UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
Přírodovědecká fakulta
Katedra zoologie

Ovlivňuje složení osevní směsi použité k založení biopásu na orné půdě strukturu společenstva hmyzu s důrazem na opylovače?

Bakalářská práce

Anna OSTRČILOVÁ
Biologie a ekologie

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

Olomouc 2023

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení:	Anna Ostrčilová
Název práce:	Ovlivňuje složení osevní směsi použité k založení biopásu na orné půdě strukturu společenstva hmyzu s důrazem na opylovače?
Typ práce:	Bakalářská
Pracoviště:	Katedra zoologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci
Vedoucí práce:	Mgr. Monika Mazalová, Ph.D.
Rok obhajoby:	2023
Počet stran:	56
Počet příloh:	7
Jazyk:	český

Abstrakt

Člověk od počátků své existence přetváří krajinu ve svůj prospěch. Co jemu samotnému může přinášet užitek, může stejně tak znamenat nevýhodu z hlediska změny životních podmínek pro jiné organismy. V přehledové části práce dokumentuji recentní úbytek početnosti mnoha skupin živočichů, přičemž se zaměřuji především na hmyz, jakožto zásadní složku heterotrofní úrovně potravních řetězců a skupinu zajišťující řadu významných ekostémových služeb. Z četných zdrojů vyplývá, že za současným markantním poklesem početnosti hmyzu i ztrátami druhové bohatosti taxonu stojí rozvoj intenzivního zemědělského využívání krajiny se všemi jeho průvodními jevy – tj. obecně chemizace a homogenizace původní jemné krajinné mozaiky, a to jak v prostoru, tak v čase. Součástí úvodní rešerše je i popis nástrojů současné zemědělské politiky, jež mají za cíl zlepšení stavu agrární krajiny, a to včetně podpory biologické rozmanitosti. Jedním z těchto opatření je zakládání pásů zeleně na orné půdě, tzv. biopásů. V druhé části práce vyhodnocuji vliv tří typů pásů, lišících se složením použité osevní směsi, založených v intenzívní zemědělské krajině Hané. Vliv různých typů osevních směsí na strukturu společenstev členovců byl studován na dvou úrovních – odezvě jednotlivých druhů opylovačů tří skupin hmyzu (motýlů s denní aktivitou, čmeláků a pestřenek) a na úrovni početností vyšších taxonů členovců. Data byla sesbírána metodou Moerickeho misek a vyhodnocena mnoharozměrnou ordinační analýzou, a to zvlášť pro uvedené skupiny hmyzu a dalších členovců. Z výsledků vyplývá, že různé složení osevní směsi ovlivňuje strukturu společenstev bezobratlých, a to i po pěti letech od založení pásů. Ačkoliv se složení vegetace pásů ve srovnání se složením použitých osevních směsí změnilo, analýza společenstev opylovačů i ostatních bezobratlých (na úrovni abundancí vyšších taxonů) ukázala, že nejvyšší druhová pestrost i diverzita hmyzu je vázána na pásy s původně i aktuálně druhově nejbohatší, tedy květnatou osevní směsí. I přesto, že studovaná společenstva hmyzu tvořily napříč skupinami především běžné druhy potravních i stanovištních generalistů, lze uzavřít, že zakládání ozelenění na orné půdě je efektivním prostředkem podpory bezobratlých živočichů, a tedy i hmyzu a důležitých opylovačů v zemědělské krajině.

Klíčová slova: agroenvironmentálně-klimatická opatření, biodiverzita agroekosystémů, hmyz, Moerickeho misky, opylovači, ozelenění, polní okraje

Bibliographical identification

First name and surname:	Anna Ostrčilová
Title of thesis:	Does different type of seed mixture in field margins on arable land effect structure of insect communities, especially pollinators?
Type of thesis:	Bachelor
Department:	Department of Zoology, Faculty of Science, Palacký University Olomouc
Supervisor:	Mgr. Monika Mazalová, Ph.D.
Year of presentation:	2023
Number of pages:	56
Number of appendices:	7
Language:	Czech

Abstract

Human has been reshaping the landscape to his own profit since the beginning of his existence. What can be beneficial to him can also mean a disadvantage in that it can change the living conditions for other organisms. In the overview part of the thesis, I document the recent decline in the abundance of many groups of animals, focusing mainly on insects, as a fundamental component of the heterotrophic level of food chains and a group that provides a number of important ecosystem services. It follows from numerous sources that the development of intensive agricultural use of the landscape with all its accompanying phenomena is behind the current significant decrease in the number of insects and the loss of species richness of the taxon – i.e., in general, the chemicalization and homogenization of the original fine landscape mosaic, both in space and in time. Part of the introductory research also includes a description of the tools of the current agricultural policy, which aim to improve the condition of the agricultural landscape, including the support of biological diversity. One of these schemes is the establishment of green strips on arable land, so-called field margins. In the second part of the thesis, I evaluate the influence of three types of green strips, differing in the composition of the seed mixture used, founded in the intensive agricultural landscape of Haná. The influence of different types of seed mixes on the structure of arthropod communities was studied on two levels – the response of individual pollinator species of three groups of insects (butterflies with diurnal activity, bumblebees and hoverflies) and on the level of abundance of higher arthropod taxa. The data were collected by the yellow water pan traps and evaluated by multivariate ordination analysis, separately for the indicated groups of insects and other arthropods. The results show that the different composition of the seed mixture affects the structure of the invertebrate communities, even after five years from the establishment of the green strips. Although the composition of the vegetation of the strips has changed compared to the composition of the original seed mixtures, the analysis of the communities of pollinators and other invertebrates (on the level of the abundance of higher taxa) showed that the highest species diversity and diversity of insects is associated with the the most species-rich (originally and

currently) green strips, that means those with flowery seed mixture. Despite the fact that the studied insect communities mainly consisted of common species of food and habitat generalists across the groups, it can be concluded that the foundation of greening on arable land is an effective tool of supporting invertebrates, including insects and important pollinators in the agricultural landscape.

Keywords: agri-environment schemes, agroecosystem biodiversity, field margins, greening, insect, pollinators, yellow water pan traps

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením Mgr. Moniky Mazalové, Ph.D., a jen s použitím uvedených literárních zdrojů.

V Olomouci dne 25. 7. 2023 ……..……..

Anna Ostrčilová

Poděkování

Touto cestou bych ráda poděkovala především své vedoucí, Mgr. Monice Mazalové, Ph.D., za veškerou pomoc při realizaci celé práce, ať už poskytnutí materiálů pro terénní výzkum, literatury pro teoretickou část či pomoc s určováním druhů opylovačů, i za její vstřícný přístup a úsměv na tváři. Dále děkuji panu RNDr. Tomáši Kurasovi, Ph.D., za pomoc s určováním druhů motýlů a s datovou analýzou. Mé poděkování patří i Mgr. Tomáši Ptáčníkovi za poskytnutí vyhodnocení vegetačního pokryvu v některých typech pásů. Děkuji rovněž paní starostce Vícova Janě Rozsívalové za její ochotu a laskavost, zpřístupnění podkladů k zakládání pásů i vyřízení administrativních záležitostí, kdy nám neváhala vyjít vstříc. V neposlední řadě děkuji spolužákům za vytvoření skvělého kolektivu během studia a rodině a partnerovi Evženovi za psychickou podporu.

Obsah

Seznam grafů ix
Seznam obrázků x
Seznam tabulek xi
1 Úvod 1
1.1 Globální úbytek biodiverzity 1
1.2 Pokles biodiverzity hmyzu v kontextu jeho významu v ekosystémech 2
1.3 Ústup hmyzu v České republice 5
1.4 Agroekosystémy a hmyz 7
1.5 Opatření pro podporu udržitelného využívání zemědělské krajiny 8
1.6 Vliv biopásů na bezobratlé živočichy – přehled současných znalostí 10
2 Cíle práce 13
3 Metodika 14
3.1 Charakteristika studovaného území 14
3.2 Design sběru dat 16
3.3 Analýza dat 20
4 Výsledky 21
4.1 Orientační vyhodnocení vegetačního pokryvu pásů 21
4.2 Ekofaunistický souhrn 23
4.3 Vliv typu pásu na skupiny bezobratlých určovaných do druhů 24
4.4 Vliv typu pásu na skupiny bezobratlých určovaných do vyšších taxonů 27
5 Diskuze 31
5.1 Vliv typu pásu na skupiny bezobratlých určovaných do druhů 31
5.2 Vliv typu pásu na skupiny bezobratlých určovaných do vyšších taxonů 33
6 Závěr 36
7 Literatura 37
Přílohy 47

Seznam grafů

Graf 1: CCA model vlivu typu pásu na druhové složení společenstev opylovačů 25
Graf 2: CCA model vlivu typu pásu na druhové složení společenstev opylovačů 26
Graf 3: CCA model znázorňující ekologické charakteristiky, které popisují diverzitu a druhovou pestrost ve vztahu k typu pásu 27
Graf 4: CCA model vlivu typu pásu na strukturu společenstev bezobratlých 28
Graf 5: CCA model vlivu typu pásu na strukturu společenstev bezobratlých 29
Graf 6: CCA model s pasivně vynesenými popisnými charakteristikami druhové pestrosti a diverzity skupin ve vztahu k typu pásu 30

Seznam obrázků

Obr. 1: Poloha obce Vícov na mapě (vpravo nahoře) a schéma rozložení misek v jednotlivých pásech 14
Obr. 2: Pás zeleně s květnatou osevní směsí, na něj zleva přiléhající pole a z pravé strany navazující remíz s křovištní a stromovou vegetací 15
Obr. 3: Nainstalovaná Moerickeho miska s chycenými druhy bezobratlých živočichů 17

Seznam tabulek

Tab. 1: Počty ohrožených druhů vybraných bezobratlých v různých kategoriích 6
Tab. 2: Přehled určovaných taxonů bezobratlých živočichů..... 18
Tab. 3: Procentuální vyhodnocení pokryvnosti dominantních rostlin v pásech s květnatou osevní směsí 21
Tab. 4: Procentuální vyhodnocení pokryvnosti dominantních rostlin v pásu s mysliveckou osevní směsí (upraveno dle Ptáčník, 2023)..... 22
Tab. 5: Procentuální vyhodnocení pokryvnosti dominantních rostlin v pásu s protierozní osevní směsí (upraveno dle Ptáčník, 2023)..... 22
Tab. 6: Parametry modelu CCA vlivu typu pásů na společenstva opylovačů se zahrnutím průkazných proměnných dle výsledků předtestování 24
Tab. 7: Parametry modelu CCA vlivu typu pásů na společenstva bezobratlých se zahrnutím průkazných proměnných dle výsledků předtestování 27

1 Úvod

Lidstvo odnepaměti přetváří ráz krajiny, kterou obývá, ve svůj prospěch. Vedle užitku z využívání přírodních zdrojů však tato činnost s sebou nese rovněž svá negativa, mezi která patří i markantní pokles biodiverzity na regionální i globální škále a napříč různými taxony organismů (Kluser a Peduzzi, 2007, Li et al., 2016, Augspurger a Buck, 2017). Četné studie dokladují, že se tento úbytek biodiverzity dotýká i druhově nejpočetnější skupiny organismů na Zemi, a to hmyzu (Jactel et al., 2020, Wagner, 2020). Jedním z klíčových odvětví podílejícím se na poklesu diverzity je zemědělství. Zemědělsky využívaná půda je celosvětově nejrozšířenějším typem využití krajiny v terestrickém prostředí, většinu přírodního prostředí tvoří právě agroekosystémy, a to až ze 40 % v globálním měřítku (Dubey et al., 2022). V případě České republiky je nejhojněji zastoupeným typem zemědělských ploch orná půda, kde je ohrožení společenstev organismů nejmarkantnější. S úbytkem počtu druhů i jejich abundance se v posledních desetiletích pojí snaha jednotlivých států zavést opatření, která by umožňovala vyšší šetrnost zemědělských postupů vůči společenstvům organismů a zamezila poklesu diverzity, případně ji obnovila. Jedním z těchto opatření jsou agroenvironmentálně-klimatická opatření zahrnující několik podopatření, z nichž každé se věnuje dílčímu typu zemědělské půdy. Mezi tato podopatření patří biopásy, podporující biodiverzitu na orné půdě.

1.1 Globální úbytek biodiverzity

Žijeme na Zemi, která jako jediné dosud známé vesmírné těleso poskytuje vhodné podmínky pro rozvoj života. Živou přírodu lze klasifikovat a popisovat na mnoha prostorových škálách – výsledným měřítkem pestrosti organismů konkrétní lokality, regionu či celé planety je tzv. biologická rozmanitost neboli biodiverzita. Biodiverzitu můžeme obecně definovat jako veškerou rozmanitost vyskytující se v přírodě (Whittaker, 1960) a pohybovat se na úrovni jednotlivých genů, ale taky celých ekosystémů. Přesto nejužívanějším měřítkem biologické rozmanitosti je rozmanitost taxonů, nejčastěji druhů (rostlin, živočichů, hub atd.), vztažená k určité ploše. Ačkoliv je biodiverzita některých typů stanovišť výjimečná (zejména ve vysoce produktivních ekosystémech, jako jsou tropické deštné lesy či korálové útesy), zaznamenáváme v posledních desítkách let její alarmující pokles. K velkému poklesu biodiverzity obratlovců i bezobratlých živočichů došlo zejména v posledních několika desetiletích. Butchart et al. (2010) ve své studii uvádí, že od roku 1970 se počet druhů obratlovců snížil o 15 %, zejména těch využívaných člověkem k různým hospodářským účelům, dále že 21 % domestikovaných druhů zvířat je ohroženo vyhynutím a 9 % druhů již vyhynulo. Úbytek biodiverzity se nevyhýbá žádnému typu ekosystému, byl zaznamenán v terestrických (např. lesy) i akvatických ekosystémech, např. v porostech mořských chaluh a řas (Butchart et al., 2010).

Hlavními příčinami tohoto poklesu druhové bohatosti se ukazuje být využívání přírodních zdrojů člověkem, jehož zvyšující se míra souvisí s vyšším zalidňováním planety a nárůstem lidské populace. Důsledkem je ztráta přirozeného prostředí pro organismy vlivem přetváření rázu krajiny (Maxwell et al., 2016, Ceballos et al., 2017), zavlékání kompetičně zdatnějších nepůvodních a invazních druhů do původních populací (Gruntman et al., 2014,

Czarniecka-Wiera et al., 2019), jež mohou krom toho přenášet specifické patogeny (např. račí mor u amerických druhů raků uměle vysazených v Evropě; Oidtmann et al., 2002) či znečišťování životního prostředí produkty průmyslové výroby, dopravou atd. V neposlední řadě hraje roli i klimatická změna a s tím spjaté oteplování planety (Butchart et al., 2010, Mora a Sale, 2011, Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019), jakkoliv zde je míra lidského zapříčinění diskutabilní. Přes mnohé snahy vytvářet nová chráněná území a zvětšovat jejich plochu se ukazuje, že tlak způsobený výše uvedenými hlavními drivery poklesu během let stále roste.

1.2 Pokles biodiverzity hmyzu v kontextu jeho významu v ekosystémech

Popsaný trend byl zaznamenán i u členovců, zejména pak hmyzu (Ghazoul, 2005, Steffan-Dewenter et al., 2005, Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019). Důvodů proč považovat za alarmující právě mizení hmyzu je mnoho. Jeho biomasa je v rámci sekundární produktivity ekosystémů zásadní, hmyz zastává ve společenstvech organismů nejrůznější funkční role a jeho úplné vymizení by znamenalo kolaps těchto ekosystémů (Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019).

Hmyzí druhy fungují jako přírodní hubitelé škůdců, ať už přímo jako predátoři (např. larvy pestřenek živící se mšicemi v květech rostlin; Ghazoul, 2005, nebo dynamika slunéčka sedmitečného přímo reagující na hustotu populace mšice zhoubné; Soni et al., 2013), nebo parazitoidi jiných druhů. Největší podíl parazitoidních druhů najdeme mezi blanokřídlými, jsou to zejména lumci (Ichneumonidae), lumčíci (Braconidae), chalcidky (Chalcidoidea), z řádu dvoukřídlých kuklice (Tachinidae), aj. Životní cyklus těchto druhů je typický tím, že samice naklade vajíčka do jiných hmyzích druhů, a vylíhnuté larvy se následně svým hostitelem živí a před svým zakuklením ho zabijí (Bogusch, 2010). Tento způsob života je pak využíván jako prostředek biologického boje proti hmyzím škůdcům (Peric et al., 1997, Marino et al., 2006).

Dále hmyz představuje zdroj potravy pro konzumenty na vyšších stupních potravních řetězců (pro hmyzožravé savce, netopýry a až 60 % všech druhů ptáků; Morse, 1971), podílí se velkou mírou na koloběhu živin, toku energie a rozkladu biomasy primárních producentů v detritických potravních řetězcích (Aizen et al., 2009) a v neposlední řadě zajišťuje opylování většiny rostlin.

Jako opylovače definujeme polinofágní a nektarofágní hmyz, který díky svým nárokům na potravu létá z květu na květ, tím roznáší pyl a zajišťuje rozmnožování hmyzosnubných rostlin. Řadíme sem především štíhlopasý hmyz z řádu blanokřídlých, jako jsou samotářské i sociální druhy včel a čmeláci; denní i noční motýli (Lepidoptera), z řádu dvoukřídlých např. pestřenky (Syrphidae), pestřicovití (Opomyzidae), dlouhososkovití (Bombyliidae; Davis et al., 2023) a další. V neposlední řadě se na opylování podílejí četné taxony brouků, např. zástupci čeledí Cantharidae, Scarabaeidae atd. Brouci byli nejpůvodnějšími opylovači a dnes představují hlavní skupinu opylovačů nahosemenných rostlin (Toon et al., 2020).

Na existenci opylujícího hmyzu a jeho činnosti je závislá podstatná část rostlin, ať už divoce rostoucích, okrasných či zemědělsky pěstovaných. Dle Ollertona et al. (2011) se počet rostlin opylovaných živočichy pohybuje od 78 % (v mírném pásu) do 94 % (v tropickém pásu), je to tedy většinový podíl. Jersáková a Tropek (2018) uvádějí, že konkrétně na opylení hmyzem je závislých zhruba 75 % všech zemědělských plodin. Podle Williamsové (1996) je to až 84 % plodin. Rostliny včetně zemědělských plodin buď přímo vyžadují opylení hmyzem, jelikož jsou jejich pylová zrna příliš těžká a mají nerovný povrch nevhodný pro přenos větrem,

např. luštěniny; nebo opylení zvyšuje produkci i kvalitu plodů, jako je tomu u řepky olejky, papriky seté, rajčete jedlého, slunečnice roční a bavlníku (Ghazoul, 2005).

Pokles početnosti zažívá asi 41 % hmyzích druhů, což je dvakrát víc, než je tomu u obratlovců. Třetina všech druhů je ohrožena vyhynutím (Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019). V terestrických ekosystémech jsou nejvíce ohroženi motýli (Lepidoptera), brouci (Coleoptera) a blanokřídlí (Hymenoptera), zatímco u akvatických ekosystémů jsou to jepice (Ephemeroptera), pošvatky (Plecoptera), vážky (Odonata) a chrostíci (Trichoptera). Pokles druhové bohatosti však zasahuje do mnohem více hmyzích skupin a je tak významný, že se již hovoří o šestém masovém vymírání (Thomas et al., 2004, Ceballos et al., 2017, Sanchéz-Bayo a Wyckhuys, 2019). Toto tvrzení není nijak přehnané, za posledních zhruba 30 let byl v Německu zaznamenán pokles biomasy létajícího hmyzu o 76 % bez ohledu na typ prostředí (Hallmann et al., 2017). Studie Listera a Garcii (2018) zase zmiňuje, že během 40 let došlo v Portoriku k poklesu biomasy zde žijících členovců o zhruba 78–98 %. Úbytek biodiverzity hmyzu se děje v daleko větším rozsahu než pokles u obratlovců či rostlin, pokud srovnáváme stejné časové úseky (Thomas et al., 2004). Tyto klesající trendy však jdou ruku v ruce. Tam, kde je zaznamenán úbytek hmyzu, je následně sledován i úbytek sekundárních konzumentů. Za všechny příklady lze uvést pokles početnosti koroptve polní ve Velké Británii vlivem nedostatku hmyzu, který mizí používáním insekticidů (Potts a Church, 1986).

Velký vliv na pokles druhové bohatosti hmyzu má deforestace, ale také intenzívní produkční hospodaření v lesích, stejně jako na zemědělské půdě – obojí mění strukturu krajinné mozaiky (plodiny/les pěstovaný monokulturně na rozsáhlých plochách; Nieto a Alexander, 2010, Ollerton et al., 2014). V rámci České republiky zaujímá zemědělská půda zhruba 53 % celkové rozlohy, u produkčních lesů je to 34 % rozlohy státu (Kuras et al., 2017a). S intenzivním hospodářstvím je spojeno rovněž používání herbicidů, pesticidů a umělých hnojiv, které na hmyz negativně působí nepřímo přes rostliny, na něž jsou aplikovány (Ghazoul, 2005; Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019). Dalším důvodem je antropogenní fragmentace prostředí a vznik ostře ohraničených přechodů mezi stanovišti, které znemožňují efektivní migraci hmyzu (Williams a Osborne, 2009, Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019). V důsledku výše uvedených faktorů rovněž přichází hmyz o potravní zdroje, místa k hibernaci a možnost vybudování hnízd. Pokles různých hmyzích populací způsobují i patogeny a parazité, např. nákaza kleštíkem včelím (*Varroa destructor*) u včel (Vanengelsdorp et al., 2012). Zmíněné faktory také působí synergicky ve vzájemné souvislosti (Goulson et al., 2015, Sánchez-Bayo et al., 2016).

V rámci Evropy klesá početnost populací 435 původních druhů motýlů u 19 % druhů z tohoto počtu; 8,5 % druhů je ohroženo, tři druhy jsou ohroženy kriticky a jeden druh je vyhynulý (van Swaay et al., 2010). Další studie od stejného autora uvádí pokles abundance lučních druhů o 50 % mezi lety 1990 až 2011 (van Swaay et al., 2013). Zeměmi s největším tempem poklesu biodiverzity motýlů jsou Belgie a Nizozemsko (Maes a Van Dyck, 2001).

Z blanokřídlých dochází k největšímu poklesu druhové bohatosti u mravenců, včel a čmeláků, zvláště těch s dlouhým sosákem, kteří se živí nektarem rostlin především z čeledi bobovitých (Fabaceae) známých pro svou fixaci vzdušného dusíku. V posledních letech se rozšířilo používání umělých hnojiv, jejichž splachy z polí do okolní půdy zapříčiňují mizení kvetoucích rostlin z okolí orné půdy, luk i pastvin. Svůj podíl na poklesu početnosti čmeláků má také nevhodné obhospodařování luk, pastvin i orné půdy. Pěstuje se méně víceletých pícnin,

tím pádem čmeláci již nenachází tolik potravy (Goulson et al., 2005). Naproti tomu čmeláci s krátkým sosákem, kteří jsou generalisté a potravu najdou v zemědělské krajině (včetně monokultur řepky olejky) i v urbánních ekosystémech snáze, na početnosti neklesají, přinejmenším ne tak rychle. V současné době tak v mnoha evropských zemích dominují čmelák zemní (*Bombus terrestris*), č. hájový (*B. lucorum*) a č. skalní (*B. lapidarius*), k jejichž úspěšnému přežívání napomáhá kromě jejich nespecializovanosti (Bommarco et al., 2012) také vysoká mobilita – tyto druhy jsou schopny létat za potravou na větší vzdálenosti, než specializované druhy s často menšími tělesnými rozměry (Greenleaf et al., 2007), menšími koloniemi a odlišnou strategií vyhledávání potravy (jsou tzv. doorstep foragers, zůstávají tedy v okruhu do několika set metrů od hnízd; Goulson, 2010).

Kosior et al. (2007) uvádí, že během posledního století a půl došlo v Evropě k poklesu početnosti u 48 z 60 druhů čmeláků, 30 % z tohoto celkového počtu je ohrožených a čtyři další druhy již vyhynuly. Studie z USA ukazuje, že relativní početnosti čtyř druhů čmeláků klesly až o 96 % a území, na kterém se vyskytují, se zmenšilo o 23–87 % během posledních 20 let (Cameron et al., 2011). Co se týče dalších druhů včel z nadčeledi Apoidea, z 878 českých druhů jich patří 266 do některé z vyšších kategorií ohroženosti, tedy CR, EN, VU (Hejda et al., 2017). Divoké včely přitom zajišťují opylování zhruba pětiny hospodářských plodin (Losey a Vaughan, 2006). Mnoho z nich je vysoce specializovaných, jak z hlediska nároků na potravu, tak i na hnízdní stanoviště. Kupříkladu pískorypka černolesklá (*Andrena nigroaenea*) je dle Jersákové a Tropka (2018) vázána pouze na tořič pavoukonosný (*Ophrys sphegodes*).

Početnosti domestikovaných včel medonosných (*Apis mellifera*) začaly výrazně klesat na počátku éry pesticidů, resp. insekticidů (Ellis et al., 2010, Johnson et al., 2013), jsou tak náchylné na nízkou genetickou variabilitu (Smart et al., 2016), patogeny a parazity v koloniích (Anderson et al., 2011) a přetváření původních stanovišť v monokulturní pole, kde nenacházejí tolik potravy (Huang, 2012). V Evropě každoročně zmizí 30 % všech včelích kolonií (Potts et al., 2010). Včely a čmeláci přitom tvoří třetinu všech opylovačů (Ollerton et al., 2011). Je tedy v našem zájmu je chránit a podporovat jejich výskyt, jelikož pokles bohatosti těchto skupin má dalekosáhlý dopad na produkci plodin a zajištění obživy, stejně jako na stabilitu ekosystémů a biodiverzitu rostlin (Potts et al., 2010).

Zvýšená intenzifikace zemědělství se podepisuje i na mnoha čeledích brouků, kteří početně klesají vlivem acidifikace a eutrofizace půd, ztráty původního prostředí a obydlování volných ploch lidmi (Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019). Během let 1950 až 1980 klesla početnost střevlíkovitých (Carabidae) v Dánsku a zemích Beneluxu o 34 % (Desender a Turin, 1989). Monitoring brouků v Německu odhalil během 24 let pokles počtu druhů brouků i jejich ubývající početnost. Zároveň výrazně klesl počet přezimujících jedinců ve zkoumané oblasti (Homburg et al., 2019). Tento klesající trend potvrdila i nizozemská studie z roku 2020, která během dvacetiletého monitoringu zaznamenala každoroční pokles početnosti brouků o 5 %, což činí celkový úbytek biomasy o 42 % (Hallmann et al., 2020).

U Hemipter, konkrétně křísů (Auchenorrhyncha), nebyla celková odezva druhové bohatosti či diverzity studována. Co se však změnilo, je druhová skladba společenstev a odlišné populační trendy jednotlivých druhů (Schuch et al., 2012). Podobně jako Hemiptera jsou na tom zřejmě rovnokřídlí (Orthoptera), kdy v průběhu posledních 40 let kupříkladu v Německu neklesl výrazně počet přítomných druhů avšak změnilo se zastoupení jednotlivých druhů ve

společenstvech. Přesto je třeba zdůraznit, že polovina všech zástupců této skupiny je v Německu považována za ohrožené (Schuch et al., 2011).

Z metaanalýzy Sánchez-Baya a Wyckhuyse (2019) vyplývá, že za ohrožené je považováno 28 % terestrických a dokonce 33 % druhů hmyzu s vazbou na vodu. Ze 118 ohrožených druhů vodního hmyzu jich patří 106 mezi vážky (Odonata; Kalkman et al., 2010). Ze 138 druhů vážek žijících v Evropě jich je 15 % ohrožených a 3 druhy jsou ohroženy kriticky. Velký podíl na poklesu početnosti a rozšíření vážek má budování umělých vodních kanálů pro zavlažování společně se znečišťováním vod pesticidy, umělými hnojivy a odpadními průmyslovými produkty (Kalkman et al., 2010). Vodní kanály znamenají pro vodní hmyz nebezpečí v podobě fragmentace prostředí, změny směru proudění vodního toku a zániku přirozeného prostředí (Allan and Flecker, 1993).

Ohroženy jsou i další skupiny vodního hmyzu, jako jsou třeba pošvatky nebo chrostíci. Podíl druhů pošvatek ohrožených vyhynutím se v Evropě pohybuje od 13–16 % (v zemích kolem Středozemního moře) k 50 % (ve Švýcarsku; Aubert, 1984). Studie z USA zabývající se chrostíky uvádí, že v rámci různých oblastí byl zaznamenán úbytek v početnosti druhů v rozmezí 6–37 %, přičemž dva druhy již vyhynuly (Houghton a Holzenthal, 2010).

1.3 Ústup hmyzu v České republice

Výše popsaná situace a trendy úbytku druhů se v České republice výrazně neliší od situace v okolních státech. Za poslední století zde vymřelo 5–10 % hmyzích druhů (Čížek et al., 2009). Pokud vyhodnocujeme údaje z Červeného seznamu bezobratlých z roku 2017, dojdeme k hodnotě až 14 % vyhynulých druhů u nejprozkoumanějších skupin, v tomto případě listorohých brouků (Hejda et al., 2017). Červené seznamy jiných, rozlohou srovnatelných států (jako je např. Bavorsko) přitom uvádějí regionální extinkci 8–12 % druhů hmyzu (Čížek et al., 2009). Středoevropská entomofauna se navíc zdá být ve větším ohrožení než ta v severní a jižní Evropě. Ve Finsku bylo zaznamenáno přibližně desetkrát méně vyhynulých druhů hmyzu než v ČR (Rassi et al., 2001). Čížek et al. (2019) ovšem zdůrazňují, že je třeba mít na paměti, že přesný počet druhů hmyzu je téměř nemožné zjistit, a tak pouze odhadujeme (byť mnohdy velmi přesně) skutečné podíly vyhynulých druhů a druhů klesajících v početnostech. Toto je způsobeno několika faktory – druhy díky svým biotickým interakcím, vývojovým cyklům a životním strategiím v početnostech každoročně kolísají, je proto velmi obtížné zachytit během pár vybraných dnů v roce všechny. Nemáme k dispozici dostupné zdroje ze všech částí světa, drtivá většina všech studií pochází z Evropy nebo Severní Ameriky. Záleží na velikosti zkoumaného území, na menších plochách klesá abundance hmyzu rychleji než na rozlehlejších plochách.

Pro neatraktivní skupiny neexistují záznamy biodiverzity či dokonce početnosti jednotlivých druhů z minulosti, což znemožňuje srovnání s nynější dobou. Uvedené bohužel platí i na úrovni zpracovávání Červených seznamů ohrožených druhů – o skutečném stavu skupin, jež nejsou v hledáčku zájmu odborné veřejnosti, pak nevíme téměř nic. Ačkoliv Červené seznamy poskytují objektivnější posouzení skutečného stavu ohroženosti druhů, než např. seznamy zvláště chráněných druhů (dále ZCHD; prováděcí vyhláška č. 395/1992 Sb. zák. ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny), přesto se v nich uplatňuje prizma nadhodnocení atraktivních, a tudíž hojně prozkoumaných skupin na úkor málo atraktivních,

často druhově početných taxonů s obtížnou determinací. Kupříkladu z bezobratlých figuruje v Červeném seznamu (Hejda et al., 2017) mnohem více druhů motýlů, nežli např. lumků, lumčíků a jiných blanokřídlých parazitoidů (Čížek et al., 2019).

V České republice byly doposud vydány dva Červené seznamy ohrožených bezobratlých, a to v letech 2005 a 2017 (AOPK ČR, 2023a). Z těchto seznamů (Farkač et al., 2005, Hejda et al., 2017) uvádím v tabulce níže srovnání počtů druhů v jednotlivých kategoriích ohroženosti pro cílové skupiny terénní části mé práce, tedy motýly (Lepidoptera) a včelovité blanokřídlé (Hymenoptera: Apidae). Pro ilustraci uvádím také situaci v rámci řádu Coleoptera, tedy třetí z atraktivních, druhově bohatých a nejdetailněji známých skupin hmyzu (Tab. 1).

Tab. 1: Počty ohrožených druhů vybraných bezobratlých v různých kategoriích (RE – lokálně vymizelý, CR – kriticky ohrožený, EN – ohrožený, VU – zranitelný, NT – blízko ohrožení) v řádu motýlů, u včelovitých blanokřídlých a řádu brouků. Vynechány byly pouze ty skupiny brouků, které se svým výskytem vážou primárně na vodní prostředí/jejich čeledi sestávají z jednoho druhu/jsou synantropní a ve volné přírodě se nevyskytují. Srovnání údajů z Červených seznamů z dat vydání 2005 a 2017 (Farkač et al., 2005, Hejda et al., 2017).

	2005			**2017**		
	Lep.	Hym.	Col.	Lep.	Hym.	Col.
RE	31	109	173	53	86	152
CR	42	93	479	61	62	495
EN	87	83	642	72	54	626
VU	114	66	616	97	74	588
NT	61	0	313	126	65	416
Celkový počet	335	351	2223	409	341	2277

U motýlů a brouků je zjevné, že během 12 let mezi vydáním obou Červených seznamů celkový počet ohrožených druhů vzrostl. Jedině u včelovitých blanokřídlých můžeme pozorovat opačný trend, tedy mírné snížení počtu ohrožených druhů. Může to však být zapříčiněno tím, že se odborníci zaměřili na domnělé vyhynulé druhy a několik z nich znovu našli, ať už ve sbírkách, nebo ve volné přírodě (Čížek et al., 2019).

Jak je zřejmé z výše uvedeného srovnání, řady ohrožených druhů se rozrůstají, stejně tak pokračuje i pokles abundancí hmyzu, a to i navzdory tomu, že jsou každoročně zakládána nová zvláště chráněná území (dále ZCHÚ) a jejich úhrnná plocha tak roste. Ke dni 31. 12. 2022 je evidováno celkem 2 683 ZCHÚ o celkové rozloze 1 373 487 ha, přičemž jsou zahrnuta velkoplošná a maloplošná ZCHÚ. Od roku 2004 je ČR součástí evropského projektu ochrany přírody Natura 2000, které v počtu 1 153 oblastí pokrývají plochu 1 499 077 ha republiky (AOPK ČR, 2023b). Chráněná území v rámci ČR a oblasti v rámci Natury 2000 se překrývají a celková výměra chráněných území tak činí zhruba 22 % rozlohy ČR (Česká informační agentura životního prostředí, 2019).

Je proto evidentní, že tato taktika ochrany bezobratlých pomocí chráněných území zcela nefunguje. To ostatně dokládají i výsledky studie z Německa, založené na srovnání 11 let dlouhých datových řad monitoringu denních motýlů v územích chráněných v rámci sítě Natura 2000 a ve volné krajině. V chráněných územích byl sice zaznamenán vyšší počet druhů motýlů než ve volné krajině, ale trend poklesu jejich početností byl skoro stejný (Rada et al., 2019). Je ovšem na místě podotknout, že snahy o zachování biodiverzity u rostlin nebo obratlovců se daří

efektivněji. Většina ZCHÚ se totiž zaměřuje především na ochranu evropsky významných druhů obratlovců a také vyšších rostlin. V rámci Natury 2000 byly zřízeny vedle Evropsky významných lokalit (s předměty ochrany z řad rostlin, živočichů a celých stanovišť/biotopů) tzv. Ptačí oblasti, zaměřené ne překvapivě na ochranu ptáků. Na území ČR se volně vyskytuje 283 druhů ptáků. Cílová ochrana v síti Natura 2000 se týká všech druhů (AOPK ČR, 2023d). Z vyšších cévnatých rostlin je 46 druhů vyskytujících se v ČR zařazeno mezi evropsky významné (AOPK ČR, 2023c). Celkový počet cévnatých rostlin na našem území je přitom odhadován na 5 422 druhů (Danihelka, 2013). Mezi evropsky významné druhy bezobratlých je zařazeno 51 druhů, které zahrnují zástupce motýlů, brouků, vážek, rovnokřídlých, měkkýšů, korýšů, štírků a kroužkovců. V ČR přitom žije bezmála 35 000 druhů bezobratlých (Chobot et al., 2014). Z uvedených výčtů je zřejmé, že prioritou v ochraně jsou atraktivní druhy organismů a ne ty, kterých ubývá nejrychleji a jsou druhově nejbohatší.

Z uvedeného vyplývá, že (i) na rostliny a obratlovce je zaměřeno větší ochranářské úsilí, (ii) chránit tyto druhy se relativně daří, avšak (iii) pro efektivní ochranu bezobratlých je nutné vystoupit i za hranice ZCHÚ a soustředit tak pozornost na volnou krajinu (Kuras et al. 2017).

1.4 Agroekosystémy a hmyz

Akceptujeme-li fakt, že struktura krajiny má zásadní vliv na míru biologické rozmanitosti (nejen) hmyzu (Čížek et al., 2019), je pochopitelné, že v podmínkách střední Evropy je klíčovým hráčem na poli vývoje biodiverzity zemědělství. Větší část území České republiky je totiž zemědělsky využívána. V roce 2019 agrární plochy zaujímaly přibližně 53 % celkové rozlohy ČR. V rámci zemědělských ploch dominuje orná půda (70,3 %), necelou čtvrtinu pak tvoří trvalé travní porosty – louky a pastviny (24 %), 3,9 % zahrady, 1,1 % zemědělské plochy je využíváno jako ovocné sady, 0,5 % pokrývají vinice a pouhé 0,2 % chmelnice (Asociace malých a středních podniků a živnostníků ČR, 2019).

Právě intenzifikace zemědělství je hlavním důvodem poklesu biodiverzity bezobratlých nejen u nás, ale i v dalších evropských zemích. Konkrétně v České republice sehrála významnou roli pozemková reforma po r. 1945 a následné uplatňování jednotné zemědělské politiky tehdejšího Československa. Důsledkem bylo zavedení plošného hospodářství typického vznikem rozlehlých bloků polí s monokulturně pěstovanými plodinami (tehdy pšenice setá, ječmen setý, žito seté a cukrová řepa, dnes častěji řepka olejka a kukuřice setá). Vlivem rozorání mezí, vykácení remízů, odstranění kamenic a zavedení meliorací došlo k zániku jemnozrnné krajinné mozaiky, pro tehdejší Československo doposud charakteristické. Původní zemědělská krajina, heterogenní v prostoru i v čase (viz pěstování mnoha různých plodin s odlišným životním cyklem, a tedy i dobou růstu na menších políčkách v proměnlivém sledu) umožňovala výskyt rozmanitějších společenstev hmyzu i dalších členovců, ale taky na ně potravně vázaných obratlovců. Důsledkem hospodaření za minulého režimu tak byla nevyhnutelně i ztráta biologické rozmanitosti zemědělské krajiny, která pokračuje rychlým tempem od revolučního roku 1989 až do dnešních dnů (Kuras et al., 2017b).

Význam krajinné struktury pro biologickou rozmanitost zdůrazňují i studie srovnávající rozlehlé monokulturní polní bloky v ČR a menší, diverzifikovanější políčka v Polsku z hlediska diverzity denních motýlů (Konvička et al., 2016), resp. v ČR a Rakousku, zaměřená na druhové bohatství ptáků (Šálek et al., 2021). Ukázalo se, že díky menším plochám polí, využívaným

nadto individuálně, bylo v Polsku nalezeno zhruba dvojnásobně více druhů, ale i jedinců motýlů (Konvička et al., 2016), stejně tak se v Rakousku vyskytovalo asi 1,5x více druhů ptáků než v Česku a většina z nich byla početnější (Šálek et al., 2021).

S intenzivním typem zemědělství je samozřejmě spojeno i používání značných dávek umělých hnojiv a pesticidů, které při celoplošné aplikaci na plodiny hubí nejen škůdce, ale nepřímo i užitečné bezobratlé, kteří přicházejí do kontaktu s ošetřovanými rostlinami (Pavelka a Smetana, 2003), případně dochází k subletálnímu poškození exponovaných jedinců s negativním dopadem na životnost kolonie ve střednědobém horizontu (např. snížená schopnost vyhledávání potravy a pokles reprodukce u čmeláků i samotářských včel vlivem expozice nové generaci tzv. neonikotinoidních insekticidů – Gill et al., 2012, Feltham et al., 2014, Whitehorn et al., 2017).

Vzhledem k omezení živočišné produkce se také snížilo pěstování pícnin významných nejen vázáním vzdušného dusíku a tím přinášením živin do půdy, ale také jako vegetační pokryv, omezující erozi půdy a konečně i jako cenný potravní zdroj pro opylovače (Dupont et al., 2011, Bommarco et al., 2012). Intenzívní zemědělství se dnes potýká i s dalšími důsledky neuváženě využívaného prostředí, jako je eroze půdy vlivem vody nebo větru, její zhutnění a ztráta kvality, a to včetně snížení vododržnosti (Šarapatka et al., 2018).

Pro zmírnění výše naznačených problémů včetně poklesu biologické rozmanitosti se ukazuje být klíčové navrácení alespoň části původní heterogenity zpět do krajiny. Jinými slovy, jde o její zpestření pomocí vnesení jiných typů stanovišť do uniformních rozlehlých bloků půdy. Toto oživení může skýtat vhodné ozelenění středních částí kruhových objezdů, okrajů silnic (Kuras et al., 2015, Kuras et al., 2017a), okolí vodních toků či okrajů polí (Čížek et al., 2019).

1.5 Opatření pro podporu udržitelného využívání zemědělské krajiny

Výše uvedené negativní důsledky intenzivního zemědělství se dnes snaží řešit zemědělská politika jednotlivých států, ať už individuálně, nebo plošně ze strany EU. V České republice vstoupilo v roce 2021 v platnost Nařízení vlády č. 31/2020 Sb. o povinnosti zmenšit plochu půdních bloků, na kterých je pěstován pouze jeden druh plodiny, na maximálně 30 hektarů. Plochu o větších rozměrech už je nutné rozdělit ochranným pásem o šířce 22 metrů, krajinným prvkem nebo pásem s jinou plodinou o šířce 110 metrů (Vláda České republiky, 2020). Od roku 2023 platí nutnost omezení plochy s jedním druhem pěstované plodiny na půdách silně ohrožených erozí do 10 hektarů (Ministerstvo zemědělství ČR, 2023). Tato ustanovení spadají do dotačního programu Dobrý zemědělský a environmentální stav půdy (dále DZES). Cílem DZES je dosažení především ochrany a vyšší kvality půdy a zvýšení biodiverzity prostřednictvím současných postupů v zemědělském hospodářství. Mezi další podopatření tohoto programu patří povinnost střídání hlavní pěstované plodiny alespoň na 40 % celkové plochy (DZES 7), povinnost oddělit určitý podíl neprodukčních ploch z celkové rozlohy půdy (DZES 8) a zároveň nutnost zajistit pokrytí půdy po hlavní sklizni do konce října minimálně z 80 % celkové půdy (DZES 6), a další (Ministerstvo zemědělství ČR, 2023). Vhodnými opatřeními k zvýšení pestrosti zemědělské krajiny může být také zakládání „větrolamů“, mezí/neprodukčních ploch či ochranných pásů vegetace podél vodních toků.

Evropským nástrojem cíleným konkrétně na ochranu a zvýšení biodiverzity v zemědělské krajině jsou tzv. agroenvironmentálně-klimatická opatření (dále AEKO).

Fungují na principu vlastního rozhodnutí zemědělce, zda a případně konkrétně do kterého opatření/podopatření/titulu dotačního programu vstoupí. Výměnou za plnění nastavených podmínek hospodaření ve volné krajině jsou pak účastníkům poskytovány dotace, které mají za cíl kompenzovat nižší zemědělskou produkci dosaženou vzhledem k šetrnějšímu způsobu hospodaření na konkrétním pozemku (Ministerstvo zemědělství ČR, 2021). V současné době pod AEKO spadá následujících 8 podopatření: integrovaná produkce ovoce, integrovaná produkce révy vinné, integrovaná produkce zeleniny a jahodníku, ošetřování travních porostů, zatravňování orné půdy, biopásy, ochrana čejky chocholaté a zatravnění drah soustředěného odtoku.

V podopatření Zatravňování orné půdy lze získat dotace při dodržení několika podmínek, mezi něž patří založení travního porostu na původně orné půdě vysetím některé z doporučených osevních směsí do konce května příslušného roku. V daném roce se smí používat hnojiva pouze před vysetím osevní směsi, herbicidy se mohou používat pouze bodově. Žadatel provádí seč na zatravněné ploše ve stanovených obdobích roku.

Prioritním předmětem zájmu v podopatření Ošetřování travních porostů jsou oblasti, které alespoň z 50 % své plochy zasahují do zvláště chráněných území, ale podopatření se soustřeďuje i na volnou krajinu. Pro získání dotací je v konkrétních titulech nutné dodržovat např. termín seče ve stanoveném období a provádět ji určitým způsobem, dodržovat maximální intenzitu chovu hospodářských zvířat a s tím spojenou pastvu, ponechávat nesečené plochy do určité proporce velikosti půdního bloku atd. Z dalších podopatření lze jmenovat například Integrovanou produkci révy vinné. Pro možnost vstoupit do tohoto programu je nejprve nutné vysadit minimálně 1 800 životaschopných jedinců révy vinné na hektar zemědělské půdy a dále vinici obhospodařovat stanoveným způsobem (tj. např. každoročně provést nejpozději do 15. srpna příslušného roku mechanickou úpravu meziřadí a manipulačního prostoru vinice, dále dodržovat zákaz aplikace herbicidů v meziřadí a manipulačním prostoru vinice atd.; Ministerstvo zemědělství ČR, 2021).

Jako biopás je označována plocha zeleně vytvořená na části orné půdy (na jejím okraji nebo uvnitř), která není určená k zemědělské produkci, ale k zajištění vyšší rozmanitosti zemědělské krajiny a ke zvýšení diverzity zejména bezobratlých živočichů, ale i obratlovců v okolí orné půdy (Vejvodová, 2016). Biopás má předepsanou šířku 6–24 metrů a délku nejméně 30 metrů a musí být vzdálen minimálně 50 metrů od okraje silnice či jiného biopásu. Celková plocha biopásu nesmí přesahovat 40 % plochy půdního bloku. Na biopás nesmí být aplikována hnojiva a přípravky na ochranu rostlin. Dělí se na jednoletý krmný a víceletý nektarodárný biopás, každý z typů má dané složení výsevní směsi. U krmného biopásu dominují obiloviny, u nektarodárného biopásu jsou to jeteloviny. Výsev stanovené směsi musí proběhnout nejpozději do 24 měsíců od vydání osvědčení prokazujícího kvalitu osiva. V případě krmné varianty je vytvořený biopás ponechán bez seče a sklizně do 15. března roku následujícího po roce výsevu. Nektarodárný biopás musí být ponechán na stejné ploše po dobu minimálně dvou let, maximálně tří let. Žadatel založí následný nektarodárný biopás buď do 15. června třetího roku trvání titulu (pokud je předchozí biopás založený jako dvouletý), nebo do 15. června čtvrtého roku trvání titulu (pokud je předchozí biopás založený jako tříletý). Seč probíhá každoročně od 1. července do 15. září, posečená biomasa je následně odklizena. Kromě této seče se nesmí na nektarodárném biopásu pohybovat zemědělská technika (Vejvodová, 2016, Ministerstvo zemědělství ČR, 2021).

V Evropě se s AEKO setkáme pod pojmem „agri-environment schemes“ (dále AES), která stejně jako v ČR zahrnují několik podopatření, mezi která patří biopásy, označované jako „field margins“ či konkrétně např. v Nizozemsku „fauna margins“. Nizozemské AES ukládají žadateli o dotaci založit biopás o šířce nejméně 6 metrů a délce nejméně 50 metrů. Každoročně probíhá jedna seč, ale posečenou biomasu není nutné odstraňovat. Používání pesticidů a umělých hnojiv je zakázáno, ale bodové užití herbicidů je povoleno. Biopásy jsou na rozdíl od ČR zakládány po dobu minimálně 6 let (Noordijk et al., 2010).

Ve Velké Británii se rozlišuje několik typů biopásů. Pro jeden z těchto typů je požadována minimální šířka 6 metrů. Bodové používání herbicidů proti nežádoucím rostlinám je povoleno. Seč je doporučována několikrát do roka v prvním roce od založení biopásu, v dalších rocích už je seč doporučována méně často. Posečenou biomasu není nutné odklízet, je to však doporučováno (Hackett a Lawrence, 2014).

V Belgii, konkrétně ve Valonsku, se AES zaměřují na vyšší biodiverzitu divoce rostoucích rostlin. Pás kolem pole je 12 metrů široký a jeho udržování trvá nejméně pět let. Během těchto pěti let musí sklizeň obilí probíhat minimálně po tři roky, ale musí tak být učiněno až po jeho dozrání, aby nedošlo k narušení životních cyklů divokých rostlin. Používání pesticidů, insekticidů a umělých hnojiv je zakázáno (Lemoine et al., 2018).

Závazek podle estonských AES pro trvání biopásů trvá 5 let, ale je možné ho prodloužit na 6 let. Žadatelé o dotace musí vytvořit a udržovat biopás o šířce 2–5 metrů osetý směsí složenou z lučních květin (Marja et al., 2018). Ve Švýcarsku je aplikace insekticidů, pesticidů a umělých hnojiv na biopásy zakázána. Seč může proběhnout maximálně jednou ročně na polovině celkové plochy biopásu po jeho délce (Caillet-Bois et al., 2016). V rámci AES navíc vstoupily v roce 2008 v platnost tzv. vylepšené okrajové pruhy kolem polí, anglicky „improved field margins“. Na rozdíl od většiny „běžných“ biopásů jsou vylepšené biopásy trvalé (Eggenschwiler et al., 2013).

1.6 Vliv biopásů na bezobratlé živočichy – přehled současných znalostí

Biopásy se ukazují jako velmi užitečné z hlediska ochrany biodiverzity hmyzu a bezobratlých obecně, jelikož poskytují v zemědělsky intenzivně využívané krajině útočiště, místo pro vývoj larev hmyzu, zdroj potravy (ať už pro opylovače v podobě nektaru, nebo pro ptáky živící se těmito bezobratlými; Schmidt a Tscharntke, 2005, Kohler et al., 2008), možnost přezimování (Dennis et al., 1994) i způsob šíření jedinců do okolí (Smith et al., 2008). Díky různým délkám životních cyklů rostlin mohou poskytovat potravu po delší dobu v roce (Cole et al., 2017). Biopásy mimo jiné pomáhají rovněž mírnit půdní erozi (De Snoo a De Wit, 1998). Přispívají k vyšší mozaikovitosti krajiny a tím vyšší biodiverzitě nejen bezobratlých, ale i obratlovců (Benton et al., 2003, Jacot et al., 2006). Recentní studie z Irska potvrdila důležitost biopásů a jejich nenahraditelnou funkci při ochraně a zvyšování abundance hmyzu, zvláště opylovačů, v zemědělsky obhospodařované krajině s dominujícími pastvinami a polními kulturami. I přesto, že v sezóně byly na přilehlých polích pěstovány významné nektarodárné plodiny (např. řepka olejka), ukázala se být abundance motýlů a pestřenek vyšší ve sledovaných biopásech (Bottero et al., 2021).

Biopásy s osevní směsí z planě rostoucích rostlin včetně zástupců čeledí lipnicovitých a bobovitých se jeví jako nejatraktivnější typ habitatu pro čmeláky v porovnání s remízy

a loukami (Lye et al., 2009). Výskyt čmeláků byl stejně tak pozitivně asociován s výskytem druhově pestrých osevních směsí dalších druhů nektarodárných a pylotvorných rostlin, jako je chrpa (*Centaurea* sp.), chrastavec rolní (*Knautia arvensis*), pcháč rolní (*Cirsium arvense*) a další (Haaland a Gyllin, 2010, Bottero et al., 2021). Preferenci bobovitých rostlin však ukazuje i výzkum Pywella et al. (2006) srovnávající biopásy oseté směsí rostlin obsahující kopretinu bílou (*Leucanthemum vulgare*), řebříček obecný (*Achillea millefolium*), chrpu černou (*Centaurea nigra*), štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*) a další luční druhy s biopásy oseté převážně jetelem lučním (*Trifolium pratense*), jetelem zvrhlým (*T. hybridum*), štírovníkem růžkatým (*L. corniculatus*) a tolicí dětelovou (*Medicago lupulina*). Větší výskyt čmeláků byl pozorován na biopásech s osevní směsí sestávající s větším podílem bobovitých (Pywell et al., 2006). Čmeláci květnaté biopásy nevyhledávají jen z hlediska potravy, ale i jako vhodné prostředí pro založení hnízd. Bylo prokázáno, že čím blíže květnatým biopásům založí čmeláci své kolonie, tím lépe pak kolonie profitují a tempo růstu jejich velikosti je vyšší, stejně tak jako se zlepšuje i míra reprodukce (Klatt et al., 2020).

I v případě denních motýlů byla zaznamenána vyšší abundance v biopásech s druhově bohatou květnatou osevní směsí, která motýlům přináší dostatek potravy, ve srovnání se zelenými stezkami (využívanými k rekreaci a nemotorové dopravě) a polními kulturami (Ekroos et al., 2008, Haaland a Gyllin, 2010). Existence biopásů je pro zachování diverzity motýlů v agroekosystémech klíčová (Ekroos et al., 2008). Předpokládá se, že biopásy a obecně zelené okraje polí jsou v dnešní době intenzifikace zemědělství jedinými stanovišti vhodnými pro život motýlů na orné půdě (Sparks a Parish, 1995). Spíše než způsob farmaření a zemědělské postupy při práci na polích je pro zachování početnosti motýlů rozhodující způsob managementu na samotných biopásech (Ekroos et al., 2008).

Včely sdílejí se čmeláky podobné živné rostliny. Ukázalo se, že atraktivními jsou pro ně chrastavec rolní (*Knautia arvensis*), chrpa (*Centaurea* sp.), pcháč rolní (*Cirsium arvense*), jetel (*Trifolium* sp.) či štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*; Haaland a Gyllin, 2010). Také studie z roku 2020 potvrdila jednoznačný pozitivní vliv zakládání biopásů podél polí s druhově bohatou směsí nektarodárných rostlin na početnost včel medonosných. Autoři zároveň doplňují, že důležitými zdroji potravy v průběhu sezóny jsou pro včely rovněž bolševník obecný (*Heracleum sphondylium*) a ostružiník obecný (*Rubus fruticosus*; Crowther a Gilbert, 2020).

Pestřenky, jakožto neméně důležití opylovači, vyhledávají pestře zbarvené, aromatické a ploché květy či květenství, jako mají například rostliny z čeledi hvězdnicovité, miříkovité či pryskyřníkovité. Pro podporu této skupiny dvoukřídlých je proto vhodné míchat osevní směs s podílem výše zmíněných rostlin (Janovský, 2012). Larvy některých druhů pestřenek se živí mšicemi, vyskytujícími se na vegetaci (Ghazoul, 2005), květnaté biopásy jsou proto pestřenkami hojně navštěvovány i z důvodu vhodného prostředí k vývoji jejich larev.

Brouci nacházejí v biopásech potravu (ať už v podobě larev jiných bezobratlých, částí rostlin, semen nebo nektaru) i místo k přezimování. Nejčastěji v pásech na okrajích polí přezimují střevlíkovití a drabčíkovití (Pfiffner a Luka, 2000). Z těchto důvodů byla vyšší početnost i druhová pestrost různých čeledí brouků pozorována v biopásech než na přilehlých polích (Werling a Gratton, 2008, Hof a Bright, 2010). Výzkum Werlinga a Grattona (2008) také ukázal, že v polních kulturách v bezprostředním okolí biopásů se zvýšila početnost brouků oproti polím, jež nesousedily s žádnými biopásy. Zakládání pásů ozelenění má tedy příznivý vliv na zvyšování druhové pestrosti i početnosti nejen v samotných biopásech, ale i na

nedalekých polích. Biopásy disponují nejen vyšším druhovým bohatstvím vegetace, ale také variabilnější strukturou porostu, což se ukazuje být pro diverzitu brouků rovněž důležitým faktorem pro jejich výskyt (Woodcock et al., 2005).

Rovnokřídlí (saranče a kobylky) inklinují k travním biotopům (Kessler et al., 2012) a zvláště těm s vysokým podílem lipnicovitých, například kostřavy červené (*Festuca rubra*). Kostřava červená indikuje teplejší biotopy, které mají pro rovnokřídlé optimální podmínky pro aktivitu a rozmnožování (Gardiner et al., 2008). Biopásy se zastoupením vhodných trav poskytují rovnokřídlým kromě zdroje potravy i úkryt a prostor pro nakladení vajíček. Kobylky i saranče vajíčka buď upevňují na okolní rostliny, nebo je ukládají do půdy (Kočárek et al., 2013). S posekáním vegetace tyto možnosti až do obnovení výšky porostu ztrácejí, proto je z hlediska jejich podpory nutné vhodně naplánovat seč (Gardiner et al., 2008).

U pavouků rozlišujeme několik funkčních skupin, jako jsou například pozemní lovci, druhy lovící na květech a druhy spřádající pavučiny (Cardoso et al., 2011). Travnaté a květnaté biopásy se ukázaly být vhodnými biotopy pro všechny uvedené skupiny, kdy jejich druhová pestrost byla vyšší než u vzorků sesbíraných z přilehlého pole (Kromp a Steinberger, 1992, Ludy a Lang, 2006). Zástupci slíďákovitých, což jsou typicky pozemní lovci, nacházejí v biopásech úkryt a dost potravy hlavně díky vysokému porostu, který ovlivňuje druhovou pestrost kořisti (Milberg et al., 2016). Výšky porostu využívají i druhy pavouků lovící do pavučin, například křižákovití. Na vyšší vegetaci mohou pavučiny snadněji upevnit. A konečně skupina druhů lovících na květech, typicky běžníkovití, profituje zejména v biopásech s květnatou osevní směsí, kde mají tyto druhy dostatek potravní nabídky (McGavin, 2005).

Je ale na místě zdůraznit, že nic není stoprocentní a to platí i v případě biopásů – nemělo by se na ně tudíž pohlížet jako na univerzální samostatně fungující způsob zajišťující zvýšení biodiverzity hmyzu. Na výskyt a aktivitu hmyzu v biopásech má vliv nejen složení osevní směsi a početnost konkrétních druhů rostlin, ale i stáří biopásů a management (Haaland et al., 2011), například intenzita seče (Konvička et al., 2008, Chaudron et al., 2020). Různé druhy rostlin budou atrahovat jiné druhy hmyzu. Květnaté biopásy podporují především opylovače (Haaland et al., 2011), zatímco biopásy s větším podílem lipnicovitých a dalších travin poskytují potřebné prostředí spíše rovnokřídlému hmyzu (Badenhausser a Cordeau, 2012). Při míchání osevní směsi a dalším plánování managementu je toto třeba mít na paměti. Dalším faktem je, že v biopásech se ve zvýšené míře pohybují především běžně se vyskytující druhy (Haaland a Gyllin, 2010). Vysvětlením můžou být jiné nároky na niku a prostředí vzácných druhů, které biopásy neposkytují, vzhledem ke svému strukturnímu i druhovému složení rostlin a relativně krátkodobé existenci, alespoň tedy v reáliích ČR (Meek et al., 2002). Ve snaze o komplexní ochranu, zachování a navýšení početnosti a diverzity hmyzu by se proto nemělo zapomínat ani na další způsoby zvyšování heterogenity krajiny a vhodně je podle nejnovějších poznatků s biopásy kombinovat.

2 Cíle práce

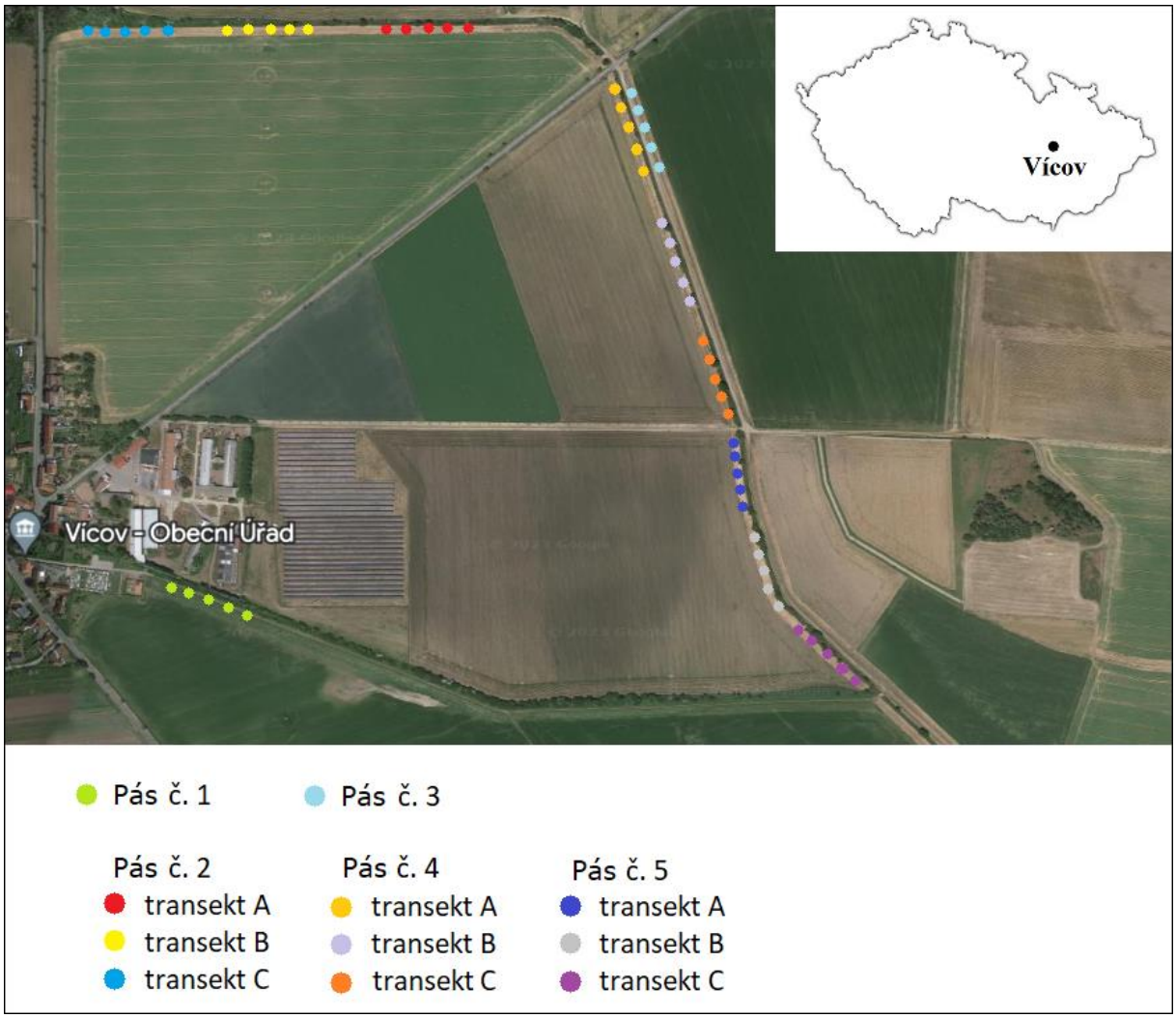
Cílem této práce je (i) zpracovat na základě dostupných odborných zdrojů literární přehled dosavadních poznatků o efektivitě zakládání ozeleněných okrajů polí coby prostředku podpory členovců v zemědělské krajině a (ii) na základě vlastního sběru terénních dat vyhodnotit, zda a jak ovlivňuje složení osevní směsi použité k založení pásu strukturu společenstev členovců s důrazem na vybrané skupiny opylovačů (denní motýly, čmeláky r. *Bombus* a pestřenky čel. Syrphidae).

Výchozím předpokladem je, že se struktura společenstev vybraných skupin a případně i abundance zástupců vyšších taxonů bude lišit mezi různými typy pásů, přičemž největší druhovou pestrost vybraných skupin lze očekávat v pásech zeleně s aktuálně nejpestřejším složením vegetace.

3 Metodika

3.1 Charakteristika studovaného území

Sběr dat probíhal v katastrálním území obce Vícov nacházející se v Olomouckém kraji asi 10 km vzdušnou čarou západně od Prostějova (Obr. 1). Tato oblast leží v intenzivně zemědělsky využívané a téměř uniformní části Hornomoravského úvalu. V zájmovém území v těsné blízkosti obce byly v roce 2017 založeny tři typy pásů zeleně při okraji půdních bloků orné půdy. Vyseté pásy se lišily složením a celkovým druhovým bohatstvím použitého osiva (tzv. myslivecká, květnatá a protierozní směs), přičemž každý typ pásu byl vyset ve více opakováních podél několika polí. Na polích jsou pěstovány běžné zemědělské plodiny (v sezóně r. 2022 konkrétně pšenice setá, ječmen setý, kukuřice setá). Na opačné straně jsou pásy lemovány travnatými mezemi anebo remízky se stromy či keřovým porostem. Jednotlivé pásy od sebe oddělují buď remízky s porostem, nebo polní cesty (Obr. 2).



Obr. 1: Poloha obce Vícov na mapě (vpravo nahoře) a schéma rozložení misek v jednotlivých pásech. Každý barevný bod představuje jednu nainstalovanou Moerickeho misku. Legenda pod mapou ukazuje rozdělení a označení pásů a transektů (zdroj podkladové mapy: Google Earth).

Obr. 2: Pás zeleně s květnatou osevní směsí, na něj zleva přiléhající pole a z pravé strany navazující remíz s křovištní a stromovou vegetací (© A. Ostrčilová, foto pořízeno 5. 5. 2022).

Průměrná teplota v letních měsících (květen–srpen) se pohybuje v rozmezí 14,2 až 19,5 °C, množství srážek v tomto období dosahuje hodnot 65 až 75 mm (InMeteo, s.r.o., n.d.). Pásy se nacházejí v nadmořské výšce 332 až 345 m n. m. (Google Earth, n.d.). Před samotným začátkem sběru dat bylo na všech pásech provedeno jednorázové orientační vyhodnocení vegetačního pokryvu. Na každém ze tří květnatých pásů bylo z hlediska pokryvnosti vegetace vyhodnoceno 10 ploch (celkem tedy 30) o rozměrech 1x1 m, na protierozní směsi bylo vyhodnoceno 18 ploch a na myslivecké směsi to bylo 16 ploch. Hodnocení mělo podobu stratifikovaného náhodného uspořádání, studované plochy se nacházely ve stejné míře ve středu pásu, při okraji směrem k poli a na opačném okraji orientovaném k remízu.

Je nutno podotknout, že vícovské pásy zeleně nesplňují všechna kritéria pro označení biopásy. Podle podmínek AEKO může být biopás ponechán na stejném místě maximálně 3 roky, v době průběhu experimentu však pás existoval již 5 let bez jakékoliv obnovy nebo dosetí, což se projevilo na výrazně pozměněném druhovém složení i proporčním zastoupení jednotlivých druhů rostlin oproti složení osevních směsí, použitých při založení ozelenění (složení jednotlivých osevních směsí je uvedeno v Příloze 1, 2 a 3). Od původní osevní směsi se nejvíce liší struktura květnatého pásu a nejméně složení protierozního pásu (Ptáčník, 2023). Tabulky ukazující aktuální procentuální zastoupení dominantních rostlin v jednotlivých pásech uvádím v kapitole Výsledky (podkap. 4.1). Z tohoto důvodu budou pásy zeleně v dalším textu označovány jako „pásy“.

3.2 Design sběru dat

Vzorkování hmyzu a dalších bezobratlých bylo provedeno pomocí Moerickeho misek, jež byly zhotoveny z plastových misek o průměru 15 cm a hloubce 7 cm nastříkaných nažluto multifunkční acetonovou barvou ve spreji pro venkovní použití (značka Maston One, odstín RAL 1021, Bright yellow). Do dvou třetin misky byla nalita směs vody, detergentu (Jar) a kuchyňské soli v poměru 10 litrů vody : 10 ml detergentu : 300 g soli (Obr. 3). Detergent snižuje povrchové napětí vody, což umožňuje efektivnější polapení hmyzu, který dosedne na hladinu roztoku v misce. Chlorid sodný byl přidán s cílem konzervace odchyceného vzorku bezobratlých po dobu expozice pasti (cca 7–10 dní) během nejteplejší části roku. Při výběru vzorků byla každá past vypláchnuta a naplněna novým roztokem. Pasti byly exponovány v průběhu letní sezony od 26. 5. do 31. 8. 2022 a byly rozmístěny v lineárních transektech, vytyčených vždy ve střední linii pásu. Před sečí pásů (7. 6. 2022) byly pasti odinstalovány a vráceny na původní místa teprve po částečné regeneraci porostu, tj. za týden (14. 6. 2022).

Metoda Moerickeho misek byla zvolena z toho důvodu, že se ukázala být jednou z nejvhodnějších metod sběru a vzorkování bezobratlých živočichů, ať už díky své jednoduché přípravě a finanční dostupnosti, či díky časové nenáročnosti a faktu, že umožňuje vzorkování ve všech typech prostředí (Campbell a Hanula, 2007, Westphal et al., 2008) a různých skupin bezobratlých. Vedle nektarofágního hmyzu (Campbell a Hanula, 2007) je odchyt efektivní i u skupin Hemiptera (Boiteau, 1990), Orthoptera (Evans a Bailey, 1993), Araneae (Blades a Marshall, 1994), Coleoptera (Leksono et al., 2005) a dalších. Bylo prokázáno, že opylovači (Lepidoptera, Hymenoptera a Diptera) jsou nejvíce atrahováni žlutou a bílou barvou (Vrdoljak a Samways, 2012), které simulují barvu květů (Niesenbaum et al., 1999). Pro postřik misek byla proto zvolena právě žlutá barva.

Obr. 3: Nainstalovaná Moerickeho miska s chycenými druhy bezobratlých živočichů (© A. Ostrčilová, foto pořízeno 19. 7. 2022).

Moerickeho misky v celkovém počtu 55 kusů byly rozmístěny na celkem pět pásů označených čísly 1–5. Čísly 1–3 byla označena trojice pásů s květnatou směsí, pás 4 byl oset protierozní směsí a pás 5 mysliveckou směsí. Aby misky nezanikly ve vysoké trávě a aby byla snížena jejich konkurence s okolními rostlinami (Westerberg et al., 2021), byl srpem vysekán kruh o průměru přibližně jeden metr, do jehož centra byla miska umístěna. Misky byly v každém pásu rozloženy v několika transektech sestávajících z pěti misek vzdálených vzájemně minimálně 20 metrů, aby bylo zamezeno vzájemné konkurenci misek (Gotelli a Ellison, 2004). Jednotlivé transekty byly od sebe vzdáleny minimálně 50 metrů. Schématické rozložení misek v transektech je znázorněno na obrázku výše (Obr. 1).

V uvedeném období bylo provedeno 10 odběrů, vždy s rozestupem 7–10 dní. Odchycený hmyz a další bezobratlé jsem vložila do uzavíratelných zip-lockových sáčků, jež byly individuálně označeny a uchovány v mrazáku. Jednotlivé vzorky jsem následně rozebírala a determinovala v laboratoři KEŽP (pomocí atlasů – Hudec et al., 2007, Macek et al., 2010, Macek et al., 2015, Macek et al., 2020) s využitím binokulární lupy a dalších laboratorních pomůcek na úroveň vyšších taxonů v případě „necílových“ skupin a na nižší taxonomickou úroveň v případě hlavních skupin opylovačů. Výpovědní hodnotu při sledování odezvy ke konkrétnímu ekologickému faktoru či jeho změně v prostředí má nejen taxonomická úroveň druhů, ale i řádů, podřádů či čeledí (Samways, 2005), proto byla při determinaci „necílových“ skupin práce ponechána vyšší úroveň taxonů. Tabulka níže ukazuje, na jakou konkrétní úroveň

byli odchycení živočichové určováni (Tab. 2). U každé ze skupin byla zaznamenávána četnost jedinců v příslušném vzorku, tj. výběru konkrétní misky v konkrétním datu.

Tab. 2: Přehled určovaných taxonů bezobratlých živočichů.

Řád	Podřád	Čeleď	Rod	Druh
Araneae				
Coleoptera		Cantharidae		
		Carabidae		
		Cerambycidae		
		Chrysomelidae		
		Cicindelidae		
		Cleridae		
		Coccinellidae		
		Curculionidae		
		Elateridae		
		Geotrupidae		
		Histeridae		
		Nitidulidae		
		Oedemeridae		
		Scarabeidae		
		Silphidae		
		Staphylinidae		
Dermaptera				
Diptera		Agromyzidae		
		Calliphoridae		
		Ceratopogonidae		
		Chloropidae		
		Culicidae		
		Drosophilidae		
		Muscidae		
		Opomyzidae		
		Pipunculidae		
		Psilidae		
		Sarcophagidae		
		Scatophagidae		
		Stratiomyidae		
		Syrphidae	*Chrysotoxum* sp.	
				Episyrphus balteatus
			Eristalis sp.	
				Scaeva pyrastri
				Sphaerophoria scripta
				Syrphus ribesii
		Tabanidae		
		Tachinidae		
		Tephritidae		
Hemiptera	Auchenorrhyncha			
	Heteroptera			
	Sternorrhyncha			
Hymenoptera		Apidae		*Apis mellifera*

			Bombus campestris
			Bombus hortorum
			Bombus lapidarius
			Bombus ruderarius
			Bombus rupestris
			Bombus terrestris
			Bombus vestalis
		Argidae	
		Chrysididae	
		Crabronidae	
		Formicidae	
		Halictidae	
		Mutillidae	
		Pompilidae	
		Sapygidae	
		Sphecidae	
		Tenthredinidae	
		Vespidae	
Isopoda			
Lepidoptera			*Aglais urticae*
			Anthocharis cardamines
			Aphantopus hyperantus
			Araschnia levana
			Argynnis aglaja
			Autographa gamma
			Carteroceph. palaemon
			Coenonympha pamphilus
			Colias hyale
		Geometridae	
			Inachis io
			Issoria lathonia
			Lasiommata megera
			Lycaena dispar
			Lycaena phlaeas
		Lymantriidae	
			Maniola jurtina
			Melanargia galathea
			Ochlodes sylvanus
			Pieris brassicae
			Pieris napi
			Pieris rapae
			Polyommatus icarus
			Thymelicus lineola
			Thymelicus sylvestris
			Vanessa cardui
			Zygaena minos
Mecoptera			
Neuroptera			
Opiliones			
Orthoptera	Caelifera		
	Ensifera		
Trombidiformes			

3.3 Analýza dat

Do statistického vyhodnocení byla zahrnuta získaná data celkem ze 452 vzorků, chybějící část představují vzorky z misek, které byly jakýmkoliv způsobem poškozeny (rozdupání, částečná či úplná konzumace obsahu misky zvěří, rozklování ptáky, odnesení větrem, protržení dna deštěm a vylití obsahu), tudíž neobsahovaly kompletní odchycený vzorek.

Statistická analýza dat byla provedena pomocí mnohorozměrných ordinačních metod v programu Canoco 5. Pro zhodnocení vlivu pásu na strukturu společenstev bezobratlých byla vzhledem k dlouhým gradientům v druhových datech použita kanonická korespondenční analýza (CCA), a to zvlášť pro skupiny opylovačů, určované na úroveň druhů a rodů a zvlášť pro ostatní skupiny členovců, neboť tyto jsou ovlivňovány odlišnými funkčními parametry prostředí. Všechny sledované proměnné (tj. typ pásu, klimatické charakteristiky – teplota, síla větru, dále výška vegetace v porostu a čas daného výběru od začátku sezóny) byly nejprve předtestovány postupně na zbytkové variabilitě datového souboru (tabulky s výsledky tohoto předtestování pro opylovače a vyšší taxony jsou uvedeny v Příloze 6 a 7). Do následně konstruovaného omezeného ordinačního modelu CCA (*druhy ~ env. faktory*) pak jako nezávislá proměnná vstupoval pouze typ pásu, a to jako dummy proměnná o třech stavech – květnatá osevní směs, myslivecká a protierozní směs. Jako kovariáty byly v každém z modelů zahrnuty faktory s průkazným vlivem na příslušný datový soubor dle výsledků předtestování (viz Příloha 6 a 7). Jako závislé proměnné vstupovaly jednotlivé druhy/taxony odchycených živočichů a jejich početnosti, které byly zlogaritmovány. Monte Carlo permutační test byl nastaven na 5000 permutací. Permutace byly s úplným znáhodněním v blocích definovaných dnem od instalace misek. Jako doplňující (*supplementary*) data byly zahrnuty indexy diverzity (Simpsonův index, Shannonův index, Fischerův alfa index) a druhové pestrosti (Margalefův index), které byly do modelu vyneseny pasivně. Výpočet indexů biodiverzity a indexu druhové pestrosti jsem provedla v programu Past 4.09.

4 Výsledky

4.1 Orientační vyhodnocení vegetačního pokryvu pásů

Před samotným začátkem sběru dat bylo provedeno orientační vyhodnocení vegetační pokryvnosti pásů. Na každém ze tří květnatých pásů bylo z hlediska pokryvnosti vegetace vyhodnoceno 10 ploch (celkem tedy 30) o rozměrech 1x1 m, na protierozní směsi bylo vyhodnoceno 18 ploch a na myslivecké směsi to bylo 16 ploch, což rámcově odpovídá rozdílné délce pásů. Studované plochy se nacházely ve stejné míře ve středu pásu, při okraji směrem k poli a na opačném okraji orientovaném k remízu. V níže uvedených tabulkách (Tab. 3, 4 a 5) uvádím procentuální pokryvnost 10 dominantních druhů rostlin v pásech založených s využitím tří typů osevních směsí. Procento zastoupení konkrétního druhu je uvedeno jako průměrná pokryvnost všech vzorkovaných ploch v daném typu pásu.

Tab. 3: Procentuální vyhodnocení pokryvnosti dominantních rostlin v pásech s květnatou osevní směsí.

Druh	Zastoupení v pásu (%)
Srha laločnatá (*Dactylis glomerata*)	8
Kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*)	8
Svízel bílý (*Galium album*)	8
Řebříček obecný (*Achillea millefolium*)	7
Ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*)	7
Kopretina irkutská (*Leucanthemum ircutianum*)	7
Psárka luční (*Alopecurus pratensis*)	6
Pcháč oset (*Cirsium arvense*)	4
Štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*)	3
Chrpa luční (*Centaurea jacea*)	3

Kromě výše zmíněných druhů se na květnatých pásech objevují sice méně početné, ale z hlediska cílových skupin rovněž velmi důležité druhy rostlin, tj. nektarodárné a živné rostliny larev, poskytující zdroje a/nebo i prostředí k vývoji bezobratlých živočichů. Významnými nektarodárnými rostlinami pro včely a čmeláky jsou jetele (*Trifolium* sp.), jitrocele (*Plantago* sp.), šalvěj luční (*Salvia pratensis*), štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*), hluchavka bílá (*Lamium album*), vičenec ligrus (*Onobrychis viciifolia*), vikve (*Vicia* sp.), kostival lékařský (*Symphytum officinale*) a pcháč oset (*Cirsium arvense*; Pywell et al., 2006). Bobovité (jetele, štírovník, vikve, vičenec) jsou zároveň živnými rostlinami housenek řady druhů motýlů (Macek et al., 2015). Pro pestřenky a motýly jsou důležitými zdroji potravy kupříkladu chrpa luční (*Centaurea jacea*), třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*) nebo smetánka (*Taraxacum* sp.). Šťovíky (*Rumex* sp.), krvavec menší (*Sanguisorba minor*), různé druhy lipnicovitých (psárka luční, srha laločnatá, lipnice luční, kostřava luční, kostřava červená) a kopřiva dvoudomá (*Urctica dioica*) představují živné rostliny pro housenky motýlů (Macek et al., 2015). Květnaté pásy se vyznačovaly obecně nejvyšší druhovou pestrostí i početností zde uváděných významných skupin planě rostoucích rostlin.

Tab. 4: Procentuální vyhodnocení pokryvnosti dominantních rostlin v pásu s mysliveckou osevní směsí (upraveno dle Ptáčník, 2023).

Druh	Zastoupení v pásu (%)
Rákos obecný (*Phragmites australis*)	13
Ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*)	12
Lopuch (*Arctium* sp.)	8
Pýr plazivý (*Elytrigia repens*)	6
Kopretina irkutská (*Leucanthemum ircutianum*)	6
Srha laločnatá (*Dactylis glomerata*)	5
Psárka luční (*Alopecurus pratensis*)	5
Pcháč oset (*Cirsium arvense*)	5
Tolice vojtěška (*Medicago sativa*)	4
Kostival lékařský (*Symphytum officinale*)	4

Kromě rákosu obecného rozšířeného zejména na okrajích pásu jsou zde hojně zastoupeny rostliny z čeledi lipnicovitých a nitrofilní druhy, jako je například kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), představující živnou rostlinu především pro babočkovité motýly (Macek et al., 2015). Pcháč oset (*Cirsium arvense*), ačkoliv je vnímán jako polní plevel, poskytuje pyl i nektar a je tak rovněž atraktivním druhem pro opylovače (Petrová, 2015).

Tab. 5: Procentuální vyhodnocení pokryvnosti dominantních rostlin v pásu s protierozní osevní směsí (upraveno dle Ptáčník, 2023).

Druh	Zastoupení v pásu (%)
Pcháč oset (*Cirsium arvense*),	20
Kostřava červená (*Festuca rubra*),	13
Kostřava luční (*Festuca pratensis*),	12
Lipnice luční (*Poa pratensis*)	10
Lipnice obecná (*Poa trivialis*)	7
Ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*)	6
Pýr plazivý (*Elytrigia repens*)	4
Kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*)	3
Svízel bílý (*Galium album*)	3

Na pásu s protierozní směsí nyní dominují traviny z čeledi lipnicovitých a ruderální druh pcháč oset (*Cirsium arvense*), který představuje atraktivní pylotvornou i nektarodárnou rostlinu pro opylovače (Petrová, 2015). Na okrajích pásu je rozšířená kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) představující živnou rostlinu housenkám zejména babočkovitých motýlů (Macek et al., 2015).

Oproti původním osevním směsím (jejichž složení je uvedeno v Příloze 1, 2 a 3) se během 5 let výrazně změnilo druhové složení i proporční zastoupení jednotlivých druhů rostlin. Od původní osevní směsi se nejvíce liší struktura vegetace květnatého pásu a nejméně vegetace protierozního pásu (Ptáčník, 2023).

4.2 Ekofaunistický souhrn

V průběhu sezóny bylo odchyceno a determinováno 79 928 jedinců bezobratlých živočichů náležících do 9 řádů hmyzu a dalších 4 řádů členovců, jak ukazuje Tab. 2 výše v kap. 3. Nejpočetněji zastoupenou skupinou byli Diptera (49 460 jedinců), tvořící bezmála 62 % všech bezobratlých. Následovali Hemiptera (13 939 jedinců), Hymenoptera (6 747 jedinců), Coleoptera (6 144 jedinců), Araneae (2 287 jedinců), Orthoptera (650 jedinců), Lepidoptera (343 jedinců), Dermaptera (181 jedinců), Opiliones (149 jedinců), a nejméně početné byly skupiny Isopoda, Mecoptera, Neuroptera a Trombidiformes, které dohromady čítaly 28 jedinců, jejich výskyt v pásech konkrétního typu můžeme proto považovat spíše za náhodný. Na druhové úrovni byly studovány skupiny Lepidoptera a částečně Hymenoptera a Diptera – z těchto skupin byli předmětem zájmu včely, čmeláci a pestřenky (Syrphidae).

Z řádu Lepidoptera byli odchyceni jedinci reprezentující 25 druhů v 6 čeledích motýlů s denní aktivitou a dále zástupci dvou čeledí motýlů s aktivitou noční (Geometridae a Lymantriidae). Determinace na úroveň čeledi byla zvolena u jedinců obtížně určitelných do druhu (především kvůli olétanosti). Nejpočetněji zastoupeným druhem motýla byla babočka kopřivová (*Aglais urticae*) v počtu 88 jedinců, což tvoří zhruba 26 % z celkového počtu odchycených motýlů. Následoval modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*) s 62 odchycenými jedinci, tvořící 18 % z celkového počtu motýlů. Rovněž bylo určeno 45 jedinců zařazených do čeledi Geometridae. Dalšími početnými druhy byl okáč poháňkový (*Coenonympha pamphilus*) s 37 jedinci, kovolesklec gama (*Autographa gamma*) s 32 jedinci, a již méně početné běžné druhy bělásků – bělásek řepový (*Pieris rapae*) s 12 jedinci a bělásek zelný (*Pieris brassicae*) v počtu 11 odchycených jedinců. Další druhy se vyskytovaly již jen akcesoricky, v celkové početnosti méně než 10 odchycených jedinců. V zásadě jediným významnějším zaznamenaným druhem motýla z pohledu ochrany přírody byl ohniváček černočárný (*Lycaena dispar*), dle vyhlášky č. 395/1992 Sb. zák. ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, řazený mezi zvláště chráněné druhy (dále ZCHD) v kategorii silně ohrožených druhů, dle Červeného seznamu ohrožených druhů bezobratlých živočichů ČR (Hejda et al. 2017) klasifikován jako téměř ohrožený (NT) druh.

Z celkového počtu 6747 zástupců blanokřídlých jsem do druhu určovala pouze čmeláky a včelu medonosnou (*Apis mellifera*), představující úhrnem přibližně 9 % celkového vzorkovaného materiálu Hymenoptera. Žlutými miskami se podařilo odchytit celkem 325 jedinců *A. mellifera* a 312 jedinců čmeláků. Z odchycených čmeláků zařazených do 7 druhů byl nejhojnější čmelák zemní (*Bombus terrestris*) v počtu 168 jedinců a čmelák skalní (*Bombus lapidarius*) se 115 odchycenými jedinci. Čmelák zemní a skalní tvořili společně bezmála 91 % veškerého materiálu determinovaných čmeláků, další druhy se v pastech vyskytovaly jen sporadicky. V ČR patří všechny druhy čmeláků a pačmeláků mezi ZCHD podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. zák. ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. S ohledem na předem očekávaný odchyt těchto ZCHD během sběru dat byl Krajský úřad Olomouckého kraje (dále KÚOK) požádán o udělení výjimky z ochranných podmínek těchto ZCHD pro výzkumné účely. Rozhodnutí o povolení výjimky dle §56 odst. 2 písm. d) zákona o ochraně přírody a krajiny (č.j. 70577/2022) je uloženo v archivu školitelky (MM).

Pestřenky byly zachyceny v celkovém počtu 1 619 jedinců, jež jsem zařadila do 4 velmi běžných druhů a 2 rodů (u obtížně určitelných jedinců). V odchyceném vzorku společenstva

pestřenek dominovaly nejběžnější a téměř všudypřítomné druhy – pestřenka pruhovaná (*Episyrphus balteatus*) s 600 odchycenými jedinci a pestřenka rybízová (*Syrphus ribesii*) v počtu 542 jedinců. Tyto dva druhy se podílejí na celkovém materiálu pestřenek ze 70,5 %. Dalším početným druhem byla pestřenka psaná (*Sphaerophoria scripta*) s 296 jedinci a zbylé taxony zaujímají podíl asi 11 % z celkového počtu odchycených pestřenek.

4.3 Vliv typu pásu na skupiny bezobratlých určovaných do druhů

K testování vlivu typu pásu na druhové složení společenstev bezobratlých živočichů byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA), model byl konstruován se zahrnutím průkazných proměnných dle výsledků předtestování, provedeného v prvním kroku (Příloha 6). Vlastní ordinační CCA model omezený environmentální proměnnou *typ pásu* byl průkazný na první i ostatních ordinačních osách (Tab. 6). První osa modelu vysvětluje 0,48 % variability v datech a dle testu je signifikantní (pseudo-F=0,9, P=0,0014), jako průkazné byly vyhodnoceny i všechny ordinační osy (pseudo-F=1,4, P=0,0006).

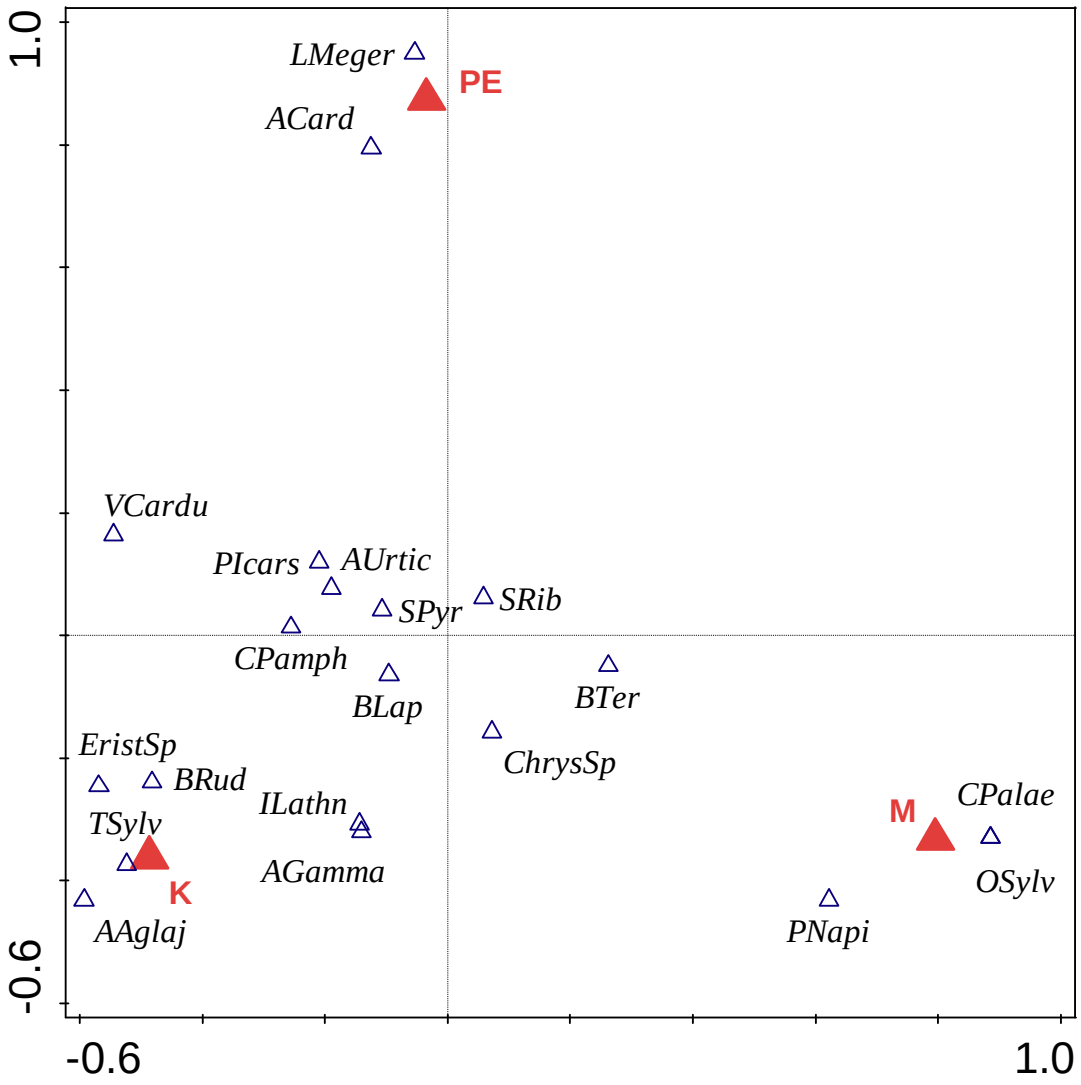
Tab. 6: Parametry modelu CCA vlivu typu pásů na společenstva opylovačů se zahrnutím průkazných proměnných dle výsledků předtestování.

Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0.0505	0.0226	0.9990	0.9967
Explained variation (cumulative)	0.48	0.70	10.25	19.77
Pseudo-canonical correlation	0.3998	0.2696	0.0000	0.0000
Explained fitted variation (cumulative)	69.06	100.00		
Pseudo-canonical correlation (suppl.)	0.2093	0.2540	0.0237	0.0961

Permutation Test Results:

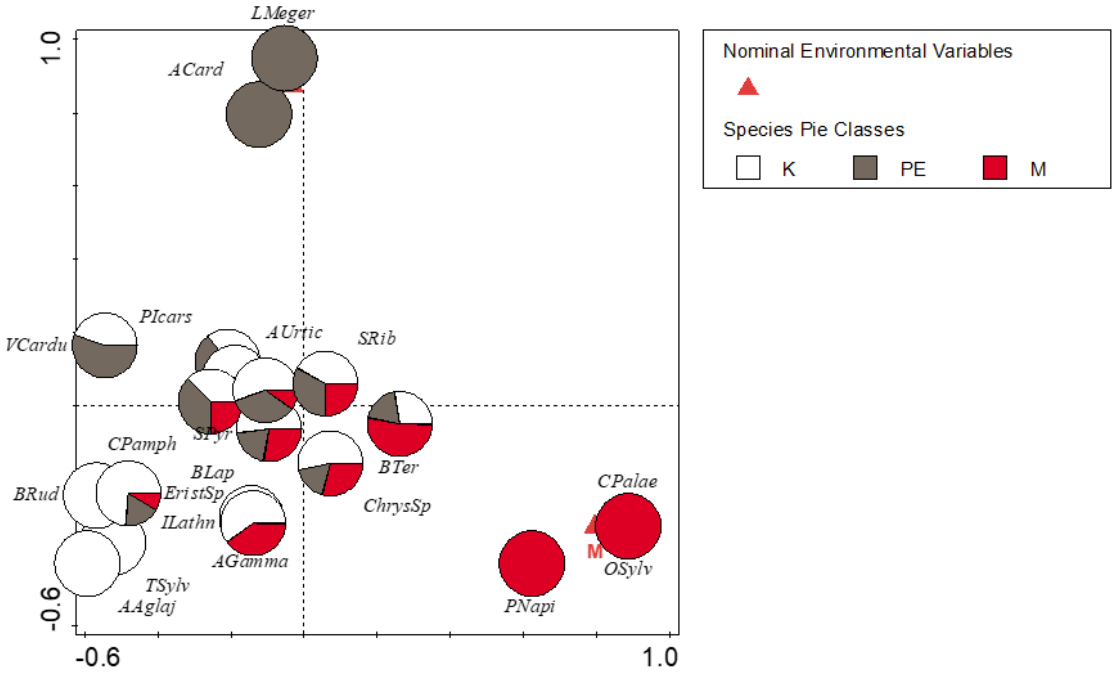
On First Axis	**pseudo-F=0.9, P=0.0014**
On All Axes	**pseudo-F=1.4, P=0.0006**

Jak je patrné z biplotu grafického výstupu modelu níže (Graf 1), druhově nejpestřejší společenstva opylovačů jsou asociována s pásy osetými květnatou směsí, chudší jsou společenstva na pásech s mysliveckou a protierozní směsí. Největší gradient ve složení společenstev je ve směru hlavní ordinační osy, lze tedy konstatovat, že složení společenstev na květnatém pásu se průkazně liší od složení společenstev na pásech s mysliveckou směsí. Průkazný je také rozdíl podél druhé ordinační osy, společenstva pásů s protierozní směsí jsou tedy odlišná od těch, jež jsou asociována s květnatými pásy.



Graf 1: CCA model vlivu typu pásu na druhové složení společenstev opylovačů. Vyneseno bylo 20 druhů s největší váhou. Jednotlivé druhy jsou zobrazeny jako prázdné trojúhelníky, typy pásu jako plné červené trojúhelníky. Zkratky pro typy pásů: K – s květnatou, PE – protierozní, M – mysliveckou směsí; názvy druhů jako akronymy počátečních písmen rodového a druhového jména: *Aglais urticae* (AUrtic), *Anthocharis cardamines* (ACard), *Argynnis aglaja* (AAglaj), *Autographa gamma* (AGamma), *Carterocephalus palaemon* (CPalae), *Coenonympha pamphilus* (CPamph), *Issoria lathonia* (ILathn), *Lasiommata megera* (LMeger), *Ochlodes sylvanus* (OSylv), *Pieris napi* (PNapi), *Polyommatus icarus* (PIcars), *Thymelicus sylvestris* (TSylv), *Vanessa cardui* (VCardu), *Bombus lapidarius* (BLap), *Bombus ruderarius* (BRud), *Bombus terrestris* (BTer), *Chrysotoxum* sp. (ChrysSp), *Eristalis* sp. (EristSp), *Scaeva pyrastri* (SPyr), *Syrphus ribesii* (SRib).

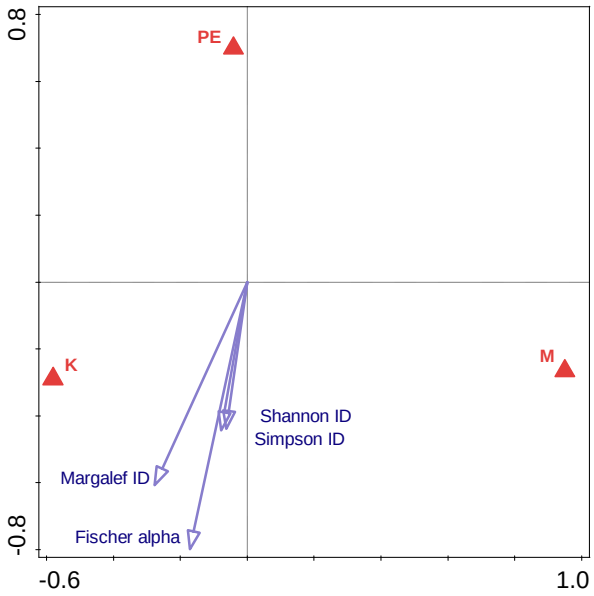
Do stejného modelu byly v následujícím biplotu vyneseny i koláčové diagramy, znázorňující zaznamenanou distribuci každého druhu mezi třemi typy pásů (Graf 2), kde je lépe patrná preference jednotlivých druhů ke konkrétnímu typu pásu/vegetace.



Graf 2: CCA model vlivu typu pásu na druhové složení společenstev opylovačů. Vyneseno bylo 20 druhů s největší váhou v modelu. Jednotlivé druhy jsou reprezentovány koláčovými diagramy zachycujícími distribuci každého druhu mezi typy pásu, tyto jsou značeny plnými červenými trojúhelníky. Zkratky pro typy pásů: K – s květnatou, PE – protierozní, M – mysliveckou směsí; názvy druhů jako akronymy počátečních písmen rodového a druhového jména: *Aglais urticae* (AUrtic), *Anthocharis cardamines* (ACard), *Argynnis aglaja* (AAglaj), *Autographa gamma* (AGamma), *Carterocephalus palaemon* (CPalae), *Coenonympha pamphilus* (CPamph), *Issoria lathonia* (ILathn), *Lasiommata megera* (LMeger), *Ochlodes sylvanus* (OSylv), *Pieris napi* (PNapi), *Polyommatus icarus* (PIcars), *Thymelicus sylvestris* (TSylv), *Vanessa cardui* (VCardu), *Bombus lapidarius* (BLap), *Bombus ruderarius* (BRud), *Bombus terrestris* (BTer), *Chrysotoxum* sp. (ChrysSp), *Eristalis* sp. (EristSp), *Scaeva pyrastri* (SPyr), *Syrphus ribesii* (SRib).

Z grafických výstupů modelu je zřejmé, že pouze na květnatém biopásu se vyskytoval perleťovec velký (*Argynnis aglaja*), soumračník metlicový (*Thymelicus sylvestris*) a čmelák úhorový (*Bombus ruderarius*) a preferovaným stanovištěm byl např. pro okáče poháňkového (*Coenonympha pamphilus*) a perleťovce malého (*Issoria lathonia*). Naopak výlučně na pásu s protierozní směsí se vyskytoval bělásek řeřichový (*Anthocharis cardamines*) a okáč zední (*Lasiommata megera*). Soumračníci *Carterocephalus palaemon* a *Ochlodes sylvanus* společně s běláskem řepkovým (*Pieris napi*), se vyskytovali převážně v pásu s mysliveckou osevní směsí. Druhy se slabou vazbou k typu stanoviště (vegetace pásu) se ukazují být pestřenka rybízová (*Syrphus ribesii*), pestřenka hrušňová (*Scaeva pyrastri*) a rod *Chrysotoxum* sp., dále čmelák zemní (*Bombus terrestris*), čmelák skalní (*B. lapidarius*) a babočka kopřivová (*Aglais urticae*).

Nakonec byly do modelu odezvy druhů opylovačů k typům biopásů pasivně vyneseny Margalefův index druhové pestrosti a různé indexy diverzity (Simpsonův, Shannonův a Fischerův alfa index). Pasivní zobrazení v modelu značí, že se zobrazené indexy nijak nepodílejí na vysvětlení druhové variability, nicméně dle směru jejich šipek v ordinačním schématu je možno označit, ve kterém z biopásů je kumulováno maximum druhové pestrosti, resp. diverzity. Jak je patrné z biplotu ordinačního schématu, nejvyšší hodnoty zobrazených indexů jsou asociovány s pásem s květnatou osevní směsí (Graf 3).



Graf 3: CCA model znázorňující ekologické charakteristiky, které popisují diverzitu a druhovou pestrost ve vztahu k typu pásu. Tyto charakteristiky jsou znázorněny pomocí modrých šipek, pásy jsou zobrazeny jako červené trojúhelníky. Zkratky pro typy pásů: K – s květnatou, PE – protierozní, M – mysliveckou směsí.

4.4 Vliv typu pásu na skupiny bezobratlých určovaných do vyšších taxonů

Také k testování vlivu typu pásu na distribuci a složení společenstev členovců, sledovaných na úrovni početnosti jedinců vyšších taxonů členovců byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA), model byl konstruován opět se zahrnutím průkazných proměnných dle výsledků předtestování (Příloha 7). Vlastní ordinační CCA model omezený environmentální proměnnou *typ pásu* byl průkazný na první i ostatních ordinačních osách (Tab. 7). První osa modelu vysvětluje 0,5 % variability v datech a dle testu je signifikantní (pseudo-F=1.1, P=0.0002), jako průkazné byly vyhodnoceny i všechny ordinační osy (pseudo-F=2.0, P=0.0002).

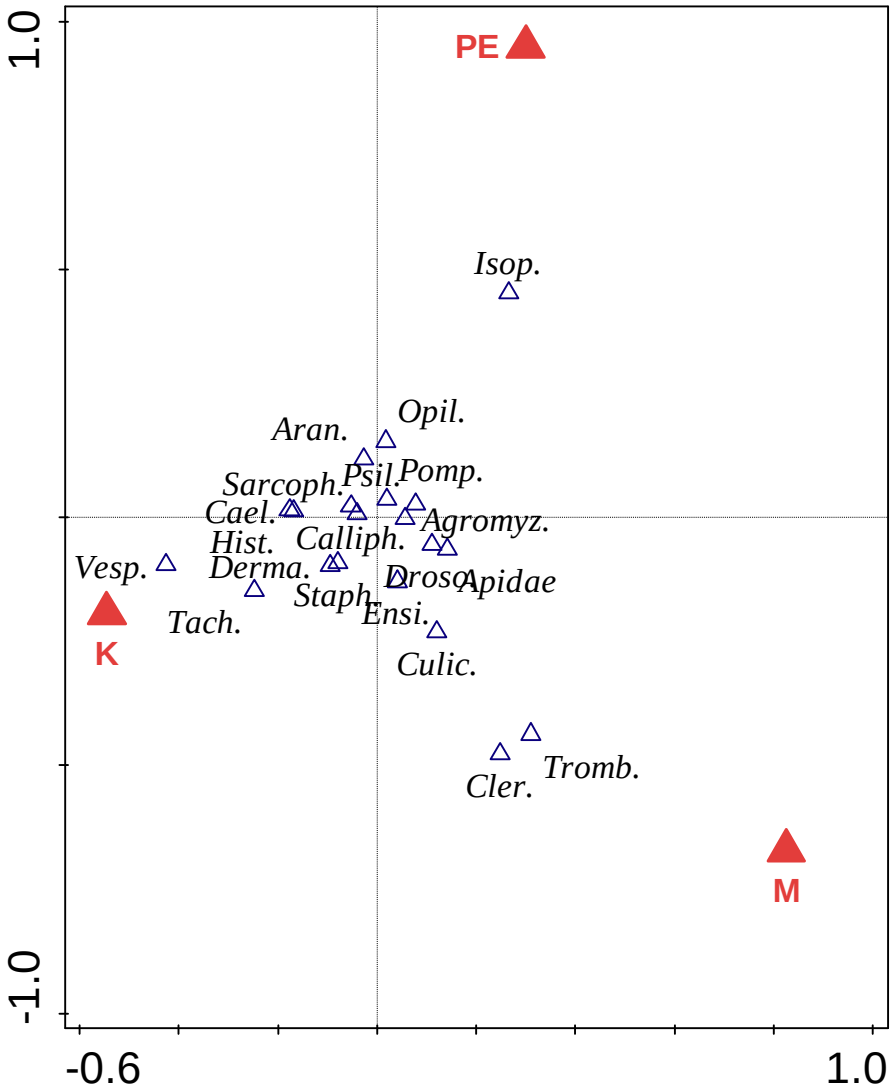
Tab. 7: Parametry modelu CCA vlivu typu pásů na společenstva bezobratlých se zahrnutím průkazných proměnných dle výsledků předtestování.

Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0.0088	0.0069	0.0828	0.0711
Explained variation (cumulative)	0.50	0.90	5.62	9.67
Pseudo-canonical correlation	0.4495	0.4215	0.0000	0.0000
Explained fitted variation (cumulative)	56.06	100.00		
Pseudo-canonical correlation (suppl.)	0.2408	0.3306	0.2200	0.2782

Permutation Test Results:

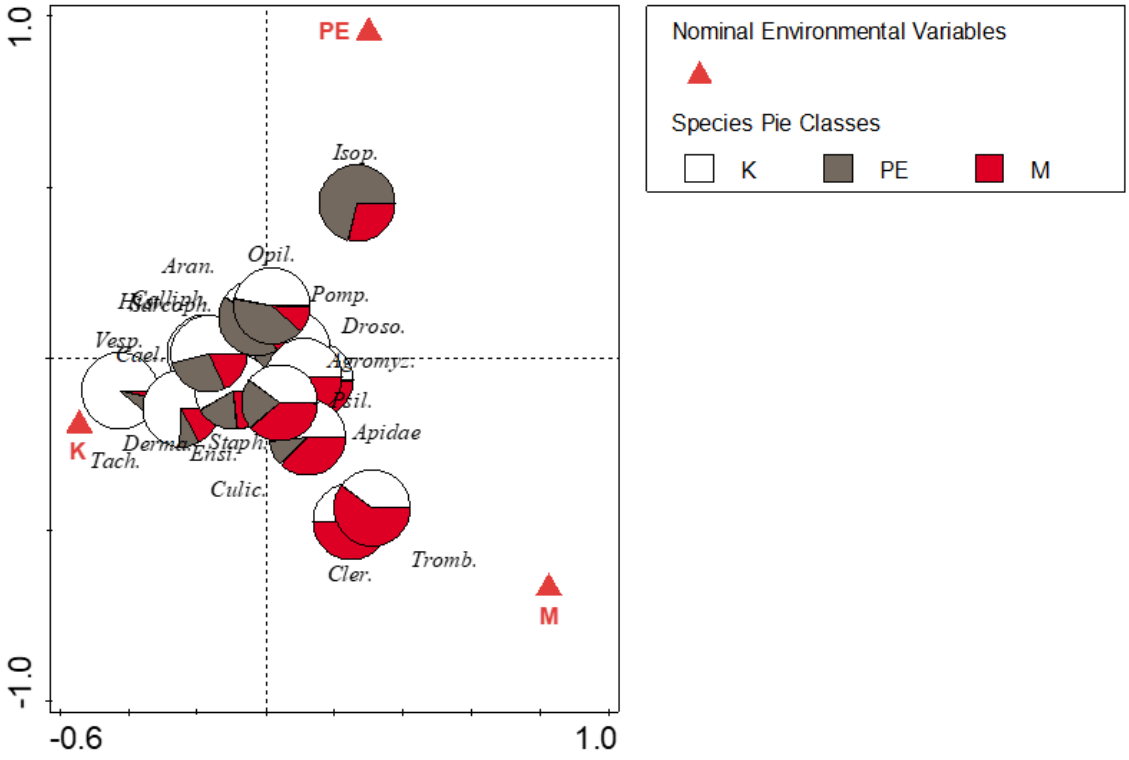
On First Axis	**pseudo-F=1.1, P=0.0002**
On All Axes	**pseudo-F=2.0, P=0.0002**

Z biplotu grafického výstupu modelu (Graf 4) sice není pozitivní asociace jednotlivých skupin členovců ke květnatému biopásu tak zjevná, jako v případě zobrazení modelu odezvy jednotlivých druhů či rodů opylovačů, nicméně i tak je zřejmé, že i na úrovni vyšších taxonů podporují květnaté pásy nejbohatší společenstva členovců.



Graf 4: CCA model vlivu typu pásu na strukturu společenstev bezobratlých. Vyneseno bylo 20 skupin s největší váhou. Jednotlivé skupiny jsou zobrazeny jako modře lemované trojúhelníky, typy pásu jako červené trojúhelníky. Zkratky pro typy pásů: K – s květnatou směsí, PE – protierozní směsí, M – mysliveckou směsí; názvy skupin jako akronymy počátečních písmen taxonů: Araneae (Aran.), Cleridae (Cler.), Histeridae (Hist.), Staphylinidae (Staph.), Vespidae (Vesp.), Dermaptera (Derma.), Agromyzidae (Agromyz.), Calliphoridae (Calliph.), Culicidae (Culic.), Drosophilidae (Droso.), Psilidae (Psil.), Sarcophagidae (Sarcoph.), Tachinidae (Tach.), Apidae (Apidae), Pompilidae (Pomp.), Isopoda (Isop.), Opiliones (Opil.), Caelifera (Cael.), Ensifera (Ensi.), Trombidiformes (Tromb.).

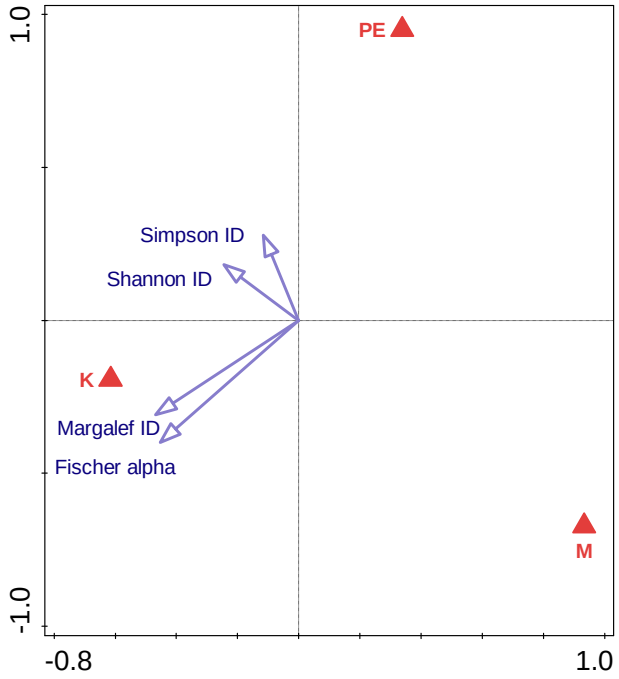
Do stejného modelu byly v následujícím biplotu vyneseny i koláčové diagramy, znázorňující zaznamenanou distribuci taxonů mezi třemi typy pásů, kde je lépe patrná vazba jednotlivých skupin ke konkrétnímu typu pásu (Graf 5).



Graf 5: CCA model vlivu typu pásu na strukturu společenstev bezobratlých. Vyneseno bylo 20 druhů s největší váhou. Jednotlivé taxony jsou reprezentovány koláčovými diagramy zachycujícími distribuci každého taxonu mezi typy pásu, tyto jsou značeny plnými červenými trojúhelníky. Zkratky pro typy pásů: K – s květnatou směsí, PE – protierozní směsí, M – mysliveckou směsí; názvy skupin jako akronymy počátečních písmen taxonů: Araneae (Aran.), Cleridae (Cler.), Histeridae (Hist.), Staphylinidae (Staph.), Vespidae (Vesp.), Dermaptera (Derma.), Agromyzidae (Agromyz.), Calliphoridae (Calliph.), Culicidae (Culic.), Drosophilidae (Droso.), Psilidae (Psil.), Sarcophagidae (Sarcoph.), Tachinidae (Tach.), Apidae (Apidae), Pompilidae (Pomp.), Isopoda (Isop.), Opiliones (Opil.), Caelifera (Cael.), Ensifera (Ensi.), Trombidiformes (Tromb.).

Květnaté pásy výrazně upřednostňovali vosovití blanokřídlí a z dvoukřídlého hmyzu pak čeleď kuklicovitých (Tachinidae), naopak suchozemští stejnonožci (Isopoda) se vyskytovali převážně v pásu s protierozní směsí. Roztoči z početného řádu Trombidiformes a pestrokrovečníci (Cleridae) se objevovali jak v pásu s mysliveckou, tak i květnatou osevní směsí. Řada ostatních skupin je asociována převážně s květnatými pásy, byť se vyskytovala i v porostech dalších dvou typů pásů (tedy Agromyzidae, Apidae, Caelifera, Staphylinidae a další).

Stejně jako pro opylovače byl i pro vyšší taxony vytvořen model s pasivním vynesením indexu druhové pestrosti (Margalefův index) resp. indexů diverzity (Simpsonův, Shannonův a Fischerův alfa index). V ordinačním prostoru jsou opět jako nezávislé proměnné vyneseny tři typy pásů. Jak je zřejmé, maximální druhová bohatost (*sensu* Margalefův index), stejně jako lokální diverzita (dle Fischerova indexu alfa diverzity) se váže na plochy s květnatou osevní směsí. Simpsonův a Shannonův index diverzity byl pak vysoký jak na plochách s květnatou, tak i protierozní směsí (Graf 6).



Graf 6: CCA model s pasivně vynesenými popisnými chrakteristikami druhové pestrosti a diverzity skupin ve vztahu k typu pásu. Indexy jsou znázorněny pomocí modrých šipek s příslušnou indikací, tři typy pásů jsou zobrazeny jako červené trojúhelníky. Zkratky pro typy pásů: K – s květnatou, PE – protierozní, M – mysliveckou směsí.

5 Diskuze

5.1 Vliv typu pásu na skupiny bezobratlých určovaných do druhů

Primárně do druhů byly určovány klíčové skupiny opylovačů, tedy motýli (Lepidoptera), včela medonosná a čmeláci (Hymenoptera) a pestřenky (Syrphidae). Z odezvy nejpočetnějších druhů motýlů lze usuzovat na klíčový vliv složení vegetace, ať už jako potravních zdrojů pro dospělce (nektarodárné druhy), tak i pro housenky (živné rostliny). Nejhojněji zastoupené druhy motýlů, tj. okáč poháňkový (*Coenonympha pamphilus*), kovolesklec gama (*Autographa gamma*), modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*) a babočka kopřivová (*Aglais urticae*) se vyskytovaly převážně na pásech s květnatou osevní směsí, ačkoliv se objevovaly i v pásu s protierozní a/nebo mysliveckou směsí. Živnými rostlinami housenek okáče poháňkového jsou mnohé rody trav (*Festuca* spp., *Poa* spp., *Agrostis capillaris* a další), hojně se vyskytující na všech typech pásů. Housenky modráska jehlicového prodělávají úživný žír na více druzích i rodech bobovitých rostlin, jako je např. tolice dětelová (*Medicago lupulina*), vikev setá (*Vicia sativa*), jetele (*Trifolium* spp.), štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*). Uvedené i další druhy bobovitých rostlin, včetně obecně atraktivních druhů pro motýly jako je vičenec ligrus (*Onobrychis viciifolia*), nebo úročník bolhoj (*Anthyllis vulneraria*) byly součástí použité květnaté směsi a ačkoliv jejich zastoupení ve vegetaci květnatých pásů postupně vyznívalo, dosud byly na plochách květnatých pásů zaznamenány (AO *pers. observ.*). Pro babočku kopřivovou představují živné rostliny kopřivy (*Urtica dioica*), které rovněž rostly v určité míře na všech typech pásů. Kovolesklec gama je polyfág, housenky nemají vyhraněnou konkrétní živnou rostlinu, ale mohou jich mít několik desítek (Macek et al., 2015).

Z výše uvedených příkladů druhů lze usuzovat, že klíčovým faktorem pro výskyt motýlů v konkrétním typu pásu byla pravděpodobně potravní nabídka nektaru pro dospělce, která byla největší v květnatých pásech. Vedlejším efektem maxima druhové pestrosti rostlin v tomto typu pásu může být i nejplynulejší dostupnost nektaru během sezóny (Loertscher et al., 1995). V druhově bohatším porostu je totiž jednoduše vyšší pravděpodobnost, že bude alespoň nějaký druh rostliny kvést, ve srovnání s druhově chudší vegetací. Pro babočku bodlákovou (*Vanessa cardui*) bylo pravděpodobně důležitým faktorem pro její výskyt rozšíření pcháče osetu, který představuje kromě potravního zdroje imag v období květu také živnou rostlinu housenek tohoto motýla (Macek et al., 2015). Pcháč se přitom početně vyskytoval na květnatých pásech, ale ještě více invadoval do vegetace pásu protierozního. Výskyt babočky v konkrétních pásech tomu odpovídá, byť jde o extrémně mobilní, tažný druh motýla (Beneš et al., 2002). Některé druhy motýlů se vyskytovaly výlučně v jednom typu pásu. Jmenovitě to byli perleťovec velký (*Argynnis aglaja*) a soumračník metlicový (*Thymelicus sylvestris*) v květnatých pásech, bělásek řeřichový (*Anthocharis cardamines*) a okáč zední (*Lasiommata megera*) v protierozním pásu a soumračník jitrocelový (*Carterocephalus palaemon*), soumračník rezavý (*Ochlodes sylvanus*) a bělásek řepkový (*Pieris napi*) v mysliveckém pásu. U těchto druhů se však počet odchycených jedinců pohyboval v rozmezí 1–3 exemplářе a jejich výskyt a preference k typu pásu se tudíž nedají považovat za směrodatné, ale spíše za náhodné i vzhledem k druhu živné rostliny, která se na pásech pro některé z uvdených druhů motýlů nevyskytovala. Pro perleťovce je jako živná rostlina uváděna violka (*Viola* sp.), pro bělásky jsou to brukvovité (Macek et al.,

2015). Uvedené druhy rostlin přitom nebyly zjištěny ve vegetaci pásu, kde byl pozorován výskyt zmíněných motýlů.

Největší počet jedinců čmeláka skalního (*B. lapidarius*), jednoho ze dvou dominantních druhů čmeláků na studijních plochách, byl odchycen na pásech založených s použitím květnaté osevní směsi. Druh se však vyskytoval i v protierozním a mysliveckém pásu. Čmelák zemní (*B. terrestris*) se objevoval zejména v pásu s mysliveckou směsí. Ačkoliv jde v obou případech o široce rozšířené druhy čmeláků s krátkým sosákem, předznamenávajícím značnou šíři potravní niky (Goulson a Darvill, 2004), přesto je známa preference čmeláka skalního k menším druhům bobovitých rostlin (*Lotus* spp., *Securigera varia*, *Anthyllis vulneraria* aj.), na nichž dělnice sbírají především pyl (Connop et al., 2010). Vegetace mysliveckého pásu nedosahovala takové pokryvnosti bobovitých rostlin (ani dalších nektarodárných druhů), jako v případě pásů květnatých. Alternativním vysvětlením však může být kromě značné potravní nespecializovanosti *B. terrestris* také fakt, že čmelák zemní je schopen vyhledávat potravu v okruhu až 2 km od svého hnízda, což z něj dělá velmi mobilní druh (Walther-Hellwig a Frankl, 2000). Naproti tomu, čmelák úhorový (*B. ruderarius*), typický druh otevřených stanovišť, byl v celkém vzorku zastoupen pouze jedním jedincem, jeho výskyt v květnatém typu pásu se proto stejně jako v případě výše uvedených druhů motýlů dá považovat za náhodný.

Rody pestřenek *Eristalis* a *Chrysotoxum* preferovaly květnaté pásy, pestřenka rybízová (*Syrphus ribesii*) a pestřenka hrušňová (*Scaeva pyrastri*) se objevovaly stejným dílem ve všech typech pásů. Tyto druhy pestřenek jsou všudypřítomné a velmi mobilní, bývají rovnoměrně distribuovány v různých typech prostředí (Janovský, 2012). Jako zdroj potravy vyhledávají rostliny s menšími, plochými květy či květenstvími různých barev, jaké mají např. hvězdnicovité, miříkovité či pryskyřníkovité. Největší potravní nabídku proto nacházejí v květnatých pásech. Larvy uvedených druhů a rodů se živí mšicemi parazitujícími na rostlinách (Ghazoul, 2005). Mohou je nacházet nejen v pásech s bohatou vegetací, ale i v přilehlých remízech se stromy či keři.

Z předtestování významu environmentálních proměnných na zbytkové variabilitě datasetu vyplývá, že nejvýrazněji ovlivňovala strukturu společenstev opylovačů výška porostu. Ta byla dána nejen fenologickou fází sezóny, ale samozřejmě i sečením pásů během sezóny a následnou postupnou regenerací vegetačního pokryvu. Ukázalo se, že druhová bohatost i početnost druhů klesly ve vzorcích odebraných bezprostředně po seči a jejich hodnoty opět vzrostly poté, co se porost vegetace obnovil do určité výšky (AO *pers. observ.*). Opylovači ve vegetaci nacházejí nejen potravu, ale i příležitost k úkrytu (některé druhy motýlů např. při slunění v horních patrech vegetace po vyrušení cíleně padají do nitra porostu, pokud jedinci nejsou dostatečně nahřátí k tomu, aby mohli odletět; Camerini et al., 2018) či vybudování hnízd – například některé druhy čmeláků si staví hnízda v suché trávě a listí nad povrchem země (Goulson, 2010). Posekáním vegetace tak opylovači mohou přicházet nejen o potravní zdroje, ale jejich málo mobilní vývojová stadia trpí přímou mortalitou při seči (Humbert et al., 2009, Humbert et al., 2010) a samotná imaga pak mohou být vystavena také vyššímu riziku predace (Braschler et al., 2009). Vzhledem k průkaznému vlivu fenologie sezóny na strukturu společenstev opylovačů (viz Příloha 6), lze uzavřít, že načasování seče může významně ovlivnit její dopady na společenstva členovců s vazbou na vegetaci pásů ozelenění zakládaných na orné půdě intenzívních agrocenóz.

5.2 Vliv typu pásu na skupiny bezobratlých určovaných do vyšších taxonů

Na úrovni početností jedinců vyšších taxonů byla analyzována odezva jednak taxonomicky náročných „cílových“ skupin opylovačů (zástupci ostatních včelovitých a dalších blanokřídlých a dvoukřídlých) a dalších členovců, kteří sice nepatří mezi opylovače, ale reprezentují ostatní ekologické funkční skupiny s vazbou na příslušná otevřená stanoviště. Mohou tak být neméně důležitými indikátory prostředí a poskytovat tak nepřímo informace o podmínkách v daných typech pásů. Na úrovni abundance řádů byla hodnocena odezva skupin Dermaptera, Opiliones, Araneae, Trombidiformes, Neuroptera, Mecoptera a Isopoda, na úrovni podřádů pak Auchenorrhyncha, Sternorrhyncha a Heteroptera (z řádu Hemiptera); a Caelifera a Ensifera (z řádu Orthoptera) z důvodu odlišných potravních nároků obou skupin. Do čeledí pak byli řazeni zástupci řádů Coleoptera, Diptera a Hymenoptera (kromě včel medonosných a čmeláků). Analýza vlivu typu pásů na výskyt a početnost konkrétních skupin bezobratlých ukázala trendy asociace některých skupin s konkrétními druhy pásu, jež lze interpretovat opět především jako vazbu na vegetaci.

Kupříkladu včelovití (Apidae) a vosovití blanokřídlí (Vespidae), stejně jako kuklicovití (Tachinidae) zástupci dvoukřídlého hmyzu silně preferovali pásy s květnatou osevní směsí. Velká část včelovitých a vosovitých se živí pylem a nektarem z květů, vyhledávají proto místa s hojně kvetoucími rostlinami. Kuklicovití jsou typičtí svou parazitoidní strategií, samice na květech čeká na hostitele, do kterého naklade vajíčka. Vylíhlé larvy se poté živí svým hostitelem, kterým jsou nejčastěji motýli, brouci a blanokřídlí se silnými vazbami na místa s kvetoucími rostlinami (Michalková, 2009), což může vysvětlovat, že téměř tři čtvrtiny všech jedinců z této čeledi byly zachyceny právě v pásech s květnatou směsí. Dalšími skupinami zachycenými zejména v květnatých pásech byli škvoři (Dermaptera), saranče (Caelifera), drabčíkovití (Staphylinidae), mršníkovití (Histeridae), masařkovití (Sarcophagidae), bzučivkovití (Calliphoridae) a pochmurnatkovití (Psilidae).

Všechny zmíněné skupiny v květnatých pásech nacházejí především potravu, ať už rostlinnou v případě sarančí a některých drabčíků a škvorů, nebo i živočišnou. Pochmurnatkovití navíc na rostliny kladou vajíčka, pro larvy jsou proto pro vývoj klíčové živné rostliny (McGavin, 2005). Většinu mršníkovitých, masařkovitých a bzučivkovitých však pravděpodobně přilákal pach ostatních bezobratlých lapených v misce, jejichž těla se v některých případech i navzdory konzervačnímu médiu již začínala rozkládat. V tomto případě jde tedy o metodický artefakt použitého způsobu vzorkování především ve vztahu k vysoce mobilním, okřídleným skupinám hmyzu. Je však známo, že konkrétní čeledi dvoukřídlých mohou fungovat i jako opylovači, například masařky (Sarcophagidae) a mouchy (Muscidae) jsou atrahovány krvavcem (*Sanguisorba* sp.), řebříčkem obecným (*Achillea millefolium*), svízelem bílým (*Galium album*), třezalkou tečkovanou (*Hypericum perforatum*) nebo kopretinou (*Leucanthemum* sp.; Janovský, 2012). Tyto rostliny jsou zastoupeny i ve studovaných květnatých pásech, záchyt daných skupin Dipter může být proto nejen důsledkem popsaného metodického artefaktu.

Ostatní skupiny, tedy pavouci (Araneae), sekáči (Opiliones), kobylky (Ensifera), komárovití (Culicidae), octomilkovití (Drosophilidae), vrtalkovití (Agromyzidae) a hrabalkovití (Pompilidae) se vyskytovaly ve všech typech pásů téměř rovnoměrně. Výskyt těchto skupin se dá odůvodnit nejen nároky na potravu, ale i způsobem života. Masožravé

kobylky se živí jinými bezobratlými, kteří v pásech žijí, a jejich larvy požírají mšice, na rostlinách v pásech hojné (McGavin, 2005). Pavouci zahrnují několik funkčně odlišných skupin, lišících se způsobem lovu. Mezi odchycenými jedinci byli zástupci druhů spřádajících sítě (křižákovití), pozemní lovci (slíďákovití) i druhy lovící na květech (běžníkovití). Pro ty druhy pavouků, kteří si pro lovení kořisti snovají sítě a zavěšují je na okolní vegetaci, představují pásy s travnatými osevními směsmi vhodné životní podmínky. Běžníkovití s ohledem na způsob lovení kořisti zase preferují květnaté pásy. I sekáči v pásech nacházejí zejména zdroje potravní a úkrytové, přičemž preferují ne tolik vysychavá prostředí, tedy místa pokrytá hustou vegetací (Kromp a Steinberger, 1992).

Zástupci uvedených čeledí řádu Diptera jsou velmi mobilní, jejich teritorium pokrývá velké plochy a jsou schopní přelétávat z jednoho typu pásu na jiný. Živí se převážně nektarem z květů a vyhledávají proto bohatě květnaté louky (McGavin, 2005). Jejich zastoupení v květnatém typu pásů tomu odpovídá. Hrabalkovití (Pompilidae) jsou známí parazitoidi jiných hmyzích druhů (Bogusch, 2010). Největší potravní nabídka se pro ně nalézá v květnatých pásech s dostatkem kvetoucích rostlin a dalšího hmyzu případně ostatních členovců, sloužících jako hostitelé pro larvy. Většina hrabalkovitých představuje predátory pavouků, kteří bývají jejich častou kořistí a zdrojem potravy pro potomstvo (Rodriguez et al., 2016). S bohatým výskytem pavouků mohl být tedy výskyt hrabalek v úzkém spojení. Zástupci skupiny Isopoda byli nalezeni zejména v protierozním pásu, což může být ovlivněno preferencí stabilnější vlhkosti prostředí této skupiny, zajištěné rostlinami přítomnými v daném pásu, tedy například rákosem obecným. Na okrajích pásu rostoucí rákos produkuje mnoho obtížně rozložitelné biomasy, která se poté hromadí a zadržuje vlhkost (Windham, 2001), kterou stejnonožci vyhledávají. Zástupců řádu sametkovců (Trombidiformes) bylo odchyceno 10 jedinců, v případě pestrokrovečníkovitých brouků (Cleridae) to bylo 6 jedinců. Tyto skupiny sice preferovaly myslivecký pás, ale vzhledem k nízkému počtu není příliš relevantní jejich výskyt interpretovat jinak, než jako náhodný záchyt.

Z předtestování vlivu environmentálních proměnných na složení společenstev vyšších taxonů členovců vyplývá, že variabilitu vyšších skupin průkazně vysvětlovaly všechny zadávané faktory. Největší vliv měla, stejně jako v případě opylovačů, výška porostu, s čímž opět velmi úzce souvisí seč. Druhová bohatost i početnost se výrazně snížily ve vzorcích odebraných záhy po seči a jejich hodnoty se postupně zvyšovaly s dorůstáním vegetace do určité výšky (AO *pers. observ.*). Jak již bylo zmíněno, výše uvedené skupiny bezobratlých nacházejí ve vysokém porostu úkryt a potravu, s rostoucí výškou porostu se pravděpodobně zvyšuje i jeho strukturní diverzita, a tedy i heterogenita mikrohabitatů, jež mohou efektivně využívat různé skupiny bezobratlých (Mládek et al., 2006, Milberg et al., 2016). Vysoký porost například funguje pro mnohé druhy pavouků jako záchytný bod pro zavěšení pavučin i jako úkryt před vlastními predátory (McGavin, 2005). Posečením vegetace o tyto výhody pavouci přicházejí, což velmi vhodně ilustruje i znatelný pokles abundance mnou odchycených jedinců – jejich počet klesl mezi prvním a třetím výběrem misek, kdy proběhla seč, o téměř 94 %. Jak ale vegetace dorůstala, rostla znovu i početnost pavouků.

Také v případě společenstev hodnocených skrze odezvu početnosti vyšších taxonů bylo význačným formujícím faktorem pořadí dne od instalace misek neboli fenologická fáze v průběhu sezóny. I na úrovni vyšších taxonů hmyzu a dalších členovců lze totiž rozlišit skupiny spíše rané nebo pozdnější, tedy vyskytující se v odlišných obdobích sezóny. Proto je načasování

seče obecně platným předpokladem míry dotčení společenstev členovců s vazbou na plochy vegetace ošetřované sečí. V případě odezvy vyšších taxonů se jako průkazný vliv, ukázala i pozice misky ve vztahu k okraji pole resp. vzdálenost od remízu. Remízy byly ve většině případů tvořeny dřevinami, rostoucími v okolí příkopu zatopeného alespoň po část sezóny vodou, pole na opačné straně pásu bylo naopak obecně sušší, zvláště po sklizni. Odchyt jednotlivých misek tedy průkazně ovlivňovala pozice misky vůči dvěma okolním typům prostředí – pokud byly misky blíže vhkému a zastíněnému remízu, odchytávaly větší počty zástupců skupin, citlivých na kolísání vlhkosti, misky ovlivněné spíše blízkostí vysýchavého pole obsahovaly početněji zástupce suchomilných, či indiferentních skupin.

Ústředním trendem ve vztahu k hlavnímu cíli práce je však opakovaně doložený rozdíl mezi jednotlivými pásy, kdy květnatý pás podporoval nejpestřejší společenstva členovců.

6 Závěr

Cílem této práce bylo zpracovat na základě dostupných odborných zdrojů literární přehled dosavadních poznatků o významu hmyzu a dalších členovců z hlediska zajišťování chodu klíčových ekosystémových procesů, a to zejména s ohledem na rychlý pokles početnosti i druhové bohatosti skupiny v podmínkách České republiky i v globálním kontextu. V dané souvislosti jsem se pokusila vytvořit přehled opatření uplatňovaných s cílem trvalé udržitelnosti hospodaření v zemědělské krajině, včetně probiodiverzitních opatření, jako jsou tzv. AEKO, jejichž součástí jsou i tituly podporující zakládání biopásů. Ozeleněné okraje polí jsou chápány jakožto prostředek podpory členovců v zemědělské krajině.

Dalším cílem mé práce proto bylo na základě vlastního sběru terénních dat vyhodnotit, zda a jak ovlivňuje složení osevní směsi použité k založení pásu strukturu společenstev členovců s důrazem na vybrané skupiny opylovačů (denní motýly, čmeláky r. *Bombus* a pestřenky čel. Syrphidae). Výchozím předpokladem bylo, že se struktura společenstev vybraných skupin a případně i abundance zástupců vyšších taxonů bude lišit mezi různými typy pásů, přičemž největší druhovou pestrost vybraných skupin lze očekávat v pásech zeleně s aktuálně nejpestřejším složením vegetace.

Datový soubor získaný celosezónním vzorkováním bezobratlých za použití Moerickeho misek jsem analyzovala na dvou úrovních – odezva motýlů, čmeláků a pestřenek byla hodnocena na úrovni jednotlivých druhů či rodů (pestřenky r. *Chrysotoxum* a r. *Eristalis*), ostatní skupiny byly hodnoceny na úrovni odezvy abundancí vyšších taxonů (viz Tab. 2). Pomocí mnohorozměrných ordinačních metod (CCA) se mi podařilo doložit vliv typu pásu na strukturu společenstev opylovačů i na složení společenstev členovců řazených do vyšších taxonů, které se lišily mezi jednotlivými typy pásů s různými osevními směsmi. Ačkoliv odezva opylovačů ke květnatému pásu je zřetelnější (maximum druhové bohatosti i diverzity studovaných taxonů opylovačů je asociováno právě s tímto typem pásu), i u druhé, ekologicky a funkčně významně heterogennější skupiny byl zjištěn stejný trend. Závěrem lze tedy shrnout, že nejvyšší druhová pestrost i abundance členovců je vázána na typ pásu s nejpestřejším složením rostlinného pokryvu, kterým byl i po pěti letech od založení pás osetý květnatou směsí, a to i přes doloženou výraznou změnu druhového složení i pokryvnosti druhů oproti původně vyseté směsi (*cf.* Ptáčník, 2023). Z hlediska podpory opylovačů, ale i dalších taxonů bezobratlých živočichů v zemědělské krajině se jeví právě typ květnaté osevní směsi jako nejvhodnější a nejefektivnější pro zakládání ozeleněných okrajů polí.

7 Literatura

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2023a. Červené seznamy. Praha. Dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/ctihtmlpage.php?what=1264

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2023b. Ochrana území. Praha. Dostupné z: https://www.nature.cz/ochrana-uzemi

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2023c. Seznam evropsky významných druhů cévnatých rostlin. Praha. Dostupné z: https://portal.nature.cz/redlist/v_cis_evd.php?akce=seznam&opener=&vztazne_id=0

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2023d. Seznam ptačích druhů přirozeně se vyskytujících na území ČR. Praha. Dostupné z: https://portal.nature.cz/nd/v_cis_evd_ptaci.php?opener=&vztazne_id=0&order=PRILOHA&orderhow=DESC

Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A., Klein, A.M., 2009. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. Annals of botany 103, 1579–1588.

Allan, J.D., Flecker, A.S., 1993. Biodiversity conservation in running waters. BioScience 43, 32–43.

Anderson, K.E., Sheehan, T.H., Eckholm, B.J., Mott, B.M., DeGrandi-Hoffman, G., 2011. An emerging paradigm of colony health: microbial balance of the honey bee and hive (*Apis mellifera*). Insectes Sociaux 58, 431–444.

Asociace malých a středních podniků a živnostníků ČR, 2019. Analýza zemědělství. Praha. Dostupné z: https://amsp.cz/wp-content/uploads/2019/08/Anal%C3%BDza-zem%C4%9Bd%C4%9Blstv%C3%AD-2019.pdf

Aubert, J., 1984. L'atlas des Plécoptères de Suisse-Influence de la pollution. Annales de Limnologie-International Journal of Limnology 20, 17–19.

Augspurger, C.K., Buck, S., 2017. Decline in herb species diversity over two decades in a temperate deciduous forest in Illinois. The Journal of the Torrey Botanical Society 144, 392–405.

Badenhausser, I., Cordeau, S., 2012. Sown grass strip-A stable habitat for grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in dynamic agricultural landscapes. Agriculture Ecosystems & Environment 159, 105–111.

Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, V., Weidenhoffer, Z. [eds.], 2002. Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana (Butterflies of the Czech republic: Distribution and conservation). Společnost pro ochranu motýlů, Praha. ISBN 80-903212-0-8.

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in ecology & evolution 18, 182–188.

Blades, D.C., Marshall, S.A., 1994. Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: Synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. The Memoirs of the Entomological Society of Canada 126, 221–284.

Bogusch, P., 2010. Parazitické strategie blanokřídlých. Živa 56, 222–224.

Boiteau, G., 1990. Effect of trap color and size on relative efficiency of water-pan traps for sampling alate aphids (Homoptera: Aphididae) on potato. Journal of economic entomology 83, 937–942.

Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H.G., Rundlof, M., 2012. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 279, 309–315.

Bottero, I., Hodge, S., Stout, J., 2021. Taxon-specific temporal shifts in pollinating insects in mass-flowering crops and field margins in Ireland. Journal of Pollination Ecology 28, 90–107.

Braschler, B., Marini, L., Thommen, G.H., Baur, B., 2009. Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. Ecological Entomology 34, 321–329.

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vie, J.C., Watson, R., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. Science 328, 1164–1168.

Caillet-Bois, D., Weiss, B., Benz, R., Stäheli, B., 2016. Promotion de la biodiversité dans l'exploitation agricole: exigences de base et niveaux de qualité, conditions-charges-contributions. Agridea, Lausanne.

Camerini, G., Groppali, R., Minerbi, T., 2018. Observations on the ecology of the endangered butterfly *Zerynthia cassandra* in a protected area of Northern Italy. Journal of insect conservation 22, 41–49.

Cameron, S.A., Lozier, J.D., Strange, J.P., Koch, J.B., Cordes, N., Solter, L.F., Griswold, T.L., 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108, 662–667.

Campbell, J.W., Hanula, J.L., 2007. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. Journal of Insect Conservation 11, 399–408.

Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., Coddington, J.A., 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. Plos One 6, e21710.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 114, E6089–E6096.

Chaudron, C., Perronne, R., Bonnin, P., Rattier, T., 2020. An agro-environmental mowing regime favors the number of inflorescences and flower-visiting insects but not ground beetles of herbaceous boundaries of arable fields. Basic and Applied Ecology 48, 1–10.

Chobot, K., Hejda, R., Pavlíčko A., 2014. Zpráva o stavu evropsky významných druhů brouků, motýlů, vážek, měkkýšů a korýšů. Ochrana přírody 5, 27–30.

Cole, L.J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W., McCracken, D.I., 2017. Exploring the interactions between resource availability and the utilisation of semi-natural habitats by insect pollinators in an intensive agricultural landscape. Agriculture Ecosystems & Environment 246, 157–167.

Connop, S., Hill, T., Steer, J., Shaw, P., 2010. The role of dietary breadth in national bumblebee (*Bombus*) declines: Simple correlation? Biological Conservation 143, 2739–2746.

Crowther, L.I., Gilbert, F., 2020. The effect of agri-environment schemes on bees on Shropshire farms. Journal for Nature Conservation 58, 125895.

Czarniecka-Wiera, M., Kacki, Z., Chytrý, M., Palpurina, S., 2019. Diversity loss in grasslands due to the increasing dominance of alien and native competitive herbs. Biodiversity and Conservation 28, 2781–2796.

Česká informační agentura životního prostředí, 2019. Chráněná území. Praha. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/07/11_Chranena_uzemi.pdf

Čížek, L., Beneš, J., Konvička, M., 2019. Úbytek hmyzu. Špatně zdokumentovaná katastrofa? Živa 5, 247–250.

Čížek, L., Konvička, M., Beneš, J., Fric, Z., 2009. Zpráva o stavu země: Odhmyzeno. Vesmír 88, 386–389.

Danihelka, J., 2013. Botanické součty, rozdíly a podíly. Živa 2, 69–72.

Davis, A.E., Bickel, D.J., Saunders, M.E., Rader, R., 2023. Crop-pollinating Diptera have diverse diet and habitat needs in both larval and adult stages. Ecological Applications 33, e2859.

de Snoo, G.R., de Wit, P.J., 1998. Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety 41, 112–118.

Dennis, P., Thomas, M.B., Sotherton, N.W., 1994. Structural features of field boundaries which influence the overwintering densities of beneficial arthropod predators. Journal of Applied Ecology 31, 361–370.

Desender, K., Turin, H., 1989. Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in 4 west european countries since 1950 (Coleoptera, Carabidae, Cicindelidae). Biological Conservation 48, 277–294.

Dubey, P.K., Singh, A., Merah, O., Abhilash, P.C., 2022. Managing agroecosystems for food and nutrition security. Current Research in Environmental Sustainability 4, 100127.

Dupont, Y.L., Damgaard, C., Simonsen, V., 2011. Quantitative historical change in bumblebee (*Bombus* spp.) assemblages of red clover fields. Plos One 6, e25172.

Eggenschwiler, L., Speiser, B., Bosshard, A., Jacot, K., 2013. Improved field margins highly increase slug activity in Switzerland. Agronomy for Sustainable Development 33, 349–354.

Ekroos, J., Piha, M., Tiainen, J., 2008. Role of organic and conventional field boundaries on boreal bumblebees and butterflies. Agriculture Ecosystems & Environment 124, 155–159.

Ellis, J.D., Evans, J.D., Pettis, J., 2010. Colony losses, managed colony population decline, and Colony Collapse Disorder in the United States. Journal of Apicultural Research 49, 134–136.

Evans, E.W., Bailey, K.W., 1993. Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in Utah grasslands: pan trapping versus sweep sampling. Journal of the Kansas entomological Society 66, 214–222.

Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. [eds.], 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. ISBN 80-86064-96-4.

Feltham, H., Park, K., Goulson, D., 2014. Field realistic doses of pesticide imidacloprid reduce bumblebee pollen foraging efficiency. Ecotoxicology 23, 317–323.

Gardiner, T., Hill, J., Marshall, E.J.P., 2008. Grass field margins and Orthoptera in eastern England. Entomologist's Gazette 59, 251–257.

Ghazoul, J., 2005. Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. Trends in ecology & evolution 20, 367–373.

Gill, R.J., Ramos-Rodriguez, O., Raine, N.E., 2012. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. Nature 491, 105–108.

Google Earth, n.d. Mapa Vícova. Mountain View, Kalifornie. Dostupné z: https://earth.google.com/web/search/V%c3%adcov/@49.4937887,16.976749,339.44690309a,8790.81249379d,35y,-0.00000108h,0.67281634t,0r/data=CigiJgokCZh-ou4w3TVAEZZ-ou4w3TXAGZvYqOxLKUJAIRlr-5Ed8VDA

Gotelli, N.J., Ellison, A.M., 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer Associates Publishers, Sunderland. ISBN 0878932690.

Goulson, D., 2010. Bumblebees: Behaviour, ecology, and conservation. Second edition. Oxford University Press, Oxford. ISBN 978-0-19-955306.

Goulson, D., Darvill, B., 2004. Niche overlap and diet breadth in bumblebees; are rare species more specialized in their choice of flowers? Apidologie 35, 55–63.

Goulson, D., Hanley, M.E., Darvill, B., Ellis, J.S., Knight, M.E., 2005. Causes of rarity in bumblebees. Biological Conservation 122, 1–8.

Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., Rotheray, E.L., 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. Science 347, 1255957.

Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., Kremen, C., 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. Oecologia 153, 589–596.

Gruntman, M., Pehl, A.K., Joshi, S., Tielborger, K., 2014. Competitive dominance of the invasive plant *Impatiens glandulifera*: using competitive effect and response with a vigorous neighbour. Biological Invasions 16, 141–151.

Haaland, C., Gyllin, M., 2010. Butterflies and bumblebees in greenways and sown wildflower strips in southern Sweden. Journal of Insect Conservation 14, 125–132.

Haaland, C., Naisbit, R.E., Bersier, L.F., 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: a review. Insect Conservation and Diversity 4, 60–80.

Hackett, M., Lawrence, A., 2014. Multifunctional role of field margins in arable farming. Cambridge Environmental Assessments, Cambridge.

Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Muller, A., Sumser, H., Horren, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. Plos One 12, e0185809.

Hallmann, C.A., Zeegers, T., van Klink, R., Vermeulen, R., van Wielink, P., Spijkers, H., van Deijk, J., van Steenis, W., Jongejans, E., 2020. Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. Insect Conservation and Diversity 13, 127–139.

Hejda, R., Farkač, J., Chobot, K. [eds.], 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí (Red List of Threatened Species of Czech Republic: Invertebrates). Příroda 36, 1–612.

Hof, A.R., Bright, P.W., 2010. The impact of grassy field margins on macro-invertebrate abundance in adjacent arable fields. Agriculture Ecosystems & Environment 139, 280–283.

Homburg, K., Drees, C., Boutaud, E., Nolte, D., Schuett, W., Zumstein, P., von Ruschkowski, E., Assmann, T., 2019. Where have all the beetles gone? Long-term study reveals carabid species decline in a nature reserve in Northern Germany. Insect Conservation and Diversity 12, 268–277.

Houghton, D.C., Holzenthal, R.W., 2010. Historical and contemporary biological diversity of Minnesota caddisflies: a case study of landscape-level species loss and trophic composition shift. Journal of the North American Benthological Society 29, 480–495.

Huang, Z., 2012. Pollen nutrition affects honey bee stress resistance. Terrestrial Arthropod Reviews 5, 175–189.

Hudec, K., Kolibáč, J., Laštůvka, Z., Peňáz, M., 2007. Příroda České republiky: průvodce faunou. Academia, Praha. ISBN 978-80-200-1569-3.

Humbert, J.Y., Ghazoul, J., Sauter, G.J., Walter, T., 2010. Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. Journal of Applied Entomology 134, 592–599.

Humbert, J.Y., Ghazoul, J., Walter, T., 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. Agriculture, Ecosystems & Environment 130, 1–8.

InMeteo, s.r.o., n.d. Meteostanice Prostějov. Plzeň. Dostupné z: https://www.in-pocasi.cz/archiv/prostejov/?&typ=teplota&historie_bar_mesic=5&historie_bar_rok=2022#monthly_graph

Jacot, K., Eggenschwiler, L., Junge, X., Luka, H., Bosshard, A., 2006. Improved field margins for a higher biodiversity in agricultural landscapes. Aspects of Applied Biology 81, 277.

Jactel, H., Imler, J.L., Lambrechts, L., Failloux, A.B., Lebreton, J.D., Le Maho, Y., Duplessy, J.C., Cossart, P., Grandcolas, P., 2020. Insect decline: immediate action is needed. Comptes Rendus. Biologies 343, 267–293.

Janovský, Z., 2012. Vztahy rostlin a opylovačů na louce aneb nejen botanici určují rostliny. Živa 4, 210–212.

Jersáková, J., Tropek, R., 2018. Současný pohled na vzájemnou spolupráci rostlin a opylovačů. Živa 6, 295–301.

Johnson, R.M., Dahlgren, L., Siegfried, B.D., Ellis, M.D., 2013. Acaricide, Fungicide and Drug Interactions in Honey Bees (*Apis mellifera*). Plos One 8, e54092.

Kalkman, V.J., Boudot, J.P., Bernard, R., Conze, K.J., De Knijf, G., Dyatlova, E., Ferreira, S.n., Jović, M., Ott, J.r., Riservato, E., Sahlén, G. [eds.], 2010. European red list of dragonflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 9279141538.

Kessler, T., Cierjacks, A., Ernst, R., Dziock, F., 2012. Direct and indirect effect of ski run management on alpine Orthoptera. Biodiversity and Conservation 21, 281–296.

Klatt, B.K., Nilsson, L., Smith, H.G., 2020. Annual flowers strips benefit bumble bee colony growth and reproduction. Biological Conservation 252, 108814.

Kluser, S., Peduzzi, P., 2007. Global pollinator decline: a literature review. UNEP/GRID-Geneva, Ženeva.

Kočárek, P., Holuša, J., Vlk, R., Marhoul, P., 2013. Rovnokřídlí (Insecta: Orthoptera) České republiky. Academia, Praha. ISBN 978-80-200-2173-1.

Kohler, F., Verhulst, J., Van Klink, R., Kleijn, D., 2008. At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? Journal of Applied Ecology 45, 753–762.

Konvička, M., Beneš, J., Čížek, O., Kopeček, F., Konvička, O., Víťaz, L., 2008. How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of Colias myrmidone (Lepidoptera : Pieridae) from its former stronghold. Journal of Insect Conservation 12, 519–525.

Konvička, M., Beneš, J., Poláková, S., 2016. Smaller fields support more butterflies: comparing two neighbouring European countries with different socioeconomic heritage. Journal of Insect Conservation 20, 1113–1118.

Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijal, J., Krol, W., Solarz, W., Plonka, P., 2007. The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera : Apidae : Bombini) of Western and Central Europe. Oryx 41, 79–88.

Kotyza, P., 2017. SO 01 Ochranné zatravnění k.ú. Vícov – Technická zpráva. Hanousek s.r.o., Prostějov.

Kromp, B., Steinberger, K.H., 1992. Grassy field margins and arthropod diversity: a case study on ground beetles and spiders in eastern Austria (Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Aranei, Opiliones). Agriculture, Ecosystems & Environment 40, 71–93.

Kuras, T., Hejduk, S., Hula, V., Niedobová, J., Šikula, T., Těšitel, J., Mládek, J., 2015. Dálnice – zelená páteř krajiny? Ochrana přírody 5, 32–35.

Kuras, T., Mazalová, M., Hula, V., 2017a. Přes asfalt nevidíme přírodu. Vesmír 96, 572–575.

Kuras, T., Šarapatka, B., Mazalová, M., Tuf, I.H., Bednář, M., 2017b. Krajinná struktura: Klíč k ochraně biologické rozmanitosti, půdy a vody. Část I – Ochrana biodiverzity. Ochrana přírody 6, 18–23.

Leksono, A.S., Takada, K., Koji, S., Nakagoshi, N., Anggraeni, T., Nakamura, K., 2005. Vertical and seasonal distribution of flying beetles in a suburban temperate deciduous forest collected by water pan trap. Insect Science 12, 199–206.

Lemoine, C., Serusiaux, E., Mahy, G., Piqueray, J., 2018. Agro-environmental scheme for segetal plant conservation in Wallonia (Belgium): an assessment in conventional and organic fields. Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement 22, 35–44.

Li, H., Xiang-Yu, J., Dai, G., Gu, Z., Ming, C., Yang, Z., Ryder, O.A., Li, W.H., Fu, Y.X., Zhang, Y.P., 2016. Large numbers of vertebrates began rapid population decline in the late 19th century. Proceedings of the National Academy of Sciences 113, 14079–14084.

Lister, B.C., Garcia, A., 2018. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 115, E10397–E10406.

Loertscher, M., Erhardt, A., Zettel, J., 1995. Microdistribution of butterflies in a mosaic-like habitat: the role of nectar sources. Ecography 18, 15–26.

Losey, J.E., Vaughan, M., 2006. The economic value of ecological services provided by insects. Bioscience 56, 311–323.

Ludy, C., Lang, A., 2006. A 3-year field-scale monitoring of foliage-dwelling spiders (Araneae) in transgenic Bt maize fields and adjacent field margins. Biological Control 38, 314–324.

Lye, G.C., Park, K., Osborne, J., Holland, J., Goulson, D., 2009. Assessing the value of Rural Stewardship schemes for providing foraging resources and nesting habitat for bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae). Biological Conservation 142, 2023–2032.

Macek, J., Laštůvka, Z., Beneš, J., Traxler, L., 2015. Motýli a housenky střední Evropy. Academia, Praha. ISBN 978-80-200-1571-6.

Macek, J., Roller, L., Beneš, K., Holý, K., Holuša, J., 2020. Blanokřídlí České a Slovenské republiky II. Academia, Praha. ISBN 978-80-200-2999-7.

Macek, J., Straka, J., Bogusch, P., Dvořák, L., Bezděčka, P., Tymer, P., 2010. Blanokřídlí České republiky I. Academia, Praha. ISBN 978-80-200-1772-7.

Maes, D., Van Dyck, H., 2001. Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? Biological Conservation 99, 263–276.

Marino, P.C., Landis, D.A., Hawkins, B.A., 2006. Conserving parasitold assemblages of North American pest Lepidoptera: Does biological control by native parasitoids depend on landscape complexity? Biological Control 37, 173–185.

Marja, R., Viik, E., Mand, M., Phillips, J., Klein, A.M., Batary, P., 2018. Crop rotation and agri-environment schemes determine bumblebee communities via flower resources. Journal of Applied Ecology 55, 1714–1724.

Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature 536, 143–145.

McGavin, G., 2005. Hmyz: pavoukovci a jiní suchozemští členovci. Knižní klub, Praha. ISBN 80-242-1340-0.

Meek, B., Loxton, D., Sparks, T., Pywell, R., Pickett, H., Nowakowski, M., 2002. The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. Biological Conservation 106, 259–271.

Michalková, V., 2009. A study of hosts and biological adaptations of tachinid larvae (Diptera, Tachinidae) in connection with host-parasitoid interactions. Dizertační práce. Ústav botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity v Brně. Dostupné z: https://is.muni.cz/th/xk041/Dissertation_Michalkova.pdf

Milberg, P., Bergman, K.O., Cronvall, E., Eriksson, Å.I., Glimskär, A., Islamovic, A., Jonason, D., Löfqvist, Z., Westerberg, L., 2016. Flower abundance and vegetation height as predictors for nectar-feeding insect occurrence in Swedish semi-natural grasslands. Agriculture, Ecosystems & Environment 230, 47–54.

Ministerstvo zemědělství ČR, 2021. Metodika k provádění nařízení vlády č. 75/2015 Sb., o podmínkách provádění agroenvironmentálně-klimatických opatření a o změně nařízení vlády č. 79/2007 Sb., o podmínkách provádění agroenvironmentálních opatření, ve znění pozdějších předpisů pro rok 2015-. Praha. ISBN 978-80-7434-605-7.

Ministerstvo zemědělství ČR, 2023. Podmínky standardů dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy v novém období SZP. Praha. Dostupné z: https://eagri.cz/public/web/file/709424/DZES_spolecne_na_web_2023___final.pdf

Ministerstvo životního prostředí ČR, 1992. Vyhláška č. 395/1992 Sb. zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Praha. Dostupné z: https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-395

Mládek, J., Pavlů, V., Hejcman, M., Gaisler, J. [eds.], 2006. Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha. ISBN 80-86555-76-3.

Mora, C., Sale, P.F., 2011. Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. Marine Ecology Progress Series 434, 251–266.

Morse, D.H., 1971. The insectivorous bird as an adaptive strategy. Annual Review of Ecology and Systematics 2, 177–200.

Niesenbaum, R.A., Patselas, M.G., Weiner, S.D., 1999. Does flower color change in *Aster vimineus* cue pollinators? The American Midland Naturalist 141, 59–68.

Nieto, A., Alexander, K.N.A. [eds.], 2010. European Red List of Saproxylic Beetles. Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-14152-2.

Noordijk, J., Musters, C.J.M., van Dijk, J., de Snoo, G.R., 2010. Invertebrates in field margins: taxonomic group diversity and functional group abundance in relation to age. Biodiversity and Conservation 19, 3255–3268.

Oidtmann, B., Heitz, E., Rogers, D., Hoffmann, R.W., 2002. Transmission of crayfish plague. Diseases of Aquatic Organisms 52, 159–167.

Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M., Crockett, R., 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. Science 346, 1360–1362.

Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? Oikos 120, 321–326.

Pavelka, M., Smetana, V., 2003. Čmeláci. 2. vydání. ZO ČSOP, Valašské Meziříčí. ISBN 80-239-1023-x.

Peric, P., Dimic, N., Krnjajic, S., Vuksa, M., Cvetkovic, M., 1997. Biological control of the whitefly, *Trialeurodes vaporariorum* W., in Yugoslavia. First Balkan Symposium on Vegetables and Potatoes, Vols. I & II 1, 83–88.

Petrová, J., 2015. Význam produkce a kvality pylu letní a podzimní pylové snůšky pro včelstvo (případová studie z okolí obce Volary – CHKO Šumava). Diplomová práce. Katedra biologických disciplín Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Dostupné z: https://theses.cz/id/idxosv/DP_Petrov_2015.pdf

Pfiffner, L., Luka, H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. Agriculture, Ecosystems & Environment 78, 215–222.

Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends in Ecology & Evolution 25, 345–353.

Potts, G.R., Church, K.E., 1986. The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation. Journal of Wildlife Management 51, 263.

Ptáčník, T., 2023. Úspěšnost výsevu tří různých travních směsí použitých při tvorbě biopásů u obce Vícov. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Dostupné z: https://theses.cz/id/ddvlad/Diplomova_prace.pdf

Pywell, R.F., Warman, E.A., Hulmes, L., Hulmes, S., Nuttall, R., Sparks, T.H., Critchley, C.N.R., Sherwood, A., 2006. Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. Biological Conservation 129, 192–206.

Rada, S., Schweiger, O., Harpke, A., Kühn, E., Kuras, T., Settele, J., Musche, M., 2019. Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. Diversity and Distributions 25, 217–224.

Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A., Mannerkoski, I. [eds.], 2010. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010 (The 2010 Red List of Finnish Species). Ministry of the Environment and Finnish Environment Institute, Helsinki. ISBN 978-952-11-3806-5.

Rodriguez, J., Pitts, J.P., Florez, J.A., Bond, J.E., von Dohlen, C.D., 2016. Molecular phylogeny of Pompilinae (Hymenoptera: Pompilidae): Evidence for rapid diversification and host shifts in spider wasps. Molecular Phylogenetics and Evolution 94, 55–64.

Samways, M.J., 2005. Insect Diversity Conservation. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 978-0521789479.

Sánchez-Bayo, F., Goulson, D., Pennacchio, F., Nazzi, F., Goka, K., Desneux, N., 2016. Are bee diseases linked to pesticides? A brief review. Environment international 89, 7–11.

Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation 232, 8–27.

Schmidt, M.H., Tscharntke, T., 2005. The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. Agriculture Ecosystems & Environment 105, 235–242.

Schuch, S., Bock, J., Leuschner, C., Schaefer, M., Wesche, K., 2011. Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. Journal of Insect Conservation 15, 811–822.

Schuch, S., Wesche, K., Schaefer, M., 2012. Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. Biological Conservation 149, 75–83.

Smart, M., Pettis, J., Rice, N., Browning, Z., Spivak, M., 2016. Linking Measures of Colony and Individual Honey Bee Health to Survival among Apiaries Exposed to Varying Agricultural Land Use. Plos One 11, e0152685.

Smith, J., Potts, S., Eggleton, P., 2008. The value of sown grass margins for enhancing soil macrofaunal biodiversity in arable systems. Agriculture Ecosystems & Environment 127, 119–125.

Soni, R., Deol, G.S., Singh, S., 2013. Seasonal dynamics of wheat aphid complex and predator *Coccinella septempunctata* in relation to abiotic and biotic factors. Journal of Environmental Biology 34, 689–694.

Sparks, T.H., Parish, T., 1995. Factors affecting the abundance of butterflies in field boundaries in Swavesey Fens, Cambridgeshire, UK. Biological Conservation 73, 221–227.

Steffan-Dewenter, I., Potts, S.G., Packer, L., 2005. Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. Trends in Ecology & Evolution 20, 651–652.

Šálek, M., Kalinová, K., Daňková, R., Grill, S., Żmihorski, M., 2021. Reduced diversity of farmland birds in homogenized agricultural landscape: a cross-border comparison over the former Iron Curtain. Agriculture, Ecosystems & Environment 321, 107628.

Šarapatka, B., Bednář, M., Mazalová, M., Tuf, I.H., Kuras, T., 2018. Krajinná struktura: Klíč k ochraně biologické rozmanitosti a půdy. Část II – Ochrana půdy. Ochrana přírody 3, 21–25.

Thomas, J.A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R.T., Lawton, J.H., 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. Science 303, 1879–1881.

Toon, A., Terry, L.I., Tang, W., Walter, G.H., Cook, L.G., 2020. Insect pollination of cycads. Austral Ecology 45, 1033–1058.

Vanengelsdorp, D., Caron, D., Hayes, J., Underwood, R., Henson, M., Rennich, K., Spleen, A., Andree, M., Snyder, R., Lee, K., Roccasecca, K., Wilson, M., Wilkes, J., Lengerich, E., Pettis, J., 2012. A national survey of managed honey bee 2010–11 winter colony losses in the USA: results from the Bee Informed Partnership. Journal of Apicultural Research 51, 115–124.

van Swaay, C.V., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., López Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I. [eds.], 2010. European Red List of Butterflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-14151-5.

van Swaay, C., van Strien, A., Harpke, A., Fontaine, B., Stefanescu, C., Roy, D., ... Warren, M., 2013. The European grassland butterfly indicator: 1990–2011. EEA Technical Reports 11, Luxembourg. ISBN 978-92-9213-402-0.

Vejvodová, A., 2016. Biopásy: informační materiál pro zemědělce. 2. aktualizované vydání. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha. ISBN 978-80-7434-302-5.

Vláda České republiky, 2020. Nařízení vlády č. 31/2020 Sb. Praha. Dostupné z: https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2020-31

Vrdoljak, S.M., Samways, M.J., 2012. Optimising coloured pan traps to survey flower visiting insects. Journal of Insect Conservation 16, 345–354.

Wagner, D.L., 2020. Insect declines in the Anthropocene. Annual review of entomology 65, 457–480.

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.

Werling, B.P., Gratton, C., 2008. Influence of field margins and landscape context on ground beetle diversity in Wisconsin (USA) potato fields. Agriculture Ecosystems & Environment 128, 104–108.

Westerberg, L., Berglund, H.L., Jonason, D., Milberg, P., 2021. Color pan traps often catch less when there are more flowers around. Ecology and Evolution 11, 3830–3840.

Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Vaissière, B.E., Woyciechowki, M., Biesmeuer, J.C., Kunin, W.E., Settele, J., Steffan-Dewenter, I., 2008. Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. Ecological monographs 78, 653–671.

Whitehorn, P.R., Wallace, C., Vallejo-Marín, M., 2017. Neonicotinoid pesticide limits improvement in buzz pollination by bumblebees. Scientific reports 7, 15562.

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains. Oregon and California. Ecological monographs 30, 279–338.

Williams, I.H., 1996. Aspects of bee diversity and crop pollination in the European Union. In: The Conservation of Bees (Matheson, A. et al., eds.), 63–80, Academic Press, Cambridge. ISBN 9780124797406.

Williams, P.H., Osborne, J.L., 2009. Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. Apidologie 40, 367–387.

Windham, L., 2001. Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidal marshes of New Jersey, USA. Wetlands 21, 179–188.

Woodcock, B.A., Westbury, D.B., Potts, S.G., Harris, S.J., Brown, V.K., 2005. Establishing field margins to promote beetle conservation in arable farms. Agriculture, Ecosystems & Environment 107, 255–266.

Přílohy

Seznam příloh

Příloha 1: Výchozí složení květnaté osevní směsi (upraveno dle Kotyza, 2017) 48
Příloha 2: Výchozí složení myslivecké osevní směsi (upraveno dle Kotyza, 2017)..... 49
Příloha 3: Výchozí složení protierozní osevní směsi (upraveno dle Kotyza, 2017) 49
Příloha 4: Souhrnný přehled odchycených jedinců určovaných do druhů nebo rodů, příp. čeledí, s rozdělením četností v jednotlivých typech pásů a s celkovým součtem ve všech typech pásů dohromady 50
Příloha 5: Souhrnný přehled odchycených jedinců určovaných do vyšších taxonů (čeledí, podřádů a řádů), s rozdělením četností v jednotlivých typech pásů a s celkovým součtem ve všech typech pásů dohromady..... 51
Příloha 6: Test zbytkové variability environmentálních proměnných provedený s cílem předvýběru relevantních faktorů do výsledného CCA modelu..... 53
Příloha 7: Test zbytkové variability environmentálních proměnných provedený s cílem předvýběru relevantních faktorů do výsledného CCA modelu..... 53

Příloha 1

Příloha 1: Výchozí složení květnaté osevní směsi (upraveno dle Kotyza, 2017).

Druh	Zastoupení ve směsi (%)
Traviny	
Psineček obecný (*Agrostis capillaris*)	3,0
Psineček veliký (*Agrostis gigantea*)	2,0
Tomka vonná (*Anthoxanthum odoratum*)	1,0
Ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*)	5,0
Kostřava luční (*Festuca pratensis*)	9,0
Kostřava červená trsnatá (*Festuca rubra communata*)	10,0
Kostřava červená pravá (*F. rubra rubra*)	15,0
Kostřava červ. krátce výběžkatá (*F. rubra trichophylla*)	6,0
Kostřava drsnolistá (*Festuca trachyphylla*)	18,0
Jílek vytrvalý (*Lolium perenne*)	2,0
Bojínek luční (*Phleum pratense*)	8,0
Lipnice luční (*Poa pratensis*)	11,0
Byliny	
Řepík vonný (*Agrimonia procera*)	0,4
Koukol polní (*Agrostemma githago*)	0,2
Řebříček obecný (*Achillea millefolium*)	0,3
Rmen barvířský (*Anthemis tinctoria*)	0,5
Kmín kořenný (*Carum carvi*)	0,2
Chrpa luční (*Centaurea jacea*)	0,4
Mrkev obecná (*Daucus carota*)	0,1
Svízel bílý (*Galium album*)	0,3
Třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*)	0,4
Máchelka podzimní (*Leontodon autumnalis*)	0,1
Máchelka srstnatá (*Leontodon hispidus*)	0,1
Kopretina bílá (*Leucanthemum vulgare*)	1,6
Sléz pižmový (*Malva moschata*)	0,4
Heřmánek pravý (*Matricaria chamomilla*)	0,2
Dobromysl obecná (*Origanum vulgare*)	0,4
Mák vlčí (*Papaver rhoeas*)	0,2
Jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*)	0,2
Šalvěj luční (*Salvia pratensis*)	0,8
Krvavec menší (*Sanguisorba minor*)	0,5
Jeteloviny	
Úročník bolhoj (*Anthyllis vulneraria*)	0,5
Štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*)	0,8
Tolice dětelová (*Medicago lupulina*)	0,2
Vičenec ligrus (*Onobrychis viciifolia*)	1,0
Jetel luční (*Trifolium pratense*)	0,2

Příloha 2

Příloha 2: Výchozí složení myslivecké osevní směsi (upraveno dle Kotyza, 2017).

Druh	Zastoupení ve směsi (%)
Traviny	
Bojínek luční (*Phleum pratense*)	3
Lipnice luční (*Poa pratensis*)	10
Kostřava červená pravá (*Festuca rubra rubra*)	10
Kostřava luční (*Festuca pratensis*)	15
Ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*)	5
Jeteloviny	
Jetel luční (*Trifolium pratense*)	10
Jetel inkarnát (*Trifolium incarnatum*)	7
Jetel plazivý (*Trifolium repens*)	15
Štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*)	5
Úročník bolhoj (*Anthyllis vulneraria*)	5
Vojtěška setá (*Medicago sativa*)	15

Příloha 3

Příloha 3: Výchozí složení protierozní osevní směsi (upraveno dle Kotyza, 2017).

Druh	Zastoupení ve směsi (%)
Traviny	
Kostřava červená (*Festuca rubra*)	22
Kostřava luční (*Festuca pratensis*)	18
Lipnice luční (*Poa pratensis*)	10
Ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*)	10
Srha laločnatá (*Dactylis glomerata*)	22
Trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*)	3
Jeteloviny	
Jetel plazivý (*Trifolium repens*)	15

Příloha 4

Příloha 4: Souhrnný přehled odchycených jedinců určovaných do druhů nebo rodů, příp. čeledí, s rozdělením četností v jednotlivých typech pásů a s celkovým součtem ve všech typech pásů dohromady. Příslušné řády jsou pro přehlednost proznačeny **tučně**.

Druh/rod/čeleď	Typ pásu			Celkem
	Květnatý	Myslivecký	Protierozní	
Hymenoptera				
Apis mellifera	130	106	89	325
Bombus campestris	1	1	0	2
Bombus hortorum	5	3	3	11
Bombus lapidarius	60	32	23	115
Bombus ruderarius	1	0	0	1
Bombus rupestris	4	1	3	8
Bombus terrestris	47	89	32	168
Bombus vestalis	2	3	2	7
Lepidoptera				
Aglais urticae	46	7	35	88
Anthocharis cardamines	0	0	1	1
Aphantopus hyperantus	2	1	1	4
Araschnia levana	1	2	1	4
Argynnis aglaja	3	0	0	3
Autographa gamma	17	12	3	32
Carterocephalus palaemon	0	1	0	1
Coenonympha pamphilus	14	9	14	37
Colias hyale	2	2	0	4
Geometridae	29	10	6	45
Inachis io	1	0	0	1
Issoria lathonia	3	2	0	5
Lasiommata megera	0	0	1	1
Lycaena dispar	0	0	1	1
Lycaena phlaeas	0	2	1	3
Lymantriidae	2	0	0	2
Maniola jurtina	1	0	0	1
Melanargia galathea	3	2	1	6
Ochlodes sylvanus	0	1	0	1
Pieris brassicae	3	5	3	11
Pieris napi	0	3	0	3
Pieris rapae	6	4	2	12
Polyommatus icarus	22	13	27	62
Thymelicus lineola	2	0	1	3
Thymelicus sylvestris	1	0	0	1
Vanessa cardui	4	0	5	9

Zygaena minos	0	1	1	2
Syrphidae				
Chrysotoxum sp.	46	25	15	86
Episyrphus balteatus	276	152	172	600
Eristalis sp.	17	2	4	23
Scaeva pyrastri	40	7	25	72
Sphaerophoria scripta	124	89	83	296
Syrphus ribesii	227	134	181	542

Příloha 5

Příloha 5: Souhrnný přehled odchycených jedinců určovaných do vyšších taxonů (čeledí, podřádů a řádů), s rozdělením četností v jednotlivých typech pásů a s celkovým součtem ve všech typech pásů dohromady. Příslušné řády jsou pro přehlednost proznačeny **tučně**.

Čeleď/podřád/řád	Typ pásu			Celkem
	Květnatý	Myslivecký	Protierozní	
Araneae	**935**	**363**	**989**	**2287**
Coleoptera				
Cantharidae	26	61	24	111
Carabidae	114	56	54	224
Cerambycidae	4	0	3	7
Chrysomelidae	1716	650	841	3207
Cicindelidae	5	3	6	14
Cleridae	3	3	0	6
Coccinellidae	27	19	10	56
Curculionidae	6	5	4	15
Elateridae	20	15	15	50
Geotrupidae	99	29	20	148
Histeridae	57	11	15	83
Nitidulidae	646	336	404	1386
Oedemeridae	0	0	1	1
Scarabeidae	27	11	13	51
Silphidae	26	6	7	39
Staphylinidae	396	204	146	746
Dermaptera	**106**	**42**	**33**	**181**
Diptera				
Agromyzidae	2281	1116	1165	4562
Calliphoridae	1364	454	615	2433
Ceratopogonidae	22	9	9	40
Chloropidae	8533	3694	4177	16404
Culicidae	38	27	8	73
Drosophilidae	355	214	205	774
Muscidae	5368	2664	2972	11004

Opomyzidae	397	194	216	807
Pipunculidae	1273	542	751	2566
Psilidae	594	309	345	1248
Sarcophagidae	2599	1098	1313	5010
Scatophagidae	13	5	1	19
Stratiomyidae	1117	529	561	2207
Tabanidae	20	5	6	31
Tachinidae	43	10	5	58
Tephritidae	356	63	186	605
Hemiptera				
Auchenorrhyncha	6588	3290	3948	13826
Heteroptera	62	23	19	104
Sternorrhyncha	6	0	3	9
Hymenoptera				
Apidae	156	158	106	420
Argidae	89	55	42	186
Chrysididae	3	2	1	6
Crabronidae	576	283	309	1168
Formicidae	423	136	213	772
Halictidae	434	206	186	826
Mutillidae	5	13	5	23
Pompilidae	693	329	474	1496
Sapygidae	171	77	91	339
Sphecidae	86	65	29	180
Tenthredinidae	261	159	211	631
Vespidae	56	2	5	63
Isopoda	**0**	**2**	**5**	**7**
Mecoptera	**2**	**0**	**2**	**4**
Neuroptera	**4**	**2**	**1**	**7**
Opiliones	**70**	**17**	**62**	**149**
Orthoptera				
Caelifera	192	64	99	355
Ensifera	118	114	63	295
Trombidiformes	**4**	**6**	**0**	**10**

Příloha 6

Příloha 6: Test zbytkové variability environmentálních proměnných provedený s cílem předvýběru relevantních faktorů do výsledného CCA modelu. Faktory s průkazným vlivem, % jimi vysvětlené variability v datovém souboru a pseudo-F a P hodnoty jsou proznačeny **tučně**. Zkratky pro typy pásů: K – s květnatou, PE – protierozní, M – mysliveckou směsí (tento faktor vystupuje v následném CCA modelu jako dummy proměnná o třech stavech). Tyto výsledky platí pro předtestování skupin bezobratlých určovaných primárně do druhů, tedy pro opylovače.

Analysis 'Constrained' Conditional Term Effects:				
Name	Explains %	pseudo-F	P	P(adj)
porost (cm)	**2.41**	**9.7**	**0.0002**	**0.00045**
den od instalace	**1.47**	**6.0**	**0.0002**	**0.00045**
teplota (°C)	**1.12**	**4.6**	**0.0002**	**0.00045**
vítr (km/h)	**0.94**	**3.9**	**0.0002**	**0.00045**
typ pásu M	**0.42**	**1.7**	**0.03479**	**0.06263**
vzdál. od remízu (m)	0.37	1.5	0.06419	0.09628
srážky (mm)	0.36	1.5	0.08978	0.11543
typ pásu PE	0.26	1.1	0.31854	0.35835
typ pásu K	0.26	1.1	unknown	unknown
vzdál. okraje pole (m)	0.15	0.6	0.91102	0.91102

Příloha 7

Příloha 7: Test zbytkové variability environmentálních proměnných provedený s cílem předvýběru relevantních faktorů do výsledného CCA modelu. Faktory s průkazným vlivem, % jimi vysvětlené variability v datovém souboru a pseudo-F a P hodnoty jsou proznačeny **tučně**. Zkratky pro typy pásů: K – s květnatou, PE – protierozní, M – mysliveckou směsí (tento faktor vystupuje v následném CCA modelu jako dummy proměnná o třech stavech). Tyto výsledky platí pro předtestování skupin bezobratlých určovaných do vyšších taxonů.

Analysis 'Constrained' Conditional Term Effects:				
Name	**Explains %**	**pseudo-F**	**P**	**P(adj)**
porost (cm)	**3.19**	**15.0**	**0.0002**	**0.00022**
den od instalace	**2.87**	**13.9**	**0.0002**	**0.00022**
vítr (km/h)	**1.17**	**5.7**	**0.0002**	**0.00022**
vzdál. od remízu (m)	**0.75**	**3.7**	**0.0002**	**0.00022**
vzdál. okraje pole (m)	**0.52**	**2.6**	**0.0002**	**0.00022**
srážky (mm)	**0.49**	**2.4**	**0.0002**	**0.00022**
teplota (°C)	**0.75**	**3.7**	**0.0002**	**0.00022**
typ pásu.PE	**0.41**	**2.0**	**0.0002**	**0.00022**
typ pásu.K	**0.37**	**1.8**	**0.0006**	**0.0006**