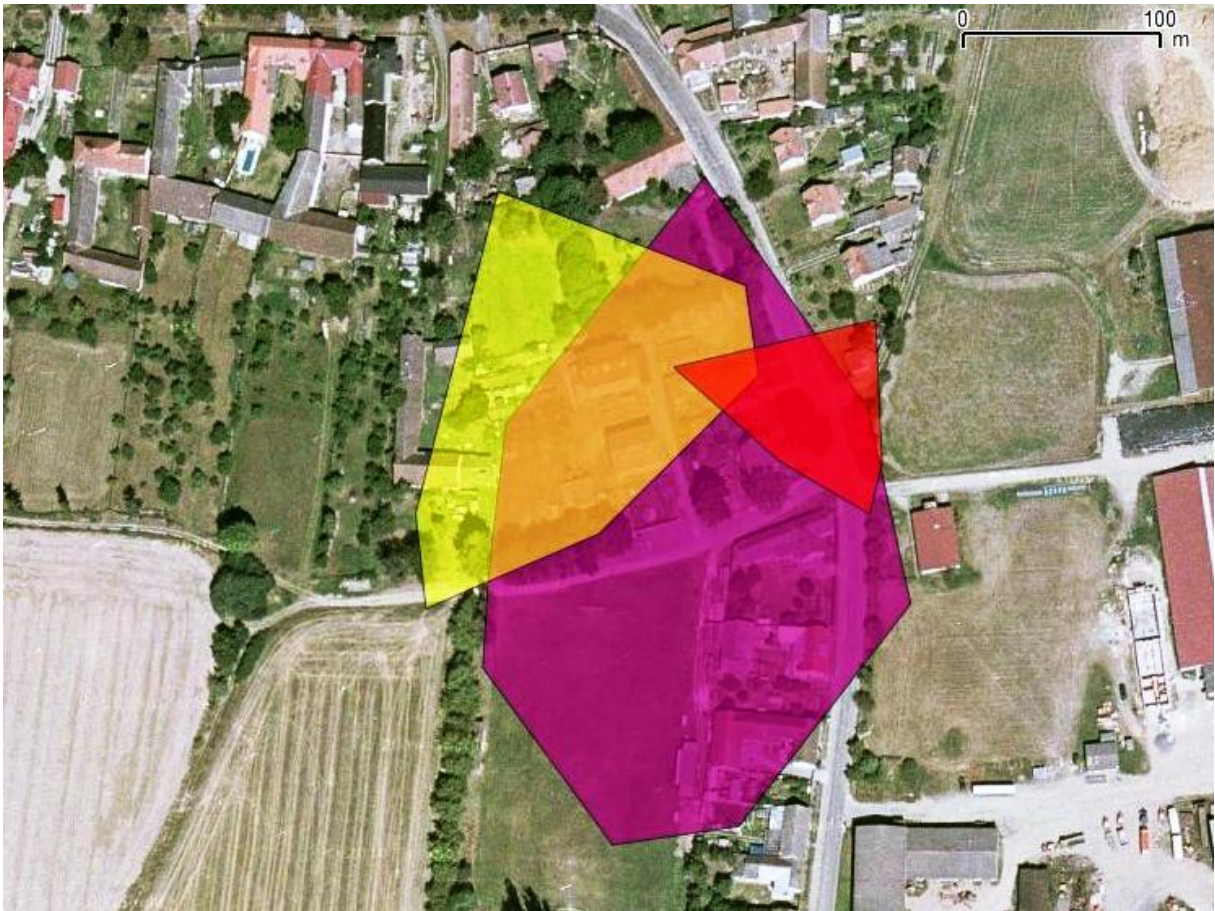
Příloha č. 3: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2010 vytyčených metodou minimálního konvexního polygonu. Hnízda: E2010 = zelená (9 987 m², 23 záznamů), F2010 = červená (2 504 m², 24 záznamů), G2010 = žlutá (13 662 m², 23 záznamů).



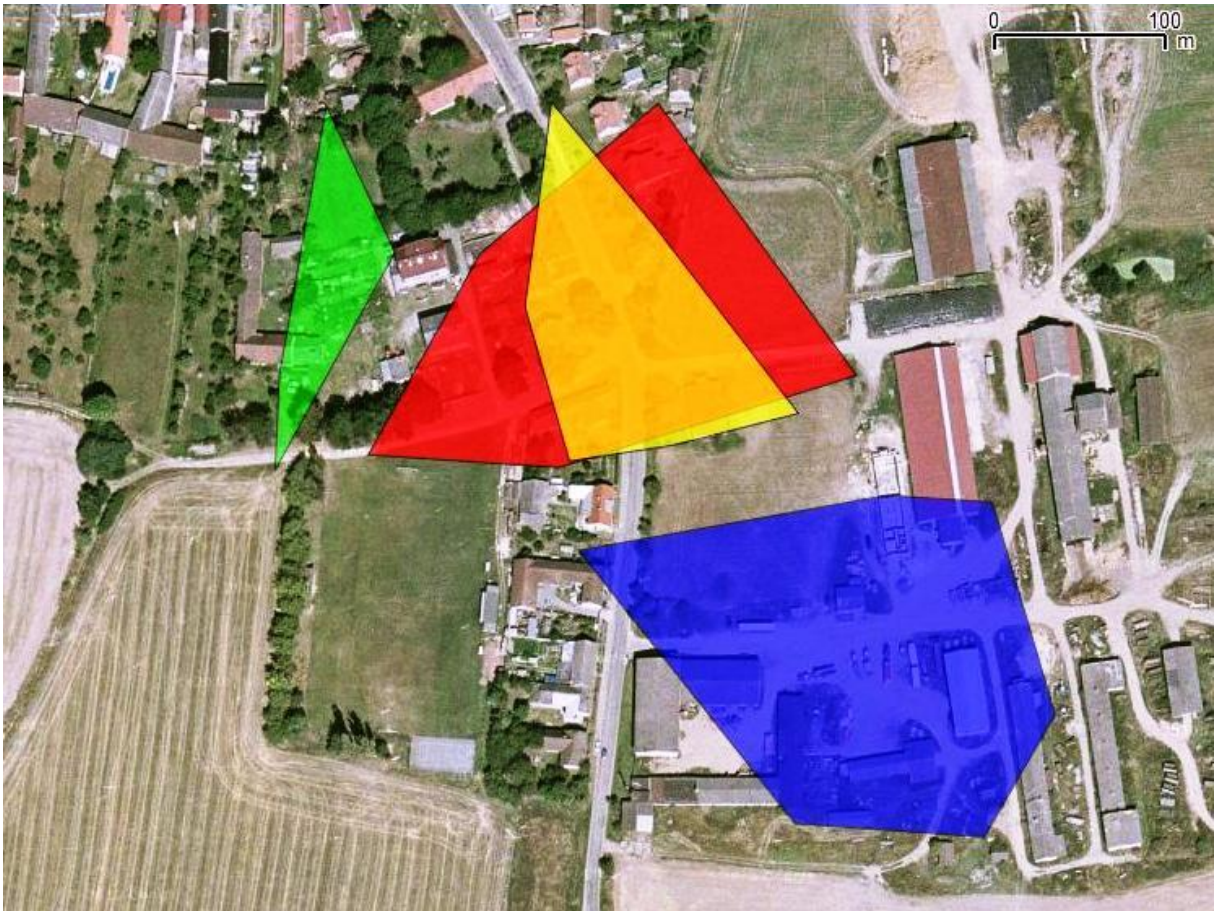
Příloha č. 4: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2010 vytyčených metodou minimálního konvexního polygonu. Hnízda: B2010 = modrá (945 m², 23 záznamů), C2010 = oranžová (15 267 m², 23 záznamů).



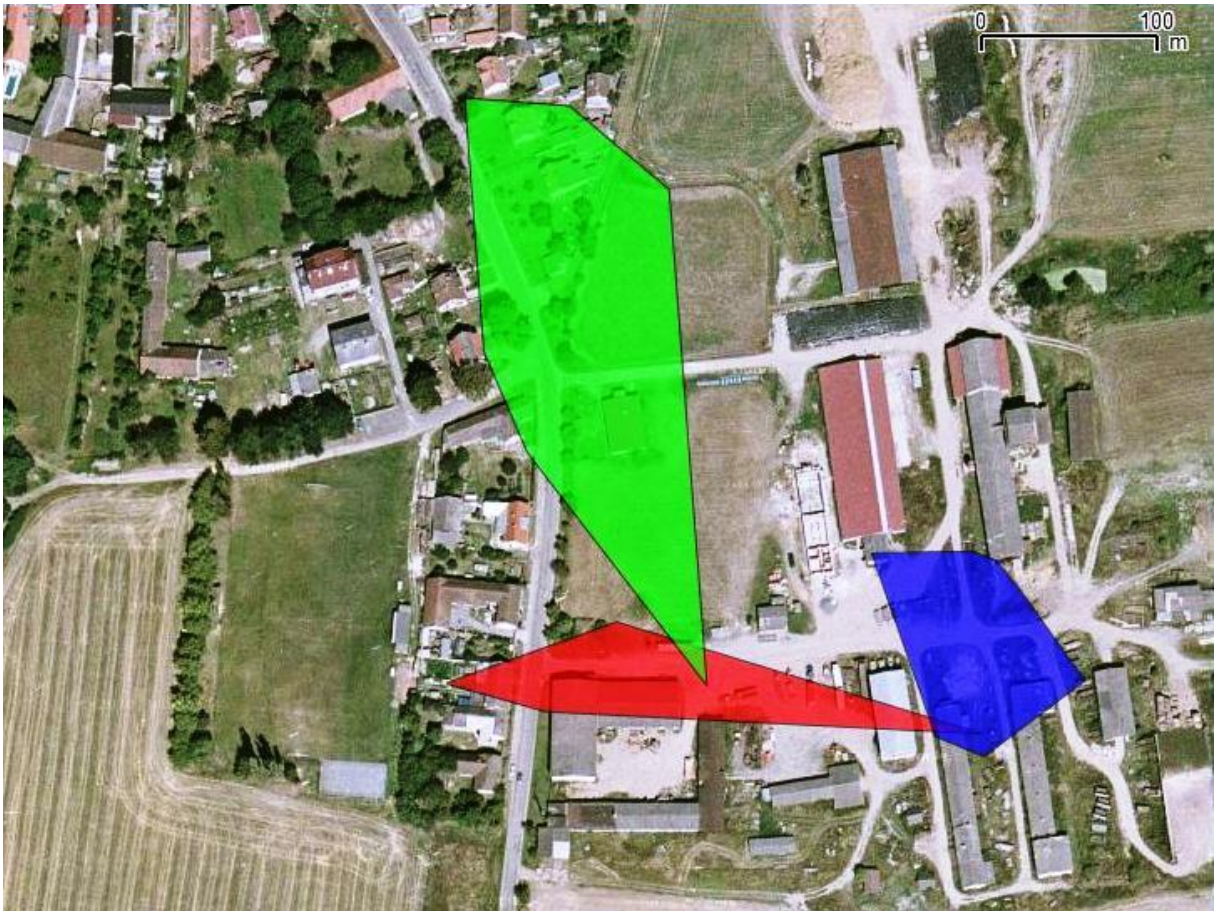
Příloha č. 5: Rozložení a velikost potravního okrsku A2010 v roce 2010 vytyčeného metodou minimálního konvexního polygonu (5 250 m², 37 záznamů).



Příloha č. 6: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2012 vytyčených metodou minimálního konvexního polygonu. Hnízda: K2012 = fialová (20 011 m², 58 záznamů), L2012 = červená (2 373 m², 31 záznamů), T2012 = žlutá (9 188 m², 55 záznamů).



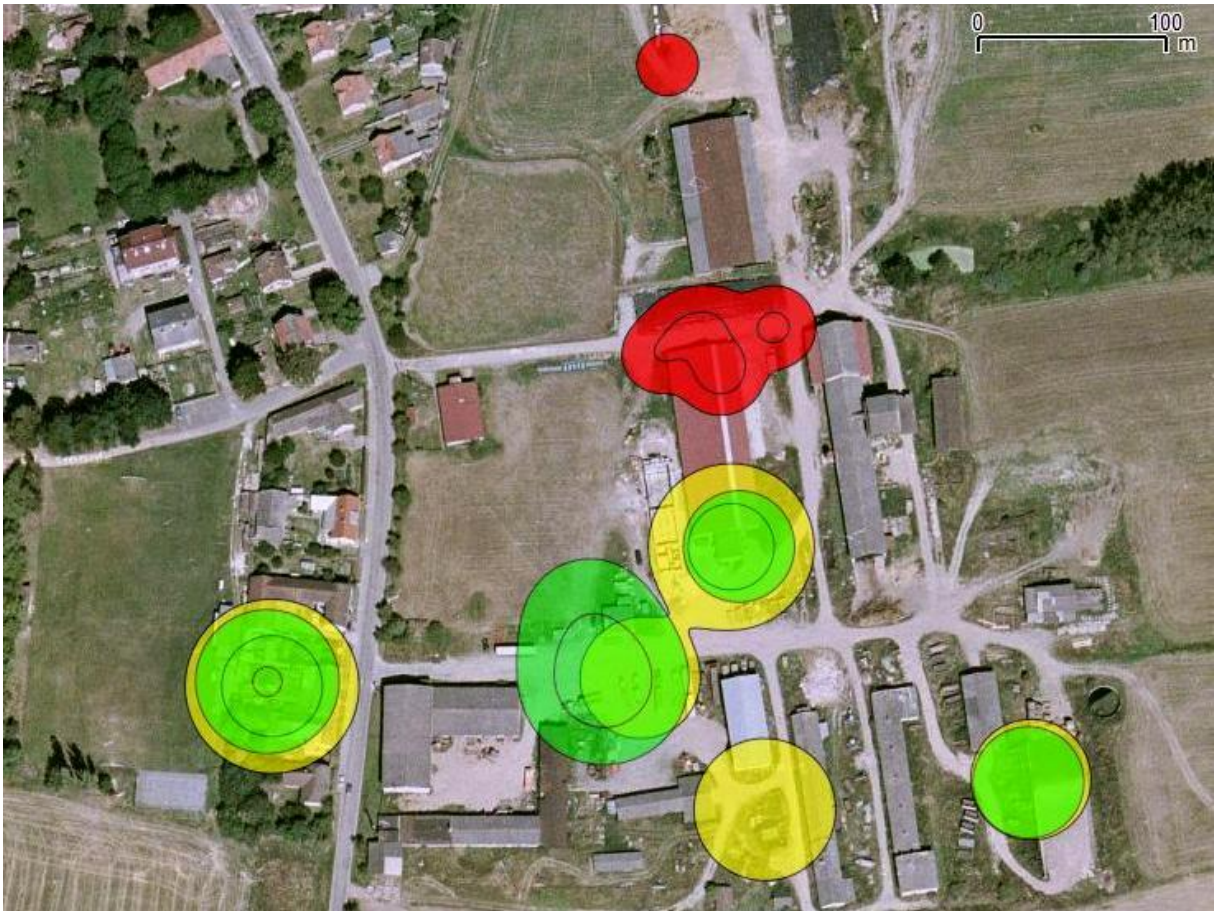
Příloha č. 7: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2012 vytyčených metodou minimálního konvexního polygonu. Hnízda: D2012 = modrá (15 618 m², 71 záznamů), O2012 = zelená (2 574 m², 27 záznamů), Y2012 = žlutá (7 123 m², 46 záznamů), R2012 = červená (13 576 m², 52 záznamů).



Příloha č. 8: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2013 vytyčených metodou minimálního konvexního polygonu. Hnízda: S2013 = červená (3 516 m², 41 záznamů), U2013 = modrá (3 542 m², 66 záznamů), Z2013 = zelená (11 150 m², 33 záznamů).



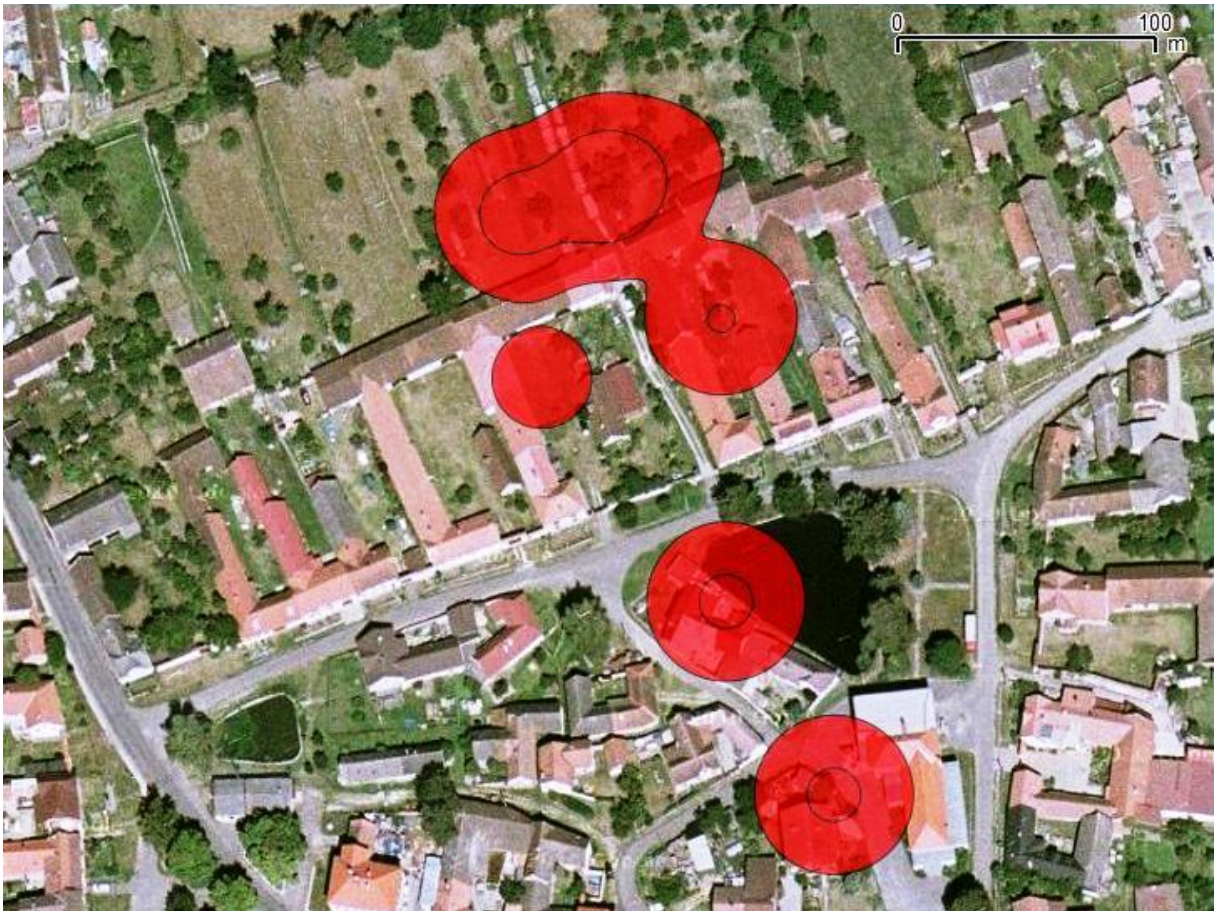
Příloha č. 9: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2013 vytyčených metodou minimálního konvexního polygonu. Hnízda: N2013 = zelená (5 276 m², 35 záznamů), X2013 = růžová (6 394 m², 47 záznamů).



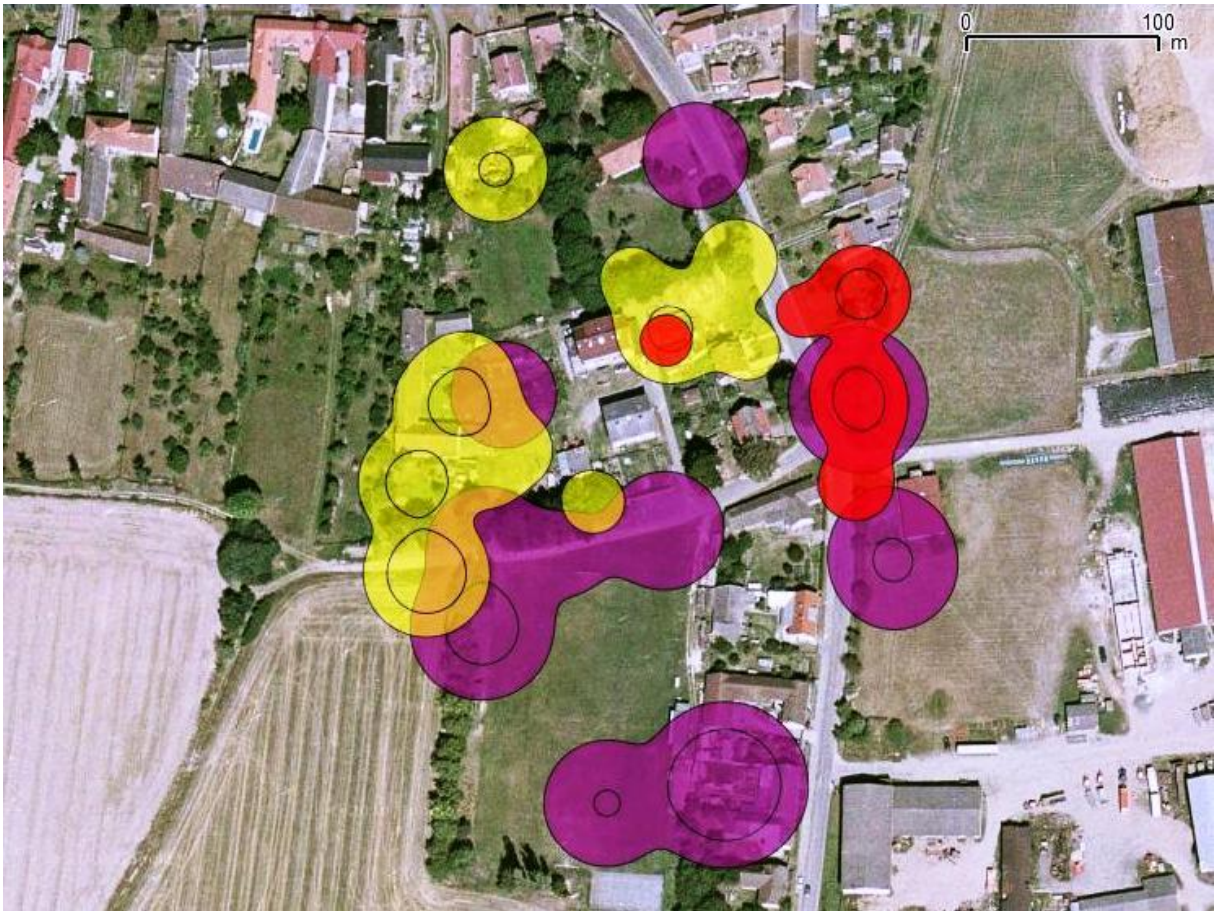
Příloha č. 10: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2010 vytyčených metodou point kernel density 50% (vnitřní hranice) a point kernel density 95% (vnější hranice).
Hnízda: E2010 = zelená (PKD 50%: 1 105 m², PKD 95%: 7 581 m², 23 záznamů),
F2010 = červená (PKD 50%: 643 m², PKD 95%: 2 535 m², 24 záznamů), G2010 = žlutá
(PKD 50%: 1 649 m², PKD 95%: 10 147 m², 23 záznamů).



Příloha č. 11: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2010 vytyčených metodou point kernel density 50% (vnitřní hranice) a point kernel density 95% (vnější hranice).
Hnízda: B2010 = modrá (PKD 50%: 483 m², PKD 95%: 2 210 m², 23 záznamů),
C2010 = oranžová (PKD 50%: 1 669 m², PKD 95%: 8 971 m², 23 záznamů).



Příloha č. 12: Rozložení a velikost potravního okrsku A2010 v roce 2010 vytyčeného metodou point kernel density 50% (vnitřní hranice) a point kernel density 95% (vnější hranice) (PKD 50%: 1 360 m², PKD 95%: 7 108 m², 37 záznamů).



Příloha č. 13: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2012 vytyčených metodou point kernel density 50% (vnitřní hranice) a point kernel density 95% (vnější hranice).
 Hnízda: K2012 = fialová (PKD 50%: 2 263 m², PKD 95%: 14 049 m², 58 záznamů),
 L2012 = červená (PKD 50%: 521 m², PKD 95%: 2 904 m², 31 záznamů), T2012 = žlutá
 (PKD 50%: 1 621 m², PKD 95%: 8 295 m², 55 záznamů).



Příloha č. 14: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2012 vytyčených metodou point kernel density 50% (vnitřní hranice) a point kernel density 95% (vnější hranice).
 Hnízda: D2012 = modrá (PKD 50%: 2 584 m², PKD 95%: 14 123 m², 71 záznamů),
 O2012 = zelená (PKD 50%: 736 m², PKD 95%: 4 850 m², 27 záznamů), Y2012 = žlutá
 (PKD 50%: 946 m², PKD 95%: 5 727 m², 43 záznamů), R2012 = červená
 (PKD 50%: 2 082 m², PKD 95%: 9 711 m², 52 záznamů).



Příloha č. 15: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2013 vytyčených metodou point kernel density 50% (vnitřní hranice) a point kernel density 95% (vnější hranice).
 Hnízda: S2013 = červená (PKD 50%: 630 m², PKD 95%: 3 347 m², 41 záznamů),
 U2013 = modrá (PKD 50%: 1 167 m², PKD 95%: 4 565 m², 66 záznamů),
 Z2013 = zelená (PKD 50%: 1 347 m², PKD 95%: 8 501 m², 32 záznamů).



Příloha č. 16: Rozložení a velikost potravních okrsků v roce 2013 vytyčených metodou point kernel density 50% (vnitřní hranice) a point kernel density 95% (vnější hranice).
 Hnízda: N2013 = zelená (PKD 50%: 1 130 m², PKD 95%: 5 258 m², 35 záznamů),
 X2013 = růžová (PKD 50%: 1 101 m², PKD 95%: 6 994 m², 47 záznamů).