

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroekologie a rostlinné produkce



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Efekt neonikotinoidů na funkční odpověď pavouka
Anyphaena accentuata (Walckenaer)
Diplomová práce**

Bc. Filip Solar

Zájmové chovy zvířat

doc. Mgr. Stanislav Korenko, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Efekt neonicotinoidů na funkční odpověď pavouka *Anyphaena accentuata* (Walckenaer)" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne datum odevzdání

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval doc. Mgr. Stanislavu Korenkovi, Ph.D. za cenné rady při vypracování práce, obětavý přístup a pomoc při stanovení metodiky. Dále bych chtěl poděkovat Bc. Anděle Šimečkové za asistenci při sběru pavouků i experimentu. Mé díky rovněž patří panu Ing. Marku Kubíčkoví za umožnění sběru pavouků v demonstrační a výzkumné stanici v Troje. Za pomoc při statistickém zpracování i korektuře práce děkuji Mgr. Evě Líznarové, Ph.D.. Vděk patří i mojí rodině a přítelkyni za trpělivost a neutuchající podporu.

Efekt ošetření neonikotinoidů na funkční odpověď pavouka *Anyphaena accentuata* (Walckenaer, 1802)

Souhrn

Neonikotinoidy jsou skupina pesticidů chemicky podobných nikotinu, které působí na nervový systém hmyzu a fungují jako systémové insekticidy, proto jsou využívány v biologickém boji proti škůdcům. U mnohých těchto přípravků lze předpokládat subletální účinky, které nejsou přímo pozorovatelné, a je potřeba je odhalit pro posouzení nebezpečí dané účinné látky. Současné studie naznačují, že neonikotinoidní pesticidy mohou ovlivňovat různé parametry života necílových organismů bezobratlých jako je páření, pohyb, lov nebo schopnost obrany vůči predátorům. Mezi necílové organismy patří také pavouci, kteří mají v ekosystému nezastupitelnou roli predátora škůdců. V této studii jsem se zaměřili na studium efektu neonikotinoidů s aktivní látkou thiakloprid na predační aktivitu pavouka *Anyphaena accentuata* (Walckenaer) v laboratorních podmínkách. Cílem studie bylo zjistit vztah mezi expozicí neonikotinoidů a parametry predační aktivity včetně funkční odpovědi na kořist. Výsledky ukázaly signifikantní vliv ošetření aktivní látkou na predační aktivitu pavouků, konzumaci kořisti i tzv. overkilling. Dále jsme zjistili, že přípravek s aktivní látkou thiakloprid měl i signifikantní letální účinky.

Klíčová slova: pesticidy, funkční odpověď, Anyphaenidae, pavouci, neonikotinoidy

Effect of neonicotinoid treatment on the functional response of the spider *Anyphaena accentuata* (Walckenaer, 1802)

Summary

Neonicotinoids is a group of pesticides chemically similar to nicotine that affect the nervous system of insects and act as systemic insecticides, hence their use in biological pest control. For many of these products, sub-lethal effects that are not directly observable can be expected and need to be detected in order to assess the hazard of the active ingredient. Current studies suggest that neonicotinoid pesticides may affect various life parameters of non-target invertebrate organisms such as mating, locomotion, hunting or the ability to defend against predators. Non-target organisms also include spiders, which play an indispensable role as a pest predator in the ecosystem. In this study, we aimed to study the effect of a neonicotinoid with the active ingredient thiacloprid on the predatory activity of the spider *Anyphaena accentuata* (Walckenaer) under laboratory conditions. The aim of the study was to determine the relationship between neonicotinoid exposure and predatory activity parameters including functional response to prey. The results showed a significant effect of active ingredient treatment on spider predatory activity, prey consumption and overkilling. Furthermore, we found that the treatment with the active ingredient thiacloprid also had significant lethal effect.

Keywords: pesticides, functional response, Anyphaenidae, spiders, neonicotinoids

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Filip Solar

Zájmové chovy zvířat

Název práce

Efekt ošetření neonicotinoidem na funkční odpověď pavouka *Anyphaena accentuata* (Walckenaer, 1802)

Název anglicky

Effect of neonicotinoid treatment on the functional response of the spider *Anyphaena accentuata* (Walckenaer, 1802)

Cíle práce

Cílem této práce bude studium funkční odpovědi šplhalky keřové *Anyphaena accentuata* v laboratorních podmínkách a zjištění efektů ošetření neonicotinoidem na funkční odpověď.

Metodika

Pavouci druhu šplhalka keřová *Anyphaena accentuata* budou odchyceni ve volné přírodě technikou oklepů stromů. Jedinci budou chováni individuálně v laboratorních podmínkách a standardizováni pro sérii testů na funkční odpověď u kontrolní skupiny (neošetřené) a skupiny pavouků ošetřené (neonicotinoidovým přípravkem). Jako modelový přípravek bude použit neonicotinoidový přípravek Biscaya 240 OD. Bude studována predační aktivita, over-killing a dlouhodobé přežívání u ošetřených i neošetřených jedinců. Výsledky budou zpracovány a formátovány pro následné statistické vyhodnocení vlivu ošetření.

Hypotézy:

1. Predační aktivita (veškerá ulovená kořist, včetně overkilling) a funkční odpověď pavouka *A. anyphaena* je ovlivněná u jedinců ošetřených přípravkem s účinnou látkou thiakloprid.
2. Velikost pavouka (size = délka celého těla, rozdělovali jsme to do velikostních kategorií) pozitivně koreluje s predační aktivitou (s feeding a overkilling).
3. Větší pavouci jsou kondičně odolnější a jejich predační aktivita je méně ovlivněná chemickým ošetřením.
4. Ošetření insekticidem snižuje příjem potravy (feeding).
5. Ošetření insekticidem zvyšuje agresivitu a počet nadbytečně usmrčené kořisti (overkilling).

Doporučený rozsah práce
30-60

Klíčová slova
pesticidy, Anyphaenidae, šplhalkoviti, potrava, funkční odpověď, arboreální pavouci

Doporučené zdroje informací

- Michalko R, Pekár S, Entling MH. 2018. An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. *Oecologia* 189:21–36.
- Nazli H, Butt A. 2020. Comparative study of two synthetic insecticides Spiromesifen and thiamethoxam to determine their acute and residual toxicity against Lynx Spider (*Oxyopes Javanus*). *Punjab University Journal of Zoology* 35.
- Nyffeler M, Benz G. 1987. Spiders in natural pest control: A Review. *Journal of Applied Entomology* 103:321–339.
- Pekár S. 2012. Side effect of synthetic pesticides on spiders. *Spider Ecophysiology*: 415–427.
- Wisniewska J, Prokopy RJ. 1997. Pesticide effect on faunal composition, abundance, and body length of spiders (Araneae) in Apple Orchards. *Environmental Entomology* 26:763–776.

Předběžný termín obhajoby
2023/24 LS – FAPPZ

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

Garantující pracoviště
Katedra agroekologie a rostlinné produkce

Elektronicky schváleno dne 5. 2. 2024

prof. Ing. Josef Soukup, CSc.
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 2. 2024

prof. Ing. Josef Soukup, CSc.
Děkan

V Praze dne 07. 03. 2024

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Cíl práce.....	11
3	Literární rešerše.....	12
3.1	Pesticidy	12
3.1.1	Historie.....	12
3.1.2	Typy pesticidů	14
3.1.2.1	Insekticidy	16
3.1.3	Účinky insekticidů	21
3.1.3.1	Negativní účinky pesticidů na životní prostředí.....	22
3.1.3.2	Pesticidy v prostředí	23
3.1.3.3	Účinky na necílové organismy	25
3.1.3.4	Účinky pesticidů na pavouky	27
3.1.4	Význam pesticidů	33
3.2	Pavouci.....	34
3.2.1	Význam pavouků.....	36
3.2.2	Anyphaenidae	38
3.2.2.1	<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer)	39
3.2.3	Odpověď predátora na kořist	41
3.2.3.1	Funkční odpověď	42
3.2.3.2	Numerická odpověď	43
4	Metodika.....	45
4.1	Odchyt pavouků.....	45
4.2	Chov pavouků	46
4.3	Aplikace neonikotinoidů	46
4.4	Následné pozorování pavouků	47
4.5	Statistická analýza	47
5	Výsledky	51
5.1	Predační aktivita	51
5.2	Vliv ošetření pesticidy	53
5.2.1	Porovnání skupin	56
5.3	Mortalita	59
5.4	Residua.....	61

6	Diskuze	64
6.1	Vliv neonicotinoidů na predační aktivitu.....	64
6.2	Vliv neonicotinoidů na mortalitu	65
6.3	Vliv residuí neonicotinoidů	66
6.4	Praktické důsledky	66
6.5	Budoucí výzkum	67
7	Závěr	68
8	Literatura.....	69
9	Zdroje obrázků.....	85

1 Úvod

Pesticidy jsou látky určené k tomu, aby chránily rostliny před škůdci. V moderním zemědělství hrají klíčovou roli. Díky ochraně rostlin a vyšším výnosům pomáhají uspokojit požadavky stále rostoucí světové populace (Bernandes et al. 2015). Tyto látky se ale nevyužívají pouze v zemědělství.

Pesticidy se používají i v chovech zvířat, v domácnostech, na zahradách, v lékařství, v lesnictví a v dalších oblastech (Tudi et al. 2021). Dokonce mohou sloužit i k ochraně lidského zdraví. Využívají se k hubení komárů, hlodavců nebo klíšťat. Díky tomu se snižuje možnost přenosu chorob z těchto organismů na člověka (Amaral 2014; Kim et al. 2017).

Dopad pesticidů však přesahuje cílový organismus a ovlivňuje různé další složky ekosystémů. Dostávají se do prostředí, které kontaminují, a kromě cílových organismů mohou mít vliv i na organismy necílové. Ty mohou buď přímo usmrtit, nebo u nich vyvolat tzv. subletální účinky (Desneux et al. 2007). Mezi necílové organismy mohou často spadat i tzv. prospěšné druhy, jako jsou například pavouci, ploštice nebo opylovači (Boháč et al. 2007).

V této studii se výzkum zaměřuje na pavouky. Jedná se totiž o klíčové predátory, kteří zaujímají důležité postavení v suchozemských potravních řetězcích, regulují populace hmyzu a přispívají k celkové stabilitě ekosystémů (Wagan et al. 2019). Současné studie naznačují, že pesticidy mohou ovlivňovat páření, pohyb, lov nebo obranu pavouků. Pochopení účinků neonikotinoidů na tyto bezobratlé je nezbytné nejen pro pochopení širších důsledků používání pesticidů, ale také pro rozeznání složité interakce mezi těmito chemickými látkami a necílovými organismy.

Tato studie se zabývá vztahem mezi expozicí neonikotinoidům a funkční odpovědí na kořist u běžného druhu České republiky – šplhalky keřové (*Anyphaena accentuata*). Účelem práce je zjistit dopady neonikotinoidů na funkční odpověď a predační aktivitu tohoto pavouka a zaznamenat případné reakce pavouků po kontaktu s testovanou látkou. Objasněním možných změn v jejím potravním chování se snažíme objasnit širší ekologické důsledky používání neonikotinoidů, což má dopad na ochranu biologické rozmanitosti a udržitelné zemědělské postupy.

2 Cíl práce

Cílem této práce je studium funkční odpovědi šplhalky keřové *Anyphaena accentuata* (Walckenaer, 1802) v laboratorních podmínkách a zjištění efektů ošetření neonikotinoidem na funkční odpověď.

Hypotézy:

1. Predační aktivita (veškerá ulovená kořist, včetně overkilling) a funkční odpověď pavouka *A. accentuata* je ovlivněná u jedinců ošetřených přípravkem s účinnou látkou thiaklopid.
2. Velikost pavouka (size = délka celého těla, pavouky jsme rozdělovali do velikostních kategorií) pozitivně koreluje s predací aktivitou (s počtem zkonsumované a nadbytečně zabité kořisti).
3. Větší pavouci jsou kondičně odolnější a jejich predací aktivita je méně ovlivněná chemickým ošetřením.
4. Ošetření insekticidem snižuje příjem potravy (feeding).
5. Ošetření insekticidem zvyšuje agresivitu a počet nadbytečně usmrčené kořisti (overkilling).

3 Literární rešerše

Pesticidy hrají v moderním zemědělství klíčovou roli, protože chrání plodiny a zvyšují výnosy, aby uspokojily požadavky stále rostoucí světové populace (Aktar et al. 2008). Mezi těmito chemickými látkami se díky své účinnosti proti řadě škůdců rozšířily v posledních letech neonikotinoidy (Goulson 2013). Jejich dopad však přesahuje cílový hmyz a ovlivňuje různé další složky ekosystémů.

Pavouci jako klíčoví predátoři zaujímají klíčové postavení v suchozemských potravních řetězcích, regulují populace hmyzu a přispívají k celkové stabilitě ekosystémů (Wagan et al. 2019). Pochopení účinků neonikotinoidů na tyto přirozené predátory je nezbytné nejen pro pochopení širších důsledků používání pesticidů, ale také pro rozeznání složité interakce mezi těmito chemickými látkami a necílovými organismy.

3.1 Pesticidy

Pesticidy jsou látky určené k ochraně rostlin před škůdci (Tano 2011). Název „pesticid“ je odvozen ze 2 latinských slov, a to: pestis (mor, infekční nemoc, zkáza) a occidere (zabít) (Kubátová 2018). Nejčastěji se skutečně využívají k hubení škůdců, a to dříve, než mohou poškodit plodiny pěstované člověkem, ale mohou mít i preventivní nebo odpuzovací funkci. Škůdci (většinou hmyz), totiž nacházejí v monokulturách vytvořených člověkem ideální podmínky pro svůj vývoj. Pesticidy mohou být použity jako opatření proti hmyzu, houbám, plevelu, hlodavcům nebo jiným organismům, které rostliny ohrožují (Bernandes et al. 2015). Jsou to často vysoce selektivní toxické látky, pokud jde o formu a způsob použití. Pesticidy musí být totiž účinné proti škůdcům, aniž by zároveň poškodily člověka nebo ošetřované plodiny. Měly by být také bezpečné z hlediska toxikologie pro životní prostředí (Casida 2008).

V zemědělství hrají tyto látky velmi důležitou roli, protože mohou snížit ztráty zemědělských produktů a zlepšit dostupný výnos a kvalitu potravin (Aktar et al. 2008). Bez používání pesticidů by ztráty na ovoci, způsobené škůdci a chorobami, činily podle odhadů zhruba 78 %, na zelenině 54 % a na obilovinách 32 % (Lamichhane et al. 2017).

Se vzrůstající světovou populací roste i celosvětová poptávka po potravinách, a tak roste i význam pesticidů (Gupta et al. 2019). Intenzivnější produkce potravin je totiž spojena s intenzivnějším používáním pesticidů, včetně insekticidů. Ve studii Casida (2008) se uvádí, že v prvních letech 21. století se používalo asi 700 různých pesticidů, včetně insekticidů, herbicidů a fungicidů, které působily na 95 biochemických cílů z řad škodlivého hmyzu, plevelů a ničivých hub. Dnes se podle WHO používá asi 1000 různých látek (WHO 2023).

3.1.1 Historie

Historie používání látek, které mají ochránit zemědělské plodiny od škůdců, sahá až do období starověku, konkrétně do sumerské říše. Tehdejší zemědělci používali sloučeniny síry k hubení hmyzu a roztočů (Unsworth 2010). V té době ještě neexistoval žádný chemický průmysl, takže všechny používané látky byly získávány přímo z živočišných, rostlinných nebo minerálních zdrojů. Jednou z využívaných technik bylo spalování různého materiálu v blízkosti pole, tak aby se vzniklý kouř zasáhl cílené plodiny (Unsworth 2010). Tato metoda měla

fungovat proti plísni, hnilobě nebo hmyzím škůdcům. Plevelu se lidé zbavovali často manuálně, ale i zde jsou známy některé případy využívání chemických látek (Council 2000).

Větší rozmach zažily pesticidy až v 19. a 20. století, kdy se začalo rozvíjet chemické odvětví a na trh se dostaly anorganické syntetické materiály. Například ve Švédsku se používaly sloučeniny mědi a síry proti napadení ovoce a brambor houbami (Sheail 1991). I dnes se k prevenci četných plísni a chorob využívají některé anorganické chemikálie na bázi síranu měďnatého a arzenu vápenatého (Bernardes et al. 2015). Známou látkou byla také pařížská zeleň, která byla úspěšně využita už roku 1871 proti mandelince bramborové *Leptinotarsa decemlineata* (Alyokhin). Tato látka pak byla až do poloviny 20. století hojně využívána v mnoha zemích světa, zejména k hubení přenašečů malárie – komárů rodu *Anopheles* (Majori 2012).

Další významné období pak nastalo okolo roku 1945 (Unsworth 2010), kdy se začaly využívat organické pesticidy, zastoupené především chlorovanými látkami. Mezi nejvýznamnější patřily dichlordifenyiltrichlorethan (DDT), β -hexachlorcyklohexan (BHC), aldrin, dieldrin, endrin, chlordan, parathion, captan nebo 2,4-D (Zhang et al. 2017). Hlavními nevýhodami těchto látek jsou vysoká míra aplikace, nízká selektivita a vysoká toxicita. Například DDT se stal jedním z nejznámějších insekticidů a byl používán v hojném množství po celém světě. Tato látka byla syntetizována už roku 1874 rakouským chemikem Othmarem Tseidlerem (Bate 2007), její insekticidní vlastnosti byly ale objeveny až roku 1939 Paulem Müllerem (Davies et al. 2007). Pomocí DDT se podařilo snížit výskyt nemocí přenášených hmyzem, jako je například malárie nebo tyfus (Ross 2005; Zhang et al. 2011) a Paul Müller následně dokonce dostal Nobelovu cenu za medicínu. Jenže postupně se začaly ukazovat i negativní účinky této látky. Toxicita DDT pro savce je sice nízká, ale objevily se důkazy, že jeho využití mělo negativní dopad na životní prostředí, a dokonce i zdraví lidí. V 70. letech proto začalo ve vyspělých zemích docházet k postupnému omezování používání organochlorových insekticidů (Kubátová 2018). V Americe byl tento insekticid zakázán v roce 1972, a to kvůli jeho škodlivým účinkům na necílové rostliny a živočichy, jakož i kvůli problémům s jeho významnou schopností hromadit se v tkáních, což způsobuje v dlouhodobém horizontu jejich poškození (Barnhoorn et al. 2009). Jelikož se tato látka špatně rozpouští ve vodě, ale naopak je dobře rozpustná v tucích, hromadí se v organismu zejména v tukové tkáni (Kubátová 2018). Rozpustnost v tucích společně s chemickou stabilitou DDT je důvodem postupného zakoncentrování DDT v potravních řetězcích. To vede k tomu, že v místech hojného používání této látky jsou, respektive byly, ohroženy i organismy, které se živí cílovými živočichy – ptáci, savci, ale v konečném důsledku i lidé. V ČR bylo používání DDT v zemědělství zakázáno v roce 1974 (MŽP 2024).

Tato látka je dnes zakázána i v mnoha dalších zemích po celém světě. Místo ní se na trh začaly dostávat organofosfáty nebo karbamáty (Abubakar et al. 2020). Přestože i tyto látky mohou mít na prostředí negativní dopad, stále se poměrně hojně využívají a hrají významnou roli v boji proti škůdcům (Casida & Durkin 2013).

V roce 1949 se začaly znovu využívat také pyretriny, a to díky syntéze látky s názvem aletrin (Oberemok et al. 2015). Vznikla první generace pyretroidů. Ty si rychle získaly pozornost lidí, kterým záleželo na jejich zdraví. Pyretroidy mají totiž nízkou toxicitu pro teplokrevné organismy. Na světovém trhu s insekticidy na počátku 70. let 20. století měly látky, spadající mezi pyretroidy, jako permethrin, cypermethrin a deltamethrin, závažnou nevýhodu,

a sice že při kontaktu s ultrafialovým světlem poměrně rychle ztrácely v prostředí svou účinnost. Dnes ale tato třída insekticidů stále nachází široké uplatnění v ochraně rostlin. Na počátku tohoto tisíciletí tvořily pyretroidy asi 17 % celosvětového trhu s insekticidy (Davies et al. 2007).

Mezi lety 1970-1990 se pak na trh dostaly další látky, například triazolopyrimidin, triketon nebo strobilurin, které je možné využívat v podstatně nižších dávkách (Bernandes et al. 2015, Zhang et al. 2011). V dnešní době jsou jednou z nejpoužívanějších skupin látek neonikotinoidy (Goulson 2013). V roce 2008 tvořily až 24 % celosvětového trhu s insekticidy (Jeschke et al. 2011). Patří mezi ně látky jako imidakloprid, acetamiprid, dinotefuran, thiamethoxam nebo klothianidin (Ensley 2018). Úplně prvním neonikotinoidem, který se objevil na trhu s insekticidy, byl imidakloprid, a dodnes se jedná o jednu z nejpoužívanějších látek (Jeschke et al. 2011). I tyto látky však mají své vedlejší účinky. Jedním z nejzávažnějších je účinek i na necílové organismy, např. opylovače (Blacquièrè et al. 2012).

Moderní věda se zaměřuje také na vytváření geneticky modifikovaných plodin, které si produkuje vlastní pesticidy, nebo jsou odolnější vůči škůdcům. Tento nový směr má za cíl snížit využívání chemikálií, používaných v zemědělství (Bernandes et al. 2015). Vznikají například geneticky modifikované rostliny syntetizující bakteriální toxiny v rostlinné buňce. Například už roku 1995 byly vyvinuty geneticky modifikované plodiny produkující bakterie *Bacillus thuringiensis* (Berliner). Ty obsahují toxiny, konkrétně δ -endotoxiny, které mají insekticidní účinky na některé skupiny hmyzu (Tomizawa & Casida 2005).

Společně s tímto vývojem se ale stále věda zabývá i klasickými pesticidy, především pak zvyšováním jejich efektivity nebo vývoj látek nových. Mnoho druhů škůdců si totiž proti pesticidům vybuduje do určité míry odolnost. Proto se na trhu objevují nové látky, jako například fenylpyrazoly, pyretroidy 4. generace, avermektiny, regulátory růstu, formamidinové insekticidy (amitraz), botanické insekticidy (např. azadirachtin) atd. (Oberemok et al. 2015).

3.1.2 Typy pesticidů

Průmyslově vyráběné pesticidy jsou po chemické stránce nesourodou a rozmanitou skupinou. Klasifikují se na základě různých kritérií, jako jsou cílové organismy, chemické třídy, funkční skupiny, způsoby účinku nebo toxicita (Garcia et al. 2012).

Jedno z nejčastějších dělení probíhá na základě cílových druhů. Jednotlivé skupiny/třídy pesticidů se značí latinským pojmenováním cílové skupiny organismů a k tomu se připojuje koncovka -icid (Kubátová 2018). Čtyři hlavní třídy (a jejich cílové organismy) jsou insekticidy (hmyz), herbicidy (plevel), fungicidy (houby, plísně) a rodenticidy (hlodavci). Kromě nich existuje ještě řada dalších tříd, jako jsou například akaricidy (roztoči) nebo molluskocidy (plži, ostatní měkkýši) (Costa et al. 2008). Přehled skupin pesticidů na základě cílových organismů, viz Tabulka 1. V rámci každé této třídy pak existuje několik podtříd se značně odlišnými chemickými a toxikologickými vlastnostmi.

Existují ale i pesticidy, které působí proti více druhům škůdců najednou (Fishel & Ferrell 2013). Příkladem může být přípravek aldikarb, pesticid na bázi karbamátu. Používá se na Floridě k ochraně citrusů a funguje jako akaricid, tedy přípravek proti roztočům, ale i jako insekticid nebo nematicid, protože působí i proti hmyzu, hlísticím a háďátkům.

Z hlediska chemického se pak dělí pesticidy na organické, anorganické a syntetické (Abubakar et al. 2020). Organické pesticidy zahrnují třídu pesticidů, do níž patří chemikálie přítomné v rostlinách – alkaloidy, terpeny nebo fenolické sloučeniny. Tyto látky mají prokázaný pesticidní potenciál (Paul & Robert 1997). Mezi anorganické pesticidy pak patří síran měďnatý, síran železitý, měď, vápno nebo síra (Kim et al. 2017). Mezi syntetické pesticidy můžeme řadit organochloridy, organofosfáty či karbamáty.

Podle zdroje původu se pesticidy dělí také na chemické pesticidy nebo biopesticidy (Abubakar et al. 2020). Mezi chemické pesticidy patří organochloridy, organofosfáty, karbamáty nebo pyretroidy. Biopesticidy zahrnují přirozeně se vyskytující látky, které hubí škůdce (biochemické pesticidy), mikroorganismy, jež hubí škůdce (mikrobiální pesticidy) (Kachhawa 2017), a pesticidní látky produkované rostlinami s přidaným genetickým materiálem (ochranné látky zabudované v rostlinách) (EPA 2024). Biologické pesticidy jsou vysoce specifické – působí na cílového škůdce a příbuzné organismy. Na druhou stranu chemické pesticidy bývají často nespecifické a mají širokou škálu účinků na velkou skupinu organismů. Další výhodou biopesticidů je, že jsou méně toxické, snadno se rozkládají a jsou potřebné v menším množství. Chemické pesticidy naproti tomu způsobují znečištění životního prostředí, protože jsou značně toxické a nemusí být biologicky odbouratelné (Abubakar et al. 2020).

Pesticidy mohou obecně v organismu působit buď systémově, nebo nesystémově. Systémové působení znamená, že látky jsou živočichem nebo rostlinou vstřebány a následně putují i do tkání, které nebyly původně ošetřeny. Systémový účinek mají například některé herbicidy, které v rostlině pronikají do rostlinných buněk kutikulou a jsou roznášeny cévním systémem do kořenů, listů nebo stonku. Následně chrání rostlinu i na místech, která nejsou primárně ošetřena (Seifert 1985). Tím pádem mají lepší aplikační vlastnosti, protože jsou účinné i při částečném postřiku pesticidy (Buchel 1983). I neonikotinoidy působí jako systémové pesticidy.

Nesystémové pesticidy jsou známé také jako kontaktní. Aby mohla látka působit, musí dojít ke kontaktu s povrchovými residui nebo k jejich požití krátce po aplikaci. Kontaktní pesticidy totiž zůstávají po použití na povrchu ošetřených částí a hubí škůdce také pouze tam (Abubakar et al. 2020).

Aplikovat pesticidní látky je možné v různých podobách, a to například ve formě poprašků, smáčitelných prášků, granulátů, suspenzí, roztoků, emulzí, aerosolů, pěn, plynů, koncentrátů, past a dalších (Nikonorow et al. 1983).

Jednotlivé skupiny pesticidů se poté dělí i podle mechanismu působení (viz Účinky insekticidů).

Tabulka 1: Klasifikace pesticidů podle cílových organismů (Abubakar et al. 2020).

Skupina pesticidů	Cílové organismy
Akaricidy	roztocí
Algicidy	řasy a sinice
Avicidy	ptáci
Baktericidy	bakterie
Fungicidy	houby, plísňe
Herbicidy	rostliny, bylinné plevely
Insekticidy	různá vývojová stadia hmyzu
Larvicidy	larvy (hmyzu)
Molluscicidy, molluskocidy	plži (slimáci, plzáci, hlemýždi)
Nematicidy	hlístice, háďátka
Ovicidy	zabraňují líhnutí vajíček hmyzu a roztočů
Piscicidy	ryby
Rodenticidy	potkani, myši, hryzci, hraboši
Termiticidy	termity
Virucidy	viry

3.1.2.1 Insekticidy

Rostliny si od doby svého vzniku tvořily a zdokonalovaly řadu ochranných mechanismů, přírodní insekticidy jsou tak obsaženy ve značném množství rostlinných druhů. Jedná se například o nikotin, rotenoidy či pyrethroidy. Přestože přírodní insekticidy se stále používají, syntetické pesticidy jsou dnes mnohem častější a ty přírodní často nahrazují (Cremlyn 1982).

Nejčastěji se tyto látky používají v zemědělství, zahradnictví a lesnictví. Slouží také k regulaci vektorů, jako jsou komáři a klíšťata, kteří se podílejí na šíření nemocí veřejného zdraví, například malárie (Gupta et al. 2019). Do organismů vnikají trávicí soustavou, dýchacími cestami či přes pokožku (Nikonorow et al. 1983).

Syntetické insekticidy se dělí na anorganické, organochlorové a organofosforové látky. Jedním z prvních syntetických insekticidů na světě byla pařížská zeleň (směs oxidu arsenitého a octanu měďnatého), která byla aplikována roku 1871 proti mandelince bramborové *Leptinotarsa decemlineata* (Say) (Alyokhin 2008). Nejznámějším zástupcem syntetických insekticidů je pak DDT. Především ve 20. století se jednalo o oblíbenou látku, později byla ale z důvodu svých vedlejších účinků zakázána v mnoha zemích po celém světě.

Vzhledem k odlišným chemickým strukturám insekticidy interagují s různými cílovými a necílovými místy v organismu příjemce, včetně receptorů, enzymů a mnoha dalších známých i neznámých molekul. Většina insekticidů je neurotoxická, ale mohou působit i na jiné orgány a tělesné systémy (Gupta et al. 2019).

Neurotoxicitu lze definovat jako jakýkoli nepříznivý účinek na centrální nebo periferní nervový systém způsobený chemickými, biologickými nebo fyzikálními látkami (Costa et al.

2008). Může být zprostředkována různými mechanismy, protože nervový systém je obzvláště citlivý kvůli řadě interních charakteristik, jako je závislost na aerobním metabolismu, přítomnost axonálního transportu nebo procesu neurotransmise (Anthony et al. 2001). Pokud je tedy narušen přístup kyslíku do mozku, proces přenosu materiálů mezi nervovými buňkami nebo komunikace mezi nimi, dochází k narušení nervového systému. Na základě toho fungují neurotoxické pesticidy – některé způsobují poškození nebo degeneraci neuronů, jiné cílí na axony nebo myelinovou pochvu (Anthony et al. 2001). Toxicita insekticidů může být akutní, subakutní nebo chronická, v závislosti na délce expozice a použité dávce.

Většina insekticidů je vyráběna za účelem hubení škůdců. Není proto divu, že v případě, kdy látka není dostatečně silná na usmrcení organismu, ovlivňuje často jeho chování. To ale může být velmi důležitým bodem v managementu škůdců. Cílem ochrany plodin totiž nemusí nutně být vyhubit všechny škůdce, ale snížit jejich početnost na únosnou úroveň. Látky, které škůdce neusmrcují, ale mají vliv na jejich krmení, páření nebo růst, mohou k tomuto účelu také posloužit a ukázat směr k novému přístupu k managementu škůdců (Haynes 1988). Levinson (1975), ačkoli se konkrétně nezabýval subletálními účinky insekticidů, navrhl, aby se termín "insektistatika" používal pro látky, které zasahují do normálních procesů růstu a reprodukce škůdců, aniž by nutně vedly k jejich mortalitě.

3.1.2.1.1 Neonikotinoidy

Dnes se jedná o jednu z nejpoužívanějších skupin pesticidů (Goulson 2013). Tyto látky kombinují vysokou účinnost s relativně nízkou toxicitou pro obratlovce (Kagabu 2003; Tomizawa 2003). Mezi cílové organismy patří mšice, brouci například z čeledi mandelinkovití, strukturální škůdci jako jsou termiti (Hopwood et al. 2012), nebo bodavě-savý hmyz jako jsou molice či křískovití (Tomizawa & Casida 2005).

Současné syntetické organické insekticidy byly objeveny modifikací přírodních produktů. Rostliny totiž produkují sloučeniny nazývané sekundární metabolity, které se nepodílejí na základním metabolismu, fotosyntéze nebo reprodukci. Mohou ale sloužit jako obrana proti škůdcům a některé z nich se využívají i jako insekticidy. Příkladem takové modifikace je použití pyrethrinů jako prototypu pro syntetické pyrethroidy, nebo screening strukturně odlišných sloučenin pro hledání nových zdrojů (Tomizawa & Casida 2005). Podobně je tomu i v případě neonikotinoidů. Jak název napovídá, jedná se o látky chemicky příbuzné nikotinu, což je silný přírodní insekticid produkovaný tabákem jako obrana proti škůdcům.

Nikotin ve formě tabákových extraktů byl jako insekticid popsán již v roce 1690. Dodnes se stále používá jako méně významný insekticid, zejména pak v Číně. První pokusy o vylepšení jeho insekticidních účinků pomocí 3,4-dehydronikotinu a 3-(alkylaminomethyl)-pyridinů, nebyly úspěšné (Yamamoto 1998). Základní látka neonikotinoidů, 2-(dibromonitromethyl)-3-methylpyridin, pak byla objevena v roce 1970. Bylo zjištěno, že tato látka má slabý účinek na mouchy a mšice (Soloway et al. 1979). Molekulární modifikace k dosažení optimální účinnosti vyvrcholily použitím nithiazinu, bohužel tato látka ale nemohla být uvedena na trh kvůli problémům s fotosenzitivitou (Soloway et al. 1979). Podobný problém vyvstával i s dalšími látkami, které měly zvýšit účinnost tohoto typu pesticidů. Nakonec se ale i tento problém podařilo vědcům vyřešit, a to změnou nitromethylenu na nitroguanidin či kyanoamidin. Tyto látky poskytovaly přípravkům fotostabilitu (Tomizawa & Cassida, 2005) a na trh se tak

postupně začaly dostávat moderní neonikotinoidy (Kagabu & Medej 1995). Éru zahájil objev imidaklopridu a jeho následné uvedení na trh, po něm pak následoval v roce 1999 thiamethoxam (Maienfisch et al. 2001a) a klotianidin, který je metabolitem thiamethoxamu. Během následujících dvou desetiletí se pak tyto látky staly nejpoužívanějšími insekticidy z pěti hlavních chemických tříd (těmi zbylými jsou organofosfáty, karbamáty, fenyl-pyrazoly a pyretroidy) na světovém trhu (Jeschke et al. 2011; Casida & Durkin 2013).

Dnes se komerčně používané neonikotinoidy dělí podle své chemické struktury do tří hlavních kategorií: chloropyridinylové sloučeniny neboli neonikotinoidy první generace (např. imidaklopid, acetamiprid, nitenpyram, thiaklopid), chlorothiazolylové sloučeniny neboli neonikotinoidy druhé generace (např. klotianidin a thiamethoxam) a tetrahydrofuranové sloučeniny neboli neonikotinoidy třetí generace (např. dinotefuran) (Pang et al. 2020). V nedávné době byla ještě zavedena skupina cis-neonikotinoidů a sloučenin podobných neonikotinoidům, která se řadí do čtvrté generace neonikotinoidů a zahrnuje guadipyr, cykloxaprid, imidaklothiz a paichongding (Simon-Delso et al. 2015).

Rostliny neonikotinoidy snadno vstřebávají a tyto pesticidy působí rychle a při poměrně nízkých dávkách. Toxicita v rostlině přetrvává po různě dlouhou dobu v závislosti na daném druhu rostliny, její růstové fázi a množství použitého pesticidu (Simon-Delso et al. 2014).

Neonikotinoidy nejsou sice příliš účinné jako kontaktní insekticidy, ale používají se hojně jako systémové látky. Při aplikaci na semena, půdu nebo listy se přesunou do rostliny a poskytují dlouhodobou ochranu (Tomizawa & Casida 2005). V tom tkví jedna z jejich velkých výhod – lze je aplikovat na osivo před setím a následně chránit plodinu bez nutnosti opakovaných postřiků (Bass & Field 2018). Při použití této metody jsou totiž neonikotinoidy v průběhu růstu rozptýleny do všech částí rostlin. Má se za to, že toto ošetření dokonce poskytuje účinnější ošetření plodin než postřiky (Jeschke et al. 2011). Tato metoda je podle statistik velmi oblíbená a až 80 % neonikotinoidů je použito právě k aplikaci na osivo. Například ve Velké Británii bylo v roce 2012 k tomuto účelu z 87,2 tun neonikotinoidů použito 75,6 tun (Simon-Delso et al. 2014).

Přestože neonikotinoidní pesticidy jsou primárně využívány v zemědělství, mají své zastoupení i na trhu s potřebami pro domácí mazlíčky, protože efektivně slouží i k potlačení vnějších parazitů na psech nebo kočkách (Goulson 2013).

Mezi tři nejčastěji používané neonikotinoidy v zemědělství a ve městech patří imidaklopid, thiamethoxam a klotianidin (Simon-Delso et al. 2015). Z nich imidaklopid byl prvním komercializovaným neonikotinoidem a je dnes nejpodrobněji prostudovaným zástupcem této skupiny (Gautam & Dubey 2023).

Rostoucí význam geneticky modifikovaných plodin produkujících vlastní toxiny proti škůdcům, například δ -endotoxin, podporuje používání neonikotinoidů, protože druhy škůdců, které tento endotoxin neovlivňuje, jsou často vysoce citlivé na neonikotinoidy (Tomizawa & Casida 2005).

Neonikotinoidy mají ve srovnání s dřívějšími třídami organických insekticidů jedinečné fyzikální a toxikologické vlastnosti. Mají nízkou hodnotu logaritmu P, což znamená, že jsou vysoce rozpustné ve vodě (Tomizawa & Casida 2005). To souvisí s jejich vynikající systémovou aktivitou v rostlinách (Bonmatin et al. 2014). Podobné vlastnosti mají i některé organofosfáty a methylkarbamáty, ale už ne lipofilnější organochloridy či pyretroidy. Mají také velmi různorodé možnosti použití. Neonikotinoidy lze aplikovat ve formě nátěrů osiva, půdních

postřiků, granulí, listových postřiků, injekcí do kmenů stromů nebo chemizací (přidáním insekticidu do závlahové vody). Předpokládá se, že ošetření osiva může být méně škodlivé než jiné metody aplikace, protože koncentrace insekticidu se s rostoucí biomasou rostliny v čase snižuje (Krischik et al. 2007). Popsané vlastnosti, společně s nízkou toxicitou pro obratlovce a vysokou pro hmyz, jsou důvody, proč se tyto chemické látky stále více používají k ochraně plodin (Elbert et al. 2008).

Neonikotinoidy a pyretroidy mají vyšší selektivitu pro hmyz oproti savcům než organofosfáty, metylkarbamáty a organochloridy. Silně se vážou (chovají se tedy jako jejich agonisté) na nikotinové acetylcholinové receptory v centrálním nervovém systému hmyzu (Nishiwaki et al. 2003). Nikotinové acetylcholinové receptory (nAChR) jsou agonisty řízené iontové kanály a hrají klíčovou roli v rychlé cholinergní neurotransmisi jak u obratlovců, tak u bezobratlých živočichů, a navázání neonikotinoidů má za následek nadměrnou stimulaci nervových buněk, paralytický stav a smrt (Goulson 2013). Enzym acetylcholinesteráza sice rozkládá acetylcholin a ukončuje tak signály z těchto receptorů, nedokáže však rozkládat neonikotinoidy a jejich vazba je nevratná (Matsuda & Sattelle 2005). Insekticidní aktivita se ještě zvyšuje přidáním synergických látek, které inhibují oxidační degradaci (Liu & Casida 1993). To znamená, že pokud jsou tyto látky přítomny společně s pesticidy, mohou bránit přirozeným procesům odbourávání a neutralizace pesticidů a ty tak mohou zůstat v těle déle a mít škodlivější účinek.

Neonikotinoidní látky vykazují různorodé účinky v závislosti na struktuře ligandu a podtypu nAChR (Ihara & Matsuda 2018). Například klothianidin a jeho deriváty působí na cholinergní neurony drozofily jako superagonisté (Brown et al. 2006) a podobný účinek mají i na oocyty drápatky vodní (*Xenopus laevis* (Daudin)) (Ihara et al. 2004). Imidaklopid naproti tomu na stejné receptory působí jako částečný agonista (Ihara et al. 2004). Částeční agonisté jsou ligandy, které se vážou na rozpoznávací místo agonisty, ale vyvolávají nižší odezvu než plný agonista na receptoru (Hansen et al. 2012).

Stejně tak se insekticidní aktivita těchto látek mění v závislosti na druhu škůdce, na kterého jsou použity (Honda et al. 2006). Citlivost hmyzích receptorů k neonikotinoidům je například modulována mechanismy fosforylace, jak bylo prokázáno u imidaklopidu (Salgado & Saar 2004). Fosforylace je proces, při kterém se do molekuly, často proteinu, přidává fosfátová skupina, která může změnit její chování nebo funkci. V souvislosti s citlivostí hmyzu na neonikotinoidy se mechanismy fosforylace vztahují k chemickým změnám, k nimž dochází u receptorů v těle hmyzu při kontaktu s těmito chemickými látkami.

Vzhledem k rozdílům v receptorech u obratlovců a hmyzu, mají neonikotinoidy poměrně nízkou toxicitu pro obratlovce, ale vysokou pro hmyz (Jiménez-López et al. 2020). Obratlovci mají obecně nižší počet nikotinových receptorů s vysokou afinitou k neonikotinoidům, a proto neonikotinoidy obecně vykazují vyšší toxicitu pro bezobratlé než pro obratlovce (Tomizawa & Casida 2003; Tomizawa & Casida 2005). Neonikotinoidy také neprocházejí tak snadno hematoencefalickou bariérou, což dále snižuje potenciál toxicity pro savce (Yamamoto et al., 1998).

Toxicita neonikotinoidů pro savce se považuje za centrálně zprostředkovanou, protože příznaky otravy jsou podobné jako u nikotinu (Tomizawa & Casida 2005). Centrálně zprostředkovaná toxicita označuje typ toxicity, který je zprostředkován nebo způsoben účinky na centrální nervový systém (CNS). Ten zahrnuje mozek a míchu a hraje klíčovou roli v

regulaci různých tělesných funkcí a chování. V kontextu toxikologie nebo farmakologie se centrálně zprostředkovaná toxicita obvykle vztahuje na nepříznivé účinky na CNS způsobené vystavením určitým látkám, jako jsou léky, chemické látky nebo látky znečišťující životní prostředí (Spencer et al. 2000). Tyto látky mohou narušovat normální fungování CNS, což vede k řadě neurologických příznaků a poruch. Stejně jako u hmyzu souvisí toxicita neonikotinoidů na savce se schopností těchto látek vázat se na nikotinové acetylcholinové receptory (Tomizawa et al. 2001).

Pro otravu neonikotinoidy u savců neexistují žádná specifická antidota (Sheets 2002). Léčba oximem aktivujícím acetylcholinesterázu (AChE) nebo nikotinovým antagonistou může být buď neúčinná, nebo se dokonce může jednat o kontraindikaci. U každého případu možné akutní otravy se doporučuje symptomatická léčba (Tomizawa & Casida 2005).

Podobně jako u jiných pesticidů intenzivní používání neonikotinoidů vedlo ke vzniku rezistence u některých cílových organismů (Bass et al. 2015). Studie poukazují na to, že cytochromy ze skupiny P450 jsou zodpovědné za toleranci bezobratlých vůči neonikotinoidům. Tyto cytochromy jsou spojeny s rezistencí vůči insekticidům nebo s metabolismem cizorodých látek (Feyereisen 2006). Metabolismus neonikotinoidů cytochromy P450 zahrnuje reakce jako je demethylace, hydroxylace imidazolidinu a thiazolidinu doprovázená tvorbou olefinu, hydroxylace oxadiazinu či dechlorace chloropyridiny a chlorothiazoly (Casida 2011). Nedávné studie ukázaly, že nadměrná expozice genu enzymu s názvem cytochrom P-450 CYP6ER1 u zástupců čeledi ostruhovnickovitých *Nilaparvata lugens* (Stål) vedla ke zvýšenému metabolismu a následnému rozvoji rezistence vůči některým neonikotinoidním látkám (Bass et al. 2011). Tento enzym totiž rozkládá neonikotinoidy dříve, než mohou interagovat s nAChR (Bass & Field 2018). Podobné výsledky byly pozorovány i u včel medonosných, kdy cytochrom P-450 CYP9Q3 metabolizoval s vysokou účinností thiaklopid. Tento enzym měl ale slabé účinky vůči imidaklopidu (Manjon et al. 2018). Bylo také zjištěno, že insekticidní aktivita mnoha neonikotinoidů je výrazně zesílena inhibitory CYP450, jako je piperonylbutoxid (Yamamoto et al. 1998).

Stejně tak změny v aktivitě acetylcholinesterázy (AChE), což je klíčový enzym, který katalyzuje acetylcholin, způsobují u hmyzu rezistenci vůči insekticidům (Zheng et al. 2018). Tento typ odolnosti je označován jako metabolický. Další typ rezistence spočívá v mutaci nAChR která snižuje jejich citlivost na neonikotinoidy.

Různé typy rezistence vůči neonikotinoidům byly dále pozorovány u druhů *Trialeurodes vaporariorum* (Westwood) (Karatolos et al. 2010), *Bemisia tabaci* (Gennadius) (Cahill et al. 1996), nebo *Leptinotarsa decemlineata* (Say) (Alyokhin et al. 2007).

U škůdců se může objevovat i jev nazývaný zkřížená rezistence. Zkřížená rezistence vzniká, když rezistence vůči jedné sloučenině poskytuje ochranu i proti jiným sloučeninám (Gorman et al. 2010). Jedním z příkladů je rezistence much domácích. Brzy po zavedení DDT se tyto mouchy staly rezistentními v důsledku selekce kmene s méně citlivým cílovým místem. Rezistence vůči DDT se rozšířila na pyrethriny a později i na syntetické pyrethroidy. Podobných případů je ale mnohem více. Zkřížená rezistence byla pozorována i u neonikotinoidů, například ve studii Shi et al. (2011), ve které si mšice bavlníková (*Aphis gossypii* (Glover)) vytvořila rezistenci pro acetamiprid, nitenpyram, a thiaklopid.

Pavouci se mohou do určité míry bránit neurotoxickým účinkům tím, že produkují detoxikační enzymy, jako je glutathion S-transferáza a glutathion peroxidáza. Absence nebo

nízká aktivita detoxikačních enzymů zvyšuje jejich citlivost vůči neurotoxickým účinkům (Pekár 2013). Především druhá zmíněná látka je považována za důležitý systém v boji organismu pavouků proti nepředvídatelné expozici toxinům. Glutathion peroxidáza je totiž zapojená do antioxidantních procesů, což znamená, že pomáhá chránit buňky před poškozením způsobeným oxidačním stresem, včetně poškození způsobeného pesticidy.

3.1.2.1.1.1 Biscaya 240 OD

Jedná se o kapalnou látku, jejíž hlavní účinnou látkou je neonikotinoid thiakloprid. Přípravek je vyráběn německou společností Bayer CropScience AG. V zemědělství a ochraně plodin má celkem široké využití. Používá se například k hubení mandelinky bramborové, mšic, dřepčičků, krytonosce řepkového a čtyřzubého, blýskáčka řepkového či bejlomorky kapustové (Agromanuál 2016). Stejně jako další neonikotinoidy, i thiakloprid v tomto přípravku má systémový účinek na rostlinu a působí jako kontaktní a požerový jed. Mechanismus účinku je obdobný jako u inhibitorů acetylcholinesterázy a v organismu škůdce způsobuje systémové poruchy. Poločas rozpadu této látky je poměrně krátký, thiakloprid není rizikový pro ptáky nebo ryby. Obvykle se aplikuje pomocí postřiků na vzrostlé rostliny (Elbert et al. 2000). Využívá se k boji proti škůdcům jako jsou mšice, molice, nebo křísci.

Tato účinná látka se vyskytuje v přípravcích jako Biscaya, Calypso, Proteus nebo Sonido (CropScience 2020). Thiakloprid je v Evropské unii zakázán od roku 2020, ale stále se aktivně používá ve Spojených státech (zejména na bavlnu a ovoce) a v dalších zemích (Řezáč et al. 2021).

3.1.3 Účinky insekticidů

Studium pesticidů, včetně insekticidů, fungovalo zpočátku tak, že se látky aplikovaly na plodiny, a následně se hodnotil jejich účinek podle úrody. Tuto éru rychle vystřídala zvědavost a poté potřeba pochopit, jak pesticidy působí na lidi, plodiny a životní prostředí a jak na škůdce. Obor toxikologie hmyzu, který v roce 1928 zahájil pan William Muriece Hoskins, se brzy rozšířil i na plevele a houby. Zrodil se nový obor, který studoval, jak pesticidy působí na škůdce – toxikologie škůdců (Casida 2008).

Insekticidy působí na škůdce několika způsoby. Dnes jsou k dispozici pesticidy označované jako regulátory růstu, protože buď stimulují, nebo zpomalují růst škůdců, repelenty, které škůdce odpuzují, atraktanty, které je přitahují nebo chemosterilanty, které mají na škůdce sterilizační účinek (Abubakar et al. 2020). Existuje i velké množství dalších způsobů účinku, často ale pouze s jediným příkladem (Casida 2008).

Škodlivý účinek pesticidů se vyjadřuje toxicitou, která poukazuje na překročení adaptačních schopností, což jsou procesy, které nepřekračují fyziologické hranice, a tudíž nenarušují zdraví organismu a jeho potomstva, a hranic tolerance organismu (Nikonorow et al. 1983). Toxicita jednotlivých pesticidů je určena podrobením pokusných zvířat na různé dávky účinné látky. Tou je při testování chemický prvek v pesticidu, který působí na škůdce. Při testech toxicity je také důležitá volba vhodné dávky a koncentrace zkoumané látky. Nesprávný

výběr totiž může vést k zavádějícím výsledkům. V případě insekticidů by měly být tyto látky selektivně toxické pro hmyz, který poškozuje plodiny, a relativně bezpečné pro užitečný hmyz (Casida 2008).

Pesticidy mají za úkol narušit primární cíl v organismu škůdce tak, aby již nebyl škodlivý. Použitá látka se váže na cíl nebo s ním interaguje, čímž iniciuje sérii událostí, které jsou pro škůdce škodlivé nebo smrtelné, čímž jej učiní v podstatě neškodným (Casida 2008). Toxicita pesticidů způsobuje akutní, subakutní nebo chronickou otravu. U akutní toxicity je střední smrtelná dávka LD50, projevuje se nemocemi oběhové soustavy, dýchací soustavy a dalších. Subchronická a chronická toxicita způsobuje například vliv na plodnost, vrozené vady, mutagenní účinky či rakovinotvornost (Nikonorow et al. 1983).

Jen velmi malá část dávky pesticidu se ale dostane k primárnímu cíli v organismu. Většina je přeměrována na sekundární cíle nebo metabolicky degradována a má na organismus další účinky. Tyto sekundární cíle hrají významnou roli při hodnocení bezpečnosti a účinků na necílové organismy (Casida 2008).

Charakter a intenzitu toxického účinku ovlivňují různé činitele, například chemické složení, podmínky a čas expozice, vzájemné působení jiných sloučenin a druh těchto sloučenin, výživa, kondice, pohlaví a věk zkoumaných pokusných subjektů (Nikonorow et al. 1983)

Například organochlorové sloučeniny jako je DDT, mají sice nízkou akutní toxicitu, ale vykazují značnou schopnost kumulovat se v organismu a způsobovat poškození z dlouhodobého hlediska. DDT je sice dnes ve většině světa zakázán, ale jeho residua se stále nacházejí v prostředí. Na druhou stranu organofosfáty mají trvanlivost kratší, jejich akutní toxicita je ale vyšší (Lawler 2017).

Většina insekticidů způsobuje rychlé narušení neurotransmise, které mění chování hmyzu nebo jeho schopnost přežít. Obvykle je nutný rychlý zásah, protože hmyz způsobuje ekonomicky významné škody už během několika hodin nebo dnů. Současné insekticidy působí především na čtyři typy nervových cílů, tj. acetylcholinesterázu, napětím řízený chloridový kanál, acetylcholinový receptor a receptor kyseliny γ -aminomáselné, což jsou systémy, které jsou přítomny u živočichů, ale ne u rostlin (Casida 2008).

Hlavním limitujícím faktorem dalšího používání téměř všech pesticidů je selekce kmenů rezistentních nejen vůči jednotlivým sloučeninám, ale také zkříženě rezistentních vůči jiným pesticidům působícím na stejný cíl (Casida 2008) (viz výše).

3.1.3.1 Negativní účinky pesticidů na životní prostředí

Jedním ze zásadních negativních účinků pesticidů na životní prostředí je kontaminace. Jedná se jak o kontaminaci vodních zdrojů, tak i okolní přírody. Pesticidy totiž mají často vliv i na necílové organismy – živočichy a rostliny, ale i půdní nebo vodní mikroorganismy (Adetunji et al. 2018). Dochází také k výskytu residuů v životním prostředí a potravních řetězcích.

Dalším problémem je budování odolnosti vůči pesticidům u některých škůdců. Nejedná se však pouze o rezistenci na danou látku. Některé organismy si dokonce vybudovali křížovou rezistenci – odolnost hned vůči několika látkám, které mají podobný mechanismus účinku (viz výše). To může později vést k rozvoji odolnějších populací škůdců nebo cílových organismů (Abubakar et al. 2020).

Za negativní dopad pesticidů by se dala pokládat i skutečnost, že zemědělci se začali na tyto látky příliš spoléhat a na úkor jiných alternativ, jako jsou ekologické zemědělské postupy a biopesticidy (Zadoks & Waibel 2000).

Pesticidy mohou mít různé nepříznivé účinky i na lidské zdraví. Patří sem akutní otravy, chronické otravy, neurobehaviorální účinky, účinky na vývoj a reprodukci, karcinogenní účinky nebo imunologické účinky. Zemědělci v rozvojových zemích často posílají produkty na trh příliš brzy, ještě s residuí pesticidů a většina spotřebitelů tyto zemědělské produkty před konzumací neumyje, což vede k hromadění residuí pesticidů v těle (Kola & Lawal 1999). U neonikotinoidů, vzhledem k jejich relativně nízké toxicitě pro obratlovce, včetně člověka, by ovšem toto nebezpečí hrozit nemělo.

Neustálé používání pesticidů vede k velkému ochuzení půdy, protože ovlivňuje zadržování vody, strukturu půdy, fyzikálně-chemické vlastnosti i pórovitost, což obvykle vede k menšímu propouštění vody a většímu odtoku (Abubakar et al. 2020).

3.1.3.2 Pesticidy v prostředí

Každý rok se po celém světě použije zhruba 3 miliardy kilogramů pesticidů (Hayes et al. 2017), ale pouze asi 1 % je efektivně využito ke kontrole škůdců (Bernandes et al. 2015). Velké množství zbývajících pesticidů působí na necílové organismy nebo se k nim dostává. V důsledku toho dochází ke kontaminaci prostředí a tyto pesticidy mají negativní dopad na životní prostředí a život organismů v něm, včetně člověka (Hernández et al. 2013). U neonikotinoidů se míra vstřebání plodinou pohybuje od 1,6 % do 28 %, v závislosti na vlastnostech plodiny a způsobu aplikace. Zbytek se dostává do okolního prostředí (Anderson et al. 2015).

Po aplikaci mohou pesticidy projít různými procesy jako je přesun, nebo degradace (Singh 2012). Při prvním procesu se pesticidy dostávají k necílovým organismům skrz adsorpci, odpařování nebo splach (Robinson et al. 1999). Druhý zmíněný proces má za důsledek vznik nových chemikálií (Marie et al. 2017). V důsledku těchto procesů jsou ovlivňovány i další organismy v okolí.

Pouze malé množství pesticidů, které jsou aplikovány na rostlinu, je opravdu využito k její ochraně. Větší část těchto látek se dostává do okolní půdy, což má za následek její znečištění (Qin et al. 2014). Dochází k vazbě pesticidů na částice půdy, což je způsobeno přitažlivostí mezi chemickými látkami a částicemi půdy (Qin et al. 2014). Míru vstřebávání pesticidů do půdy určuje její vlhkost, ale i složení nebo typ (Yuan et al. 2014). Obecně sušší půdy absorbují více pesticidů než vlhké, protože molekuly vody konkurují insekticidům v boji o vazebná místa ve vlhkých půdách. Dalšími faktory mohou být pH půdy nebo způsob hospodaření s ní (Si et al. 2006).

Do půdy se dostávají i neonikotinoidy. Podle studie Goulson (2013) se do okolní půdy vstřebá až 90 % z použité látky.

Protože některé pesticidy zůstávají v půdě po delší čas, mohou se následně dostávat do rostlin při jejich růstu (Si et al. 2006). Tyto pesticidy pak mohou rostliny poškozovat nebo se v nich mohou vyskytovat jako residua (Duan et al. 2008). Perzistenci pesticidů je možné rozdělit do pěti kategorií – první je vysoce perzistentní kategorie pesticidů, které je možné v půdě detekovat i po 18 měsících, a patří mezi ně chlórované uhlovodíky jako například DDT.

S dalšími kategoriemi perzistence postupně klesá až po poslední kategorii, která je označována jako neperzistentní. Pesticidy v této kategorii je možné zjistit do pouhých 3 měsíců a jsou to organické sloučeniny fosforu nebo karbamáty (Nikonorow et al. 1983).

Jednotlivé neonikotinoidní látky mají v tomto ohledu různé vlastnosti. Například imidakloprid se z půdy lépe absorbuje a je více pohyblivý v rostlinách než acetamiprid (Horowitz et al. 1998). Klothianidin, dinotefuran a thiamethoxam mají podobné vlastnosti jako imidakloprid a všechny čtyři mají zřejmě dlouhý poločas rozpadu v půdě (EPA 2020). Hnojiva mohou rozklad neonikotinoidů v půdě ještě zpomalit – imidakloprid se snadno adsorbuje na organické látky, jako je kravský hnůj, a v půdě s organickým hnojivem se takto udrží i třikrát déle (Rouchaud et al. 1996).

U nejčastěji používaných přípravků se uváděný poločas rozpadu v půdě obvykle pohybuje od 200 do více než 1000 dnů (EPA 2020). Při opakovaném použití v průběhu několika po sobě jdoucích let tak pravděpodobně může docházet ke kumulaci látek v půdě, data v tomto směru ale nejsou dostatečná.

Nebezpečným přesunem pesticidů z cílových rostlin do okolí je také jejich prosakování do podzemních vod, jež tyto pesticidy mohou znečišťovat (Fontana et al. 2010). I při prosakování hrají roli přírodní podmínky daného prostředí a také vlastnosti pesticidů (Singh 2012). Jedním z hlavních faktorů je rozpustnost použitých látek. Pesticidy rozpustné ve vodě se totiž mohou pohybovat s vodou v půdě (Singh 2012). Dalším podstatným faktorem je i propustnost půdy v prostředí, kde byly pesticidy aplikovány (Fontana et al. 2010). Čím větší je propustnost, tím vyšší je i pravděpodobnost prosakování pesticidů. I další vlastnosti půdy, jako je struktura nebo obsah organických látek, určují míru prosakování (Geng et al. 2017). Záleží i na tom, jak dlouho se látky udrží v prostředí – čím kratší dobu, tím i nižší pravděpodobnost, že dojde k prosakování (Geng et al. 2017). Svoji roli hrají i meteorologické podmínky – průměrná roční teplota nebo průměrné srážky (Singh 2012).

I u neonikotinoidů probíhá tento přenos. Než se totiž neonikotinoidy navážou na půdu, snadno se dostanou do podzemních vod, zejména pokud v době aplikace vydatně prší nebo v místech s nízkým obsahem organických látek v půdě (Thuyet et al. 2012).

Pesticidy se ale také mohou přenášet vzduchem. Kapičky pesticidů mohou být takto unášeny při postřiku a dostávat se tak do okolí (Ou et al. 2020). Při ošetření semen, jako je tomu například u neonikotinoidů, také může při sadbě docházet k uvolňování částic obalů semen, které pak mohou být přenášeny vzduchem ve formě prachu, který se může usazovat na okolních rostlinách. Touto cestou může docházet nejen ke kontaminaci prostředí, ale i našich potravin (Singh 2012). Zdrojem tohoto znečištění mohou být také podniky, které pesticidy vyrábí, přeprava pesticidů nebo jejich uskladnění (Nikonorow et al. 1983).

S tím může souviset i volatilizace neboli přeměna pevné nebo kapalné látky na plynnou. V případě, že k tomuto procesu dojde u pesticidů, mohou být následně unášeny vzduchem do okolního prostředí (Singh 2012). Proces volatilizace u pesticidů je ovlivněn teplotou, vlhkostí (Zhu et al. 2017) a také půdními podmínkami – strukturou, obsahem organických látek a vlhkostí (Alamdar et al. 2014).

Neonikotinoidy jsou ale obecně považovány za látky s nízkou těkavostí, a tak je u nich míra volatilizace minimální. Jsou navrženy tak, aby byly relativně stabilní a účinné při aplikaci na plodiny, bez vypařování do ovzduší (Morrissey et al. 2015).

Nakonec k přesunu pesticidů z cílové oblasti do okolí přispívá splach (Das et al. 2020). Pesticidy se tímto způsobem mohou přesouvat jak v podobě rozpuštěných látek ve vodě, tak i navázané na půdní částice erodující půdy. To úzce souvisí s některými faktory, včetně sklonu terénu, strukturou a vlhkostí půdy, množstvím dešťových srážek, nebo způsobem zavlažování (Conell 2005). Splachy vedou ke kontaminaci potoků, řek nebo studní, a mohou negativně ovlivňovat zdraví rostlin, živočichů nebo lidí (Aktar et al. 2008).

Nedávné studie povrchových vod zaznamenaly výskyt několika neonikotinoidů, konkrétně imidaklopridu, klotianidinu a thiamethoxamu, v různých četnostech a koncentracích po celém světě (Simon-Delso et al. 2015).

Poté, co jsou pesticidy aplikovány na cílový organismus, dochází k jejich postupnému rozkladu ať už vlivem mikrobů, chemických reakcí nebo světla. Degradace vlivem mikrobů je zprostředkována přes houby nebo bakterie (Qian et al. 2017). Tyto organismy transformují toxické látky na méně toxické/netoxické formy pomocí složitého mechanismu degračních enzymů, které mají k dispozici. Někdy může docházet i k velmi efektivnímu rozkladu neonikotinoidů. Například ve studii Gao et al. (2021) izolovali bakterie *Paracoccus* sp. a *Achromobacter* sp. rozkládající imidakloprid a díky synergickým interakcím dosáhli rychlého odstranění neonikotinoidu (téměř 100 %) během 15 dnů. I další mikroby, jako *Sphingobacterium* sp. nebo *Agrobacterium* sp., mohou být v tomto ohledu velmi účinné (Gautam & Dubey 2022). Rychlost mikrobiálního rozkladu určují i podmínky v prostředí, jako je teplota, vlhkost půdy nebo její pH (Qian et al. 2017). Tyto znalosti by bylo do budoucna možné využít při odstraňování pesticidů z kontaminovaného prostředí.

Chemická degradace pesticidů se odvíjí především od chemických reakcí v půdě. K tomu přispívá i radiace pocházející ze slunečního záření (Quan et al. 2015). I chemická reakce se odvíjí od vlastností prostředí jako je vlhkost, pH nebo teplota, důležitou roli zde navíc hraje vazba pesticidů na půdu (Singh 2012).

Nakonec k degradaci pesticidů přispívá i sluneční záření neboli foto-degradace (Wei et al. 2018). Této degradaci podléhají do určité míry všechny druhy pesticidů a rychlost se pak odvíjí od intensity záření, času vystavení a vlastností daného pesticidu (Singh 2012). Například ve středních a vysokých zeměpisných šířkách je poločas rozpadu neonikotinoidů delší než v tropických oblastech kvůli kratší fotoperiodě, nižší intenzitě světla a nižší teplotě (Bonmatin et al. 2015).

I v případě neonikotinoidů se jejich osud po aplikaci řídí jak metabolickými, tak fotochemickými reakcemi. Tyto procesy mohou v závislosti na zapojených mechanismech vytvářet stejné nebo odlišné produkty (Tomizawa & Casida 2005). Vzniklé metabolity těchto látek si mohou zachovat svoji toxicitu. Například některé metabolity imidaklopridu si zachovávají insekticidní aktivitu nebo účinnost na nAChR hmyzu (Nauen et al. 2001).

3.1.3.3 Účinky na necílové organismy

S rostoucí světovou populací, a s tím související poptávkou po potravinách, se zvyšuje i význam pesticidů a jejich používání (Gupta et al. 2019). Pesticidy ovšem nepůsobí vždy pouze na cílové organismy a při migraci do okolního prostředí ovlivňují i další, necílové organismy (Wiles and Jepson 1994).

Vliv pesticidů na živočichy nezávisí jen na fyzikálně-chemických a toxikologických vlastnostech těchto látek, ale i na odolnosti živočichů vůči metabolizaci, vylučování nebo hromadění těchto sloučenin v organismu (Nikonorow et al. 1983).

Biotransformace neboli přeměny, kterým mohou v organismu pesticidy podléhat, zahrnuje mnoho chemických reakcí. Avšak pesticidů, jejichž metabolismus zcela známe, není mnoho. Chemické reakce přeměn pesticidů v organismech živočichů probíhá tak, že látky metabolizují, ostatně jako většina chemických látek, ve dvou etapách. První etapou je oxidační a redukční reakce a hydrolýza. Druhá etapa je syntéza nebo slučovací reakce (Nikonorow et al. 1983).

Z komerčních neonikotinoidů jsou pro ptáky nejtoxičtější acetamiprid, imidaklopid a thiaklopid. Poslední zmíněná látka je nejtoxičtější i pro ryby. Některé neonikotinoidy jsou škodlivé pro včely medonosné, a to buď přímým kontaktem, nebo požitím, ale potenciální problémy lze minimalizovat nebo se jim vyhnout ošetřením osiva a nepostřikováním kvetoucích plodin (Tomlin 2003).

Ve studii Goulson (2013) byla také zkoumána myšlenka, zda mohou být neonikotinoidy nebezpečné pro granivorní (semenožravé) obratlovce. U neonikotinoidů se totiž často ošetřují semena a látky se následně díky jejich systémovým schopnostem dostanou do celé rostliny. Autor se dobral k zajímavým výpočtům, z nichž za zmínku určitě stojí, že při typických výsevních dávkách přibližně 50 000 semen na hektar u kukuřice a 800 000 semen na hektar u řepky olejné lze očekávat, že na povrchu půdy bude k dispozici dostatečné množství osiva, aby se na každém osetém hektaru nacházela dávka neonikotinoidů LD₅₀ pro 100 koroptví nebo 167 myší. Zde se jedná pouze o teoretické výpočty, ale ve studii Lopez-Antia et al. (2013) byly krmeny koroptve semeny ošetřenými imidaklopidem po 10 dní a bylo docíleno 58 % úmrtnosti. Přeživší koroptve vykazovaly různé subletální příznaky. Ve studii se navíc ukázalo, že koroptve, pokud dostaly na výběr ošetřená a neošetřená semena, mezi nimi nerozlišovaly. V této oblasti je ale potřeba provést další výzkumy. Podobně je tomu i v případě hmyzožravců, kteří se mohou živit hmyzem kontaminovaným neonikotinoidy a také subletálních účinků u obou zmíněných skupin, které mohou snižovat šance na přežití daného organismu. (Goulson 2013).

Negativní účinky neonikotinoidů se ale neomezují pouze na suchozemské živočichy. Část neonikotinoidů se dostává i do vodního prostředí, a i tam dochází k negativním vlivům na necílové organismy. To bylo zkoumáno i ve studii Sumon et al. 2018, ve které byli neonikotinoidům (konkrétně imidaklopidu) vystaveni někteří vodní bezobratlí ze skupiny hmyzu, měkkýšů a kroužkovců. Bylo zjištěno, že imidaklopid má výrazně negativní účinky na rody *Tubifex* (nitěnkovítí) a *Chironomus* (pakomárovítí).

Na základě výzkumů bylo prokázáno, že některé neonikotinoidy, např. klothianidin, jsou až 10tisíckrát toxičtější než DDT (Pisa et al. 2014), a tím došla v květnu roku 2013 Evropská unie k omezení využívání některých těchto látek (Čermáková & Parkanová 2015). I přesto je dosud mnoho hmyzích druhů regulováno neonikotinoidními látkami. Jejich dlouhodobé využívání ale způsobilo, že jsou někteří škůdci (např. brouci, molice, mšice) vůči těmto látkám rezistentní (Bass & Field 2018).

Účinky neonikotinoidů na okolní prostředí a necílové organismy se zabývá i Agentura pro ochranu životního prostředí USA (EPA). Její výzkum je cílen především na 6 neonikotinoidních látek – acetamiprid, klothianidin, dinotefuran, imidaklopid, thiaklopid a

thiamethoxam. Po dokončení posouzení rizik neonikotinoidních látek bude tato agentura podle potřeby usilovat o zmírnění rizika (EPA 2020). V roce 2022 dokončila EPA biologická hodnocení pro klothianidin, imidakloprid, and thiamethoxam. Nyní se předpokládá zveřejnění návrhů, které budou obsahovat ekologická zmírňující opatření ke snížení expozice neonikotinoidům u necílových organismů (EPA 2023).

V rámci bezobratlých živočichů jsou pesticidy velmi úspěšné při hubení škůdců, ale i zde zároveň ohrožují také necílové organismy. Ty přitom v agroekosystémech často poskytují velmi významné ekosystémové služby. Bezobratlí podporují opylování rostlin, rozklad rostlinných zbytků nebo omezení počtu škůdců (Pisa et al. 2015).

Výzkumy se v této oblasti často zaměřují na opylovače, především pak včely, ale pesticidy ovlivňují i populace přirozených predátorů hmyzích škůdců (Cole et al. 2010). Používání těchto látek má nepříznivý vliv na jejich hustotu a rozmanitost v agroekosystémech, protože je přímo zabíjí nebo snižuje množství jejich kořisti a vede k jejich vyhladovění (Pekár 2012). V důsledku toho nemohou přirození predátoři plnit svůj potenciál, spočívající v regulaci počtu škůdců. Nejhorší je situace v některých rozvojových zemích, kde jsou stále k dostání jinde zakázané nebo omezované pesticidy, a stále se využívají v tamním zemědělství (Ekstrom & Ekblom 2011).

Předpokládá se, že neonikotinoidy mohou mít i mírně repelentní účinek. Přitom Pekár a Haddad (2005) uvádějí, že selektivní pesticid by v ideálním případě neměl mít na užitečné členovce podobné účinky. Prospěšní predátoři by neměli být odpuzováni a jejich chování, jako je míra predační aktivity, by nemělo být negativně ovlivněno, aby byla zachována jejich schopnost biologické regulace škůdců. Na druhou stranu Kessler et al. (2015) ve své studii uvádějí, že významní opylovači vykazují naopak preferenci potravy ošetřené neonikotinoidními insekticidy, pokud jsou aplikovány v koncentracích od 1 nM do 100 nM v roztoku sacharózy.

Nicméně experimentální zjištění jiných výzkumných týmů a/nebo s využitím různých modelových organismů uvádějí rozporuplné výsledky. Tuto oblast je ještě třeba prozkoumat a stejně tak je třeba zjistit, zda repelentní nebo naopak přitažlivé vlastnosti těchto pesticidů platí stejně pro pavouky, blanokřídlé, brouky atd., nebo zda existují reakce specifické pro jednotlivé taxony (Easton & Goulson 2013).

V případě neonikotinoidů byly rovněž zaznamenány repelentní účinky u několika druhů hmyzu a dalších bezobratlých (např. Nauen et al. 1998), existují ovšem i studie, které tento účinek neprokázaly (např. van Herk et al. 2015).

3.1.3.4 Účinky pesticidů na pavouky

Jedněmi z nejhojnějších a nejrozmanitějších přirozených regulátorů škůdců jsou pavouci. (Suenaga & Hamamura 2015). V tomto ohledu jsou také nesmírně efektivní (Beleznaï et al. 2017). Populace škůdců snižují především jejich lovem a konzumací (Lefebvre et al. 2017). Navíc se stává, že pavouci uloví více kořisti, než nakonec zkonzumují. Kromě toho také škůdce vytlačují, což zvyšuje jejich úmrtnost v důsledku vystavení suboptimálním podmínkám prostředí a dalším predátorům (Sunderland 1999).

Zde ale dochází ke konfliktu s moderními zemědělskými přístupy. Zemědělská pole, která jsou často postříkována pesticidy, totiž mají často nižší populace pavouků (Amalin et al. 2001).

Pavouci patří mezi modelové organismy, které byly testovány za účelem posouzení dopadu pesticidů na necílové členovce (Pekár 2012). V různých studiích bylo zjištěno, že tyto látky mají na pavouky vliv jak akutní, tak i chronický. V případě akutní otravy může kontakt nebo požití těchto látek způsobit smrt jedince (Elzen & Pfannenstiel 2009). Studie Mansour a Nentwig (1988) uvádí, že pesticidy, které jsou pro pavouky nejtoxičtější, jsou akaricidy (látky na hubení roztočů, např. cyhexatin, flubenzimin, dikofol a azocyklotin), a insekticidy na bázi chlorovaných uhlovodíků (včetně endosulfanu), následované pyrethroidními, organofosfátovými a karbamátovými insekticidy. Mezi chronické účinky pesticidů pak patří nejen postupná otrava, ale také neletální účinky – změny v chování či fyziologii (El Hassani et al. 2008). Mezi ovlivněné oblasti patří úroveň aktivity (Wrinn et al. 2012), námluvy (Griesinger et al. 2011), nebo reprodukce (Desneux et al. 2007). Míra těchto účinků se pak liší v závislosti na použitém pesticidu. Organofosfáty a karbamáty v tělech pavouků inhibují cholinestrázy, což jsou enzymy v centrálním nervovém systému rozkládající neurotransmitter acetylcholin (Van Erp et al. 2002). Podobné účinky mohou mít i pyrethroidy. Ve studii Peng et al. (2010) bylo dokonce pozorováno, že snížená aktivita cholinestráz byla pozorována i u potomstva. Inhibice těchto enzymů vede k hyperaktivitě a narušení dalších fyziologických pochodů. To vede primárně k ovlivnění chování, ale nakonec může dojít i k usmrcení jedince, který látku pozře.

Pavouci jsou dokonce na některé pesticidy citlivější než samotní škůdci. Jedná se například o syntetické pyrethroidy, cypermethrin a deltamethrin, organofosfáty, dimethoát a malathion, a karbamát, karbaryl (Maloney et al. 2003). Do značné míry ale záleží na konkrétním druhu pavouka. Někteří pavouci vykazují toleranci, možná dokonce rezistenci vůči některým pesticidům. Například druhy *Pardosa pseudoannulata* (Bösenberg & Strand) (Lycosidae), *Tetragnatha maxillosa* Thorell (Tetragnathidae), *Ummeliata insecticeps* (Bösenberg & Strand) a *Gnathonarium exsiccatum* (Wider) (Linyphiidae) jsou podle studie Tanaka et al. (2000) velmi tolerantní k organofosfátu diazinonu a karbamátu karbarylu.

Citlivost acetylcholinových receptorů konkrétně na neonicotinoidy je ale u pavouků nižší než u hmyzu (Řezáč et al. 2019). Pavouci totiž mají jinou strukturu acetylcholinových receptorů, takže je neonicotinoidy ovlivňuje méně, ale byly zaznamenány četné subletální účinky a zvýšená letalita (Korenko et al. 2020). Díky tomu jsou pavouci neonicotinoidy ovlivňováni méně než například včely. (Song et al. 2009).

O tom, do jaké míry budou pavouci použitou látkou ovlivněni, rozhoduje tedy několik faktorů. Patří mezi ně koncentrace dané látky, doba a míra vystavení pavouků této látce, složení látky nebo faktory prostředí. Účinky se také liší u jednotlivých druhů pavouků či jejich vývojových stadií (Pekár 2012).

Svoji roli hraje i morfologie nebo pohlaví. Například větší velikost těla vyvolá vyšší mortalitu, protože velké tělo shromáždí více kapiček aplikované látky. Při testování také byla úmrtnost u samců v řadě druhů vyšší než u samic a juvenilní byli v průměru odolnější než dospělci. Například ve studii Nazli a Butt (2020) testy akutní i residuální toxicity ukázaly, že samci pavouků byli zranitelnější než samice. To může být způsobeno nižším poměrem hmotnosti k ploše povrchu těla samců pavouků než samic (Dinter & Poehling 1995). K podobným výsledkům se dobraly i další studie, např. VanErp et al. (2002). Na druhou stranu

Pekár (1999) uvedl, že aplikace permethrinu způsobuje úmrtnost přímo závislou na velikosti těla pavouků.

Také nutriční stav pravděpodobně ovlivňuje schopnost pavouka zvládnout mnoho stresových faktorů. Hladoví mladiství jedinci slíd'áků lužních (*Pardosa prativaga*) (L Koch) vykazovali vyšší míru úmrtnosti po aplikaci dimethoátu než nakrmení (Pekár 2012). V praxi se jedná o poměrně zásadní zjištění, protože pavouci mohou být pravděpodobně v přírodních podmínkách vyhladovělí a úmrtnost může být vyšší než při pozorování nasycených pavouků v podmínkách laboratorních (Wise 1995).

I to, zda pavouk vytváří pavučinové sítě a jaká je konstrukce těchto sítí, má svůj vliv. Studie Pekár (1999) na náchylnost k pesticidům zkoumala denní lovce, noční lovce a pavouky tvořící sítě k lovu kořisti. Nejúčinnější ochranu proti pesticidům měli pavouci tvořící sítě. U zkoumaných druhů jsou rozpoznány tři typy sítí. Výsledky ukázaly, že síť u druhu *Araniella cucurbitina* (Clerck) nechrání pavouka před postřikem, protože vlákna jsou velmi řídká a dvoudimenzionální. Několik vláken může zachytit pouze omezené množství pesticidů. Tento druh se však často skrývá pod listí a je tak chráněn před přímým kontaktem s chemikálií. Na druhé straně toxicita u tohoto druhu může být zvýšena kvůli recyklování sítí, jenž je typické pro rod *Araniella* (Pekár 1999). Síť pavouků rodu *Dictyna* je hustší a není tak roztažená jako síť pavouka rodu *Theridion*, a nabízí tak lepší úkryt před postřikem. Tento druh se navíc nevyskytuje na síti tak často, a je tedy ještě méně exponován postřiku. Tato skutečnost byla pozorována zvláště po aplikaci permethrinu. Úmrtnost pavouků z rodu *Dictyna* u tohoto testu klesla o cca 40 % ve srovnání s pavouky skrytými v husté síti. Je tedy možné konstatovat, že síť pavouků rodů *Theridion* a *Dictyna* poskytují těmto pavoukům účinnější ochranu. Tyto druhy pavouků tedy mohou nejen přežít, ale dokonce byly schopny zvýšit svoji početnost v agrobiocenózách při silném insekticidním tlaku (Pekár 1999).

Citlivost na konkrétní insekticid se liší i u jednotlivých druhů pavouků. Například pavouk *Pardosa amentata* (Clerck) potřebuje 3-4 dny, aby se zotavil z působení pesticidu s názvem cypermethrin (Baatrup & Bayley, 1993), zatímco pavouk *Oedothorax apicatus* (Blackwall) se zotaví během jediného dne po působení stejné látky (Evert et al. 1991).

Důležitým faktorem je i cesta absorpce pesticidů. Mullié a Everts (1991) zjistili, že tou nejnejpříznivější cestou absorpce je kontakt s residuí, kdy bylo absorbováno až 56 % použitého pesticidu. V následujícím lokálním a orálním příjmu bylo absorbováno pouze 2-3 % pesticidu, přičemž perorální příjem měl nejméně škodlivý účinek. V terénu se může kontakt s chemickými látkami značně lišit mezi jednotlivci. V tom nejhorším případě by mohl být jednotlivec vystaven kapičkám postřiku, residuím na povrchu a kontaminované kořisti zároveň (Pekár 2012).

Při zkoumání míry expozice je důležité brát ohledy i na podmínky prostředí. Ty totiž mohou mít v tomto ohledu zásadní vliv. K nižší úrovni expozice může přispět hustota vegetace jako předpoklad útočiště k vyhnutí se zásahu. Naopak v řídké vegetaci nacházejí pavouci menší počet připojovacích míst k tvorbě pavučinových sítí, čímž se redukuje jejich počet, a mají také omezené prostory pro úkryt před nepřáteli a přehřátím. To se ukázalo například ve studii Bell et al. (2002), ve které bylo zjištěno, že změny a úbytky jedinců ve společenství pavouků přímo nesouvisely se zvýšením aplikačních dávek herbicidu (v tomto případě glyfosátu), ale úbytkem rostlinného pokryvu a diverzity rostlinného společenstva, díky čemuž dochází ke snížení kvality stanoviště a k poklesu početnosti pavouků. Míra mortality se také vztahuje na roční období a citlivost pavouků se mění i v závislosti na jejich věku (Hof et al. 1995).

Studie, zkoumající vliv pesticidů na pavouky, se v minulosti většinou zaměřovaly na letální účinky pesticidů. Přípravky, které způsobovaly nízkou mortalitu, byly poté považovány za neškodné a vhodné pro použití (Desneux et al. 2007). Bylo zjištěno, že obecně nejvyšší mortalitu způsobují insekticidy a akaricidy, nejnižší pak fungicidy a herbicidy (Theiling & Croft 1988).

Tyto studie ale nezkoumaly neletální účinky pesticidů, které ovlivňují aspekty chování pavouků, jako je hledání potravy, obrana, páření nebo migrace, což může vážně narušit schopnost pavouků bojovat proti škůdcům (Ndakidemi et al. 2016). Například ve studii Cocquemont et al. (1991) některé insekticidy, jako deltamethim, dimethoát a fosalon, nezpůsobily výraznou mortalitu pavouků, ale výrazně narušily jejich potravní aktivitu po různé dlouhou dobu v závislosti na insekticidu a druhu pavouka. Podobně i herbicidy a fungicidy, přestože většinou vykazují pouze zanedbatelné přímé letální účinky, ty nepřímé, subletální, mohou být velice podstatné (Pekár 2011). Nejnovější výzkum se proto více zaměřuje na mechanismy, které stojí za intoxikací přeživších jedinců, a zejména na tzv. subletální účinky (Pekár 2012). Jak se ukazuje, tyto subletální účinky mohou být velmi zásadní, protože prokazatelně způsobují vývoj morfologických, fyziologických, imunologických a biochemických změn (Achiorno et al. 2008).

Zda bude mít látka na pavouky vliv letální či nikoliv, záleží také na množství použitého přípravku. Při vysokých dávkách má kontakt s přípravkem letální účinky. Tomuto jevu se říká přímý účinek. Je-li ale použito množství nižší než LC50 (tj. střední letální koncentrace) nebo LD50 (tj. střední letální dávka), tedy dávka/koncentrace, při níž 50 % jedinců přežije, můžeme pozorovat na přeživších jedincích účinky subletální. Subletální dávka a koncentrace je tedy definována jako nevyvolávající výraznou úmrtnost v experimentální skupině (Desneux et al. 2007). Může mít ale negativní účinky fyziologické a behaviorální (Hanna 2012).

Ještě nižší dávky mohou mít dokonce stimulační účinek na chování a fyziologické funkce organismu. Takové účinky se nazývají hormeze. Na toto téma bylo ale zatím provedeno jen málo studií, protože většinou jsou spíše zaměřeny na vysoké dávky pesticidů a jejich negativní dopady. Přesto například ve studii Deng et al. (2007), bylo zjištěno, že nízká dávka organofosfátů stimulovala predaci u pavouků *Hylyphantes graminicola* (Sundevall). Ti po aplikaci pesticidů ulovili více kořisti, ale nekonzumovali ji. Pravděpodobně se tak stalo v důsledku zlepšení efektivity vyhledávání kořisti. Je ale třeba provést více studií, zabývajících se těmito účinky. Nakonec velmi nízké dávky pesticidních látek mají účinek zanedbatelný nebo žádný (Pekár 2012).

Vzhledem k dnes tak rozsáhlému používání pesticidů je nepravděpodobné, že by řada jedinců v agroekosystémech byla schopna uniknout alespoň nějaké expozici těchto látek. Pokud by jedinci nebyli postříkem postíženi přímo během aplikace, je pravděpodobné, že nakonec přijdou do styku s již nastříkanými povrchy (residui) (Evans et al. 2010).

Různé látky mají na organismy různý vliv. Například neurotoxické přípravky, jako jsou pyretroidy typu I, mají rychlý hubicí účinek. Mezi příznaky pyretroidů typu II pak patří ataxie, křeče, nebo paralýza. Smrt je způsobena sekundárně narušením rovnováhy vody v těle. Organofosfáty mají tendenci hromadit se v buněčných membránách a měnit jejich propustnost. Bylo prokázáno, že kontakt s organofosfáty může také změnit dynamiku lipidů a způsobit snížení schopnosti vázat kyslík (Cunningham et al. 2002).

Předpokládá se, že četnost výskytu subletálních koncentrací u pavouků v terénu je vyšší než četnost výskytu smrtelných dávek (Pekár 2012). Má to několik důvodů. Prvním z nich jsou residua pesticidů. Mnoho přípravků pesticidů má dlouhou biologickou dostupnost. Například bylo zjištěno, že kvůli zvýšené stabilitě syntetických pyretroidů v prostředí mohou pavouci přicházet do styku se subletálními dávkami těchto pesticidů ještě několik dní po jejich aplikaci (Baatrup & Bayley 1993). K subletálním dávkám může dojít také při ředění pesticidu s vodou (například s rosou). Doba trvání biologické dostupnosti je ovlivněna několika faktory, jako například adsorpcí, desorpcí, degradací, vyplavováním nebo odpařováním účinné látky, a liší se také mezi substráty (Pekár 2011).

Residuální příjem je pro pavouky na poli mnohem častější než přímý kontakt s postřikem, nebo prostřednictvím kontaminované kořisti. Residuální účinky se liší mezi přípravky a v některých případech i mezi pavouky, jak bylo pozorováno například ve studii Pekár a Beneš (2008). Dalším důvodem častějšího výskytu subletálních koncentrací u pavouků jsou také různé přesuny pesticidů do prostředí, jako je kontaminace vody nebo unášení kapek pesticidů při postřiku větrem (Pekár 2012).

Ve studii Korenko et al. (2020) bylo zjištěno, že účinky neonikotinoidů na chování pavouků řízené feromony a jejich komunikaci nejsou závislé na intenzivní nebo dlouhodobé expozici neonikotinoidům, jak by tomu bylo při jejich perorální aplikaci nebo dorzální aplikaci. Místo toho stačila k vyvolání pozorovaných účinků na chování samců hodinová tarzální expozice residuům neonikotinoidů nebo dokonce přechodná expozice neonikotinoidům, které byly přítomny v tunelu, ve kterém se nacházela samičí vlákna. Okamžitý projev účinků při přechodné expozici neonikotinoidům (několik sekund) naznačuje, že mechanismus účinku zahrnuje buď přímou modulaci feromonové odpovědi, nebo nepřímé účinky zprostředkované toxickými účinky na čichové nebo centrální neurony. K reakci na neonikotinoidy dochází během milisekund (Moffat et al. 2016), během prvních několika sekund po expozici však neonikotinoidy zasáhnou jen několik typů buněk (Moffat et al. 2015).

I zde se budou jednotlivé subletální efekty odlišovat na základě použité látky (Pekár 2013). Činnosti, jako je pohyb, lov kořisti, rozmnožování, vývoj nebo obrana jsou vysoce sofistikované a řídí se složitými nervovými interakcemi. Bývají proto narušeny zejména neurotoxickými přípravky (Desneux et al. 2007).

Tyto subletální účinky mají na život pavouků značný dopad. Paralýzy mohou zapříčinit ochromení jejich pohybu, což může být pro tyto živočichy nebezpečné – nemohou si aktivně vyhledat a ulovit potravu, případně se mohou pavouci stát sami snadnou kořistí pro okolní predátory (např. pro jiné pavouky) (Desneux et al. 2007). Podobně je tomu i při vytváření vláken. Tato schopnost je totiž jedním z klíčových aspektů jejich života (Mortimer et al. 2019). Je-li pavoukům zabráněna nebo omezena schopnost vytvářet svá vlákna, nemohou si například stavět své sítě (sloužící např. k lovu), dále nemohou svá vlákna využívat při tvorbě kokonů, k přemísťovacím aktivitám, tj. ke spouštění po vlákně nebo k pasivnímu šíření za pomoci větru.

Vliv pesticidů na smysly pavouků se může projevit i na rozmnožovacím chování, a to může mít vliv na budoucí generace (bez možnosti spářit se nemůže být potomstvo) a obecně na populaci pavouků. S rozmnožováním se váže i mnoho dalších subletálních efektů. Pesticidy mohou mít vliv na vyhledávání partnerů, námluvy či kladení vajíček, ale i na související fyziologické jevy, jako je spermatogeneze, pohyblivost spermií, oogeneze, ovulace nebo oplození vajíček (Haynes 1988).

Studie Baatrup a Bayley (1993) uvádí, že na rozdíl od letálních účinků, u některých subletálních může u pavouků dojít v průběhu několika dní k zotavení. Například při inhibici acetylcholinestrázy je možná regenerace skrz syntézu enzymu de novo. Tato regenerace trvá v závislosti na umístění zasažené acetylcholinestrázy cca 50-100 dní (Kubátová 2018).

Neonikotinoidy také odrazují pavouky od krmení, a proto negativně ovlivňují míru konzumace potravy a pravděpodobně i nutriční stav pavouků (Korenko et al. 2019).

V agroekosystémech jsou pavouci nejčastěji vystaveni pesticidům skrz přímý kontakt s kapkami nebo částčkami dané látky (Haughton et al. 2001), konzumaci kontaminované kořisti (Navarro-Silva et al. 2010) nebo skrz kontakt s residui látek (Amalin et al. 2000). Poslední zmíněný způsob vystavení je zatím ovšem nejméně prozkoumán a je třeba provést další pokusy (Pekar & Haddad 2005).

Další otázkou je mutagenní účinek pesticidů, ten je však nejasný, jelikož studií na toto téma je málo (Pekár 2012).

Subletální účinky pesticidů ovlivňují řadu vlastností a po určitou dobu mohou mít podobně nepříznivé účinky jako pesticidy s letálním účinkem, protože i menší drobné poruchy mohou způsobit, že přirozený nepřítel je pro biologickou kontrolu neúčinný (Hanna 2013). Přirození nepřátelé jsou totiž efektivní, pokud spotřebují značné množství škůdců. Efektivita se dosahuje vysokou hustotou populace těchto predátorů, nebo vysokou mírou predace jedince. Vysoká hustota souvisí právě s nízkou mírou emigrace, vysoce defenzivním chováním a reprodukčním úspěchem (Michalková & Pekár 2009). Pokud tedy subletální dávky iniciují například emigraci pavouků, pak tyto účinky jsou ekvivalentní letálnímu účinku, protože v obou případech dochází ke snížení počtu pavouků (Pekár 2012). Podobně i predační chování a proces detekování potravy u pavouků zahrnuje vysoce sofistikovanou nervovou činnost a může být působením subletálních dávek neurotoxických pesticidů narušen (Haynes 1988).

Účinky pesticidů se projeví i na pohyblivosti pavouků. Některé pesticidy mohou míru pohyblivosti snižovat, a dokonce způsobovat nekoordinované pohyby (Pekár & Beneš 2008). Jiné mohou pohyblivost zvyšovat, pravděpodobně kvůli tomu, aby pavouk co nejvíce snížil kontakt s látkami (Tietjen & Cady 2007).

Snížená pohybová aktivita může mít negativní vliv i na vyhledávání kořisti a četnost odchyty, zejména pak u aktivně lovicích pavouků (Pekár 2013). U pavouků, kteří se spíše spoléhají na lov pomocí sítí, se tento efekt bude odrážet v odlišné velikosti či vzhledu jejich sítí. Pokud má použitá pesticidní látka navíc odpuzující vlastnosti, sníží se i konzumace kořisti pavoukem (Desneux et al. 2007).

U několika druhů byla takto zaznamenána snížená frekvence ulovení kořisti trvajících i několik dní – například u druhu *Pardosa pseudoannulata* (Bösenberg & Strand) po aplikaci neonikotinoidů (Widiarta et al. 2001) nebo u pavouka *Neoscona pratensis* (Hentz) po aplikaci spinosynu (Benamú et al. 2007).

Pesticidy mohou mít na pavouky i tzv. nepřímé subletální účinky. Jedná se např. o redukci tělesných rozměrů v důsledku snížené početnosti kořisti v oblasti kvůli pesticidům (Wisniewksa & Prokopy 1997).

Moderní zemědělství se snaží omezit nežádoucí působení pesticidů na biodiverzitu. Hlavními principy tohoto úsilí je redukce použití pesticidů při kontrole škůdců, snaha o zasažení pouze škůdců (cílových organismů) a hledání jiných řešení, zejména využití biologické

kontroly škůdců. Ta je založena na použití tzv. přirozených nepřátel škůdců (predátorů, parazitů, patogenů). Jedná se ale o dlouhodobý proces a jeho zavedení vždy zabere několik let.

Pokud je přesto použití pesticidů nezbytné, snaží se současné zemědělství kontrolovat škůdce na základě znalostí jejich biologie a maximálně koordinovat celkový postup (určit rozsah škod, vybrat vhodný pesticid a použít ho ve vhodném období, sledovat výsledek atd.) (Boháč et al. 2007).

I dnes vychází posouzení rizik u nových pesticidů z konkrétních pokynů, které jsou zaměřeny hlavně na zkoušky akutní toxicity (Desneux et al. 2007). Moderní pesticidy už ale mají zvýšenou selektivitu (zaměřené na likvidaci úzké cílové skupiny škůdců či plevelných rostlin, a s minimálním dopadem na necílové organismy), takže by pokyny pro zkoušky toxicity měly být změněny a založeny na posouzení subletálních účinků (Pekár 2011). Výzkumy jsou navíc často zaměřeny jen na úzký okruh bezobratlých, případně se opakují na jednom druhu. Většina z nich zkoumá subletální účinky pesticidů na hospodářsky významný hmyz (Haynes 1988). V této souvislosti jsou velmi hojně studovaní opylovači, zejména včely. Jen malá část pozornosti je pak věnována pavoukům (Tietjen & Cady 2007). Z tohoto menšího množství výzkumů se navíc ekotoxikologie zaměřuje pouze na několik druhů (zejména z čeledi *Linyphiidae* a *Lycosidae*), kvůli své vysoké abundanci v agroekosystémech. Je pravděpodobné, že podobné účinky by se týkaly i jiných druhů. Ostatní méně studované čeledi pavouků, jako jsou *Theridiidae*, *Thomisidae* a *Tetragnathidae* mohou vykazovat odlišné reakce (Pekár 2011).

Účinky insekticidů na necílové organismy se obvykle posuzují izolovaně, ačkoli se často používají v kombinaci s jinými chemickými látkami. Například v kombinaci s insekticidy se stříkají různé fungicidy (Hopwood et al. 2012). Tyto látky pak mohou vykazovat synergické účinky. U některých bezobratlých byla například prokázána synergická interakce mezi pyretroidními insekticidy a fungicidy inhibujícími demetylázu (např. trilumizol). Trilumizol v tomto případě zvýšil toxicitu insekticidu tím, že zpomalil jeho metabolismus a detoxikaci (Pilling et al. 1995). Předpokládá se, že synergické účinky mohou společně vykazovat i další pesticidní látky.

V případě neonikotinoidů mohou fungicidy zvyšovat toxicitu acetamipridu a thiaclopridu až 244krát, nikoli však imidaklopridu (Iwasa et al. 2004). Na druhou stranu, když byl podobný pokus prováděn v polopřirozených podmínkách, k podobným účinkům nedocházelo. V tomto ohledu je potřeba provést další výzkumy.

Pokročilejší metoda zkoumání subletálních účinků na predaci zahrnuje zkoumání funkční odpovědi (Pekár 2013). Ta se týká vztahu mezi lovem kořisti a její hustotou a nabízí možnost posoudit dva aspekty predace: účinnost vyhledávání a čas potřebný ke zpracování kořisti.

3.1.4 Význam pesticidů

Takzvané škodlivé druhy jsou ty, které kříží zájmy lidí a jsou konfliktní s jejich potřebami, způsobují zejména ekonomické ztráty (Boháč et al. 2007). Škůdci se mohou trvale vyskytovat na poli nebo v jeho blízkosti (permanentní škůdci), mohou žít i v okolních biotopech a napadat polní kultury (mobilní škůdci), nebo migrovat z větších vzdáleností (migranti). U hmyzu se jedná o více než 600 různých druhů (Boháč et al. 2007).

Obrana proti škůdcům v zemědělství může být různá, nejčastější metodou zůstává redukce jejich početnosti na únosnou míru. K tomuto účelu se využívají pesticidy. V důsledku

jejich používání významně stoupá zemědělská produkce (Bernandes et al. 2015). To je důležité hlavně kvůli vysoké rychlosti růstu populace. Od roku 1900, kdy lidská populace čítala okolo 1,5 miliardy, totiž došlo za jediné století k velkému nárůstu a v roce 2000 již bylo na Zemi přes 6 miliard lidí. Do roku 2050 by se pak toto číslo mohlo zvednout až na 10 miliard (Carvalho 2017). Tento nárůst populace během 20. a začátků 21. století by nebyl možný bez dostatečné produkce potravin. Přestože vyšších výnosů je možné dosáhnout různými způsoby, pesticidy hrály a hrají jednu z klíčových rolí díky snížení ztrát na sklizni způsobených plevelem, chorobami a hmyzími škůdci (Aktar et al. 2009).

Kontrola škůdců na pastvinách také významně zvyšuje produktivitu hospodářských zvířat. Kromě toho se pesticidy využívají i v domácnostech, na zahradách, v lékařství, v lesnictví a v dalších oblastech (Tudi et al. 2021).

Využívání pesticidů neslouží pouze k ochraně úrody, ale může chránit i lidské zdraví. Využívají se totiž k hubení například komárů, hlodavců nebo klíšťat. Díky tomu se snižuje možnost přenosu chorob z těchto organismů na člověka (Kim et al. 2017).

3.2 Pavouci

Pavouci jsou osminozí, draví členovci. Patří do kmene členovci (Arthropoda), podkmene klepítkatci (Euchelicerata), třídy pavoukovci (Arachnida) a řádu pavouci (Araneida) (Kůrka et al. 2015). Hlava a hrud' tvoří dohromady hlavohrud'. Hlavohrud' nese 6 páru končetin, klepítka, makadla a čtyři páry kráčivých končetin. Oči jsou umístěny v přední části hlavohrudí. Zadeček nasedá na hlavohrud' úzkou stopkou. V zadečku jsou umístěny snovací žlázy, ve kterých se tvoří vlákno, a na povrch těla ústí snovacími bradavkami (Pechmann et al. 2010). Vlákno vytváří všichni pavouci a využívají ho k různým účelům – vytváření kokonů, stavba sítí, imobilizace kořisti atd. (Burns & Stapleton 1995). Pavouci mají zesílenou kutikulu, která tvoří jejich sklerotizovanou vnější kostru (exoskelet), a která je vícekrát během života svlékána (Laštůvka et al. 2014). Velikost těla se liší v závislosti na druhu.

Pavouci jsou široce rozšířeni téměř po celém světě a obývají mnoho různých ekologických prostředí, od chladné tundry až po tropické deštné pralesy a pouště. Na celém světě je dnes taxonomicky uznáváno 51 297 druhů pavouků ve 135 čeledích (World Spider Catalog 2023). Předpokládá se ale, že celkový počet druhů je ještě podstatně vyšší, a to asi 60 000-80 000 druhů (Platnick 1999). V České republice je pak známo 906 druhů v 42 čeledích (Česká arachnologická společnost 2024).

Hustota výskytu pavouků může na některých místech přesáhnout až 100 jedinců na metr čtvereční, což představuje 1 milion pavouků na hektar (Coleman & Crossley 1996). V důsledku toho hrají pavouci v různých ekosystémech klíčovou roli jako přirození predátoři, a v této roli patří k nejpočetnějším skupinám na Zemi (Wagan et al. 2019). Živí se především drobnými členovci a hrají důležitou roli v boji proti škůdcům. Pavouci totiž zároveň patří i mezi nejhojnější predátory v mnoha agroekosystémech (Birkhofer et al. 2013). Používají širší škálu loveckých strategií (Cardoso et al. 2011), obsazují širší spektrum prostorových nik od podrostu po koruny stromů (Marc et al. 1999) a jsou rozšířeni na více trofických úrovních (Sanders et al. 2015) než jiní podobní predátoři, jako jsou střevlíkovití a další brouci, škvoři, pestřenky či

ploštice (Michalko et al. 2018). Svoji kořist zabíjí primárně pomocí jedu – velká většina pavouků je do určité míry pro svoji kořist jedovatá. Ústní ústojí pavouků, umístěné vpředu pod očima, zahrnuje i dvě krátká klepítka, zvaná chelicery. Ty jsou přímo napojeny na jedové vácčky. Když pavouk uloví svoji kořist a zanoří do ní své chelicery, jed z vácčků se dostává do jejího těla, což vede k její imobilizaci a smrti. Do těla kořisti se dostanou i trávicí enzymy z trávicí soustavy, které ji rozloží mimo tělo pavouka. Ten ji pak už jen vysaje pomocí svého ústního ústrojí (Burns & Stapleton 1995).

Populace škůdců tedy pavouci snižují především jejich ulovením a následnou konzumací (Lefebvre et al. 2017). Navíc se ale stává, že pavouci uloví více kořisti, než nakonec zkonsumují. Studie Riechert a Lockley (1984) uvádí, že pavouk může zabít až padesátinásobek počtu kořisti, kterou zkonsumuje. Potlačení škůdců tak může být z větší části způsobeno díky nekonzumnímu efektu (Beleznai et al. 2017). To je zvláště patrné u druhů lovicích kořist do sítí. Pavoučí sítě totiž fungují jako neselektivní pasti. Například při náletu mšic je možné sledovat zachycení velkého počtu okřídlených samiček v pavoučí síti, o které nemá nasycený pavouk již zájem. Dalším důvodem je časový odstup mezi lovem a konzumací kořisti. Pavouci tráví kořist mimotělně, tedy tak, že do ní nejprve vpustí enzymy. Teprve až je vnitřek kořisti dostatečně natráven, vysají ho (Saska et al. 2020). Během čekání na paralýzu a rozložení kořisti ale neztrácejí tendenci lovit (Kůrka et al. 2015). Množství potravy, které pavouci denně zkonsumují, odpovídá průměrně 10 % jejich hmotnosti (Kůrka et al. 2015).

Mezi další nekonzumní účinky patří behaviorální nebo fyziologické změny škůdců jako reakce na riziko predace (Werner & Peacor 2003). Škůdce může snížit svůj pohyb a potravní aktivitu, aby snížil svou nápadnost pro pavouky (Beleznai et al. 2015), nebo může zvýšit svou mobilitu, aby se aktivně vyhnul oblastem s vysokým rizikem predace (Binz et al. 2014). Behaviorální a fyziologické změny jsou spojeny s určitými náklady na fitness – pomalejším vývojem, nižší plodností a kratší délkou života, což zpomaluje růst populace škůdců (Preisser & Bolnick 2008). Může ale nastat i případ, kdy škůdce začne konzumovat více potravy kvůli uspokojení svého zvýšeného metabolismu v důsledku chronického stresu a zvýšené ostražitosti. To může následně vést k větším škodám na úrodě (Rendon et al. 2016).

V minulosti byli pavouci považováni za oportunisty, kteří si kořist vybírají úměrně její dostupnosti (Riechert & Lockley 1984). Dnešní výzkumy ale ukazují, že mnoho pavouků vykazuje určitý stupeň selektivity kořisti (např. Michalko & Pekár 2015).

Přízpůsobují se různým podmínkám a způsobům lovu. Pavouci používají širokou škálu loveckých strategií, které se liší svou účinností při lovu konkrétních typů kořisti (Michalko & Pekár 2016). Někteří pavouci používají pro lov lapací pasti zhotovené z vláken, které produkují jejich snovací bradavky. Ne všichni pavouci ale používají k lovu pavučinové sítě. Jsou i takoví, kteří loví pomocí přepadení ze zálohy nebo skokem na kořist (Kůrka et al. 2015). I tyto strategie se odvíjí od typu kořisti. Například pavouci využívající strategii označovanou jako sit-and-wait, jsou efektivnější při chytání rychlé a pohyblivé kořisti, zatímco pavouci, kteří kořist pronásledují, jsou efektivnější při chytání méně pohyblivé, klidnější kořisti (Sweeney et al. 2013).

Někteří pavouci se zaměřují na kořist žijící na zemi, jiní se pohybují po rostlinách a stromech a někteří dávají přednost hledání potravy na konstrukcích, jako jsou budovy a ploty (David 2014). Potravní niky pavouků závisí na souhře několika faktorů. Jedná se například o vlastnosti samotného pavouka (např. strategie lovu, velikost těla), jeho kořisti (např. velikost

těla, pohyb, obranyschopnost, obsah živin) a svoji roli hrají i podmínky prostředí (např. teplota, místní selekční tlaky, složení společenstva kořisti). Tyto potravní niky se mohou měnit v čase i prostoru (Michalko et al. 2018), v závislosti na dříve zmíněných faktorech. Například ve studii Bressendorff & Toft (2011) dávali někteří pavouci před zimováním přednost kořisti bohaté na tuky, aby si zlepšili energetické zásoby, ale po zimě přešli na kořist bohatší na bílkoviny, aby posílili svůj růst a vývoj.

Většina pavouků jsou euryfágní predátoři, tedy nejsou specializovaní na jeden druh kořisti. Útočí na různé členovce, včetně škůdců. I mnoho našich pavouků je považováno za nevybíravé predátory (Kůrka et al. 2015). Na druhou stranu je ale pravda, že kořist, kterou budou pavouci lovit, bude v přírodních podmínkách ovlivněna jejich dobou aktivity (např. denní vs. noční) a také místem jejich výskytu v prostředí (např. povrch půdy, vegetace, kmeny stromů, koruny stromů) (Marc et al. 1999).

Přestože jsou pavouci uznáváni jako důležití a účinní přirození nepřátelé škůdců, nejsou schopni s nimi držet krok, a to kvůli jejich nízké míře růstu populace (způsobené hlavně pomalým vývojem) a omezenému rozptýlení (Pekár 2012). I velikost může ovlivňovat, jakou kořist budou pavouci lovit. Pavouci loví hmyz o určité velikosti těla v poměru k jejich vlastní velikosti (např. Nentwig & Wissel 1986; Michalko & Pekár 2014, 2015). Relativně malou a velkou kořist pavouci často ignorují, protože se jim její lov nevyplácí (Nentwig & Wissel 1986). Nejčastěji pavouci loví kořist, která se pohybuje od 50 do 80 % jejich vlastní velikosti. Nicméně někteří pavouci vybavení silným jedem mohou ulovit i kořist větší.

S tím souvisí i velikost samotného pavouka. Její vliv na predační aktivitu byl zkoumán ve studii Erickson & Morse (1996). Pestřenky *Toxomerus marginatus* (Say) byly podávány pavoukům druhu *Misumena vatia* (Clerck) o různé velikosti. Byly pozorovány rozdíly v míře predační aktivity jak z hlediska rychlosti lovu, tak i z hlediska rychlosti konzumace kořisti. Nejmenší pavouci nejen kořist pomaleji lovili, ale strávili i více času její konzumací. Pavouci větší než 10 mg konzumovali kořist podobnou rychlostí, ale lišili se v čase stráveném mezi jednotlivými úlovky, kdy s přibývajícím velikostí stoupala i rychlost lovu.

3.2.1 Význam pavouků

Pavouci mají v přírodě velký význam. Důležití jsou i v oblasti zemědělství, protože potlačují škůdce – loví, napadají, hubí a konzumují většinu škůdců napadajících okrasné rostliny, zeleninu, ovoce i hospodářské plodiny (Wagan et al. 2019) (viz výše). Vysoká míra používání pesticidních látek má negativní vliv na okolní prostředí, a tak je snaha o zavedení šetrnějších přístupů k regulaci škůdců. Jedním z nich je zavedení přirozených nepřátel škůdců do prostředí (Smith & Capinera 2014). Velmi významnou roli zde pak hrají právě pavouci. Jsou totiž schopni zkonzumovat velké množství hmyzu, který se zachytí v jejich pavučinách nebo na povrchu rostlin či půdy, a přitom nepoškozují rostliny ani strukturu ekosystému (Tanaka 1989).

V zemědělství, kde je v poslední době snaha o snížení používání pesticidů a zvýšení ekologické udržitelnosti, dochází k nárůstu zájmu o pavouky jako o potenciální biologickou ochranu plodin. Ačkoli v Číně po staletí zvyšovali populace pavouků v polních plodinách jako strategii ochrany proti škůdcům, stále se vedou diskuse o tom, zda pavouci účinně kontrolují populace škůdců v agroekosystémech (Riechert & Lockley 1984). V Číně se pavouci používají

k tomuto účelu dodnes. Tamní zemědělci staví pro pavouky slaměné nebo bambusové úkryty, a ty pak přemísťují na ta rýžová pole, kde se škůdci vyskytují. Tato metoda podpory výskytu pavouků vedla k 60% snížení používání pesticidů (Marc et al. 1999).

Aby mohl predátor účinně a efektivně bojovat s hmyzími škůdci, musí nejen snížit jejich počet na úroveň, která je nižší než ta, která způsobuje ekonomické škody, ale také tuto sníženou populaci dlouhodobě udržet. Pokud populace škůdce není stabilní, může predátor vyhubit kořist v určité oblasti, což by mohlo vést k úbytku samotného predátora. Tento scénář vytváří potenciál pro nekontrolovaný sekundární nárůst škůdců, způsobený absencí predátora (Morin 1999; Pedigo 2001). Pavouci by mohli mít schopnost splnit oba požadavky na snížení a stabilizaci počtu škůdců.

V mnoha zemědělských systémech však opakované fyzikální a chemické zásahy mohou vést k lokálnímu vyhubení přirozených predátorů. Škůdcům pak už v podstatě nic nebrání v masivním rozmachu a následném působení škod na plodinách. Například ve studii Riechert a Lawrence (1997) bylo pozorováno, že na plochách na starém poli, ze kterých byli pavouci odstraněni, byl počet škůdců výrazně vyšší než na plochách, kde pavouci byli.

Výzkum pavouků se v minulosti zaměřoval spíše na jiné oblasti. Do roku 1970 se většina výzkumu soustředila na identifikaci pavouků. Od počátku 70. let 20. století začali vědci více studovat základní biologické a později i ekologické vlastnosti pavouků jako biologických kontrolních činitelů. Většina výzkumů pak byla prováděna na pavoucích, vyskytujících se na rýžových polích (Kim 1998). Postupně bylo zjištěno, že pavouci jsou velmi efektivní při regulaci populací hmyzích škůdců a v konečném důsledku při kontrole škod na plodinách (Wise 1993, Nyffeler et al. 1994; Bucher et al. 2014; Beleznai et al. 2017).

Výsledky zkoumání potravní ekologie pavouků v laboratoři však nelze snadno převést na terénní podmínky, protože pavouci se mohou v laboratoři chovat jinak než v terénu (Nyffeler & Benz 1987). V laboratoři někteří pavouci spotřebují podstatně více kořisti, než by bylo k dispozici v přírodních podmínkách (Kessler 1973). Také se často živí několikanásobně vyšší rychlostí, pokud je potrava nabízena ad libitum (Young & Lockley 1986). Nakonec složení kořisti zjištěné pomocí preferenčních testů často neodpovídá složení kořisti zjištěnému v terénu. Škůdci, kterými se určitý druh pavouka pravidelně živí v laboratoři, mohou ve složení kořisti v terénu zcela chybět (Nyffeler & Benz 1987).

Na druhou stranu je ale pravda, že stejný druh pavouka, který se na jednom místě živí převážně škůdci, se na jiném může živit převážně užitečným hmyzem. Může se také stát, že pavouci se budou živit „neutrálními“ organismy, které sice rostlině nijak neprospívají, ale ani nepůsobí žádné škody. Pokud se pavouk bude živit převážně těmito organismy, nemá potřebu lovit škůdce. Příkladem může být studie Bardwell a Averill (1997), ve které sice na brusinkových keřích byli přítomni pavouci, ale živili se převážně chvostoskoky a malým dvoukřídlým hmyzem, přičemž ani jeden z těchto organismů nepředstavoval pro brusinky nebezpečí. Naopak škůdci byli pavouky loveni jen v malé míře. Nakonec může nastat i situace, kdy ve víceúrovňovém potravním řetězci se bude pavouk živit predátorem škůdců, čímž omezuje tlak, který je na škůdce vyvíjen a populace škůdců začne narůstat (Hairston et al. 1960; Morin 1999). Většina pavouků se sice živí hlavně hmyzem, ale sekundárně se jejich kořistí stávají i jiní pavouci (Nentwig 1987) nebo právě jiní přirození predátoři či parazitoidi (Hodge 1999). Než bude tedy možné učinit obecné závěry o účinnosti pavouků jako biologických kontrolních činitelů, je třeba provést další výzkum (Nyffeler et al. 1994a; Rypstra et al. 1999).

Některé studie dokonce ukazují, že pavouci mohou snižovat negativní účinky škůdců i v případě, že se na nich přímo neživí. Například ve studii Snyder a Wise (2000) bylo pozorováno, že brouci *Diabrotica undecimpunctata howardi* (Barber), omezili v přítomnosti pavouka *Hogna helluo* (Walckenaer) své požívání na rostlinách dýně, i když byl pavouk od brouků oddělen síťovou zábranou. K podobným výsledkům u jiných druhů škůdců došla i studie Rypstra (1995).

Stává se také, že škůdci opouští místa, kde se vyskytují pavouci jako jejich přirození nepřátelé. Tento efekt se ukázal například u rostlin tabáku, kde pavouci z čeledi Linyphiidae zabránili požívání rostlin housenkou *Spodoptera litura* (Fabricius). Tito škůdci opouštěli rostliny, které byly obsazeny pavouky. Podobně i na jabloních s pavouky došlo oproti stromům bez pavouků k redukci počtu housenek můry *Spodoptera littoralis* o 98 %, z toho 64 % housenek bylo zabito a zbylých 34 % stromy opustilo. Opouštění rostlin způsobené pavouky je známo i u dalších druhů škůdců (Riechert & Lockley 1984).

Pavouci jsou také významnou bioindikační skupinou ve studiích posuzujících vliv zemědělských či ochranářských zásahů na kvalitu ekosystémů (Marc et al. 1999). Jsou totiž poměrně nápadní a některé druhy spolehlivě indikují ochranářsky významné biotopy (Kůrka et al. 2015).

Pavouci se živí různorodým spektrem dalších přirozených nepřátel škůdců, jako jsou parazitoidi, dravé ploštice (Whitehouse et al. 2011; Traugott et al. 2012) a jiní pavouci (Wise 1993). Mezitím jsou ale sami vystaveni predaci ze strany dravých brouků, mravenců a ptáků atd. (Wise 1993). Pavouci představují podstatnou část potravy u aktivně lovcích pavouků (Michalko & Pekár 2016). I v tom tkví jejich význam – jsou potravou pro další predátory (Whitcomb 1974).

Pavouci jsou také schopni hubit vektory různých přenosných onemocnění. Například ve studii Steyn (1959) byli pavouci umístěni do domů v Jižní Africe. Během dvou a půl měsíce bylo zaznamenáno snížení populace much o 99 % a zároveň s tím i výrazný pokles gastrointestinálních infekcí u lidí v této oblasti.

Pavouci mohou být potenciálními biokontrolními činiteli, protože žijí relativně dlouho a jsou poměrně odolní vůči hladovění (Kůrka et al. 2015). Kromě toho jsou pavouci aktivní, jakmile nastanou příznivé podmínky, a patří mezi první predátory schopné omezit škůdce. Rizika spojená s používáním pavouků k regulaci škůdců jsou minimální.

Za účelem podpory prospěšného efektu pavouků je nevyhnutelné, aby byly adaptovány takové organizační postupy, které zvýší hojnost pavouků nebo budou alespoň přispívat k minimálnímu negativnímu vlivu na ně. Toto se týká především používání pesticidů (Pekár 2002).

3.2.2 Anyphaenidae

Tato čeleď pavouků má celosvětově popsanych 635 druhů (World Spider Catalog 2023). Její zástupci jsou rozšířeni po celém světě, největší diverzity však dosáhli ve Střední a Jižní Americe. V celé Evropě se vyskytuje šest druhů, v centrální Evropě, a tedy i na našem území, pak pouze dva (Nentwig et al. 2015). Jedná se o druhy šplhalka keřová (*Anyphaena accentuata*) a šplhalka tmavá (*A. furva*). *Anyphaena furva* (Walckenaer) je mnohem vzácnější než *A. accentuata*, ve střední Evropě byl tento druh zaznamenán pouze v Německu, České republice

a na Slovensku, a to většinou na začátku léta (Nentwig et al. 2015). Oba druhy dosahují velikosti 6-9 mm (Kůrka et al. 2015).

Čeď Anyphaenidae je u nás jedinou čeďí, jejíž všichni její zástupci obývají výhradně stromy. Druhy žijící na stromech jsou často eurychroní tzn., že se s dospělci i juvenilními jedinci můžeme setkat téměř po celý rok. Jedná se o dva druhy pavouků, kteří obývají povrch borky – tedy jsou to tzv. kortikolní druhy. Přes den se ukrývají a jejich aktivita je převážně noční (Nentwig et al. 2024). Jejich kořistí je převážně drobný hmyz – malé larvy, mšice atd.

3.2.2.1 *Anyphaena accentuata* (Walckenaer)

Anyphaena accentuata, česky šplhalka keřová, je pavouk z čeďi šplhalkovití (Anyphaenidae). Vyskytuje se poměrně hojně v různých typech dřevinných ekosystémů střední Evropy (Boyd & Reeves 2003) (Obr. 1). Nestaví si pavučiny ve větvích stromů, ale svoji kořist loví na jejich kůře. Vyskytuje se hlavně na kmenech a v korunách listnatých stromů, ale také v keřích a na jehličnanech (Kreuels & Buchholz 2006). Typickými místy pro výskyt pavouka *A. accentuata* jsou okraje lesů, mýtiny, lesostepi, ale také lužní lesy, parky a ovocné sady (Bogya 1999).

Areál rozšíření *A. accentuata* je palearktický, zahrnující oblast Evropy až střední Asie (Obr. 1). Tento druh pavouka je rozšířen ve dvou fyto geografických oblastech: termofytikum a mezofytikum. Co se týká vlhkosti, preferuje tento pavouk spíše sušší lokality po mírně vlhké až vlhké. Vyhledává spíše mírně zastíněná až zcela zastíněná stanoviště (Česká arachnologická společnost 2023). *A. accentuata* je soumravný druh (Marc 1991). Přes den se ukrývá v úkrytu, v noci loví kořist (Nentwig et al. 2024). Podle stránek České arachnologické společnosti (2023) se jedná o druh středně hojný.

Zbarvení je žluté až středně hnědé. Na hlavohrudí jsou viditelné černé podélné pruhy. Nohy mohou být žlutohnědé až černé, s nevýrazným mramorováním (Obr. 2). U samců je tento vzor silněji zvyrazněný (Obr. 3). Na nohou jsou přítomna skopula, což jsou husté chomáčky přilnavých chlupů na konci pavoučích nohou. Slouží k lezení po listech stromů a keřů (Kůrka et al. 2015). Zadeček je světle žlutý až hnědý, se dvěma páry šikmých, černých středních skvrn a množstvím menších černých teček (Nentwig et al. 2015). Na makadlech se nacházejí stridulační chloupky (Nentwig et al. 2024). Zadeček je u tohoto druhu vejčitý, u samic podstatně větší a o něco širší, u samců jen o málo větší a delší než hlavohruď (Kůrka et al. 2015).

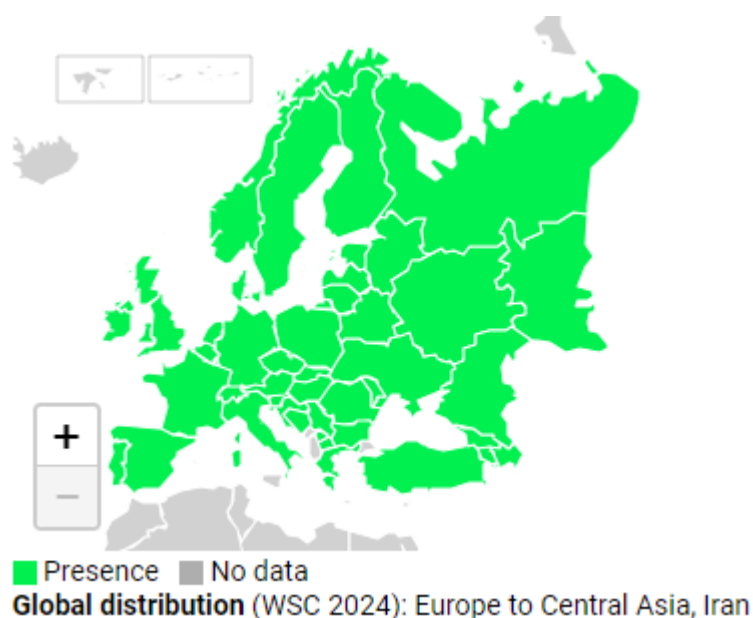
Mnoho studií naznačuje, že tento druh pavouka je aktivní především na začátku léta. Někteří autoři ale naznačují, že přinejmenším juvenilní jedinci mohou být aktivní i během zimy. Tím se zabývala i studie Koomen (1998), ve které se opravdu ukázalo, že *A. accentuata* (především pak juvenilní a subadultní jedinci) je aktivní i v zimním období.

Studie ukazují, že i další druhy pavouků mohou být aktivní v zimě (Aitchison 1987;). Hlavním důvodem zimní aktivity pavouků je hledání vhodnějšího prostředí, partnera nebo potravy (Aitchison 1987). Pavouci jsou k tomuto typu aktivity adaptováni – mezi specifické adaptace patří například zrychlení metabolismu při nízkých teplotách nebo adaptace trávicích enzymů (Aitchison 1987). Díky tomu mohou pavouci efektivně přispívat ke kontrole populací škůdců. Vzhledem k dlouhému životnímu cyklu nejsou pavouci schopni účinně sledovat populační hustotu škůdců během vegetační sezóny. Nicméně během zimy a časného jara

zůstávají tito pavouci aktivní, zatímco hmyzí škůdci hibernují (Bogya 1999). Bylo zjištěno, že pavouci aktivní v zimě mohou lovit právě tyto hibernující škůdce (Korenko et al., 2010).

U pavouků rodu *Anyphaena* byla zaznamenána značná úmrtnost při teplotě 30 °C. Je známo, že při teplotách nad maximem se nejen snižuje metabolická aktivita, ale může dojít i k tepelnému stresu nebo dokonce k poškození teplem (Moulder & Reichle 1972).

Zajímavá je také adaptace některých pavouků druhu *A. accentuata* kteří jsou schopni být aktivní a lovit kořist i při teplotách okolo mrazu. To jim umožňuje lovit kořist přezimující na kmenech stromů i v zimě (Koomen 2007, Korenko et al. 2010). Zimní aktivita je definována jako pohyb při teplotě 2 °C nebo nižší v průběhu zimních měsíců, kdy jsou pavouci schopni konzumovat potravu při teplotě i 2 °C, méně často při -2 °C, a zřídka při -5 °C (Aitchison 1987). Tuto aktivitu lze považovat za vysokou ekologickou výhodu s malou konkurencí ostatních pavouků nebo jiných dravých bezobratlých (Kirchner 1987). V období časného jara, kdy většina ostatních predátorů a parazitoidů je stále v diapauze, tak mohou mít tito pavouci velký význam v kontrole některých škůdců (Bogya 1995).



Obrázek 1 Výskyt pavouka *Anyphaena accentuata* (<https://www.araneae.nmbe.ch>)



Obrázek 2 Samice pavouka *Anyphaena accentuata* (<https://www.arachnology.cz/>)



Obrázek 3 Samec pavouka *Anyphaena accentuata* (<https://www.arachnology.cz/>)

3.2.3 Odpověď predátora na kořist

Schopnost predátora kontrolovat stavy škůdců silně závisí na jeho odpovědi na změny v populacích škůdců (Holling 1959; Riechert & Lockley 1984). Celková odpověď predátora na kořist je výsledkem funkční a numerické odpovědi (Riechert & Lockley 1984). Funkční odpověď vyjadřuje vztah mezi hustotou kořisti a průměrným počtem kořisti usmrcené jedním predátorem (Holling 1965), numerická odpověď pak popisuje změnu počtu predátorů v důsledku agregace a reprodukce (Solomon 1949).

Tyto reakce mají zásadní význam pro pochopení interakcí mezi predátory a kořistí a dynamiky ekologických společenstev.

3.2.3.1 Funkční odpověď

Funkční odpověď, tedy schopnost predátora zvýšit míru odchyty kořisti v reakci na zvýšenou hustotu kořisti, má zásadní význam, protože ji lze použít k předpovědi účinnosti kontroly škůdců přirozenými predátory za určitých podmínek (Riechert & Lockley 1984).

Existují 3 základní typy funkční odpovědi predátora na kořist. U prvního typu se míra predace lineárně zvyšuje s hustotou kořisti, ale pouze do určitého bodu, po jehož dosažení zůstává počet usmrcené kořisti konstantní (Jeschke et al. 2004).

U druhého typu se míra predace zpočátku zvyšuje s hustotou kořisti, ale klesajícím tempem. Nakonec se vyrovná a dosáhne maximální míry. Tento typ je běžný u mnoha predátorů (Riechert & Lockley 1984) a je popsán u mnoha druhů euryfágních pavouků (např. Smith & Wellington 1983; Riechert & Harp 1987). Pavouci jdou totiž díky velkému rozvětvenému trávicímu ústrojí a pružnému zadečku schopni spotřebovat velké množství potravy najednou a pak delší dobu hladovět (Foelix 2011). Kromě toho mají tendenci zabíjet více kořisti, než spotřebují (tzv. wasteful killing) (Riechert & Luczak 1982). Tímto způsobem mohou pavouci vyvíjet velmi intenzivní predační tlak na škůdce na začátku sezóny, kdy se škůdce začíná rozmnožovat. To může vést k výraznému zpomalení počátečního růstu populace škůdce (Sinclair et al. 1998). Na druhou stranu to ale znamená, že jakmile se populace škůdců navzdory přítomnosti pavouků rozroste, predační vliv pavouků se sníží (Michalko et al. 2018).

Třetí typ funkční reakce vykazuje počáteční pomalý nárůst míry predace, následovaný rychlým nárůstem a poté vyrovnáním při vysoké hustotě kořisti. Naznačuje, že se predátor stává efektivnějším v chytání kořisti s rostoucí hustotou kořisti. Reakce typu III vzniká v důsledku učení a/nebo změny kořisti (Sinclair et al. 1998). Přestože byla reakce typu III u pavouků pozorována, byla dříve považována za vzácnou (Riechert & Lockley 1984). Disproporční predace různých typů kořisti vzhledem k jejich dostupnosti a vysoká flexibilita chování naznačuje vysoký potenciál pro přítomnost rozpoznávání a změny kořisti u pavouků (např. Herberstein 2011; Schmidt et al. 2012a). Pavouci jsou schopni se poučit o některé kořisti a vyhýbat se jí (Toft 1999). Jsou schopni i učit se a vylepšovat svoje lovecké strategie. Příkladem takového způsobu učení jsou např. skákavky (Salticidae) rodu *Portia*. Tito pavouci se učí metodou pokusů a omylů a upravují své lovecké strategie v závislosti na kořisti, na kterou útočí. Spojují si úspěch s určitým postupem, pamatují si jej, a jsou schopni ho používat i nadále (Jackson & Pollard 1996). O schopnosti pavouků učit se pojednávají i další studie (např. Persons & Rypstra 2000; Persons et al. 2001).

Převažující funkční reakce pozorovaná u všestranných pavouků pravděpodobně spadá někam mezi typ II a typ III, přičemž konkrétní typ závisí na složení společenstva kořisti. Je to důsledek toho, že pavouci nejsou při výběru kořisti příliš vybíraví; místo toho se zaměřují na vlastnosti kořisti, jako je velikost, pohyb a tvar. To, do jaké míry jsou si tyto znaky podobné, ovlivňuje, zda pavouci rozliší různé typy kořisti či nikoliv (Morozov & Petrovskii 2013).

Například ve studii Petráková et al. (2016) dokázali pavouci rodu *Philodromus* rozlišit škůdce čeledi Psyllidae od pavouků rodu *Dictyna* ještě před zahájením útoku. Na druhou stranu pavouci rodu *Pardosa* museli ochutnat různé druhy mšic, aby rozeznali ty, které byly toxické, a ty, které byly vhodné ke konzumaci (Toft & Wise 1999a).

Holling (1961) popsal 4 typy funkční odpovědi (Obr. 4). Z nich typy 1 až 3 nezohledňují obranu kořisti, a jsou proto užitečné pro modelování funkční reakce predátora, který uloví

neškodnou kořist. Typ 4 obsahuje další složku, která může souviset s obranou kořisti. Tento čtvrtý typ byl ovšem v počátcích popsán pouze teoreticky a mělo se za to, že se může vyskytovat pouze u obratlovců (Holling 1961).

U pavouků se dnes vzácně popisuje i funkční odpověď typu IV. Ta je charakterizována kopulovitou křivkou. To znamená, že rychlost, s jakou predátor loví kořist, se zvyšuje s rostoucí hustotou kořisti, ale pouze do určitého bodu. Za touto hranicí začne míra úlovků klesat. Tento tvar křivky funkční odpovědi může být způsoben například nutriční nerovnováhou vyvolanou nadměrnou konzumací kořisti s nízkou nutriční kvalitou (Bressendorff & Toft 2011). Absence kvalitní kořisti nebo kořisti s doplňkovým nutričním obsahem (jako jsou alternativní druhy nebo škůdci) může mít negativní vliv na kondici pavouků, což může vést ke snížení míry jejich predace. Alternativní kořist proto slouží jako jakási potravní protiváha, která umožňuje udržet vysokou míru predace, zejména vůči škůdcům (von Berg et al. 2009). Holling (1965) přisuzuje pokles frekvence odchyty u funkční odpovědi typu 4 tomu, že predátor ztratí zájem o kořist nebo ji přestane aktivně pronásledovat. K této změně dochází, když si predátor vytvoří mentální reprezentaci kořisti jako něčeho, co nestojí za lov, což následně vede k poklesu úsilí o její ulovení. Důvod poklesu funkční odpovědi u tohoto typu zkoumaly i další studie. Jiná možná vysvětlení například jsou, že predátor může být zmaten, když loví kořist v hejnech nebo shlucích (Jeschke & Tollrian 2007), kořist může predátory rušit (Mori & Chant 1966), nebo se predátoři vyhýbají kořisti ošetřené neurotoxickým insekticidem (Toft & Jensen 1998).

Přes velký význam funkční odpovědi v rámci kontroly škůdců přirozenými predátory, se jen několik málo studií zabývalo účinky pesticidů na tuto oblast (např. Deng et al. 2007). Selektivní insekticidy by měly mít zanedbatelný vliv na přirozené nepřátele, zejména pokud je účinná látka velmi specifická. Několik studií však dokládá, že i selektivní insekticidy mají negativní vliv na přirozené nepřátele (např. Poletti et al. 2007).

Vnitrodruhové interakce mezi generalistickými predátory, jako jsou pavouci, mají potenciál měnit jejich funkční odpovědi. To je zvláště patrné v případech kanibalismu a interferencí neboli vzájemného ovlivňování, což je běžné chování v rámci pavoučích populací. Interference mají tendenci snižovat funkční odpověď. Naopak kanibalismus vede ke snížení počtu predátorů, což následně snižuje pravděpodobnost interference (Nilsson, 2001). Křehká rovnováha mezi interferencí a kanibalismem hraje klíčovou roli při rozhodování, zda je zvyšování populační hustoty konkrétních druhů pavouků účinnou strategií k redukci škůdců, nebo zda by to přineslo spíše klesající výnosy. V důsledku toho by tato situace mohla vést ke snížení účinnosti společenstva pavouků při řízení populací škůdců (Hodge 1999).

3.2.3.2 Numerická odpověď

Numerická odpověď označuje, jak se mění velikost populace predátorů v reakci na změny hustoty kořisti. Může být ovlivněna faktory, jako je porodnost, úmrtnost a imigrace/emigrace. Pavouci vykazují agregační i reprodukční reakce na početnost kořisti (Riechert & Lockley 1984; Marc et al. 1999). V terénu obývají oblasti s hojnou kořistí a migrují z míst s klesající hustotou kořisti do míst s vyšší hustotou kořisti (Riechert & Lockley 1984). Shlukování pavouků v oblastech bohatých na kořist je dáno jejich pohybovým chováním. Pavouci se mohou pohybovat pomocí tzv. ballooningu (Bell et al. 2001), což je ovšem spíše pasivní způsob

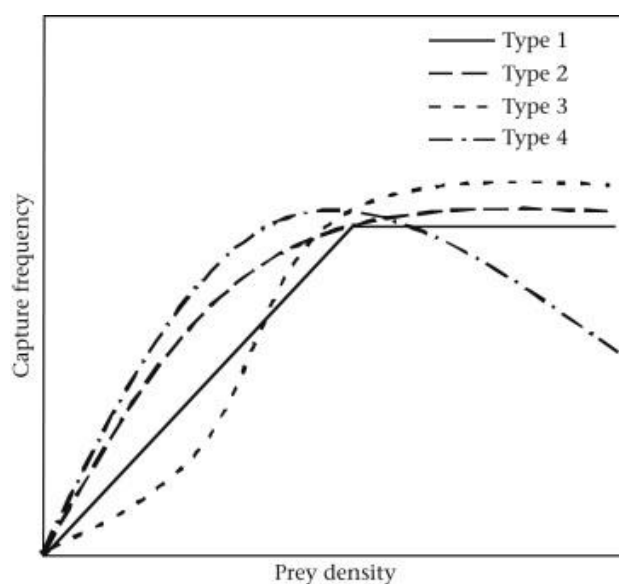
pohybu a pavouci mohou jen těžko kontrolovat, kam nakonec dopadnou. Tato skutečnost omezuje schopnost pavouků zaměřit se pomocí ballooningu na místa bohatá na kořist.

Pavouci mají schopnost směřovat do oblastí s velkým množstvím kořisti buď chůzí, nebo pomocí sledu několika ballooningů. V takovém případě nízká hustota kořisti zvyšuje jejich tendenci zahájit další let, dokud nedosáhnou oblasti s vysokou hustotou kořisti (Mestre & Bonte 2012). Celkově ale ballooning a celkově cestování na dálku u pavouků není příliš efektivní pro agregaci v oblastech s vysokým výskytem škůdců.

Na rozdíl od této pomalé agregace na velké vzdálenosti může být agregace například v rámci pole u aktivně lovicích druhů poměrně rychlá, protože někteří pavouci mohou být relativně mobilní v rámci pole a jeho přilehlých stanovišť (Birkhofer et al. 2018).

Většina přirozených nepřátel z řad členovců mírného pásma, kam patří i pavouci, je univoltinní, tedy mají pouze jedno potomstvo za rok (např. Foelix 1996), a proto by numerická odpověď v rámci rozmnožování nestačila ke zvýšení jejich počtu, aby dohnali rychle se rozmnožující škůdce, kteří prochází během roku několika generacemi (Riechert & Lockley 1984). Pavouci jsou navíc dobře uzpůsobeni k případnému dlouhodobějšímu hladovění (Riechert & Harp 1987), a to díky rozsáhlému trávicímu systému, rozvětvenému střevu, elastické břišní oblasti a schopnost ukládání tuku (Foelix 2010).

Tyto faktory společně umožňují pavoukům udržovat poměrně husté populace v agroekosystémech po celou sezónu, a to i v případě nepřítomnosti škůdců. Pavouci mohou přežít období nedostatku potravin snížením jejich metabolismu nebo přechodem na alternativní kořist. Dalšími omezeními pavouků v biokontrolě jsou jejich teritorialita a kanibalistické sklony, které dále omezují jejich numerickou odpověď na dostupnost kořisti (Schmidt & Rypstra 2010). Pavouci jsou totiž obvykle teritoriální a při vysoké hustotě pavouků soupeří o prostor a kořist, což omezuje počet pavouků, kteří mohou koexistovat v jedné oblasti. Intraguildová predace – predace na příslušnících stejné trofické úrovně – hraje také zásadní roli (Marc et al. 1999).



Obrázek 4 Grafické znázornění 4 typů funkční odpovědi (Líznarová a Pekár 2013)

4 Metodika

Pavouci druhu šplhalka keřová *Anyphaena accentuata* byli odchyceni ve volné přírodě technikou oklepů stromů a sběru z kartonových pásů. Jedinci byli chováni individuálně v laboratorních podmínkách a standardizováni pro sérií testů na funkční odpověď u kontrolní skupiny (neošetřené) a skupiny pavouků ošetřené (neonikotinoidevým přípravkem). Jako modelový přípravek byl použit neonikotinoidev přípravek Biscaya 240 OD. Byla studována predační aktivita, over-killing a dlouhodobé přežívání u ošetřených i neošetřených jedinců. Výsledky byly zpracované a formátované pro následné statistické vyhodnocení vlivu ošetření.

4.1 Odchyt pavouků

Pavoukovci jsou skupinou bezobratlých, která se dá dobře a jednoduše získat za pomoci standardních (obvykle jednoduchých) metod sběru bezobratlých (např. Novák 1969, Winkler 1974, Uys & Urban 1996). Metody odchytu pavoukovic na kmenech stromů jsou různé – jedná se například o individuální sběr za pomoci exhaustoru přímo z povrchu kůry, seškrabování šupinek kůry do připravené nádoby, nebo speciálně upravené padací pasti s konzervačním médiem připevněné ke kmeni stromů (např. Weiss 1995; Pinzon & Spence 2008). V naší studii jsme jako metodu využili vlnité kartonové pásy připevněné okolo kmene a oklepy větví stromů za pomoci větve do sítě o rozměru 100 cm x 100 cm. První zmíněná metoda se osvědčila i v dalších studiích např. ve studii Bogya et al. (2000) nebo Korenko et al. (2010). Pavouci v těchto kartonových pásech často hledají úkryt nebo zde zanechávají či pečují o kokony. Při sběru se kartonový pás vyjme a posbírají se jedinci ukrývající se v něm.

Lov pomocí oklepů probíhal na několika lokalitách. Jednalo se o přírodní rezervaci Káraný (50° 11' 12" s.š a 14° 44' 20 " v.d), Demonstrační a výzkumnou stanicí ČZU v Troji (50° 7' 20" s.š a 14° 23' 60" v.d), Kralupy nad Vltavou poblíž řeky u sídliště Cukrovar (50° 14' 39" s.š a 14° 18' 37" v.d).

Kartonové pasti byly navíc umístěny v Praze Sedlci v Sedleckém sadu (50° 8' 0,1" s.š a 14° 23' 8" v.d), v Kralupech na vrchu Hrombaba (50° 14' 17" s.š a 14° 19' 10" v.d) a v lese poblíž města Velvary (50° 16' 0,3" s.š a 14° 15' 37" v.d).

Jedinci *A. accentuata* pro laboratorní studium predační úspěšnosti (N = 150) byli sbíráni v období září–říjen.

Jedinci použítí k experimentům byli juvenilní, subadultní a adultní jedinci obou pohlaví.

4.2 Chov pavouků

Pavouci byli chováni jednotlivě v plastových zkumavkách (15 mm v průměru s délkou 50 mm/10 ml, Obr. 10) s proděravěnými víčky a s vrstvou sádry na dně pro zachování vlhkosti.

Jako modelová kořist byla použita laboratorně chovaná nelétavá forma octomilek *Drosophila melanogaster* (Meigen). Ty byly drženy v laboratorních podmínkách, zpočátku při teplotě 20 °C, později kvůli rychlejšímu rozmnožování při teplotě 24°C. Octomilky byly drženy v nádobce, ve které byly zakoupeny od prodejce. Na dně nádoby byl krmný substrát a na něm byla umístěná dřevitá vata, aby měly octomilky možnost být i mimo substrát nebo stěn nádoby. Nádobka byla uzavřena víčkem s otvorem, který byl překryt jemnou látkou, aby dovnitř proudil vzduch, ale octomilky zároveň nemohly uniknout. Kromě těchto nádobek byly založeny i další chovy ve skleněných baňkách, na jejichž dně byl rovněž krmný substrát pro octomilky. Krmný substrát u obou chovů musel být pravidelně vlhčen. Baňky byly uzavřeny pomocí kusu mycí houbičky. Záložní chovy byly založeny, aby při experimentu byl neustále přístup k dostatečnému počtu kořisti.

Pavouci byli drženi v pololaboratorních podmínkách při venkovní teplotě a s přirozenou fotoperiodou (přibližně 14:10 L:D). Zkumavky s pavouky byly uloženy v boxech spolu s vlhkými papírovými ubrousky. Vlhkost byla kontrolována a udržována podle potřeby zvlhčením sádrové vrstvy na dně tuby nebo přidáním či výměnou navlhčených ubrousků.

V době před experimentem byli pavouci krmeni octomilkami (*D. melanogaster*) jednou za týden, a to pomocí exhaustoru. Tři týdny před samotným experimentem pak bylo třeba nechat pavouky vyhladovět. Nebyly jim tedy podávány žádné octomilky, přičemž nepřetržitý přístup k vodě byl zajištěn.

4.3 Aplikace neonikotinoidů

Insekticidní přípravky byly zředěny v 0,5 l vody, aby se dosáhlo koncentrací odpovídajících koncentracím doporučeným jejich výrobcem. Listy filtračního papíru o rozměrech 5,5 cm byly srolovány do trubičky a následně na ně byl roztok neonikotinoidů aplikován pomocí kapátka (2 kapky, 0,737 ml) a ponechány 30 minut v suchu. Tyto trubičky byly následně vsunuty do zkumavek (Obr. 7). K nim byli poté vloženi jednotliví pavouci, a zkumavky byly uzavřeny. Tento způsob expozice byl zvolen s cílem maximalizovat kontakt s insekticidy, a jedná se pravděpodobně o nejběžnější způsob expozice v přírodě. Pavouci byli ponecháni ve zkumavkách, a tedy vystaveni pesticidům, po 60 minut. Tímto došlo k vyhnutí se residuálnímu vlivu přípravku, který by ulpěl na filtračním papírku v Petriho misce. Všichni pavouci byli ošetřeni pouze jednou a nebyli vystaveni opakované expozici.

Poté byli pavouci po jednom přemístěni do Petriho misek (výška 1 cm, průměr 5,5 cm) (Obr. 6). Pavouci byli ponecháni, aby se zorientovali v novém prostředí po dobu dalších 10 minut. Jako kořist byly použity bezkřídle octomilky *Drosophila melanogaster*, udržované na substrátu pro chov octomilek Nekton *Drosophila* (Obr. 8 a 9).

Bylo vytvořeno 5 skupin pavouků na základě počtů kořisti: 1, 3, 6, 9 a 12 octomilek. Tyto skupiny byly označeny písmeny A (1) až E (12). Jednotlivé Petriho misky pak byly označeny právě těmito písmeny a čísly od 1 do 15 (Obr. 5). Kořist byla pavoukům přidělena v odpovídajícím množství pomocí exhaustoru. Octomilky byly bez ošetření, aby se zabránilo

efektu kontaminace kořisti. Každých 30 minut se pak kontroloval počet ulovené kořisti a mrtvé octomilky se nahrazovaly živými tak, aby počet živých mušek v aréně byl po celou dobu pokusu konstantní. Pozorování dané skupiny začalo v okamžiku, kdy do misky s prvním pavoukem z dané skupiny byla vložena kořist. Počet mrtvých a živých octomilek byl zaznamenáván po následující 4 hodiny u každé skupiny do záznamového archu.

Byly rozlišeny následující případy odchyty kořisti: *feeding* – v případě, kdy kořist byla alespoň z 1/3 poškozená; *(over)killing* – v případě, kdy kořist byla usmrcena, ale jinak nedotčena.

Experimenty byly prováděny při pokojové teplotě (22-23 °C) a při přirozené fotoperiodě.

K tomuto experimentu byl proveden i experiment kontrolní, který probíhal za stejných podmínek, pavouci ovšem nebyli ošetřeni neonikotinoidy.

Každý pavouk dostal následně označení na základě jeho příslušnosti ke skupině četnosti octomilek (A-E) a jeho pořadového čísla v dané skupině (1-15).

Po 14 dnech od provedení experimentu, ve kterém byly aplikovány neonikotinoidy, bylo ještě provedeno pozorování na vliv residuí neonikotinoidů. V rámci tohoto pozorování bylo sledováno 30 pavouků, kteří při předchozím pozorování měli nejvyšší funkční odpověď.

Pavouci byli opět po jednom přemístěni do Petriho misek (výška 1 cm, průměr 5,5 cm). Následně byli ponecháni, aby se zorientovali v novém prostředí po dobu dalších 10 minut. Jako kořist byly znovu použity bezkřídlé octomilky *D. melanogaster*, udržované na substrátu pro chov octomilek Nekton Drosophila.

Každý pavouk dostal na začátku 6 octomilek. Každých 30 minut se kontroloval počet ulovené kořisti a mrtvé octomilky se nahrazovaly živými tak, aby počet živých mušek v aréně byl po celou dobu pokusu konstantní. Pozorování začalo v okamžiku, kdy do misky s prvním pavoukem z dané skupiny byla vložena kořist. Počet mrtvých a živých octomilek byl zaznamenáván po následující 4 hodiny u každé skupiny.

Případy odchyty kořisti byly opět rozlišeny na *feeding* a *killing*.

I zde byla pozorována i kontrolní skupina.

Byla pozorována i úmrtnost pavouků ať už přímo při experimentu, nebo v následujících týdnech. V případě úmrtí bylo do archu k danému jedinci poznamenáno jeho úmrtí a doba od provedení experimentu.

V průběhu experimentu byli pavouci také měřeni za pomoci milimetrového papíru a rozděleni do velikostních skupin v kategoriích s rozsahem 1 mm. U každého pavouka tedy byla zaznamenána velikost těla a byl testován i vztah mezi velikostí pavouka, úmrtností a predační aktivitou.

4.4 Následné pozorování pavouků

V čase mezi experimenty byla sledována úmrtnost pavouků, případně jejich svlékání. Pozorování pokračovalo ještě dalších 5 týdnů po dokončení posledního experimentu.

4.5 Statistická analýza

K testování vlivu jednotlivých ošetření na predační aktivitu, počet zkonzumované kořisti a overkilling byl použit Generalizovaný lineární model (GLM) s Poissonovým rozdělením.

Tento model byl zvolen, protože umožňuje zobrazit nelineární data, která nejsou normálně distribuována. Volba Poissonovy metody byla podložena její vhodností pro diskrétní data, kde počet událostí v každém intervalu je celočíselný a nezáporný.

Pomocí modelu typu ANOVA, který zahrnuje hustotu kořisti a velikost těla pavouka jako spojité proměnné spolu s typem ošetření (ošetření, kontrola, residua) jako kategoriálními proměnnými, jsme porovnávali jednotlivé funkční odpovědi a odhadované parametry. Významnost vlivu testovaných proměnných byla hodnocena pomocí Chí-kvadrát testu. Srovnání mezi jednotlivými typy ošetření bylo provedeno pomocí treatment kontrastů.

Pravděpodobnost přežití pavouků vystavených různým ošetřením při různých hustotách kořisti byla stanovena analýzou počtu pavouků, kteří během experimentu zahynuli, vzhledem k celkovému počtu pavouků v experimentu. K modelování přežití pavouků byl použit GLM s binomickým rozdělením, přičemž pro binomické rozdělení byla vypočtena směrodatná odchylka. Binomické rozdělení bylo zvoleno vzhledem k binární povaze proměnné (přežil/nepřežil) a předpokladu nezávislosti jednotlivých pokusů (pavouků).

Porovnání ošetření pro přežití bylo provedeno pomocí treatment kontrastů. Míra mortality pavouků a odhadnuté parametry byly porovnány pomocí modelu typu ANOVA, který zahrnoval hustotu kořisti a velikost těla pavouků jako spojité proměnné a typ ošetření jako kategoriální proměnné. Statistická významnost vlivu parametrů na mortalitu pavouků byla hodnocena pomocí Chí-kvadrát testu.

K prozkoumání rozdílů ve vlivu ošetření insekticidy bezprostředně po aplikaci a residuí insekticidů pozorovaných 14 dní po aplikaci jsme použili regresní analýzu v porovnání s kontrolní skupinou. Tento přístup byl použit k posouzení vlivu jednotlivých faktorů (různých ošetření) na závislou proměnnou (např. predační aktivitu). Regresní analýza umožňuje důkladné porovnání mezi skupinami (treatment fresh, treatment residua) v rámci stanovené nezávislé proměnné. K efektivnímu modelování dat jsme opět použili GLM s Poissonovým rozdělením chyb.

Statistické hodnocení bylo provedeno softwerm GraphPad Software, Inc. (2003) a programem R verze 4.0.4 (R Core Team 2023).



<i>Obrázek 5: Jedna ze skupin pavouků při experimentu</i>	<i>Obrázek 6: Petriho miska, ve které probíhal experiment na zjištění funkční odpovědi</i>	<i>Obrázek 7: Zkumavka, ve které došlo ke kontaktu pavouků s neonikotinoidem</i>
---	--	--



Obrázek 8: Substrát pro octomilky



Obrázek 9: Nádoba, ve které byly chovány octomilky



Obrázek 10: Zkumavka, ve které byli pavouci drženi v době experimentu

5 Výsledky

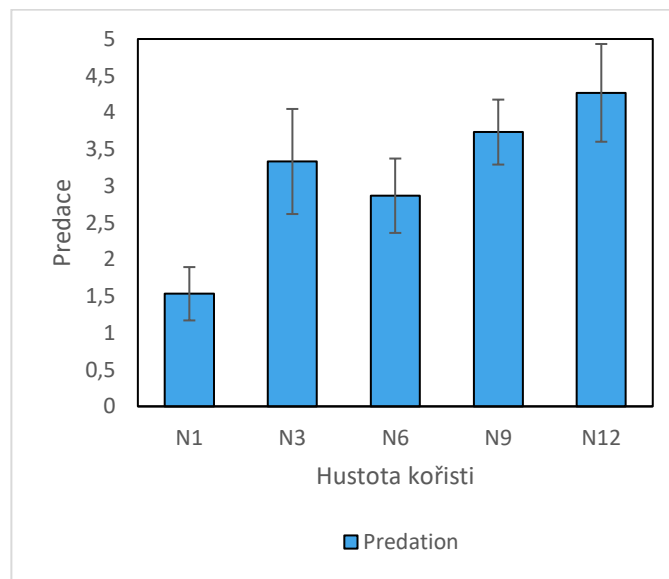
5.1 Predační aktivita

Predační aktivita pavouka *Anyphaena accentuata* byla hodnocena v laboratorních podmínkách a v závislosti na různé hustotě kořisti. Graf číslo 1 ukazuje stoupající tendence v predací aktivitě tohoto druhu pavouka v závislosti na zvyšující se početnosti kořisti.

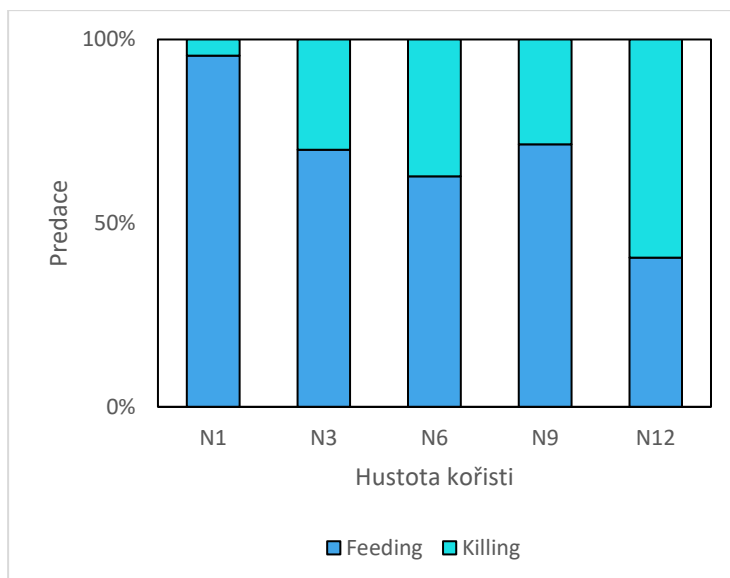
Predační aktivita vykazuje ve většině případů pozitivní korelaci s rostoucí hustotou kořisti. Při nižších hustotách kořisti zůstávala predací aktivita relativně nízká, s ojedinělými případy pozorovaného loveckého chování. S rostoucí hustotou kořisti v experimentální aréně však predací aktivita *A. accentuata* stoupala. Pouze ve skupině, která dostávala 6 octomilek, byla predací aktivita nižší než ve skupině předchozí. V následujících skupinách však znovu projevil stoupající trend (Obr. 11). Maximální počet ulovené kořisti v kontrolní skupině byl 11 octomilek.

V rámci predací aktivity jsme rozlišovali 2 složky – feeding a killing. Jako feeding byly označeny případy, kdy byla kořist ulovena a následně alespoň z 1/3 zkonsumována. Ostatní případy byly označeny jako killing.

S přibývajícím hustotou kořisti stoupal i počet octomilek, které byly pouze uloveny, ale nekonsumovány – v grafu označeno jako killing (Obr. 12).



Obrázek 11: Průměrná predací aktivita u kontrolní skupiny pavouka *Anyphaena accentuata* v pěti různých hustotách kořisti (*Drosophila melanogaster*, N=1-12), doplněná o standardní chyby označující variabilitu míry predace.



Obrázek 12: Poměr složek predační aktivity (feeding a killing) pavouka *Anyphaena accentuata* při pěti různých hustotách kořisti (*Drosophila melanogaster*, N=1-12)

Pro porovnání vlivu hustoty kořisti na predační aktivitu pavouka *A.accentuata* byla provedena jednofaktorová ANOVA (Tabulka 2).

Tato metoda byla použita z toho důvodu, že získaná data prošla testem normality.

Jednofaktorová ANOVA ukázala, že byl statisticky významný rozdíl v predační aktivitě mezi nejméně dvěma skupinami ($F(4, 70) = 3,510$, $p = 0,0114$).

Student-Newman-Keuls test zjistil, že průměrná hodnota predační aktivity se významně liší mezi skupinami s hustotou kořisti 1 a 12 ($p < 0,01$) a mezi skupinami s hustotou kořisti 1 a 9 ($p < 0,05$). Dvě hvězdičky v tabulce označují významný rozdíl mezi skupinami ($p < 0,01$), jedna hvězdička označuje marginální rozdíl ($p < 0,05$).

Mezi ostatními skupinami nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl ($p > 0,05$).

Tabulka 2: Porovnání predační aktivity jednotlivých skupin u neošetřených pavouků pomocí jednofaktorové ANOVY

Comparison	Mean Difference	q	P Value	
N1 vs N12	-2,733	4,931	P<0.01	**
N1 vs N9	-2,200	3,969	P<0.05	*
N1 vs N3	-1,800	3,247	P>0.05	ns
N1 vs N6	-1,333		P>0.05	ns
N6 vs N12	-1,400	2,525	P>0.05	ns
N6 vs N9	-0,867		P>0.05	ns
N6 vs N3	-0,467		P>0.05	ns
N3 vs N12	-0,933		P>0.05	ns
N3 vs N9	-0,400		P>0.05	ns
N9 vs N12	-0,533		P>0.05	ns

5.2 Vliv ošetření pesticidy

V průběhu experimentu bylo pozorováno přímé ovlivnění predační aktivity neonikotinoidními pesticidy. Celková predační aktivita byla nižší než u kontrolní skupiny. Ke snížení došlo i u obou dvou složek, označených jako feeding (kořist, která byla ulovena a zkonsumována) a killing (kořist, která byla pouze ulovena, ale dále netknuta).

Ošetření mělo vliv i na mortalitu pavouků, která stoupla.

Byla patrná stoupající tendence v predační aktivitě tohoto druhu pavouka v závislosti na zvyšující se početnosti kořisti (Obr. 13).

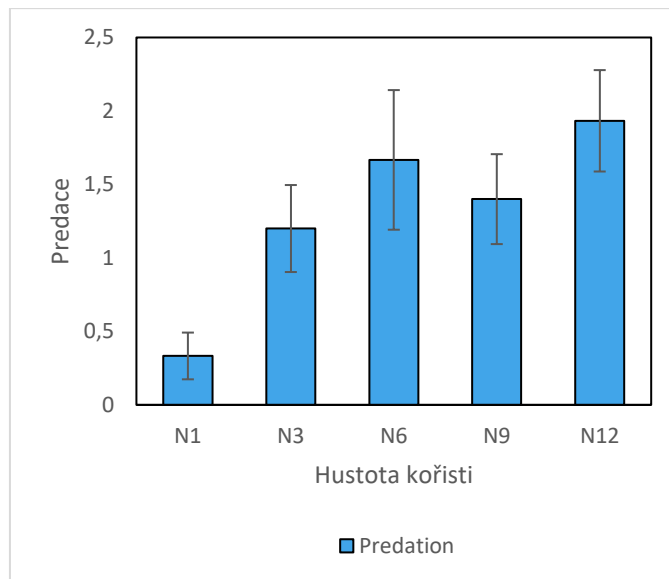
Predační aktivita vykazuje ve většině případů pozitivní korelaci s rostoucí hustotou kořisti. Při nižších hustotách kořisti zůstávala predační aktivita relativně nízká, s ojedinělými případy pozorovaného loveckého chování. S rostoucí hustotou kořisti v experimentální aréně však predační aktivita *Anyphaena accentuata* stoukala. Pouze ve skupině, která dostávala 9 octomilek, byla predační aktivita nižší než ve skupině předchozí.

Maximální počet ulovené kořisti v kontrolní skupině byl 6 octomilek.

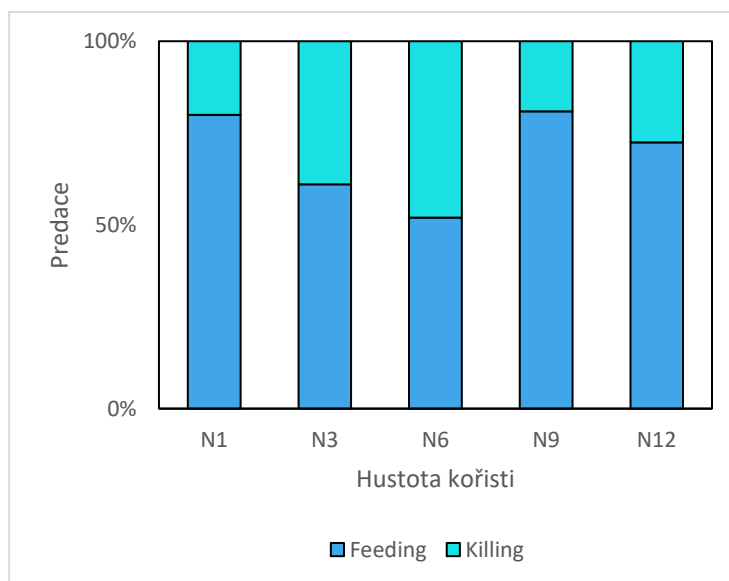
V rámci predační aktivity jsme rozlišovali 2 složky – feeding a killing. Jako feeding byly označeny případy, kdy byla kořist ulovena a následně alespoň z 1/3 zkonsumována. Ostatní případy byly označeny jako killing.

S přibývajícím hustotou kořisti stoupal i počet octomilek, které byly pouze uloveny, ale nekonsumovány (Obr. 13). Při ošetření neonikotinoidy ale stoupá tento počet pouze do skupiny, která dostávala 6 octomilek. Poslední dvě skupiny měly tuto složku nižší.

Naopak můžeme z grafu vyčíst, že přestože u 9 skupiny byla nižší predační aktivita než u skupiny předchozí, počet zkonsumovaných octomilek byl v průměru vyšší. Počet octomilek, které byly uloveny i zkonsumovány, stoupal v závislosti na kořisti u všech skupin pavouků ošetřených pesticidy.



Obrázek 13: Průměrná predační aktivita u ošetřené skupiny pavouka *Anyphaena accentuata* v pěti různých hustotách kořisti (*Drosophila melanogaster*, N=1-12), doplněná o standardní chyby označující variabilitu míry predace.



Obrázek 14: Poměr složek predační aktivity (feeding a killing) pavouka *Anyphaena accentuata* při pěti různých hustotách kořisti (*Drosophila melanogaster*, N=1-12),

Pro porovnání vlivu hustoty kořisti na predační aktivitu pavouka *Anyphaena accentuata* ošetřeného neonicotinoidními pesticidy byla rovněž provedena jednofaktorová ANOVA (Tabulka 3).

Metoda ukázala, že byl statisticky významný rozdíl v predační aktivitě mezi nejméně dvěma skupinami ($F(4, 70) = 3,383$, $p = 0,0137$).

Následný Student-Newman-Keuls test zjistil, že průměrná hodnota predační aktivity se významně liší mezi skupinami s hustotou kořisti 1 a 12 ($p < 0,01$) a mezi skupinami s hustotou

kořisti 1 a 6 ($p < 0,05$). Dvě hvězdičky v tabulce označují významný rozdíl mezi skupinami ($p < 0,01$), jedna hvězdička označuje marginální rozdíl ($p < 0,05$).

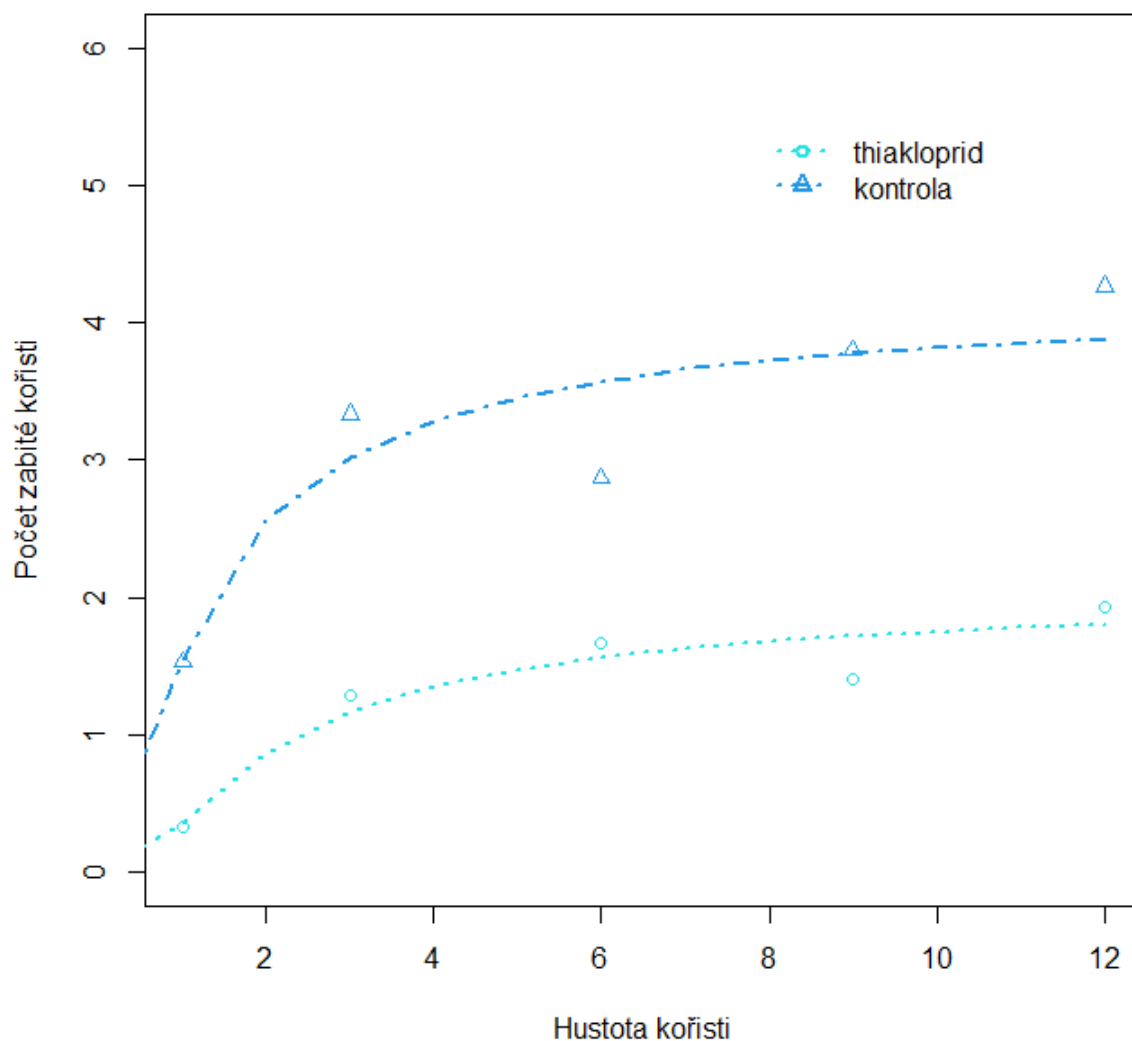
Mezi ostatními skupinami nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl ($p > 0,05$).

Tabulka 3: Porovnání predační aktivity jednotlivých skupin u ošetřených pavouků pomocí jednofaktorové ANOVY

Comparison	Mean Difference	q	P Value	
N1 vs N12	-1,600	4,822	P<0.01	**
N1 vs N6	-1,333	4,018	P<0.05	*
N1 vs N9	-1,067	3,215	P>0.05	ns
N1 vs N3	-0,867		P>0.05	ns
N3 vs N12	-0,733	2,21	P>0.05	ns
N3 vs N6	-0,467		P>0.05	ns
N3 vs N9	-0,200		P>0.05	ns
N9 vs N12	-0,533		P>0.05	ns
N9 vs N6	-0,267		P>0.05	ns
N6 vs N12	-0,267		P>0.05	ns

5.2.1 Porovnání skupin

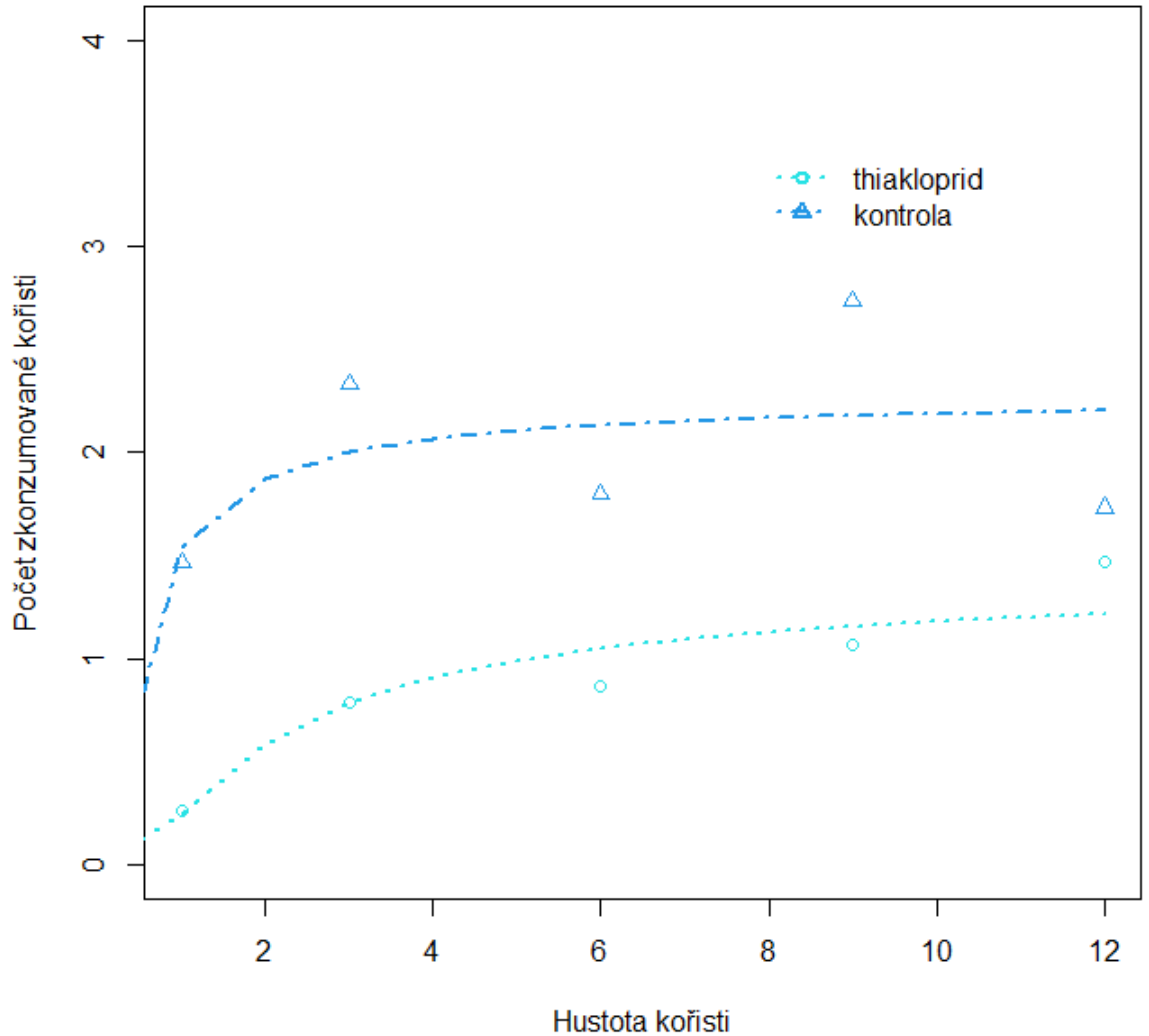
Celkový počet zabité kořisti v závislosti na hustotě kořisti a ošetření pesticidy



Obrázek 15: Celkový počet zabité kořisti v závislosti na hustotě kořisti a ošetření pesticidy, body znázorňují průměrný počet zabité kořisti v dané skupině, křivky jsou odhadnuty GLM modelem.

Na počet zabité kořisti má tedy statisticky významný vliv hustota kořist (GLM, $p < 0,01$), velikost těla pavouka (GLM, $p < 0,01$) a ošetření pesticidy (GLM, $p < 0,01$). Zároveň je na hranici významnosti i interakce velikosti těla pavouka a ošetření (GLM, $p = 0,053$). To znamená, že na různě velké pavouky mělo ošetření rozdílný vliv (Obr. 15).

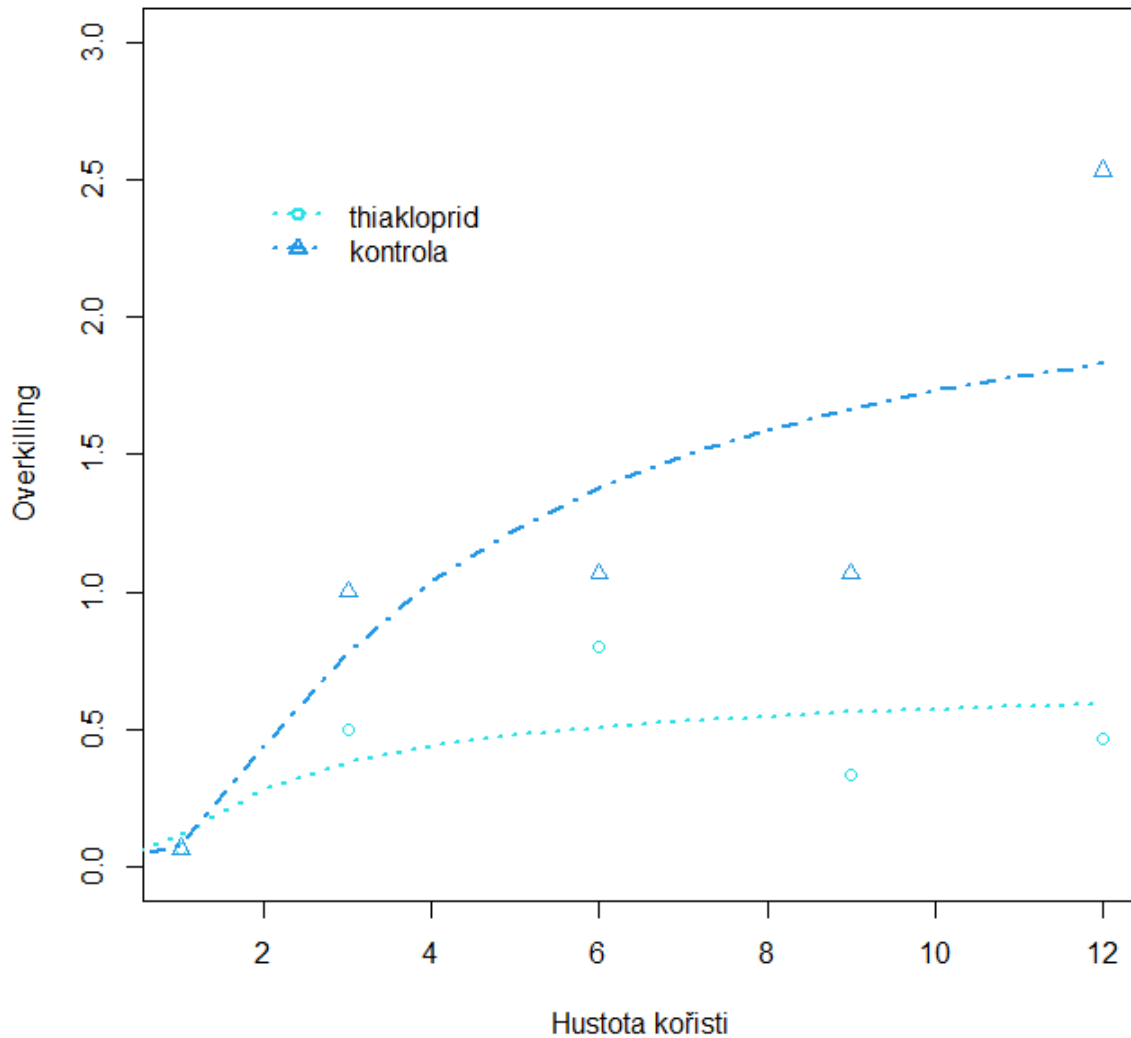
Počet zkonsumované kořisti



Obrázek 16: Počet zkonsumované kořisti v závislosti na hustotě kořisti a ošetření pesticidy, body znázorňují průměrný počet zkonsumované kořisti v dané skupině, křivky jsou odhadnuty GLM modelem.

Na množství zkonsumované kořisti má statisticky významný vliv hustota kořisti ($p < 0,05$), velikost těla pavouka ($p < 0,001$) i ošetření ($p < 0,001$) a interakce hustoty kořisti a ošetření pesticidy byla významná ($p < 0,05$) což znamená, že při různých hustotách kořisti mělo ošetření rozdílný vliv (Obr. 16).

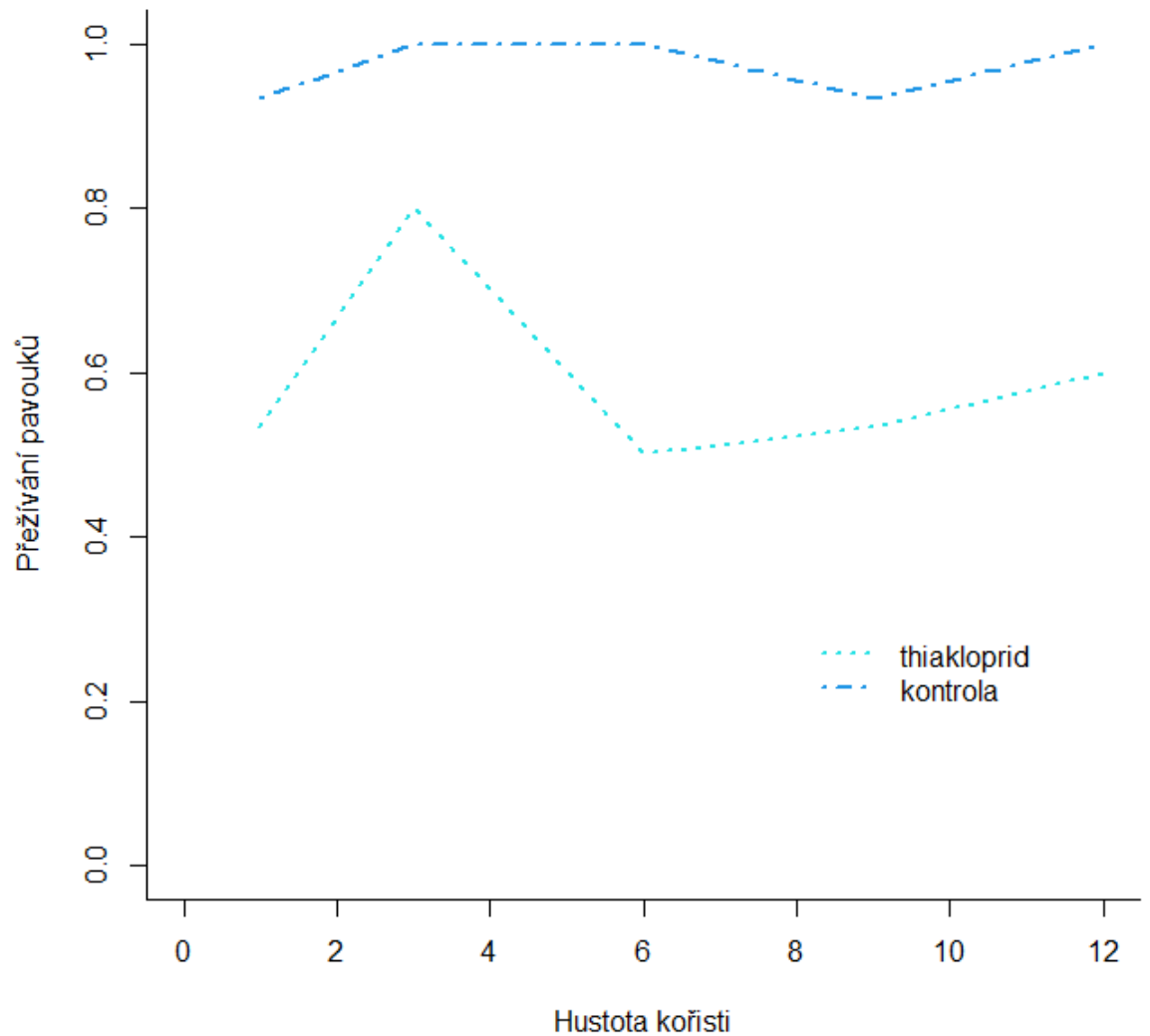
Počet nadbytečně zabité kořisti



Obrázek 17: Počet nadbytečně usmrcené kořisti v závislosti na hustotě kořisti a ošetření pesticidy, body znázorňují průměrný počet nadbytečně usmrcené kořisti v dané skupině, křivky jsou odhadnuty GLM modelem

Na množství zkonsumované kořisti měla statisticky významný vliv hustota kořisti ($p < 0,001$) a ošetření ($p < 0,001$). Interakce hustoty kořisti a ošetření byla významná ($p < 0,05$), což znamená, že při různých hustotách kořisti mělo ošetření neonikotinoidy rozdílný vliv. Velikost těla pavouka neměla významný vliv na počet nadbytečně zabité kořisti ($p = 0,272$) (Obr. 17).

5.3 Mortalita



Obrázek 18: Průměrné přežívání pavouků *A. accentuata* v průběhu experimentu v závislosti na hustotě kořisti.

Byl zjištěn významný vliv ošetření na mortalitu pavouků (GLM, $p < 0,001$) a zároveň i vliv interakce hustoty kořisti, ošetření a velikosti pavouka (GLM, $p < 0,05$, obr. 18).

Tabulka 4: Porovnání mortality pavouků u kontrolní a ošetřené skupiny pomocí kontingenční tabulky

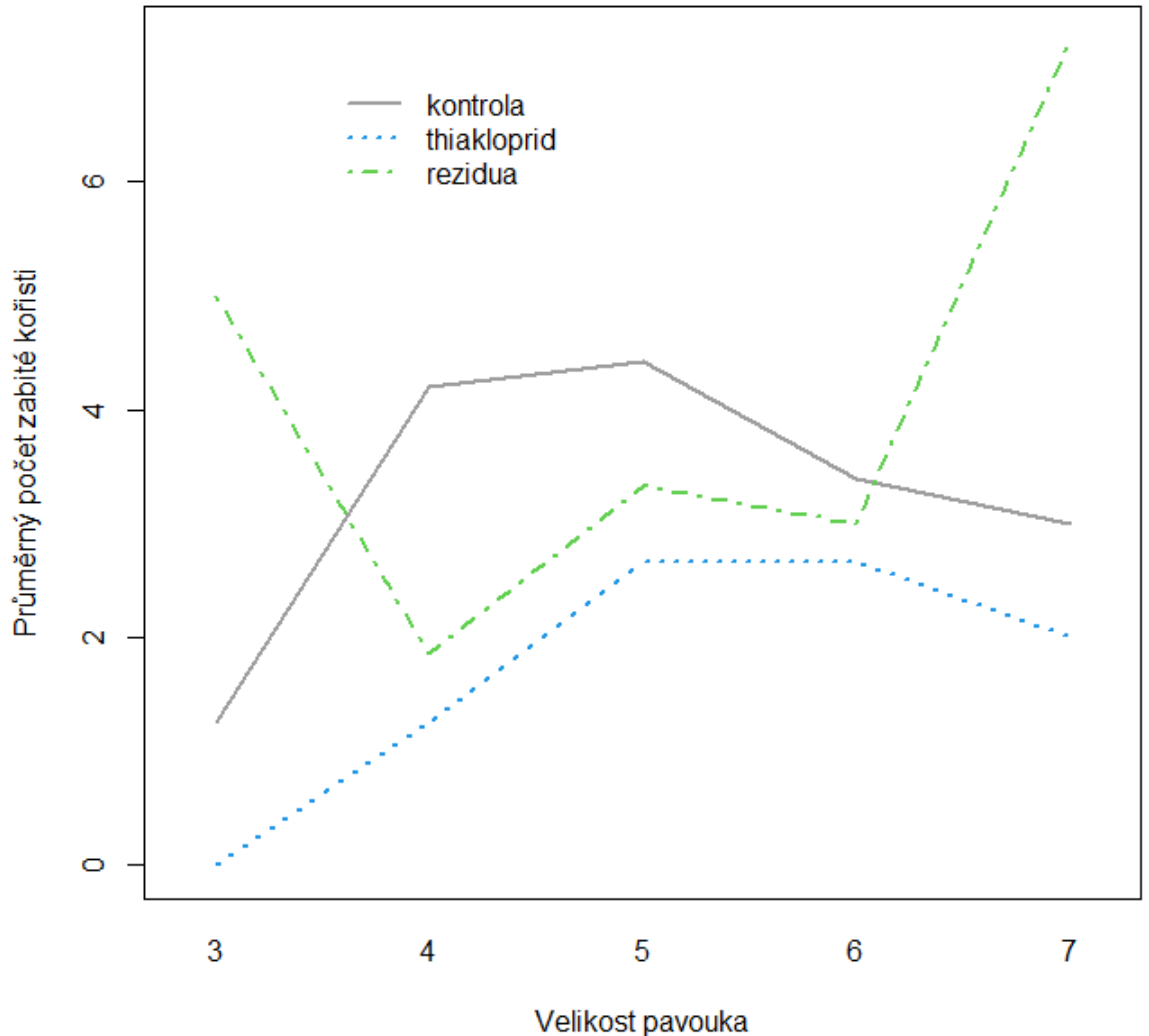
	Treatment	Control	Total
Died	30 (20 %)	2 (1 %)	32 (21 %)
Survived	45 (30 %)	73 (49 %)	118 (79 %)
Total	75 (50 %)	75 (50 %)	150 (100 %)

V kontingenční tabulce je porovnána mortalita mezi kontrolní skupinou a skupinou ošetřenou (Tabulka 4).

Ve skupině ošetřené nenikotinoidy byla mortalita signifikantně vyšší než v kontrolní skupině ($p < 0,0001$).

V průběhu celého experimentu zemřelo v ošetřené skupině 30 pavouků, což odpovídá 20 % z celkového počtu, kdežto v kontrolní skupině zemřeli pouze dva jedinci, což odpovídá zhruba 1 % z celkového počtu.

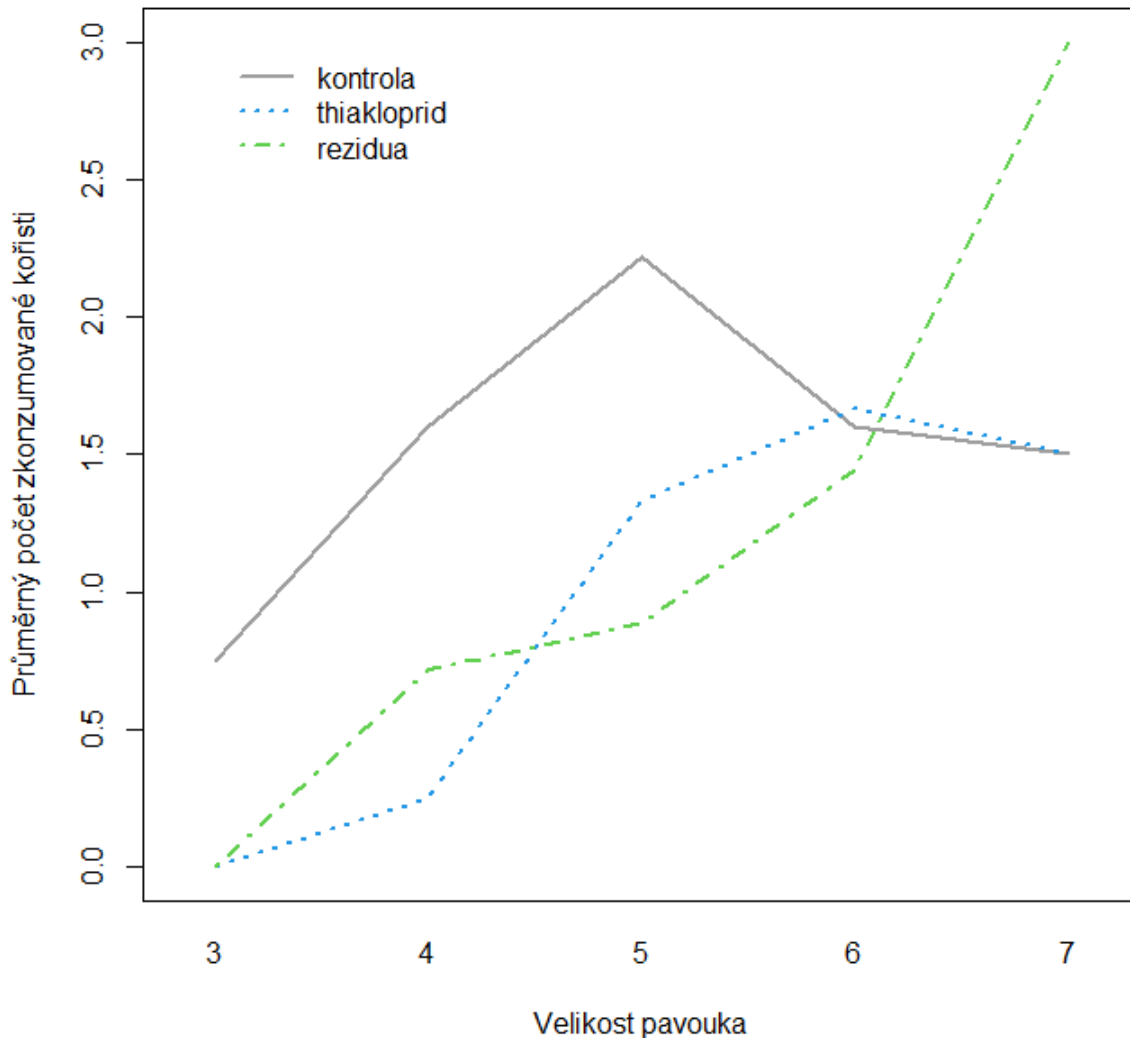
5.4 Residua



Obrázek 19: Vliv velikosti pavouků na predační aktivitu v různě ošetřených skupinách pavouků – kontrolní skupina, skupina s čerstvým ošetřením neonikotinoidy a skupina testovaná na residuální účinky neonikotinoidů (14 dnů po aplikaci). Křivky ukazují průměrný počet zabitých kořisti u pavouků různé velikosti a typu ošetření.

Byl zjištěn významný rozdíl mezi jednotlivými ošetřeními (GLM, $p < 0,001$) a zároveň i signifikantní vliv velikosti těla pavouků rodu *Anypaena* na jejich predační aktivitu (GLM, $p < 0,001$). Predační aktivita pavouků čerstvě ošetřených insekticidem se významně lišila od pavouků z kontrolní skupiny (kontrast, $z = -3,610$, $p < 0,001$), zatímco predační aktivita pavouků s residuálním vlivem insekticidu se od kontrolní skupiny významně nelišila (kontrast, $z = -1,116$, $p = 0,264$; obr. 19).

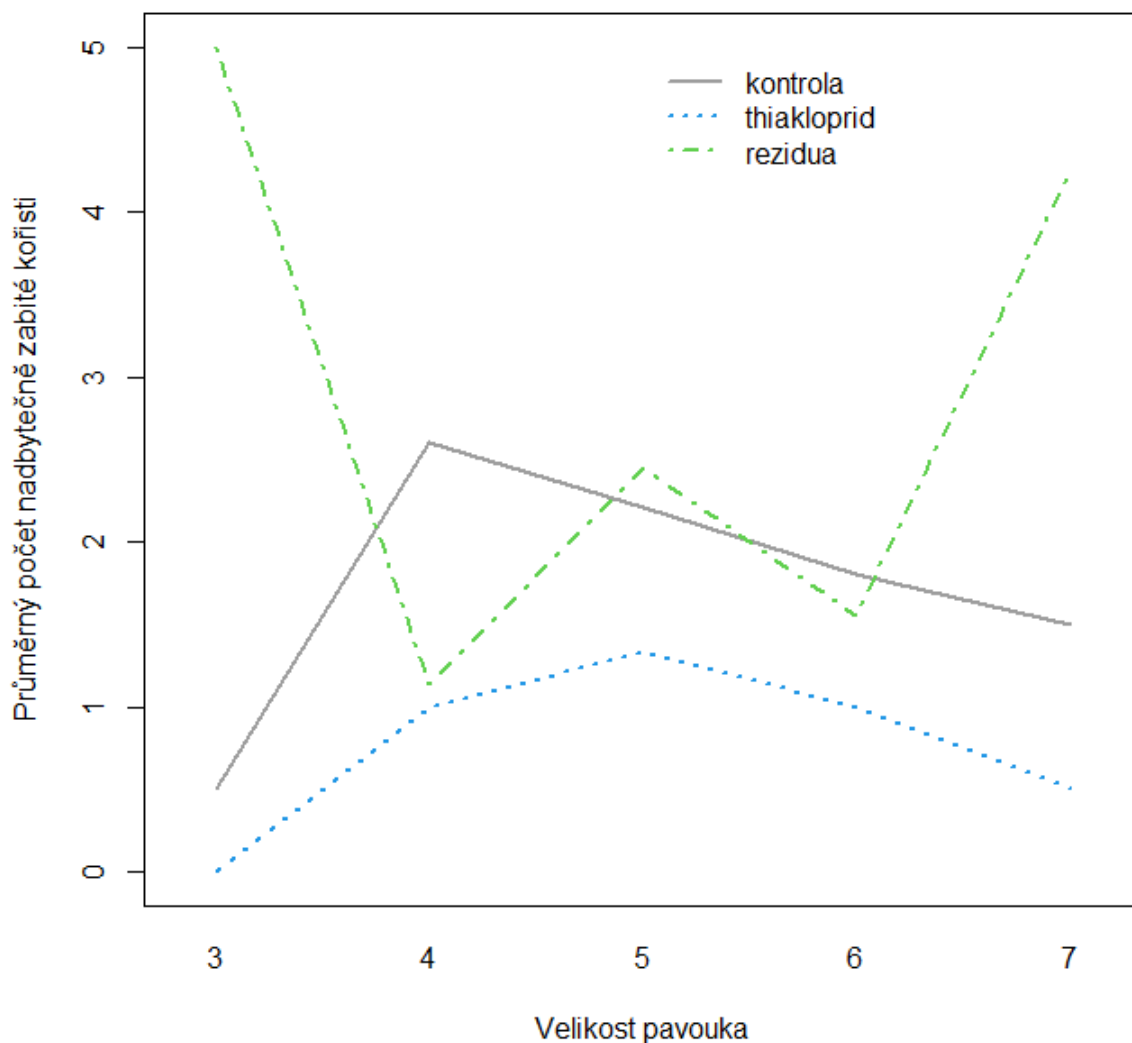
Počet zkonsumované kořisti



Obrázek 20: Vliv velikosti pavouků na konzumaci ulovené kořisti v různě ošetřených skupinách pavouků – kontrolní skupina, skupina s čerstvým ošetřením neonikotinoidy a skupina testovaná na residuální účinky neonikotinoidů (14 dnů po aplikaci). Křivky ukazují průměrný počet zkonsumované kořisti u pavouků různé velikosti a typu ošetření.

Byl zjištěn významný rozdíl mezi jednotlivými ošetřeními (GLM, $p < 0,05$) a zároveň i vliv velikosti těla pavouků rodu *Anyphaena* na počet zkonsumované kořisti (feeding) (GLM, $p < 0,001$). Počet zkonsumované kořisti (feeding) u pavouků čerstvě ošetřených insekticidem se významně lišil od pavouků z kontrolní skupiny (kontrast, $z = -2,350$, $p < 0,05$). Počet zkonsumované kořisti (feeding) u pavouků s residuální vlivem insekticidu se významně lišil od pavouků z kontrolní skupiny (kontrast, $z = -2,172$, $p < 0,05$; obr.20).

Overkilling



Obrázek 21: Vliv velikosti pavouků na počet nadbytečně zabitě kořisti v různě ošetřených skupinách pavouků – kontrolní skupina, skupina s čerstvým ošetřením neonikotinoidy a skupina testovaná na residuální účinky neonikotinoidů (14 dnů po aplikaci). Křivky ukazují průměrný počet nadbytečně zabitě kořisti u pavouků různé velikosti a typu ošetření.

Byl zjištěn významný rozdíl mezi jednotlivými ošetřeními (GLM, $p < 0,05$) a zároveň i vliv velikosti těla pavouků rodu *Anyphaena* na nadměrné usmrcování kořisti (overkilling) (GLM, $p < 0,05$). Počet nadměrně zabitě kořisti (overkilling) u pavouků čerstvě ošetřených insekticidem se významně lišil od pavouků z kontrolní skupiny (kontrast, $z = -2,773$, $p < 0,05$), zatímco overkilling u pavouků s residuálním vlivem insekticidu se od kontrolní skupiny významně nelišil (kontrast, $z = 0,411$, $p = 0,681$, obr. 21).

6 Diskuze

Informace o účincích jednotlivých neonikotinoidních pesticidů na pavouky jsou zatím stále méně časté než u hmyzu (Vetter et al. 2016). V rámci této diplomové práce byly provedeny laboratorní testy za účelem zjištění dopadů neonikotinoidů s účinnou látkou thiakloprid na predační aktivitu a funkční odpověď pavouka druhu *Anyphaena accentuata*. Ve studii byla také zkoumána úmrtnost pavouků a vliv residuí pesticidů. Výsledky ukázaly vliv neonikotinoidních pesticidů jak na predační aktivitu testovaných pavouků, tak i na jejich mortalitu. Efekt residuí se neukázal jako významný.

6.1 Vliv neonikotinoidů na predační aktivitu

Subletální (nevyvolávající výraznou mortalitu) účinky různých pesticidů mohou ovlivňovat funkční a numerické odpovědi predátora na kořist (Pekár, 2012). Predační chování a mechanismy detekce potravy u pavouků totiž zahrnují složité nervové procesy, které mohou být působením pesticidů narušeny (Haynes, 1988).

V našem experimentu mělo použití neonikotinoidů za následek snížení predační aktivity u pozorovaných pavouků oproti kontrolní skupině, což potvrzovalo naši první hypotézu. Stejně tak byly sníženy i pozorované složky predační aktivity – tedy feeding a overkilling. Potvrdila se nám tedy i hypotéza tvrdící, že neonikotinoidy snižují konzumaci kořisti. Na druhou stranu se nám nepodařilo potvrdit vliv neonikotinoidů na agresivitu pavouků, která by zapříčinila zvýšení počtu nadbytečně usmrcené kořisti.

K podobným výsledkům dospěly i další studie. Například ve studii Widiarta et al. (2001) se ukázala snížená predační aktivita pavouka *Pardosa pseudoannulata* po použití imidaklopridu. Účinek imidaklopridu na pavouka *P. pseudoannulata* byl zkoumán i ve studii Chen et al. (2012). Při koncentracích přípravku 25 mg/l a vyšších byla také pozorována signifikantně snížená predační aktivita oproti kontrolní skupině. Při nízkých dávkách (12.5 mg/L) byla ale pravděpodobně vlivem hormoneze predační aktivita pavouka v této studii vyšší než u neošetřených pavouků. Podobný účinek byl pozorován i ve studii Deng et al. (2007), ve které nízká dávka organofosfátů stimulovala predaci u pavouků *Hylyphantes graminicola* (Sundevall), pravděpodobně v důsledku zvýšené efektivity při vyhledávání kořisti. Pavouci po aplikaci pesticidů ulovili více kořisti, ale nekonzumovali ji. Tyto výsledky by mohly odpovídat i naší hypotéze, týkající se zvýšené agrese a zvýšeného usmrcování kořisti po podání neonikotinoidů.

U pavouka druhu *Philodromus cespitum* (Walckenaer) neonikotinoidy snížily funkční odpověď v důsledku prodloužení doby manipulace s kořistí (Řezáč et al. 2010). Snížená predační aktivita může být pozorována i u dalších druhů pesticidů. Například ve studii Benamú et al. (2007) byl tento účinek pozorován po aplikaci spinosynu.

Obecně je snížená predační aktivita častým účinkem pesticidů na přirozené nepřátele škůdců. Tím se snižuje jejich potenciál v biologickém boji (Brown et al. 2014; Pasquet et al. 2015). Pesticidy mohou přitom ovlivnit predační chování více způsoby (Desneux et al. 2007). Často se jedná například o snížení lokomoce (Pekár 2013), vyvolání paralýz (Řezáč et al. 2019) nebo repelentní účinky (Desneux et al. 2007; Korenko et al. 2019).

První zmíněný efekt se ukázal například ve studii Řezáč et al. (2021). Vystavení neonikotinooidům (thiamethoxam, thiakloprid and acetamiprid) vedlo k výraznému snížení rychlosti pavouků *Hogna antelucana* (Montgomery) i vzdálenosti, na kterou se pohybovali. Podobný účinek byl pozorován i u pavouků *Pardosa lugubris* (Walckenaer) za použití stejných látek (Řezáč et al. 2022). Ve studii Řezáč et al. (2019) pak aplikace acetamipridu nebo thiaklopridu vedla k paralýze nebo úhynu pozorovaných pavouků, přičemž účinky byly zvláště výrazné u samců. Paralytické účinky mohou mít například i pyretroidy typu II (Cunningham et al. 2002). I u těchto látek může být zmíněný efekt příčinou snížené predační aktivity.

Snížená lokomoce mohla vést ke snížené predační aktivitě i při našem experimentu, protože ošetření pavouci působili většinou pomaleji. K paralýze u tohoto druhu při našem experimentu nedošlo.

S predační aktivitou a zároveň i s odolností vůči neonikotinooidům souvisí i velikost pavouka. Studie Erickson a Morse (1996) naznačuje, že větší pavouci mají vyšší míru predační aktivity. Co se týká vnímavosti vůči neonikotinooidům, vztah velikosti a účinků těchto látek je většinou zkoumán z hlediska letálních účinků. Z několika studií vyplývá, že menší pavouci jsou pesticidy postiženi více než větší (např. Dinter & Poehling 1995), jiné ukazují opak (např. Pekár 1999). V této oblasti je třeba provést další výzkumy. V naší studii se ukázalo, že při porovnání ošetřené a kontrolní skupiny měla velikost pavouka významný vliv na predační aktivitu. Větší pavouci tedy měli vyšší míru predace ve srovnání s menšími pavouky i při ošetření, čímž se potvrdila i jedna z našich hypotéz.

Míra účinku neonikotinooidů související s velikostí pavouka byla sledována i ve studii Korenko et al. (2019, nepublikováno) na pavoucích druhu *Pardosa agrestis* (Westring), nicméně v této studii nebyl zjištěn žádný dopad.

Stejně tak se v naší studii u pavouka *A. accentuata* ukázal vliv velikosti i na predační aktivitu a její složky. Tím se potvrdila naše další hypotéza. Velikost pavouka tedy podle výsledků našeho experimentu skutečně pozitivně koreluje s predační aktivitou. Pravděpodobně byl tento vliv spojen s poměrem velikosti kořisti a pavouka.

Kromě predační aktivity mohou ovlivňovat neonikotinooidní pesticidy i další složky života pavouků. Ve studii Korenko et al. (2020) se ukázal například vliv na chování řízené feromony a komunikaci. Paralytické účinky mohou znemožňovat únik před predátorem nebo vyhledávání partnerů.

6.2 Vliv neonikotinooidů na mortalitu

Použití neonikotinooidních pesticidů může mít vliv i přímo na mortalitu pavouků. Nicméně různé neonikotinooidy mají v tomto ohledu různé účinky. Například ve studii Beltramin da Fonseca et al. (2008) bylo zjištěno, že Mospilan, s účinnou látkou Acetamiprid, byl pro pavouky v podstatě neškodný a neměl na ně smrtící účinky. K podobným výsledkům dospěla i práce Sýkory (2019). Sledovaný dopad neonikotinooidů na mortalitu byl ale sledován hned u čtyř neonikotinooidních látek – acetamipridu, imidaklopridu, thiaklopridu a thiamethoxamu. Při aplikaci přímým postřikem nebyla u pavouků sledována signifikantně zvýšená úmrtnost, a to u všech čtyř testovaných látek. Tyto látky byly zkoumány i ve studii Řezáč et al. (2019). V této studii byly u pavouků pozorovány letální účinky, markantní především v případě aplikace imidaklopridu. Tato látka byla testována i v terénních experimentech. Například ve studii

Mohammed et al. (2017) byla po aplikaci imidaklopridu pozorována na poli významně nižší četnost pavouků oproti kontrolním podmínkám.

Při porovnání s dalšími látkami ale vidíme, že neonikotinoidní pesticidy nepatří z hlediska mortality pro pavouky mezi nejletálnější. Podle výzkumu provedeného Mansourem a Nentwigem (1988) jsou pro pavouky nejtoxičtější akaricidy (např. cyhexatin, flubenzimin, dikofol a azocyklotin) a insekticidy na bázi chlorovaných uhlovodíků, jako je endosulfan. Některé akaricidy měly letální účinek až na 80-100 % pozorovaných pavouků. Po těchto látkách následovaly pyrethroidní, organofosfátové a karbamátové insekticidy, které vykazovaly různý stupeň toxicity. Herbicidy a fungicidy se v této studii ukázaly jako neletální. Neletální nebo subletální dávka a koncentrace je definována jako nevyvolávající výraznou úmrtnost v experimentální skupině (Desneux et al. 2007). Může mít ale negativní účinky fyziologické a behaviorální, například snížení lokomoce nebo zvýšení self-groomingu, což může omezit čas pro provádění jiných důležitých aktivit. (Hanna 2012).

6.3 Vliv residuí neonikotinoidů

Účinky vystavení residuím pesticidů se ve výsledcích našeho experimentu neukázaly jako statisticky významné. Podle Pekára (2012) je schopnost pavouka lovit škůdce po ošetření pesticidy omezena na poměrně krátkou dobu, dokud nedojde k vyprchání pesticidu a zotavení pavouka. Zotavení probíhá během několika dnů. Residua pesticidů neměla vliv ani na počet nadměrně usmrcené kořisti, měla ale vliv na konzumaci kořisti pavouky. U této složky predáční aktivity se v našem experimentu projevilo významné snížení. Vystavení residuím je pro pavouky na poli mnohem častější než přímý kontakt s postřikem, nebo prostřednictvím kontaminované kořisti. Proto je třeba tuto oblast dále zkoumat.

6.4 Praktické důsledky

Naše práce ukazuje důležitost zohlednění širších ekologických dopadů používání pesticidů a zdůrazňuje potřebu integrovaného a ekologicky odpovědného přístupu k regulaci škůdců. Začleněním těchto poznatků do zemědělských postupů a politických rozhodnutí je možné minimalizovat negativní účinky pesticidů na užitečné organismy, jako jsou pavouci, a zároveň účinně regulovat populace škůdců. Díky poznatkům o tom, jak neonikotinoidy ovlivňují pavouky a další přirozené predátory škůdců, mohou být do budoucna vyvíjeny udržitelnější a ekologicky šetrnější přístupy k regulaci škůdců.

Vzhledem k významnému vlivu thiaklopridu na predáční aktivitu a mortalitu pavouků je třeba do budoucna přehodnotit používání neonikotinoidů v zemědělských postupech. Nalezení alternativ k těmto pesticidům nebo omezení jejich používání může pomoci zmírnit jejich negativní účinky na populace užitečného hmyzu při zachování jejich regulačních účinků na škůdce. Zdůraznění významu pavouků a dalších přirozených predátorů při kontrole populací škůdců v agroekosystémech může vést k větší podpoře biologické ochrany plodin. Celou situaci je třeba dále zkoumat. Průběžné monitorování populací pavouků v zemědělských a přírodních ekosystémech může poskytnout další cenné poznatky o dlouhodobých účincích používání pesticidů na tyto predátory.

6.5 Budoucí výzkum

Do budoucna je potřeba provést další výzkumy zaměřené na neonikotinoidy. A to jak na jejich vliv na pavouky, tak i na další živé organismy, případně i na zdraví člověka. Je třeba více do detailu zkoumat i samostatné látky a jejich vlastnosti. Například o pohybu neonikotinoidů v rostlinách a v přírodě toho stále mnoho nevíme, a přesto je tato oblast výzkumu velmi důležitá při zkoumání vlivu neonikotionidních látek na okolní přírodu. Může významně přispět k tomu, aby bylo možné poskytnout podrobnější pokyny pro aplikační dávky a metody. Je třeba také prozkoumat účinky opakovaných aplikací neonikotinoidů, synergické efekty při aplikaci s dalšími druhy pesticidů nebo způsoby, jak minimalizovat únik neonikotinoidů do okolní přírody.

Dále je třeba zkoumat residua těchto pesticidů, jak dlouho se udrží v půdě v závislosti na okolních podmínkách (teplota, vlhkost atd.), jak se mohou zvyšovat hladiny neonikotinoidů v půdě nebo v rostlinách po opakovaných aplikacích či do jaké míry ovlivňuje obsah neonikotinoidů v rostlině způsob aplikace a která metoda je nejšetrnější při požadovaných účincích. Nakonec je třeba více zkoumat i samotné živočichy, na které neonikotinoidy působí – vlivy určitých koncentrací, letální i subletální účinky. Je nezbytné lépe porozumět míře expozice užitečného hmyzu, ať už prostřednictvím kontaminovaných rostlinných zdrojů, kontaminované kořisti nebo residuí v místech, jako je půda nebo listový opad.

7 Závěr

- Neonikotinoidní pesticidy s účinnou látkou thiaklopid mají významný vliv na predační aktivitu pavouků *Anyphaena accentuata*.
- V rámci predační aktivity byla při našem výzkumu po aplikaci neonikotinoidů pozorováno i snížení ve složkách predační aktivity – feeding a overkilling.
- V naší studii nebyl pozorován vliv neonikotinoidů na agresi pavouků, která by vedla k vyšší míře nadbytečného usmrcování kořisti po podání pesticidů.
- Větší pavouci měli vyšší míru predace ve srovnání s menšími pavouky, a to i při ošetření.
- V ošetřené skupině pavouků byla pozorována vyšší mortalita oproti kontrolní skupině.
- Přestože vystavení residuům mělo vliv na predační aktivitu pavouků, tento efekt nebyl statisticky vyhodnocen jako významný.
- Residua pesticidů neměla vliv ani na počet nadměrně usmrcené kořisti, měla ale vliv na konzumaci kořisti pavouky. U této složky predační aktivity se projevilo statisticky významné snížení.
- Celou problematiku je třeba dále zkoumat, a to ať už z hlediska pesticidů, tak i z hlediska pavouků a užitečného hmyzu.

8 Literatura

- Abdourahime H et al. 2019. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance thiacloprid. *EFSA Journal* **17**:15–18.
- Abubakar Y, Tijjani H, Egbuna C, Adetunji CO, Kala S, Kryeziu TL, Patrick-Iwuanyanwu KC. 2019. Pesticides, history, and classification. *Natural Remedies for Pest, Disease and Weed Control*:29–42.
- Achiorno CL, de Villalobos C, Ferrari L. 2008. Toxicity of the herbicide glyphosate to *Chordodes nobilii* (Gordiida, Nematomorpha). *Chemosphere* **71(10)**: 1816-1822
- Adetunji CO, Oloke JK, Osemwegie OO. 2018. Environmental fate and effects of granular pesta formulation from strains of *Pseudomonas aeruginosa* C1501 and *Lasiodiplodia pseudotheobromae* C1136 on soil activity and weeds. *Chemosphere* **195**: 98-107
- Aitchison CW. 1987. Feeding ecology of winter-active spiders. In *Ecophysiology of spiders* 264-273. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Agromanuál.cz. (n.d.). Profesionální Informace pro agronomy. Available from <https://www.agromanual.cz/> (accessed April 9, 2024).
- Aktar MdW, Paramasivam M, Sengupta D, Purkait S, Ganguly M, Banerjee S. 2008. Impact assessment of pesticide residues in fish of Ganga River around Kolkata in West Bengal. *Environmental Monitoring and Assessment* **157**:97–104.
- Alamdar A, Syed JH, Malik RN, Katsoyiannis A, Liu J, Li J, Zhang G, Jones KC. 2014. Organochlorine pesticides in surface soils from obsolete pesticide dumping ground in Hyderabad City, Pakistan: Contamination levels and their potential for air–soil exchange. *Sci. Total Environ.* **470**: 733–741
- Amalin DM, Peña JE, Mcsorley R, Browning HW, Crane JH. 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
- Amaral AF. 2014. Pesticides and asthma: Challenges for epidemiology. *Frontiers in Public Health* **2**.
- Andreazza AC, Andreazza AC, Scola G. 2015. Toxicology studies: Cells, drugs and environment. IntechOpen, Croatia.
- Bardwell CJ, Averill AL. 1997. Spiders and their prey in Massachusetts cranberry bogs. *Journal of Arachnology* 31-41
- Bass C, Carvalho RA, Oliphant L, Puinean AM, Field LM, Nauen R, Gorman K. 2011. Overexpression of a cytochrome P450 monooxygenase, CYP6ER1, is associated with resistance to imidacloprid in the brown planthopper, *Nilaparvata lugens*. *Insect molecular biology* **20(6)**: 763-773

- Bass C, Denholm I, Williamson MS, Nauen R. 2015. The global status of insect resistance to neonicotinoid insecticides. *Pesticide biochemistry and physiology* **121**: 78-87.
- Bass C, Field LM. 2018. Neonicotinoids. *Current Biology* **28**:772–773.
- Bate R. 2007. *The Rise, Fall, Rise, and Imminent Fall of DDT*. American Enterprise Institute, United States of America.
- Beleznai O, Dreyer J, Tóth Z, Samu F. 2017. Natural enemies partially compensate for warming induced excess herbivory in an organic growth system. *Scientific reports* **7(1)**: 7266.
- Bell JR, Wheeler CP, Cullen WR. 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of zoology* **255(3)**: 377-387
- Benamú MA, Der MS, Neda S, Sanchez NE. 2007. Sublethal effects of two neurotoxic insecticides on *Araneus pratensis* (Araneae: Araneidae)
- Bernardes MF, Pazin M, Pereira LC, Dorta DJ. 2015. Impact of pesticides on environmental and human health. *Toxicology Studies - Cells, Drugs and Environment*. IntechOpen, London
- Binz H, Bucher R, Entling MH, Menzel F. 2014. Knowing the risk: crickets distinguish between spider predators of different size and commonness. *Ethology* **120(1)**: 99-110
- Blake RJ, Copping LG. 2017. Are neonicotinoids killing bees? *Pest Management Science* **73**:1293–1294.
- Blacquièrè T, Smagghe G, Van Gestel CAM, Mommaerts V. 2012. Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology* **21(4)**: 973–992
- Boháč J, Moudrý J, Desetová L. 2007. Biodiversity and Agriculture. *Život. Prostr.* **41(1)**:24 – 29
- Bonmatin J-M et al. 2014. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environ Sci Pollut Res*. Available from doi:10.1007/s11356-014-3332-7
- Borsuah JF, Messer TL, Snow DD, Comfort SD, Mittelstet AR. 2020. Literature review: Global neonicotinoid insecticide occurrence in aquatic environments. *Water (Switzerland)* **12**:1–17.
- Boyd Jr DW, Reeves WK. 2003. Anyphaena (Araneae, Anyphaenidae) overwintering on lowest limbs of white oak. *The Journal of arachnology* **31(1)**: 40-43
- Bressendorff BB, Toft S. 2011. Dome-shaped functional response induced by nutrient imbalance of the prey. *Biology Letters* **7(4)**: 517-520

- Brown LA, Ihara M, Buckingham SD, Matsuda K, Sattelle DB. 2006. Neonicotinoid insecticides display partial and super agonist actions on native insect nicotinic acetylcholine receptors. *J Neurochem* **99**:608–615
- Burns D, Stapleton K. 1995. Structural Pest Control Pesticide Safety Manual. Dept. of the Environment, Halifax, N.S.
- Bystřická L. 2017. Vlivy běžných pesticidů na necílové organizmy [BSc. Thesis]. Mendelova univerzita, Brno.
- Cahill M, Gorman K, Day S, Denholm I, Elbert A, Nauen R. 1996. Baseline determination and detection of resistance to imidacloprid in *Bemisia tabaci* (Homoptera: Aleyrodidae). *Bulletin of Entomological Research* **86**(4): 343-349
- Cardé RT, Millar JG. 2011. *Advances in insect chemical ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cardoso P, Pekár S, Jocqué R, Coddington JA. 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PloS one* **6**(6): e21710
- Casida JE. 2010. Pest Toxicology: The Primary Mechanisms of Pesticide Action. Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology, Third Edition: Volume 1 **1**:103–117.
- Casida JE, Durkin KA. 2013. Neuroactive insecticides: Targets, selectivity, resistance, and secondary effects. *Annual Review of Entomology* **58**:99–117.
- Chen XQ, Xiao Y, Wu LB, Chen Y, Peng Y. 2012. Imidacloprid affects *pardosa pseudoannulata* adults and their unexposed offspring. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **88**:654–658.
- Cocquempot C, Chambon JP, Reynaud P, Fischer L. 1991. Incidence des traitements insecticides sur la faune aranéologique d'un champ de blé à l'épiaison. *Agronomie* **11**(5): 423-434
- Costa L G. 2008. Neurotoxicity of pesticides: A brief review. *Frontiers in Bioscience* **13**:1240.
- Council on Scientific Affairs. 1997. Educational and informational strategies to reduce PESTICIDE RISKS. *Preventive Medicine* **26**:191–200.
- Česká arachnologická společnost (n.d.). Available from <https://www.arachnology.cz/> (accessed April 9, 2023).
- Čermáková M. a Parkanová L. 2015. Včely ve městě – postřehy nejen z London School of Economics. *Města v rozvoji. Ekumenická akademie*, 25–31.
- Cremlyn R. 1982. *Pesticides ; preparation and mode of action*. Jonh Wiley & Sons, Chischester.

- Das S, Hageman KJ, Taylor M, Michelsen-Heath S, Stewart I. 2020. Fate of the organophosphate insecticide, chlorpyrifos, in leaves, soil, and air following application. *Chemosphere* **243**: 125194
- Davies TG, Field LM, Usherwood PN, Williamson MS. 2007. DDT, pyrethrins, pyrethroids and insect sodium channels. *IUBMB Life* **59**:151–162.
- 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: An International Journal* **26(3)**: 478-482
- Desneux N, Decourtye A, Delpuech JM. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology* **52**:81–106.
- Duan L, Zhang N, Wang Y, Zhang CD, Zhu LY, Chen W. 2008. Release of hexachlorocyclohexanes from historically and freshly contaminated soils in China: Implications for fate and regulation. *Environ. Pollut.* **156**: 753–759.
- Easton AH, Goulson D. 2013. The neonicotinoid insecticide imidacloprid repels pollinating flies and beetles at field-realistic concentrations. *PLoS One* **8(1)**: e54819
- Ekström G, Ekbom B. 2011. Pest control in agro-ecosystems: an ecological approach. *Critical Reviews in Plant Sciences* **30(1-2)**: 74-94
- Elbert A, Erdelen C, Kuhnhold J, Nauen R, Schmidt H W, Hattori Y. 2000. Thiacloprid, a novel neonicotinoid insecticide for foliar application. Pages 21-26 in *The BCPC Conference: Pests and diseases*, Brighton, UK
- Elbert A, Haas M, Springer B, Thielert W, Nauen R. 2008. Applied aspects of neonicotinoid uses in crop protection. *Pest Management Science: formerly Pesticide Science* **64(11)**: 1099-1105.
- Elzen GW, Pfannenstiel RS. 2009. Extreme Susceptibility of *Hibana futillis* Spiderlings to Selected Insecticides in a Laboratory Bioassay. *Southwestern Entomologist* **34(1)**: 103-106
- Ensley SM. 2018. Neonicotinoids. *Veterinary Toxicology*:521–524.
- Erickson KS, Morse DH. 1997. Predator size and the suitability of a common prey. *Oecologia* **109**:608–614.
- 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.
- Feyereisen R. 2006. Evolution of insect P450.
- Fishel FM, Ferrell JA. 2013. Managing Pesticide Drift; Agronomy Department. PI232.
- Foelix R. 2011. Biology of spiders. OUP USA.

- Fontana A, Lana NB, Martínez LD, Altamirano JC. 2010. Ultrasound-assisted leaching-dispersive solid-phase extraction followed by liquid–liquid microextraction for the determination of polybrominated diphenyl ethers in sediment samples by gas chromatography–tandem mass spectrometry. *Talanta* **82**: 359–366
- Gao Y, Liu M, Zhao X, Zhang X, Zhou F. 2021. *Paracoccus* and *Achromobacter* bacteria contribute to rapid biodegradation of imidacloprid in soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **225**: 112785.
- Gautam P, Dubey SK. 2023. Biodegradation of Neonicotinoids: Current Trends and Future Prospects. *Current Pollution Reports* **9**:410–432. Springer International Publishing. Available from <https://doi.org/10.1007/s40726-023-00265-8>.
- Geng Y, Ma J, Zhou R, Jia R, Li C. 2017. Assessment of insecticide risk to human health in groundwater in Northern China by using the China-PEARL model. *Pest Manag. Sci.* **73**: 2063–2070
- Gorman K, Slater R, Blande JD, Clarke A, Wren J, McCaffery A, Denholm I. 2010. Cross-resistance relationships between neonicotinoids and Pymetrozine in *bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae). *Pest Management Science* **66**:1186–1190.
- Goulson D. 2013. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* **50**:977–987.
- Griesinger LM, Evans SC, Rypstra AL. 2011. Effects of a glyphosate-based herbicide on mate location in a wolf spider that inhabits agroecosystems. *Chemosphere* **84(10)**: 1461-1466
- Gupta RC, Miller Mukherjee IR, Malik JK, Doss RB, Dettbarn W-D, Milatovic D. 2019. Insecticides. *Biomarkers in Toxicology*:455–475.
- G van Herk W, Vernon RS, Vojtko B, Snow S, Fortier J, Fortin C. 2015. Contact behaviour and mortality of wireworms exposed to six classes of insecticide applied to wheat seed. *Journal of pest science* **88(4)**: 717-739
- Hanna C. 2012. The lethal and sublethal effects of three pesticides on the striped lynx spider (*Oxyopes salticus* Hentz). *Journal of Applied Entomology* **137**: 68–76
- Hansen KB, Wollmuth LP, Traynelis SF. 2012. 6.2 structure-function correlates of glutamate-gated ion channels. *Comprehensive Biophysics*:4–30.
- Hayes TB, Hansen M. 2017. From silent spring to silent night: Agrochemicals and the anthropocene. *Elem Sci Anth*, **5**: 57
- Haynes KF. 1988. Sublethal effects of neurotoxic insecticides on insect behavior. *Annual Review of Entomology* **33**:149–168.
- Hernández AF, Gil F, Lacasaña M, Rodríguez-Barranco M, Tsatsakis AM, Requena M, Alarcón R. 2013. Pesticide exposure and genetic variation in xenobiotic-metabolizing enzymes interact to induce biochemical liver damage. *Food Chem. Toxicol.* **61**: 144–151

- Hodge MA. 1999. The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *Journal of Arachnology* 351-362
- Holling CS. 1965. The functional response of predators to prey density and its role in mimicry and population regulation. *The Memoirs of the Entomological Society of Canada* **97(S45)**: 5-60
- Honda H, Tomizawa M, Casida JE. 2006. Insect nicotinic acetylcholine receptors: neonicotinoid binding site specificity is usually but not always conserved with varied substituents and species. *J Agric Food Chem* **54**:3365–3371
- Hopwood J, Vaughan M, Shepherd M, Biddinger D, Mader E, Black SH, Mazzacano C. 2012. Are neonicotinoids killing bees. A review of research into the effects of neonicotinoid insecticides on bees, with recommendations for action. Xerces Society for Invertebrate Conservation, USA.
- Hörweg C. 2015. The buzzing spider, *Anyphaena accentuata* (Araneae: Anyphaenidae), European spider of the year 2015. *Arachnologische Mitteilungen* **2015**:61–64.
- Ihara M, Matsuda K. 2018. Neonicotinoids: molecular mechanisms of action, insights into resistance and impact on pollinators. *Current Opinion in Insect Science* **30**:86–92. Elsevier Inc. Available from <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.09.009>.
- Ihara M, Matsuda K, Shimomura M, Sattelle DB, Komai K. 2004. Super agonist actions of clothianidin and related compounds on the SAD β 2 nicotinic acetylcholine receptor expressed in *Xenopus laevis* oocytes. *Biosci Biotechnol Biochem* **68**:761–763
- Iwasa T, Motoyama N, Ambrose JT, Roe RM. 2004. Mechanism for the differential toxicity of neonicotinoid insecticides in the honey bee, *Apis mellifera*. *Crop protection* **23(5)**: 371-378
- Jeschke P, Nauen R, Schindler M, Elbert A. 2011. Overview of the status and global strategy for neonicotinoids. *Journal of agricultural and food chemistry* **59(7)**: 2897-2908.
- Jiménez-López J, Llorent-Martínez EJ, Ortega-Barrales P, Ruiz-Medina A. 2020. Analysis of neonicotinoid pesticides in the agri-food sector: a critical assessment of the state of the art. *Applied Spectroscopy Reviews* **55(8)**: 613-646.
- Kagabu S. 2003. Molecular design of neonicotinoids: past, present and future. *Chemistry of crop protection: progress and prospects in science and regulation*: 193-212.
- Kagabu S, Medej S. 1995. Stability comparison of imidacloprid and related compounds under simulated sunlight, hydrolysis conditions, and to oxygen. *Bioscience, biotechnology, and biochemistry* **59(6)**: 980-985
- Kaplanová M. 2013. Predační strategie šplhalky keřové *Anyphaena accentuata* (Walckenaue, 1802) a její potravní spektrum mezi bezobratlými ovocných sadů [MSc. Thesis]. Czech University of Life Sciences Prague, Prague.

- Karatolos N, Denholm I, Williamson M, Nauen R, Gorman K. 2010. Incidence and characterisation of resistance to neonicotinoid insecticides and pymetrozine in the greenhouse whitefly, *Trialeurodes vaporariorum* Westwood (Hemiptera: Aleyrodidae). *Pest management science* **66(12)**: 1304-1307
- Kessler SC, Tiedeken EJ, Simcock KL, Derveau S, Mitchell J, Softley S, Wright GA. 2015. Bees prefer foods containing neonicotinoid pesticides. *Nature* **521(7550)**: 74-76.
- Kim K-H, Kabir E, Jahan SA. 2017. Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science of The Total Environment* **575**:525–535.
- Kocourek F, Falta V, Stará J, Holý K, Vávra R, Horská T. 2013. Minimalizace rizik pesticidů v integrované produkci jádovin. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha
- Koomen P. 1998. Winter activity of *Anypaena accentuata* (Walckenaer, 1802) (Araneae: Anyphaenidae). *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*:223–225.
- Kodejšová B. 2014. Subletální vliv pesticidů na pavouky (Araneae) [BSc. Thesis]. Czech University of Life Sciences Prague, Prague.
- Korenko S. 2010. Tritrophic relationships of arboreal spiders [PhD. Thesis]. Masarykova univerzita, Brno
- Korenko S, Niedobová J, Kolářová M, Hamouzová K, Kysilková K, Michalko R. 2016. The effect of eight common herbicides on the predatory activity of the agrobiont spider *Pardosa agrestis*. *BioControl* **61**:507–517.
- Korenko S, Pekár S, Honěk A. 2010. Predation activity of two winter-active spiders (Araneae: Anyphaenidae, Philodromidae). *Journal of Thermal Biology* **35**:112–116.
- Korenko S, Saska P, Kysilková K, Řezáč M, Heneberg P. 2019. Prey contaminated with neonicotinoids induces feeding deterrent behavior of a common farmland spider. *Scientific Reports* **9**:1–8.
- Korenko S, Sýkora J, Řezáč M, Heneberg P. 2020. Neonicotinoids suppress contact chemoreception in a common farmland spider. *Scientific Reports* **10**:1–8.
- Krischik VA, Rogers MA, Martin LA. 2007. Effect of soil application of imidacloprid on survival of adult green lacewing, *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae), used for biological control in greenhouse. *Biological Control* **42(2)**: 172-177.
- Křištofová L. 2017. Subletální vliv agrochemikálií na slíd'áky rodu *Pardosa*. [MSc. Thesis]. Jihočeská univerzita, České Budějovice
- Kubátová H. 2018. Průmyslová toxikologie a životní prostředí. SPBI Spektrum (Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství), Ostrava.
- Kůrka A., Řezáč M., Macek R. a Dolanský J. 2015. Pavouci České republiky. Academia, Praha.

- Lamichhane JR. 2017. Pesticide use and risk reduction in European farming systems with IPM: An introduction to the special issue. *Crop Protection* 97:1–6.
- Lawler SP. 2017. Environmental safety review of methoprene and bacterially-derived pesticides commonly used for sustained mosquito control. *Ecotoxicology and environmental safety* **139**: 335-343
- Levinson HZ. 1975. Possibilities of using insectistatics and pheromones in pest control. *Natur-Wissenschaften* **62**:272.
- Liu MY, Casida JE. 1993. High affinity binding of [3H] imidacloprid in the insect acetylcholine receptor. *Pesticide biochemistry and physiology* **46(1)**: 40-46
- Líznarová E, Pekár S. 2013. Dangerous prey is associated with a type 4 functional response in spiders. *Animal Behaviour* **85**:1183–1190. Elsevier Ltd. Available from <http://dx.doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.03.004>.
- Líznarová E, Sentenská L, García LF, Pekár S, Viera C. 2013. Local trophic specialisation in a cosmopolitan spider (Araneae). *Zoology* **116**:20–26. Elsevier GmbH. Available from <http://dx.doi.org/10.1016/j.zool.2012.06.002>.
- Lopez-Antia A, Ortiz-Santaliestra ME, Mougeot F, Mateo R. 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology* **22**: 125-138.
- Lyznicki JM et al. 1997. Educational and informational strategies to reduce pesticide risks. *Preventive Medicine* **26**:191–200.
- Machač O. 2014. Pavouci a sekáči na kmenech stromů ve městě a v lese [MSc. Thesis]. Univerzita Palackého, Olomouc.
- Maienfisch P, Angst M, Brandl F, Fischer W, Hofer D, Kayser H, Widmer H. 2001. Chemistry and biology of thiamethoxam: a second generation neonicotinoid. *Pest management science* **57(10)**: 906-913
- Majori G. 2012. Short history of malaria and its eradication in Italy. *Mediterranean Journal of Hematology and Infectious Diseases* **4**.
- Maloney D, Drummond FA, Alford R. 2003. Spider predation in agroecosystems: can spiders effectively control pest populations? Orono: Maine Agricultural and Forest Experiment Station. MAFES Technical Bulletin **190**:32.
- Manjon C et al. 2018. Unravelling the Molecular Determinants of Bee Sensitivity to Neonicotinoid Insecticides. *Current Biology* **28**:1137-1143.e5.
- Mansour F, Nentwig W. 1988. Effects of agrochemical residues on four spider taxa: laboratory methods for pesticide tests with web-building spiders. *Phytoparasitica* **16(4)**:317-326

- Marc P, Canard A, Ysnel F. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74(1-3)**: 229-273
- Mariano-Martins P, Lo-Man-Hung N, Torres TT. 2020. Evolution of Spiders and Silk Spinning: Mini Review of the Morphology, Evolution, and Development of Spiders' Spinnerets. *Frontiers in Ecology and Evolution* **8**:1–6.
- Marie L, Payraudeau S, Benoit G, Maurice M, Gwenaël I. 2017. Degradation and Transport of the Chiral Herbicide S-Metolachlor at the Catchment Scale: Combining Observation Scales and Analytical Approaches. *Environ. Sci. Technol.* **51**: 13231–13240
- Matsuda K, Shimomura M, Ihara M, Akamatsu M, Sattelle DB. 2005. Neonicotinoids show selective and diverse actions on their nicotinic receptor targets: electrophysiology, molecular biology, and receptor modeling studies. *Bioscience, biotechnology, and biochemistry* **69(8)**: 1442-1452
- Michalko R, Košulič O. 2016. Temperature-dependent effect of two neurotoxic insecticides on predatory potential of *Philodromus* spiders. *Journal of Pest Science* **89**:517–527.
- Michalko R, Pekár S, Entling MH. 2019. An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. *Oecologia* **189**:21–36. Springer Berlin Heidelberg. Available from <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4313-1>.
- 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.
- Moffat C, Pacheco JG, Sharp S, Samson AJ, Bollan KA, Huang J, Connolly CN 2015. Chronic exposure to neonicotinoids increases neuronal vulnerability to mitochondrial dysfunction in the bumblebee (*Bombus terrestris*). *The FASEB Journal* **29(5)**: 2112
- Moffat C, Buckland ST, Samson AJ, McArthur R, Chamosa Pino V, Bollan KA, Connolly CN. 2016. Neonicotinoids target distinct nicotinic acetylcholine receptors and neurons, leading to differential risks to bumblebees. *Scientific reports* **6(1)**: 24764
- Mohammed AAAH, Desneux N, Fan Y, Han P, Ali A, Song D, Gao XW. 2018. Impact of imidacloprid and natural enemies on cereal aphids: Integration or ecosystem service disruption? *Entomologia Generalis* **37**:47–61.
- Morrissey CA, Mineau P, Devries JH, Sanchez-Bayo F, Liess M, Cavallaro MC, Liber K. 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review. *Environment international* **74**: 291-303
- Mortimer B, Soler A, Wilkins L, Vollrath F. 2019. Decoding the locational information in the orb web vibrations of *Araneus diadematus* and *Zygiella x-notata*. *Journal of the Royal Society Interface* **16(154)**: 20190201
- Mullié WC, Everts JW, Aukema B, Van Gemerden A, Rottier A, Van Katz R, Van Gestel CAM. 1991. Exposure of the ground dwelling spider *Oedothorax apicatus*

- (Blackwall)(Erigonidae) to spray and residues of deltamethrin. Archives of environmental contamination and toxicology **20**: 13-19.
- MŽP. 2024. Protokoly Přijaté v rámci úmluvy O dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím Hranice států. Available from https://www.mzp.cz/cz/protokoly_clrtap (accessed April 19, 2024).
- Nauen R, Ebbinghaus-Kintscher U, Schmuck R. 2001. Toxicity and nicotinic acetylcholine receptor interaction of imidacloprid and its metabolites in *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae). Pest Management Science: formerly Pesticide Science, **57(7)**: 577-586
- Nikonorow M, Bankowska J, Cwierniewska E, Urbanek-Karłowska B, Luczak J. 1983. Pesticídy a toxicita prostredia. Příroda, Bratislava.
- National Research Council. 2000. The future role of pesticides in US agriculture. National Academy Press, Washington, D.C.
- Nazli H, Butt A. 2020. Comparative study of two synthetic insecticides spiromesifen and thiamethoxam to determine their acute and residual toxicity against lynx spider (*Oxyopes javanus*). Punjab University Journal of Zoology **35**:135–146.
- Nentwig W. 1987. Ecophysiology of spiders. Springer Berlin, Heidelberg
- Nentwig W. 2013. Spider ecophysiology. Springer Berlin, Heidelberg
- Nentwig W, Blick T, Bosmans R, Gloor D, Hänggi A, Kropf C. 2024. Spiders of Europe. Available from <https://www.araneae.nmbe.ch> (accessed April 2024)
- Nentwig W, Wissel C. 1986. A comparison of prey lengths among spiders. Oecologia **68(4)**: 595-600
- Nishiwaki H, Nakagawa Y, Kuwamura M, Sato K, Akamatsu M, Matsuda K, Miyagawa H. 2003. Correlations of the electrophysiological activity of neonicotinoids with their binding and insecticidal activities. Pest Management Science: formerly Pesticide Science **59(9)**: 1023-1030
- NPIC. 2013. Imidacloprid. (n.d.). Available from <http://npic.orst.edu/factsheets/archive/imidacloprid.html> (accessed April, 2024).
- NPIC. 2017. Pesticide Binding Affinity (n.d.). Available from <http://npic.orst.edu/factsheets/bindingaffinity.html> (accessed April, 2024).
- Nyffeler M, Benz G. 1987. Spiders in natural pest control: A review. Journal of Applied Entomology **103**:321–339.
- Oberemok VV, Laikova KV, Gninenko YI, Zaitsev AS, Nyadar PM, Adeyemi TA. 2015. A short history of insecticides. Journal of Plant Protection Research **55**:221–226.

- Ou J, Li H, Ou X, Yang Z, Chen M, Liu K, Teng Y, Xing B. 2020. Degradation, adsorption and leaching of phenazine-1-carboxamide in agricultural soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **205**: 111374
- Pang S, Lin Z, Zhang W, Mishra S, Bhatt P, Chen S. 2020. Insights into the microbial degradation and biochemical mechanisms of neonicotinoids. *Frontiers in microbiology* **11**: 526-444.
- Pechmann M, Khadjeh S, Sprenger F, Prpic NM. 2010. Patterning mechanisms and morphological diversity of spider appendages and their importance for spider evolution. *Arthropod structure & development* **39(6)**: 453-467
- Pekar S, 1999. Foraging mode: a factor affecting the susceptibility of spiders (Araneae) to insecticide applications. *Pest. Sci* **55(11)**:1077–1082
- Pekár S. 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: An ecotoxicological review. *Pest Management Science* **68**:1438–1446.
- Pekár S, Haddad CR. 2005. Can agrobiont spiders (Araneae) avoid a surface with pesticide residues? *Pest Management Science* **61**:1179–1185.
- Persons MH, Rypstra AL. 2001. Wolf spiders show graded antipredator behavior in the presence of chemical cues from different sized predators. *Journal of chemical ecology* **27**: 2493-2504
- Pilling ED, Bromleychallenor KAC, Walker CH, Jepson PC. 1995. Mechanism of synergism between the pyrethroid insecticide λ -cyhalothrin and the imidazole fungicide prochloraz, in the honeybee (*Apis mellifera* L.). *Pesticide biochemistry and physiology* **51(1)**: 1-11.
- Pisa LW et al. 2014. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research* **22**:68–102.
- Poletti M, Maia AHN, Omoto C. 2007. Toxicity of neonicotinoid insecticides to *Neoseiulus californicus* and *Phytoseiulus macropilis* (Acari: Phytoseiidae) and their impact on functional response to *Tetranychus urticae* (Acari: Tetranychidae). *Biological Control* **40(1)**: 30-36
- Preisser EL, Bolnick DI. 2008. The many faces of fear: comparing the pathways and impacts of nonconsumptive predator effects on prey populations. *PloS one* **3(6)**: e2465
- Priadka M. 2020. Vliv pesticidů na bázi neonicotinoidů na křižáka lučního *Mangora acalypha* (Walckenaer, 1802) [MSc. Thesis]. Czech University of Life Sciences Prague, Prague.
- Přibáňová G. 2021. Subletální efekty insekticidů neonicotinoidů na migrační potenciál pavouků [MSc. Thesis]. Univerzita Karlova, Praha
- Qian S, Zhu H, Xiong B, Zheng G, Zhang J, Xu W. 2017. Adsorption and desorption characteristics of endosulfan in two typical agricultural soils in Southwest China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **24**: 11493–11503.

- Qin F, Gao YX, Guo BY, Xu P, Li JZ, Wang H. 2014. Environmental behavior of benalaxyl and furalaxyl enantiomers in agricultural soils. *J. Environ. Sci. Health Part B* **49**: 738–746
- Quan G, Yin C, Chen T, Yan J. 2015. Degradation of Herbicide Mesotrione in Three Soils with Differing Physicochemical Properties from China. *J. Environ. Qual.* **44**: 1631–1637
- R Core Team (2023). *_R: A Language and Environment for Statistical ## Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ## <<https://www.R-project.org/>>.
- Rendon D, Whitehouse ME, Taylor PW. 2016. Consumptive and non-consumptive effects of wolf spiders on cotton bollworms. *Entomologia experimentalis et applicata* **158(2)**: 170–183
- Riechert SE, Lockley T. 1984. Spiders as biological control agents. *Annual review of entomology* **29(1)**: 299–320
- Riechert SE, Luczak J. 1982. Spider foraging: behavioral responses to prey. Spider communication: mechanisms and ecological significance 353–385
- Robinson DE, Mansingh A, Dasgupta TP. 1999. Fate and transport of ethoprophos in the Jamaican environment. *Sci. Total Environ.* **238**: 373–378
- Rouchaud J, Gustin F, Wauters A. 1996. Imidacloprid insecticide soil metabolism in sugar beet field crops.
- Řezáč M, Gloríková N, Wilder SM, Heneberg P. 2021. The sublethal effects of neonicotinoids on spiders are independent of their nutritional status. *Scientific Reports* **11**:1–11. Nature Publishing Group UK. Available from <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87935-z>.
- 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**:503–510.
- Řezáč M, Přibáňová G, Gloríková N, Heneberg P. 2022. Contact exposure to neonicotinoid insecticides temporarily suppresses the locomotor activity of *Pardosa lugubris* agrobiont wolf spiders. *Scientific Reports* **12**:1–10. Nature Publishing Group UK. Available from <https://doi.org/10.1038/s41598-022-18842-0>.
- Řezáč M, Řezáčová V, Heneberg P. 2019. Contact application of neonicotinoids suppresses the predation rate in different densities of prey and induces paralysis of common farmland spiders. *Scientific Reports* **9**:1–9.
- Salgado VL, Saar R. 2004. Desensitizing and non-desensitizing subtypes of alpha-bungarotoxin-sensitive nicotinic acetylcholine receptors in cockroach neurons. *Journal of insect physiology* **50(10)**: 867–879.

- Sanders D, Vogel E, Knop E. 2015. Individual and species-specific traits explain niche size and functional role in spiders as generalist predators. *Journal of Animal Ecology* **84(1)**: 134-142
- Saska P, Skuhrovec J, Foffová H, Řezáč M. 2020. Ekosystémové služby poskytované bezobratlými v zemědělství opylování a regulace škůdců a plevelů. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha
- Sheets LP. 2002. The neonicotinoid insecticides. In *Handbook of neurotoxicology* **1**: 79-87. Totowa NJ: Humana Press.
- Shi X, Jiang L, Wang H, Qiao K, Wang D, Wang K. 2011. Toxicities and sublethal effects of seven neonicotinoid insecticides on survival, growth and reproduction of imidacloprid-resistant cotton aphid, *Aphis gossypii*. *Pest Management Science* **67(12)**: 1528-1533
- Schmidt JM, Rypstra AL. 2010. Opportunistic predator prefers habitat complexity that exposes prey while reducing cannibalism and intraguild encounters. *Oecologia* **164**: 899-910
- Si Y, Zhang J, Wang S, Zhang L, Zhou D. 2006. Influence of organic amendment on the adsorption and leaching of ethametsulfuronmethyl in acidic soils in China. *Geoderma* **130**: 66–76.
- Singh DK. 2012. Pesticides and Environment. *Pestic. Chem. Toxicol.* **1**: 114–122
- Simon-Delso N et al. 2015. Systemic insecticides (Neonicotinoids and fipronil): Trends, uses, mode of action and metabolites. *Environmental Science and Pollution Research* **22**:5–34.
- Solomon ME. 1949. The natural control of animal populations. *J. Anim. Ecol.* **18**: 1-35
- Soloway SB, Henry AC, Kollmeyer WD, Padgett WM, Powell JE, Roman SA, Tieman CH, Corey RA, Horne CA. 1979. Nitromethylene insecticides. Pages 206–217 in Geissbühler H, Brooks GT, Kearney PC, editors. *Advances in pesticide science, part 2*. Pergamon Press, Oxford.
- Suenaga H, Hamamura T. 2015. Effects of manipulated density of the wolf spider, *Pardosa astrigera* (Araneae: Lycosidae), on pest populations and cabbage yield: a field enclosure experiment. *Applied Entomology and Zoology* **50**: 89-97
- Sunderland K. 1999. Mechanisms underlying the effects of spiders on pest populations. *Journal of Arachnology* 308-316.
- Surovcová K. 2016. Vlivy pesticidů používaných ve vinohradnické praxi na necílové organizmy [BSc. Thesis]. Mendelova univerzita, Brno.
- Sumon KA, Ritika AK, Peeters ET, Rashid H, Bosma RH, Rahman MS, Van den Brink PJ. 2018. Effects of imidacloprid on the ecology of sub-tropical freshwater microcosms. *Environmental Pollution* **236**: 432-441

- Sweeney K, Gadd RD, Hess ZL, McDermott DR, MacDonald L, Cotter P, Pruitt JN. 2013. Assessing the effects of rearing environment, natural selection, and developmental stage on the emergence of a behavioral syndrome. *Ethology* **119(5)**: 436-447
- Sýkora J. 2019. Vliv pesticidů na bázi neonikotinoidů na mortalitu a ontogenezi snovačky pečující *Phylloneta impressa* (L. Koch, 1881) [MSc. Thesis]. Czech University of Life Sciences Prague, Prague.
- Tahir HM, Basheer T, Ali S, Yaqoob R, Naseem S, Khan SY. 2019. Effect of pesticides on biological control potential of *Neoscona theisi* (Araneae: Araneidae). *Journal of Insect Science* **19**.
- The European Commission. 2020. COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) 2020/23 of 13 January 2020 concerning the non-renewal of the approval of the active substance thiacloprid, in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council concerning the placing of plant protection products on the market, and amending the Annex to Commission Implementing Regulation (EU) No 540/2011. *Official Journal of the European Union*, Brussels
- Theiling KM, Croft BA. 1988. Pesticide side-effects on arthropod natural enemies: a database summary. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **21(3-4)**: 191-218
- Thuyet DQ, Jorgenson BC, Wissel-Tyson C, Watanabe H, Young TM. 2012. Wash off of imidacloprid and fipronil from turf and concrete surfaces using simulated rainfall. *Science of the Total Environment* **414**: 515-524.
- Tietjen WJ, Cady AB. 2007. Sublethal exposure to a neurotoxic pesticide affects activity rhythms and patterns of four spider species. *The Journal of Arachnology* **35(2)**: 396-406
- Tomizawa M, Casida JE. 2003. Selective toxicity of neonicotinoids attributable to specificity of insect and mammalian nicotinic receptors. *Annu Rev Entomol* **48**:339–364
- Tomizawa M, Casida JE. 2005. Neonicotinoid insecticide toxicology: Mechanisms of selective action. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology* **45**:247–268.
- Tomlin CD. 2003. *The pesticide manual* (No. Ed. 13). British Crop Protection Council, London
- Tudi M, Ruan HD, Wang L, Lyu J, Sadler R, Connell D, Chu C, Phung DT. 2021. Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **18**:1–24.
- Unsworth J. 2010. *History of pesticide use*. International Union of Pure and applied chemistry, North Carolina
- US-EPA. 2020. Imidacloprid: Proposed Interim Registration Review Decision. Us-Epa:5. Available from https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-05/252001/documents/imidacloprid_pid_signed_1.052022.2020.pdf. (Accessed February 2024)

- Van Erp S, Booth L, Gooneratne R, O'Halloran K. 2002. Sublethal responses of wolf spiders (Lycosidae) to organophosphorous insecticides. *Environmental Toxicology: An International Journal* **17(5)**: 449-456
- Wagan TA, Li X, Hua H, Cai W. 2019. Starvation Time and Predatory Efficiency of Spider Species on *Bemisia tabaci* (Homoptera: Aleyrodidae). *Florida Entomologist* **102**:684–690.
- Wei J, Chen, Y, Tiemur A, Wang J-D, Wu B. 2018. Degradation of pesticide residues by gaseous chlorine dioxide on table grapes. *Postharvest Biol. Technol.* **137**: 142–148
- Werner EE, Peacor SD. 2003. A review of trait-mediated indirect interactions in ecological communities. *Ecology* **84(5)**: 1083-1100
- WHO. 2022. Pesticide residues in food. Available from <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/pesticide-residues-in-food> (accessed April, 2024).
- Widiarta IN, 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**:501–507.
- Wiles JA, Jepson PC. 1994. Sub-lethal effects of deltamethrin residues on the within-crop behaviour and distribution of *Coccinella septempunctata*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **72(1)**: 33-45.
- Wise DH, Snyder WE, Tuntibunpakul P, Halaj J. 1999. Spiders in decomposition food webs of agroecosystems: theory and evidence. *Journal of Arachnology* 363-370
- Wisniewska J, Prokopy RJ. 1997. Pesticide Effect on Faunal Composition, Abundance, and Body Length of Spiders (Araneae) in Apple Orchards. *Environmental Entomology* **26**:763–776.
- Yamamoto I, Tomizawa M, Saito T, Miyamoto T, Walcott EC, Sumikawa K. 1998. Structural factors contributing to insecticidal and selective actions of neonicotinoids. *Archives of Insect Biochemistry and Physiology: Published in Collaboration with the Entomological Society of America* **37(1)**: 24-32.
- Yuan G, Qin J-X, Li J, Lang X-X, Wang GH. 2014. Persistent organic pollutants in soil near the Changwengluozha glacier of the Central Tibetan Plateau, China: Their sorption to clays and implication. *Sci. Total Environ.* **472**: 309–315.
- Zadoks JC, Waibel H. 2000. From pesticides to genetically modified plants: history, economics and politics. *NJAS: Wageningen Journal of Life Sciences* **48(2)**: 125-149
- Zhang, W.J., Jiang, F.B., Ou, J.F., 2011. Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. *Proc. Int. Acad. Ecol. Environ. Sci.* **1 (2)**: 125 – 144
- Zheng Z, Yuan Z, Shao X, Miao Z, Zhao B, Zhang J. 2018. Perfluorooctane sulfonate induced neurotoxicity responses associated with neural genes expression, neurotransmitter levels

and acetylcholinesterase activity in planarians *Dugesia japonica*. *Chemosphere* **206**: 150-156.

9 Zdroje obrázků

Obrázek 1: Nentwig W, Blick T, Bosmans R, Gloor D, Hänggi A, Kropf C.2024. Spiders of Europe. Available from <https://www.araneae.nmbe.ch> (accessed April 2024)

Obrázky 2 a 3: Společnost ČA. (n.d.). Available from <https://www.arachnology.cz/> (accessed April 2024).

Obrázek 4: Líznarová E, Pekár S. 2013. Dangerous prey is associated with a type 4 functional response in spiders. *Animal Behaviour* **85**:1183–1190.

