

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



Diverzita členovců v agroekosystémech

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Jakub Klesal

Vedoucí práce: prof. RNDr. Miroslav Barták, Csc.

© 2015 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci Diverzita členovců v agroekosystémech jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu své diplomové práce prof. RNDr. Miroslavu Bartákovi, CSc., za odborné rady, ochotu a podporu při sestavování této práce a Ing. Jakubu Hlavovi za technickou spolupráci.

Diverzita členovců v agroekosystémech

Souhrn

Tato diplomová práce se zabývá vlivem zemědělských systémů na diverzitu členovců. Cílem této práce bylo zjistit základní poznatky o diverzitě autochtonních členovců v agroekosystémech a prozkoumat hypotézu, zda tyto agroekosystémy jsou schopny hostit signifikantní diverzitu členovců. Cíl práce byl potvrzen tím, že dominantní druhy členovců se nacházejí ve velké míře jak v konvenčním, tak ekologickém systému hospodaření. V práci bylo zjištěno, že tyto skupiny jsou schopny tvořit až 96 % celé populace.

Diverzita byla sledována na 15 stanovištích na severu Moravy (Zubří, Střítež, Kelč, Horní Lideč, Lhotka, Hustopeče nad Bečvou) a jihu Moravy (Žabčice, Sedlec, Březí, Hustopeče). Na severu bylo nalezeno celkem 146 625 jedinců v 25 řádech a na jihu 260 336 jedinců v 17 řádech. Tato stanoviště se lišila systémem hospodaření. Ze zkoumaných stanovišť šest bylo obhospodařováno konvenčním způsobem a devět ekologicky. Monitoring probíhal po dobu čtyř let v letech 2008-2011 a na odchyt hmyzu bylo použito emergentních lapáků. Výsledky odběrů byly rozděleny v rámci každé lokality do tří skupin podle procentuálního podílu na celkové početnosti, a to na dominantní skupiny, subdominantní skupiny a recedentní skupiny. Poté byly vzorky roztříděny na úroveň řádů v laboratoři a zpracovány kvantitativními synekologickými analýzami pomocí programu MS excel, kdy byly určeny počty jedinců, řádů a indexy diverzity a druhové pestrosti. Vliv zemědělských systémů na diverzitu skupin členovců byl zkoumán pomocí programu Canoco, který určil, jak jednotlivé řády reagují na daný systém hospodaření. Diverzita byla zjištěna u stanovišť pomocí Simpsonova a Shannon -Weaverova indexu. Druhová pestrost podle Margalefa byla vyšší na plochách obhospodařovaných ekologickým způsobem. Z výsledků z programu Canoco vychází, že nejvíce závislé na systému hospodaření jsou málo početné recedentní skupiny. Dominantní skupiny jsou ve svém výskytu poměrně všestranné a nerozlišují systém hospodaření oproti méně početným skupinám, které jsou více specializované. Větší početnost jedinců byla nalezena v konvenčních systémech hospodaření, ale diverzita a druhová pestrost byla vyšší v ekologických systémech. Výsledky této práce naznačují, že pro zvýšení diverzity členovců v krajině je vhodné kombinovat oba systémy.

V práci je diskutován vliv krajiny a jejích prvků na diverzitu a pohyb členovců a jak jsou tyto krajinné prvky provázány s konkrétním zemědělským systémem, v kterém se nacházejí a jaký dopad má druhové složení. Vlivy těchto prvků jsou provázeny s celou biodiverzitou, která je nejen ovlivněna způsobem hospodaření, ale i ostatními faktory, jako jsou klimatické podmínky, poloha stanoviště nebo blízkost lesního ekosystému. Na konkrétních skupinách členovců jsou zde zmíněny vlivy zemědělských systémů a ostatních faktorů. Výsledným zjištěním je, že každý systém působí jinak na rozdílné skupiny členovců.

Klíčová slova: členovci, diverzita, zemědělské systémy, krajina, stanoviště

Arthropod diversity in agroecosystems

Summary

This diploma thesis deals the influence of agricultural systems on the diversity of arthropods. The aim of this study was to determine the basic knowledge of the diversity of indigenous arthropods in agroecosystems and explore the hypothesis that these agro-ecosystems are able to host a significant diversity of arthropods. This objective has been confirmed that the dominant arthropod species are found extensively in both conventional and organic farming system. In this work it was found that these groups are capable of forming up to 96% of the entire population.

Diversity was monitored at 15 sites in northern Moravia (Zubří, Střítež, Kelč, Horní Lideč, Lhotka, Hustopeče nad Bečvou) and South Moravia (Žabčice, Sedlec, Březí, Hustopeče). On the north was found a total of 146,625 samples in 25 orders and on southern 260,336 samples in 17 orders. These habitats differed management system. Of the six surveyed habitat was farmed in the conventional management and nine ecologically system. Monitoring was conducted for four years in 2008-2011 and to capture insects were used emergent traps. Results donations were distributed within each site into three groups according to the percentage share of total abundance, on the dominant group, subdominant groups and recedentní groups. The samples were then categorized based on the level of orders in the laboratory and processed by quantitative method of synecologic analysis was used MS Excel, which were determined by the number of individuals orders and index of diversity and species diversity. Influence of agricultural systems on the diversity of groups of arthropods was investigated used programe Canoco that determine how individual orders are responding to the farming system. Diversity was found in habitats using Simpson and Shannon -Weaver index. Margalef index species richness was higher on plots managed environmentally friendly way. The results of Canoco based on the most dependent on farming system are few in number recedent groups. The dominant groups are in their incidence is relatively versatile and do not discriminate management system compared to less numerous groups that are more specialized. Greater abundance of individuals was found in conventional farming systems, but the diversity and species richness was higher in organic systems. The results of this study suggest that the increased diversity of arthropods in the countryside, it is appropriate to combine the two systems.

The work discusses the influence of the landscape and elements of diversity and arthropod movement and how these landscape elements linked to specific agricultural system in which they are located and what impact has the species composition. Effects of these elements are accompanied with a biodiversity that is affected not only by the farming methods, but also by other factors, such as climatic conditions, location or habitat proximity of the forest ecosystem. On specific groups of arthropods are mentioned impacts of agricultural systems and other factors. The final finding is that each system operates differently on different groups of arthropods.

Keywords: arthropods, diversity, agricultural systems, landscape, sites

Obsah

1 Úvod	10
2 Vědecká hypotéza a cíle práce.....	11
3 Přehled literatury.....	12
3.1 Biodiverzita a její ohrožení	12
3.2 Konvenční a ekologické zemědělské systémy a jejich vliv na diverzitu.....	12
3.2.1 Porovnání ekologických a konvenčních systémů hospodaření	13
3.2.2 Intenzifikace zemědělství	14
3.2.3 Přírodní a zemědělský ekosystém a jejich propojenost.....	15
3.3 Diverzita členovců v agroekosystémech.	16
3.3.1 Vliv zemědělské krajiny a její struktury na populace členovců	17
3.3.2 Diverzita na základě hospodaření - vliv na dominantní skupiny.....	19
3.4 Vliv prostředí na jedince.....	19
3.5 Vliv systémů na jednotlivé skupiny	20
3.5.1 Důsledky obdělávání půdy na jednotlivé skupiny	22
3.5.2 Různorodost zemědělských postupů.....	23
3.5.3 Vliv systémů bez použití orby na biodiverzitu	23
3.6 Zachování biodiverzity a stávajících systémů hospodaření.....	26
3.6.1 Změna systému hospodaření.....	26
3.7 Konektivita v krajině	27
3.7.1 Pohyb členovců v krajině	27
3.8 Zemědělství a biodiverzita přírodního ekosystému.	28
3.9 Přejech pole a lesa a jeho vliv na polní ekosystémy	30
3.10 Následky zemědělských postupů na členovce.....	32
4 Materiál a metodika.....	33
4.1 Charakteristika jednotlivých stanovišť	33
4.2 Metody odběrů	38
4.3 Metodika zpracování vzorků	39
5 Výsledky	40
5.1 Oblast jižní Morava.....	40
5.1.1 Počty morfodruhů	41

5.2	Oblast severní Moravy	41
5.2.1	Počty morfodruhů	42
5.3	Canoco analýza	43
5.3.1	Lokalita jižní Morava	44
5.3.2	Lokalita severní Morava.....	44
6	Diskuze	45
7	Závěr	49
8	Seznam literatury.....	51
9	Přílohy	58

1 Úvod

Tato práce má za úkol prozkoumat diverzitu členovců v agroekosystémech a vliv zemědělství a jednotlivých zemědělských systémů na celkovou diverzitu členovců. V práci je i zkoumán poznatek, jaký vliv má různorodost krajiny a systémy hospodaření v ní na pohyb a život členovců.

Členovci jsou významnou částí biodiverzity a zemědělských systémů, které na ně silně působí a ovlivňují jejich přítomnost v ekosystému a schopnost migrace v krajině. Zemědělské systémy a snaha člověka o jejich intenzivní rozvoj změnily krajinu a její funkce, které poskytovala jedincům, kteří se v ní pohybovali. Intenzivní zemědělské systémy hospodaření zavedly monokultury, které ohrožují biodiverzitu v krajině a ničí její rozmanitost na které jsou závislé mnohé organismy.

Vliv jednotlivých zemědělských systémů na skupiny členovců je různý. Některé skupiny jsou ovlivněny přímo druhem zemědělského zpracování půdy a jiné jsou ovlivněny dalšími faktory, které působí na ekosystém jako celek. Monitoringem jednotlivých systémů lze zjistit a přesně určit na jaké faktory tyto skupiny reagují a jak je ovlivněna jejich diverzita na daných stanovištích.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je zjistit základní poznatky o diverzitě autochtonních členovců v agroekosystémech a prozkoumat hypotézu, zda tyto agroekosystémy jsou schopny hostit signifikantní diverzitu členovců.

Ověřit, zda ekologicky obdělávané plochy vykazují vyšší diverzitu členovců než konvečně obhospodařované systémy.

Ekologické plochy jsou intenzivněji ovlivňovány okolními ekosystémy a okraji polí, jež jsou často jejich přirozenou součástí a které jsou přirozeným útočištěm mnoha druhů členovců. Podmínky na těchto ekologických plochách jsou blízké nenarušenému ekosystému bez většího zásahu člověka a jsou schopny lépe hostit jedince, kteří zde mohou dosáhnout významné diverzity. Ovšem i v konvenčních systémech jsou schopni dosahovat signifikantní diverzity, díky tomu, že dominantní jedinci mají vypracovanou rezistenci oproti konvenčním zemědělským zásahům a nepodmiňují svůj výskyt specifickými podmínkami.

3 Přehled literatury

3.1 Biodiverzita a její ohrožení

Biodiverzita, kterou se rozumí rozmanitost živočichů a rostlin v ekosystémech, je v posledních dekádách výrazně ovlivněna způsobem hospodaření, které začalo ohrožovat biologickou rozmanitost pro velkou škálu druhů. Nárůst lidské populace přináší rozvoj konvenčních zemědělských postupů, které často nerespektují původní ekosystémy a zatěžují je. Tyto změny při hospodaření přináší mnohá negativa (Tilman et al., 2001). V celé Evropě polní hospodaření představuje hlavní využití půdy. Taková intenzita má za následek změnu životního prostředí a vytváření částečně umělých ekosystémů, které vyžadují neustálé zásahy člověka, aby reguloval jejich funkce (Altieri, 1999). Mnoho důkazů ukazuje na intenzifikaci zemědělství jako na hlavní příčinu významného poklesu evropské zemědělské diverzity a poklesu rozmanitosti mnoha taxonů bezobratlých v posledních čtyřech desetiletích (Wilson et al., 1999). Aby bylo možné zjistit diverzitu členovců a vliv zemědělství na ní, je nutné systémy hospodaření prozkoumat a přesně definovat.

3.2 Konvenční a ekologické zemědělské systémy a jejich vliv na diverzitu

Tato práce zkoumá vliv konvenčního a ekologického hospodaření na diverzitu členovců na konkrétních případech. Konvenční způsob hospodaření, pro které jsou charakteristické intenzivní zásahy do struktury krajiny. Naproti tomu ekologické zemědělství se vyznačuje zákazem většiny syntetických chemických látek v rostlinné i živočišné výrobě. Nicméně obsahuje také celou řadu dalších postupů řízení, z nichž mnohé jsou výjimečně využívány i v běžných systémech (Lampkin, 2002). Pro výzkum diverzity je důležitá i propojenost krajiny, která vytváří přirozené koridory pro migraci jedinců a mozaiku, díky které je krajina různorodá a je schopna pojmout větší množství jednotlivých druhů.

Zemědělství a biodiverzita jsou vzájemně propojeny. Vzájemné vztahy mezi zemědělstvím a biodiverzitou jsou v současnosti velmi málo známy a vytváří významnou oblast pro výzkumnou činnost. V této oblasti se nabízí mnoho možností pro agroekologii. Jedním z doporučení v mnoha studiích je určit klíčové složky biodiverzity v zemědělských produkčních systémech, monitorovat a ocenit vliv různých zemědělských praktik na biodiverzitu a přizpůsobit zemědělské praktiky k dosažení žádoucích úrovní biodiverzity. Rozdíl mezi umělým ekosystémem, vytvořeným pro zemědělské účely a přírodním, je kontrola biologické rozmanitosti, která se u intenzivních zemědělských systémů vytratila

(Macfayden et al., 2009). Bylo zjištěno, že typické zásahy v zemědělství, jako příprava půdy, mechanizace a používání pesticidů, výrazně zasahují do populace hmyzu a genetická manipulace nahrazuje přirozené procesy a ovlivňuje populace sledovaných jedinců (McBrayer, 1979).

Biologická rozmanitost v zemědělství se liší podle způsobu obhospodařování a je závislá na konkrétním ekosystému. Důležitými faktory jsou struktura a délka využívání půdy v intenzivním systému hospodaření. Z toho vyplývají hlavní vlastnosti, mezi něž patří diverzita vegetace uvnitř a kolem agroekosystému, stálost jednotlivých kultur a rozsah izolace agroekosystému vůči přirozenému okolí a vegetaci. Vliv ekosystému na diverzitu je primární a přidružený. Pokud se zaměříme na oblast okrajů polí, kde je hojně zastoupena vyšší vegetace přecházející v porost lesa, jsou zde tyto vlivy nejvíce vidět. Vegetace zde vytváří stín, díky němuž lze pěstovat na těchto místech pouze tolerantní plodiny. Ovšem pozitivním faktorem je přidružený cíl vegetace v tomto prostoru, který má přilákat opylující jedince, aby mohli následně opylovat květy, a následně se tímto krokem zvyšuje biodiverzita (Perfecto a Vandermeer, 2005).

3.2.1 Porovnání ekologických a konvenčních systémů hospodaření

Ekologické zemědělství je podle mnohých studií považováno za vhodný způsob, jak zachovat biologickou rozmanitost v zemědělské krajině. Na základě studie, která se zabývala analýzou predačních společenstev členovců, byly porovnány pole obilovin v ekologickém a konvenčním systému v centrálním a severním Španělsku, a byl potvrzen fakt, že na polích, které byly zařazeny v organickém hospodaření, se ukázala větší početnost plevelů a členovců a výnos obilnin poklesl o 24% vůči konvenčnímu hospodaření (José-Maria et al., 2010).

Množství členovců bylo mírně vyšší v systému ekologického hospodaření a bylo ovlivněno zvýšeným množstvím plevelů, které mělo dopad na jejich rozmanitost. I v porovnání s ostatními studii, které zkoumaly středomořské ekosystémy v Itálii, bylo zjištěno, že rozdíly mezi ekologickými a konvenčními poli v těchto oblastech jsou vyšší než ty, kdy pokusná měření byla prováděna v severních zeměpisných šířkách (Ponce et al., 2011; Romero et al., 2008). To může vysvětlovat větší bohatost plevelů v oblasti Středomoří a vyšší dostupnost semen způsobenou dvouletým rotačním systémem hospodaření (Caballero-López et al., 2010; Errouissi et al., 2011). Je nutné uvést, že srovnání, vzhledem k rozdílným klimatickým podmínkám v obou regionech, není přesné a pro průkazné výsledky je vhodné zkoumat zeměpisně blízké ekosystémy (Hole et al., 2005; Bengtsson et al., 2005).

Hole et al. (2005) zjistili, že výhody ekologického zemědělství se mohou lišit v závislosti na několika faktorech, jako je poloha, klima, druh plodiny. Byly zde charakterizovány faktory ovlivňující diverzitu plevelných druhů rostlin a biomasu členovců, protože se jedná o některé z nejvíce studovaných proměnných ve studiích zabývajících se ekologickým zemědělstvím.

Bylo zjištěno, že členovci jsou hojnější v ekologicky obdělávaných oblastech. Ovšem ne všechny druhy. Ve svých pokusech porovnávali rozdíly mezi organickými a konvenčními oblastmi a prokazatelně se neprokázaly žádné významné rozdíly v početnosti řádů pavouků (Araneae), brouků (Coleoptera) nebo polokřídilých (Hemiptera). Naopak významné rozdíly se ukázaly u chvostoskoků (Collembola) a dvoukřídilých (Diptera), kteří byli dominantními skupinami v ekologicky obdělávaných systémech.

Velká část zemědělské krajiny ve střední Evropě se skládá z umělých stanovišť, které jsou mnohdy biologicky jednotné a postrádají různorodost a často spadají do intenzivně využívaných ploch. Současný zemědělský systém vyznačující se intenzivním využíváním půdy ohrožuje přirozené ekosystémy, což vede k mozaice nejednotných stanovišť, které nejsou mezi sebou propojeny a je narušena diverzita v rámci celé krajiny (Horak et al., 2013). Ztráta biologické rozmanitosti, i v nepůvodních ekosystémech, může mít další negativní vliv na ekosystémové služby v celé regionální zemědělské krajině (Tscharntke et al., 2005) a ztráta na úrovni nižších trofických úrovní často vede ke snížení početnosti predátorů a následnému poklesu biologické kontroly (Kruess a Tscharntke, 1994). Pokud se zaměříme na metody používané v ekologickém zemědělství, lze říci, že podporují zlepšení biologické rozmanitosti přírodních biotopů, protože pomáhají vytvořit více diverzifikované životní podmínky, nabízejí lepší podmínky pro rozmnožování a šíření jednotlivých druhů a zvyšují přísun živin. Mnoha studiemi bylo prokázáno, že na ekologicky obhospodařované orné půdě, trvalých travních porostech v okolí hranic polí a ně navazujících sousedních biotopů je biodiverzita flóry a fauny větší než v konvenčním zemědělství (Hole et al., 2005).

3.2.2 Intenzifikace zemědělství

Intenzita zpracování zemědělské půdy je stále v mnoha oblastech vysoká a díky tomu jsou ekosystémy trvale zatěžovány a biodiverzita v nich je značně ovlivněna. Z tohoto důvodu je třeba najít způsob, jak tento trend utlumit, aby dále nedocházelo k přímému ovlivňování populací členovců, kteří jsou závislí na zemědělské půdě a na její rozmanitosti, která přispívá k jejich rozvoji. Ztráta biologické rozmanitosti v tomto měřítku nastartovala debatu o udržitelnosti současného stavu intenzivních zemědělských postupů, která zahrnuje obavy nad

znečištěním vody, erozí půdy, kvalitou krajiny a potravin. Všechny tyto faktory mají poté negativní dopad na členovce (Hole et al., 2005).

3.2.3 Přírodní a zemědělský ekosystém a jejich propojenost

Biodiverzita zahrnuje všechny druhy rostlin, živočichů a mikroorganismů, které se vyskytují v ekosystému a vzájemně na sebe působí. Kromě produkce cenných rostlin a živočichů poskytuje biodiverzita mnoho ekologických služeb. V přirozených ekosystémech zabraňuje vegetační pokryv lesa nebo pastvin erozi půdy, doplňuje podzemní vodu a reguluje záplavy zvýšením infiltrace a snížením odtoku vody. Přirozená stanoviště obsahují také divoké populace domestikovaných rostlin a živočichů s užitečnými geny, které často v domestikovaném genofondu chybějí. Celá řada domestikovaných plodin je odvozena od divokých druhů modifikovaných domestikací, selektivním množením a hybridizací. Většina významných oblastí s vysokou biodiverzitou obsahuje populace různých a přizpůsobivých místních druhů i divoké a plevelné plodiny a tato rozmanitost následně ovlivňuje faunu členovců (Harlan, 1975).

A také stále platí, že oproti evropským a mnohdy konvenčně vedeným systémům mnoho tradičně vedených zemědělských systémů v zemích třetího světa představuje místní zásobárnu přirozené biodiverzity se schopností samoregulace. Tyto obnovovací procesy a ekosystémové služby jsou převážně biologické, proto závisí jejich existence na udržování biodiverzity. Když se tyto přirozené služby ztratí v důsledku biologického zjednodušení, ekonomické a environmentální náklady mohou být dost značné. Z ekonomického hlediska nejsou vhodné externí vstupy, protože ekosystémům v zemědělství zbaveným základních regulačních funkčních složek chybí kapacita podpořit vlastní úrodnost půdy a ochranu před škůdci (Altieri a Hecht, 1990). Je možné zintenzivnit zemědělství trvale udržitelným způsobem, aby se zajistily některé ze zbývajících přirozených lokalit, a tím i poskytování environmentálních služeb zemědělství. Agroekologické formy intenzifikace mohou také zlepšit zachování a užití agrobiologické diverzity, která může vést k lepšímu užití přirozených zdrojů a ke stabilitě agroekosystému, ke které konvenční systémy zemědělství nepřispívají a narušují přírodní rovnováhu v daných ekosystémech. Tento problém je v poslední době globálního charakteru a jen velmi malé oblasti zůstávají naprosto nezasažené změnami vyvolanými zemědělským užíváním půdy.

Zemědělství s sebou samozřejmě nese zjednodušení struktury prostředí na velkých prostorách, nahrazení přírodní diverzity malým počtem kultivovaných rostlin a

domestikovaných živočichů (Andow, 1983). Z toho vyplývá, že zemědělství a biodiverzita jsou vzájemně propojeny. Vzájemné vztahy mezi zemědělstvím a biodiverzitou jsou v současnosti velmi málo známy a vytváří významnou oblast pro výzkumnou činnost. Je nutné se zaměřit i na krajinu, protože biodiverzita se nezaměřuje jen na rozmanitost druhů, ale i na rozmanitost stanovišť v krajině. Celoevropským problémem je i využití milionů hektarů neobhospodařované zemědělské půdy. V této oblasti se nabízí mnoho možností pro agroekologii. Jedním z doporučení je určit klíčové složky biodiverzity v zemědělských produkčních systémech, monitorovat a ocenit vliv různých zemědělských praktik na divoce žijící biodiverzitu a přizpůsobit zemědělské praktiky k dosažení žádoucích úrovní biodiverzity. V současnosti jsou aktuální pro zvýšení biodiverzity krajiny zejména porosty druhově bohatých luk a okraje polí, které aktivně působí na populace členovců sídlících v těchto plochách. Z toho pramení vysoká biodiverzita, která je dána způsobem jejich obhospodařování a využívání těchto porostů.

3.3 Diverzita členovců v agroekosystémech.

Každý ekosystém je schopen hostit diverzitu členovců. Diverzita je ovlivněna systémem hospodaření. V přirozených ekosystémech zabraňuje vegetační pokryv lesa nebo pastvin erozi půdy. Ovšem je nutné podporovat migraci nových organismů. Tyto organismy v kombinaci s původními druhy přispívají k větší rozmanitosti a poskytují ostatním jedincům prostor pro život, rozmnožování a zdroje potravy. Co se týče systémů hospodaření konvenčním způsobem, riziko eroze narůstá a je narušena heterogenita půdy, která je přirozeným útočištěm pro půdní druhy členovců, zejména brouků. Narušení tohoto prostředí vede k vymírání těchto druhů a ke ztrátě přirozené biodiverzity. Dalším známým faktorem u konvenčního hospodaření je častý výskyt monokultur, které jsou schopny hostit pouze omezené množství druhů. Pokud ekosystém obsahuje ve větší míře kromě místních druhů plevelné plodiny, je často hledaným útočištěm velkého množství bezobratlých jedinců, a to především predátorů (Harlan, 1975). Právě plevelné druhy rostlin jsou specifickým "prostorem" pro bezobratlé a mnoho z nich je na ně přímo vázáno. Je zřejmé, že plevelné druhy jsou přirozeným jevem extenzivních ekosystémů a vzhledem k postupům, jako jsou: hnojení, postřiky a monokulturní porosty, se v zemědělství vyskytují pouze na okrajích polí a ve značně redukované formě. V mnoha jiných studiích bylo prokázáno, že intenzivní zemědělství má na tuto rozmanitost negativní dopad v podobě výše zmíněných faktorů.

3.3.1 Vliv zemědělské krajiny a její struktury na populace členovců

Změny ve struktuře zemědělské krajiny mají potenciál změnit ekosystémové služby poskytované zástupcům členovců, jako je regulace škůdců a opylování. Ekosystémové služby jsou závislé na pohybu členovců v zemědělské krajině v různých měřítkách (Mitchell et al., 2013), i na jejich rozmanitosti (Tscharrntke et al., 2005). Schopnost pohybu je ovšem také závislá na struktuře krajiny. I z hlediska zemědělských zásahů je důležitá struktura krajiny, která zahrnuje konfiguraci a složení plodin u produkčně nevyužívaných stanovišť.

Lesy, louky, remízky a okraje polí poskytují zdroje potravy a zlepšují propojenost stanovišť pro různé skupiny členovců, včetně přirozených nepřátel škůdců plodin. Proto se běžně předpokládá, že regulace škůdců bude vyšší v krajině, která má větší podíl nebo rozmanitost těchto stanovišť (Bianchi et al., 2006).

Většina z výše uvedených studií se snaží najít pozitivní vliv na množství užitečných členovců. Produkčně nevyužívaná stanoviště poskytují větší množství potravy, možnost hnízdění, míst k přezimování a útočišť před predátory (Martin et al., 2013) a příznivé podmínky pro mnoho druhů členovců (Bianchi et al., 2006).

Bylo např. zjištěno, že zvýšená hustota koridorů v pšeničném poli zvyšuje migraci blanokřídlých (Hymenoptera) do prostoru mezi stanovišti (Holzschuh et al., 2010). Zejména parazité a specializovaní predátoři jsou ovlivněni strukturou krajiny v menších měřítcích, než je to u všeobecných predátorů (Tscharrntke a Brandl, 2004). Přesto, že účinky struktury krajiny mají vliv na populaci predátorů, samotná kořist není tím zdaleka ovlivněna a dané faktory na ně působí viditelněji až ve vztahu k ostatním druhům (Ragsdale et al., 2011). Na těchto případech je vidět vzájemná propojenost. Z dalších faktorů má zřejmě největší vliv na vztah predátorů a jejich kořisti šířka polí, která značně ovlivňuje jejich diverzitu. Pokud se šířka pole zvýší, průměrný počet jedinců se sníží až o 80 % (Ragsdale et al., 2011).

Bylo potvrzeno, že četnost druhů členovců a jejich rozmanitost je silně ovlivněna strukturou krajiny, zejména okraji polí a lesních fragmentů. Nicméně, počty dravých členovců mají různé účinky na regulaci škůdců, která ovlivňovala větší plochy polí a různé způsoby hospodaření a mají dopad na každé samostatné pole. Početnost jedinců nejvíce závisí na tom, jaká je struktura krajiny a nikoli, jak jsou ovlivněni jejich predátory. Výsledky často ukazují, že diverzita členovců a rozmanitost celé zemědělské krajiny nejsou nutně ve vzájemném vztahu s regulací proti škůdcům. Řada významných skupin predátorů má zvýšený výskyt v blízkosti hranic polí, včetně významných skupin slunéčkovitých (Coccinellidae), pestřenkovitých (Syrphidae) a pavoků (Araneae), kteří jsou přirozenými predátory mšic

(Dennis et al., 2000). Hranice polí a vegetační pásy mohou také usnadnit pohyb členovců (Holzschuh et al., 2010). Dosud známé výsledky zdůrazňují důležitost hranic polí a velikost pole pro snahu členovců rozptýlit se do polí. Obecně lze říci, že četnost populace a celková početnost členovců je významně vyšší na pomezí lesa a pole. Na pole navazující lesní fragmenty jsou důležitá stanoviště pro všechny členovce podobným způsobem, jako jsou okraje polí (Bianchi et al., 2006).

Fragmenty lesů a okraje polí mají vliv na početnost členovců v sousedních oblastech a účinky se mohou značně lišit u různých významnějších skupin hmyzu, které poskytují služby ekosystému (Thies et al., 2005). Propojení mezi stanovišti má poté vliv na býložravé jedince, jež jsou ohrožováni větším počtem predátorů.

Nicméně změny ve struktuře krajiny s cílem maximalizovat regulaci škůdců mohou mít i negativní dopady na další služby ekosystému. Například konvenční zpracování půdy vede k omezení populace škůdců, ale pravděpodobně i zvýší ztráty živin a erozi půdy. Pravidelné hranice mohou představovat překážky v rozptýlení pro mnoho druhů hmyzu, v závislosti na struktuře hranice a druhu hmyzu (Duelli et al., 1990). Ale na druhou stranu zvyšují diverzitu v krajině. Mnohé výzkumy prokázaly, že středně vysoká vegetace může snížit rozptýlení některých druhů hmyzu, a to především pozemních (Lewis, 1969). Je jisté, že hranice polí mohou mít vliv na vyhledávání stanovišť hmyzu. Je možné, že vegetace a porost nižších dřevin vede ke zvýšení predace a že tento faktor kompenzuje zvýšení počtu hmyzu. Bez ohledu na ostatní faktory, ve výsledku hranice nevedou ke zvýšení výsledné hustoty hmyzu.

Zvýšení početnosti hmyzu ve spojitosti s pásy dřevin naznačuje, že hranice mohou zvýšit biodiverzitu hmyzu v polích tím, že nabízí další doplňková stanoviště. Tím se ale zvýší diverzita pouze v rámci stanoviště. Velké množství těchto hranic svědčí o krajinné rozmanitosti, tj. rozmanitosti stanovišť v krajině. Jonsen (1997) zjistil, že rozmanitost hmyzu se zvyšuje s rostoucí krajinnou rozmanitostí. Okrajově významný pozitivní vztah mezi počtem řádů hmyzu a stářím pole podporuje předpověď, že rozmanitost hmyzu se snižuje se stářím pole a intenzitou hospodaření. To by mohlo mít za následek výskyt různých druhů hmyzu, kteří kolonizují pole pomalým tempem. Druhým možným vysvětlením je, že rozmanitost hmyzu má přímou souvislost s rozmanitostí rostlin, která se snižuje se stárnutím pole. Mnoho studií zjistilo, že vztah vegetace a býložravého hmyzu je navzájem pozitivní, ale není žádný důkaz, že nižší vegetace a remízky mohou zvýšit rozmanitost býložravého hmyzu v polích zemědělských ekosystémů. Remízky hrají důležitou úlohu v zachování biologické rozmanitosti v těchto systémech a jejich účinky přesahují hranice samotného pole a zvýšení populace hmyzu se projevuje v návazných ekosystémech. Je to také důležité z hlediska

zemědělského zpracování, kdy využití vegetačních pásů umožňuje lepší biologickou ochranu a nedochází k ekonomickým ztrátám (Koivula et al., 2002).

3.3.2 Diverzita na základě hospodaření - vliv na dominantní skupiny

Pfiffner a Luka (2003) zjistili, že pokud se z pozorování vyloučí některé dominantní skupiny hmyzu, diverzita je u organických polí ještě výraznější. Jsou skupiny, které na změnu reagují minimálně, např. pavouci a brouci. Naopak u polokřídlech bývá četnost obecně vyšší v organických oblastech. Pokud jde o dvoukřídle, diverzita se často neliší mezi ekologickými a konvenčními poli. Výsledkem je známý fakt, že celková odhadovaná biomasa členovců přítomných na poli je o něco vyšší v organických, než v konvenčních oblastech. Dalším obecným poznatkem je, že významnými faktory ovlivňujícími biomasu členovců, jsou množství plevelu, jeho bohatství a diverzita. Výskyty členovců se často mění mezi místy, které se vyznačují jinými způsoby využití půdy i v rámci jednoho pole, a je to výraznější, pokud zkoumané lokality jsou těsně vedle sebe a mají malé velikosti.

V experimentálních studiích hodnoty diverzity v obdělávaných okrajích polí dosahují u Shannonova indexu vyšších čísel, než u intenzivně obdělávaného pole a obecně podobné těm na louce. Tato pozorování jsou v souladu s výsledky předchozích studií, které poukázaly na význam ekologického zemědělství v kombinaci s údržbou přírodě blízkých oblastí v zájmu zachování počtů členovců v zemědělské krajině (Pfiffner a Luka, 2003).

3.4 Vliv prostředí na jedince

Při výzkumech ekosystémů je vhodné se zaměřit na určité druhy, které jsou ovlivňovány prostředím. Například zástupci čeledi střevlíkovitých (Carabidae) jsou považováni za jednu z nejdůležitějších skupin bioindikátorů a jsou často používáni k posouzení stanoviště (Holland a Fahrig, 2000). Hlavním důvodem pro použití nejen střevlíkovitých, ale i ostatních čeledí brouků jako bioindikátorů, je snadné monitorování a velké množství jedinců na jednom místě. Tato skupina je jednou z nejčastěji používaných pro zjištění biologické rozmanitosti v agroekosystémech a je považována za velmi citlivý indikátor (Pfiffner a Luka, 2003).

Pozemní brouci představují důležitou ekologickou skupinu hmyzu, hrající důležitou roli jako dravci v životním cyklu bezobratlých ve všech ekosystémech. Vzhledem k jejich reakci na změny v oblasti životního prostředí jsou velmi vhodné jako ukazatelé změn životního

prostředí. Pozemní brouci citlivě reagují na různé toxické látky, které jsou aplikovány do biologických společenstev. Při odběrech hmyzu záleží také na zatížení stanoviště. Pokud sledovaní jedinci pocházejí ze stanovišť, která byla silně antropogenně ovlivňována, ovlivní to jejich počet. Andersen a Eltun (2000) uvedli, že ničení a fragmentace biotopů, jakožto i použití insekticidů, může být nejdůležitějším faktorem, který ovlivňuje velikost populací sledovaných jedinců. Antropogenní tlak tak funguje jako negativní faktor.

3.5 Vliv systémů na jednotlivé skupiny

Pokud se zaměříme na jednotlivé skupiny členovců, nejlépe zjistíme rozdíly v populacích. Při porovnání populací bezobratlých jedinců na ekologických a konvenčních pozemcích Feber et al. (1997) zaznamenali výrazně vyšší celkovou početnost jedinců na ekologicky obdělávaných plochách, než v konvenčních systémech, jako přímý důsledek nepoužití pesticidů na ekologických farmách. Z následných výsledků se ukázalo, že tento rozdíl je patrný pouze u méně početných druhů. U početných řádů, jako jsou dvoukřídlí, nebyl prokázán žádný významný rozdíl v početnosti mezi oběma systémy. Výrazně více jedinců (více než dvojnásobek průměrné četnosti) bylo zaznamenáno na okrajích polí, a to v jak ekologickém, tak i v konvenčním systému. Nicméně nelze přesně určit vliv hospodaření na početnost populací v daném typu plodiny. Mezi systémy nejsou jednoznačné rozdíly. Weibull et al. (2000) nezjistili žádný významný rozdíl v početnosti, druhové bohatosti, nebo v různorodosti indexů biodiverzity mezi zemědělskými systémy. Tento zdánlivý rozpor mezi studii je výsledkem rozdílů v rotaci plodin a přítomnosti neobdělávaných ploch. Naopak přítomnost jetelotravních směsí v rámci ekologické rotace byla hlavním důvodem pro výrazně vyšší výskyt jedinců v těchto systémech (Feber et al., 1997).

I u pavouků (*Aranea*) zjistili Feber et al. (1997), že četnost a druhová diverzita byla obecně vyšší v ekologickém hospodaření než u konvenčního systému. Společenství pavouků jako celku se lišila mezi oběma systémy řízení. Basedow (1998) tento poznatek podpořil studii, ve které zjistil vyšší rozmanitost a velké rozdíly struktury v rámci ekologického managementu, ale malý rozdíl v početnosti. Na rozdíl od jiných jedinců (výše zmíněný létavý hmyz), zjistili Gluck a Ingrisich (1990), že je větší vyrovnanost jedinců pavouků v konvenčně obhospodařovaných polích a zároveň zjistili, že nejběžnější druhy svou četností vysoce překračovaly ostatní druhy na úkor většiny méně běžných skupin, které byly nalezeny ve vyšších hustotách v organických systémech. Často byl zjištěn malý rozdíl v početnosti

pavouků bez ohledu na řízení. Z výše uvedených výsledků je vidět, že rozdíly nejsou významné a záleží na ostatních faktorech.

Faktorů je celá řada. Jedním z těchto faktorů je bohatší podrost vegetace, který poskytuje vhodnější mikroklima, stejně jako početnost potravy pro predátory (Feber et al., 1997). To je další z důkazů většího výskytu dravých pavouků v rámci ekologicky obdělávaného stanoviště (Gluck a Ingrisich, 1990). Relativně důležité mohou být rovněž malé plochy honů a botanicky různorodé okraje, což umožňuje pavoukům rychle znovu kolonizovat pole po sklizni každý rok a zvyšovat svoji početnost po celé šíři pole (Basedow, 1998).

Co se týče brouků, mnoho studií uvádí obecně vyšší početnost a druhovou bohatost u větších jedinců, např. střevlíků, na ekologicky obhospodařovaných polích. Naopak u menších jedinců studie uvádějí nižší hustoty. U větších druhů byla zjištěna větší rozmanitost a druhová bohatost na ekologických stanovištích, a to v průměru o 38% více druhů, než na konvenčních (Armstrong, 1995). Studie naznačují, že rozložení a množství jedinců bylo spojeno s rozdíly ve struktuře vegetace a byl prokázán pozitivní vztah mezi hustým pokryvem plevelných druhů a druhovou bohatostí brouků. Stabilní mikroklima vyplývající z více heterogenního porostu plodin a zvýšení nárůstu potravy ve formě živočichů, kteří žijí na plevelných druzích rostlin, jsou pravděpodobné výhody spojené s ekologickým hospodařením. Ovšem poté z toho vycházejí negativní faktory, které naznačují, že velká konkurence větších jedinců na ekologických polích může potlačit počty menších druhů.

Nicméně většina studií, bez ohledu na obecné poznatky, uvádí rozdíly uvnitř společenstev brouků, kdy některé skupiny, nebo jednotlivé druhy, upřednostňují ekologické pole a jiné konvenční. Například změny v obdělávání půdy mezi ekologickými stanovišti a ve využití pesticidů u konvenčních stanovišť může změnit společenstva, protože jak hluboká orba, tak aplikace široko spektrálních pesticidů může mít podstatné dopady na populaci brouků (Kromp, 1999).

Co se týče ostatních skupin, i zde jsou rozdíly. Jak už bylo uvedeno, ekologickým způsobem řízené pole obsahuje větší množství a rozmanitost členovců než konvenčně řízená stanoviště. Ovšem i zde byly jasné rozdíly v reakci mezi jednotlivými taxony. Mšice a jejich přirození predátoři mají tendenci být hojnější v konvenčních oblastech, kde je potrava bohatá na zdroje poskytované hnojenými plodinami. Skupiny, jako roztoči (Acari), mravencovití (Formicidae) a ploštice (Heteroptera), spíše ukazují pravý opak. U chvostoskoků byly zjištěny rozdíly mezi režimy hospodaření, zatímco u jiných skupin, jako jsou blanokřídlí, byly výsledky neprůkazné (Reddersen, 1997; Moreby et al., 1994).

Opět platí, že interakce mezi stanovištěm a specifickými parametry pěstování jsou odpovědné za pozorované odchylky. Například hustota populace chvostoskoků se snížila disturbancí těžkých půd, bez ohledu na způsob hospodaření (Moreby, 1996). Reddersen (1997) zjistil na okraji pole vyšší počet členovců a druhovou bohatost než ve středu pole, ale také, že pokles bohatství fauny byl větší od okraje do středu pole, než u konvenčních polí.

3.5.1 Důsledky obdělávání půdy na jednotlivé skupiny

Studie zabývající se způsoby obdělávání půdy ukázala, že půda podporuje širokou rozmanitost dravých členovců, především z řádu brouků. Z pozorování vyplynulo, že hospodaření v konvenčním systému může ovlivnit přímo schopnost přežití jedinců a zároveň mít nepřímý vliv na změnu stanoviště a dostupnost kořisti. Jedním z příčin je klasická orba, která na jaře vytvoří nepříznivé podmínky pro obsazení pole teplomilnými druhy. (Hance a Gregoire-Wibo, 1987).

Naopak, co se týče delšího časového horizontu, ekologické zemědělské postupy podporují růst plevelných druhů a zachovávají organickou hmotu na povrchu půdy, čímž se zvyšuje výskyt saprofytických druhů, na kterých jsou tyto predátoři závislí. Je nutné zdůraznit, že jednotlivé druhy se mohou lišit ve své reakci v závislosti na jejich druhově specifických vlastnostech. (Holland a Reynolds, 2003).

Ve své studii Holland a Fahrig (2000) zjistili, že poměr jedinců, kteří pozitivně reagovali buď na konvenční, nebo ekologický způsob hospodaření, byl vyvážen a pouhé minimum jedinců rozlišovalo způsoby hospodaření. Je možné, že tento závěr vychází z faktu, že mnozí z pozemních druhů, např. jedinci řádu brouků, jsou poměrně nenároční k prostředí a mají velkou schopnost se adaptovat. Také tyto autoři došli k závěru, že různé druhy mohou reagovat podle jejich fenologie. Z tohoto důvodu změny pěstitelských postupů nemají vliv na celkovou početnost všech druhů v rámci celého řádu, ale co se týče jednotlivých druhů, jsou rozdíly mnohem více patrné. Na základě poznatků se jednoznačně projevilo, že orba se ukázala obecně jako negativní faktor. Naopak zástupci drabčíkovitých (Staphylinidae), kteří se také často nacházejí v orné půdě, byli ve větším počtu nalezeni v systému extenzivního zpracování půdy ve srovnání s podzimní zoranou plochou. Pavouci jsou obvykle hojnější v orné půdě, avšak některé dravé skupiny jsou poměrně citlivé na narušení. Lze očekávat, že pavouci budou snadno kolonizovat konvenční pole, protože dávají přednost homogennímu a komplexnímu prostředí, což konvenční hospodaření splňuje.

3.5.2 Různorodost zemědělských postupů

Zemědělské postupy často působí přímo na krajinné prvky. Týká se to současně osetých ploch polí i jejich okrajů. Ovšem mají také vliv na extenzivní plochy. Ačkoliv intenzifikace v zemědělství vedla k jednotnosti krajiny a sjednocení postupů, jak ji obdělávat, utlumila původní různorodost, a lze to pozorovat v různých prostorových měřítkách, na úrovni ekosystému nebo regionu celkové krajiny (Thenail a Baudry, 2004; Rigdam et al. 1991).

Tento způsob zemědělských postupů odkazuje k pořadí a frekvenci pěstování, v němž je každý druh plodiny zasetý ve stejné oblasti. Postup také vyplývá z různých technických operací provedených na plodinách (včetně travních porostů) nebo na okrajích polí z důvodu různých typů zemědělských technologií (nepřímé efekty existují, a to prostřednictvím změn v podmínkách prostředí) v důsledku pěstitelských postupů, pěstování plodin a střídání plodin. To vytváří časoprostorové narušení při rozdělení zdrojů u rostlin při zvyšování nutriční hodnoty a dostupnosti kořisti u predátorů. (Thenail a Baudry, 2004)

Další vhodnou formou jak zvýšit biodiverzitu v ekosystému, je použití meziplodin. Meziplodiny dnes představují významnou formu pěstování plodin v mnoha částech světa. Výzkumy dokazují, že pěstování meziplodin podporuje biologickou rozmanitost a zvyšuje výnos a kvalitu plodin. Z tohoto důvodu mnoho ekologů a entomologů prosazuje meziplodiny jako ochranu před škůdci běžně pěstovaných zemědělských plodin. Celkově vyšší druhová početnost jedinců byla pozorována v meziplodinách více, než v běžně pěstované monokultuře hlavních plodin. Změny jsou pozorovatelné velmi brzo (vrchol početnosti nastává běžně po 1. měsíci po zasetí). Podobný trend byl zaznamenán v porostech s meziplodinou a podsevem, kde se sezónní trend vyznačuje pomalým nárůstem a následným prudkým poklesem. Druhová bohatost v monokulturách roste během celého vegetačního období, ovšem ne tak rychle a nedosahuje tak patrného rozsahu. Rozmanitost poskytuje dostatečně alternativní kořist pro predátory a ti mohou poté rozšířit svou populaci v porostu před rozšířením škodlivých organismů. Zde je vidět, že je možná chyba, že se vědci zaměřují více na okolní biotopy (například hranice polí, pásy plevelu a systémy bez použití orby). Rozdíl ve struktuře plodin a kulturních praktik, včetně diverzifikace stanovišť a zajištění pokrytí půdy mohou mít vliv na hustotu a složení společenstev (Cai et al., 2010).

3.5.3 Vliv systémů bez použití orby na biodiverzitu

Praktiky ekologického zemědělství mohou zvýšit populace půdních bezobratlých, které jsou v podstatě ovlivněny změnami jejich stanovišť, především strukturou půdy a obsah

organických látek v půdě. Kromě toho, je dobře známo, že zpracování půdy má velký vliv na strukturu půdy a následně ovlivňuje četnost členovců. Jedním z rysů ekologického zemědělství je větší hmotnost biomasy v půdě, která má pozitivní vliv na mnohé druhy, které jsou citlivé na změny v biomase a jejich role je důležitá v zemědělském ekosystému. Jejich absence poté zemědělský ekosystém oslabuje a jsou částečně zodpovědní za degradaci organické hmoty, zpřístupňování živin, které jsou požadované jinými organismy a jsou tímto plně zapojeny do ekologického koloběhu. Pokud se zaměříme na členovce, jejich početnost a biologická rozmanitost byla významně vyšší v systému bez orby v porovnání s konvenčním způsobem. Tyto změny lze pozorovat už po relativně krátké době v řádu desítek měsíců po zavedení těchto systémů. Pozitivním dopadem ekologických systémů jsou posklizňové zbytky, které se poté vyskytují v hojném množství a pomáhají zlepšit podmínky pro půdní organismy v oblasti životního prostředí pro ochranu stanovišť proti vodě, větru, teplotě a vlhkosti půdy a zvyšují množství organických látek jako zdroje potravy (Kladivko, 2001).

Poté se objevují rozdíly v populačním složení jedinců a rozmanitosti mezi těmito dvěma systémy s rozdílným zpracováním půdy a to podporuje zjištění, že různé agronomické postupy mohou mít významný dopad na predátory všestranných jedinců. Půdní fauna je často ovlivněna zpracováním půdy podle klimatických podmínek. Systémy bez použití orby podporují větší diverzitu půdní fauny a v některých případech více hustotu detritivorních jedinců než konvenční systémy se zapojením orby. Ve srovnání tyto systémy s minimalizací orby podporují větší selekci živočichů a vytvoření tří velkých skupin: dravců, detritivorních druhů a býložravců (Stinner a House, 1990).

Takže na základě předchozích poznatků lze říci, že přechod z konvenčního do ekologického systému stimuluje populace půdních organismů a může být prospěšný pro zemědělské ekosystémy. Proto je vhodné podporovat větší biologickou diverzitu a může se tím napodobit struktura přírodních blízkých ekosystémů a potvrdovat, že pozitivní růst diverzity půdních bezobratlých je závislý na systémech zemědělského hospodaření. Z toho vyplývá tedy větší početnost jedinců bezobratlých a rozmanitost vlivem zpracování půdy, a jejich následného hospodaření, ať se jedná o konvenční nebo ekologické hospodaření (Stinner a House, 1990).

Mnohé studie se zabývaly výzkumy, které probíhaly v oblastech s výskytem vegetace ovlivněné zásahy člověka, skládající se převážně z keřů a stromů v oblastech okrajů polí a zjistily, že co se týče výsledků, často nejvyšší počet jedinců byl zaznamenán při snížené intenzitě systému hospodaření a naopak k nejnižší četnosti došlo v rozsáhlém intenzivním hospodářském systému. Naproti tomu, druhová bohatost byla nejnižší v systému extenzivního

hospodaření, přičemž jen nepatrně se lišil v složení fauny od systémů intenzivního. Ovšem největší počet druhů byl zjištěn v kombinaci obou systémů hospodaření. Většina druhů jasně nereaguje na kultivační klasické metody a některé druhy mají tendenci preferovat pole se sníženou intenzitou obdělávání půdy. Pozorované preference všech těchto druhů byly stejné pro larvy i dospělé. U kombinace obou systémů byla druhová bohatost nejvyšší a relativní poměr druhů byl vyrovnaný, což vede k nejvyšším hodnotám diverzity (Kladivko, 2001)

Možné vysvětlení této skutečnosti by mohl být faktor zvýšení hustoty plevelů, nižší množství a intenzita aplikace pesticidů a způsob zpracování půdy. Vzhledem k tomu je plevelný pokryv nejhustší v extenzivních podmínkách s vysokou druhovou bohatostí. Byl však zjištěn opačný efekt. Druhová bohatost byla chudá na zástupce brouků, kteří byli chyceni v porovnání se všemi ostatními na polích ozimé pšenice. Je zde nutné také počítat s významným faktorem klimatických podmínek, kdy se mění zdroje potravy pro některé jedince například z řad brouků (Reddersen, 1997). Snížení intenzity zpracování půdy může podporovat skupiny predátorů a mít velký vliv na jejich kořist (roztoči, chvostokoci). Z toho je patrné, že hustota populací některých taxonů se zvýší, jiní budou klesat v počtu. Může se projevit vliv příznivých klimatických podmínek, kdy významným faktorem je vyšší teplota, která vede k rychlejšímu vývoji vajíček a larev.

Zapojení zemědělských extenzivních postupů podporuje faunu různými způsoby. Druhy využívají snížené používání pesticidů a u mechanického hubení plevelu namísto aplikace herbicidu se předpokládá, že vede k příznivějšímu mikroklimatu na povrchu půdy. Tento efekt může vést k snížení intenzity orby a je zřejmé, že větší dostupnost potravy pro brouky se vyskytuje na nezorané části pole, kde se potenciální kořist vyskytuje v hojnějším počtu. Jsou zde i negativa v systémech zemědělství bez použití hnojiv a pesticidů, která mohou vyústit v řídké porosty plodin, které budou relativně neatraktivní pro mnohé druhy (House a Parmelle, 1985).

3.6 Zachování biodiverzity a stávajících systémů hospodaření

Z mnohých studií vyplynulo, že je možné zintenzivnit zemědělství trvale udržitelným způsobem, aby se zajistily některé ze zbývajících přirozených lokalit, a tím i poskytování environmentálních služeb zemědělství. Zemědělství s sebou samozřejmě nese riziko zjednodušení struktury prostředí na velkých plochách a nahrazení přírodní diverzity (Andow, 1983).

Více než zemědělská intenzifikace, má negativní důsledky snížení biologické rozmanitosti a zvýšení eroze půdy, které vede ke snížení počtu druhů (Hooper et al., 2005) a narušení relativní četnosti (snížení vyrovnanosti druhů) (Crowder a Jabbour, 2014).

Pro zachování biologické rovnováhy je důležité pochopit vztahy mezi intenzifikací zemědělství a biologickou rozmanitostí. Zachováním přirozených stanovišť v zemědělské krajině lze zachovat původní druhy a snížit účinky intenzifikace na biodiverzitu. Bylo zjištěno, že ekologické systémy řízení měly pozitivní dopady na četnost a diverzitu sledovaných skupin, zatímco u konvenčně řízených systémů prospěch nebyl sledován u všech skupin. Například u brouků živících se zrním, byla prokázána pozitivní spojitost se stanovišti na ekologických farmách a negativní s používáním pesticidů (Trichard et al., 2013).

Barták et al. (2008b) zjistili, že intenzifikace může být ve skutečnosti odpovědná za výskyt ohnisek škůdců běžných v monokulturách. Nicméně, tato hypotéza neplatí pro všechny případy, účinky závisí na organismu (Grez et al., 1995). Tento jev lze pozorovat u ohnisek škůdců, kde raná aplikace insekticidů může zabít přirozené nepřátele a véde k epidemii škůdců v pozdějším období, kteří získali výhodu díky intenzifikaci zemědělství. Pesticidy mohou také narušit období časového překrývání mezi škůdci a jejich přirozenými nepřáteli.

Při porovnání konvenčního a ekologického zemědělství se proto doporučuje zkombinovat účinky intenzifikace na škůdce. Například, mšice bývají hojnější v konvenčních polích kvůli vyšší kvalitě a rychlejšímu růstu, zatímco roztoči a ploštice mají tendenci se více vyskytovat v ekologických polích (Hole et al., 2005).

3.6.1 Změna systému hospodaření

Jedna z možností, jak rozšířit biologickou rozmanitost do zemědělských monokultur, je tvorba vegetačně různorodých polí a osídlených přechodů, které mohou sloužit jako biologické koridory umožňující pohyb a přenos užitečných druhů členovců přispívající k větší diverzitě (Fry, 1994). Je možné při pěstování plodin více využívat ekosystémů přirozených okrajů polí, které mohou fungovat jako útočiště pro přirozené predátory škůdců plodin. Výsledkem mnoha zkoumání je, že pokud jsou pole lemována okraji s divoce rostoucí vegetací, je zde vyšší přirozený výskyt predátorů, a to přispívá nejen k efektivnější přirozené bio kontrole a menším nákladům, ale i pozitivně se zvětšuje biologická rozmanitost v agroekosystému. Stanoviště, která jsou na okrajích polí, mohou poskytnout více potravinových zdrojů a mohou sloužit také jako místo pro přezimování některých druhů.

Údaje ukazují, že mnoho polyfágních predátorů vykazuje mnohem vyšší hustotu v těsné blízkosti okrajů polí. Podobné údaje byly pozorovány u střevlíkovitých (Carabidae), kdy predátoři se vyskytovali ve vyšším počtu u širokořádkových plodin. Vzdálenost, při které predátoři pronikají z okrajů do středu polí, by se mohla stát základem pro optimální rozstup mezi jednotlivými poli v monokulturách.

3.7 Konektivita v krajině

Jednou z předností ekologického hospodaření je částečné zachování přirozených biokoridorů, které jsou důležitou součástí diverzity členovců v krajině. Propojenost jednotlivých ekosystémů napomáhá k většímu přístupu k potravě a rozprostření populace do celé šíře ekosystému. Tyto účinky biokoridorů mohou napomoci k určení délky, šířky a vzdálenosti potřebných k zajištění funkční biologické rozmanitosti v konkrétním ekosystému. V praxi mohou okraje polí sloužit jako komplex cest spojujících stanoviště, což by vedlo k rozptýlení přirozených predátorů a stabilizovalo populaci škůdců. Ve své studii Gering, Crist, a Veech (2003) zjistili, že obecná diverzita mezi jednotlivými stanovišti se o mnoho neliší, zato diverzita v rámci taxonů byla vyšší u více než poloviny zkoumaných skupin členovců. U polí s nízkou intenzitou hospodaření byla zjištěna větší rozmanitost členovců žijících na povrchu než u intenzivních systémů. Z toho vyplývá, že podpora rozmanitosti na úrovni skupin je vhodným doplňkem pro hospodaření na regionální úrovni jednotlivých ekosystémů.

3.7.1 Pohyb členovců v krajině

Diverzita členovců v krajině se zvyšuje s jejich pohybem, který je ovlivněn působením člověka. Pro posílení diverzity je vhodné začlenit při hospodaření tvorbu biokoridorů, které na pohyb jedinců v krajině pozitivně působí. Jednotlivé biokoridory působí na druhy různě. V důsledku se pohyby členovců v rámci pole nebo sousedních stanovišť mohou lišit podle jednotlivých oblastí, nebo v průběhu sezóny. Mobilita létajících členovců je ovlivněna výškou vegetace, jako jsou pásy nízké vegetace a jiné plodiny, které mohou působit jako překážky pohybu hmyzu (Bhar a Fahrig, 1998). Zde je vhodné zmínit velkou roli blízkosti lesa, který tvoří přirozenou bariéru mezi poli a na okrajích sousedících s lesem, dochází obecně k největší migraci jedinců a je zde přirozeně největší diverzita, díky tomu, že se zde mísí dvě často odlišná společenstva a to polních druhů, které se vyskytují převážně v lesním porostu. Z tohoto důvodu je nutné omezit intenzivní zemědělské postupy, které tyto okraje zmenšují, a je

třeba najít kompromis mezi intenzivním hospodářským systémem, jehož prvotním cílem je zisk a zachování přírodního podílu biodiverzity vázané na konkrétní místo.

Maisonhaute (2010) tvrdí, že například množství jedinců na okrajích polí závisí na zvýšení konektivity krajiny v polovině sezóny, kdy je vegetace dobře vyvinutá. Lesní migrace druhů v závisí na průchodnosti koridorů na jaře v důsledku použití dobře vyvinutých ozimých obilovin, jejichž prostřednictvím se mohou rozptýlit. V zemědělské krajině lze pozorovat střídání špatného a dobrého období, například při hospodaření s travními porosty se střídá s opuštěním, takže vegetace trpí procesy sekundární sukcese. Předvídatelné sekvence rostlinné výroby a střídání plodin mohou také vést k autokorelaci narušení a zmizení stanoviště. Pro druhy, které jsou závislé na stanovišti, zejména jako místem pro reprodukci, je to velmi důležité.

Pohyb jedinců je samozřejmě dán systémem hospodaření a závisí na propojení jednotlivých stanovišť (Purvis a Fadl, 1996). U dospělců následuje po zavedení systému široký rozptyl jedinců v rámci celé krajiny. Zejména na podzim zaseté plodiny (pšenice a ječmen) jsou častým útočištěm jedinců, zatímco na jaře zaseté plodiny (kukuřice) jsou útočištěm pro jedince později v sezóně. U obou systémů tyto potenciální role mohou kolísat v průběhu sezóny. Zdá se, že porosty nízké vegetace hrají důležitou roli v druhé části sezóny, pokud jsou v dostatečné blízkosti polí. Zemědělská krajina je předmětem rychlé dynamiky v rámci jednoho roku nebo období, s kterou se jednotlivci musí vyrovnat.

3.8 Zemědělství a biodiverzita přírodního ekosystému.

Pro prozkoumání zemědělských ekosystémů je třeba se zaměřit na prostorově užší diverzitu než je ta na úrovni krajiny. Diverzita na úrovni stanovišť je specifická. To se odráží v rozmanitosti jednotlivých skupin na různých úrovních. U chvostoskoků nebyl pozorován velký rozdíl v diverzitě mezi stanovišti, ale například u pavouků byla zjištěna vyšší diverzita na úrovni druhů. U střevlíkovitých, kteří jsou náchylní ke změně stanoviště, je rozdíl mezi stanovišti velký. Pouze masožraví střevlíci měli významně vyšší druhovou početnost na zemědělských plochách. Tato skupina obecně dosahuje vysoké druhové početnosti v oblastech bohatých na ornou půdu a v kontextu krajiny v závislosti na počtu druhů i na druhu stanovišť se může diverzita zvyšovat. Ve více studiích byl zjištěn fakt, že méně hojný druh může přetrvávat pouze tehdy, když místo poskytuje zvláštní podmínky nebo zůstane neporušené. Proto se zde mohou odrážet rozdíly v druhovém složení v místních podmínkách a

rozmanitosti a mohou být aplikovány různé režimy hospodaření z v rámci jednoho nebo více stanovišť (Tschardtke, 2005).

Ve výsledku se ukázalo, že je větší rozmanitost členovců v prostoru polí i oblastech okrajů polí, kde jsou vstupy do systému nižší. Například vyšší rozmanitost mravenců v travních porostech může být přičítána strmějším svahům, které mají za následek více heterogenního mikroklimatu a půdních podmínek. Na mnohé členovce působí také ostatní fyzikální faktory dlouhodobého rázu, jako jsou sluneční záření a vlastnosti půdy. Ty jsou důležitými faktory pro populace pozemních jedinců, zejména zástupců evropských druhů mravenců a jedinců řádů brouků, kteří mnohdy preferují teplé a suché stanoviště. A například diverzita a rozmanitost populace chvostoskoků může být pozitivně ovlivněna nižší intenzitou hospodaření například v případě, kdy je v okolí vyšší procento lesů. Na dříve zjištěných příkladech se potvrdil předpoklad, že je zde pozitivní dopad přirozených hranic mezi jednotlivými ekosystémy na početnost těchto jedinců. Chvostoskoci preferují více heterogenní krajinu a jejich výskyt je nejrozmanitější v oblastech bohatých na lesní porosty a jejich diverzita se pozitivně odráží v místech s různorodou vegetací. Faktor heterogenní krajiny se pozitivně projevuje také u ostatních druhů, zejména u létavého hmyzu a dravých jedinců (Sousa et al., 2006).

Při hodnocení je nutné také dbát na okolní vlivy. Výsledky jsou často zkreslovány nevhodným výběrem stanoviště s ohledem na klimatické podmínky. Stanoviště s nízkým zemědělským potenciálem jsou zpravidla umístěna ve vyšších nadmořských výškách a na strmějších svazích, což vede k vyšším kontrastům v mikroklimatických podmínkách, a následným rozdílům ve studiích. Výsledky poté naznačují, že regionální rozmanitost členovců mohou souviset se zemědělským potenciálem lokalit (Vasseur et al., 2013). Z toho plyne, že je patrná nutnost rozmanitosti krajinných prvků a propojenost prostorového uspořádání, které přispívá následně k větší biodiverzitě. Co se týče krajinné ekologie, stále přetrvává rozdělení zemědělské krajiny na přírodní nebo přírodě blízká stanoviště. Tento jednoduchý způsob rozdělení často opomíjí zemědělskou heterogenitu a způsoby řízení populací, které jsou následně zasaženy intenzivním způsobem hospodaření a mnohé druhy mají v tomto homogenním prostředí omezené prostředky pro přežití. Intenzivní systémy přispívají k celosvětové propojenosti krajiny a mění se v průběhu ročních období a let. Průchodnost krajinou závisí na mnoha faktorech. Celková prostupnost přes malé průchody se může lišit v závislosti na hustotě porostu, orientaci řad plodin, zbytcích plodin na zemi, nebo drsnost půdy. Zde je důležitá velikost jedinců a schopnost jejich migrace. A konečně, chování jedinců závisí na propojení okrajů nebo relativní koncentraci zdrojů v sousedních koridorech.

Tyto zdroje jsou významným faktorem v rámci získávání potravy. Všechny tyto faktory jsou částečně způsobeny intenzifikací systémů a sjednocení krajiny. Jejich význam kolísá s rozsahem intenzifikace daného prostoru.

Bylo zjištěno, že rychlé kladné reakce na zemědělská opatření znamenají menší náklady (Hole et al., 2005). U skupin, které lze považovat za dominantní (chvostokoci a dvoukřídli) byly počty o 20 % bohatší v ekologických oblastech než v konvenčních oblastech. Vyšší četnost těchto skupin a šíření v ekologických oblastech by pravděpodobně mohla mít za následek výskyt v oblasti většího pokryvu rostlin, které jsou opylovány hmyzem. Několik dalších studií také ukázalo, že systémy ekologického hospodaření zvýšily početnost členovců, ale ne rozmanitost (Kromp, 1999). Na základě menší fragmentace krajiny, kdy například remízky a ostatní nízká vegetace byla odstraněna pro zvětšení velikosti pole a usnadnění pěstování, byl zaznamenán pokles populace členovců, který byl spojen se snížením krajinné heterogenity (Weibull et al., 2000).

3.9 Přejchod pole a lesa a jeho vliv na polní ekosystémy

Důležitým prvkem v zemědělské krajině je přítomnost lesních ekosystémů, které ovlivňují okolní polní ekosystémy. Největší vliv na biodiverzitu na těchto přechodech má struktura dřevinné skladby, která následně ovlivňuje strukturální složky životního prostředí půdy a vegetační vrstvy, což vede k propojení všech složek (Laganière et al., 2008). Jednotlivé druhy, zvláště vyskytující se na intenzivně monokulturních porostech, jsou poměrně stejnorodé z hlediska struktury biotopů a biotických společenstev. Biodiverzita členovců je pozitivně spojena se zvýšenou heterogenitou krajiny, která je na těchto plochách největší, protože zde dochází k největším změnám ve struktuře porostu.

Kromě toho, mnohé výsledky naznačují, že další faktory, jako umístění a složení porostu mají významný vliv na shromáždění jednotlivých druhů členovců. Druhová bohatost mezi stanovišti také záleží na druhu a struktuře porostu (Cardoso et al., 2011). Celkově lze říci, že smíšené lesy a monokultury mají podobný počet druhů a relativní výskyt druhů s konkrétními stanovišti a jejich vliv na návazné ekosystémy je podobný.

Bylo zjištěno, že vliv lesní vegetace na populaci členovců je pouze z pohledu, zda les je smíšený nebo monokultura. Vliv druhového složení lesa na druhovou početnost v lesních přechodech už nehraje tak významnou roli. Někteří jedinci, například chvostokoci se často vyskytují v oblastech s rychlým rozkladem biomasy a tudíž mají vysokou četnost výskytu na přechodech z listnatých lesů do polí. Je pravděpodobné, že podíl listnatých stromů, jakožto i

jejich rozložení v ekosystému ovlivní četnost členovců v daném prostoru a v oblastech na ně navazujících (Ziesche a Roth, 2007).

Je ovšem nutné říci, že tvrzení, že neřízené lesy a na ně návazné okraje polí obecně jsou schopny hostit více druhů než obhospodařované lesy, se nevztahuje na všechny druhy (například na pozemní druhy brouků). Často se ukázalo, že počty druhů a jedinců nejsou tak odlišné mezi původními a řízenými lesy, jak se očekávalo. Vliv lesa na okolní krajinu byl pak závislý na vzdálenosti od pole a velikosti vegetačního pásu na okraji pole. Obecně byly průměrné hodnoty v původních lokalitách vyrovnané, ale ne výrazně nižší než v hospodářských lesích. Ovšem stále je nutné podotknout, že druhy, které jsou vzácné a ohrožené ve střední Evropě, byly hojnější v extenzivně vedených ekosystémech. Ve většině případů byl na extenzivních přechodech velký výskyt zástupců pozemních členovců. Druhová rozmanitost u jedinců se významně nelišila v rámci jednotlivých taxonů. Počet lesních druhů, které se pohybovaly i na okraji, byl nicméně významně nižší v nízkých porostech, zatímco jedinci vyskytující se v obou systémech, měli signifikantně vyšší početnost ve vysokém porostu a na stromech (Magura et al., 2000).

Je třeba také zmínit bylinný pokryv, který je nedílnou součástí přechodů mezi polem a lesy a vlastně vytváří okraje polí. Důležité je zde obnovování těchto okrajů, které souvisí s intenzitou hospodaření na poli. Pokud je intenzita vysoká, vegetace na okrajích se často mění a jednotlivé populace nedosahují velkých počtů vzhledem k časté nutnosti migrace. Také záleží na celkové otevřenosti stanoviště. U více otevřených ploch je nejdříve zaznamenán výskyt větších jedinců, kteří poté zabrání větší migraci ostatních jedinců a diverzita na těchto plochách klesá. Podle mnohých zjištění se často považuje bylinný pokryv jako jeden z hlavních faktorů, které ovlivňují početnost jedinců a zejména dravců. Ovšem doposud žádná studie z dosud provedených nenašla významný vliv bylinného pokryvu na celkovou početnost (Koivula et al., 2002). Vztah mezi otevřeným stanovištěm a bylinným pokryvem a jeho vliv na diverzitu pozemních jedinců byl zaznamenán, ale nebyl na rozdíl od zástupců motýlů (Lepidoptera), dlouhodobě významný. Také se ukázalo, že v prostředí relativně homogenních podmínek, stáří porostu nebyl jediný klíčový faktor ovlivňující výskyt jedinců epigeických členovců. Ve výsledku, skupiny členovců byly významně ovlivněny celou řadou faktorů ve stejném prostředí. Například, výskyt predátorů byl významně ovlivněn nejvyšším počtem faktorů, což naznačuje výraznější územní a environmentální specializaci, než jiných skupin. U starších porostů, zatímco druhové spektrum jednotlivých skupin členovců se změnilo, obecné rozdíly v jejich druhové rozmanitosti mezi porosty nebyly významné. Přestože intenzivně řízené polní kultury jsou považovány za druhově chudé, lze je přiblížit přírodním stanovištím

konstrukčními zásahy (například otevření porostů do polí, zvýšení mozaikovitého charakteru) může pomoci vytvořit větší dostupnost stanovišť pro mnoho epigeických členovců.

3.10 Následky zemědělských postupů na členovce

Dopady zemědělských systémů na skupiny členovců jsou různé. V intenzivních systémech s použitím orby mají i jiné důsledky. Existují určité důkazy, že velikost jedince může být ovlivněna interakcí větších jedinců s menšími. To může být důsledkem jejich schopnosti rozptýlení a rychlého přesunu z pole jako následek orby, což se projeví jako větší schopnost přežít. Zde se projevuje vliv konvenčního systému hospodaření a klasických zemědělských postupů. Díky přírodě šetrným postupům nejsou dopady ekologického zemědělství tak patrné na populacích členovců, jako ty, které jsou zasaženy technikami konvenčního hospodaření. Důsledkem orby dochází k narušení a změny jsou již patrné po velmi krátké době. Ale i tyto poměrně drastické zásahy mohou mít pozitivní vliv na určité druhy, které jsou schopny se přizpůsobit a získávají tím konkurenční výhodu oproti ostatním. Ovšem jsou zde i další zásahy, které zasahují do životního cyklu, jako je doba kultivace, která je také důležitá, protože ovlivní životní pochody členovců. Ovšem tento jev probíhá v delším časovém horizontu a výsledky nejsou okamžité a mohou být patrné po více generacích. Nicméně, bylo prokázáno, že některé druhy projevily velkou toleranci vůči konvenčním zemědělským postupům díky vypěstované rezistenci (Baguette et al., 1997). Také je nutné podotknout, že v prostoru střední Evropy hraje v zemědělství celá řada faktorů, jako jsou klimatické a půdní podmínky, které rozdíl mezi konvenčním a ekologickým hospodařením snižují.

4 Materiál a metodika

Hypotéza byla testována na základě velké řady odběrů uskutečněných v celé škále agroekosystémů severní a jižní Moravy v letech 2008-2011.

Diverzita byla zjištěna na základě odběrů a poté vyhodnocena pomocí statistického programu Canoco a indexů diverzity. Stanoviště byla charakterizována z hlediska klimatického, půdního, zemědělského. Odběry na jižní Moravě byly prováděny od května (v roce 2010 od června) do října. V roce 2008 byl provedeno celkem 21 odběrů. V roce 2009 celkem 23 odběrů. V roce 2010 celkem 21 odběrů a v roce 2011 celkem 19 odběrů. Odběry na severní Moravě byly prováděny od května, resp. od června v roce 2010 a 2011 do října. V

roce 2008 bylo provedeno celkem 48 odběrů. V roce 2009 celkem 30 odběrů. V roce 2010 celkem 33 odběrů a v roce 2011 celkem 33 odběrů.

4.1 Charakteristika jednotlivých stanovišť

Oblast severní Morava

Lokalita 1 Kelč (Zlínský kraj, okres Vsetín) – semenářský porost kostřavy luční odrůda Rožnovská -Konvenční systém obhospodařování s použitím pesticidů a průmyslových hnojiv s délkou hospodaření více než 5 let.

Dlouhodobá průměrná roční teplota 8,4°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 693,2 mm.

Charakteristika půdy: hnědá, jílovitohlinitá půda, pH - 6,7, hloubka ornice - 30 cm, obsah živin: P -70mg.kg⁻¹, K-182 mg.kg⁻¹, Mg -300 mg.kg⁻¹, Ca-3106 mg mg.kg⁻¹.

Topografické údaje: N 49°28'00,4" E 17°50'17,8". Nadmořská výška je 320 m.

Lapák instalován od 5.5. – 22.9.2008, 29.4. – 25.9.2009, 10.5. – 14.10.2010, 13.5 – 17.10.2011

Lokalita 2 Horní Lideč (Zlínský kraj, okres Vsetín) – semenářský porost kostřavy luční odrůda Rožnovská - Ekologický systém hospodaření s využitím statkových hnojiv bez použití pesticidů s délkou hospodaření již více jak 3 roky. Dlouhodobá průměrná roční teplota 8,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 763,3 mm. Charakteristika půdy: hlinitá půda, půdní typ hnědá slabě oglejená, pH - 6,1, hloubka ornice - 25 cm, obsah živin: P - 183 mg.kg⁻¹, K - 38 mg.kg⁻¹, Mg - 261 mg.kg⁻¹, Ca - 2250 mg mg.kg⁻¹

Topografické údaje: N 49°10'16,3" E 18°03'47,4". Nadmořská výška je 459 m.

Lapák instalován od 5.5. – 15.10.2008

Lokalita 3 – Střítež nad Bečvou (Zlínský kraj, okres Vsetín) – louka využitá pro sklizeň sena a senáže - Ekologický systém hospodaření, kde nejsou zařazena hnojiva ani pesticidy. Louka se sklízí za rok 2 - 3krát s délkou hospodaření více jak 10 let. Dlouhodobá průměrná roční teplota 7,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 864,5 mm. Topografické údaje:N 49°27'14,7" E 18°02'43,5". Nadmořská výška je 390 m. Charakteristika půdy: střední typ půdy, pH - 5,3, hloubka ornice - 15 cm, obsah živin: P - 14 mg.kg⁻¹, K - 75 mg.kg⁻¹, Mg - 180 mg.kg⁻¹, Ca - 2030 mg.kg⁻¹

Lapák instalován od 25.4. – 12.9.2008, 29.4. – 23.9.2009, 30.4. – 14.10.2010, 11.5. – 17.10.2011

Lokalita 4 – Střítež nad Bečvou – mulčovaná louka - Ekologický systém hospodaření s mulčováním a ponechání hmoty z trvalého travního porostu na stanovišti. V systému nejsou zařazena hnojiva ani pesticidy. Louka se mulčuje 2 krát za rok po dobu 3 let. Dlouhodobá průměrná roční teplota 7,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 864,5 mm. Topografické údaje: N 49°27'14,683“ E 18°02'36,693“. Nadmořská výška je 407 m. Charakteristika půdy: střední půda zamokřená, pH - 5,3, hloubka ornice - 15 cm, obsah živin: P - 14 mg.kg⁻¹, K - 75 mg.kg⁻¹, Mg -180 mg.kg⁻¹

Lapák instalován od 25.4. – 12.9.2008, 29.4. – 23.9.2009, 30.4. – 14.10.2010, 11.5. – 17.10.2011

Lokalita 5 – Hustopeče nad Bečvou (Olomoucký kraj, okres Přerov) – spontánní úhor

Ekologický systém. Z hlediska způsobu obhospodařování se jedná o spontánní úhor, dříve byla louka využívána pro sklizeň sena. Na stanovišti se neprovádí žádné ošetřování. Tento systém přetrvává více jak 10 let. Dlouhodobá průměrná roční teplota 7,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 864,5 mm. Topografické údaje: N 49°30'59,7“ E 17°53'36,1“, Nadmořská výška je 281 m.

Charakteristika půdy: půdní typ podle vlhkostních podmínek – výsušná půda, pH – 4,02, hloubka ornice – 20 cm, obsah základních živin P – 27 mg.kg⁻¹, K – 179 mg.kg⁻¹, Mg – 63 mg.kg⁻¹, Ca – 524 mg.kg⁻¹

Lapák instalován od 30.4. – 14.10.2010, 13.5. – 18.10.2011

Lokalita 6 – Zubří (u stanice) (Zlínský kraj, okres Vsetín) – nový zásev kostřavy červené a trojštětu žlutavého

- Konvenční systém pěstování trávy na semeno s použitím pesticidů a průmyslových hnojiv. V roce 2007 tento systém 1. rokem. Dlouhodobá průměrná roční teplota 7,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 864,5 mm. Topografické údaje: N 49°27'47,8“ E 18°04'50,1“. Nadmořská výška je 348 m, půdní druh písčitohlinitá půda, Charakteristika půdy: půdní typ nivní půdy glejové, pH – 4,64 hloubka ornice – 25 cm, obsah základních živin P – 30 mg.kg⁻¹, K – 152 mg.kg⁻¹, Mg – 94 mg.kg⁻¹, Ca – 1498 Mg.kg⁻¹

Lapák instalován od 14.4. – 25.9.2008, 28.4. – 28.7.2009, 28.4. – 20.10.2010, 12.5. – 18.10.2011

Lokalita 7 – Zubří (nad alejí) – nový zásev kostřavy červené a trojštětu žlutého

- Konvenční systém pěstování trávy na semeno s použitím pesticidů a průmyslových hnojiv. V

roce 2007 tento systém 1. rokem. Dlouhodobá průměrná roční teplota 7,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 864,5 mm. Topografické údaje: N 49°27'59,3" E 18°04'43,2". Nadmořská výška je 360 m. Charakteristika půdy: půdní druh hlinitá půda, půdní typ hnědozem ilimerizovaná, pH – 4,24 hloubka ornice – 20 cm, obsah základních živin P – 33 mg.kg⁻¹, K – 161 mg.kg⁻¹, Mg – 70 mg.kg⁻¹

Lapák instalován od 14.4. – 30.9.2008, 28.4. – 28.6.2009, 28.4. – 20.10.2010, 12.5. – 18.10.2011

Lokalita 10 – trávnickový porost Zubří (U stanice) Konvenční systém s použitím pesticidů a hnojiv. Pěstování trávy na semeno s několika ročními sečemi v 3. roce hospodaření

Dlouhodobá průměrná roční teplota 7,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 864,5 mm. Topografické údaje: N 49°27'47,0" E 18°04'53,6". Nadmořská výška je 349 m. Charakteristika půdy: písčitohlinitá půda, půdní typ nivní půdy glejové (půdní podmínky, pH – 4,64 hloubka ornice – 25 cm, obsah základních živin P – 30 mg.kg⁻¹, K – 152 mg.kg⁻¹, Mg – 94 mg.kg⁻¹, Ca – 1,498%

Lapák instalován od 22.5. – 22.10.2008, 28.4. – 28.6.2009, 28.4. – 20.10.2010, 28.4. – 18.10.2011

Lokalita 11 – Zubří (Nad Kuřínem) – spontánní úhor - Ekologické hospodaření, dříve byla louka využívaná pro sklizeň sena po dobu 6 let. Dlouhodobá průměrná roční teplota 7,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 864,5 mm. Topografické údaje: N 49°28'44,5" E 18°04'52,7". Nadmořská výška je 404 m. Půdní typ podle vlhkostních podmínek – výsušná půda, pH – 4,02, hloubka ornice – 20 cm, obsah základních živin P – 27 mg.kg⁻¹, K – 179 mg.kg⁻¹, Mg – 63 mg.kg⁻¹, Ca – 524 mg.kg⁻¹

Lapák instalován od 25.4. – 26.9.2008, 30.4. – 23.9.2009

Lokalita 12 Zubří (Kučoviska) – Psárka luční - ekologické semenářství

Ekologický systém hospodaření s využitím statkových hnojiv a kompostu bez použití pesticidů. Tento systém hospodaření na stanovišti převládá 4 roky. Dlouhodobá průměrná roční teplota 7,7°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 660 mm. Topografické údaje: N 49°28'06,6" E 18°04'17,4". Nadmořská výška je 362 m. Půdní druh písčitohlinitá půda, (půdní podmínky, pH – 5,39, hloubka ornice – 15 cm, obsah základních živin P – 36 mg.kg⁻¹, K – 112 mg.kg⁻¹, Mg – 167 mg.kg⁻¹, Ca (%) – 1,419

Lapák instalován od 12.5. - 18.10.1011

Lokalita 13 Lhotka u Litultovic (kraj Moravskoslezský, okres Opava) – semenářský porost - jilek jednoletý

Ekologický systém hospodaření s využitím statkových hnojiv bez použití pesticidů. Tento systém hospodaření na stanovišti převládá 3 roky. Dlouhodobá průměrná roční teplota na 10,5°C, dlouhodobý roční úhrn srážek 571,9 mm. Topografické údaje: N 49°52'41,2" E 17°43'49,3". Nadmořská výška je 451 m. Půdní druh hlinitopísčité půda, (půdní podmínky, pH – 5,7, hloubka ornice – 18 cm, obsah základních živin P – 57 mg.kg⁻¹, K – 201 mg.kg⁻¹, Mg – 110 mg.kg⁻¹

Lapák instalován od 24.5. – 19.10.2010

Jižní Morava

Lokalita 1 – Sedlec (Jihomoravský kraj, okres Břeclav – semenářský porost vojtěšky v ekologickém zemědělství

Dlouhodobě ekologicky pěstovaná vojtěška bez využití hnojiv a pesticidů. Dlouhodobá roční průměrná teplota je 9,2 °C a dlouhodobý roční úhrn 479,7 mm. Nadmořská výška je 187 m. Druh půdy: degradovaná černozem s pH – 7,2 a s podílem humusu 2,6 %, hloubka ornice je 25 cm. Obsah základních živin není znám.

Lapák instalován od 28.6. – 27.7. 2010

Lokalita 2 – Hustopeče – semenářský porost vojtěšky v klasickém zemědělství

Lokalita s konvenčním způsobem obhospodařování, kde je prvním rokem pěstovaná semenná vojtěška. Využívají se různé druhy pesticidů. Dlouhodobá průměrná roční teplota je 9,2° C a dlouhodobý roční úhrn srážek je 545 mm. Topografické údaje: N 48°57'39"; E16°41'49".

Nadmořská výška je 240 m. Půdní typ je černozem, půdní druh je hlinitá půda (půdní podmínky, pH – 7,52, podíl humusu – 2,2 %, hloubka ornice – 45 cm, obsah základních živin (Ca, K, P, Mg) – Ca 63,35, K 305, P 64, Mg 453.

Lapák instalován - 28.4.2008 - 1.10.2008, 21.4. – 19.5. 2009

, 28.6. – 27.7. 2010 , 1 – 2.5. – 30.5. 2011

Lokalita 3 – Žabčice (Jihomoravský kraj, okres Brno venkov) – různé technologie zpracování půdy

Vojtěška na sledované lokalitě je pěstována v sedmihonném osevním postupu běžným intenzivním způsobem. Dlouhodobá průměrná roční teplota je 9,2 °C a dlouhodobý roční úhrn srážek je 480 mm. Topografické údaje: N 49°01'; E 16°16'. Nadmořská výška je 179 m.

Půdní druh jílovitohlinitá, půdní typ fluvizem glejová – FMG s pH – 6,7 a s podílem humusu 2,5%, hloubka ornice je 25 cm. Obsah základních živin (Ca, K, P, Mg) není znám.

Lapák instalován - 28.4.2008 - 1.10.2008, 21.4. – 19.5. 2009, 28.6. – 27.7. 2010, 28.6. – 27.7. 2010, 1 – 2.5. – 30.5. 2011

Lokalita 4 - Žabčice (Jihomoravský kraj, okres Brno venkov) -minimální orba

Vojtěška na sledované lokalitě je pěstována intenzivním způsobem s minimalizací orby.

Dlouhodobá průměrná roční teplota je 9,2 °C a dlouhodobý roční úhrn srážek je 480 mm.

Topografické údaje: N 49°01'; E 16°16'. Nadmořská výška je 179 m. Půdní druh

jílovitohlinitá, půdní typ fluvizem glejová – FMG s pH – 6,7 a s podílem humusu 2,5%, hloubka ornice je 25 cm. Obsah základních živin (Ca, K, P, Mg) není znám.

Lapák instalován - 28.4.2008 - 1.10.2008, 21.4. – 19.5. 2009, 28.6. – 27.7. 2010, 1 – 2.5. – 30.5. 2011

Lokalita 5 – Březí – semenářský porost vojtěšky v ekologickém zemědělství

Ekologicky pěstovaná vojtěška bez využití hnojiv a bez použití jakýchkoliv pesticidů.

Průměrná je 9,2 ° a roční úhrn srážek byl 479,7 mm.

Topografické údaje: N 48°48'39.372"; E 16°33'3.396". Nadmořská výška je 190 m. Půdní druh: degradovaná černozem s pH – 7,2 a s podílem humusu 2,6%, hloubka ornice je 25 cm.

Obsah základních živin (Ca, K, P, Mg) je dobrý.

Lapák instalován - 28.4.2008 - 1.10.2008, 21.4. – 19.5. 2009, 1 – 2.5. – 30.5. 2010

4.2 Metody odběrů

Pomocí emergentních lapáků byl v letech 2008 - 2011 proveden sběr členovců od května do října na všech vybraných stanovištích.

Odběry byly prováděny pomocí metody emergentních lapáků, které spojují přednosti metod odlišujících autochtonní druhy (jako jsou např. odběry půdních vzorků) a metod umožňujících velmi detailní taxonomické rozlišení (jako jsou např. žluté misky s vodou). Emergentní lapáky zachycují jen autochtonní druhy, tj. druhy, které uzavřely vývojový cyklus na ploše omezené lapákem, jen některé druhy (např. střevlíkovitých brouků či drabčků) mohou pod lapák proniknout z okolí půdním prostředím a jsou tedy vhodné pro odběry prováděné na pomezích stanovišť s odlišnou vegetací. Díky této metodě je možné určit

jedince až na úroveň druhů. Další výhodou je možnost dlouhodobé instalace, a tedy výsledky odběrů jsou statisticky průkaznější.

Emergentní lapáky (příloha č. 39): V obou lokalitách byly použity emergentní pasti se čtyřúhelným tvarem pyramidy. Emergentní lapáky se skládají z látkového trychtýře o základně 1 m² a ze sběrné hlavy v podobě 1 litrové polyetylenové láhve naplněné až po okraj 70% etylalkoholem. Lapáky se umístí na stanovišti tak, aby hlava směřovala k jihozápadu a plocha pod ním reprezentovala průměrné složení stanoviště. Hlava se umístí na dřevěný kůl a látkový trychtýř se napne do čtvercové podoby. Hlava se připevní jedním provázkem kolmo na podélnou osu lapáku kolíkem (jako stanový provaz). Kolem obvodu lapáku byla vykopána malá stroužka, do níž byla zapuštěna spodní stěna lapáku (ne hluboko, jen aby zvenku do lapáku nemohlo nic vlézt), přikolíkovaná (obvykle je třeba 8 malých klacíků) a lehce zahrnuta zeminou (pokud hrozí třeba silné větry, můžeme mezi kolíčky v rozích a lapák umístit menší kameny). Lapák byl v porostu umístěn po celou dobu vegetační sezóny. Při každém odběru vzorku z lapáku byla vyčištěna jeho hlava od případných nečistot, pavučin apod. Lapák byl přemístěn na jiné místo těsně vedle stávajících pozic. Sběrné hlavy byly měněny každý měsíc za nové a nasbírané vzorky byly skladovány v mrazících boxech při -20°C. (Barták et al., 2008a).

Kvantitativní synekologické hodnocení bylo prováděno metodou indexů diverzity. Jedinci byli určeni na úrovni řádů a vyhodnoceni pomocí mikroskopu v laboratoři. Za tím účelem byl veškerý materiál členovců ze všech vzorků z emergentních lapáků vyhodnocen metodou morfodruhů. Metoda morfodruhů zcela postačí pro kvantitativní analýzy a navíc je proveditelná na základě běžných znalostí taxonomie. Jedná se o rozlišení odchyceného materiálu do „druhů“ na základě jejich podobnosti. Chyba, která tímto vznikne, je zanedbatelná, protože je stejná u všech hodnocených a srovnávaných vzorků.

4.3 Metodika zpracování vzorků

Vzorky byly vyhodnoceny kvantitativními synekologickými metodami. Vzorky byly rozděleny do řádů z důvodu přesnějších výsledků.

Byly hodnoceny každý zvlášť, pomocí binolupy. Výsledky byly následně zpracovány v MS Excel za použití kvantitativních analýz. U každého vzorku se vyhodnotily indexy kvantitativní synekologické analýzy, jako jsou indexy diverzity a druhové pestrosti a poté se porovnaly hodnoty dosažené na jednotlivých srovnávaných variantách (porovnání

konvenčního a ekologického způsobu hospodaření). Indexy diverzity a druhové pestrosti zde byly hodnoceny na úrovni řádů.

Pro výpočty diverzity byly aplikovány jednotlivé indexy.

Margalefův index druhové pestrosti: je schopen respektovat početní odlišnosti v jednotlivých vzorcích, který se vypočítá jako:

$$P = (Nd - 1) / \log N,$$

kde Nd je počet druhů ve vzorku a N celkový počet jedinců.

Pro zjištění diverzity byly použity indexy diverzity:

Simpsonův index diverzity:

$$D = 1 / \sum p_i^2$$

kde $p_i = N_i / N$ a N_i je počet jedinců i-tého druhu (morfo-species)

Shannon-Weaverův index diverzity:

$$H = - \sum p_i \ln p_i.$$

Poté byly výsledky porovnány v programu Canoco, kde byly zohledněny faktory jednotlivých stanovišť (zemědělský systém, použití herbicidů a pesticidů a přítomnost biomasy).

5 Výsledky

Hlavním předmětem zkoumání byl rozdíl mezi intenzivním režimem (s využitím pesticidů a umělých hnojiv) a ekologickým režimem (bez využití pesticidů a umělých hnojiv) a jejich vliv na diverzitu hmyzu na konkrétních stanovištích.

V letech 2008 - 2011 bylo nalezeno celkem 146 625 jedinců v 25 rádech na stanovištích umístěných na severu Moravy (Zubří, Střítež, Kelč, Horní Lideč, Lhotka, Hustopeče nad Bečvou) a 260 336 jedinců v 17 rádech na stanovištích jižně od Brna (Žabčice, Sedlec, Březí, Hustopeče). Na stanovištích byly odběry provedeny na 7 stanovištích s konvenčním systémem hospodaření a na 9 stanovištích s ekologickým systémem. Větší početnost byla zjištěna u stanovišť s konvenčním hospodařením napříč lokalitami i jednotlivými roky. Tento trend se potvrdil u obou zkoumaných oblastí. Největší rozdíly v početnosti byly naměřeny u dominantních druhů.

Výsledky byly rozděleny v rámci každé lokality do tří skupin podle procentuálního podílu na celkové početnosti, a to na dominantní řády (s početností větší než 5 %), subdominantní skupiny (s početností mezi 0,5 - 5 %) a recedentní skupiny (početnost 0,1 - 0,5 %). Ostatní skupiny, které nedosahovaly statisticky významných počtů (početnost < 0,1 %), nebyly do zkoumání zahrnuty.

5.1 Oblast jižní Morava

Zde byly odběry prováděny na 4 lokalitách, kdy 3 lokality (Žabčice- orba a minimální orba, Hustopeče) byly v konvenčním systému. Lokality Sedlec a Březí v ekologickém systému.

V pokusných odběrech dominantními skupinami byli chvostokoci (Collembola - 65 668 jedinců), brouci (Coleoptera - 30838 jedinců), dvoukřídlí (Diptera - 44500 jedinců), blanokřídlí (Hymenoptera - 23158 jedinců), mšicosaví (Sternorrhyncha - 86805 jedinců). Dominantní skupiny zahrnovaly 96 % všech jedinců.

Z dominantních skupin (příloha č. 8) byl nejpočetnější řád Sternorrhyncha, který vykázal větší výskyt v konvenčních zemědělských systémech. I přes velký rozdíl byl nejpočetnějším řádem i v ekologických systémech. Druhý nejpočetnější řád Collembola měl větší výskyt v konvenčních systémech.

U subdominantních skupin (příloha č. 9) větší výskyt vykázali na ekologických stanovištích třásnokřídlí (Thysanoptera). Méně početné skupiny byly početnější v konvenčních

systemech. Výskyt recedentních skupin (příloha č. 10) byl nejvyšší u řádu kříšů (Auchenorrhyncha) v konvenčním systému. Druhým nejpočetnějším řádem byli škvoři (Dermaptera).

Celkové počty jedinců byly vyšší na stanovištích s konvenčním systémem s použitím pesticidů a chemických hnojiv. Počty řádů byly také vyšší v roce 2008 u konvenčních stanovišť a v dalších letech byly počty vyšší u ekologických stanovišť (příloha č.2).

Co se týče diverzity na úrovni řádů, která byla počítána pomocí Simpsonova a Shannonova indexu, ta byla zjištěna vyšší u ekologických stanovišť u obou indexů. Pouze v roce 2008 byla naměřena vyšší diverzita u konvenčních stanovišť. Tento výsledek byl ovlivněn díky příznivým klimatickým podmínkám (dostatečný srážkový úhrn a nadprůměrné denní teploty) na konvenčních stanovištích v tomto roce (příloha č. 6). Druhá pestrost podle Margalefa byla vyšší na plochách obhospodařovaných ekologickým způsobem, pouze v roce 2011 byla vyšší na konvenčním stanovišti (příloha č. 6).

5.1.1 Počty morfodruhů

Na jižní Moravě byly zjištěny dlouhodobě nejvyšší počty morfodruhů v lokalitě Hustopeče, která byla obhospodařována konvenčním způsobem. Nejvyšší počet byl zjištěn na ekologické lokalitě Sedlec, kde byl odběr prováděn pouze v r. 2011. Počty morfodruhů byly zjištěny aritmetickým průměrem z celkového počtu morfodruhů a počtu provedených odběrů na lokalitě (tato metoda byla zvolena z důvodu nestejného počtu odběrů v průběhu let) (příloha č. 3)

5.2 Oblast severní Moravy

Na lokalitách severní Moravy (Hustopeče nad Bečvou, Lhotka u Litultovic, Zubří, Střítež nad Bečvou, Kelč), byly odběry prováděny na stanovištích s intenzivním hospodařením a na ekologicky spravovaných plochách.

V odběrech na severní Moravě v letech 2008 - 2011 dominantními skupinami byli chvostokoci (Collembola - v celkovém počtu 44 981 jedinců), dvoukřídlí (Diptera - 47604 jedinců), mšicosaví (Sternorrhyncha - 43394 jedinců) a blanokřídlí (Hymenoptera - 5320 jedinců). Dominantní skupiny zahrnovaly 96% všech skupin. Odběry byly provedeny na 4 stanovištích s konvenčním systémem hospodaření a na 7 stanovištích s ekologickým

systemem. Větší početnost jedinců byla zjištěna u stanovišť s konvenčním hospodařením napříč lokalitami i jednotlivými roky. Největší rozdíly v početnosti byly naměřeny u dominantních druhů.

Z dominantních skupin (příloha č. 11), byl nejpočetnější řád Collembola na konvenčním stanovišti. Z ekologických stanovišť byl nejpočetnější řád dvoukřídlých (Diptera), který byl také nejpočetnější celkem.

U subdominantních skupin (příloha č. 12) vykazali větší výskyt na ekologických stanovištích blanokřídlí (Hymenoptera). Druhý nejpočetnější řád Coleoptera byl početnější v konvenčních systémech.

Výskyt recedentních skupin (příloha č.13) Heteroptera, Dermaptera, Caelifera, Opilionida a Lepidoptera a Thysanoptera byl vyšší na ekologických stanovištích. Rozdíly v počtech oproti konvenčnímu systému nebyly velké.

Počty subdominantních a recedentních skupin na stanovištích na severu Moravy (Zubří, Střítež, Kelč, Horní Lideč, Lhotka, Hustopeče nad Bečvou) byly vyšší u stanovišť s ekologickým systémem. Celkové počty byly vyšší na konvenčních stanovištích, ale rozdíly v početnosti mezi systémy nebyl velký.

Počty řádů u ekologických stanovišť a pouze v roce 2011 byly shodné s konvenčními stanovišti (příloha č. 1). Tato čísla jsou dána velkým počtem jedinců, kteří nepreferují specifickou formu hospodaření. U přílohy č. 2 byly vyšší počty řádů u ekologických stanovišť. Naměřené výsledky jsou způsobeny odlišnými klimatickými podmínkami, které vyhovují více sledovaným skupinám členovců.

Na stanovištích na severu Moravy byla zjištěna vyšší diverzita u ekologických stanovišť u obou indexů diverzity (příloha č. 7). Pouze v roce 2011 byla naměřena totožná diverzita u obou systémů. Druhovná pestrost podle Margalefa byla vyšší na plochách obhospodařovaných ekologickým způsobem (příloha č. 7). Z výsledků (přílohy č. 6, 7) je patrné, že obecně vyšší diverzitu dle Simpsona mají lokality, které jsou ekologicky obdělávány, bez chemických hnojiv a pesticidů.

5.2.1 Počty morfodruhů

Na severní Moravě byly zjištěny dlouhodobě nejvyšší počty morfodruhů v lokalitě Střítež s mulčovanou loukou, která byla obhospodařována ekologickým způsobem (příloha č. 4). Na této lokalitě byl zaznamenán i nejvyšší počet morfodruhů v jednotlivém roce. Nejvyšší počet u konvenčního systému byl zaznamenán na lokalitě Zubří - u stanice (příloha č.5). Počty

morfodruhů byly zjištěny aritmetickým průměrem z celkového počtu morfodruhů a počtu provedených odběrů na lokalitě (tato metoda byla zvolena z důvodu nestejného počtu odběrů v průběhu let).

U obou lokalit se prokázalo, že výskyt morfodruhů členovců byl stálý po celou dobu čtyř let u obou zemědělských systémů s předpokládaným výsledkem, že vyšší počty byly nalezeny u ekologických systémů, což potvrdilo výsledky indexů diverzity, které byly také vyšší v ekologických systémech hospodaření. Rozdíly mezi systémy hospodaření nebyly významné, a u obou systémů byl zaznamenán významný výskyt morfodruhů. Na základě zjištěných počtů morfodruhů a indexů diverzity a druhové pestrosti lze potvrdit hypotézu, že agroekosystémy jsou schopny hostit významnou diverzitu členovců.

5.3 Canoco analýza

Tato analýza ukazuje trend závislosti výskytu početnosti skupin na stanovišti a její vztah k danému systému hospodaření. Vztah k systému je charakterizován konvenčním a ekologickým systémem, který byl ovlivněn tím, zda byly aplikovány pesticidy a herbicidy a přítomností biomasy. Grafy byly rozděleny do záporných a kladných hodnot podle toho, zda skupiny reagovaly pozitivně či negativně a byla ovlivněna tím jejich početnost.

Na lokalitách na jižní Moravě byl sledován vztah následujících skupin. Z dominantních skupin mšicosaví (Sterrnorrhyncha) reagovali pozitivně na konvenční systém a zvyšovali svou početnost, zatímco ostatní řády reagovaly negativně na ekologický systém. U subdominatních skupin na konvenční systém pozitivně reagovali pavouci a brouci, méně početné řády reagovaly pozitivně na ekologický systém. U recedentních skupin pouze zástupci třásnokřídých (Thysanoptera) reagovali negativně na ekologický systém a nezvyšovali svou početnost.

Na severní Moravě byly výsledky podobné. U dominantních skupin mšicosaví (Sterrnorrhyncha), brouci (Coleoptera) a chvostokoci (Collembola) reagovali pozitivně na konvenční systém a zvyšovali svou početnost, zatímco ostatní řády reagovaly pozitivně na ekologický systém. U subdominatních skupin na ekologický systém negativně reagovali pavouci, ploštice (Heteroptera) reagovaly pozitivně na konvenční systém. U recedentních skupin zástupci třásnokřídých (Thysanoptera) reagovali pozitivně na ekologický systém a pavouci na intenzivní systém.

5.3.1 Lokalita jižní Morava

Z dominantních skupin (příloha č.14), největší specializaci vykazali jedinci řádu blanokřídlí (Hymenoptera), kteří preferovali výskyt v ekologickém systému. Ostatní řády nevykázaly žádnou závislost k určitému systému hospodaření. Největší početnost zde zaznamenal řád mšicosaví (Sternorrhyncha). U subdominantních druhů největší početnost měly řády brouků (Coleoptera) a pavouků (Araneae), které prokázaly velkou tolerantnost k oběma systémům. Řád křísi (Auchenorrhyncha), který nejvíce inklinoval k ekologickému systému, měl početnost na stanovišti (příloha č. 15).

U recedentních skupin (příloha č. 16), prokázal řád Caelifera výraznou specializaci k ekologickým systémům. Největší početnost na stanovišti prokázal řád třásnokřídlí (Thysanoptera), jehož výskyt byl poměrně nezávislý na obou systémech.

5.3.2 Lokalita severní Morava

Z dominantních skupin (příloha č. 17), největší specializaci vykazali jedinci řádu Hymenoptera, kteří preferovali výskyt v ekologickém systému. Nejvíce početný řád Sternorrhyncha byl nezávislý na obou systémech. U subdominantních druhů (příloha č. 18) oba řády prokázaly velkou tolerantnost k oběma systémům a jejich početnosti byly stejně velké. V tomto případě je efekt naznačený na diagramu podpořen i statistickým testem, který vede k zamítnutí nulové hypotézy na hladině významnosti $\alpha = 0.05$. U recedentních skupin (příloha č. 19) prokázal málo početný řád pisivky (Psocoptera) výraznou specializaci k ekologickým systémům. Početnost řádu Thysanoptera byla nezávislá na obou systémech.

U lokalit na severní Moravě největší hladina průkaznosti byla prokázána u dominantních skupin, na lokalitách jižní Moravy nebyla prokázána průkaznost u žádné skupiny (příloha č. 20).

Z výsledků z programu Canoco vychází, že nejvíce závislé na systému hospodaření jsou málo početné (recedentní) skupiny, jejichž početnost na stanovišti je ovlivněna dominantními druhy. U více početných řádů není početnost podmíněna konkrétním zpracováním půdy. Zda řády reagovaly pozitivně nebo negativně na daný zemědělský systém, záleželo na konkrétních řádech a nelze přímo říci, jak které skupiny rozdělené podle početnosti reagovaly na daný systém.

6 Diskuze

Je zřejmé, že srovnání dopadů ekologických a konvenčních zemědělských systémů na biodiverzitu je velmi složité. Výsledky mnohých zkoumaných odběrů (přílohy č. 6, 7) prokázaly, že zemědělské systémy jsou schopny hostit významnou diverzitu, která byla naměřena vyšší na ekologických stanovištích, ale rozdíl od konvenčních systémů nebyl velký.

Při typech těchto odběrů je nutné se vyvarovat chyb ve výběru stanoviště, nedostatečně dlouhém trvání pokusu nebo různým způsobům určování biologické rozmanitosti (např. množství, hustota), což vede ke špatnému porovnávání výsledků. Častou chybou je také porovnávat výsledky studií z klimaticky odlišných stanovišť. Použití emergentních lapáků při tomto druhu pokusu je nejvhodnější z hlediska konstrukce pasti, která zachytí pouze ty jedince, kteří jsou zde autochtonními druhy a neproniknou do ní druhy, kteří se na stanovišti běžně nevyskytují, a tím má odebraný vzorek větší vypovídající hodnotu. Díky pevné konstrukci lze ponechat past na stanovišti delší dobu (Barták et al., 2008a).

V letech 2008 - 2011 bylo nalezeno celkem 146 625 jedinců v 25 řádech na stanovištích umístěných na severu Moravy a 260 336 jedinců v 17 řádech na stanovištích jižně od Brna. Na konvenčních stanovištích bylo do emergentních lapáků zachyceno 244 066 jedinců a na ekologických 177 110 jedinců. Stanoviště na severu a jihu Moravy od sebe nejsou relativně daleko vzdálena, čímž je omezen faktor zkreslení výsledků z klimatických důvodů, na který již dříve poukázali Hole et al. a Bengtsson et al. (2005) a který může ovlivnit výsledky. Z řádů nejvýznamněji byly zastoupeny dominantní skupiny, které dosahovaly až 96 % relativní početnosti veškeré populace. To potvrzuje Krompa (1999), který uvedl tento faktor dominantních druhů, který naznačuje, že velká konkurence větších dominantních druhů na ekologických polích může potlačit počty méně početných druhů. Větší početnost jedinců byla zjištěna u stanovišť s konvenčním hospodařením. Tento trend se potvrdil u obou zkoumaných oblastí. Největší rozdíly v početnosti byly naměřeny u dominantních druhů. Jak již dříve zjistili Feber et al. (1997), bylo výsledky potvrzeno, že znatelné rozdíly v početnosti mezi systémy jsou pouze u méně početných skupin. U dominantních skupin rozdíly nejsou významné. Podle Weibulla et al. (2000) rozdíly mezi studii jsou výsledkem rozdílů v rotaci plodin a přítomnosti neobdělávaných ploch. Dle Febera et al. (1997) přítomnost jetelotravních směsí v rámci ekologické rotace je hlavním důvodem pro výrazně vyšší počet jedinců v těchto systémech. Feberovu teorii jsem potvrdil mými výsledky na zkoumaných stanovištích, kde byla zasazena vojtěška.

Z dominantních řádů vykázali největší specializaci blanokřídlí (Hymenoptera), kteří preferovali výskyt v ekologickém systému. Největší početnost zde zaznamenal řád mšicosaví (Sternorrhyncha).

U subdominantních druhů nejrychlejší růst měly řády brouci (Coleoptera) a pavouci (Araneae). Křísi (Auchenorrhyncha) ze subdominantních skupin nejvíce inklinovali k ekologickému systému, měli nejmenší početnost na stanovišti.

U recedentních skupin prokázal řád Caelifera výraznou specializaci k ekologickým systémům. Největší početnost na stanovišti prokázal řád třásnokřídlí (Thysanoptera), jehož výskyt byl poměrně lhostejný k oběma systémům. Výsledky analyzované v programu Canoco potvrdily, že skupiny, které se vyskytují na stanovišti v hojnějším počtu, vykazují lhostejnost k systému hospodaření oproti méně početným řádům. Výsledky z jižní Moravy ovšem nebyly statisticky průkazné vzhledem k překročení hladiny významnosti $p=0,05$.

Z výsledků z programu Canoco vychází, že nejvíce závislé na systému hospodaření jsou recedentní skupiny, jejichž růst na stanovišti je ovlivněn dominantními druhy a je velmi pozvolný. U více početných řádů, které mají rychlý nárůst populace na stanovišti, výskyt není podmíněn konkrétním zpracováním půdy. Skupiny reagovaly na systém rozdílně podle řádů, nelze s přesností určit obecný výsledek.

Nejpočetnějšími řády byly mšicosaví (Sternorrhyncha), kteří díky rychlému populačnímu růstu jsou schopny rychlé kolonizace území a díky tomu mohou lépe odolávat tlaku ze strany přirozených predátorů a rychleji kolonizovat oba systémy hospodaření. Tyto výsledky byly už potvrzeny v předchozích studiích, které se zabývaly podobným výzkumem (Barták et al., 2008b). Ostatní dominantní skupiny, blanokřídlí (Hymenoptera), dvoukřídlí (Diptera) a brouci (Coleoptera), se na stanovištích nevyskytovali ve velkých počtech a jejich vztah k danému systému hospodaření byl více nezávislý.

Většina ze studií hodnocených v této práci jasně ukazuje, že četnost druhů nebo bohatství napříč širokou škálou taxonů má tendenci být vyšší na ekologicky obhospodařovaných plochách než na polích s konvenčním systémem. Podle Lampkina (2002) výše zmíněné výhody v oblasti biologické rozmanitosti pravděpodobně pocházejí z konkrétních postupů řízení, jako je například omezení pesticidů a minimalizace orby, používaných v ekologických systémech, které buď chybí, nebo jsou jen zřídka využívány v konvenčních systémech.

Z posledních výsledků (Barták et al., 2008b) je ovšem patrný opačný výstup. Konvenční stanoviště jsou schopna hostit větší množství jedinců na úkor diverzity, která je vyšší na ekologických stanovištích. Z mých výsledků se ukázalo to, co tvrdily mnohé studie, že je

mnohdy malý nebo žádný rozdíl mezi systémy nebo tím, že konvenční systémy jsou výhodné jen pro některé druhy a taxony. Nesoulad mezi studii však není nijak překvapující vzhledem ke složitosti interakcí mezi velké množství proměnných v oblasti životního prostředí a mezi taxony.

Vyšší indexy diverzity u ekologických stanovišť potvrdily teorii (Pffinner a Luka 2003), že na těchto stanovištích je vyšší druhová diverzita i přesto, že zde byl nalezen menší počet jedinců než na konvenčně obdělávaných stanovištích.

Indexy diverzity podle Simpsona (souhrnná průměrná hodnota 0,562 u konvenčního a 0,65 u ekologického systému) a druhové pestrosti podle Margalefa (1,272 u konvenčního a 1,314 u ekologického systému) jsou obecně vyšší u ekologických stanovišť, což potvrzuje i předchozí studii, kterou provedli Barták et al. (2008a) a došli k obdobným závěrům.

Potvrdilo se, že diverzita je vyšší na ekologických stanovištích (Hole et al., 2005), ovšem celkové počty jedinců byly vyšší na konvenčních stanovištích v obou oblastech, jen na počty řádů stanoviště na severu Moravy byly větší. Na stanovištích na jihu Moravy byly zjištěny celkové počty jedinců vyšší u konvenčního systému a počet řádů byl vyšší v letech 2008 a 2011 u ekologického systému a v letech 2010 a 2011 u konvenčního systému. Na stanovištích na severu Moravy byly zjištěny celkové počty jedinců vyšší u konvenčního systému a počet řádů byl vyšší u ekologického systému (s výjimkou v roce 2008).

Vliv systému hospodaření na početnost a diverzitu je tedy rozdílný a vyšší početnost a druhová diverzita vychází v kombinaci obou systémů. Program Canoco ukázal, že dominantní řády jsou obecně nezávislé k výskytu v daném systému oproti méně početným druhům, které prokázaly větší specializaci. Zde je nutné připomenout, že průkaznou hladinu významnosti měly pouze dominantní a subdominantní skupiny na severu Moravy.

Ovšem je nutné přihlídnout k ostatním faktorům, jako jsou například klimatické podmínky. Ponce et al. (2011) zjistili, že v teplejších oblastech jsou rozdíly mezi ekologickými a konvenčními poli v severních zeměpisných šířkách. Výsledky z mnoha sledovaných odběrů na Moravě jsou ovlivněny střeoevropským klimatem, kde byly rozdíly mezi konvenčním a ekologickým systémem minimální. Tyto výsledky jsou také podpořeny faktem, že mnozí jedinci mají velkou toleranci vůči konvenčním zemědělským postupům díky vypěstované rezistenci (Baguette et al., 1997). Tyto faktory, které eliminují rozdíly mezi konvenčním a ekologickým systémem, nejen ovlivní populaci, ale i hustotu plodin a mikroklima, a potažmo celou biodiverzitu.

Jak výsledky prokázaly, každý ekosystém je schopen hostit určitou diverzitu členovců. Hlavním důvodem není, jak bude tato diverzita významná, ale způsob obhospodařování

daného ekosystému. To potvrzují Bianchi et al. (2006), kteří ve své studii uvádějí, že v ekosystémech zabraňuje vegetační pokryv lesa nebo pastvin erozi půdy a zároveň poskytuje zdroje potravy a útočiště pro zástupce členovců. Tento faktor v konvenčním systému chybí, nebo je omezen. Mé výsledky z ekologických stanovišť, kdy byla naměřena vyšší diverzita a druhová pestrost, potvrdily, že tyto faktory mají vliv na vyšší diverzitu na ekologických stanovištích, ale už ne na celkovou početnost jedinců, která u některých, zejména dominantních skupin byla vyšší v konvenčních systémech.

Mnohé řády nerozlišovaly mezi systémy a jejich výskyt byl podmíněn celou řadou jiných faktorů, jako byly příznivější klimatické podmínky nebo dostupnost potravy. Co se týče klimatických podmínek, ukázalo se, že rozdíly v rámci České republiky nejsou veliké vzhledem k větším počtům jedinců nasbíraných na severu Moravy.

Potvrdilo se, že diverzita jedinců je vyšší na ekologických stanovištích, jak zmiňoval Hole et al. (2005), ovšem celkové počty jedinců byly vyšší na konvenčních stanovištích v obou oblastech na severu a jihu Moravy. Počty morfodruhů byly vyšší u ekologických systémů, ale nebyly významně rozdílné od konvenčních systémů. Oba systémy jsou schopny hostit významnou diverzitu členovců, z důvodů, že jejich výskyt obecně nezávisí pouze na zpracování půdy, ale i na ostatních faktorech i přes pozitivní faktor větší rozmanitosti krajinných prvků v ekologickém zemědělství, jak zmiňují Bianchi et al.(2006) a Thies et al.(2005).

7 Závěr

- Cílem práce bylo zjistit základní poznatky o diverzitě autochtonních členovců v agroekosystémech se zaměřením na konvenční a ekologické zemědělství a otestovat hypotézu, zda agroekosystémy jsou schopny hostit signifikantní diverzitu členovců.
- V práci byl zpracován přehled literatury týkající se biodiverzity členovců v ekosystémech a porovnání konvenčního a ekologického systému hospodaření. Ukázalo se, že předpoklad, že diverzita členovců v ekologickém systému hospodaření bude vyšší oproti konvenčnímu, je poměrně zjednodušený výsledek a k přesnému posouzení je nutné uvažovat celou řadu faktorů.
- V letech 2008 - 2011 bylo nalezeno celkem 146 625 jedinců v 25 řádech na stanovištích umístěných na severu Moravy a 260 336 jedinců v 17 řádech na stanovištích jižně od Brna. K odchytu hmyzu bylo použito emergentních lapáků.
- V konvenčních stanovištích bylo 244 066 jedinců a na ekologických 177 110 jedinců. Odběry probíhaly na šesti stanovištích s konvenčním systémem hospodaření a devíti stanovištích, kde byl praktikován ekologický systém hospodaření.
- Byly potvrzeny předchozí studie, které zjistily větší početnost jedinců na konvenčních stanovištích na úkor nižší diverzity a druhové pestrosti, která byla obecně vyšší u ekologicky obhospodařovaných stanovišť. Počty morfodruhů na jednotlivých lokalitách ukázaly, že agroekosystémy byly schopny hostit významnou diverzitu členovců po celou dobu výzkumných odběrů.
- Byl prokázán všestranný vztah dominantních řádů ke konvenčnímu i ekologickému systému hospodaření, jehož výsledkem bylo dominantní zastoupení jedinců na stanovištích, čímž byl ovlivněn výskyt ostatních méně početných skupin. Závislost subdominantních a recedentních skupin k danému systému byl více specifický a výskyt jedinců těchto skupin více záležel na systému hospodaření na stanovišti, než tomu bylo u dominantních skupin členovců. Vzhledem k překročené hladině významnosti $p=0,05$ nebyly výsledky u recedentních skupin z severní Moravy a všech skupin z jižní Moravy statisticky průkazné. Zda řády reagovaly pozitivně nebo negativně na daný zemědělský systém, záleželo na konkrétních řádech a nelze konkrétně říci, jak které skupiny rozdělené podle početnosti reagovaly na daný systém.
- Cíle práce byly potvrzeny s ohledem na výsledky početnosti jedinců v jednotlivých skupinách a indexů diverzity a druhové pestrosti, které byly dosaženy v obou

zemědělských systémech. Výsledky indexů diverzity a druhové pestrosti potvrdily i celkové počty morfodruhů, které byly nalezeny ve významném počtu v obou zemědělských systémech. Hypotéza byla potvrzena tím, že konvenční i ekologické systémy jsou schopny hostit významnou diverzitu členovců a to z důvodu, že vzhledem k rozdílným požadavkům jednotlivých skupin populace členovců nepreferují jednotné podmínky a díky tomu jsou schopni se vyskytovat v agroekosystémech bez ohledu na způsob jejich hospodaření.

8 Seznam literary

- Altieri, M. A., Hecht, S. B. 1990. Agroecology and small farm development. CRC Press, Boca Raton, Ann Arbor and Boston. 262 p. ISBN: 0-8493-4885-4.
- Altieri, M. A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, 1-3, 19-31.
- Andersen, A., Eltun, R. 2000. Long-term developments in the carabid and staphylinid (Col., Carabidae and Staphylinidae) fauna during conversion from conventional to biological farming. *Journal of Applied Entomology*, 124, 51-56.
- Andow, D. 1983. Effect of agricultural diversity on insect populations. In *Environmentally sound agriculture*. W. Lockeretz, ed. Praeger, New York. 91-115.
- Armstrong, G. 1995. Carabid beetle (Coleoptera: carabidae) diversity and abundance in organic potatoes and conventionally grown seed potatoes in the north of Scotland. *Pedobiologica*, 231-237.
- Baguette, M. T., Hance, H., Allen, R. T., Paarman, W., Šustek, Z., Lys, J. A., Zangeer, A., Freitag, F., Georges, A. 1997. Carabid Beetles and Agricultural Practices: Influence of Soil Ploughing. *Biological Agriculture & Horticulture*, 15, 1-4, 283-293.
- Barták M., Fechtner J., Frydrych J., Cagaš B., Rotrekl J., Kolařík P. 2008. The major arthropod groups on conventionally and reduced tilled alfalfa fields. In: Kubík, Š., Barták, M. Workshop of animal biodiversity, Jevany, 3-4 July, 2008. 1st edition. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 15-25. ISBN: 978-80-213-1865-6.(a)
- Barták M., Frydrych J., Lošák M., Cagaš B., Rotrekl J., Kolařík P. & Rudišová I., 2008. Diptera families in grassland agroecosystems under different management practices. In Kubík, Š., Barták, M. Workshop of animal biodiversity, Jevany, 3-4 July, 2008. 1st edition. Praha : Česká zemědělská univerzita v Praze, 15-25. ISBN: 978-80-213-1865-6.(b)
- Basedow, T. 1998. The species composition and frequency of spiders (Araneae) in fields of winter wheat grown under different conditions in Germany. *Journal of Applied Entomology*, 122, 1-5, 585-590.

- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42, 261-269.
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., Tscharntke, T., Kromp, B. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273, 187-228.
- Caballero-López, B., Blanco-Moreno, J. M., Pérez, N., Pujade-Villar, J., Ventura, D., Oliva, F., Sans, F.X. 2010. A functional approach to assessing plant–arthropod interaction in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137, 3-4, 288-293.
- Cai, H., You, M., Lin, C. 2010. Effects of intercropping systems on community composition and diversity of predatory arthropods in vegetable fields. *Acta Ecologica Sinica*. 30, 190-195.
- Crowder, D. W., Jabbour, R. 2014. Relationships between biodiversity and biological control in agroecosystems: Current status and future challenges. *Biological Control*, 75, 8-17.
- Duelli, P., Studer, M., Marchard, I., Jakob, S. 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation*, 54, 193-207.
- Errouissi, F., Moussa-Machraoui, S.M., Ben-Hammouda, M., Nouira, S. 2011. Soil invertebrates in durum wheat (*Triticum durum* L.) cropping system under Mediterranean semi arid conditions: A comparison between conventional and no-tillage management. *Soil and Tillage Research*, 112, 122-132.
- Feber, R. E., Firbank, L. G., Johnson, P. J., Macdonald, D. W., Veeresh, G. K., Gallo, J. 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 64, 102-117.
- Fry, G. L. A. 1994. Role of field margins in the landscape. In Boatman, N.D. *Field margins: intergrating agriculture and conservation*. 1994. *Brit. Crop protect coun. monogr.*, BCPC Publications, London. 31-40.
- Gering, J. C., Crist, T. O., Veech, J. A. 2003. Additive Partitioning of Species Diversity across Multiple Spatial Scales: Implications for Regional Conservation of Biodiversity. *Conservation Biology*, 17, 488-499.

- Gluck, E., Ingrisch, S. 1990. The effect of bio-dynamic and conventional agriculture management on Erigoninae and Lycosidae spiders. *Journal of Applied Entomology*, 110, 1-5, 136-148.
- Grez, A. A., González, R. H., Janz, N., Nylin, S. 1995. Resource concentration hypothesis: effect of host plant patch size on density of herbivorous insects. *Oecologia*, 103, 203-215.
- Hance, T., Gregoire-Wibo, C. 1987. Effect of agricultural practices on carabid populations. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*. 22, 1-4, 147-160.
- Harlan, J. R. 1975. United States. Our Vanishing Genetic Resources. *Science*, 188, 617-621.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H, Grice, P. V, Evans, A. D. A. J. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122, 113-130.
- Holland, J., Fahrig, L. 2000. Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78, 115-122.
- Holzschuch, A., Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T. 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology*, 79, 491-500.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A. 2005. Wardle effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3-35.
- Horak, J., Peltanova, A., Podavkova, A., Safarova, L., Boguschy, P., Romportl, D., Zasadil, P. 2013. Biodiversity responses to land use in traditional fruits orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 178, 71-77.
- House, G. J., Parmelee, R. W. 1985. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil and Tillage Research*. 5,4, 351-360.
- Jonsen, I. D. 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. Ottawa - Carleton Institute of Biology, Carleton University, Ontario, Canada, 12, 185-197.

José-María, L., Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bassa, M., Sans, F.X. 2010. Effects of agricultural intensification on plant diversity in Mediterranean dryland cereal fields. *Journal of Applied Ecology*, 47, 832-840.

Kladivko, E. J. 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research*, 61, 1 - 2, 61-76.

Koivula M, Niemelä J. 2002. Boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in managed spruce forests - a summary of Finnish case studies. *Silva Fennica* ,36, 423-436.

Kromp, B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, 1-3, 187-228.

Kruess, A., Tschardtke, T. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*. 264, 1581-1584

Laganière, J., Paré, D., Bergeron, Y., Chen, H. Y. H. 2012. The effect of boreal forest composition on soil respiration is mediated through variations in soil temperature and quality. *Soil Biology & Biochemistry*. 53, 18-27.

Lampkin, N. *Organic Farming*, 2002, Old Pond Publishing, Ipswich, 747p. ISBN: 9781903366295

Lewis, T. 1969. The Distribution of Flying Insects Near a Low Hedgerow. *The Journal of Applied Ecology*, 6.

Macfayden, S., Gibson, R., Polazsek, A., Morris, R. J., Craze, P.G., Planque, R., Symondson, W.O.C., Memmott, J. 2009. Do differences in food web structure between organic and conventional farms affect the ecosystem service of pest control? *Ecology Letters*, 12, 229-238.

Magura T., Tóthmérész B. & Molnár T. 2000: Spatial distribution of carabids along grass-forest transects. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 46: 1–17

- Martin, E. A., Reineking, B., Seo, B., Steffan-Dewenter, I. 2013. Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 5534-5539.
- Mcbrayer, J. F., Cox, G. W., Atkins M.D. 1979. Toward Understanding World Food Supply. *Ecology*, 60.
- Mitchell, M.G.E., Bennett, E. M., Gonzalez, A. 2013. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems*, 16, 894 – 908.
- Moreby, S. J. 1996. The effects of organic and conventional farming methods on plant bug densities (Hemiptera: Heteroptera) within winter wheat fields. *Annals of Applied Biology*, 128, 415-421.
- Moreby, S. J., Aebischer, N.J., Southway, S.E., Sotherton, N.W. 1994. A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Annals of Applied Biology*, 125, 13-27.
- Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P.A.V., New, T.R. 2011. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*. 144, 2647-2655.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., Mas, A., Pinto, L. S. 2005. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. *Ecological Economics*, 54, 435-446.
- Pfiffner, L., Luka, H. 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders – a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology*, 4, 117-127.
- Ponce, C., Bravo, C., León, D. G., Magaña, M., Alonso, J.,C. 2011. Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 193-201.
- Purvis, G., Fadl, A. 1996. Emergence of Carabidae (Coleoptera) from pupation: a technique for studying the 'productivity' of carabid habitats. *Annales zoologici fennici*, 33, 215-223. ISSN: 0003-455X
- Holland, J.M., Reynolds, C.J.M. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod

(Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47, 181-191. ISSN: 0031-4056

Ragsdale, D. W., Landis, D. A., Brodeur, J., Heimpel, G. E., Desneux, N. 2011. Ecology and Management of the Soybean Aphid in North America. *Annual Review of Entomology*, 56, 375-399.

Reddersen, J. 1997. The Arthropod Fauna of Organic Versus Conventional Cereal Fields in Denmark. *Biological Agriculture & Horticulture*, 15, 1 - 4, 61-71.

Rigdam, W. J., Altieri, L., Altieri, C. 1991. *Agroecology and Small Farm Development*, by M. A. Altieri & Susanna B. Hecht. 262 pp. Boca Raton, Florida: CRC Press (1990). (soft covers). *The Journal of Agricultural Science*, 116. ISBN: 0 8493 4885 4.

Romero, A., Chamorro, L., Sans, F. X. 2008. Weed diversity in crop edges and inner fields of organic and conventional dryland winter cereal crops in NE Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 124, 1 - 2, 97 - 104.

Sousa, J. P., Bolger, T., Gama, M. M., Lukkari, T., Ponge, J.F., Simón, C., Traser, G., Vanbergen, A.J., Brennan, A., Dubs, F., Ivtis, E., Keating, A., Stoffer, S., Watt, A.D. 2006. Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study. *Pedobiologia*, 50, 147 - 156.

Stinner, B. R., House, G.J. 1990. Arthropods and other invertebrates in conservation-tillage agriculture. *Annual Review of Entomology* 35, 299-318.

Thies, C., Roschewitz, I., Tschardtke, T. 2005. The landscape context of cereal aphid-parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272, 203 - 210.

Tilman, D. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*, 281-284.

Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L., Petit, S. 2013. The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology*, 14, 235-245.

Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857 - 874.

Tscharntke, T., Brandl, R. 2004. Plant -insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Review of Entomology*, 49, 405 - 430.

Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J. C., Baudry, J. 2013. The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 3-14.

Weibull, A. C., Bengtsson, J., Nohlgren, E. 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23, 743-750.

Wilson, J. D, Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C., Bradbury, R. B., 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 75, 1-2, 13-30.

Younie, D., Armstrong, G. 1996. Botanical and invertebrate diversity in organic and intensively fertilised grassland. In: J. Isart and J. Llerena (eds) *Resource use in Organic Farming. Proceedings of first workshop of European Network for Scientific Coordination for Organic Farming (ENOF)*, Bonn, December 1995, 34-60.

Zietsche, T. M., Roth, M. 2007. Is the age of forest habitats affecting the reproductive rate of generalist predatory ground beetle species? *Community Ecology*. 8(2), 183-194.

Internetové zdroje:

Bhar, R., Lenore, F. 1998. Local vs. landscape effects of woody field borders as barriers to crop pest movement. *Conservation Ecology*. 2(2). Available from the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art3/>

9 Přílohy

Příloha č. 1 - Celkové počty jedinců - Jižní Morava

Souhrnné počty jedinců a řádů z lokalit na severu Moravy (Zubří, Střítež, Kelč, Horní Lideč, Lhotka, Hustopeče n.Bečvou) rozdělené dle systému hospodaření a roků.

Rok	Počty jedinců		Počty řádů	
	Konvenční	Ekologický	Konvenční	Ekologický
2008	23 893	26 084	15	16
2009	49 764	16 930	15	16
2010	42 138	31 183	13	16
2011	38 317	31 499	13	13

Příloha č. 2 - Celkové počty jedinců - severní Morava

Souhrnné počty jedinců a řádů z lokalit na jihu Moravy (Žabčice, Sedlec, Březí, Hustopeče) rozdělené dle systému hospodaření a roků.

Rok	Počty jedinců		Počty řádů	
	Konvenční	Ekologický	Konvenční	Ekologický
2008	39 500	18 250	17	18
2009	28 272	17 421	16	16
2010	11 087	10 714	14	21
2011	11 095	25 029	17	21

Příloha č. 3 Průměrné počty morfodruhů na jednotlivých lokalitách na jižní Moravě

V tabulce jsou aritmetické průměry počtu morfodruhů odvozené podle počtu odběrů z 3 lokalit s konvenčním systémem (Žabčice - orba, Žabčice - min. orba a Hustopeče) a 2 lokalit s ekologickým systémem (Březí, Sedlec) z let 2008- 2011.

Rok	Počty morfodruhů				
	Lokality				
	Žabčice - orba	Žabčice - minimální orba	Hustopeče	Březí	Sedlec
2008	108	116	152	117	-
2009	117	93	147	131	-
2010	140	163	170	164	-
2011	142	130	118	-	174

Příloha č. 4 Průměrné počty morfordruhů na ekologických lokalitách na severní Moravě

V tabulce jsou aritmetické průměry počtu morfordruhů odvozené podle počtu odběrů z lokalit s ekologickým systémem (Střítež, Střítež - mulč, Lhotka u Litultovic, Zubří - Kučoviska a Zubří -nad Kuřínem) v letech 2008- 2011.

	Počty morfordruhů						
	Lokalita						
	Střítež-m	Střítež	H.Lideč	Hustopeč e n. B.	Lhotka u L.	Zubří Kuč.	Zubří -n.Kuřínem
2008	123	109	92	-	-	-	115
2009	178	115	-	-	-	-	69
2010	116	72	-	110	93	-	-
2011	116	109	-	61	-	95	-

Příloha č. 5 Průměrné počty morfordruhů na konvenčních lokalitách na severní Moravě

V tabulce jsou aritmetické průměry počtu morfordruhů odvozené podle počtu odběrů z lokalit s konvenčním systémem (Kelč, Zubří - nad alejí, Zubří -u stanice a Zubří - u stanice-trávníkový porost) v letech 2008- 2011

Rok	Počty morfordruhů			
	Lokalita			
	Kelč	Zubří - n.alejí	Zubří -u stanice	Zubří - u stanice t.
2008	106	92	98	80
2009	80	100	95	112
2010	75	87	120	92
2011	76	85	101	90

Příloha č. 6 - Indexy diverzity a druhové pestrosti - jižní Morava

Aritmetické průměry hodnot indexů diverzity (Shanonnon, Simpson) a Margalefova indexu druhové pestrosti zjištěné u odběrů na lokalitách na jižní Moravě rozdělené dle roků a systémů hospodaření

Rok	Simpsonův index		Shanonův index		Margalefův index	
	Konvenční	Ekologický	Konvenční	Ekologický	Konvenční	Ekologický
2008	0,645	0,633	1,623	1,587	1,254	1,346
2009	0,597	0,663	1,297	1,415	1,195	1,215
2010	0,59	0,69	1,19	1,350	1,236	1,258
2011	0,51	0,67	1,23	1,47	1,336	1,309

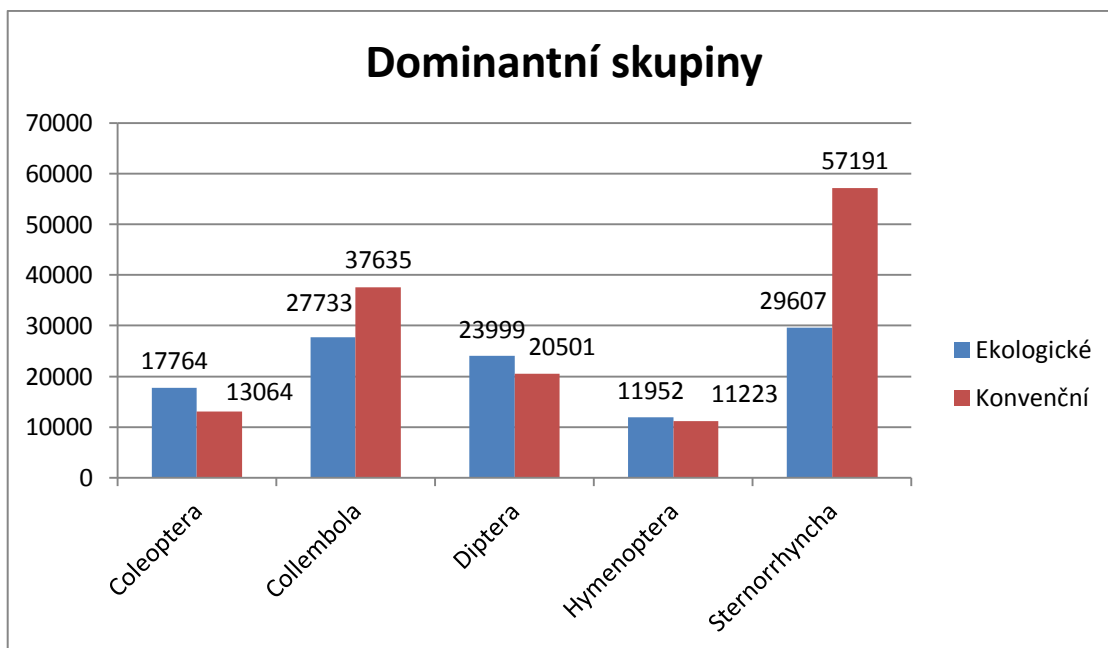
Příloha č.7 - Indexy diverzity a druhové pestrosti - severní Morava

Průměrné hodnoty indexů diverzity (Shanonnon, Simpson) a Margalefova indexu druhové pestrosti zjištěné u odběrů na lokalitách na severní Moravě rozdělené dle roků a systémů hospodaření

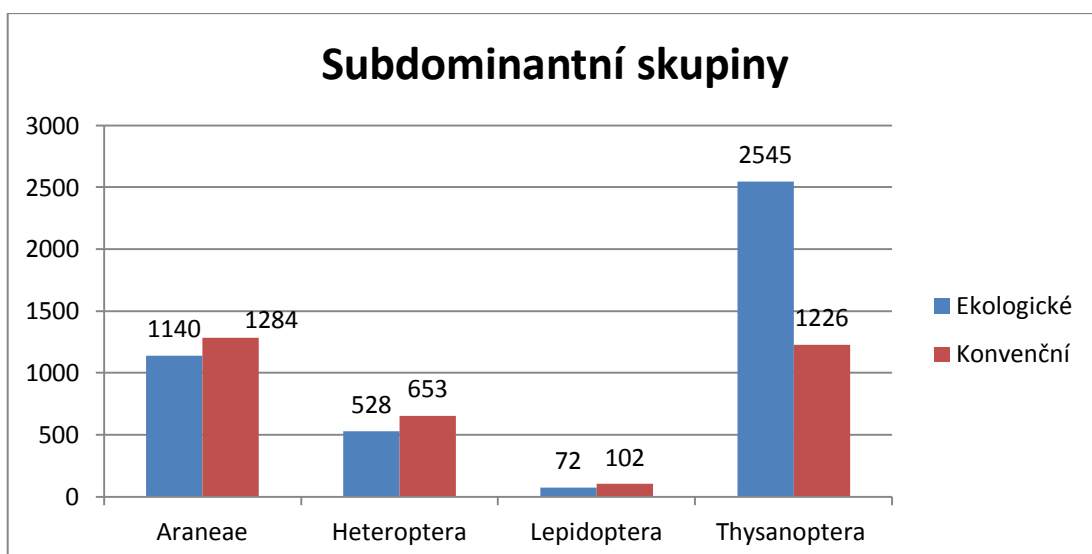
Rok	Simpsonův index		Shanonův index		Margalefův index	
	Konvenční	Ekologický	Konvenční	Ekologický	Konvenční	Ekologický
2008	0,52	0,652	1,320	1,441	1,254	1,342
2009	0,58	0,63	1,321	1,372	1,325	1,326
2010	0,462	0,642	0,920	1,361	1,315	1,421
2011	0,597	0,622	1,343	1,343	1,262	1,298

Lokalita jižní Morava (Žabčice, Sedlec, Březí, Hustopeče)

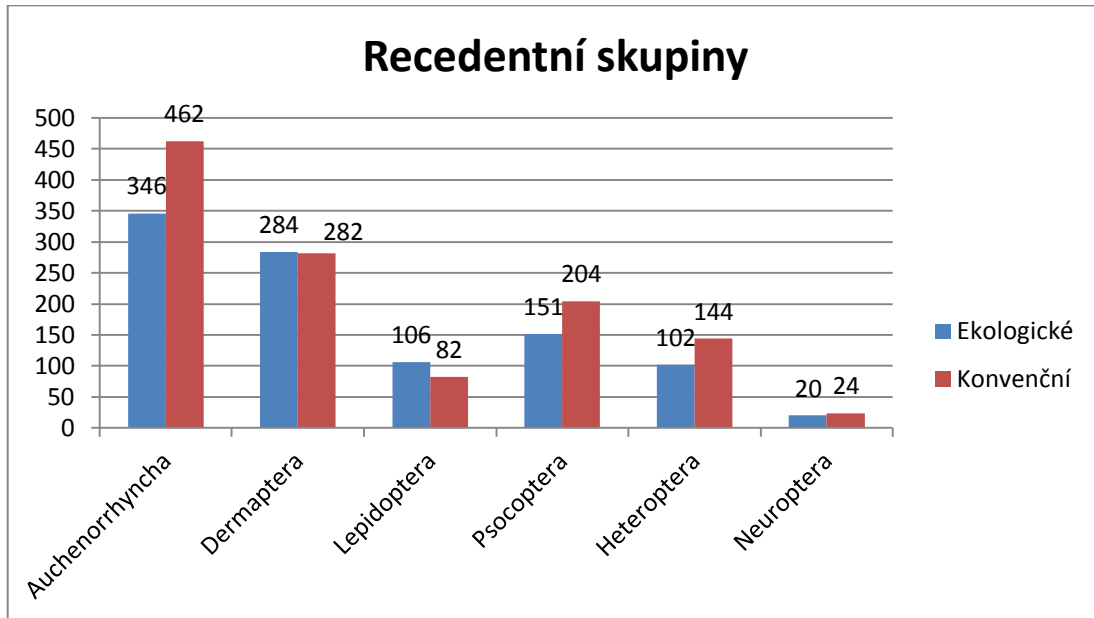
Příloha č. 8 -Souhrnný graf znázorňující dominantní skupiny členovců zjištěných na lokalitách na jižní Moravě v letech 2008-2011 rozdělených dle systému hospodaření. Čísla vyjadřují počty jedinců zachycených ze skupin: brouci (Coleoptera), chvostoskoci (Collembola) dvoukřídlí (Diptera), blanokřídlí (Hymenoptera), mšicosaví (Sternorrhyncha).



Příloha č. 9 -Souhrnný graf znázorňující subdominantní skupiny členovců zjištěných na lokalitách na jižní Moravě v letech 2008- 2011 rozdělených dle systému hospodaření. Čísla vyjadřují počty jedinců zachycených ze skupin: pavouci (Araneae), třásnokřídlí (Thysanoptera), plošnice (Heteroptera) a motýli (Lepidoptera).

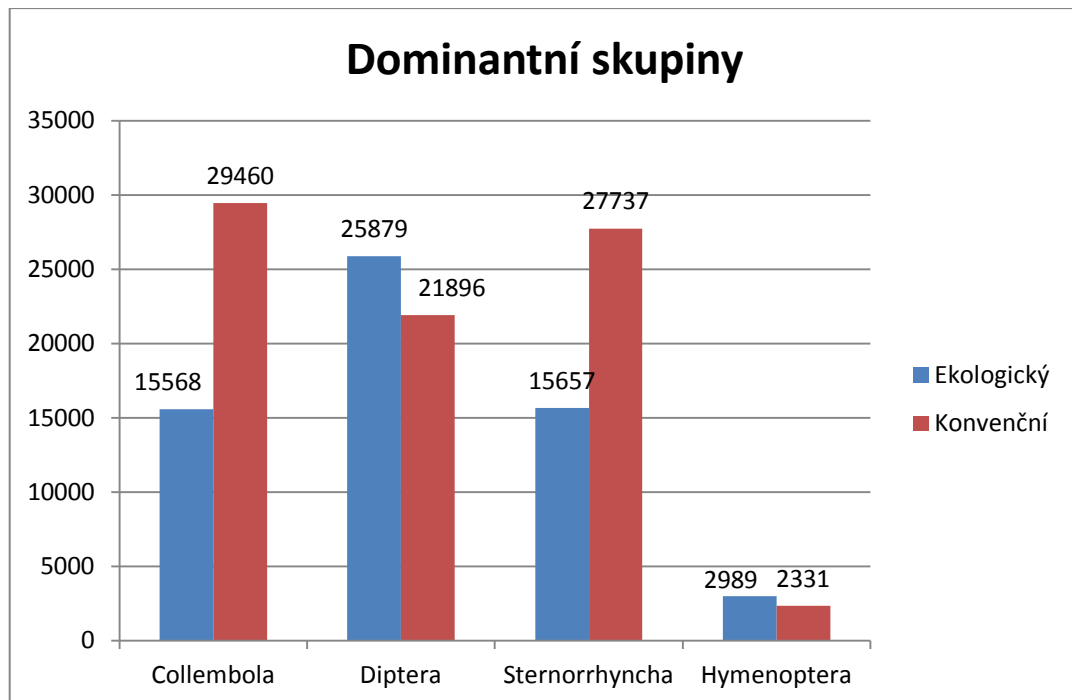


Příloha č. 10 -Souhrnný graf znázorňující recedentní skupiny členovců zjištěných na lokalitách na jižní Moravě v letech 2008 -2011 rozdělených dle systému hospodaření. Čísla vyjadřují počty jedinců zachycených ze skupin: ploštice (Heteroptera), motýli (Lepidoptera), křísi (Auchenorrhyncha), pisivky (Psocoptera), škvoři (Dermaptera) a síťokřídli (Neuroptera).

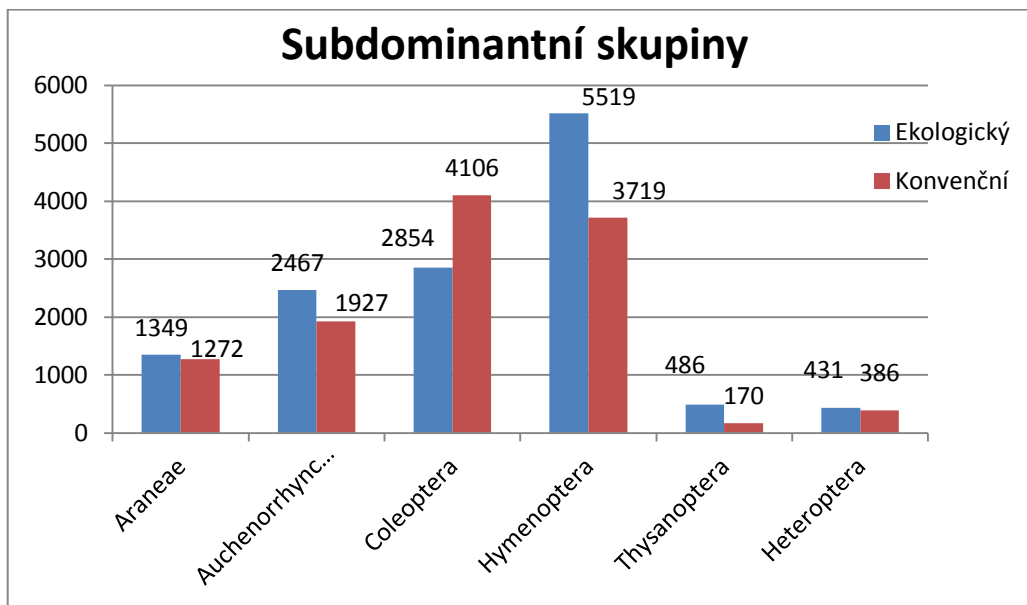


Lokalita severní Morava (Zubří, Střítež, Kelč, Horní Lideč, Lhotka, Hustopeče n.Bečvou)

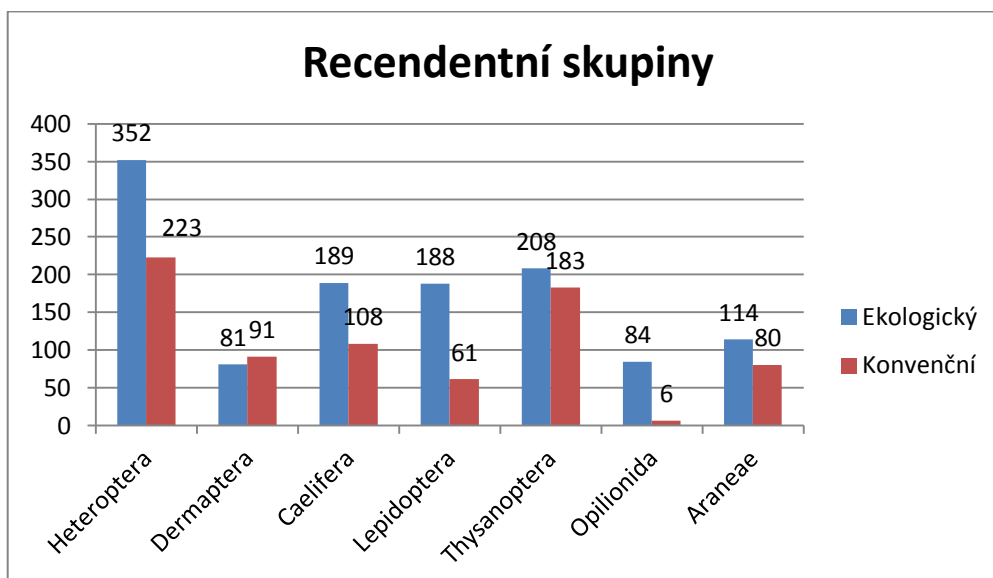
Příloha č.11 -Souhrnný graf znázorňující dominantní skupiny členovců zjištěných na lokalitách na severní Moravě v letech 2008 -2011 rozdělených dle systému hospodaření. Čísla vyjadřují počty jedinců zachycených ze skupin: chvostoskoci (Collembola) dvoukřídlí (Diptera), mšicosaví (Sternorrhyncha) a blanokřídlí (Hymenoptera).



Příloha č. 12 -Souhrnný graf znázorňující subdominantní skupiny členovců zjištěných na lokalitách na severní Moravě v letech 2008 -2011 rozdělených dle systému hospodaření. Čísla vyjadřují počty jedinců zachycených ze skupin: pavouci (Araneae), křísi (Auchenorrhyncha), brouci (Coleoptera), blanokřídli (Hymenoptera), třásnokřídli (Thysanoptera) a ploštice (Heteroptera).

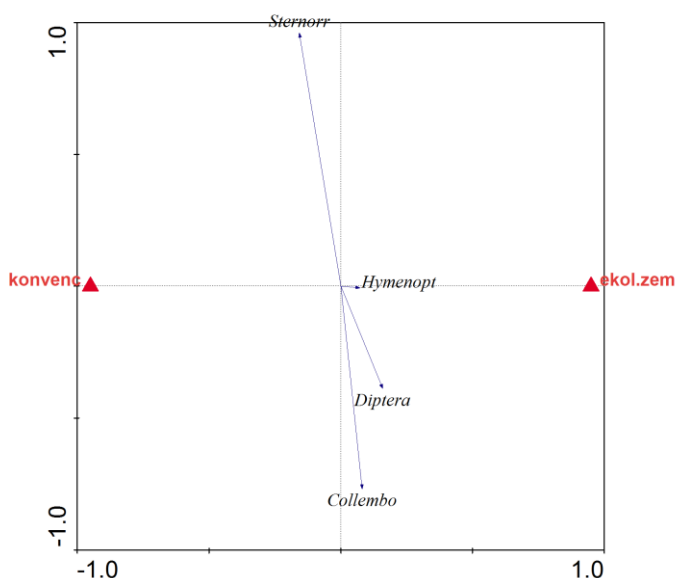


Příloha č. 13 -Souhrnný graf znázorňující recedentní skupiny členovců zjištěných na lokalitách na severní Moravě v letech 2008 -2011 rozdělených dle systému hospodaření. Čísla vyjadřují počty jedinců zachycených ze skupin: škvoři (Dermaptera), ploštice (Heteroptera), saranče (Caelifera), motýli (Lepidoptera), třásnokřídli (Thysanoptera), pavouci (Araneae) a síťokřídli (Neuroptera).

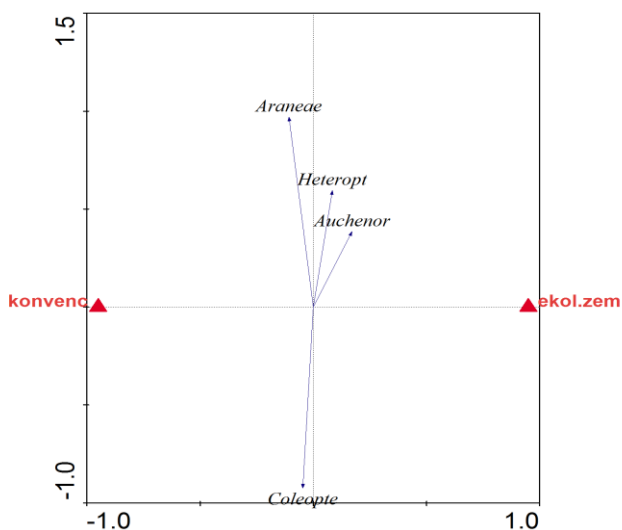


Lokalita jižní Morava (Březí, Sedlec, Hustopeče, Žabčice)

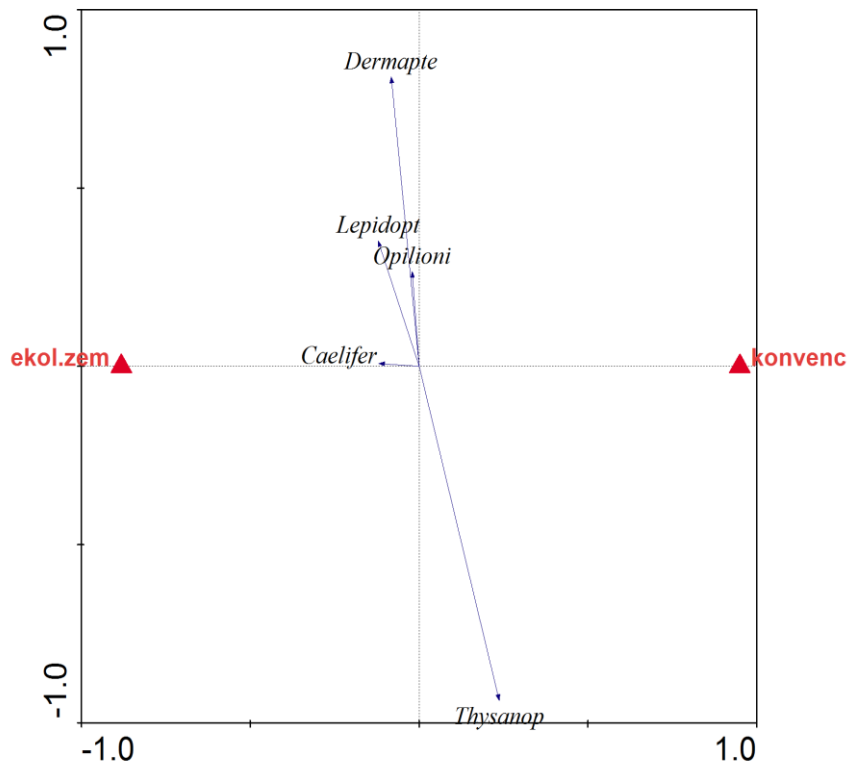
Příloha č. 14 Graf z programu Canoco zobrazuje dominantní řády Hymenoptera, Sternorrhyncha, Diptera a Collembola a jejich vztah k jednotlivým systémům v letech 2008-2011. Délka šipky určuje početnost skupiny jedinců oproti jiným skupinám a blízkost k vodorovné ose systému vyjadřuje jaký preferují systém hospodaření a poloha šipky v kvadrantu zda jedinci ustupují nebo vstupují do systému.



Příloha č. 15 Graf z programu Canoco zobrazuje subdominantní řády Heteroptera, Araneae, Auchenorrhyncha a Coleoptera a jejich vztah k jednotlivým systémům v letech 2008-2011. Délka šipky určuje početnost skupiny jedinců oproti jiným skupinám a blízkost k ose systému vyjadřuje jaký preferují systém hospodaření a poloha šipky v kvadrantu zda jedinci ustupují nebo vstupují do systému.

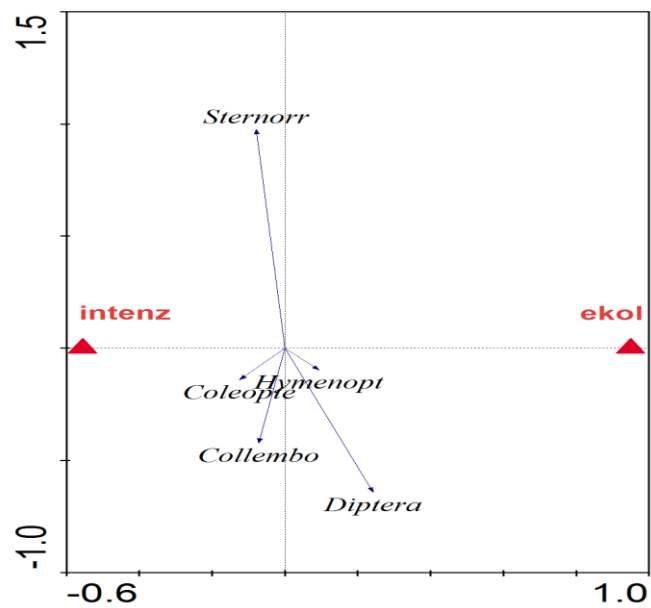


Příloha č. 16 Graf z programu Canoco zobrazuje recedentní řády Dermaptera, Lepidoptera, Opilioni a Caelifera a jejich vztah k jednotlivým systémům v letech 2008-2011. Délka šipky určuje početnost skupiny jedinců oproti jiným skupinám a blízkost k ose systému vyjadřuje jaký preferují systém hospodaření a poloha šipky v kvadrantu zda jedinci ustupují nebo vstupují do systému

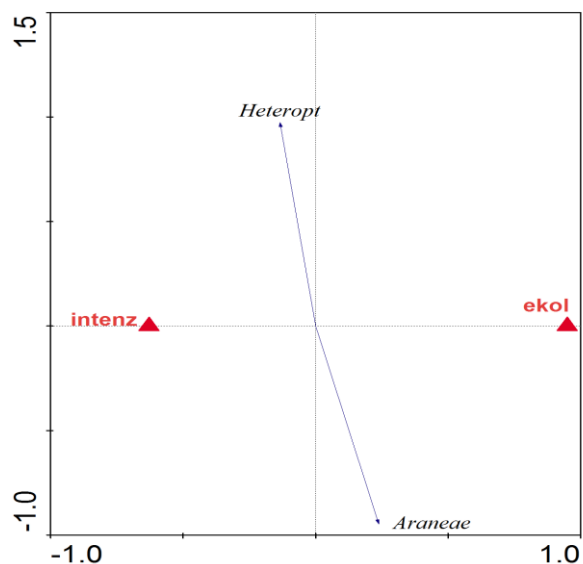


Lokalita severní Morava (Zubří, Střítež, Kelč, Horní Lideč, Lhotka, Hustopeče n.Bečvou)

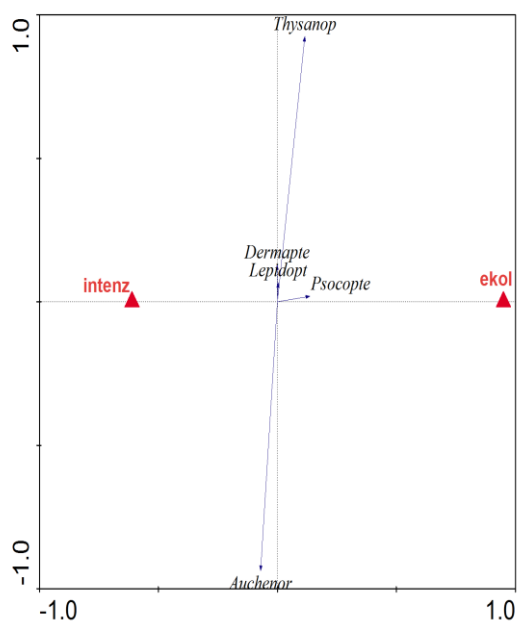
Příloha č. 17 Graf z programu Canoco zobrazuje dominantní řády Hymenoptera, Sternorrhyncha, Diptera a Collembola a Coleoptera a jejich vztah k jednotlivým systémům v letech 2008-2011. Délka šipky určuje početnost skupiny jedinců oproti jiným skupinám a blízkost k ose systému vyjadřuje jaký preferují systém hospodaření a poloha šipky v kvadrantu zda jedinci ustupují nebo vstupují do systému.



Příloha č. 18 Graf z programu Canoco zobrazuje subdominantní řády Heteroptera a Araneae a jejich vztah k jednotlivým systémům v letech 2008-2011. Délka šipky určuje početnost skupiny jedinců oproti jiným skupinám a blízkost k ose systému vyjadřuje jaký preferují systém hospodaření a poloha šipky v kvadrantu zda jedinci ustupují nebo vstupují do systému.



Příloha č. 19 Graf z programu Canoco zobrazuje recedentní řády Dermaptera, Lepidoptera, Psocoptera, Thysanoptera a Auchenorrhyncha a jejich vztah k jednotlivým systémům v letech 2008-2011. Délka šipky určuje početnost skupiny jedinců oproti jiným skupinám a blízkost k ose systému vyjadřuje jaký preferují systém hospodaření a poloha šipky v kvadrantu zda jedinci ustupují nebo vstupují do systému.



Příloha č. 20 - Tabulka průkaznosti testu Canoco u jednotlivých oblastí

Skupina	průkaznost testu (p)
jižní Morava	
Dominantní	0,234
Subdominantní	0,326
Recedentní	0,116
severní Morava	
Dominantní	0,046
Subdominantní	0,044
Recedentní	0,376

Tabulka ukazuje hladinu významnosti u jednotlivých skupin členovců. Průkaznost testu je statisticky významná pokud nepřesahuje $p=0,05$

Příloha č. 21 - Emergentní past (Foto: Barták)

