

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologie



Bc. Gabriela Wofková

Diverzita znaků žahadlových blanokřídlých na stanovištích s jemným substrátem

Diversity of traits of aculeatan hymenoptera in habitats with finely-grained substrate

Diplomová práce

Vedoucí závěrečné práce: RNDr. Robert Tropek, PhD.

Konzultant: Mgr. Jakub Straka, PhD.

Praha, 2016

Prohlášení:

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

V Praze, 15. 8. 2016

Podpis:

Gabriela Wofková

Poděkování

Ráda bych poděkovala především svému školiteli Robertu Tropkovi za velmi cenné rady a připomínky od začátku do konce práce a dále za velikou trpělivost, snahu a individuální přístup. Neméně bych chtěla poděkovat konzultantovi Jakobovi Strakovi, který mi byl extrémně nápomocen svými znalostmi skupiny žahadlových blanokřídých, ale i přátelskou podporou v průběhu celé práce. Dále bych ráda poděkovala Filipu Tichánkovi, který mi velmi pomohl se statistickými výpočty v prostředí R, uvedl mě do problematiky statistiky a pokaždé mi s ochotou a trpělivostí vše vysvětlil. Tito tři lidé ve mně dokázali vzbudit velké nadšení při zpracování této práce a chuť učit se nové věci. Ráda bych poděkovala i Janě Šlancarové, která mi velmi pomohla, když mi poskytla postup analýzy, který použila ve své práci.

Děkuji také Robertovi Tropkovi a Oldřichovi Čížkovi za poskytnutí materiálu pro práci. Zároveň jim děkuji, že jsem se s nimi mohla zapojit do dalších etap výzkumu a účastnit se sběru materiálu stejnými metodami v západních a severních Čechách, i když již nebylo možné tento materiál zpracovat včas pro použití v této práci. Jakobovi Strakovi děkuji i za určení materiálu použitého v této práci.

Dále děkuji všem, kteří se se mnou diskutovali mé teze, postup i výsledky, zejména členům pracovní skupiny Ekologie hmyzích společenstev a Aculeate Research Group.

Závěrem bych velmi ráda poděkovala také svým nejbližším, rodině a Jirkovi za podporu v době studií a kamarádům za jejich pozitivní přístup k životu.

Materiál pro tuto práci byl hrazen Grantovou agenturou ČR (P504/12/2525).

Obsah

1. Úvod a cíle práce	1
2. Přehled literatury	3
2.1. Stanoviště s jemnozrnným substrátem	3
2.2. Žahadloví blanokřídli	6
2.3. Znaký.....	9
Dílčí cíle	10
3. Materiál a metody	13
3.1. Studované lokality.....	13
3.2. Sběr materiálu	14
3.3. Sestavení matice znaků	16
i) Biogeografický areál	16
ii) Biotopové preference	16
iii) Fenologie.....	17
iv) Hnízdní strategie	17
v) Potravní strategie.....	18
vi) Morfologie.....	18
vii) Životní strategie	18
3.4. Statistické analýzy.....	21
3.4.1. Korelační matice.....	21
3.4.2. Typ substrátu	21
3.4.3. Typ lokalit.....	22
4. Výsledky	24
4.1. Korelační matice	24
4.2. Typ substrátu	24
4.3. Typ lokalit	29
5. Diskuze	31
4. Závěr	36
5. Seznam literatury	37
6. Přílohy	44

Abstrakt

Stanoviště, která žahadloví blanokřídlí přirozeně osidlují, zejména v posledním století ubývají. Druhy, které jsou na ně specializované, se tak díky tomu stávají často ohroženými či vyhynulými. V posledních dekádách byl však objeven ochránářský potenciál postindustriálních stanovišť s jemnozrnným substrátem. Na ně se sekundárně přesouvají druhy ohrožené či vázané na přirozené písčiny, protože ty vlivem změny krajinného managementu z našeho území rychle mizí. Ovšem, stále zde nebylo nalezeno množství druhů žahadlových blanokřídlých, které bychom zde mohli očekávat pro jejich podobnou biologii s druhy, které postindustriální stanoviště kolonizují. Cílem této práce tedy bylo zjistit, jaké znaky jsou zodpovědné za schopnost žahadlových blanokřídlých úspěšně kolonizovat postindustriální stanoviště s jemným substrátem. Pro tuto studii byla vytvořena matice se 79-ti znaky popisujícími biotopové preference, fenologii, morfologii, biogeografický areál, hnízdní, potravní a životní strategie. Těmito znaky pak bylo popsáno 351 druhů systematicky sebraných na dvanácti lokalitách s různým jemnozrnným substrátem v Polabí a Jihočeském kraji. Testován byl vztah hodnot znaků k typu substrátu (umělý substrát vs. písek) pomocí metody GEE a k typu lokality (deponie popílku, rudních a písčitých kalů vs. pískovny vs. přírodní písčiny) pomocí PCoA analýzy. Do obou typů analýz byla použita fylogenetická korekce. Výsledky ukazují, že druhy, které úspěšněji kolonizují umělé substráty, častěji obývají méně biotopů a preferují xerofilní křovinaté stepi, mezická rozhraní otevřených a lesních biotopů a podmáčené biotopy. Druhy, které se hojněji vyskytují na umělých substrátech, také častěji hnízdí v rákosinách a naopak na písčích se hojněji vyskytují druhy, které si vytvářejí hnízdo v jemnozrnných substrátech. Vliv na osidlování antropogenních stanovišť mají ale i jiné znaky. Poznatky, které přinesla tato práce v oblasti hnízdních a biotopových preferencí žahadlových blanokřídlých na umělých substrátech i lokalitách antropogenního původu, jsou klíčové pro jejich efektivní obnovu a udržení ochránářského potenciálu pro žahadlové blanokřídlé.

Klíčová slova: postindustriální stanoviště, žahadloví blanokřídlí, písčiny, pískovny, odkaliště, funkční znaky, popílek, ekologie obnovy, ekologie společenstev, jemnozrnné substráty.

Abstract

Natural habitats of aculeate hymenopterans are rapidly decreasing and strictly specialized species are thus going to be endangered or extinct. However, in the last decades the conservation potential of postindustrial sites has been found. There were many endangered and nationally extinct species recorded along with the drift sand specialists. However, one unclear thing remains - on postindustrial sites there were still no recordings of species that have similar biological traits to the species that are colonizing these sites. The main target of my thesis was to find traits which make it possible for the insects to colonize postindustrial sites. A matrix of 79 traits was made to describe aculeate hymenopterans biotope preferences, phenology, morphology, biogeographical area, nest, food and life history strategies. With these traits I describe 351 species systematically collected on twenty-one localities with finely – grained substrate found in Polabi and South Bohemia. These traits were tested with weighted mean abundances on type of substrate (artificial vs. sandy) with GEE analysis and the type of locality (dumping ground of coal combustion, ore and sand sludge vs. sandpits vs. natural sand) with PCoA analysis. A phylogenetic correction was incorporated in both analyzes. My results show that on artificial substrates are more often stenotopic species. More often there are also species which prefer mesophilic meadows, xerothermophilic steeps with shrubs and wet bare areas. More often there are also species which have nest in reed. On the other hand, species which are more abundant on sandy substrates have more often nest in finely – grained substrates. Also other traits have effects on colonizing. Results of species nest and biotope preferences on postindustrial sites are crucial for effective restoration of these sites.

Key words: postindustrial sites, Aculeata, sand, sandpits, coal combustion wastes, functional traits, restoration ecology, community ecology, finely – grained substrates.

1. Úvod a cíle práce

Žahadloví blanokřídlí jsou vysoce diverzifikovanou skupinou s rozmanitou biologií. Najdeme zde druhy, které se živí živočišnou potravou, hnízdní parazity i herbivory. V ekosystému pak zastávají významnou roli především jako opylovači. Často ale mají úzké ekologické vazby a to i na biotopy, které se z naší krajiny ztrácí.

Zalesňování neúrodných ploch, vodohospodářské úpravy krajiny, stavební úpravy i intenzifikace zemědělství spolu s masivním hnojením a nadužíváním pesticidů má negativní dopad na stavy žahadlových blanokřídlých v České republice. Zejména pak v posledním století, vlivem změny krajinného managementu, zarostlo i mnoho přirozených písčín a tyto biotopy se tak staly jedněmi z nejohroženějších ve střední Evropě (Riksen et al. 2006). Zároveň, spolu s nimi ubylo i druhů na tyto substráty vázaných (psamofilních druhů) (Farkač et al. 2005). Negativní dopad úbytku biotopů, byl pozorován i u celé řady úzce biotopově specializovaných žahadlových blanokřídlých. Z celkového počtu zhruba 1350-ti druhů je dle aktuálního atlasu žahadlových blanokřídlýchmna území České republiky 442 druhů kriticky ohrožených, nebo vyhynulých (Macek et al. 2010).

Navzdory tomu byl v posledních několika dekádách objeven vysoký ochranný potenciál postindustriálních stanovišť s jemným substrátem, na které se žahadloví blanokřídlí sekundárně přesouvají. Postindustriální stanoviště jsou místa v krajině s dlouhodobějším přímým antropogenním vlivem, často ovlivněné těžbou či naopak pokryté novými substráty vzniklými jako odpady z průmyslové činnosti. Tato stanoviště mají často vysoký ochranný potenciál pro psamofytické rostliny (Řehouňková et al. 2011) i pro psamofilní členovce (např.: Heneberg & Řezáč 2014; Tropek et al. 2015a; Heneberg et al. 2016), ale pravděpodobně největší význam mají pro ohrožené a psamofilní žahadlové blanokřídlé (Krauss et al. 2009; Heneberg 2012; Tropek et al. 2013; 2014; 2015).

Do této studie byly zahrnuty přirozené písčiny a postindustriální stanoviště, konkrétně pískovny a deponie popílku, jenž mají prokázaný ochranný potenciál pro žahadlové blanokřídlé (Tropek & Řehounek 2011; Heneberg et al. 2013; Tropek et al. 2013b; Řehounek et al. 2015; Řehouňková et al. 2016) a dále deponie písčiny a rudních kalů. Deponie s písčnými kaly nebyla studována z pohledu výskytu žahadlových blanokřídlých vůbec a deponie s rudními kaly, byla kromě mravenců studována pouze okrajově, faunisticky (Davidová - Vilímová 2004, Kovář 2004).

Jemnozrné postindustriální substráty zahrnuté do této studie, sdílí s přirozenými písčiny náchylnost k vysychání a mechanickou nestabilitu (Riksen et al. 2008), častá jsou zde i raná sukcesní stádia rostlinných společenstev. Druhy specializované na tyto substráty, jsou tak adaptovány na hojně disturbance a specifické mikroklimatické podmínky spojené s častým vyšším kolísáním teplot než v okolní krajně zarostlé vegetaci (Fanta & Siepel 2010; Tropek et al. 2013).

Navzdory podobným substrátovým charakteristikám těchto stanovišť, se zdá, že postindustriální stanoviště kolonizuje jen část z druhů okolní krajiny (Tropek et al. 2013; 2014; 2015; Heneberg et al. 2014) a zbylá část druhů zde nikdy nebyla nalezena. Toto je zajímavé, protože se domnívám, že mají často podobnou biologii jako druhy, které sekundárně postindustriální stanoviště kolonizují (Macek et al. 2010). Pouze podobná charakteristika substrátů tak pravděpodobně nestačí a za kolonizaci postindustriálních stanovišť žahadlovými blanokřídlymi jsou pravděpodobně zodpovědné také znaky, které nejsou na první pohled zjevné.

Hlavním cílem této práce bylo:

1/ Sestavit matici dostupných znaků charakterizujících jednotlivé druhy žahadlových systematicky nasbíraných na různých primárních i sekundárních stanovištích ve dvou oblastech České republiky.

2/ Zjistit, zda je relativní abundance jednotlivých druhů na stanovištích s různým typem substrátu (umělým vs. písky) ovlivněna hodnotami těchto znaků.

3/ Zjistit, zda je relativní abundance jednotlivých druhů na lokalitách antropogenního či přirozeného původu ovlivněna hodnotami těchto znaků.

Dílčí cíle jsou uvedeny v kapitole přehled literatury v rámci jednotlivých logických skupin.

2. Přehled literatury

2.1. Stanoviště s jemnozrnným substrátem

Psamofilní žahadloví blanokřídli jsou primárně vázání na přirozená písčítá stanoviště. V České republice se nacházejí především říční (fluviální) a váté (eolické) písky. Říční písky se vyskytují v oblastech říčních koryt a tvoří zde náplavy či terasy. Váté písky vznikají působením větru na horniny, čímž vznikají sprašové přesypy.

Přirozené písčiny se na našem území začaly hojně vyskytovat zhruba od pleistocénu. Původní rozloha vátých písků v severozápadní Evropě byla odhadnuta na původní 3–4 tisíce km² a pás těchto přirozených písčin se táhl skrz střední Evropu až k Uralu (Koster 2009). V časném stádiu sukcese byly v krajině udržovány zhruba až do 19. století (Exeler et al. 2009; Koster 2009). Spolu s postupnou změnou managementu krajiny (intenzifikací zemědělství, nadměrným hnojením, změnou pastevního systému aj.) a vlivem regulace toků však začaly zarůstat a z krajiny tak postupně mizet (Tscharntke et al. 2005; Riksen et al. 2006; Koster 2009; Stoate et al. 2009; Fanta & Siepel 2010). Momentálně se řadí k nejohroženějším biotopům střední Evropy (Riksen et al. 2006).

Charakteristickými znaky vátých písčin je velmi nízké množství organických a řady anorganických složek. Kvůli dlouhodobé erozi jsou zrna velmi jemná a bez ostrých hran (Fanta & Siepel 2010). Kolísají zde více teploty, vlhkost a živiny, než v okolní krajině (Riksen et al. 2006; 2008; Riksen & Goossens 2007; Hochkirch et al. 2008; Exeler et al. 2009; Andreotti et al. 2009; Fanta & Siepel 2010). Fluviální písky obecně sdílí podobné podmínky, ačkoliv charakteristické znaky více odráží jejich říční původ, velikost jejich zrn se liší a jsou více závislé na připlavených živinách. Pro udržení lokalit v nezarostlém stavu jsou klíčové disturbance substrátu. Těmi jsou zejména přirozené eolické a fluviální procesy (Riksen et al. 2008), ale v poslední době i antropogenně řízené managementy těchto ploch (např.: turistika, geocaching či řízené záchranné programy).

Prvním typem studovaných postindustriálních stanovišť, na která se žahadloví blanokřídli sekundárně přesouvají, jsou pískovny (Heneberg et al. 2013; Řehouňková et al. 2016). Pískovny jsou sekundárně ovlivněnými těžbou stavebních a sklářských písků a šterkopísků. Ovlivněno těžbou bylo v nedávné době 96 km² rozlohy České republiky (Starý

et al. 2014), což je oproti přirozeným písčinám několikanásobně větší plocha (Řehouňková et al. 2016).

Pískovny mají z hlediska ochranného potenciálu velký význam, zejména pro psamofilní druhy (Heneberg & Řezáč 2014; Řehouňková et al. 2016). Stejně jako písčiny, patří pískovny k lokalitám s nízkou kompaktností substrátu. Oproti písčinám se zde ale vyskytují spíše antropogenně podmíněné disturbance spojené s těžbou. Pískovny poskytují částečné útočiště psamofytům a ohroženým rostlinám (Řehouňková & Prach 2008; 2010; Řehouňková et al. 2011), ohroženým druhům pavoukovic (Heneberg & Řezáč 2014), vyskytují se zde i ohrožené druhy různých skupin hmyzu (Lenda et al. 2012; Heneberg et al. 2016). Na písčinách hnízdí velké množství ohrožených a psamofilních druhů žahadlových blanokřídlých (Heneberg 2012; Heneberg et al. 2013; Řehouňková et al. 2016).

Druhým typem studovaných postindustriálních stanovišť, na která se žahadloví blanokřídlí sekundárně přesouvají, jsou plochy s některými jemnozrnnými deponiemi (např.: Davidová - Vilímová 2004; Tropek et al. 2013; 2014; 2015b). V případě této práce byly do studie zahrnuty deponie popílku, jenž mají ochranný potenciál pro žahadlové blanokřídlé (Tropek & Řehounek 2011; Heneberg et al. 2013; Tropek et al. 2013; 2015a), deponie písčitých kalů, které z pohledu kolonizace žahadlovými blanokřídlými nebyly publikovány a deponie rudních kalů, které byly popsány v rámci studované skupiny pouze okrajově, z faunistického hlediska (Davidová - Vilímová 2004).

Deponie vznikají jako odpad průmyslové činnosti. Plochy deponií písčitých kalů tvoří nejjemnější balastní písek. Deponie popílku vznikají jako odpadní produkt uhelných elektráren a tepláren. Velikost minerálních částic zhruba 70–75 % substrátu je v průměru méně jak 10 μm (Haynes 2008). Deponie rudních kalů tvoří balastní složky po úpravě rud. Všechny tyto sekundární, nově vytvořené plochy s jemnozrnnými deponiemi, jsou zpočátku extrémně chudá na organické látky. Deponie jsou velmi syké a v raném stádiu primární sukcese, čímž se podobají přirozeným písčinám. Oproti písčinám se zde ale vyskytují spíše antropogenně podmíněné disturbance spojené s jejich ukládáním.

Výzkumy na deponiích písčitých kalů nebyly doposud provedeny či publikovány. Deponie rudních kalů jsou z pohledu ochranného potenciálu zajímavé, ale vzhledem k delšímu časovému odstupu od ukončení těžby rud v České republice a potenciálnímu ohrožení lidského zdraví byly z velké části časně zrekultivovány. Tudíž počet publikací, vztahující se k jejich ochrannému potenciálu není značný. Výjimku v České republice tvoří tři lokality, které byly ponechány spontánní sukcesi, mezi něž patří i deponie kalů

wolframové rudy, zahrnuté do této studie. Publikované studie těchto stanovišť se věnují autotrofním organismům (Houdová & Zákřavský, 2004; Nestupa et al. 2008) a dále vztahům rostlin s mravenci (Kovář et al. 2013). Ochranařský potenciál mají rudní odkaliště pro pavoukovce (Řezáč 2004; Tropek, nepublikováno). Dále zde byly nalezeny některé druhy hmyzu, zejména z řádu brouků (Coleoptera), polokřídých (Hemiptera), hlavně ploštice (Heteroptera), řád vážek (Odonata) a některé druhy z řádu blanokřídých (Hymenoptera) (Davidová - Vilímová 2004). Ačkoliv publikované výzkumy zaměřené na ochranařský potenciál skupiny žahadlových blanokřídých (bez mravenců) neexistují, vzhledem k těmto faunistickým záznamům se domnívám, že diverzita žahadlových blanokřídých by zde mohla být mnohem vyšší. Větší pozornosti se dostává lokalitám s deponiemi popílku. Provedené výzkumy na těchto stanovištích byly publikovány na řasách a lišejnicích (Ash et al. 1994; Kovar 2004; Neustupa et al. 2008). Vyskytují se zde ohrožené druhy hub (Tropek et al. 2015b) a stanoviště poskytují refugia i několika ohroženým druhům rostlin, které z běžné krajiny mizí (Kovář 2004). Velmi cennými z ochranařského potenciálu jsou ale pro některé skupiny bezobratlých. Na deponiích popílku se vyskytují některé ohrožené druhy pestřenek (Syrphidae), či psamofilní a ohrožené druhy křísků (Cicadellidae) a pavouků (Araneae) (Tropek & Řehounek 2014; Tropek et al. 2015b), avšak největší ochranařský potenciál z dosud studovaných skupin bezobratlých mají tyto lokality pro ohrožené a psamofilní druhy žahadlových blanokřídých (Tropek et al. 2013; 2014; 2015a; Heneberg et al. 2014).

Psamofilní druhy, které kolonizují tyto jemnozrné substráty, dokáží vydržet časté disturbance a značný stres. Přirozené písčiny i postindustriální stanoviště zahrnuté do této práce, sdílí společné klíčové vlastnosti, kvůli kterým někteří žahadloví blanokřídí tato stanoviště osidlují a dokáží se vyhnout vyhynutí vlivem úbytku přirozených písčin (Tropek et al. 2013; 2014). Pro psamofilní druhy je klíčová pravděpodobně jemnozrnnost a hojně disturbance, které spolu s nerovnoměrným rozvrstvením živin pomáhají stanoviště udržovat v časném stádiu sukcese (Riksen et al. 2006; 2008; Riksen & Goossens 2007; Hochkirch et al. 2008; Exeler et al. 2009; Andreotti et al. 2009; Fanta & Siepel 2010; Williams et al. 2010; Řehounek et al. 2016). Charakteristickým znakem vátých písčin je i vysoká fluktuace teplot a prosychavost substrátu (Fanta & Siepel 2010), tuto vlastnost můžeme očekávat i u ostatních studovaných postindustriálních substrátů, zejména díky absenci vegetačního krytu (Fanta & Siepel 2010). Pro osídlení biotopů žahadlovými blanokřídými je často důležité i oslunění substrátu a jeho teplota (Macek et al. 2010). Umělé substráty navíc díky své tmavé barvě akumulují i vydávají teplo rychleji

než písky (Synnefa et al. 2007). Limitujícím faktorem pro osídlení, alespoň pro některé žahadlové blanokřídlé, není naprosto odlišné chemické složení substrátu (Hulett et al. 1980; Tropek et al. 2013; 2014; 2015a; Heneberg et al. 2014).

2.2. Žahadloví blanokřídlí

Blanokřídlí - řád, do něhož patří skupina štíhloпасých (Apocrita) opatřených žihadlem, se řadí celosvětově mezi nejpočetnější řády hmyzu (Bogusch et al. 2007). V rámci České republiky a Slovenska se nachází okolo 7 500 druhů, s nimiž jsou třetí nejpočetnější skupinou, hned po broucích (Coleoptera) a dvoukřídlých (Diptera). Žahadlových blanokřídlých se v České republice vyskytuje okolo 1350 druhů (Bogusch et al. 2007) a skupina se dále dělí do tří nadčeledí. První jsou zlatěnky (Chrysidoidea), které zahrnují převážně malé druhy parazitoidů či hnízdních parazitů. Dále vosy (Vespoidea), které jsou velmi různorodou skupinou. Do této nadčeledi patří i mravenci (Formicidae), kteří byly ze studie vyloučeni kvůli odlišné biologii. Třetí nadčeledí jsou včely (Apoidea), které se ještě dále dělí na vývojově starší kutilky (Spheciformes) a od nich odvozené, vývojově mladší včely (Anthophila).

Druhy žahadlových blanokřídlých jsou často velmi úzce ekologicky vázány na určité biotopy (Macek et al. 2010). Vzhledem k tomu a také díky jejich velké schopnosti šíření jsou hojně využívány k bioindikaci prostředí (Kevan 1999; Exeler et al. 2008). Neodmyslitelnou roli zastávají v ekosystému jako opylovači. Na opylování se podílí nejen včely, ale v menší míře také kutilky, vosy a zlatěnky. Mnoho druhů také loví hmyz, mezi nimiž jsou škůdci či přenašeči chorob. I přes veškeré pozitivní vlivy je tato skupina zejména díky lidskému přispění hojně na ústupu (Potts et al. 2010). V České republice je z celkového množství 1238 studovaných druhů žahadlových blanokřídlých (bez mravenců) skoro jedna třetina vyhynulých či kriticky ohrožených vyhubením (Bogusch et al. 2007; Macek et al. 2010). Podle Straky (2005a; b; c) je z nadčeledi Vespoidea, bez mravenců, (311 druhů) 15 % druhů kriticky ohrožených a 11 % ohrožených vyhynutím, nadčeledi Chrysidoidea (171 druhů) je 17 % druhů kriticky ohrožených a 15 % ohrožených a z nadčeledi Apoidea (838 druhů) je 18 % druhů kriticky ohrožených a 15 % ohrožených. V ostatních zemích Evropy byla nadčeleď Apoidea zařazena do regionálních červených seznamů ohrožených druhů s kategorií kriticky ohrožený nebo ohrožený druh u 52 % druhů v Německu, 45 % ve Švýcarsku a 36 % druhů ve Velké Británii (Fellendorf et al. 2004).

Ačkoliv jsou druhy často velmi úzce specializované, je skupina žahadlových blanokřídlých relativně diverzifikovaná ve svých potravních, hnízdních a biotopových aj. nárocích i po stránce morfologické (Macek et al. 2010). Klíčovou roli ve vztahu k obývanému prostředí má u žahadlových blanokřídlých pravděpodobně v mnoha případech substrát, který dokáže přímo i nepřímo ovlivňovat složení společenstev svou nabídkou k hnízdění, dostupností potravy a dalšími parametry biotopu, potřebnými k přežití a rozmnožení druhu (Macek et al. 2010; Williams et al. 2010; Roulston & Goodell 2011; Heneberg 2012; Heneberg et al. 2014).

Žahadloví blanokřídlí hnízdí často v jemnozrnných substrátech. Ty se mnohdy liší kompaktností a spolu s tím se liší i druhy, které je osidlují (Cane 1991; Srba & Heneberg 2012; Heneberg 2012). Například některé vývojově pokročilejší kutilky (Crabronidae) preferují jemnozrnné písky, naopak mnoho druhů včel, například většina hedvábnic (Colletidae: Colletinae) vyhledávají často kompaktní substráty s přirozenými otvory, které si následně přetváří (Macek et al. 2010). Důležité jsou pro psamofilní žahadlové blanokřídlé také disturbance substrátu, které je udržují v časně fázi sukcese (Potts et al. 2005; Řehouňková et al. 2016). Ovšem disturbance musí být načasované do doby, kdy se v zemi nevyvíjí larvy (Bonte 2005).

Zbylé druhy žahadlových blanokřídlých hnízdí v nadzemní oblasti, často v rákosinách a dutých lodyhách rostlin, ve dřevě, někdy i v ulitách suchozemských plžů. Příležitosti k hnízdění v rákosinách mají žahadloví blanokřídlí jak na pískách, tak i na postindustriálních stanovištích (Řehouňková & Prach 2010; Heneberg et al. 2014), ovšem ve větší míře se na postindustriálních stanovištích začínají objevovat ve středním stádiu sukcese, tzn. 11–25 let po ukončení antropogenních disturbancí (Řehouňková & Prach 2010). Naopak hnízdních příležitostí v podobě prázdných ulit, přirozených otvorů a starých hnízd, které si žahadloví blanokřídlí přetváří či dřeva, ve kterém mohou hnízdit, měli v práci Potts et al. (2005) k dispozici i na časně sukcesních stádiích. Žahadloví blanokřídlí na stavbu svého hnízda často využívají také externí materiál, kterým mohou být části rostlin nebo i jemné bahno. Přítomnost tohoto materiálu, je pro druhy na stanovišti limitující (Potts et al. 2005).

Kromě nabídky stanoviště spojené s hnízdními strategiemi druhů, je pro osídlení nových lokalit klíčová i dostupnost potravních zdrojů. (Roulston & Goodell 2011; Srba & Heneberg 2012). Ovšem, mezi žahadlovými blanokřídlými existuje extrémní variabilita potravních strategií – trofická specializace na rostlinnou či živočišnou potravu i potravní specializace měnící se v průběhu životního cyklu. Například včely (Apiformes) jsou

v celém svém životním cyklu potravně specializované pouze na rostliny, z nichž získávají nektar, pyl nebo rostlinné oleje. Mnoho z nich je polylektických, ovšem například hedvábnicovití (Colletidae), pilorožkovití (Melitidae) či pískorypkovití (Andrenidae) jsou často oligolektické (Macek et al. 2010). V práci Williams et al. (2010) byly úzce specializované druhy včel (Apoidea) více ovlivněné antropogenními disturbancemi. Naproti tomu například kutilky (Spheciformes) se v larválním instaru živí živočišnou potravou, kdežto dospělci se živí nektarem, medovicí nebo příležitostně krvomízou svých hostitelů (Macek et al. 2010). Potravní specializace je u larev kutilek velmi variabilní, vyskytují se zde jak generalisté vázaní na nejrůznější živý i mrtvý hmyz, tak druhy specializované pouze na jeden druh kořisti, na níž je pak vždy vykladeno vajíčko (Macek et al. 2010). Pro lepší orientaci bude v této práci používán termín „parazitoidní larvy“. Živočišnou potravou se, stejně jako zmíněné kutilky, živí i vosy (Vespoidea). Jejich larvy jsou ovšem krmeny rozžvýkanou živočišnou potravou, někdy i s příměsí nektaru. Sami dospělci se pak živí nejčastěji rostlinnou potravou. Parazitoidé jsou ve srovnání s predátory více specializovaní (Tscharntke et al. 2002) a díky tomu jsou pravděpodobně více ovlivněni antropogenními fragmentacemi habitatů či zvýšením izolovanosti již osídlených ploch, než jejich hostitelé (Tscharntke et al. 1998).

Životní strategií, kterou druhy také zajišťují potravu pro larvy, je hnízdní parazitismus u ostatních druhů žahadlových blanokřídlých. Hnízdní parazité proniknou do hnízda a vykladou zde své vajíčko, které se pak vyvíjí na zásobách potravy hostitelského druhu. Rozšíření hnízdních parazitů tak záleží na rozšíření jejich hostitelů. Ovšem výčet všech hostitelů hnízdních parazitů není stále spolehlivě znám (Macek et al. 2010). Dle Exeler et al. (2009) diverzita a abundance některých hnízdních parazitů pozitivně koreluje s vlhkostí substrátu. Také je u několika druhů doloženo, že jsou negativně ovlivněni malou rozlohou habitatu (Krauss et al. 2009).

Další životní strategií žahadlových blanokřídlých je socialita. Ve vztahu k obývanému biotopu můžeme druhy rozčlenit na ty, které hnízdí soliterně, agregovaně, komunálně (jedinci s vlastními hnízdy sdílející společný vchod) či na eusociální druhy (s kastovním systémem, překryvem generací a kooperativní péčí o potomstvo), které hnízdí ve větších společenstvech (Macek et al. 2010). Ve studii Williams et al. (2010) negativně ovlivnily antropogenní disturbance více abundance sociálních druhů včel než soliterních druhů. Ve studii Krauss et al. (2009) byla zase menší rozlohou stanovišť negativně ovlivněna diverzita spíše soliterních druhů včel, než těch sociálních.

Důležitým parametrem, který charakterizuje vztah žahadlových blanokřídých a obývaného stanoviště, je délka těla. Ta totiž obecně u této skupiny, pozitivně koreluje se vzdáleností, jakou druhy dokáží uletět za potravou (Gathmann & Tschardt 2002). Za pomoci délky těla se dokáží žahadloví blanokřídí vyrovnávat s izolovaností stanoviště (Williams et al. 2010). Dle práce Artz & Waddington (2006) jsou větší druhy mobilnější.

2.3. Znak

Tento přístup patří k základním metodám popisu ekologie společenstev, používaným již desítky let. Princip metody spočívá v tom, že jsou jednotlivé druhy charakterizovány na základě jejich znaků, jimiž je pak vysvětlován vztah k vybrané environmentální proměnné nebo jinému fenoménu. V ideálním případě jsou takto charakterizovány všechny druhy v daném společenstvu nebo na jiné škále. Výhodou této metody je poskytnutí komplexních výsledků o celém společenstvu.

Na tomto principu byla definována některá „základní pravidla“ ekologie a zoologie, která jsou někdy dodnes akceptována. Mezi ně patří například Bergmannovo pravidlo (Bergmann 1847), které se věnuje vztahu zeměpisné šířky k objemu těla, Allenovo pravidlo (Allen 1877), které popisuje vztah tvaru těla endotermních živočichů a teploty, nebo Glogerovo pravidlo (Gloger 1833), které popisuje změnu pigmentace u blízce příbuzných druhů suchozemských endotermních živočichů vzhledem k teplotě a vlhkosti prostředí. Do popředí se tato metoda dostává zejména díky nově definovanému přístupu k tzv. funkční diverzitě, která zavádí do popisu společenstva termín tzv. funkčních znaků (Garnier & Lavorel 2002; McGill et al. 2006). Ačkoliv se obecný přístup do současné doby moc nezměnil, moderní statistické metody a teorie umožňují testovat větší množství znaků současně, včetně zahrnutí fylogenetické korekce a dalších potenciálních parametrů, které dřívější analýzy značně omezovaly.

Touto metodou již byla částečně srovnávána i společenstva na postindustriálních stanovištích. Krauss et al. (2009) srovnávali stáří a rozlohu vápencových lomů a jeho vlivu na abundance včel s určitými hodnotami znaků. Ačkoliv byly zjištěné patrnosti na obou typech substrátů relativně stejné, pro diverzitu včel na těchto lokalitách bylo mnohem důležitější stáří lokality (potažmo sukcesní stádium rostlin, umožňující hnízdní příležitosti v zemi), než rozloha. Horáčková et al. (2015) srovnávali charakteristické znaky semen rostlin a jejich schopnost šíření v pískovných a štěrkopískovných. Výsledky ukázaly, že charakteristika semen může ovlivňovat stupeň vegetační sukcese

na jednotlivých studovaných stanovištích. Ačkoliv tedy byly již nějaké studie srovnávající společenstva postindustriálních stanovišť publikovány, nejsem si vědoma žádných, které by srovnávaly znaky žahadlových blanokřídlych na jemnozrnných substrátech.

Společenstvo žahadlových blanokřídlych osidlující jemnozrnné substráty bylo v této práci popsáno znaky, které potenciálně souvisí s typem osidlovaného substrátu. Matice však byla doplněna i o další znaky, jejichž potenciální vztah k charakteru stanoviště není na první pohled zjevný. Znaky byly dále rozřazeny do logických kategorií, ve kterých byly definovány i dílčí cíle.

Dílčí cíle

- i) Otázka vztahu *biogeografického areálu* obývaného žahadlovými blanokřídlymi a stanovištěm, které osidlují, nebyla řešena. Přitom, pokud by postindustriální substráty hostily druhy, které mají u nás hlavní areál rozšíření, potvrdil by se jejich vysoký ochranný potenciál pro žahadlové blanokřídle. Naopak převaha druhů s širokým areálem, případně druhů, jež mají v České republice okraj širšího areálu, by ochranný potenciál umělých stanovišť spíše snižovala. Dílčím cílem v této kategorii tedy bylo stanovení vlivu biogeografických areálů druhů na osidlování postindustriálních stanovišť.
- ii) Protože *biotopové preference* druhů jsou pro kolonizaci nových stanovišť klíčové, chtěla jsem otestovat, jaké biotopové preference převažují u druhů hojnějších na postindustriálních stanovištích. Výsledek by mohl přinést poznatky, které by pomohly pochopit osidlování postindustriálních stanovišť žahadlovými blanokřídlymi a vysvětlit, proč se některé druhy žahadlových blanokřídlych na postindustriálních substrátech nevyskytují. Zároveň bude zřejmé, která stanoviště jsou z hlediska výskytu žahadlových blanokřídlych na sekundárních stanovištích klíčová, což je důležité pro jejich efektivní obnovu.
- iii) Vliv *fenologie* žahadlových blanokřídlych na kolonizaci nových stanovišť není znám. Diskutována je pouze letová perioda druhů ve vztahu k obývaným stanovištím, v jejichž blízkosti by se mohla objevit pole ošetřená pesticidy. Druhy, které mají letovou periodu v době aplikace, by jimi mohly být negativně ovlivněny (Kevan 1975). Dílčím cílem v této kategorii tedy bylo otestování signifikantních vlivů znaků z kategorie fenologie na typ obývaného stanoviště.

Znalost fenologických znaků ve vztahu k postindustriálním stanovištím by mohla pomoci efektivnímu načasování zásahů při případné obnově stanovišť.

iv) Ačkoliv je vztah **hnízdění strategie** žahadlových blanokřídlých a osidlování nových stanovišť pravděpodobně nejlépe zdokumentovanou kategorií znaků v této práci, není stále uspokojivě známé, zdali druhy, které se vyskytují na postindustriálních stanovištích, hnízdí spíše v jemnozrnných substrátech nebo spíše využívají nadzemních hnízd. Ačkoliv dle Tropka et al. (2015a) jsou deponie popílku pro žahadlové blanokřídlé i pouze pro psamofilní druhy z ochranného hlediska důležitější než obnažené substráty zeminy, na deponiích popílku se také vyskytuje ve studii Heneberg et al. (2014) prokazatelně více rákosinových ploch, kde mohou žahadloví blanokřídlí hnízdit, než na pískovnách. V této kategorii tedy bylo dílčím cílem stanovení proporcí druhů s různými typy hnízd na umělých substrátech. Znalost klíčových potřeb pro hnízdění žahadlových blanokřídlých na postindustriálních substrátech by mohla být důležitým vodítkem pro jejich efektivní obnovu.

v) **Potravní strategie** žahadlových blanokřídlých jsou jedny z nejdůležitějších strategií, které formují společenstvo na stanovištích. Potrava, kterou jsou žahadloví blanokřídlí specializovaní, na stanovišti či v doletové vzdálenosti od něj je limitujícím faktorem pro osídlení.

Ve studii Williams et al. (2010) na stanovištích s antropogenními disturbancemi vyskytovaly spíše druhy polylektické, než oligolektické. Tato skutečnost může souviset s dostupností potravy na stanovišti nebo blízko něj, což je klíčový parametr pro osídlení (Srba & Heneberg 2012). Dílčím cílem v této kategorii potravních strategií druhů s herbivorními larvami bylo stanovení významného vlivu potravních specializací larev a dospělců umělých substrátů na osidlování lokalit antropogenního původu.

Druhy žahadlových blanokřídlých, živící se v larválním instaru jako parazitoidé, jsou více ovlivněny antropogenními fragmentacemi habitatů či zvýšením izolovanosti již osídlených ploch, než jejich hostitelé (Tscharrntke et al. 1998; Tscharrntke et al. 2002). Dílčím cílem v této kategorii potravních

strategií druhů s parazitoidními larvami bylo stanovení signifikantního vlivu znaků na stanoviště, která kolonizují.

- vi) Vliv *morfologie* žahadlových blanokřídlých na kolonizování nově vytvořených stanovišť by mohl souviset s délkou těla a křídel. Obecně, u většiny druhů žahadlových blanokřídlých délka těla pozitivně koreluje s vyhledáváním nových potravních příležitostí a mobilitou (Tscharntke et al. 1998; Gathmann & Tscharntke 2002; Artz & Waddington 2006). Pozitivní vliv délky křídel na vzdálenost, kterou druhy uletí při vyhledávání nových potravních příležitostí, je prokázána u čtyř druhů čmeláků (Westphal et al. 2006). Dílčím cílem v této kategorii bylo stanovení vlivu velikosti těla a křídel na typ obývaného substrátu či původ lokality.

- vii) Vztah *životních strategií* žahadlových blanokřídlých a osidlování postindustriálních stanovišť by mohl být definován trofickou specializací druhů. Těžké kovy na stanovištích s umělým substrátem by mohly být klíčovým parametrem rozhodujícím o kolonizaci. V popílku i v odkališti kalů wolframové rudy se prokazatelně těžké kovy nacházejí (Kovar 2004; Sajwan et al. 2006) a některé rostliny a členovci, určité těžké kovy akumulují (Tuna & Bürün 2002; Porrini et al. 2003; Azam et al. 2015). Není však spolehlivě dořešeno, jak na tuto potravu s těžkými kovy žahadloví blanokřídlí dlouhodobě reagují. Dílčím cílem v této kategorii bylo stanovení signifikantního vlivu trofické strategie na osidlování umělých substrátů.

3. Materiál a metody

3.1. Studované lokality

Žahadloví blanokřídlí byli sbíráni ve dvou oblastech České republiky, ve východočeském Polabí v roce 2012 a v Jihočeském kraji v roce 2013. Přičemž oblasti byly cíleně vybrány kvůli rozdílnému podnebí. Podnebí v Polabí je teplejší a sušší, kdežto v jižních Čechách je chladnější a vlhčí. Obě oblasti jsou charakteristické svým relativně hojným výskytem písků a štěrkopísků (Culek 1996). Zároveň se zde vyskytují větší chemičky, továrny a tepelné elektrárny a jejich činností vzniklá složiště odpadních produktů, včetně popílku.

Podloží Polabské oblasti formovalo zejména široké údolí řeky Labe, které zde vytvořilo nivy a říční terasy, ale vyskytovaly se zde často i sprašové přesypy, které ovšem již z velké části zarostly (Culek et al. 2013). Do současnosti se v celém regionu zachovalo pouze šest ploch vátých písků větších než 50 m² (Tropek et al. 2013). Východočeské Polabí se rozkládá v relativně malé nadmořské výšce okolo 300 m. n. m. a se svým podnebím patří s průměrnými ročními teplotami 8,8 °C k nejteplejší oblasti České republiky (Culek et al. 2013). Díky rozvinutému průmyslu se v této oblasti vyskytuje relativně mnoho umělých substrátů (Tropek et al. 2013; 2015a; 2015b). Studované lokality ve východočeském Polabí byly vybrány mezi Nymburkem a Kostelcem nad Orlicí, nejvzdáleněji položené lokality leží zhruba 90 kilometrů od sebe (viz příloha 1.1.). Dohromady bylo v této oblasti studováno devět lokalit, z toho pět pískoven, jedna přírodní písčina, jedna deponie rudních kalů a dvě deponie popílku (viz tabulka 1). Studované lokality ve východočeském Polabí byly relativně velké, proto byly na každou lokalitu umístěny čtyři výzkumné transekty.

V Jihočeském kraji probíhal sběr v Českobudějovické a Třeboňské pánvi. V Českobudějovické pánvi se přirozené písčiny vyskytují spíše spoře, ale díky rozvinutějšímu průmyslu, jsou zde dvě, pro studii vhodná, popílkoviště. Podloží blízké Třeboňské pánve je tvořeno převážně nezpevněnými sedimenty jílu, písků a štěrkopísků, lokálně se vyskytují i sprašové sedimenty (Culek et al. 2013). Celkově se v Jihočeském kraji vyskytují již pouze dvě váté písčiny s relativně většími plochami holého substrátu. Třeboňská i Českobudějovická pánev jsou chladnější, než východočeské Polabí. Průměrné roční teploty se pohybují okolo 7 °C a nadmořská výška okolo 450 m. n. m. Studované lokality v Jihočeském kraji byly zvoleny mezi Týnem nad Vltavou, Halámkami a Stráží nad Nežárkou (viz příloha 1.2.). Nejdále položené lokality jsou vzdálené zhruba 60 kilometrů. Dohromady bylo v této oblasti studováno dvanáct lokalit (viz tabulka 1), z toho

sedm pískoven, dvě přirozené písčiny, jedna s deponiemi pískových kalů a dvě deponie popílku. Studované lokality v Jihočeském kraji byly oproti polabským lokalitám průměrně menší, a proto byly na každé lokalitě umístěny pouze dva transekty.

Sběru materiálu jsem se neúčastnila, data mi byla poskytnuta školitelem.

3.2. Sběr materiálu

Na každé lokalitě byl materiál sbírán na standardizovaných transektech. Ve východočeském Polabí byly na každé lokalitě vyhraničeny čtyři transekty, v Jihočeském kraji dva transekty. Transekty byly umístěny cíleně tak, aby byl substrát v místě holý či pokrytý pouze řídkou vegetací. Před každou instalací pastí byl transekt osmýkán standardní smýkací sítí. Chycení členovci byli uloženi do lihu. Střed každého transektu (5 × 1 m) byl tvořen řadou pěti plastových žlutých misek (8 cm vysokých, 12 cm v průměru) naplněných přibližně 350 ml roztokem vody nasyceného kuchyňskou solí a pár kapkami detergentu (Jar) pro snížení povrchového napětí roztoku. Zhruba půl metru od řady misek byla zároveň umístěna řada pěti zemních pastí tvořených plastovými kelímky (20 cm vysokých, 10 cm v průměru) naplněných přibližně 400 ml 50% roztoku vody a propylenglykolu. Oba typy pastí byly při každém sběru exponovány po dobu čtyř celých dnů. Transekty byly denně kontrolovány, fixační roztoky byly doplňovány či měněny dle potřeby a chycený materiál byl průběžně sbírán a ukládán do lihu. Sběr materiálu proběhl v každé z oblastí pětkrát, v období od dubna do konce září, se zhruba čtyřtydenními rozestupy. Pasti byly exponovány za příznivého počasí (dle předpovědi nejméně polojasno, bez silných dešťů), kdy většina druhů žahadlových blanokřídlých aktivuje.

Sebrané druhy žahadlových blanokřídlých byly determinovány konzultantem a uloženy do sbírek Národního muzea v Praze.

Z datasetu byli vyloučeni mravenci (Hymenoptera: Formicidae), kteří mají jinou biologii a využívání stanovišť než zbylí žahadloví blanokřídlí. Dále byla vyloučena včela medonosná (*Apis mellifera*; Hymenoptera: Apidae), jejíž lokální výskyt není závislý na studovaných znacích a na žádné z lokalit s vysokou pravděpodobností nehnízdí.

Tabulka 1: Studované lokality

Název lokality	Oblast ČR	Typ substrátu	Typ lokality	Souřadnice lokality	Nadmořská výška [m. n m.]	Rozloha otevřených stanovišť [ha]
Heřmanův Městec	Polabí	Písky	Pískovna	49°56'11"N, 15°39'14"E	330	1,1
Praskačka	Polabí	Písky	Pískovna	50°10'38"N, 15°44'57"E	240	3,8
Semín	Polabí	Písky	Pískovna	50°3'34"N, 15°31'5"E	220	0,9
Světlá	Polabí	Písky	Pískovna	50°7'17"N, 16°5'53"E	290	8,4
PP Vesecký kopec	Polabí	Písky	Pískovna	50°2'43"N, 15°51'13"E	230	0,5
PP Písečný přesyp u Píst	Polabí	Písky	Písčina	50° 9'42"N, 14°59'55"E	190	0,3
Chvaletice, deponie kalů wolframové rudy	Polabí	Umělý	Deponie	50°2'31"N, 15°26'33"E	210	2,8
Chvaletice, deponie popílků	Polabí	Umělý	Deponie	50°1'44"N, 15°25'58"E	225	5
Rosice	Polabí	Umělý	Deponie	50°2'30"N, 15°43'1"E	220	8,8
Bor	Jižní Čechy	Písky	Pískovna	48°53'24"N, 14°48'31"E	480	0,5
Cep 1	Jižní Čechy	Písky	Pískovna	48°54'53"N, 14°52'58"E	440	7,5
Dračice	Jižní Čechy	Písky	Pískovna	48°53'36"N, 14°56'6"E	460	1,5
Halámky, pískovna	Jižní Čechy	Písky	Pískovna	48°49'28"N, 14°57'23"E	470	28,7
Kolný	Jižní Čechy	Písky	Pískovna	49°4'3"N, 14°34'4"E	530	1,5
Plavsko	Jižní Čechy	Písky	Pískovna	49°4'10"N, 14°53'4"E	440	0,8
Těšínov	Jižní Čechy	Písky	Pískovna	49°12'13"N, 14°17'43"E	490	0,4
Slepičí vršek	Jižní Čechy	Písky	Písčina	49° 4'12"N, 14°45'44"E	420	0,25
Vlkov	Jižní Čechy	Písky	Písčina	49° 9'34"N, 14°42'52"E	410	0,2
Halámky, deponie písčitých kalů	Jižní Čechy	Písky	Deponie	48°49'28"N, 14°57'23"E	470	0,1
Staré Hodějovice	Jižní Čechy	Umělý	Deponie	48°57'10"N, 14°30'50"E	430	0,25
Triangl	Jižní Čechy	Umělý	Deponie	49°5'34"N, 14°21'43"E	410	0,8

3.3. Sestavení matice znaků

Všechny zjištěné druhy žahadlových blanokřídlých byly charakterizovány 79-ti znaky rozřazenými do šesti základních kategorií (viz tab. 2, 3).

Hodnoty pro studované znaky byly čerpány ze základních literárních zdrojů: Balthasar (1954), May (1959), Kocourek (1966), Pulawski (1971), Wolf (1971), Tyrner (1980), Westrich (1989), Bitsch & Leclercq (1994), Linsenmaier (1997), Blösch (2000), Bitsch et al. (2007), Bitsch (2010), Wisniowski (2009), Macek et al. (2010), <http://www.bwars.com>, <http://www.discoverlife.org>, <http://www.faunaeuropea.org>, <http://www.chrysis.net>. Ani s použitím veškeré dostupné literatury, sbírek a znalostí konzultanta ovšem nebylo možné spolehlivě doplnit veškeré hodnoty pro všechny studované znaky. Z kategorie *Fenologie* a *Potravní strategie* byly vyloučeny druhy, pro které nebyly v literatuře nalezeny konkrétní hodnoty znaků. Počet druhů, který nebyl do analýzy zahrnut z výše uvedených důvodů, nepřesahoval v rámci dané kategorie 15 %, viz tabulka 2 a 3.

i) Biogeografický areál

U všech druhů byl definován *biogeografický areál* výskytu. Jednotlivé areály jsou uvedeny v tabulce 2. Kategorizace areálů byla převzata z knihy Macek et al. (2010). Každý druh nabývá právě jedné hodnoty v celé této kategorii. Dataset je bez chybějících hodnot a obsahuje všech 351 druhů.

ii) Biotopové preference

U všech druhů byla dále definována preference k obývaným stanovištím. Kategorizace byla inspirována knihou Beneš & Konvička (2002). Příslušná preference byla určena za pomoci konzultanta a doplněna zejména dle knihy Macek et al. (2010). Dále byla popsána ekologická valence druhů *počtem obývaných biotopů*. Jednotlivé biotopy a znaky biotopové preference jsou podrobněji popsány v tabulce 2. Dataset je bez chybějících hodnot a obsahuje všech 351 druhů.

iii) Fenologie

U všech druhů byla definována *letová perioda*. Data o těchto znacích byla získána pouze z literatury vázané k České republice (zejm. Kocourek 1966; Wolf 1971; Macek et al. 2010) a z databází konzultanta. Dále byla u jednotlivých druhů definována *přezimující stádia samic a počty generací za rok*. Podrobněji jsou fenologické znaky uvedeny v tabulce 2. Pro 37 druhů nebyl ve zdrojích *počet generací za rok* uveden, tudíž byly druhy vyloučeny z datasetu. Dataset obsahuje 314 druhů.

iv) Hnízdní strategie

U druhů, které si vytváří hnízdo, byly definovány znaky: *délka hnízda*, typ materiálu, ve kterém hnízdí, *počty typů obývaných hnízd*. Dále bylo zaznamenáno, zdali si *přináší externí materiál na stavu hnízda* a má *předpřipravené hnízdo*. Podrobněji jsou znaky uvedeny v tab. 2.

I po doplnění veškerých hodnot znaků z dostupných zdrojů, jich v této kategorii stále relativně hodně chybělo. Vzhledem k tomu, že považuji hnízdní strategie za velmi významnou kategorii s potenciálně silným vztahem k obývanému substrátu, doplnila jsem chybějící hodnoty lineárními modely v prostředí R (R Core Team 2015). Nejprve byly vypočteny signifikance korelací jednotlivých znaků za pomoci funkce „*cor.test*“. Na jejich základě bylo vybráno 8–10 znaků, které průkazně korelovaly se zjišťovaným znakem (korelace a jejich signifikance jsou uvedeny v příloze 4.2.). Následně byl vytvořen GLM model s dopočítávaným znakem jako vysvětlovanou proměnnou a průkazně korelujícími znaky jako vysvětlujícími proměnnými. Tento model byl postupně zjednodušován a pomocí Akaičova informačního kritéria (AIC) byl vybrán nejlepší model, na jehož základě byly spočteny hodnoty vysvětlované proměnné. V případě, že měl znak binomické nebo semikontinuální rozložení, byla hodnota zaokrouhlena. Znaky, kde byly hodnoty dopočítány, nebyly použity k predikci jiných znaků. Výhodou použití dopočítaných hodnot je fakt, že nemuselo být vypuštěno velké množství zaznamenaných hodnot. Nevýhodou je, že dopočty jsou pouze odhady, které v mnoha případech nemusí být přesné. Právě pro tuto skutečnost byly zvoleny pro analýzu oba dva přístupy.

Celkem bylo za pomoci lineární predikce doplněno 133 hodnot znaků u 63 druhů. Nejvíce dopočítaných hodnot obsahoval znak *minimální* (52 hodnot) a *maximální* (52 hodnot) *délka hnízda*. Dále bylo doplněno pět hodnot u znaku *příprava hnízda* a třináct hodnot u znaku *přinášení externího materiálu na stavbu hnízda*. Celkově do *Hnízdní*

strategie (datasetu s dopočítanými hodnotami) tedy nebylo zahrnuto pouze 89 druhů, které si nevytváří hnízdo a dataset tedy obsahuje 262 druhů. Pro porovnání byly analyzovány i *Hnízdní strategie (datasetu bez dopočítaných hodnot)*, dataset v tomto případě obsahuje 199 druhů.

v) **Potravní strategie**

U všech druhů byly definovány také *potravní strategie*. Jednotlivé znaky v této kategorii popisují *transport potravy do hnízda*, *strategie zásobení hnízda* a *potravní specializace larev a dospělců*. Tato kategorie byla dále rozdělena na základě typu potravy donášené larvám do hnízda (rostlinná, živočišná a živočišná rozžvýkaná).

Z podkategorie *Potravních strategií druhů s herbivorními larvami* (170 druhů) byly odstraněny 4 druhy, pro jejichž znaky nebyly nalezeny ve zdrojích hodnoty. Dále bylo odstraněno 38 druhů, které jsou hnízdními parazity. Celkem dataset obsahuje 128 druhů.

Z podkategorie *Potravních strategií druhů s parazitodními larvami* (170 druhů) bylo odstraněno 15 druhů, pro jejichž znaky nebyly nalezeny ve zdrojích hodnoty. Dále bylo odstraněno 42 druhů, které jsou hnízdními parazity. Celkem dataset obsahuje 113 druhů.

Podkategorie *Potravních strategií druhů s rozžvýkanou živočišnou potravou živících se larev* nebyla analyzována z důvodu malého množství zastoupených druhů (11). Podrobněji jsou jednotlivé znaky uvedeny v tab. 3.

vi) **Morfologie**

U všech druhů byly také popsány *morfologické znaky*, týkající se *barevnosti těla*, *míry ochlupení těla* a *délky těla* a *délky křídel*. Jednotlivé znaky jsou podrobněji popsány v tabulce 3. Dataset je bez chybějících hodnot a obsahuje všech 351 druhů.

vii) **Životní strategie**

Jednotlivé druhy byly také popsány znaky řazenými do kategorie *životních strategií*. Tato kategorie zahrnovala stupeň sociality druhu, hnízdní parazitismus a *potravní specializaci larev*. Znaky jsou podrobněji popsány v tabulce 3. Dataset obsahuje 340 druhů, odstraněny byly druhy, jenž krmí larvy rozžvýkanou živočišnou potravou.

Tabulka 2: Analyzované znaky žahadlových blanokřídlých

Kategorie	Znak	Popis, typ proměnné
Biogeografický areál	<i>Atlantomediteránní</i>	Rozšíření druhů dle Macek et al. (2010) (F)
	<i>Eurosibiřský</i>	
	<i>Evropský</i>	
	<i>Holoarktický</i>	
	<i>Mediteránní</i>	
	<i>Palearktický</i>	
	<i>Pontomediteránní</i>	
	<i>Západopalearktický</i>	
Znaky této kategorie bylo popsáno 351 druhů .		
Biotopové preference	<i>Mezofil I</i>	Druhy žijící na otevřených mezických biotopech, především na jemnozrnných substrátech či loukách (B)
	<i>Mezofil II</i>	Druhy, žijící na rozhraní otevřených a lesních biotopů, lesních luk, pasek, v křovinných lemech (B)
	<i>Mezofil III</i>	Druhy žijící v mezických lesních biotopech (B)
	<i>Xerotermofil I</i>	Druhy žijící na otevřených xerotermních biotopech (stepní travníky, skalní stepi, xerofilní louky)(B)
	<i>Xerotermofil II</i>	Druhy žijící na výhřevných křovinatých stepích a lesostepích (B)
	<i>Xerotermofil III</i>	Druhy žijící v xerofilních (borových) lesích na písčitém podkladu, xerofilních doubravách (B)
	<i>Hygrofil I</i>	Druhy žijící na otevřených podmáčených biotopech (podmáčené louky, slatiniště, rákosiny) (B)
	<i>Hygrofil II</i>	Druhy žijící v podmáčených lesích (podmáčené smrčiny, vrbotopové luhy, olšiny) (B)
	<i>Hygotermofil</i>	Druhy žijící na výhřevných mokřadních biotopech (B)
	<i>Počet obývaných biotopů</i>	Počet preferovaných biotopů, definováno na základě počtu předcházejících kategorií (1-9) (SK)
Znaky této kategorie bylo popsáno 351 druhů .		
Fenologie	<i>Začátek letové periody samce/samice</i>	Začátek první letové periody v roce, stanovený pro samce a samice zvlášť, s přesností na čtvrtiny měsíce (SK)
	<i>Konec letové periody samce/samice</i>	Konec poslední letové periody v roce, stanovený pro samce a samice zvlášť, s přesností na čtvrtiny měsíce (SK)
	<i>Délka letové periody samce/samice</i>	Délka letové periody s přesností na čtvrtiny měsíce, stanovený pro samce a samice zvlášť (SK)
	<i>Přezimující stádium samice</i>	Stádium, ve kterém samice daného druhu přezimuje. Definováno jako dospělé či nedospělé stádium (B)
	<i>Počet generací za rok</i>	Maximální počet generací za rok (mono-, bi-, polyvoltinní) (SK)
Znaky této kategorie bylo popsáno 314 druhů .		
Hnízdní strategie	<i>Vlastní hnízdo</i>	Druhy, které si staví či jinak přetváří hnízdo (B)
	<i>Předpřipravenost hnízda</i>	Druhy, které mají hnízdo připravené předtím, než začnou obstarávat potravu (B)
	<i>Přinášení externího materiálu na stavbu hnízda</i>	Druhy, které přinášejí externího materiálu na stavbu hnízda (B)
	<i>Minimální délka zemního hnízda</i>	Nejmenší/ Průměrná/Největší známá hloubka zemního hnízda [cm] (K)
	<i>Maximální délka zemního hnízda</i>	
	<i>Průměrná délka zemního hnízda</i>	
	<i>Hnízdo v ulitách plžů</i>	(B)
	<i>Hnízdo v pláštích</i>	(B)
	<i>Hnízdo v lepených komůrkách</i>	(znak vyloučen kvůli nízkému počtu opakování) (B)
	<i>Hnízdo v jemnozrnném substrátu</i>	(B)
	<i>Hnízdo v rákosinách</i>	(B)
	<i>Hnízdo ve dřevě</i>	(B)
	<i>Hnízdo v přirozených dutinách</i>	přirozené dutiny: otvory ve skalách aj. (B)
<i>Počet typů obývaných hnízd</i>	Počet typů obývaných hnízd (1-6) (SK)	
Znaky této kategorie bylo popsáno 199 druhů z datasetu s nedopočítanými hodnotami a 262 druhů z datasetu s dopočítanými hodnotami.		

Legenda: Typ proměnné v základním rozložení dat je definován znaky: F = faktoriální, B = binomické, K = kontinuální, sK = semikontinuální

Tabulka 3: Analyzované znaky žahadlových blanokřídlých

Potravní strategie druhů s parazitoidními larvami	<i>Potravní specializace dospělců</i>	generalista/ specialista na 1 čeleď (F)
	<i>Potravní specializace parazitoidních larev</i>	generalista/ specialista na 1 čeleď (F)
	<i>Způsob zásobení hnízda živočišnou potravou</i>	postupně/ hromadně (F)
	<i>Transport živočišné potravy kusadly</i>	(B)
	<i>Transport živočišné potravy nohama</i>	(B)
	<i>Transport živočišné potravy na žihadle</i>	(B) (znak je plně fylogeneticky korelovaný, vyskytoval se pouze u 1 rodu v této studii a tudíž byl vyloučen)
	Znaky této kategorie bylo popsáno 113 druhů .	
Potravní strategie druhů s herbivorními larvami	<i>Potravní specializace dospělců</i>	generalista/ specialista na 1 čeleď (F)
	<i>Potravní specializace herbivorních larev</i>	generalista/ specialista na 1 čeleď (F)
	<i>Zásobení hnízda rostlinnou potravou</i>	Druhy zásobují hnízdo rostlinnou potravou postupně či hromadně (F)
	<i>Transport rostlinné potravy nohama</i>	(B)
	<i>Transport rostlinné potravy na těle</i>	(B)
	<i>Transport rostlinné potravy ve volátku</i>	(B)
Znaky této kategorie bylo popsáno 128 druhů .		
Morfologie	<i>Míra ochlupení těla samice/ samce</i>	Míra ochlupení těla, stanoveno pro samce a samice zvlášť, definováno po kategoriích (1= 1-10%, 2= 11-40%, 3= 41-100%) (SK)
	<i>Zelená barva na těle samice/ samce</i>	Druhy, které mají na těle alespoň 10% zelené barvy, stanoveno pro samce a samice zvlášť (B)
	<i>Modrá barva na těle samice/ samce</i>	Druhy, které mají na těle alespoň 10% modré barvy, stanoveno pro samce a samice zvlášť (B)
	<i>Černá barva na těle samice/ samce</i>	Druhy, které mají na těle alespoň 10% černé barvy, stanoveno pro samce a samice zvlášť (B)
	<i>Světlá barva na těle samice/ samce</i>	Druhy, které mají na těle alespoň 10% bílé či světle žluté barvy, stanoveno pro samce a samice zvlášť (B)
	<i>Hnědá barva na těle samice/ samce</i>	Druhy, které mají na těle alespoň 10% hnědé barvy, stanoveno pro samce a samice zvlášť (B)
	<i>Červená barvy na těle samice/ samce</i>	Druhy, které mají na těle alespoň 10% červené barvy, stanoveno pro samce a samice zvlášť (B)
	<i>Barevnost těla samice/ samce</i>	Počet barev, které mají druhy na těle, definováno předcházejícími kategoriemi, stanoveno pro samce a samice zvlášť (1 – 6 barev) (SK)
	<i>Minimální délka těla</i>	Minimální a maximální délka těla, průměrná délka těla vypočtena z minimální a maximální délky těla, stanoveno pro samce i samice dohromady [mm] (K)
	<i>Maximální délka těla</i>	
	<i>Průměrná délka těla</i>	
	<i>Minimální délka křídel</i>	Minimální a maximální délka křídel vypočtena z poměrů velikosti těla a křídel na fotkách v knize Macek et al. (2010) nebo ze sbírek a extrapolována na skutečnou velikost. Průměrná délka vypočtena z minimální a maximální délky křídel. Stanoveno pro samce i samice dohromady [mm], (K)
	<i>Maximální délka křídel</i>	
	<i>Průměrná délka křídel</i>	
Znaky této kategorie bylo popsáno 351 druhů .		
Životní strategie	<i>Stupeň sociality</i>	Nejvyšší dosažený stupeň sociality druhu (1= soliterní, 2= agregovaný, 3= komunální, 4= eusociální) (SK)
	<i>Hnízdní parazit</i>	Druhy, které jsou hnízdními parazity nebo si vytváří vlastní hnízdo (B)
	<i>Trofická specializace larev</i>	Druhy, jejichž larvy jsou specializované na rostlinnou či živočišnou potravu (B)
Znaky této kategorie bylo popsáno 340 druhů .		

Legenda: Typ proměnné v základním rozložení dat je definován znaky: F = faktoriální, B = binomické, K = kontinuální, SK = semikontinuální

3.4. Statistické analýzy

Vztah hodnot znaků k typu substrátu (písek vs. umělý substrát) byl analyzován metodou Generalized Estimating Equations (GEE, Liang & Zeger 1986) v prostředí R (R Core Team 2015).

Vztah hodnot znaků k typu lokality (píščina vs. pískovna vs. deponie) byl analyzován pomocí metody analýzy hlavních koordinát (PCoA, Principal Coordinates Analysis, syn. Torgersonovo škálování, Torgerson – Gowerovo škálování, (Gower 1966)) ve statistickém programu Canoco 5 (Ter Braak & Šmilauer 2013).

Vztah hodnot znaků k oběma typům stanovišť byl testován po kategoriích uvedených v tabulce 2 a 3. V obou analýzách byly zohledněny i fylogenetické vztahy mezi jednotlivými druhy. Kladogram, z něhož byla vytvořena fylogenetická distanční matice, byl sestaven na základě prací Bogusch et al. (2007), pro včely (Apoidea) byla upravena na základě práce Hedtke et al. (2013). Kladogram byl rekonstruován pouze s druhy, které byly sebrány v rámci této práce, šlo tedy pouze o zjednodušení fylogeneze a zobrazení příbuzenských vztahů druhů v rámci této práce. K zobrazení a kontrole byl použit program FigTree (<http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree>), který graficky zobrazuje kladogram napsaný v textovém editoru, viz příloha 2.

Fylogenetické distance byly definovány jako počty nodů mezi jednotlivými taxony, v prostředí R byla pro odstranění nadbytečných nodů použita funkce „collapse.singles“ z balíčku APE (Paradis et al. 2004).

3.4.1. Korelační matice

Pro stanovení Pearsonovo korelačních koeficientů všech znaků v matici a jejich průkazností, byl použit v prostředí R (R Core Team 2015) package „Hmisc“ s funkcí „rcorr“.

3.4.2. Typ substrátu

Znaky byly analyzovány v binomickém, semikontinuálním či kontinuálním rozložení a znaky s faktoriálním rozložením byly převedené na binomické (Paradis & Claude 2002).

Případná logaritmická transformace dat byla provedena s ohledem na rozložení dat (zobrazené na histogramu), viz tab. 5 a příloha 3.1.

Pomocí funkce „`compar.gee`“ z balíčku APE (Paradis et al. 2004) byl sestaven model s funkcí „`logit`“. Byl vytvořen základní model, jehož vysvětlovanou proměnnou byly průměrné abundance druhů na transektu umělého substrátu a písku a vysvětlující proměnnou byly hodnoty jednotlivých znaků. Do modelu byla také použita fylogenetická korekce za použití package „`phytools`“ (Revell 2016). Po stanovení signifikance ($p < 0,05$) základních modelů (hodnoty uvedené v tabulce v příloze 3.1), byl vytvořen finální model. Do něj byly vybrány znaky forward selekcí na základě signifikance v základních modelech tak, že byly postupně přidávány nejsignifikantnější znaky z dané kategorie. Po každém přidání znaku byl model testován s průměrnými abundancemi druhů na transektu umělého substrátu a písku. Finální model obsahoval nejvyšší možný počet signifikantních znaků z dané kategorie uvedené v tabulce 2 a 3. Finální model každé z kategorií je uveden v tabulce 5.

3.4.3. Typ lokalit

Analýza vztahu hodnot znaků a typů lokalit byla provedena na základě práce Šlancarová et al. (2016).

V prvním kroku byla spočítána omezená ordinace (RDA), která analyzuje vztah jednotlivých druhů žahadlových blanokřídlých k jednotlivým typům lokalit. Vysvětlovanou proměnnou byly v tomto případě logaritmicky transformované ($\log+1$) abundance žahadlových blanokřídlých na jednotlivých lokalitách. Vysvětlující proměnnou byl typ lokality, kovariátou byly oblasti ČR nastavené jako bloky. Analýza byla testována Monte Carlo permutačním testem s 999 permutacemi. Na grafu z výsledku prvního kroku bylo patrné, v jakém pořadí jsou umístěné jednotlivé typy lokalit vzhledem k první ose. V druhém kroku byla analyzována fylogenetická distanční matice PCoA analýzou a výsledkem byly PCO skóre jednotlivých druhů. Ve třetím kroku byl analyzován RDA analýzou vztah výsledku prvního kroku (vztah jednotlivých druhů žahadlových blanokřídlých k jednotlivým typům lokalit) a znaky žahadlových blanokřídlých ve faktoriálním, binomickém nebo kontinuálním rozložení dat. Jako kovariáty byly použity fylogenetické vztahy definované v druhém kroku. Analýza byla opět testována Monte Carlo permutačním testem s 999 permutacemi. Pomocí stepwise selekce byla poté, na základě míry přispění

k vysvětlení zbývající variability modelu, vybrána průkazná PCO skóre druhů ($p < 0,05$), která nejlépe odpovídala rozložení hodnot v daných znacích. Do finálního modelu celé analýzy byly vybrány pouze průkazně odpovídající znaky ($p < 0,05$).

4. Výsledky

Ve východočeském Polabí bylo sebráno 7755 jedinců patřících k 310-ti druhům a v Jihočeském kraji bylo sebráno 2843 jedinců patřících k 209-ti druhům žahadlových blanokřídlých. V obou studovaných oblastech České republiky bylo celkem sebráno 10 598 jedinců patřících k 351 druhům. Diverzita a abundance druhů na jednotlivých lokalitách jsou rozepsány v tabulce 4.

Tabulka 4: Celkový počet jedinců a druhů nalezený na jednotlivých lokalitách, pro více informací o sběru viz Metodika, kap.: 3.2. Sběr materiálu

Lokalita	Heřmanův Městec	Praskačka	Semín	Světlá	PP Vesecký kopec	PP Písty písečný přesyp	Chvaletice deponie rud. kalů	Chvaletice deponie popílků	Rosice
Počet jedinců	655	690	1373	569	631	471	618	1706	1042
Počet druhů	114	74	154	121	92	100	102	133	135

Lokalita	Bor	Cep 1	Dračice	Halámky pískovna	Kolný	Plavsko	Těšínov	Slepičí vršek	Vlkov	Halámky deponie pís. kalů	Staré Hodějovice	Triangl
Počet jedinců	94	119	72	127	118	165	214	324	253	507	599	251
Počet druhů	38	41	30	39	40	56	61	68	61	44	84	70

Z dostupných zdrojů bylo získáno dostatečné množství hodnot pro celkem 79 znaků žahadlových blanokřídlých. V tabulce 2 a 3 jsou uvedeny počty druhů, jejichž znaky byly analyzovány v rámci dané kategorie.

4.1. Korelační matice

V příloze 4.2 je v matici zobrazená vzájemná korelace jednotlivých znaků v matici a signifikance korelací. Dále byly v pár, konkrétních případech vypočteny korelace pouze částí hodnot znaků, které uvádím v příloze 4.1.

4.2. Typ substrátu

Parametry finálních modelů jsou shrnuty v tabulce 5; vliv jednotlivých znaků s kontinuálním rozložením dat je vizualizován v obrázku 1.

Z osmi znaků v kategorii *Biogeografického areálu* se do finálního modelu dostaly čtyři. Průkazně pozitivní vliv na proporce jednotlivých druhů na umělých substrátech měl

pontomediterránní a *palearktický* areál a průkazně negativní vliv *atlantomediterránní* a *holoarktický* areál., viz tab. 5.

Z deseti znaků v kategorii *Biotopových preferencí* se do finálního modelu dostaly čtyři. Průkazně pozitivní vliv na proporce jednotlivých druhů na umělých substrátech měly znaky: *hygrofil I*, *xerotermofil II* a *mezofil II*. Nižší počet *biotopových preferencí* druhů měly spíše druhy na umělých substrátech, viz tab. 5, obr. 1a.

Z osmi znaků v kategorii *Fenologie* se do finálního modelu dostal pouze znak *počet generací za rok*. Druhy, které mohou mít *více generací za rok*, byly spíše hojnější na umělých substrátech, viz tab. 5, obr. 1b.

Kategorie *Hnízdní strategie* byla analyzována dvěma datsety, v obou případech s 12-ti znaky. Z kategorie *Hnízdní strategie (datasetu s dopočítanými hodnotami)* se do finálního modelu dostaly tři znaky. Na proporce jednotlivých druhů na umělých substrátech měly pozitivní vliv znaky *hnízdo v rákosinách* a *přinášení externího materiálu na stavbu hnízda*. Průkazně hojnější byly na umělých substrátech také ty druhy, které mají *průměrně kratší hnízda*, viz tab. 5, obr. 1d. Z kategorie *Hnízdní strategie (datasetu bez dopočítaných hodnot)* se do finálního modelu dostaly také tři znaky. Na proporce jednotlivých druhů na umělých substrátech měl opět pozitivní vliv znak *hnízdo v rákosinách*, negativní vliv měl znak *hnízdo v jemnozrnných substrátech*. Průkazně hojnější byly na umělých substrátech ty druhy, které mají *minimální délku zemního hnízda delší*, viz tab. 5, obr. 1e.

Znaky z kategorie *Potravní strategie* byly rozděleny na základě potravy pro larvy. Z pěti znaků z kategorie *Potravní strategie druhů s parazitoidními larvami* se do finálního modelu dostaly tři. Na proporce jednotlivých druhů na umělých substrátech měly pozitivní vliv znaky *transport živočišné potravy do hnízda nohama* a *v kusadlech* a znak *potravní specializace larev (generalisté)*, viz tab. 5. Ze šesti znaků z kategorie *Potravní strategie druhů s herbivorními larvami* se do finálního modelu dostaly dva. Na proporce jednotlivých druhů na umělých substrátech měly negativní vliv znaky *potravní specializace larev (generalisté)* a *transport rostlinné potravy nohama*, viz tab. 5.

Z 22-ti znaků z kategorie *Morfologie* se do finálního modelu dostaly dva znaky. Na proporce jednotlivých druhů na umělých substrátech měl negativní vliv znak *světlá barva těla samce*. Druhy s větší *maximální velikostí těla* byly průkazně hojnější na písku, viz tab. 5, obr. 1c.

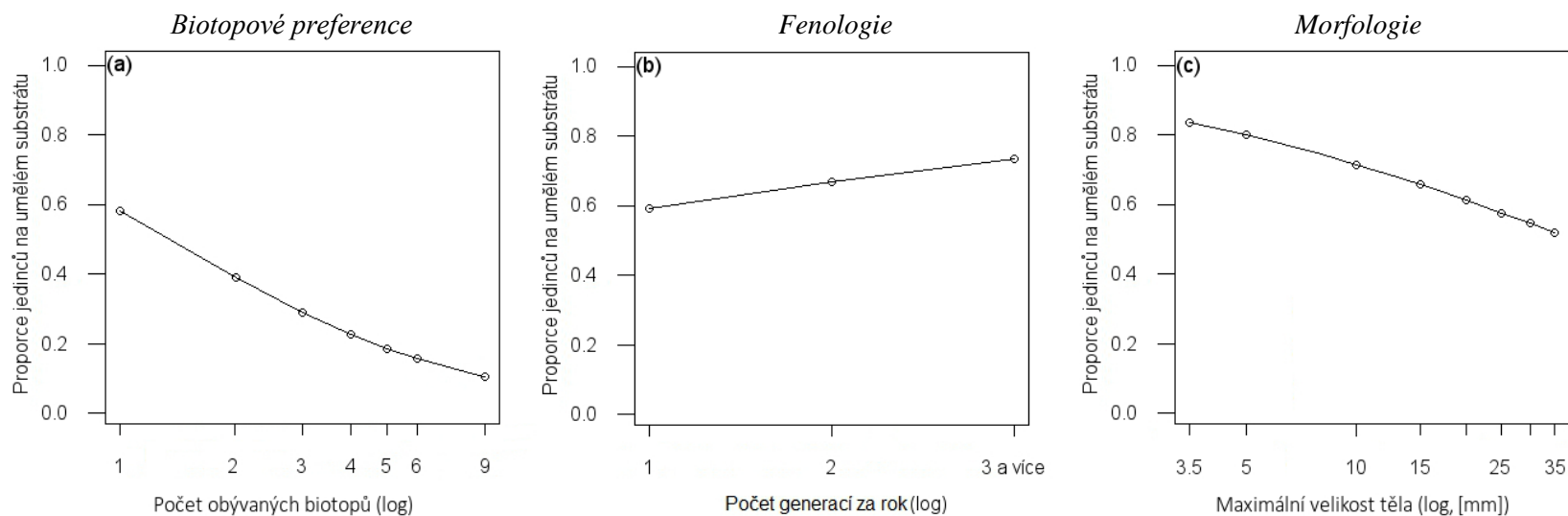
Ze třech znaků z kategorie *Životní strategie* se do finálního modelu dostal pouze znak *hnízdními parazitismus*. Hnízdni parazité byli průkazně hojnější na umělých substrátech, viz tab. 5.

Tabulka 5: Výsledky analýz vlivu jednotlivých znaků na preferenci jednotlivých druhů k umělému substrátu zahrnutých do finálních GEE modelů. Pro bližší informace o jednotlivých znacích viz tabulka 2 a 3, pro bližší informace o modelech viz Metodika, kap. 4.2. Typ substrátu.

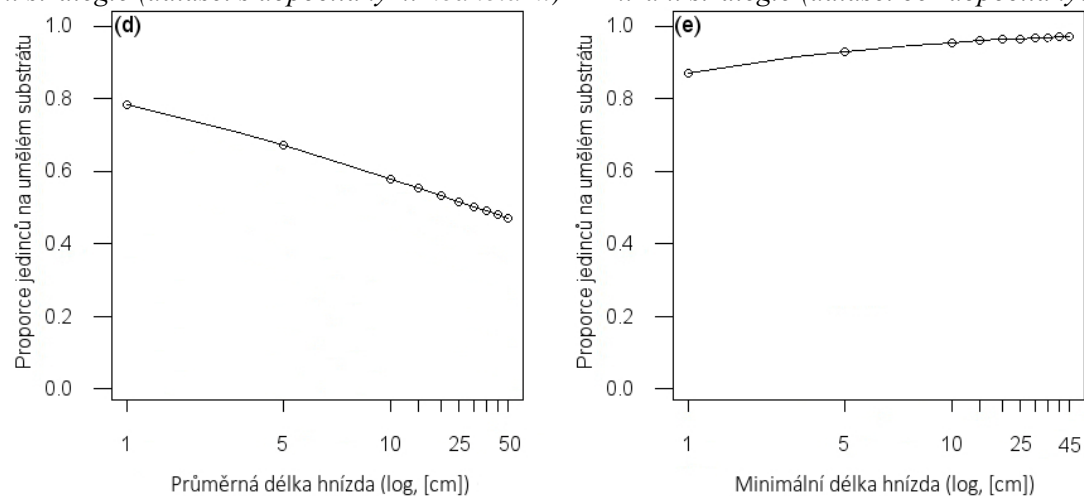
Kategorie znaků:	Znaky zařazené do finálního modelu:	Estimate	± SE	95% CI	t	P
Biogeografický areál	Intercept	0.6761	0.0975	0.1911	6.9341	< 0.0001
	Pontomediterránní	1.0138	0.2732	0.5355	3.7109	0.0009
	Atlantomediterránní	-1.3570	0.4212	0.8255	-3.2221	0.0033
	Holoarktický	-0.7939	0.2485	0.4870	-3.1952	0.0035
	Palearktický	0.3964	0.1504	0.2949	2.6351	0.0137
Biotopové preference	Intercept	0.3270	0.1000	0.1961	3.2680	0.0029
	Hygrofil I	1.7915	0.2625	0.5144	6.8259	< 0.0001
	Xerotermofil II	1.3128	0.3240	0.6351	4.0516	0.0004
	Počet obývaných biotopů (log)	-1.1197	0.3283	0.6435	-3.4107	0.0020
	Mezofil II	0.7978	0.2761	0.5411	2.8897	0.0075
Fenologické znaky	Intercept	0.3373	0.1020	0.2000	3.3053	0.0027
	Počet generací za rok	0.7262	0.1813	0.3554	4.0048	0.0012
Hnízdní strategie (dataset s dopočítanými hodnotami)	Intercept	1.2911	0.2073	0.4063	6.2279	< 0.0001
	Průměrná délka zemního hnízda (log)	-0.3614	0.0882	0.1729	-4.0967	0.0004
	Hnízdo v rákosinách	1.8004	0.4706	0.9224	3.8255	0.0008
	Přinášení externího materiálu	1.3865	0.3808	0.7464	3.6406	0.0012
Hnízdní strategie (dataset bez dopočítaných hodnot)	Intercept	1.9148	0.2788	0.5465	6.8672	< 0.0001
	Hnízdo v jemnozrnném substrátu	-2.6368	0.4840	0.9487	-5.4475	< 0.0001
	Hnízdo v rákosinách	2.9240	0.4485	0.8790	6.5201	< 0.0001
	Minimální délka hnízda (log)	0.4099	0.1843	0.3611	2.2245	0.0381
Potravní strategie druhů s parazitoidními larvami	Intercept	-2.0040	0.5706	1.1183	-3.5122	0.0031
	Transport živočišné potravy nohama	1.5159	0.2738	0.5366	5.5368	0.0001
	Transport živočišné potravy kusadly	1.0414	0.3099	0.6074	3.3601	0.0043
	Potravní specializace larev (generalisté)	1.3977	0.5072	0.9941	2.7557	0.0146
Potravní strategie druhů s herbivorními larvami	Intercept	3.3184	0.4667	0.9147	7.1106	< 0.0001
	Transport rostlinné potravy nohama	-2.0065	0.4166	0.8166	-4.8160	< 0.0001
	Potravní specializace larev (generalisté)	-0.9155	0.2423	0.4750	-3.7779	0.0014
Morfologické znaky	Intercept	2.4599	0.4191	0.8215	5.8693	< 0.0001
	Světlá barva na těle samce	-0.5111	0.1375	0.2696	-3.7159	0.0008
	Maximální délka těla (log)	-0.6696	0.1829	0.3585	-3.6604	0.0010
Životní strategie	Intercept	0.6608	0.0745	0.1461	8.8645	< 0.0001
	Hnízdní parazitismus	0.6403	0.2022	0.3963	3.1671	0.0034

Legenda: Estimate= odhad regresních koeficientů v modelu; (+) druhy s daným znakem jsou hojnější na umělých substrátech/ (-) druhy s daným znakem jsou proporcčně hojnější na pískách; kontinuální proměnné viz obr. 1; ± SE= střední chyba průměru, určující odlišnost průměru hodnot náhodně získaného vzorku a průměru hodnot základního souboru; 95% CI= 95% konfidenční interval spolehlivosti (1,96 × SE); t= hodnota t - testu znaků ve finálním modelu; p = hladina významnosti znaků ve finálním modelu.

Obrázek 1: Zobrazení vlivu znaků s kontinuálním rozložením ve finálním modelu, které mají průkazný vliv na distribuci početnosti žahadlových blanokřídých na umělých substrátech a piscích, dle tab. 5.



Hnízdní strategie (dataset s dopočítanými hodnotami) *Hnízdní strategie (dataset bez dopočítaných hodnot)*



4.3. Typ lokalit

Na grafu z výsledku prvního kroku analýzy je patrné umístění lokalit na první ose, v této studii definované jako gradient antropogenního původu lokality, viz příloha 3.2. Tento výsledek sloužil k interpretaci výsledných vlivů znaků na původ lokality. Parametry modelů zahrnujících znaky s průkazným vlivem jsou shrnuty v tabulce 6; vliv jednotlivých znaků je vizualizován v obrázku 2.

Ze znaků kategorie *Biogeografického areálu* měly průkazně negativní vztah k antropogennímu původu lokality druhy s *holoarktickým areálem*. Tyto druhy byly průkazně hojnější na lokalitách přirozeného původu, viz tab. 6, obr. 2a.

Ze znaků kategorie *Hnízdní strategie (dataset s dopočítanými hodnotami)* měly průkazně negativní vztah k lokalitám antropogenního původu druhy, které mají *hnízdo v jemnozrnných substrátech*, viz tab. 6, obr. 2b.

Ze znaků kategorie *Potravní strategie*, kterými byly popsány *druhy s herbivorními larvami*, měly průkazně pozitivní vztah k lokalitám antropogenního původu druhy *zásobující hnízdo hromadně*. Průkazně pozitivní vztah k lokalitám přirozeného původu měly druhy *zásobující hnízdo postupně*, viz tab. 6, obr. 2c.

Ze znaků kategorie *Morfologie* měl signifikantní vztah k charakteru původu lokality jeden znak, týkající se délky těla. Druhy, jejichž *maximální délka těla* dosahuje spíše menších rozměrů, měly spíše pozitivní vztah k lokalitám antropogenního původu a naopak druhy, jejichž *maximální délka těla* dosahuje větších rozměrů, měly spíše pozitivní vztah k lokalitám přirozeného původu, viz tab. 6, obr. 2d.

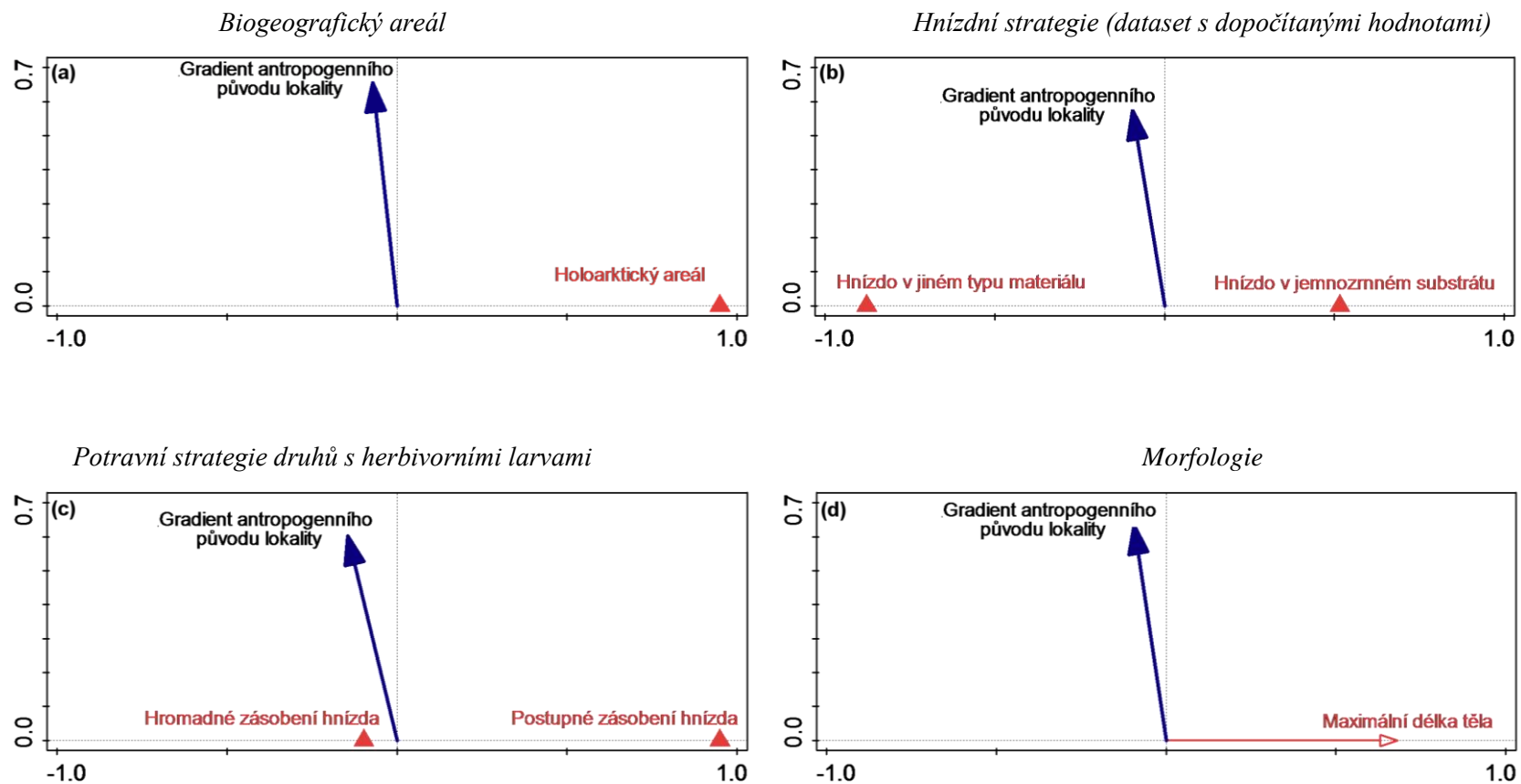
Znaky z kategorií *Biotopových preferencí*, *Fenologie*, *Hnízdních strategií (dataset bez dopočítaných hodnot)*, *Potravních strategií druhů s parazitoidními larvami* a *Životních strategií*, neměly signifikantní vztah k charakteru původu lokality.

Tabulka 6: Výsledky analýz vlivu znaků druhů na preferenci lokalit podél gradientu jejich antropogenního původu zahrnutých do PCoA analýz. Pro bližší informace o jednotlivých znacích viz tabulka 2, pro bližší informace o modelech viz Metodika, kap.: 3.4.3. Typ lokalit.

Kategorie:	Znaky:	Contribution [%]	F	p
<i>Biogeografický areál</i>	<i>Holoarktický</i>	44.6	4.3	0.032
<i>Hnízdní strategie (dataset s dopočítanými hodnotami)</i>	<i>Hnízdění v jemnozrnném substrátu (ano/ ne)</i>	55.0	5.7	0.013/ 0.021
<i>Potravní strategie druhů s herbivorními larvami</i>	<i>Zásobení hnízda: (postupně/ hromadně)</i>	66.4	6.0	0.005/ 0.020
<i>Morfologie</i>	<i>Maximální délka těla</i>	29.2	6.4	0.013

Legenda: Contribution = příspěvek znaku k vysvětlení variability modelu, F = výsledek F - testu, p = signifikance znaku v dané kategorii.

Obrázek 2: Zobrazení vlivu znaků, které mají průkazný vliv na distribuci jednotlivých druhů k lokalitám podél gradientu antropogenního původu lokality, parametry znaků jsou uvedeny v tabulce 6. Gradient antropogenního původu lokality je zobrazen v příloze 3.2. Pro bližší informace o jednotlivých znacích viz tabulka 2, bližší informace o modelech viz Metodika, kap.: 3.4.3. Typ lokalit.



5. Diskuze

Protože neexistují žádné studie srovnávající vztah vlivu obývaného *biogeografického areálu* a původu lokalit, které osidlují, jde jen velmi těžko usuzovat na příčinu těchto vztahů. Pouze v rámci spekulací se domnívám, že hojnější výskyt druhů s *atlantomediterránním, pontomediterránním a palearktickým areálem* na preferovaném typu substrátu by bylo možné vysvětlit fluktuacemi teplot substrátu. Vzhledem k obecně tmavší barvě umělého substrátu, sluneční paprsky tyto substráty dokáží ohřát mnohem rychleji, než písky, protože tmavé plochy vyzařují a přijímají sluneční záření intenzivněji, než světlé plochy (v tomto případě písky), které záření z části odrážejí (Synnefa et al. 2007). Druhy s *atlantomediterránním areálem* obecně nesnesou tak velké kolísání teplot (Straka, osobní sdělení), proto je můžeme očekávat spíše na písčích. Druhy s *pontomediterránním a palearktickým areálem* jsou naopak na fluktuace teplot patrně více přizpůsobené (Straka, osobní sdělení) a proto je můžeme očekávat na i na umělých substrátech. V obou typech analýz dále byla shodná patrnost u druhů s *holoarktickým areálem*, ty se častěji vyskytují na písčích i na lokalitách přirozeného původu. Ovšem, kvůli nedostatku literatury není možné výsledky více srovnat. Vzhledem k výsledkům ale mohu konstatovat, že biogeografického areály druhů, které úspěšněji osidlují stanoviště s umělým substrátem, jejich potenciál spíše snižují.

Biotopové preference jednotlivých druhů jsou pro osídlení nových stanovišť zjevně klíčové. Druhy, které úspěšněji kolonizují stanoviště s umělým substrátem, preferují podmáčené biotopy (podmáčené louky, slatiniště, rákosiny), výhřevné křovinaté stepi a lesostepi a dále rozhraní otevřených a lesních biotopů, lesních luk, pasek a křovinných lemů. Na umělých substrátech byly také hojnější druhy, které obývají méně biotopů. Tyto výsledky částečně odpovídají práci Tropka et al. (2014), která ukázala, že žahadloví blanokřídli se hojněji vyskytují nejen na vegetačně spoře zapojených suchých i vlhkých popílkovištích, ale i na popílkovištích pokrytých více jak z 80-ti procent vegetací. Silnější vazba druhů preferujících vlhké, vegetačně málo zapojené biotopy k umělým substrátům, se dá vysvětlit vysokým počtem vodních ploch či mokřadů, které jsou pro umělé substráty obecně charakteristické. Vodní plochy či mokřady se v této studii vyskytovaly zhruba na 30-ti procentech písčín a pískoven či v jejich bezprostředním okolí (do 300 m), ale na lokalitách s umělým substrátem byly přítomny vždy. Domnívám se, že klíčová je v tomto případě přítomnost rákosin (Heneberg et al. 2014), v nichž na umělých substrátech hnízdí žahadloví blanokřídli hojněji, než na písku. S výše zmíněným intenzivnějším přijímáním

slunečního záření umělými substráty (Synnefa et al. 2007) může souviset také vazba druhů na výhřevné křovinaté stepi a lesostepi. Vzhledem k ochranářskému potenciálu umělých substrátů je důležité podotknout, že na umělých substrátech jsou oproti pískům častější druhy, které *obývají* menší *počet biotopů*, tedy spíše biotopoví specialisté. Aby byla obnova stanovišť s umělým substrátem efektivní a byl zachován ochranářský potenciál pro žahadlové je nutné, aby zde byly zachovány rozmanité biotopy, zejména vlhké substráty s rákosinami, xerofilní stepi a mezická rozhraní otevřených a lesních biotopů.

S *biotopovými preferencemi* také úzce souvisí *hnízdní strategie*. Ve finálním modelu kategorie *hnízdních strategií (datasetu s dopočítanými hodnotami)* se spolu s druhy hnízdícími v rákosinách prokazatelně častěji vyskytovaly druhy, které *přinášejí externí materiál* na stavbu hnízda a mají *minimální délku zemního hnízda*, oproti druhům, které se hojněji vyskytují na písčínách, kratší. *Přinášení externího materiálu na stavbu hnízda* se dá vysvětlit velikostí částic substrátu a částečně i výsledky z kategorie *biotopových preferencí*. Velikost částic umělého substrátu je v průměru menší, než u písku v pískovnách, které v této studii převažovaly (viz tab. 1) a aluviálních písků (Sajwan et al. 2006; Fanta & Siepel 2010). Substráty odkališť jsou navíc často vlhké a tudíž je velmi pravděpodobné, že někteří žahadloví blanokřídlí využívají popílek jako materiál na stavbu svých hnízd. Tomu napovídá i fakt, že se tento znak umístil ve finálním modelu spolu s pozitivním vlivem *hnízda v rákosinách* na osidlování umělých substrátů. Druhy často využívají jako externí materiál právě nejjemnější substrát, z něhož vytváří přepážky mezi komůrkami pro larvy (Macek et al. 2010). Přinášet si mohou ale i rostlinný materiál, vzhledem k tomu, že na umělých substrátech byly v této studii potvrzeny také hojnější výskyty druhů, které preferují vegetačně zapojené substráty. Ačkoliv byl do finálního modelu, testujícího vztah hodnot znaků k typu substrátu, zahrnut v obou případech znak *délka hnízda*, zjištěné patnosti se lišily. Druhy osidlující umělé substráty měly v *datasetu s dopočítanými hodnotami* *průměrně kratší délku zemního hnízda* v porovnání s druhy, které hnízdí na písčínách. Naopak v *datasetu bez dopočítaných hodnot* měly druhy osidlující umělé substráty delší *minimální délku zemního hnízda*, v porovnání s druhy hojněji osidlujícími písčiny. I přes to, že v kategorii *hnízdních strategií s datasetem s dopočítanými hodnotami* bylo u tohoto znaku na základě lineárních modelů doplněno 20 % hodnot, rozdílné patnosti nemusí nutně indikovat chybné predikce. *Minimální a maximální délka*, ze které byly dopočítány hodnoty pro *průměrnou délku hnízda*, totiž nejsou korelované v plné míře, viz příloha 4.1. Ve vztahu k obývanému substrátu je

zajímavé, že psamofilní druh *Nomia melanderi* (Halictidae) se dokáže s vyšší teplotou substrátu vyrovnávat hloubením delších zemních hnízd (Cane 1991). Pokud by takto byli adaptováni i další žahadloví blanokřídlí, mohu očekávat, že druhy, které dokáží vytvářet delší hnízda, nemusí být na umělých substrátech limitováni jejich vyšší teplotou (Synnefa et al. 2007).

Ve finálním modelu hnízdních strategií (datasetu bez dopočítaných hodnot) byl také signifikantní znak *hnízdo v jemnozrnném substrátu*, který má pozitivní vliv na kolonizaci písku. Toto potvrzuje i nedávno publikovaná studie Řehouňkové et al. (2016). V této studii bylo na pískovně nalezeno z 65-ti druhů žahadlových blanokřídlých 83 % druhů psamofilních, z nichž pravděpodobně většina hnízdí v zemi. Ačkoliv se tedy psamofilní žahadloví blanokřídlí přesouvají i na stanoviště s umělým substrátem (Tropek et al. 2013), větší ochranný potenciál pro ně mají postindustriální písčité substráty. Z výsledků vyplývá, že při potenciální efektivní obnově stanovišť s umělým substrátem by pro hnízdění žahadlových blanokřídlých měl být zachován dostatek rákosin, ve kterém mohou hnízdit a měli by mít také k dispozici materiál, který mohou použít na stavbu svého hnízda.

Ve znacích popisujících *morfologii* žahadlových blanokřídlých, byla zjištěna stejná průkazná patrnost v obou typech analýz. Pozitivní vliv délky křídel na úspěšné kolonizování stanovišť nebyl potvrzen, ale vliv má *maximální délka těla*. Druhy, které mohou dorůst do větší délky, průkazně úspěšněji kolonizují jak písčiny, tak lokality přirozeného původu. Tyto výsledky ovšem ukazují opačný vliv, než jsem očekávala. Mohu se pouze domnívat, že délka těla má vliv na délku hnízda. Ačkoliv v práci Cane (1991) délka hnízda včel hnízdících v zemi a délka těla nekoreluje, po spočtení korelace průměrné délky hnízda všech druhů žahadlových blanokřídlých hnízdících v zemi (bez dopočítaných hodnot) a jejich průměrné délky těla však byla prokázána částečná, signifikantní korelace těchto dvou znaků, viz příloha 4.1. Podle práce Exeler et al. (2009), má také na výskyt některých druhů velkých včel (Apoidea) (< 12 mm) negativní vliv vlhkost substrátu. Spolu se znakem *maximální délka těla* se ve finálním modelu umístil i znak *světlá barva samce*, který měl pozitivní vliv na osidlování písků. Předpokládám, že tato barva může být přirozeným, kryptickým zbarvením druhů.

Vliv na úspěšnou kolonizaci stanovišť mají také *potravní strategie*. Potravně generalizované larvy živící se živočišnou potravou, úspěšněji kolonizují umělé substráty. Vzhledem k pouze částečným publikovaným faunistickým a jiným záznamům členovců z deponie wolframové rudy (Davidová - Vilímová 2004), je ale velmi těžké stanovit, jak

hojně se zde vyskytují druhy, které jsou potravou žahadlovým blanokřídlým. V případě deponií popílků se ovšem zdá, že se zde pro žahadlové blanokřídlé vyskytuje široká škála potravní nabídky (např.: Davidová - Vilímová 2004; Řezáč 2004; Tropek et al. 2013; 2015). Pozitivní vliv na hojnější výskyt druhů na umělých substrátech mají také dohromady dva znaky: *transport živočišné potravy do hnízda nohama a kusadly*. Žahadloví blanokřídlí dokáží transportovat potravu více způsoby, často jen v kusadlech nebo v nohách, ale pokud je objemná, přidržují si ji v mnoha případech oběma způsoby naráz (Wisniowski 2009). Bohužel, vzhledem k nedostatečnému množství literatury, která by srovnávala obývaný substrát a vztah transportu živočišné potravy, není možné určit příčinu tohoto signifikantního vlivu.

Oproti potravně nesespecializovaným parazitoidním larvám, se na umělých substrátech hojněji vyskytují herbivorní larvy, které jsou naopak ve svých nárocích na potravu specializované. Vzhledem k tomu, že studovaná stanoviště se často liší svým chemickým složením (Vaňková & Kovář 2004.; Sajwan et al. 2006; Fanta & Siepel 2010), je zde často rozdílné i druhové složení rostlinných společenstev (Kovář 2004; Fanta & Siepel 2010). Deponie popílků a rudních kalů tak hostí v rámci středoevropské flory spíše neobvyklé druhy rostlin a proto je překvapivé, že tyto stanoviště s umělým substrátem úspěšněji kolonizují druhy s potravně specializovanými herbivorními larvami.

Vliv z kategorie *fenologie* na úspěšnější kolonizování stanovišť s umělým substrátem měl pouze znak *počet generací za rok*. Kvůli nedostatečnému množství literatury si pozitivní vztah druhů, které dokáží vytvářet více generací za rok, k umělému substrátu mohou vysvětlovat pouze v rámci spekulací. Vzhledem k tomu, že na umělých substrátech je obecně více těžkých kovů, než na písčích, domnívám se, že druhy by se s nimi mohly lépe vyrovnávat za pomoci více generací, které za rok dokáží vytvořit. Přinejmenším kratší generační cykly či rychlejší vývoj by obecně mohl vést k nižšímu vystavení těžkých kovů a dalším potenciálně toxickým látkám, které se zde vyskytují (Hulett et al. 1980). Protože ale nebyly prokázány signifikantní vlivy týkající se letové periody na kolonizaci stanovišť, není možné stanovit efektivní načasování zásahů při případné obnově stanovišť.

Hnízdní parazitismus u žahadlových blanokřídlých, byl jediným signifikantním znakem s vlivem na typ osidlovaného substrátu v kategorii *životních strategií*. Podle práce Exeler et al. (2009), má na výskyt některých druhů hnízdních parazitů z nadčeledi včel (Apoidea) pozitivní vliv vlhkost substrátu. Vlhké biotopy

na stanovištích s umělým substrátem potvrzují i výsledky v této studii. Kromě toho by tato strategie pravděpodobně mohla ovlivňovat i další průkazný znak z kategorie potravních strategií druhů s herbivorními larvami. Ty druhy, které se hojněji vyskytují na lokalitách antropogenního původu, zásobují své larvy hromadně. Vzhledem k tomu, že druhy po zásobení komůrky (často i uzavření komůrky) již svou larvu nekontrolují, hnízdní parazité se mohou v komůrce v klidu vyvinout a nejsou dospělcem, při pravidelné kontrole hnízda a zásobení, odstranění (Macek et al. 2010).

4. Závěr

Ochranářský potenciál postindustriálních stanovišť s jemnozrnnými substráty pro psamofilní a ohrožené druhy žahadlových blanokřídlých byl v posledních letech popsán v mnoha pracích (např.: Tropek et al. 2013; 2014; 2015a; Řehouňková et al. 2016). Doposud ovšem nebyla žádná studie věnována znakům žahadlových blanokřídlých, které mají na osídlení těchto stanovišť vliv.

V této práci jsem prokázala, že signifikantně hojnější jsou na umělých substrátech druhy s *pontomediterránním* a *palearktickým areálem*, druhy, které častěji obývají méně biotopů, preferují výhřevné křovinaté stepi, mezická rozhraní otevřených a lesních biotopů a podmáčené biotopy. S preferencí biotopů také souvisí pro tato stanoviště specifické hnízdní strategie. Druhy, které úspěšněji kolonizují umělé substráty, mají často *hnízdo v rákosinách* a používají *externí materiál na stavbu hnízda*. Pravděpodobně kvůli hojnějšímu výskytu druhů na lokalitách antropogenního původu, které zásobují hnízdo potravou hromadně, se na umělých substrátech také hojněji vyskytují hnízdní parazité žahadlových blanokřídlých. Naopak na pískách se hojněji vyskytují druhy, které mají *hnízdo v jemnozrnných substrátech*.

Práce přinesla klíčové poznatky z oblasti hnízdních a biotopových preferencí žahadlových blanokřídlých na umělých substrátech i lokalitách antropogenního původu, které jsou nezbytné pro jejich efektivní obnovu.

5. Seznam literatury

- Agnoli G.L. & Rosa P., 2015: Chrysis.net website, URL: <http://www.chrysis.net/>.
- Allen, J.A., 1877: Additional Note on *Bassaricyon gabbii*. Academy of Natural Sciences, 29, pp.267–268.
- Andreotti, B., Fourrière, A., Ould-Kaddour, F., Murray, B., Claudin, P. 2009: Giant aeolian dune size determined by the average depth of the atmospheric boundary layer. Supplemental Material. *Nature*, 457(7233), pp.1120–1123.
- Artz, D.R. & Waddington, K.D., 2006: The effects of neighbouring tree islands on pollinator density and diversity, and on pollination of a wet prairie species, *Asclepias lanceolata* (Apocynaceae). *Journal of Ecology*, 94(3), pp.597–608.
- Ash, H.J., Gemmell, R. P. & Bradshaw, A.D., 1994: The Introduction of Native Plant Species on Industrial Waste Heaps : A Test of Immigration and Other Factors Affecting Primary Succession. *Journal of Applied Ecology*, 31(1), pp.74–84.
- Ascher, J. S. and J. Pickering, 2015: Discover Life bee species guide and world checklist (Hymenoptera). <http://www.discoverlife.org>
- Azam, I., Afsheen, S., Zia, A., Javed, M., Saeed, R., Sarwar, M. K., Munir, B., 2015: Evaluating Insects as Bioindicators of Heavy Metal Contamination and Accumulation near Industrial Area of Gujrat, Pakistan. *BioMed Research International*, 2015.
- Balthasar, V., 1954: Fauna ČSR.: Zlatěnky - Chrysoidea : (řád: Blanokřídli - Hymenoptera), Svazek 3, Československá Akademie Věd, pp. 271
- Bees, Wasps & Ants Recording Society, 2015: <http://www.bwars.com>
- Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, Z., Weidenhoffer, Z. (eds), 2002: Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. SOM, Praha, pp 857.
- Bergmann, C., 1847: Über die Verhältnisse der Wärmeökonomie der Thiere zu ihrer Grosse, Göttinger Studien.
- Bitsch J., Dollfuss H., Boucek Z., Schmidt K., Schmidt-Egger Ch., Gayubo S.F., Antoropov A.V., Barbier Y., 2007: Faune n° 86, Hyménoptères Sphecidae d'Europe occidentale. Vol. 3. 2007, réédition, pp. 479
- Bitsch, J. & Leclercq, J, 1993: Faune n° 79, Hyménoptères Sphecidae d'Europe occidentale. Volume 1. 325 p.
- Bitsch, J., 2010: Compléments au volume 2 des Hyménoptères Sphecidae d'Europe occidentale (Faune de France 82) In: Bulletin de la Société entomologique de France, 115 (1), 2010 : pp. 99-136
- Blösch, M., 2000: Die Tierwelt Deutschlands, 71. Teil. Die Grabwespen Deutschlands. Lebensweise, Verhalten, Verbreitung. Gebundene Ausgabe – 2000, Goecke & Evers, Keltern (2000), pp. 480.

Bogusch, P., Straka, J. & Kment, P., 2007: Annotated checklist of the Aculeata (Hymenoptera) of the Czech Republic and Slovakia, ACTA ENTOMOLOGICA MUSEI, pp. 308.

Bonte, D., 2005: Anthropogenic induced changes in nesting densities of the dune-specialised digger wasp *Bembix rostrata* (Hymenoptera: Sphecidae). *European Journal of Entomology*, 102(4), pp.809–812.

Brown, V.K. & Southwood, T.R.E., 1983: Trophic Diversity , Niche Breadth and Generation Times of Exopterygote Insects in a Secondary Succession. *Oecologia*, 56(2/3), pp.220–225.

Cane, J.H., 1991: Soils of Ground-Nesting Bees (Hymenoptera : Apoidea): Texture , Moisture , Cell Depth and Climate. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 64(4), pp.406–413.

Culek, M., 1996: Biogeografické členění České republiky M. Culek, (ed.), Praha: Enigma, pp. 347.

Culek, M., Grulich, V., Laštůvka, Z., Divíšek, J. (eds.) 2013: Biogeografické regiony České republiky. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita, 448 s. ISBN 978-80-210-6693-9. doi:10.5817/CZ.MUNI.M210-6693-2013.

Davidová - Vilímová, J., 2004: Comparison of insect biodiversity after colonization of two different types of industrial deposits. In Kovář P. (ed.), *Natural recovery of human-made deposits in landscape (biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems)*. Academia, Praha, pp. 311–323.

de Jong, Y. et al. 2015: Fauna Europaea - all European animal species on the web. *Biodiversity Data Journal* 2: e4034. doi: 10.3897/BDJ.2.e4034.

Dennis, R. L. H., Shreeve, T. G., Van Dyck, H., 2006: Habitats and resources: The need for a resource-based definition to conserve butterflies. *Biological Conservation*, 148(6), pp.180–190.

Exeler, N., Kratochwil, A. & Hochkirch, A., 2008: Strong genetic exchange among populations of a specialist bee, *Andrena vaga* (Hymenoptera: Andrenidae). *Conservation Genetics*, 9(5), pp.1233–1241.

Exeler, N., Kratochwil, A. & Hochkirch, A., 2009: Restoration of riverine inland sand dune complexes: Implications for the conservation of wild bees. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), pp.1097–1105.

Fanta, J. & Siepel, H., 2010: *Inland drift sand landscapes* J. Fanta & H. Siepel, eds., KNNV Publishing, Zeist Grime, pp. 384.

Fellendorf, M., Mohra, C. & Paxton, R.J., 2004: Devastating effects of river flooding to the ground-nesting bee, *Andrena vaga* (Hymenoptera: Andrenidae), and its associated fauna. *Journal of Insect Conservation*, 8(4), pp.311–322.

Garnier, E. & Lavorel, S., 2002: Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits : revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5), pp.545–556.

Gathmann, A. & Tschardt, T., 2002: Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 71(5), pp.757–764.

Gloger, C.L., 1833: *Das Abändern der Vögel durch Einfluss des Klima's*, University of Wisconsin – Madison.

Gower, A.J.C., 1966: *Some Distance Properties of Latent Root and Vector Methods Used in Multivariate Analysis*. Oxford University Press on behalf of Biometrika Trust, 53(3), pp.325–338.

Haynes, R.J., 2008: Reclamation and revegetation of fly ash disposal sites - Challenges and research needs. *Journal of Environmental Management*, 90(1), pp.43–53.

Hedtke, S.M., Patiny, S. & Danforth, B.N., 2013: The bee tree of life: a supermatrix approach to apoid phylogeny and biogeography. *BMC evolutionary biology*, 13, p.138.

Heneberg, P. & Řezáč, M., 2014: Dry sandpits and gravel-sandpits serve as key refuges for endangered epigeic spiders (Araneae) and harvestmen (Opiliones) of Central European steppes aeolian sands. *Ecological Engineering*, 73, pp.659–670.

Heneberg, P., 2012: Flagship bird species habitat management supports the presence of ground-nesting aculeate hymenopterans. *Journal of Insect Conservation*, 16(6), pp.899–908.

Heneberg, P., Bogusch, P. & Astapenkova, A., 2014: Reed galls serve as an underestimated but critically important resource for an assemblage of aculeate hymenopterans. *Biological Conservation*, 172, pp.146–154.

Heneberg, P., Bogusch, P. & Řehounek, J., 2013: Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita). *Journal of Insect Conservation*, 17(3), pp.473–490.

Heneberg, P., Hesoun, P. & Skuhrovec, J., 2016: Succession of arthropods on xerothermophilous habitats formed by sand quarrying: Epigeic beetles (Coleoptera) and orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera and Blattodea). *Ecological Engineering*, 95, pp.340–356.

Hochkirch, A., Gärtner, A. & Brandt, T., 2008: Effects of forest-dune ecotone management on the endangered heath grasshopper, *Chorthippus vagans* (Orthoptera: Acrididae). *Bulletin of entomological research*, 98(5), pp.449–56.

Horáčková, M., Řehounek, K. & Prach, K., 2015: Are seed and dispersal characteristics of plants capable of predicting colonization of post-mining sites? *Environmental Science and Pollution Research*, 23, pp.13617–13625.

Hroudová, Z., Zákravský, P. 2004: The influence of the moss layer on soil surface microclimate in an abandoned ore-washery sedimentation basin in Kovar, P., 2004 (ed), *Natural recovery of human-made deposits in landscape (biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems)*. Academia, Praha, pp. 311–323.

<http://www.tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree>, 2016

Hulett, L. D. , Weinberger, A . J ., Northcutt and Marian Ferguson, K . J ., 1980: Chemical Species in Fly Ash from Coal-Burning Power Plants, American Association for the Advancement of Science, 210(4476), pp.1356–1358.

Kevan, P.G., 1975: Forest application of the insecticide fenitrothion and its effect on wild bee pollinators (Hymenoptera: Apoidea) of lowbush blueberries (*Vaccinium* SPP.) in Southern New Brunswick, Canada. *Biological Conservation*, 7(4), pp.301–309.

Kevan, P.G., 1999: Pollinators as bioindicators of the state of the environment: Species, activity and diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1-3), pp.373–393.

Kocourek, M., 1966: *Prodromus der Hymenopteren der Tschechoslowakei: Apoidea*, 1. Pars 9, Národní muzeum, pp. 122.

Koster, E.A., 2009: The “European Aeolian Sand Belt”: Geoconservation of Drift Sand Landscapes. *Geoheritage*, 1(2-4), pp.93–110.

Kovář, P., Vojtíšek, P. & Zentsová, I., 2013: Ants as Ecosystem Engineers in Natural Restoration of Human Made Habitats. *Journal of Landscape Ecology*, 6(1), pp.18–31.

Krauss, J., Alfert, T. & Steffan-Dewenter, I., 2009: Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), pp.194–202.

Kreyer, D., Oed, A., Walther-Hellwig, K., Frankl, R., 2004: Are forests potential landscape barriers for foraging bumblebees? Landscape scale experiments with *Bombus terrestris* agg. and *Bombus pascuorum* (Hymenoptera, Apidae). *Biological Conservation*, 116(1), pp.111–118.

Lenda, M., Skorka, P., Moron, D., Rosin, Z. M., Tryjanowski, P., 2012: The importance of the gravel excavation industry for the conservation of grassland butterflies. *Biological Conservation*, 148(1), pp.180–190.

Liang, K.-Y. & Zeger, S.L., 1986: Longitudinal Data Analysis Using Generalized Linear Models. *Biometrika*, 73(1), p.13.

Linsenmaier, W., 1997: *Die Goldwespen der Schweiz*, Natur-Museum, pp. 140.

Macek, J., Straka, J., Bogusch, P., Dvorak, L., Bezdecka, P., Tyrner, P., 2011: *Blanokridli Ceske Republiky 1. Zahadlovi*. Academia, Prague.

Mapy.cz [online]. Mapy.cz, [cit. 2016-10-8]

May, J., 1959: Čmeláci v ČSR jejich bionomie, chov a hospodářský význam., ČSAZV, pp. 152.

Mcgill, B.J., Enquist, B. J., Weiher, E., Westoby, M., 2006: Rebuilding community ecology from functional traits. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 21(4), pp.178–185.

Neustupa J., Škaloud P., Peksa O., Kubátová A., Soldán Z, Černá K., Prášil K., Bukovská P., Vojta J., Pažoutová M., Veselá J., Škaloudová M., 2009: The biological soil crusts in Central European ecosystems, with special reference to taxonomic structure and ecology of the surface crusts at Czech ore-waste and ash-slag sedimentation industrial basins. – *Novit. Bot. Univ. Carol.* 19/2008: 1-99.

Paradis, E. & Claude, J., 2002: Analysis of comparative data using generalized estimating equations. *Journal of Theoretical Biology*, 218, pp.175–185.

Paradis, E., Claude, J. & Strimmer, K., 2004. APE: Analyses of Phylogenetics and Evolution, R language. *Bioinformatics*, 20(2), pp.289–290.

Porrini, C., Sabatini, A. G., Girotti, S., Ghini, S., Medrzycki, P., Grillenzoni, F., Bortolotti, L., Gattavecchia, E., Celli, G., 2003: Honey Bees and Bee Products As Monitors of the Environmental Contamination. *Apiacta*, 38(January), pp.63–70.

Potts, G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W. E., 2010: Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6), pp.345–353.

Potts, S.G., Vulliamy, B., Roberts, S., O'Toole, Ch., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P., 2005: Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology*, 30(1), pp.78–85.

Pulawski, W.J., 1971. *Les Tachysphex Kohl -Hym., Sphecidae- de la région paléarctique occidentale et centrale*, Panstwowe Wydawnictwo Naukowe.

R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://www.r-project.org/>.

Riksen, M., Ketner-Oostra, R., Turnhout, Ch., Goossens, D., Jungerius, P. D., Spaan, W., 2006: Will We Lose the Last Active Inland Drift Sands of Western Europe? The Origin and Development of the Inland Drift-sand Ecotype in the Netherlands. *Landscape Ecology*, 21(3), pp.431–447.

Riksen, M., Spaan, W. & Stroosnijder, L., 2008: How to use wind erosion to restore and maintain the inland drift-sand ecotype in the Netherlands? *Journal for Nature Conservation*, 16(1), pp.26–43.

Riksen, M.J.P.M., Goossens, D., 2007: The role of wind and splash erosion in inland drift-sand areas in the Netherlands. *Geomorphology*, 88(1-2), pp.179–192.

Roulston, T.H. & Goodell, K., 2011: The role of resources and risks in regulating wild bee populations. *Annual review of entomology*, 56(August), pp.293–312.

Řehouňková, K. & Prach, K., 2008: Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: A potential for restoration. *Restoration Ecology*, 16(2), pp.305–312.

Řehouňková, K. & Prach, K., 2010: Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel-sand pits. *Basic and Applied Ecology*, 11(1), pp.45–53.

Řehouňková, K., Řehounek, J. & Prach, K., 2011.: Near-natural restoration vs. technical reclamation of mining sites in the Czech Republic, Calla.

Řehouňková, K., Čížek, L., Řehounek, J., Šebelíková, L., Tropek, R., Lencová, K., Bogusch, P., Marhoul, P., Máca, J., 2016: Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach. *Environmental Science and Pollution Research*, pp.1–9.

Řezáč M., 2004: Spiders and harvestmen (Arachnida: Araneae, Opiliones) on an abandoned ore-washery sedimentation basin near Chvaletice. In Kovář P. (ed.), Natural recovery of human-made deposits in landscape (biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems). Academia, Praha, pp. 311–323.

Sajwan, K.S., Alva, A. K., Twardowska, I., Punshon, T., (eds.) 2006: Coal Combustion Byproducts and Environmental Issues, Springer.

Srba, M. & Heneberg, P., 2012: Nesting habitat segregation between closely related terricolous sphecid species (Hymenoptera:Spheciformes): Key role of soil physical characteristics. *Journal of Insect Conservation*, 16(4), pp.557–570.

Starý J., Sitenický I., Mašek D., Hodková T., Kavina P., 2014: Mineral commodity summaries of the Czech Republic 2014. Czech Geological Survey, Prague

Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe -a review. *Journal of environmental management*, 91(1), pp.22–46.

Straka, J., 2005a: Chrysidoidea. In: Farkac, J., Kral, D., Skorpik, M. (Eds.), List of Threatened Species in the Czech Republic. Invertebrates. AOPK CR, Prague, pp. 380–383.

Straka, J., 2005b: Vespoidea. In: Farkac, J., Kral, D., Skorpik, M. (Eds.), List of Threatened Species in the Czech Republic. Invertebrates. AOPK CR, Prague, pp. 387–391.

Straka, J., 2005c: Apoidea. In: Farkac, J., Kral, D., Skorpik, M. (Eds.), List of Threatened Species in the Czech Republic. Invertebrates. AOPK CR, Prague, pp. 392–405

Synnefa, A., Santamouris, M. & Apostolakis, K., 2007: On the development, optical properties and thermal performance of cool colored coatings for the urban environment. *Solar Energy*, 81(4), pp.488–497.

Šlancarová, J., Bartonova, A., Zapletal, M., Kotilinek, M., Faltynek Fric, Z., Micevski, N., Kati, V., Konvicka, M., 2016: Life History Traits Reflect Changes in Mediterranean Butterfly Communities Due to Forest Encroachment. *PloS one*, 11(3), pp. 1-18.

Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P., 2013: Canoco 5, Windows release (5.00). Software for multivariate data exploration, testing, and summarization. Available at: <http://www.canoco5.com/>.

Tropek, R. & Řehounek, J., 2011: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management, Calla.

Tropek, R., Cerna, I., Straka, J., Cizek, O., Konvicka, M., 2013: Is coal combustion the last chance for vanishing insects of inland drift sand dunes in Europe? *Biological Conservation*, 162, pp.60–64.

Tropek, R., Cerna, I., Straka, J., Kadlec, T., Pech, P., Tichanek, F., Sebek, P., 2014: Restoration management of fly ash deposits crucially influence their conservation potential for terrestrial arthropods. *Ecological Engineering*, 73, pp.45–52.

Tropek, R., Cerna, I., Straka, J., Kocarek, P., Malenovsky, I., Tichanek, F., Sebek, P., 2015a: In search for a compromise between biodiversity conservation and human health

protection in restoration of fly ash deposits: effect of anti-dust treatments on five groups of arthropods. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, pp.13653–13660.

Tropek R., Rauch O., Kovář, P., Řehounek, J., 2015b: Odkaliště In Řehounek, J., Řehouneková, K., Tropek, R., Prach, K., 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi, Calla, 2015

Tscharntke, T., Gathmann, a. & Steffan-Dewenter, I., 1998: Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology*, 35, pp.708–719.

Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity and ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), pp.857–874.

Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002: Characteristics of insect populations on habitat fragments A mini review, *Ecological Research, Ecological Research*, 17(2), pp.229–239.

Tuna, L. & Bürün, B., 2002: The Effects of Heavy Metals on Pollen Germination and Pollen Tube Length in the Tobacco Plant. *Turk J Biol*, 26, pp.109–113.

Tyrner, P., 1980: K taxonomii a faunistice zlatěnek (Hymenoptera, Chrysididae) Československa, Sborn. Okres. Mus. Most, Ř. Přírodověd.

Vaňková, J., Kovář, P., 2004: Plant species diversity in the biotopes of unreclaimed industrial deposits as artificial islands in the landscape. In Kovář P. (ed.), *Natural recovery of human-made deposits in landscape (biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems)*. Academia, Praha, pp. 311–323.

Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 2006: Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: Possible implications for coexistence. *Oecologia*, 149(2), pp.289–300.

Westrich, P., 1989: *Die Wildbienen Baden-Wurttembergs, Ókologie und Schulz*.

Williams, N.M., Crone, E. E., Roulston, T. H., Minckley, R. L., Packer, L., Potts, S. G., 2010: Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation*, 143(10), pp.2280–2291.

Wisniowski, B., 2009: Spider-hunting wasps (Hymenoptera: Pompilidae) of Poland, Ojców National Park.

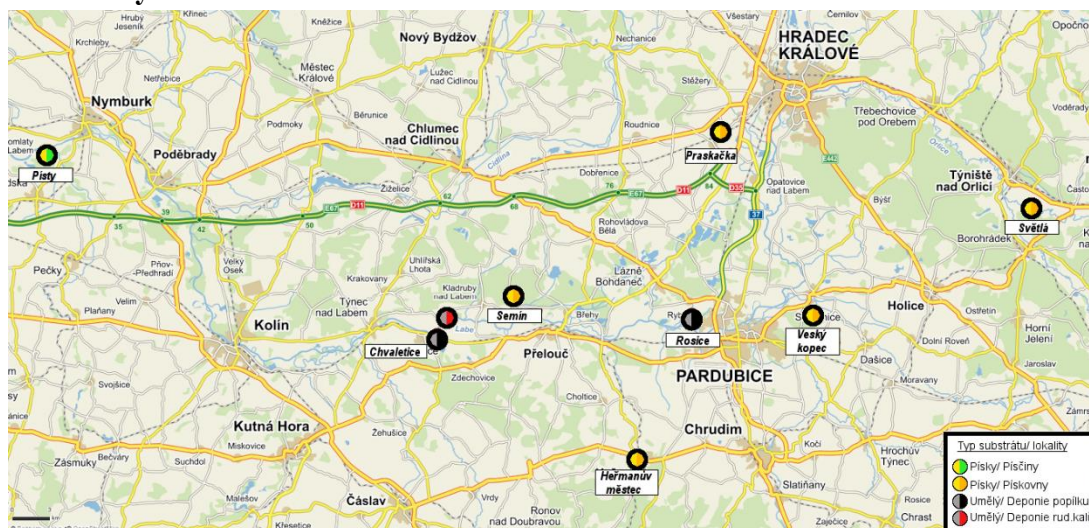
Wolf, H., 1971: *Prodromus der Hymenopteren der Tschechoslowakei. Pars 10: Pompiloidea.*, Acta Faunistica; Entomologica Musei Nationalis Pragae.

6. Přílohy

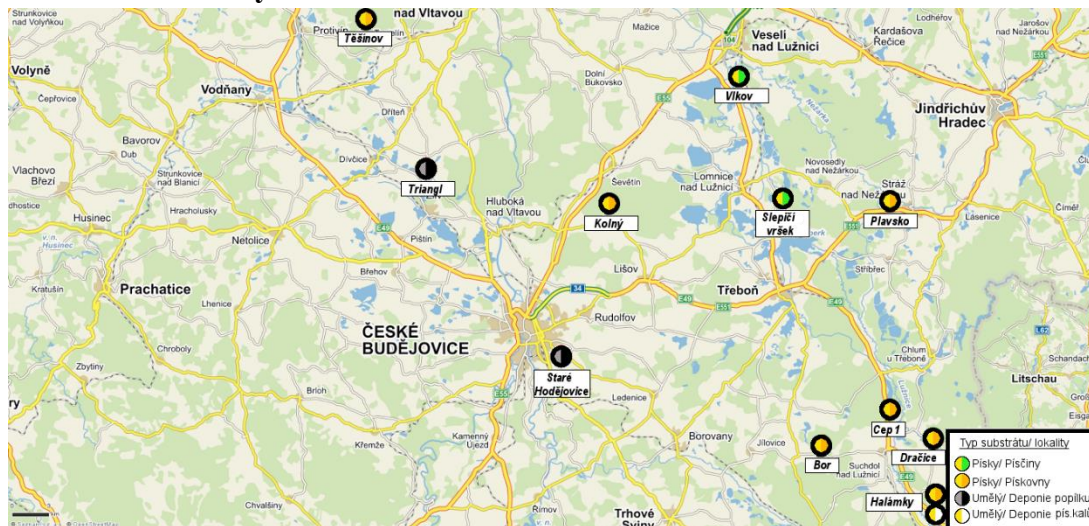
Příloha 1: Mapy studovaných lokalit

Přehled studovaných lokalit na mapě v obou oblastech České republiky (1.1. Východočeské Polabí, 1.2. Jižní Čechy), v nichž byla provedena tato studie, zobrazeno na mapách <https://mapy.cz/>.

1.1. Východočeské Polabí



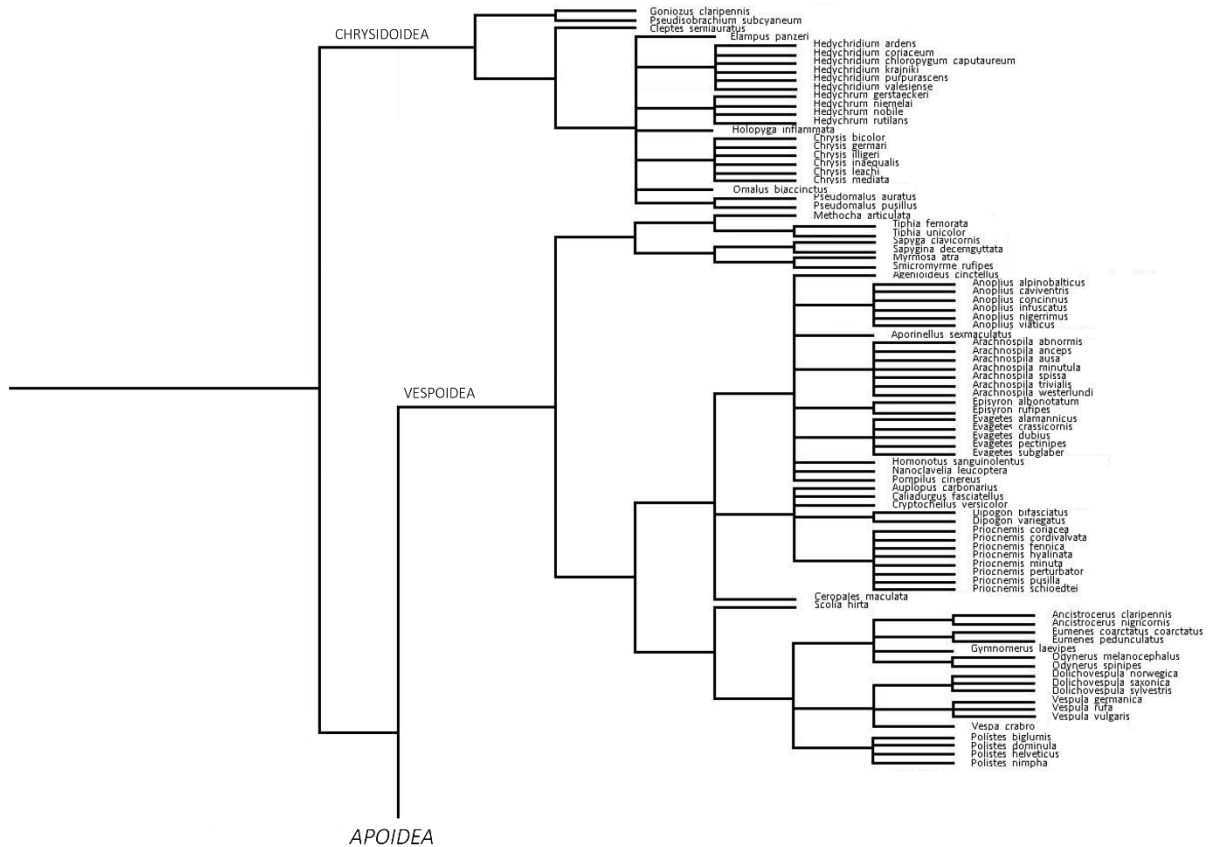
1.2. Jižní Čechy



Příloha 2: Kladogram

Kladogram, který byl použit pro fylogenetickou korekci v analýzách. Z důvodu velkého množství druhů byl pro lepší přehlednost rozdělen do dvou částí.

2.1. Příbuznost studovaných druhů nadčeledí Chrysoidea a Vespoidea



Příloha 3: Výsledky jednotlivých kroků analýz

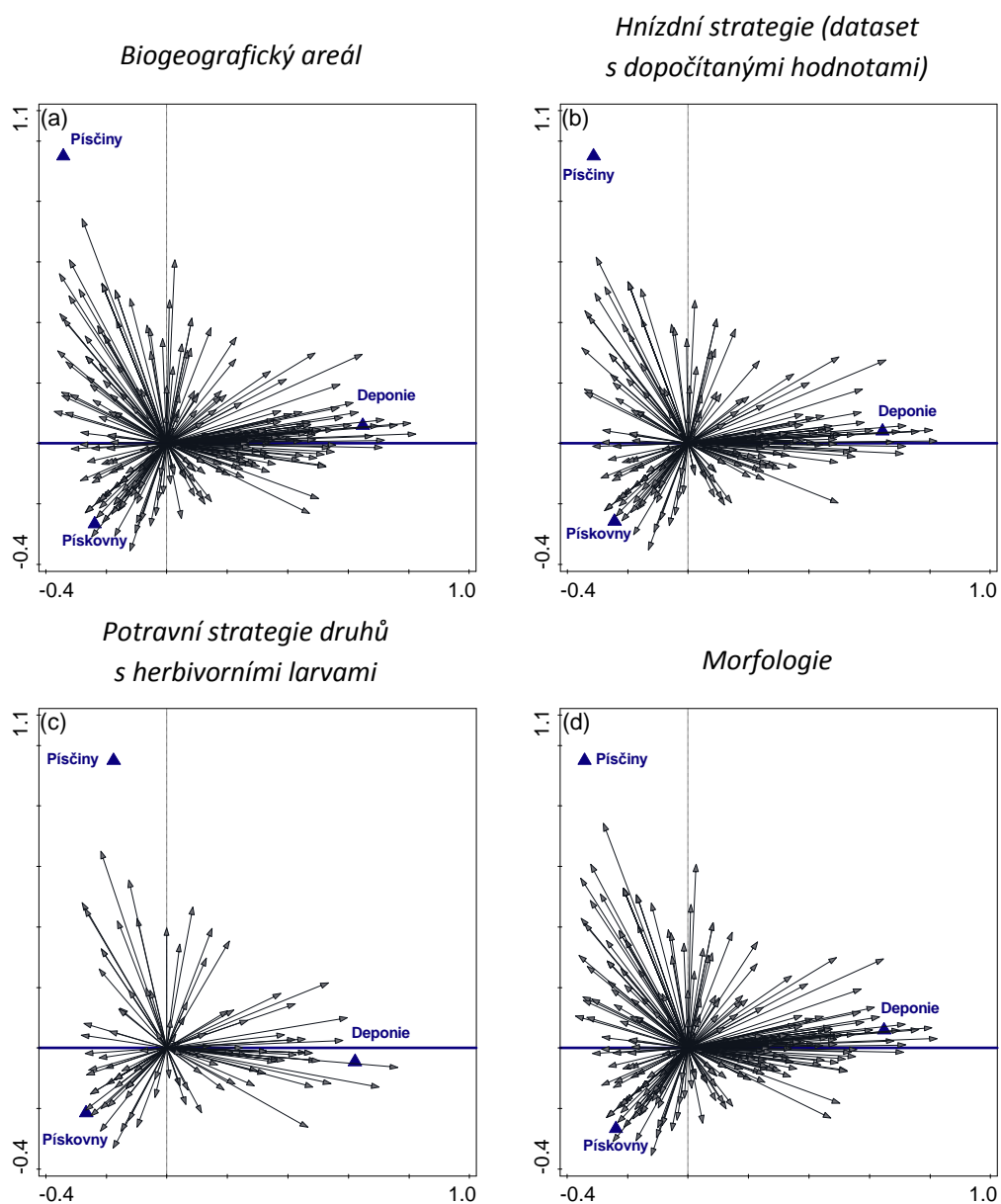
3.1.: Tabulka parametrů znaků v základním modelu analýzy GEE

V tabulce níže je uveden výsledek a signifikance analýz testujících vztah druhů s jednotlivými hodnotami znaků k typu substrátu. Signifikance byly použity při výběru znaků do finálního modelu. Pro více informací o modelu viz Metodika, kap. 3.4.2. Původ lokality

Kategorie	Znaky	P	Kategorie	Znaky	p
Biogeografický areál	<i>Holoarktický</i>	0.0003	Hnízdní strategie (dataset bez dopočítaných hodnot)	<i>Hnízdění v rákosinách</i>	< 0.0001
	<i>Pontomediteránní</i>	0.0005		<i>Hnízdění v jemnozrnném substrátu</i>	< 0.0001
	<i>Atlantomediteránní</i>	0.0017		<i>Hnízdění ve dřevě</i>	< 0.0001
	<i>Palearktický</i>	0.0054		<i>Maximální délka zemního hnízda (log+1)</i>	< 0.0001
	<i>Západopalearktický</i>	0.0751		<i>Průměrná délka zemního hnízda (log)</i>	< 0.0001
	<i>Mediteránní</i>	0.3841		<i>Počet obývaných typů hnízd (log)</i>	< 0.0001
	<i>Eurosibiřský</i>	0.6047		<i>Minimální délka zemního hnízda (log)</i>	< 0.0001
	<i>Evropský</i>	0.7045		<i>Hnízdění v kavitách</i>	0.6157
Biotopové preference	<i>Hygrofil otevřených substrátů</i>	< 0.0001		<i>Hnízdění v ulitách</i>	0.63
	<i>Hygrotermofil</i>	0.0005		<i>Připravenost hnízda</i>	0.8032
	<i>Xerotherofil otevřených substrátů</i>	0.0011	<i>Přinášení externího materiálu do hnízda</i>	0.8032	
	<i>Počet obývaných biotopů (log)</i>	0.0028	<i>Hnízdění v plástvích</i>	0.8156	
	<i>Mezofil rozhraní luk a lesů</i>	0.0094	<i>Transport živočišné potravy nohama</i>	< 0.0001	
	<i>Xerotherofil křovinatých stepí</i>	0.0178	<i>Transport živočišné potravy na žihadle</i>	0.0069	
	<i>Hygrofil podmáčených lesů</i>	0.0224	<i>Potravní specializace larev</i>	0.0135	
	<i>Mezofil lesních biotopů</i>	0.0308	<i>Transport živočišné potravy kusadly</i>	0.0166	
Fenologické znaky	<i>Mezofil otevřených substrátů</i>	0.0715	Potravní strategie druhů s parazitoidními larvami	<i>Zásobení hnízda</i>	0.144
	<i>Xerotherofil lesních biotopů</i>	0.1063		<i>Potravní specializace dospělců</i>	0.3104
	<i>Počet generací/rok</i>	0.0012		<i>Transport rostlinné potravy na nohách</i>	0.0006
	<i>Délka letové periody ♀</i>	0.1364		<i>Potravní specializace larev</i>	0.0022
	<i>Začátek letové periody ♀</i>	0.1962		<i>Transport rostlinné potravy ve volátku</i>	0.0023
	<i>Délka letové periody ♂</i>	0.3087		<i>Potravní specializace dospělců</i>	0.0083
	<i>Přezimující stádium</i>	0.3632		<i>Zásobení hnízda</i>	0.2054
	<i>Začátek letové periody ♂</i>	0.3762		<i>Transport rostlinné potravy na těle</i>	0.766
Hnízdní strategie (dataset s dopočítanými hodnotami)	<i>Konec letové periody ♀</i>	0.4975	Morfologické znaky	<i>Množství barev na těle samce</i>	< 0.0001
	<i>Přinášení externího materiálu do hnízda</i>	< 0.0001		<i>Maximální délka těla (log)</i>	0.0001
	<i>Hnízdění v rákosinách</i>	< 0.0001		<i>Barva samce: světlá</i>	0.0001
	<i>Hnízdění v jemnozrnném substrátu</i>	< 0.0001		<i>Průměrná délka těla (log)</i>	0.0003
	<i>Počet obývaných typů hnízd (log)</i>	< 0.0001		<i>Maximální délka křídel (log)</i>	0.0003
	<i>Hnízdění ve dřevě</i>	< 0.0001		<i>Míra ochlupení samce</i>	0.0007
	<i>Průměrná délka zemního hnízda (log)</i>	< 0.0001		<i>Barva samce: černá</i>	0.0009
	<i>Maximální délka zemního hnízda (log)</i>	< 0.0001		<i>Barva samice: černá</i>	0.0009
	<i>Minimální délka zemního hnízda (log)</i>	< 0.0001		<i>Barva samice: zelená</i>	0.0021
	<i>Hnízdění v kavitách</i>	0.0469		<i>Barva samce: zelená</i>	0.0022
	<i>Připravenost hnízda</i>	0.365		<i>Průměrná délka křídel (log)</i>	0.0023
	<i>Hnízdění v ulitách</i>	0.5239		<i>Míra ochlupení samice</i>	0.0025
	<i>Hnízdění v plástvích</i>	0.7915		<i>Barva samice: hnědá</i>	0.0063
				<i>Minimální velikost těla (log)</i>	0.0078
				<i>Barva samce: hnědá</i>	0.0106
				<i>Barva samice: modrá</i>	0.0366
		<i>Barva samce: modrá</i>	0.0385		
		<i>Množství barev na těle samice</i>	0.0527		
		<i>Průměrná délka křídel (log)</i>	0.1143		
		<i>Barva samce: červená</i>	0.2621		
		<i>Barva samice: světlá</i>	0.9058		
		<i>Barva samice: červená</i>	0.9461		
		<i>Hnízdní parazitismus</i>	0.0034		
		<i>Životní strategie</i>	<i>Nejvyšší dosažitelná míra sociality</i>	0.1099	
			<i>Trofická specializace</i>	0.4374	

3.2. Graficky zobrazen gradient antropogenního původu lokality PCoA analýzy

Součástí analýzy, testující vztah typu lokality a hodnot znaků druhů, důležitá pro interpretaci původu lokality. Na grafech je uveden gradient antropogenního původu lokalit (▲) na první ose. Gradient byl definován druhy (šipky), které lokality osidlují. Pro více informací o analýze viz metodika, kap. 3.4.3. Typ lokalit.



Příloha 4: korelace

4.1. Korelace části hodnot znaků

Pearsonovo korelace a průkaznosti pouze části hodnot znaků vzhledem ke specificky stanoveným požadavkům na korelace s dalšími znaky. Pro více informací viz Metodika, kap. 3.4.1. Korelační matice

<i>znak 1</i>	<i>znak 2</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
minimální délka hnízda	maximální délka hnízda	0,4900	> 0,001
průměrná délka těla	průměrné délka zemního hnízda	0,2200	0,0193
hnízdni parazitismus žahadlových blanokřídlých	maximální délka těla	0,1612	0,0030
počet generací za rok	potravní specializace herbivorních larev	0,1035	0,1794
délka letové periody samce s herbivorními larvami	potravní specializace herbivorních larev	0,2200	0,0340
délka letové periody samice s herbivorními larvami	potravní specializace herbivorních larev	0,2400	0,0170
hnízdni parazitismus druhů s herbivorními larvami	Zásobení hnízda rostlinnou potravou	0	0,9773
hnízdni parazitismus druhů s parazitoidními larvami	Zásobení hnízda živočišnou potravou	0,080	0,3046

4.2 Korelační matice

Pearsonovo korelace a průkaznosti všech znaků v matici (na další stráně). Pro více informací viz Metodika, kap. 3.4.1. Korelační matice.

A large, empty grid table with many columns and rows. The grid is composed of numerous small, empty rectangular cells arranged in a uniform pattern. The table is positioned horizontally across the middle of the page.