

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie (B1501)

Studijní obor: BBI (1501R001)



Barbora Váňová

Příčiny globálního poklesu hmyzích populací
Reasons for the global decline of insect populations

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Mgr. Petr Šípek, Ph.D.

Praha, 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 4. 8. 2022

Podpis:

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucímu bakalářské práce panu Mgr. Petru Šípkovi, Ph.D. za jeho odborné rady během tvorby práce a jeho čas, který mi ochotně věnoval. Děkuji také své rodině a blízkým, kteří mě při psaní a studiu podporovali.

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá problematikou krize v hmyzích populacích. Hmyz je jednou z nejpočetnějších a nejdiverzifikovanějších skupin živočichů na světě. Toto společenstvo zastává v přírodě nenahraditelné úlohy, kterými přispívá ke správné funkci celého ekosystému. V současné době se však začaly objevovat jasné důkazy, které svědčí o dlouhodobých úbytcích hmyzu po celém světě. Tyto úbytky jsou způsobeny celou řadou příčin a faktorů, které přispívají různou měrou k poklesu početnosti a diverzity hmyzích populací a často jsou vzájemně provázány. Cílem práce je tedy přehledně představit tento globální problém, a zejména pak jeho hlavní příčiny. Na základě studia odborné literatury a následné demonstrace vlivu jednotlivých faktorů na konkrétní druhy či skupiny hmyzu. Bylo zjištěno, že hlavními důvody úbytku hmyzích populací jsou ztráta přirozených stanovišť, znečištění, šíření invazivních druhů a patogenů, klimatická krize a světelné znečištění.

Klíčová slova: úbytek hmyzu, populace, biodiverzita, biomasa, zemědělství, land use, globální změna

Abstract

This thesis deals with the issue of global decline in insect populations. Insects are one of the most numerous and diversified groups of animals in the world. This community plays irreplaceable roles in nature, contributing to the proper functioning of the entire ecosystem. However, fairly compelling evidence has now begun to emerge of long-term insect declines around the world. These declines are caused by many causes and factors that contribute to varying degrees of decline in the abundance and diversity of insect populations, and are often interrelated. The aim of this thesis is therefore to provide an overview of this global problem, and in particular its main causes. The topic has been elaborated through the study of scientific literature and subsequent presentation of the impact of individual factors on specific insect species or groups. It was found that the main reasons for the decline of insect populations are the loss of natural habitats, pollution, the spread of invasive species and pathogens, climate crisis and light pollution.

Keywords: insect decline, population, biodiversity, biomass, agriculture, land use, global change

OBSAH

1 Úvod.....	7
2 Cíle.....	11
3 Příčiny úbytku hmyzu.....	12
3.1 Ztráta přirozených stanovišť	12
3.1.1 Intenzifikace zemědělství	12
3.1.2 Odlesňování.....	13
3.1.3 Urbanizace.....	13
3.1.4 Sukcese.....	14
3.2 Znečištění	15
3.2.1 Pesticidy	15
3.2.1.1 Historický kontext použití pesticidů.....	16
3.2.1.2 Rozdělení pesticidů	16
3.2.1.3 Negativní vliv pesticidů na hmyz.....	17
3.2.2 Nadměrné živiny	21
3.2.3 Znečištění	21
3.3 Nepůvodní druhy, expanzivní organismy a patogeny	21
3.3.1 Nepůvodní druhy a expanzivní organismy.....	22
3.3.2 Patogeny	24
3.4 Klimatická změna.....	26
3.4.1 Změna teploty.....	26
3.4.2 Extrémní klimatické jevy	27
3.5 Světelné znečištění	28
3.5.1 Vliv světelného znečištění na hmyz	29
4 Závěr.....	33
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	34

1 Úvod

Tématem této bakalářské práce je hmyz a současná krize v jeho populacích. Úvodní kapitola je věnována uvedení základních informací týkajících se této skupiny živočichů. Dále jsou představeny ekosystémové úlohy hmyzu a možné následky jeho ubývání.

Hmyz, latinsky Insecta, je nejpočetnější skupina živočichů na naší planetě oplývající nesmírnou diverzitou. Diverzita, jinak též rozmanitost, udává míru bohatosti prostředí – např. hovoříme-li o biodiverzitě, myslíme tím rozmanitost živých organismů – v souvislosti s rozmanitostí druhů používáme termín diverzita druhová.

Kvantifikovat počet hmyzích druhů je více než složité. Problémem u stanovování hodnot hmyzích populací je titěrnost těchto drobných živočichů. Samotné odhady počtu druhů hmyzu se tak často rozcházejí, nebo jsou udávány ve velmi širokých intervalech. Entomologové používají pro jejich stanovování různé metody s rozdílným přístupem, což vnáší do této problematiky mnoho úhlů pohledu s odlišnou kvalitou získaných informací. Jako příklad používaných metod můžeme uvést odhadování pomocí hostitelské specifity, asymptotických křivek, extrapolace lokálních měření nebo odhad pomocí délky těla (Stork, 2018). První pokusy o odhad a zmapování druhů pocházejí již z 18. a 19. století – uváděné hodnoty jsou však nízké, v řádech několika mála tisíc, což odráží míru tehdejšího poznání. První takový odhad zaměřený na hmyz provedl v roce 1714 Ray, který se domníval, že na Zemi žije okolo 20 tisíc druhů. V druhé polovině 20. století se začalo diskutovat o počtu druhů jako o daleko vyšším čísle, nežli se v dřívějších dobách předpokládalo – hodnoty oscilovaly mezi 2–10 miliony (Sabrosky, 1953). V osmdesátých letech vyvolal bouřlivé debaty Erwin (1982), když prezentoval svůj odhad čítající až 30 milionů druhů hmyzu. Většina pozdějších odhadů, včetně odhadu Storka (2018), se jeví daleko střízlivěji – hmyzí populace by měly čítat kolem 5,5 milionů druhů, z toho asi 1,5 milionů druhů brouků. V současné době je podle webu Catalogue of life (COL, 2022) popsáno asi 953 tisíc druhů hmyzu. Nejpočetnější kategorie tvoří brouci (*Coleoptera*), kteří jsou zastoupeni cca 30 %, dvoukřídli (*Diptera*) tvořící 18 % a motýli (*Lepidoptera*) zahrnující cca 16 % z popsáných druhů. Dalším problémem, komplikujícím tyto odhady, je nutnost brát v potaz zatím nepopsanou složkou entomofauny a přítomnost kryptických druhů, které nelze odlišit od druhů jim příbuzných jinak než na základě analýzy DNA, protože vizuální rozlišení není možné. Právě analýza DNA a hlubší prozkoumání méně probádaných oblastí by mohlo být klíčové pro budoucí výzkum diverzity (Stork, 2018).

Hallmanova (2017) studie upoutala pozornost jak odborníků, tak veřejnosti. Je postavena na datech shromážděných za 27 let a mapuje stav populace hmyzu v 63 chráněných krajinných oblastech napříč Německem v letech 1989–2016 a přináší znepokojující čísla. Dle Hallmanna a kol. (2017) klesla biomasa hmyzu za sledované období o více než 75 % s tím, že poklesy biomasy létavého hmyzu dosahovaly během letní periody v některých letech až 82 %. Nejvíce zasaženým druhem hmyzu byli motýli, jejichž množství biomasy kleslo během let 1990–2011 o 50 %. Právě tato alarmující data

rozdmychala dodnes trvající diskusi o tom, jak to skutečně s úbytkem hmyzu je a zdali je existence „hmyzího armageddonu“, jak někdy bývá enormní úbytek označován, skutečná.

Ubývání hmyzu bylo už nějakou dobu před zveřejněním Hallmannova článku veřejným tajemstvím. Čas od času se objevily články, které varovaly před situací, která by mohla do budoucna nastat (Dunn, 2005), ale jen málokdo předpokládal, že se stav bude zhoršovat tak rapidně. Zásadním problémem při zkoumání hmyzích populací jsou chybějící historická data (Hallmann a kol., 2017; Basset a Lamarre, 2019). V minulosti se vedlo jen málo záznamů, které by mapovaly stav hmyzích populací po dobu delší časové periody. Tento fakt entomologům znemožňuje jakékoli porovnání současných dat s těmi, která by odrážela dobu minulou, a na která by bylo možné navázat novou prací a poznatky. Takové porovnání by mohlo být zcela zásadní pro vyhodnocení proměn hmyzích populací během posledních desítek let a pomohlo by pochopit povahu současných úbytků. Mnoho výzkumů se vždy zaměřovalo na snižování diverzity ve skupině obratlovců (Vertebrates), zatímco hmyz bývá často upozadován. Třídy savců (Mammalia), plazů (Reptile), ptáků (Aves) nebo obojživelníků (Amphibia) se odjakživa ocitaly ve středu vědeckého zájmu, díky kterému dnes disponujeme podrobnějšími podklady pro jejich další studium (Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019; Goulson, 2019). Jako příklad můžeme uvést článek Ceballose a Ehrlicha (2002), který pojednává o ubývání živočišných, konkrétně savčích druhů, související s lidskou přítomností a činností.

V roce 2020 vydala společnost World Wildlife Funds (2020b) and Zoological Society of London aktualizovanou zprávu Living Planet Report, která mimo jiné pojednává o stavu populací tisíců druhů obratlovců, pomocí tzv. LPI indexu (LivingPlanetIndex). Ten ukazuje, že mezi lety 1970 až 2016 průměrně poklesla velikost populací o 68 %. Zdroj IUCN (2022) The red list se pokusil odhadnout počet vyhynulých druhů za posledních 500 let. Celkový počet vychází na 778 druhů zvířat, z toho 85 druhů savců, 159 druhů ptáků, 38 druhů obojživelníků a 63 druhů hmyzu. Ano, z uvedených hodnot lze říci, že obratlovců skutečně ubývá, avšak data jsou vztažena pouze k druhům popsáným. Když se na čísla podíváme a budeme vycházet z faktu, že na světě je v současnosti 1,4 milionu popsáných druhů živočichů (COL, 2022), vymizení 778 druhů za posledních 500 let se na první pohled může jevit jako nepatrné číslo. Pokud bychom však vzali v potaz hypotézu, že hmyz je jednou z nejméně prostudovaných skupin a že predikované, doposud nepopsané, kryptické složky jsou mnohonásobně početnější, než počet druhů dosud popsáných, lze míru úbytku hmyzích druhů označit za alarmující.

Tak obrovský úbytek hmyzu by mohl vést k poklesu hojnosti a možné sekundární extinkci některých druhů vyšších trofických úrovní (např. ptáků, obojživelníků či savců) (Hallmann a kol., 2017; Seiblod a kol., 2019). Sekundární extinkce je jev, ke kterému dochází, pokud vymírání jednoho druhu zapříčiní vymírání druhu dalšího – v souvislosti s mizejícími populacemi bezobratlých se mluví především o tzv. kaskádovém efektu, kdy postupně vymírají na sobě závislé potravní gildy. Např. Bowlerová a kol. (2019) se ve své práci pokusili poukázat na pravděpodobnou souvislost mezi úbytkem hmyzu a výskytem hmyzožravých evropských ptáků, pro které je hmyz jako potrava esenciální. Ukázalo

se, že za 25 let ubylo hmyzožravých ptáků napříč Evropou 13 % (v Dánsku až 28 %) na rozdíl od omnivorních druhů, jejichž populace se zdají být stabilní (Bowler a kol., 2019).

Potravní řetězce jsou pouze jednou z mnoha důležitých úloh, na kterých se hmyz v ekosystému podílí. Ochrana jeho mizejících populací by tak měla být zcela prioritní – vztahy organismů v ekosystémech jsou vzájemně provázané a pevně spjaté, pokud by došlo k jejich narušení dlouhodobým úbytkem populací a druhů, dostavily by se negativní následky ovlivňující udržitelnost ekosystémů (Schowalter, a kol., 2018). V případě významného narušení tzv. ekosystémových služeb hmyzu by světu hrozila řada problémů přes nedostatek jídla, ubývání vodních zdrojů až po zhoršení zdravotního stavu populace a špatnou ekonomickou situaci.

Jednou z nejzákladnějších hmyzích úloh je bezesporu polinace neboli opylování. Odhady se samozřejmě různí, ale předpokládá se, že z přibližného celkového počtu rostlinných druhů na zemi až 87 % vyžaduje opylení prostřednictvím kontaktu s živočichem, jinak označované jako zoogamie, přičemž nejčastějším druhem opylovače je právě hmyz (Ollerton, a kol. 2011; Goulson, 2019). Tento úzký vztah se projevil ve výzkumu Biesmeijera, který naznačuje, že ve Velké Británii a Holandsku dochází k úbytku rostlin i opylovačů. Neřešená situace by mohla mít do budoucna devastující následky – kromě snížení diverzity hrozí ekosystémová nestabilita nebo nedostatek jídla (Biesmeijer, 2006; Potts a kol., 2010).

Hmyz je mimo jiné schopen ovlivňovat svou přítomností primární produkci – svým okusem reguluje rostlinnou masu a zároveň je potřebným zdrojem dusíku pro ekosystém. (Belovsky a Slade, 2000; Schowalter a kol., 2018). Některé druhy přispívají ke správnému chodu v prostředí svou životní strategií – jedná se zejména o druhy urychlující rozklad, tzv. detritovory. Za detritovory označujeme živočichy, kteří zpracovávají organickou hmotou, tvořenou zbytky rostlin, těl organismů a jinými odpadními látkami a svým specifickým chováním (např. pohřbívání mršin) pomáhají zakomponování dusíkatých látek do země či vody. Jako příklad detritivorů můžeme uvést některé zástupce brouků (*Coleoptera*) z rodiny *Scarabaeidae* (Schowalter a kol., 2018). Další významnou činností v ekosystémech je vzájemná regulace populací některých hmyzích druhů a regulace škůdců (Goulson, 2019).

Hmyzí produkty provázejí lidstvo celá tisícletí. Jedním z odvětví průmyslu, kde jsou využívány je potravinářství. Jedno z nejstarších vyobrazení získávání včelího medu můžeme nalézt v Egyptě a datujeme ho do doby asi 1450 let před naším letopočtem (Crane, 1999). V současnosti je na hmyz nahlíženo jako na jeden z potenciálních potravních zdrojů budoucnosti – jeho výhodou by měla být kombinace vysokého obsahu bílkovin a šetrnosti k životnímu prostředí, dostupnost a výrazně nižší náklady, což by z tohoto zdroje udělalo vhodnou alternativu běžných živočišných proteinů např. pro rozvojové země (Gravel a Doyen, 2019). Co se industriálního přínosu týká, nejznámějším příkladem je asi výroba hedvábí. Kokony bource morušového (*Bombyx mori*) byly v Číně zpracovávány na hedvábí už před 5 až 3 tis. lety. To bylo později vyváženo do Evropy po tzv. Hedvábné stezce, která právě po tomto ceněném artiklu nese jméno (Anelli a Prischmann-Voldseth, 2009). Dalším využívaným produktem je šelak – jedná se o poměrně tvrdou látku, jejíž primární funkcí je mechanicky chránit larvy

červce lakového (*Laccifer lacca*). Používána je zejména do glazur či jako barvivo. V neposlední řadě je třeba zmínit medicínu. Hmyz je využíván nejen v lidových medicínách, ale svůj prostor má také v běžné lékařské praxi. Kromě léčby účinnými látkami (např. cantharidin) či jejich směsmi (např. propolis) se můžeme setkat s léčbou pomocí myázních much, konkrétně některými druhy střečků (*Oestridae*), kteří se během larválního stádia živí odumřelou tkání a v ráně působí protizánětlivě (Ratcliffe a kol., 2011).

Selhávání hmyzích služeb bychom zaznamenali i v ekonomické sféře. Losey a Vaughan (2006) odhadli hodnotu části ekosystémových služeb hmyzu, konkrétně služeb detritvorů, regulace škůdců, opylování a poskytování živin ostatním živočichům, stanovenou za jediný rok ve Spojených státech na 60 milionů dolarů. Autoři však uvádějí, že tento odhad je poměrně konzervativní a jedná se pouze o malou část celkové sumy. Dlouhodobé ubývání hmyzu by tak narušilo funkce nejen ekosystémové, ale i ekonomické sféry.

Ač se to někomu může zdát zvláštní, role hmyzu se promítá i do kultury. Ve spoustě rozličných kultur napříč celým světem byl kdysi hmyz vnímán jako posvátný nebo dokonce považován za božstvo (Cherry, 1993). Dnešní sociálně kulturní pohled na hmyz je jiný. Spousta lidí vnímá tyto drobné tvory jen jako cosi odpuzivého, otravného nebo nehodného sebemenší péče či soucitu. Druhy, které mají to štěstí a jsou pro širokou veřejnost atraktivnější, téměř vždy se při tom jedná o druhy oku líbivější, jsou častěji vyhledávány turisty a povědomí o nich se tak lépe šíří (Lemelin, 2007). Takové druhy mohou pomoci při ochraně dalších, méně atraktivních druhů tím, že jsou prezentovány jako druhy vlajkové. Tyto druhy se dostanou do popředí zájmu, přičemž je pak možné efektivněji chránit jejich habitaty, které sdílejí s dalšími druhy (WWF, 2020a).

Tato bakalářská práce je členěna do 8 kapitol. Po úvodu jsou zmíněny cíle práce. V rámci hlavní části jsou v jednotlivých kapitolách představeny nejpravděpodobnější a nejčastěji skloňované příčiny úbytku hmyzu. Závěr práce je následně věnován shrnutí poznatků prezentovaných v jednotlivých kapitolách.

2 Cíle

Cílem této bakalářské práce je vytvoření přehledné rešerše, jejímž úkolem je především poskytnout čtenáři základní vhled do problematiky hmyzího vymírání a zároveň shrnout nejzávažnější příčiny, které podle odborníků způsobují enormní úbytky v hmyzích populacích, a představují tak pro hmyz reálnou hrozbu.

3 Příčiny úbytku hmyzu

Tato kapitola mapuje nejzávažnější příčiny úbytku hmyzu a jejich faktory a důsledky na hmyzí populaci.

3.1 Ztráta přirozených stanovišť

Ztráta přirozených stanovišť je rozsáhlou příčinou vedoucí k úbytku hmyzu (Sánchez-Bayo Wyckhuys, 2019; Goulson, 2019; Wagner, 2019; Habel a kol., 2019a). Je velice komplexní – hmyz je ovlivňován mnoha faktory, které se svým působením negativně podílejí na úbytku diverzity a početnosti hmyzích populací. Nejzávažnějšími z faktorů vedoucí ke ztrátě habitatů hmyzu jsou intenzifikace zemědělství, odlesňování krajiny, urbanizace či sukcesní procesy.

3.1.1 Intenzifikace zemědělství

Intenzifikace zemědělství je klíčovou příčinou úbytku hmyzu (Sánchez-Bayo, 2019; Seibold a kol., 2019; Habel a kol. 2019a). Mnoho článků pojednává o negativním účinku intenzifikace zejména na motýli (*Lepidoptera*), jejichž přirozená stanoviště zanikají v důsledku přeměny na pěstební plochy (Warren a kol., 2021; Habel a kol., 2019b; Stenoien a kol., 2016; Fox, 2012). Dříve byla zemědělská půda obdělávána zejména drobnými farmáři, kteří hospodařili udržitelně a jejichž způsob činnosti dával krajině ráz, ve kterém své místo našel i hmyz. Přibližně od 2. poloviny 20. století se zemědělství začalo zintenzivňovat a z malých farem se staly velké komerční podniky (Raven a Wagner, 2021; Foley, 2005; Boyce, 2004). Změněný, intenzivnější způsob hospodaření hmyzu nevyhovuje – likviduje jeho přirozená stanoviště (Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019; Seibold a kol., 2019; Goulson, 2019). V současné době je intenzifikace zemědělství poháněna navyšováním požadovaného výnosu plodin (Foley, 2005). World population prospects (WPP, 2022) uvádí, že lidská populace dosáhne během letošního roku 8 miliard. Dále se odhaduje, že kolo roku 2050 se tento počet zvýší až na 9,7 miliardy. V důsledku navyšování populace dochází i k rozšiřování zemědělských ploch – Podle The World Bank (2020) v roce 2018 dosahovaly zemědělské plochy 48,9 milionů kilometrů čtverečních, což je zhruba 37 % zemské půdy. Jedním z problémů spojených s intenzifikací zemědělství je pěstování rozsáhlých monokultur, což ovlivňuje diverzitu flóry i fauny (Wagner, 2019), ale i nárůst škůdců (Andow, 1983). Liuza-Andrade a kol. (2017) zpracovávali srovnání druhové a funkční diverzity toků v zalesněných a monokulturních oblastech Amazonie. Byla potvrzena původní hypotéza – v tocích, které byly obklopeny monokulturními plantážemi palmy olejné, se druhová i funkční diverzita hmyzu značně snížila oproti potokům vedoucími zalesněnými oblastmi. V moderním zemědělství je využíváno značné množství pesticidních látek, které mají na hmyzí populace často toxické, devastující účinky (viz 3.2.1). V současnosti panuje snaha nahradit pesticidní látky šetrnější a efektivnější alternativou, kterou by mohly být geneticky upravené plodiny, které působí přímo na cílové organismy (Coupe a Capel, 2015; Poppy, 2000; Han a kol., 2016).

3.1.2 Odlesňování

Jedním ze závažných důvodů úbytku živočichů na naší planetě jsou nešetrné zásahy do lesních biotopů, obzvláště pak rozsáhlé odlesňování. Současná míra odlesňování mírně klesla, avšak stále dosahuje alarmujících čísel – Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů (FAO, 2022b) uvádí, že současná plocha, kterou zabírají lesy se pohybuje okolo 4 miliard hektarů. Míra odlesňování klesla v letech 2015–2020 oproti období 1990–2000 z 16 milionů hektarů za rok na 10 milionů. Nejvíce postiženými oblastmi jsou zejména tropy, kde dochází k rozsáhlému kácení a vypalování deštných lesů (Maxwell, 2016; Laurance, 1999; Wagner, 2019). Tropické deštné lesy jsou přitom všeobecně známy kromě svého pozitivního vlivu na cyklus uhlíku či klima i jako oblast s vysokou biodiverzitou, která je v současné době ohrožena lidskou činností. Mezi hlavní faktory vedoucí k rozsáhlému odlesňování patří např. narůstání lidské populace, špatná politika nebo rozrůstající se obchod a průmyslová těžba (Laurance, 1999). Úbytek živočichů v důsledku odlesnění je obecně daleko lépe popsán u obratlovců, nežli u hmyzích populací (Brooks a kol., 1999; Wagner, 2019). Stork (2018) uvádí odhad, který naznačuje, že až 85 % druhů hmyzu se nachází v tropických oblastech a jižních oblastech mírného pásma. Pravděpodobně se zde nachází i velké množství dosud nepopsaných druhů, které čekají na své objevení, avšak vzhledem k devastaci jejich přirozeného prostředí hrozí, že tyto druhy zaniknou ještě před tím, než budou popsány. Pro druhy představuje odlesňování hrozbu především v podobě ztráty habitatu či změny vodních režimů (Wagner, 2019; D’Almeida a kol. 2007). Guénard a kol. (2012) se ve své studii zabývali vlivem odlesňování na mravence (*Formicidae*). Na základě modelů diverzity a míry endemismu autoři vyjmenovávají potencionální, dosud neprobádaná horká místa mravenčí diverzity. Části z určených oblastí však hrozí brzké odlesnění. Benstead a kol. (2003) ve své práci pro změnu srovnávali strukturu stanovišť a skladbu tamních vodních společenstev v potocích protékající rozdílnou krajinou na Madagaskaru. Část toků odvodňovala chráněný deštný les, ta druhá protékala skrze odlesněný okraj tohoto chráněného území. Toky odvodňující les se oproti tokům z odlesněných oblastí vyznačovaly vyšší diverzitou a pestrým společenstvem hmyzu – zaznamenány byly skupiny jako chrostíci (*Trichoptera*), pošvatky (*Plecoptera*) nebo dvoukřídli (*Diptera*). U toků odlesněných oblastí byly zaznamenány vyšší průměrné i maximální teploty a významně nižší míra bentické organické hmoty.

3.1.3 Urbanizace

Urbanizace neboli hromadné přesouvání obyvatelstva z venkova do městských oblastí, je dlouhodobý trend nabírající na síle již od poloviny 20. století (Ichimura, 2003). Podle odhadu z roku 2020, žije v současnosti asi 56% obyvatelstva (cca 4.4 miliardy) planety v městech. Předpokládá se, že tento počet se do roku 2050 téměř zdvojnásobí (The World Bank, 2020). Přestože jsou města vnímána vesměs pozitivním způsobem jako centra vývoje, ekonomického růstu či vzdělanosti, jejich neustálý růst má negativní dopady na životní prostředí (Ichimura, 2003). Urbanizace je hrozbou pro světovou

biodiverzitu – tento jev způsobuje zejména fragmentaci či ztrátu přirozených stanovišť, v důsledku razantních zásahů do krajiny (jako jsou např. neustále rozrůstající se zástavby) nebo zvýšené znečištění životního prostředí (Ye a kol. 2013). Fenoglio a kol. (2020) ve své práci vyhodnocovali publikace týkající se pozorování členovců v kontextu urbanizace, za pomoci RCG gradientu (Rural City Gradient). Výsledky potvrdily negativní vliv urbanizace na diverzitu i početnost členovců. Citlivost členovců se pak lišila v závislosti na taxonomickém zařazení – nejhůře urbanizaci snášeli motýli (*Lepidoptera*) a brouci (*Coleoptera*). Těmto dvěma skupinám se věnují ve svých studiích např. Magura a kol. (2009), Bates a kol. (2014) nebo Clark a kol. (2007). Ye a kol. (2013) uvádí, že v důsledku urbanizace může docházet k poklesu specializovaných druhů hmyzu, oproti druhům generalistickým, jako jsou např. švábi (*Blattodea*) nebo mšice (*Aphididae*), jejichž populace může dokonce mírně vzrůstat. Méně je také ovlivněn dravý hmyz oproti ostatním potravním gildám.

3.1.4 Sukcese

Postupným přechodem z malých zemědělských farem k rozsáhlým moderním zemědělským podnikům dochází k přeměně původní krajiny a zároveň i ke změně skladby společenstev – tato přeměna ekosystému se nazývá sukcese (Boyce, 2004, Burton a Fischer, 2015). Hospodaření malých tradičních farem hmyzu vždy poskytovalo přirozené útočiště – díky jeho šetrnějšímu konceptu, méně drastickým zásahům do krajiny, vznikaly polopřirodní extenzivně využívané biotopy, jako jsou sady, louky, živé ploty, úhory či výmlatky nebo částečně spásané oblasti (Wagner 2019, Habel, 2019a). Tyto formy hospodaření podporují stanovištní diverzitu rostlin, které pro hmyz představují zdroj potravy. To je důležité především na obligátní, silně specializované, druhy fytofágů (Scheper a kol., 2014; Nicholls a Altieri, 2012). Sukcesní indukovaná ztráta takovýchto stanovišť po skončení specifického managementu postihuje celou řadu druhů, zejména pak druhy specializované, u kterých je téměř nemožné najít alternativní útočiště v blízkých oblastech. Mezi skupiny silně dotčené sukcesním zarůstáním patří např. motýli (*Lepidoptera*) (Habel a kol., 2019b; Stenoien a kol., 2016; Fox a kol., 2012; Warren a kol., 2021; Nakonieczny a kol. 2007). Nicméně týká se i včel (*Apidae*), brouků (*Coleoptera*), kříšů (*Auchenorhyncha*) a mnoha dalších (Brooks a kol., 2012; Potts a kol. 2010; Steffan-Dewenter a kol., 2005). Vlivem intenzifikace zemědělství či urbanizace tak dochází ke ztrátám přirozených areálů či jejich fragmentaci (Habel a kol., 2019a). Izolace jednotlivých areálů přitom může u některých druhů narušit dynamiku metapopulací, což může vést k jejich úbytku (Habel a kol. 2019a; Hanski a kol. 1994). Pozitivně na společenstva lučního hmyzu nepůsobí ani neobhospodařovaná půda – vlivem sukcesního procesu dochází k její přeměně, postupnému zarůstání dřevinami, a tím pádem i k vymizení původního hmyzího společenstva, které je nahrazeno společenstvem novým (Wagner, 2019).

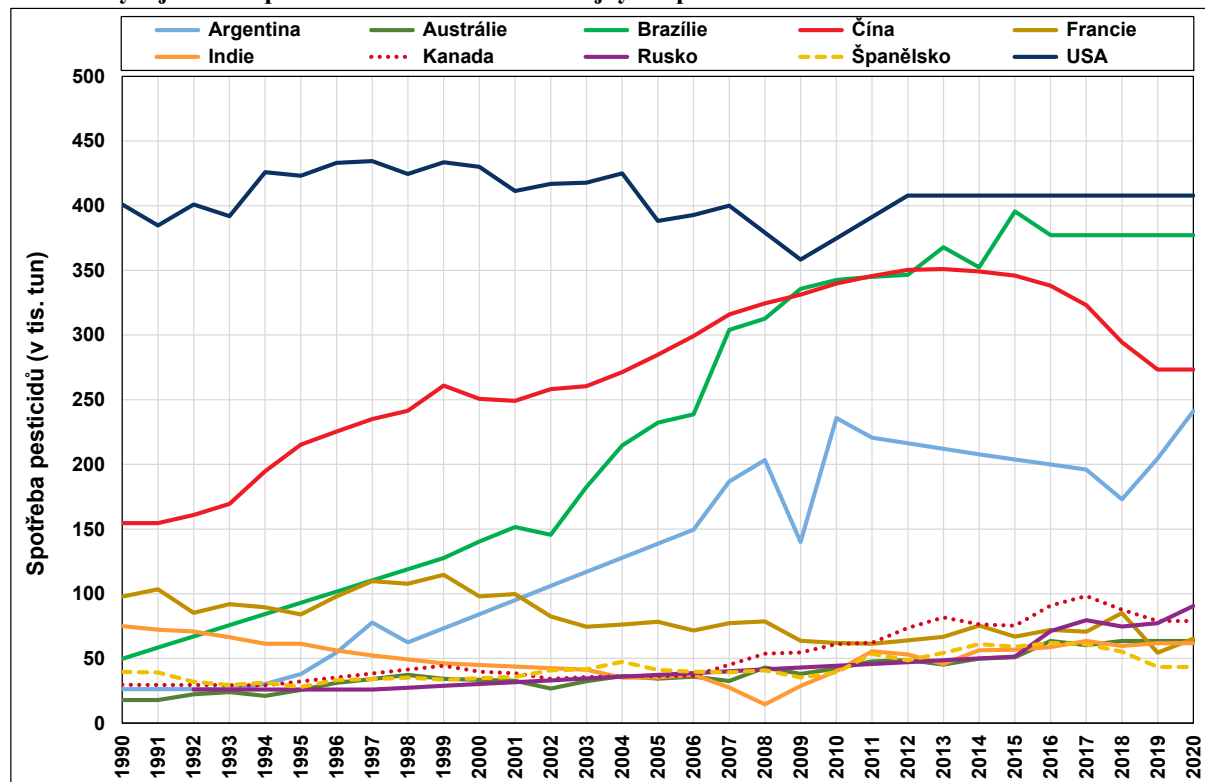
3.2 Znečištění

Znečištění je spolu se ztrátou stanovišť jednou z nejčastěji skloňovaných příčin úbytků hmyzu. Mnoho studií poukazuje na nevhodné používání a účinky chemických látek zejména ve spojitosti se zemědělstvím (Lundgren a kol., 2013; Goulet a Masner, 2017; Dudley a Alexander, 2017). Dále k úbytku hmyzu přispívá nadměrné množství živin nebo obecné znečištění (Sánchez-Bayo, 2019; Habel, 2019a)

3.2.1 Pesticidy

Pesticidem je myšlena jakákoli látka nebo její směs, používaná k likvidaci škůdců, plevelů či dalších nežádoucích organismů. Pesticidy jsou v současné době hojně využívány, zejména v zemědělství, kde pomáhají zvýšit kvalitu, a především množství úrody, což je žádoucí vzhledem k neustále se zvyšujícímu počtu obyvatel na planetě. Ruku v ruce s tím tak jde i ekonomický aspekt (Sharma a kol., 2019). Použití pesticidů napomáhá zvýšit výnosy plodin (Foley, 2005). Dalším pozitivním efektem, který pesticidy světu přinesly je redukce vektorů závažných nemocí a chorob, které by se za normálních okolností šířili ve velkém (Aktar a kol., 2009). Pesticidy jsou kromě zemědělství využívány také v domácnostech, kde se používají např. k hubení škůdců či likvidaci nežádoucích rostlin na zahradách (Rani a kol., 2020). Avšak současné nadužívání pesticidů má mnoho vážných přímých i nepřímých environmentálních důsledků na své okolí – přes znečištění až po ohrožení zdraví ostatních živočichů (Sánchez-Bayo, 2021). Sharma a kol. (2019) ve své práci uvádějí, že celosvětová roční

Obr. 1: Vývoj užívání pesticidů v deseti státech s nejvyšší spotřebou v letech 1990–2020



Zdroj dat: FAO, 2022a

spotřeba pesticidů se pohybuje okolo 2 milionů tun ročně, avšak očekává se, že v dalších letech by mohla překročit hranici 3 milionů tun. Podle Food Agriculture Organization (dále jen FAO) jsou zeměmi s největší spotřebou pesticidů USA, Brazílie, Čína a Argentina (obr. 1).

3.2.1.1 Historický kontext použití pesticidů

První pesticidy moderního typu se objevily již v 19. století. Podle Zacharia (2011) se tehdy používaly toxické sloučeniny prvků jako je arsen či olovo. Od jejich použití se začalo postupně upouštět vzhledem k toxicitě a malé účinnosti. Prvním významným uměle syntetizovaným organickým pesticidem se stal dichlordifenyltrichlorethan, známý pod zkratkou DDT. Jeho insekticidní účinky byly objeveny chemikem Paulem Millerem v roce 1939. V počátku se DDT těšilo velké popularitě, zejména díky širokospektrálním účinkům, cenové dostupnosti a snadné aplikaci. (Mellanby, 1992). Od tohoto objevu začala postupná intenzifikace hnojení a aplikace pesticidů na zemědělských plochách – tento fakt souvisel s tzv. zelenou revolucí, při které bylo snahou zemědělců zvýšit svou produkci, a reagovat tak na zvýšenou poptávku. V posledních desítkách let se však tento trend v oblasti používání pesticidů změnil – se zpožděním se začala projevovat celá řada negativních vedlejších efektů vznikajících při jejich nadužívání. V současné době tak panuje snaha snížit užívání pesticidů jen na nutnou potřebu, vzhledem k prokázaným škodlivým účinkům, avšak tento fakt je často v rozporu s ekonomickými či politickými záměry.

3.2.1.2 Rozdělení pesticidů

Podle Yadava a Deviho (2017) bychom pesticidy mohli rozdělit třemi různými způsoby a to sice – podle cílového organismu, povahy pesticidní látky nebo způsobu vstup pesticidu do organismu.

Pojem pesticid tedy pod sebou skrývá širokou řadu látek, které se díky své specifitě používají na hubení určitého druhu škůdců – existují např. insekticidy působící na hmyz, herbicidy zbavující se nežádoucích rostlin a plevelu, ale také fungicidy likvidující houby nebo rodenticidy, které účinkují na hlodavce a další (Abubakar a kol., 2020). Největší podíl z celkového používaného množství pesticidů tvoří ze 47,5 % herbicidy, dále 29,5 % tvoří insekticidy, 17,5 % fungicidy a 5,5 % ostatní pesticidy (De a kol., 2014).

Podle složení lze pesticidy rozdělit na synteticky vyráběné chemické látky a látky přírodního původu (Abubakar a kol., 2020; Yadav a Devi, 2017). Podle Yadava a Deviho (2017) platí, že moderní pesticidy jsou zejména chemické látky organického původu, jejich dělení je jinak poměrně komplexní. Co se týče skupiny insekticidů, dala by se rozdělit na přírodní a syntetické látky. Mezi syntetické organické látky patří základní skupiny často používaných látek jako jsou organochloridy, organofosfáty, karbamáty a pyrethroidy. Organochloridy byly používány jako insekticidy, jsou však známy pro své reziduální účinky na prostředí. Řadíme sem látky jako jsou DDT nebo lindan (BHC).

Organofosfáty patří také mezi širokospektrální pesticidy, ale nevyznačují se velkou škodlivostí vůči prostředí. Jedná se např. o parathion a malathion. Karbamáty jsou látky podobné organofosfátům, ale

odlišují se původem. Pyrethroidy, jako je např. cypermethrin, jsou používány v potravinářství, jelikož jsou snadno odbouratelné světlem. Druhou větví syntetických látek jsou pesticidy anorganické. Do této kategorie lze zařadit anorganické soli různého typu, jako jsou sulfáty mědi či železa. Do skupiny přírodních látek, jinak také biopesticidů (Abubakar a kol., 2020), bychom mohli zařadit látky na přírodní bázi a minerální oleje (Yadav a Deni, 2017). Biopesticidy jsou látky či organismy, které jsou schopny působit specifickým účinkem na cílového škůdce, kterého tak dokáží zlikvidovat. Jejich výhodou oproti chemickým pesticidům je nižší škodlivost životnímu prostředí – díky zaměření na specifické škůdce nezasahují biologické pesticidy tak širokou škálu organismů, jsou oproti chemickým méně jedovaté a pro účinnou aplikaci stačí malé množství. Jedná se např. o virové, bakteriální nebo houbové organismy, entomofágní nematoda, pesticidy fungující na rostlinné bázi či feromony (Copping a Menn, 2000). Syntetické pesticidy jsou daleko větší zátěží pro ekosystémy – jsou toxičtější než biopesticidy, znečišťují životní prostředí a jejich působení má prokazatelný negativní vliv na necílové organismy (Sharma a kol., 2019).

Další způsob, kterým lze rozlišovat pesticidy je podle toho, jak přicházejí do kontaktu s cílovým organismem (Yadav a Deni, 2017). Systémové pesticidy jsou rozváděny cévním systémem rostlin, působí i při částečném pokrytí rostliny. Kromě hubení škůdců na rostlinách se využívají zároveň na hubení vši nebo blech. S nesystémovými neboli kontaktními pesticidy se musí škůdce dostat do přímého kontaktu, aby látka pronikla do těla škůdce a eliminovala jej. Jiné látky působí toxicky na trávicí soustavu škůdců a způsobují tak otravu. Oproti tomu fumiganty působí ve formě jedovatých výparů na tracheální systém. Mezi pesticidy bychom mohli zařadit i repelenty, které cílový organismus většinou nezabíjejí, ale pouze odpuzují.

3.2.1.3 Negativní vliv pesticidů na hmyz

Pesticidy, které se dostanou do životního prostředí negativně ovlivňují nejen cílové druhy hmyzu, ale i ty, do jejichž populací nebylo v úmyslu zasahovat (Sánchez-Bayo, 2021). Tyto látky zapříčiňují kromě přímých účinků, při kterých hmyz přicházející do kontaktu s pesticidem většinou umírá, také řadu účinků nepřímých. Sánchez-Bayo (2021) uvádí, že nepřímé účinky pesticidů jsou v podstatě ty, při kterých dochází ke přímému vlivu pesticidu na necílový druh, narušení původních vlastností prostředí, ekologických mechanismů či interakcí mezi druhy (viz 3.1.1). Mechanismy působení těchto látek se různí – existují pesticidy regulující růst škůdců, atraktanty a repelenty, které hmyz přitahují či odpuzují nebo také látky sterilizační (Abubakar a kol., 2020). Vzhledem k provázanosti vztahů v ekosystémech se vliv pesticidních látek na prostředí stává nebezpečím pro širokou řadu organismů. Pesticidy se využívají především v suchozemských ekosystémech, kde žije většina druhů, na které dané látky cílí, avšak ovlivňují i vodní ekosystémy. Nejčastějšími pesticidy, jejichž aplikace se podílí na úbytku hmyzu či narušení jeho interakcí jsou herbicidy, insekticidy nebo fungicidy.

Herbicidy se rozkládají poměrně pomalu – některé látky mohou v půdě setrvávat i déle než rok, což je doba, za kterou přijdou do kontaktu se spoustu hmyzu, který se v okolí nachází.

(Freemark a Boutin, 1995). Herbicidy mohou na hmyz působit přímým kontaktem nebo nepřímo např. narušením potravních zdrojů (Sharma a kol., 2018). Podle Sharmy a kol. (2018) jsou nejčastěji evidovány nepřímé účinky na hmyz v důsledku zvýšení nebo snížení populace hostitelských rostlin.

Přímých efektů herbicidů na hmyz, se věnuje podstatně menší množství článků. Jedním z negativních vlivů herbicidů je narušení vzájemných vazeb mezi rostlinami a hmyzem. Některé herbicidy, jako jsou např. hojně používaný glyfosát nebo kyselina 2,4-dichlorfenoxycetová, mohou díky šíření částic působit mimo cílové plodiny i na citlivější necílové rostliny (Kruger a kol., 2012), pro které by mohly tyto látky představovat hrozbu. Jedním z efektů, ke kterým by mohlo u některých druhů hmyzu docházet je omezení potravních zdrojů (Muratet a Fontaine, 2015). Příkladem je studie Pleasantse a Oberhauserové (2012), která byla zaměřena na motýla monarchu stěhovavého (*Danaus plexippus*), jehož přezimující populace v Mexiku se za posledních deset let značně snížily. Část populace motýla pochází ze středozápadu USA, kde se živí jeho larvy mléčivcem. Tato lokalita je však známa i pro časté užívání glyfosátu. Autoři odhadují, že mezi lety 1999 a 2010 klesla hojnost mléčivce o 54 % a počet monarchů v nové generaci se snížil až o 81 %. Tento úbytek zároveň koreluje s velikostí populace přezimujících motýlů a také naznačuje, že úbytek hostitelské rostliny je jedním z hlavních důvodů poklesu populace monarchy. Na nedostatek zdrojů lze reagovat různým způsobem. Babočka bodláková (*Vanessa cardui*) při nedostatku biomasy bodláku, který způsobil herbicid dicamba, zmenšila velikost svých housenek (Bohnenblust a kol., 2013). Nedostatek hostitelských rostlin se také pravděpodobně odráží na úbytku včel. Data shromážděná Global Biodiversity Information Facility vypovídají o tom, že od 90. let 20. století dochází k postupnému celosvětovému snižování počtu včelích druhů, a to až o 25 % (Zattara a Aizen, 2021). Snižování rozmanitosti rostlin v důsledku používání pesticidů spolu s kombinací dalších stresujících faktorů by tak mohlo vést k úbytku opylovačů (Goulson, 2015). Pesticidy se kromě přímého kontaktu s opylovačem mohou uchovat i na listech nebo v půdě, což může negativně ovlivnit hnízdění opylovačů i je samotné (Kopit a Pitts-Singer, 2018).

Dalším negativním efektem projevujícím se na hmyzích populacích může být narušení potravních úrovní. Kampfraath a kol. (2017) se zabýval vztahem mezi biomasou pšenice seté (*Triticum aestivum*), mšicí kyjatkou osenní (*Sitobion avenae*) a jejím parazitoidem *Aphidius rhopalosiphi*. Kombinace dvou různých pesticidů, 2,6-dichlorbenzonitrilu (DCBN) a 1,4-dichlorbenzenu (DCB), negativně ovlivňuje růst rostliny, která tak dosahovala menší biomasy. U kyjatek, které se nacházely na rostlině vystavené nejvyšší koncentraci DCBN byla pozorována nižší rychlost reprodukce, menší biomasa a počet jedinců. Negativní efekt se projevil i u parazitoida kyjatek *Aphidius rhopalosiphi*, u kterého došlo ke snížení míry parazitismu i napadení, přičemž v následující generaci převažovali samci.

Další hojně používanou skupinou pesticidů jsou insekticidy. Jejich popularita stoupla ve 40. letech 20. století a přinesla s sebou několik nepřímých efektů jako opětovný výskyt škůdců, nahrazení primárních škůdců těmi sekundárními, druhotnou otravu přirozených nepřítelů či zvýšenou citlivost k patogenům (Sánchez-Bayo, 2021).

Obnovený výskyt škůdců je fenomén, který se objevuje v důsledku snížení populací přirozených nepřátel, kteří regulují populace škůdců. (Hardin a kol., 1995). K opětovnému výskytu škůdců mohou přispívat menší mírou i další mechanismy jako zvýšení plodnosti škůdců, změna jejich běžného chování či výživy atd. Příkladem tohoto fenoménu je hubení štítenky pomerančové (*Aonidiella aurantii*) v Kalifornii za pomoci DDT, přičemž tento insekticid zvládnul mimo jiné zlikvidovat i populace parazitické vosičky *Aphytis melinus*. Právě tato vosička se podílela na přirozené regulaci populace štítenek, což vedlo po jejím vymizení k opětovnému a masivnějšímu nárůstu těchto škůdců (DeBach, 1974). Podobný problém je popsán i u mûry *Spodoptera frugiperda* (Perfecto, 1990) nebo u mšice broskvoňové (*Myzus persicae*) a dalších (Dutcher, 2007).

Výskyt sekundárních škůdců je nepřímým důsledkem vymizení škůdců primárních (Sánchez-Bayo, 2021). Sekundární škůdci, jsou druhy hmyzu, které jsou kontrolovány přirozeným nepřítelem, vyskytují se obvykle v menších počtech. Potlačení primárních škůdců, které může být zapříčiněno aplikací insekticidů, tak zvýhodní škůdce sekundární, což se projeví jejich hojností. Příkladem tohoto vztahu může být aplikace insekticidů zaměřena na mšici *Lygus hesperus*, jejíž populace následně ztrácí na velikosti. Oproti tomu dochází až ke čtyřnásobnému nárůstu počtu larev mûry blýskavky červivcové (*Spodoptera exigua*) (Eveleens a kol., 1973). Dalšími autory zabývající se obdobnou tematikou jsou například Castle a kol. (1996), kteří se zaměřili na invazi molice bavlníkové (*Bemisia tabaci*) nebo Cordeiro a kol. (2014), mapující vztah mezi pilousem kukuřičným (*Sitophilus zeamais*) a korovníkem obilným (*Rhyzopertha dominica*). K dalšímu nepřímému efektu, sekundárním otravám přirozených nepřátel, dochází tehdy, když je hmyz vystaven dávce insekticidu, která ho ihned neusmrtí a mezitím dojde k jeho parazitaci (Sánchez-Bayo, 2021). Walker a kol. (2007) se pro změnu zabývali účinky třech rozdílných insekticidů na mšici *Nasonovia ribisnigri*, která byla krmena chemicky ošetřeným salátem a následně byla nabídnuta jako kořist denivce *Micromus tasmaniae*. U larev denivek poté byla zaznamenána sekundární otrava – nejvýrazněji působil insekticid imidakloprid, který zvýšil mortalitu denivek až na 96 %. Obdobná studie byla provedena Saskou a kol. (2016), přičemž byl testován účinek glyfosátu na slunéčko východní (*Harmonia axyridis*), jemuž byly podávány mšice (*Metopolophium dirhodum*) ošetřené již zmiňovaným glyfosátem. Slunéčko však na rozdíl od denivek z výše zmiňované studie neprojevovalo citlivost vůči pesticidu. Je pravděpodobné, že některé generalistické druhy, jako je slunéčko východní, mohou tolerovat určitá rezidua pesticidních látek ve své potravě. Tematiku sekundární intoxikace v souvislosti s insekticidy a dalšími důsledky mapovalo mnoho dalších autorů jako například Mauchline a kol. (2004) nebo Aak a kol. (2020). Intoxikace hmyzu však neohrožuje jen hmyzí predátory, ale může mít přes trofické kaskády dopad i na obratlovce (Notman, 1989).

Používání insekticidů nemusí hmyz vždy zabít, je pro něj však ohromným stresovým faktorem, který negativně ovlivňuje imunitu těchto živočichů (James a Xu, 2012; Brandt a kol. 2020). Hmyz může být vystaven tzv. subletálním dávkám, které ho neusmrtí, avšak snižují jeho fitness (např. negativně ovlivňují fekunditu). Pesticidy ovlivňují kromě celé řady fyziologických procesů i hmyzí chování – kombinací všech těchto faktorů se tak tyto živočichové stávají náchylnějšími k patogenům. Několik

nezávislých studií dokládá, že hmyz, který přichází do kontaktu s insekticidy vykazuje vyšší míru parazitismu (Alburaki a kol., 2015; Di Prisco a kol., 2013). Vztahy patogenů a pesticidů jsou často popisovány na příkladu včel, které díky svému životnímu stylu přicházejí často do kontaktu s rostlinami, které nesou rezidua po aplikaci pesticidu (Long a Krupke, 2016).

Negativní vliv na hmyz může mít i skupina tzv. parazitacidů. Parazitacidy jsou látky často používané jako veterinární prostředky k ošetřování hospodářských zvířat. Rezidua těchto látek ve zvířecím trusu však mohou negativním způsobem ovlivnit přirozené činnosti koprofilního hmyzu. Floate a kol. (2005) uvádějí efekty těchto pesticidů na brouky z nadčeledi *Scarabaeoidea*, kterými může být například narušení rozkladu trusu či potravních vztahů. Rezidua pesticidů mohou ovlivnit přítomnost larev dvoukřídlého hmyzu (*Diptera*), které slouží dravému koprofilnímu hmyzu jako jsou např. mršníkovití (*Histeridae*) jako potrava.

U některých pesticidů jako jsou fungicidy, není příliš mnoho informací o negativních vlivech na členovce. Předpokládá se však, že vzhledem k širokospektré účinnosti, některých negativních vlastností jako blokování buněčného dýchání nebo plošnému užívání by mohli být potenciální hrozbou (Sánchez-Bayo, 2021).

Pesticidy neovlivňují pouze terestrické ekosystémy, ve kterých jsou primárně využívány, ale zasahují svými účinky i do chodu ekosystémů vodních. Pokud se pesticidní látka dostane do vody, dochází ke kontaminaci, která může vyústit v řadu přímých i nepřímých důsledků na okolí (de Souza a kol., 2020). Oproti suchozemským bezobratlým jsou vlivy na vodní hmyz o poznání méně prozkoumány a studovány (Sánchez-Bayo, 2021). Vodní hmyz, zvláště pak sladkovodní larvy, vykazují značnou citlivost k pesticidním látkám a jsou tak často považovány za bioindikátory vodních toků (Katagi a Tanaka, 2016). Mezi takovéto živočichy bychom mohli zařadit například bruslařku vodní (*Gerris lacustris*), vážku bělořitnou (*Orthetrum albistylum*) nebo potápníka *Hydroglyphus japonicus* – každý druh je jinak snášenlivý vůči konkrétní chemické látce, přičemž se její případná vyšší koncentrace projeví poklesem populace (Hashimoto a kol., 2020).

Ke kontaminaci vody pesticidem dochází zejména v okolí zemědělských ploch, prostřednictvím postřiků, odtokem či vsakem do podzemních vod (Sumon a kol., 2018).

Úbytek hmyzu způsobený pesticidem narušuje potravní vztahy ve vodním prostředí. Může docházet například ke změně druhové skladby – některé druhy hmyzu mohou být svou citlivostí vůči danému pesticidu znevýhodněny oproti druhům méně citlivým, které mohou díky tomuto faktu profitovat v důsledku vyřazení potravní konkurence (Kobashi a kol., 2017). Jiným způsobem ovlivňují vodní ekosystém herbicidy, které mají podle Rybického a Jungmanna (2018) přímý účinek na perifyton, jehož biomasa v přítomnosti těchto látek klesá. Klesající biomasa perifytону, ovlivňuje nepřímo jepici *Rhithrogena semicolorata*, jejíž larvám chybí potravní zdroj. Prostřednictvím pesticidů dále dochází k narušení přirozených ekosystémových procesů jako je rozklad – příkladem může být studie Kreutzweiser a kol. (2008), která naznačuje negativní vliv reziduí insekticidů v opadu na suchozemské, ale i vodní rozkladače jako jsou například pošvatky *Pteronarcys dorsata* nebo tiplice (*Tipula*).

Specifický vliv na fungování vodních společenstev mají některé fungicidy, které svým působením nepřímo přispívají k nárůstu fytoplanktonu nebo biofilmu, tzv. kvetení řas – k těmto jevům může docházet úbytkem činnosti tzv. spásáčů (angl. grazers) nebo díky přítomnosti organismů využívajících organické látky uvolněné při rozkladných procesech (Sánchez-Bayo, 2021; Van den Brink a kol., 1999). Vliv insekticidů a fungicidů na hmyz ve vodním prostředí dále mapují např. autoři Kuechle a kol. (2022), kteří zkoumají negativní účinek na druhovou bohatost a množství mokřadního hmyzu v USA – 75 % hmyzu v měřené lokalitě tvořila skupina dvoukřídlých (Diptera), 6 % pak tvořila třetí nejpočetnější skupina jepic (*Ephemeroptera*).

3.2.2 Nadměrné živiny

Dalším problémem, který svým vlivem přispěl současné kritické situaci hmyzích populací je i přebytek živin v ekosystému. Jedná se zejména o akumulovaný dusík, který se do oběhu dostává např. kvůli nadměrnému užívání dusíkatých hnojiv, což ovlivňuje kvalitu stanoviště (Habel a kol., 2019a). Haddad a kol. (2000) ve své studii sbírali vzorky z celkem 54 ploch, na kterých byly dlouhodobě udržovány rozdílné hladiny dusíku. Ukázalo se, že vztah mezi množstvím dusíku a hmyzem koreluje stejným způsobem jako je tomu u rostlin – oblasti hojně nasycené dusíkem vykazují menší druhovou bohatost, ale setkáme se zde s vyšším množstvím biomasy zbylých druhů. Ze všech zastoupených trofických gild se zvýšením dusíku pozitivně korelovaly jen detritivoři. Se zmenšující se rostlinnou druhovou bohatostí jsou tak květiny či byliny postupně nahrazovány travinami (Stevens, 2004), což se negativně odráží na populacích opylovačů, kteří přicházejí o zdroj potravy (Biesmeijer, 2006).

3.2.3 Znečištění

Kromě toho, že je urbanizace je jedním z faktorů vedoucích ke ztrátě stanovišť (viz 3.1.3), podporuje i míru znečištění, která je příčinou ztráty městských druhů hmyzu (Fenoglio a kol., 2021). Znečištění může být různého druhu – může se jednat o znečištění vzduchu či znečištění hlukové nebo světelné. U světelného znečištění se prokázaly tak rozsáhlé účinky na entomofaunu, že mu věnována v této práci celá kapitola (kapitola 7). Znečištění vzduchu způsobují látky, tzv. polutanty, mezi které patří např. oxidy dusíku nebo ozon. Vlivy těchto látek ve vztahu vůči opylovačům zkoumali ve své studii Ryalls a kol. (2022), kteří uvádějí, že zvýšení výfukových plynů z dieselových motorů nebo třeba ozon, významně snížilo počet opylovačů o 62–70 % a jejich návštěvnost květů o 83–90 %.

3.3 Nepůvodní druhy, expanzivní organismy a patogeny

Další příčinou, která vede ke ztrátě biodiverzity a pravděpodobně stojí za poklesem mnoha hmyzích populací je vliv patogenních organismů a přítomnost introdukovaných a expanzivních druhů. Jedná se o biologické faktory, které svou přítomností mohou silně ovlivňovat strukturu společenstev a narušovat tak fungující ekosystém (Federici, 2009). Moderní doba značně usnadnila šíření

nepůvodních druhů, a to především kvůli téměř neomezeným možnostem pohybu, globalizaci a klimatickým změnám (Bertelsmeier, 2021). Rizikem může být ale i únik exotických druhů z chovů či chovatelských zařízení (Fortuna a kol., 2022). Introdukovaný druh se stává pro společenstvo nebezpečným ve chvíli, kdy získá v prostředí výhodu, začne převažovat nad tamními původními druhy, čímž projeví invazní potenciál (Fortuna a kol., 2022). Tento potenciál mohou projevit i druhy původní. Pokud dojde ke změně v jinak dlouhodobě stálém prostředí, např. vlivem lidské činnosti, může se stát, že nově nastolené podmínky budou hrát ve prospěch specifického druhu, který se tak bude moci rychleji množit a efektivněji osidlovat okolí – stane se tak expanzivním (Reitz a Trumble, 2002).

Nepůvodní druhy hmyzu mohou ovlivňovat diverzitu dvojím způsobem, a to pomocí přímých nebo nepřímých interakcí (Kenis a kol., 2008; Fortuna a kol., 2022). Přímá interakce by se dala definovat jako bezprostřední vzájemné působení či vztah mezi dvěma organismy. Přímé interakce zahrnují základní trofické vztahy, jako je predace nebo herbivorie, či hybridizaci nepůvodního druhu s druhem původním. Při nepřímých interakcích dochází ke vzájemnému ovlivňování prostřednictvím kaskádových efektů či jiných mechanismů. Jedná se např. o konkurenční chování – ať už jde o konkurenci o zdroj, prostor či hostitele, nebo přenos patogenů. Určit však přesný mechanismus, kterým k vytlačování či decimaci původních populací dochází, se ale často nemusí podařit (Reitz a Trumble, 2002).

3.3.1 Nepůvodní druhy a expanzivní organismy

Studie se často shodují na tom, že dochází k vytlačování původních druhů hmyzu introdukovanými druhy. U slunéčkovitých (*Coccinellidae*) dochází často k přímému ovlivnění početnosti původních druhů predací nově zavlečenými druhy, jako je např. *Harmonia axyridis* a *Coccinella septempunctata*, jejichž přítomnost zapříčinila úbytek populací původních druhů slunéček (Evans a kol., 2011). Pokles je pravděpodobně důsledkem konkurence mezi druhy, ale i vnitroskupinové predace, při které dochází ke konzumaci vajíček původních druhů slunéček (např. *Adalia bipunctata*) slunéčky nepůvodními (Burgio a kol., 2002). Jak původní, tak introdukované druhy se živí převážně mšicemi, což tento hmyz staví do role konkurentů o lokální (tedy i omezené) potravní zdroje.

Dalším příkladem konkurence o zdroj, která může negativně ovlivnit stav původních populací hmyzu je přítomnost introdukovaného druhu čmeláka *Bombus terrestris* v různých částech Asie. Matsumura a kol. (2003) ve své práci shrnuje možné vlivy introdukce *B. terrestris* na původní druhy čmeláků. *Bombus terrestris* má poměrně rychlý populační růst, což ho zvýhodňuje oproti původním druhům. V místech překryvu původních druhů s nepůvodním druhem tohoto čmeláka tak bude více než pravděpodobně docházet ke kompetici o rostliny jako potravní zdroje, narušování mutualistických vztahů mezi rostlinami a původními druhy opylovačů nebo kompetici o místa k hnízdění. Kromě toho, že čmelák *Bombus terrestris* využívá stejné květinové zdroje jako původní druhy, má někdy tendence inklinovat ke kleptoparazitismu. Je známý tím, že vykousává otvory do květů některých rostlin a usnadňuje si tím přístup k potravě. Tímto chováním by tak mohlo docházet k narušení reprodukční

strategie lokálních rostlin, resp. snížení počtu semen v další generaci, což by mohlo omezit potravní zdroj všem čmelákům, včetně nativních druhů.

Svůj negativní vliv na úbytek hmyzu má také hybridizace. Jedná se o proces, při kterém dochází ke křížení příbuzných druhů. Tento mechanismus může být potenciální hrozbou pro původní druhy s menšími populacemi či druhy endemické. Je-li nepůvodní organismus zavlečen do nového prostředí, začne nevyhnutelně docházet ke kontaktu s lokálními původními druhy dané niky, se kterými by se za normálních okolností ve svém přirozeném areálu rozšíření nikdy nesetkal. Může se tedy stát, že mezi těmito druhy či poddruhy dojde ke křížení a vzniku hybridních jedinců. Tento fakt vede k mezidruhovému přenosu genů, přičemž zároveň pozvolna ubývá zástupců původních druhů. (Kenis a kol., 2008). Pro ilustraci, příkladem hybridizace může být zmenšující se populace včel *Apis mellifera mellifera* v Dánsku vlivem introdukce včely *Apis mellifera ligustica* (Jensen a kol. 2004). Průzkum z roku 2003 ukazuje poměrně vysokou míru hybridizace – 55 % včel bylo hybridních, 35 % se řadilo k *Apis mellifera mellifera* a 10 % k introdukované včele *Apis mellifera ligustica* (Jensen a kol. 2005).

Působení invazních druhů se odráží nejen na jednotlivých druzích živočichů či rostlin, ale i na fungování ekosystému obecně. Jednou ze situací, která může nastat je kaskádové vymírání. (Kenis a kol., 2008). S dobře popsáním kaskádovým efektem se můžeme setkat např. u některých druhů mravenců. O'Dowd a kol. (2003) ve své práci popisují působení introdukovaného mravence *Anoplolepis gracilipes* na ekosystém Vánočních ostrovů, který je ovlivňován hned na několika trofických úrovních. Zásadním problémem je, že mravenci decimují tamní populace endemického kraba *Gecarcoidea natalis*, který je pro ekosystém klíčovým druhem. Krabi jsou schopni regulovat diverzitu, a to včetně některých invazních druhů rostlin či měkkýšů, čímž jsou schopni snižovat hrozbu sekundární invaze. Svou přítomností krabi mimo jiné podporují také rozklad opadu, což se o introdukovaných mravencích říci nedá. Mravenci ovlivňují také diverzitu hmyzích společenstev v korunách stromů i v opadu.

Dalším příkladem ekologického působení invazního hmyzu na okolí je introdukce kudlanky *Tenodera sinensis* do USA (Moran a kol., 1996). Jedná se o generalistického predátora, což znamená, že je adaptován na konzumaci široké škály kořisti. Právě díky tomu kudlanka svou potravu nevybírá tak striktně jako někteří jiní predátoři a jako potravní zdroj ji mohou posloužit jak herbivorní druhy, tak i predátoři. Tím, že klesá množství herbivorů v prostředí, klesá i regulace rostlinné biomasy, která tak značně prosperuje a mění tak krajinu.

Kromě toho, že má invazivní hmyz vliv na druhovou skladbu a produktivitu, zasahuje také do koloběhu živin v ekosystému. Hmyz, který způsobuje defoliaci, může narušit důležité procesy pro fungování ekosystému počínaje transpirací, přes rozdílné osvětlení rostlin až po vodní režimy. Aktivita těchto živočichů může zároveň narušit koloběh některých prvků v ekosystému – příkladem může být změna v koloběhu dusíku či uhlíku (Lovett a kol., 2016). Hmyzem poškozujícím koruny stromů je i korovnice jedlovcová (*Adelges tsugae*), která napadá jedlovec východní a způsobuje tak v Severní Americe jeho hromadné odumírání (Kizlinski a kol., 2002). Výsledky studie naznačují, že se kvůli

tomuto faktu zvýšilo množství uvolněného dusíku do prostředí, avšak jeho množství zpětně vstřebané zelení je menší. Hrozí tak vymývání přebytečného dusíku z půdy.

3.3.2 Patogeny

Dalším rizikovým faktorem, který pravděpodobně nese svůj podíl na úbytku hmyzu je šíření patogenních organismů. Podle Vilcinskas (2019) šíření patogenů napomáhá právě pohyb nepůvodního invazního hmyzu, který může být nakažen či parazitován. Pokud je hostitel nakažen ve svém původním prostředí, je pravděpodobné, že s patogenem prodělal vzájemnou koevoluci a lépe tak jeho přítomnost snáší. Pohybem hostitele dochází k introdukci patogenů do nových oblastí, kde mohou ohrožovat a vyhledávat nejen invazní, ale i původní druhy. Původní druhy na introdukované patogeny, se kterými se nikdy v minulosti neměly šanci setkat, reagují často daleko citlivěji a situace má na ně tak větší dopad. Patogenní organismy mohou působit na svého hostitele různým způsobem – infikovaného jedince mohou postupně usmrtit, snížit jeho plodnost nebo narušit jeho přirozené cykly a změnit tak jeho chování (Vilcinskas a kol., 2013). Některé patogenní organismy (např. bakterie druhu *Bacillus thuringiensis*) jsou proto mimo jiné využívány jako alternativa pesticidů k hubení škůdců (Lacey a kol., 2015). K přenosu patogenů často dochází v koloniích sociálního hmyzu – ten je vzhledem ke svému způsobu života, homogenitě kolonie, sdílenému prostoru a úzkým sociálním vazbám mezi jedinci k přenosu náchylnější (Naug a Camazine, 2002).

Lovett a Leger (2017) uvádějí ve svém článku houby jako nejčastější původce hmyzích chorob. Obvyklým způsobem nakažení hmyzu je proniknutí přes pevnou kutikulu za pomoci mechanického tlaku či účinnosti enzymů. U nakažených jedinců se můžeme často setkat s neobvyklým chováním, které je způsobeno manipulací hostitele patogenním druhem. Jednou ze známých parazitických skupin hub jsou nepochybně *Microsporidia*. Vilcinskas (2019) ve své práci uvádí jako jednoho z přenašečů mikrosporidních patogenů již výše zmiňované původem asijské slunéčko *Harmonia axyridis*. Studie naznačuje, že toto invazní slunéčko je značně odolnější proti patogenům, které jsou pro původní druhy slunéček smrtelné. Výhoda toho slunéčka pravděpodobně spočívá v lepším imunitním systému – svou obranu dokáže lépe přizpůsobit jak původním, tak i novým patogenům, se kterými se setkává v nově kolonizovaném prostředí (Lee a Klasing, 2004). *Harmonia* má oproti jiným slunéčkům vyšší hladiny obranných látek, jako je např. harmonin, a antimikrobiálních peptidů, což je možnou příčinou silnější obranyschopnosti. Původní slunéčka se infikují při predaci nakažených vajíček *H. axyridis*, což se jim mnohdy stává osudným (Vilcinskas a kol., 2013). Mikrosporidie jsou intracelulární parazité se specifickým mechanismem infekce, při kterém dochází k vystřelení pólového vlákna a přenosu spor patogenu. Jejich tělo je redukováné, což s sebou přináší závislost na hostiteli. Hostitelé mikrosporidií mohou být různí. V 50. letech 19. století stál patogen *Nosema bombycis* za úbytkem bource morušového, u něj vyvolával nemoc zvanou jako pebrina. V současné době jsou nosemozy nebezpečím především pro blanokřídlé – např. patogen *Nosema apis* a *Nosema ceranae* napadající zejména včelu medonosnou (*Apis mellifera*) a včelu východní (*Apis cerana*) (Higes a kol., 2008) nebo *Nosema bombi*, která

pravděpodobně hraje roli v poklesu populací čmeláků napříč Spojenými státy (Meeus a kol., 2011). *Nosema* narušuje trávicí trakt hmyzu, který poté není schopen vstřebávat živiny a trávit potravu, což se projevuje průjmami a vede k postupnému úplnému vyčerpání organismu.

Dalším obávaným a pravděpodobně čím dál tím více rozšířeným parazitem je *Crithidia*, která se řadí mezi *Euglenozoa*, konkrétně *Trypanosomatida*, a napadá trávicí soustavu čmeláků a včel. Možným negativním vlivem přenosu patogenů ze skupin *Crithidia* a *Nosema* z introdukovaných komerčně chovaných čmeláků v Severní Americe na domácí druhy se zabývají Colla a kol. (2006). Občasné tak může dojít k infiltraci invazních jedinců do okolí. K přenosu patogenů z introdukovaných čmeláků může docházet buď přímým kontaktem nebo na navštěvovaných květech. Tato studie poukazuje na vyšší procento *Crithidia* infikovaných divokých čmeláků v blízkosti produkčních skleníků oproti volné krajině.

Dalším organismem, který působí problémy je roztoč zvaný kleštík včelí (*Varroa destructor*). Do světa byl tento ektoparazit introdukován z Asie, kde byla jeho původním hostitelem včela východní (*Apis cerana*). Společná evoluce s původními (např. evropskými) druhy včel je tak velice krátká, což činí tyto včely o poznání zranitelnější (Noël a kol., 2020). S jeho invazemi je spojena také přítomnost mnoha virů, jejichž patogenitu kleštík svou přítomností zvyšuje. Nejpodstatnějšími takovými viry jsou např. *virus deformovaných křídel* (DWV) nebo *virus akutní paralýzy včel* (ABPV) a další (Mondet a kol., 2014). V současné době se prohlubují lidské znalosti týkající se vzájemných interakcí mezi organismy či mechanismy jejich vzájemného ovlivňování. Díky těmto pokrokům se zformovaly programy, které cílí na biologickou kontrolu některých organismů či reintrodukcí a záchranu původních druhů. Příkladem může být úspěšná biologická kontrola pomocí housenek můry *Penicillaria jocosatrix* na ostrově Guam v Tichomoří, které nepřímo konkurovaly larvám motýla *Anisodes illepidaria*, který na tomto místě působil škody (Schreiner a Nafus, 1993). Vzájemná konkurence těchto dvou druhů následně pomohla k nárůstu počtu ostatních, do té doby utlačovaných, druhů můr a obnovila tak rovnováhu. Při jakékoli snaze o biologickou regulaci je zásadní dopředu velice dobře zvážit možnou kaskádu přímých i nepřímých účinků, které může zásah vyvolat a situaci podrobně monitorovat, aby nedošlo k ekosystémovému rozvratu (Gandhi a Herms, 2009).

3.4 Klimatická změna

Často skloňovanou příčinou vedoucí k úbytku hmyzích populací je klimatická změna. Klimatická změna je dlouhodobým procesem, při kterém dochází k obměně klimatických podmínek, které formují strukturu světa, tak jak ho známe. V průběhu antropocénu se vzorce podmínek utvářející klima začaly měnit stále rychleji, což vedlo k častým a výrazným klimatickým výkyvům (Halsch a kol., 2020). Abnormální klimatické jevy jsou dávány do souvislosti především s oteplováním planety v důsledku antropogenní činnosti (Noyes a kol., 2009). Jedná se o komplexní jev, poháněný nadprodukcí skleníkových plynů, který spolu s dalšími negativně působícími faktory jako je např. degradace stanovišť či nadužívání pesticidů představuje obecné ohrožení hmyzích populací. Podle Mezivládního panelu pro změnu klimatu (IPCC, 2018) se průměrná teplota na Zemi od počátku průmyslové revoluce zvýšila o 1 °C a stále stoupá – odhad je, že během roku 2030–2052 by se současná teplota mohla zvýšit o 0,5 °C. Během zmiňovaného narůstání teploty byl také zaznamenán určitý trend klimatických extrémů. Teploty a koncentrace CO₂ predikované na následujících 50–100 let se nachází v rozmezí, které je pro organismy snesitelné, jelikož byli podobným hodnotám vystaveny během klimatických cyklů v minulosti, následný vývoj těchto hodnot je však nebývalý (MacDonald, 2010). Přestože důsledky dopadu klimatické krize na hmyz mohou zmírnit adaptační, disperzní či behaviorální mechanismy, nelze předpokládat, že vyváží značné snížení fitness některých druhů (Deutsch a kol., 2008).

3.4.1 Změna teploty

Jednou z podmínek, které klimatická změna ovlivňuje je teplota. Země se neotepluje rovnoměrným způsobem – k nárůstům teplot dochází zpravidla v místech s vyšší zeměpisnou šířkou, jako je Arktida, nebo v oblastech s vyšší nadmořskou výškou (Bale a Hayward, 2010). Vzhledem k tomu, že hmyz patří mezi ektotermní živočichy, jejichž tělesná teplota závisí na té okolní, představuje pro něj oteplování přirozeného prostředí přímou hrozbou. Deutsch a kol. (2008) ve svém článku popisují vliv teplotních změn na populace hmyzu, které vykazují trend s měnící se zeměpisnou šířkou. Předpokládá se, že ve středních a vyšších zeměpisných šířkách, dojde k zvýšení fitness, a tedy i k růstu hmyzích populací. Oproti tomu v tropických oblastech se očekává snížení početnosti hmyzu, konkrétně by mohla vnitřní míra přirozeného přírůstku klesnout až o 20 %. Výsledky této studie tak naznačují, že i přesto, že oteplení v tropických oblastech je jen malé, jeho důsledky jsou závažnější. Příčinou je pravděpodobně vyšší citlivost tropických druhů na změnu teploty, druhy vyšších zeměpisných šířek vykazují vyšší teplotní toleranci (Deutsch a kol., 2008). Vlivem globálního oteplování se některé druhy hmyzu mohou přesunout do vyšších nadmořských výšek, než tomu bylo doposud (Rasmann a kol., 2013). Teplotní změny mohou dále přímým způsobem negativně ovlivňovat životní cykly hmyzu – podnebí totiž může působit jako faktor ovlivňující mortalitu, rychlost růstu nebo dostupnost zdrojů (Bale a Hayward, 2002). Příkladem může být vznik fenologického nesouladu u parazitických nebo mutualistických druhů, jejichž

interakce je změnou klimatu narušena (Renner a Zohner, 2018; Shipley a kol., 2022; Johnson a kol., 2010).

Negativní působení zvyšování teploty se projevuje na početnosti jedinců a na biodiverzitě hmyzu (Halsch, 2020). Tímto problémem se zabývali Harrisová a kol. (2019), kteří ve státu New Hampshire v USA mapovali v průběhu 45 let tamní populace brouků (*Coleoptera*). Nejnížší počty brouků byly zachyceny v době a místech s nejteplejším klimatem. Na nižší početnost měla vliv i slabá zima a absence sněhové pokrývky v předchozím roce. Studie zaznamenala během těchto let pokles v početnosti jedinců až o 83 %, druhová bohatost přitom klesla o 39 %. Obdobnou výše zmiňovanou problematiku se ve svých člancích zabývají například Wilson a MacLean (2010) nebo Hill a kol. (2021) u motýlů (*Lepidoptera*) nebo Musolin (2007) u ploščic (*Heteroptera*).

Oteplování planety je v neposlední řadě ovlivňuje disperzi hmyzu. Současné teplotní změny mohou měnit přirozenou dynamiku pohybu hmyzu a působit na migrační procesy, ať už dlouhodobé či krátkodobé (Donnelly a kol., 2012). Zvýšená teplota či sucho může představovat pro některý migrující hmyz, jako jsou třeba motýli (*Lepidoptera*) bariéru, jež nejsou schopni kvůli své citlivosti překonat (Forister, 2018). V přírodě se můžeme setkat s posouváním doby aktivity v důsledku zvýšených teplot, jako je tomu např. u vážky *Orthetrum albistylum speciosum*, jejíž aktivita v rámci cyklu je zpožděna, což do budoucna mohlo vést až k desynchronizaci se zdrojem potravy (Doi, 2008). Jiné druhy hmyzu řeší nevyhovující podmínky spojené se změnou klimatu výměnou migračního cíle za jinou vhodnější geografickou oblast (Satterfield a kol., 2020; Ott, 2010). Některé druhy dokonce posunuly svůj areál výskytu do vyšších zeměpisných šířek či nadmořských výšek (Bale a kol., 2002). Butterfield a Coulson (1997) podotýkají, že v tomto důsledku může docházet k vymizení druhů lokalizovaných v severních a horských částech Anglie, které by v případě dalšího zvyšování teplot nenašly chladnější útočiště. Příkladem rozšiřujícího se druhu v důsledku oteplování je kudlanka nábožná (*Mantis religiosa*) a její expanze ve střední Evropě. V České republice bychom v minulosti mohli narazit na tento druh pouze v nejteplejších oblastech jihu Moravy, dnes se s ním již můžeme setkat v severněji položených částech republiky jako je CHKO Žďárské vrchy (Mückstein, 2016). V důsledku pohybu nepůvodních druhů hrozí riziko narušení lokálních potravních vztahů či zavlečení nových patogenů (Heleno a kol., 2020; Gregory a kol., 2009). Dalšími důsledky může být zrychlení vývoje nebo zkrácení generační doby (Robinet a Roques, 2010), které můžeme pozorovat především u škůdců (Berg a kol., 2006; Tobin a kol., 2008).

3.4.2 Extrémní klimatické jevy

Kromě extrémní teploty je hmyz vystaven dalším aspektům pojících se s klimatickou změnou, které mohou přispívat k úbytkům v hmyzích populacích. Mezi tyto aspekty bychom mohli zařadit extrémní výkyvy povětrnostních podmínek (Wagner, 2019). Ewaldová a kol. (2015) ve své práci hodnotili senzitivitu bezobratlých vůči extrémním povětrnostním podmínkám na polích jižní Anglie. Výsledky ukazují korelaci počtu bezobratlých s teplotou a srážkami, což poukazuje na možný vliv klimatické

změny na populace. Skupiny hmyzu jako například křísovití (*Cicadellidae*), třásněnky (*Thysanoptera*) nebo lumčíkovití (*Braconidae*) reagovali negativně na suchá, horká léta. Klimatická změna by do budoucnosti mohla také navýšit četnost přírodních katastrof jako jsou hurikány či povodně, které mohou výrazně snížit populace hmyzu v postižených oblastech (Bale a kol., 2002; Cornelissen, 2011). Příkladem negativního působení může být studie Angulo-Sandovala a kol. (2004), která popisuje značný pokles herbivorie v Portoriku po devastaci tamních lesů hurikánem George na základě kvantifikace poškození na ploše jednotlivých listů. Úroveň herbivorie klesla z 16 % na pouhých 2 %. Možných vysvětlení poklesu, která připadají v úvahu je několik, autor mezi nimi uvádí právě devastaci populací herbivorů během hurikánu nebo zvýhodnění predátorů nově nastolenými podmínkami. Dalšími autory zabývající se extrémními podmínkami v souvislosti s hmyzími populacemi jsou například Forister a kol. (2018) nebo Filazzola a kol. (2021).

3.5 Světelné znečištění

Asi nejméně probádanou příčinou stojící za úbytkem hmyzu je světelné znečištění. Světelné znečištění je způsobeno nárůstem umělého světla, což na organismy působí často negativně. Jedná se o fenomén spojený s rozvojem společnosti a nových technologií, které s sebou přináší pokrok již od 19. století. Vynález umělého světla pomohl zlepšit kvalitu života lidem po celém světě – jeho využití v nočních hodinách posiluje bezpečnost a odráží stupeň rozvoje lokality (Hölker a kol., 2010a). Avšak v posledních desítkách let dochází k nadměrnému navyšování počtu světelných zdrojů a kvalitativnímu rozrůznění umělého světla, což negativně ovlivňuje okolní prostředí a přítomné organismy. O tom vypovídá i zvyšující se jas noční oblohy, který v globálním měřítku v posledních desítkách let rostl přibližně o 6 % ročně (Hölker a kol., 2010b). Konkrétně pak podle Falchiho a kol. (2016) žilo více než 80 % obyvatel Země v oblastech se světelným znečištěním.

Podle Longcora a Riche (2004) je třeba rozlišovat dva druhy světelného znečištění – astronomické a ekologické. K astronomickému znečištění dochází, vyzařuje-li se umělé světlo směrem k obloze, která se tím stává hůře viditelná. Vzniká při tom tzv. světelný smog (angl. skyglow). Jedná se o stav, kdy vlivem kumulování zdrojů umělého světla (např. ve velkoměstech) dochází k vyzařování světla směrem k obloze, kde se poté odráží a vrací zpět k zemi ve formě rozptýleného světla, kterému se přezdívá právě světelný smog. Pojem ekologické znečištění obecně představuje negativní vlivy umělého osvětlení na organismy a jejich přirozené režimy. Ekologické znečištění nemusí být způsobeno pouze konstantně zářícími zdroji jako je veřejné osvětlení, nasvícení budov či reklamních ploch, může zahrnovat také zdroje krátkodobé, jakými mohou být třeba automobilová světla.

Zásadními světelnými parametry, se kterými se při studiu světelného znečištění setkáváme nejčastěji je intenzita a vlnová délka záření ve spektru (Longcore a Rich, 2004). Intenzitu světla bychom mohli vyjádřit jako počet fotonů dopadající na jednotku plochy. Se spektrálními vlastnostmi je to složitější. Vlnová délka přirozeného světla, jako je sluneční nebo měsíční záření, dosahuje rozdílných hodnot, než je tomu u umělého světla (Gaston a kol., 2015). Umělé světlo je variabilní – různá vlnová délka

v rozdílných oblastech spektra dává světlu specifické zabarvení – v minulosti jsme se tak mohli setkávat např. s osvětlením nízkotlakých sodíkových výbojek nesoucí typické žlutooranžové zabarvení. V současné době se přechází spíše k modernějším bělavým odstínům LED diod (Light Emitting Diodes) (Gaston a kol., 2013, Elvidge a kol., 2010), což s sebou z ekologického hlediska přináší nemalé problémy. Ostatní organismy se oproti člověku vyznačují často odlišným vnímáním spektra a vykazují tak vůči jednotlivým spektrálním částem rozdílnou citlivost (Gaston a kol., 2015). Hmyz je schopen na rozdíl od člověka vnímat krátkovlnné UV záření (cca 330-620 nm), ale nedetekuje červenou část (Briscoe a Chittka, 2001). Pokud tak měříme osvětlení, je z ekologického hlediska ideální do měření zahrnout oba tyto faktory. I přes to je však mezi vědci nejpoužívanější jednotkou pro měření stále lux, který některé vlnové délky zanedbává, ale je používanější výrobci, což usnadňuje komunikaci při hledání efektivnějších řešení (Longcore a Rich, 2004).

Podle Gastona a kol. (2013) je však vlnová délka pouze jedním z faktorů ovlivňujících účinky umělého světla. Svou roli sehrává také časový aspekt nebo osvětlovaný prostor. Dále je pak třeba rozlišovat způsob, jakým je světlo využíváno – zdali je pro organismy zdrojem světelné energie či zdrojem informačním. Tyto faktory se mohou vzájemně kombinovat a jejich výsledné působení pak může ovlivnit přirozené biologické režimy – Gaston tento jev nazývá jako crossfactoring.

V posledních několika desítkách let dochází díky urbanizaci a obecně rozrůstající se společnosti k značnému nárůstu umělého osvětlení jako jsou pouliční světla či osvětlení veřejných míst (stadiony, hřiště, budovy) nebo kumulovaná světla z lidských obydlí (Hölker, 2010b). Intenzita osvětlení je nejvyšší v bezprostřední blízkosti světelných zdrojů, v okolních přilehlých oblastech se můžeme setkat se světlem rozptýleným o nižší intenzitě (Gaston a kol., 2013). Světelné znečištění nenarušuje pouze život v městských a příměstských lokalitách, ke stejnému efektu dochází např. kolem silnic, které se mohou nacházet poblíž ekologicky bohatších nebo dokonce chráněných území (Owens a kol., 2019).

S využíváním umělého světla jde ruku v ruce narušení přirozených světelných režimů, které byly pro živočichy po dlouhou dobu až doposud neměnné. Dochází ke zkracování noční doby, a to zejména kvůli nešetrnému užívání světla. Běžná veřejná osvětlení se často spouští již ve chvíli, kdy zapadá Slunce, a fungují prakticky až do jeho východu (Gaston a kol., 2013). Tento fakt ovlivňuje nejen noční druhy živočichů, ale i ty denní a soumravné, jejíž aktivita se začala částečně překrývat (Hölker, 2010a).

Odborníci se shodují na tom, že dopady používání umělého světla na úbytek živočišných druhů nebyly dlouhou dobu zkoumány dostačujícím způsobem, protože většina vědeckých článků věnovala svou pozornost spíše druhům specializujícím se na denní niku (Owens a kol., 2019; Gaston a kol., 2013). Nočních druhů zvířat při tom není méně než denních, ba naopak – okolo 30 % obratlovců a 60 % bezobratlých je známých svou noční aktivitou (Hölker, 2010a).

3.5.1 Vliv světelného znečištění na hmyz

Způsobů, jakými světelné znečištění ovlivňuje hmyz je celá řada. Umělé světlo snižuje fitness hmyzu, narušuje správné fungování fyziologických kaskád organismu a ovlivňuje přirozené vzorce chování.

(Owens a kol., 2019; Gaston a kol., 2013) Devastující dopad může mít jak na pozitivně, tak i na negativně fototaktický hmyz (Owens, 2019). Pozitivně fototaktický hmyz je přitahován světelným zářením – jedná se především o můry (*Lepidoptera*), brouky (*Coleoptera*), dvoukřídle (*Diptera*) a mnoho dalších skupin. Negativně fototaktický hmyz je světlem naopak odpuzován a nevyhledává jej. Pro hmyz přitahovaný světlem se stávají nebezpečným, často až fatálním, přímé zdroje světla jako jsou pouliční lampy. Takový hmyz má tendence kroužit okolo světelného kužele, dokud není zcela vyčerpán, zraněn nebo se nestane obětí vyčkávajících predátorů jako jsou např. netopýři, který využívají snížené pozornosti hmyzu, který se tak stává snadnější kořistí (Owens a Lewis, 2018; Rydell, 1992). Pavouk křížák mostní (*Larinioides sclopetarius*) dokonce preferuje stavět své sítě v osvětlených oblastech, kde se shlukuje velké množství hmyzu, což zvyšuje šance na úspěšný lov (Heiling, 1999). U některých negativně fototropních organismů se předpokládá, že jsou vlivem zvyšujícího se světelného znečištění nuceni ustupovat ze svého přirozeného prostředí. Např. výzkum Hennové a kol. (2014) pojednává o snižujícím se množství larev vodního hmyzu v nadmíru osvětlených oblastech.

Velkým problémem je vliv umělého světla na cirkadiální rytmy živočichů (Longcore a Rich, 2004). Důsledkem je umělé prodlužování denních podmínek, což vede paralelně k prodlužování doby aktivity denních a soumravných živočichů. Noční živočichové jsou tak vystaveni konkurenci, kterou by za normálních podmínek eliminovala rozdílná časová nika (Owens a kol., 2019). Může docházet také k časovému posunu ve vyhledávání potravy, při kterém noční hmyz vyčkává na příhodnější podmínky. V některých případech hrozí až desynchronizace niky s mutualistickým organismem – může jít např. o interakci květiny, která kvete pouze v noci nebo za určitých teplotních podmínek a specifického nočního opylovače (van Doorn a van Meeteren, 2003). Narušení těchto úzce propojených vztahů by mohlo zapříčinit snížený úspěch jak opylovačů, tak dalších organismů, což by mohlo vyústit až v nerovnováhu potravních sítí (Owens a kol., 2019). Je také pravděpodobně, že zvýšená hladina umělého světla v noci potlačuje u hmyzu produkci melatoninu, což může působit poruchy cirkadiálních rytmů (Gaston a kol., 2015). Subala a Shivakumar (2017) se ve své práci zabývali vlivem cirkadiálního rytmu na hladiny melatoninu a jeho výkyvy v určitých fotoperiodách u můry *Spodoptera litura*. Výsledek studie ukázal, že vyšší hladiny melatoninu byly u můry naměřeny během tmavé fotoperiody. Změny ve fotoperiodickém režimu se odrážely i na přítomnosti antioxidantních enzymů, které byly potlačovány stálým světlem. Je proto možné se domnívat, že světelné podmínky mohou narušit správné fungování melatoninové kaskády u této můry.

Umělé osvětlení může u některých druhů hmyzu snižovat reprodukční potenciál. Druhy jejichž prostředkem ke komunikaci je bioluminiscence často působí v blízkosti umělého zdroje světla nevýrazně. Tento problém můžeme pozorovat u světlušek rodu *Lampyris noctiluca*, kde samice komunikuje se samcem prostřednictvím bioluminiscenčních paprsků. Pokud se samice nachází v blízkosti světelného zdroje její šance přilákat samce jsou nižší (Ineichen a Rüttimann, 2012). Některé druhy hmyzu, zejména vodního, jsou zmateny polarizovanými odlesky světla na osvětlených plochách, které chybně vyhodnotí jako hladinu, kam následně kladou svou snůšku (Szaz a kol., 2015). Umělé

světlo může snižovat reprodukční úspěšnost i fyziologickým způsobem – např. u samců některých druhů může způsobovat snížení počtu spermií (Bebas a kol., 2001). Umělé světlo má také vliv na vývoj jedinců. Změna fotoperiody vyvolaná umělým světlem může mít na svědomí prodlužování (Tanaka a kol., 1993) či urychlení (*Coelophora saucia*; Pathak a Omkar, 2006) vývoje určitých larválních stádií.

Světelné znečištění znesnadňuje mimo jiné hmyzu také orientaci v terénu. Někteří brouci využívají nebeská tělesa, často hvězdy nebo Měsíc, jako záchytné body při prostorové orientaci. Nárůst světelného smogu však zhoršuje viditelnost těchto bodů, což zvířata mate a dezorientuje (Dacke a kol., 2013). Světelné znečištění znesnadňuje mimo jiné hmyzu také orientaci v terénu. Někteří brouci využívají nebeská tělesa, často Měsíc nebo hvězdy, jako záchytné body při prostorové orientaci. Příkladem mohou být zástupci chrobákovitých brouků (*Geotrupidae*), kteří se v terénu orientují pomocí polarizovaného měsíčního světla (Dacke a kol., 2003). Jsou však zároveň schopni ke zorientování využít i postavení hvězd či Mléčnou dráhu (Dacke a kol., 2013). Nárůst světelného smogu však zhoršuje viditelnost těchto bodů, což zvířata mate a snižuje jejich schopnost se v nočním prostředí orientovat. Tito brouci jsou tak hromadně přitahováni k osvětleným oblastem, což má za následek snížení disperzního účinku a zvýšení vzájemnou kompetici (Foster a kol., 2021).

Zkoumání světelného znečištění je teprve v začátcích a je tudíž třeba věnovat se podrobným výzkumům, které by mohli vnést na tuto problematiku jasnější pohled. Světelné znečištění by oproti předchozím příčinám mohlo být snadněji eliminovatelným (Owens a kol., 2019). Hölker (2010b) konstatuje, že pro začátek se zdá být klíčové omezení veřejného osvětlení na místech, kde je jeho přítomnost kontraproduktivní. Je důležité si také uvědomit, že při vylepšování světelných zdrojů je vhodné myslet nejen na energeticky výhodný aspekt, ale i na ten ekologický. Dále je nutné změnit aktuální politický přístup k této problematice.

Tab. 1: Přehled studií zabývajících se vlivem světelného znečištění na hmyz

Studie	Taxon	Efekt	poz./neg.
Pohyb			
Berry a kol., 2011	Apidae (Hymenoptera)	snížená schopnost orientace	neg.
Perkin, 2013	Diptera, Ephemeroptera a Trichoptera	atrakce světlem, větší riziko predace	neg.
Predace			
Acharya a Fenton, 1999	Lepidoptera	zhoršení letových schopností, zvýšená predace	neg.
Owens, 2019	Lampyridae (Coleoptera)	zhoršená viditelnost aposematického zbarvení, riziko zvýšené predace	neg.
Reprodukce			
Agee, 1969	Noctuidae (Lepidoptera)	narušení podmínek pro páření	neg.
Cochard a kol. 2019	Aphidius ervi (Hymenoptera)	změna poměru pohlaví ve prospěch samců	neg.
Eisenbeis, 2006	Lampyridae (Coleoptera)	narušení bioluminiscenční signalizace, zhoršení reprodukce	neg.
Ineichen a Ruttman, 2012	Lampyridae (Coleoptera)	zhoršená orientace, narušení bioluminiscenční signalizace, zhoršení reprodukce	neg.
McLay, 2017	Drosophila melanogaster (Diptera)	snížená plodivost, nižší pravděpodobnost přežití dospělých jedinců	neg.
Théry a kol. 2008	Scarabaeidae (Coleoptera)	zhoršená orientace, ztížené hledání partnera	neg.
Shánění potravy			
Caveney a kol., 1995	Scarabaeidae (Coleoptera)	prodloužená doba aktivity, chladový stres	neg.
Farnworth a kol., 2018	Weta (Orthoptera)	vymizení populace v důsledku negativní fototaxe, vliv na vyšší trofické úrovně	neg.
Merrit a Clarke, 2013	Arachnocampa (Diptera)	narušení bioluminiscenčního lákání kořisti, zhoršené schopnosti lovu	neg.
van Langeveld, 2017	Noctuidae (Lepidoptera)	zkrácená doba krmení	neg.
Vývoj			
Durrant a kol., 2018	Gryllidae (Orthoptera)	kratší juvenilní fáze, menší velikost dospělců	neg.
Ekesi a kol., 1999	Thysanoptera	zkrácení diapauzy, zpomalený vývoj	neg.
Pathak a Omkar, 2006	Coccinellidae (Coleoptera)	rychlejší vývoj, vyšší míra přežití juvenilních jedinců, zlepšení reprodukčních schopností	poz.
Tanaka a kol., 1993	Califera (Orthoptera)	zkrácení diapauzy, zpomalený vývoj	neg.
van Geffen a kol., 2014	Noctuidae (Lepidoptera)	předčasné líhnutí (determinováno pohlavím)	neg.
Wang a kol., 2013	Anthocoridae (Hemiptera)	rychlejší vývoj, vyšší míra přežití juvenilních jedinců, zlepšení reprodukčních schopností	poz.

Poznámky: neg. – negativní efekt, poz. – pozitivní efekt; Pro přehlednost byly jednotlivé příklady rozděleny do kategorií dle aspektu, který ovlivňují.

4 Závěr

Studium hmyzu je značně ztíženo limitovanými informacemi, které o této skupině máme. Počet druhů této skupiny může být kvůli jejich malé velikosti, která ztěžuje jakoukoli přesnější kvantifikaci pouze odhadován. Chybí data a historické záznamy, které by mapovaly dlouhodobější vývoj populací hmyzu, na který by se dalo navázat současnými poznatky. Ze současných studií, lze vypožorovat, že úbytek hmyzu, ke kterému došlo v posledních dekáдах je značně ovlivněn lidskou činností. Příčinnou, která má na hmyz nejvíce devastující následky je ztráta přirozených stanovišť. Tím, že dochází k přeměně tradičně obhospodařované krajiny na intenzivně využívané, zastavované či naprosto zpustlé oblasti, ztrácí hmyz přirozená útočiště a potravní zdroje. Se špatným hospodářstvím tak souvisí pokles diverzity některých specializovaných skupin jako jsou např. motýli (*Lepidoptera*). Další, neméně závažnou příčinou úbytku hmyzu je znečištění životního prostředí. Na polích a plantážích se aplikují pesticidy, jejichž cílem je uchránit plodiny před škůdci či zvýšit jejich kvalitu. Používání pesticidů však často negativně ovlivňuje kromě cílových druhů hmyzu i druhy necílové. Kromě přímého toxického účinku mohou mít tyto látky negativní vliv na potravní sítě či reprodukci hmyzu. Globalizace a zvyšující se mobilita obyvatelstva je častým důvodem zavlečení nepůvodního organismu do oblastí, kam by se za normálních okolností neměl šanci dostat. Tento nepůvodní druh pak může ovlivňovat původní druhy celou řadou přímých i nepřímých interakcí. Spolu s introdukovaným druhem se do nového prostředí dopraví i patogenní organismy, které mohou na lokální druhy hmyzu působit fatálně. Často skloňovanou příčinou v souvislosti s úbytkem hmyzu je i klimatická změna. Nejvýraznějším projevem klimatické změny ovlivňujícím život entomofauny je zřejmě posun areálů výskytu, ke kterému dochází vlivem zvýšených teplot důsledku globálního oteplování. Poslední a nejméně prozkoumanou z popsaných příčin je stále rostoucí světelné znečištění. Osvětlené oblasti ulehčují predátorům lov hmyzu, dále má světlo negativní vliv např. na cirkadiální rytmy či orientaci v terénu.

Soustavná disturbance areálu, aplikace agrochemikálií, přináší řadu negativních efektů v rámci terestrických i vodních ekosystémů. Do budoucna je pro to zásadní začít prosazovat ekologické šetrnější metody v rámci zemědělství a hledat alternativní způsoby regulace škůdců, které by se mohly uplatnit, aniž by byly doprovázeny nežádoucími účinky na ostatní organismy. To se však neobejde bez potřebných znalostí, které je potřeba neustále prohlubovat a změn politického přístupu vůči ubývání hmyzu. Zásadní je také zavést ochranná opatření, která by omezila používání prokazatelně škodlivých látek a pomohla by tak zlepšit kvalitu stanovišť.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- AAK, A., HAGE, M. & RUKKE, B. A. (2020). Long-Tailed Silverfish (*Ctenolepisma longicaudata*) Control; Bait Choice Based on Primary and Secondary Poisoning. *Insects*, 11(3), s. 170–180.
- ABUBAKAR, Y., TIJJANI, H., EGBUNA, C., ADDETUNJI, C. O., KALA, S., KRYEZIU, T. L., IFEMEJE, J. C. & PATRICK-IWUANYANWU, K. C. (2020). Pesticides, History, and Classification. In EGBUNA, C. & SAWICKA, B. *Natural Remedies for Pest, Disease and Weed Control*, s. 29–42.
- AKTAR, W., SENGUPTA, D. & CHOWDHURY, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, 2(1), s. 1–12.
- ALBURAKI, M., BOUTIN, S., MERCIER, P.-L., LOUBLIER, Y., CHAGNON, M. & DEROME, N. (2015). Neonicotinoid-Coated Zea mays Seeds Indirectly Affect Honeybee Performance and Pathogen Susceptibility in Field Trials. *PLoS ONE*, 10(5), s. 1–20.
- ANDOW, D. (1983). The extent of monoculture and its effects on insect pest populations with particular reference to wheat and cotton. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 9(1), s. 25–35.
- ANELLI, C. M. & PRISCHMANN-VOLDSETH, D. A. (2009). Silk Batik Using Beeswax and Cochineal Dye: An interdisciplinary approach to teaching entomology. *American Entomologist*, 55(2), s. 95–105.
- ANGULO-SANDOVAL, P., FERNANDEZ-MARIN, H., ZIMMERMAN, J. K. & ALDE, T. M. (2004). Changes in Patterns of Understory Leaf Phenology and Herbivory following Hurricane Damage. *Biotropica*, 36(1), s. 60–67.
- ATESCO, G., CAVALIERE, V., ANNOSCIA, D., VARRICCHIO, P., CAPRIO, E., NAZZI, F., GARGIULO, G. & PENNACCHIO, F. (2013). Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(46), 18466–18471.
- BALE, J. S. & HAYWARD, S. A. L. (2010). Insect overwintering in a changing climate. *Journal of Experimental Biology*, 213(6), s. 980–994.
- BALE, J. S., MASTERS, G. J., HODKINSON, I. D., AWMACK, C., BEZEMER, T. M., BROWN, V. K., BUTTERFIELD, J., BUSE, A., COULSON, J. C., FARRAR, J., GOOD, J. E. G., HARRINGTON, R., HARTLEY, S., JONES, T. H., LINDROTH, R. L., PRESS, M. C., SYMRNIODIS, I., WATT, A. D. & WHITTAKER, J. B. (2002). Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8(1), s. 1–16.
- BASSET, Y. & LAMARRE, G. P. A. (2019). Toward a world that values insects. *Science*, 364(6447), s. 1230–1231.
- BATES, A. J., SADLER, J. P., GRUNDY, D., LOWE, N., DAVIS, G., BAKER, D., BRIDGE, M., FREESTONE, R., GARDNER, D., GIBSON, C., HEMMING, R., HOWARTH, S., ORRIDGE, S., SHAW, M., TAMS, T. & YOUNG, H. (2014). Garden and Landscape-Scale Correlates of Moths of Differing Conservation Status: Significant Effects of Urbanization and Habitat Diversity. *PLoS ONE*, 9(1), s. 1–11.
- BEBAS, P., CYMBOROWSKI, B. & GIEBULTOWICZ, J. M. (2001). Circadian rhythm of sperm release in males of the cotton leafworm, *Spodoptera littoralis*: in vivo and in vitro studies. *Journal of Insect Physiology*, 47(8), s. 859–866.
- BELOVSKY, G. E. & SLADE, J. B. (2000). Insect Herbivory Accelerates Nutrient Cycling and Increases Plant Production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97(26), s. 14412–14417.
- BENSTEAD, J.P. & DOUGLAS, MICHAEL & PRINGLE, CATHERINE. (2003). Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications*, 13(5), s. 1473–1490.
- BERG, E. E., DAVID HENRY, J., FASTIE, C. L., DE VOLDER, A. D. & MATSUOKA, S. M. (2006). Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve, Yukon Territory: Relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes. *Forest Ecology and Management*, 227(3), s. 219–232.
- BERTELSMEIER, C. (2021). Globalization and the anthropogenic spread of invasive social insects. *Current Opinion in Insect Science*, 8(46), s. 16–23.
- BIESMEIJER, J. C. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), s. 351–354.

- BOHNENBLUST, E., EGAN, J. F., MORTENSEN, D. & TOOKER, J. (2013). Direct and Indirect Effects of the Synthetic-Auxin Herbicide Dicamba on Two Lepidopteran Species. *Environmental Entomology*, 42(3), s. 586–594.
- BOWLER, D. E., HELDBJERG, H., FOX, A. D., JONG, M. & BÖHNING-GAESE, K. (2019). Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology*, 33(5), s. 1120–1130.
- BOYCE, J. (2004). *A Future for Small Farms? Biodiversity and Sustainable Agriculture*. Human Development in the Era of Globalization. Amherst: University of Massachusetts.
- BOYLE, J. H., DALGLEISH, H. J. & PUZEY, J. R. (2019). Monarch butterfly and milkweed declines substantially predate the use of genetically modified crops. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(8), s. 3006–3011.
- BRANDT, A., HOHNHEISER, B., SGOLASTRA, F., BOSCH, J., MEIXNER, M. D. & BÜCHLER, R. (2020). Immunosuppression response to the neonicotinoid insecticide thiacloprid in females and males of the red mason bee *Osmia bicornis* L. *Scientific Reports*, 10(10), s. 1–10.
- BRISCOE, A. D. & CHITTKA, L. (2001). The Evolution Of Colorvision In Insects. *Annual Review of Entomology*, 46(1), s. 471–510.
- BROOKS, D. R., BATER, J. E., CLARK, S. J., MONTEITH, D. T., ANDREWS, C., CORBETT, S. J., BEAUMONT, A. & CHAPMAN, J. W. (2012). Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), s. 1009–1019.
- BROOKS, T. M., PIMM, S. L., KAPOV, V. & RAVILIOUS, C. (1999). Threat from deforestation to montane and lowland birds and mammals in insular South-east Asia. *Journal of Animal Ecology*, 68(6), s. 1061–1078.
- BURGIO, G., SANTI, F. & MAINI, S. (2002). On intra-guild predation and cannibalism in *Harmonia axyridis* (Pallas) and *Adalia bipunctata* L. (Coleoptera: Coccinellidae). *Biological Control*, 24(2), s. 110–116.
- BURTON, R. J. F. & FISCHER, H. (2015). The Succession Crisis in European Agriculture. *Sociologia Ruralis*, 55(2), s. 155–166.
- BUTTERFIELD, J. E. L. & COULSON, J. C. (1997). Terrestrial invertebrates and climate change: Physiological and life-cycle adaptations. In HUNTLEY, B., CRAMER, W., MORGAN, A. V., PRENTICE, H. C. & ALLEN, J. R. M. *Past and Future Rapid Environmental Changes*, s. 401–412.
- CASTLE, S. J., HENNEBERRY, T. J. & TOSCANO, N. C. (1996). Suppression of *Bemisia tabaci* (Homoptera: Aleyrodidae) infestations in cantaloupe and cotton with sprinkler irrigation. *Crop Protection*, 15(7), s. 657–663.
- CATALOGUE OF LIFE. (2022). Insecta. [cit. 31. 7. 2022]. Dostupné z: <<https://www.catalogueoflife.org/data/taxon/H6>>.
- CEBALLOS, G. & EHRLICH, P. R. (2002). Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. *Science*, 296(5569), s. 904–907.
- CLARK, P. J., REED, J. M. & CHEW, F. S. (2007). Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems*, 10(3), s. 321–337.
- COLLA, S. R., OTTERSTATTER, M. C., GEGEAR, R. J. & THOMSON, J. D. (2006). Plight of the bumble bee: Pathogen spillover from commercial to wild populations. *Biological Conservation*, 129(4), s. 461–467.
- COPPING, L. G. & MENN, J. J. (2000). Biopesticides: a review of their action, applications and efficacy. *Pest Management Science*, 56(8), s. 651–676.
- CORDEIRO, E. M. G., CORRÊA, A. S. & GUEDES, R. N. C. (2014). Insecticide-Mediated Shift in Ecological Dominance between Two Competing Species of Grain Beetles. *PLoS ONE*, 9(6), s. 1–9.
- CORDES, N., HUANG, W.-F., STRANGE, J. P., CAMERON, S. A., GRISWOLD, T. L., LOZIER, J. D. & SOLTER, L. F. (2012). Interspecific geographic distribution and variation of the pathogens *Nosema bombi* and *Crithidia* species in United States bumble bee populations. *Journal of Invertebrate Pathology*, 109(2), s. 209–216.
- CORNELISSEN, T. (2011). Climate change and its effects on terrestrial insects and herbivory patterns. *Neotropical Entomology*, 40(2), s. 155–163.
- COUPE, R. H., & CAPEL, P. D. (2015). Trends in pesticide use on soybean, corn and cotton since the introduction of major genetically modified crops in the United States. *Pest Management Science*, 72(5), s. 1013–1022.
- CRANE, E. (1999). Recent research on the world history of beekeeping. *Bee World*, 80(4), s. 174–186.

- D'ALMEIDA, C., VÖRÖSMARTY, C. J., HURTT, G. C., MARENGO, J. A., DINGMAN, S. L. & KEIM, B. D. (2007). The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology*, 27(5), s. 633–647.
- DACKE, M., BAIRD, E., BYRNE, M., SCHOLTZ, C. H. & WARRANT, E. J. (2013). Dung Beetles Use the Milky Way for Orientation. *Current Biology*, 23(4), s. 298–300.
- DACKE, M., NILSSON, D.-E., SCHOLTZ, C. H., BYRNE, M. & WARRANT, E. J. (2003). Animal behaviour: Insect orientation to polarized moonlight. *Nature*, 424(6944), s. 33–34.
- DE SOUZA, R. M., SEIBERT, D., QUESADA, H. B., DE JESUS BASSETTI, F., FAGUNDES-KLEN, M. R. & BERGAMASCO, R. (2020). Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 25(135), s. 22–37.
- DE, A., BOSE, R., KUMAR, A. & MOZUMDAR, S. (2014). *Targeted Delivery of Pesticides Using Biodegradable Polymeric Nanoparticles*. SpringerBriefs in Molecular Science.
- DEBACH, P. (1974). *Biological Control by Natural Enemies*. London: Cambridge University Press.
- DEUTSCH, C. A., TEWKSBUURY, J. J., HUEY, R. B., SHELDON, K. S., GHALAMBOR, C. K., HAAK, D. C. & MARTIN, P. R. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18), s. 6668–6672.
- DI PRISCO, G., CAVALIERE, V., ANNOSCIA, D., VARRICCHIO, P., CAPRIO, E., NAZZI, F., GARGIULO, G. & PENNACCHIO, F. (2013). Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(46), s. 18466–18471.
- DOI, H. (2008). Delayed phenological timing of dragonfly emergence in Japan over five decades. *Biology Letters*, 4(4), s. 388–391.
- DONNELLY, A., CAFFARRA, A., KELLEHER, C., O'NEILL, B., DISKIN, E., PLETTERS, A., PROCTOR, H., STIRNEMANN, R., O'HALLORAN, J., PENUELAS, J., HODKINSON, T. & SPARKS, T. (2012). Surviving in a warmer world: environmental and genetic responses. *Climate Research*, 53(3), s. 245–262.
- DUDLEY, N. & ALEXANDER, S. (2017). Agriculture and biodiversity: a review. *Biodiversity*, 18(2–3), s. 45–49.
- DUCHET, C., MORARU, G. M., SPENCER, M., SAURAV, K., BERTRAND, C., FAYOLLE, S., HAYOON, A. G., SHAPIR, R., STEINDLER, L. & BLAUSTEIN, L. (2018). Pesticide-mediated trophic cascade and an ecological trap for mosquitoes. *Ecosphere*, 9(4), s. 1–19.
- DUNN, R. R. (2005). Modern Insect Extinctions, the Neglected Majority. *Conservation Biology*, 19(4), s. 1030–1036.
- DUTCHER, J. D. (2007). A Review of Resurgence and Replacement Causing Pest Outbreaks in IPM. In CIANCIO, A. & MUKERJI, K., G. *General Concepts in Integrated Pest and Disease Management*, s. 27–43.
- ELVIDGE, C. D., KEITH, D. M., TUTTLE, B. T. & BAUGH, K. E. (2010). Spectral Identification of Lighting Type and Character. *Sensors*, 10(4), s. 3961–3988.
- ERWIN, T. L. (1982). Tropical Forests: Their Richness in Coleoptera and Other Arthropod Species. *The Coleopterists Bulletin*, 36(1), s. 74–75.
- EVANS, E. W., SOARES, A. O. & YASUDA, H. (2011). Invasions by ladybugs, ladybirds, and other predatory beetles. *BioControl*, 56(4), s. 597–611.
- EVELEENS, K. G., VAN DEN BOSCH, R. & EHLER, L. E. (1973). Secondary Outbreak Induction of Beet Armyworm1 by Experimental Insecticide Applications in Cotton in California2. *Environmental Entomology*, 2(4), s. 497–504.
- EWALD, J. A., WHEATLEY, C. J., AEBISCHER, N. J., MOREBY, S. J., DUFFIELD, S. J., CRICK, H. Q. P. & MORECROFT, M. B. (2015). Influences of extreme weather, climate and pesticide use on invertebrates in cereal fields over 42 years. *Global Change Biology*, 21(11), s. 3931–3950.
- FALCHI, F., CINZANO, P., DURISCOE, D., KYBA, C. C. M., ELVIDGE, C. D., BAUGH, K., PORTNOV, B. A., RYBNIKOVA, N. A. & FURGONI, R. (2016). The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances*, 2(6), s. 1–26.
- FAO. (2022a). Pesticide Use. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [cit. 31. 7. 2022]. Dostupné z: <<https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>>.
- FAO. (2022b). *The State of the World's Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies*. Rome: FAO.

- FEDERICI, B. A. (2009). Pathogens of Insects. In RESH, V. H. & CARDÉ, R. T. *Encyclopedia of Insects*, s. 757–765.
- FELDHAAR, H. & OTTI, O. (2020). Pollutants and Their Interaction with Diseases of Social Hymenoptera. *Insects*, 11(3), s. 1–19.
- FENOGLIO, M. S., CALVIÑO, A., GONZÁLEZ, E., SALVO, A. & VIDELA, M. (2021). Urbanisation drivers and underlying mechanisms of terrestrial insect diversity loss in cities. *Ecological Entomology*, 46(4), s. 757–771.
- FENOGLIO, M. S., ROSSETTI, M. R. & VIDELA, M. (2020). Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29(8), s. 1412–1429.
- FILAZZOLA, A., MATTER, S. F., & MACIVOR, J. S. (2021). The direct and indirect effects of extreme climate events on insects. *Science of The Total Environment*, 44(769), s. 1–8.
- FLOATE, K. D., WARDHAUGH, K. G., BOXALL, A. B. A. & SHERRATT, T. N. (2005). FECAL RESIDUES OF VETERINARY PARASITICIDES: Nontarget Effects in the Pasture Environment. *Annual Review of Entomology*, 50(1), s. 153–179.
- FOLEY, J. A. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), s. 570–574.
- FORISTER, M. L., FORDYCE, J. A., NICE, C. C., THORNE, J. H., WAETJEN, D. P. & SHAPIRO, A. M. (2018). Impacts of a millennium drought on butterfly faunal dynamics. *Climate Change Responses*, 5(1), s. 1–9.
- FORTUNA, T., LE GALL, P., MEZDOUR, S. & CALATAYUD, P.-A. (2022). Impact of invasive insects on native insect communities. *Current Opinion in Insect Science*, 9(51), s. 1–7.
- FOSTER, J. J., TOCCO, C., SMOLKA, J., KHALDY, L., BAIRD, E., BYRNE, M. J., NILSON, D.-E. & DACKÉ, M. (2021). Light pollution forces a change in dung beetle orientation behavior. *Current Biology*, 31(17), s. 3935–3942.
- FOX, R. (2012). The decline of moths in Great Britain: a review of possible causes. *Insect Conservation and Diversity*, 6(1), s. 5–19.
- FREEMARK, K. & BOUTIN, C. (1995). Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: A review with special reference to North America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 52(2,3), s. 67–91.
- GANDHI, K. J. K. & HERMS, D. A. (2009). Direct and indirect effects of alien insect herbivores on ecological processes and interactions in forests of eastern North America. *Biological Invasions*, 12(2), s. 389–405.
- GARCÍA, M., ORTEGO, F., CASTAÑERA, P. & FARINÓS, G. P. (2010). Effects of exposure to the toxin Cry1Ab through Bt maize fed-prey on the performance and digestive physiology of the predatory rove beetle *Atheta coriaria*. *Biological Control*, 55(3), s. 225–233.
- GASTON, K. J., BENNIE, J., DAVIES, T. W. & HOPKINS, J. (2013). The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews*, 88(4), s. 912–927.
- GASTON, K. J., VISSER, M. E. & HOLKER, F. (2015). The biological impacts of artificial light at night: the research challenge. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1667), s. 1–6.
- GOULET, H. & MASNER, L. (2017). Impact of herbicides on the insect and spider diversity in eastern Canada. *Biodiversity*, 18(2–3), s. 50–57.
- GOULSON, D. (2019). The insect apocalypse, and why it matters. *Current Biology*, 29(19), s. 967–971.
- GOULSON, D., NICHOLLS, E., BOTIAS, C. & ROTHERAY, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229), s. 1–7.
- GRAVEL, A. & DOYEN, A. (2019). The use of edible insect proteins in food: Challenges and issues related to their functional properties. *Innovative Food Science & Emerging Technologies*, 20(59) s. 1–11.
- GREGORY, P. J., JOHNSON, S. N., NEWTON, A. C. & INGRAM, J. S. I. (2009). Integrating pests and pathogens into the climate change/food security debate. *Journal of Experimental Botany*, 60(10), s. 2827–2838.
- GUENARD, B., WEISER, M. D. & DUNN, R. R. (2012). Global models of ant diversity suggest regions where new discoveries are most likely are under disproportionate deforestation threat. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(19), s. 7368–7373.
- HABEL, J. C., SAMWAYS, M. J. & SCHMITT, T. (2019a). Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects: Requirements for a new strategy. *Biodiversity and Conservation*, 28(6), s. 1343–1360.

- HABEL, J. C., ULRICH, W., BIBURGER, N., SEIBOLD, S. & SCHMITT, T. (2019b). Agricultural intensification drives butterfly decline. *Insect Conservation and Diversity*, 12(9), s. 289–295.
- HADDAD, N. M., HAARSTAD, J. & TILMAN, D. (2000). The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia*, 124(1), s. 73–84.
- HALLMANN, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFLAND, N., SCHWAN, H., STENMANS, W., MÜLLER, A., SUMSER, H., HÖRREN, GOULSON, D. & DE KROON, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12(10), s. 1–21.
- HALSCH, C. A., SHAPIRO, A. M., FORDYCE, J. A., NICE, C. C., THORNE, J. H., WAETJEN, D. P. & FORISTER, M. L. (2020). Insects and recent climate change. *PNAS*, 118(2), s. 1–9.
- HAN, P., VELASCO-HERNÁNDEZ, M. C., RAMIREZ-ROMERO, R. & DESNEUX, N. (2016). Behavioral effects of insect-resistant genetically modified crops on phytophagous and beneficial arthropods: a review. *Journal of Pest Science*, 89(4), s. 859–883.
- HANSKI, I., KUUSAAARI, M., & NIEMINEN, M. (1994). Metapopulation Structure and Migration in the Butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology*, 75(3), s. 747–762.
- HARDIN, M. R., BENREY, B., COLL, M., LAMP, W. O., RODERICK, G. K. & BARBOSA, P. (1995). Arthropod pest resurgence: an overview of potential mechanisms. *Crop Protection*, 14(1), s. 3–18.
- HARRIS, J. E., RODENHOUSE, N. L. & HOLMES, R. T. (2019). Decline in beetle abundance and diversity in an intact temperate forest linked to climate warming. *Biological Conservation*, 224(1), s. 1–8.
- HASHIMOTO, K., KASAI, A., HAYASAKA, D., GOKA, K. & HAYASHI, T. I. (2020). Long-term monitoring reveals among-year consistency in the ecological impacts of insecticides on animal communities in paddies. *Ecological Indicators*, 113(1), s. 1–9.
- HEILING, A. M. (1999). Why do nocturnal orb-web spiders (Araneidae) search for light? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 46(1), s. 43–49.
- HELENO, R. H., RIPPLE, W. J. & TRAVESET, A. (2020). Scientists' warning on endangered food webs. *Web Ecology*, 20(1), s. 1–10.
- HENN, M., NICHOLS, H., ZHANG, Y. & BONNER, T. H. (2014). Effect of artificial light on the drift of aquatic insects in urban central Texas streams. *Journal of Freshwater Ecology*, 29(3), s. 307–318.
- HIGES, M., MARTÍN-HERNÁNDEZ, R., BOTÍAS, C., BAILÓN, E. G., GONZÁLEZ-PORTO, A. V., BARRIOS, L., DEL NOZAL, M. J., BERNAL, J. L., JIMÉNEZ, J. J., GARCÍA PALENCIA & P., MEANA, A. (2008). How natural infection by *Nosema ceranae* causes honeybee colony collapse. *Environmental Microbiology*, 10(10), s. 2659–2669.
- HILL, G. M., KAWAHARA, A. Y., DANIELS, J. C., BATEMAN, C. C. & SCHEFFERS, B. R. (2021). Climate change effects on animal ecology: butterflies and moths as a case study. *Biological Reviews*, 96(5), s. 2113–2126.
- HÖLKER, F., MOSS, T., GRIEFAHN, B., KLOAS, W., VOIGT, C. C., HENCKEL, D., HÄNEL, A., KEPPELER, P., M., VÖLKER, S., SCHWOPE, A., FRANKE, S., UHRLANDT, D., FISCHER, J., KLENKE, R., WOLTER, C. & TOCKNER, K. (2010b). The Dark Side of Light: A Transdisciplinary Research Agenda for Light Pollution Policy. *Ecology and Society*, 15(4), s. 1–12.
- HÖLKER, F., WOLTER, C., PERKIN, E. K. & TOCKNER, K. (2010a). Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(12), s. 681–682.
- CHERRY, R. H. (1993). Insects in the Mythology of Native Americans. *American Entomologist*, 39(1), s. 16–22.
- ICHIMURA, M. (2003). *Urbanization, Urban Environment and Land Use: Challenges and Opportunities*. Asia-Pacific Forum For Environment and Development Expert Meeting, Guilin, PRC.
- INEICHEN, S. & RÜTTIMANN, B. (2012). Impact of artificial light on the distribution of the common European glow-worm, *Lampyrus noctiluca* (Coleoptera: Lampyridae). *Lampyrus*, 2(1), s. 31–36.
- INGRAM, J. W., BYNUM, E. K. & CHARPENTIER, L. J. (1947). Effect of 2,4-D on Sugarcane Borer. *Journal of Economic Entomology*, 40(5), s. 745–746.
- IPCC. (2018). Global Warming of 1.5°C. *An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Cambridge: Cambridge University Press.
- IUCN. (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. [cit. 31. 7. 2022]. Dostupné z: <<https://www.iucnredlist.org>>.

- JAMES, R. R. & XU, J. (2012). Mechanisms by which pesticides affect insect immunity. *Journal of Invertebrate Pathology*, 109(2), s. 175–182.
- JENSEN, A. B., PALMER, K. A., BOOMSMA, J. J. & PEDERSEN, B. V. (2004). Varying degrees of *Apis mellifera ligustica* introgression in protected populations of the black honeybee, *Apis mellifera mellifera*, in northwest Europe. *Molecular Ecology*, 14(1), s. 93–106.
- JENSEN, A. B., PALMER, K. A., BOOMSMA, J. J. & PEDERSEN, B. V. (2005). Varying degrees of *Apis mellifera ligustica* introgression in protected populations of the black honeybee, *Apis mellifera mellifera*, in northwest Europe. *Molecular Ecology*, 14(1), s. 93–106.
- JOHNSON, D. M., BUNTGEN, U., FRANK, D. C., KAUSRUD, K., HAYNES, K. J., LIEBHOLD, A. M., ESPER, J. & STENSETH, N. C. (2010). Climatic warming disrupts recurrent Alpine insect outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(47), s. 20576–20581.
- KAMPFRAATH, A. A., GIESEN, D., VAN GESTEL, C. A. M. & LE LANN, C. (2017). Pesticide stress on plants negatively affects parasitoid fitness through a bypass of their phytophage hosts. *Ecotoxicology*, 26(3), s. 383–395.
- KATAGI, T. & TANAKA, H. (2016). Metabolism, bioaccumulation, and toxicity of pesticides in aquatic insect larvae. *Journal of Pesticide Science*, 41(2), s. 25–37.
- KENIS, M., AUGER-ROZENBERG, M.-A., ROQUES, A., TIMMS, L., PÉRÉ, C., COCK, M. J. W., SETTELE, J., AUGUSTIN, S. & LOPEZ-VAAMONDE, C. (2008). Ecological effects of invasive alien insects. *Biological Invasions*, 11(1), s. 21–45.
- KIZLINSKI, M. L., ORWIG, D. A., COBB, R. C. & FOSTER, D. R. (2002). Direct and indirect ecosystem consequences of an invasive pest on forests dominated by eastern hemlock. *Journal of Biogeography*, 29(10–11), s. 1489–1503.
- KOBASHI, K., HARADA, T., ADACHI, Y., MORI, M., IHARA, M. & HAYASAKA, D. (2017). Comparative ecotoxicity of imidacloprid and dinotefuran to aquatic insects in rice mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41(138), s. 122–129.
- KOCH, R. L., VENETTE, R. C. & HUTCHISON, W. D. (2005). Influence of Alternate Prey on Predation of Monarch Butterfly (Lepidoptera: Nymphalidae) Larvae by the Multicolored Asian Lady Beetle (Coleoptera: Coccinellidae). *Environmental Entomology*, 34(2), s. 410–416.
- KONVIČKA, O. & VÁVRA, J. (2008). Brouci (Coleoptera). In JONGEPIEROVÁ, I. *Louky Bílých Karpat*, s. 235–300.
- KOPIT, A. M. & PITTS-SINGER, T. L. (2018). Routes of Pesticide Exposure in Solitary, Cavity-Nesting Bees. *Environmental Entomology*, 47(3), s. 499–510.
- KREUTZWEISER, D. P., GOOD, K. P., CHARTRAND, D. T., SCARR, T. A. & THOMPSON, D. G. (2008). Are Leaves that Fall from Imidacloprid-Treated Maple Trees to Control Asian Longhorned Beetles Toxic to Non-target Decomposer Organisms? *Journal of Environment Quality*, 37(2), s. 639–646.
- KRUGER, G. R., JOHNSON, W. G., DOOHAN, D. J. & WELLER, S. C. (2012). Dose Response of Glyphosate and Dicamba on Tomato (*Lycopersicon esculentum*) Injury. *Weed Technology*, 26(02), s. 256–260.
- KUECHLE, K. J., WEBB, E. B. & MENGEL, D. (2022). Seed treatments containing neonicotinoids and fungicides reduce aquatic insect richness and abundance in midwestern USA–managed floodplain wetlands. *Environmental Science and Pollution Research* 29(30), s. 45261–45275.
- LACEY, L. A., GRZYWACZ, D., SHAPIRO-ILAN, D. I., FRUTOS, R., BROWNBRIDGE, M. & GOETTEL, M. S. (2015). Insect pathogens as biological control agents: Back to the future. *Journal of Invertebrate Pathology*, 51(132), s. 1–41.
- LAURANCE, W. F. (1999). Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, 91(2–3), s. 109–117.
- LEE, K. A. & KLASING, K. C. (2004). A role for immunology in invasion biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(10), s. 523–529.
- LEMELIN, R. H. (2007). Finding Beauty in the Dragon: The Role of Dragonflies in Recreation and Tourism. *Journal of Ecotourism*, 6(2), s. 139–145.
- LONG, E. Y. & KRUPKE, C. H. (2016). Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. *Nature Communications*, 7(1), s. 1–12.
- LONGCORE, T. & RICH, C. (2004). Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(4), s. 191–198.
- LOSEY, J. E. & VAUGHAN, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56(4), s. 311–323.

- LOVETT, B. & ST. LEGER, R. J. (2017). The Insect Pathogens. *Microbiology Spectrum*, 5(2), s. 1–19.
- LOVETT, G.M., WEISS, M., LIEBHOLD, A.M., HOLMES, T.P., LEUNG, B., LAMBERT, K.F., ORWIG, D.A., CAMPBELL, F.T., ROSENTHAL, J., MCCULLOUGH, D.G., WILDOVA, R., AYRES, M.P., CANHAM, C.D., FOSTER, D.R., LADEAU, S.L. and WELDY, T. (2016). Nonnative forest insects and pathogens in the United States: Impacts and policy options. *Ecological Applications*, 26(5), 1437–1455.
- LUIZA-ANDRADE, A., BRASIL, L. S., BENONE, N. L., SHIMANO, Y., FARIAS, A. P. J., MONTAG, L. F., DOLÉDEC, S. & JUEN, L. (2017). Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. *Ecological Indicators*, 9(82), s. 478–483.
- LUNDGREN, J. G., HESLER, L. S., CLAY, S. A. & FAUSTI, S. F. (2013). Insect communities in soybeans of eastern South Dakota: The effects of vegetation management and pesticides on soybean aphids, bean leaf beetles, and their natural enemies. *Crop Protection*, 32(43), s. 104–118.
- MACDONALD, G. M. (2010). Global warming and the Arctic: a new world beyond the reach of the Grinnellian niche? *Journal of Experimental Biology*, 213(6), s. 855–861.
- MAGURA, T., LÖVEI, G. L. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2009). Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), s. 16–26.
- MATSUMURA, C., YOKOYAMA, J. & WASHITANI, I. (2003). Invasion Status and Potential Ecological Impacts of an Invasive Alien Bumblebee, *Bombus terrestris* L. (Hymenoptera: Apidae) Naturalized in Southern Hokkaido, Japan. *Global Environmental Research*, 8(1), s. 51–66.
- MAUCHLINE, A. L., OSBORNE, J. L. & POWELL, W. (2004). Feeding responses of carabid beetles to dimethoate-contaminated prey. *Agricultural and Forest Entomology*, 6(2), s. 99–104.
- MAXWELL, S. (2016). The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 148(536), s. 143–145.
- MEEUS, I., BROWN, M. J. F., DE GRAAF, D. C. & SMAGGHE, G. (2011). Effects of Invasive Parasites on Bumble Bee Declines. *Conservation Biology*, 25(4), s. 662–671.
- MELLANBY, K. (1992). *The DDT Story*. British Crop Protection Council, Cambridge.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- MONDET, F., DE MIRANDA, J. R., KRETZSCHMAR, A., LE CONTE, Y. & MERCER, A. R. (2014). On the Front Line: Quantitative Virus Dynamics in Honeybee (*Apis mellifera* L.) Colonies along a New Expansion Front of the Parasite *Varroa destructor*. *PLoS Pathogens*, 10(8), s. 1–15.
- MORAN, M. D., ROONEY, T. P. & HURD, L. E. (1996). Top-Down Cascade from a Biotrophic Predator in an Old-Field Community. *Ecology*, 77(7), s. 2219–2227.
- MÚČKSTEIN, P. (2016). First records of *Mantis religiosa* (Mantodea: Mantidae) in the Žďárské vrchy Protected Landscape Area (Bohemian-Moravian Highlands, Czech Republic). *Klapalekiana*, 52(1), s. 57–59.
- MURATET, A. & FONTAINE, B. (2015). Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation*, 48(182), s. 148–154.
- MUSOLIN, D. L. (2007). Insects in a warmer world: ecological, physiological and life-history responses of true bugs (Heteroptera) to climate change. *Global Change Biology*, 13(8), s. 1565–1585.
- NAKONIECZNY, M., KĘDZIORSKI, A. & MICHALCZYK, K. (2007). Apollo Butterfly (*Parnassius apollo* L.) in Europe – its History, Decline and Perspectives of Conservation. *Functional Ecosystems and Communities*, 1(1), s. 56–79.
- NAUG, D. & CAMAZINE, S. (2002). The Role of Colony Organization on Pathogen Transmission in Social Insects. *Journal of Theoretical Biology*, 42(215), s. 427–439.
- NICHOLLS, C. I. & ALTIERI, M. A. (2012). Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(2), s. 257–274.
- NOËL A., LE CONTE Y. & MONDET F. (2020). *Varroa destructor*: how does it harm *Apis mellifera* honey bees and what can be done about it? *Emerging Topics In Life Sciences*. 4(1), s. 45–57.
- NOTMAN, P. (1989). A review of invertebrate poisoning by compound 1080. *New Zealand Entomologist*, 12(1), s. 67–71.
- NOYES, P. D., MCELWEE, M. K., MILLER, H. D., CLARK, B. W., VAN TIEM, L. A., WALCOTT, K. C., ERWIN, K. N. & LEVIN, E. D. (2009). The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, 35(6), s. 971–986.
- O'DOWD, D. J., GREEN, P. T. & LAKE, P. S. (2003). Invasional “meltdown” on an oceanic island. *Ecology Letters*, 6(9), s. 812–817.

- OLLERTON, J., WINFREE, R. & TARRANT, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), s. 321–326.
- OTT, J. (2010). Dragonflies and climatic change - recent trends in Germany and Europe. *BioRisk*, 5(2), s. 253–286.
- OWENS, A. C. S. & LEWIS, S. M. (2018). The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecology and Evolution*, 8(1), s. 11337–11358.
- OWENS, A. C. S., COCHARD, P., DURRANT, J., FARNWORTH, B., PERKIN, E. K. & SEYMOURE, B. (2019). Light pollution is a driver of insect declines. *Biological Conservation*, 52(241), s. 1–9.
- PATHAK, S. & OMKAR, G. M. (2006). Effects of different photoperiods and wavelengths of light on the life-history traits of an aphidophagous ladybird, *Coelophora saucia* (Mulsant). *Journal of Applied Entomology*, 130(1), s. 45–50.
- PERFECTO, I. (1990). Indirect and Direct Effects in a Tropical Agroecosystem: The Maize-Pest-Ant System in Nicaragua. *Ecology*, 71(6), s. 2125–2134.
- PLEASANTS, J. M. & OBERHAUSER, K. S. (2012). Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: effect on the monarch butterfly population. *Insect Conservation and Diversity*, 6(2), s. 135–144.
- POPPY, G. (2000). GM crops: environmental risks and non-target effects. *Trends in Plant Science*, 5(1), s. 4–6.
- POTTS, S. G., BIESMEIJER, J. C., KREMEN, C., NEUMANN, P., SCHWEIGER, O. & KUNIN, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), s. 345–353.
- RANI, L., THAPA, K., KANOJIA, N., SHARMA, N., SINGH, S., GREWAL, A. S., SRIVASTAV, A. L. & KAUSHAL, J. (2020). An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. *Journal of Cleaner Production*, 28(283), s. 1–33.
- RASMANN, S., PELLISSIER, L., DEFOSSEZ, E., JACTEL, H. & KUNSTLER, G. (2013). Climate-driven change in plant-insect interactions along elevation gradients. *Functional Ecology*, 28(1), s. 46–54.
- RATCLIFFE, N. A., MELLO, C. B., GARCIA, E. S., BUTT, T. M. & AZAMBUJA, P. (2011). Insect natural products and processes: New treatments for human disease. *Insect Biochemistry and Molecular Biology*, 41(10), s. 747–769.
- RAVEN, P. H. & WAGNER, D. L. (2021). Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *PNAS*, 118(2), s. 1–6.
- RAY, J. (1714). *The wisdom of God manifested in the works of the Creation*. London: William Innys.
- REITZ, S. R. & TRUMBLE, J. T. (2002). Competitive Displacement Among Insects and Arachnids. *Annual Review of Entomology*, 47(1), s. 435–465.
- RENNER, S. S. & ZOHNER, C. M. (2018). Climate Change and Phenological Mismatch in Trophic Interactions Among Plants, Insects, and Vertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 49(1), s. 165–182.
- ROBINET, C. & ROQUES, A. (2010). Direct impacts of recent climate warming on insect populations. *Integrative Zoology*, 5(2), s. 132–142.
- RYALLS, J. M. W., LANGFORD, B., MULLINGER, N. J., BROMFIELD, L. M., NEMITZ, E., PFANG, C. & GIRLING, R. D. (2022). Anthropogenic air pollutants reduce insect-mediated pollination services. *Environmental Pollution*, 36(297), s. 1–7.
- RYBICKI, M. & JUNGSMANN, D. (2018). Direct and indirect effects of pesticides on a benthic grazer during its life cycle. *Environmental Sciences Europe*, 30(1), s. 1–19.
- RYDELL, J. (1992). Exploitation of Insects around Streetlamps by Bats in Sweden. *Functional Ecology*, 6(6), s. 744–750.
- SABROSKY, C. W. (1953). How Many Insects Are There? *Systematic Zoology*, 2(1), s. 31–36.
- SÁNCHEZ DE MIGUEL, A., BENNIE, J., ROSENFELD, E., DZURJAK, S. & GASTON, K. J. (2021). First Estimation of Global Trends in Nocturnal Power Emissions Reveals Acceleration of Light Pollution. *Remote Sensing*, 13(16), s. 3311–3323.
- SÁNCHEZ-BAYO, F. & WYCKHUYS, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 52(232), s. 8–27.
- SÁNCHEZ-BAYO, F. (2021). Indirect Effect of Pesticides on Insects and Other Arthropods. *Toxics*, 9(8), s. 1–22.

- SASKA, P., SKUHROVEC, J., LUKÁŠ, J., CHI, H., TUAN, S.-J. & HONĚK, A. (2016). Treatment by glyphosate-based herbicide alters life history parameters of the rose-grain aphid *Metopolophium dirhodum*. *Scientific Reports*, 6(1), s. 1–10.
- SATTERFIELD, D. A., SILLETT, T. S., CHAPMAN, J. W., ALTIZER, S. & MARRA, P. P. (2020). Seasonal insect migrations: massive, influential, and overlooked. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(6), s. 335–344.
- SEIBOLD, S., GOSSNER, M. M., SIMONS, N. K., BLÜTHGEN, N., MÜLLER, J., AMBARLI, D., AMMER, C., BAUHAUS, J., FISCHER, M., HABEL, J. C., LINSSENMAIR, K. E., NAUSS, T., PENONE, C., PRATI, D., SCHALL, P., SCHULZE, E.-D., VOGT, J., WÖLLAUER, S. & WEISSER, W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 151(574), s. 671–674.
- SHARMA, A., JHA, P. & REDDY, G. V. P. (2018). Multidimensional relationships of herbicides with insect-crop food webs. *Science of The Total Environment*, 47(643), s. 1522–1532.
- SHARMA, A., KUMAR, V., SHAHZAD, B., TANVEER, M., SIDHU, G. P. S., HANDA, N., KOHLI, S. K., YADAV, P., BALI, A. S., PARIHAR, R. D., DAR, O. I., SINGH, K., JASROTIA, S., BAKSHI, P., RAMAKRISHNAN, M., KUMAR, S., BHARDWAJ, R. & THUKRAL, A. K. (2019). Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Applied Sciences*, 1(11), s. 1–16.
- SHIPLEY, J. R., TWINING, C. W., MATHIEU-RESUGE, M., PARMAR, T. P., KAINZ, M., MARTIN-CREUZBURG, D., WEBER, C., WINKLER, D. W., GRAHAM, C. G. & MATTHEWS, B. (2022). Climate change shifts the timing of nutritional flux from aquatic insects. *Current Biology*, 32(6), s. 1342–1349.
- SCHEPER, J., REEMER, M., VAN KATS, R., OZINGA, W. A., VAN DER LINDEN, G. T. J., SCHAMINÉE, J. H. J., SIEPEL, H. & KLEIJN, D. (2014). Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(49), s. 17552–17557.
- SCHOWALTER, T. D., NORIEGA, J. A. & TSCHARNTKE, T. (2018). Insect effects on ecosystem services—Introduction. *Basic and Applied Ecology*, 19(26), s. 1–7.
- SCHREINER, I. H. & D. M. NAFUS. (1993). Population Increases of Native Moths Following Biological Control of an Introduced Pest Moth. *Micronesica*. 29(4), s. 49–56.
- STEFFAN-DEWENTER, I., POTTS, S. G. & PACKER, L. (2005). Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(12), s. 651–652.
- STENOIEN, C., NAIL, K. R., ZALUCKI, J. M., PARRY, H., OBERHAUSER, K. S., & ZALUCKI, M. P. (2016). Monarchs in decline: a collateral landscape-level effect of modern agriculture. *Insect Science*, 25(4), s. 528–541.
- STEVENS, C. J. (2004). Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science*, 303(5665), s. 1876–1879.
- STORK, N. E. (2018). How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annual Review of Entomology*, 63(1), s. 31–45.
- SUBALA, S. P. R. R. & SHIVAKUMAR, M. S. (2017). Changes in light and dark periods affect the arylalkylamine N-acetyl transferase, melatonin activities and redox status in the head and hemolymph of nocturnal insect *Spodoptera litura*. *Biological Rhythm Research*, 49(1), s. 13–28.
- SUMON, K. A., RITIKA, A. K., PEETERS, E. T. H. M., RASHID, H., BOSMA, R. H., RAHMAN, M. S., FATEMA, K. & VAN DEN BRINK, P. J. (2018). Effects of imidacloprid on the ecology of sub-tropical freshwater microcosms. *Environmental Pollution*, 32(236), s. 432–441.
- SZAZ, D., HORVATH, G., BARTA, A., ROBERTSON, B. A., FARKAS, A., EGRI, A., TARJANYI, N., RACZ, G. & KRISKA, G. (2015). Lamp-Lit Bridges as Dual Light-Traps for the Night-Swarming Mayfly, *Ephoron virgo*: Interaction of Polarized and Unpolarized Light Pollution. *PLoS ONE*, 10(3), s. 1–18.
- TANAKA, S., HAKOMORI, T. & HASEGAWA, E. (1993). Effects of daylength and hopper density on reproductive traits in a Japanese population of the migratory locust, *Locusta migratoria* L. *Journal of Insect Physiology*, 39(7), s. 571–580.
- The World Bank. (2020). Agricultural land (% of land area). [cit 1. 8. 2022]. Dostupné z: <<https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.AGRI.ZS>>.
- The World Bank. (2022). Urban Development, overview. [cit. 1. 8. 2022]. Dostupné z: <<https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/overview#1>>.

- TOBIN, P. C., NAGARKATTI, S., LOEB, G. & SAUNDERS, M. C. (2008). Historical and projected interactions between climate change and insect voltinism in a multivoltine species. *Global Change Biology*, 14(5), s. 951–957.
- VAN DEN BRINK, P. J., HATTINK, J., BRANSEN, F., VAN DONK, E. & BROCK, T. C. M. (1999). Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions. *Aquatic Toxicology*, 48(2-3), s. 251–264.
- VAN DOORN, W. G. & VAN MEETEREN, U. (2003). Flower opening and closure: a review. *Journal of Experimental Botany*, 54(389), s. 1801–1812.
- VILCINSKAS, A. (2019). Pathogens associated with invasive or introduced insects threaten the health and diversity of native species. *Current Opinion in Insect Science*, 6(33), s. 43–48.
- VILCINSKAS, A., STOECKER, K., SCHMIDTBERG, H., ROHRICH, C. R. & VOGEL, H. (2013). Invasive Harlequin Ladybird Carries Biological Weapons Against Native Competitors. *Science*, 340(6134), s. 862–863.
- W, D. L. (2019). Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65(1), s. 457–480.
- WAGNER, D. L. (2019). Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65(1), s. 1–24.
- WALKER, M. K., STUFKENS, M. A. W. & WALLACE, A. R. (2007). Indirect non-target effects of insecticides on Tasmanian brown lacewing (*Micromus tasmaniae*) from feeding on lettuce aphid (*Nasonovia ribisnigri*). *Biological Control*, 43(1), s. 31–40.
- WARREN, M. S., MAES, D. & VAN SWAAY, C. A. M. (2021). The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *PNAS*, 118(2), s. 1–10.
- WILSON, R. J. & MACLEAN, I. M. D. (2010). Recent evidence for the climate change threat to Lepidoptera and other insects. *Journal of Insect Conservation*, 15(1-2), s. 259–268.
- WPP. (2022). *World Population Prospects 2022*. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. [cit. 1. 8. 2022]. Dostupné z: <<https://population.un.org/wpp/>>.
- WWF. (2020a). Know your flagship, keystone, priority and indicator species. [cit. 31. 7. 2022]. Dostupné z: <<https://bit.ly/3ONURYr>>.
- WWF. (2020b). *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. [cit. 31. 7. 2022]. Dostupné z: <<https://livingplanet.panda.org/en-us/>>.
- YADAV, I. & DEVI, N. (2017). Pesticides Classification and Its Impact on Human and Environment. In CHANDRA, R. & GURJA, B. R. *Environmental Science And Engineering Vol. 6: Toxicology*, s. 140–158.
- YE, S., FANG, Y. & LI, K. (2013). Impacts of urbanization process on insect diversity. *Biodiversity science*, 21(3), s. 260–268.
- ZACHARIA, T. J. (2011). Identity, Physical and Chemical Properties of Pesticides. In STOYTCHIEVA *Pesticides in the Modern World - Trends in Pesticides Analysis*, s. 1–20.
- ZATTARA, E. E. & AIZEN, M. A. (2021). Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth*, 4(1), s. 114–123.