

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

Lesnická a dřevařská fakulta

Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství



Agrární terasy jako refugium xerothermních organismů – příklad z okolí Veverských Knínic

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

2015/2016

Tomáš Hamřík

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci: Agrární terasy jako refugium xerothermních organizmů - příklad z okolí Veverských Knínic zpracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b Zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle §60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladu spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně, dne:..... podpis studenta

Poděkování

Na prvním místě patří velké poděkování vedoucímu bakalářské práce Ing. Vladimíru Hulovi, Ph.D., který byl velmi laskavý, vstřícný a ochotně věnoval svůj čas ve prospěch rozvíjení mých vědomostí a mnohé mě naučil. Velký dík dále patří Ing. Ivovi Hertlovi, Ph.D., který v době mého studia v zahraničí prováděl sběr materiálu ze zemních pastí a ochotně se mnou konzultoval neoficiální verzi bakalářské práce. Za poznatky o historii agrárních teras děkuji Ing. Miroslavovi Malému. Za poskytnutí velmi přínosné literatury děkuji Ing. Ondřeji Košuličovi, Ph.D. Poděkování patří i Mgr. Janu Dolanskému za determinaci zářednice *Cheiracanthium campestre*. V neposlední řadě děkuji i Ondřeji Dohnalovi za kontrolu gramatické části anglického textu a Ing. Janu Kubíčkoví a Bc. Janu Korbovi za cenné připomínky k mé bakalářské práci. Samozřejmě děkuji i mé rodině za neocenitelnou podporu během mého studia.

Autor: Tomáš Hamřík

Název: Agrární terasy jako refugium xerothermních organismů – příklad z okolí Veverských Knínic

Abstrakt

Hlavním cílem bakalářské práce je zjistit, zda agrární terasy poskytují xerothermním druhům pavouků vhodný biotop a mohou tedy sloužit jako refugium nahrazující přirozené xerothermní biotopy. V rámci komplexu agrárních teras, které slouží k pěstování zemědělských plodin, byly ze šesti existujících svahů vybrány k výzkumu dva. Jako modelová bioindikační skupina byli vybráni pavouci. Odchyt pavouků byl proveden pomocí zemních pastí, které byly rozmístěny ve třech typech porostu a to řídkém, zapojeném a keřovém. Dohromady bylo rozmístěno 18 pastí, které byly umístěny v šesti liniích, kdy každá linie po třech pastech pokrývala jiný typ porostu. Sběr pavouků proběhl celkově osmkrát ve dnech: 19.6.2014, 24.7.2014, 29.8.2014, 6.10.2014, 20.11.2014, 3.6.2015 a 29.6.2015. Celkem bylo odchyceno 635 kusů pavouků patřících do 66 druhů, 44 rodů a 16 čeledí. Dohromady bylo nalezeno 40 xerothermních často i vzácných druhů pavouků. Mezi ohrožené, které patří do Červeného seznamu pavouků České republiky, náleželo pět druhů (VU – 4, EN – 1). Jednalo o *Micaria formicaria*, *Nematogmus sanguinolentus*, *Neottiura suaveolens* a *Xysticus striatipes*, což jsou druhy vázané na stepi či lesostepi. Nejvýznamnějším nálezem byl *Sibianor tantulus*, což je teprve třetí záznam tohoto xerothermního druhu pavouka v rámci České republiky. Pomocí jednofaktorové analýzy bylo zjištěno, že druhová diverzita pavouků se v rámci jednotlivých typů porostů a tedy stadií sukcese signifikantně neliší. Pavouci jsou tedy rozšířeni rovnoměrně, a tudíž je třeba zachovat mozaikovitost stanovišť. Výsledky bezesporu vypovídají o ochranné významnosti agrárních teras jakožto refugia xerothermních organismů.

Klíčová slova: Araneae, agrární terasy, druhová diverzita, sukcese, refugium, xerotherm

Autor: Tomáš Hamřík

Název: Agrarian terraces as a refuge for xerothermic species of organisms – example from the surroundings of Veverské Knínice

Abstract

The main aim of this bachelor thesis is to explore if agrarian terraces provide a suitable refuge for xerothermic species of spiders. Two slopes within the agrarian terraces area near Veverské Knínice, which are used for growing arable crops, were chosen for the research. Spiders were chosen as a bioindicative, model organism. The spiders were collected using pitfall traps, which were placed in three succession stages: sparse, dense grass turf and bush. Eighteen pitfall traps were placed in six lines. One line consisted of three traps and each of the lines was placed in a different succession stage. The collection was carried out eight times on the following days: 19. 6. 2014, 24. 7. 2014, 29. 8. 2014, 6. 10. 2014, 20. 11. 2014, 3. 6. 2015 and 29. 6. 2015. Overall, 635 samples were collected and identified as 66 species of 44 genus and 16 families. Altogether, 40 xerothermic species were collected, with five of these species listed on the Red List of Czech spiders (VU – 4, EN – 1). These species were: *Micaria formicaria*, *Nematogmus sanguinolentus*, *Neottiura suaveolens* a *Xysticus striatipes*, which are typical for steppes or forest-steppes. The most significant finding was *Sibianor tantulus*, recorded within the Czech Republic only for the third time. The statistical Analyses of Variance found that the type of succession stage does not affect the number of species observed. Species of spiders are evenly spread within terraces. This means that it is very important to preserve a mosaic of habitats within slopes of agrarian terraces. The results indisputably demonstrate the conservation value of agrarian terraces as a refuge for xerothermic organisms.

Klíčová slova: Araneae, agrarian terraces, biodiversity, succession, refuge, xerothermic

Obsah

1 Úvod.....	1
2 Cíl práce	2
3 Literární přehled.....	3
3.1 Vývoj české krajiny od neolitu po současnost	3
3.1.1 Neolit.....	4
3.1.2 Vrcholný středověk	4
3.1.3 Baroko.....	5
3.1.4 Průmyslová revoluce.....	6
3.1.5 Období kolektivizace	6
3.1.6 Porevoluční období	7
3.2 Změny v českém zemědělství a druhová diverzita bezobratlých.....	8
3.3 Reakce bezobratlých na změny v krajině.....	9
3.3.1 Denní motýli (Lepidoptera).....	9
3.3.2 Žahadloví blanokřídlí (Hymenoptera: Aculeata)	10
3.3.3 Suchozemští brouci (Coleoptera).....	10
3.3.4 Rovnokřídlí (Orthoptera)	10
3.3.5 Suchozemští plži (Gastropoda)	11
3.3.6 Pavouci (Araneae).....	11
3.4 Heterogenní krajina.....	12
3.5 Fragmentace stanovišť	13
3.6 Antropogenní stavby jako refugium bezobratlých živočichů	14
3.6.1 Význam postindustriálních stanovišť pro bezobratlé živočichy	14
3.7 Agrární terasy.....	16
3.7.1 Význam viničních teras pro bezobratlé živočichy	16
3.8 Pavouci (Araneae).....	17
3.8.1 Pavouk jako vhodný model k výzkumu	18
4 Charakteristika území	21
4.1 Biogeografie území	21
4.1.1 Brněnský bioregion	22

4.1.2 Flóra a fauna Brněnského bioregionu	22
4.2 Přírodní poměry studovaného území	23
4.2.1 Topografie	23
4.2.2 Geologie a geomorfologie	23
4.2.3 Půdní poměry	24
4.2.4 Klimatické poměry	24
4.2.5 Hydrologické poměry	24
4.2.6 Potenciální stav geobiocenóz	25
4.2.7 Zvláště chráněná území v okolí a jejich charakter	26
4.3 Historie agrárních teras u Veverských Knínic (Říčan u Brna)	27
5 Metodika	31
5.1 Determinace modelové skupiny	31
5.2 Design odchytové metody	32
5.2.1 Linie č. 1	33
5.2.2 Linie č. 2	33
5.2.3 Linie č. 3	34
5.2.4 Linie č. 4	34
5.2.5 Linie č. 5	35
5.2.6 Linie č. 6	35
5.3 Shannon-Wienerův index diverzity	36
6 Výsledky	37
6.1 Ochránářsky významné druhy pavouků	38
6.2 Komentovaný seznam ochránářsky významných druhů pavouků	40
6.2.1 Linyphiidae	41
6.2.2 Theridiidae	41
6.2.3 Hahniidae	42
6.2.4 Dictynidae	43
6.2.5 Titanoecidae	44
6.2.6 Eutichuridae	45

6.2.7 Lycosidae	45
6.2.8 Gnaphosidae.....	46
6.2.9 Thomisidae.....	47
6.2.10 Salticidae	49
7 Diskuse.....	50
7.1 Druhová abundance a diverzita.....	50
7.2 Význam agrárních teras v krajinném kontextu	53
7.3 Ochranný potenciál stanoviště pro xerothermní druhy pavouků.....	54
7.4 Praktické využití bakalářské práce.....	56
8 Závěr	57
9 Summary	58
10 Seznam použité literatury.....	59
11 Přílohy.....	71
11.1 Seznam důležitých pojmů	71
11.2 Tabulkové přílohy	72

1 Úvod

Intenzifikace zemědělství, která probíhala v 60. a 70. letech 20. století, měla za příčinu změnu krajiny do současné podoby. Jemnozrná mozaika krajiny byla nahrazena rozsáhlými poli a biotopy jako remízky, meze a sady již přestávají být obhospodařovány kosením, vypalováním a pastvou, čímž mizela stepní společenstva. Právě tyto ubývající biotopy, které přírodě člověk zničil, si živočichové musí najít jinde. Jako refugium pro bezobratlé vázané na stepní či lesostepní biotopy mohou sloužit například agrární terasy, náspy, výsypky či lomy.

Agrární terasy byly vytvořeny v období intenzifikace zemědělství k produkci zemědělských plodin či ovoce. Právě díky mikrobiotickým podmínkám, kdy je zde vysoká svažitosť, výhřevnost a kamenitý podklad je sukcese na svazích usměrňována a vznikají zde obnažené stepní plošky (Košulič 2014). Tyto podmínky jsou vhodné především pro mnoho druhů bezobratlých, mezi něž patří i pavouci, kteří nám svoji přítomností mohou o významnosti daného biotopu mnohé napovědět.

Pavouci jsou nejrozmanitější skupinou predátorů na zemi, kteří jsou schopni osídlit takřka všechny typy přírodních ekosystémů od chladné horské tundry, přes vodní biotopy až po pouště. Mnoho druhů také nalézá svá útočiště v nepřírozených biotopech, proto je dnes můžeme velice často nalézat ve svých obydlích či na různých postindustriálních stanovištích. Uvádí se, že na jednom metru čtverečním lesního opadu můžeme najít až 200 jedinců pavouků (Kůrka et al. 2015). Ačkoliv jsou pavouci spouště lidem nepříjemní, hroziví tvorové, kteří si nezaslouží žádnou pozornost, tak jsou to ve skutečnosti velice důležití živočichové, bez kterých bychom byli o mnoho ochuzeni. Jejich početnost jako predátorů je výrazná ve všech typech biotopů. Díky tomuto vysokému počtu jedinců a zároveň nevybíravosti potravy, jsou schopni intenzivně regulovat škůdce, kteří se na daném stanovišti vyskytují a tím udržují ekologickou stabilitu ekosystému. Zároveň jejich sítě jsou schopné pohltit více než jednu kořist, a tudíž dochází k hromadné regulaci škůdců (Kůrka et al. 2015). Jedná se o predátory generalisty, kteří jsou aktivní i při nízkých teplotách, a tedy dochází k regulaci škůdců také brzy na jaře, kdy predátoři specialisté jsou ještě neaktivní. (Pekár et al. 2015, Kocourek, Stará 2006).

Pavouci jsou také velice důležitou součástí ochrany přírody. Je to dáno jejich rozmanitostí a schopností indikovat vliv zásahů člověka na životní prostředí. Jejich pokožka zejména na zadečku je tenká, a tudíž jsou náchylní k chemickým změnám v životním prostředí (Kůrka et al. 2015).

2 Cíl práce

Cílem bakalářské práce je zjistit, zda agrární terasy poskytují xerothermním druhům pavouků vhodný biotop a mohou tedy sloužit jako vhodné refugium, které nahrazuje přirozené xerothermní biotopy. Z pohledu krajinného kontextu, krajinné mozaiky a historie využívání území je cílem zjistit, jaký vliv tyto faktory mají na vyhodnocené druhy pavouků a jejich druhovou diverzitu.

3 Literární přehled

Tato kapitola je uvedena souhrnem poznatků o problematice vývoje naší krajiny zejména v kontextu se zemědělstvím. Po rozebrání těchto obecných faktů jsou zmíněny vlivy změn krajiny na druhovou diverzitu bezobratlých a následně jsou uvedeny konkrétní příklady v rámci jednotlivých skupin bezobratlých. V nadcházející části literárního přehledu je popis vlivů heterogenity a fragmentace stanovišť na bezobratlé. Další část zahrnuje informace o významu antropogenních staveb pro bezobratlé až po konkrétní zaměření se na agrární terasy. Poslední část seznamuje s problematikou pavouků a jejich vhodností pro výzkum.

3.1 Vývoj české krajiny od neolitu po současnost

Za posledních 150–200 let naše krajina prošla takovou změnou, která nemá v recentní historii obdoby. Živočichové bezlesí, kteří stovky až tisíce let měli možnost migrovat v rozmanité heterogenní krajině plné nejrůznějších stanovišť, se náhle během několika desetiletí ocitli v nepřekonatelném moři polí a lesů (Konvička et al. 2005). Tito tvorové si musí najít zbytky biotopů, které plní podmínky k jejich životu. V naší kulturní krajině plné lesů a polí se tyto zbytky biotopů jeví jako ostrovy, které jsou od sebe natolik izolované, že živočichům neumožňují migraci.

Zásahy do přirozené krajiny počali neolitem, kdy byl lov a sběr potravy nahrazen zemědělstvím. Důkazem rozšiřování zemědělství bylo období středověké kolonizace, kdy se populace obyvatel zvýšila natolik, že se již začala tvořit síť pravidelně uspořádaných vesnic. Zajímavostí je, že zakladatelé sídel požadovali od kolonistů jako kompenzaci za naturální a peněžní dávky, aby si během určité lhůty postavili obydlí a přeměnili divokou přírodu v pole. Tato lhůta se promítá do názvu obcí Lhota dodnes. Z tohoto faktu plyne, že v této době musel být růst orné půdy značný. Růst populace pokračoval dále i v období baroka, kterému přispěl příchod nových plodin a intenzifikace hospodářství. Období baroka bylo obdobím, kdy naši krajinu začaly zdobit sakrální stavby, jako jsou kříže, Boží muky, kapličky, obrázky nebo sochy svatých. V období baroka naši krajinu také hostilo nejvíce mlýnů v historii. Období průmyslové revoluce přineslo změnu v podobě využití energie, kdy již zdrojem energie nebyly obnovitelné zdroje jako voda, vítr, síla člověka či tažných zvířat, ale neobnovitelné zdroje v podobě uhlí. Tímto obdobím začaly naši krajinu „krášlit“ tovární komíny a dráty elektrického vedení. Následujícím obdobím bylo období socialismu, které bylo v 50. letech charakteristické stěhováním obyvatel do velkých měst, čímž vznikaly velké aglomerace a v roce 1970 ve

městech žily již tři čtvrtiny obyvatel našeho státu. Od druhé poloviny 50. let v naší krajině započaly stavby panelových domů, které jsou pro naši postkomunistickou zemi známy dodnes (Lokoč, Lokočová 2010). Porevoluční období je typické rozsáhlými zastavbami, smrkovými monokulturami, intenzifikací zemědělství a nejružnějšími dotacemi jako jsou například dotace na zalesňování zemědělské půdy.

3.1.1 Neolit

V období neolitu (5300 až 4300 před Kristem) docházelo k prvním zásahům člověka do přírody a kulturní krajina náhle expandovala, kdy tento proces sílil s osídlováním nových oblastí. Docházelo zde k prvnímu odlesňování, ale také k opětovnému zalesňování a obnově vykácených pralesů. Avšak přirozená krajina zde má stále převahu nad krajinou kulturní. V této době se také začínají vytvářet základy polopřirozených lučních, pastvinných, křovinných a lesních společenstev. Krajina sídelních oblastí je již tvořena pestrou mozaikou stanovišť zastoupenou listnatými lesy a v nelesní krajině velkým množstvím polí, lad, pasek, stepí, spálenišť, úhorů, luk a pastvin (Lokoč, Lokočová 2010).

Již v této době na našem území byla fauna a flóra bezlesí, které byl příchod člověka zemědělce a jeho činnost ku prospěchu. Také lesy byly pro dnes vzácnou faunu a flóru velice příznivé. Jednalo se o světlé, otevřené lesy, kde díky spásání praturem a zubrem vznikala pestrá mozaika stanovišť s různými stadii sukcese. Tento charakter lesů byl zachován i po vybytí velkých býložravců díky dobývání palivového dříví, získávání letniny a hrabání steliva či lesní pastvě (Konvička et al. 2005).

3.1.2 Vrcholný středověk

Ve vrcholném středověku (2. polovina 12. až 14. století) zaznamenal vývoj krajiny náhlý zlom. Docházelo zde k velkému odlesnění, vzniku intenzivně využívané, silně mozaikovitě pastevně polní krajiny, která měla parkový ráz. Odlesnění souviselo se získáním surovin ke zhotovení většiny nástrojů například k tavení železa, stavbě domů, dřevo sloužilo dále jako zdroj energie, les byl také místem pastvy dobytka či zdrojem ovoce a medu. Naše krajina nejen, že se stala předmětem soukromého vlastnění, dědičnosti půdy, ale také krajinou změněnou trojpolním osevním systémem a používáním těžkých pluhů.

V této době se začaly rozlišovat pole, zahrady, trvalé louky i pastviny pro domácí zvířata. Blízko lidských obydlí vznikaly zahrady, které byly někdy ohrazené ploty, aby v nich nemohla škodit zvířata, z čehož bylo odvozené pojmenování „zahrada“. Vlhká

údolí potoků či okolí rybníků byla využívána jako louky na rozdíl od toho suché sklonité odlesněné porosty, okraje lesů, skalnaté a další k orbě nevhodná stanoviště sloužila jako pastviny. V krajině měli také své místo sady a vinice, které vznikali na prudkých svazích, hranách údolí či na suchých kopcích. Na terénních nerovnostech měli své místo také menší lesy.

Ve 13. století na našem území existoval maximální počet obcí, kdy byla vytvořena nejhustší síť stezek v historii, jež byla v mnohém zachována až dodnes. Co se týče vodního hospodářství, tak jeho počátek sahá do 12. až 13. století s největším rozvojem ve 14. století v podobě rybníků především v jižních Čechách a na Pardubicku.

Vrcholný středověk a s ním spojené osídlování a obdělávání půdy mělo za následek erozi půdy a tím způsobené povodně, které měnily ráz údolí potoků i řek v důsledku zanášení vrstvami povodňových hlín (Lokoč, Lokočová 2010).

3.1.3 Baroko

V období baroka (1650–1780) docházelo v důsledku erozních, sedimentačních procesů a technologii orby ke vzniku mezí, které především sloužily k pastvě hospodářských zvířat. Větší zastoupení stromů bylo typické pro svahová stanoviště, kde sloužily jako větrolamy, naopak rozptýlená zeleň z volné krajiny v důsledku odlesňování mizela a keřové patro bylo spásáno kozami. Stanoviště nevhodná pro jiné hospodaření byla proměněna v rozmanité pastviny. Barokní krajina byla typická alejemi, které obklopovaly cesty a tím umožňovaly jejich viditelnost na velké vzdálenosti. Na rozdíl od vrcholného středověku zde klesá význam i počet rybníků.

Okraje barokních lesů byly prosvětlené pastvou, což jim dávalo charakter lesostepí a hájů. V lesích probíhala pastva, díky které zde vznikaly řídké porosty a koncem 18. století docházelo k nejvýraznějšímu odlesňování v historii. V důsledku nedostatku paliva a stavebního dříví se od 2. poloviny 18. století začalo zasahovat do druhové skladby lesů, což dávalo vznik lesnímu hospodářství. Nejprve zde byla zaváděna borovice a později i smrk, docházelo také ke vzniku holosečí a v mnoha oblastech došlo k přechodu z nízkého lesa k vysokokmennému lesu. Pastviny a pole postižené erozí byly zalesněny (Lokoč, Lokočová 2010).

Na přelomu 18. a 19. století započalo omezování lesních pastev a pastevectví na málo úživných a nepřístupných plochách. Tímto došlo k přechodu k ustájenému chovu dobytka. Omezené pastevectví bylo důsledkem příchodu nových plodin, jako jsou brambory, řepa a jetel. Kdysi významný chov ovcí byl omezen, jelikož s pokroky v do-

pravní technologii byla dovážena levná vlna a bavlna ze zámoří. Následně docházelo k zornění pastvin a úhorů, zalesňování strmých strání, říčních údolí a dalších jinak nevyužitelných míst (Konvička et al. 2005).

3.1.4 Průmyslová revoluce

Oproti předchozím obdobím znamenalo období průmyslové revoluce (1780–1900) výraznou změnu podoby krajinného rázu. Dosavadní přírodě blízká krajina byla stále více člověkem vytlačována a její podoba byla poznamenána těžbou uhlí, železné rudy, vápence či kaolinu. Naše krajina byla protkaná železnicemi, náspy, zářezy tunelů a viadukty.

V první polovině 19. století se rozloha orné půdy u nás zvýšila asi o čtvrtinu a docházelo k likvidaci úhorů a pastvin v důsledku zavádění střídavého systému hospodaření a stájového chovu dobytka. V roce 1848 došlo k prvnímu novověkému scelování pozemků a nové zemědělské stroje vyžadovaly jednotné tvary a velikosti pozemků, čímž docházelo k jednotvárnosti a homogenitě krajiny.

Lesní hospodářství bylo poznamenáno stavebním rozvojem a velké lesní celky byly přeměněny na smrkové monokultury s řízenou umělou obnovou lesa a na les vysokokmenný. Tímto lesy ztrácely svoji přirozenost a listnaté lesy s buky a duby byly nahrazovány smrkovými monokulturami (Lokoč, Lokočová 2010).

Z první poloviny 19. století jsou první záznamy o ztrátách fauny bezlesí. Jednalo se především o druhy, které vyžadovaly velké rozlohy stanovišť. Hlavním důvodem těchto ztrát byla změna zemědělství a zarůstání lokalit (Konvička et al. 2005).

3.1.5 Období kolektivizace

Krajina v období socialismu (1948–1989) byla poznamenána kolektivizací a intenzifikací zemědělství.

Od konce 50. let do 60. let probíhala první etapa změn v podobě slučování pozemků a rozorávání mezí, remízků a stepních strání, aby bloky orné půdy vykazovaly co nejméně nepravidelností. Likvidací těchto stabilizačních prvků se však zvyšovala půdní eroze (Lipský 1994). Mizely také louky u pramenů a v nivách u potoků, solitérní a liniová zeleň, polní cesty a zvýšila se zemědělská chemizace. Úvozy a plochy zemědělsky nevyužité půdy byly zrekultivovány a mokřady vysušeny (Lokoč, Lokočová 2010). Ještě na počátku kolektivizace v roce 1950 bylo na našem území více než milion soukromých zemědělských hospodářství. O několik let později se počet soukromých hospodářství snížil pouze na několik desítek tisíc. (Lokoč, Lokočová 2010).

Druhá etapa změn probíhala v 70. letech za účelem velkovýroby, kdy se jednalo zřejmě o nejproblematictější období z hlediska dopadu na krajinu a její ekologickou stabilitu. Toto období, kdy výměry bloků orné půdy byly až padesátkrát větší než na počátku 50. let, bylo obdobím intenzifikace zemědělství (Lipský 1994). Právě tyto události byly pravděpodobně příčinou, že se v naší zemi začal vytrácet tradiční vztah k půdě, která již nebyla majetkem jednotlivých rolníků, ale velkých zemědělských družstev. V 80. letech byly prováděny rozsáhlé a nákladné meliorace, které měly za cíl maximální zornění půdy. Na jihovýchodní Moravě docházelo k terasování strmých strání, což byly často poslední lokality stepních biotopů (Konvička et al. 2005).

Řada historických krajinných struktur byla zlikvidována a díky opuštění od tradičních způsobů hospodaření došlo k razantnímu snížení historické hodnoty české krajiny. Ráz krajiny začala narušovat také výstavba rychlostních komunikací a dálnic, které byly rovné, prorážely krajinou, a tedy nerespektovaly její tvar, jak tomu bylo dříve u starých silnic a stezek.

Od sedmdesátých let docházelo k rozšiřování jehličnatých monokultur a holosečí. Na obtížně obhospodařovatelných plochách a na opuštěných pozemcích v pohraničí rostl podíl lesa, který dosahoval nejvyšších rozloh od dob středověké kolonizace. V tomto období zároveň s devastací krajiny docházelo ke vzniku nespočtu chráněných krajinných oblastí a památkových rezervací (Lokoč, Lokočová 2010).

3.1.6 Porevoluční období

Toto období (1989–současnost) s sebou nese následky, které zde zanechala lidská činnost začínající zejména v období socialismu.

V posledním desetiletí 20. století došlo k výrazným změnám ve struktuře využití území. Jednak docházelo k dalšímu nárůstu orné půdy, ale také k určitému úbytku orné půdy, který je způsoben výstavbou nových obytných oblastí, průmyslových areálů a dopravní infrastrukturou. V podhorských a horských oblastech dochází k převodu orné půdy na trvalé travní porosty či v důsledku opuštění orné půdy dochází k jejímu postupnému zarůstání. V posledních dvaceti letech dochází ke zvyšujícímu se zájmu o ekologicky šetrné výrobní postupy, které jsou podporovány tzv. agroenvironmentálními platbami (Miko, Hošek 2009). Nově se objevující formy dotací a nejrůznějších úprav krajiny mají svým způsobem za úkol ekologizovat zemědělství, vytvářet nové prvky podporující ekologickou stabilitu a prostředí podporující druhovou diverzitu. Jedná se například o již zmíněné agroenvironmentální platby, dále Územní systém

ekologické stability, zemědělské a zalesňovací dotace, rekultivace a asanace. V práci Konvičky et al. (2005) autoři uvádí, že v mnoha případech dochází v důsledku neznanosti ekologických vztahů a špatnému formulování daných požadavků spíše ke škodě nežli užitku.

Nejvýraznějším rysem změn využití půdy po roce 1990 je zatravňování orné půdy a zalesňování travních porostů v horských a podhorských oblastech. Naproti tomu je stále přítomna intenzifikace zemědělství, díky které dochází nejen k erozi v důsledku pěstování širokořádkových kultur na svažitých pozemcích, ale také k degradaci půdy v důsledku využívání chemických látek a těžké techniky. To způsobuje ochuzení půdní bioty, zhoršení nebo ztrátu struktury půdy, která již není schopna zadržovat vodu a živiny, což vede k eutrofizaci vody. V neposlední řadě se také velmi rozmohlo pěstování energetických plodin využívaných k výrobě biopaliv. Z toho důvodu naše okolí obklopují velké lány polí hostící zejména žlutě kvetoucí brukev řepku *Brassica napus* (L.).

Opakem v minulosti prováděného scelování pozemků je fragmentace krajiny, kdy dochází k opačnému extrému a to k postupnému dělení větších celků na menší nepropojené plochy, které jsou od sebe odděleny neprostupnými bariérami. Takovou nepřekonatelnou bariérou pro většinu živočichů může být rozsáhlé pole, ale například i dálnice, rychlostní silnice či rozsáhlá zástavba (Miko, Hošek 2009).

3.2 Změny v českém zemědělství a druhová diverzita bezobratlých

Změny v zemědělství jsou jednou z hlavních příčin úbytku české, ale i středoevropské druhové diverzity. Týká se to celé živočišné i rostlinné říše, které doznaly za poslední půlstoletí obrovský pokles počtu druhů. Jedná se nejen o obratlovce, kteří jsou nápadnější a je jim tedy věnována větší pozornost, ale především o bezobratlé, neboť jsou v mnoha případech mnohem náchylnější na změny v jejich životním prostředí. V případě obratlovců šlo o zničení remízků, stepních stráží, okrajů polních cest či přirozených luk, u bezobratlých se jedná zejména o úbytek stanovišť chudých na živiny v podobě stepních stráží a pastvin. Zbytky těchto biotopů jsou v naší krajině v mnoha případech součástí zvláště chráněných území.

Družstva hospodařila tak, aby docílila co největšího výnosu a tím došlo k homogenizaci krajiny, která byla chápána jako velkovýrobní prostor (Lipský 1994). To vše mělo za následek, že se z naší krajiny staly nekončící lány polí obhospodařované bez ohledu na preference jednotlivých druhů živočichů a rostlin. Tyto velké plochy nejen, že živočichům neumožňují migraci, ale také postrádají pro ně nezbytné biotopy. Během

70. a 80. let v období intenzifikace zemědělství docházelo spolu s likvidací stanovišť vhodných pro rostliny a živočichy také k užívání hnojiv a insekticidů, které hubily citlivější druhy. Hnojiva způsobovala, že stanoviště obsahovala nadbytek živin, který zapříčinil růst bohatých společenstev, které poskytovaly domov chudé směsi druhů (Konvička et al. 2005). Druhy vyžadující obnažená stanoviště či stepi jsou tedy závislé na stanovištích chudých na živiny, přičemž používání hnojiv naopak stanoviště obohacuje o živiny a tím ničí přirozené biotopy těchto živočichů.

Dalším zemědělským pokrokem tohoto období byl nárůst mechanizace a změny v technologii chovu dobytka, který znamenal celoroční ustájení a krmení především jádrem. Tyto změny v hospodaření s dobytkem pro naši krajinu znamenaly zánik tradičních květnatých luk a pastvin, které nahradily chudé jetelotravní směsi či pole s pícninami (Konvička et al. 2005).

3.3 Reakce bezobratlých na změny v krajině

Dnešní kulturní krajina již není krajinou protkanou mozaikou odlišných biotopů, nepravidelných struktur, ale jedná se o homogenní krajinu, která je zastoupena zejména monotónními plochami, které plní především produkční funkci. V takové krajině je každá odchylka od dnešní podoby velice cenná. Ať se již jedná o narušení půdního povrchu v podobě motokrosu či pastvy hospodářských zvířat je to nezbytná podmínka k životu pro faunu postrádající v dnešní kulturní krajině raná stadia sukcese či obnažená stanoviště.

3.3.1 Denní motýli (Lepidoptera)

Od začátku síťového mapování v České republice v roce 2002 ze 161 druhů motýlů vyhynulo již 17. V současné době se v České republice vyskytuje 144 druhů denních motýlů, ze kterých je 74 druhů v různém stupni ohrožení (Beneš et al. 2005).

Jednou z hlavních příčin úbytku motýlů je zánik jejich stanovišť, který z velké části souvisel s intenzifikací zemědělství. Motýlům tím zmizely biotopy v podobě mezí, úhorů, květnatých luk, pastvin či okrajů polních cest. Ale také mnoho druhů ohrozilo nadměrné užívání hnojiv a insekticidů (Beneš, Konvička 2007).

V případě řádu motýlů je nutné si uvědomit, že tito bezobratlí, kteří mají v průběhu života rozdílné preference, chápou krajinu jako mozaiku biotopů zastoupenou nejružnějšími stadii sukcese. Dospělí jedinci vyhledávají kvetoucí stanoviště, na kterých mohou sát nektar, keřové porosty, kde se mohou schovat před slunečním žářem či deštěm, obnažené plochy, kde se mohou slunit a v neposlední řadě vyhledávají mikrostanoviště

s živnou rostlinou housenek (Beneš et al. 2002, Konvička et al. 2005). Motýli jsou tedy řádem hmyzu, který ke svému vývoji nezbytně potřebují mozaikovitost biotopů s přítomností chudých a pravidelně narušovaných stanovišť.

3.3.2 Žahadloví blanokřídlí (Hymenoptera: Aculeata)

V České republice bylo celkově zaznamenáno 1343 druhů (Bogush et al. 2007), ale 207 druhů vyhynulo a 766 druhů je zařazeno v červeném seznamu (Straka 2005 a, b, c). Dospělci tohoto hmyzu hnízdí v zemi či rostlinném materiálu. Jedná se převážně o teplomilný hmyz, který je vázán na bezlesou, otevřenou krajinu s biotopy jako jsou například skalní a sprašové stepi či lesostepi (Tropek, Řehounek 2012).

Velký počet vyhynulých druhů žahadlových blanokřídlých je způsoben především v důsledku intenzifikace zemědělství. V teplých oblastech byly vytvořeny velké lány orné půdy a zachovala se pouze některá původní stanoviště, které nebylo možné zorat. Tato stanoviště jsou již nyní z velké části v pokročilých fázích sukcese s pokryvem dřevinné a keřovité vegetace, a tudíž již nesplňují podmínky pro život tohoto hmyzu (Tropek, Řehounek 2012).

3.3.3 Suchozemští brouci (Coleoptera)

Dle červeného seznamu ohrožených druhů (Farkač et al. 2005) v České republice vyhynulo 21 z celkových 508 druhů střevlíků, 22 ze 175 druhů listorohých brouků, 8 ze 108 druhů krasců, 4 ze 158 druhů kovaříků, 8 z 92 druhů potěmníků, 9 z 209 druhů tesaříků, 29 z 521 druhů mandelínek, 40 z 916 druhů nosatců. Nejohroženější skupinou hmyzu jsou majky, kdy z našich 23 druhů pouze 3 druhy nejsou na seznamu ohrožených druhů hmyzu a 10 druhů již vyhynulo (Tropek, Řehounek 2012).

Opět hlavní příčinou vyhynutí jednotlivých druhů suchozemských brouků jsou změny v naší krajině v podobě kolektivizace a intenzifikace zemědělství spojené s úbytkem vhodných stanovišť. Další příčinou byly změny v hospodaření s dobyt看em, kdy z naší krajiny začaly mizet pastviny a louky (Mládek et al. 2006). Brouci, kteří jsou vázání na plochy s ranými stadii sukcese, tímto ztratili pro jejich život nezbytná stanoviště.

3.3.4 Rovnokřídlí (Orthoptera)

Tento řád hmyzu byl v České republice zastoupen 97 druhy, z čehož 7 druhů již vyhynulo a 29 druhů je zahrnuto do červeného seznamu ohrožených živočichů (Holuša, Kočárek 2005). Především se jedná o teplomilné a suchomilné druhy, které jsou mimo jiné

vázány na zachovalé stepní biotopy se sporým bylinným porostem (Tropek, Řehounek 2012).

Právě degradace a fragmentace krajiny spojená se zoráním či zarůstáním stepních biotopů, změny v technologii chovu dobytka spojené s úbytkem extenzivních pastvin je příčinou zániku vhodných stanovišť pro rovnokřídle (Tropek, Řehounek 2012).

3.3.5 Suchozemští plži (Gastropoda)

V současnosti je v České republice známo 169 druhů suchozemských plžů (Horsák et al. 2010) z čehož je 91 na červeném seznamu ohrožených druhů (Beran et al. 2005). Naopak zde není uveden jediný druh, který by na našem území vyhynul.

Mezi ohroženými plži je nespočet teplomilných a suchomilných druhů. Tyto druhy vyžadují zejména otevřená stanoviště s řídkým bylinným porostem a také je většina druhů vázána na vápník bohatý substrát. Právě takto specializovaným suchozemským plžům byla v dobách kolektivizace a intenzifikace zemědělství značná část stanovišť zničena či na zbytku ploch jsou pokročilá stadia sukcese (Tropek, Řehounek 2012).

3.3.6 Pavouci (Araneae)

Zatímco je v České republice v současné době známo 879 druhů pavouků, tak dle aktualizovaného červeného seznamu ohrožených druhů pavouků (Řezáč et al. 2015) již 27 druhů vyhynulo a 362 (41,2 %) je v různém stupni ohrožení. Převážná většina druhů, které jsou v různém stupni ohrožení nebo již vyhynula, je nebo byla vázána především na otevřená stanoviště s nedostatkem živin či na pravidelné narušování (Tropek, Řehounek 2012).

Úbytek většiny druhů je spojen s intenzifikací zemědělství a mizením neprodukčních, otevřených stanovišť z naší krajiny. Tato stanoviště byla proměněna v pole, produkční louky a téměř zmizela extenzivní lada nebo úhory (Tropek, Řehounek 2012).

3.4 Heterogenní krajina

Zejména pro bezobratlé má heterogenní krajina velký význam, jelikož tyto živočichové potřebují refugium, kde mohou žít, kde mohou klást vejce nebo si potřebují najít plochy se zdrojem nektaru. Heterogenita území roste s množstvím přirozených habitatů, jako jsou louky, mokřady či lesní okraje (Záhlová et al. 2009). Právě na takovém území, kde roste počet vhodných přírodních biotopů, je množství příležitostí, jak k získání potravy, tak nalezení úkrytů či živných rostlin pro larvální stadia.

Studie Záhlové et al. (2009) ukazuje, že heterogenita území je sice pro druhovou diverzitu důležitá, ale pro jednotlivé druhy bezobratlých se liší. Například motýli a polokřídli mají požadavky na heterogenitu území větší než pavouci. V případě motýlů je to způsobeno tím, že potřebují během dne i svého vývoje rozdílné typy stanovišť jako jsou například stepní či obnažená stanoviště, kvetoucí plochy, ale také keřové porosty nebo živnou rostlinu pro housenky (Tropek, Řehounek 2012). Na rozdíl od toho pavouci jako skupina predátorů jsou schopni získávat vše pro jejich život nezbytné z biotopu, který právě obývají (Záhlová et al. 2009). Nepotřebují tedy migrovat za dalšími zdroji jako je například v případě motýlů nektar. V tomto výzkumu bylo také zjištěno, že pro některé bezobratlé jsou důležitější okraje tedy ekotony mezi jednotlivými biotopy, než biotopy samotné. U motýlů mohou ekotony sloužit k rozmnožování (Conradt, Roper, 2006) nebo v případě některých specializovaných druhů ploštic mohou sloužit jako stanoviště s výskytem rostlin, které je lákají a jsou žádoucí pro jejich život (Schooley 2004).

Lze říci, že jen některé druhy bezobratlých vyžadují heterogenitu území samu o sobě, ale pro většinu druhů je důležitější množství vhodných biotopů vytvářející rozmanitost v krajině (Záhlová et al. 2009). Zjištěním dalšího výzkumu, který potvrzuje toto tvrzení je, že biotopy, které jsou více hodnotné z hlediska ochrany přírody, jako jsou například extenzivní louky, mokřady jsou více rozmanité, než biotopy jako jsou intenzivní louky či pole (Wood 2001). Úbytek druhového bohatství není pouze způsoben snížením druhové diverzity v rámci stanoviště, ale především kvůli nemožnosti migrace mezi sousedními stanovišti (Hendrickx et al. 2007) a také nepřítomností potravy (Kruess, Tscharrntke 1994).

3.5 Fragmentace stanovišť

Fragmentace habitatů v zemědělské krajině je hlavní hrozbou pro biologickou diverzitu a především pro druhovou diverzitu bezobratlých (Kruess, Tschardtke 1994). Již od počátku dělení krajiny na malé fragmentované plochy habitatů byla konektivita mezi plochami jednotlivých habitatů zničena. Právě tato konektivita mezi habitaty je velmi důležitá pro distribuci a perzistenci jednotlivých populací (With, Crist 1995).

V případě druhů, které mají menší předpoklady k mobilitě mezi plochami a hrozí jim vymření, nejsou vymírající jedinci na dané ploše nahrazeni jedinci ze sousedních ploch. Často druhy, které mají nízkou konkurenceschopnost, jsou naopak schopny osídlit neosídlené plochy rychleji, než druhy které mají lepší konkurenceschopnost (Nee, May 1992, Kareiva, Wennergren 1995). To bylo potvrzeno studiemi, kde bylo zjištěno, že krajina s malými a izolovanými plochami v zemědělsky intenzivně využívané krajině hostí relativně nesespecializované tedy méně konkurence schopné druhy (Aviron et al. 2005; Schweiger et al. 2005).

Sklon k šíření se mezi jednotlivými druhy pavouků silně liší a ukazuje se být v pozitivní korelaci se stupněm pestrosti habitatu. Což předpokládá, že specializované druhy žijící na izolovaných stanovištích jsou omežovány. Naopak jsou zde schopny žít pouze některé druhy s velkou schopností mobility (Bonte et al. 2003, Bell et al. 2005). Příkladem může být zjištění, že na malých, velmi izolovaných stanovištích v rámci zemědělské krajiny se vyskytuje méně druhů pavouků. Dále bylo pozorováno, že zemědělské plochy, které hraničí s polopřirozeným stanovištěm hostí více druhů, než zemědělské plochy, které s těmito stanovišti nehraničí. Dalším důkazem migrace pavouků mezi jednotlivými stanovišti je, že přírodní habitaty, které se nachází na zemědělských plochách, zahrnují jak druhy pavouků obývajících polní plochy, tak pavouky vázané na přírodní habitaty (Schmidt, Tschardtke 2005).

Izolace fragmentovaných habitatů je nejen důsledkem úbytku druhů, ale také snižuje efekt přirozených nepřátel, čímž je narušen potravní řetězec. Druhy predátorů specializované na fytofágní druhy hmyzu jsou předpokládány k vymření jako první, v důsledku čehož hrozí vypuknutí kalamity škůdců. Na stanovišti je důležitá především přítomnost hojných druhů přirozených nepřátel, jelikož u vzácných druhů je biologická kontrola škůdců neefektivní. Populace přirozených nepřátel na fragmentovaných habitatech je schopna růst pouze tehdy, jestliže je zde již životaschopná populace fytofágního hmyzu, který jim slouží jako potrava (Kruess et al. 1994).

Fragmentace habitatů je sice pro bezobratlé velkým rizikem, ale může se v jednotlivých skupinách lišit. Druhová diverzita pavouků na izolovaných plochách v zemědělské krajině se zvyšuje s množstvím nezemědělských ploch v okolí (Schmidt et al. 2005). Na rozdíl od toho v případě střevlíků bylo prokázáno, že druhová diverzita se na zemědělských plochách v porovnání s přírodními biotopy významně neliší, což je způsobeno velkým počtem polních druhů (Cole et al. 2005). U včel došlo k jejich úbytku, jelikož jsou závislé na diverzitě kvetoucích rostlin, která se v homogenní krajině snižuje (Tschardtke, Gathmann, Steffan-Dewenter 1998).

3.6 Antropogenní stavby jako refugium bezobratlých živočichů

Postindustriální (antropogenní) stanoviště jsou člověkem vytvořená místa, na kterých ustala či byla omezena průmyslová činnost. Postupně zde nastávají přírodní procesy, osídlování různými organismy a tvoří se zde specifická společenstva. Vymizení úspěšně mladých a nezarostlých stanovišť z naší krajiny je jedna z hlavních příčin úbytku ohrožených druhů. Právě proto se tyto druhy z volné krajiny stěhují na stanoviště, kde člověk razantněji zasahuje do přirozených sukcesních procesů a tím těmto druhům vytváří náhradu za pro ně přirozené biotopy. Pro bezobratlé mají z ochranného hlediska význam především stanoviště, která jsou pozůstatkem po těžbě nerostných surovin (kamenolomy, doly, pískovny, hliniště apod.) a deponie (výsypky, odkaliště po těžbě rud a struskopopílková odkaliště po spalování uhlí). Dále také okrajové i silniční a železniční násypy a některé typy městských prostředí (Tropek, Řehounek 2012).

3.6.1 Význam postindustriálních stanovišť pro bezobratlé živočichy

Právě místa, která jsou mnohými chápána, jako symbol degradace naší krajiny bývají osídlována společenstvy druhů, které jsou v mnoha případech vzácné a ohrožené. Tyto postindustriální stanoviště osídlují druhy zvané specialisté, které mají ke svému životu extrémně vyhraněné nároky jako je přítomnost výhřevných skal, pohyblivých sutí či osluněného sypkého písku. Ale své útočiště zde také nachází i méně náročné a konkurenčně slabé pionýrské druhy, které vyhledávají například řídké slunné křoviny či lesní lemy. V obou případech zde druhy nacházejí optimální podmínky k životu a k založení velkých, dlouhodobě životaschopných populací. Je nutné také zmínit lesní druhy brouků a plžů, které jsou vázané na živé, ale i mrtvé stromy. Tyto druhy bezobratlých potřebují ke svému životu druhově, věkově, ale i prostorově různorodý les. Dnešní lesy, které jsou typické smrkovými monokulturami, neposkytují daným druhům bezobratlých vhodné útočiště (Tropek, Řehounek 2012). Některé lesní druhy potřebují ke svému ži-

votu velmi řídký porost s osluněnými stromy různého staří (Konvička et al. 2004). V dnešním stavu krajiny bychom takový porost nemuseli chápat jako les, ale byla by to pro nás spíše skupinka stromů, do které bychom asi na houby nevyrazili. Různorodé faktory, které převládají na postindustriálních stanovištích, vytvářejí vhodné podmínky pro fungování těchto řídkých lesů (Tropek, Řehounek 2012). Tropek et al. (2010, 2012) na základě různých skupin organismů zjistili, že spontánní sukcese v opuštěných lo-mech a na černouhelných haldách vytváří ochránářsky velmi cenná společenstva se zastoupením ohrožených druhů stepních a lesostepních specialistů. Naproti tomu se potvrdilo, že na plochách technicky rekultivovaných se vyskytují běžné druhy, které například najdeme i na poli či rumišti (Tropek et al. 2010, 2012).

V případě náspů byl jejich význam pro bezobratlé prokázán již první studií ve Velké Británii na počátku 90. let. Bylo zjištěno, že jestliže travnaté plochy kolem dálnic necháme samovolnému vývoji, bude výskyt motýlů na těchto plochách sice nižší než v okolních rezervacích, ale vyšší než na přilehlých zemědělských plochách. Často se nabízí otázka, jestli těmto živočichům nehrozí nebezpečí ze strany vozidel. Ke kolizím sice dochází, ale tuto ztrátu vyrovná čistý zisk z vlastní existence biotopů, bez kterých by zde motýli nebyli (Konvička et al. 2005).

Dokonce je známo, že některé druhy bezobratlých již v běžné krajině České republiky prakticky nežijí a postindustriální stanoviště jsou jedinými refugii, kde tyto druhy nachází podmínky pro svůj život. Z těchto druhů stojí za zmínku například pakutilka *Nysson hrubanti* (Balthasar, 1972) a stopčík pobřežní *Mimumesa littoralis* (Bondroit, 1934), kteří nachází svá útočiště na odkalištích (Tropek, Řehounek 2012). Dále kříš *Platymetopius guttatus* (Fieber, 1869), který byl považován za vyhynulého, byl znovuobjeven ve vápencových kamenolomech a černouhelných haldách (Malenovský, Tropek 2009). Například okáč metlicový *Hipparchia semele* (Linnaeus, 1758), který vymíral ve východních Čechách, měl jedinou životaschopnou populaci na odkalištích opatovické elektrárny. S její rekultivací i tato poslední populace vyhynula, což znamenalo vyhynutí tohoto druhu motýla v celých východních Čechách. Jediná recentní populace na Moravě se nalézá na černouhelných výsypkách v okolí obce Zbýšov (Hula, osobní sdělení). Nakonec také velice známý motýl jasoň červenooký *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) byl do naší přírody reintrodukován do vápencových kamenolomů u Štramberka (Tropek, Řehounek 2012).

Jak bylo zmíněno v práci Konvičky et al. (2005), tak tyto industriální pustiny v jejich celkové rozloze zaujímají v rámci České republiky desetitisíce hektarů. Jejich celková rozloha je tedy určitě větší než celková rozloha všech našich nelesních chráněných území. Jejich dopad na bezobratlé je srovnatelný s chráněnými územími. Z čehož vyplývá, že se jedná o potenciálně velmi výhodně využitelná území ve prospěch ochrany bezobratlých živočichů. Bohužel je ochranný potenciál těchto stanovišť minimálně využíván, i přesto že může přispět k zastavení krize středoevropské přírody (Konvička et al. 2005).

Tato kapitola může vyvolávat myšlenku, zda druhy bezobratlých žijící na stanovištích jakou jsou lomy, jsou zde schopny žít i za přítomnosti těžby. Na tuto otázku odpovídají výsledky výzkumu, kdy se ukázalo, že některé druhy motýlů vázaných svoji existencí na lomy je osídlují, byť zde probíhá těžba a dokonce dosahují větších populací, než v nečinných lomech (Konvička et al. 2005).

3.7 Agrární terasy

Jedná se o svahové stupně, které jsou tvořené téměř vodorovnou plošinou a příkřejším svahem terasy. Plošina bývá zpravidla dlouhá a úzká. Terasování je proces, který přetváří prudší svahy na mírněji skloněné až vodorovné plošiny, které jsou od sebe oddělené zemními nebo pevnými stupni orientovanými ve směru vrstevnic (Smolová et al. 2010).

Agrární terasy se podle způsobu vzniku dělí na stavěné, mezi které patří například vinohrady či sady a na vznikající samovolně (tzv. gravitační terasy), jež jsou přechodného tvaru. Podle velikosti lze rozdělit mikroterasy a makroterasy. Co se týče materiálu, který tvoří stupeň terasy, tak se může jednat o zemní nebo kamennou zídku (Smolová et al. 2010).

3.7.1 Význam viničních teras pro bezobratlé živočichy

Vznik viničních teras má počátek v 60–80. letech 20. století tedy v období nejvýraznější zemědělské intenzifikace. V této době byla velká část mimoprodukčních xerothermních svahů a lučních biotopů zterasována pro produkci révy vinné *Vitis vinifera* (L.). Na terasových plošinách vznikaly vinice s trávnickými svazích teras, které jsou svými biotickými a abiotickými vlastnostmi podobné stepním trávnickům přirozených a polopřirozených stanovišť. Díky vysoké svažitosti, výhřevnosti a vápnitému sprašovému podkladu dochází na terasách k blokování sukcese. Právě takové vlastnosti poskytu-

jí příležitost k vytvoření mikroklimatických podmínek vhodných pro vzácné stepní druhy bezobratlých živočichů (Košulič 2014).

Výsledky výzkumu Košuliče (2014) ukázaly, že biotopy svahů s prořídlym stepním trávníkem a holým půdním substrátem jsou útočištěm pro mnoho vzácných epigeických druhů pavouků. Naopak svahy s přítomností keřů s hustší vegetací jsou útočištěm vzácných epifytických druhů pavouků, které jsou typické pro vyšší vegetaci stepí a lesostepí na hlubokých půdách. Důkazem výskytu vzácných druhů pavouků jsou výsledky inventarizace, která byla provedena v rámci jihomoravských viničních teras. Z celkového počtu druhů pavouků patřilo 40 % ke vzácným xerothermním druhům a 15 % druhů náleželo do Červeného seznamu ohrožených živočichů (Košulič 2014). Mezi vzácnými druhy, které tvořili eudominantní část byly *Alopecosa solitaria* (Herman, 1879), *Cheiracanthium pennyi* (O. P.-Cambridge, 1873), *Gnaphosa lucifuga* (Walckenaer, 1802), *Thanatus arenarius* (L. Koch, 1872). Jedná se o druhy vázané na stepní trávníky udržované v raném sukcesním stadiu (Košulič 2014). Dankaninová a Gajdoš (2010) potvrdili význam viničních teras jako refugia pro ohrožené a vzácné druhy pavouků na Slovensku. Jednalo se o 24 druhů pavouků z celkového počtu 167 druhů.

Uvedené výsledky jasně poukazují na to, že viniční terasy jsou unikátním refugiem, které v dnešní krajině dokáže takřka plnohodnotně nahradit mizející přirozené stepní či lesostepní biotopy. Předchozí odstavce také prozrazují, že v současné době jsou výzkumy arachnofauny známy především z jihomoravských viničních teras ležících v panonské biogeografické oblasti, ale chybí data z agrárních teras ležících mimo panonskou biogeografickou oblast, které jsou především využívány k pěstování zemědělských plodin. Právě tato bakalářská práce přináší poznatky z této v kontextu agrárních teras méně prozkoumané oblasti.

3.8 Pavouci (Araneae)

Jedná se o řád, který je typický tvorbou pavučin, jež vytváří za pomoci snovacích bradavek, ve kterých ústí snovací žlázy umístěných na konci zadečku. Dalším typickým znakem je osm kráčivých končetin a dvě makadla, která plní funkci ústních orgánů. Makadla také slouží k orientaci v prostoru a u samců je na jejich koncích umístěn párový kopulační orgán. Pavouci mají zadeček přirostlý k hlavohruďi pouze štíhlou stopkou. U většiny druhů se setkáme s osmi očima, které tvoří různě uspořádané tvary. V neposlední řadě jsou typickým znakem pavouků jejich klepítka, kde ústí jedová žláza,

jež slouží k ochromení potravy (Kůrka et al. 2015). V České republice je známo 879 druhů pavouků, kteří spadají do 39 čeledí (Řezáč et al. 2015).

3.8.1 Pavouk jako vhodný model k výzkumu

V současné době je celkově popsáno více než 45 800 druhů pavouků spadajících do 114 čeledí (Platnick 2016), pro porovnání počet ptačích druhů se pohybuje kolem 10 000 a ryb kolem 32 000 (Herberstein, Hebets 2013). Od ostatních skupin živočichů se pavouci odlišují například tvorbou pavučin, netypickými různorodými genitáliemi, řadou smyslových orgánů jako jsou chemoreceptory, mechanoreceptory, štěrbinovité orgány či seskupení štěrbin různých délek označované jako lyriformní orgány, oči uspořádané do skupin a také specializovaným chováním (Foelix 2011, Herberstein 2011).

Také díky netypickým smyslům jsou pavouci využíváni jako modely při výzkumu alometrie mozek-tělo a při výzkumu funkcí mozku, jelikož tvoří různé modifikace. Je zajímavé, že i ty nejmenší druhy pavouků, i přes velmi malý centrální nervový systém jsou schopny provozovat činnost jako je tvorba pavučin. Pavouci se jeví také jako ideální model při výzkumu evoluce a funkce komplexní signalizace. Především se jedná o řadu signalizací kombinujících seismické a vizuální komponenty, které se projevují při námluvách. Pavouci se vyskytují ve velkých počtech, což umožňuje získat velký vzorek k výzkumu. Prostředí, ve kterém pavouci projevují svoji signalizaci, může být vytvořeno poměrně snadno. Se signalizátory i přijímači signalizace, v případě námluv se jedná o samce a samici, lze manipulovat a vytvářet modifikací signalizačních složek i v zajetí (Herberstein, Hebets 2013).

Dalším důvodem využití pavouků jako modelu k výzkumu je jejich behaviorální plasticita. Pod tímto si lze představit schopnost změnit fenotyp chování či morfologický fenotyp v rámci reakce na změnu v životním prostředí (Hazlett 1987). Pro představu se jedná například o změnu velikosti a tvaru pavučiny v závislosti na velikosti prostoru ke stavbě nebo na základě předchozí zkušenosti v jaké části pavučiny bude kořist pravděpodobně chycena (Harmer, Herberstein 2009, Nakata 2012). Dále se jedná o změnu chování při odlišných podmínkách při rozmnožování. Samci pavouků při námluvách využívají prvky odpovídající aktuálním podmínkám jejich životního prostředí a přestávají používat ty, které mohou být špatně přijímány. Naopak samice může měnit svá kritéria pro výběr opačného pohlaví v závislosti na rozdílných podmínkách prostředí (Herberstein, Hebets 2013). Příkladem je slíďák *Schizocosa floridana* (Bryant, 1934), u kte-

rého samice kopulují se samci v lepší kondici zejména za tmy, což prokazuje, že samice si nevybírá samce na základě kondice za světla (Rundus et al. 2011).

Jedním z nejvíce zkoumaných jevů behaviorálních a evolučních výzkumu je sexuální selekce. Pavouci slouží jako užitečný model při výzkumu sexuálních konfliktů a samčí monogamie (Herberstein, Hebets 2013). Samice pavouků jsou známé sexuálním kanibalismem, což se jeví jako nejvíce extrémní forma sexuálního konfliktu (Elgar, Schneider 2004). Důvodu může být více, jedním z nich je například získání kvalitních živin pro potomstvo a tím zajištění jejich vyšší životaschopnosti (Welke, Schneider 2012). Pavouci představují excelentní model k testování předpokladu sexuální antagony koevoluce jako výsledek sexuálního konfliktu. Samčí monogamie může být způsobena například důsledkem toho, že u některých druhů zpravidla dochází k poškození genitálů již během první kopulaci. Samci mají párové pedipalpy, a tudíž díky poškození jsou limitováni k dvěma kopulacím za život (Herberstein, Hebets 2013).

Pavouci jsou predátoři, kteří mají mnoho strategií lovu a preferencí habitatu, různé období aktivity a vyskytují se v mnoha agroekosystémech. To vše jim dává předpoklad být vhodný model při boji proti škůdcům v rámci biologické kontroly (Marc et al. 1999). Příkladem regulace škůdců je pokus, kdy na jabloni s výskytem škodlivé můry *Spodoptera littoralis* (Boisduval, 1833) bylo díky regulaci pavouky až o 98 % housenek méně, než na stromech, kde byli pavouci odstraněni. Přičemž 64 % housenek bylo zabito a zbylých 34 % housenek strom v důsledku stresu opustilo (Honěk, Řezáč 2008).

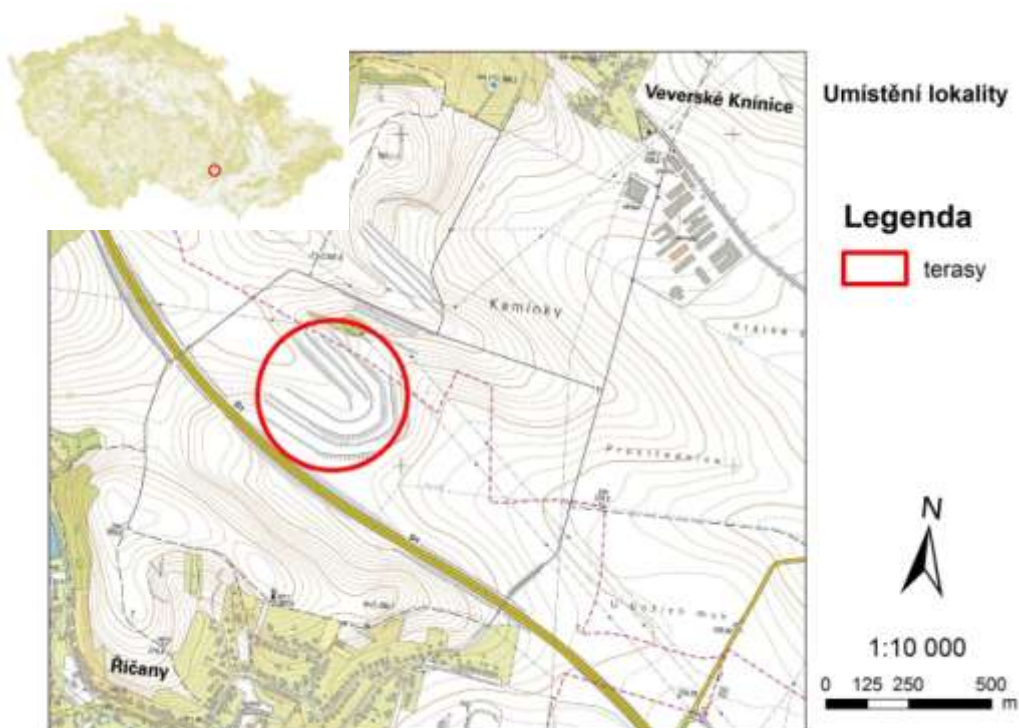
Jako konzumenti se pavouci účastní bioakumulace celé řady kontaminantů zahrnujících těžké kovy, jako jsou kadmium (Cd), zinek (Zn), měď (Cu) a olovo (Pb). Jedná se především o epigeické druhy pavouků lovcí relativně málo mobilní hmyz, který se zdržuje na kontaminované ploše déle, než v případě létajícího hmyzu loveného pavouky, kteří stavějí sítě. Zároveň epigeické druhy jsou s kontaminanty v přímém styku a jedná se u nich především o Cd a Cu (Marc et al. 1999). Clausen (1986) zjistil, že pavouci stavějí sítě v sobě kumulují těžké kovy také ze vzduchu, jelikož vždy starou kontaminovanou síť zkonsumují. Dále změny v hustotě pavouků žijících na stromech mohou negativně a významně korelovat s množstvím oxidu siřičitého v atmosféře (Clausen 1986). Na rozdíl od lišejníků, které v sobě kumulují toxické látky řadu let, u pavouků jde většinou o měsíce. Jedná se tedy o vhodný model při výzkumu kumulace toxických látek v životním prostředí v daném, krátkém období (Marc et al. 1999).

Pavouci jsou schopni na úrovni společenstva rychle a zřetelně reagovat na krátké nebo náhlé změny v životním prostředí, které jinými klasickými indikátory, jako jsou

například cévnaté rostliny, nejsou integrovány vždy ve stejné míře. Pavouci jsou ve vysokých počtech přítomni od země až po horní části vegetace, vykazují specifické ekologické nároky na jejich habitat a odlišnosti v pavoučím společenstvu mohou být zjištěny i na malém území v rámci daného biotopu. V rámci potravního řetězce zauímají strategickou úlohu buď jako predátoři nebo kořisti. Tato fakta předurčují pavouky jako vhodné bioindikátory (Marc et al. 1999). Některé druhy spolehlivě indikují zachovalé, ochránářsky hodnotné biotopy. Pavouci tedy hrají i významnou roli v praktické ochraně přírody (Kůrka et al. 2015).

4 Charakteristika území

Zkoumané území leží v katastrálním území obce Říčany u Brna, od které se nachází přibližně 500 m severním směrem (Obr. 1). Přibližně 1 km severně od území leží obec Veverské Knínice. Říčany náleží do okresu Brno-venkov v Jihomoravské kraji. Leží severním směrem od města Rosice, severozápadním směrem od Brna a v sousedství leží město Ostrovačice (Google Earth 2013). V rámci katastrálního území a heterogenity se jedná o území s drobnými segmenty orné půdy, ale severně navazuje katastr Veverských Knínic s ornou půdou ve velkých celcích (ČÚZK 2016).



Obr. 1: Poloha území v rámci České republiky a katastrálního území (Vytvořeno v softwaru Esri ArcMap 10.3.1, ArcGIS online)

4.1 Biogeografie území

Území spadá do kontinentální biogeografické oblasti. Jedná se o biogeografickou provincii středoevropských listnatých lesů a hercynskou podprovincii. Území patří do Brněnského biogeografického regionu (ČÚZK 2016). Typem biochor je -3BL, což jsou rozřezané plošiny na neutrálních permských sedimentech suché oblasti 3. vegetačního stupně (Culek et al. 2005). Fytogeografickou oblastí je Mezofyitikum a podoblastí Karpatké mezofyitikum. Přírodní lesní oblastí je Předhoří Českomoravské vrchoviny (ČÚZK 2016).

4.1.1 Brněnský bioregion

Brněnský bioregion je tvořen okrajovou vrchovinou Hercynika. Pod tento bioregion spadá Bobravská vrchovina, střední část Boskovické brázdy, západní okraj Dražanské vrchoviny a východní okraj Křižanovské vrchoviny. Bioregion je typický protáhlým tvarem ve směru S-J. Plocha bioregionu zaujímá 812 km², z čehož je 34 % orná půda, 4 % travní porosty, 40 % lesy a 1,1 % vodní plochy (Culek et al. 1996).

V bioregionu převažuje 3. vegetační stupeň (dubovo-bukový) s výrazným zastoupením 2. vegetačního stupně (bukovo-dubový) a malým podílem 4. vegetačního stupně (bukový). Převážná část území je zastoupena smrkovými monokulturami *Picea abies* (L.) (Culek et al. 1996).

Bioregion je tvořen převážně brněnským masívem a tedy amfibolickými granodiority a diority a starými metabazity. Boskovická brázda je vyplněna především permskými červenými pískovci a jílovci. Reliéf je tvořen systémem hrástí a prolomů a má převážně charakter ploché vrchoviny s výškovou členitostí 150–200 m. Typická výška bioregionu je 250–500 m (Culek et al. 1996). Převážná část bioregionu leží v nejteplejší mírně teplé klimatické oblasti MT11, okraje směrem k úvalům patří do teplé oblasti T2, hřbety do mírně teplé oblasti MT7 (Quitt 1971). Podnebí je poměrně teplé a mírně suché, což je způsobeno polohou v mírném srážkovém stínu Českomoravské vrchoviny. Průměrný roční úhrn srážek v nedaleké Veverské Bitýšce je 559 mm a průměrná roční teplota je 8 °C. Členitý reliéf způsobuje značnou modifikaci podnebí, kdy jsou hojné teplotní inverze a naopak extrémně suché teplé polohy na jižních svazích. Brněnský bioregion je typický střídáním hnědozemě až hnědozemní černozemě na spraších ve sníženinách a typické kambizemě a luvizemě na svazích hřbetů a jejich úpatích. Ojedinele se na vyšších hřbetech objevují kyselé typické kambizemě. Ve skalnatých údolích a na strmých svazích se vyskytují různé typy litozemí, rankerů a na vápencích typických rendzin (Culek et al. 1996).

4.1.2 Flóra a fauna Brněnského bioregionu

Převažují prvky středoevropské, hercynské, vzácně se objevují i druhy karpatského migrantu, mezi které například patří ostřice převislá *Carex pendula* (Huds.) a pryšec mandloňolistý *Euphorbia amygdaloides* (L.). Z panonských druhů zde lze najít například dub pýřitý *Quercus pubescens* (Willd.), kavyl sličný *Stipa pulcherrima* (K. Koch) a len žlutý *Linum flavum* (L.). Mezi norické druhy, které vyznívají od jihu, patří kručinka chlupatá *Genista pilosa* (L.), křivatec český *Gagea bohemica* (Zauschn.) a brambořík

nachový *Cyclamen purpurascens* (L.). Z dealpidů a perialpidů se zde ojediněle vyskytuje například penízek chlumní *Thlaspi montanum* (L.). Slatinné druhy se zde vyskytují řídce, patří mezi ně kapradiník bažinný *Thelypteris palustris* (L.) a tuřice latnatá *Vignea paniculata* (L.) ad. (Culek et al. 1996).

Fauna je velmi ovlivněna brněnskou aglomerací, což se projevuje výskytem synantropních druhů jako je kuna lesní *Martes martes* (Linnaeus, 1758) či poštolka obecná *Falco tinnunculus* (Linnaeus, 1758). Na xerothermních lokalitách přežívají druhy panonského prvku jako kudlanka nábožná *Mantis religiosa* (Linnaeus, 1758) a ještěrka zelená *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768). Ze savců stojí za zmínku ježek východní *Erinaceus concolor* (Martin, 1838), myšice malooká *Apodemus microps* (Kratochvíl & Rosicky, 1952) či vrápenec malý *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800) a z ptáků například strakapoud jižní *Dendrocopos syriacus* (Hemrich & Eherberg, 1934), břehule říční *Riparia riparia* (Linnaeus, 1758) nebo moudivláček lužní *Remiz pendulinus* (Linnaeus, 1758). Mezi zde se vyskytující měkkýše patří páskovka žíhaná *Cepaea vindobonensis* (Férussac, 1821), žitovka obilní *Granaria frumentum* (Draparnaud, 1801) či zemoun skalní *Aegopis verticillus* (Lamarck, 1822). Z hmyzu se zde vyskytuje kobylka *Ephippiger ephippiger* (Fiebig, 1784) nebo pestrokřídlec podražcový *Zerynthia polyxena* (Denis & Schiffermüller, 1775) (Culek et al. 1996).

4.2 Přírodní poměry studovaného území

4.2.1 Topografie

Střední nadmořská výška na území agrárních teras je 300–400 m (ČÚZK 2016). Nejnižší bod teras má nadmořskou výšku 355 m a nejvyšší bod 385 m (Google Earth 2016). Lze zde tedy vidět poměrně značné převýšení.

4.2.2 Geologie a geomorfologie

Území geologicky spadá do období paleozoika tedy období prvohor. Na zkoumané ploše území se nachází následující horniny: jílovec, pískovec a prachovec, typem hornin je sediment zpevněný. Soustavou je zde Český masív – pokryvné útvary a postvariské magmatity. Geologický region je mladší paleozoikum brázd, oblastí svrchní karbon a perm (ČGS 2016).

Co se týče geomorfologie, tak území spadá do Česko-moravské soustavy a Brněnské vrchoviny. V rámci celku území patří k Boskovické brázdě a hraničí s Křižanov-

skou vrchovinou, podcelkem je Oslavanská brázda a okrskem Hvozdecká pahorkatina (ČÚZK 2016). Provincií je Česká vysočina a systém Hercynský (INSPIRE 2016).

4.2.3 Půdní poměry

Půdním typem je zde kambizem a subtypem kambizem modální (ČGS 2016). Jedná se o skupinu hnědých půd, které patří mezi kambisoly. Půda je převážně mělká až středně hluboká, hlinitopísčité až písčité, značně skeletovitá, formou nadložního humusu je moder nebo morový moder. Půda je většinou středně až silně kyselá, sorpčně nenasyčená (Buček, Lacina 1999).

Co se týče BPEJ, tak na studovaném území převládá 5.30.54 (ČÚZK 2016). Bonitovaná půdně ekologická jednotka 5.30.54 náleží do 5. třídy ochrany zemědělského půdního fondu, její průměrná cena je 3.22 Kč za m² a bodová výnosnost této půdy je číselně vyjádřena na stupnici 0–100 hodnotou 26 (VÚMOP 2015). Dle VÚMOP (2015) se jedná o středně hlubokou půdu (30–60 cm), která je středně skeletovitá (25–50 % skeletu), patří do kategorie střední sklonitosti (7–12 °) a severní expozice (severozápad až severovýchod). Půda je středně náchylná k erodovatelnosti a její pH je slabě kyselé (5,6–6,5) (VÚMOP 2015).

4.2.4 Klimatické poměry

Klimatická oblast na studovaném území je MT11. Území tedy patří do mírně teplé klimatické oblasti. Klimatická oblast MT11 je charakteristická dlouhým létem, jenž je teplé a suché. Přechodné období je krátké s mírně teplým jarem a mírně teplým podzimem. Zima je krátká, teplá a velmi suchá s krátkým trváním sněhové pokrývky (Quitt 1971).

Jedná se o 5. klimatický region (MT 2), který je mírně teplý a mírně vlhký. Průměrná roční teplota je zde 7–8 °C a průměrný úhrn srážek 550–650 (700) mm (VÚMOP 2015).

4.2.5 Hydrologické poměry

Nedaleko Ostrovačic pramení řeka Veverka, která protéká katastrálním územím Veverské Knínice a je pravostranným přítokem řeky Svratky (Google Earth 2016). Území spadá do povodí Dunaje a dílčího povodí Dyje. Jedná se tedy o součást úmoří Černého moře. Správcem povodí je Povodí Moravy. Část území patří do zranitelné oblasti (HEIS 2016).

4.2.6 Potenciální stav geobiocenóz

Následující geobiocén byl určen prostřednictvím HPJ a převodních tabulek. Dále byly výsledky porovnány s okolními skupinami typů geobiocénů, které byly určeny na základě souboru lesních typů. V nejbližším okolí agrárních teras převládá soubor lesního typu 3K (kyselá dubová bučina) a 3S (svěží dubová bučina) (ÚHUL 2016). Dle geobotanické mapy dané území částí spadá do bikových bučin a částí do acidofilních doubrav. Žádná forma územního systému ekologické stability se na studovaném území nevyskytuje (ČÚZK 2016).

Querci-Fageta (dubové bučiny), QF, 3 AB 3

Následující informace byly převzaty z práce Bučka a Laciny (1999).

Skupina zaujímá především vypuklé části mírných až středních svahů a oblé hřbety v pahorkatinách a nižších vrchovinách. Především se jedná o rozmezí nadmořské výšky 300–600 m. Půdotvorné podloží tvoří převážně minerálně chudší silikátové horniny. Území je tvořeno zejména oligotrofní kambizemí písčitohlinitého až hlinitopísčitého charakteru. Půdy jsou obvykle středně hluboké, středně kyselé, minerálně slaběji zásobené, ve vegetačním období prosýchavé.

Dřevinné patro je druhově chudé a dominuje zde buk lesní *Fagus sylvatica* (L.) a dub zimní *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., nepravidelnou příměs tvoří habr *Carpinus betulus* (L.). Keře se obvykle nevyskytují. Také synusie podrostu je druhově chudá. Převažují acidofilní oligomezotrofy z nichž je dominantní bika hajní *Luzula luzuloides* (Lam.) Dandy & Wilmott, z trav je zde hojný výskyt metličky křivolaké *Avenella flexuosa* (L.), třtiny rákosovité *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, vtroušené i lipnice hajní *Poa nemoralis* (L.). Z bylin jsou nejhojnější euryekní druhy jako sasanka hajní *Anemone nemorosa* (L.), konvalinka vonná *Convallaria majalis* (L.), jestřábník zední *Hieracium murorum* (L.) a jestřábník savojský *Hieracium sabaudum* (L.), pstroček dvoulistý *Maianthemum bifolium* (L.), rozrazil lékařský *Veronica officinalis* (L.). Charakteristický je ostrůvkovitý výskyt mechorostů a to především ploníku ztenčeného *Polytrichum formosum* (Hedw.) G. L. Sm. aj.

V současnosti je tento typ geobiocénu využíván především zemědělsky, zejména jako orná půda. Zvláště v členitějším reliéfu je využíván jako louky a pastviny příslušející převážně do chudších společenstev svazu *Arrhenatherion*. Lesy jsou zastoupeny převážně borovými *Pinus sylvestris* (L.) a smrkovými monokulturami. V minulosti byla

část lesů obhospodařována jako pařeziny, a tudíž je zde buk na ústupu a převažují zde výmladkové doubravy *Quercus petraea* a habrové doubravy.

4.2.7 Zvláště chráněná území v okolí a jejich charakter

Nedaleko studovaných teras se nachází dva přírodní parky. Jedním z nich jsou Podkomorské lesy, který se nachází přibližně 2,5 km západně vzdušnou čarou a druhým je Údolí Bílého potoka, který se nachází přibližně 2,5 km severně vzdušnou čarou.

Přírodní park Podkomorské lesy

Území je tvořeno rozsáhlou členitou zalesněnou náhorní plošinou, která má průměrnou nadmořskou výšku 450 m. V lesích je velké množství potoků a studánek, podél západní hranice tečou řeky Kuřimka a Veverka. Území je geologicky budováno vyvřelinami Brněnského masívu, jež je zde tektonicky porušen, což je důvodem hojného výskytu skal a skalek, škrapů nebo kamenitých polí v západní části. Jedná se o fylity, ortoruly, devonské vápence a slepence. Součástí tohoto Přírodního parku je PR Jelení žlíbek, PR Krnovec, PR Břenčák, PP Junácká louka, PP Na skalách a PP Kůlny.

Charakter velké části lesů je pozměněn výsadbou jehličnanů. Porosty přírodně blízkého charakteru najdeme především na prudších či skalnatých svazích. Na severně exponovaných svazích a ve stinných údolích se vyskytují převážně bučiny, naopak na teplejších a slunnějších plochách doubravy či dubohabřiny (Martiško et al. 2007).

Přírodní park Údolí Bílého potoka

Území je tvořeno dlouhým Bílým potokem, který protéká sevřeným a hluboce zaříznutým zalesněným a často skalnatým údolím procházejícím mírně zvlněnou náhorní plošinou. Geologicky je území tvořeno Brněnským masívem, zejména amfibolitickými granodiority s vložkami krystalických vápenců.

Na břehu koryta se vyskytuje bohatý a převážně přirozený porost. Po většině délky jsou na dně údolí zachovány plochy polokulturních luk. Strmé srázy především severně exponovaných svahů jsou skalnaté s četnými skalními výchozy a suťovisky. Nelesní krajina se skládá zejména z orné půdy či v menší míře z mozaiky extenzivních sadů, mezí, travinobylinných lad či lesních lemů. Na nepřístupných místech jako jsou skalnaté srázy, se vyskytují lesy přírodě blízkého charakteru. Zejména se jedná o bučiny, suťové lesy a doubravy, vzácně na extrémních výslunných místech fragmenty zakrslých doubrav. V tomto přírodním parku se také vyskytují jedinečné přírodě blízké či přirozené jedlobukové lesy (Martiško et al. 2007).

V okolí studovaných agrárních teras se nenachází žádné zvláště chráněné území, které by mělo jako předmět ochrany stepní společenstva. Přibližně 500 m od agrárních teras se nachází rozsáhlý sad ovocných dřevin. Okolí tvoří zejména lesy a pole. Studované agrární terasy jsou tedy v rámci dané oblasti pravděpodobně jediným refugiem pro xerothermní organismy.

4.3 Historie agrárních teras u Veverských Knínic (Říčany u Brna)

Dne 12.2.2016 v Říčanech u Brna proběhlo setkání s bývalým předsedou JZD Veveří Ing. Miroslavem Malým (Obr. 2). Předmětem setkání bylo zjištění historie agrárních teras mezi Říčany u Brna a Veverskými Knínicemi. Ing. Malý působí v odvětví zemědělství v této oblasti již více než 60 let a až do roku 2012 byl předsedou představenstva zemědělského družstva Veveří (dříve JZD Veveří), a tudíž má podrobný přehled o tamější zemědělské činnosti.

V roce 1954 se na místě teras vyskytoval velmi svažité kopec se sklonem 16–20 %, na kterém byly zbytky sadu s třešní ptačí *Prunus avium* (L.) a pozůstatky ploch révy vinné *Vitis vinifera*. Réva vinná *Vitis vinifera* (L., 1753) se vyskytovala v horních, úrodnějších partiích kopce. Na kopci se nacházely stepní plošky, travinobylinná společenstva či keře s přítomností růže šípkové *Rosa canina* (L., 1753), slivoně trnky *Prunus spinosa* (L.) nebo dosud se zde vyskytujícího janovce metlatého *Cytisus scoparius* (L.). Údajně se zde vyskytoval také vřes obecný *Calluna vulgaris* (L.), byť se zde nezachoval. Díky bohatým keřovým porostům vytvářejícím remízky, zde byl největší výskyt bažanta obecného *Phasianus colchicus* (Linnaeus, 1758) a zajíce polního *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) v okolí. Pastva na tomto území neprobíhala vzhledem k pravidelnému vysychání stanovišť (Malý, ústní sdělení).

Rok 1976 znamenal sloučení okolních družstev, kdy Malý jako předseda JZD navrhl tento kopec terasovat. Terasování probíhalo pomocí traktorů v průběhu roku 1977. Všechny terasy na studovaném území byly vytvořeny současně ve stejném období a stejným způsobem. Vzhledem k tomu, že většina plochy teras byla pokryta neúrodnou, písčitou půdou, bylo nutné sem přivést půdu úrodnější. Ve stejné době započala výstavba tunelu v Brně v Žabovřeskách a materiál v podobě zeminy a kamení byl svážen na k tomu určené místo v Brně v Bystrci. Právě tato půda byla na terasy dovezena a po celé ploše teras rovnoměrně rozprostřena a překryta původní zeminou. Tato úprava začala horními terasami a pokračovala směrem k dolním terasám, které byly tedy pokryty

zbytkem materiálu, který zahrnoval i horniny, což je důvodem, že jsou tak kamenité (Malý, ústní sdělení).

Navrhování teras bylo inspirováno vinařskou oblastí v okolí Moutnic, kde se v této době začaly vytvářet nyní již typické terasy s vinohrady, které jsou charakteristické svojí značnou šířkou. V takové podobě jako jsou terasy mezi Říčany u Brna a Veverskými Knínicemi se tedy vyskytují pouze na jižní Moravě. Prvotním záměrem tedy bylo terasy využít k založení vinohradu, ale podmínky pro dotace na vinohrad byly tou dobou omezeny pro pozemky do nadmořské výšky 300 metrů, přičemž nadmořská výška daného území se pohybuje mezi 355–385 metry. Nakonec tedy na terasách vinohrad vytvořen nebyl, ale rovné plochy, které byly obdělávány zejména pomocí koní, sloužily k pěstování zemědělských plodin. V případě těžké techniky by v důsledku vysoké sklonitosti terénu hrozilo nebezpečí havárie (Malý, ústní sdělení). V rámci Jihomoravského kraje se zřejmě jedná o nejseverněji položené terasy tohoto typu.

V současné době se na území teras střídají brukev řepka *Brassica napus*, která se může pěstovat pouze jednou za 6 let, pšenice setá *Triticum aestivum* (L., 1753), ječmen setý *Hordeum vulgare* (L.) a jsou zde vysévány jetelotravní směsi. Co se týče chemizace, tak dle slov Ing. Malého se zde snaží o její minimální využívání a probíhá jednou až dvakrát ročně, kdy jednou ročně se aplikují chemické látky proti chorobám a jednou ročně proti plevelům. Každé tři až čtyři roky se zde vyváží močůvka, kterou se tedy i hnojí (Malý, ústní sdělení).

Do budoucna se na území teras nic neplánuje, ale Malý by zde nejraději opět obnovil sad, kterého jsou tu pozůstatky v podobě několika třešní ptačích *Cerasus avium*. Nehrozí ani, že by došlo k úplné likvidaci teras, které tu budou pravděpodobně na věčnost (Malý, ústní sdělení). Vývoj zkoumaného území za posledních 300 let je na Obr. 3, 4, 5.



Obr. 2: Diskuse s Ing. Malým o historii agrárních teras v okolí Veverských Knínic



Obr. 3: Charakter území v roce 1716 (Historický ústav AV ČR 2016)



Obr. 4: Charakter území v roce 1953 (CENIA 2016)



Obr. 5: Charakter území v roce 2015 (Seznam.cz 2016)

5 Metodika

Sběr pavouků na agrárních terasách probíhal pomocí zemních pastí. Jako pasti sloužily plastové kelímky, jejichž výška byla 14,3 cm a průměr 9,5 cm. Tyto kelímky byly zakopány do země až po jejich ústí tak, aby byly maskovány a zároveň plnily úkol pasti. Přibližně do jedné třetiny výšky každého kelímku byl jako konzervační látka nalit 4% formaldehyd, který byl pravidelně v době výběru materiálu obměňován. Počátek sběru modelové skupiny byl zahájen na agrárních terasách dne 18.5.2014. Výběr živočišného materiálu z pastí v roce 2014 proběhl v přibližně měsíčních intervalech celkem šestkrát ve dnech: 19.6.2014, 24.7.2014, 29.8.2014, 6.10.2014, 20.11.2014. Vzhledem k poměrně pozdnímu zahájení sběru pavouků v roce 2014, bylo nutné toto zmeškané období nahradit jarním sběrem v roce 2015, který započal 1.5.2015. Sběr proběhl dvakrát ve dnech: 3.6.2015 a 29.6.2015.

Po výběru materiálu byla zkoumaná skupina vložena do plastových uzavíratelných ZIP sáčků o velikosti 4×6 cm, do kterých byl jako konzervační látka nalit 70% denaturovaný ethanol. Do sáčků byl vložen také lokální štítek, který obsahoval název katastru, terasy, porostu, linie a datum sběru. Sáčky byly následně vloženy do jednotlivých uzavíratelných plastových lahví, kdy každá láhev obsahovala pavouky z jiného termínu sběru. Další skupiny bezobratlých jako jsou brouci (Coleoptera), blanokřídlí (Hymenoptera), rovnokřídlí (Orthoptera), stonožky (Chilopoda), mnohonožky (Diplopoda) ad., ale také obratlovci jako jsou hlodavci (Rodentia) nebyly k vlastnímu výzkumu využity.

Vliv stadia sukcese porostu na početnost druhů pavouků byl testován jednofaktoremovou analýzou rozptylu ANOVA v programu R 3.2.4. Dále byla vypočtena diverzita druhů dle Shannon-Wienerova indexu v programu Excel 2007, ve kterém byly provedeny i další výpočty, tabulky a některé grafy.

5.1 Determinace modelové skupiny

Před determinací bylo nutné pavouky rozdělit na adultní a juvenilní jedince. Vzhledem k tomu, že determinaci lze úspěšně provést pouze na základě tvaru plně vyvinutých pohlavních orgánů, tak juvenilní jedinci nebyli k vlastnímu výzkumu využiti.

Samotná determinace byla provedena za použití binokulárního mikroskopu značky Arsenal s okulárem o zvětšení $10\times$. Pavouci byli určeni za pomoci literatury (Heimer, Nentwig 1991) a internetového klíče (Nentwig et al. 2003). Taxonomické zařazení bylo provedeno dle World Spider Catalog 17.0 (Platnick 2016). Materiál byl určen řešitelem bakalářské práce za pomoci vedoucího práce pana Ing. Vladimíra Huly, Ph.D.

5.2 Design odchytové metody

V komplexu agrárních teras se šesti svahy byly pro výzkum arachnofauny vybrány dva svahy. První tři linie (linie č. 1–3) byly umístěny na svah ležící v nadmořské výšce 367–373 m a další tři (linie č. 4–6) byly umístěny na svah v nadmořské výšce 378–384 m (Obr. 6). Rozloha komplexu teras je přibližně 9,5 ha. Níže položený svah má rozlohu přibližně 0,8 ha a výše položený svah přibližně 0,4 ha (Google Earth 2016).

Pasti byly rozmístěny v liniích po třech, kdy první past byla umístěna v dolní části svahu blízko hranice pole-svah, druhá uprostřed svahu a třetí v horní části svahu blízko hranice svah-pole. Každá linie byla umístěna do části svahu s odlišným stadiem sukcese, které byly rozlišeny do třech kategorií: řídký porost (Obr. 7, 10), zapojený porost (Obr. 9, 11) a keřový porost (Obr. 8, 12). Bylo tedy celkem rozmístěno 18 zemních pastí. Pro snadné nalezení zemních pastí byl na nejbližší keř či rostlinu při začátku každé linie přivázán modrý provaz.



Obr. 6: Rozmístění linií v rámci komplexu agrárních teras (Vytvořeno softwarem Esri ArcMap 10.3.1, ArcGIS online)

1ŘP – první svah, řídký porost, 1K – první svah, keřový porost, 1ZP – první svah, zapojený porost, 2ŘP – druhý svah, řídký porost, 2K – druhý svah, keřový porost, 2ZP – druhý svah, zapojený porost.

5.2.1 Linie č. 1

Tato linie pastí byla umístěna na severovýchodně orientovanou část 1. svahu v levé části teras. Šířka svahu byla přibližně 14 m. Podloží zde bylo velmi kamenité s minimem vegetace s přibližně 25% pokryvností. Z rostlin se zde vyskytoval dominantně bodlák obecný *Carduus acanthoides* (L.) a ovsík vyvýšený *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl. Materiál z této linie byl na lokálním štítku označen jako 1ŘP (první svah, řídký porost). V roce 2015 byla tato část svahu 2. linií.



Obr. 7: První svah, řídký porost – 1ŘP (1.5.2015)

5.2.2 Linie č. 2

Linie pastí číslo 2 byla umístěna na jiho-jihovýchodně orientovanou část 1. svahu přibližně ve střední části teras. Šířka svahu byla asi 11 m. Jednalo se o poměrně kamenité podloží s velkým množstvím keřů. Dominantně se zde vyskytovala slivoň trnka *Prunus spinosa*. Materiál z této linie byl na lokálním štítku označen jako 1K (první svah, keřový porost). V roce 2015 byla linie 1K umístěna na severo-severovýchodně orientovanou část svahu na začátku levé části agrárních teras, a tudíž se jednalo o 1. linii. Také zde byla dominantní slivoň trnka *Prunus spinosa*.



Obr. 8: První svah, keřový porost – 1K (1.5.2015)

5.2.3 Linie č. 3

Poslední linie v rámci 1. svahu byla umístěna v pravé části teras na část, která byla jihozápadně orientovaná. Šířka svahu byla přibližně 10 m. Jednalo se o část svahu s velkým množstvím vegetace a přibližnou pokryvností 80 %. Dominantní zde byl výskyt ovsíku vyvýšeného *Arrhenatherum elatius* a hadince obecného *Echium vulgare* (L.). Materiál z této linie byl na lokalitním štítku označen jako 1ZP (první svah, zapojený porost).



Obr. 9: První svah, zapojený porost – 1ZP (29.6.2015)

5.2.4 Linie č. 4

Linie pastí číslo 4 byla umístěna na východně orientovanou část 2. svahu přibližně ve střední části teras. Šířka svahu byla asi 8 m. Podloží zde bylo kamenité s vegetací pokrývající přibližně 50 % svahu. Dominantně se zde vyskytovali ovsík vyvýšený *Arrhenatherum elatius* a mateřídouška vejčitá *Thymus pulegioides* (L.). Materiál z této linie byl na lokalitním štítku označen jako 2ŘP (druhý svah, řídký porost).



Obr. 10: Druhý svah, řídký porost – 2ŘP (1.5.2015)

5.2.5 Linie č. 5

Linie byla umístěna na severo-severovýchodně orientovanou část 2. svahu v levé části teras. Šířka svahu byla přibližně 10 m. Vegetace pokrývala asi 80% plochy. Byl zde opět dominantní výskyt ovsíku vyvýšeného *Arrhenatherum elatius* a janovce metlatého *Cytisus scoparius*. Materiál z této linie byl na lokalitním štítku označen jako 2ZP (druhý svah, zapojený porost).



Obr. 11: Druhý svah, zapojený porost – 2ZP (29.6.2015)

5.2.6 Linie č. 6

Tato linie byla také umístěna na severo-severovýchodně orientovanou část 2. svahu ke konci levé části teras. Šířka svahu byla přibližně 10 m. Jednalo se o keřový porost s dominantním zastoupením slivoně trnky *Prunus spinosa* a růže šípkové *Rosa canina*. Materiál z této linie byl na lokalitním štítku označen jako 2K (druhý svah, keřový porost). V roce 2015 byla tato linie přibližně ve střední části na levé straně teras a opět se jednalo o severo-severovýchodně orientovanou část svahu. V porostu byl dominantní janovec metlatý *Cytisus scoparius* a slivoň trnka *Prunus spinosa*.



Obr. 12: Druhý svah, keřový porost – 2K (1.5.2015)

5.3 Shannon-Wienerův index diverzity (Divíšek, Culek 2013)

Tento index odráží počet jedinců a jejich rovnoměrnost rozložení mezi jednotlivé druhy. Čím vyšší je index druhové diverzity, tím je v daném společenstvu více druhů. To znamená, že v relativně menším počtu jedinců je rozložen velký počet druhů.

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

V uvedeném vzorci S je celkový počet druhů, p_i je relativní abundance druhu i , \ln je přirozený logaritmus, n_i je počet jedinců druhu i a N je celkový počet jedinců.

6 Výsledky

Celkově proběhlo osm sběrů, kdy šest sběrů spadalo do období 18.5.–20.11.2015 a dva sběry do období 1.5.–29.6. Celkově bylo odchyceno 635 kusů pavouků, kdy tento počet zahrnoval 487 kusů (76,7 %) adultních jedinců, z čehož bylo 397 kusů (81,5 %) samců a 90 kusů (18,5 %) samic. Zbytek a tedy 148 kusů (23,3 %) byli juvenilní jedinci, kteří nebyli determinováni. Na lokalitě bylo odchyceno 66 druhů pavouků, což je 7,6 % z celkového počtu druhů pavouků žijících v České republice. Tyto druhy patřily do 44 rodů a 16 čeledí, kdy je vše zaznamenáno v Tab. 1. Niž položený svah v rámci komplexu teras (1. svah) hostil 47 druhů (71,2 %) pavouků a výše položený svah (2. svah) 49 druhů (74,2 %) pavouků. Shannon-Wienerův index diverzity zde je 3,22. Dále byl počet druhů rozdělen i dle hojnosti (Obr. 13). Co se týká typu porostu a tedy stadia sukcese, tak v řídkém porostu bylo odchyceno 40 druhů (60,6 %) pavouků, v zapojeném a keřovém porostu 43 druhů (65 %).

Druhově nejpočetnější čeledí pavouků byla čeleď Linyphiidae se 14 druhy pavouků (21,2 %) a druhou nejpočetnější čeledí byla čeleď Lycosidae se 13 druhy (19,7 %) pavouků. Nejhojnější čeledí byla čeleď Lycosidae se 137 kusy pavouků (21,6 %) a druhou nejhojnější čeledí byla čeleď Gnaphosidae se 68 kusy (10,7 %) pavouků.

Nejvíce pavouků bylo odchyceno v období 1.5.–3.6.2015 s počtem 290 jedinců (45,7 %). Naopak nejméně jedinců v počtu 25 kusů (3,9 %) bylo odchyceno v období 19.6.–24.7.2014. Nejvíce adultních jedinců se 261 kusy (53,6 %) bylo odchyceno v období 1.5.–3.6.2015 a naopak nejvíce juvenilních jedinců se 42 kusy (28,6 %) v období 24.7.–29.8.2014. Vše nasvědčuje bionomii pavouků, kdy v jarním období probíhá páření, a tudíž pavouci dospívají a během léta přichází na svět juvenilní jedinci.

Na lokalitě byl v největším množství odchycen slíďák *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757) se 102 kusy (16 % jedinců) a vzápětí slíďák *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802) se 73 kusy (11,5 % jedinců). Naopak pouze jeden jedinec byl nalezen u čeledi Thomisidae s druhy *Xysticus erraticus* (Blackwall, 1834), *Xysticus bifasciatus* (C. L. Koch, 1837) a *Xysticus striatipes* (C. L. Koch, 1870), dalšími pavouky nalezenými po jednom kusu byli *Pachygnatha listeri* (Sundevall, 1830) a *Cheiracanthium campestre* (Lohmander, 1944), čeleď Salticidae a do ní patřící *Heliophanus cupreus* (Walckenaer, 1802), *Euophrys frontalis* (Walckenaer, 1802) a *Sibianor tantulus* (Simon, 1868), čeleď Linyphiidae, do které patřili *Araeoncus crassiceps* (Westring, 1861), *Bathyphantes nigrinus* (Westring, 1851), *Centromerus sylvaticus* (Blackwall, 1841), *Nematogmus*

sanguinolentus (Walckenaer, 1842), *Palliduphantes alutacius* (Simon, 1884), *Porrhomma errans* (Blackwall, 1841), *Tenuiphantes alacris* (Blackwall, 1853), *Tenuiphantes flavipes* (Blackwall, 1854), *Walckenaeria obtusa* (Blackwall, 1836) a Theridiidae s druhem *Neottiura suaveolens* (Simon, 1879). Nakonec i Lycosidae s druhy *Pardosa prativaga* (C. L. Koch, 1870) a *Xerolycosa miniata* (C. L. Koch, 1834) a Gnaphosidae, mezi které náležely *Zelotes latreillei* (Simon, 1878), *Zelotes petrensis* (C. L. Koch, 1839) a *Haplodrassus umbratilis* (C. L. Koch, 1866).



Obr. 13: Početnost druhů pavouků spadajících do jednotlivých kategorií hojnosti Hojnost (Buchar, Růžička 2002): VR – velmi vzácný, R – vzácný, S – středně hojný, A – hojný, VA – velmi hojný, N – nezařazený.

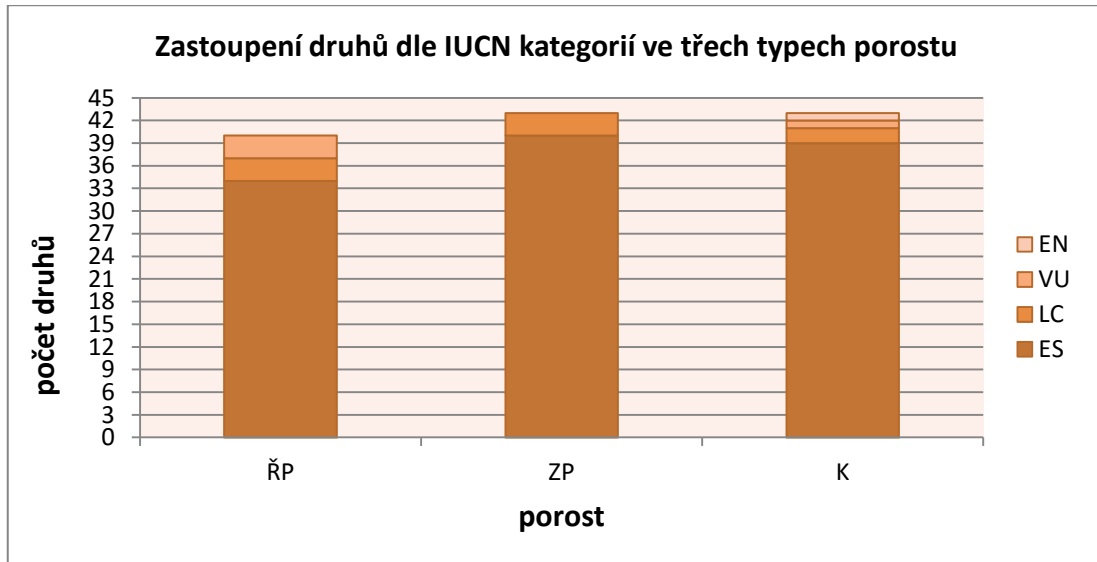
6.1 Ochranařsky významné druhy pavouků

V této podkapitole je uvedeno několik vzácnějších druhů pavouků odchycených na studovaných agrárních terasách. Ve většině případů se jedná o druhy ochranařsky významné, které jsou bioindikátory zachovalých stepních společenstev.

Na lokalitě bylo nalazeno 40 xerothermních druhů, což je více než polovina z celkového počtu nalezených druhů (60,6 %), kdy toto množství zahrnovalo 233 jedinců (47,8 %). Mezi pavouky bylo nalezeno 9 druhů (13,6 %), které náležely k téměř ohroženým až ohroženým druhům v celkovém počtu 17 kusů. Byly zde zaznamenány 4 druhy, které patří do kategorie téměř ohrožený (LC), 4 druhy do kategorie zranitelný (VU) a 1 druh patřící do kategorie ohrožený (EN) (Obr. 14). Dále 14 druhů pavouků patřilo k druhům velmi málo tolerantním k antropogennímu narušení biotopů (RI), z čehož je 9 druhů téměř ohrožených až ohrožených a 4 druhy obývají pouze klimaxová stanoviště, která jsou minimálně narušena činností člověka, kdy jsou všechny 4 druhy téměř ohrožené až ohrožené. Za zmínku ještě stojí, že zde bylo nalezeno 31 druhů, které patřily k druhům

obývajícím, jak klimaxová, tak i druhotná polopřirozená stanoviště (Obr. 15). U 4 druhů pavouků jsou některá z uvedených dat nekompletní, a tudíž se skutečnost mírně liší.

Na základě provedené jednofaktorové analýzy rozptylu ANOVA (Obr. 16) se nulová hypotéza nezamítá, což znamená, že druh porostu nemá prokazatelný vliv na počet druhů pavouků ($F= 0,279$, $p= 0,761$).



Obr. 14: Počet druhů pavouků patřících do jednotlivých kategorií ohrožení v rámci třech typů porostu

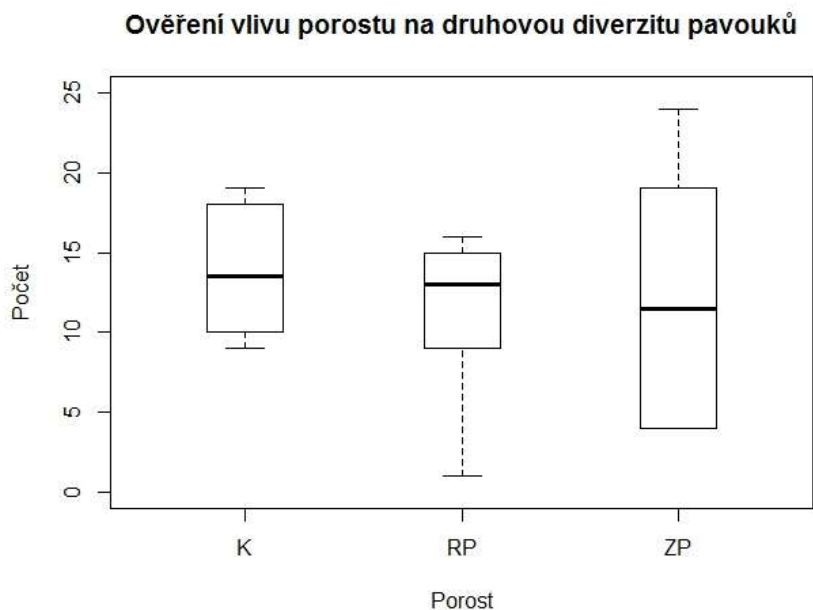
Porost: ŘP – řídký porost, ZP – zapojený porost, K – keřový porost.

Stupeň ohrožení (Řezáč et al. 2015): EN – ohrožený, VU – zranitelný, LC – téměř ohrožený, ES – není ohrožený.



Obr. 15: Početní zastoupení druhů pavouků dle důrazu na původnost stanoviště

Původnost stanoviště (Buchar, Růžička 2002): C – klimaxová stanoviště, SN – druhotná stanoviště, D – pravidelně narušovaná stanoviště, A – umělé prostředí lidských sídel, N – nezařazený.



Obr. 16: Ověření hypotézy, že typ porostu ovlivňuje druhovou diverzitu pavouků (Vytvořeno softwarem R 3.2.4), $F = 0,279$, $p = 0.761$

K – keřový porost, RP – řídký porost, ZP – zapojený porost.

6.2 Komentovaný seznam ochránářsky významných druhů pavouků

Charakteristika jednotlivých druhů pavouků byla provedena na základě následujících zdrojů: Buchar (1983), Buchar, Růžička (2002), Kůrka et al. (2015), Řezáč et al. (2015) a rozšíření v rámci síťového mapování bylo převzato z databáze České arachnologické společnosti (2016).

Mezi druhy, které nebudou popsány v podkapitolách níže, ale zaslouží si alespoň zmínku, náleží například *Mermessus trilobatus* (Emerton, 1882), což je severoamerický druh pavučenky, která byla zavlečena do Německa a také díky aeronautickým schopnostem se šíří dále po Evropě. Poprvé byla na našem území pozorována v roce 2007 a vyskytuje se jak na mokřadech, tak i xerotermech. Dalším druhem pavučenky je *Araeoncus crassiceps*, kdy se jedná o u nás nepříliš hojný mokřadní druh pavouka. Zajímavým druhem je *Porrhomma errans*, což je u nás vzácný druh plachetnatky s nejasnými ekologickými nároky. Z dalších nepříliš hojných druhů pavouků je pokoutník *Tegenaria campestris* (C. L. Koch, 1834), který se na otevřených biotopech vyskytuje řidčeji. Jako poslední druh lze zmínit nepříliš hojného běžníka *Ozyptila atomaria* (Panzer, 1801), který se vyskytuje na xerotermech a to zejména na skalních stepích, lesních okrajích, v doubravách, na osluněných stráních porostlých trnkou a také na haldách a v lomech.

6.2.1 Linyphiidae

Tato čeleď pavouků byla determinována vedoucím bakalářské Ing. Vladimírem Hulou, Ph.D.

Nematogmus sanguinolentus (Walckenaer, 1842)

Český název: pavučenka krvavá

Areál rozšíření: palearktický (v Evropě teplejší oblasti)

Hojnost: R

Počet nálezů v období 0–2015: 54 (22 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 20 (4 kvadráty)

Stupeň ohrožení: ohrožený

Reliktnost: –

Termopreference: –

Fytogeografická oblast: termofytikum

Původnost stanoviště: C

Výskyt: Tento druh pavouka se vyskytuje na bylinách a keřích nacházejících se na stepních biotopech. V rámci České republiky se vyskytuje pouze v nejteplejších oblastech Čech a Moravy.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (3.6.2015): první terasa, řídký porost na horní hranici svah-pole (1ŘP-P2).

6.2.2 Theridiidae

Asagena phalerata (Panzer, 1801)

Český název: snovačka zdobená

Areál rozšíření: palearktický

Hojnost: A

Počet nálezů v období 0–2015: 136 (82 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 13 (13 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: není ohrožený

Reliktnost: R

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: mesofytikum, oreofytikum a termofytikum

Původnost stanoviště: C, SN

Výskyt: Tato snovačka se vyskytuje na osluněných, suchých a teplých místech s řídkou bylinnou vegetací. Jedná se o biotopy, jako jsou skalní stepi, písčiny, suché trávníky,

vřesoviště, suché okraje rašelinišť nebo lesní okraje. V České republice se vyskytuje roztroušeně v teplejších oblastech.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (19.6.2014): druhá terasa, keřový porost dolní hranice pole-svah (2K-P1), 1 × samec (24.7.2014): první terasa, řídký porost, střední část linie (1RP-S), 1 × samec (3.6.2015): druhá terasa, zapojený porost, dolní hranice pole-svah (2ZP-P1).

Neottiura suaveolens (Simon, 1879)

Tento druh byl determinován vedoucím bakalářské Ing. Vladimírem Hulou, Ph.D.

Český název: snovačka líbezná

Areál rozšíření: Evropa po Rusko s výjimkou nejsevernějších oblastí

Hojnost: R

Počet nálezů v období 0–2015: 49 (19 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 11 (7 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: ohrožený

Reliktnost: RI

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: termofytikum

Původnost stanoviště: C

Výskyt: Snovačka líbezná obývá vegetaci skalních stepí a suchých trávníků. V ČR pouze na jižní Moravě, ale přechodně zaznamenána ve východním Polabí.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (29.6.2015): druhá terasa, řídký porost, horní hranice svah-pole (2ŘP-P2).

6.2.3 Hahniidae

Hahnia nava (Blackwall, 1841)

Tento druh byl determinován vedoucím bakalářské Ing. Vladimírem Hulou, Ph.D.

Český název: příčnatka stepní

Areál rozšíření: palearktický

Hojnost: S

Počet nálezů v období 0–2015: 201 (66 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 48 (20 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: není ohrožený

Reliktnost: RI

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: mesofytikum, termofytikum

Původnost stanoviště: C, SN

Výskyt: Příčnatka stepní obývá nížiny až střední polohy s výskytem na skalních stepích, ale i na polích a haldách mezi řídkou vegetací a pod kameny.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (3.6.2015): první terasa, keřový porost, střední část linie (1K-S), 2 × samec (3.6.2015): druhá terasa, zapojený porost, horní hranice svah-pole (2ZP-P2), 1 × samice (3.6.2015): druhá terasa, zapojený porost, horní hranice svah-pole (2ZP-P2).

6.2.4 Dictynidae

Tento druh byl determinován vedoucím bakalářské Ing. Vladimírem Hulou, Ph.D.

Argenna subnigra (O. P.-Cambridgei, 1861)

Český název: cedivečka tmavá

Areál rozšíření: Evropa po Rusko

Hojnost: S

Počet nálezů v období 0–2015: 54 (32 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 13 (6 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: není ohrožený

Reliktnost: RI

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: mesofytikum, termofytikum

Původnost stanoviště: C, SN

Výskyt: Tento druh se vyskytuje pod kameny, v detritu, na lišejnících, osluněných keřích či stromcích na otevřených přirozených xerothermních biotopech jako jsou skalní stepi, písčiny, stepní trávníky, ale i uměle vytvořených xerothermních biotopech jako jsou haldy, pískovny a staré lomy. Vyskytuje se zejména v teplých oblastech.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (29.6.2015): první terasa, řídký porost, horní hranice svah-pole (1ŘP-P2), 1 × samec (29.6.2015): první terasa, řídký porost, dolní hranice pole-svah (1ŘP-P1), 1 × samec (29.6.2015): druhá terasa, řídký porost, horní hranice svah-pole (2ŘP-P2), 1 × samec (29.6.2015): druhá terasa, keřový porost, horní hranice svah-pole (2K-P2), 1 × samec (3.6.2015): první terasa, zapojený porost, dolní hranice pole-svah (1ZP-P1), 1 × samec (3.6.2015): druhá terasa, zapojený porost, horní hranice svah-pole (2ZP-P2).

6.2.5 Titanocidae

Titanoeca quadriguttata (Hahn, 1833)

Český název: teplomil čtyřskvrnný

Areál rozšíření: palearktický (chybí v nejchladnějších oblastech)

Hojnost: A

Počet nálezů v období 0–2015: 395 (92 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 37 (19 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: není ohrožený

Reliktnost: RI

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: mesofytikum, termofytikum

Původnost stanoviště: SN

Výskyt: Teplomil čtyřskvrnný se vyskytuje na otevřených xerothermních biotopech, nejčastěji skalních stepích nebo lomech. U nás se vyskytuje zejména v teplých oblastech, ale také v horách na suchých osluněných skalnatých místech.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (19.6.2014): první terasa, zapojený porost, dolní hranice pole-svah (1ZP-P1), 2 × samec (19.6.2014): první terasa, keřový porost, dolní hranice pole-svah (1K-P1), 1 × samec (19.6.2014): první terasa, řídký porost, střední část linie (1ŘP-S), 1 × samec (24.7.2014): první terasa, řídký porost, střední část linie (1ŘP-S), 1 × samec (24.7.2014): první terasa, řídký porost, horní hranice svah-pole (1ŘP-P2), 1 × samec (29.8.2014): první terasa, keřový porost, střední část linie (1K-S), 1 × samec (29.8.2014): druhá terasa, zapojený porost, střední část linie (2ZP-S), 1 × samec (3.6.2015): první terasa, zapojený porost, horní hranice svah-pole (1ZP-P2), 1 × samec (3.6.2015): první terasa, zapojený porost, střední část linie (1ZP-S), 1 × samec (3.6.2015): první terasa, řídký porost, horní hranice svah-pole (1ŘP-P2), 1 × samec (3.6.2015): první terasa, řídký porost, střední část linie (1ŘP-S), 1 × samec (29.6.2015): první terasa, řídký porost, střední část linie (1ŘP-S).

6.2.6 Eutichuridae

Cheiracanthium campestre (Lohmander, 1944)

Tento druh byl determinován Mgr. Janem Dolanským.

Český název: zápřednice ladní

Areál rozšíření: Severní, střední, východní a částečně jižní Evropa

Hojnost: VR

Počet nálezů v období 1951–2015: 11 (9 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 8 (6 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: téměř ohrožený

Reliktnost: –

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: termofytikum

Původnost stanoviště: SN

Výskyt: Jedná se spíše o teplomilný druh, který se vyskytuje na sušších místech s řídkou bylinnou vegetací, obývá stepní trávníky, písčiny, ale například i popílkoviště. Zápřednice ladní se u nás vyskytuje v nižších polohách.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samice (29.8.2014): druhá terasa, zapojený porost, horní hranice svah-pole (2ZP-P2).

6.2.7 Lycosidae

Pardosa hortensis (Thorell, 1872)

Český název: slíďák zahradní

Areál rozšíření: palearktický

Hojnost: S

Počet nálezů v období 0–2015: 118 (48 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 25 (16 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: není ohrožený

Reliktnost: E

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: termofytikum

Původnost stanoviště: C, SN, D

Výskyt: Jedná se o teplomilný druh, jež se vyskytuje na nízko položených skalních stepích, xerothermních svazích a osluněných lesních okrajích, ale také v sadech, zahradách a na vinicích.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (3.6.2015): první terasa, keřový porost, střední část linie (1K-S), 1 × samec (3.6.2015): druhá terasa, zapojený porost, horní hranice svah-pole (2ZP-P2), 1 × samec (3.6.2015): druhá terasa, keřový porost, střední část linie (2K-S).

Xerolycosa miniata (C. L. Koch, 1834)

Český název: slíďák červenavý

Areál rozšíření: palearktický

Hojnost: S

Počet nálezů v období 0–2015: 150 (62 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 17 (12 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: není ohrožený

Reliktnost: R

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: termofytikum, mesofytikum

Původnost stanoviště: C, SN

Výskyt: Tento slíďák se vyskytuje od nížin do středních poloh na suchých otevřených místech, především na skalních stepích, písčinách a také často na antropogenních biotopech se sporou vegetací.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (19.6.2014): druhá terasa, zapojený porost, dolní hranice pole-svah (2ZP-P1).

6.2.8 Gnaphosiade

Zelotes aurantiacus (Miller, 1967)

Český název: skálovka oranžová

Areál rozšíření: Evropa

Hojnost: R

Počet nálezů v období 1951–2015: 105 (32 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 25 (12 kvadrátů)

Stupeň hrožení: téměř ohrožený

Reliktnost: RI

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: termofytikum

Původnost stanoviště: C

Výskyt: Skálovka oranžová je teplomilný druh, který se vyskytuje v nížinách až středních polohách na skalních stepích na vápenci, ve světlých lesích (doubravy, bory), na osluněných suchých svazích, suchých osvětlených lesních okrajích, pod kameny a v trávě.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (19.6.2014): druhá terasa, zapojený porost, dolní hranice pole-svah (2ZP-P1), 1 × samec (29.6.2015): druhá terasa, řídký porost, horní hranice svah-pole (2ŘP-P2).

Micaria formicaria (Sundevall, 1831)

Tento druh byl determinován vedoucím bakalářské Ing. Vladimírem Hulou, Ph.D.

Český název: mikárie mravencovitá

Areál rozšíření: palearktický s výskytem i v severní Africe

Hojnost: R

Počet nálezů v období 1901–2015: 38 (23 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 21 (11 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: ohrožený

Reliktnost: RI

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: termofytikum, mesofytikum

Původnost stanoviště: C, SN

Výskyt: Jedná se o teplomilný druh s výskytem od nížin až do středních poloh, vyskytuje se na skalních stepích a osluněných suchých lesních okrajích, pod kameny a v trávě.

Nálezy v rámci studovaného území: 2 × samec (3.6.2015): první terasa, keřový porost, dolní hranice pole-svah (1K-P1).

6.2.9 Thomisidae

Ozyptila claveata (Walckenaer, 1837)

Český název: běžník stepní

Areál rozšíření: Evropa

Hojnost: S

Počet nálezů v období 0–2015: 296 (57 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 18 (12 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: téměř ohrožený

Reliktnost: RI

Termopreference: T

Fytogeografická oblast: termofytikum, mesofytikum

Původnost stanoviště: C

Výskyt: Běžník stepní se vyskytuje od nížin do středních poloh na xerothermních stanovištích, především na stepích a lesostepích, na povrchu půdy mezi vegetací.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (19.6.2014): první terasa, keřový porost, dolní hranice pole-svah (1K-P1), 1 × samec (3.6.2015): druhá terasa, zapojený porost, horní hranice svah-pole (2ZP-P2), 1 × samec (3.6.2015): první terasa, zapojený porost, dolní hranice pole-svah (1ZP-P1), 2 × samice (3.6.2015): druhá terasa, zapojený porost, horní hranice svah-pole (2ZP-P2), 1 × samec (29.6.2015): druhá terasa, řídký porost, horní hranice svah-pole (2ŘP-P2).

Xysticus striatipes (L. Koch, 1870)

Český název: běžník vřesovištní

Areál rozšíření: palearktický

Hojnost: R

Počet nálezů v období 0–2015: 48 (30 kvadrátů)

Počet nálezů v období 2001–2015: 9 (7 kvadrátů)

Stupeň ohrožení: ohrožený

Reliktnost: RI

Termopreference: M

Fytogeografická oblast: termofytikum, mesofytikum

Původnost stanoviště: C

Výskyt: Výskyt tohoto druhu pavouka je od nížin do středních poloh na suchých biotopech, zejména na skalních stepích, písčinách a vřesovištích. Obývá bylinný porost a povrch půdy.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (6.10.2014): druhá terasa, řídký porost, střední část linie (2ŘP-S).

6.2.10 Salticidae

Sibianor tantulus (Simon, 1868)

Tento druh byl determinován vedoucím bakalářské Ing. Vladimírem Hulou, Ph.D.

Český název: skákavka skrovná

Areál rozšíření: transpalearktický (od Francie po Mongolsko)

Hojnost: –

Počet nálezů v období 0–2015: –

Počet nálezů v období 1990–2014: 1 (1 kvadrát)

Stupeň ohrožení: silně ohrožený

Reliktnost: –

Termopreference: –

Fytogeografická oblast: mesofytikum

Původnost stanoviště: –

Výskyt: Skákavka skrovná se dle literatury vyskytuje velmi vzácně v Moravském krasu, ale také byla nalezena na jižní Moravě, a tudíž se jedná o třetí záznam o jejím výskytu.

Nálezy v rámci studovaného území: 1 × samec (3.6.2015): první terasa, keřový porost, dolní hranice pole-svah (1K-P1).

7 Diskuse

Tématikou pavoučích společenstev na agrárních terasách, které slouží k pěstování tradičních druhů zemědělských plodin, se v rámci území České republiky ještě nikdo doposud nezabýval. Také se jedná o první výzkum, který se zabýval agrárními terasami ležícími mimo panonskou biogeografickou oblast. Je již několik výzkumů viničních teras, které provedl Košulič (2011, 2013, 2014) v rámci své disertační práce, ale vše se odehrálo na jižní Moravě a tedy v panonské biogeografické oblasti, kdy na studovaném území byla nízká nadmořská výška 75–210 m. Agrární terasy v okolí Veverských Knínic sice nejsou natolik vzdálené od severní části panonské biogeografické oblasti, ale patří do chladnější kontinentální biogeografické oblasti, kdy na studovaném území byla vyšší nadmořská výška 355–385 m. Dalšími kdo se zabývali výzkumem viničních teras, avšak ne již v rámci České republiky, ale nám blízkého Slovenska, byli Dankaninová a Gajdoš (2012).

7.1 Druhová abundance a diverzita

Na lokalitě bylo odchyceno 66 druhů pavouků. Toto množství představuje 7,6 % z celkové druhové diverzity pavouků České republiky. Jestliže budeme uvažovat v rámci přímé úměry počtu druhů vzhledem k počtu kusů, tak lze říci, že v tak relativně malém množství, jako je 635 kusů, byla poměrně velká druhová diverzita. To potvrzuje také Shannon-Wienerův index diverzity, který má zde hodnotu 3,22, což je pro ekologický výzkum, kde tento index obvykle nabývá hodnot 1,5–4,5, poměrně vysoká hodnota (Divíšek, Culek 2013). Znamená to, že v tomto relativně malém počtu jedinců je rozložen velký počet druhů. Košulič (2014) ve svém výzkumu na jihomoravských viničních terasách odchytí téměř desetinásobně více jedinců, přičemž tento počet zahrnoval 171 druhů. Lze tedy předpokládat, že při dlouhodobějším výzkumu agrárních teras u Veverských Knínic by počet sledovaných druhů stoupl. Na základě jednofaktorové analýzy rozptylu bylo zjištěno, že druhová diverzita pavouků se v rámci jednotlivých typů porostů a tedy stadií sukcese signifikantně neliší ($F=0,279$, $p=0,761$). Ke stejnému závěru došel i Košulič (2014), kdy zjistil, že rozdíl v celkové druhové diverzitě mezi plochami s odlišnými stadii sukcese není signifikantní. Dle jeho výsledků je však podstatné, aby xerothermní lokalita hostila porosty s odlišnými stadii sukcese, jelikož každý xerothermní druh pavouka může preferovat jiné specifické podmínky pro svůj život. Příkladem může být zjištění, kdy v rámci jedné lokality byly nalezeny vzácné a ohrožené epigeické dru-

hy pavouků v řídké vegetaci a naopak v hustší, keřové vegetaci byly nalezeny vzácné epifytické druhy typické pro vyšší vegetaci stepí a lestostepí (Košulič 2014).

Nejhojnějším druhem pavouka byl slíďák *Alopecosa pulverulenta* s počtem 102 kusů, což je 16 % z celkového počtu nalezených jedinců pavouků. Tento pavouk je středoevropským druhem žijícím hojně na polích s obilninami (Hänggi et al. 1995). Jedná se tedy o druh, pro který agrární terasy nemají jako xerothermní refugium až tak velký význam. Druhým nejhojnějším druhem byl slíďák *Pardosa lugubris* s počtem 73 jedinců, kdy jde o 11,5 % z celkového počtu nalezených jedinců pavouků. *Pardosa lugubris* je převážně lesní druh, který se sem mohl dostat z lesa, který leží přibližně 400 metrů od lokality.

Co se týče období sběru nejvíce pavouků bylo odchyceno v období 1.5.–3.6.2015 v počtu 290 jedinců (45,7 %), což je téměř polovina počtu, který byl nasbírán za celé období. Rok 2015 byl velmi teplý a suchý, což mohlo být pro početnost pavouků příznivé. Naopak nejméně jedinců v počtu 25 kusů (3,9 %) bylo odchyceno v období 19.6.–24.7.2014, to lze dát za vinu prasatům divokým *Sus scrofa* (Linnaeus, 1758), která vzhledem k výskytu mrtvých hlodavců v pastích pastí s oblibou vyrývala. V tomto ohledu je vhodné pro příští výzkum okolí pastí opatřit předmětem odpuzujícím prasata, případně zde použít látku, která v prasatech vzbuzuje odpor. Nutno podotknout, že z hlediska managementu a udržování obnažených ploch hrála prasata užitečnou roli.

Následuje výčet několika druhů pavouků, kteří byli zastoupeni pouze po jednom jedinci. Čeleď Thomisidae s druhy *Xysticus erraticus* a *Xysticus striatipes*, které se vyskytují i na povrchu vegetace, a tudíž se může jednat o důsledek absence metody smyku. To stejné platí i pro zářednici *Cheiracanthium campestre*, kdy to potvrzují i statistiky metod sběru v arachnobázi (Kasal 2016) a Dolanský (2011) ve své práci tvrdí, že pro sběr je účinná především metoda nočního smyku. Do čeledi Linyphiidae patřili *Araeoncus crassiceps*, *Bathypantes nigrinus*, *Tenuiphantes alacris*, *Tenuiphantes flavipes*, *Porrhomma errans* a *Walckenaeria obtusa*. V případě druhů *Araeoncus crassiceps*, *Bathypantes nigrinus* se jedná o vlhkomilné druhy pavouků, které zde nejspíše ve vyšším porostu v mechu či trávě vyhledávali úkryt, případně se sem mohli dostat aeronauticky. Mezi lesní druhy patřili *Tenuiphantes alacris*, *Tenuiphantes flavipes* a *Walckenaeria obtusa*, což není vzhledem k přítomnosti přibližně 400 metrů vzdáleného lesa až tak překvapující. Stejný předpoklad je možné vztahovat i na jediného zástupce čeledi Age-lenidae *Tegenaria campestris*. Vzácný druh plachetnatky *Porrhomma errans* má nejasné ekologické nároky, a tudíž nelze vyvodit důsledek výskytu zrovna na studovaných

terasách. Zajímavostí je nález jednoho jedince u čeledi Lycosidae s druhy *Pardosa prativaga* a *Xerolycosa miniata* a Gnaphosidae, mezi které patřili *Zelotes latreillei*, *Zelotes petrensis* a *Haplodrassus umbratilis*. Jelikož se jedná o epigeické druhy pavouků, které loví aktivně na povrchu půdy, lze přepokládat, že způsob odchyty v podobě zemních pastí by měl být v tomto případě velmi efektivní. Zejména nález pouze jednoho kusu u slíďáka *Pardosa prativaga* je záhadou, byť dle Kůrky et al. (2015) se jedná o vlhkomilný druh, tak podle (Hänggi et al. 1995) se jedná o druh hojný na polích s obilninami. Na závěr zmíněný *Haplodrassus umbratilis* je lesním druhem, který se na toto stanoviště také mohl dostat z nedalekého lesa.

Vzhledem k tomu, že v okolí studovaných teras nejsou žádné stepní lokality, tak je velmi nepravděpodobné, aby se uvedení jedinci s výskytem pouze jednoho kusu, na tuto lokalitu dostali po povrchu půdy. Tímto způsobem se pavouci mohou šířit nanejvýše v řádu několik set metrů (Schmidt et al., 2008). Opačným případem jsou pavouci šířící se větrem, u kterých ale záleží na množství zdrojových habitatů ve vzdálenosti až několik kilometrů od cílové lokality (Bucher et al. 2010), přičemž jsou se schopni šířit až na vzdálenost několik set kilometrů (Kůrka et al. 2015). Do těchto druhů patří *Mermessus trilobatus*, kdy jde o severoamerického pavouka, který byl zavlečen do Německa a mimo jiné i díky aeronautickým schopnostem se šíří po celé Evropě (Kůrka et al. 2015). Druhy pavouků žijící na orné půdě a intenzivních loukách mají sklon k šíření se větrem až šestkrát vyšší, než druhy žijící na stabilních stanovištích (Entling et al. 2011). Všeobecně druhy žijící v oblastech s výskytem intenzivního zemědělství mají vyšší sklony k šíření se větrem. Příkladem je i na zkoumané lokalitě nalezený druh *Agyneta rurestris*, kdy bylo zjištěno, že populace obývající narušené habitaty mají větší tendenci se šířit, než populace vyskytující se na stabilních habitatech (Riechert, Bishop 1990, Samu et al. 1999, Sunderland, Samu 2000). Z toho plyne, že vzhledem ke skutečnosti, že se jedná o pravidelně narušovanou zemědělskou krajinu, tak aeronautické druhy se na studované území mohly dostat z velkých vzdáleností. Na rozdíl od toho je velmi pravděpodobné, že některé zmíněné epigeické druhy se na tomto stanovišti vyskytují již dlouhou dobu a v tomto případě se spíše jednalo o nedostatek štěstí na množství odchytených jedinců v obdobích sběru.

Některé druhy bylo takřka nemožné nalézt bez použití metody smýkání, příkladem jsou Araneidae, a u některých byl skrz absenci této metody nalezen pouze jeden kus, příkladem je *Cheiracanthium campestre*. Smýkání je velmi efektivní metodou na druhy pavouků, které se zdržují převážně v hustší vegetaci, a jestliže je provedena v noci, tak

se úspěch zdvojnásobí v podobě přítomnosti v noci aktivujících druhů. Košulič (2014) tímto způsobem na viničních terasách odchytl 50 druhů pavouků, z čehož 20 druhů nebylo zaznamenáno zemními pastmi. Při dalším výzkumu tuto metodu nesmím opomenout.

7.2 Význam agrárních teras v krajinném kontextu

Abychom nezůstali pouze u potenciálu stanoviště pro xerothermní druhy pavouků, tak je vhodné zmínit, že i pro druhy vyskytující se na nejrozličnějších biotopech v okolí mají svahy agrárních teras velký význam.

Riziko v podobě sečení vegetace ovlivňuje počet pavouků pouze krátkodobě za podmínek, že dojde k rychlé obnově porostu a je zároveň v okolí biotop, který může sloužit jako zdroj pro rekolonizaci těchto ploch (Bishop, Riechert, 1990). Z uvedeného zjištění je možné odvodit, že právě svahy agrárních teras mohou sloužit jako zdroj druhové diverzity pro okolní pravidelně a jednorázově sečenou krajinu. Na pavouky má také velmi negativní vliv mechanické obdělávání půdy jako je orba, kdy je zde například v porovnání s brouky mortalita vyšší (Samu et al. 1999). Halaj et al. (2000) poukázali na to, že poskytnutí alternativního, umělého refugia může do jisté míry zmírnit dopady, které jsou na pavoucích orbou způsobeny. Proto také plochy v podobě agrárních teras mohou uprostřed intenzivně obdělávaných polí sloužit jako takové záchranné ostrovy, na které mohou pavouci migrovat v případě ohrožení. Pavouci dokáží stěží přežít na plochách orné půdy mezi plodinami nebo během nepříznivých klimatických období (Pfiffner, Luka 2000). Během roku tedy potřebují migrovat mezi plochami s rozdílnými plodinami nebo z těchto ploch na odlišné habitaty (Perovic et al. 2011). Opět se svahy agrárních teras dají považovat za ideální habitat, který mohou osídlivat organismy migrující ze zemědělských ploch.

Je také velmi důležité si uvědomit, že vliv krajinného kontextu v agrární krajině má sice velký vliv na druhovou diverzitu, ale na hojnost až takový vliv nemá a u jednotlivých druhů se velmi liší (Schmidt et al. 2008). Většina druhů se vyskytuje ve větším počtu v krajinách, kde je mnoho habitatů, které nejsou plochami zemědělských plodin. To koresponduje s jejich závislostí na tyto neagrární habitaty v určitém časovém úseku (Pfiffner, Luka 2000, Schmidt, Tscharnke 2005).

Umožnění výskytu pavoukům, kteří z naší krajiny mizí, není jen potěšením arachnologů, ale samotná přítomnost může přinést i mnohé pro zemědělce, kteří bojují se škůdci zemědělských plodin. Zachování druhové diverzity pavouků může být důležitým cílem ochrany životního prostředí při účinné boji proti škůdcům v zemědělské krajině (Riechert, Lawrence 1997, Marc, Canard 1997). Ukázkou je na zkoumaném území velmi hojný běžník *Xysticus kochi*, který se projevil jako efektivní prostředek při boji s třásněnkami, jež škodily na rostlinách sladkých paprik (Zrubecz et al. 2008).

7.3 Ochránářský potenciál stanoviště pro xerothermní druhy pavouků

Mezi nalezenými jedinci bylo 40 druhů, což je 60,6 % z celkového množství nalezených druhů, které patřily mezi xerothermní druhy pavouků. Podobného výsledku dosáhl také Košulič (2014), který ve svém výzkumu odchytl 40 % druhů pavouků, jež patřily mezi vzácné xerothermní druhy. V obou případech tedy lze pozorovat, že agrární terasy tvoří podmínky vhodné pro tyto náročné druhy pavouků. Počet xerothermofilních jedinců byl 233, což je 47,8 % z celkového množství nalezených pavouků. Nebýt velkého množství odchycených jedinců slíd'áka *Alopecosa pulverulenta*, který tvořil 102 kusů, a juvenilních jedinců se 148 kusy, tak poměr počtu xerothermofilních jedinců vzhledem k celkovému počtu odchycených jedinců, značně stoupne. Dalším významným zjištěním byl poměrně početný výskyt druhů patřících k reliktním I. řádu. Na lokalitě bylo zjištěno 14 (21,2 %) druhů pavouků patřících k reliktním I. řádu, kdy se jedná o druhy obývající antropogeně velmi málo narušené biotopy. Je možné tedy vyvodit, že byt' jsou agrární terasy umělým výtvozem člověka, tak mohou sloužit jako vhodné útočiště druhům, které preferují nenarušená stanoviště. Mezi ochránářsky významné druhy pavouků, které jsou v určitém stupni ohrožení, patřilo 5 druhů a další 4 druhy jsou již téměř ohrožené. Nejedná se sice o velké množství jako celku, ale vzácnost a významnost jednotlivců tento malý počet povyšuje. Dá se říci, že všechny ohrožené druhy primárně obývají klimaxová stanoviště, mezi která může patřit například i skalní step či lesostep.

Největší vzácností byl nález skákavky *Sibianor tantulus*. Byl zde nalezen pouze jeden jedinec v keřovém porostu. V České republice se doposud jedná teprve o třetí záznam výskytu tohoto druhu. První byl nálezem Niedobové et al. (2011) v Moravském krasu a druhý nálezem Košuliče (2014) na jihomoravských viničních terasách. Jedná se tedy o velmi vzácný teplomilný druh pavouka, který je na našem území buď přehlížen, nebo mu byla doposud věnována nedostatečná pozornost. Následujícím ohroženým

druhem je pavučenka *Nematogmus sanguinolentus*, která se dle Kůrky et al. (2015) vyskytuje pouze v nejteplejších oblastech Čech a Moravy. Stejný nález měli i na jihomoravských viničních terasách Košulič (2014), agrární terasy se tedy zdají být pro tento xerothermní druh pavouka vhodným refugiem. Snovačka *Neottiura suaveolens* je dalším zástupcem xerothermních druhů pavouků, který se u nás vyskytuje zejména na jižní Moravě. V porovnání s ostatními výzkumy (Košulič 2014, Dankaninová, Gajdoš 2012) se jedná o první nález v rámci výzkumu arachnofauny agrárních teras a zároveň tedy první nález v rámci uměle vytvořeného stanoviště. Zbývajícími dvěma ohroženými druhy jsou *Micaria formicaria* a *Xysticus striatipes*, kteří vyhledávají stepní suchá stanoviště. Dankaninová a Gajdoš (2012) na Slovensku tyto druhy nenašli, ale Košulič (2014) na jihomoravských viničních terasách ano. Významné zjištění je i výskyt regionálně významných, nehojných xerothermních druhů obývajících primárně stepi až lesostepi. Nejhojněji se zde vyskytoval teplomil *Titanoeca quadriguttata* v počtu 13 exemplářů, následně *Argenna subnigra* a *Ozyptila claveata* se 6 exempláři, dále *Trachyzelotes pedestris* s 5 exempláři, *Ozyptila atomaria* se 4 exempláři, *Asagena phalerata* a *Pardosa hortensis* se 3 exempláři, *Zelotes aurantiacus* se 2 exempláři, *Cheiracanthium campestre* a *Xerolycosa miniata* s 1 exemplářem.

Z důvodu nedostatku dat v podobě nízkého počtu odchycených téměř ohrožených a ohrožených druhů pavouků, nebylo možné efektivně provést statistickou analýzu, která by zhodnotila vliv stadia sukcese na druhovou diverzitu těchto náročných druhů. V rámci řídkého porostu šlo o 6 druhů pavouků v počtu 6 exemplářů, v rámci zapojeného porostu o 3 druhy v počtu 6 exemplářů a u keřového porostu se jednalo o 4 druhy s 5 exempláři.

Tyto výsledky mají evidentně vypovídající hodnotu, která potvrzuje, že agrární terasy mohou sloužit jako refugium xerothermních organismů. Avšak je otázkou, do jaké míry jsou tyto nálezy ovlivněny aeronautickými schopnostmi pavouků. I kdyby se některé druhy na stanoviště dostaly pomocí větru, tak se jednalo o juvenilní jedince, kteří zde byli schopni přežít až do adultního stadia. A tudíž je jedno jasné a to, že agrární terasy svými podmínkami poskytují ohroženým druhům pavouků jak dočasné, tak i dlouhodobé stanoviště nahrazující přirozené xerothermní biotopy, které z naší krajiny mizí.

7.4 Praktické využití bakalářské práce

Abychom zachovali dané lokalitě její xerotermní charakter, je nutné o ni provádět pravidelnou péči. Agrární terasy v okolí Veverských Knínic jsou staré teprve 39 let, a tudíž zde sukcese ještě neměla moc prostoru a času pokročit. Na terasách se jeví být největším problémem zapojené porosty slivoně trnky *Prunus spinosa*, které některé části svahů značně zastíňují. Proto je nutné alespoň část porostů s těmito keři odstranit, jedná se zejména o první, níže položený svah. Samozřejmě ne všechny, abychom zde zanechali mozaiku stanovišť, která má nezastupitelnou roli. Stejný zásah by mohl být užitečný i v rámci regulace porostu janovce metlatého *Cytisus scoparius*, který se vyskytuje na horním svahu.

Dalším zásahem je ruční kosení či sečení s odstraněním posečené hmoty s ponecháním výstavkových ploch a pruhů. Kosení by bylo vhodné provádět alespoň jednou ročně (VII–IX). Jednalo by se především o pravou část spodního svahu a celý horní svah, které pravidelně zarůstají ovsíkem vyvýšeným *Arrhenatherum elatius*.

O další svahy v rámci komplexu agrárních teras by bylo vhodné pečovat také, ale k tomu je nutné nejdříve prozkoumat jejich charakter a navrhnout rozmístění jednotlivých zásahů. Výhodou je, že se v rámci teras pravděpodobně nevyskytují invazivní druhy rostlin, které by péči mohly komplikovat.

Dále by mohlo být prospěšné za pomoci informační tabule poskytnout informace o užitečnosti teras obyvatelům vesnice a zároveň vybudovat cestu vedoucí přímo k terasám. Další možností využití potenciálu teras je zde schovat schránku na kešku. Stejně jako v rámci prováděného managementu, tak v obou zmíněných případech by tím byla zajištěna pravidelná disturbance ploch a tím udržována sukcese v raných stadiích.

Bakalářská práce má nejen praktické využití v podobě navržení managementu a ochrany agrárních teras, ale také může sloužit jako ukázka toho, jak lze v rámci ochrany přírody efektivně využít pavouky jakožto modelovou, bioindikační skupinu živočichů. V neposlední řadě se jedná také o užitečný přínos pro zemědělce, kteří díky tomuto biotopu se značnou druhovou diverzitou pavouků mohou alespoň částečně chránit své polnosti proti škůdcům. V krajinářství mohou pavouci sloužit jako indikátory stavu lokality, na které je zamýšlený nějaký projekt, a tím posoudit vhodnost navrhovaného projektu, který změní charakter daného území.

8 Závěr

Cílem bakalářské práce bylo především zjistit, zda agrární terasy poskytují xerothermním druhům pavouků vhodný biotop a mohou sloužit jako refugium, které nahrazuje přirozené xerothermní biotopy. Tato bakalářská práce je bezesporu jasným důkazem, že agrární terasy jsou schopné v naší krajině plnohodnotně zastoupit přirozené biotopy, jako jsou stepi či lesostepi.

Zejména xerothermní druhy pavouků vyhledávají útočiště, která jsou tvořena ranými stadii sukcese a výhřevným substrátem. Velká svažitost svahů teras je již sama o sobě předpokladem pro příjem dostatečného množství tepla, které zde vytváří velmi výhřevný substrát. Svahy agrárních teras jsou v některých částech tvořeny kamenitým substrátem, kdy zde probíhá eroze, a tudíž je na těchto místech zamezováno zapojení vegetace. Tyto vlastnosti bezesporu ocení nalezené, ohrožené druhy. Nejvýznamnějším nálezem byla velmi vzácná skákavka *Sibianor tantulus*, u které se jednalo o teprve třetí záznam výskytu v rámci České republiky. Neméně významnými nálezy jsou také ohrožené stepní druhy pavouků *Micaria formicaria*, *Nematogmus sanguinolentus*, *Neottiura suaveolens* a *Xysticus striatipes*. Poměrně hojně zde byla nacházena *Titanoeca quadriguttata*, kdy se jedná v rámci regionu o významný xerothermní druh. Také *Cheiracanthium campestre* je významným stepním druhem. Pravděpodobně z důvodu absence metody smyku byl nalezen pouze 1 exemplář. Kromě polních a stepních druhů pavouků zde byly nalezeny i vlhkomilné druhy *Araeoncus crassiceps* a *Bathyphantes nigrinus* a lesní druhy *Haplodrassus umbratilis*, *Pardosa lugubris*, *Tegenaria campestris*, *Tenuiphantes alacris*, *Tenuiphantes flavipes* a *Walckenaeria obtusa*, což vypovídá o další funkci agrárních teras a to biotopu, skrze který mohou pavouci migrovat na cílové plochy nebo přečkávat nepříznivá období.

Na základě provedené jednofaktorové analýzy rozptylu bylo zjištěno, že druhová diverzita pavouků se v rámci jednotlivých typů porostů a tedy stadií sukcese významně neliší. Lze tedy konstatovat, že nalezené druhy pavouků byly rovnoměrně rozšířeny ve všech typech porostů. Každý porost má tedy pro pavouky určitý význam a měla by zde být udržována mozaika rozličných stanovišť.

Cíle a očekávání bakalářské práce se podařilo naplnit. Práce přinesla nejen nové poznatky o rozšíření jednotlivých druhů pavouků, ale také poznatky, které mohou pomoci při projektech zamýšlených v zemědělské krajině, která hostí člověkem vytvořené, ale evidentně ochránářsky velmi cenné biotopy, které byly dlouhou dobu přehlíženy.

9 Summary

The main aim of this bachelor thesis was to explore if agrarian terraces provide a suitable refuge for xerothermic species of spiders. The results clearly demonstrate the conservation value of agrarian terraces as a refuge for xerothermic organisms.

Especially xerothermic species of spiders look for a refuge within early successional stages. Slopes of agrarian terraces are made up of rocky substrate with considerable erosion which blocks succession. The most significant finding was *Sibianor tantulus*, which was recorded within the Czech Republic only for the third time. Also significant are findings of rare steppes or forest-steppes species such as *Micaria formicaria*, *Nematogmus sanguinolentus*, *Neottiura suaveolens* a *Xysticus striatipes*. Regionally significant xerothermic species *Titanoeca quadriguttata* was relatively abundant here. Also, *Cheiracanthium campestre* is a significant xerothermic species, but only one individual was found, most likely due to the absence of sweeping. Some of hygrophilic species such as *Araeoncus crassiceps* and *Bathyphantes nigrinus* and forest species *Haplodrassus umbratilis*, *Pardosa lugubris*, *Tegenaria campestris*, *Tenuiphantes alacris*, *Tenuiphantes flavipes* and *Walckenaeria obtusa* were also collected. The hygrophilic and forest species are an example that agrarian terraces can also provide habitats for migrant species.

Statistical Analyses of Variance showed us that succession stage type does not affect the number of species. This means species of spiders are evenly spread out within terraces. We should thus strive to preserve a mosaic of habitats within slopes of agrarian terraces.

The goals of the bachelor thesis have been fulfilled and the thesis has given us not only new knowledge about the expansion of each species, but also knowledge that can help during the planning of projects in agricultural landscape.

10 Seznam použité literatury

AVIRON S., BUREL F., BAUDRY J., SCHERMANN N., 2005: Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108: 205–217.

BELL J.R., BOHAN D.A., SHAW E.M., WEYMAN G.S., 2005: Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research*, 95: 69–114.

BENEŠ J., KONVIČKA M., DVOŘÁK J., FRIC Z., HAVELDA Z., PAVLÍČKO A., VRABEC V., WEIDENHOFFER Z. (eds.), 2002: *Motýli České republiky. Rozšíření a ochrana I, II*. SOM, Praha, 857 s.

BENEŠ J., KONVIČKA M., DVOŘÁK J., FRIC Z., HAVELDA Z., PAVLÍČKO A., VRABEC V., WEIDENHOFFER Z., 2005: Hesperioidea & Papilionoidea (denní motýli), s. 219–223. In: FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (eds.), *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.

BENEŠ J., KONVIČKA M., 2007: *Mapování a ochrana motýlů České republiky*. Dostupné online na: <http://www.lepidoptera.cz/article/denni-motyli-v-ohrozeni/> (citováno 12. 2. 2016)

BERAN L., HORSÁK M., JUŘIČKOVÁ L., 2005: Mollusca (měkkýši), s. 69–74. In: FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (eds.), *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.

BISHOP L., RIECHERT S.E., 1990: Spider colonization of agroecosystems: Source and mode. *Environ. Entomol.*, 19: 1738–1745.

- BOGUSCH P., 2007: Vyhynulé a velmi vzácné druhy blanokřídlých v České republice. s. 54 –55. In: BRYJA J., ZUKAL J., ŘEHÁK Z. (eds.): Zoologické dny Brno 2007. *Sborník abstraktů z konference 8.–9. února 2007*. 226 s.
- BONTE D., VANDENBROECKE N., LENS L., MAELFAIT, J.P., 2003: Low propensity for aerial dispersal in specialist spiders from fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 270: 1601–1607.
- BUCHAR J., 1983: Klasifikace druhů pavoučí zvěřeny Čech, jako pomůcka k bioindikaci kvality životního prostředí. *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, 8: 119–135.
- BUCHAR J., RŮŽICKA V., 2002: Catalogue of Spiders of the Czech Republic. Peres, Praha, 351 s.
- BUCHER R., HERRMANN J.D. , SCHÜEPP C., HERZOG F., ENTLING M.H., 2010: Arthropod colonisation of trees in fragmented landscapes depends on species traits. *Open. Ecol. J.*, 3: 111–117.
- BUČEK A., LACINA J., 1999. *Geobiocenologie II*. Brno, MZLU, 251 s.
- CLAUSEN I., HENNING S., 1986: The use of spiders(Araneae) as ecological indicators. *Bulletin of the British arachnological Society*, 7 (3): 83-86.
- COLE L.J., MCCRACKEN D.I., DOWNIE I.S., DENNIS P., FOSTER G., WATERHOUSE, T., MURPHY K.J., GRIFFIN A.L., KENNEDY M.P., 2005: Comparing the effects of farming practices on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) assemblages of Scottish farmland. *Biodiversity and Conservation*, 14: 441–460.
- CONRADT L., ROPER T.J., 2006: Nonrandom movement behavior at habitat boundaries in two butterfly species: Implications for dispersal. *Ecology*, 87: 125–132.
- CULEK M. (ed.), GRULICH V., POVOLNÝ D., 1996: *Biogeografické členění ČR*. Enigma, Praha, 347 s.

CULEK M., BUČEK A., GRULICH V. HARTL, P., HRABICA A., KOCIÁN J., LACINA J., 2005: *Biogeografické členění ČR II*. Enigma, Praha, 589 s.

ČESKÁ ARACHNOLOGICKÁ SPOLEČNOST, 2016: *Araneae*. Dostupné online na: <http://arachnology.cz/cas/?l=cz&m=ho&c=intro> (citováno 19.3.2016)

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA, 2016: *Geologická mapa 1:50 000*. Dostupné online na: http://mapy.geology.cz/geocr_50/ (citováno 27. 2. 2016)

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA, 2016: *Geologické a geovědní mapy*. Dostupné online na: <http://www.geologicke-mapy.cz/regiony/ku-745545/#mapy-online/> (citováno 28. 2. 2016)

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA, 2016: *Půdní mapa 1:50 000*. Dostupné online na: <http://mapy.geology.cz/pudy/> (citováno 27. 2. 2016)

ČESKÁ INFORMAČNÍ AGENTURA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ, 2016: *Kontaminovaná místa*. Dostupné online na: <http://kontaminace.cenia.cz/> (citováno 27. 3. 2016)

ČESKÝ ÚSTAV ZEMĚMĚŘIČSKÝ A KATASTRÁLNÍ, 2016: *MapoMap*. Dostupné online na: <http://mapy.nature.cz/> (citováno 27. 2. 2016)

ČESKÝ ÚSTAV ZEMĚMĚŘIČSKÝ A KATASTRÁLNÍ, 2016: *Nahlížení do katastru nemovitostí*. Dostupné online na: <http://nahlizeniidokn.cuzk.cz/> (citováno 29. 2. 2016)

DIVÍŠEK J., CULEK M., 2013: *Biogeografie*, 2. vydání. Masarykova univerzita, Brno.

DOLANSKÝ J.: Rozšíření a stanovištní nároky západních rodu *Cheiracanthium* (Araneae, Miturgidae) v Česku, 2011: Distribution and habitat preferences of spiders of the genus *Cheiracanthium* (Araneae, Miturgidae) in Czechia. *Vč. Sb. Přír. – Práce a studie*, 18: 125-140.

ELGAR M.A., SCHNEIDER J.M., 2004: Evolutionary significance of sexual cannibalism. *Advances in the Study of Behavior*, 34: 135–164.

ENTLING M.H., STÄMPFLI K., OVASKAINEN O.: 2011. Increased propensity for aerial dispersal in disturbed habitats due to intraspecific variation and species turnover. *Oikos*, 120: 1099–1109.

ESRI (Environmental Systems Resource Institute). 2015. ArcMap 10.3.1. ESRI, Redlands, California.

FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (eds.), 2005: *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.

FOELIX R.F., 2011: *Biology of spiders, third edition*. Oxford University Press, Oxford.

GAJDOŠ P., DANKANINOVÁ L., 2010: Epigeické pavúky historických štruktúr poľnohospodárskej krajiny (vinohradnícka krajina svätý jur). *Folia faunistica Slovaca*, 2012, 17 (3): 275-290.

HALAJ J., CADY A.B., UETZ G.W., 2000: Modular habitat refugia enhance generalist predators and lower plant damage in soybeans. *Environ. Entomol.*, 29: 383.

HARMER A.M.T.; HERBERSTEIN M.E., 2009: Taking it to extremes: what drives extreme web elongation in Australian ladder web spiders (Araneidae: *Telaprocera maudae*)? *Animal Behaviour*, 78 (2): 499–504.

HAZLETT B.A., 1987: Behavioural plasticity as an adaptation to a variable environment, s. 317–332. In: Chelazzi G., Vanniny M. (eds.), *Behavioral adaptation to intertidal life*. Plenum, New York.

HÄNGGI A., STÖCKLI E., NENTTWIG W., 1995: *Lebensräume Mitteleuropäischer Spinnen: Charakterisierung der Lebensräume der häufigsten Spinnenarten Mitteleuropas und der mit diesen vergesellschafteten Arten*. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchatel.

HERBERSTEIN M.E., 2011: *Spider behaviour: flexibility and versatility*. Cambridge University Press, Cambridge.

- HERBERSTEIN M.E., HEBETS E., 2013: Behaviour: Why are spiders good models for research? s. 230–252. In: PENNEY D. (ed.), 2013: *Spider Research in the 21st Century: Trends & Perspectives*. Siri Scientific Press, Manchester, 314 s.
- HEIMER S., NENTWIG W., BOSMANS R., 1991: *Spinnen Mitteleuropas: Ein Bestimmungsbuch*. Verlag Paul Parey, Berlin.
- HENDRICKX F., MAELFAIT J.P., VAN WINGERDEN W., SCHWEIGER O., SPELMANS M., AVIRON S., AUGENSTEIN I., BILLETER R., BAILEY D, BUKACEK R., BUREL F., DIEKÖTTER T., DIRKSEN J., HERZOG F., LIIRA J., ROUBALOVA M., VANDOMME V., BUGTER R., 2007: How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44: 340–351.
- HISTORICKÝ ÚSTAV AV ČR, v.v.i., 2016: *Mullerova mapa Moravy z roku 1716 ve vydání z roku 1790*. Dostupné online na: <http://oldmaps.geolab.cz/> (citováno 19.3.2016)
- HOLUŠA J., KOČÁREK P., 2005: Orthoptera (rovnokřídli), s. 133–134. In: FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (eds.), *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.
- HONĚK A., ŘEZÁČ M., 2008: Podpora využití přirozených nepřátel členovců v polních kulturách, s. 7–19. In: HONĚK A., MARTINKOVÁ Z. (eds.): *Význam predátorů a parazitoidů v integrovaných systémech ochrany rostlin*. Výzkumný ústav rostlinné výroby Praha-Ruzyně, v.v.i., Praha, 64 s.
- HORSÁK M., JUŘIČKOVÁ L., BERAN L., ČEJKA T., DVOŘÁK L., 2010: *Komentovaný seznam měkkýšů zjištěných ve volné přírodě České a Slovenské republiky*. Malacologica Bohemoslovaca, Suppl. 1: 1–37.
- HYDROEKOLOGICKÝ INFORMAČNÍ SYSTÉM VÚV TGM, 2016: *Mapa: Vodní hospodářství a ochrana vod*. Dostupné online na: <http://heis.vuv.cz/> (citováno 28. 2. 2016)

KAREIVA P., WENNERGREN U., 1995: Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature*, 373: 299–302.

KASAL P., 2016: *Arachnobáze*. Dostupné online na: <http://arachnobaze.cz/> (citováno 25.3. 2016)

KEYHOLE, Inc. *Google Earth* [software], Version 7.1.1.1888. 2013.

KOCOUREK F., STARÁ J., 2006: Management and control of insecticide resistant pear psylla (*Cacopsylla pyri*). *Journal of Fruit and Ornamental Plant Research*, 14: 167–174.

KONVIČKA M., ČÍŽEK L., BENEŠ J., 2004: *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc, 79 s.

KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK L., 2005: *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc, 127 s.

KOŠULIČ O., 2014: *Viniční terasy jako refugia pro výskyt xerothermních druhů pavouků (Araneae) a jejich bioindikační využití v hodnocení kvality životního prostředí a úrovně biodiverzity*. Disertační práce, Mendelova univerzita, Brno, 151 s.

KOŠULIČ O., HULA V., 2011: The wolf spiders (Araneae, Lycosidae) of the eastern part of the Hustopeče bioregion. *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae*, 96: 29–40.

KOŠULIČ O., HULA V., 2013: Rare and remarkable spiders (Araneae) from vineyard terraces in Pálava region (South Moravia, Czech Republic). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 61: 663–676.

KOŠULIČ O., HULA V., 2014: A faunistic study on spiders (Araneae) from vineyard terraces in the municipalities of Morkůvky and Mutěnice (South Moravia, Czech Republic). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 62: 137–154.

- KRUESS A., TSCHARNTKE T. 1994: Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*, 264: 1581–1584.
- KŮRKA A., ŘEZÁČ M., MACEK R., DOLANSKÝ J., 2015: *Pavouci České republiky*. Academia, Praha, 621 s.
- LIPSKÝ Z., 1994: Změna struktury české venkovské krajiny. *Geografie – Sborník ČGS*, 99 (4): 248–260.
- LOKOČ M., LOKOČOVÁ M., 2010: *Vývoj krajiny v České republice*. Lipka, Brno, 85 s.
- MALENOVSKÝ I., TROPEK R., 2009: Faunistic records from the Czech Republic – 274. Hemiptera: Cicadomorpha: Cicadellidae. *Klapalekiana*, 45: 80–82.
- MARC P., CANARD A., 1997: Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agric. Ecosys. Environ.*, 63: 229–235.
- MARC P., CANARD A., YSNEL F., 1999: Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1999, 74 (1): 229–273.
- MARTIŠKO J., 2007: *Přírodní parky Jihomoravského kraje*. Jihomoravský kraj, Brno. 103 s.
- MIKO L., HOŠEL M. (eds.), 2009: *Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009*. 1. vydání. Praha. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 102 s.
- MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M., GAISLER J. (eds.), 2006: *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, Praha, 104 s.
- NAKATA K., 2012: Plasticity in an extended phenotype and reversed up-down asymmetry of spider orb webs. *Animal Behaviour*, 83 (3): 821–826.

NÁRODNÍ GEOPORTÁL INSPIRE, 2016: *Mapy*. Dostupné online na: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map/> (citováno 28. 2. 2016)

NENTWIG W., BLICK T., GLOOR D., HÄNGGI A., KROPF C., 2003: *Central European Spiders – Determination Key, Version 03.2016*. Permanent internet publication. Dostupné online na: <http://www.araneae.unibe.ch/>

PEKÁR S., MICHALKO R., LOVERRE P., LÍZNAROVÁ E., ČERNECKÁ L., 2015: Biological control in winter: novel evidence for the importance of generalist predators. *Journal of Applied Ecology*, 52: 270–279.

PEROVIC D.J., GURR G.M., SIMMONS A.T., RAMAN A., 2011: Rubidium labeling demonstrates movement of predators from native vegetation to cotton. *Biocontrol Sci. Technol.*, 21: 1143–1146.

PIFFNER L., LUKA H., 2000: Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 78: 215–222.

PLATNICK N.I., 2016. *The World Spider Catalog, Version 17.0*. American Museum of Natural History. Dostupné online: <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog>. (citováno 27.2.2016)

QUITT E., 1971: Klimatické oblasti Československa. Academia, *Studia Geographica*, 16: 1–73.

R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RIECHERT S.E., BISHOP L., 1990: Prey control by an assemblage of generalist predators in a garden test system. *Ecology*, 71: 1441–1450.

RIECHERT S.E., LAWRENCE K., 1997: Test for predation effects of single versus multiple species of generalist predators: Spiders and their insect prey. *Entomol. Exp. Appl.*, 84: 147–155.

- RUNDUS A.S., SULLIVAN-BECKERS L., WILGERS D.J., HEBETS E.A., 2011: Females are choosier in the dark: environment-dependent reliance on courtship components and its impact on fitness. *Evolution*, 65 (1): 268–282.
- ŘEZÁČ M., KŮRKA A., RŮŽIČKA V., HENNEBERG P., 2015: Red List of Czech spiders: 3rd edition, adjusted according to evidence-based national conservation priorities. *Biologia*, 70 (5): 645–666.
- SAMU F. SUNDERLAND K.D., SZINETÁR C., 1999: Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: A review. *J. Arachnol.* 27: 325–332.
- SCHMIDT M.H., TSCHARNTKE T., 2005: The role of perennial habitats for central European farmland spiders. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105: 235–242.
- SCHMIDT M.H., THIES C., NENTWIG W., TSCHARNTKE T., 2008: Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *J. Biogeog.*, 35: 157–166.
- SCHOOLEY R.L., WIENS J.A., 2004: Movements of cactus bugs: patch transfers, matrix resistance, and edge permeability. *Landscape Ecology*, 19: 801–810.
- SCHWEIGER O., MAELFAIT J.P., VAN WINGERDEN W., HEDRICKX F., BILLETER R., SPELMANS M., AUGENSTEIN I., AUKEMA B., AVIRON S., BAILEY D., BUKACEK R., DIEKÖTTER T., DIRKSEN J., FRENZEL M., HERZOG F., LIIRA J., ROUBALOVA M., BUGTER R., 2005: Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organisational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1129–1139.
- SEZNAM.CZ, a.s, 2016: *Mapy.cz*. Dostupné online na: <https://mapy.cz/> (citováno 27. 2. 2016)

- SMOLOVÁ I., VÍTEK J., DUŠKOVÁ M., ŠIMÁČEK P., 2010: *Agrární terasy*. Dostupné online na: http://geography.upol.cz/soubory/studium/e-ucebnice/Smolova-2010/lexikon/antropogenni/agrarni/agrarni_terasa.html (citováno 24.2.2016)
- STRAKA J., 2005a: Chrysoidea – zlatěnky, s. 379–383. In: FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (eds.), *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.
- STRAKA J., 2005b: Vespoidea – vosy, s. 387–391. In: FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (eds.), *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.
- STRAKA J., 2005c: Apoidea (včely), s. 392–405. In: FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (eds.), *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.
- SUNDERLAND K.D., SAMU F., 2000: Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomol. Exp. Appl.*, 95: 1–13.
- TILMAN D., MAY R.M., LEHMAN C.L., NOWAK M.A., 1994: Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371: 65–66.
- TROPEK R., KADLEC T., KAREŠOVÁ P., SPITZER L., KOČÁREK P., MALENOVSKÝ I., BAŇÁŘ P., TUF I. H., HEJDA M., KONVIČKA M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47: 139–147.
- TROPEK R., KADLEC T., HEJDA M., KOČÁREK P., SKUHROVEC J., MALENOVSKÝ I., VODKA S., SPITZER L., BAŇÁŘ P., KONVIČKA M., 2012: Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, 43: 13–18.

TROPEK R., ŘEHOUNEK J. (eds.), 2012: *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. ENTÚ BC AV ČR, v. v. i., Calla, České Budějovice. 152 s.

TSCHRANTKE T., GATHMANN A., SETFFAN-DWENTER I., 1998: Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology*, 35: 708–719.

ÚSTAV PRO HOSPODÁŘSKOU ÚPRAVU LESŮ, 2016: *Oblastní plány rozvoje lesa*. Dostupné online na: <http://geoportal.uhul.cz/OPRLMapNew/> (citováno 28. 2. 2016)

WELKE K.W., SCHNEIDER J.M., 2012: Sexual cannibalism benefits offspring survival. *Animal Behaviour*, 83 (1): 201–207.

WITH K.A., CRIST T. O., 1995: Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, 76: 2446–2459.

WOOD B., 2001: Maintaining vegetation diversity on reserves: the relationship between persistence and species Richness. *Biological Conservation*, 97: 199–205.

ZÁHLAVOVÁ L., KONVIČKA M., FRIC Z., HULA V., FILIPOVÁ L., 2009: Landscape heterogeneity and species richness and composition a middle scale study. *Ekológia (Bratislava)*, 28 (4): 346–362.

ZRUBECZ, P., TOTH F., NAGY A., 2008: Is *Xysticus kochi* (Araneae: Thomisidae) an efficient indigenous biocontrol agent of *Frankliniella occidentalis* (Thysanoptera: Thripidae)? *Biocontrol*, 53: 615–624.

Seznam příloh

11.1 Seznam důležitých pojmů	71
11.2 Tabulkové přílohy	72
Tab. 1: Přehled odchycených druhů na lokalitě	72

11 Přílohy

11.1 Seznam důležitých pojmů

Hojnost (Buchar, Růžička 2002)

Jedná se o hojnost výskytu v geografickém smyslu, což vychází z odhadnutého počtu a rozmístění kvadrátů, na kterých se druh vzhledem k přítomnosti vhodných stanovišť na území celé České republiky může vyskytovat: Very Rare (**VR**) – velmi vzácný, Rare (**R**) – vzácný, Scarce (**S**) – středně hojný, Abundant (**A**) – hojný, Very Abundant (**VA**) – velmi hojný.

Stupeň ohrožení (Řezáč et al. 2015)

Tato část je stanovena podle kritérií IUCN, červeného seznamu pavouků pro území České republiky: Critically Endangered (**CR**) – kriticky ohrožený, Endangered (**EN**) – ohrožený, Vulnerable (**VU**) – zranitelný, Least Concern (**LC**) – téměř ohrožený, Ecologically Sustainable (**ES**) – není ohrožený.

Reliktnost (Buchar 1983)

Jedná se o bioindikační klasifikaci s následujícími kategoriemi: **RI** – druhy velmi málo tolerantní k antropogennímu narušení biotopů, **R** – druhy středně tolerantní, které obývají kulturní les a nevýrazně narušené typy stanovišť, **E** – druhy expanzivní, pronikají snadno i na silně antropogenně narušená stanoviště.

Původnost stanoviště (Buchar, Růžička 2002)

Podle stupně původnosti rozlišujeme čtyři typy stanovišť: Climax (**C**) – klimaxová stanoviště, která jsou minimálně narušena činností člověka, Semi-Natural (**SN**) – druhotná, polopřirozená stanoviště, Disturbed (**D**) – pravidelně narušovaná stanoviště s vysokým stupněm disturbance, Artificial (**A**) – umělé prostředí lidských sídel, které je však poměrně stálé, bez výrazné disturbance.

Termopreference (Česká arachnologická společnost 2016)

T – termofilní druhy, **M** – mesotermní druhy, **P** – psychofilní druhy, **N** – nespecifické druhy.

11.2 Tabulkové přílohy

Tab. 1: Přehled odchycených druhů na lokalitě

Hojnost (Buchar, Růžička 2002): VR – velmi vzácný, R – vzácný, S – středně hojný, A – hojný, VA – velmi hojný. **Reliktnost** (Buchar 1983): RI – reliktní prvního řádu, R – reliktní druhého řádu, E – expanzivní druh. **Původnost stanoviště** (Buchar, Růžička 2002): C – klimaxová stanoviště, SN – druhotná stanoviště, D – pravidelně narušovaná stanoviště, A – umělé prostředí lidských sídel.

Preference xerotermu (Kasal 2016): A – ano, N – ne.

Stupeň ohrožení (Řezáč et al. 2015): CR – kriticky ohrožený, EN – ohrožený, VU – zranitelný, LC – téměř ohrožený, ES – není ohrožený. Zvýraznění odstínu řádků roste od téměř ohrožených až po ohrožené druhy.

Druh	Hojnost	Reliktnost	Původnost stanoviště	Preference xerotermu	Stupeň ohrožení
Dysderidae					
<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838)	VA	E	C, SN, A	A	ES
Tetragnathidae					
<i>Pachygnatha degeeri</i> (Sundevall, 1830)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Pachygnatha listeri</i> (Sundevall, 1830)	VA	R	C, SN	N	ES
Linyphiidae					
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	S	E	C, SN, D	A	ES
<i>Araeoncus crassiceps</i> (Westring, 1861)	S	RI	SN	N	ES
<i>Bathypantes nigrinus</i> (Westring, 1851)	VA	R	C, SN	N	ES
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	VA	E	C, SN	N	ES
<i>Erigone atra</i> (Blackwall, 1833)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	–	–	–	N	ES
<i>Nematogmus sanguinolentus</i> (Walckenaer, 1842)	R	–	C	A	VU
<i>Palliduphantes alutacius</i> (Simon, 1884)	R	RI	C, SN	N	ES
<i>Porrhomma errans</i> (Blackwall, 1841)	VR	E	C, D	A	ES
<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linné, 1758)	A	E	C, SN, D	A	ES
<i>Tenuiphantes alacris</i> (Blackwall, 1853)	A	R	C, SN	N	ES
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	VA	R	C, SN	N	ES
<i>Tenuiphantes tenebricola</i> (Wider, 1834)	VA	R	C, SN	N	ES
<i>Walckenaeria obtusa</i> (Blackwall, 1836)	A	R	C, SN	N	ES
Theridiidae					
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	A	R	C, SN	A	ES
<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	A	E	C, SN, D	A	ES
<i>Neottiura suaveolens</i> (Simon, 1879)	R	RI	C	A	VU
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A	E	C, SN, D	N	ES
Hahniidae					
<i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841)	S	RI	C, SN	A	ES

Druh	Hojnost	Reliktnost	Původnost stanoviště	Preference xerotermu	Stupeň ohrožení
Dictynidae					
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridgei, 1861)	S	RI	C, SN	A	ES
Titanoecidae					
<i>Titanoeca quadriguttata</i> (Hahn, 1833)	A	RI	SN	A	ES
Agelenidae					
<i>Tegenaria campestris</i> (C. L. Koch, 1834)	S	R	C, SN	A	ES
Miturgidae					
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	VA	R	C, SN, D	N	ES
Eutichuridae					
<i>Cheiracanthium campestre</i> (Lohmander, 1944)	VR	–	SN	A	LC
Lycosidae					
<i>Alopecosa accentuata</i> (Latreille, 1817)	A	R	C, SN	A	ES
<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)	VA	E	C, SN, D	A	ES
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	A	R	C, SN	A	ES
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	VA	E	SN, D	N	ES
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)	S	E	C, SN, D	A	ES
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	VA	R	C, SN, D	N	ES
<i>Pardosa palustris</i> (Linné, 1758)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Pardosa prativaga</i> (C. L. Koch, 1870)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Pardosa riparia</i> (C. L. Koch, 1833)	A	RI	C, SN	N	ES
<i>Trochosa terricola</i> (Thorell, 1856)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	S	R	C, SN	N	ES
Pisauridae					
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	VA	E	C, SN, D	A	ES
Phrurolitidae					
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	VA	R	C, SN	A	ES
Gnaphosidae					
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	VA	R	C, SN	A	ES
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	VA	R	C, SN	A	ES
<i>Drassyllus praeficus</i> (C. L. Koch, 1866)	A	RI	C, SN	A	ES
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	A	E	C, SN, (D)	A	ES
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	VA	E	C, SN, D	A	ES
<i>Haplodrassus umbratilis</i> (C. L. Koch, 1866)	A	R	C, SN	N	ES
<i>Micaria formicaria</i> (Sundevall, 1831)	R	RI	C, SN	A	VU
<i>Micaria fulgens</i> (Walckenaer, 1802)	A	RI	C, SN	A	LC
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	S	RI	C, SN	A	ES
<i>Zelotes aurantiacus</i> (Miller, 1967)	R	RI	C	A	LC
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	VA	R	C, SN, D	A	ES
<i>Zelotes petrensis</i> (C. L. Koch, 1839)	A	R	C, SN	A	ES

Druh	Hojnost	Reliktnost	Původnost stanoviště	Preference xerotermu	Stupeň ohrožení
Thomisidae					
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	S	R	C, SN	A	ES
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	S	RI	C	A	LC
<i>Xysticus bifasciatus</i> (C. L. Koch, 1837)	VA	E	C, SN, D	N	ES
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	VA	E	C, SN, D	A	ES
<i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1834)	A	E	C, SN	A	ES
<i>Xysticus kochi</i> (Thorell, 1872)	A	E	C, SN, D	A	ES
<i>Xysticus striatipes</i> (C. L. Koch, 1870)	R	RI	C	A	VU
Salticidae					
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	A	R	C, SN	A	ES
<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)	A	R	C, SN	A	ES
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	A	R	C, SN	A	ES
<i>Sibianor tantulus</i> (Simon, 1868)	–	–	–	A	EN