

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroekologie a biometeorologie



Subletální vliv pesticidů na pavouky (Araneae)

Bakalářská práce

Autor práce: Barbora Kodejšová

Vedoucí práce: Mgr. Stanislav Korenko, Ph.D.

© 2014 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Subletální vliv pesticidů na pavouky (Araneae)" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10. 4. 2014

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu bakalářské práce panu Mgr. Stanislavu Korenkovi, Ph.D. za odbornou pomoc, informace, rady a připomínky, které mi poskytoval při řešení jakéhokoli problému a které jsem využila při zpracování této práce.

Subletální vliv pesticidů na pavouky (Araneae)

Souhrn

Práce je zaměřena na subletální účinky pesticidů používaných v zemědělství k ochraně pěstovaných plodin působící na pavouky. Jedná se o literární rešerši.

V úvodu práce se lze dočíst o pavoucích, pesticidech a účincích pesticidů obecně. Práce pokračuje vlastní rešerší, která je věnována studiím a poznatkům z oblasti subletálního působení pesticidů na pavouky. Kapitoly jsou rozděleny podle účinků na poznatky o nepřímém působení pesticidů a přímém působení pesticidů. Přímé působení je rozčleněno dále na fyziologické a behaviorální ovlivnění.

Studií zaměřujících se na nepřímé účinky pesticidů není mnoho. Přímé účinky jsou lépe prostudovány, najdeme zde důležité poznatky o ovlivnění fyziologie, ontogeneze, reprodukce, dále o účincích na lokomoci, chemickou komunikaci či o vlivu pesticidů na snovací činnost pavouků.

Závěr práce je zaměřen na souhrn osobních poznatků a doporučení v oblasti publikovaných či připravovaných studií zabývajících se účinky pesticidů na necílové organismy.

Klíčová slova: pesticidy, subletální efekt, negativní efekt, pavouci, boj proti škůdcům, biodiverzita, ochrana přírody

Sub-lethal effect of pesticides on spiders (Araneae)

Summary

The bachelor thesis is focused on sublethal effects of pesticides used in agriculture to protect crops and acting on spiders. It is a literature review.

In the introduction, you can read about spiders, pesticides and effects of pesticides in general. It is followed by its own research, which is devoted to published articles and findings in the area of sublethal effects of pesticides. Chapters are divided according to their effects on the knowledge of the indirect effects and the direct effects of pesticides. Direct effects are further divided into physiological and behavioral influence.

The evidence of indirect effects is rather rare. The direct effects are better studied, we can find here some important information about the influence of pesticides on physiology, ontogeny, reproduction, as well as the effects on locomotion, chemical communication, and the impact of pesticides on web-building activity of spiders.

The conclusion is focused on personal summary of findings and recommendations in published or forthcoming studies on the effects of pesticides on non-target organisms.

Keywords: pesticides, sub-lethal effect, negative effect, spiders, pest control, biodiversity, nature conservation

Obsah

1. Úvod.....	7
2. Cíl práce	10
3. Subletální účinky pesticidů	11
3.1 Nepřímé účinky	11
3.2 Přímé účinky - fyziologické	12
3.2.1 Vliv pesticidů na fyziologii, biochemii a neurofyziologii	13
3.2.2 Vliv pesticidů na ontogenezi.....	15
3.2.3 Vliv na imunologii	16
3.2.4 Vliv pesticidů na reprodukci.....	16
3.2.4.1 Vliv na plodnost a plodivost.....	17
3.2.4.2 Vliv pesticidů na chování při kladení vajíček	17
3.2.4.3 Vliv na vývoj a produkci vaječných vaků	18
3.2.4.4 Vliv na vývoj potomstva	19
3.2.5 Mutagenní účinky	19
3.3 Přímé účinky – behaviorální ovlivnění.....	19
3.3.1 Lokomoce	19
3.3.2 Vliv pesticidů na chemickou komunikaci.....	21
3.3.3 Vliv na antipredační chování	22
3.3.4 Vliv na predací úspěšnost a konzumaci potravy.....	23
3.3.5 Vliv pesticidů na orientaci	26
3.3.6 Vliv pesticidů na snovací činnost	26
4. Závěr.....	28
5. Seznam literatury	30

1. Úvod

Pavouci jsou řazeni společně s dalšími deseti příbuznými řády do třídy pavoukoců (Arachnida). S koryši, stonožkami a hmyzem patří do jednoho z nejbohatších kmenů členovců (Arthropoda) (Buchar a Kůrka, 1998). Zeměkouli obývá více než 44 000 známých druhů pavouků, toto číslo však není konečné (Platnick, 2014). Většina druhů pochází z tropů a směrem k pólům druhů ubývá (Buchar a Kůrka, 1998).

V zemědělství je využíváno různých strategií ochrany plodin. Jednou z nich je použití pesticidů. Mezinárodní organizace FAO (Food and Agriculture Organization) definuje pesticidy jako jakékoli látky nebo směsi látek určené k prevenci, ničení nebo zvládnutí jakéhokoli škůdce, včetně vektorů onemocnění člověka nebo zvířat, nežádoucích druhů rostlin nebo živočichů způsobujících škody v průběhu výroby, zpracování, skladování, přípravy nebo uvádění na trh potravin, zemědělských komodit, dále přípravky, které jsou podávány zvířatům pro kontrolu ektoparazitů. Termín zahrnuje i substance používané jako regulátory růstu hmyzu nebo rostlin, defolianty, pohlcovače vlhkosti a další (Pohanka a Vlček, 2011).

Pesticidy je možné klasifikovat s ohledem na různá hlediska, zohledňující chemickou strukturu, toxické účinky na organismy (cílové a necílové), chování v prostředí, způsob aplikace, cílový organismus či mechanismus působení na ošetřovaný organismus (Pohanka a Vlček, 2011).

Nejčastěji jsou pesticidy děleny použitím proti cílovému organismu na insekticidy, fungicidy, herbicidy, rodenticidy, nematocidy a moluskocidy.

Podle působení na ošetřovaný organismus dělíme pesticidy na kontaktně (dotykově) a systémově působící pesticidy. Kontaktní pesticidy zůstávají na povrchu ošetřené rostliny, nepronikají do rostlinných pletiv a cílové organismy tedy hubí jen na místech zasažených postřikem. Účinky těchto pesticidů jsou závislé na povětrnostních vlivech, jako je déšť, vítr, sluneční záření. Systémově působící pesticidy mají lepší aplikační vlastnosti. Pronikají kutikulou do rostlinných buněk a jsou dále rozváděny cévním systémem. Díky tomu působí i na místech nezasažených postřikem a přírůstky rostliny jsou taktéž chráněny. Jejich účinnost tedy není ovlivňována povětrnostními poměry. Velkou hrozbou je však možná fytotoxicita, poškození nebo zničení ošetřovaných rostlin (Cremllyn, 1985).

Cremllyn (1985) dělí pesticidy podle původu na přírodní a syntetické. Řada rostlin si vytvořila ochranné mechanismy v boji proti hmyzu, např. repelenci nebo insekticidnost produkcí širokého spektra sekundárních metabolitů, jakými jsou například terpenoidy a

alkaloidy a vykazují insekticidní, herbicidní či fungicidní účinky (Benner, 1993). Tyto fytochemikálie, pokud je možné je extrahovat, jsou používány ke snížení poškození škůdci na zemědělských plodinách již mnoho let (Lee a kol., 1997). Použití těchto extraktů nevede k vytvoření resistantních kmenů v takové míře, jako je tomu u synteticky připravených insekticidů, na druhou stranu je použití přírodních látek ekonomicky zatěžující. Mezi nejdůležitější přírodní insekticidy patří nikotin, rotenon a pyrethrum (Cremllyn, 1985). Od přírodních pesticidů jsou odvozovány syntetické analogy, například pyrethroidy, odvozené od přírodních pyrethrinů (Rieth a Levin, 1988). Mezi nejvýznamnější skupiny syntetických insekticidů patří organochlorové (například DDT) a organofosforové látky. Řada těchto látek však s sebou nese nemalá ekologická rizika (Cremllyn, 1985).

V současné době je zřetelná snaha k přechodu od konvenčního zemědělství, využívajícího neselektivní druhy pesticidů, k integrované ochraně rostlin před škůdci (Integrated Pest Management – IPM) (Pekár, 2012), jejímž cílem je kombinace efektivních a ekologicky citlivých postupů s důrazem na aktuální a komplexní informace o životních cyklech škůdců a jejich interakce s prostředím. Na rozdíl od ekologického zemědělství, které vychází z podobných principů a zakazuje použití pesticidů jiných, než těch přírodního původu, integrovaná ochrana rostlin před škůdci klade důraz na uvážlivé využívání pesticidů, kde jsou preferovány především ty selektivní (Anonym, 2012)

Mnohé druhy pavouků se vyskytují v rozmanitých biotopech agroekosystémů, přičemž se živí širokou škálou členovců různých velikostí, včetně hmyzích škůdců (Řezáč a kol., 2010). Proto jsou pavouci uznáváni jako důležití přirození nepřátelé (Pekár, 2012). Je známo, že pavouci jsou vysoce citliví k působení pesticidů (Řezáč a kol., 2010), to může vést k významné redukci pavoučích populací a následnému snížení přirozené ochrany agroekosystémů proti škůdcům (Michalková a Pekár, 2009).

Účinek je definován jako odpověď organismu na expozici látkou. Toxické účinky závisí na koncentraci a dávce látky, způsobu kontaktu s organismem, na metabolitech látky, na místě účinku (Anonym). Pesticidy mohou na pavouky působit přímo přímými účinky (například změnou rychlosti ontogeneze), nebo nepřímo ovlivněním jejich interakce s dalšími organismy (Hanlon a Relyea, 2013). Podaná dávka nebo koncentrace pesticidu může mít subletální nebo letální účinky. Letální účinky se stanovují pomocí střední letální dávky (LD_{50}) nebo letální koncentrace (LC_{50}), která je definována jako dávka či koncentrace, která je

potřebná k usmrcení poloviny jedinců zkoumané populace za jednotku času. Po dlouhou dobu byla k hodnocení vedlejších účinků pesticidů na užitečné členovce využívána právě tato metoda a subletálními účinkům nebyla věnována větší pozornost (Desneux a kol., 2007).

Subletální účinky jsou definovány jako účinky fyziologické a behaviorální na jednotlivce, kteří přežijí působení pesticidů. Subletální dávka nebo koncentrace je definována jako množství, které zjevně nevyvolává mortalitu ve zkoumané populaci (Desneux a kol., 2007). Přestože subletální účinky nezpůsobují mortalitu, jejich dopad na organismus může být znatelný. Způsobují změny v lokomoci (Cox a Wilson, 1987; Alix a kol., 2001), v reprodukci a sexuální komunikaci (Tietjen, 2006), v predaci (Deng a kol., 2007; Everts a kol., 1991), v chemické komunikaci (Griesinger a kol., 2011) a v dalších oblastech.

Většina výzkumů zaměřených na subletální účinky pesticidů je koncentrována na hospodářsky významný hmyz (Haynes, 1988), jen malá část pozornosti je věnována pavoukům (Tietjen a Cady, 2007).

2. Cíl práce

Práce bude vypracována formou literární rešerše. Literární přehled bude zaměřen na poznatky o subletálním efektu pesticidů používaných v zemědělství k ochraně pěstovaných plodin na pavouky. Úlohou práce je shrnout poznatky o rizicích používání pesticidů a doporučit nejlepší možnosti jejich výběru a aplikace v praxi.

3. Subletální účinky pesticidů

3.1 Nepřímé účinky

Pesticidy působí na pavouky různými nepřímými účinky, i když studií o tomto je stále poměrně málo (Pekár, 2012).

První velkou skupinou pesticidů, u kterých byly pozorovány nepřímé účinky na pavouky, jsou insekticidy. Ty redukuje početnost hmyzu a následně tak dochází ke snížení jeho potravní dostupnosti pro predátory. To může přímo ovlivňovat velikost těla a plodnost pavouků, nebo způsobit jejich emigraci (Pekár, 2012). Wisniewska a Prokopy (1997) zkoumali rozdíly společenské skladby, sezónního vývoje abundance a průměrné délky těl pavouků žijících a lovících v jabloňových sadech s různými režimy ošetření pesticidy. Zjistili, že pavouci ze sadů, u kterých nedochází k ošetření pesticidy, vykazují větší tělesné rozměry, než pavouci žijící na ošetřených stromech v rámci IPM, a to díky pesticidy nezredukovanému výskytu hmyzu. Délka těla pavouků koresponduje s velikostí jejich těla a tedy i velikostí jejich kořisti. Z tohoto důvodu může působení pesticidů na velikost těla pavouků negativně ovlivňovat jejich roli dravců rozlišných škůdců z řad členovců (Wisniewska a Prokopy, 1997). Naopak v sadech s využitím konvenční ochrany před škůdci ve srovnání s IPM byla pozorována menší hojnost pavouků, a to opět díky horší dostupnosti jejich kořisti (Markó a kol., 2009). Ke stejnému závěru dospěli ve své studii i Amalin a kol. (2001).

Přestože herbicidy a fungicidy většinou vykazují pouze zanedbatelné přímé letální účinky, ty nepřímé mohou být velice podstatné (Pekár, 2012). Herbicidy mění strukturu vegetace, redukuje počet pavoučích sítí, prostory pro úkryt před nepřáteli a přehřátím, potravu pro herbivory, kteří jsou pro pavouky kořisti a limitují početnost a diverzitu pavouků (Sunderland, 1992). Účinky různých dávek glyfosátu (mimořádně účinný širokospektrý herbicid) působící na pavouky žijící na okrajích polí studovali Bell a kol. (2002), kteří zjistili, že změny a úbytky jedinců ve společenství pavouků přímo nesouvisely se zvýšením aplikačních dávek herbicidu, tedy se ukázalo, že přímé letální účinky těchto herbicidů jsou v tomto případě zanedbatelné. Vyšlo najevo, že změny jsou způsobeny úbytkem rostlinného pokryvu a diverzity rostlinného společenstva, díky čemuž dochází ke snížení kvality stanoviště a k poklesu početnosti pavouků. Některé druhy pavouků vykazovaly citlivost k hustotě i výšce porostu, a to například *Tenuiphantes tenuis* (BLACKWALL, 1852) z čeledi

plachetnatkovitých (Linyphidae), což uvedli Haughton a kol. (2001). Populace tohoto pavouka po změnách ve vegetaci poklesla o polovinu.

Fungicidy jsou používány k likvidaci nárůstu hub. Přestože pavouci houby přímo nekonzumují, jejich kořist, jako například chvostokoci (Collembola) nebo někteří brouci (Coleoptera), jsou mykofágní (Pekár, 2012). To opět může vést ke změně poměrů, co se dostupnosti kořisti týče (Sunderland, 1992). Z laboratorních testů vyšlo najevo, že organofosfátový fungicid pyrazofos je pro pavouky neškodný (Mansour a kol., 1992), avšak jeho aplikace v polních podmínkách způsobila snížení početnosti zkoumané populace pavouků (Volkmar a Wetzel, 1993).

3.2 Přímé účinky - fyziologické

Různé druhy pesticidů mohou mít různé subletální účinky (Haynes, 1988). Subletální účinky mohou vést k redukci u funkčních a numerických odpovědí. Tím jsou zasaženy aktivity jako lapání kořisti, obrana, reprodukce nebo disperze, které jsou řízeny pomocí složitých nervových interakcí (Pekár, 2012). Ty jsou náchylné k narušení především neurotoxickými pesticidy (Desneux a kol., 2007). Subletální účinky mohou srovnatelně negativně působit na schopnosti pavouků hubit škůdce, jako účinky letální. Zotavení se z působení subletálního efektu přitom většinou trvá několik dní (Everts a kol., 1991; Peng a kol., 2010). Kupříkladu slíďák *Pardosa amentata* (CLERK, 1757) se z ošetření neurotoxickým cypermethrinem (syntetický pyrethroid) zotavuje 3 – 4 dny (Baatrup a Bayley, 1993). Everts a kol. (1991) ve své studii vyzorovali, že pavouku *Oedothorax apicatus* (BLACKWALL, 1850) z čeledi plachetnatkovitých stačí pouze jeden den na zotavení se z aplikace insekticidu.

3.2.1 Vliv pesticidů na fyziologii, biochemii a neurofyziologii

Pesticidy často působí velmi dramaticky na fyziologické procesy (Pekár, 2012), mění například tepovou frekvenci, exkreci či enzymatické aktivity (Haynes, 1988). Účinky jsou však mnohdy nelehké odhalit a kvantifikovat (Pekár, 2012).

Vnímavost pavouků k neurotoxickým sloučeninám může být dána jejich neschopností produkovat detoxifikační enzymy nebo nedostatečnou regenerací acetylcholinesterázy (Pekár, 2012). Acetylcholinesteráza je enzym podílející se na odbourávání acetylcholinu v nervových synapsích. Působí jako „vypínač“ nervových podnětů (Peng a kol., 2010) Inhibice acetylcholinesterázy může vést k obecné poruše ve všech systémech, protože je hlavním komponentem všech synaptických přenosů (Kreissl a Bicker, 1989). Jedním z důsledků inhibice acetylcholinesterázy je podle Peng a kol. (2010) hyperaktivita a následná smrt jedince.

Van Erp a kol. (2002) uvádějí, že organofosfátové sloučeniny (estery kyseliny fosforečné) a karbamátové sloučeniny inhibují účinek enzymu acetylcholinesterázy po kontaktu slíd'áka *Anoteropsis hilaris* (KOCH, 1877) s chlorpyrifosem (organofosfátový insekticid) a diazinonem (nesystematický organofosfátový insekticid). Kontakt s diazinonem vyvolal u tohoto pavouka dokonce 87% inhibici acetylcholinesterázního enzymu. Po 24 - hodinové nebo 48 - hodinové expozici bylo třeba osm dní do úplného pozastavení jeho inhibice (Van Erp a kol., 2002).

U plachetnatky *Hylyphantes graminicola* (SUNDEVALL, 1830) dochází k inhibici acetylcholinesterázy po kontaktu s dimethoátem (organofosfátový kontaktní insekticid), fenvalerátem (syntetický pyrethroid) a jejich směsí. Dále bylo zjištěno, že acetylcholinesteráza je inhibována i u potomstva matek, které byly vystaveny fenvalerátu a jeho směsi. To značí, že účinky těchto pesticidů jsou předávány i na potomstvo (Peng a kol., 2010).

Pedersen a kol. (2002) zjistili, že regenerace acetylcholinesterázy u slíd'áka *Pardosa prativaga* může být ovlivněna jeho výživovým stavem.

Pavouci mohou vzdorovat neurotoxickému působení produkcí detoxifikačních enzymů, jako je glutathion-S-transferáza a glutathion peroxidáza. Absence nebo nízká aktivita těchto enzymů může zvyšovat jejich náchylnost k účinkům pesticidů (Pekár, 2013). Nielsen a kol. (1999) studovali úroveň detoxifikační enzymatické aktivity těchto dvou enzymů u slíd'áka *Pardosa amentata* po vystavení působení cypermethrinu (syntetický pyrethroid,

nejčastěji používaný jako insekticid). Zjistili, že pouze glutathion peroxidáza byla aktivní, což ukazuje na důležitost této esterázy v detoxifikačním procesu.

Vysoké dávky methamidofosu (insekticid na bázi organofosfátu) vedly u slíd'áka *Pardosa pseudoannulata* (BÖSENBERG A STRAND) k inhibici aktivity proteázy ve střevech (Wang a kol., 2006).

V jiné studii byla porovnávána aktivita karboxylesterázy u slíd'áka *Pardosa pseudoannulata* sbíraného z chemicky a biologicky ošetřovaných rýžových polí (Wang a kol., 2006). Karboxylesteráza je detoxifikační enzym, který může hrát důležitou roli při odbourávání některých pesticidů (Maxwell, 1992; Sogorb a Vilanova, 2002) Aktivita karboxylesterázy u pavouků z chemicky ošetřovaných polí byla vyšší, než u pavouků z polí ošetřovaných biologicky (Wang a kol., 2006). Toto zjištění naznačuje, že si pavouci v agrobiocenózách vyvinuli určitý stupeň resistance vůči pesticidům, stejně jako škůdci či draví roztoči (Croft a Van De Baan, 1988; Dittrich, 1975). V podobné studii bylo zjištěno, že populace žápřednice *Cheiracanthium mildei* (KOCH, 1864) pocházející z citrusových hájů často ošetřovaných malathionem vykazovala k malathionu větší toleranci, než populace žápřednic pocházející z bavlněných polí (Mansour, 1984). Toto opět poukazuje na tvorbu resistance některých populací pavouků.

Bylo zpozorováno, že u samic plachetnatky *Hylyphantus graminicola* ošetřených dimethoátem či jeho směsí dochází k redukci karboxylesterázové aktivity. Redukce karboxylesterázové aktivity byla pozorována i u jejich potomstva F1 generace (Peng a kol., 2010).

Organofosfátové insekticidy mají tendenci se hromadit v membránách a pozměňovat jejich propustnost (Pekár, 2012). Fenitrothion (organofosfátový insekticid) mění dynamiku lipidů u maloočky *Polybethes pythagoricus* (HOLMBERG, 1875) a způsobuje poruchy ve fyziologickém chování. Dochází ke snížení schopnosti vázat kyslík (Cunningham a kol., 2002) a snížení příjmu kyseliny palmitové, která je důležitou složkou buněčných struktur (Cunningham a kol., 2006).

Závěry demonstrující negativní efekt na biochemické a neurofyziologické úrovni je nelehké interpretovat, protože důsledky působení pesticidů na úrovni jedince či populace jsou často neznámé (Desneux a kol., 2007). Rumpf a kol. (1997) uvádějí, že účinky pesticidů na důležité enzymatické systémy nemohou být extrapolovány či vyvozeny z hodnot LD₅₀.

3.2.2 Vliv pesticidů na ontogenezi

Subletální účinky neurotoxických látek mohou způsobovat vývojové odchylky neurálních tkání v průběhu larválního vývoje. Díky velkému významu cholinergického systému ve vývoji hmyzu (Smallman a kol., 1969) je možné očekávat mnoho různých dopadů účinků pesticidů na vývoj pavouků (Desneux a kol., 2007).

Růstové regulátory hmyzu (IGRs) pravděpodobně také narušují vývoj užitečných členovců. Jsou to substance, které inhibují životní cyklus hmyzu. Narušují svlékání hmyzu (juvenilní hormon) a tvoření kutikuly (syntetické inhibitory chitinu) a obecně působí na endokrinní systém (Dhadialla a Carlson, 1998).

Pekár (2012) se domnívá, že růstové regulátory hmyzu by měly být pro vývoj pavouků nebezpečnější, než neurotoxické pesticidy. Deng a kol. (2008) však zjistili, že aplikace buprofezinu, vysoce selektivního růstového regulátoru, který působí jako inhibitor biosyntézy chitinu, nenarušuje ontogenetický vývoj slíd'áka *Pirata piratoides* (BÖSENBERG A STRAND, 1906). Ke stejnému závěru dospěli i Tanaka a kol. (2000) u slíd'áka *P. pseudoannulata*.

Insekticid azadirachtin, sekundární metabolit rostliny *Azadirachta indica* (JUSS, 1830), který narušuje larvální stádium vývoje hmyzu, vykazuje podobné účinky těm, které byly zjištěny u pesticidů. Punzo (1997) ve svém výzkumu zjistil, že azadirachtin podaný v různých koncentracích orálně přes kořist významně ovlivňuje růstové parametry, včetně hmotnosti nedospělých jedinců či šířky hlavohrudi.

V několika studiích přitom bylo prokázáno, že celkový fitness pavouka souvisí s velikostí jeho těla (Polis a McCormick, 1987). Punzo (1989, 1991) v této souvislosti zjistil, že pavouci menších tělesných rozměrů jsou zranitelnější vůči širší škále predátorů a jsou omezeni na lovení kořisti menších rozměrů. Růstová klasifikace může mít rozsáhlý dopad na přirozený přírůstek a fenologickou synchronizaci predátor – kořist (Liu a Chen, 2001). V průběhu předešlé studie došlo k výskytu deformací během ontogenetického vývoje, někteří nedospělí jedinci měli deformované končetiny či makadla. Studovaným druhem v této studii byl slíd'ák *Schizocosa episinga* (GERTSCH A WALLACE, 1937). Jedním z dalších závěrů této studie byl fakt, že nedospělí jedinci tohoto pavouka jsou více citliví k azadirachtinu (Punzo, 1997).

Účinky pesticidů na pavouky mohou mít vliv i na vývin jejich potomstva. Peng a kol. (2010) zkoumal účinky fenvalerátu (syntetický pyrethroid), dimethoátu a jejich směsi na slíd'áka *Hylyphantes graminicola* (SUNDEVALL, 1830). Vývin potomstva matek

vystavených fenvalerátu a jeho směsi trval déle než vývin potomstva samic vystavených kontrole a i hmotnost potomků v F1 generaci poklesla (Peng a kol., 2010).

3.2.3 Vliv na imunologii

Insekticidy mohou interagovat s imunitním systémem hmyzu. Podle typu insekticidu může dojít k poklesu či nárůstu imunity (Desneux a kol., 2007) a zvýšení vnímavosti k chorobám (Pekár, 2012). Punzo (1997) zjistil, že po orálním podání azadirachtinu došlo u slíd'áka *Schizocosa episina* k redukci počtu hematocytů, z čehož je zřejmé, že tento insekticid nepříznivě ovlivňuje imunitní reakce studovaného pavouka (Punzo, 1997).

3.2.4 Vliv pesticidů na reprodukci

Reprodukce zahrnuje řadu procesů, které jsou řízeny nervovým a hormonálním systémem (Pekár, 2013), jako je hledání partnera, chemická nebo zvuková komunikace, námluvy, kopulace, produkce kokonů, spermatogeneze a oogeneze či péče o potomstvo. Všechny tyto aktivity mohou být ovlivněny především neurotoxickými pesticidy (Pekár, 2012).

Tietjen (2006) zkoumal účinky neurotoxického insekticidu malathionu na změny chování při páření u slíd'áka *Rabidosa rabida* (WALCKENAER, 1837). V první části pokusu byly zkoumány změny chování samců při námluvách, v části druhé odpovědi samic na standardní samčí podnět k páření. V třetí části bylo pozorováno chování pesticidu vystavených párů při námluvách oproti standardnímu chování kontrolních párů pozorovaného slíd'áka. Oba pokusy byly provedeny s jednou polovinou jedinců vystavenou pesticidu a druhou polovinou vystavenou vodě jako kontrole. Bylo vypořádováno, že samci vystavení dávce malathionu se samici dvořili, nicméně ve chvíli, kdy samice dala najevo svou připravenost k páření pokynem přední končetinou, samci samici ignorovali. U všech kontrolních samců došlo k úspěšnému spáření, 38 ze 40 samců zasažených malathionem bylo po ignoraci samičích signálů samici atakováno a zabito. V druhé části byl samicím pomocí videozáznamu předveden samčí zasnubní tanec. Většina at' kontrolních, nebo dopovaných samic bez rozdílu na video záznam reagovala. Z toho můžeme soudit, že chování samic při

námlovách není malathionem ovlivněno (Tietjen, 2006). V třetí části byly pozorovány námluvy dvanácti zasažených a dvanácti kontrolních párů. Z výsledků vyplynulo, že pouze 9 zasažených samců se své samici dvořilo, přičemž se ke dvoření odhodlali téměř dvakrát později, než samci kontrolní. Pouze pěti malathionem ošetřeným párům se podařilo úspěšně spářit, přičemž doba páření trvala přibližně třikrát déle, než u kontrolních párů. Je tedy potvrzeno, že jednotlivá dávka pesticidu s neurotoxickými účinky zasahuje do jednání obou pohlaví slíďáka *R. rabida* při páření (Tietjen, 2006).

Změny chování při reprodukci sledovali i Michalková a Pekár (2009). Zkoumali účinky glyfosátu Roundupu na reprodukci slíďáka *Pardosa agricola* (THORELL, 1856). Zjistili, že tento herbicid nijak neovlivňuje námluvy, při kterých samec klepe předníma nohama a mává pedipalpama, dokud se samice nestane povolnou k páření. Při vlastním kopulačním aktu, při níž samec pomocí druhotných kopulačních ústrojí na konci makadlových článků zavádí spermie do pohlavního otvoru samice (Buchar a Kůrka, 1998), nebyly pozorovány žádné změny v agresivitě samic či v chování samců. Roundup neovlivňuje též četnost úspěšného spáření (Michalková a Pekár, 2009).

3.2.4.1 Vliv na plodnost a plodivost

Snižování plodnosti v souvislosti s pesticidy může být způsobeno jak fyziologickými, tak behaviorálními účinky. Mnoho autorů se zabývalo obecnými účinky na plodnost přirozených nepřátel bez ohledu na povahu perturbace (Desneux a kol., 2007).

Cauble a Wagner (2005) se domnívají, že některé herbicidy mohou imitovat specifické hormony nebo narušovat endokrinní systém. Lze proto předpokládat, že změny v plodivosti u pavouků by mohly souviset s narušením hormonálního systému spojeným s reprodukčními událostmi, jako je diferenciace vaječnicků, oogeneze a vitelogeneze (tvorba žloutku v průběhu růstové fáze oogeneze) (Benamú a kol., 2010).

Benamú a kol. (2010) zjistili, že glyfosát aplikovaný přes kořist ke křížákovi *Alpaida veniliae* významně snižuje jeho plodnost a plodivost. Došlo ke snížení počtu nakladených vajíček i snížení počtu vylíhlých jedinců (Benamú a kol., 2010).

3.2.4.2 Vliv pesticidů na chování při kladení vajíček

Většina studií na téma chování při kladení vajíček byla provedena na parazitoidech, existují však studie provedené na predátorech (Desneux a kol., 2007). Narušení rovnováhy mezi nervovým a hormonálním systémem hmyzu má za následek poruchy komplexu

behaviorálních a fyziologických procesů souvisejících s kladením vajec (Pekár, 2013). Nepřímé odchylky chování při kladení vajec mohou být vyvolány repelentními účinky pesticidů, přičemž dochází ke snížení šance, že přirozený nepřítel najde vhodné místo ke kladení (Longley a Jepson, 1996). Tato šance se snižuje také díky nekoordinovaným pohybům, které se u pavouka mohou vyskytnout po expozici pesticidům (Alix a kol., 2001; Desneux a kol., 2006).

Podle studie, kterou provedli Alix a kol., 2001, dochází k nekontrolovatelnému kladení vajec a následným ztrátám. Účinky jsou závislé na složení použitého pesticidu, což znamená, že pomocné látky musí být brány v úvahu (Desneux a kol., 2007).

3.2.4.3 Vliv na vývoj a produkci vaječných vaků

U křížáka *Neoscona pratensis* (HENTZ, 1847) byla po aplikaci insekticidů spinosadu a endosulfanu zjištěna produkce abnormálních vaječných vaků a dehydratovaných vajíček (Benamú a kol., 2007). Spinosad je silný přírodní insekticid (sekundární metabolit bakterie *Saccharopolyspora spinosa* (MERTZ A YAO, 1990), používaný pro regulaci hmyzích škůdců různých řádů. Studie ukázaly, že ovlivňuje fyziologické a behaviorální rysy užitečných členovců (Biondi a kol., 2012).

Také Benamú a kol. (2010) zjistili, že u samiček křížáka *Alpaida veniliae* (KEYSERLING, 1865) se po kontaktu s glyfosátem (širokospektrý herbicid) tvoří abnormální vaječníky s nedostatečně vyvinutými oocyty. Průměrná velikost oocytů byla významně menší, než u jedinců nezasažených tímto herbicidem. Počet abnormálních vaječných vaků na jedno kladení se taktéž zvýšil. Tyto atributy mohou být způsobeny špatným nutričním stavem samic, zapříčiněným dalšími účinky pesticidů (Benamú a kol., 2010).

Fenvalerát, syntetický pyrethroid používaný jako insekticid, snižuje produkci vaječných vaků u plachetnatek *Erigone atra* (BLACKWALL, 1833) a *Oedothorax apicatus* (Dinter a kol., 1998). Methamidophos, vysoce toxický insekticid a akaricid na bázi organofosfátu, má stejné účinky na plachetnatku *Hylyphantes graminicola* (Deng a kol., 2006). U tohoto druhu je produkce vajíček ovlivněna také dimethoátem (insekticid na bázi organofosfátu), fenvalerátem a jejich směsí (Peng a kol., 2010).

3.2.4.4 Vliv na vývoj potomstva

Doba vývoje potomstva může být aplikací pesticidů taktéž ovlivněna. Ze studie provedené na křížáku *A. veniliae* vyplývá, že potomstvo samic, které se dostaly do styku s glyfosátem, se podstatně pomaleji vyvíjí (Benamú a kol., 2010). Ve své studii prokázal vliv pesticidů na potomstvo i Deng a kol. (2010).

3.2.5 Mutagenní účinky

Pesticidy mohou mít i mutagenní účinky, studií je však pomálu (Pekár, 2012). Slíd'áci *Pirata subpiraticus* (BÖSENBERG A STRAND, 1906) a *Pardosa pseudoannulata* (BÖSENBERG A STRAND, 1906) pocházející z polí vystavených dlouhé periodě působení pesticidů vykazovali změny v sekvencích mitochondriální rRNA (Luo a Yan, 2006). Není však známo, zdali a jak tyto změny ovlivňují fenotyp (Pekár, 2012).

3.3 Přímé účinky – behaviorální ovlivnění

3.3.1 Lokomoce

Lokomoce užitečných pavouků po expozici pesticidům není často přímo studována. Studie často nejsou doprovázena měřeními s přesnými kvantitativními daty či statistickou analýzou (Desneux a kol., 2007) i přes to, že změny v lokomoci jsou nejvíce patrnou změnou vycházející z kontaktu pavouka s pesticidem (Pekár, 2012). Pohyb odráží interakci s prostředím. Ze studií vyplývá, že při vysokých dávkách nebo koncentracích pesticidu je pohyb redukován, naopak při relativně nižších dávkách je indukován (Pekár, 2013).

Rychlost pohybu pavouků je klíčová pro celou řadu jejich chování: obranné chování, rozptyl, reprodukci a lov (Michalková a Pekár, 2009).

Poznatky o účincích na pohyblivost pavouků sumarizovali Desneux a kol. (2007), kteří rozdělili účinky pesticidů, které se projevují změnou v lokomoci, vzniklé důsledkem přímé intoxikace, důsledkem sekundárních účinků pesticidů projevující se ve změně chování a na změny v pohyblivosti zapříčiněné repelentními a dráždivými účinky pesticidů. Ze studií vyplývá, že přímé účinky vedou ke „knock-down“ efektu (omračující účinky) (Cox a Wilson, 1987; Jagers op Akkerhuis a kol., 1999; Suchail a kol., 2001) a nekontrolovatelným pohybům

(Alix a kol., 2001; Brunner a kol., 2001), třesu, padání, rotování, čištění břišní oblasti a třením pánevních končetin o sebe (Suchail a kol., 2001). Sekundárních účinky narušují detekci kairomonů (Delpuech a kol., 1998). Ovlivnění lokomoce repelentními účinky (Kjaer a Jepson, 1995; Rieth a Levin, 1988) a dráždivými účinky pesticidů (Wiles a Jepson, 1994) bylo studováno v různých studiích.

Bylo zpozorováno, že aplikace cypermethrinu (syntetický pyrethroid, nejčastěji používaný jako insekticid) bezprostředně způsobuje u slíďáka *Pardosa amentata* ataxii (poruchu v koordinaci pohybů). Dochází k ochrnutí čtvrtého páru končetin, pravděpodobně díky relaxaci flexorů (svaly, ohybače) (Shaw a kol., 2006) a zvýšení nehybnosti, která ve studii, kterou provedli Baartrup a Bayley (1993), trvala 12 hodin u samců a 24-48 hodin u samic, přičemž k plnému zotavení došlo až po 9 dnech.

U dalších pavouků z rodu *Pardosa* došlo ke snížení tělesné pohyblivosti po kontaktu s plochou potřísněnou chlorpyrifosem (organofosforový insekticid) v kombinaci s cypermethrinem či plochou potřísněnou deltamethrinem (pyrethroidní insekticid). Avšak povrch potřísněný reziduem selektivního herbicidu Command (účinná látka clomazone) vedl naopak ke zvýšení lokomoce těchto pavouků. Pavouci vykazovali také špatnou koordinaci pohybů (Pekár a Beneš, 2008). V jiné studii u juvenilních jedinců rodu *Pardosa* došlo po vystavení reziduu glyfosátu (Roundup) k mírnému zpomalení pohybu (Michalková a Pekár, 2009). Stejný výsledek byl pozorován u pavouka z čeledi *Linyphiidae* (plachetnatkovití) *Tenuiphantes tenuis* (BLACKWALL, 1852) (Shaw a kol., 2005).

Kontakt s povrchem potřísněným neurotoxickým insekticidem malathionem vedl u slíďáka *Rabidosia rabida* a skákavky *Salticus scenicus* (CLERK, 1757) k narušení biologického rytmu a posunutí vrcholu jejich aktivity, byli aktivní dříve, než je běžné (Tietjen a Cady, 2007).

Pohyb je možno navodit i způsoby odporu. Pokud pavouk rozezná reziduum, může aktivně zabránit kontaktu s ním (Pekár, 2012). Aluminium obsažené v pyrethroidech je vysoce repelentní, toho se využívá kupříkladu v lesnictví k odpuzení škůdců (Luoranen a Viiri, 2005). Ostatní pesticidy jsou repelentní díky aditivům (Desneux a kol., 2007). Repelence může bránit imigraci pavouků na takto ošetřené parcely (Jagers op Akkerhuis, 1993). To může vyvolat emigraci na neošetřená místa a redukovat tak lokální hustotu pavouků a přirozených nepřátel obecně (Michalková a Pekár, 2009). Takový nárůst emigrace byl pozorován u pavouka rodu *Oedothorax* (Everts a kol., 1991).

Slíďák *Pardosa milvina* (HENTZ, 1844) se vyhýbá povrchům potřísněným glyfosátem (Evans a kol., 2010). Pekár a Beneš (2008) zjistili, že slíďák *Pardosa* sp. se vyhýbá povrchu

potřísněnému chloropyrofosem s cypermethrinem či deltamethrinu. Nevyhne se však clomazonu.

Rozprášený pesticid zachycený pavoučími sítěmi může vyvolat emigraci u pavouků stavějící sítě (Michalková a Pekár, 2009).

Pavouci nicméně nemusí být schopni rozeznat některá starší rezidua, která však mohou být stále toxická. Z výzkumu, který provedli Pekár a Haddad (2005) vyplynulo, že zejména jeden den stará rezidua pavouci nebyli schopní rozeznat, mortalita byla shodná s mortalitou čerstvého postřiku.

3.3.2 Vliv pesticidů na chemickou komunikaci

Chemická komunikace je velice důležitá nejen pro pavouky, ale i pro většinu členovců (Griesinger a kol., 2011). Chemické signály probíhají mezi jejich vysílatelem a příjemcem a stimulují specifické behaviorální reakce (Maynard-Smith a Harper, 2003). Ty mohou být rozhodující v otázkách vývoje, predace, hledání potravy, identifikace sociální skupiny či u vyhodnocování sexuálního partnera (Symonds a Elgar, 2008).

Chemické signály řídí interakce buněk a orgánů (pomocí hormonů), stejně jako intra-specifické a inter-specifické vztahy mezi organismy a jejich okolím. Intra-specifická komunikace ovlivňuje pomocí feromonů ontogenezi či rozmnožování. Inter-specifická komunikace řídí pomocí kairomonů obranu před predátory nebo hledání a rozpoznávání potravy (Hoffmann a kol., 2006). Pesticidy však dokážou chemickou komunikaci pavouků s okolním prostředím svým působením narušit (Griesinger a kol., 2011).

Griesinger a kol. (2011) ve své studii testovali hypotézu, která říká, že komerční složení herbicidů obsahujících glyfosáty ovlivňuje odezvu samců na samičí feromony, a tím ovlivňuje páření (Griesinger a kol., 2011). Tyto feromony jsou důležité k lákání samce samicí (Searcy a kol., 1999). Stopy feromonů v substrátu dovolují samcům posoudit a rozhodnout se, zda zahájí námluvy či nikoli (Rypstra a kol., 2009). Studie byla provedena na slíďácích druhu *Pardosa milvina*. Za použití zemních pastí v polních podmínkách byla dokumentována úspěšnost samců v nalezení samic v přítomnosti herbicidu a bylo zkoumáno, zdali je samčí odezva na samičí signály ovlivněna změnou produkce feromonů nebo změnou chování samce. Předpokladem byl také fakt, že herbicid ovlivňuje to, zdali je samice pro samce atraktivní či nikoli.

Studie, kterou provedli Griesinger a kol. (2011) potvrdila, že herbicid zasahuje v některých oblastech do schopnosti samců hledat samice. To může být způsobeno těkavým komponentem herbicidu zasahujícím do uvolnění, příjmu nebo vnímání feromonu, který samice používá k lákání samce (Griesinger a kol., 2011).

Tyto výsledky společně s dalšími výzkumy (Evans a kol., 2010) potvrzují, že obě pohlaví na herbicid reagují a že načasování použití herbicidu má dopad na populační úspěch slíďáka *Pardosa milvina* (Griesinger a kol., 2011).

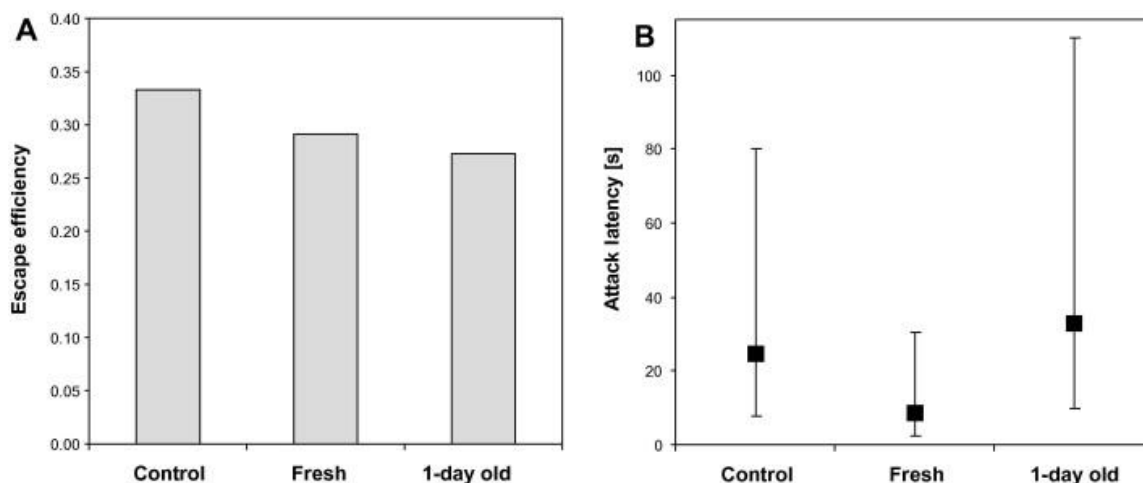
Studii zabývajících se kairomony v chemické komunikaci pavouků obecně není oproti studiím zabývajících se feromony mnoho (Schonewolf a kol., 2006). Desneux a kol. (2007) potvrdili, že pesticidy mohou snižovat schopnost pavouků zachytit antipredační kairomony jejich predátorů a tím snižovat pravděpodobnost úspěšného odvrácení predace jejich predátory (Desneux a kol., 2007).

3.3.3 Vliv na antipredační chování

Pesticidy mohou pomocí účinků na lokomoci ovlivňovat schopnosti obrany pavouků, jakou je například útek (Desneux a kol., 2007). Mezi predátory představující pro pavouky v agroekosystémech hrozbu patří ptáci, parazitické vosy, střevlíci a ostatní pavouci (Chiverton a Sotherton, 1991; Wise, 1995). Pokud pesticid omezí pavouka v rychlosti pohybu, stává se náchylnější k predaci. Kupříkladu *Oedothorax apicatus* po kontaktu se subletální dávkou deltamethrinu podléhá častěji predaci střevlíky (Everts a kol., 1991).

Z dalšího výzkumu vyplývá, že plachetnatky rodu *Oedothorax* byly po aplikaci pesticidu více loveny, než plachetnatky pesticidem nezasazené, protože účinky pesticidu snížily rychlost jejich pohybu (Everts a kol., 1991).

Michalková a Pekár (2009) zjistili, že juvenilní jedinci pavouka rodu *Pardosa* mají po expozici čerstvého či jeden den starého rezidua herbicidu Roundupu mírně nižší úspěšnost útěku před pavoukem rodu *Xysticus*, než jedinci vystavení vodě (kontrola). V průměru 30 % zkoumaných jedinců uniklo predaci (**Obr. 1 A**). Jedinci vystavení čerstvému reziduu Roundupu byli predátorem chyceni o něco rychleji, než jedinci vystavení kontrole či jeden den starému reziduu (**Obr. 1 B**) (Michalková a Pekár, 2009).



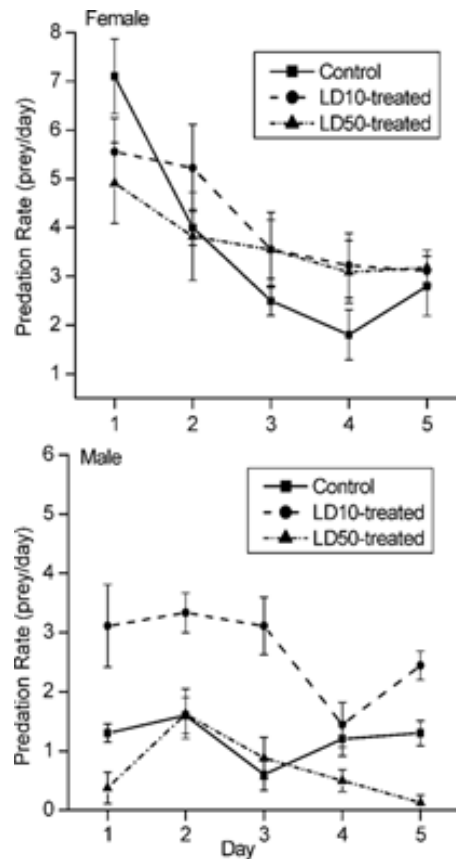
Obr. 1: (A) Podíl nedospělých jedinců rodu *Pardosa*, kteří unikli predaci pavoukem rodu *Xysticus* poté, co byli vystaveni kontrole, čerstvému nebo jeden den starému reziduu Roundupu. (B) Latence útoku pavouka rodu *Xysticus* na nedospělé jedince rodu *Pardosa*.

3.3.4 Vliv na predáční úspěšnost a konzumaci potravy

Pesticidy mohou ovlivnit potravní chování zasaženého pavouka více způsoby (Desneux a kol., 2007). Predáční chování a proces detekování potravy u pavouků zahrnuje vysoce sofistikovanou nervovou činnost, která může být působením subletálních dávek neurotoxických pesticidů narušena (Haynes, 1988). Snížení lokomoční aktivity má negativní vliv na vyhledávání potravy a frekvenci útoků na kořist. Některé pesticidy mohou snížit čichové schopnosti a narušit detekci kairomonů, které pavouka informují o kořisti (Pekár, 2013). Některé pesticidy jsou používány pro jejich vlastnosti snižující chuť škůdců k příjmu potravy (Polonsky a kol., 1989). Od konzumace pesticidem zasaženého škůdce může být však odrazen i pavouk, který se takto nechutnému soustu vyhýbá (Cohn a MacPhail, 1996).

Pesticidy snižují úspěšnost v chytání kořisti u mnoha druhů (Pekár, 2012). Vztah mezi individuální spotřebou kořisti a hustotou kořisti je označován jako funkční odpověď. Ta je klíčovým faktorem regulace populační dynamiky v systému predátor – kořist (Deng a kol., 2007). Deng a kol. (2007) ve své studii zkoumali účinky organofosfátového insekticidu methamidophosu na plachetnatku *Hylyphantus graminicola* a její predáční chování, jako je právě funkční odpověď, predáční míra a využití kořisti. Překvapivě zjistili, že odezvy na insekticid se lišily v závislosti na pohlaví. Některé poznatky na toto téma již byly dříve publikovány (Hof a kol., 1995; Pedersen a kol., 2002) Methamidophos ovlivňoval predáční

míru samic po 24- hodinové i dlouhodobé expozici, kdežto samci žádnou změnu v chování nevykazovali. Pouze u samic došlo k ovlivnění funkční odezvy. Využití kořisti bylo naopak významně ovlivněno u samců, nikoli u samic. Výsledky studie ukazují, že methamidophos má pozitivní účinky na predáční chování samců pavouka a krátkodobé negativní účinky na samice (**Obr. 2**). Autoři se také domnívají, že samice hrají v redukci škůdců důležitější roli, protože jejich predáční efektivita je vyšší (Deng a kol., 2007).



Obr. 2: Predáční míra samic a samců pavouka *Hylyphantes graminicola* v rozmezí 5 dnů po aplikaci methamidophosu s použitím 50% a 10% letální dávky (LD).

Účinky několika selektivních insekticidů na funkční odezvu listovníka *Philodromus cespitum* (WALCKENAER, 1802) zkoumali v laboratorních podmínkách Řezáč a kol. (2010). Pět vysoce selektivních insekticidů porovnávali s negativní kontrolou (voda) a pozitivní kontrolou, deltamethrinem, neselektivním pyrethroidním insekticidem toxickým pro mnoho druhů pavouků (Pekár a Beneš, 2008). Pavouci byli vystaveni reziduíům těchto pesticidů a následně jim byla přidělena kořist v podobě octomilek obecných (*Drosophila melanogaster*, MEIGEN, 1830) v různých hustotách jedinců. Počet ulovených octomilek byl zaznamenáván

každých deset minut, přičemž ulovení jedinci byli pokaždé nahrazeni žijícími tak, aby počet octomilek u každého sledovaného pavouka byl konstantní. Z výsledků vyplývá, že testované insekticidy výrazně ovlivnily schopnost *P. cespitum* reagovat na zvýšení hustoty kořisti zvýšením jejich efektivity v hledání kořisti a prodloužením doby, po kterou manipulují s kořistí. Azadirachtin, sekundární metabolit rostliny *Azadirachta indica* (JUSS, 1830), který narušuje larvální stádium vývoje hmyzu, způsoboval rapidní prodloužení doby potřebné k vyhledání potravy. Je znám pro svoje repelentní vlastnosti a účinky snižující chuť k příjmu potravy, čímž může být vysvětlena změna chování při lovení kořisti (Řezáč a kol., 2010). Spinosad, další zkoumaný pesticid a neurotoxický bakteriální metabolit, vykazoval dramatické negativní účinky na funkční odezvu zkoumaných pavouků. Diflubenzuron, růstový regulátor hmyzu, snižoval úspěšnost v chytání kořisti (Řezáč a kol., 2010). Byly publikovány i další studie, ve kterých byly pozorovány změny na potravní chování pavouků, a to po aplikaci imidaclopridu (neonikotinoidní systematický insekticid) (Widiarta a kol., 2001) či cypermethrinu (Shaw a kol., 2006).

Pavouci jsou díky velkému rozvětvenému střevu a elastické břišní oblasti schopni zkonsumovat velké množství potravy a poté dlouhou dobu hladovět (Foelix, 2010). Kromě toho inklinují k zabítí většího množství kořisti, než jsou schopni zkonsumovat (Riechert a Lockley, 1984). Ve výzkumu, který provedli Benamú a kol. (2010) bylo zjištěno, že samičky křižáka *A. veniliae* konzumovaly kořist ošetřenou glyfosátem, kterou měly k dispozici "ad libitum", v mnohem menší míře než samičky, které měly k dispozici potravu pesticidem nekontaminovanou, přičemž předešlý jeden týden hladověly.

Podobný výzkum prováděli Xiao a kol. (2007), kteří zkoumali účinky selektivního insekticidu bránícímu syntéze chitinu buprofezinu na příjem potravy u pavouka *Ummeliata insecticeps* (BÖSENBERG A STRAND, 1906) (Lyniphiidae). Zjistili, že příjem potravy zkoumaných skupin pavouků se po aplikaci pesticidu značně snížil a to bez ohledu na to, jaká koncentrace byla použita. Usuzují, že u pavouků došlo v důsledku aplikace pesticidu k otravě a snížení metabolických funkcí či narušení některých fyziologických funkcí. Následkem toho nebyli pavouci schopni úspěšně ulovit kořist či došlo ke snížení jejich apetitu (Xiao a kol., 2007). Účinky syntetického pyrethroidu gama-cyhalothrinu na slíďáka *Pardosa amentata* zkoumali Hof a kol. (1995). Jejich studie mimo jiné ukázala, že tento pesticid v prvních třech dnech po expozici pavouků jeho působení významně redukuje příjem potravy pavouky.

I přesto však není jasné, zdali jsou příčinou pozorovaného úbytku příjmu potravy neurotoxické účinky, nebo látky snižujícími chuť k jídlu či oboje dohromady (Pekár, 2012). V delším časovém horizontu může vést snížený příjem potravy ke změnám tělesných

rozměrů. Tento jev byl pozorován například u plachetnatky *H. graminicola* po styku s methamidophosem (Deng a kol., 2006).

3.3.5 Vliv pesticidů na orientaci

U přirozených nepřátel může navigační schopnost a orientační smysl zahrnovat více smyslových vjemů, a to buď chemické (Vet a Dicke, 1992), nebo vizuální (Wackers a Lewis, 1999). Přirození nepřátelé stráví významnou část života hledáním vhodného hostitele či kořisti. Jejich navigační schopnost je zcela závislá na nervových přenosech, na které jsou cíleny neurotoxické insekticidy. Z toho důvodu je studií cílených na orientační smysl velké množství (Desneux a kol., 2007).

3.3.6 Vliv pesticidů na snovací činnost

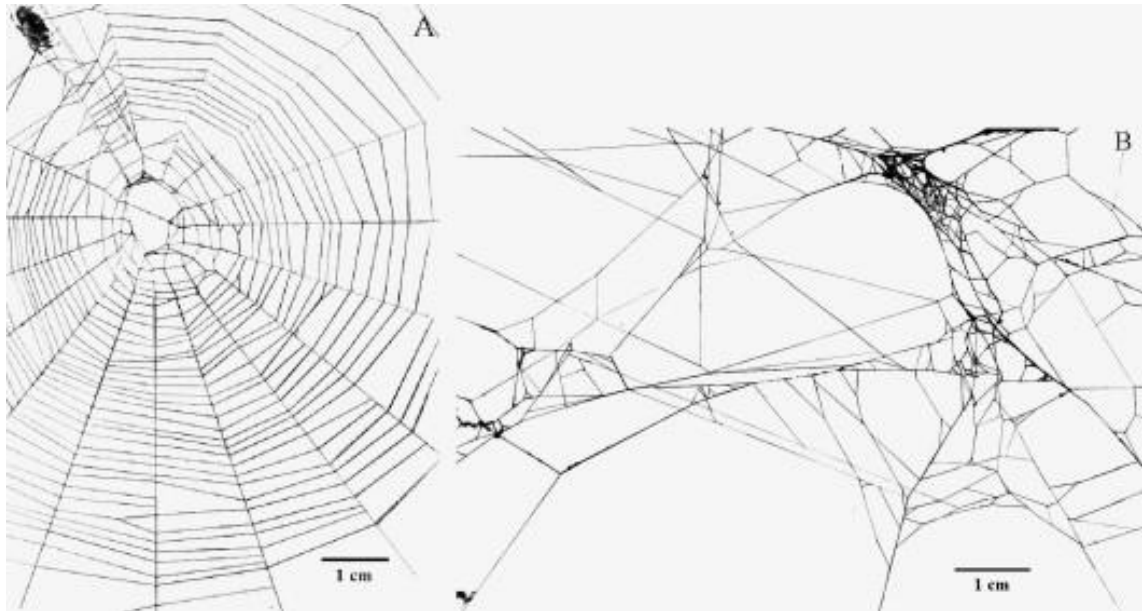
U druhů, které stavějí sítě, byly pozorovány četné vlivy na tvorbu a strukturu těchto sítí (Pekár, 2012). Ve většině případů byly zkoumány vlivy na tvorbu sítí s u sítí s jednoduchou strukturou, u kterých jsou změny v architektuře snadno detekovatelné (Pekár, 2013).

Samu a Vollrath (1992) zjistili, že lokální aplikace cypermethrinu dramaticky snižuje frekvenci budování sítí, jejich velikost i přesnost u křížáka *Araneus diadematus* (CLERCK, 1757).

Účinky některých pesticidů na architekturu sítí byly testovány na juvenilních jedincích křížáka *Larinioides sclopetarius* (CLERCK, 1757). Aplikace diazinonu a dicofolu (organochlorový akaricid strukturně podobný DDT) architekturu sítí mírně ovlivnila, deltamethrin však způsobil 72% redukci (Lengwiler a Benz, 1994). Podobně vysoký stupeň redukce sítí byl pozorován u plachetnatky *T. tenuis* po aplikaci cypermethrinu (Shaw a kol., 2005).

Snížení četnosti produkce sítí byl pozorován u křížáka *N. pratensis* po aplikaci spinosadu a endosulfanu (Benamú a kol., 2007). Benamú a kol. (2010) zjistil, že orální podání glyfosátu samicím křížáka *A. veniliae* mění poloměr a snižuje počty spirál u sítí, které tyto samice tkaly. Zasažené samice oproti samicím kontrolním stavěly sítě se 17 -denním zpožděním. Většina z nich stavěla pouze signální vlákna a nebyla schopna lapat kořist (**Obr. 3**) (Benamú a kol.,

2010). U snovačky *Phylloneta impressa* (KOCH, 1881) vyvolá repelence povrchu permethrinem (neurotoxický syntetický pyrethroid používaný jako insekticid, akaricid a repelent) činnost budování sítí, avšak sítě buduje na stoncích rostlin (Pekár a Haddad, 2005).



Obr. 3: Fotografie sítě křižáka *A. veniliae* vystaveného kontrole (A) a expozici glyfosátu (B).

4. Závěr

Cílem této práce bylo shrnout poznatky o subletálním účinku pesticidů používaných v zemědělství na pavouky.

Pavouci se vyskytují ve všech agroekosystémech, kde významně pomáhají redukovat populace škůdců. Jejich roli přirozených nepřátel ohrožuje aplikování pesticidů. Z poznatků uvedených výše je zřetelné, že subletální účinky pesticidů na pavouky mohou být velmi zásadní.

V předchozích desetiletích byl výzkum striktně zaměřen na letální účinky pesticidů. V dnešní době se studie stále více zaměřují i na účinky subletální. Větší pozornost by se však měla věnovat nepřímým subletálním účinkům, které v počtu studií za přímými účinky velmi zaostávají. Zachování habitatu pro přirozené nepřátele má bezpochyby velký význam v boji proti škůdcům.

Analýzy studií ukazují, že pavouci jsou nejvíce ovlivňováni insekticidy, především těmi neurotoxickými. Studium dalších druhů pesticidů by však nemělo být opomíjeno. Například herbicidy, které byly považovány za neškodné, vykazují významné ovlivnění v oblasti reprodukce, obrany, či chemické komunikaci.

Výzkumy jsou dále zaměřeny jen na úzký okruh bezobratlých, případně se opakují na jednom druhu, velmi hojně studované v této souvislosti jsou například včely. Výzkumy zaměřené na pavouky jsou prováděny jen u pavoučích druhů, které se vyskytují v agroekosystémech nejhojněji, avšak jiné druhy pavouků mohou vykazovat odlišné reakce na působení pesticidů. Stejně tak byly popsány odlišné účinky pesticidů v závislosti na pohlaví.

Použití selektivních pesticidů by mělo být oproti těm neselektivním vůči přirozeným predátorům šetrnější. Snaha o odklon od využívání neselektivních pesticidů je zajisté správným krokem, nicméně pokud je pesticid v legislativě již zakotven, jeho vyřazení je těžko dosažitelné.

Většina experimentů byla prováděna v laboratorních podmínkách, méně pak v podmínkách semi-polních či polních. Přitom se ukazuje, že výsledky se v závislosti na typu testování někdy i významně liší. Předpokládá se, jednu z rolí v tomto hrají odlišné fyzikální faktory prostředí, jako je teplota, vlhkost apod. Bylo by proto výhodné podrobovat organismy testování jak v laboratorních, tak v polních podmínkách.

Při testech toxicity je důležitá je i volba vhodné dávky a koncentrace zkoumané látky, nesprávný výběr může vést k zavádějícím výsledkům.

Z několika studií vyplývá, že pesticidy nemusí na pavouky působit pouze negativně. Nízké dávky či koncentrace pesticidů mají stimulační účinky a mohou zvýšit výkonnost zasažených jedinců, a to v oblastech ontogenetického vývoje, predace či rozmnožování (Deng a kol., 2007; Toft & Jensen, 1997; Wang a kol., 2006). V této oblasti je však stále co objevovat.

Studie účinků pesticidů na necílové organismy mohou sloužit jako podklady pro zařazení či vyřazení konkrétních pesticidů do programu integrované ochrany proti škůdcům. Posouzení rizik však následuje specifické směrnice, u kterých nejsou potenciální subletální účinky brány v potaz. Důkladnější zvážení možných subletálních účinků na přirozené nepřátele by do budoucna mohlo vést k optimalizaci programů integrované ochrany proti škůdcům, kde by se nástrojem v boji proti škůdcům mohli stát i přirození nepřátelé.

5. Seznam literatury

- Alix, A., Cortesero, A. M., Nénon, J. P., Anger, J. P. 2001. Selectivity assessment of chlorfenvinphos reevaluated by including physiological and behavioral effects on an important beneficial insect. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20 (11). 2530-2536.
- Amalin, D. M., Peña, J. E., McSorley, R., Browning, H. W., Crane, J. H. 2001. Comparison of Different Sampling Methods and Effect of Pesticide Application on Spider Populations in Lime Orchards in South Florida. *Environmental Entomology*. 30 (6). 1021-1027.
- Baatrup, E., Bayley, M. 1993. Effects of the pyrethroid cypermethrin on the locomotor activity of the wolf spider *Pardosa amentata*: Quantitative analysis employing computer-automated video tracking. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 26 (2). 138–152.
- Bell, J. R., Houghton, A. J., Boatman, N. F., Wilcox, A. 2002. Do Incremental Increases of the Herbicide Glyphosate Have Indirect Consequences for Spider Communities? *Journal of Arachnology*. 30 (2). 288-297.
- Benamú, M. A., Sánchez, N. E., Schneider, M. I., 2010. Effects of the herbicide glyphosate on biological attributes of *Alpaida veniliae* (Araneae, Araneidae), in laboratory. *Chemosphere*. 78 (7). 971-876.
- Benamú, M. A., Schneider, M. I., Pineda, S., Sanchez, N. E., Gonzalez, A. 2007. Sublethal effects of two neurotoxic insecticides on *Araneus pratensis* (Araneae: Araneidae). *Communications in agricultural and applied biological sciences*. 72 (3). 557-559.
- Benner, J. P. 1993. Pesticidal compounds from higher plants. *Pesticide Science* 39 (2). 95–102.
- Biondi, A., Mommaerts, V., Smagghe, G., Viñuela, E., Zappalà, L. and Desneux, N. 2012. The non-target impact of spinosyns on beneficial arthropods. *Pest Management Science*. 68 (12). 1523–1536.
- Brunner, J. F., Dunley, J. E., Doerr, M. D., Beers, E. H. 2001. Effects of pesticides on *Colpoclypeus florus* (Hymenoptera: Eulophidae) and *Trichogramma platneri* (Hymenoptera: Trichogrammatidae), parasitoids of leafrollers in Washington. *Journal of Economic*

Entomology. 94 (5). 1075–1084.

Buchar, J., Kůrka, A. 1998. Naši pavouci. Academia. Praha. 154 s. ISBN: 8020003312.

Cauble, K., Wagner, R. S. 2005. Sublethal effects of herbicide glyphosate on amphibian metamorphosis and development. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 75 (3). 429–435.

Cohn, J., MacPhail, R. C. 1996. Ethological and experimental approaches to behavior analysis: implications for ecotoxicology. *Environmental Health Perspectives*. 104 (2). 299-305.

Cox, R. L., Wilson, W. T. 1987. The behavior of insecticide-exposed honey bees. *American Bee Journal*. 127 (2). 118-119.

Cremlý, R. J. W. 1985. Pesticidy. SNTL. Praha. 244 s.

Croft, B. A., Van De Baan, H. E., 1988. Ecological and genetic factors influencing evolution of pesticide resistance in tetranychid and phytoseiid mites. *Experimental and Applied Acarology*. 4 (3). 277–300.

Cunningham, M., Garcia, C. F., González-Baró, M. R., Garda, H., Pollero, R. 2002. Organophosphorous insecticide fenitrothion alters the lipid dynamics in the spider *Polybetes pythagoricus* high density lipoproteins. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 73 (1). 37–47.

Cunningham, M., Garcia, F., Garda, H. Pollero, R. 2006. Hemocyanin lipid uptake in *Polybetes pythagoricus* is altered by fenitrothion. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 86 (1). 57–62.

Delpuech, J. M., Froment, B., Fouillet, P., Pompanon, F., Janillon, S., Boulétreau, M. 1998. Inhibition of sex pheromone communications of *Trichogramma brassicae* (Hymenoptera) by the insecticide chlorpyrifos. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 17 (6). 1107–1113.

Deng, L., Dai, J., Cao, H., Xu, M. 2006. Effects of an organophosphorous insecticide on survival, fecundity, and development of *Hylyphantes graminicola* (Sundevall) (Araneae:

- Linyphiidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25 (11). 3073-3077.
- Deng, L., Dai, J., Cao, H., Xu, M. 2007. Effects of methamidophos on the predating behavior of *Hylyphantes graminicola* (Sundevall) (Araneae: Linyphiidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (3). 478–482.
- Deng, L., Xu, M., Cao, H., Dai, J. 2008. Ecotoxicological effects of buprofezin on fecundity, growth, development, and predation of the wolf spider *Pirata piratoides* (Schenkel). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 55 (4). 652–658.
- Desneux, N., Decourtye, A., Delpuech, J-M. 2007. The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annual Review of Entomology*. 52. 81-106.
- Desneux, N., Ramirez-Romero, R., Kaiser, L. 2006. Multi-step bioassay to predict recolonization potential of emerging parasitoids after a pesticide treatment. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25 (10). 2675–2682.
- Dhadialla, T. S., Carlson, G. R., Le, D. P. 1998. In: Desneux, N., Decourtye, A., Delpuech, J-M. 2007. The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annual Review of Entomology*. 52. 81-106.
- Dinter, A., Mausch, H., Brauckhoff, U. 1998. Risk assessments for the linyphiid spiders *Erigone atra* and *Oedothorax apicatus* and the pyrethroid Sumicidin 10 resulting from laboratory dose–response studies. *Bulletin OILB/ SROP*. 21 (6). 77–88.
- Dittrich, V. 1975. Acaricide resistance in mites. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*. 78 (1–4). 28–45.
- Evans, S. C., Shaw, E. M., Rypstra, A. L. 2010. Exposure to a glyphosate-based herbicide affects agrobiont predatory arthropod behaviour and long-term survival. *Ecotoxicology*. 19 (7). 1249-1257.
- Everts, J. W., Willemsen, I., Stulp, M., Simons, L., Aukema, B., Kammenga, J. 1991. The toxic

effects of deltamethrin on linyphiid and erigonid spiders in connection with ambient temperature, humidity, and predation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 20. 20–24.

Foelix, F. 2010. *Biology of spiders*. 2nd ed. Oxford University Press. USA. p. 336. ISBN: 0195095944.

Griesinger, L. M., Evans, S. C., Rypstra, A. L. 2011. Effects of a glyphosate-based herbicide on mate location in a wolf spider that inhabits agroecosystems. *Chemosphere*. 84 (10). 1461-1466.

Hanlon, S. M., Relyea, R. A. 2013. Sublethal effects of pesticides on predator-prey interactions in amphibians. *Copeia*. 2013 (4). 691-698.

Haughton, A. J., Bell, J. R., Wilcox, A., Boatman, N. D. 2001. The effect of the herbicide glyphosate on non-target spiders: Part I. Direct effects on *Lepthyphantes tenuis* under laboratory conditions. *Pest Management Science* 57 (11). 1033–1036.

Haynes, K. F. 1988. Sublethal effects of neurotoxic insecticides on insect behavior. *Annual Review of Entomology*. 33. 149–168.

Hof, A., Heimann, D., Rombke, J. 1995. Further development for testing the effects of pesticides on wolf spiders. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 31 (3). 264–270.

Hofmann, K. H., Dettner, K., Tomaschko, K-H. 2006. *Chemical Signals in Insects and Other Arthropods: From Molecular Structure to Physiological Functions*. *Physiological and Biochemical Zoology*. 79 (2). 344-356.

Chiverton, P. A., Sotherton, N. W. 1991. The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. *Journal of Applied Ecology*. 28 (3). 1027–1039.

Integrated Pest management (IPM) Principles [Online]. United States Environmental Protection Agency. Aktualizace z 9. května 2012 [cit. 2014-04-02]. Dostupné z <<http://www.epa.gov/pesticides/factsheets/ipm.htm>>.

- Jagers op Akkerhuis, G. A. J. M. 1993. Walking behaviour and population density of adult linyphiid spiders in relation to minimizing the plot size in short term pesticide studies with pyrethroid insecticides. *Environmental Pollution*. 80 (1). 163–171.
- Jagers op Akkerhuis, G. A. J. M., Damgaard, C., Kjaer, C., Elmegaard, N. 1999. Comparison of the toxicity of dimethoate and cypermethrin in the laboratory and the field when applying the same bioassay. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18 (10). 2379–2385.
- Kjaer, C., Jepson, P. C. 1995. The toxic effects of direct pesticide exposure for a nontarget weed-dwelling chrysomelid beetle (*Gastrophysa polygona*) in cereals. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 14 (6). 993–999.
- Kreissl, S., Bicker, G. 1989. Histochemistry of acetylcholinesterase and immunocytochemistry of an acetylcholine receptor-like antigen in the brain of the honeybee. *The Journal of Comparative Neurology*. 286 (1). 71–84.
- Lee, S., Tsao, R., Peterson, C., Coats, J. R. 1997. Insecticidal activity of monoterpenoids to western corn rootworm (Coleoptera: Chrysomelidae), twospotted spider mite (Acari: Tetranychidae), and house fly (Diptera: Muscidae). *Journal of Economic Entomology*. 90 (4). 883–892.
- Lengwiler, U., Benz, G. 1994. Effects of selected pesticides on web building behaviour of *Larinioides sclopetarius* (Cleck) (Araneae, Araneidae). *Journal of Applied Entomology*. 117 (1-5). 99–108.
- Liu, T-X., Chen, T-Y. 2001. Effects of the insect growth regulator fenoxycarb on immature *Chrysoperla rufilabris* (Neuroptera: Chrysopidae). *Florida Entomologist*. 84 (4). 628–633.
- Longley, M., Jepson, P. C. 1996. The influence of insecticide residues on primary parasitoid and hyperparasitoid foraging behaviour in the laboratory. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 81 (3). 259–269.
- Luo, Y., Yan, H. 2006. Molecular (12S rRNA) response of the wolf spider (Araneae: Lycosidae)

populations under long-period pesticide stress. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*. 12 (1). 55–58.

Luoranen, J., Viiri, H. 2005. Insecticides sprayed on seedlings of *Picea abies* during active growth: damage to plants and effect on pine weevils in bioassay. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 20 (1). 47-53.

Mansour, F. 1984. A malathion-tolerant strain of the spider *Chiracanthium mildei* and its response to chlorpyrifos. *Phytoparasitica*. 12 (3-4). 163–166.

Mansour, F., Heimbach, U., Wehling, A. 1992. Effect of pesticide residues on ground-dwelling lycosid and mycriphantid spiders in laboratory tests. *Phytoparasitica*. 20. 195–202.

Manual on development and use of FAO and WHO specifications for pesticides. [Online]. FAO/WHO Joint Meeting on Pesticide Specifications (JMPS). Aktualizace z roku 2010 [cit. 2014-04-02]. Dostupné z < <http://www.fao.org/agriculture/crops/thematic-sitemap/theme/pests/jmps/manual/en/>>.

Markó, V., Keresztes, B., Fountain, M. T., Cross, J. V. 2009. Prey availability, pesticides and the abundance of orchard spider communities. *Biological Control*. 48 (2). 115-124.

Maxwell, D. M. 1992. The specificity of carboxylesterase protection against the toxicity of organophosphorus compounds. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 114 (2), 306–312.

Maynard-Smith, J., Harper, D. 2003. *Animal Signals*. Oxford University Press, Oxford. 166 p. ISBN: 0198526849.

Michalková, V., Pekár, S. 2009. How glyphosate altered the behaviour of agrobiont spiders (Araneae: Lycosidae) and beetles (Coleoptera: Carabidae). *Biological Control*. 51 (3). 444-449.

Nielsen, S. A., Toft, S. Clausen, J. 1999. Cypermethrin effects on detoxication enzymes in active and hibernating wolf spider (*Pardosa amentata*). *Ecological Applications*. 9 (2). 463–468.

- Pedersen, L-F., Dall, L. G., Sørensen, B. C., Mayntz, D., Toft, S. 2002. Effects of hunger level and nutrient balance on survival and acetylcholinesterase activity of dimethoate exposed wolf spiders. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 103 (3). 197–204.
- Pekár, S. 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest Management Science*. 68 (11). 1438-1446.
- Pekár, S. 2013. Side Effect of Synthetic Pesticides on Spiders. *Spider Ecophysiology*. 2013 (10). 415-427.
- Pekár, S., Beneš, J. 2008. Aged pesticide residues are detrimental to agrobiont spiders (Araneae). *Journal of Applied Entomology*. 132 (8). 614-622.
- Pekár, S., Haddad, C. R. 2005. Can agrobiont spiders (Araneae) avoid a surface with pesticide residues? *Pest Management Science*. 61 (12). 1179–1185.
- Peng, Y., Shao, X-l., Hose, G. C., Liu, F-x., Chen, J. 2010. Dimethoate, fenvalerate and their mixture affects *Hylyphantes graminicola* (Araneae: Linyphiidae) adults and their unexposed offspring. *Agricultural and Forest Entomology*. 12 (4). 343–351.
- Platnick, N. I. The World Spider Catalog, version 14.5 [online]. American Museum of Natural History. 31. prosince 2013. [cit. 2014-03-23]. Dostupné z <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/COUNTS.html>.
- Pohanka, M., Vlček, V. 2011. Environmentální aspekty užití organofosforových a karbamátových pesticidů schválených k užití v České republice. *Chemické listy*. 105 (12). 908-912.
- Polis, G. A., McCormick, S. J. 1987. Intraguild predation and competition among desert scorpions. *Ecology*. 68 (2). 332-343.
- Polonsky, J., Bhatnagar, S. C., Griffiths, D. C., Pickett, J. A., Woodcock, C. M. 1989. Activity

- of quassinoids as antifeedants against aphids. *Journal of Chemical Ecology*. 15 (3). 993–998.
- Punzo, F. 1997. Effects of Azadirachtin on Mortality, Growth, and Immunological Function in the Wolf Spider, *Schizocosa episina* (Araneae: Lycosidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 58 (3). 415-421.
- Punzo, F. 1989. Effects of hunger on prey capture and ingestion in *Dugesiella echina* Chamberlin (Orthognatha, Theraphosidae). *Bulletin of the British Arachnological Society*. 8 (3). 72-79.
- Punzo, F. 1991. Field and laboratory observations on prey items taken by the wolf spider, *Lycosa lenta* Hentz (Araneae, Lycosidae). *Bulletin of the British Arachnological Society*. 8 (8). 261-264.
- Riechert, S. E., Lockley, T. 1984. Spiders as biological control agents. *Annual Review of Entomology*. 29. 299-320.
- Rieth, J. P., Levin M. D. 1988. The repellent effect of two pyrethroid insecticides on the honey bee. *Physiological Entomology*. 13 (2). 213–218.
- Rumpf, S., Hetzel, F., Frampton, C. 1997. Lacewings (Neuroptera: Hemerobiidae and Chrysopidae) and integrated pest management: enzyme activity as biomarker of sublethal insecticide exposure. *Journal of Economic Entomology*. 90 (1). 102–108.
- Rypstra, A. L., Schlosser, A. M., Sutton, P. L. Persons, M. H. 2009. Multimodal signaling: the importance of chemical and visual cues from females to the behaviour of male wolf spiders. *Animal Behaviour*. 77 (4). 937-947.
- Řezáč, M., Pekár, S., Stará, J. 2010. The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider *Philodromus cespitum*. *BioControl*. 55 (4). 503-510.
- Samu, F., Vollrath, F. 1992. Spider orb web as bioassay for pesticide side effects. *Entomologia*

Experimentalis et Applicata. 62 (2). 117–124.

Searcy, L. E., Rypstra, A. L., Persons, M. H. 1999. Airborne chemical communication in the wolf spider *Pardosa milvina*. Journal of Chemical Ecology. 25 (11). 2527–2533.

Shaw, E. M., Waddicor, M., Langan, A. M. 2006. Impact of cypermethrin on feeding behaviour and mortality of the spider *Pardosa amentata* in arenas with artificial ‘vegetation’. Pest Management Science. 62 (1). 64–68.

Shaw, E. M., Wheeler, C. P., Langan, A. M., The effects of cypermethrin on *Tenuiphantes tenuis* (Blackwall, 1852): development of a technique for assessing the impact of pesticides on web building in spiders (Araneae: Linyphiidae). Acta zoologica bulgarica. 1. 173-179.

Schonewolf, K. W., Bell, R., Rypstra, A. L., Persons, M. H. 2006. Field Evidence of an Airborne Enemy-Avoidance Kairomone in Wolf Spiders. Journal of Chemical Ecology. 32 (7). 1565-1576.

Smallman, B. N., Mansingh, A. 1969. Cholinergic system in insect development. Annual Review of Entomology. 14. 387–408.

Sogorb, M. A., Vilanova, E. 2002. Enzymes involved in the detoxification of organophosphorus, carbamate and pyrethroid insecticides through hydrolysis. Toxicology Letters, 128 (1-3), 215–228.

Suchail, S., Guez, D., Belzunces, L. P. 2001. Discrepancy between acute and chronic toxicity induced by imidacloprid and its metabolites in *Apis mellifera*. Environmental Toxicology and Chemistry. 20 (11). 2482–2486.

Sunderland, K. D. 1992. Effects of pesticides on the population ecology of polyphagous predators. Aspects of Applied Biology. 31 (1). 19–28.

Symonds, M. R. E., Elgar, M. A. 2008. The evolution of pheromone diversity. Trends in ecology and evolution. 23 (4). 220-228.

- Tanaka, K., Endo, S., Kazano, H. 2000. Toxicity of insecticides to predators of rice planthoppers: spiders, the mirid bug and the dryinid wasp. *Applied Entomology and Zoology*. 35 (1). 177–187.
- Tietjen, W. J. 2006. Pesticides affect the mating behavior of *Rabidosa rabida* (Araneae, Lycosidae). *Journal of Arachnology*. 34 (2). 285–288.
- Tietjen, W. J., Cady, A. B. 2007. Sublethal exposure to a neurotoxic pesticide affects activity rhythms and patterns of four spider species. *Journal of Arachnology*. 35 (2). 396–406.
- Toft, S., Jensen, A. P. 1998. No negative sublethal effects of two insecticides on prey capture and development of a spider. *Pesticide Science*. 52 (3). 223–228.
- Van Erp, S., Booth, L., Gooneratne, R., O’Halloran, K. 2002. Sublethal responses of wolf spiders (Lycosidae) to organophosphorous insecticides. *Environmental Toxicology* 17 (5). 449–456.
- Vet, L. E. M., Dicke, M. 1992. Ecology of infochemical use by natural enemies in a tritrophic context. *Annual Review of Entomology*. 37. 141–172.
- Volkmar, C., Wetzel, T. 1993. On the occurrence of insect pests and soil surface spiders (Araneae) in cereal fields and the side effects of some fungicides. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*. 45 (11). 233–239.
- Wackers, F. L., Lewis, W. J. 1999. A comparison of color-, shape- and pattern-learning by the hymenopteran parasitoid *Microplitis croceipes*. *Journal of Comparative Physiology A*. 184 (4). 387–393.
- Wang, Z., Song, D-X., Fu, X-Q., Li Y-L. 2006. Effect of methamidophos on midgut proteinase activity in the wolf spider, *Pardosa pseudoannulata* (Araneae: Lycosidae), assayed with piezoelectric bulk acoustic wave impedance analysis method. *Acta Entomologica Sinica*. 49 (4). 700–704.

- Widiarta, I. N., Matsumura, M., Suzuki, Y., Nakasuji, F. 2001. Effects of sublethal doses of imidacloprid on the fecundity of green leafhoppers, *Nephotettix* spp. (Hemiptera: Cicadellidae), and their natural enemies. *Applied Entomology and Zoology*. 36 (4). 501–507.
- Wiles, J. A., Jepson, P. C. 1994. Sub-lethal effects of deltamethrin residues on the withincrop behaviour and distribution of *Coccinella septempunctata*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 72 (1) 33–45.
- Wise, D. H. 1995. Spiders in ecological webs. Cambridge University Press. p. 328. ISBN: 139780521310611.
- Wisniewska, J., Prokopy, R. J. 1997. Pesticide effect on faunal composition, abundance, and body length of spiders (Araneae) in apple orchards. *Environmental Entomology*. 26 (4). 763–776.
- Xiao, Y-H., Liu, F., He, Y-Y., Yang, H-M. 2007. Quantitative measurement of the influence of repeated pesticide application on food intake of *Ummeliata insecticeps* by the fluorescence labeling method. *Acta Entomologica Sinica*. 50 (12). 1239–1246.