

Univerzita Palackého v Olomouci  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie a životního prostředí



**Pavouci a brouci**  
**v odhozených nápojových plechovkách**

Lukáš Puch

Bakalářská práce  
předložená  
na Katedře ekologie a životního prostředí  
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci  
jako součást požadavků  
k získání titulu Bc. v programu  
Ekologie a ochrana prostředí

Vedoucí bakalářské práce: doc. RNDr. Mgr. Ivan Hadrián Tuf, Ph.D.

Olomouc 2023



Puch L. 2023. Pavouci a brouci v odhozených nápojových plechovkách [bakalářská práce].

Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 50 s. 6 příloh, česky.

## Abstrakt

Vlivem člověka dochází k rychlé změně životního prostředí mnohých živočichů. Mění se také kvalita zdrojů využívaných těmito živočichy a také jejich vlastnosti. Je-li přerušena původní spojitost mezi kvalitou a vlastností, dle které živočich tuto kvalitu posuzuje, živočich může učinit z hlediska svého fitness suboptimální volbu. Zdroj s nízkou kvalitou upřednostněný před kvalitnějšími možnostmi se označuje jako evoluční past. V této práci představím hlavní kategorie působení člověka na faunu a také zaznamenané případy ekologických pastí pojící se k těmto kategoriím. Druhá část této práce je zaměřena na experiment s plechovkami, zkoumající pavouky (Araneae) a brouky (Coleoptera). Výsledky tohoto experimentu poukazují na významnější dopad odhozených nápojových plechovek na brouky ve srovnání s pavouky. Dále bylo zjištěno, že plechovky mají vliv spíše na menší druhy pavouků a brouků.

Klíčová slova: Araneae, Brouci, Coleoptera, Ekologická past, Evoluční past, HIREC, Nápojové plechovky, Odpadky, Pavouci

Puch L. 2023. Spiders and beetles in discarded beverage cans [bachelor's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc. 50 pp. 6 Appendices. Czech.

## Abstract

Mankind induces rapid change of the environment of many animals. The quality of the resources changes as well as cues formerly linked to the quality of those resources. If the linkage between these cues and the real quality of resources is disrupted, animal can make suboptimal choice in terms of its fitness. Low quality source preferred over better options is called evolutionary trap. In this thesis I will present the main categories of human influence on fauna and reported cases of evolutionary traps related to these categories. Second part of this thesis is dedicated to the experiment with beverage cans which focuses on spiders (Araneae) and beetles (Coleoptera) inside these cans. Results of this experiment shows higher impact of discarded beverage cans on beetles in comparison with spiders. Furthermore, beverage cans influence rather smaller species of beetles and spiders.

Key words: Anthropogenic debris, Araneae, Beetles, Beverage cans, Coleoptera, Discarded containers, Ecological trap, Evolutionary trap, HIREC, Spiders

## Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením doc. RNDr. Mgr. Ivana Hadriána Tufa, PhD., a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 5. května 2023

## Obsah

Seznam grafů.....	vii
Seznam tabulek .....	viii
1. Úvod – Lidský vliv na přírodu a faunu .....	1
1.1. Antropogenní změna prostředí.....	1
1.2. Reakce živočichů na změnu.....	1
1.3. Evoluční past .....	3
1.4. Změna krajiny .....	4
1.5. Invazní druhy .....	7
1.6. Změna klimatu .....	9
1.7. Znečištění.....	12
1.8. Odpadky.....	14
2. Cíle práce .....	17
3. Materiál a metody .....	18
3.1. Charakteristika lokality.....	18
3.2. Metodika .....	18
4. Výsledky .....	21
4.1. Pavouci v zemních pastech a odhozených plechovkách.....	21
4.2. Brouci v zemních pastech a odhozených plechovkách.....	27
5. Diskuse.....	33
6. Závěr .....	37
7. Souhrn .....	38
Bibliografie .....	39
Přílohy .....	51

## Seznam grafů

Graf 1 Celkový úlovek pavouků jednotlivých čeledí v zemních pastech dle typu fixační tekutiny. Uvedeny jsou sumy, tj. počet jedinců chycených do 10 pastí během 8 týdnů .....	21
Graf 2 Ordinační diagram vlivu použitých fixačních tekutin a času na ulovené druhy pavouků, signifikantní je pouze faktor Den (vysvětlivky zkratk viz Příloha 1) .....	22
Graf 3 Celkový počet pavouků jednotlivých čeledí zastižených v plechovkách dle původního nápoje. Uvedeny jsou sumy, tj. počet jedinců zastižených v plechovkách během 12 týdnů....	23
Graf 4 Časový vývoj početnosti pavouků zastižených v plechovkách .....	23
Graf 5 Ordinační diagram vlivu původního nápoje a času na přítomnost jednotlivých druhů pavouků, signifikantní je pouze faktor Den (vysvětlivky zkratk viz Příloha 1) .....	24
Graf 6 Grafické znázornění přítomnosti <i>Ballus chalybeius</i> a <i>Pachygnatha listeri</i> v plechovkách během výzkumu .....	25
Graf 7 Časový vývoj početnosti jedinců druhu <i>Pachygnatha listeri</i> chycených do zemních pastí .....	25
Graf 8 Srovnání velikosti pavouků chycených do pastí a pavouků zastižených v plechovkách.	26
Graf 9 Celkový úlovek brouků jednotlivých čeledí v zemních pastech dle typu fixační tekutiny. Uvedeny jsou sumy, tj. počet jedinců chycených do 10 pastí během 8 týdnů .....	27
Graf 10 Ordinační diagram vlivu použitých fixačních tekutin a času na ulovené druhy brouků, signifikantní je pouze faktor Den, vliv piva byl významný na desetiprocentní hladině významnosti (vysvětlivky zkratk viz Příloha 2) .....	28
Graf 11 Atraktivita piva pro jednotlivé druhy brouků znázorněna biplotem t-hodnot konkrétních druhů pro proměnnou pivo (vysvětlivky zkratk viz Příloha 2).....	29
Graf 12 Celkový počet brouků jednotlivých čeledí zastižených v plechovkách dle původního nápoje. Uvedeny jsou sumy, tj. počet jedinců zastižených v plechovkách během 12 týdnů....	30
Graf 13 Časový vývoj početnosti brouků zastižených v plechovkách.....	30
Graf 14 Grafické znázornění přítomnosti <i>Anthobium atrocephalum</i> a <i>Sepedophilus immaculatus</i> v plechovkách během výzkumu .....	31
Graf 15 Počet jedinců <i>Anthobium atrocephalum</i> v zemních pastech v jednotlivé dny odběru...	31
Graf 16 Srovnání velikosti brouků chycených do pastí a brouků zastižených v plechovkách ...	32

## Seznam tabulek

Tabulka 1 Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy úlovku pavouků v pastech ..	22
Tabulka 2 Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy pavouků v přítomných plechovkách.....	24
Tabulka 3 Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy úlovku brouků v pastech .....	28



## Poděkování

Rád bych poděkoval především docentu Ivanu H. Tufovi za odborné vedení mé bakalářské práce, cenné rady a ochotu při konzultacích. Mé díky patří také docentu Milanu Veselému, doktoru Ondřeji Macháčovi, doktoru Filipu Trnkovi a magistru Radimu Gabrišovi, kteří se podíleli na identifikaci pavouků a brouků. Děkuji také svým kamarádům a kolegům, kteří se podíleli na sběru plechovek pro účely experimentu.

## **1. Úvod – Lidský vliv na přírodu a faunu**

Člověk moudrý (*Homo sapiens*) je druh s významným vlivem na své okolí, což dnes platí více než kdy dříve. Avšak již v dobách před vznikem moderní civilizace, kdy se člověk živil lovem a sběrem, měl náš druh velký vliv na okolní faunu. V tomto období člověk působil jako významný predátor. Je pravděpodobné, že kvartérní expanze člověka úzce souvisí s extinkcí velkých druhů savců na nově osídlených kontinentech (Andermann et al. 2020). V tomto období mohly mít vedle lovu významný vliv také antropogenní požáry (Sandom et al 2014).

Společně s nárůstem lidské populace, zvýšením nároků jednotlivce a změnou obživy došlo ke zvýšení tlaku na životní prostředí. Mezi nejvýznamnější způsoby lidského ovlivnění životního prostředí patří jeho přeměna, znečištění, změna klimatu a introdukce nepůvodních druhů (Sih 2013). V dnešní době přírodu nedotčenou lidskou civilizací najdeme na méně než 24 % souše (Watson et al. 2016), mořská divočina bez lidského vlivu je pak izolována na méně než 14 % celkové rozlohy moří a oceánů (Jones et al. 2018). Zhruba 40 % lesních a ostatních trvale nezamrzajících ploch bylo přeměněno na ornou půdu či pastviny (Pereira a Navarro 2015). Vliv člověka je tedy celosvětový a lze jej považovat za téměř všudypřítomný.

### **1.1. Antropogenní změna prostředí**

Člověkem způsobené změny se v přírodě odehrávají obvykle velmi rychle. V odborné literatuře se označují jako HIREC – *Human Induced Rapid Enviroment Change*, v překladu člověkem způsobená rychlá změna životního prostředí. Vzhledem k rychlosti HIREC mnozí živočichové nemají dostatek času se adaptovat a schopnost adekvátně reagovat na změnu tak závisí na behaviorální plasticitě (Kokko a Sutherland 2001; Battin 2004), ontogenetickém vývoji a evoluční historii (Gunn et al. 2022). Neschopnost se přizpůsobit změně pak může vést ke snížení fitness, potažmo k vyhynutí celé populace (Kokko a Sutherland 2001). Specifickým příkladem neadekvátní reakce či neschopnosti reagovat na HIREC je evoluční past. Evoluční past se objevuje v případě, kdy dříve spolehlivý ukazatel kvality volby sloužící živočichovi k orientaci nebo při rozhodování již není spolehlivý a živočich tak učiní suboptimální volbu (Sih 2013).

### **1.2. Reakce živočichů na změnu**

V oblastech osídlených člověkem dochází k akustickému znečištění, které může maskovat zvukové komunikační signály některých živočichů. Úspěšné přizpůsobení

v rámci behaviorální plasticity bylo pozorováno u sýkory koňadry (*Parus major*). Jelikož je antropogenní hluk většinou o nízkých frekvencích, samci koňader na rušných místech zpívali ve vyšších frekvencích než samci na relativně klidných místech (Slabbekoorn et al. 2003). Podobné přizpůsobení hlasového projevu bylo zaznamenáno také u samců rosnice Ewingovy (*Litoria ewingii*) (Parris et al. 2009). U hýla rudoprsého (*Carpodacus mexicanus*) byla experimentálně dokázána schopnost v reálném čase upravit frekvenci zpěvu dle intenzity akustického znečištění (Bermúdez-Cuamatzin et al. 2011).

U populací saranče měnlivé (*Chorthippus biguttulus*) žijících okolo cest byl pozorován stejný trend (Lampe et al. 2012). Experimentálně bylo zjištěno, že tato schopnost přizpůsobit se je dána vývojovou plasticitou saranče. Vyšší frekvence stridulace u dospělců je způsobena akustickými podmínkami během ontogenetického vývoje. Dále bylo zjištěno, že v populacích žijících v blízkosti cest je selektován vyšší podíl slabik a pauz stridulace, na který experimentální akustické podmínky v průběhu vývoje jedince nemají vliv (Lampe et al. 2014). Zatímco zmíněné druhy ptáků jsou schopny přizpůsobit svůj zpěv aktuálním podmínkám, a tedy využít behaviorální plasticity, pro přizpůsobení saranče je klíčová ontogenetická plasticita případně selekce.

Změna podmínek v prostředí, jakou představuje například introdukce nového predátora, může působit nový selekční tlak. Predace invazního mravence *Solenopsis invicta* měla vliv na morfologii leguánka druhu *Sceloporus undulatus*. Selektivní tlak způsobený predací těmito mravenci vedl k prodloužení zadních končetin leguánků (Langkilde 2009).

Behaviorální plasticita umožňuje adekvátně reagovat na aktuální změnu. Je-li však neadekvátní reakce na změnu podmíněna geneticky, změnu přežívají především jedinci s vhodnou preadaptací, ostatní jedinci hynou a snižuje se tak početnost populace. V období této snížené početnosti je populace náchylnější k vyhynutí v případě náhodné disturbance. Jedinci behaviorálně plastického druhu jsou schopni se přizpůsobit všichni a změna na tento druh působí mírněji ve srovnání s druhy neschopnými behaviorální adaptace (López-Sepulcre a Kokko 2012). Výjimkou však může být filopatrie, tedy věrnost k typu habitatu, ve kterém byl živočich narozen. Jelikož tento habitat umožnil přežití konkrétnímu jedinci, je pravděpodobné, že zde přežijí také jeho potomci (Kokko a Sutherland 2001).

### **1.3. Evoluční past**

Pojem evoluční past označuje případy, kdy živočich učiní z hlediska svého fitness špatné rozhodnutí, jelikož nekvalitní možnost nyní nese vlastnost/signál původně spojený s možností kvalitní. Živočichové využívají různé vlastnosti/signály (habitat, potravy, partnera, ...) k vyhodnocení kvality a volí podle nich tak, aby co nejvíce zvýšili svou šanci na přežití a úspěšnost reprodukce (fitness). Vlastnosti/signály podle kterých se orientují, byly v průběhu evoluční historie konkrétního druhu spojeny s kvalitní možností. Vlivem člověka může být tato spojitost porušena. Kritéria, dle kterých živočich posuzuje kvalitu svých možností jsou však mnohdy evolučně zakořeněna. Živočichové se pak rozhodují podle vlastnosti/signálu nesouvisející s kvalitou volby, což může mít negativní dopad na jejich fitness (Schlaepfer et al. 2002; Robertson a Hutto 2006).

Dobrym příkladem živočicha lapeného do evoluční pasti je australský krasec *Julodimorpha bakewelli*, jehož samci preferují co největší samici s lesklým povrchem krovek, jelikož tyto vlastnosti vypovídají o vysoké kvalitě partnerky. V případě tohoto krasce se evoluční pastí staly skleněné pivní lahve, které byly pro samce svým lesklým povrchem a velikostí velmi atraktivní. Láhve proto měly negativní vliv na fitness samců, jelikož je samci upřednostňovali před samicemi (Gwynne a Rentz 1983). Schlaepfer et al. (2002) také uvádí, že pro člověka jsou evoluční pastí tučná a sladká jídla, jejichž preference v minulosti zajišťovala přežití období nedostatku, nicméně dnes jsou tato jídla příčinou obezity a mnohých nemocí.

#### **Ekologická past**

Ekologická past je podtypem evoluční pasti týkající se volby habitatu (Schlaepfer et al. 2002). Odborná literatura cílená na zobecnění teorie se zabývá právě ekologickými pastmi. Tuto teorii lze aplikovat také na ostatní kategorie evolučních pastí (výběr partnera, potravy, ...).

Mezi kritéria ekologické pasti patří stejná či vyšší míra atraktivity a snížené fitness v porovnání s okolními kvalitními stanovišti (Battin 2004; Robertson a Hutto 2006). Toto stanoviště proto působí jako atraktivní sink, tedy stanoviště, na kterém převažuje mortalita nad natalitou (Bettin 2004).

Stanoviště se může ekologickou pastí stát několika cestami: 1) snížením kvality, aniž by se změnila atraktivita konkrétního stanoviště, 2) zvýšením atraktivity

nekvalitního stanoviště, nebo 3) snížením kvality a současně zvýšením atraktivity stanoviště (Robertson a Hutto 2006).

Míru negativního dopadu ekologické pasti ovlivňuje mnoho faktorů. Důležitou roli hraje míra atraktivity a výsledný dopad na fitness. U habitatu pak hraje důležitou roli také počáteční velikost populace. U velké populace je preferovaný méně kvalitní habitat obsazen jen její částí, zbytek jedinců je nucen využít méně preferovaný habitat, který je však kvalitnější a velikost populace proto neklesá tak rychle. Naopak v malé populaci si jedinci o prostor v nekvalitním preferovaném habitatu nekonkurují, je zde dostatek místa a negativní vliv ekologické pasti tak působí na všechny jedince (Schlaepfer et al. 2002; Battin 2004). Negativní vliv ekologické pasti, která je pro živočicha v porovnání s kvalitním habitatem atraktivnější, se zvyšuje s klesající početností populace; projevuje se tedy Alleeho efekt (Kokko a Sutherland 2001).

#### **1.4. Změna krajiny**

Po nadměrné exploataci (nadměrný lov a sběr) jsou zemědělství a rozvoj lidského osídlení faktory nejvíce ohrožující světovou faunu (Maxwell et al. 2016). Orná půda společně s pastvinami pokrývá zhruba 40 % zemského povrchu (Foley et al. 2005). Tyto plochy však vznikají na úkor jiných biotopů a zemědělství je dnes hlavní příčinou odlesňování (Seaman et al. 2021). V tropech na odlesněných plochách vznikají plantáže plodin, jako je například palma olejná. Při přeměně lesa na plantáže palmy olejné dochází k potlačení biodiverzity a zachová se jen 15 % druhů z původního lesa (Fitzherbert et al. 2008). Jedná se o problémy dotýkající se také živočichů, jako jsou frugivorní a nektarivorní letouni (Cosson et al. 1999) nebo orangutani (Kuswanda et al. 2020). Vedle zmenšování přirozeného habitatu a jeho fragmentace dochází ke konfliktu mezi zemědělci a orangutany, kteří se živí zemědělskými plodinami a působí tak jako nechtění škůdci (Campbell-Smith et al. 2011). Vedle přeměny původní krajiny na krajinu užitkovou má na biodiverzitu vliv také intenzita lidského hospodaření. Intenzifikace hospodaření, ale také opuštění tradičně obhospodařované krajiny, vede ke snížení druhové rozmanitosti herbivorního hmyzu (Uchida a Uschimar 2014).

Výrazným zásahem je výstavba přehrady na řece. Mění se podmínky na místě nádrže, ale také dále po proudu, jelikož z přehrady odtéká výrazně chladnější hypolimnetická voda. Přehrada narušuje vodní režim a přenos říčních sedimentů, narušuje tak charakter vodních a břehových stanovišť, a to nejen v navazujícím úseku,

ale také v říční deltě (Liermann et al. 2012). Tato změna habitatu a vodního režimu působí negativně na společenstva šterkových lavic, která zahrnují řadu ohrožených bezobratlých živočichů zapsaných na červeném seznamu, jedním z nich je také kriticky ohrožený slídák břehový (*Arctosa cinerea*) (Trávníček 2017). Přehradní nádrže jsou migrační bariérou pro ryby (Anderson et al. 2020) a také pro vodní hmyz (Brooks et al. 2018). Kromě fragmentace toku příčnou stavbou, způsobuje zatopení území po výstavbě přehrady fragmentaci a ztrátu terestrických stanovišť (Cosson et al. 1999). Vodní živočichové mohou být ovlivněni také antropogenně zvýšenou turbiditou vody, která znesnadňuje vizuální komunikaci v tomto prostředí (Wong et al. 2007).

Jedním z vedlejších vlivů lidského působení je vznik náhradních stanovišť. Pokud antropogenní stanoviště odpovídá v klíčových charakteristikách původnímu stanovišti, může se zde udržet celá populace konkrétního druhu (Martínez-Abraín a Jiménez 2016). Náhradním stanovištěm mohou být dutiny budov, zemědělské plochy (Martínez-Abraín a Jiménez 2016), ale i postindustriální plochy jako jsou kamenolomy, výsypky, odkaliště, případně silniční či železniční násypy, která jsou útočištěm vzácných druhů brouků, pavouků a spousty jiných bezobratlých živočichů (Tropek a Řehounek 2012; Kuras et al. 2020). Příkladem kriticky ohroženého druhu vyskytujícího se na železničních náspech NPP Váté písky je pavouk skálovka česká (*Haplodrassus bohemicus*) (Tropek a Řehounek 2012). Nad pozitivním vlivem infrastruktury však spíše převažuje její negativní vliv. Silnice především působí jako migrační bariéry, mnoho živočichů je také ohroženo kolizí s dopravními prostředky a okolí silnic je znečištěno chemicky i akusticky (Kuras et al. 2020).

### **Města**

Jak již bylo zmíněno výše, člověk má na přirozené habitaty významný vliv. Jednou z nejvýznamnějších změn je vybudování města. S rostoucí lidskou populací se rozrůstají také města, mizí tak přirozené habitaty a jsou nahrazovány novými antropogenními habitaty (Rendeková et al. 2022). Urbanizace je spojena s fragmentací stanovišť, změnou mikroklimatu, znečištěním a změnou hydrologických a půdních poměrů (Milanović et al. 2021). Města mají obvykle teplejší klima oproti okolí, jsou proto vhodným místem k přečkání zimních měsíců (Parris a Hazell 2005). Nedochozí zde k velkým změnám v dostupnosti potravy (Shochat et al. 2006) a obecně se zde vyskytuje méně přirozených nepřátel živočichů, jako jsou paraziti a predátoři (Denys

a Schmidt 1998; Shochat et al. 2006). Tyto změny mohou umožnit trvalý výskyt druhům, které by nebyly schopny v podmínkách okolních přirozených stanovišť přežít (Shochat et al. 2006). Příkladem je pavouk leповka jižní (*Scytodes thoracica*), která je svým výskytem na našem území vázána výhradně na vytápěné budovy (Kůrka et al. 2015).

S urbanizací je spojena homogenizace fauny a flóry měst. Příčinou je fakt, že velká města napříč světem jsou si v mnoha ohledech podobná a podobné jsou si také niky, které v městech vznikají (McKinney 2006). Dalším významným důvodem homogenizace je dovoz organismů, ať už záměrný či nezáměrný (McKinney 2002). Typickými druhy evropských měst vázanými na antropogenní zdroje jsou potkani (*Rattus norvegicus*), myši domácí (*Mus musculus*), holubi skalní (*Columba livia*) atd. (Mackin-Rogalska et al. 1988).

Na složení společenstva urbánního habitatu má vliv také míra urbanizace. Okrajové části typické nižší mírou urbanizace jsou převážně osidlovány původními druhy, adaptovanými na život v blízkosti člověka (McKinney 2006). Zároveň zde vzniká mozaika divokých a lidmi upravených ploch, což v okrajových částech může podpořit vyšší druhovou diverzitu (McKinney 2002). Typickým druhem krajiny s nízkým osídlením je u nás sova pálená (*Tyto alba*) (McKinney 2006). Podstatné jsou také nezastavěné plochy a jejich management. Kupříkladu travní plochy jsou i v silně zastavěných částech měst útočištěm vysokého počtu druhů pavouků a střevlíkovitých brouků, a to především v případě nepravidelně opečovávaných ploch (Buchholz et al. 2018). Obecně se však v centrech měst s hustou zástavbou daří nepůvodním druhům silně vázaným na lidmi poskytované zdroje (McKinney 2006). Druhová diverzita klesá s rostoucí mírou urbanizace (McKinney 2002).

Kromě lidské potravy města nabízejí i jiné zdroje. Patří mezi ně například semena a plody okrasných rostlin či hmyz přitahovaný pouličním osvětlením. Mnozí ptáci využívají také městské hnízdní dutiny (McKinney 2002), a to nejen v parcích, ale také například vyhloubené ve fasádách domů, u nás takto hnízdí například výreček malý (*Otus scops*) (Grim et al. 2022).

### **Změna krajiny jako ekologická past**

V populacích ještěrky *Acanthodactylus beershebensis*, která je endemitem otevřených plání pouště Neveg v Izraeli, došlo ke zvýšení mortality po realizaci projektu pro zvýšení biomasy a druhové rozmanitosti. Vznikla mozaika ploch původních

a upravených, na nichž byly mimo jiné vysázeny stromy. Vysázené stromy poskytovaly vyvýšenou pozici pro dravé ptáky. Ti tak mohli velmi efektivně lovit ještěrky, které nebyly schopny tuto sníženou kvalitu nového habitatu rozeznat a preferovaly jej stejně jako plochy původního habitatu. Nový habitat proto působil jako ekologická past což mělo dopad na celou populaci (Hawlena et al. 2010).

### 1.5. Invazní druhy

Ať už záměrně či nezáměrně, člověk způsobil rozšíření mnohých druhů za hranice oblastí jejich přirozeného výskytu. V novém prostředí s vhodnými podmínkami tak může vzniknout početná populace nepůvodního druhu (Bellard et al. 2016). Invazemi nepůvodních druhů jsou obecně nejvíce zasaženy ostrovy, na kterých se organismy vyvíjely bez vlivu silné kompetice, parazitismu či predace (Courchamp et al. 2003). Postihují však také ekosystémy pevniny, a to víceméně celosvětově (Vitousek et al. 1997; Bellard et al. 2016). Významný vliv mají invaze rostlin, které mohou výrazně ovlivnit charakter a dynamiku stanoviště (Vitousek et al. 1997). Nepůvodní druhy živočichů v novém prostředí (Ebenhard 1988):

- působí jako predátoři původních druhů (kočky, potkani či ježci (Jones et al. 2013; Bellard et al. 2016)),
- jsou konkurenty v kompetici o zdroje (invazivní želva nádherná (*Trachemys scripta elegans*) je silným kompetitorem původní evropské želvy bahenní (*Emys orbicularis*) (Cadi a Joly 2003; Balzani et al. 2016)),
- ovlivňují rostlinné populace a tím působí také na původní druhy žijící v těchto habitatech (nepůvodní včely a čmeláci opylují nepůvodní druhy rostli, čímž zvyšují produkci semen těmito rostlinami a umocňují tak jejich šíření (Goulson 2015)),
- jsou přenašeči chorob a parazitů potenciálně nebezpečných pro populace původních druhů (přenos chytridiomykózy (*Batrachochytrium dendrobatidis*) skokanem volským (*Lithobates catesbeianus*) na evropské druhy obojživelníků (Miaud et al. 2016)),
- mohou s původními druhy hybridizovat (jelen evropský (*Cervus elaphus*) hybridizuje s jelenem sikou (*Cervus nippon*) (Senn a Pemberton 2009)), či
- jsou potravou pro původní druhy.



Velký vliv na extinkci savců a ptáků má predace ze strany potkanů (*Rattus* spp.) a koček (*Felis catus*) (Bellard et al. 2016). Potkani negativně ovlivňují také populace bezobratlých živočichů, kupříkladu populace cvrčků weta (Ruscoe et al. 2013). Tento novozélandský hmyz je predován také nepůvodními ježky (Jones et al. 2013). Z invazních bezobratlých živočichů jsou svým destruktivním dopadem významní především mravenci. Druhem s globálním významem je mravenec *Solenopsis invicta*, jehož potenciální rozšíření zahrnuje velkou část Evropy, Asie, Afriky a Austrálie (Morrison et al. 2004). *Solenopsis invicta* vedle negativního vlivu na biodiverzitu působí jako škůdce v zemědělství a nezanedbatelný je jeho dopad na lidské zdraví (Vinson 2013). Společně s dvěma dalšími druhy rodu *Solenopsis* je tento druh zapsán na seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (AOPK 2023c). Nemalý vliv mají také nově introdukované nemoci. Epidemiemi jsou významně zasaženy například populace obojživelníků (chytridiomykóza) a ptáků (ptačí malárie) (Bellard et al. 2016).

### **Invazní druhy jako evoluční past**

Evoluční pastí se může stát jedovatý druh, který je v prostředí predátora nový a predátor jej vnímá jako vhodnou potravu. Vzhledem k absenci koevoluce tak chybí rezistence vůči toxinu či odpor vůči toxickému živočichovi a predátor se otráví (Goetz et al. 2018). Tento vliv má rosnička kubánská (*Osteopilus septentrionalis*) na užovku proužkovanou (*Thamnophis sirtalis*) (Goetz et al. 2018). Otravy působí také ropucha obrovská (*Rhinella marina*) širokému spektru predátorů v Austrálii, kde je silným invazním druhem (Shine 2010). Jedním z druhů, u kterého byla zaznamenána otrava jedem této ropuchy, je smrtonoš severní (*Acanthophis praelongus*). Přírozenou potravou toho to hada jsou australské žáby. Svou kořist vábí pohyby ocasu, na což zmíněná ropucha, vzhledem k absenci společné evoluční historie, reaguje silněji než jiné v Austrálii původní žáby a otravy tak mohou být časté (Hagman et al. 2009).

Podobný efekt jako toxické žáby z předchozího příkladu má také česnáček lékařský (*Alliaria petiolata*), který v Severní Americe invadoval do areálu výskytu běláskas *Pieris virginiensis*. Samice *P. virginiensis* svá vajíčka kladou přednostně na česnáček, a to i přesto, že larvy na této nepůvodní rostlině nejsou schopny dokončit vývoj v dospělce a obvykle na rostlině umírají po několika dnech (Davis a Cipollini 2014).

Definici evoluční pasti naplňuje také nepůvodní predátor, kterému se predovaný druh nevyhýbá, jelikož na chemické a vizuální podněty tohoto predátora neumí adekvátně reagovat; tento jev se označuje jako naivita kořisti. Příkladem predátora, který se stal evoluční pastí, je skokan volský (*Lithobates catesbeianus*), který působí vyšší predační tlak v alopatrických populacích skokana červenonohého (*Rana aurora*). Larvy z alopatrických populací nereagovaly na pachové podněty skokana volského, oproti larvám ze sympatrické populace proto byly více vystaveny predaci tímto druhem (Shine 2010).

Přítomnost skokana volského se stala evoluční pastí také pro samce skokana *Rana draytonii*. Mnoho samců tohoto druhu bylo pozorováno v amplexu s mladými skokany volskými (D'amore et al. 2008).

## 1.6. Změna klimatu

S lidskou činností se pojí oteplení klimatu o zhruba 1 °C oproti teplotám předindustriálního období, přičemž se předpokládá, že by se tato hodnota měla do roku 2052 zvýšit na 1,5 °C (IPCC 2018).

Teplota ovlivňuje načasování biorytmů mnohých živočichů (Wells et al. 2022). U řady druhů slouží ke správnému načasování migrace (Inouye et al. 2000; Gienapp 2012), hibernace (Inouye et al. 2000) či páření (Bronson 2009). Významný dopad může mít nesoulad v načasování s obdobím maxima potravních zdrojů (Visser a Both 2005). Vývoj teplot na zimovišti může být úplně jiný než na letním stanovišti, což způsobuje nesoulad v migraci ptáků. Ovlivnění teplotou na zimovišti tak na letní stanoviště nepřilétají v období potravního maxima (Inouye et al. 2000; Knudsen et al. 2011). Podobný dopad může mít také nerovnoměrný nárůst teploty. Pokud teplota výrazně naroste až poté, co sýkora naklade vejce, období vrcholu početnosti potravy se posune, ale doba líhnutí je již pevně dána, dojde tedy k nesouladu v načasování (Both et al. 2009).

Teplota však není jediným faktorem ovlivňujícím biorytmy. Jednotlivé druhy potravního řetězce proto mohou reagovat na různé faktory prostředí v různé intenzitě, změna klimatu proto může rozvrátit potravní řetězce i ekologické vazby různých druhů (Hellmann 2002). Stát se tak může v případech, kdy jeden z dvojice organismů reaguje na fotoperiodu, zatímco druhý reaguje na teplotu (Visser a Both 2005), nebo pokud organismy na zvýšení teploty reagují v různé intenzitě (Hellmann 2002). Příkladem je sýkora koňadra, která svá vejce kladla stále ve stejnou dobu, přestože doba potravního

maxima se posunula, jelikož housenky kterými sýkory krmí svá mláďata se v důsledku teplejšího jara líhly dříve (Visser et al. 1998).

Zvýšení teploty ovlivňuje také fyziologii živočichů. U bezobratlých je stejně jako u jiných ektotermních živočichů rychlost metabolismu a vývoje vázána na okolní teplotu. Zvýšení teploty při dostatečné dostupnosti zdrojů vede k rychlejšímu růstu, případně ke zvýšení počtu generací v jedné sezóně. Zvýšenou teplotou urychlený vývoj umožňuje únik z vlivu predátora, který na změnu teploty nereaguje tak silně. Snížením predatorního tlaku je snížena kontrola populační početnosti shora, což v případě zemědělsky významných škůdců vede ke zvýšení škod (Facey et al. 2014). Podobně umělé zvýšení teploty narušilo populační kontrolu sarančí (*Melanoplus femurrubrum*) pavouky, kteří jsou oproti sarančím náchylnější na teplo, a proto se na plochách s uměle zvýšenou teplotou pohybovali a lovíli hlouběji v bylinné vegetaci, blíže u povrchu, kde je relativně chladněji (Barton a Schmitz 2009). Naopak v případě nedostupnosti potravy může zvýšení teploty a metabolismu způsobit vyšší mortalitu v důsledku rychlejšího vyhladovění, především u živočichů stojících výše v potravním řetězci, jako jsou pavouci a draví brouci (Facey et al. 2014). Zvýšení teploty nad únosnou hranici narušuje fyziologické funkce živočichů, příliš vysoké teploty tak snižují procento larev krabů, které se dožijí dospělosti (Marochi et al. 2021). Teplota může také působit jako selekční tlak ovlivňující zbarvení hmyzu, jelikož světlejší jedinci si jsou schopni v teplejších podmínkách udržet teplotní homeostázu (Clusella-Trullas a Nielsen 2020).

Teploty v průběhu embryonálního vývoje mohou ovlivnit další osud jedince. U plazů s teplotně vázaným určením pohlaví teplota během embryonálního vývoje ovlivňuje poměr samců a samic (Janzen 1994; Wapstra et al. 2009). Vliv oteplení klimatu na poměr pohlaví byl zaznamenán například u želvy ozdobné (*Chrysemys picta*) (Janzen 1994). U některých pavouků teplota v průběhu ontogenetického vývoje ovlivňuje přemisťovací chování. Mladí jedinci pavučenky létavé (*Erigone atra*) vystaveni nižší teplotě se ve své dospělosti častěji přesouvají na větší vzdálenost (strategií ballooning), než jedinci prodávající svůj ontogenetický vývoj při vyšší teplotě (Bonte et al. 2008).

Svišť žlutobřichý (*Marmota flaviventris*) je permissivní hibernant, který zimním spánkem tráví až 8 měsíců v roce (Cordes et al. 2020). Hlavním faktorem ovlivňující jarní probouzení sviště ze zimního spánku je teplota (Inouye et al. 2000). Dopad

oteplování klimatu na sviště se liší mezi různými věkovými kategoriemi (Cordes et al. 2020) a v kontextu dalších faktorů (Wells et al. 2022). Na stanovišti s bohatými sněhovými srážkami se i přes zvyšování teploty sněhová pokrývka udržuje dlouho. Svišti reagující na teplotu vzduchu se tak z hibernace probouzejí před rozmrznutím sněhové pokrývky. Toto období je vzhledem k nedostupnosti potravy energeticky náročné, což má negativní vliv na reprodukci a počet mláďat (Inouye et al. 2000).

Také pro netopýry je důležité probudit se z hibernace v období dostatku potravy (Wells et al. 2022). Vyšší teploty v hibernakulu způsobí rychlejší vyčerpání tukových zásob a netopýři se musejí probudit dříve (Reusch et al. 2023). Pro samice netopýrů mohou být vyšší jarní teploty ke konci období hibernace výhodou, jelikož tak mohou dříve přeletět na místo rozmnožování a mají více času k nahromadění energie pro období gravidity (Reusch et al. 2023). Oproti samcům netopýra vodního (*Myotis daubentonii*), jejichž období probouzení není ovlivněno chladnější či teplejší zimou, se samci netopýra řasnatého (*Myotis nattereri*) v letech s chladnějším zimním obdobím probouzejí dříve. Netopýři řasnatí se páří zhruba o měsíc později, tudíž v chladnějších letech nemají před hibernací, oproti samcům netopýra vodního, dostatek času doplnit energii spotřebovanou v období páření a na jaře vylétnou dříve, což je důvodem jejich vyšší mortality (Reusch et al. 2023).

V neposlední řadě má změna globálního klimatu vliv na změnu hranic rozšíření jednotlivých druhů (Facey et al. 2014). V souvislosti s oteplením se mění zeměpisná šířka hranice rozšíření druhů, teplota se takto projevila na rozšíření křížáka pruhovaného (*Argiope bruennichi*) (Kumschick et al. 2011). Tento křížák byl na našem území poprvé zaznamenán v roce 1991, avšak dnes se na našem území jedná o běžný druh (Kůrka et al. 2015). Společně s oteplením se posouvá také nadmořská výška hranice rozšíření, což bylo zaznamenáno ve Švýcarských alpách u deseti druhů mnohonožek. Horní hranice rozšíření těchto deseti druhů se v průběhu sta let posunula o 50 až 363 metrů výše (Gilgado et al. 2022).

### **Oteplování jako evoluční past**

Dřívější nárůst teplot může vyvolat předčasné ukončení hibernace a živočich je tak nucen čelit nevhodným podmínkám. Dřívější nárůst teploty způsobuje ohřátí hibernakula zmije obecné (*Vipera berus*) a ta se tak budí dříve ze své hibernace. Jelikož však teploty stále ještě klesají pod bod mrazu a promrzání půdy může vést ke zvýšení

mortality zmíjí. Brzké zvyšování teploty hibernakula tedy působí jako ekologická past (Turner a Maclean 2022).

Klimatická změna s sebou nese také zvýšení teplotních výkyvů při vlnách veder. Při těchto teplotních výkyvech narůstá také teplota vody v mělkých přílivových jezírkách na pobřeží moří. Tyto přílivová jezírka jsou vhodným útočištěm pro drobné organismy jako je rybí plůdek, larvy krevet a také pro mnohé jiné bezobratlé živočichy. Při silících vlnách veder v těchto malých vodních nádržkách narůstá teplota nad únosnou hranici a živočichové zde hynou. Toto vhodné útočiště se tak mění v ekologickou past (Vinagre et al. 2018).

### **1.7. Znečištění**

Lidská aktivita způsobuje znečištění životního prostředí hned několika způsoby. Kromě znečištění odpadky (kterým je věnována samostatná kapitola 1.8.) a chemikáliemi, lze hovořit také o světelném a akustickém znečištění.

#### **Chemické znečištění**

Hlavními zdroji chemického znečištění jsou průmysl a zemědělství. Do životního prostředí mnohých organismů se tak dostávají například hnojiva, pesticidy a těžké kovy (Tarasova a Makarova 2016; Cristiano et al. 2021). Chemické látky mohou působit na expresi genů, případně na endokrinní soustavu, čímž je ovlivněno vydávání akustických (zpěv), vizuálních (barevnost) a chemických signálů (feromony) (Rosenthal 2012). Látky chemického znečištění mohou výrazněji působit na vyšších stupních potravního řetězce, jelikož dochází k jejich postupné kumulaci a predátoři jsou tak vystaveni vyšším koncentracím těchto látek, což v případě DDT u dravých ptáků vedlo ke snížení tloušťky vaječné skořápky, a tedy ke snížení úspěšnosti inkubace vajec (Lindberg et al. 1985). Ve vodním prostředí mohou ovlivňovat chemickou komunikaci mezi živočichy interakcí s feromony. Změna chemismu vody má u ryb vliv na detekci feromonů. Zvýšená koncentrace huminových kyselin u samic mečovek (*Xiphophorus birchmanni*) vede k neschopnosti rozeznat samce vlastního druhu od samce druhu cizího (Fisher et al. 2006). Podobně působilo snížení pH na střevli (*Chrosomus neogaeus*) a jelečka (*Pimephales promelas*) a jejich schopnost detekovat varovné feromony emitované jedinci téhož druhu (Brown et al. 2002). Naopak zvýšení pH u samic koljušky tříostné (*Gasterosteus aculeatus*) vedlo k silnější reakci na feromony samců téhož druhu (Heuschele a Candolin 2007). Kromě vlivu na chování může změna chemismu působit fyziologický stres (Forgione a Brady 2022).

Znečištění může živočichy ovlivnit také nepřímo skrze změnu jejich prostředí. V minulosti bylo znečištění ovzduší příčinou vzestupu melanické formy drsnokřídlece březového (*Biston betularia*). Jedinci bílé formy byli vlivem znečištění a úbytku lišejníků méně maskovaní, oproti tmavým jedincům tak byli vystaveni vyšší míře predace. Na znečištěných lokalitách proto převládla melanická forma (Majerus 2009).

### **Akustické znečištění**

S narůstající lidskou populací, globalizací trhu a také s cestovním ruchem se poji nárůst dopravy. Hlavními a všudypřítomnými zdroji zvukového znečištění je tak právě silniční, letecká (Slabbekoorn et al. 2003) a lodní doprava (Li et al. 2018). Antropogenní hluk je proto problematický jak na souši (Slabbekoorn et al. 2003), tak také ve vodním prostředí (Slabbekoorn et al. 2010; Li et al. 2018). Zvukové vlny se ve vodě šíří lépe než ve vzduchu, naopak světlo se zde šíří hůře. Mnozí vodní živočichové, jako například savci, ryby, ale také korýši, proto k orientaci či komunikaci využívají zvukové vlny. Antropogenní hluk může zvukové signály důležité pro tyto živočichy maskovat, poškodit jejich sluch, nebo ovlivnit jejich chování (Li et al. 2018). Ze suchozemských živočichů byl vliv antropogenního hluku na vnitrodruhovou komunikaci zkoumán u samic cvrčka dvojskvrnného (*Gryllus bimaculatus*), ty mají v hlučném prostředí problém najít signalizujícího samce (Schmidt et al. 2014). Zdrojem antropogenního hluku jsou také větrné elektrárny, které produkují hluk otáčením lopatek, srážkami větru s lopatkami a také hluk o nízkých frekvencích vznikající v generátoru větrné turbíny. Podobně jako v příkladech uvedených v kapitole 1.2. dochází k překrytí akustických signálů rosničky japonské (*Dryophytes japonicus*) tímto hlukem, na což rosnička reaguje přizpůsobením své vokalizace. Zmíněný hluk o nízkých frekvencích může u živočichů působit stres, při dlouhodobé expozici způsobit hormonální nevyrovnanost a s ní spojenou oslabenou imunitu (Park a Do 2022).

### **Světelné znečištění**

Znečištění prostředí světlem je pozorovatelné až z vesmíru, čehož je využíváno k dálkovém průzkumu země. Podle intenzity nočního světla je stanovována intenzita osídlení Země (Levin et al. 2020). Pro živočichy je světlo důležité k načasování cirkadiálních a ročních rytmů (podobně jako teplota – viz kapitola 1.6.) a pro orientaci v prostoru. Umělé světlo tak může působit jako dezinformace (Witherington 1997). U larev motýlů, které se v noci krmí na svých živých rostlinách, je tato aktivita

narušena umělým osvětlením (Boyes et al. 2021). Umělé osvětlení má také vliv na zvýšenou míru kolizí ptáků s budovami (Lao et al. 2020). Důležitou vlastností světla je také to, že láká hmyz. Migrující střevlíkovití (Carabidae) jsou přitahováni silně osvětlenými místy a přilétají na zde ve vysokém počtu. Tito brouci jsou tak pouličním osvětlením přitahováni do měst, která pro ně však skýtají nehostinné podmínky (Šustek 2014).

### **Znečištění jako evoluční past**

Problematické není pouze světlo vyzařované umělými zdroji. Hmyz hledá vodní plochy podle světla polarizovaného jejich hladinou. Vlivem člověka v prostředí vznikají povrchy, které polarizují světlo podobně jako vodní hladina a tento hmyz proto přitahují (např. prosklené plochy budov, nebo asfalt) (Kriska et al. 1998; Kriska et al. 2008). Mimoto i přes svou orientaci podle polarizovaného světla je tento hmyz přitahován umělým osvětlením, zřejmě pro jeho vysokou intenzitu (Haynes 2021).

U chrostíka *Hydropsyche pellucidula* bylo pozorováno rojení a kopulace na skleněných površích budov, které polarizují světlo podobně jako vodní hladina (Kriska et al. 2008). Podobný jev byl pozorován také u jepic, které se rojíly na asfaltové cestě a kladly na její povrch svá vajíčka (Kriska et al. 1998).

Mnozí ptáci jsou schopni tolerovat hluk. Akusticky znečištěným stanovištím se nevyhýbá ani pěvec salašník západní (*Sialia mexicana*). Hlučná místa se pro něj proto stávají ekologickou pastí, jelikož hluk působí jako stresor a na těchto stanovištích se proto snižuje počet úspěšně inkubovaných vajec (Kleist et al. 2018).

### **1.8. Odpadky**

Člověk je odpovědný za produkci velkého množství odpadků, které z velké části končí na skládkách. Část z vyprodukovaných odpadů se dostává také do životního prostředí vlivem úniků lehkých kusů při přepravě a ze skládek vlivem větru (Barnes et al. 2009), nebo také z důvodu bezohledného chování jednotlivců spočívajícího v odhazování odpadků (Campbell 2007). Bezohledně odhozeno je jen malé množství odpadků. Avšak do životního prostředí se takto dostávají nové nepřírozené předměty. Mezi odhozeným odpadem jsou velmi časté nedopalky cigaret, nápojové obaly, obaly od sladkostí a jiného jídla, víčka od lahví atd. (Grobler et al. 2022).

K výraznému nárůstu produkce odpadků vedlo zavedení plastových materiálů s nízkou výrobní cenou k produkci jednorázových výrobků (Barnes et al. 2009). Z důvodu zvýšeného přísunu plastů do prostředí je častým jevem mortalita živočichů

způsobená pozřením plastového odpadu (Thompson et al. 2009). Problematická je také kumulace mikroplastů na vyšších stupních potravního řetězce (Thompson et al. 2009; De Souza Machado et al. 2018). Tyto částice menší než 5 mm vznikají rozpadem větších kusů plastového odpadu. Díky velkému relativnímu povrchu se z těchto částic uvolňují toxické látky, případně slouží jako vektory toxických látek, které jsou tak vnášeny do potravního řetězce (Thompson et al. 2009). Některé látky uvolňované těmito částicemi (typicky ftaláty, bisfenol A) se vyznačují svou hormonální aktivitou (De Souza Machado et al. 2018). Mikroplasty ovlivňují chemické a fyzikální vlastnosti půdy (De Souza Machado et al. 2018) a mohou mít také vliv na zpomalený růst či zvýšenou mortalitu půdní fauny (Huerta et al. 2016; Zhu et al. 2018). V neposlední řadě plovoucí plastový odpad unášený mořskými proudy umožňuje mnohým mořským organismům kolonizaci nových lokalit (Barnes 2002).

Skládky jsou místem, kde si mnozí živočichové opatřují potravu (Katlam et al. 2018). Ptáci skládky využívají k doplnění energie při migraci (Marcelino et al. 2023). Mnohým jedincům čápa bílého (*Ciconia ciconia*) skládky na jihu Evropy poskytují dostatek potravy k přečkání zimy a tyto ptáci tak migrují na kratší vzdálenost. Mláďata zimující v jižní Evropě oproti mláďatům zimujícím v Africe přežívají ve vyšší míře (Rotics et al. 2017). Co se bezobratlých týče, bylo zjištěno, že rekultivované skládky a také černé skládky mohou být hotspotem druhové diverzity epigeické makrofauny (Baranová et al. 2015). Využívání potravy ze skládek však není výhodné ve všech ohledech. U párů volavky rusohlavé (*Bubulcus ibis*) vyhledávajících potravu na skládkách se zvyšuje počet vajec ve snůšce a úspěšnost jejich inkubace, snižuje se však úspěšnost výchovy mláďat (Gherbi-Salmi et al. 2022). Vyhledávání potravy na skládkách s sebou nese také riziko požití nestravitelného odpadu (Peris 2003; Katlam et al. 2018) či požití potravy kontaminované těžkými kovy (Carneiro et al. 2015).

### **Odpadky jako evoluční past**

Odpadky, především pak ty z plastu, se evoluční pastí stávají v případě záměny za potravu (Carson 2013; Santos et al. 2021). Požití plastového odpadu bylo zaznamenáno již u více než 1500 druhů obývajících mořské, sladkovodní nebo terestrické habitaty (Santos et al. 2021). Dobře prostudované je požití odpadků u některých mořských obratlovců, mezi které patří například mořské želvy (Duncan et al. 2021), paryby a mnoho druhů ryb (Savoca et al. 2021). Kupříkladu kožatky velké (*Dermochelys coriacea*) se živí medúzami, jimž jsou vzhledově velmi podobné



igelitové sáčky plovoucí ve vodě. Tato podobnost je tedy pravděpodobně příčinou požití tohoto odpadu (Mrosovsky et al. 2009).

Odpadky mohou fungovat jako doslovná past. Efekt pasti byl zaznamenán u odhozených pneumatik na mořském dně. Horizontálně ležící pneumatiky se staly pastí pro poustevníčky (*Paguroidea*), kteří jsou schopni vniknout dovnitř, ale přes hladký zakřivený okraj již nejsou schopni uniknout (Sogabe a Takatsuji 2021). Podobnou evoluční pastí jsou odhozené nápojové obaly. Pro řadu drobných živočichů mohou být ekologickou pastí, tedy habitatem s lákavou vůní, ze kterého již není úniku (Kolenda et al. 2022). Živočichové nejsou schopni uniknout, jelikož jsou stěny nápojových obalů kluzké. Míra škodlivosti závisí také na orientaci otvoru a úhlu sklonu lahve (Benedict a Billeter 2004; Hamed a Laughlin 2015). Mortalita spojená s uvězněním v nápojových obalech byla zaznamenána u drobných obratlovců (Benedict a Billeter 2004; Hamed a Laughlin 2015), ale také bezobratlých (Benedict a Billeter 2004; Poeta et al. 2015; Kolenda et al. 2020; Lavers et al. 2020; Kolenda et al. 2022).

Kuriozitou jsou pak samci krasce *Julodimorpha bakewelli* pokoušející se o kopulaci s lahvemi, které jsou svým vzhledem podobné samicím téhož druhu (zmíněno v kapitole 1.3.).

## **2. Cíle práce**

Hlavním cílem této práce bylo experimentální vyhodnocení druhového složení společenstva pavouků (Araneae) a brouků (Coleoptera) kolonizujících nápojovou plechovku v prvních týdnech po jejím odhození. Druhým cílem bylo vyhodnotit, zda má na přitažlivost plechovky pro jednotlivé skupiny vliv její původní obsah. Třetím cílem bylo zhodnotit, kteří z těchto živočichů v plechovkách hynou a kterým naopak slouží jako alternativní habitat.

### **3. Materiál a metody**

#### **3.1. Charakteristika lokality**

Terénní výzkum probíhal od 28. března do 20. června v lužním lese na území evropsky významné lokality Království (CZ0710161) v blízkosti PR Království. Plocha, na které byl výzkum proveden, se nachází přibližně 2 km západně od památného stromu dubu Král a zhruba 1,8 km východně od Kaple sv. Jana Nepomuckého v obci Charvátý – Čertoryje. Souřadnice studované plochy jsou 49°30'48.602"N, 17°17'2.293"E. Nadmořská výška plochy se pohybuje okolo 204 m n. m. Území spadá do teplé klimatické oblasti (T2) (AOPK 2023a). Oproti dlouhodobým teplotním normálům byl duben chladnější, květen a červen byly naopak teplejší (ČHMÚ 2023a). Měsíce březen, květen a červen byly ve srovnání s dlouhodobými srážkovými normály sušší (ČHMÚ 2023b).

Hlavními formačními skupinami přírodních biotopů plochy, na které byl experiment uskutečněn, jsou karpatské dubohabřiny (L3.3B) a vegetace vysokých ostřic (M1.7). Dále pak tvrdé luhy nížinných řek (L2.3), mokřadní olšiny (L1) a eutrofní vegetace bahnitých substrátů (M1.3) (Chytrý 2010; AOPK 2023a). Dominantní jednotkou půdního typu je modální fluvizem (ČGS 2023).

#### **3.2. Metodika**

##### **Zemní pasti**

Ke studiu atraktivitu nápojů pro jednotlivé druhy byly na lokalitě 28. března 2022 instalovány zemní pasti. Padací zemní pasti byly tvořeny zavařovací sklenicí o objemu 0,7 l zakopanou do země tak, aby byl její horní okraj zarovnan s okolním terénem. Do této sklenice byl vložen plastový kelímek o objemu 0,3 l, jehož účelem bylo usnadnění manipulace s obsahem pasti při jejich kontrole. Fixační tekutinou byly zkoumané nápoje, tedy sycený nápoj s příchutí koly a pivo značky Deep. Na lokalitě bylo do jedné řady rozmístěno 30 takovýchto zemních pastí s rozestupy 10 m. Z těchto pastí bylo deset naplněno pivem, deset kolou a deset pastí sloužících jako kontrola bylo naplněno vodou. Obsah sousedících pastí se střídá v pořadí pivo, kola, voda.

Pasti byly po dobu následujících čtyř týdnů vybírány v týdenních intervalech. Od 2. května byly pasti v týdenních intervalech střídavě vybírány a střídavě uzavřeny. Při každém odběru odchycených bezobratlých byla použita fixační tekutina vyměněna za čerstvou. Živočichové ze zemních pastí byli v laboratoři roztřízeni do vyšších taxonomických skupin a uloženi do 75% lihu pro pozdější identifikaci.

## **Plechovky**

Na lokalitě bylo 28. března rozmístěno 480 kusů nápojových plechovek o objemu 0,5 l. Do plechovek bylo přidáno malé množství zkoumaného nápoje, tedy syceného nápoje s příchutí koly, nebo pivo značky Deep. Účelem tohoto přidaného nápoje bylo simulovat nedopitý zbytek v odhozené plechovce. Do 240 plechovek bylo přidáno 0,02 l koly a do zbylých 240 plechovek bylo přidáno 0,02 l piva. Na plechovky byl nalepen štítek s označením přidaného nápoje a číslo řady, do které byla plechovka následně umístěna. Tyto plechovky byly následně rozmístěny do prostoru lesa ve 12 řadách po 40 plechovkách (20 ks s pivem, 20 ks s kolou). Řady byly vzájemně vzdáleny 10 metrů a plechovky v těchto řadách byly rozmisťovány v rozestupu 10 metrů, přičemž se střídaly plechovky s obsahem piva a koly. Každá plechovka byla položena na stranu tak, aby byl její otvor blízko země.

Po dobu následujících 12 týdnů byla každý týden posbírána jedna z 12 řad plechovek. Řady byly sbírány v náhodném pořadí. Vstupní otvor plechovky byl při sběru zalepen lepicí páskou tak, aby nebyl případný obsah rozsypan, respektive aby bylo zabráněno úniku živých jedinců. Takto uzavřené plechovky byly převezeny do laboratoře, kde byly rozstříženy. Živočichové a jejich zbytky obsažené v plechovkách byli pro následnou identifikaci uloženi do 75% lihu.

## **Identifikace**

Na druhovou úroveň byli identifikováni pavouci (Araneae) a brouci (Coleoptera) z plechovek i zemních pastí. K identifikaci pavouků jsem použil Millerův klíč (Miller 1971) a internetový klíč Spiders of Europe (Nentwig et al. 2023). K identifikaci brouků jsem použil Javorkův (Javorek 1947) a Balthasarův klíč (Balthasar 1957). Kontrolu brouků s nejistou identifikací, případně identifikaci neidentifikovaných jedinců provedl doc. Milan Veselý, dr. Filip Trnka a Mgr. Radim Gabriš. Kontrolu a případnou identifikaci pavouků provedl dr. Ondřej Machač.

## **Data o velikosti druhů**

K analyzování pravděpodobnosti přítomnosti živočichů v plechovce v závislosti na jejich velikosti byla použita střední hodnota velikostí konkrétních druhů pavouků uvedených v knize Pavouci České republiky (Kůrka et al. 2015), u brouků pak střední hodnota velikostí uvedených v knize Brouci České a Slovenské republiky (Hůrka 2005), v databázi BioLib.cz (Zicha et al 2023), případně v Balthasarově klíči (Balthasar 1957).

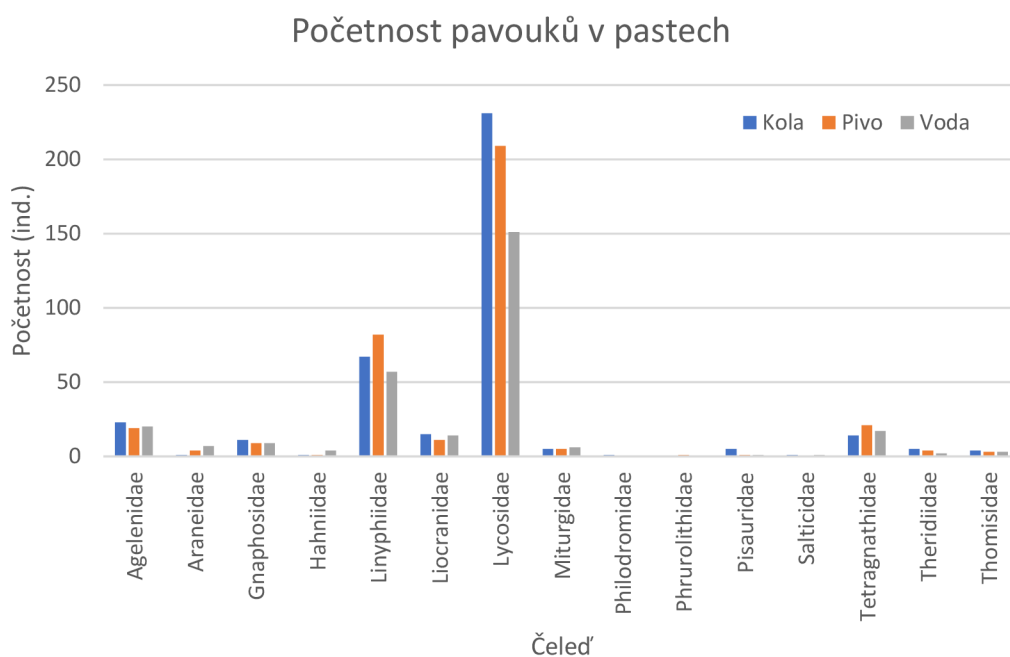
### **Analýza dat**

Analýza dat byla provedena ve statistických programech Canoco 5 a R Studio 4.2.3. Testován byl vliv obsažené tekutiny (kola, pivo, v případě pastí také voda) a dne od počátku experimentu na skladbu druhů přítomných v plechovkách a zemních pastech. K vyhodnocení vlivu těchto faktorů na pavouky a brouky byl použit kanonický korespondenční model mnohorozměrné analýzy (CCA) a analýza variance (ANOVA). Rozdílnost průměrné velikosti jedinců pavouků a brouků chycených do pastí a jedinců přítomných v plechovkách byla testována pomocí Welchova dvouvýběrového t-testu.

## 4. Výsledky

### 4.1. Pavouci v zemních pastech a odhozených plechovkách

Do zemních pastí bylo chyceno 1043 pavouků 54 druhů patřících do 18 čeledí. Nejpočetnější byly druhy *Pardosa lugubris* (Lycosidae; 305 jedinců), *Trochosa terricola* (Lycosidae; 284 jedinců) a *Inermocoelotes inermis* (Agelenidae; 61 jedinců). Z celkového počtu 1043 jedinců bylo 37 % (384 jedinců) chyceno do pastí s kolou, 35 % (367 jedinců) do pastí s pivem a 28 % (292 jedinců) do pastí s vodou.

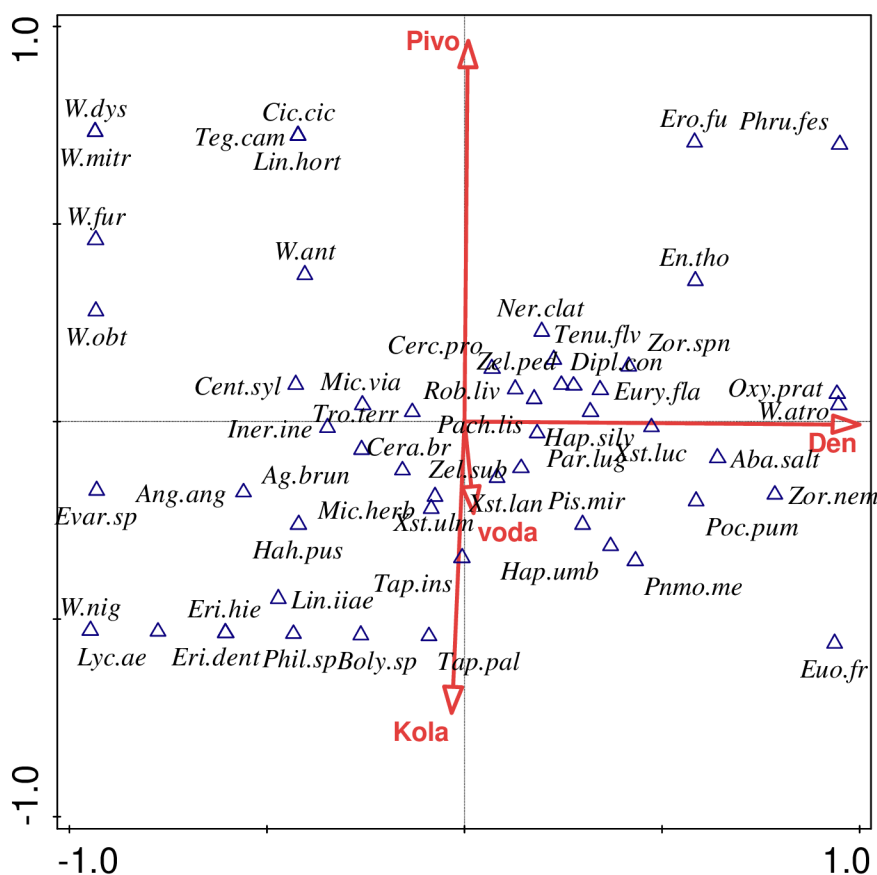


**Graf 1** Celkový úlovek pavouků jednotlivých čeledí v zemních pastech dle typu fixační tekutiny. Uvedeny jsou sumy, tj. počet jedinců chycených do 10 pastí během 8 týdnů

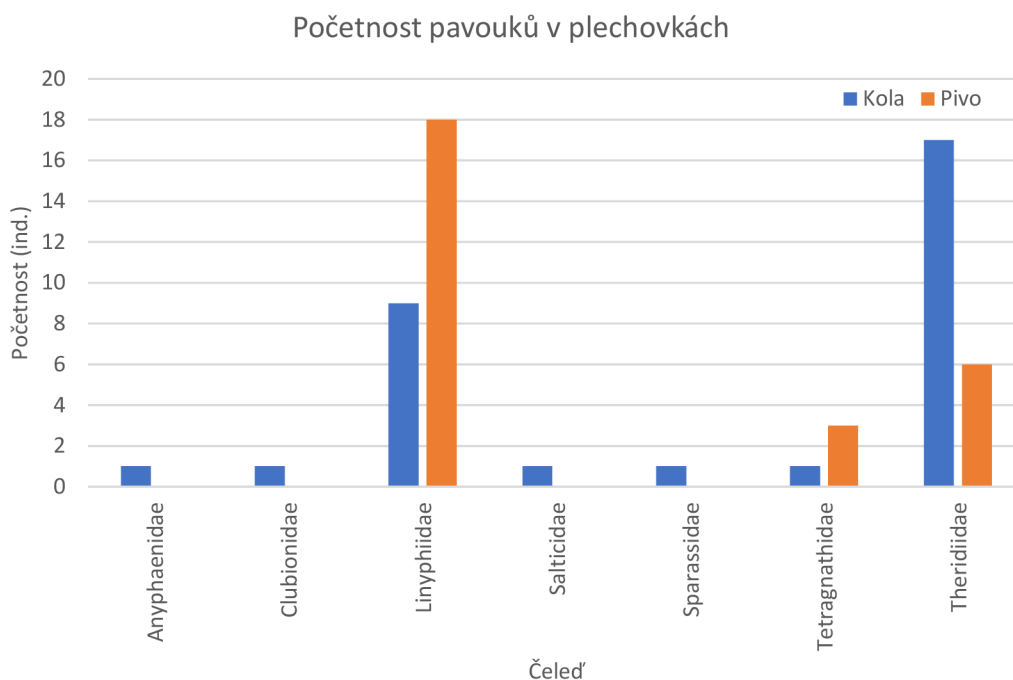
K testování vlivu použité fixační tekutiny (nápoje) a času (dne od počátku experimentu) na skladbu druhů chycených do zemních pastí byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). První osa modelu vysvětluje 0,75 % variability, dle permutačního testu je tato osa signifikantní (pseudo-F=0,8; p=0,002), celý model však signifikantní není (pseudo-F=1,1; p=0,108). Čas (proměnná Den) byl dle tohoto modelu signifikantní proměnnou (pseudo-F=2,3; p=0,002), což se projevilo změnou druhového složení v průběhu experimentu (Graf 2). Žádná z použitých fixačních tekutin neměla signifikantní vliv. Nesignifikantní vliv použitých fixačních tekutin na druhovou skladbu pavouků v zemních pastech potvrdila také analýza variance (F=0,035; p=0,966).

**Tabulka 1** Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy úlovku pavouků v pastech

Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0,3995	0,1031	0,0817	1,0000
Explained variation (cumulative)	0,7500	0,9500	1,1000	2,9900
Pseudo-canonical correlation	0,6321	0,3211	0,2859	0,0000
Explained fitted variation (cumulative)	68,3700	86,0100	100,0000	

**Graf 2** Ordinační diagram vlivu použitých fixačních tekutin a času na ulovené druhy pavouků, signifikantní je pouze faktor Den (vysvětlivky zkratek viz Příloha 1)

V plechovkách bylo přítomných 58 pavouků 14 druhů patřících do sedmi čeledí. Z těchto pavouků bylo 71 % jedinců živých. Pavouci v plechovkách byli z 59 % nedospělí. Nejvyšší počet jedinců byl nalezen v plechovkách odebraných 62. den experimentu (Graf 4). Druhově nejpočetnější byla čeleď Linyphiidae zastoupená 4 druhy. Nejpočetnější byly druhy *Enoplognatha ovata* (Theridiidae; 18 jedinců; jeden dospělce a 17 juvenilních jedinců) a *Tenuiphantes flavipes* (Linyphiidae; 14 jedinců; devět dospělců a pět juvenilních jedinců). Z celkového počtu 58 jedinců bylo 53 % (31 jedinců) přítomných v plechovkách s kolou a 47 % (27 jedinců) v plechovkách s pivem. V plechovkách byly také nalezeny 3 exuvie a jeden kokon. Vzhledem k nejisté druhové příslušnosti však do analýzy tato data zařazena nebyla.



**Graf 3** Celkový počet pavouků jednotlivých čeledí zastížených v plechovkách dle původního nápoje. Uvedeny jsou sumy, tj. počet jedinců zastížených v plechovkách během 12 týdnů

Z 23 zástupců čeledi Theridiidae bylo všech 17 živých jedinců při otevření plechovky přistíženo na pavučinové síti. Zbylí zaznamenaní jedinci patřící do této čeledi byli v plechovkách nalezeni uhynulí. Z 27 zástupců čeledi Linyphiidae bylo 22 nalezených jedinců naživu a 13 z nich bylo přistíženo na pavučinové síti.



**Graf 4** Časový vývoj početnosti pavouků zastížených v plechovkách

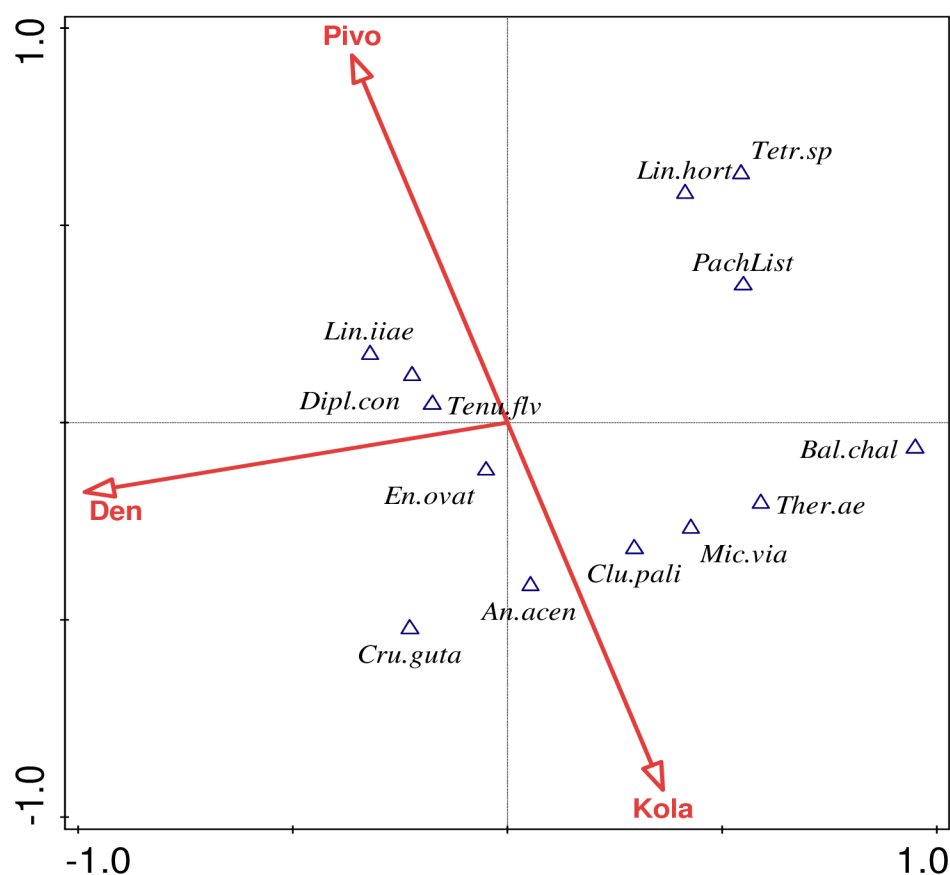
K testování vlivu původního nápoje a času odebrání plechovky (dne od počátku experimentu) na skladbu druhů byla použita kanonická korespondenční analýza



(CCA). První osa modelu vysvětluje 4,97 % variability, dle permutačního testu je tato osa signifikantní (pseudo-F=1,1; p=0,004), také celý model je signifikantní (pseudo-F=1,6; p=0,008). Signifikantní proměnnou byl čas odebrání plechovky (pseudo-F=2,2; p=0,002), což se projevilo změnou druhového složení v průběhu experimentu (Graf 5). Dle tohoto modelu neměl žádný z původních nápojů signifikantní vliv na složení druhů přítomných v plechovkách, což potvrdila také analýza variance (F=1,094; p=0,311).

**Tabulka 2** Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy pavouků přítomných v plechovkách

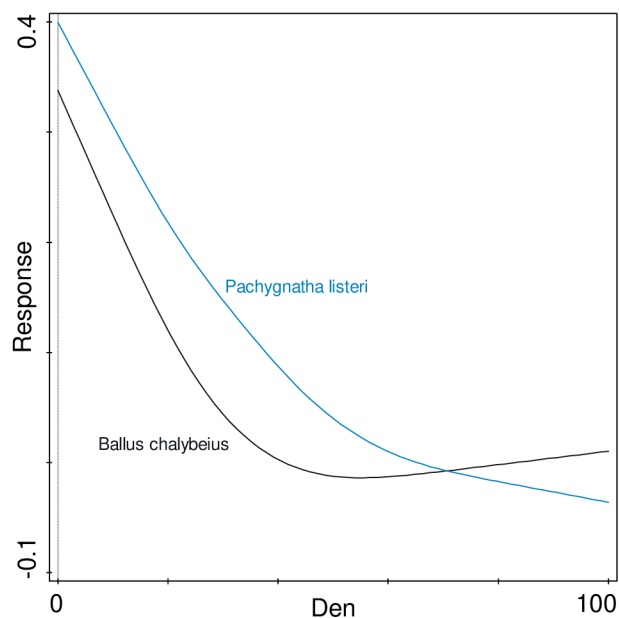
Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0,5968	0,2718	1,0000	0,7282
Explained variation (cumulative)	4,9700	7,2400	15,5700	21,6400
Pseudo-canonical correlation	0,7725	0,5213	0,0000	0,0000
Explained fitted variation (cumulative)	68,7100	100,0000		



**Graf 5** Ordinační diagram vlivu původního nápoje a času na přítomnost jednotlivých druhů pavouků, signifikantní je pouze faktor Den (vysvětlivky zkratek viz Příloha 1)

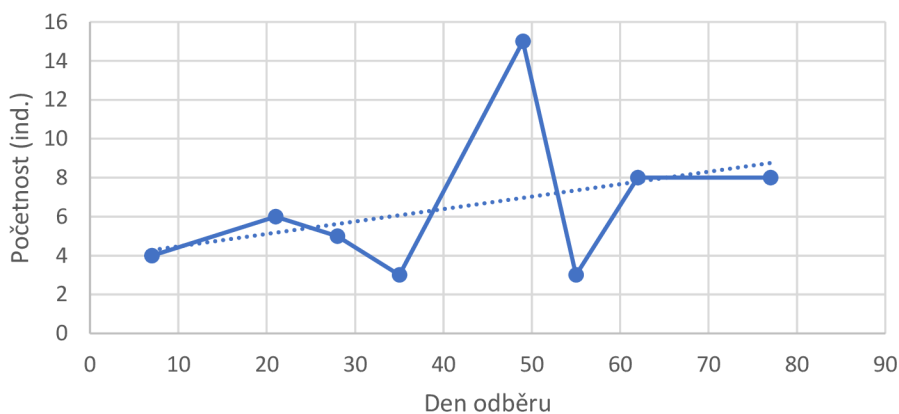
Dle generalizovaného aditivního modelu měl čas odebrání plechovky signifikantní vliv na přítomnost skákavky *Ballus chalybeius* (F=9,4; p<0,001) a čelistnatky

*Pachygnatha listeri* ( $F=4$ ;  $p=0,02553$ ) (Graf 6). Zmíněná skákavka byla v plechovkách nalezena jen jedna. Zmíněné čelistnatky byly v plechovkách přítomny tři. Modelovaný výskyt čelistnatky *P. listeri* nekoresponduje s vývojem početnosti tohoto druhu v zemních pastech (Graf 7).



**Graf 6** Grafické znázornění přítomnosti *Ballus chalybeius* a *Pachygnatha listeri* v plechovkách během výzkumu

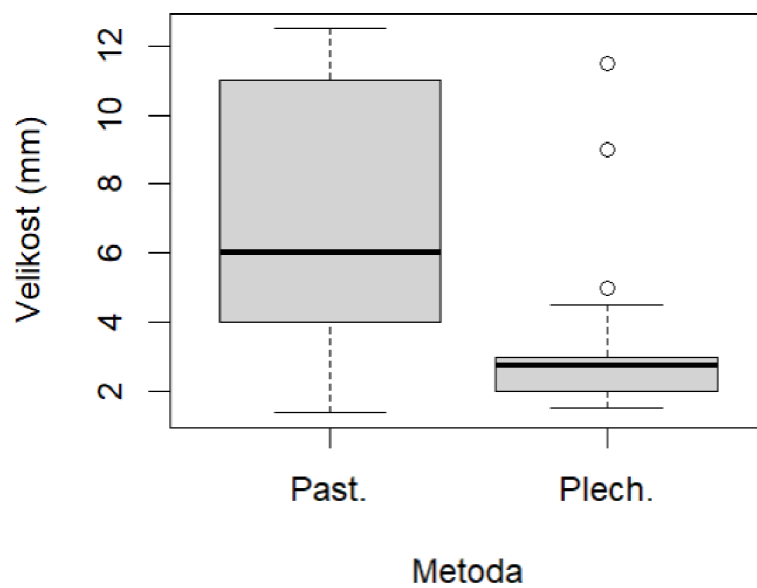
#### Početnost druh *Pachygnatha listeri* v zemních pastech



**Graf 7** Časový vývoj početnosti jedinců druhu *Pachygnatha listeri* chycených do zemních pastí

K testování odlišnosti velikosti pavouků v zemních pastech a plechovkách byl použit Welchův dvouvýběrový t-test. Průměrná velikost pavouků chycených do pastí se signifikantně lišila od průměrné velikosti pavouků přítomných v plechovkách ( $t=16,369$ ;  $p<0,001$ ) (Graf 8).

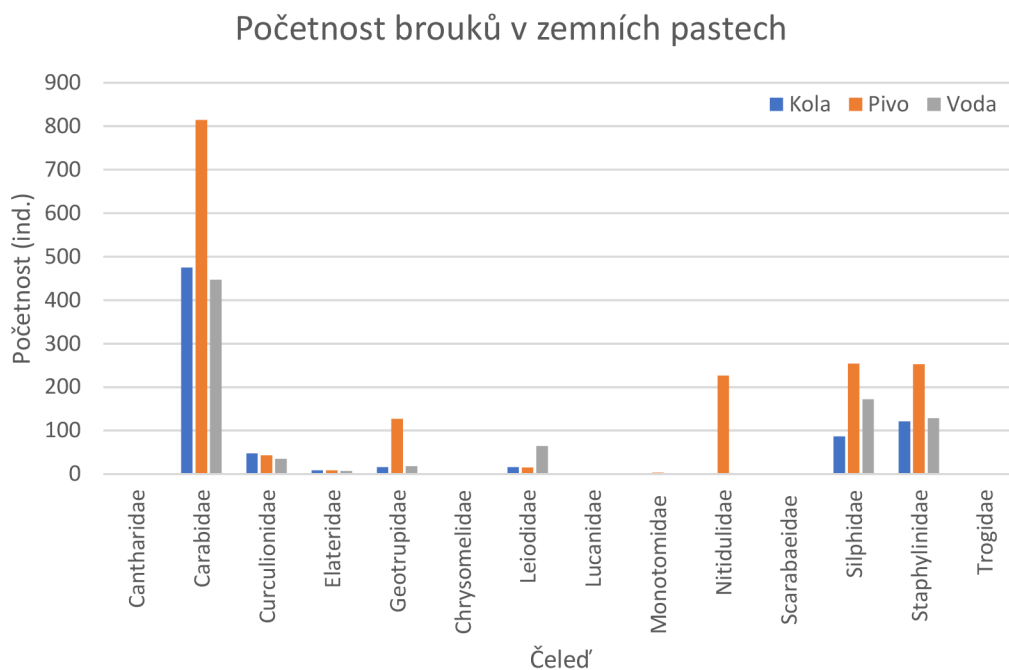
### Velikost pavouků v pastech a v plechovkách



**Graf 8** Srovnání velikosti pavouků chycených do pastí a pavouků zastižených v plechovkách

## 4.2. Brouci v zemních pastech a odhozených plechovkách

Do zemních pastí bylo chyceno 3391 brouků 86 druhů patřících do 14 čeledí. Nejpočetnější byly druhy *Carabus arvensis* (Carabidae; 822 jedinců), *Silpha carinata* (Silphidae; 284 jedinců) a *Abax parallelepipedus* (Carabidae; 289 jedinců). Z těchto 3391 jedinců bylo 52 % (1745 jedinců) chyceno do pastí s pivem, 23 % (773 jedinců) do pastí s kolou a 26 % (873 jedinců) do pastí s vodou.

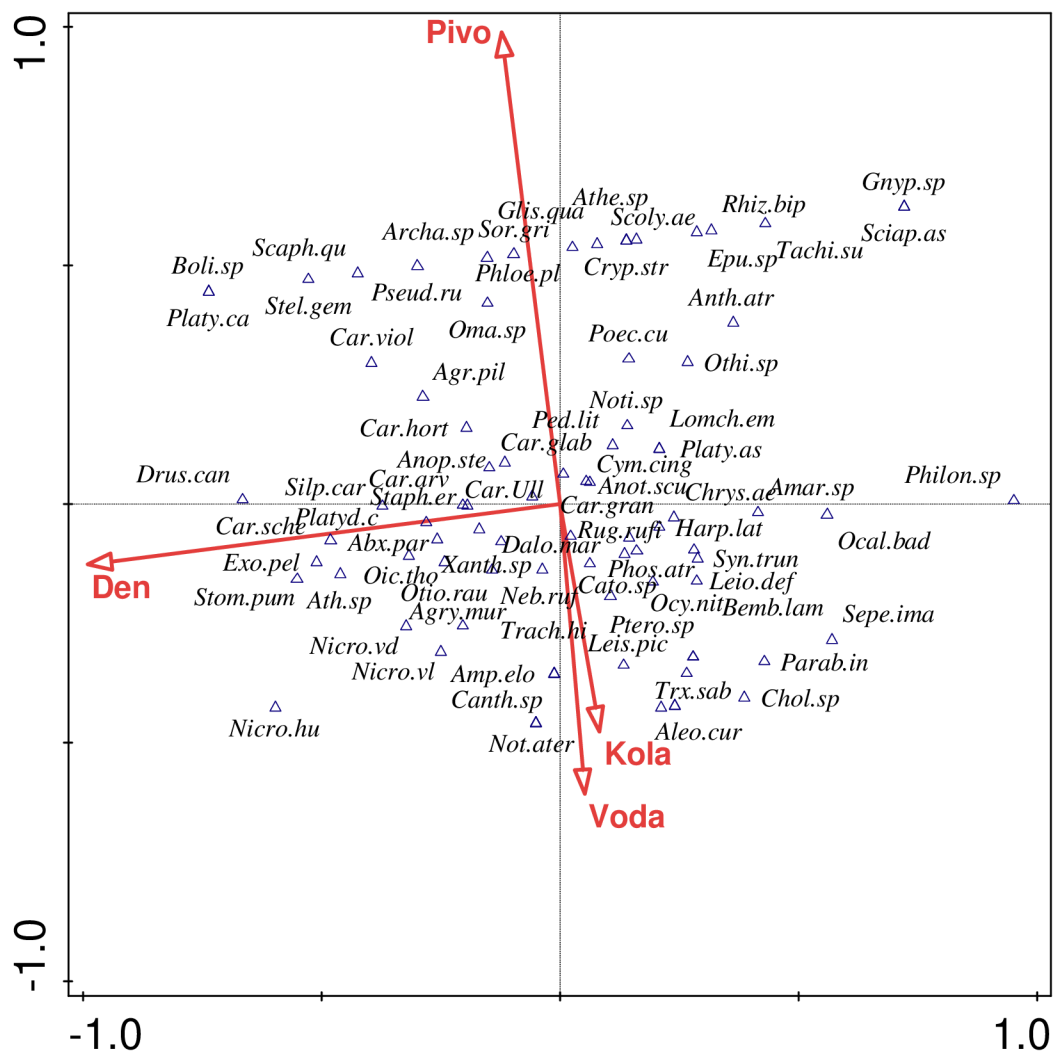


**Graf 9** Celkový úlovek brouků jednotlivých čeledí v zemních pastech dle typu fixační tekutiny. Uvedeny jsou sumy, tj. počet jedinců chycených do 10 pastí během 8 týdnů

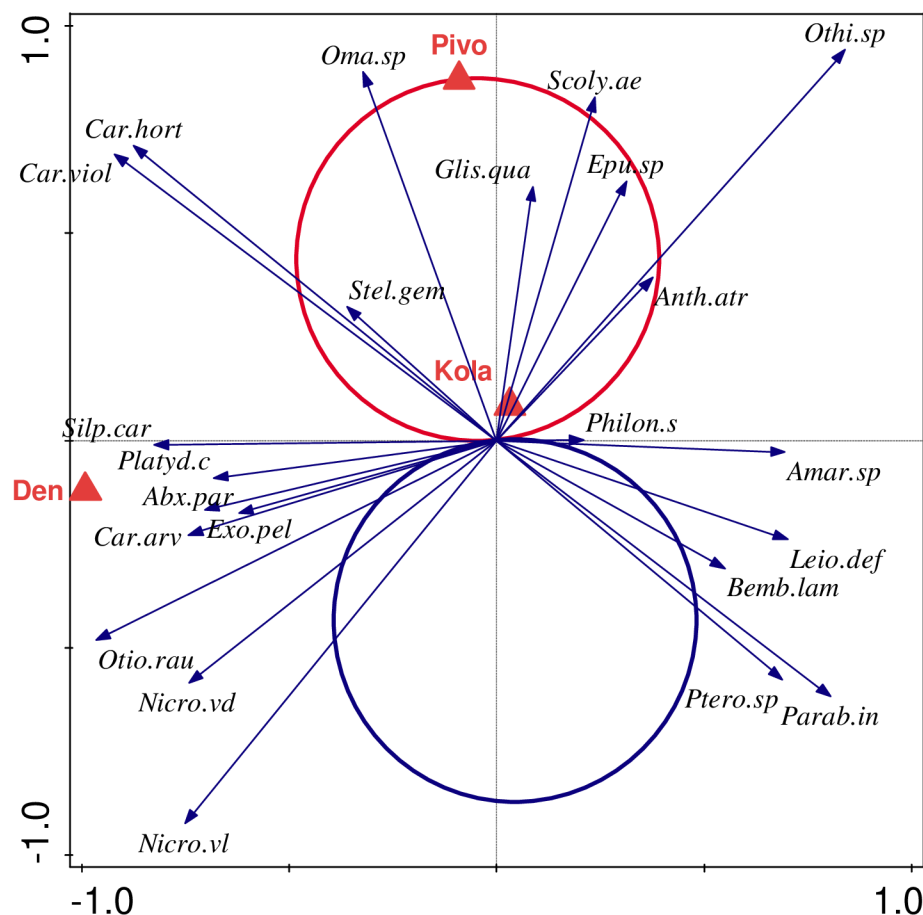
K testování vlivu použité fixační tekutiny (nápoje) a času (dne od počátku experimentu) na skladbu druhů chycených do zemních pastí byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). První osa modelu vysvětluje 0,48 % variability, dle permutačního testu je tato osa signifikantní (pseudo-F=0,8; p=0,002), také celý model je signifikantní (pseudo-F=1,3; p=0,002). Čas byl dle tohoto modelu signifikantní proměnnou (pseudo-F=2,4; p=0,002), což se projevilo změnou druhového složení v průběhu experimentu (Graf 10). Žádná z použitých fixačních tekutin neměla signifikantní vliv, avšak vliv piva byl významný na desetiprocentní hladině významnosti (F=1; p=0,082). Pivo bylo signifikantně atraktivní pro jeden druh čeledi Staphylinidae (*Anthobium atrocephalum*) a všechny tři druhy čeledi Nitidulidae (*Epuraea* sp., *Glischrochilus quadriguttatus*, *Stelidota geminata*) (Graf 11), afinita této čeledi výhradně k pivu je patrná již z grafu 9.

**Tabulka 3** Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy úlovku brouků v pastech

Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0,4090	0,1697	0,0736	1,0000
Explained variation (cumulative)	0,4800	0,6800	0,7700	1,9400
Pseudo-canonical correlation	0,6395	0,4119	0,2714	0,0000
Explained fitted variation (cumulative)	62,7000	88,7100	100,0000	

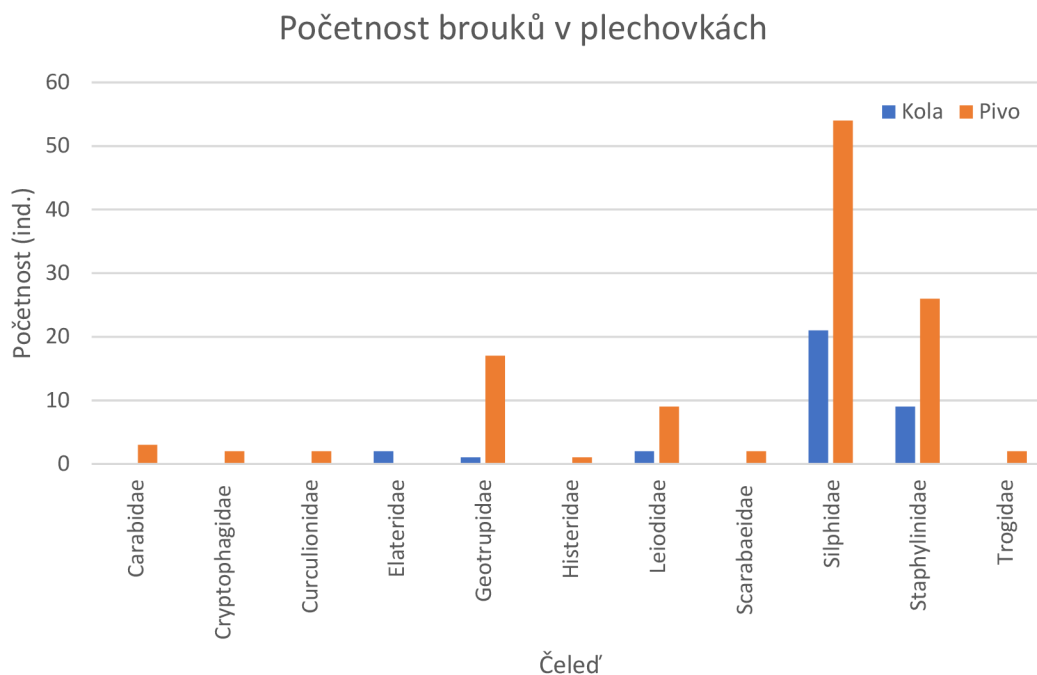


**Graf 10** Ordinační diagram vlivu použitých fixačních tekutin a času na ulovené druhy brouků, signifikantní je pouze faktor Den, vliv piva byl významný na desetiprocentní hladině významnosti (vysvětlivky zkratk viz Příloha 2)

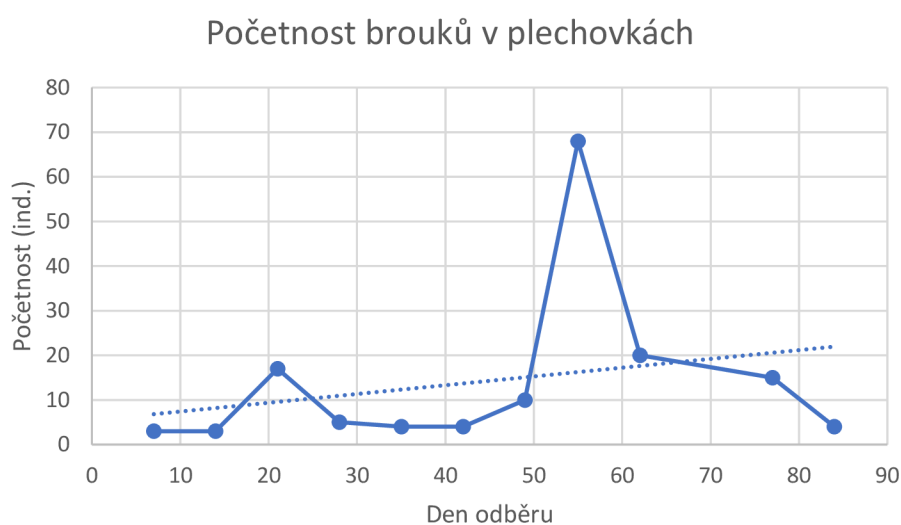


**Graf 11** Atraktivita piva pro jednotlivé druhy brouků znázorněna biplotem t-hodnot konkrétních druhů pro proměnnou pivo (vysvětlivky zkratek viz Příloha 2)

V plechovkách bylo přítomných 153 brouků 27 druhů patřících do 11 čeledí. Z těchto brouků bylo 32 % živých. V plechovkách s pivem bylo přítomných 77 % brouků (118 jedinců), zbylých 23 % brouků (35 jedinců) bylo přítomných v plechovkách s kolou. Z celkového počtu 153 brouků bylo 81 (53 %) jedinců nalezeno pohromadě v pouhých třech plechovkách. Jednalo se o dvě plechovky s pivem odebrané 55. a jednu plechovku s kolou odebranou 62. den. V těchto plechovkách od piva bylo pohromadě 51 a 16 jedinců, v plechovce s kolou 14 jedinců. Druhově nejpočetnější byla čeleď Staphylinidae zastoupená 10 druhy. V plechovkách byly nejpočetnější druhy *Oiceoptoma thoracicum* (Silphidae, 40 jedinců) *Anthobium atrocephalum* (Staphylinidae, 19 jedinců), *Anoplotrupes stercorosus* (Geotrupidae; 18 jedinců) a *Silpha carinata* (Silphidae, 18 jedinců).



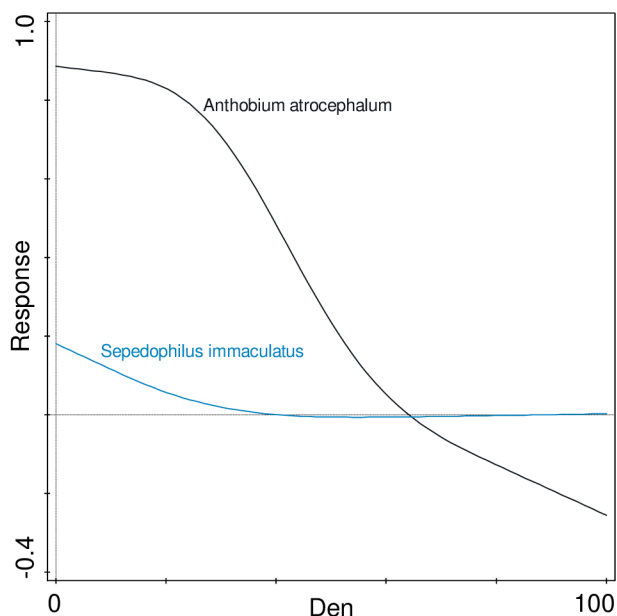
**Graf 12** Celkový počet brouků jednotlivých čeledí zastižených v plechovkách dle původního nápoje. Uvedeny jsou sumy, tj. počet jedinců zastižených v plechovkách během 12 týdnů



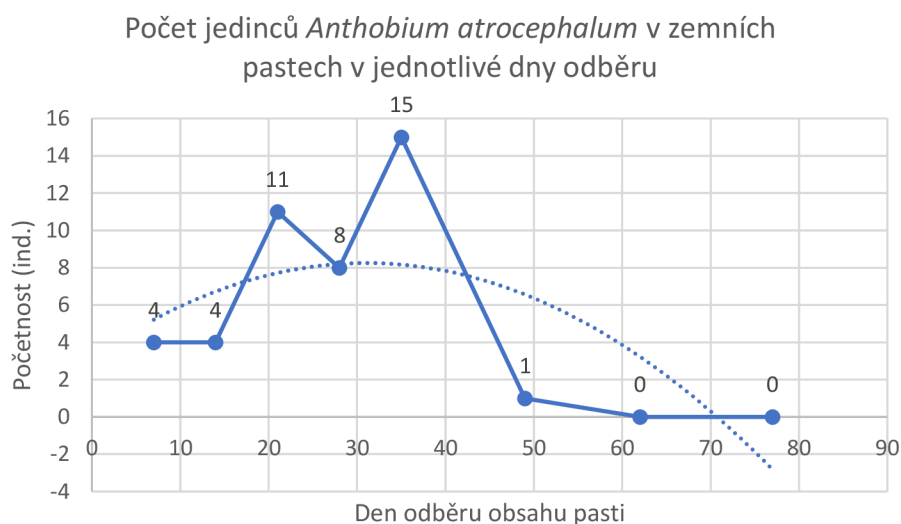
**Graf 13** Časový vývoj početnosti brouků zastižených v plechovkách

K testování vlivu původního nápoje a času odebrání plechovky (dne od počátku experimentu) na skladbu druhů byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). Celý model je dle permutačního testu nesignifikantní (pseudo-F=1,0;  $p=0,566$ ), včetně první osy (pseudo-F=0,7;  $p=0,276$ ). Dle výsledků analýzy variance měl typ původního nápoje signifikantní vliv ( $F=5,429$ ;  $p=0,0237$ ).

Dle generalizovaného aditivního modelu měl čas odebrání plechovky signifikantní vliv na přítomnost drabčků *Anthobium atrocephalum* ( $F=7,4$ ;  $p=0,00132$ ) a *Sepedophilus immaculatus* ( $F=5,4$ ;  $p=0,00709$ ) (Graf 14). První ze zmíněných drabčků byl v plechovkách zastoupen devatenácti jedinci, druhý zmíněný pouze jedním. Zaznamenaná přítomnost květožila *A. atrocephalum* v období počátku experimentu odpovídá datům o aktivitě tohoto druhu získaných metodou zemních pastí (Graf 15).



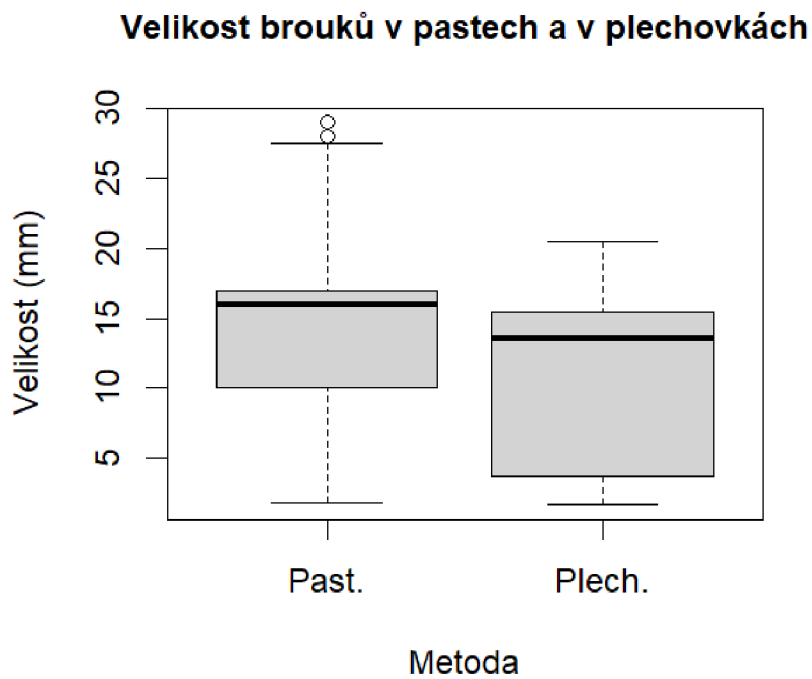
**Graf 14** Grafické znázornění přítomnosti *Anthobium atrocephalum* a *Sepedophilus immaculatus* v plechovkách během výzkumu



**Graf 15** Počet jedinců *Anthobium atrocephalum* v zemních pastech v jednotlivé dny odběru



K testování odlišnosti velikosti brouků v zemních pastech a plechovkách byl použit Welchův dvouvýběrový t-test. Průměrná velikost brouků chycených do pastí se signifikantně lišila od průměrné velikosti pavouků přítomných v plechovkách ( $t=7,8897$ ;  $p<0,001$ ) (Graf 16).



**Graf 16** Srovnání velikosti brouků chycených do pastí a brouků zastižených v plechovkách

## 5. Diskuse

Uvěznění v nápojových obalech je příčinou mortality mnoha obratlovců (Benedict a Billeter 2004; Hamed a Laughlin 2015) a stejně tak bezobratlých živočichů (Poeta et al. 2015; Kolenda et al. 2020; 2021; 2022, Romiti et al. 2021). Živočichové do lahví a plechovek vstupují vlivem náhody při hledání potravy či úkrytu, nebo jsou přilákáni vůní zbytku původního obsahu, případně také rozkládajícími se těly jiných živočichů (Kolenda et al. 2022). Z mých výsledků vyplývá, že na atraktivitu plechovky pro pavouky nemá její původní obsah vliv. Na atraktivitu plechovky pro brouky však její původní obsah signifikantní vliv má. Dalším důležitým poznatkem je, že v plechovkách byli oproti pastem přítomní jedinci menších druhů.

Z výsledků experimentu se zemními pastmi a také s plechovkami vyplývá, že žádný ze zkoumaných nápojů svou vůní pavouky nepřitahuje. V experimentálních plechovkách byly nejpočetněji zastoupeny čeledi Linyphiidae a Theridiidae, jednalo se především o druhy *Tenuiphantes flavipes* a *Enoplognatha ovata*. Tyto dva druhy byly nejpočetněji zastoupené také v lahvích a plechovkách sesbíraných při studii v Polsku (Kolenda et al. 2021). Je tedy zřejmé, že se jedná o druhy využívající tento antropogenní mikrohabitat. Podobné bylo také proporční zastoupení juvenilních jedinců, kteří oproti dospělcům převažovali. Snovačka druhu *E. ovata* byla z celkového počtu 18 jedinců zastoupena 17 mláďaty. Snovačky tohoto druhu dospívají až v průběhu letních měsíců počínaje červnem (Kůrka et al. 2015), nelze tedy vyloučit využívání plechovek dospělými jedinci ve stejné míře, jako tomu bylo u nedospělých jedinců. Dva nedospělí jedinci a jeden dospělec byli nalezeni uhynulí. Z celkového počtu 14 jedinců druhu *T. flavipes* bylo 10 jedinců dospělých, z nichž pouze jeden byl nalezen mrtvý. Nedospělí jedinci byli všichni živí.

Oproti pavoukům měl typ nápoje na brouky vliv. V zemních pastech s pivem a také v pivních plechovkách byli brouci početnější. Ve své studii Touroult a Witté (2020) zjistili, že alkoholické nápoje typu pivo a víno jsou pro saproxylické brouky ve srovnání s džusem významně přitažlivější. Tomuto výsledku odpovídají také data získaná při experimentu se zemními pastmi. Zatímco pivo bylo pro brouky významným atraktantem, kola se svou atraktivitou výrazně nelišila od vody. Pivo bylo významným atraktantem pro tři druhy brouků čeledi Nitidulidae. Jednalo se o druh *Stelidota geminata*, který se živí zralým až přezrálým ovocem a působí mimo jiné jako významný škůdce jahod (Stan 2019), a zástupce rodů *Epuraea* a *Glischrochilus*, což

jsou fakultativní sapromycetofágové, žijící například v chodbách xylofágního hmyzu (Zumr 1986). Při rozkladu dřeva a obecně organického materiálu se uvolňuje ethanol, jedná se tedy o kairomon atraktivní pro mnohé druhy brouků žijící na mrtvém dřevě (Bouget et al. 2009). Je tedy pravděpodobné, že zaznamenané druhy čeledi Nitidulidae byly přítomné výhradně v zemních pastech plněných pivem právě proto, že je zde lákal ethanol. Absence těchto brouků v experimentálních plechovkách s pivem tak pravděpodobně byla zapříčiněna odpařením ethanolu záhy po jejich rozmístění na lokalitě. Významný vliv piva v experimentu s plechovkami byl zřejmě ovlivněn skutečností, že ve dvou plechovkách s pivem bylo pohromadě 67 brouků. Také jedna plechovka s kolou obsahovala velké množství jedinců. Nejpočetnějšími druhy v těchto třech plechovkách byli *Oiceoptoma thoracicum* (34 jedinců), *Nicrophorus* spp. (11), *Anoplotrupes stercorosus* (9), *Silpha carinata* (6) a *Catops* sp. (6). Jedná se o saprofágy žijící se mimo jiné na mršinách (Hůrka 2005). Podobně také studie zabývající se odhozenými nápojovými obaly na pobřeží Itálie v lahvích zaznamenala převahu saprofágních brouků z čeledí Tenebrionidae a Histeridae (Poeta et al. 2015; Romiti et al. 2021). Je tedy pravděpodobné, že jsou saprofágní brouci do plechovek vábeni právě pachem původního obsahu, nebo pachem rozkládajících se mršin již dříve uvězněných jedinců. Poeta et al. (2015) ve své studii uvádí, že nápojové obaly se mohou stát pastí také pro plže. Pivo je významným atraktantem pro plzáky (Sacaccini et al. 2020), jejichž mršiny byly v některých plechovkách objeveny společně s těmito brouky. Atraktivita pivních plechovek pro plzáky a jejich následný úhyn tak mohla zvýšit atraktivitu pivních plechovek také pro tyto saprofágní brouky. Přítomnost plzáků však nebyla zkoumána od počátku experimentu a jejich vliv na brouky nebyl statisticky testován. Vyjma saprofágních druhů mohou být plechovky vůní svého původního obsahu přitažlivé také pro florikolní brouky. V plechovkách se ve vysokém počtu nacházel florikolní drabčík květožil *Anthobium atrocephalum* (Smetana 1958).

Přestože jsou příčiny mortality brouků v plechovkách nejasné, nižší míra mortality pavouků v plechovkách ve srovnání s brouky pravděpodobně plyne z několika odlišností těchto skupin: a) pavouci nejsou lákáni pachem původního obsahu a do plechovky jich tedy vstupuje menší množství; b) oproti broukům mají vyšší předpoklady k úniku z plechovky, jelikož jsou schopni pohybu po hladkém povrchu její stěny díky vysoce adhezivním skopolám na svých nohách a také díky

jisticímu vláknu (Kolenda et al. 2021), což jsou vlastnosti umožňující některým druhům uniknout také z padací zemní pasti (Topping 1993); c) pavouci jsou obecně efektivní kolonizátoři, jelikož se jedná o predátory se širokou potravní nikou (až na výjimky), jsou proto schopni se v sukcesně mladých habitatech jako jsou například rozsáhlá lávová pole po vulkanické erupci žít ostatními alochtonními organismy (Edwards a Thornton 2001; Edwards 2009), což se pravděpodobně děje také v plechovkách. Třicet pavouků bylo v plechovkách zastiženo na pavučinové síti. Plechovky však pavoukům mohou sloužit také jako úkryt, nebo jako místo k rozmnožování (Kolenda et al. 2021). Dvě nalezené exuvie dokládají, že plechovky skutečně mohou být využívány jako úkryt v době svlékání, kdy jsou pavouci obecně zranitelnější (Kůrka et al. 2015). Negativní dopad na fitness však také nelze vyloučit, jelikož z celkového počtu pavouků v plechovkách bylo 17 jedinců uhynulých.

Vzorkovací metoda padacích zemních pastí nereprezentuje skutečnou relativní početnost druhů půdní fauny, jelikož pravděpodobnost chycení je vyšší u aktivnějších a také větších druhů, které se v souvislosti se svou velikostí pohybují na větší vzdálenost (Hancock a Legg 2012). Větší druhy tak pravděpodobně při svém pohybu po půdním povrchu častěji natrefí na odhozenou plechovku, podobně jako je tomu v případě zemních pastí. Avšak ve srovnání se zemními pastmi byli v plechovkách přítomni jedinci menších druhů pavouků i brouků. Co se týče brouků, je možné, že velké druhy do plechovek nevstupovaly, avšak pravděpodobnějším vysvětlením je, že tyto druhy byly díky své velikosti schopny z plechovky uniknout. Jak již bylo zmíněno výše, pavouci jsou schopni chůze po hladkých stěnách (Kolenda et al. 2021) a u některých druhů byla zaznamenána schopnost uniknout i z padací zemní pasti (Topping 1993). Je tedy nepravděpodobné, že by přítomnost vyššího počtu jedinců menších druhů pavouků byla dána jejich neschopností z plechovky uniknout. V zemních pastech představovaly 56 % všech pavouků druhy *Pardosa lugubris* a *Trochosa terricola*, tedy velcí pavouci aktivně se pohybující po půdním povrchu (Kůrka et al. 2015). V plechovkách byli pavouci z 55 % zastoupeni druhy *Enoplognatha ovata* a *Tenuiphantes flavipes*, což jsou drobnější druhy využívající k lovu sítě (Kůrka et al. 2015). Pravděpodobnějším odůvodněním je proto odlišnost životních strategií těchto pavouků.

Čelistnatka *Pachygnatha listeri* byla v plechovkách přítomna pouze na počátku experimentu (Graf 6). Z grafu 7 je však patrné, že počet jedinců chycených do zemních

pastí v průběhu experimentu narůstal, a to pravděpodobně z důvodu nárůstu aktivity tohoto druhu. Možným vysvětlení je, že v období snížené aktivity na počátku experimentu byly plechovky úkrytem pro tyto pavouky. Všichni jedinci tohoto druhu nalezení v plechovkách byli uhynulí. Jednalo se však pouze o tři jedince, a proto je nutné tento výsledek brát s rezervou.

Také drabčik květožil *Anthobium atrocephalum* byl v plechovkách přítomný pouze na počátku experimentu. Jedná se o florikolního drabčika (Smetana 1958) a je tedy možné, že jedinci tohoto druhu byli z počátku přitahováni vůní původního obsahu. Společně s vyvanutím této vůně poté přestali do plechovek vstupovat. Nicméně také v zemních pastech se početnost tohoto drabčika s postupem času snižovala a snížení počtu jedinců v plechovkách tak může být způsobeno snížením celkové aktivity tohoto druhu, nebo také jeho přesunem na rozkvétající živné rostliny. Metodologickým nedostatkem mého experimentu tedy je, že byly všechny plechovky na lokalitě rozmístěny v jeden den a případné snižování atraktivity spojené s vyvanutím vůně původního nápoje je překryto změnami v aktivitě tohoto drabčika.

## 6. Závěr

Nejpočetnějšími pavouky v plechovkách byly drobné druhy čeledi Linyphiidae a Theridiidae využívající tento mikrohabitat ke stavbě svých sítí. Pavouci však plechovky využívali také ke svlékání své kutikuly a jako místo pro odložení kokonu s vajíčky. Vliv na fitness pavouků však není zřejmý a k jeho vyhodnocení bude nutné další výzkum této problematiky. Nejpočetnějšími brouky v plechovkách byli saprofágové z čeledi Silphidae a florikolní drabčík květožil *Anthobium atrocephalum*. Téměř všichni tito brouci byli v době odběru plechovky mrtví. Plechovky tedy mohou působit jako ekologická past pro florikolní druhy, pro které jsou lákavé vůně původního obsahu. Ekologickou pastí jsou pravděpodobně také pro saprofágní brouky, které může lákat pach původního obsahu, nebo také pach mršin živočichů uhynulých v plechovce. Míra negativního vlivu na konkrétní druh pravděpodobně závisí na jeho velikosti a také způsobu života.

Pro hlubší pochopení této problematiky by se následující studie měly zaměřit na krátkodobý a také dlouhodobý časový vývoj atraktivity nápojových obalů. Je pravděpodobné, že florikolní druhy budou do plechovek a lahví lákány v krátkém období po jejich odhození do vyvanutí vůně původního obsahu, naopak saprofágní druhy vyhledávající v plechovkách a lahvích mršiny se objeví až nějakou dobu po odhození. Doba kolonizace pavouky bude pravděpodobně závislá především na období jejich aktivity. Těchto poznatků lze dosáhnout pouze experimentálně. V následujících výzkumech by měly být plechovky či lahve na lokalitě rozmístovány také v průběhu experimentu tak, aby bylo možné odfiltrovat změnu aktivity jednotlivých druhů od měnící se atraktivity.

Plechovky a lahve jsou místem mortality mnohých živočichů. Přestože neznáme veškeré příčiny mortality živočichů v těchto odpadcích, jejich vlivem mohou být narušeny potravní řetězce a společně s dalšími nepříznivými změnami životního prostředí mohou zapříčinit vyhynutí populací některých druhů na stanovištích znečištěných těmito odpady. Odklizení odpadků z přírody a také opatření snižující míru odhozených odpadků jsou proto důležitými nástroji snižování jejich negativního vlivu.

## 7. Souhrn

- V úvodní části této práce jsem představil problematiku evolučních pastí, řadu vlivů, jakými lidská společnost působí na volně žijící živočichy a také několik konkrétních typů evolučních pastí.
- Metodou zemních pastí jejichž fixační tekutinou byly studované nápoje (kola a pivo) jsem zjistil, že žádný z těchto nápojů pro pavouky není atraktivní. Naproti tomu pro brouky je atraktivnějším nápojem pivo.
- Experimentem s nápojovými plechovkami jsem zjistil, že tyto odpadky jsou habitatem využívaným ke stavbě sítí některými druhy pavouků z čeledí Linyphiidae a Theridiidae, dále pak jako úkryt při svlékání a také místo k tvorbě kokonu s vajíčky. Dále jsem zjistil, že plechovky mohou působit jako ekologická past pro florikolní a saprofágní druhy brouků.
- Výsledky experimentu s nápojovými plechovkami ukazují, že míra negativního vlivu částečně souvisí s velikostí konkrétního druhu.

## Bibliografie

- Andermann T, Faurby S, Turvey S, Antonelli A, Silvestro D. 2020. The past and future human impact on mammalian diversity. *Science Advances*. 6(36). ISSN 2375-2548. doi:10.1126/sciadv.abb2313
- Anderson R, Anderson C, Larson J, Knights B, Valazza J, Jenkins S, Lamer J. 2020. Influence of a high-head dam as a dispersal barrier to fish community structure of the Upper Mississippi River. *River Research and Applications*. 36(1), 47-56. ISSN 1535-1459. doi:10.1002/rra.3534
- AOPK, 2023a. EVL Království. In: Ústřední seznam ochrany přírody [online]. Praha. Dostupné z: [https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/evl/index.php?SHOW\\_ONE=1&ID=12220](https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/evl/index.php?SHOW_ONE=1&ID=12220)
- AOPK, 2023b. AOPK ČR - Formační skupiny přírodních biotopů. In: Národní geoportál INSPIRE. Dostupné z: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map?permalink=c23c5f657359398eb0c3fbfc2b1d32e>
- AOPK, 2023c. Invazní druhy z unijního seznamu. In: Invazní druhy. Dostupné z: <https://invaznidruhy.nature.cz/invazni-druhy-z-unijniho-seznamu>
- Balthasar V. 1957. Brouci – Coleoptera. In: Kratochvíl J, Balthasar V. (Eds.) Klíč zviřeny ČSR, Díl 2: Třásnokřídli, blanokřídli, řasnokřídli, brouci. Praha: Československé akademie věd, s. 419-703. Dostupné z: <https://ndk.cz/uuid/uuid:8c70d600-3b35-11e7-82f6-001018b5eb5c>
- Balzani P, Vizzini S, Santini G, Masoni A, Ciofi C, Ricevuto E, Chelazzi G., 2016. Stable isotope analysis of trophic niche in two co-occurring native and invasive terrapins, *Emys orbicularis* and *Trachemys scripta elegans*. *Biological Invasions*. 18(12), 3611-3621. ISSN 1387-3547. doi:10.1007/s10530-016-1251-x
- Baranová B, Manko P, Jászay T. 2015. Waste dumps as local biodiversity hotspots for soil macrofauna and ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the agricultural landscape. *Ecological Engineering*. 81, 1-13. ISSN 09258574. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.04.023
- Barnes DKA. 2002. Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*. 416(6883), 808-809. ISSN 0028-0836. doi:10.1038/416808a
- Barnes DKA, Galgani DF, Thompson R, Barlaz M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 364(1526), 1985-1998. ISSN 0962-8436. doi:10.1098/rstb.2008.0205
- Barton B, Schmitz O. 2009. Experimental warming transforms multiple predator effects in a grassland food web. *Ecology Letters*. 12(12), 1317-1325. ISSN 1461023X. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01386.x
- Battin J. 2004. When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*. 18(6), 1482-1491. ISSN 08888892. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00417.x
- Bellard C, Cassey P, Blackburn T. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*. 12(2). ISSN 1744-9561. doi:10.1098/rsbl.2015.0623



- Benedict R, Billeter M. 2004. Discarded bottles as a cause of mortality in small vertebrates. *Southeastern Naturalist*. 3(2), 371-377. ISSN 1528-7092. doi:10.1656/1528-7092(2004)003[0371:DBAACO]2.0.CO;2
- Bermúdez-Cuamatzin E, Ríos-Chelén A, Gil D, Garcia C. 2011. Experimental evidence for real-time song frequency shift in response to urban noise in a passerine bird. *Biology Letters*. 7(1), 36-38. ISSN 1744-9561. doi:10.1098/rsbl.2010.0437
- Bonte D, Travis J, De Clercq N, Zwertvaegher I, Lens L. 2008. Thermal conditions during juvenile development affect adult dispersal in a spider. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 105(44), 17000-17005. ISSN 0027-8424. doi:10.1073/pnas.0806830105
- Both Ch, van Asch M, Bijlsma R, van den Burg A, Visser M. 2009. Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations? *Journal of Animal Ecology*. 78(1), 73-83. ISSN 00218790. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01458.x
- Bouget C, Brustel H, Brin A, Valladares L. 2009. Evaluation of window flight traps for effectiveness at monitoring dead wood-associated beetles: the effect of ethanol lure under contrasting environmental conditions. *Agricultural and Forest Entomology*. 11(2), 143-152. ISSN 14619555. doi:10.1111/j.1461-9563.2008.00400.x
- Boyes D, Evans D, Fox R, Parsons M, Pocock M. 2021. Street lighting has detrimental impacts on local insect populations. *Science Advances*. 7(35). ISSN 2375-2548. doi:10.1126/sciadv.abi8322
- Bronson FH. 2009. Climate change and seasonal reproduction in mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 364(1534), 3331-3340. ISSN 0962-8436. doi:10.1098/rstb.2009.0140
- Brooks A, Wolfenden B, Downes B, Lancaster J. 2018. Barriers to dispersal: The effect of a weir on stream insect drift. *River Research and Applications*. 34(10), 1244-1253. ISSN 1535-1459. doi:10.1002/rra.3377
- Brown G, Adrian J, Lewis M, Tower J. 2002. The effects of reduced pH on chemical alarm signalling in ostariophysan fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59(8), 1331-1338. ISSN 0706-652X. 10.1139/f02-104
- Buchholz S, Hannig K, Möller M, Schirmel J. 2018. Reducing management intensity and isolation as promising tools to enhance ground-dwelling arthropod diversity in urban grasslands. *Urban Ecosystems*. 21(6), 1139-1149. ISSN 1083-8155. doi:10.1007/s11252-018-0786-2
- Cadi A, Joly P. 2003. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica* and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology*. 81(8), 1392-1398. ISSN 0008-4301. doi:10.1139/z03-108
- Campbell F. 2007. *People Who Litter*. 1. Environmental Campaigns (ENCAMS). ISBN 978-1-904860-07-5. Dostupné z: [https://www.littering-toolbox.ch/fileadmin/Media/Downloads/D17\\_People\\_Who\\_Litter.pdf](https://www.littering-toolbox.ch/fileadmin/Media/Downloads/D17_People_Who_Litter.pdf)
- Campbell-Smith G, Campbell-Smith M, Singleton I, Linkie M, Perc M. 2011. Apes in space: Saving an imperilled orangutan population in Sumatra. *PLoS ONE*. 6(2). ISSN 1932-6203. doi:10.1371/journal.pone.0017210

- Carneiro M, Colaço B, Brandão R et al. 2015. Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 113, 295-301. ISSN 01476513. doi:10.1016/j.ecoenv.2014.12.016
- Carson HS. 2013. The incidence of plastic ingestion by fishes: From the prey's perspective. *Marine Pollution Bulletin*. 74(1), 170-174. ISSN 0025326X. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.07.008
- Clusella-Trullas S, Nielsen M. 2020. The evolution of insect body coloration under changing climates. *Current Opinion in Insect Science*. 41, 25-32. ISSN 22145745. doi:10.1016/j.cois.2020.05.007
- Cordes L, Blumstein D, Armitage K et al. 2020. Contrasting effects of climate change on seasonal survival of a hibernating mammal. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 117(30), 18119-18126. ISSN 0027-8424. doi:10.1073/pnas.1918584117
- Cosson JF, Pons JM, Masson D, 1999. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*. 15(4), 515-534. ISSN 0266-4674. doi:10.1017/S026646749900098X
- Courchamp F, Chapuis JL, Pascal M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*. 78(3), 347-383. ISSN 14647931. doi:10.1017/S1464793102006061
- Cristiano W, Giacoma C, Carere M, Mancini L. 2021. Chemical pollution as a driver of biodiversity loss and potential deterioration of ecosystem services in Eastern Africa: A critical review. *South African Journal of Science*. 117(910), 30-36. ISSN 1996-7489. doi:10.17159/sajs.2021/9541
- ČGS. 2023. Půdní mapa 1:50 000. In: Česká geologická služba. Praha. Dostupné z: <http://mapy.geology.cz/pudy/>
- ČHMÚ. 2023a. Územní teploty: Územní teploty v roce 2022. In: Portál ČHMÚ. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-teploty#>
- ČHMÚ, 2023b. Územní srážky: Územní srážky v roce 2022. In: Portál ČHMÚ. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#>
- D'Amore A, Kirby E, Hemingway V. 2008. Reproductive interference by an invasive species: An evolutionary trap? *Herpetological Conservation and Biology*. 4(3), 325-330. Dostupné z: [https://www.herpconbio.org/Volume\\_4/Issue\\_3/D'Amore\\_etal\\_2009.pdf](https://www.herpconbio.org/Volume_4/Issue_3/D'Amore_etal_2009.pdf)
- Davis S, Cipollini D. 2014. Do mothers always know best? Oviposition mistakes and resulting larval failure of *Pieris virginiensis* on *Alliaria petiolata*, a novel, toxic host. *Biological Invasions*. 16(9), 1941-1950. ISSN 1387-3547. doi:10.1007/s10530-013-0637-2
- De Souza Machado A, Kloas W, Zarfl Ch, Hempel S, Rillig M. 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*. 24(4), 1405-1416. ISSN 1354-1013. doi:10.1111/gcb.14020
- Denys Ch, Schmidt H. 1998. Insect communities on experimental mugwort (*Artemisia vulgaris* L.) plots along an urban gradient. *Oecologia*. 113(2), 269-277. ISSN 0029-8549. doi:10.1007/s004420050378

- Duncan E, Broderick A, Critchell K et al. 2021. Plastic pollution and small juvenile marine turtles: A potential evolutionary trap. *Frontiers in Marine Science*. 8. ISSN 2296-7745. doi:10.3389/fmars.2021.699521
- Ebenhard T. 1988. Introduced birds and mammals and their ecological effects. *Swedish Wildlife Research*. Sweden. ISSN 0349-5116
- Edwards JS. 2009. Animals and volcanoes: survival and revival. In: Marti J, Ernst GGJ. (Eds.) *Volcanoes and the Environment*. Cambridge: Cambridge University Press, s. 250-272. ISBN 9780521597258. doi:10.1017/CBO9780511614767.010
- Edwards JS, Thornton IWB, 2001. Colonization of an island volcano, Long Island, Papua New Guinea, and an emergent island, Motmot, in its caldera lake. VI. The pioneer arthropod community of Motmot. *Journal of Biogeography*. 28(11-12), 1379-1388. ISSN 0305-0270. doi:10.1046/j.1365-2699.2001.00637.x
- Facey S, Ellsworth D, Staley J, Wright D, Johnson S. 2014. Upsetting the order: how climate and atmospheric change affects herbivore–enemy interactions. *Current Opinion in Insect Science*. 5, 66-74. ISSN 22145745. doi:10.1016/j.cois.2014.09.015
- Fisher H, Wong B, Rosenthal G. 2006. Alteration of the chemical environment disrupts communication in a freshwater fish. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 273(1591), 1187-1193. ISSN 0962-8452. doi:10.1098/rspb.2005.3406
- Fitzherbert E, Struebig M, Morel A, Danielsen F, Brühl C, Donald P, Phalan B. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution*. 23(10), 538-545. ISSN 01695347. doi:10.1016/j.tree.2008.06.012
- Foley J, Defries R, Asner G et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*. 309(5734), 570-574. ISSN 0036-8075. doi:10.1126/science.1111772
- Forgione M, Brady S. 2022. Road salt is more toxic to wood frog embryos from polluted ponds. *Environmental Pollution*. 296. ISSN 02697491. doi:10.1016/j.envpol.2021.118757
- Gherbi-Salmi R, Bachir A, Ghazi Ch, Doumandji S. 2022. How food supply in rubbish dumps affects the breeding success and offspring mortality of cattle Egret *Bubulcus ibis* ?. *Avian Biology Research*. 15(1), 47-52. ISSN 1758-1559. doi:10.1177/17581559211066090
- Gienapp P. 2012. Migration. In: Candolin U, Wong B. *Behavioural responses to a changing world: mechanisms and consequences*. Oxford: Oxford University Press, s. 80-92. ISBN 9780199602568.
- Gilgado JD, Rusterholz HP, Baur B. 2022. Millipedes step up: species extend their upper elevational limit in the Alps in response to climate warming. *Insect Conservation and Diversity*. 15(1), 61-72. ISSN 1752-458X. doi:10.1111/icad.12535
- Goetz S, Guyer C, Boback S, Romagosa Ch. 2018. Toxic, invasive treefrog creates evolutionary trap for native gartersnakes. *Biological Invasions*. 20(2), 519-531. ISSN 1387-3547. doi:10.1007/s10530-017-1554-6
- Goulson D. 2015. Keeping bees in their place: impacts of bees outside their native range. *Bee World*. 85(3), 45-46. ISSN 0005-772X. doi:10.1080/0005772X.2004.11099622
- Grim T, Kovařík P, Harmáčková L et al. 2022. První prokázaná městská hnízdní výrečka malého (Otus scops) v Česku. *Sylvia*, 58, 17–35. Dostupné z: [https://www.birdlife.cz/wp-content/uploads/2022/12/Sylvia58\\_017\\_035\\_Grim.pdf](https://www.birdlife.cz/wp-content/uploads/2022/12/Sylvia58_017_035_Grim.pdf)

- Grobler L, Schenck R, Chitaka T. 2022. Waste Management, Littering and Illegal Dumping: A Literature Review. In: Schenck CJ, Nell CM, Grobler L, Blaauw PF. (Eds.) Clean cities and towns: Understanding societal behaviour in order to reduce and divert waste going to landfills, Technical Report. Bellville (South Africa): University of the Western Cape. doi:10.13140/RG.2.2.10256.07681
- Gunn R, Hartley I, Algar A, Niemelä P, Keith S. 2022. Understanding behavioural responses to human-induced rapid environmental change: a meta-analysis. *Oikos*. 2022(4), e08366doi. ISSN 0030-1299. doi:10.1111/oik.08366
- Gwynne D, Rentz D. 1983. Beetles on the bottle: Male buprestids mistake stubbies for females (Coleoptera). *Australian Journal of Entomology*. 22(1), 79-80. ISSN 1326-6756. doi:10.1111/j.1440-6055.1983.tb01846.x
- Hagman M, Phillips B, Shine R. 2009. Fatal attraction: Adaptations to prey on native frogs imperil snakes after invasion of toxic toads. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 276(1668), 2813-2818. ISSN 0962-8452. doi:10.1098/rspb.2009.0192
- Hamed M, Laughlin T. 2015. Small-mammal mortality caused by discarded bottles and cans along a US forest service road in the Cherokee national forest. *Southeastern Naturalist*. 14(3), 506-516. ISSN 1528-7092. doi:10.1656/058.014.0310
- Hancock MH, Legg CJ. 2012. Pitfall trapping bias and arthropod body mass. *Insect Conservation and Diversity*. 5(4), 312-318. ISSN 1752458X. doi:10.1111/j.1752-4598.2011.00162.x
- Hawlina D, Saltz D, Abramsky Z, Bouskila A. 2010. Ecological trap for desert lizards caused by anthropogenic changes in habitat structure that favor predator activity. *Conservation Biology*. 24(3), 803-809. ISSN 08888892. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01477.x
- Haynes K, Robertson B. 2021. A transdisciplinary research agenda for understanding insect responses to ecological light pollution informed by evolutionary trap theory. *Current Opinion in Insect Science*. 45, 91-96. ISSN 22145745. doi:10.1016/j.cois.2021.02.004
- Hellmann JJ. 2002. The effect of an environmental change on mobile butterfly larvae and the nutritional quality of their hosts. *Journal of Animal Ecology*. 71(6), 925-936. ISSN 0021-8790. doi:10.1046/j.1365-2656.2002.00658.x
- Heuschele J, Candolin U. 2007. An increase in pH boosts olfactory communication in sticklebacks. *Biology Letters*. 3(4), 411-413. ISSN 1744-9561. doi:10.1098/rsbl.2007.0141
- Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H et al. 2016. Microplastics in the terrestrial ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology*. 50(5), 2685-2691. ISSN 0013-936X. doi:10.1021/acs.est.5b05478
- Hůrka K. 2005. *Brouci České a Slovenské republiky*. Zlín: Kabourek. ISBN 8086447111.
- Chytrý M. 2010. *Katalog biotopů České republiky*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 978-80-87457-03-0.
- Inouye D, Barr B, Armitage K, Inouye B. 2000. Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 97(4), 1630-1633. ISSN 0027-8424. doi:10.1073/pnas.97.4.1630

- IPCC. 2018. Summary for Policymakers. In: Masson-Delmotte V, Zhai P, Pörtner HO et al. 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, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, s. 3-24. ISBN 9781009157940. Dostupné z: <https://www.ipcc.ch/sr15/chapter/spm/>
- Janzen FJ. 1994. Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 91(16), 7487-7490. ISSN 0027-8424. doi:10.1073/pnas.91.16.7487
- Javorek V. 1947. Klíč k určování brouků ČSR: klíč běžnějších brouků našeho území a návod pro sběratele. Olomouc: R. Promberger.
- Jones Ch, Norbury G, Bell T. 2013. Impacts of introduced European hedgehogs on endemic skinks and weta in tussock grassland. *Wildlife Research*. 40(1), 36-44. ISSN 1035-3712. doi:10.1071/WR12164
- Jones K, Klein C, Halpern B et al. 2018. The location and protection status of earth's diminishing marine wilderness. *Current Biology*. 28(15), 2506-25123. ISSN 09609822. doi:10.1016/j.cub.2018.06.010
- Katlam G, Soumya P, Aggarwal M, Kumar R. 2018. Trash on the menu: Patterns of animal visitation and foraging behaviour at garbage dumps. *Current Science*. 115(12), 2322-2326. ISSN 0011-3891. doi:10.18520/cs/v115/i12/2322-2326
- Kleist N, Guralnick R, Cruz A, Lowry Ch, Francis C. 2018. Chronic anthropogenic noise disrupts glucocorticoid signaling and has multiple effects on fitness in an avian community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 115(4). ISSN 0027-8424. doi:10.1073/pnas.1709200115
- Knudsen E, Lindén A, Both Ch et al. 2011. Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biological Reviews*. 86(4), 928-946. ISSN 14647931. doi:10.1111/j.1469-185X.2011.00179.x
- Kokko H, Sutherland W. 2001. Ecological traps in changing environments: Ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect. *Evolutionary Ecology Research*. 3(5), 537-551. Dostupné z: <https://www.evolutionary-ecology.com/abstracts/v03/1308.html>
- Kolenda K, Kuśmierk N, Kujawa K et al. 2022. Bottled & canned – Anthropogenic debris as an understudied ecological trap for small animals. *Science of The Total Environment*. 837. ISSN 00489697. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.155616
- Kolenda K, Salata S, Kujawa K, Kuśmierk N, Smolis A, Kadej M. 2020. Deadly trap or sweet home? The case of discarded containers as novelty microhabitats for ants. *Global Ecology and Conservation*. 23. ISSN 23519894. doi:10.1016/j.gecco.2020.e01064
- Kolenda K, Wiśniewski K, Kujawa K, Kuśmierk N, Smolis A, Kadej M. 2021. Living in discarded containers: Spiders explore a new niche created by littering in urban woodlands. *Biodiversity and Conservation*. 30(6), 1637-1654. ISSN 0960-3115. doi:10.1007/s10531-021-02160-4

- Kriska G, Horváth G, Andrikovics S. 1998. Why do mayflies lay their eggs en masse on dry asphalt roads? Water-imitating polarized light reflected from asphalt attracts Ephemeroptera. *Journal of Experimental Biology*. 201(15), 2273-2286. ISSN 1477-9145. doi:10.1242/jeb.201.15.2273
- Kriska G, Malik P, Szivák I, Horváth G. 2008. Glass buildings on river banks as “polarized light traps” for mass-swarmed polarotactic caddis flies. *Naturwissenschaften*. 95(5), 461-467. ISSN 0028-1042. doi:10.1007/s00114-008-0345-4
- Kumschick S, Fronzek S, Entling MH, Nentwig W. 2011. Rapid spread of the wasp spider *Argiope bruennichi* across Europe: a consequence of climate change? *Climatic Change*. 109(3-4), 319-329. ISSN 0165-0009. doi:10.1007/s10584-011-0139-0
- Kuras T, Mazalová M, Chaudron C. 2020. I cesta může být cíl: význam komunikací pro podporu rozmanitosti v krajině. *Živa*. 68(5), 235-238. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2020-5/i-cesta-muze-byt-cil-vyznam-komunikaci-pro-podporu-rozmanitosti-v-krajine.html>
- Kůrka A, Řezáč M, Macek R, Dolanský J. 2015. *Pavouci České republiky*. Praha: Academia. ISBN 978-80-200-2384-1.
- Kuswanda W, Harahap R, Alikodra H, Sibarani R. 2020. Characteristics of the Tapanuli orangutan habitat in the conflict area of Batang Toru landscape, North Sumatra, Indonesia. *Forest and Society*. 5(1), 90-108. ISSN 2549-4333. doi:10.24259/fs.v5i1.11155
- Lampe U, Reinhold K, Schmoll T, Patek S. 2014. How grasshoppers respond to road noise: developmental plasticity and population differentiation in acoustic signalling. *Functional Ecology*. 28(3), 660-668. ISSN 0269-8463. doi:10.1111/1365-2435.12215
- Lampe U, Schmoll T, Franzke A, Reinhold K, Patek S. 2012. Staying tuned: grasshoppers from noisy roadside habitats produce courtship signals with elevated frequency components. *Functional Ecology*. 26(6), 1348-1354. ISSN 02698463. doi:10.1111/1365-2435.12000
- Langkilde, Tracy, 2009. Invasive fire ants alter behavior and morphology of native lizards. *Ecology*. 90(1), 208-217. ISSN 0012-9658. doi:10.1890/08-0355.1
- Lao S, Robertson B, Anderson A, Blair R, Eckles J, Turner R, Loss S. 2020. The influence of artificial light at night and polarized light on bird-building collisions. *Biological Conservation*. 241. ISSN 00063207. doi:10.1016/j.biocon.2019.108358
- Lavers J, Sharp P, Stuckenbrock S, Bond A. 2020. Entrapment in plastic debris endangers hermit crabs. *Journal of Hazardous Materials*. 387. ISSN 03043894. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121703
- Levin N, Kyba Ch, Zhang Q et al. 2020. Remote sensing of night lights: A review and an outlook for the future. *Remote Sensing of Environment*. 237. ISSN 00344257. doi:10.1016/j.rse.2019.111443
- Liermann C, Nilsson Ch, Robertson J, Ng RY. 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *BioScience*. 62(6), 539-548. ISSN 1525-3244. doi:10.1525/bio.2012.62.6.5
- Lindberg P, Odsjo T, Reutergardh L. 1985. Residue levels of polychlorobiphenyls, DDT, and mercury in bird species commonly preyed upon by the peregrine falcon (*Falco*

- peregrinus Tunst.) in Sweden. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 14(2), 203-212. ISSN 0090-4341. doi:10.1007/BF01055613
- Li S, Liu M, Dong L, Dong J, Wang D. 2018. Potential impacts of shipping noise on Indo-Pacific humpback dolphins and implications for regulation and mitigation: a review. *Integrative Zoology*. 13(5), 495-506. ISSN 17494877. doi:10.1111/1749-4877.12304
- López-Sepulcre A, Kokko H. 2012. Understanding behavioural responses and their consequences. In: Candolin U, Wong B. *Behavioural Responses to a Changing World*. Oxford: Oxford University Press, s. 3-15. ISBN 9780199602568.
- Mackin-Rogalska R, Pinowski J, Solon J, Wojcik Z. 1988. Changes in vegetation, avifauna, and small mammals in a suburban habitat. *Polish Ecological Studies*. 14(1), 293-330.
- Majerus MEN. 2009. Industrial melanism in the Peppered Moth, *Biston betularia*: An excellent teaching example of darwinian evolution in action. *Evolution: Education and Outreach*. 2(1), 63-74. ISSN 1936-6426. doi:10.1007/s12052-008-0107-y
- Marcelino J, Franco AMA, Acácio M, Soriano-Redondo A, Moreira F, Catry I. 2023. Anthropogenic food subsidies reshape the migratory behaviour of a long-distance migrant. *Science of The Total Environment*. 858. ISSN 00489697. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.159992
- Marochi M, Costa T, Buckley L. 2021. Ocean warming is projected to speed development and decrease survival of crab larvae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 259. ISSN 02727714. doi:10.1016/j.ecss.2021.107478
- Martínez-Abraín A, Jiménez J. 2016. Anthropogenic areas as incidental substitutes for original habitat. *Conservation Biology*. 30(3), 593-598. ISSN 08888892. doi:10.1111/cobi.12644
- Maxwell S, Fuller R, Brooks T, Watson J. 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*. 536(7615), 143-145. ISSN 0028-0836. doi:10.1038/536143a
- McKinney ML. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*. 52(10), 883-890. ISSN 0006-3568. Dostupné z: doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2
- McKinney ML. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*. 127(3), 247-260. ISSN 00063207. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005
- Miaud C, Dejean T, Savard K, Millery-Vigues A, Valentini A, Curt Grand Gaudin N, Garner TWJ. 2016. Invasive North American bullfrogs transmit lethal fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* infections to native amphibian host species. *Biological Invasions*. 18(8), 2299-2308. ISSN 1387-3547. doi:10.1007/s10530-016-1161-y
- Milanović M, Kühn I, Pyšek P, Knapp S. 2021. Functional diversity changes in native and alien urban flora over three centuries. *Biological Invasions*. 23(7), 2337-2353. ISSN 1387-3547. doi:10.1007/s10530-021-02509-4
- Miller F. 1971. Pavouci – Araneida. In: Černý V, Daniel M, Bartoš E. (Eds.) *Klíč zviřeny ČSSR, Díl IV: Želvušky, jazyčnatky, klepítkatci: sekáči, pavouci, štírce, roztoči*. Praha: Academia, s. 51-306.
- Morrison L, Porter S, Daniels E, Korzukhin M. 2004. Potential global range expansion of the invasive Fire Ant, *Solenopsis invicta*. *Biological Invasions*. 6(2), 183-191. ISSN 1387-3547. doi:10.1023/B:BINV.0000022135.96042.90

- Mrosovsky N, Ryan GD, James MC. 2009. Leatherback turtles: The menace of plastic. *Marine Pollution Bulletin*. 58(2), 287-289. ISSN 0025326X. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.10.018
- Nentwig W, Blick T, Bosmans R, Gloor D, Hänggi A, Kropf C. 2023. Spiders of Europe. doi.org/10.24436/1
- Park JK, Do Y. 2022. Wind turbine noise behaviorally and physiologically changes male frogs. *Biology*. 11(4). ISSN 2079-7737. doi:10.3390/biology11040516
- Parris K, Hazell D. 2005. Biotic effects of climate change in urban environments: The case of the grey-headed flying-fox (*Pteropus poliocephalus*) in Melbourne, Australia. *Biological Conservation*. 124(2), 267-276. ISSN 00063207. doi:10.1016/j.biocon.2005.01.035
- Parris K, Velik-Lord M, North J. 2009. Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society*. 2009(14). ISSN 17083087. doi:10.2307/26268025
- Kokko HM, Navarro LM. (Eds.) 2015. *Rewilding European Landscapes*. Cham: Springer International Publishing. ISBN 978-3-319-12038-6. doi:10.1007/978-3-319-12039-3
- Peris SJ. 2003. Feeding in urban refuse dumps: Ingestion of plastic objects by the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Ardeola*. 50(1), 81-84.
- Poeta G, Romiti F, Battisti C. 2015. Discarded bottles in sandy coastal dunes as threat for macro-invertebrate populations: first evidence of a trap effect. *Vie et Milieu*. 65(3), 125-127. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/285371659\\_Discarded\\_bottles\\_in\\_sandy\\_coastal\\_dunes\\_as\\_threat\\_for\\_macro-invertebrate\\_populations\\_first\\_evidence\\_of\\_a\\_trap\\_effect](https://www.researchgate.net/publication/285371659_Discarded_bottles_in_sandy_coastal_dunes_as_threat_for_macro-invertebrate_populations_first_evidence_of_a_trap_effect)
- Rendeková A, Mičieta K, Hrabovský M, Zahradníková E, Michalová M, Miškovic J, Eliašová M, Ballová D. 2022. Comparison of the differences in the composition of ruderal flora between conventional tram tracks and managed green tram tracks in the urban ecosystem of the city of Bratislava. *Hacquetia*. 21(1), 73-88. ISSN 1854-9829. doi:10.2478/hacq-2021-0020
- Reusch Ch, Scheuerlein A, Grosche L, Meier F, Gampe J, Dammhahn M, van Schaik J, Kerth G. 2023. The risk faced by the early bat: individual plasticity and mortality costs of the timing of spring departure after hibernation. *Oikos*. ISSN 0030-1299. doi:10.1111/oik.09654
- Robertson B, Hutto R. 2006. A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology*. 87(5), 1075-1085. ISSN 0012-9658. doi:10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2
- Romiti F, Pietrangeli E, Battisti C, Carpaneto GM. 2021. Quantifying the entrapment effect of anthropogenic beach litter on sand-dwelling beetles according to the EU Marine Strategy Framework Directive. *Journal of Insect Conservation*. 25(3), 441-452. ISSN 1366-638X. doi:10.1007/s10841-021-00312-z
- Rosenthal GG. 2012. Environmental disturbance and animal communication. In: Candolin U, Wong B. *Behavioural responses to a changing world: mechanisms and consequences*. Oxford: Oxford University Press, s. 16-31. ISBN 9780199602568.



- Rotics S, Turjeman S, Kaatz M et al. 2017. Wintering in Europe instead of Africa enhances juvenile survival in a long-distance migrant. *Animal Behaviour*. 126, 79-88. ISSN 00033472. doi:10.1016/j.anbehav.2017.01.016
- Riscoe W, Sweetapple P, Perry M, Duncan R. 2013. Effects of spatially extensive control of invasive rats on abundance of native invertebrates in mainland New Zealand forests. *Conservation Biology*. 27(1), 74-82. ISSN 08888892. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01932.x
- Sandom Ch, Faurby S, Sandel B, Svenning JCh. 2014. Global late Quaternary megafauna extinctions linked to humans, not climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 281(1787). ISSN 0962-8452. doi:10.1098/rspb.2013.3254
- Santos R, Machovsky-Capuska G, Andrades R. 2021. Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science*. 373(6550), 56-60. ISSN 0036-8075. doi:10.1126/science.abh0945
- Savoca M, McInturf A, Hazen E. 2021. Plastic ingestion by marine fish is widespread and increasing. *Global Change Biology*. 27(10), 2188-2199. ISSN 1354-1013. doi:10.1111/gcb.15533
- Scaccini D, Panini M, Chiesa O, Nicoli Aldini R, Tabaglio V, Mazzoni E. 2020. Slug monitoring and impacts on the ground beetle community in the frame of sustainable pest control in conventional and conservation agroecosystems. *Insects*. 11(6). ISSN 2075-4450. doi:10.3390/insects11060380
- Seaman D, Voigt M, Bocedi G et al., 2021. Orangutan movement and population dynamics across human-modified landscapes: implications of policy and management. *Landscape Ecology*. 36(10), 2957-2975. ISSN 0921-2973. doi:10.1007/s10980-021-01286-8
- Senn HV, Pemberton JM. 2009. Variable extent of hybridization between invasive sika (*Cervus nippon*) and native red deer (*C. elaphus*) in a small geographical area. *Molecular Ecology*. 18(5), 862-876. ISSN 09621083. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.04051.x
- Shine R. 2010. The ecological impact of invasive cane toads (*Bufo marinus*) in Australia. *The Quarterly Review of Biology*. 85(3), 253-291. ISSN 0033-5770. doi:10.1086/655116
- Shochat E, Warren P, Faeth S, McIntyre N, Hope D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*. 21(4), 186-191. ISSN 01695347. doi:10.1016/j.tree.2005.11.019
- Schlaepfer M, Runge M, Sherman P. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*. 17(10), 474-480. ISSN 01695347. doi:10.1016/S0169-5347(02)02580-6
- Schmidt R, Morrison A, Kunc H. 2014. Sexy voices – no choices: male song in noise fails to attract females. *Animal Behaviour*. 94, 55-59. ISSN 00033472. doi:10.1016/j.anbehav.2014.05.018
- Sih A. 2013. Understanding variation in behavioural responses to human-induced rapid environmental change: a conceptual overview. *Animal Behaviour*. 85(5), 1077-1088. ISSN 00033472. doi:10.1016/j.anbehav.2013.02.017

- Slabbekoorn H, Bouton N, van Opzeeland I, Coers A, Ten Cate C, Popper A. 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology & Evolution*. 25(7), 419-427. ISSN 01695347. doi:10.1016/j.tree.2010.04.005
- Slabbekoorn H, Peet M. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*. 424(6946), 267-267. ISSN 0028-0836. doi:10.1038/424267a
- Smetana A. 1958. *Fauna ČSR*. 1. vyd. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd.
- Sogabe A, Takatsuji K. 2021. Marine-dumped waste tyres cause the ghost fishing of hermit crabs. *Royal Society Open Science*. 8(10). ISSN 2054-5703. doi:10.1098/rsos.210166
- Stan M. 2019. The first record of *Stelidota geminata* (Say, 1825) (Coleoptera, Nitidulidae) in Romania. *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"*. 62(1), 57-60. ISSN 2247-0735. doi:10.3897/travaux.62.e35470
- Šustek Z. 2014. Survival length and strategies of the light attracted carabids in the center of a large city. *Studii și comunicări. Științele Naturii*. Oltenia, 30, 108-121. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/268814854>
- Tarasova N, Makarova A. 2016. Assessment of the chemical pollution in the context of the planetary boundaries. *Russian Chemical Bulletin*. 65(5), 1383-1394. ISSN 1066-5285. doi:10.1007/s11172-016-1467-z
- Thompson R, Moore Ch, vom Saal F, Swan S. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 364(1526), 2153-2166. ISSN 0962-8436. doi:10.1098/rstb.2009.0053
- Topping CJ. 1993. Behavioural responses of three linyphiid spiders to pitfall traps. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 68(3), 287-293. ISSN 00138703. doi:10.1111/j.1570-7458.1993.tb01715.x
- Touroult J, Witté I. 2020. Beer, wine, or fruit juice: Which is best? A case study of bait efficiency to sample saproxylic beetles (Coleoptera) in an oak woodland. *The Coleopterists Bulletin*. 74(4), 763-771. ISSN 0010-065X. doi:10.1649/0010-065X-74.4.763
- Trávníček D. 2017. Slíďák břehový (*Arctosa cinerea*) na štěrkových lavicích řeky Bečvy u obce Skalička. *Acta Carpathica Occidentalis*. (8), 38–41. ISSN 1804-2732.
- Tropek R, Řehounek J. (Eds.) 2012. *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. 1. vyd. České Budějovice: Entomologický ústav AV ČR. ISBN 978-80-86668-20-8.
- Turner R, Maclean I. 2022. Microclimate-driven trends in spring-emergence phenology in a temperate reptile (*Vipera berus*): Evidence for a potential "climate trap"? *Ecology and Evolution*. 12(2). ISSN 2045-7758. doi:10.1002/ece3.8623
- Uchida K, Ushimaru A. 2014. Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monographs*. 84(4), 637-658. ISSN 0012-9615. doi:10.1890/13-2170.1
- Vinagre C, Mandonça V, Cereja R, Abreu-Afonso F, Dias M, Mizrahi D, Flores AAV, Naya DE. 2018. Ecological traps in shallow coastal waters—Potential effect of heat-waves in tropical and temperate organisms. *PLOS ONE*. 13(2). ISSN 1932-6203. doi:10.1371/journal.pone.0192700

- Vinson SB. 2013. Impact of the invasion of the imported fire ant. *Insect Science*. 20(4), 439-455. ISSN 16729609. doi:10.1111/j.1744-7917.2012.01572.x
- Visser ME, Both Ch. 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 272(1581), 2561-2569. ISSN 0962-8452. doi:10.1098/rspb.2005.3356
- Visser ME, van Noordwijk, Tinbergen JM, Lessells CM. 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 265(1408), 1867-1870. ISSN 0962-8452. doi:10.1098/rspb.1998.0514
- Vitousek P, D'antonio C, Loope L, Rejmánek M, Westbrooks R. 1997. Introduced species: A significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*. 21(1), 1-16. <http://www.jstor.org/stable/24054520>
- Wapstra E, Uller T, Sinn D, Olsson M, Mazurek K, Joss J, Shine R. 2009. Climate effects on offspring sex ratio in a viviparous lizard. *Journal of Animal Ecology*. 78(1), 84-90. ISSN 00218790. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01470.x
- Watson J, Shanahan DF, di Marco M, Allan J, Laurance WF, Sanderson EW, Mackey B, Venter O. 2016. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. *Current Biology*. 26(21), 2929-2934. ISSN 09609822. doi:10.1016/j.cub.2016.08.049
- Wells C, Barbier R, Nelson S, Kanaziz R, Aubry L. 2022. Life history consequences of climate change in hibernating mammals: a review. *Ecography*. 2022(6). ISSN 0906-7590. doi:10.1111/ecog.06056
- Witherington BE. 1997. The problem of photopollution for sea turtles and other nocturnal animals. In: Clemmons J, Buchholz R. *Behavioral Approaches to Conservation in the Wild*. Cambridge: Cambridge University Press, s. 303-328. ISBN 978-0521589604.
- Wong B, Candolin U, Lindström K. 2007. Environmental deterioration compromises socially enforced signals of male quality in Three-Spined Sticklebacks. *The American Naturalist*. 170(2), 184-189. ISSN 0003-0147. doi:10.1086/519398
- Zbu D, Chen QL, An XL, Yang XR, Christie P, Ke X, Wu LH, Zhu YG. 2018. Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry*. 116, 302-310. ISSN 00380717. doi:10.1016/j.soilbio.2017.10.027
- Zicha O, Hrb J, Mañas M, Novák J. (Eds.) 2023. *BioLib.cz: Biological Library*. Dostupné z: <https://www.biolib.cz>
- Zumr V. 1986. Reakce přirozených hmyzích nepřátel lýkožrouta smrkového, *Ips typographus* (L.) (Coleoptera, Scolytidae) na feromon pheroprax. *Lesnictví: Forestry: mezinárodní vědecký časopis*. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací, 32(5), 431-444. Dostupné z: <https://ndk.cz/uuid/uuid:9e7841e0-dbe0-11ea-9e1b-5ef3fc9bb22f>

## **Přílohy**

### Seznam příloh

- Příloha 1 Tabulka zkratk použitých pro jednotlivé druhy pavouků a jejich početnosti v plechovkách a zemních pastech dle typu nápoje/fixačních tekutin..... 52
- Příloha 2 Tabulka zkratk použitých pro jednotlivé druhy brouků a jejich početnosti v plechovkách a zemních pastech dle typu nápoje/fixačních tekutin..... 54
- Příloha 3 Tabulka početností čeledí pavouků v zemních pastech dle fixační tekutiny ..... 56
- Příloha 4 Tabulka početností čeledí pavouků v plechovkách dle původního nápoje 57
- Příloha 5 Tabulka početností čeledí brouků v zemních pastech dle fixační tekutiny 57
- Příloha 6 Tabulka početností čeledí brouků v plechovkách dle původního nápoje... 57

**Příloha 1** Tabulka zkratkou použitých pro jednotlivé druhy pavouků a jejich početnosti v plechovkách a zemních pastech dle typu nápoje/fixačních tekutin

Zkratka	Druh	Plechovky		Zemní pasti		
		Kola	Pivo	Kola	Pivo	Voda
Aba.salt	<i>Abacoproeces saltuum</i> (L. Koch, 1872)	0	0	4	3	4
Ag.brun	<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)	0	0	15	11	14
Ang.ang	<i>Anguliphantes angulipalpis</i> (Westring, 1851)	0	0	5	2	4
An.acen	<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	1	0	0	0	0
Bal.chal	<i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802)	1	0	0	0	0
Boly.sp	<i>Bolyphantes</i> sp. C. L. Koch, 1837	0	0	1	0	0
Cent.syl	<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	0	0	1	1	0
Cera.br	<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	0	0	15	8	12
Cerc.pro	<i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851)	0	0	1	4	7
Cic.cic	<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)	0	0	0	1	0
Clu.pali	<i>Clubiona pallidula</i> (Clerck, 1757)	1	0	0	0	0
Cru.guta	<i>Crustulina guttata</i> (Wider, 1834)	1	0	0	0	0
Dipl.con	<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	1	3	3	6	5
En.ovat	<i>Enoplognatha ovata</i> (Clerck, 1757)	11	7	0	0	0
En.tho	<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	0	0	0	2	1
Eri.dent	<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	0	0	1	0	0
Eri.hie	<i>Erigonella hiemalis</i> (Blackwall, 1841)	0	0	1	0	0
Ero.fu	<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	0	0	0	1	0
Euo.fr	<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	0	0	1	0	0
Eury.flav	<i>Euryopis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)	0	0	1	1	0
Evar.sp	<i>Evarcha</i> sp. Simon, 1902	0	0	0	0	1
Hah.pus	<i>Hahnia pusilla</i> C. L. Koch, 1841	0	0	1	0	4
Hap.silv	<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	0	0	2	2	1
Hap.umb	<i>Haplodrassus umbratilis</i> (L. Koch, 1866)	0	0	1	0	2
Iner.iner	<i>Inermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	0	0	23	18	20
Lin.hort	<i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830	0	1	0	1	0
Lin.iiiae	Linyphiidae Blackwall, 1859	1	6	3	0	1
Lyc.ae	Lycosidae Sundevall, 1833	0	0	2	0	0
Mic.herb	<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	0	0	3	1	1
Mic.vir	<i>Micrommata virescens</i> (Clerck, 1757)	0	0	0	0	0
Mic.via	<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	1	0	12	13	4
Ner.clat	<i>Neriene clathrata</i> (Sundevall, 1830)	0	0	1	6	5
Noe.bim	<i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	0	0	0
Oxy.prat	<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837)	0	0	1	1	0
Pach.list	<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830	1	2	14	21	17
Pnmo.me	<i>Panamomops mengei</i> Simon, 1926	0	0	2	0	3
Par.lug	<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	0	0	133	102	70
Phil.sp	<i>Philodromus</i> sp. Walckenaer, 1826	0	0	1	0	0

Zkratka	Druh	Plechovky		Zemní pasti		
		Kola	Pivo	Kola	Pivo	Kola
Pis.mir	<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	0	0	5	1	1
Poc.pum	<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)	0	0	0	0	1
Rob.liv	<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	0	0	4	5	4
Tap.ins	<i>Tapinocyba insecta</i> (L. Koch, 1869)	0	0	2	0	3
Tap.pal	<i>Tapinocyba pallens</i> (O. Pickard-Cambridge, 1873)	0	0	1	0	0
Teg.cam	<i>Tegenaria campestris</i> (C. L. Koch, 1834)	0	0	0	1	0
Tenu.flv	<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	5	9	4	8	2
Tetr.sp	<i>Tetragnatha</i> sp. Latreille, 1804	0	1	0	0	0
Ther.ae	Theridiidae Sundevall, 1833	4	0	0	0	0
Zel.ped	<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	0	0	5	5	1
Tro.terr	<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	0	0	96	107	81
W.ant	<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)	0	0	1	3	0
W.atro	<i>Walckenaeria atrotibialis</i> (O. Pickard-Cambridge, 1878)	0	0	6	12	7
W.dys	<i>Walckenaeria dysderoides</i> (Wider, 1834)	0	0	0	1	0
W.fur	<i>Walckenaeria furcillata</i> (Menge, 1869)	0	0	0	4	1
W.mitr	<i>Walckenaeria mitrata</i> (Menge, 1868)	0	0	0	4	0
W.nig	<i>Walckenaeria nudipalpis</i> (Westring, 1851)	0	0	1	0	0
W.obt	<i>Walckenaeria obtusa</i> Blackwall, 1836	0	0	0	1	1
Xst.lan	<i>Xysticus lanio</i> C. L. Koch, 1835	0	0	2	1	1
Xst.luc	<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870	0	0	1	1	1
Xst.ulm	<i>Xysticus ulmi</i> (Hahn, 1831)	0	0	0	0	1
Zel.sub	<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833)	0	0	3	2	5
Zor.nem	<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	0	0	4	1	1
Zor.spn	<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	0	0	1	4	5
Celkem		29	29	384	367	292

**Příloha 2** Tabulka zkratkou použitých pro jednotlivé druhy (a taxony) brouků a jejich početnosti v plechovkách a zemních pastech dle typu nápoje/fixačních tekutin

Zkratka	Druhy	Plechovky		Zemní pasti		
		Kola	Pivo	Kola	Pivo	Voda
Abx.par	<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	0	0	71	137	81
Agri.obs	<i>Agriotes obscurus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	0
Agri.pil	<i>Agriotes pilosellus</i> (Schönherr, 1817)	0	0	0	3	1
Agry.mur	<i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	3	1	2
Aleo.curt	<i>Aleochara curtula</i> (Goeze, 1777)	0	4	0	0	5
Aleo.ae	Aleocharinae Fleming, 1821	1	0	0	0	0
Amar.sp	<i>Amara</i> sp. Bonelli, 1810	0	0	12	10	7
Amp.elo	<i>Ampedus elongatus</i> (Fabricius, 1787)	0	0	1	0	0
Anop.ster	<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	1	17	16	127	18
Anot.sculp	<i>Anotylus sculpturatus</i> (Gravenhorst, 1806)	0	2	9	9	4
Anth.atro	<i>Anthobium atrocephalum</i> (Gyllenhal, 1827)	7	12	2	38	3
Archa.sp	<i>Archarius</i> sp. Gistel, 1856	0	0	0	1	0
Athe.sp	<i>Atheta</i> sp. Thomson, 1858	0	1	0	1	0
Ath.sp	<i>Athous</i> sp. Thon, 1829	0	0	1	1	1
Bemb.lam	<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)	0	0	23	25	33
Boli.sp	<i>Bolitochara</i> sp. Mannerheim, 1830	0	0	0	1	0
Canth.sp	Cantharidae Imhoff, 1856	0	0	1	0	0
Car.arv	<i>Carabus arvensis</i> Herbst, 1784	0	0	244	373	205
Car.glab	<i>Carabus glabratus</i> Paykull, 1790	0	0	3	5	2
Car.gran	<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus, 1758	0	1	11	30	6
Car.hort	<i>Carabus hortensis</i> Linnaeus, 1758	0	0	8	34	2
Car.sche	<i>Carabus scheidleri</i> Panzer, 1799	0	0	2	2	1
Car.Ull	<i>Carabus Ullrichii</i> Germar, 1824	0	0	58	137	58
Car.viol	<i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	5	1
Cato.sp	<i>Catops</i> sp. Paykull, 1798	2	9	16	15	63
Cet.aur	<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0
Cryp.str	<i>Cryptarcha strigata</i> (Fabricius, 1787)	0	0	0	1	0
Crypt.sp	<i>Cryptophagus</i> sp. Herbst, 1792	0	2	0	0	0
Cym.cing	<i>Cymindis cingulata</i> Dejean, 1825	0	0	0	1	1
Dalo.marg	<i>Dalopius marginatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	3	3	3
Dendr.qu	<i>Dendroxena quadrimaculata</i> (Scopoli, 1772)	0	0	0	1	2
Drus.can	<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787)	0	0	2	2	0
Epu.sp	<i>Eपुरaea</i> sp. Erichson in Germar, 1843	0	0	0	11	0
Exo.pel	<i>Exomias pellucidus</i> (Boheman, 1834)	0	0	6	7	5
Glis.qua	<i>Glischrochilus quadriguttatus</i> (Fabricius, 1776)	0	0	0	31	0
Gnyp.sp	<i>Gnypeta</i> sp. (Casey, 1906)	0	0	0	1	0
Harp.lat	<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	8	11	11
Chol.sp	<i>Choleva</i> sp. Latreille, 1796	0	0	0	0	1
Chrys.ae	Chrysomelidae Latreille, 1802	0	0	2	1	0

Zkratka	Druhy	Plechovky		Zemní pasti		
		Kola	Pivo	Kola	Pivo	Voda
Ilyo.nig	<i>Ilyobates nigricollis</i> (Paykull, 1800)	0	0	0	1	0
Leio.def	<i>Leiosoma deflexum</i> (Panzer, 1795)	0	2	27	13	16
Leis.pic	<i>Leistus piceus</i> Frölich, 1799	0	0	2	0	0
Lomch.eme	<i>Lomechusa emerginata</i> (Paykull, 1789)	0	0	1	1	0
Loro.pili	<i>Lorocera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	0	0	1	0	0
Marg.brun	<i>Margarinotus brunneus</i> (Fabricius, 1775)	0	1	0	0	0
Mon.punc	<i>Mononychus punctumalbum</i> (Herbst, 1784)	0	0	0	0	1
Neb.ruf	<i>Nebria rufescens</i> (Ström, 1768)	0	0	3	5	9
Nicro.hu	<i>Nicrophorus humator</i> (Gleditsch, 1767)	0	0	1	0	0
Nicro.vlo	<i>Nicrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758)	0	9	4	1	9
Nicro.vdes	<i>Nicrophorus vespilloides</i> Herbst, 1784	0	2	4	4	18
Not.ater	<i>Notaris aterrima</i> (Hampe, 1850)	0	0	0	0	1
Noti.sp	<i>Notiophilus</i> sp. Duméril, 1806	0	0	2	3	0
Ocal.bad	<i>Ocalea badia</i> Erichson, 1837	0	0	1	1	1
Ocy.nit	<i>Ocytus nitens</i> (Schrank, 1781)	0	0	10	5	4
Oic.tho	<i>Oiceoptoma thoracicum</i> (Linnaeus, 1758)	15	25	0	1	2
Oma.sp	<i>Omalius</i> sp. Gravenhorst, 1802	0	4	1	24	0
Onth.coe	<i>Onthophagus coenobita</i> (Herbst, 1783)	0	1	0	0	2
Othi.sp	<i>Othius</i> sp. Stephens, 1829	0	0	2	5	0
Otio.rau	<i>Otiorhynchus raucus</i> (Fabricius, 1777)	0	0	12	9	7
Oxypod.sp	<i>Oxypodina</i> sp. Thomson, 1859	0	0	0	0	1
Oxyt.sp	<i>Oxytelini</i> sp. Fleming, 1821	1	0	0	0	0
Ped.lit	<i>Paederus littoralis</i> Gravenhorst, 1802	0	0	3	5	1
Parab.incl	<i>Parabolitobius inclinans</i> (Gravenhorst, 1806)	0	0	5	0	2
Philon.sp	<i>Philonthus</i> sp. Stephens, 1829	0	0	21	17	28
Phloe.pla	<i>Phloeostiba plana</i> (Paykull, 1792)	0	0	0	3	0
Phos.atr	<i>Phosphuga atrata</i> (Linnaeus, 1758)	0	6	7	15	18
Phyll.arg	<i>Phyllobius argentatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	1
Platy.car	<i>Platycerus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0
Platyd.chal	<i>Platydracus chalconecephalus</i> (Fabricius, 1801)	0	1	31	86	45
Platy.as	<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)	0	1	1	1	0
Poec.cu	<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	5	0
Prot.brach	<i>Proteinus brachypterus</i> (Fabricius, 1792)	0	1	0	0	0
Pselap.ae	Pselaphinae Latreille, 1802	0	0	0	0	1
Pseud.rufi	<i>Pseudoophonus rufipes</i> (DeGeer, 1774)	0	0	0	2	0
Ptero.sp	<i>Pterostichus</i> sp. Bonelli, 1810	0	1	18	21	21
Rhiz.bip	<i>Rhizophagus bipustulatus</i> (Fabricius, 1792)	0	0	0	3	0
Rug.rufi	<i>Rugilus rufipes</i> Germar, 1836	0	0	6	5	7
Scaph.quad	<i>Scaphidium quadrimaculatum</i> Olivier, 1790	0	0	0	1	0
Sciap.asp	<i>Sciaphilus asperatus</i> (Bonsdorff, 1785)	0	0	0	1	0
Scoly.ae	Scolytinae Latreille, 1804	0	0	0	10	0
Sepe.imac	<i>Sepedophilus immaculatus</i> (Stephens, 1832)	0	1	1	0	0
Silp.car	<i>Silpha carinata</i> Herbst, 1783	6	12	70	232	123



Zkratka	Druhy	Plechovky		Zemní pasti		
		Kola	Pivo	Kola	Pivo	Voda
Sor.gri	<i>Soronia grisea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	3	0
Staph.ery	<i>Staphylinus erythropterus</i> Linnaeus, 1758	0	0	14	24	18
Stel.gem	<i>Stelidota geminata</i> (Say, 1825)	0	0	0	179	0
Sten.rufi	<i>Stenocarus ruficornis</i> (Stephens, 1831)	0	0	2	0	1
Sten.hum	<i>Stenus humilis</i> Erichson, 1839	0	0	1	0	0
Stom.pum	<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	0	0	1	1	1
Syn.trun	<i>Syntomus truncatellus</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	6	6	8
Tachi.subt	<i>Tachinus subterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0
Trach.his	<i>Trachodes hispidus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	3
Trx.sab	<i>Trox sabulosus</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	1	0	0
Xanth.sp	<i>Xantholinus</i> sp. Dejean, 1821	0	0	11	23	8
Celkem		35	118	773	1745	873

**Příloha 3** Tabulka početností čeledí pavouků v zemních pastech dle použité fixační tekutiny

Čeď	Kola	Pivo	Voda
Agelenidae	23	19	20
Araneidae	1	4	7
Gnaphosidae	11	9	9
Hahniidae	1	1	4
Linyphiidae	67	82	57
Liocranidae	15	11	14
Lycosidae	231	209	151
Miturgidae	5	5	6
Philodromidae	1	0	0
Phrurolithidae	0	1	0
Pisauridae	5	1	1
Salticidae	1	0	1
Tetragnathidae	14	21	17
Theridiidae	5	4	2
Thomisidae	4	3	3

**Příloha 4** Tabulka početností čeledí pavouků v plechovkách dle původního nápoje

Čeď	Kola	Pivo
Anyphaenidae	1	0
Clubionidae	1	0
Linyphiidae	9	18
Salticidae	1	0
Sparassidae	1	0
Tetragnathidae	1	3
Theridiidae	17	6

**Příloha 5** Tabulka početností čeledí brouků v zemních pastech dle použité fixační tekutiny

Čeď	Kola	Pivo	Voda
Cantharidae	1	0	0
Carabidae	475	814	447
Curculionidae	47	43	35
Elateridae	8	8	7
Geotrupidae	16	127	18
Chrysomelidae	2	1	0
Leiodidae	16	15	64
Lucanidae	0	1	0
Monotomidae	0	3	0
Nitidulidae	0	226	0
Scarabaeidae	0	0	2
Silphidae	86	254	172
Staphylinidae	121	253	128
Trogidae	1	0	0

**Příloha 6** Tabulka početností čeledí brouků v plechovkách dle původního nápoje

Čeď	Kola	Pivo
Carabidae	0	3
Cryptophagidae	0	2
Curculionidae	0	2
Elateridae	2	0
Geotrupidae	1	17
Histeridae	0	1
Leiodidae	2	9
Scarabaeidae	0	2
Silphidae	21	54
Staphylinidae	9	26
Trogidae	0	2