

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Ovlivňuje velikost pole a struktura jeho okolí
distribuci opylovačů a výnos osiva
jetele lučního (*Trifolium pratense*)?

Bc. Břetislav Kydala

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Chemie a biologie v environmentální výchově

Vedoucí práce: Mgr. Monika Mazalová, Ph.D.

Olomouc 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením

Mgr. Moniky Mazalové, Ph.D., s použitím citované literatury.

V Olomouci 27. července 2020

.....

Podpis

Kydala B. 2020. Ovlivňuje velikost pole a struktura jeho okolí distribuci opylovačů a výnos osiva jetele lučního (*Trifolium pratense*) [diplomová práce]? Olomouc: Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 48 s., česky.

Abstrakt

Jetel luční (*Trifolium pratense*) patří mezi významné zemědělské plodiny, využívající ke své reprodukci zoogamii. Mezi jeho nejvýznamnější opylovače patří čmeláci (*Bombus spp.*), zejména specializovanější druhy s delším sosákem. Opylení je schopná také včela medonosná (*Apis mellifera*), i když s mnohem nižší efektivitou. Opylovačů však v krajině, zejména v posledních letech, výrazně ubývá. Cílem práce bylo zjistit, jak může abundance opylovačů, a tedy jejich distribuce na pěstované monokultuře, ovlivnit výnosy osiva. Rovněž byl testován vliv významného hospodářského škůdce, fytofágního brouka nosatčíka obecného (*Protapion apricans*). Protože biodiverzita intenzívně zemědělsky využívané krajiny bývá vázána na přítomné neprodukční fragmenty, jako například nelesní okraje, remízy či zahrady, byl testován také vliv okolní krajiny na abundanci opylovačů na pokusných polních plochách. Vzorkování opylovačů probíhalo v sezónách 2017 a 2019 na dvou rozsáhlých plochách s kulturou jetele lučního, pěstovaného k produkci osiva, poblíž Uherského Brodu. Datový soubor opylovačů byl získán metodou individuálního pozorování na dvou transektech vedených vždy podélně a napříč pokusné plochy, tj. na vzorkovacích ploškách v různých vzdálenostech od okraje pole. Na stejných plochách byly zjišťovány abundance larev nosatčíka. Ve srovnání s rokem 2017 byl zjištěn pokles abundance opylovačů o 17,6 % (i přes téměř dvojnásobný sampling effort) a nosatčíka o 83,8 %. Metodou mnohorozměrné ordinace jsem zjistil průkazný pokles výnosu osiva směrem od okraje do středu monokultury. Také distribuce opylovačů se průkazně měnila se vzdáleností od okraje plochy. Výnos osiva pozitivně korespondoval s abundancí opylovačů a negativně s početností nosatčíka. Mezi opylovači výrazně dominovala včela medonosná, dále byly pozorovány dva generalistické druhy čmeláků, čmelák zemní (*B. terrestris*) a čmelák skalní (*B. lapidarius*) a také specializovanější čmelák lesní (*B. sylvarum*). Výsledky vlivu analýzy struktury krajiny na abundanci opylovačů odhalily průkazné vlivy zastoupení některých přirozenějších částí krajiny (remízy, lesní okraj). Z výsledků vyplývá, že by bylo vhodné porosty plodin, závislých na opylení hmyzem, pěstovat na plochách o menší výměře, které by byli opylovači schopni efektivně pokrýt. Zároveň se jeví jako vhodné zvyšovat heterogenitu krajiny například výsadbou remízů a podporovat tak abundanci opylovačů, potažmo zkvalitnění ekosystémových služeb.

Klíčová slova: jetel luční (*Trifolium pratense*), čmeláci (*Bombus spp.*), včela medonosná (*Apis mellifera*), nosatčík obecný (*Protapion apricans*), výnos osiva, velikost plochy, krajinná struktura

Kydala B. 2020. Does the field size and the structure of its surrounding affect pollinator distribution and yields of red clover (*Trifolium pratense*) seeds? [diploma thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Sciences, Palacky University Olomouc. 48 pp., in Czech

Abstract

The red clover (*Trifolium pratense*) is one of the significant agricultural crops utilizing zoogamy for reproduction. Among its most significant pollinators belong the bumblebees (*Bombus spp.*), especially long-tongued species. Honey bees (*Apis mellifera*) are also capable of pollinating the red clover, albeit much less efficiently. However, the number of pollinators in the landscape is declining, especially in the recent years. The goal of this thesis was to examine how does the abundance of pollinators, and therefore their distribution on the grown monoculture, affect the yield of crops. This thesis also examines the influence of a significant agricultural pest, the phytophagous seed weevil (*Protapion apricans*). Because the biodiversity of an intensely utilized agricultural landscape is often bound to the present agriculturally non-utilized fragments, such as non-forest edges and untended areas between fields, covered in a variety of bushes, trees, grasses and flowers, this thesis also examines the influence of the surrounding landscape on the amount of pollinators present in the examined area. The number of pollinators underwent a sampling between the 2017 and 2019 seasons on two large sample areas with a present red clover culture grown to produce seeds. The areas are located near Uherský Brod. Data set of the pollinators was acquired using the method of individual observation on two transects, one led parallel and the other led diagonal to the edge of the examined area, i.e. smaller sampled areas with different distances from the field edges. Compared to the year 2017, the amount of pollinator was observed to go down by 17.6% (despite nearly the double sampling effort) and the amount of weed weevils was observed to go down by 83.8%. Through the method of multivariate ordination, a conclusive drop in the yield of crops was found with the distance from the field's edge. The yield of crops corresponded positively to the number of pollinators and negatively to the amount of weed weevils. The greatest representation among the pollinators had honey bee. Two generic species of bumblebees were observed, the large earth bumblebee (*B. terrestris*) and the red-tailed bumblebee (*B. lapidarius*) and the more specialized shrill carder bee (*B. sylvarum*). Analysis of the effects of certain landscape fragments revealed conclusive effects of the presence of some natural fragments (non-forest edges, untended areas between fields) on the number of pollinators in the surrounding area. The results conclude that it would be beneficial to grow crops dependent on the insect pollination on fields of smaller areas, that the pollinators are able

to effectively cover. It also appears to be beneficial to improve the heterogeneity of the landscape, for instance by introducing untended area between fields and by doing that supporting the number of pollinators in the area and possibly improving the ecosystem mechanism.

Keywords: red clover (*Trifolium pratense*), bumblebees (*Bombus spp.*), honey bee (*Apis mellifera*), seed weevil (*Protopion apricans*) seed yield, field area, landscape structure

Obsah

Seznam obrázků	x
Seznam tabulek	xi
Seznam příloh	xii
Poděkování	xiii
1. Úvod	1
1.1. Význam extenzivního zemědělství pro biologickou rozmanitost	1
1.2. Intenzifikace zemědělství a pokles biologické rozmanitosti bezobratlých s důrazem na opylovače	2
1.3. Význam krajinné struktury pro opylovače	4
1.4. Cíle práce	7
2. Metodika	8
2.1. Charakteristika zájmového území	8
2.2. Modelová plodina	9
2.3. Modelové skupiny ovlivňující produkci semen jetele	10
2.4. Vzorkování společenstev opylovačů	11
2.5. Odběr a zpracování vzorků jetele	13
2.6. Odhad populační početnosti larev nosatčíka obecného (<i>Protapion apricans</i>)	16
2.7. Analýza krajinného pokryvu	16
2.8. Statistická analýza dat	18
3. Výsledky	19
3.1. Faunistické vyhodnocení	19
3.2. Distribuce opylovačů a výnos osiva	19
3.3. Vliv struktury krajiny na výskyt opylovačů	21
4. Diskuze	24
4.1. Faunistické srovnání druhových dat experimentálních ploch 2017 a 2019	24
4.2. Vztah distribuce opylovačů a výnosu osiva vzhledem k vzdálenosti od okraje kultury	24
4.3. Vztah mezi predací semen larvami nosatčíka (<i>Protapion apricans</i>) a výnosem osiva vzhledem k vzdálenosti od okraje kultury	26
4.4. Vliv struktury okolní krajiny na možnost úspěšné disperze opylovačů na experimentální plochu	27
5. Závěr	29
6. Seznam použité literatury	31
7. Internetové zdroje	46
8. Přílohy	47

Seznam obrázků

Obrázek 1: Mapa okolí Uherského Brodu. Experimentální plochy jsou vyznačeny červeně – horní plocha byla monitorována v r. 2019, dolní v r. 2017. Zdroj: Mapy.cz, převzato a upraveno.....	8
Obrázek 2: Mapka zájmových území - vlevo pro rok 2019, vpravo pro rok 2017. Pole jsou rozděleny na dva transekty - A, B. Kroužky představují lokaci Moerickeho misek a tedy i místa individuálního pozorování opylovačů. Zdroj: Mapy.cz, převzato a upraveno.	9
Obrázek 3: Čmelák lesní (<i>B. sylvarum</i>) patří mezi významné opylovače jetele lučního (<i>Trifolium pratense</i>).....	12
Obrázek 4: Nejhojněji se vyskytujícím čmelákem byl čmelák zemní (<i>B. terrestris</i>), který tvoří komplex s příbuznými druhy <i>B. lucorum</i> , <i>B. magnus</i> a <i>B. cryptarum</i> . Fotografie pořízena na pokusné ploše v sezoně 2019.	13
Obrázek 5: Odběr biomasy jetele s využitím čtvercové šablony. Sledované území mezi Nezdenicemi a Bánovem 15.8.2019	14
Obrázek 6: Sušení jetele na vzdušné půdě rodinné chalupy na Kochavci	14
Obrázek 7: Mlátička využita k uvolnění semen z jetelových hlávek v DLF TRIFOLIUM Hladké Životice, s.r.o.	15
Obrázek 8: Vzduchový separátor využitý k separaci prachových částic od čistých semen v DLF-TRIFOLIUM Hladké Životice, s.r.o.	15
Obrázek 9: Vzorek usušené biomasy jetele	15
Obrázek 10: Tentýž vzorek po uvolnění semen z jetelových hlávek mlátičkou	15
Obrázek 11: Mikroskopický pohled na rozpůlenou hlávku jetele lučního s bílou larvou vyžírající nezralé semeno (vlevo); mikroskopický pohled na dospělce nosatčíka (vpravo)	16
Obrázek 12: Vrstva zachycující přítomné typy krajinného pokryvu v okolí experimentální plochy 2019 v prostředí programu Mapomat (AOPK ČR 2015).....	17
Obrázek 13: RDA model (constrained) znázorňující vztahy mezi opylovači a proměnnými prostředí. Faktory prostředí jsou znázorněny červenými šipkami. Jednotlivé druhy opylovačů jsou vyneseny pomocí akronymů druhových názvů: ApisMell — <i>Apis mellifera</i> , BSylv — <i>Bombus sylvarum</i> , BTerr — <i>Bombus terrestris</i> , Blappi — <i>Bombus lapidarius</i>	20
Obrázek 14: GLM model vztahu výnosu semen a vzdálenosti od okraje. S rostoucí vzdáleností od okraje výnos semen průkazně klesá ($F = 1363$; $p = 0,00001$)	21
Obrázek 15: RDA model (constrained) závislosti distribuce opylovačů na prostorovém zastoupení různých krajinných pokryvů v rádiu 500m okolo jednotlivých vzorkovacích plošek. Faktory prostředí jsou znázorněny červenými šipkami, druhy opylovačů modrými šipkami s akronymy druhových názvů: AMell — <i>Apis mellifera</i> , BSylv — <i>Bombus sylvarum</i> , BTerr — <i>Bombus terrestris</i> , BLapi — <i>Bombus lapidarius</i> . Faktory prostředí jsou vyobrazeny zkrácenými názvy: Mozaika — mozaikový porost křovin a bylinného patra, Zahrady — zahrady a sady, Okraj nelesní — nelesní okraje podél cest, Les smíš. — smíšené lesy, Cílová plocha — sledované území	22

Seznam tabulek

Tabulka 1: Výsledky RDA analýzy rozkladu variability distribuce opylovačů vysvětlené proměnnými prostředí.	21
Tabulka 2: Výsledky RDA analýzy rozkladu variability distribuce opylovačů vysvětlené proporcí různých typů krajinného pokryvu.	23

Seznam příloh

Příloha 1: Úhrnné množství srážek [mm] v jednotlivých měsících k roku 2017, 2019	47
Příloha 2: Plocha krajinného pokryvu testovaná druhým modelem RDA analýzy. Rádus 500m je vytyčen od nejkrajnějších vzorkovacích stanovišť obou experimentálních ploch.....	47
Příloha 3: Čmelák skalní (<i>B. lapidarius</i>) opylující jetel luční (<i>Trifolium pratense</i>) na sledovaném území.....	48

Poděkování:

V první řadě děkuji své vedoucí diplomové práce Mgr. Monice Mazalové, Ph.D., za cenné rady, připomínky, povzbuzení a možnost opakovaných konzultací, kdykoli jsem potřeboval. Velký dík patří také RNDr. Tomáši Kurasovi, Ph.D., za cenné rady ohledně práce i statistické analýzy, Ing. Marku Bednářovi, Ph.D., za pomoc při zpracování vrstvy krajinného pokryvu, Ing. Vlastimilu Veleckému ze Zemědělského podílnického družstva Nezdenice za veškeré poskytnuté informace k experimentální ploše a jejímu okolí a celému družstvu za umožnění experiment provést. V neposlední řadě děkuji podniku DLF – TRIFOLIUM Hladké Životice s.r.o. za poskytnutí veškeré potřebné techniky ke zpracování vzorků jetele. Děkuji rodičům za velkou podporu a poskytnutí všech potřebných prostředků k vytvoření této práce a celé rodině, která mi vytvořila ty nejlepší podmínky. Velký dík patří také mým přátelům, kteří mě uměli povzbudit a rozesmát v těžších chvílích. Díky!

1. Úvod

1.1. Význam extenzivního zemědělství pro biologickou rozmanitost

Území Evropy a tedy i České republiky je člověkem osídleno cca 700 000 let (Parfitt et al. 2005), přičemž cílené pěstování rostlin a rozvoj zemědělství započal cca před 10 000 lety v neolitu (Podborský 1993) a rychle se šířil Evropou (Batáry et al. 2015). Ve vrcholném středověku došlo ke značnému úbytku lesů, nárůstu výměry obdělávané půdy a nároky na feudální rentu vedly ke změně způsobu hospodaření. Od nepravidelné plužiny se přešlo k plužině rozměřované, která dala polím vzhled dlouhých lánů s mozaikovitým územním rázem (Šarapatka 2010).

Výsledkem byla sice nepůvodní, člověkem silně ovlivněná krajina, která však umožňovala existenci pestré mozaiky vegetace společně s adaptovanými druhy hmyzu, tedy i opylovačů. Jednalo se o dlouhodobou koevoluci rostlin a jejich opylovačů v prostředí, kde původní přirozené disturbance, udržující mozaiku ploch různých sukcesních stádií, nahradila extenzivní činnost člověka (Konvička et al. 2005).

Tato evropská charakteristika poněkud kontrastuje s ostatními kontinenty, například Amerikou, kde se biota nevyvíjela s člověkem takovou dobu a za nejcennější stanoviště jsou považována ta přirozená, neboť hostí pestrá společenstva druhů (Boitani & Sutherland 2015). Naproti tomu, mnohá z druhově nejbohatších stanovišť Evropy vznikla extenzivní činností člověka, konkrétně takovou, která udržuje mozaiku raně sukcesních ploch v krajině. Bezzásahový management (tedy upuštění od extenzivního zemědělství), jakožto způsob ochrany nemalé části společenstev, proto bývá v prostředí evropské kulturní krajiny zpravidla neefektivní (Sutcliffe et al. 2015) a spontánní zarůstání původně otevřených stanovišť vede k poklesu abundancí až k postupné extinkci druhů (Thomas 1991; Queiroz et al. 2014).

Na straně druhé, významný pokles druhů i jejich početností je zaznamenáván také v souvislosti s tzv. intenzifikací zemědělství, a tedy i přeměnou, fragmentací či úplnou ztrátou původních stanovišť (Foley et al. 2011), která je při stále rostoucí početnosti světové populace do jisté míry nevyhnutelná. Účinný management ochrany částí evropských společenstev proto spočívá v extenzivním (Sutherland 2004), nikoli intenzivním zemědělství.

1.2 Intenzifikace zemědělství a pokles biologické rozmanitosti bezobratlých s důrazem na opylovače

V České republice došlo k výrazné změně způsobu hospodaření v období po druhé světové válce. Stejně jako v ostatních zemích bývalého východního bloku, také zde byly markantní změny po roce 1950 důsledkem změny politické situace a vyznačovaly se především tzv. kolektivizací původně soukromě hospodařících subjektů do státních zemědělských družstev. To se na úrovni struktury krajiny projevilo jako scelování zemědělských pozemků - množství malých políček, luk či pastvin, vzájemně oddělených mezemi, remízy, kamenicemi aj. tak bylo postupně přetvářeno v jednodušší, rozsáhlé půdní bloky (Blažek & Kubálek 2008; Báldi & Batáry 2011; Sutcliffe et al. 2015). Důsledkem byl nárůst průměrné plochy půdních bloků orné půdy 5-10 krát při srovnání údajů mezi lety 1950 a 2000 (Plesník & Staňková 2001).

Zemědělská krajina zabírá v České republice 55,4% výměry státu, v Evropě cca 45 % celkového povrchu (FAO 2014). Zemědělská činnost je tedy významným hráčem z hlediska rozsahu přetváření krajiny, jež má dnes mohutný negativní dopad na biologickou rozmanitost na všech úrovních (Firbank et al. 2008; Stoate et al. 2009; Landis 2017). (Hallmann et al. 2017) poukazují na fakt, že během necelých 30 let došlo (v Německu) k úbytku celkové biomasy létajícího hmyzu o 75%. Z Červeného seznamu ohrožených bezobratlých ČR (Farkač et al. 2005) převzali (Čížek et al. 2009) alarmující čísla odhadu vyhynulých druhů na našem území - např. 18 ze 161 druhů denních motýlů, 22 ze 175 druhů vrubounovitých brouků, 109 z 602 druhů včelovitých blanokřídlých atd. Ani nové vydání Červeného seznamu bezobratlých (Hejda et al. 2017) nezavdává mnoho důvodů k optimismu – kupříkladu z 596 druhů včel (Apoidea: Anthophila), hlášených z území České republiky, je 86 považováno za vymizelé, 62 má status kriticky ohrožených a 54 ohrožených druhů, 74 je považováno za zranitelné, 65 bylo zařazeno do kategorie téměř ohrožených druhů a pouze 229 druhů je klasifikováno jakožto druhy bez ohrožení (Straka & Bogusch 2017). Mezi čmeláky (*Bombus* spp.) je situace přímo alarmující. Z 38 dosud zaznamenaných druhů (včetně pačmeláků) figuruje v Červeném seznamu celých 25 (Hejda et al. 2017).

Dle recentní přehledové studie australských autorů, zaměřené na syntézu poznatků prací dokumentujících celosvětový pokles abundance a diverzity napříč hmyzími taxony, se v posledních 25 letech celková biomasa hmyzu snižuje každým rokem o 2,5%. Jako dvě nejvýznamnější příčiny tohoto poklesu autoři označují zánik stanovišť a jejich přeměnu na intenzívně zemědělsky využívané plochy, resp. plochy urbánní, a znečištění prostředí,

způsobené především syntetickými hnojivy a pesticidy (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Níže v textu se proto věnuji těmto dvěma příčinám úbytku druhové pestrosti detailněji.

Konvenční zemědělství prokazatelně negativně ovlivňuje biodiverzitu (Tscharrntke et al. 2005; Donald et al. 2006; Brittain et al. 2010; Emmerson et al. 2016). Lze jej charakterizovat snahou o co největší výnosy, avšak často s absencí vize možné udržitelnosti. Rozsáhlé a jednoduché půdní bloky v intenzivních zemědělských oblastech oproti původní mozaikovitě krajiny s remízky a nelesními okraji postrádají nejen zdroje potravy pro bezobratlé (včetně hospodářsky významné gildy opylovačů), ale pro některé, např. čmeláky, také vhodné plochy k hnízdění. Hnízda situovaná na produkční půdě bývají totiž ničena těžkou mechanizací (Kleijn et al. 2009; Hiron et al. 2013).

Hlavní plodiny pěstované v monokulturách buď nemají pro opylovače žádný význam (pšenice, žito, ječmen), nebo — pokud se jedná o kvetoucí rostliny pěstované pro semena — rozkvétají i odkvétají synchronně. Jejich květy tak sice představují velký zdroj potravy, tento je však dostupný jen relativně krátkou dobu, v řádu dní až týdnů. Vzhledem ke značnému úbytku poléťavého hmyzu (Carvell et al. 2007; Hallmann et al. 2017; Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019), a tedy i opylovačů (Potts et al. 2010), nejsou tito schopni efektivně opylovat rozsáhlé kvetoucí monokultury (Free & Williams 1976; Free 1993; Ricketts et al. 2008). Řepka (*Brassica napus*) a slunečnice (*Helianthus* spp.) v nejdůležitějších zemědělských regionech ČR (Polabí, moravské úvaly), ale i vojtěška (*Medicago sativa*) či jetel (*Trifolium pratense*) mimo tato centra, se dnes pěstují i na polích rozlohy deseti a více hektarů. Po odkvetení tak velké plochy se opylovači potýkají naopak s nedostatkem potravy, neboť plochy, které nabízely plynule dostupný zdroj nektaru a pylu (neobhospodařované plochy, extenzivně sečené louky, remízky, kvetoucí příkopy podél cest, linie kvetoucích keřů, železniční násypy, okraje lesů a polí aj.) a podporovaly druhově bohatá a početná společenstva opylovačů (Mänd et al. 2002), jsou v dnešní krajině vzácné (Papanikolaou et al. 2017). Okraje polí totiž bývají zpravidla znehodnoceny splachy živin z hnojiv využívaných na orné půdě. Protože majoritním prvkem těchto hnojiv bývá dusík, v druhovém spektru rostlin začnou převládat nitrofilní druhy, často větrosnubné trávy (Bobbink et al. 1998; Bouwman et al. 2002). Kromě toho, dříve využívané meze a remízky (k vypásání, vyžínání) jsou povětšinou ponechány přírodní sukcesi, která vede k rychlému zarůstání dřevinami, což k přežívání druhů otevřených stanovišť v krajině nepřispívá.

Monokultury jsou nadto citlivější k napadení různými škůdci, což se řeší užitím biocidů, jejichž rezidua se nekumulují jen v půdě a vodě (Bonmatin et al. 2015), ale také v pletivech rostlin a v pylu. S nimi se dostávají do těl fytofágního hmyzu včetně opylovačů s důsledkem

přímé či chronické intoxikace (Bobbink et al. 1998; Alston et al. 2007; van der Sluijs et al. 2015), jež může vést k lokálnímu snížení abundance i druhové pestrosti opylovačů (Brittain et al. 2010). Jako příklad lze uvést účinek neonikotinoidů obsažených v některých insekticidech. Čmeláci následkem sběru potravy na insekticidem ošetřených rostlinách trpí zpomaleným růstem kolonie, výrazně menší produkcí královen (Whitehorn et al. 2012) a konečně celkovým rozvratem kolonie a zánikem hnízda (Crall et al. 2018).

Opylovačům neprospívá ani upouštění od pěstování některých druhů plodin, například píce jako jetel nebo vojtěška, které jsou velmi významným potravním zdrojem některých druhů čmeláků (Rollin et al. 2013), a preferování řepky olejky s podporou dotačních fondů EU. Pro řepku je přitom chemická ochrana nutností a jen během jara se do porostu aplikují 3 – 4 druhy insekticidů a 1 – 2 druhy fungicidů (Kazda et al. 2019).

Negativní vliv intenzivního zemědělství dokazuje i pomalejší pokles abundance opylovačů v horských oblastech a Středomoří, kde míra intenzifikace nedosáhla takových hodnot, jako v nížinách (Rasmont 1995). Nekonvenční (tzv. ekologické) zemědělství má vliv na biodiverzitu prokazatelně nižší (Bengtsson et al. 2005; Holzschuh et al. 2007; Hodgson et al. 2010). Například, po zvýšení plochy nekonvenčního zemědělství v okolí z 5% na 20% byl pozorován nárůst abundance solitérních včel o 60% a čmeláků o 150% (Holzschuh et al. 2008). Nárůst abundance byl pozorován také u pavouků (48%), ptáků (62%) a netopýrů (75%) (Fuller et al. 2005). Podíl půdy obhospodařované v šetrnějším režimu hospodaření však v roce 2012 dosahoval v ČR pouhých 13,1% (Krause & Machek 2018).

1.3. Význam krajinné struktury pro opylovače

Kromě intenzifikace zemědělství bývá v souvislosti s úbytkem abundance i druhové diverzity zmiňována fragmentace krajiny (Laurance & Useche 2009; Haddad et al. 2015; Liu et al. 2018), nezřídka uváděná jako aspekt biotopové degradace (Haila 2002). V problematice „fragmentace krajiny“ je důležité rozlišovat dva základní pojmy a to fragmentaci jako takovou, tedy proces rozčleňování jednoho velkého a souvislého typu prostředí na větší počet menších částí, které jsou vzájemně odděleny například systémem cest a nejsou vůči sobě příliš izolované (Wilcove et al. 1986), a fragmentaci doprovázenou ztrátou vhodného stanoviště. Zbylé fragmenty jsou malé a od ostatních izolované prostorem nazývaným „matrix“, který má zpravidla jiné podmínky než původní (vhodné) stanoviště (Fahrig 2003). Vliv fragmentace na úspěšnost přežívání druhů v krajině nemusí být dán samotným zánikem (části) plochy stanoviště.

Významnou roli může hrát i zvyšující se vzájemná izolovanost zbylých plošek vhodného stanoviště (Bender et al. 2003; Fahrig 2003), omezující tok genů, a tedy i míru ekologické plasticity dílčích populací (Gibbs 2001; Méndez et al. 2011; Jha 2015). Opylovači mohou na uvedené změny v krajině reagovat citlivě, protože potřebují nejen vhodné místo k hnízdění, ale také relativně blízký zdroj potravy, jenž musí být v případě sociálních druhů dostatečný k uživení celé kolonie a dostupný v průběhu celé sezóny (Goulson 2010).

Např. pro eusociální čmeláky je let energeticky velmi náročný (Heinrich 2004) a preferují tedy potravní zdroje blíže hnízdu, ačkoliv ne zcela v těsné blízkosti (Dramstad 1996). Pokud je však atraktivnější zdroj, např. rozkvetlý monokulturní porost, ve větší vzdálenosti, jsou některé druhy schopny pro větší energetický zisk létat na delší vzdálenosti. Druhy s delším sosákem jako čmelák lesní (*B. sylvarum*), čmelák úhorový (*B. ruderarius*), nebo čmelák rolní (*B. pascuorum*) létají obecně do kratší vzdálenosti, cca 500m od hnízda a bývají proto označovány jako tzv. *doorstep foragers* (Goulson 2010). Větší a univerzálnější druhy s kratším sosákem mají doletové vzdálenosti delší, čmelák skalní (*B. lapidarius*) a čmelák zemní (*B. terrestris*) až 1750m (Walther-Hellwig & Frankl 2000).

Z výše uvedeného vyplývá, že struktura krajiny resp. z ní vyplývající míra izolace potravního zdroje hraje zásadní roli. Je-li vzdálenost mezi vhodným hnízdním stanovištěm a potravním zdrojem větší než doletová vzdálenost daného druhu, nemůže tento druh potravního zdroje dosáhnout. Fragmentace samotná má však ve srovnání se ztrátou plochy vhodné k přežívání druhu podstatně menší vliv na biodiverzitu (Henein et al. 1998; Collingham & Huntley 2000; Flather & Bevers 2002). V konvenčním zemědělstvím zasažené evropské krajině může být vliv na biodiverzitu dokonce pozitivní, což potvrdily i některé empirické studie (Wolff et al. 1997; Belisle et al. 2001; Langlois et al. 2001; Caley et al. 2001; Tschardt et al. 2002). Pokud je totiž fragmentována jednolitá plocha na více menších, například systémem úzkých cest, vznikají podél těchto cest zpravidla také lemové biotopy, které biodiverzitu podporují. Stejně tak, je-li velká, uniformní plocha fragmentována cíleným vytvořením mezí či remízků (Mazalová et al. 2015).

Vliv lokální krajinné struktury proto velmi pravděpodobně ovlivňuje taky úspěšnost opylení, a tedy i reprodukce a výnosu semen entomogamních druhů zemědělských plodin. Je-li v okolí zájmové plochy s pěstovanou monokulturou dostatek přirozených refugií, především potenciálních hnízdišť, na rozkvetlou plochu pravděpodobně dolétne více opylovačů, než v případě absence či menší hustoty těchto ploch v okolí.

Dopad intenzifikace zemědělství i změny struktury krajiny na abundanci i diverzitu druhů je zřejmý. Nejedná se přitom jen o opylovače jako jsou čmeláci (Goulson 2010), samotářské včely (Holzschuh et al. 2007), nebo motýli (Ekroos et al. 2010; Hodgson et al. 2010), ale také ptáky (Donald et al. 2001), savce i rostliny (Benton et al. 2003; José-María et al. 2011). Právě opylovači jsou přitom klíčoví pro reprodukci krytosemenných rostlin, kterých je na světě odhadované množství přibližně 352 000 druhů (Paton et al. 2008; Ollerton et al. 2011), z nichž přibližně 87,5%, využívá zoogamii (Ollerton et al. 2011). Neméně významnou roli hrají opylovači při zprostředkování reprodukce zemědělských plodin, neboť cca 68-85% pěstovaných plodin (mj. jetel, vojtěška, řepka olejka, čočka, sója, hrách, podzemnice olejná, řada druhů ovocných dřevin, ale také kukuřice nebo brambory) je do značné míry závislých na opylování hmyzem (Roubik 1995; Klein et al. 2007). K nejdůležitějším opylovačům patří včely *sensu lato* (Williams 1995; Delaplane & Mayer 2000; Corbet et al. 2015), byť některé recentní studie zdůrazňují i význam tzv. „nevčelích“ opylovačů (Rader et al. 2016; Rader et al. 2020). V posledních dekadách lze pozorovat poměrně rychle postupující globální trend v poklesu abundancí jednotlivých druhů i druhové rozmanitosti volně žijících opylovačů, tzv. globální krizi opylovačů (Ghazoul 2005; Aizen & Harder 2009; Potts et al. 2010; Lebuhn et al. 2013). Možným důsledkem je i riziko nedostatečného opylení velkých ploch entomogamních plodin (Free & Williams 1976; Free 1993; Dupont et al. 2011), na jehož vyhodnocení jsem se zaměřil v předkládané diplomové práci.

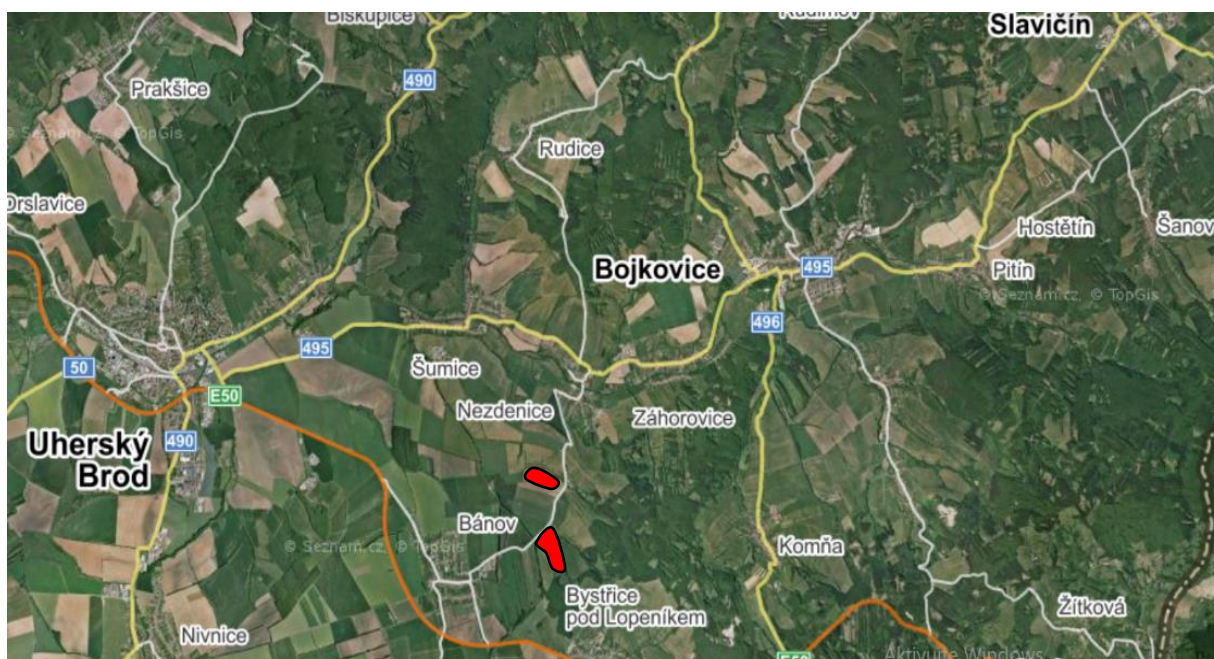
1.4. Cíle práce

Možným důsledkem postupujícího poklesu abundancí i počtu druhů opylovačů je i vzrůstající riziko nedostatečného opylení velkých ploch entomogamních zemědělských plodin. Biologická rozmanitost intenzívně využívané zemědělské krajiny je vázána vesměs na neprodukční fragmenty při okrajích polí a cest, remízky či zahrady obklopující lidská obydlí. Lze tedy předpokládat, že tyto fragmenty resp. jejich vzdálenost, kvalita a plocha budou mít vliv na distribuci opylovačů v širším okolí. Zároveň je zřejmé, že s počtem opylovačů v prostředí bude korespondovat efektivita jimi zajišťovaných ekosystémových služeb, konkrétně úspěšnost opylování a následně produkce osiva rostlin. Pro stanovení cílů práce jsem vycházel z následujících předpokladů: Pokud je počet opylovačů vysoký, kompetice o květy mezi jedinci je silnější a opylovači budou s větší pravděpodobností zalétat do vzdálenějších částí velké plochy porostu monokultury. Pokud je však „přiliv“ opylovačů z okolí nízký, mj. díky izolovanosti plochy monokulturního porostu např. rozsáhlými plochami neatraktivních plodin (obiloviny), monokulturními lesními pozemky, zpevněnými povrchy například průmyslových zón apod., jedinci opylovačů by neměli mít důvod zalétat dál od okraje, ale jen do okrajových částí pole (Heinrich 2004). V předložené diplomové práci jsem tedy stanovil 2 cíle: (i) testovat vztah mezi abundancemi opylovačů a mírou produkce semen vzhledem ke vzdálenosti od okraje kultury se zohledněním vlivu struktury okolní krajiny na možnost úspěšné disperze opylovačů na experimentální plochu, (ii) ve stejném kontextu analyzovat vliv predace semen larvami nosatčíka obecného (*Protapion apricans*), jakožto nejvýznamnějšího hospodářského škůdce osevních porostů jetele lučního (*Trifolium pratense*), a stanovit tak možné limity produkce osiva jetele pěstovaného v režimu ekologického zemědělství.

2. Metodika

2.1. Charakteristika zájmového území

Monitoring probíhal ve dvou sezónách na dvou pokusných plochách – polích obhospodařovaných Zemědělským podílnickým družstvem Nezdenice, s certifikovaným porostem jetele lučního kultivaru Slavín E v k.ú. Nezdenice, poblíž Uherského Brodu (Obrázek 1)

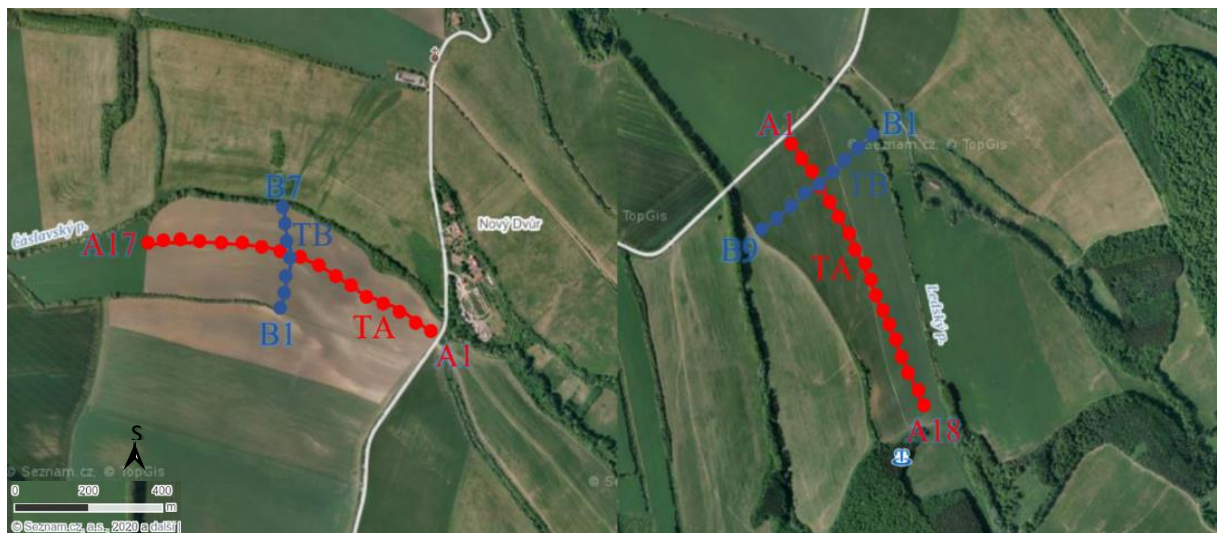


Obrázek 1: Mapa okolí Uherského Brodu. Experimentální plochy jsou vyznačeny červeně – horní plocha byla monitorována v r. 2019, dolní v r. 2017. Zdroj: Mapy.cz, převzato a upraveno.

Experimentální plochy se nacházejí v geologickém celku Západní Karpaty (Žmolík 2008), ve flyšovém pásmu magurské skupiny příkrovů. Lokalita je situována v podhůří Bílých Karpat na jihovýchodní Moravě, severní část katastrálního území (k. ú.) obce zasahuje na území Chráněné krajinné oblasti (CHKO) Bílé Karpaty, zbytek k. ú. přiléhá k západní hranici CHKO. Nejvyšším bodem území je kóta Široké (425 m n.m.), nejnižší bod k. ú. obce (240 m n.m.) leží v údolnici řeky Olšavy, levostranného přítoku Moravy. Obě experimentální plochy leží v nadmořské výšce 300-350m a protéká mezi nimi Ledský potok ústící do Olšavy. Půdní prostředí k. ú. Nezdenice je tvořeno půdami typickými jak pro Uherskobrodsko, tak pro CHKO Bílé Karpaty, dominujícím typem jsou kambizemě, mimo ně se zde vyskytují také černozemě, pararendziny, luvizemě a černice (Dostalová 2015). Jedná se o zemědělskou oblast situovanou ve vlhkém, mírně chladném až teplém podnebí, silně zasaženou větrnou erozí (Švehlík 2006), proti které

místní vysázeli četné větrolamy, vyskytující se v krajině v podobě remízků dodnes (Štursová 2008).

Experimentální plochy polí z období 2019 ($49^{\circ}0'16,184''\text{N}$, $17^{\circ}44'38,355''\text{E}$) resp. 2017 ($48^{\circ}59'33,663''\text{N}$, $17^{\circ}44'45,307''\text{E}$) mají výměru 17,43 ha resp. 18,92 ha a leží na velmi mírném svahu, téměř v rovině. Výškový rozdíl činí pouhých 34m (27m) na celkové délce 809m (740m) se svažováním od východu k západu.



Obrázek 2: Mapa zájmových území - vlevo pro rok 2019, vpravo pro rok 2017. Pole jsou rozdělena na dva transekty - A, B. Kroužky představují lokaci Moerickeho misek a tedy i místa individuálního pozorování opylovačů. Zdroj: Mapy.cz, převzato a upraveno.

V okolí pokusných ploch (tj. ve vymezeném okruhu 2 km) dominuje orná půda (41,8 %), hojně jsou také další typy biotopů jako smíšené lesy (22,6 %), trvalé travní porosty k produkci sena, tj. louky (18,8 %), remízy (4,6 %) a mozaikové porosty keřů a bylinné vegetace (2,2 %). Protože jsou zájmová území v blízkosti vesnic Bánova, Nezdenic a Bystřice pod Lopeníkem, tvoří část území také četné zpevněné plochy (silnice a obytná zástavba, příp. hospodářské budovy), doprovázené zelení typu zahrad či sadů.

2.2. Modelová plodina

Jako modelovou plodinu jsem zvolil jetel luční (*Trifolium pratense*), víceletou rostlinu z čeledi bobovitých (Fabaceae), která se zejména v minulosti hojně pěstovala především jako píceň pro dobytek (Kolařík & Rotrekl 2013). Bobovité rostliny disponují díky mutualistickému vztahu s hlízkovitými bakteriemi r. *Rhizobium* unikátním mechanismem vázání atmosférického dusíku (Long 1989; Martínez-Abarca et al. 1998; Vanommeslaeghe et al. 2018). Elementární dusík, jenž tvoří nejvýznamnější součást (78 %) atmosféry, ale je v N_2 formě pro rostliny nepřijatelný, je účinkem enzymu nitrogenázy redukován na pro rostliny dobře využitelnou

formu NH_3 (Rajnović 2017). Vzhledem k tomu, že je atmosférický dusík většinou složkou vzduchu, je ho vždy dostatek a bobovité jsou takto schopny navázat až 300 kg N_2 na hektar půdy ročně (Hejduk 2012), což významně snižuje nutnost aplikace minerálních hnojiv (Vanommeslaeghe et al. 2018), a to i pro pěstování následných plodin. Jetel představuje důležitou víceletou pícninu pro chov hospodářských zvířat (Annicchiarico et al. 2014; Vanommeslaeghe et al. 2018), a to zejména pro velmi dobrou nutriční hodnotu díky vysokému obsahu bílkovin (Petřík et al. 1987).

Jetel využitý k experimentu byl diploidní kultivar Slavín E. Diploidní forma je pro jetel přirozená, lze se však setkat i s tetraploidními kultivary. Tetraploidi jsou obvykle uměle šlechtěni pro své vyšší výnosy píce (o 12 – 14 %) a také vyšší perzistenci (Taylor & Quesenberry 1996; Boller et al. 2010; Vleugels et al. 2016). Na druhou stranu oproti diploidům vykazují nižší výnos semen o 20 – 50% (Boller et al. 2010; Boelt et al. 2015; Amdahl et al. 2016).

2.3. Modelové skupiny ovlivňující produkci semen jetele

Na základě předchozího výzkumu realizovaného v rámci mé bakalářské práce (Kydala 2018) byly na sledovaném území identifikovány následující skupiny hmyzu, které jsou potenciálně schopné jetel luční opylovat: Včela medonosná (*Apis mellifera*) (Delaplane & Mayer 2000; Jing 2017), a především čmeláci (Hymenoptera: Apoidea: *Bombus spp.*) (Free 1993; Sands et al. 2016), pro které je jetel stěžejním zdrojem potravy (Goulson et al. 2005; Goulson et al. 2008).

Čmeláci mají mezi „divokými včelami“ zásadní roli v opylování jetele. Květní trubka jetele je dlouhá přibližně 10 mm (Vleugels et al. 2019) a nektar se nachází v její spodní části (McGregor 1976). Přístup k němu je proto pro nektarofágy obtížný. Čmeláci disponují v poměru k tělu velmi dlouhým sosákem, proto jsou schopni přijímat nektar z kalichů jetele a přitom květy opylovat. Nadto čmeláci na rozdíl od většiny ostatních druhů nežijí samotářsky, ale eusociálně. Tvoří tedy početné hnízdní kolonie (až 400 jedinců u *B. terrestris*) (Pavelka & Smetana 2003), a to především v prostředí suburbánní zeleně (Goulson et al. 2002) jako jsou zahrady či sady. Proto potřebují velké množství nektaru a pylu, které zemědělské kultury jetele dočasně nabízejí velmi hojně. V minulosti byly za hlavní (nejefektivnější) opylovače jetele považovány specializovanější druhy čmeláků s dlouhým sosákem (Dupont et al. 2011), ty však v posledních dekádách nejrychleji mizí, (Goulson et al. 2005; Williams et al. 2010).

Kromě značného úbytku opylovačů a případné změny distribuce srážek v sezóně – jetele je na nedostatek vody citlivý (Jamriška et al. 1998) – působí na výnos osiva i další negativní faktor – nosatčik obecný (Coleoptera: Curculionidae: *Protapion apricans*). Více než samotní brouci, vykusující malé díry do listů a poškozující výhonky, škodí jeteli larvy nosatčika, které vyžirají základy semeníků a výrazně tak snižují výnos semen (Hansen & Boelt 2008; Ma et al. 2012). Jedna vyvíjející se larva je schopna zdecimovat 7-11 zárodků semen (Kolařík & Rotrekl 2013). Výsledné výnosy osiva proto vztahujeme kromě abundancí a distribucí opylovačů také k početnosti larev nosatčika, zjištěných v různých částech pokusné plochy.

2.4. Vzorkování společenstev opylovačů

Na každé experimentální ploše jsem vytyčil celkem dva transekty, podélně transekt TA, příčně transekt TB (Obrázek 2). Transekt na experimentální ploše z r. 2017 měl délku 740m (TA s 18 stanovišti), resp. 372 m (TB s devíti stanovišti). Transekt na experimentální ploše v r. 2019 měřil 809 m (TA obsahující 17 stanovišť), resp. 271 m (TB se sedmi stanovišti)

Ačkoliv jsem využil 2 způsoby monitoringu opylovačů, tj. (a) metodu odchyty pomocí žlutých (Moerickeho) misek (Moericke 1951), (b) individuální sledování/sběr imag hmyzu, vzhledem k nízké úspěšnosti odchyty žlutými miskami jsem pro sestavení statistických modelů pracoval pouze s daty z individuálních sběrů. Proto dále popisuji pouze tuto metodu monitoringu.

V první sezóně sběru dat jsem prováděl individuální vzorkování opylovačů jednou denně v období maxima kvetení jetele (16 – 23. 7. 2017), vždy v odpoledních hodinách, za slunečné až oblačné oblohy, při minimální teplotě 20°C, za bezvětří až mírného větru, přibližně mezi 14. až 18. hodinou. Hmyz byl monitorován v místech expozice Moerickeho misek, konkrétně v kruhu o průměru přibližně 2 m, kdy myšlený střed tvořila instalovaná miska. Zde bylo prováděno individuální pozorování hmyzu, přičemž bylo pozorování zaměřeno na potenciální opylovače jetele, tj. především včelu medonosnou (*Apis mellifera*) a různé druhy čmeláků (*Bombus spp.*), zaznamenávání byli ještě jedinci pestřenek (Syrphidae). Na každé definované ploše bylo stráveno přibližně 6 minut. Opylovači vyskytující se na vymezené ploše byli určeni do druhů (čmeláci, včela medonosná) s výjimkou pestřenek, jež byly započteny pouze na úrovni abundance čeledi Syrphidae. V sezóně 2019 jsem monitoring prováděl v období 17.7 – 23. 7. dvakrát denně v době cca 8:30-10:30 a 13:30-16:30 hod. Změna v experimentálním designu byla reakcí na relativně nízké abundance hmyzu, zjištěné v první

sezóně monitoringu a časové rozpětí bylo zvoleno s ohledem na aktivní letovou dobu dělnic čmeláků. Ta je v letním období nejvyšší ráno, snižuje se v době kolem poledne a opět vzrůstá později odpoledne až podvečer (Willmer & Stone 2004)

Kromě přítomných opylovačů byl na vzorkovací ploše denně evidován také poměr kvetoucích hlávek jetele k hlávkám již odkvetlým, resp. dosud nekvetoucím. Odhad byl vyjádřen v procentech kvetoucích hlávek. Na začátku a na konci období monitoringu byla změřena výška vegetace na každém vzorkovacím místě, průměrná hodnota vstupovala jako kovariáta do prováděných statistických analýz. Ze stejného důvodu byla zjišťována také teplota (průměr teploty na začátku a na konci denního monitoringu [°C]), oblačnost [%], dešťové srážky (NE/ANO) a rychlost větru (pocitově stupnice 1-3, přičemž 1 - bezvětří až lehký vánek, 2 – občasné mírné pofukování, 3 – permanentní mírné pofukování). Oblačnost a síla větru byly odhadovány každou započatou hodinu monitoringu, do analýz vstupovaly průměrné hodnoty za každou vzorkovací etapu. Přibližně v půli každého vzorkovacího období bylo z každé plošky náhodně odebráno 10 hlávek jetele, jako materiál ke zjištění abundance larev nosatčíka obecného (*Protapion apricans*).

Nevýhodou této metody je možnost přehlédnutí zvláště menších jedinců (Syrphidae), a tedy zkreslení výsledků. Některé druhy jsou navíc natolik podobné, že je lze spolehlivě odlišit pouze s využitím laboratorního vybavení (preparační sada a binokulární lupa v případě samců či drobných dělnic některých druhů čmeláků). U těchto druhů čmeláků (např. dělnice *B. terrestris* a *B. lucorum*, případně drobné a starší dělnice *B. lapidarius* a *B. ruderarius*) je v



Obrázek 3: Čmelák lesní (*B. sylvarum*) patří mezi významné opylovače jetele lučního (*Trifolium pratense*)

případě terénního pozorování běžnou praxí řadit je do komplexu druhů, proto pracuji s komplexem druhů *B. terrestris* s. l., resp. *B. lapidarius* s. l. (Obrázek 4).



Obrázek 4: Nejhojněji se vyskytujícím čmelákem byl čmelák zemní (*B. terrestris*), který tvoří komplex s příbuznými druhy *B. lucorum*, *B. magnus* a *B. cryptarum*. Fotografie pořízena na pokusné ploše v sezoně 2019.

2.5. Odběr a zpracování vzorků jetele

Vzorky biomasy jetele byly odebrány po úplném odkvetení, několik dní před jeho sklizní (z důvodu zajištění úplné zralosti semen v odebraných jetelových hlávkách). Odběr byl proveden na každé ploše individuálního pozorování opylovačů, ze čtvercové plochy 1 m². V rámci každého čtverce bylo důsledně dbáno na sběr všech přítomných odkvetlých hlávek. Biomasa jetele odebraná z každého místa sběru byla následně individuálně usušena (sušení po dobu 2 týdnů s pravidelnou kontrolou výskytu plísní).



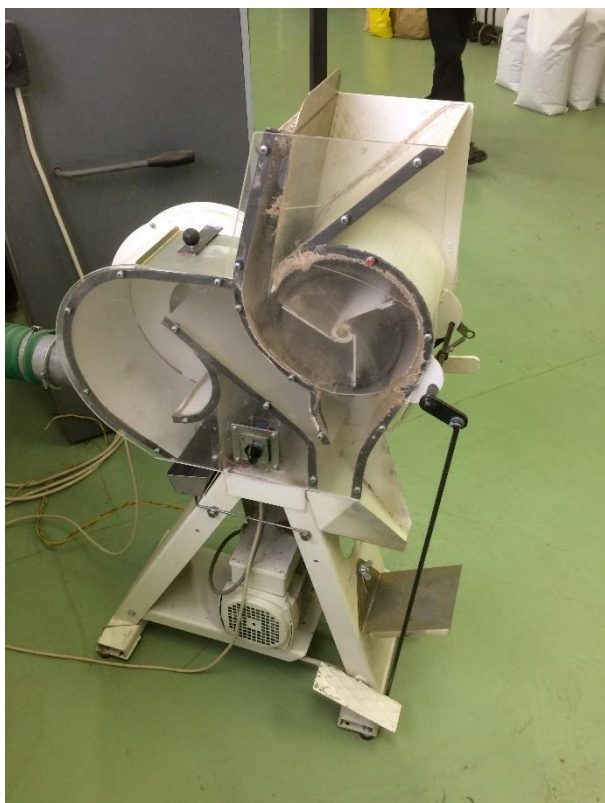
Obrázek 5: Odběr biomasy jetele s využitím čtvercové šablony. Sledované území mezi Nezdenicemi a Bánovem 15.8.2019



Obrázek 6: Sušení jetele na vzdušné půdě rodinné chalupy na Kochavci

Biomasa jetele byla po vysušení převezena do areálu podniku DLF-TRIFOLIUM Hladké Životice, s.r.o. a následně zpracována. Obsah jednotlivých pytlů prošel nejprve mlátičkou, která jetel rozemlela na drobné kusy, přičemž došlo k vymláčení semen.

Rozmělněný materiál následně prošel soustavou hrubého (separace větších zbytků lodyh) jemného (separace růžicových listů) síta. Získaný materiál byl přečištěn ve vzduchovém separátoru (separace prachových částic a lehkých drobných fragmentů sušených listů a stonků) a vložen do předem popsaných papírových prodyšných sáčků. Následně byly vzorky semen jetele z každého sběrného místa zváženy na laboratorních váhách pracoviště Katedry ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci.



Obrázek 7: Mlátička využita k uvolnění semen z jetelových hlávek v DLF TRIFOLIUM Hladké Životice, s.r.o.



Obrázek 8: Vzduchový separátor využitý k separaci prachových částic od čistých semen v DLF-TRIFOLIUM Hladké Životice, s.r.o.



Obrázek 9: Vzorek usušené biomasy jetele



Obrázek 10: Tentýž vzorek po uvolnění semen z jetelových hlávek mlátičkou

2.6. Odhad populační početnosti larev nosatčíka obecného (*Protapion apricans*)

Ke zjištění populační početnosti nosatčíka bylo na sledovaných územích 20. 7. 2019 resp. 20. 7. 2017 náhodně odebráno 10 hlávek jetele z každého stanoviště na obou transektech. Celkem tedy bylo odebráno 240 resp. 270 ks hlávek. Tyto byly poté pomocí preparační sady (skalpel, preparační jehla, pinzeta) pečlivě prohlédnuty a počet larev z každé hlávky byl zaznamenán do datových tabulek jako jedna z vysvětlujících proměnných ve vztahu k výnosu osiva.



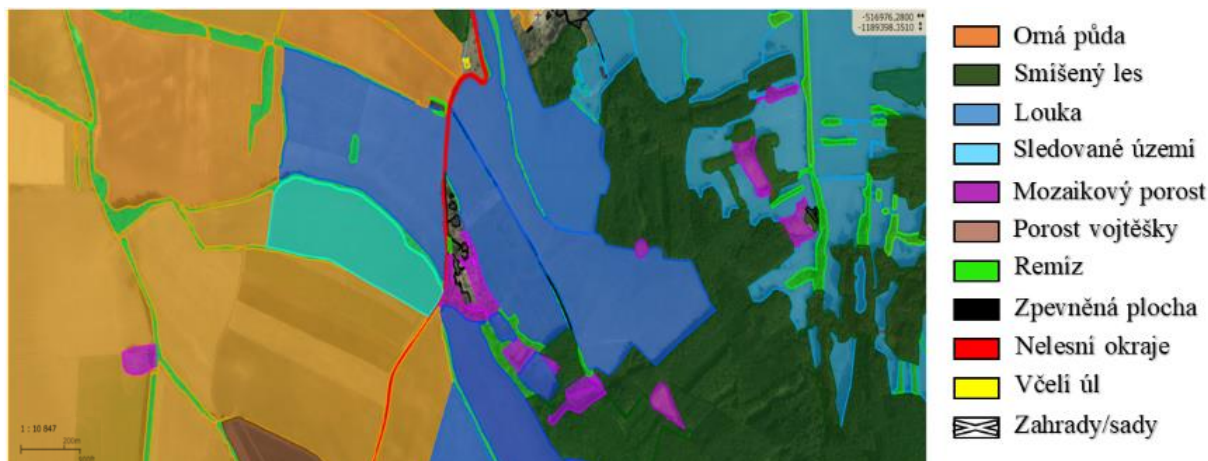
Obrázek 11: Mikroskopický pohled na rozpůlenou hlávku jetele lučního s bílou larvou vyžírající nezralé semeno (vlevo); mikroskopický pohled na dospělého nosatčíka (vpravo)

2.7. Analýza krajinného pokryvu

Struktura krajiny neboli uspořádání krajinných prvků v okolí kultury plodiny může výrazně ovlivnit pravděpodobnost opylení, a tedy i reprodukce a výnosu semen pěstovaných rostlin (Cranmer et al. 2012). Je-li v okolí pole dostatek přirozených refugií, především potenciálních hnízdišť, na rozkvetlou plochu pravděpodobně dolétne více opylovačů, než v případě absence či menší hustoty těchto ploch v okolí (Klein et al. 2006; Ricketts et al. 2008; Wratten et al. 2012). Z uvedených důvodů jsem ve veřejně dostupné aplikaci Mapomat (AOPK ČR 2015) vytvořil vrstvu zachycující přítomné typy krajinného pokryvu obklopující do vzdálenosti 2 500 m obě vzorkovací plochy (Obrázek 12), obsahující celkem 11 kategorií (louky, nelesní okraje,

smíšené lesy, porosty vojtěšky, remízy, zpevněné plochy, zájmová území, mozaikové porosty, ornou půdu, zahrady a sady a pozice včelích úlů (dostupný údaj pouze v r. 2019).

Následně byla tato vrstva v prostředí ArcGIS 10.7 využita k výpočtu proporce zastoupení jednotlivých typů krajinného pokryvu v okruhu 500 a 2000 m od každého sběrného místa v transektech vytyčených na obou pokusných plochách.



Obrázek 12: Vrstva zachycující přítomné typy krajinného pokryvu v okolí experimentální plochy 2019 v prostředí programu Mapomat (AOPK ČR 2015)

Výše uvedené poloměry jsem zvolil vzhledem k průměrným vzdálenostem tzv. *foraging flights* jednotlivých druhů čmeláků. Doletové vzdálenosti silně korelují s velikostí těla opylovače a to přímou úměrou (Greenleaf et al. 2007). Menší anebo specializované druhy s dlouhým sosákem jako čmelák lesní (*B. sylvarum*) disponují kratším doletem (cca 450m) (Knight et al. 2009) a vzhledem k užšímu spektru vhodné potravy jsou citlivější na změny krajinného rázu (De Palma et al. 2015). Poloměr 2000m odpovídá doletové vzdálenosti větších univerzálnějších druhů jako čmelák zemní (*B. terrestris*) nebo čmelák skalní (*B. lapidarius*), která činí cca 1750m (Walther-Hellwig & Frankl 2000). Pro interpretaci výskytu jedinců různých druhů opylovačů na ploše kvetoucího jetele je tedy užitečné znát proporce zastoupení různých typů krajinného pokryvu ve vzdálenostech relevantních z hlediska zmíněných dvou skupin s odlišnou mobilitou. Předpokládám odlišný vliv typů pokryvu podporujících výskyt, případně druhovou bohatost opylovačů (zahrady/sady, louky, polopřirozené okraje všech typů (Goulson et al. 2002; Redhead et al. 2016) a ploch s předpokladem negativního vlivu na uvedené parametry (orná půda, zapojený les, zpevněné plochy) (Diaz-Forero et al. 2013).

2.8. Statistická analýza dat

Analýza byla provedena v rozhraní softwaru Canoco for Windows 5 (Šmilauer & Lepš 2014). V prvním modelu vystupovaly jako vysvětlované proměnné logaritmicky transformované početnosti druhů opylovačů, tedy počty druhů pozorované na každé vzorkovací ploše ke konkrétnímu dni experimentálního období 2017 i 2019. Jednotlivé modely byly testovány pomocí Monte-Carlo permutačního testu s použitím 5000 permutací, přičemž permutace modelu byly nastaveny pro bloky omezené rokem výběru s permutací v blocích náhodně. Vysvětlující proměnnou byla lokace odběrového místa vzhledem k okraji pole, kdy byla využita nejkratší vzdálenost [m] každého odběrového místa vzhledem k okraji pole.

Dalšími vysvětlujícími proměnnými byl výnos semen [g] extrahovaný z 1m² plochy porostu jetele odebrané z každého odběrového místa sledovaných území náhodným výběrem a početnost brouka nosatčíka (*Protapion apricans*), vyjádřená jako průměrná početnost larev vztažená na hlávku jetele na daném místě odběru. Na základě forward selekce byly jako kovariáty vybrány proměnné datum pozorování, vzorkovací místo a rok, kdy byl experiment uskutečněn. Celkový model byl testován mnohorozměrnou ordinací, konkrétně přímou ordinační metodou redundanční analýzy RDA (Legendre & Anderson 1999) díky délce gradientu v druhových datech.

Testování druhého modelu bylo nastaveno shodně s prvním modelem. Zastoupení různých krajinných pokryvů pro rádius 500m a 2000m bylo předtestováno prostřednictvím forward selekce, která byla opět využita k zjištění vysvětlujících faktorů (typů krajinného pokryvu), zařazených do finálního modelu.

Analýza vztahu výnosu semen a vzdálenosti byla provedena metodou zobecněného lineárního modelu – GLM.

3. Výsledky

3.1. Faunistické vyhodnocení

V experimentu jsem po oba roky použil dvě metody sběru hmyzu a to pozorování a sčítání opylovačů metodou individuálního pozorování a odchyt hmyzu pomocí tzv. Moerickeho misek.

Metodou individuálního pozorování byli zaznamenáváni pouze opylovači. V roce 2019 jsem pozoroval během sedmi dní (dvě pozorování za den) celkem 3766 opylovačů, z nichž 3576 (95 %) jedinců představovala včela medonosná (*Apis mellifera*) a 190 (5%) jedinců čmeláci. Tito byli zastoupeni v poměru: čmelák skalní (*B. lapidarius*) 88 (46,3 %) jedinců, čmelák zemní (*B. terrestris*) 76 (40 %) jedinců a čmelák lesní (*B. sylvarum*) 26 (13,7 %) jedinců. V roce 2017 jsem zaznamenal během osmi dní (jedno pozorování za den) celkem 4571 opylovačů. Včela medonosná byla zastoupena 4297 (94 %) jedinci. Čmeláci byli zastoupeni 274 (6%) jedinci v poměru: čmelák skalní 73 (26,6 %) jedinců, čmelák zemní 192 (70 %) jedinců, čmelák lesní čtyřmi (1,6 %) jedinci a čmelák luční (*B. pratorum*) pěti (1,8 %) jedinci. V roce 2019 nebyl čmelák luční pozorován. Ve srovnání s rokem 2017 byl v roce 2019 pozorován navzdory téměř dvojnásobnému počtu pozorování úbytek zaznamenaných opylovačů o 805 jedinců, to je 17,6 % Vztaheno k počtu provedených pozorování je úbytek 52,8 %.

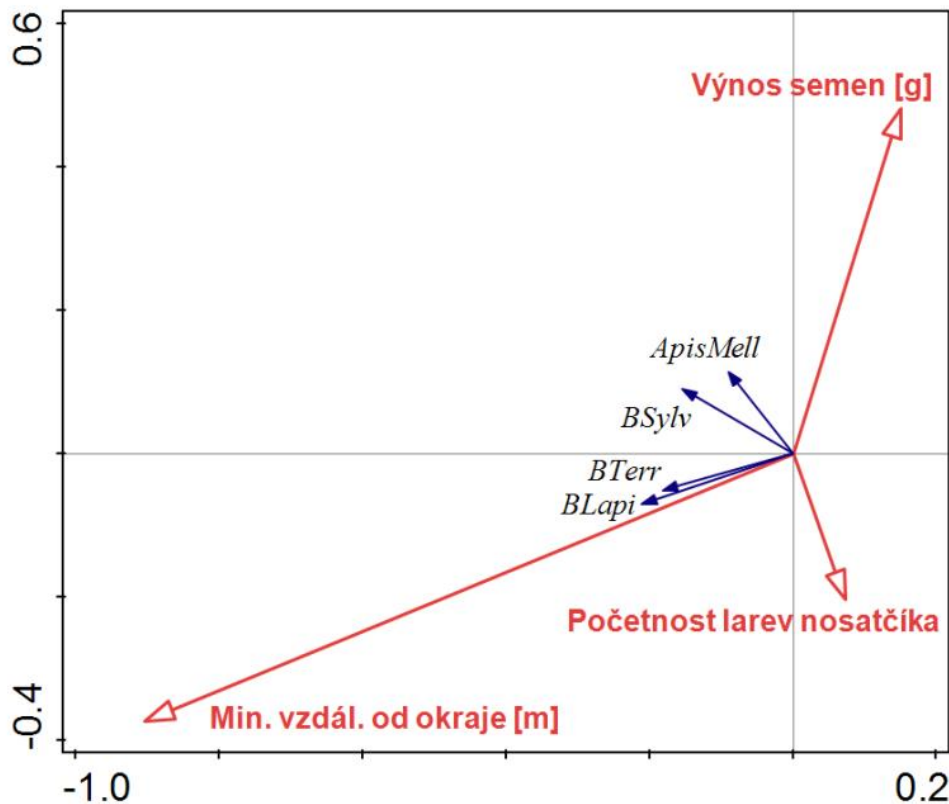
Při odchytu metodou tzv. Moerickeho misek byl výběr misky proveden v obou letech jedenkrát denně. V roce 2019 bylo zaznamenáno celkem 75 opylovačů, 71 včel (*Apis mellifera*) a čtyři čmeláci (*Bombus spp.*). V roce 2017 jsem obdržel vzorek čítající 662 opylovačů v zastoupení 554 včel (*Apis mellifera*) a 108 čmeláků (*Bombus spp.*). Úbytek oproti roku 2017 činí 587 jedinců, tedy 88,7 %.

Ve vzorku 240ks (2019) resp. 270ks (2017), v blízkosti vzorkovacích míst náhodně odebraných zralých hlávek jetele, bylo v laboratoři pozorováno 315 resp. 1939 vyvíjejících se larev nosatčika obecného (*Protapion apricans*) a 6 resp. 4 dospělých jedinců brouka.

3.2. Distribuce opylovačů a výnos osiva

Výstupem provedené mnohorozměrné redundanční analýzy (RDA) byl model průkazný na první (pseudo-F = 5,4; p = 0,0002) i všech kanonických osách (pseudo-F = 7,2; p = 0,0002), který vysvětlil 3,8 % variability v druhových datech. Z grafického výstupu RDA je zřejmá závislost abundance opylovačů na vzdálenosti od okraje pole (pseudo-F = 14,5; p = 0,0006)

(Tabulka 1), přičemž čmelák skalní (*B. lapidarius*) a čmelák zemní (*B. terrestris*) létají více do středu experimentální plochy zatímco čmelák lesní (*B. sylvarum*) a včela medonosná (*Apis mellifera*) se drží především při jejích okrajích (Obrázek 13)

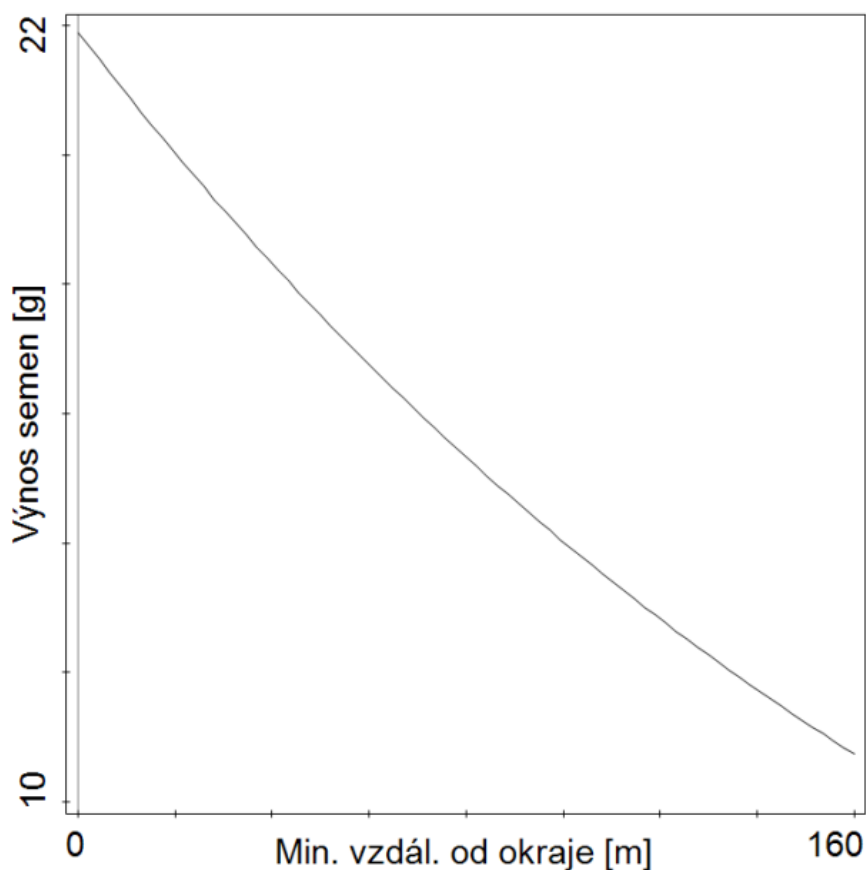


Obrázek 13: RDA model (constrained) znázorňující vztahy mezi opylovači a proměnnými prostředí. Faktory prostředí jsou znázorněny červenými šipkami. Jednotlivé druhy opylovačů jsou vyneseny pomocí akronymů druhových názvů: ApisMell — *Apis mellifera*, BSylv — *Bombus sylvarum*, BTerr — *Bombus terrestris*, Blapi — *Bombus lapidarius*

Kromě výše uvedeného z grafu vyplývá, že výnos semen s větší vzdáleností od okraje klesá ($p = 0,0018$) (analyzováno také metodou GLM s průkazným výsledkem ($F = 1363$; $p = 0,00001$)) (Obrázek 14)), což je vysvětlováno v první řadě distribucí opylovačů, ale také predací semen nosatčikem (*Protapion apricans*). Z opylovačů mají na výnos semen největší vliv včela medonosná (*Apis mellifera*) a čmelák lesní (*B. sylvarum*). Dále, byť na hranici průkaznosti ($p = 0,05819$), je zřejmé, že s přibývajícím počtem opylovačů ubývá nosatčika a naopak. Konečně ordinační schéma zobrazuje pokles výskytu nosatčika s rostoucí vzdáleností od okraje pole.

Tabulka 1: Výsledky RDA analýzy rozkladu variability distribuce opylovačů vysvětlené proměnnými prostředí.

Proměnná prostředí	% z celkové variability	Pseudo - F	p
Min. vzdál. Od okraje [m]	2,58	14,5	0,0006
Výnos semen [g]	0,87	4,9	0,0018
Prům. počet. larev nosatčíka	0,35	2,0	0,05819

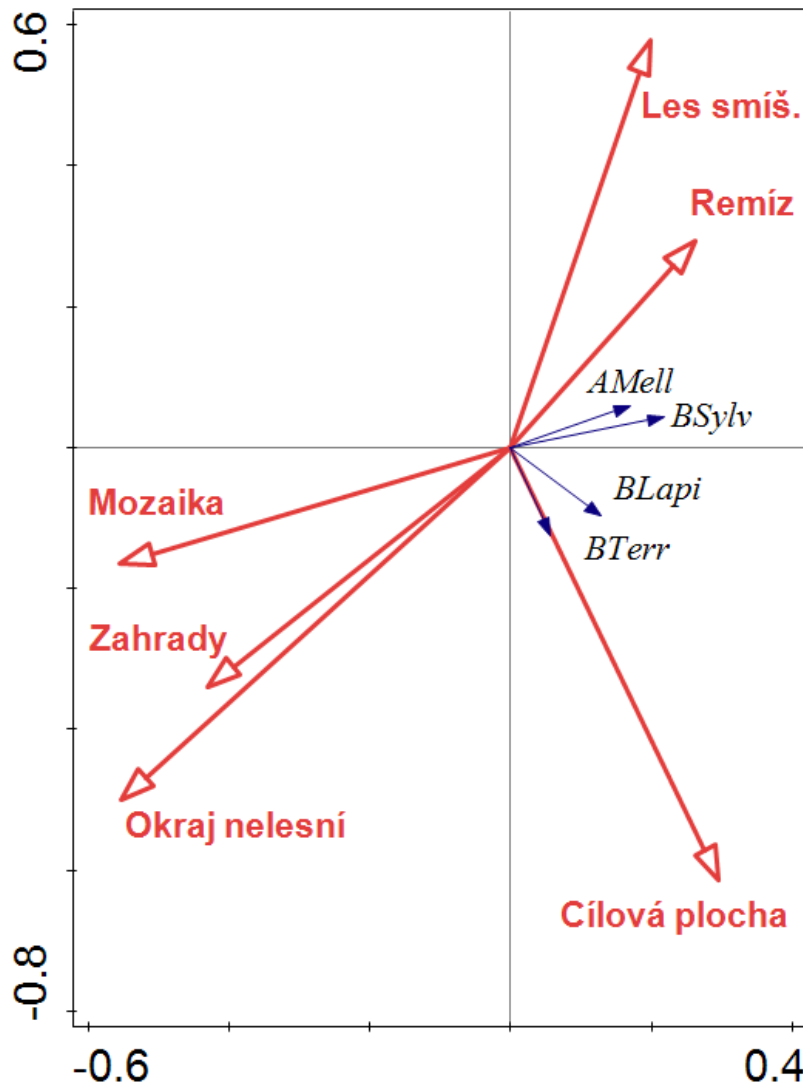


Obrázek 14: GLM model vztahu výnosu semen a vzdálenosti od okraje. S rostoucí vzdáleností od okraje výnos semen průkazně klesá (F = 1363; p = 0,00001)

3.3. Vliv struktury krajiny na výskyt opylovačů

Výsledkem předtestování proměnných (proporcí 10 odlišných typů krajinného pokryvu v rádiu 500 a 2000m okolo každé vzorkovací plošky) pomocí forward selekce bylo zjištění faktické absence vlivu proporce různých krajinných pokryvů na distribuci opylovačů v testovaném rádiu 2000m, kterým jsem se proto dále nezabýval. Do finálního RDA modelu tedy vstupovaly jako vysvětlující proměnné pouze proporce zastoupení typů pokryvu v okruhu 500 m od vzorkovacích ploch. Dále byly z grafického výstupu modelu z důvodu přehlednosti ordinačního schématu odstraněny typy krajinného pokryvu bez průkazného vlivu na opylovače - orná půda

($p = 0,9994$), louky ($p = 0,9994$) a porost vojtěšky ($p = 0,10398$). Výsledný model je průkazný na první (pseudo-F = 2,4; $p = 0,0002$) i všech ostatních osách (pseudo-F = 3,9; $p = 0,0002$) a vysvětluje 4,09 % variability v druhových datech.



Obrázek 15: RDA model (constrained) závislosti distribuce opylovačů na proporčním zastoupení různých krajinných pokryvů v rádiu 500m okolo jednotlivých vzorkovacích plošek. Faktory prostředí jsou znázorněny červenými šipkami, druhy opylovačů modrými šipkami s akronymy druhových názvů: AMell — *Apis mellifera*, BSylv — *Bombus sylvarum*, BTerr — *Bombus terrestris*, BLapi — *Bombus lapidarius*. Faktory prostředí jsou vyobrazeny zkrácenými názvy: Mozaika — mozaikový porost křovin a bylinného patra, Zahrady — zahrady a sady, Okraj nelesní — nelesní okraje podél cest, Les smíš. — smíšené lesy, Cílová plocha — sledované území

Z ordinačního schématu je zřejmý vliv proporce různých krajinných pokryvů na distribuci opylovačů a to nárůst abundance opylovačů s rostoucí proporcí smíšených lesů a remízů. Pozitivní vliv proporce cílové plochy — rozkvetlého jetelového pole — je samozřejmý a nebude dále interpretován. Zřejmá je také negativní korelace nelesních okrajů a zahrad/sadů s distribucí opylovačů. Negativní vliv mozaikových porostů nebyl průkazný (Tabulka 2).

Tabulka 2: Výsledky RDA analýzy rozkladu variability distribuce opylovačů vysvětlené proporcí různých typů krajinného pokryvu.

Typ krajinného pokryvu	% z celkové variability	Pseudo - F	p
Nelesní okraje	1,32	7,3	0,0012
Cílové plochy	0,83	4,6	0,0072
Remízy	0,62	3,5	0,0128
Zahrady/sady	0,57	3,2	0,01968
Smíšené lesy	0,52	2,9	0,0129
Mozaikový porost	0,24	1,3	0,27994

4. Diskuze

Hlavním cílem práce bylo zjistit (i) vztah abundance opylovačů a výnosu semen vzhledem ke vzdálenosti od okraje pole a jaký vliv má struktura okolní krajiny na možnost úspěšné disperze opylovačů na experimentální plochu a (ii) vztah predace semen nosatčím (*Protapion apricans*), nejvýznamnějším hospodářským škůdcem osevních porostů jetele lučního (*Trifolium pratense*) a výnosu semen vzhledem ke vzdálenosti od okraje kultury. Nadto jsem provedl faunistické srovnání získaných druhových dat za sezónu 2017 a 2019.

4.1. Faunistické srovnání druhových dat experimentálních ploch 2017 a 2019

Při faunistickém srovnání s obdobím 2017 byl zjištěn značný pokles abundance opylovačů, přičemž druhová bohatost místa zůstala obdobná. V roce 2017 jsem na sledovaném území zaznamenal metodou individuálního pozorování celkem 4571 opylovačů s 94 % zastoupením včely medonosné (*Apis mellifera*) (4297 jedinců) a 6% zastoupením čmeláky (*Bombus spp.*) (Kydala 2018). V roce 2019 jsem na obdobném místě pozoroval celkem 3766 opylovačů, kdy včela medonosná tvořila 95 % dat (3576 jedinců), čmeláci zbylých 5 % (190 jedinců). Pokles abundance mezi roky 2017 a 2019 činí 52,8 %.. Pokles zastoupení opylovačů v krajině alarmující a jen potvrzuje často zmiňovaný setrvalý úbytek nejen čmeláků (Rollin et al. 2020), ale také dalších opylovačů (Vasiliev & Greenwood 2020) v Evropě i dalších částech světa (Millard et al. 2020).

4.2. Vztah distribuce opylovačů a výnosu osiva vzhledem k vzdálenosti od okraje kultury

Rostliny kvetoucí brzy z jara bývají zvýhodněny nízkou konkurencí o opylovače, neboť jich nekvete tolik, na druhou stranu mohou čelit nízkému počtu opylovačů a nepříznivým povětrnostním podmínkám (Kehrberger & Holzschuh 2019). Během vrcholícího léta se tento trade-off zpravidla obrací. Pokud jsou opylovači omezeni dostupností zdrojů kvetoucích rostlin, jak to v intenzívně využívané zemědělské krajině zpravidla bývá (Grab et al. 2017), jsou nuceni si o nově vzniklý zdroj konkurovat (Thomson & Page 2020). Tímto zdrojem jsou kupříkladu

v období pozdního léta rozkvetlé monokultury jetele lučního (*Trifolium pratense*), které atrahují opylovače a dočasně tak zvyšují jejich lokální hustotu (Holzschuh et al. 2013; Riedinger et al. 2015).

První testovaný model RDA analýzy (Obrázek 13) prokázal vztah mezi výskytem opylovačů a vzdáleností od okraje pole, přičemž čmelák skalní (*B. lapidarius*) a čmelák zemní (*B. terrestris*) létali více ke středu sledovaného území, zatímco čmelák lesní (*B. sylvarum*) a včela medonosná (*Apis mellifera*) navštěvovali především porosty situované na kraji pole. Vzhledem k relativně vysoké početnosti pozorovaných včel (tisíce) vůči čmelákům (stovky), lze výše zmíněnou kompetici o zdroj uvažovat. Pro čmeláky (Wilms & Eltz 2008) i včely (Giurfa & Núñez 1993) je typické ‚značkování‘ navštívených květů a orientace pomocí tzv. olfaktorických stop, tedy neztrácejí čas na již nektaru prostém květu, což zvyšuje efektivitu hledání potravy. Tyto značky jsou mezidruhově ‚přeložitelné‘, což znamená, že čmelák se vyhne květu nedávno navštívenému včelou a naopak (Stout & Goulson 2001). Vzhledem k abundanci včely medonosné silně podpořené umístěním včelích úlů do okolní krajiny bude koncentrace těchto značek největší právě při okraji. Je tedy pravděpodobné, že oba univerzální druhy čmelák zemní i čmelák skalní jsou ve srovnání s násobně početnějšími včelami kompetičně slabší (Rundlöf et al. 2018) a je pro ně i přes energetické nároky na delší let (Pavelka & Smetana 2003) výhodnější zalétat dále do středu pole a neinvestovat energii do prohledávání již navštívených květů.

Čmelák lesní (*B. sylvarum*) patří mezi specializované druhy s dlouhým sosákem a je tedy efektivním opylovačem jetele (Fründ et al. 2010). Z květů je tak schopen více ‚vytěžit‘, což mu může být kompetiční výhodou. Nadto se jedná o druh patřící do skupiny tzv. ‚doorstep foragers‘ (Osborne et al. 2008; Goulson 2010), pro které je typické vzdálení od hnízda jen pár set metrů (Knight et al. 2005). Vzhledem k lokální struktuře krajiny (s omezenými možnostmi lokalizace hnízd v těsné blízkosti zdroje je tedy zalétání dál do středu pole málo pravděpodobné.

Výnos osiva průkazně nejvíc ovlivňuje včela medonosná (*A. mellifera*) a právě čmelák lesní (*B. sylvarum*) (Obrázek 13). Ačkoli je včela oproti čmelákům považována za méně efektivního opylovače jetele (Peterson et al. 1960; Rao & Stephen 2009; Smékalová et al. 2018), při pozorovaném rozdílu abundancí může mít na pozorované ploše významný vliv. Přestože v rámci včelstev je velikost jednotlivých dělnic poměrně konstantní např. ve srovnání s čmeláky a dalšími volně žijícími druhy včel (Sauthier et al. 2017), při počtu několika tisíců jedinců z různých včelstev lze očekávat jistou variabilitu. Na pole tedy pravděpodobně zalétaly i větší dělnice, které jsou díky větší velikosti těla, případně i delšímu a hustšímu ochlupení

schopny efektivněji přenášet pyl. Čmelák lesní má jako specializovaný druh pro jetel velký význam (Holm 1966; Free 1993; Knight et al. 2009; Carvell et al. 2011; Dupont et al. 2011). Tento čmelák preferuje květy s dlouhou květní trubicí, což jetel nabízí. Díky dlouhému sosáku dosáhne oproti univerzálnějším druhům až na dno květní trubky, kde se nachází hodně koncentrovaného nektaru. (Wermuth & Dupont 2010). Preference těchto květů vede k výrazně lepšímu opylování. Na Novém Zélandu došlo po introdukci specializovaných druhů k rapidním nárůstům výnosu osiva (Dunning 1886). Významnost čmeláka lesního podporuje také fakt, že průkazně ovlivňuje výnos osiva i přes svou nízkou početnost ve vzorku.

Z výsledků RDA (Obrázek 13) i GLM (Obrázek 14) modelu je patrné, že výnosy osiva na experimentálním území nejsou rovnoměrné, ale klesají směrem do středu pole. Výnos závisí na úspěšnosti opylení, a tedy je pozitivně ovlivněn opylovači při okraji pole, jejichž vliv na výnos byl největší. Nedostačující úspěšnost opylení vprostřed pole je zřejmě způsobena nedostatkem opylovačů, kterých z krajiny každoročně ubývá (Kennedy et al. 2013; Vanbergen et al. 2013), což vede k nemalým ekonomickým ztrátám (Gallai et al. 2009; Bauer & Sue Wing 2016). Ovlivnění výnosu osiva přítomností larev brouka nosatčíka je diskutováno dále.

4.3. Vztah mezi predací semen larvami nosatčíka (*Protapion apricans*) a výnosem osiva vzhledem k vzdálenosti od okraje kultury

Nosatčík obecný (*Protapion apricans*) je významným škůdcem jetelových porostů pěstovaných na osivo, především kvůli svým larvám, jejichž potravním zdrojem jsou základy semeníků jetele (Kolařík & Rotrekl 2013). Dle výsledků RDA analýzy (Obrázek 13) početnost nosatčíka negativně korespondovala s výskytem opylovačů, byť se jednalo pouze o trend na hranici průkaznosti (pseudo-F=2.0; P=0.05819). Z ordinačního schématu byl zřejmý také negativní vztah nosatčíka k výnosu semen (podle druhé ordinační osy) i k rostoucí vzdálenosti od okraje. Jinými slovy, přítomnost larev nosatčíka negativně ovlivňovala výnos osiva jetele, přičemž početnost larev v hlávkách jetele směrem do středu pole klesala. Protože je Zemědělské podílnické družstvo Nezdenice členem Svazu ekologických zemědělců PRO-BIO a nosatčík tedy není regulován běžně používanými postřiky, je výskyt jeho larev v hlávkách pravděpodobně ovlivněn pouze početností a distribucí samic, které kladou vajíčka od začátku dubna až do července, přičemž vývoj imaga trvá přibližně tři týdny. Překvapivým zjištěním při srovnání vzorků početnosti larev nosatčíka z roku 2017 a 2019 byl výrazný pokles abundance nosatčíka na sledovaném území a to z 1939 (2017) na 315 (2019), tedy o 83,8 %. Je tedy

pravděpodobné, že si tito vzájemně nekonkurovali a nebyl tak důvod obsazovat vnitřní části pole.

Nosatčik nejlépe prosperuje v nepříliš suchém prostředí (www.ukbeetles.co.uk), což okolí Nezdenic a Bánova zpravidla zajišťuje. V poslední době je však poměrně rozsáhlé sucho, což může mít na abundanci nosatčika vliv. Z archivu meteorologické stanice v Bojkovicích (vzdálené 4,5 km od Nezdenic), jsem získal úhrnné množství srážek pro období kladení vajíček nosatčika k roku 2017 i 2019 (Příloha 1). Obě sezóny sice trpěly nedostatkem vláhy, zásadní roli by však mohl hrát úhrn srážek v dubnu, kdy samičky kladou první vajíčka. Duben byl v roce 2019 značně sušší, což mohlo negativně ovlivnit první generaci dospělců, která se dále nemnožila v hojném počtu. Nadto byly srážkové podmínky v roce 2019 méně vyrovnané, což zřejmě na loňskou populaci působilo jako stresový faktor. Populační dynamiku (tj. přežívání a disperzi) nosatčika mohl negativně ovlivnit i fakt, že nejbližší sklízená kultura jetele pěstovaného na osivo v roce 2018 byla vzdálená 3500m od území sledovaného v r. 2019. Vzhledem k disperzní schopnosti nosatčika, která činí cca 1 km (Steiner et al. 2016), nemohli jedinci přezimující z loňské sezóny porost sledovaného jetele v roce 2019 úspěšně kolonizovat. Zdrojem nosatčiků v kultuře tak pravděpodobně byl zejména planě rostoucí jetel v okolí. Přestože je největší početnost nosatčika situována ke krajům pole kde konzumuje semena, není snížení výnosů osiva díky násobně větší abundanci opylovačů (91,64 %) nijak drastické.

4.4. Vliv struktury okolní krajiny na možnost úspěšné disperze opylovačů na experimentální plochu

Schopnost opylovačů dosáhnout daného zdroje nektaru či pylu bývá dávána do souvislosti se strukturou okolní krajiny (Steffan-Dewenter et al. 2002; Lindgren et al. 2018), což potvrdil i druhý RDA model (Obrázek 15) vysvětlující 4,09 % variability v druhových datech pro rádius 500 m od každého vzorkovacího místa. V testovaném rádiu 2000 m nehrála proporce různých krajinných pokryvů roli, což může být způsobeno skutečností, že se rozdíl v proporcích jednotlivých krajinných pokryvů pro relativně blízké vzorkovací plochy při větším měřítku stírá, resp. tak malými rozdíly nelze relevantně vysvětlit odlišné distribuce druhů opylovačů na sledovaném území.

Abundance všech druhů se průkazně snižovala s rostoucí proporcí zahrad/sadů a nelesních okrajů, podporována byla naopak rostoucí proporcí smíšených lesů a remízů. Negativní vliv zahrad/sadů na abundanci opylovačů je přinejmenším zajímavý, neboť tento

krajinný pokryv bývá často uváděn jako opylovače podporující (Norfolk et al. 2016; Baldock et al. 2019) díky bohatým zdrojům pěstovaných rostlin, povětšinou extenzívním vstupům a v neposlední řadě dostupnosti vhodných míst k hnízdění. Výsledek je zřejmě silně ovlivněn poměrně malou referenční plochou v rádiu 500 m (Příloha 2). Do tohoto okruhu tak nezasahují přilehlé vesnice Nezdenice, Bánov ani Bystřice pod Lopeníkem, kde je zahrada typická prakticky pro každý dům. V rámci rádiu 500 m figurovala pouze dvě stavení s malými zahradami udržovanými ve stylu anglického trávníku s výraznější plochou půdy bez porostu, nadto situovaná v bezprostřední blízkosti silnice spojující Nezdenice s Bánovem.

Obdobná je situace v případě pro opylovače obvykle vhodných nelesních okrajů, obsahujících mnoho planých rostlin a díky absenci orby také vhodné prostředí k hnízdění druhů (Zulian et al. 2013). Pokud se však tyto nacházejí v blízkosti frekventovaných silnic, hrozí kolize dopravních prostředků s opylovači, což má na opylovače negativní dopad (Keilsohn et al. 2018). V případě rádiu 500 m byl jediný nelesní okraj podél silnice mezi Nezdenicemi a Bánovem, na které nejsou auta žádnou vzácností.

Naopak remízy byly v okruhu 500 m (jakož i v širším okolí) zastoupeny v dostatečné míře. Tyto představují cenné stanoviště nejen pro mnoho bezobratlých (Staley et al. 2016) včetně opylovačů (Sardiñas & Kremen 2015; Ponisio et al. 2016), ale i ptáků (Hinsley & Bellamy 2000) a drobných savců (Tew & Macdonald 1993). V krajině mohou sloužit jako přírodní biokoridory, podporují biodiverzitu rostlin (Critchley et al. 2013) i živočichů a dělají krajinu více heterogenní. Z modelu byl zřejmý pozitivní efekt zastoupení smíšeného lesa na distribuci opylovačů na sledované ploše. Ačkoli lesy představují zejména pro druhy, létající na velké vzdálenosti disperzní bariéru (Diaz-Forero et al. 2011), lesní okraje mohou abundanci i druhovou bohatost opylovačů zvyšovat poskytováním vhodných míst k hnízdění či přezimování (Diaz-Forero et al. 2013). Vysvětlení lze proto hledat v konkrétním charakteru lesního pozemku spadajícího do sledovaného území (Příloha 2).

5. Závěr

Význam jetele lučního (*Trifolium pratense*) jako pícniny je stále značný. K dostatečné produkci krmného jetele je třeba mít k dispozici dostatek kvalitního osiva, což implementuje potřebu zakládání osevních porostů produkujících solidní výnosy semene.

Cílem předložené diplomové práce bylo vyhodnotit, jak výnos semen jetele ovlivňují biotické faktory (abundance opylovačů a distribuce larev brouka nosatčíka obecného (*Protapion apricans*), a to ve vztahu ke vzdálenosti od okraje pole. Tento parametr vystupoval jako proxy velikosti pole s monokulturou jetele, protože se lze domnívat, že při současném trendu ústupu opylovačů z krajiny, může být právě velikost pole entomogamní plodiny limitním faktorem její úspěšné reprodukce. Nadto jsem se pokusil zjistit, zda je distribuce opylovačů na sledovaném území ovlivněna proporcemi jednotlivých krajinných pokryvů v okolí.

Předpokládal jsem, že pokud bude abundance opylovačů v blízkosti experimentální plochy velká, budou si tyto o zdroj konkurovat, což povede k uplatnění pravidla ideální volné distribuce (Quijano & Passino 2007) a část jedinců bude muset zalétat dále do středu pole. V opačném případě, tedy nedostatku opylovačů v krajině, nebude potřeba zalétat do hloubi pole a větší úspěšnost opylení při okraji se adekvátně projeví ve výnosu osiva. Ačkoli je často zmiňovaný pokles abundance opylovačů zřejmý, pozoroval jsem trend výskytu včel především na okrajích, zatímco čmelák zemní (*B. terrestris*) a čmelák skalní (*B. lapidarius*) se vyskytovali více ve středu. Tato skutečnost může být dána vzájemnou kompeticí včel a čmeláků, nebo jejich časovou segregací nik. Čmeláci totiž létají i v pozdním odpolední, kdy mohou být zdroje nektaru při kraji pole vyčerpané. Převaha zastoupení včely a stejně tak velmi efektivního opylovače jetele čmeláka lesního (*B. sylvarum*) při okrajích pole vedla k potvrzení výchozí úvahy, tj. doložil jsem vysoce průkazné snižování výnosu osiva směrem do středu pole, tedy s rostoucí vzdáleností od okraje.

Nejvyšší početnosti hospodářského škůdce jetele, nosatčíka (*Protapion apricans*), byly zjištěny rovněž při okraji jetelové kultury. Jeho početnost byla v roce 2019 nižší, než v sezóně 2017, stejně jako početnost všech opylovačů (pokles o 52,8 %), přičemž početnost včel poklesla o 52,5 %, čmeláků o 60,2 %

Vliv proporčního zastoupení různých krajinných pokryvů na distribuci opylovačů se ukázal být do jisté míry zkreslený a je třeba jej interpretovat pouze v lokálním kontextu konkrétního uspořádání krajinných prvků v zájmové oblasti, zjištění tedy nemá obecnou platnost. Větší rádius 2000m (tj. vzdálenější okolí vzorkovacích ploch) sice obsahoval

reprezentativnější vzorek struktury okolní krajiny, testování modelu však nebylo průkazné (pravděpodobně s ohledem na příliš velkou míru podobnosti okolí jednotlivých ploch, jejichž okruhy s poloměrem 2000 m vykazovaly značný vzájemný překryv). V případě okruhu s poloměrem 500 m od individuálních sběrových ploch bylo zastoupení některých typů pokryvu dáno přítomností jedné či několika málo konkrétních ploch daného typu, vykazujících značnou specifitu oproti běžnému stavu. Například plochy zahrad, běžně pozitivně ovlivňující početnost čmeláků (Gunnarsson & Federsel 2014), vykazovaly v mé analýze negativní trend. Ten však byl pravděpodobně dán charakterem konkrétních zahrad (nekvetoucí krátce střížený trávník resp. obnažený povrch půdy či navážky bez vegetace). Prokazatelně pozitivní vliv na abundanci opylovačů měly remízy, tedy neprodukční fragmenty krajiny, linie stromů oddělující jednotlivé půdní bloky, vysázené do okolí sledovaného území jakožto větrolamy.

V předkládané diplomové práci se mi podařilo doložit existující trend v poklesu výnosu osiva směrem od okraje do středu pole v monokulturně pěstované plodině, závislé na opylení hmyzem. Nízké výnosy uprostřed plochy jsou reakcí na nízký počet opylovačů, zalétajících do vzdálených částí kultury. Je tedy zřejmé, že výnos osiva závisí na abundanci opylovačů v krajině a zní vyplývající distribuci na ploše pole. Velikost plochy se tedy v případě entomogamních plodin, pěstovaných k produkci osiva jeví jako klíčový faktor produkce, a tedy i výnosů osiva. Výnos může dále snižovat výskyt hlavního škůdce, nosatčíka obecného (*Protapion apricans*), jenž má tendenci se zdržovat spíše při okrajích plochy, stejně jako většina opylovačů. K větší abundanci opylovačů v krajině, a tedy i na ploše rozkvetlé plodiny, průkazně přispívají remízy, neprodukční fragmenty zemědělské půdy, které pravděpodobně skýtají vhodná stanoviště pro tvorbu hnízd čmeláků, ale lokalizují se v nich také potravní zdroje (kvetoucí rostliny), navíc představují přirozenou ochranu proti větru, nepřízní počasí a jsou tak důležitým interakčním prvkem, podél kterého se organismy šíří prostředím (Merckx et al. 2010; Litza & Diekmann 2020)

Na základě zjištěných faktů se zdá být vhodné pěstovat plodiny na menších výměřích půdy, tedy s větším zastoupením okrajů, které budou opylovači schopni lépe pokrýt. Nadto by mohlo pomoci implementovat do krajiny nové typy pokryvu, resp. více fragmentů neprodukční půdy v podobě remízů či květinových pásů s postupnou sekvencí kvetení a zvýšit tak heterogenitu krajiny, tedy i abundanci opylovačů.

6. Seznam použité literatury

- Aizen, M., & Harder, L. (2009). The Global Stock of Domesticated Honey Bees Is Growing Slower Than Agricultural Demand for Pollination. *Current Biology*, vol. 19(issue 11), 915-918. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.03.071>
- Alston, D., Tepedino, V., Bradley, B., Toler, T., Griswold, T., & Messinger, S. (2007). Effects of the Insecticide Phosmet on Solitary Bee Foraging and Nesting in Orchards of Capitol Reef National Park, Utah. *Environmental Entomology*, vol. 36(issue 4), 811-816. [https://doi.org/10.1603/0046-225X\(2007\)36\[811:EOTIPO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0046-225X(2007)36[811:EOTIPO]2.0.CO;2)
- Amdahl, H., Aamlid, T., Ergon, Å., Kovi, M., Marum, P., Alsheikh, M., & Rognli, O. (2016). Seed Yield of Norwegian and Swedish Tetraploid Red Clover (*Trifolium pratense* L.) Populations. *Crop Science*, vol. 56(issue 2), 603-612 s. <https://doi.org/10.2135/cropsci2015.07.0441>
- Annicchiarico, P., Barrett, B., Brummer, E., Julier, B., & Marshall, A. (2014). Achievements and Challenges in Improving Temperate Perennial Forage Legumes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, vol. 34(1-3), 327-380. <https://doi.org/10.1080/07352689.2014.898462>
- Báldi, A., & Batáry, P. (2011). The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study*, vol. 58(issue 3), 365-377. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.588685>
- Baldock, K., Goddard, M., Hicks, D., Kunin, W., Mitschunas, N., Morse, H., Osgathorpe, L., Potts, S., Robertson, K., Scott, A., Staniczenko, P., Stone, G., Vaughan, I., & Memmott, J. (2019). A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities, vol. 3(issue 3), 363-373. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0769-y>
- Batáry, P., Dicks, L., Kleijn, D., & Sutherland, W. (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, vol. 29(issue 4), 1006-1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Bauer, D., & Sue Wing, I. (2016). The macroeconomic cost of catastrophic pollinator declines. *Ecological Economics*, vol. 126, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.01.011>
- Belisle, M., Desrochers, A., & Fortin, M. (2001). Influence of Forest Cover on the Movements of Forest Birds: A Homing Experiment. *Ecology*, vol. 82(issue 7), 1893-1904. <https://doi.org/10.2307/2680055>
- Bender, D., Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2003). Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, vol. 18(issue 1), 17-39. <https://doi.org/10.1023/A:1022937226820>
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & Weibull, A. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, vol. 42(issue 2), 261-269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Benton, T., Vickery, J., & Wilson, J. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?, vol. 18(issue 4), 182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)

- Blažek, P., & Kubálek, M. (eds.). (2008). *Kolektivizace venkova v Československu 1948-1960 a střeoevropské souvislosti*. V Praze: Česká zemědělská univerzita.
- Bobbink, R., Hornung, M., & Roelofs, J. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, vol. 86(issue 5), 717-738. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x>
- Boelt, B., Julier, B., Karagić, Đ., & Hampton, J. (2015). Legume Seed Production Meeting Market Requirements and Economic Impacts. *Critical Reviews in Plant Sciences*, vol. 34(1-3), 412-427 s. <https://doi.org/10.1080/07352689.2014.898477>
- Boitani, L., & Sutherland, W. (2015). Conservation in Europe as a model for emerging conservation issues globally: Conservation Issues Globally. *Conservation Biology*, vol. 29(issue 4), 975-977. <https://doi.org/10.1111/cobi.12530>
- Boller, B., Schubiger, F., & Kölliker, R. (2010). Red clover. In: Handbook of plant breeding. *Springer*, 439-455 s.
- Bonmatin, J., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D., Krupke, C., Liess, M., Long, E., Marzaro, M., Mitchell, E., Noome, D., Simon-Delso, N., & Tapparo, A. (2015). Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22(issue 1), 35-67. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7>
- Bouwman, A., Van Vuuren, D., Derwent, R., & Posch, M. (2002). A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 141(issue 1), 349-382. <https://doi.org/10.1023/A:1021398008726>
- Brittain, C., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., & Potts, S. (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, vol. 11(issue 2), 106-115. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.11.007>
- Caley, M., Buckley, K., & Jones, G. (2001). Separating Ecological Effects of Habitat Fragmentation, Degradation, and Loss on Coral Commensals. *Ecology*, vol. 82(issue 12), 3435-3448. <https://doi.org/10.2307/2680163>
- Carvell, C., Meek, W., Pywell, R., Goulson, D., & Nowakowski, M. (2007). Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology*, vol. 44(issue 1), 29-40. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01249.x>
- Carvell, C., Osborne, J., Bourke, A., Freeman, S., Pywell, R., & Heard, M. (2011). Bumble bee species' responses to a targeted conservation measure depend on landscape context and habitat quality. *Ecological Applications*, vol. 21(issue 5), 1760-1771. <https://doi.org/10.1890/10-0677.1>
- Collingham, Y., & Huntley, B. (2000). Impacts of Habitat Fragmentation and Patch Size upon Migration Rates. *Ecological Applications*, vol. 10(issue 1), 131-144. <https://doi.org/10.2307/2640991>
- Corbet, S., Williams, I., & Osborne, J. (2015). Bees and the Pollination of Crops and Wild Flowers in the European Community. *Bee World*, 72(issue 2), 47-59. <https://doi.org/10.1080/0005772X.1991.11099079>

- Crall, J., Switzer, C., Oppenheimer, R., Ford Versypt, A., Dey, B., Brown, A., Eyster, M., Guérin, C., Pierce, N., Combes, S., & de Bivort, B. (2018). Neonicotinoid exposure disrupts bumblebee nest behavior, social networks, and thermoregulation. *Science*, vol. 362(issue 6415), 683-686. <https://doi.org/10.1126/science.aat1598>
- Cranmer, L., McCollin, D., & Ollerton, J. (2012). Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos*, vol. 121(issue 4), 562-568. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19704.x>
- Critchley, C., Wilson, L., Mole, A., Norton, L., & Smart, S. (2013). A functional classification of herbaceous hedgerow vegetation for setting restoration objectives. *Biodiversity and Conservation*, vol. 22(issue 3), 701-717. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0440-5>
- Čížek, L., Konvička, M., Beneš, J., & Fric, Z. (2009). Odhmyzeno. *Vesmír*, vol. 88(issue 6), 386-389.
- De Palma, A., Kuhlmann, M., Roberts, S., Potts, S., Börger, L., Hudson, L., Lysenko, I., Newbold, T., Purvis, A., & Kaplan, I. (2015). Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, vol. 52(issue 6), 1567-1577. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12524>
- Delaplane, K., & Mayer, D. (2000). *Crop pollination by bees*. New York: CABI.
- Diaz-Forero, I., Kuusemets, V., Mänd, M., Liivamägi, A., Kaart, T., & Luig, J. (2011). Effect of forest habitats on the local abundance of bumblebe species - a landscape scale study. *Baltic forestry*, vol. 17(issue 2), 235-242.
- Diaz-Forero, I., Kuusemets, V., Mänd, M., Liivamägi, A., Kaart, T., & Luig, J. (2013). Influence of local and landscape factors on bumblebees in semi-natural meadows: a multiple-scale study in a forested landscape. *Journal of Insect Conservation*, vol. 17(issue 1), 113-125. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9490-3>
- Donald, P., Green, R., & Heath, M. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 268(issue 1462), 25-29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- Donald, P., Sanderson, F., Burfield, I., & van Bommel, F. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000, vol. 116(issue 3-4), 189-196. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.007>
- Dostalová, K. (2015). *Přírodní poměry a flóra území jižně od Nezdenic* (Bakalářská práce). Brno.
- Dramstad, W. (1996). Do bumblebees (Hymenoptera Apidae) really forage close to their nests?. *Journal of Insect Behavior*, vol. 9(issue 2), 163-182. <https://doi.org/10.1007/BF02213863>
- Dunning, J. (1886). The importation of humble bees into New Zealand, (6), 32-34 s.
- Dupont, Y., Damgaard, C., Simonsen, V., & Stout, J. (2011). Quantitative Historical Change in Bumblebee (*Bombus* spp.) Assemblages of Red Clover Fields. *PLoS ONE*, vol. 6(issue 9), e25172-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025172>

- Ekroos, J., Heliölä, J., & Kuussaari, M. (2010). Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, vol. 47(issue 2), 459-467. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01767.x>
- Emmerson, M., Morales, M., Oñate, J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tschardtke, T., Weisser, W., Clement, L., & Bengtsson, J. (2016). How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services. *Large-Scale Ecology: Model Systems to Global Perspectives*, vol. 55, 43-97. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 34(issue 1), 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Farkač, J., Král, D., & Škorpík, M. (2005). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR 760s.
- Firbank, L., Petit, S., Smart, S., Blain, A., & Fuller, R. (2008). Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 363(issue 1492), 777-787. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2183>
- Flather, C., & Bevers, M. (2002). Patchy Reaction-Diffusion and Population Abundance: The Relative Importance of Habitat Amount and Arrangement. *The American Naturalist*, vol. 159(issue 1), 40-56. <https://doi.org/10.1086/324120>
- Foley, J., Ramankutty, N., Brauman, K., Cassidy, E., Gerber, J., Johnston, M., Mueller, N., O'Connell, C., Ray, D., West, P., Balzer, C., Bennett, E., Carpenter, S., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., & Zaks, D. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, vol. 478(issue 7369), 337-342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Free, J. (1993). *Insect pollination of crops*. London: Academic Press.
- Free, J., & Williams, I. (1976). Pollination as a factor limiting the yield of field beans (*Vicia faba* L.). *The Journal of Agricultural Science*, vol. 87(issue 02), 395-. <https://doi.org/10.1017/S0021859600027714>
- Fründ, J., Linsenmair, K., & Blüthgen, N. (2010). Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos*, vol. 119(issue 10), 1581-1590. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18450.x>
- Fuller, R., Norton, L., Feber, R., Johnson, P., Chamberlain, D., Joys, A., Mathews, F., Stuart, R., Townsend, M., Manley, W., Wolfe, M., Macdonald, D., & Firbank, L. (2005). Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters*, vol. 1(issue 4), 431-434. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0357>
- Gallai, N., Salles, J., Settele, J., & Vaissière, B. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, vol. 68(issue 3), 810-821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>

- Ghazoul, J. (2005). Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis, *vol. 20*(issue 7), 367-373. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.026>
- Gibbs, J. (2001). Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation*, *vol. 100*(issue 1), 15-20. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00203-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00203-2)
- Giurfa, M., & Núñez, J. (1993). Honeybees mark with scent and reject recently visited flowers. *Oecologia*, *vol. 89*(issue 1), 113-117. <https://doi.org/10.1007/BF00319022>
- Goulson, D., Hanley, M., Darvill, B., Ellis, J., & Knight, M. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, *vol. 122*(issue 1), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.017>
- Goulson, D., Hughes, W., Derwent, L., & Stout, J. (2002). Colony growth of the bumblebee, *Bombus terrestris*, in improved and conventional agricultural and suburban habitats. *Oecologia*, *vol. 130*(issue 2), 267-273. <https://doi.org/10.1007/s004420100803>
- Goulson, D., Lye, G., & Darvill, B. (2008). Decline and Conservation of Bumble Bees. *Annual Review of Entomology*, *vol. 53*(issue 1), 191-208. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.53.103106.093454>
- Goulson, D. (2010). *Bumblebees: behaviour, ecology, and conservation*. New York: Oxford University Press.
- Grab, H., Blitzer, E., Danforth, B., Loeb, G., & Poveda, K. (2017). Temporally dependent pollinator competition and facilitation with mass flowering crops affects yield in co-blooming crops. *Scientific Reports*, *vol. 7*(issue 1). <https://doi.org/10.1038/srep45296>
- Greenleaf, S., Williams, N., Winfree, R., & Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, *vol. 153*(issue 3), 589-596. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0752-9>
- Gunnarsson, B., & Federsel, L. (2014). Bumblebees in the city: abundance, species richness and diversity in two urban habitats. *Journal of Insect Conservation*, *vol. 18*(issue 6), 1185-1191. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9729-2>
- Haddad, N., Brudvig, L., Clobert, J., Davies, K., Gonzalez, A., Holt, R., Lovejoy, T., Sexton, J., Austin, M., Collins, C., Cook, W., Damschen, E., Ewers, R., Foster, B., Jenkins, C., King, A., Laurance, W., Levey, D., Margules, C., Melbourne, B., Nicholls, A., Orrock, J., Song, D., & Townshend, J. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, *vol. 1*(issue 2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Haila, Y. (2002). A Conceptual Genealogy of Fragmentation Research: From Island Biogeography to Landscape Ecology. *Ecological Applications*, *vol. 12*(issue 2). <https://doi.org/10.2307/3060944>
- Hallmann, C., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H., & Lamb, E. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos one*, *vol. 12*(issue 10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

- Hansen, L., & Boelt, B. (2008). Thresholds of economic damage by clover seed weevil (*Apion fulvipes* Geoff.) and lesser clover leaf weevil (*Hypera nigrirostris* Fab.) on white clover (*Trifolium repens* L.) seed crops. *Grass and Forage Science*, vol. 63(issue 4), 433-437 s. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00650.x>
- Heinrich, B. (2004). *Bumblebee economics*. Cambridge, Mass.: Harvard University Press.
- Hejda, R., Farkač, J., & Chobot, K. (2017). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Hejduk, S. (2012). Jetel luční: rostlina, která změnila evropské zemědělství. *Vesmír*, vol. 91, 642-646.
- Henein, K., Wegner, J., & Merriam, G. (1998). Population Effects of Landscape Model Manipulation on Two Behaviourally Different Woodland Small Mammals. *Oikos*, vol. 81(issue 1), 168-186. <https://doi.org/10.2307/3546479>
- Hinsley, S., & Bellamy, P. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 60(issue 1), 33-49. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>
- Hiron, M., Berg, Å., Eggers, S., & Pärt, T. (2013). Are farmsteads over-looked biodiversity hotspots in intensive agricultural ecosystems?. *Biological Conservation*, vol. 159, 332-342. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.018>
- Hodgson, J., Kunin, W., Thomas, C., Benton, T., & Gabriel, D. (2010). Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecology Letters*, vol. 13(issue 11), 1358-1367. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01528.x>
- Holm, S. (1966). The Utilization and Management of Bumble Bees for Red Clover and Alfalfa Seed Production. *Annual Review of Entomology*, vol. 11(issue 1), 155-182. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.11.010166.001103>
- Holzschuh, A., Dormann, C., Tschardtke, T., & Steffan-Dewenter, I. (2013). Mass-flowering crops enhance wild bee abundance. *Oecologia*, vol. 172(issue 2), 477-484. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2515-5>
- Holzschuh, A., Steffan-dewenter, I., Klejn, D., & Tschardtke, T. (2007). Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, vol. 44(issue 1), 41-49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x>
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2008). Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, vol. 117(issue 3), 354-361. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>
- Jamriška, P., Sukovčík, J., & Zubal, P. (1998). *Pěstování d'atelinovin*. Piešťany: Výzkumný ústav rastnej výroby 67 s.
- Jha, S. (2015). Contemporary human-altered landscapes and oceanic barriers reduce bumble bee gene flow. *Molecular Ecology*, vol. 24(issue 5), 993-1006. <https://doi.org/10.1111/mec.13090>

Jing, S. (2017). *Pollination and Seed Setting of Diploid and Tetraploid Red Clover (Trifolium pratense L.)* (Master's Thesis).

José-María, L., Blanco-Moreno, J., Armengot, L., & Sans, F. (2011). How does agricultural intensification modulate changes in plant community composition?, *vol. 145*(issue 1), 77-84. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.020>

Kazda, J., Bošková, A., Stejskalová, M., & Bartoška, J. (2019). Možnosti ochrany opylovatelů před účinky pesticidů aplikovaných do porostů olejnin. *Moderní včelař*, 2019(12), 34-37.

Kehrberger, S., & Holzschuh, A. (2019). How does timing of flowering affect competition for pollinators, flower visitation and seed set in an early spring grassland plant?. *Scientific Reports*, *vol. 9*(issue 1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51916-0>

Keilsohn, W., Narango, D., & Tallamy, D. (2018). Roadside habitat impacts insect traffic mortality. *Journal of Insect Conservation*, *vol. 22*(issue 2), 183-188. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0051-2>

Kennedy, C., Lonsdorf, E., Neel, M., Williams, N., Ricketts, T., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A., Cariveau, D., Carvalheiro, L., Chacoff, N., Cunningham, S., Danforth, B., Dudenhöffer, J., Elle, E., Gaines, H., Garibaldi, L., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S., Jha, S., Klein, A., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M., Morandin, L., Neame, L., Otieno, M., Park, M., Potts, S., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B., Westphal, C., Wilson, J., Greenleaf, S., Kremen, C., & Anderson, M. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, *vol. 16*(issue 5), 584-599. <https://doi.org/10.1111/ele.12082>

Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E., Tschardtke, T., & Verhulst, J. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *vol. 276*(issue 1658), 903-909. Retrieved from <http://rspb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rspb.2008.1509>

Klein, A., Vaissière, B., Cane, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., & Tschardtke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *274*(1608), 303-313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>

Klein, A., Vaissière, B., Cane, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., & Tschardtke, T. (2006). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *vol. 274*(issue 1608), 303-313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>

Knight, M., Martin, A., Bishop, S., Osborne, J., Hale, R., Sanderson, R., & Goulson, D. (2005). An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology*, *vol. 14*(issue 6), 1811-1820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02540.x>

Knight, M., Osborne, J., Sanderson, R., Hale, R., Martin, A., & Goulson, D. (2009). Bumblebee nest density and the scale of available forage in arable landscapes. *Insect*

Conservation and Diversity, vol. 2(issue 2), 116-124. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00049.x>

Kolařík, P., & Rotrekl, J. (2013). Regulation of the abundance of clover seed weevils, *Apion* spp. (Coleoptera: Curculionidae) in a seed stand of red clover (*Trifolium pratense* L.). *Journal of Entomological and Acarological Research*, vol. 45(issue 3), 105-109. <https://doi.org/10.4081/jear.2013.e19>

Konvička, M., Beneš, J., & Čížek, L. (2005). *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Olomouc: Sagittaria 127s.

Krause, J., & Machek, O. (2018). A comparative analysis of organic and conventional farmers in the Czech Republic. *Agricultural Economics (Zemědělská ekonomika)*, vol. 64(No. 1), 1-8. <https://doi.org/10.17221/161/2016-AGRICECON>

Kydala, B. (2018). *Vliv plochy pole na distribuci opylovačů a úspěšnost reprodukce jetele lučního (Trifolium pratense)* (Bakalářská práce). Olomouc.

Landis, D. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*, vol. 18, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.07.005>

Langlois, J., Fahrig, L., Merriam, G., & Artsob, H. (2001). Landscape structure influences continental distribution of hantavirus in deer mice. *Landscape Ecology*, vol. 16(issue 3), 255-266. <https://doi.org/10.1023/A:1011148316537>

Laurance, W., & Useche, D. (2009). Environmental Synergisms and Extinctions of Tropical Species. *Conservation Biology*, vol. 23(issue 6), 1427-1437. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01336.x>

Lebuhn, G., Droege, S., Connor, E., Gemmill-Herren, B., Potts, S., Minckley, R., Griswold, T., Jean, R., Kula, E., Roubik, D., Cane, J., Wright, K., Frankie, G., & Parker, F. (2013). Detecting Insect Pollinator Declines on Regional and Global Scales. *Conservation Biology*, 27(1), 113-120. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01962.x>

Legendre, P., & Anderson, M. (1999). DISTANCE-BASED REDUNDANCY ANALYSIS: TESTING MULTISPECIES RESPONSES IN MULTIFACTORIAL ECOLOGICAL EXPERIMENTS. *Ecological Monographs*, vol. 69(issue 1), 1-24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)

Lindgren, J., Lindborg, R., & Cousins, S. (2018). Local conditions in small habitats and surrounding landscape are important for pollination services, biological pest control and seed predation. *Biogeography & Geomatics*, vol. 251, 107-113. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.025>

Litza, K., & Diekmann, M. (2020). The effect of hedgerow density on habitat quality distorts species-area relationships and the analysis of extinction debts in hedgerows. *Landscape Ecology*, vol. 35(issue 5), 1187-1198. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01009-5>

Liu, J., Wilson, M., Hu, G., Liu, J., Wu, J., & Yu, M. (2018). How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship?. *Landscape Ecology*, vol. 33(issue 3), 341-352. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0620-5>

- Long, S. (1989). Rhizobium-legume nodulation: Life together in the underground. *Cell*, vol. 56(issue 2), 203-214. [https://doi.org/10.1016/0092-8674\(89\)90893-3](https://doi.org/10.1016/0092-8674(89)90893-3)
- Mänd, M., Mänd, R., & Williams, I. (2002). Bumblebees in the agricultural landscape of Estonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 89(1-2), 69-76. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00319-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00319-X)
- Martínez-Abarca, F., Herrera-Cervera, J., Bueno, P., Sanjuan, J., Bisseling, T., & Olivares, J. (1998). Involvement of Salicylic Acid in the Establishment of the Rhizobium meliloti -Alfalfa Symbiosis. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, vol. 11(issue 2), 153-155. <https://doi.org/10.1094/MPMI.1998.11.2.153>
- Ma, Y., Gao, Z., Dang, Z., Li, Y., & Pan, W. (2012). Effect of temperature on the toxicity of several insecticides to *Apolygus lucorum* (Heteroptera: Miridae). *Journal of Pesticide Science*, vol. 37(issue 2), 135-139. <https://doi.org/10.1584/jpestics.D11-013>
- Mazalová, M., Šipoš, J., Rada, S., Kašák, J., Šarapatka, B., & Kuras, T. (2015). Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise?. *European Journal of Entomology*, 734-746. <https://doi.org/10.14411/eje.2015.076>
- McGregor, S. (1976). *Insect Pollination of Cultivated Crop Plants*. USA: USDA-ARS Washington 162-235 s.
- Méndez, M., Tella, J., & Godoy, J. (2011). Restricted gene flow and genetic drift in recently fragmented populations of an endangered steppe bird. *Biological Conservation*, vol. 144(issue 11), 2615-2622. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.011>
- Merckx, T., Feber, R., Mclaughlan, C., Bourn, N., Parsons, M., Townsend, M., Riordan, P., & Macdonald, D. (2010). Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees, vol. 138(3-4), 147-151. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.010>
- Millard, J., Freeman, R., & Newbold, T. (2020). Text-analysis reveals taxonomic and geographic disparities in animal pollination literature. *Ecography*, vol. 43(issue 1), 44-59. <https://doi.org/10.1111/ecog.04532>
- Moericke, V. (1951). Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflanzblattlaus. *M. ersicae (Sulz)*. — *Nachrbl. Dt. Pflzschutzd*, 3, 23-24.
- Norfolk, O., Eichhorn, M., Gilbert, F., Stewart, A., & Brady, S. (2016). Flowering ground vegetation benefits wild pollinators and fruit set of almond within arid smallholder orchards. *Insect Conservation and Diversity*, vol. 9(issue 3), 236-243. <https://doi.org/10.1111/icad.12162>
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*, vol. 120(issue 3), 321-326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Osborne, J., Martin, A., Carreck, N., Swain, J., Knight, M., Goulson, D., Hale, R., & Sanderson, R. (2008). Bumblebee flight distances in relation to the forage landscape. *Journal of Animal Ecology*, vol. 77(issue 2), 406-415. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01333.x>

- Papanikolaou, A., Kühn, I., Frenzel, M., Schweiger, O., & Kleijn, D. (2017). Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. *Journal of Applied Ecology*, vol. 54(issue 2), 527-536. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12763>
- Parfitt, S., Barendregt, R., Breda, M., Candy, I., Collins, M., Coope, G., Durbidge, P., Field, M., Lee, J., Lister, A., Mutch, R., Penkman, K., Preece, R., Rose, J., Stringer, C., Symmons, R., Whittaker, J., Wymer, J., & Stuart, A. (2005). The earliest record of human activity in northern Europe. *Nature*, vol. 438(issue 7070), 1008-1012. <https://doi.org/10.1038/nature04227>
- Paton, A., Brummitt, J., Govaerst, R., Harman, K., Hinchcliffe, S., Allkin, B., & Lughadha, E. (2008). Towards target 1 of the global strategy for plant conservation: a working list of all known plant species - progress and prospects. *Taxon*. 57:, 602-611.
- Pavelka, M., & Smetana, V. (2003). *Čmeláci*. Valašské Meziříčí: ZO ČSOP.
- Peterson, A., Furgala, B., & Holdaway, F. (1960). Pollination of Red Clover in Minnesota 1. *Journal of Economic Entomology*, vol. 53(issue 4), 546-550. <https://doi.org/10.1093/jee/53.4.546>
- Petřík, M., Minařík, I., Proházka, O., & Zejbrlík, O. (1987). *Intenzivní pčíninářství*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství 473 s.
- Plesník, J., & Staňková, J. (2001). *Status of biological resources and implementation of the convention on biological diversity in the Czech republic: first report*. Prague, 72s: Ministry of the Environment of the Czech Republic.
- Podborský, V. (1993). *Pravěké dějiny Moravy*. Brno: Muzejní a vlastivědná společnost.
- Ponisio, L., M'Gonigle, L., & Kremen, C. (2016). On-farm habitat restoration counters biotic homogenization in intensively managed agriculture. *Global Change Biology*, vol. 22(issue 2), 704-715. <https://doi.org/10.1111/gcb.13117>
- Potts, S., Biesmeijer, J., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers, vol. 25(issue 6), 345-353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., & Lindborg, R. (2014). Farmland abandonment: threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 12(issue 5), 288-296. <https://doi.org/10.1890/120348>
- Quijano, N., & Passino, K. (2007). The Ideal Free Distribution: Theory and Engineering Application. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics, Part B (Cybernetics)*, vol. 37(issue 1), 154-165. <https://doi.org/10.1109/TSMCB.2006.880134>
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L., Garratt, M., Howlett, B., Winfree, R., Cunningham, S., Mayfield, M., Arthur, A., Andersson, G., Bommarco, R., Brittain, C., Carvalheiro, L., Chacoff, N., Entling, M., Foully, B., Freitas, B., Gemmill-Herren, B., Ghazoul, J., Griffin, S., Gross, C., Herbertsson, L., Herzog, F., Hipólito, J., Jaggard, S., Jauker, F., Klein, A., Kleijn, D., Krishnan, S., Lemos, C., Lindström, S., Mandelik, Y., Monteiro, V., Nelson, W., Nilsson, L., Pattemore, D., de O. Pereira, N., Pisanty, G., Potts, S., Reemer, M., Rundlöf, M., Sheffield, C., Scheper, J., Schüepp, C., Smith, H., Stanley, D., Stout, J., Szentgyörgyi, H.,

- Taki, H., Vergara, C., Viana, B., & Woyciechowski, M. (2016). Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(1), 146-151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517092112>
- Rader, R., Cunningham, S., Howlett, B., & Inouye, D. (2020). Non-Bee Insects as Visitors and Pollinators of Crops: Biology, Ecology, and Management. *Annual Review of Entomology*, *65*(1), 391-407. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025055>
- Rajnović, I. (2017). *Bioraznolikost i simbiozna učinkovitost prirodnih populacija rizobija koje noduliraju grah (Phaseolus vulgaris L.)* (Doktorski rad). Zagreb.
- Rao, S., & Stephen, W. (2009). Bumble Bee Pollinators in Red Clover Seed Production. *Crop Science*, vol. 49(issue 6), 2207-2214. <https://doi.org/10.2135/cropsci2009.01.0003>
- Rasmont, P. (1995). How to restore the apoid diversity in Belgium and France? Wrong and right ways, or the end of protection paradigm!: Changes in Fauna of Wild Bees in Europe, 53-64.
- Redhead, J., Dreier, S., Bourke, A., Heard, M., Jordan, W., Sumner, S., Wang, J., & Carvell, C. (2016). Effects of habitat composition and landscape structure on worker foraging distances of five bumblebee species. *Ecological Applications*, *26*(3), 726-739. <https://doi.org/10.1890/15-0546.1>
- Ricketts, T., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S., Klein, A., Mayfield, M., Morandin, L., Ochieng', A., & Viana, B. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns?. *Ecology Letters*, *11*(5), 499-515. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>
- Riedinger, V., Mitesser, O., Hovestadt, T., Steffan-Dewenter, I., & Holzschuh, A. (2015). Annual dynamics of wild bee densities: attractiveness and productivity effects of oilseed rape. *Ecology*, vol. 96(issue 5), 1351-1360. <https://doi.org/10.1890/14-1124.1>
- Rollin, O., Bretagnolle, V., Decourtye, A., Aptel, J., Michel, N., Vaissière, B., & Henry, M. (2013). Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system, vol. 179, 78-86. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.07.007>
- Rollin, O., Vray, S., Dendoncker, N., Michez, D., Dufrêne, M., & Rasmont, P. (2020). Drastic shifts in the Belgian bumblebee community over the last century. *Biodiversity and Conservation*, vol. 29(issue 8), 2553-2573. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01988-6>
- Roubik, D. (1995). Pollination of cultivated plants in the tropics. *Bulletin of Agricultural Services*, *118*, 1-194.
- Rundlöf, M., Lundin, O., & Bommarco, R. (2018). Annual flower strips support pollinators and potentially enhance red clover seed yield. *Ecology and Evolution*, vol. 8(issue 16), 7974-7985. <https://doi.org/10.1002/ece3.4330>
- Sands, R., Rowntree, J., & Moya-Larano, J. (2016). Interactions between the Bumblebee *Bombus pascuorum* and Red Clover (*Trifolium pratense*) Are Mediated by Plant Genetic Background. *PLOS ONE*, vol. 11(issue 8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161327>

- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Sardiñas, H., & Kremen, C. (2015). Pollination services from field-scale agricultural diversification may be context-dependent. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 207, 17-25. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.020>
- Sauthier, R., P'Anson Price, R., & Grüter, C. (2017). Worker size in honeybees and its relationship with season and foraging distance. *Apidologie*, vol. 48(issue 2), 234-246.
<https://doi.org/10.1007/s13592-016-0468-0>
- Smékalová, K., Kaffková, K., & Votavová, A. (2018). *Podpora čmeláků pro malopěstitele a zahrádkáře: Certifikovaná metodika*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby.
- Staley, J., Botham, M., Chapman, R., Amy, S., Heard, M., Hulmes, L., Savage, J., & Pywell, R. (2016). Little and late: How reduced hedgerow cutting can benefit Lepidoptera. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 224, 22-28.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.018>
- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C., & Tschardtke, T. (2002). Scale-Dependent Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds. *Ecology*, vol. 83(issue 5). <https://doi.org/10.2307/3071954>
- Steiner, M., Öckinger, E., Karrer, G., Winsa, M., & Jonsell, M. (2016). Restoration of semi-natural grasslands, a success for phytophagous beetles (Curculionidae). *Biodiversity and Conservation*, vol. 25(issue 14), 3005-3022. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1217-4>
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G., Rakosy, L., & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 91(issue 1), 22-46.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
- Stout, J., & Goulson, D. (2001). The use of conspecific and interspecific scent marks by foraging bumblebees and honeybees. *Animal Behaviour*, vol. 62(issue 1), 183-189.
<https://doi.org/10.1006/anbe.2001.1729>
- Straka, J., & Bogusch, P. (2017). Anthophila (včely). In R. Hejda, J. Farkač & K. Chobot, *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí* (1 ed.pp. 236-250). Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Sutcliffe, L., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L., Herzon, I., Kleijn, D., Tryjanowski, P., Apostolova, I., Arlettaz, R., Aunins, A., Aviron, S., Baležentienė, L., Fischer, C., Halada, L., Hartel, T., Helm, A., Hristov, I., Jelaska, S., Kaligarič, M., Kamp, J., Klimek, S., Koorberg, P., Kostiuková, J., Kovács-Hostyánszki, A., Kuemmerle, T., Leuschner, C., Lindborg, R., Loos, J., Maccherini, S., Marja, R., Máthé, O., Paulini, I., Proença, V., Rey-Benayas, J., Sans, F., Seifert, C., Stalenga, J., Timaeus, J., Török, P., van Swaay, C., Viik, E., Tschardtke, T., & Kühn, I. (2015). Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions*, vol. 21(issue 6), 722-730. <https://doi.org/10.1111/ddi.12288>

- Sutherland, W. (2004). A blueprint for the countryside. *Ibis*, vol. 146, 230-238. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00369.x>
- Šarapatka, B. (2010). *Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření*. Olomouc: Bioinstitut.
- Šmilauer, P., & Lepš, J. (2014). *Multivariate analysis of ecological data using Canoco 5*. New York: Cambridge University Press.
- Štursová, L. (2008). *Charakteristika potenciálních rizik na modelovém území Uherskohradištska* (Diplomová práce). Brno.
- Švehlík, R. (2006). *Historický výzkum větrné eroze půdy na jihovýchodní Moravě v období 1957 - 2006: Bánov: na vlastní náklady*.
- Taylor, N., & Quesenberry, K. (1996). Red Clover Science. *Springer*, (vol. 28). <https://doi.org/10.1007/978-94-015-8692-4>
- Tew, T., & Macdonald, D. (1993). The effects of harvest on arable wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Biological Conservation*, vol. 65(issue 3), 279-283. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90060-E](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90060-E)
- Thomas, J. (1991). Rare species conservation: case studies of European butterflies. *Biological Conservation*, vol. 68(issue 1), 149-197. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90580-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90580-0)
- Thomson, D., & Page, M. (2020). The importance of competition between insect pollinators in the Anthropocene. *Current Opinion in Insect Science*, vol. 38, 55-62. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.11.001>
- Tscharntke, T., Klein, A., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, vol. 8(issue 8), 857-874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Contribution of Small Habitat Fragments to Conservation of Insect Communities of Grassland-Cropland Landscapes. *Ecological Applications*, vol. 12(issue 2), 354-363. <https://doi.org/10.2307/3060947>
- van der Sluijs, J., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L., Bijleveld van Lexmond, M., Bonmatin, J., Chagnon, M., Downs, C., Furlan, L., Gibbons, D., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D., Krupke, C., Liess, M., Long, E., McField, M., Mineau, P., Mitchell, E., Morrissey, C., Noome, D., Pisa, L., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J., Tapparo, A., Van Dyck, H., van Praagh, J., Whitehorn, P., & Wiemers, M. (2015). Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22(issue 1), 148-154. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3229-5>
- Vanbergen, A., Baude, M., Biesmeijer, J., & Wright, G. (2013). Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 11(issue 5), 251-259. <https://doi.org/10.1890/120126>
- Vanommeslaeghe, A., Meeus, I., Cnops, G., Vleugels, T., Merchiers, M., Duquenne, B., Roldán-Ruiz, I., & Smagghe, G. (2018). Influence of pollinator abundance and flower

visitation on seed yield in red clover. *Arthropod-Plant Interactions*, vol. 12(issue 3), 339-349. <https://doi.org/10.1007/s11829-017-9593-6>

Vasiliev, D., & Greenwood, S. (2020). Pollinator biodiversity and crop pollination in temperate ecosystems, implications for national pollinator conservation strategies: Mini review. *Science of The Total Environment*, vol. 744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140880>

Vleugels, T., Amdahl, H., Roldán-Ruiz, I., & Cnops, G. (2019). Factors Underlying Seed Yield in Red Clover: Review of Current Knowledge and Perspectives. *Agronomy*, vol. 9(issue 12). <https://doi.org/10.3390/agronomy9120829>

Vleugels, T., Ceuppens, B., Cnops, G., Lootens, P., van Parijs, F., Smagghe, G., & Roldán-Ruiz, I. (2016). Models with only two predictor variables can accurately predict seed yield in diploid and tetraploid red clover. *Euphytica*, vol. 209(issue 2), 507-523. <https://doi.org/10.1007/s10681-016-1679-1>

Walther-Hellwig, K., & Frankl, R. (2000). Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., Apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology*, 124(7-8), 299-306. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0418.2000.00484.x>

Walther-Hellwig, K., & Frankl, R. (2000). Foraging distances of *Bombus muscorum*, *Bombus lapidarius* and *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). *Journal of Insect Behavior*, (13), 239-246.

Wermuth, K., & Dupont, Y. (2010). Effects of field characteristics on abundance of bumblebees (*Bombus* spp.) and seed yield in red clover fields. *Apidologie*, vol. 41(issue 6), 657-666 s. <https://doi.org/10.1051/apido/2010038>

Whitehorn, P., O'Connor, S., Wackers, F., & Goulson, D. (2012). Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science*, vol. 336(issue 6079), 351-352. <https://doi.org/10.1126/science.1215025>

Wilcove, D., McLellan, C., & Dobson, A. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation biology*, (6), 237-256.

Williams, C. (1995). Conserving Europe's bees: why all the buzz?. *Trends in ecology and evolutions*, 10(8), 309-310. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)89115-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)89115-6)

Williams, N., Crone, E., Roulston, T., Minckley, R., Packer, L., & Potts, S. (2010). Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation*, vol. 143(issue 10), 2280-2291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.024>

Willmer, P., & Stone, G. (2004). Behavioral, Ecological, and Physiological Determinants of the Activity Patterns of Bees. In: *Advances in the Study of Behavior*, 347-466 s. [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(04\)34009-X](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(04)34009-X)

Wilms, J., & Eltz, T. (2008). Foraging scent marks of bumblebees: footprint cues rather than pheromone signals. *Naturwissenschaften*, vol. 95(issue 2), 149-153. <https://doi.org/10.1007/s00114-007-0298-z>

Wolff, J., Schauber, E., & Edge, W. (1997). Effects of Habitat Loss and Fragmentation on the Behavior and Demography of Gray-Tailed Voles. *Efectos de la Perdida y Fragmentacion de*

Habitat Sobre el Comportamiento y la Demografía de Ratones de Campo de Cola Gris. *Conservation Biology*, vol. 11(issue 4), 945-956. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96136.x>

Wratten, S., Gillespie, M., Decourtye, A., Mader, E., & Desneux, N. (2012). Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services, *vol. 159*(8), 112-122. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.020>

Zulian, G., Maes, J., & Paracchini, M. (2013). Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. *Land*, vol. 2(issue 3), 472-492. <https://doi.org/10.3390/land2030472>

Žmolík, M. (2008). Geologie Bílých Karpat. *Bilé - Biele Karpaty: Časopis moravskoslovenského pomezí*, vol. 13(issue 2), 18-20.

7. Internetové zdroje

UK Beetles: *Protapion apricans* (Herbst 1797) [Internet]. Retrieved July 26, 2020, from <https://www.ukbeetles.co.uk/protapion-apricans>

8. Přílohy

Příloha 1: Úhrnné množství srážek [mm] v jednotlivých měsících k roku 2017, 2019

	Duben	Květen	Červen	Červenec
2017	84,9 mm	38,7 mm	37,8 mm	78 mm
2019	28,3 mm	120,6 mm	45 mm	36,4 mm



Příloha 2: Plocha krajinného pokryvu testovaná druhým modelem RDA analýzy. Rádus 500m je vytyčen od nejkrajnějších vzorkovacích stanovišť obou experimentálních ploch



Příloha 3:Čmelák skalní (*B. lapidarius*) opylující jetel luční (*Trifolium pratense*) na sledovaném území