

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA

V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**Jak souvisí diverzita vážek post-těžebních oblastí
s diverzitou okolních biotopů?**

Diplomová práce

Vedoucí práce: Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Diplomant: Bc. Kristýna Abrahámová

2017

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Kristýna Abrahámová

Regionální environmentální správa

Název práce

Jak souvisí diverzita vážek post-těžebních oblastí s diverzitou okolních biotopů?

Název anglicky

The effect of surrounding freshwater habitats on the diversity of dragonflies in post-mining sites

Cíle práce

Druhová skladba společenstev rostlin a živočichů se s postupem času mění. Nové habitaty vznikají a jiné zanikají. Jejich diverzita však určitým způsobem vždy souvisí s probíhající sukcesí. Vážky (Odonata) jsou často využívány pro hodnocení změn kvality a stavu sladkovodních biotopů, včetně biotopů vyskytujících se v oblastech ovlivněných těžbou. Nejnovější studie poukazují na spojitost výskytu vzácných druhů vážek se stářím sukcese, nikoliv, jak se doposud předpokládalo se způsobem obnovy. Většina studií však opomíjí vliv (species pool) zdrojových lokalit v okolí. Cílem této práce je porovnat diverzitu post-těžebních oblastí s diverzitou okolních sladkovodních biotopů

Metodika

Práce je založena na srovnání diverzity společenstev vážek biotopů různého sukcesního stáří a analýze vlivu vybraných environmentálních faktorů (pH, vodivost, zastínění, charakter a hustota vegetace).

Práce navazuje na předchozí výzkum z roku 2014 a 2015, kdy byla získána data o diverzitě tůní v nejbližším okolí zatopeného lomového jezera Medard, Podkrušnohorské výsypce a Pinkovišti. Průzkum bude v roce 2016 prováděn na 15 lokalitách v okolí těchto biotopů. Následně bude za pomoci vhodných statistických metod provedeno srovnání diverzity post-těžebních oblastí a okolních habitatů a provedena analýza vlivu měřených faktorů na diverzitu jednotlivých typů biotopů.

Doporučený rozsah práce

40 -50 stran + přílohy

Klíčová slova

Odonata, sukcese, ekologická obnova, vodní bezobratlí, species pool

Doporučené zdroje informací

- DOLNÝ A., BÁRTA D., WALDHAUSER M., HOLUŠA O., HANEL L., 2007: The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation and Distribution. Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim.
- DOLNÝ A., HARABIŠ F., 2012: Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. Biological Conservation 145: 109-117.
- ELO M., PENTTINEN J., KOTIAHO J. S., 2015: The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. BMC Ecology 15: 11.
- HARABIŠ F., DOLNÝ A., 2015: Odonates need natural disturbances: how human-induced dynamics affect the diversity of dragonfly assemblages. Freshwater Science 34: 1050-1057.

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 26. 01. 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pod vedením Mgr. Filipa Harabiše, Ph.D., a že jsem uvedla všechny publikace a literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Karlových Varech 8. 4. 2017

.....

Poděkování

Ráda bych na tomto místě poděkovala především vedoucímu mé diplomové práce Mgr. Filipu Harabišovi, Ph.D. za jeho trpělivé vedení, za cenné rady, za ochotu a podporu, kterou mi věnoval při zpracování této práce. Svým dvěma milovaným dcerám Kamile a Karin za pomoc a asistenci při výzkumech v terénu. Rodině za toleranci a podporu při studiu.

V Karlových Varech 8. 4. 2017

.....

Abstrakt

Druhová skladba a bohatost společenstev rostlin i živočichů se v průběhu času mění. Nové habitaty vznikají a jiné zanikají, jejich diverzita však vždy určitým způsobem souvisí s probíhající sukcesí. Vážky (Odonata) jsou často využívány jako bioindikátory pro hodnocení změn kvality a stavu sladkovodních biotopů, včetně biotopů v oblastech ovlivněných těžbou. Výskyt vzácných druhů vážek je podle recentních studií výrazně ovlivněn stářím sukcese, nikoliv, jak se dříve předpokládalo, způsobem obnovy. Většina studií však opomíjí vliv (species pool) zdrojových lokalit v okolí. Cílem práce bylo zjistit, zda a jaký má vliv diverzita zdrojových lokalit (species pool) okolních biotopů na diverzitu lokalit post-těžebních oblastí. Vlastní průzkum probíhal vždy od května do září v letech 2014, 2015 a 2016 na celkem 50 lokalitách v oblasti Sokolovska a jeho okolí. Zjišťována byla diverzita vážek na lokalitách ovlivněných těžbou ve srovnání s diverzitou vážek na okolních lokalitách (rybníky). Nejvyšší diverzita byla zjištěna na důlních poklesech a na výsypce, na té bylo také zaznamenáno nejvíce ochránářsky hodnotných druhů vážek. Vliv zdrojových lokalit (rybníků) se neprojevil, protože jejich diverzita byla naopak nízká. Odkud tedy ochránářsky hodnotné druhy vyskytující se na výsypce pocházejí, se nepodařilo prokázat. Pro podporu a uchování vysoké druhové bohatosti i ochránářské hodnoty lokalit je klíčové udržovat mozaiku vodních biotopů v různých stádiích sukcese, to by zajistilo různorodé podmínky pro život širokému spektru organismů, nejen vážek.

Klíčová slova:

Odonata, sukcese, ekologická obnova, vodní bezobratlí, species pool

Abstract

The species richness and species composition of plants and animals is changing over time. New habitats are appearing, while the other disappear, but their diversity is related to the ongoing succession process. Dragonflies (Odonata) are often used as bio-indicators for evaluating the changes in quality of freshwater habitats, including habitats in areas affected by mining. According to recent studies occurrence of rare species is probably, associated to age (succession) of habitat, but not to the restoration method. Majority of studies, however, ignoring the influence of regional species pool on colonization of post-mining areas. The aim of the study was to compare the diversity of surrounding habitats (presumed source of species) with the diversity of sites in post-mining areas. The survey was conducted at 50 sites close to Sokolov between May and September, in the years 2014–2016. Diversity of dragonflies sampled in the localities affected by mining was compared with the diversity of surrounding habitats (ponds). It was found, that the highest diversity was in mine subsidence and spoil heap, whereas highest conservation value was in sites at spoil heap. Supposed source locations (ponds) had significantly lower diversity and thus cannot be seen as the source for colonization. According to my results it is evident that the key for the conservation of high species richness and conservation value in post-mining sites is to maintain high diversity of aquatic habitats in various stages of succession. Habitat heterogeneity providing suitable habitat conditions for the wide spectrum of organisms, not only dragonflies.

Keywords:

Odonata, succession, ecological restoration, aquatic invertebrates, species pool

Obsah

1. Úvod	9
1.1 Úloha hmyzu ve fungování ekosystémů	9
1.2 Vazba hmyzu na vodní prostředí	9
1.3 Odonata - řád hmyzu.....	12
1.3.1 Životní strategie vážek	12
1.4 Požadavky vážek na prostředí.....	13
1.4.1 Vymezení druhů na vody lotické	14
1.4.2 Vymezení druhů na vody lentické	15
1.5 Species pool a environmentální filtr	16
1.6 Disperzní schopnosti vážek	17
1.7 Vážky jako bioindikátory.....	18
1.8 Příčiny ohrožení vážek a jejich ochrana	19
1.9 Habitaty post-těžebních území	19
1.9.1 Obnova a heterogenita post-těžebních stanovišť	21
2. Cíle	22
3. Metodika	22
3.1 Sběr terénních dat	22
3.2 Klíčové determinační znaky vážek	24
3.3 Červený seznam	25
3.4 Dragonfly biotic index	26
3.5 Statistické zpracování dat	26
4. Charakteristika studijního území	28
4.1 Podkrušnohorská výsypka	29
4.2 Pinkoviště	30
4.3 Zatopené lomové jezero Medard	31
4.4 Okolní biotopy	31
4.5 Jednotlivé zkoumané lokality	32
5. Výsledky	35
5.1 Vliv environmentálních proměnných na diverzitu a ochrannou hodnotu vážek	36
5.2 Funkční vlastnosti vážek	40

5.3 Podobnost společenstev vážek	41
6. Diskuze.....	42
7. Závěr	45
8. Přehled literatury a použitých zdrojů	47
9. Přílohy	53

1. Úvod

1.1 Úloha hmyzu ve fungování ekosystémů

Nezastupitelnou roli v přírodě má krom dalších organismů také hmyz. Jeho druhové bohatství tvoří více než půlku známých žijících organismů. Patří do kmene Arthropoda (členovci), který je nejpočetnějším živočišným kmenem. Třída Insecta (hmyz) je významnou součástí ekologického potravního řetězce, jeho přítomnost a aktivita je nezbytná pro fungování ekosystémů. Řada druhů hmyzu ovšem také škodí na rostlinách a cizopasí na zvířatech, člověka nevyjímaje. Jeho možnosti a využití jsou široké, využití má například ve forenzní entomologii, v budoucnu se může stát také hlavním zdrojem potravy pro lidstvo (Grant 2002, Hershey et al. 2010). Rozšíření hmyzu je opravdu velké, vyskytuje se ve všech částech Země, některé druhy mohou žít v nejrůznějších typech biotopů, ale jiné jsou naopak úzce specializované (Hershey et al. 2010).

1.2 Vazba hmyzu na vodní prostředí

Mnoho druhů hmyzu je neodmyslitelně spjata s vodním prostředím, především pak jejich nedospělá stadia. Dokonce i několik druhů Orthoptera (rovnokřídlí, kobylky) se nacházejí ve spojení s vodními stanovišti (Hershey et al. 2010). Vodní hmyz je nedílnou a důležitou složkou vodního ekosystému, a společně s dalšími vodními bezobratlými poskytují využitelné zdroje pro ryby i pro lidi (Grant 2002).

Ve stojatých vodách lze hmyz nalézt napříč celým vodním ekosystémem, ale většina jej žije v blízkosti pobřežní zóny, tedy litorálu. Tady je voda relativně mělká a je zde přítomno obvykle větší množství vegetace (Lancaster et Downes 2013). Litorální oblasti jsou typicky lépe okysličené a strukturálně složitější, bohatší na zdroje potravy, než otevřená voda. Tyto faktory vedou k vysoké diverzitě hmyzu (Hershey et al. 2010). Pobřežní společenstva obecně mají mnoho zástupců z většiny vodního hmyzu, jakožto celou škálu velikostí vodních druhů. Velké taxony, jako například vážky, mnoho z lentických jepic, vodních brouků i chrostíci, jsou důležitými členy společenstev litorálu a jsou typicky neobvyklé v profundálních zónách, které mají zcela odlišná společenstva než zóny litorálu (Hershey et al. 2010).

Profundální zóny stojatých vod jsou obvykle poměrně homogenní stanoviště (Lancaster et Downes 2013).

Rozsah prostředí, kde je voda přítomna buď trvale, nebo příležitostně, a kde často vegetace převládá po celé nebo většině velikosti vodního útvaru, taková místa jsou často označována jako bažiny, močály, slatiny nebo mokřady. A to v závislosti na tom, odkud do nich voda přichází, zda pouze ze srážek, prostřednictvím přítoku, nebo prostupem podzemních vod (Lancaster et Downes 2013). Většina, ne-li všechny obsahují vodní hmyz (Lancaster et Downes 2013). Takovéto mokřady podporují podobně bohatá hmyzí společenstva jako litorální zóny (Hershey et al. 2010), pár druhů vodního hmyzu je specifická pro jednotlivé druhy mokřadů, ale některé mokřady obsahují vysokou rozmanitost taxonů, převážně dvoukřídlé, kteří žijí v sedimentech (Lancaster et Downes 2013). Množství mokřadního hmyzu je pozitivně spojeno s množstvím vodní vegetace, ale hladina vody je u mokřadů velmi proměnlivá a mnoho druhů je tím vystaveno stresu v podobě vysychání. Hydroperioda je nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím mokřadní hmyzí společenstva (Hershey et al. 2010). Nejvíce hmyzu je v mokřadech se střední hydroperiodou, odrážející kompromisy mezi stresem z vysychání a přítomností ryb v trvale zaplavených oblastech. Některé druhy hmyzu jsou proti vysychání více odolné, například dvoukřídlí, některé druhy vážek, chrostíků a brouků (Hershey et al. 2010). Funkčně a strukturálně odlišná od lentických hmyzích společenstev jsou hmyzí společenstva tekoucích vod, vzhledem k různým fyzikálním a chemickým výzvám lotického prostředí. Substrát dna a rychlost proudu je pravděpodobně určujícím faktorem struktury hmyzích společenství. Průtok ovlivňuje mnoho aspektů biologie hmyzu, včetně tělesné formy, získávání potravy a pohybu. Mnoho hmyzu také využívá rychlého proudění vody pro přepravu potravy k nim (Hershey et al. 2010).

Mnoho vodního hmyzu jsou predátoři. Několik skupin, zejména vážky, vodní ploštice a střechatky jsou výhradně dravé, zatímco jiné skupiny jsou omnivorní. V případě absence ryb má hmyz k dispozici větší množství různorodé kořisti, například vážky v litorálních oblastech potenciálně ovládnou hojnost zooplanktonu.

Přítomnost nebo nepřítomnost ryb má velký vliv na strukturu společenstva v rámci vodního biotopu (Hershey et al. 2010).

Hmyzí odezvy na změny prostředí jsou často používány jako indikátory kvality vody a podmínek ve sladkovodních ekosystémech (Hershey et al. 2010). Zvláštní význam pro vodní hmyz má koncentrace rozpuštěného kyslíku, teplota vody, typ substrátu a hydrodynamika. Všechn hmyz potřebuje dostatek kyslíku pro metabolismus (Hershey et al. 2010). To je velká výzva pro vodní hmyz, protože i nasycená voda obsahuje mnohem méně kyslíku, než suchozemské prostředí. Koncentrace kyslíku je proměnná v čase, mění se s hloubkou, je závislá na teplotě (Hershey et al. 2010). Teplota vody je dalším omezením pro vodní hmyz. Má přímý vliv na metabolismus a tím i vývoj hmyzu od vajíčka až k dospělému. Některý hmyz má úzký rozsah tolerance teplot a to především u studené vody, jiné druhy mohou tolerovat rozsah širší (Hershey et al. 2010). Každá významná změna teploty vody v důsledku kolísání teplot může omezit druhy hmyzu nalezené v rámci biotopu, a bude tak pravděpodobně měnit druhové složení společenstva (Lancaster et Downes 2013). Přesto je voda z hlediska teploty stabilnějším prostředím než vzduch, protože ani v zimě většina vodních ploch nepromrzá až na dno, a udržuje si přibližně stejnou teplotu i tlak, což umožňuje přežití mnoha organismů (Lancaster et Downes 2013).

Omezit výskyt nebo hojnost vodního hmyzu mohou také některé chemické aspekty vody, a to včetně pH, obsahu soli a koncentrace iontů. Obecně platí, že jsou to extrémy u některých parametrů, které mají za následek změnu společenstev vodního hmyzu. Nízké pH <5 vznikající v důsledku kyselé depozice, důlních odvodnění nebo organické kyseliny, může ovlivnit společenstva vodního hmyzu tak, že zůstanou jen acido-tolerantní druhy (Hershey et al. 2010). Několik taxonů jepic zmizelo při snížení pH na 5,5 v jezerech v Ontariu, ale naopak vážky a pakomárovití vykazovali zvýšení. Toto ovšem může mít vysvětlení v absenci rybího predátora (Lancaster et Downes 2013). Některým hmyzím společenstvům, například dvoukřídílím, se daří také v teplé slané vodě, protože zde mají málo konkurentů (Hershey et al. 2010). Dalšími důležitými faktory, které určují druhy a množství přítomného vodního hmyzu je substrát a hydrodynamika, jako je rychlý proud, vlny podél břehů a turbulentní proudění (Hershey et al. 2010).

1.3 Odonata - řád hmyzu

Jedním z řádů hmyzu, jehož ekologické nároky jsou úzce vázány na vodní prostředí, jsou vážky (Odonata).

Jedná se o starobylý řád, který se na Zemi vyskytuje zhruba 300 milionů let. Náleží do podtřídy Křídlatí (Pterygota), do třídy Hmyzu (Insecta), podkmene Šestinozí (Hexapoda), kmene Členovců (Arthropoda) a do říše Živočichové (Animalia).

Řád Vážky (Odonata) se člení na dva podřády, na stejnokřídlice (Zygoptera) a různokřídlice (Anisoptera), a dále trochu problematickou čeleď Epiophlebiidae, která je jakýmsi přechodem mezi oběma podřády. Dříve bývaly druhy rodu *Epiophlebia* zařazeny pod samostatný podřád Anisozygoptera (Dolný et al. 2007), některé recentní studie je však řadí společně s anisopterními druhy do podřádu Eiproctophora (Schorr et Paulson 2013).

1.3.1 Životní strategie vážek

Vážky mají svá některá životní specifika. Larvy vážek, stejně jako dospělci jsou z hlediska potravní specializace málo vymezení euryfágové (Hanel et Zelený 2000). Jsou to predátoři, kteří loví za pomoci labiální masky, což je modifikovaný ústní aparát. Jejich kořisti jsou obvykle menší živočichové, především vodní hmyz a korýši (Waldhauser et Černý 2014).

Dospělci jsou rovněž výhradně predátoři, vzhledem ke své kořisti málo selektivní (Dolný et al. 2007), loví převážně drobný až středně velký hmyz. Výjimkou však není ani kořist skoro stejné velikosti jako jsou oni sami. Z hlediska typu lovu se vážky dělí na dvě letové skupiny. První letecká skupina jsou vážky, které dokáží létat i několik hodin bez odpočinku a svou kořist vyhledávají právě za letu (fliers). Menší kořist jsou dokonce za letu schopné i konzumovat. Druhou loveckou skupinou jsou vážky létající podstatně méně, svou kořist vyhlížejí ze strategického místa (perchers), odkud na ni zaútočí a s chycenou se vrátí zpět na původní místo (Dolný et al. 2007, Waldhauser et Černý 2014). Při útoku na kořist se orientují především zrakem, reagující na její pohyb (Dolný et al. 2007). Svou

kořist sledují i na velkou vzdálenost a umí se soustředit jen na jeden vybraný objekt (Waldhauser et Černý 2014). Někdy odchyťávají i mouchy, které jsou čerstvě zachycené v pavoučích sítích (Dolný et al. 2007).

Naproti tomu i na vážky je vyvíjen predáční tlak, zejména na jejich larvy (Dolný et al. 2007). Na Okinawa Island je pravděpodobně jejich největším predátorem mlok i samotné vážky (Katayama 2013). Larvy Aeshnidae jsou oblíbenou potravou pro volavku červenou, ibis hnědý preferuje larvy Libellulidae, volavka vlasatá zase upřednostňuje dospělé stejnokřídlic (Samraoui et al. 2012). V našich podmínkách jsou největším nebezpečím pro larvy vážek ryby, zejména kapr obecný v rybnících s intenzivním chovem ryb, zde diverzita klesá velmi významně, až řádově (Dolný et al. 2007), a další velcí bezobratlí, například potápníci a ploštice. Imaga jsou velmi zranitelná hned po vylíhnutí, tak se stávají potravou pro ptáky, pro pavouky, velké druhy vážek zase pro některé ptačí specialisty (Waldhauser et Černý 2014). Znevýhodněné a více ohrožené predací jsou Aeshnidae i Libellulidae při létání v tandemu při kopulaci a kladení vajíček (Samraoui et al. 2012), i samice kladoucí v tandemu pod vodou (Dolný et al. 2007). Vážky na rašeliništích bývají zase lapené masožravou rosnatkou okrouhlostou (Dolný et al. 2007).

Nedílnou součástí potravní strategie vážek je vedle predace také kanibalismus, a to nejen v rámci řádu, ale i podřádů. Běžně se vyskytuje především u vážek larválních stadií, není však výjimečný ani u dospělců (Dolný et al. 2007). Společně s kanibalismem se u vážek významně uplatňuje také intraguild predation, coby vzájemná predace predátorů a jejich společné kořisti, a to nejen mezi různými druhy, ale i v rámci druhu (Ilmonen et Suhonen 2006, Polis et al. 1989).

1.4 Požadavky vážek na prostředí

V průběhu životního cyklu vážek dochází ke změnám požadavků na stanoviště. Ve stadiu larvy jsou úzce vázány na vodní prostředí, kdežto jako dospělci se pohybují i v biotopech terestrických, od vodního prostředí vzdálených i několik kilometrů. Pro svůj larvální vývoj využívají téměř veškeré možné druhy vod, jak z vod lentických, tak i lotických (Dolný et al. 2016a). Tolerance a vazba na prostředí, stejně tak jako vazba na určité parametry prostředí se u jednotlivých druhů vážek

velmi liší. Některé druhy jsou více tolerantní k prostředí, jejich ekologická valence je široká, jsou schopné osídlit různé typy vodních biotopů. Jsou to takzvaní biotopoví generalisté. Naproti tomu mnoho druhů vážek má ekologickou valenci úzkou, nároky na prostředí mají více specifické, ti jsou nazýváni biotopovými specialisty (Dolný et al. 2007).

Vážky a jejich larvy obývají tekoucí i stojaté vody. Rozdíly v preferencích obývaných vod mohou být mimo jiné způsobené i koncentrací rozpuštěného kyslíku ve vodě a především pak rozdílnými substráty dna (Dijkstra et Lewington 2006).

1.4.1 Vymezení druhů na vody lotické

Habitatovým specialistou s úzkou vazbou na pramenné vody je v našich podmínkách *Cordulegaster bidentata*. Larvy této vážky obývají úzké pramenné stružky s velmi malým vodním sloupcem. Ve stružkách a potůčcích, které jsou hlubší a širší se vyskytuje další páskovec *Cordulegaster boltonii*, také *Orthetrum coerulescens* a *O. brunneum* může tyto druhy biotopů vyhledávat (Dolný et al. 2007).

Druhů, které jsou ve svém vývojovém cyklu úzce vázány na tekoucí vody je méně než těch spjatých se stojatými vodami. Dalšími zástupci rodů z této méně početné skupiny lotických specialistů jsou *Calopteryx* a *Cordulegaster*, některé *Coenagrion* a *Somatochlora*, částečně také některé z *Orthetrum* (Dolný et al. 2016a). Lesní potoky a bystřiny jsou spíše druhově chudé, pravidelně se zde vyskytuje zejména *Cordulegaster boltonii* a *Calopteryx virgo*. Pro lov potravy to bývají i další druhy (Waldhauser et Černý 2014).

Naproti tomu říčky, malé řeky a luční potoky, pokud nejsou příliš znečištěné, mohou být bohatě osídlené i některými ochránářsky významnými druhy *Coenagrion ornatum* či *Libellula fulva*. Typickými druhy je *Calopteryx splendens* a *Orthetrum coerulescens* (Waldhauser et Černý 2014). Hojná je také *Ophiogomphus cecilia* (Dolný et al. 2007). Pro široké řeky s mělkým korytem je charakteristická motýlice *Calopteryx splendens* a *Gomphus vulgatissimus*, i *Calopteryx virgo* je zde významně zastoupena. Pro velké toky je také typická *Gomphus flavipes*, která však není

tolerantní ke znečištění vody (Dolný et al. 2007). V místech s nižší rychlostí proudu se často vyskytují i druhy typické pro stojaté vody (Waldhauser et Černý 2014).

1.4.2 Vymezení druhů na vody lentické

Na stojaté vody je výhradně nebo příležitostně svým vývojem vázáno téměř 90 % našich vážek. Glaciální jezera, coby přirozené stojaté vody, obývají spíše druhy běžné. Umělé stojaté vody a vodní plochy, jež vznikly po těžbě písku a šterku osidlují především běžné druhy vážek jako je *Enallagma cyathigerum*, *Ischnura elegans*, *I. pumilio*, *Anax imperator*, pokud je vodní vegetace více zastoupená, vyskytují se i další, např. *Sympecma fusca* či *Aeshna grandis* (Dolný et al. 2007).

Přehradní nádrže, které obvykle nemívají hojnou litorální vegetaci, mají většinou poměrně chudá společenstva vážek. Rybníky se naopak v diverzitě významně liší, a to především v závislosti na intenzitě a také typu hospodaření. Druhově jsou spíše chudší, osidlují je především běžné druhy jako je *Platycnemis pennipes*, *Ischnura elegans*, *Enallagma cyathigerum*, z různokřídlic *Anax imperator*, *Orthetrum cancellatum*, *Sympetrum sanguineum*, *S. vulgatum* i *Libellula depressa* (Dolný et al. 2007). Na přírodě bližších rybnících, pokud mají dobře rozvinutý litorál se pak vyskytují další druhy, *Lestes sponsa*, *Sympecma fusca*, *Chalcolestes viridis*, *Aeshna mixta* a další. Naproti tomu plůdkové rybníky a rybníky s extenzivním chovem ryb mají diverzitu vysokou. Vyskytují se zde druhy ochránářsky významné, např. *Lestes dryas*, *Aeshna affinis*, *Crocothemis erythraea*, *Sympetrum fonscolombii*, či dokonce *Sympetrum depressiusculum* (Dolný et al. 2014). Lokalitami, které jsou druhově bohaté, jsou slatiniště, naopak vrchoviště obývají druhy více specializované, například *Leucorrhinia dubia* či *Somatochlora alpestris* (Waldhauser et Černý 2014).

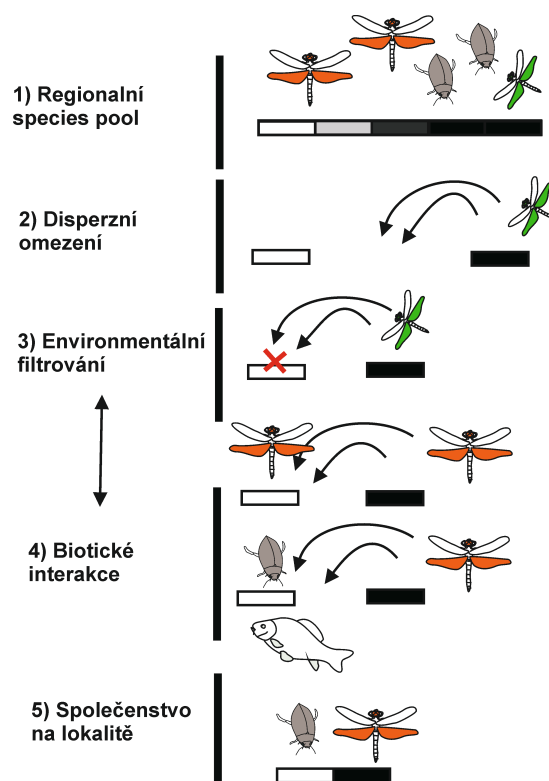
Také na rašeliništích se vyskytuje mnoho druhů vážek, které se na jiných typech habitatů nevyskytují, například *Somatochlora arctica* a *Leucorrhinia rubicunda* (Dolný et al. 2016a). Úzce vymezeným rešelinistním druhem je i *Aeshna caerulea*, která je v ČR uvedena jako kriticky ohrožená a vyskytuje se zde pouze ve dvou izolovaných populacích, na horských a podhorských rašeliništích v Krkonoších a na Šumavě (Dolný 2013). Na tyto typy biotopů je *A. caerulea* úzce vymezena,

stejně tak je rašeliništním specialistou s výskytem v ČR například *Nehalennia speciosa* (Dolný 2013).

1.5 Species pool a environmentální filtr

Diverzitu i druhové složení společenstev vážek na dané lokalitě výrazně ovlivňují environmentální filtry, kterými jsou heterogenita či homogenita okolí, land use a land cover, a především také litorální a vodní vegetace (Harabiš et al. 2013). Environmentálním filtrem může být i změna v kvalitě vody, která může působit přímo na vážky, nebo na ně působí nepřímo, a to prostřednictvím omezené nabídky kořisti (Elo et al. 2015). Druhovou bohatost vážek lotických biotopů ovlivňuje šíře vodního toku, zákal vody i její hloubka a substrát dna. Skalnaté a písčité dno vodního toku vykazuje vyšší ochrannářskou hodnotu než blátivé (Kietzka et al. 2015). V rybnících působí na diverzitu negativně přikrmování, vápnění i hnojení. Příčinou nízké druhové rozmanitosti je druhové složení rybí obsádky a její hustota, tedy vysoký predační tlak (Dolný et al. 2007). Také urbanizace je příčinou nízké diverzity, protože vede k homogenizaci biotopů a městské rybníky pak hostí především všudypřítomné druhy (Goertzen et Suhling 2013). Větší vodní plochy podporují více druhů vážek na rozdíl od jiných druhů vodních bezobratlých, ale soustava více rybníků menších rozměrů hostí více druhů, než jeden velký rybník stejné celkové plochy. Ovšem velké rybníky mohou hostit i druhy, které v těch menších chybí (Oertli et al. 2002).

Jaké bude nakonec složení společenstev vážek na lokalitě záleží v první řadě na regionální zásobě druhů (regionální species pool), která potenciálně obsahuje všechny dostupné druhy schopné kolonizace. Rozptyl jednotlivých druhů však nejdříve limitují disperzní bariéry, a posléze je na aktuální skladbu na jednotlivých lokalitách (lokální species pool) "procedí" environmentální filtry prostředí. Přítomné a pozorovatelné druhy na lokalitě jsou navíc ovlivňovány ještě vzájemnými biotickými interakcemi (Cornell et Harrison 2014).



Obrázek č.1: Vysvětlení hierarchického uspořádání procesů, které ovlivňují druhové složení společenstva na sledovaném biotopu: upraveno podle Cornel et Harrison (2014).

1.6 Disperzní schopnosti vážek

Příčin, pro které vážky zase naopak své rodné lokality opouštějí a dispergují na jiná stanoviště, může být více. Především hledají lepší podmínky pro přežití (Suárez-Tovar et Sarmiento 2016), pro rozmnožování i osídlení nových lokalit. Tendenci k opuštění habitatu mohou vykazovat také v případě zhoršení životních podmínek či zániku vhodného původního biotopu (Clobert et al. 2012). Disperzní schopnosti vážek jsou ve světě hmyzu nadprůměrné (Clausnitzer et al. 2009), obecně vykazuje vyšší schopnost rozptylu podřád Anisoptera než Zygoptera (Harabiš et Dolný 2011), rozptylové schopnosti vážek však zase klesají se vzrůstající mírou specializace na dané prostředí (Harabiš et Dolný 2011). Druhy, které aktivně dispergují a migrují, jsou pro lety na delší vzdálenosti morfologicky uzpůsobené stavbou těla a především křídel (Suárez-Tovar et Sarmiento 2016), na delší vzdálenosti pro ušetření energie mohou využívat i vzdušných proudů (Taylor 1974).

Schopnost disperze zvyšuje vážkám pravděpodobnost přežití (Andersen et al. 2016), přesto má svá rizika, jako jsou vysoké energetické náklady, riziko nenalezení vhodného biotopu k osídlení či vhodného partnera pro reprodukci (Clobert et al. 2012). Rozptylové vzdálenosti se u jednotlivých druhů i jedinců vážek různí, některé druhy jsou filopatrické a prokazují věrnost stanovišti, například *Sympetrum depressiusculum* se rozptýlí do vzdálenosti větší než 1 km pouze v 5 % případů (Dolný et al. 2014). U *Aeshna viridis* je průměrná schopnost rozptýlu kolem 40 km (Andersen et al. 2016), ale někteří jednotlivci například u druhu *Anax junius* jsou schopni uletět až 140 km za den (May 2013). Vážka druhu *Pantala flavescens* dokáže překonat vzdálenost 14 000 až 18 000 km, z toho 600 až 1000 km přes otevřené Indické moře (Anderson 2009). Některé druhy vážek však migrují pravidelně každoročně jako součást jejich životního cyklu. Migrace byla zaznamenána v přibližně 50 z 5800 druhů vážek na všech kontinentech s výjimkou Antarktidy (Wikelski et al. 2006), v Evropě byla migrace pozorována např. u druhu *Libellula quadrimaculata*, v severní Americe již zmíněný *Anax junius*, který pravidelně migruje z jižní Kanady do Mexika a zpět (May 2013).

1.7 Vážky jako bioindikátory

V současné době jsou vážky čím dál více využívány jako environmentální indikátory vodního prostředí (Dolný et al. 2016a, Martin et Maynou 2016). Zvláště pro svou citlivost na strukturální změny stanoviště a jejich ambifickému způsobu života jsou vhodnými bioindikátory při hodnocení kvality a změn vodního prostředí (Sahlén et Ekestubbe 2001, Martin et Maynou 2016). Spíše než dospělci se jako ukazatelé kvality a kontinuity vodního prostředí jeví larvy, protože většina z nich na jednom místě setrvává až několik let. Vážky jako bioindikátory však nejsou omezeny jen na děje v prostředí vodním, ale podle recentních studií také stavu terestrických biotopů (Dolný et al. 2016a).

Cenným nástrojem pro srovnávání druhové hodnoty vážek je index DBI (dragonfly biotic index), který pracuje na úrovni druhu. Předpokládá velký potenciál pro monitorování biologické rozmanitosti sladkovodních biotopů i pro hodnocení stavu životního prostředí (Simaika et Samways 2009). Dragonfly biotic index

posuzuje dohromady tři jednotlivé sub-indexy, a to míru rozšíření druhu, stupeň ohrožení a senzitivitu ke změnám životního prostředí (Simaika et Samways 2008). Pro druhy vážek vyskytující se na území České republiky zpracovali tuto indikační charakteristiku Dolný et Harabiš (2010).

1.8 Příčiny ohrožení vážek a jejich ochrana

Hlavní důvody ohrožení vážek jsou přímo spjaty s antropogenním působením na sladkovodní ekosystémy (Harabiš et Dolný 2014), přičemž největší hrozbu pro vážky v Evropě představuje výstavba přehrad a vodní hospodářství, následováno městským, zemědělským i průmyslovým znečištěním. Také klimatické změny (sucho), urbanizace či budování lesních plantáží představují závažnou hrozbu (Kalkman et al. 2010).

Každému desátému druhu vážek hrozí bezprostředně vyhynutí, avšak jen něco málo přes polovinu druhů je uvedeno jako neohrožené a trend jejich populace je stabilní (Clausnitzer et al. 2009, Kalkman et al. 2010). Hlavní hrozby pro evropské vážky se liší jak regionálně tak v průběhu času (Kalkman et al. 2010). Mezi nejvíce ohrožené druhy patří ty, které jsou úzce vyhraněné a jejich rozptylové schopnosti jsou omezené (Harabiš et Dolný 2014). Více ohrožené jsou také druhy tekoucích vod oproti druhům vod lentických, i druhy spojené s lesními biotopy (Clausnitzer et al. 2009). Přírozených a přírodě blízkých stanovišť vhodných pro vážky ubývá, ale naopak přibývá těch antropogenních, například vzniklých po těžbě nerostných surovin.

1.9 Habitaty post-těžebních území

Těžba nerostných surovin jako obor lidské činnosti velmi zásadním způsobem působí na krajinu. Nevyhnutelným důsledkem těžby nerostných surovin může být, a často také bývá, devastace celých stávajících ekosystémů. Tato narušení se v celosvětovém měřítku týkají zhruba 1,5 milionu m², což představuje asi 1 % souše (Prach et al. 2009). V České republice patří těžba k tradičnímu sektoru hospodářství (Tropek et Řehounek 2012) a zaujímá plochu cca 700 km², tedy 0,89 % rozlohy celé ČR (Prach et al. 2009).

Změny a narušování krajiny poznamenané těžbou ovlivňují fungování ekosystémů, narušují hospodaření s vodou, zhoršují erozi i kvalitu půd, mohou dokonce negativně ovlivňovat klima. V důsledku fragmentace biotopů působí též nepříznivě na meta-populační dynamiku druhů (Prach 2009) a jsou jednou z příčin globální ztráty diverzity a biotické homogenizace sladkovodní fauny (Dolný et Harabiš 2012).

Snahy vedoucí k zastavení degradace a postupné obnově k přírodě blízkému stavu jsou viditelné od 80. let 20. století. Obnovou diverzity, společenstev, populací i ekosystémů, se zabývá obor aplikované ekologie - ekologie obnovy (*restoration ecology*) (Prach 2009). Postupem času je zřejmé, že následky po těžbě nemusí mít pro krajinu jen negativní dopad (Prach et al. 2009). Mnohé habitaty v post-těžebních oblastech se stávají refugií i zdroji biologické diverzity, nabízejíc tak cenné náhradní habitaty za mizející přírodní stanoviště (Tropek et al. 2012). Pro některé druhy bezobratlých mohou takováto narušená místa znamenat dokonce poslední šanci k přežití (Konvička 2012).

V průběhu těžby, a především jako její důsledek, vznikají rozličná postindustriální stanoviště. Například pískovny, lomy, rašeliniště a výsypky. Výsypky jsou recentní útvary, které vzniknou nasypáním vytěžených hornin nacházejících se nad uhelnou slojí. Výsypky na Mostecku a Sokolovsku, což jsou oblasti výrazně poznamenané těžbou, jsou zásadním prvkem, který tvoří krajinný ráz (Prach 2010). Rozloha našich výsypek je zhruba 270 km², jedná se asi o 70 výsypek, tento počet není možné přesně určit, protože mnoho z malých výsypek bylo sloučeno do větších (Tropek et al. 2012). Mostecké výsypky jsou z šedých miocenních jíílů, které jsou proložené písky a vulkanickými pyroklastiky, a zaujímají plochu o velikosti zhruba 150 km². Radovesická výsypka je z Mosteckých výsypek největší, pohltila dokonce i několik vesnic (Prach et al. 2009). Na Sokolovsku zaujímají výsypky plochu zhruba 90 km² a jsou tvořeny převážně třetihorními cyprisovými jíily (Prach 2010). Vnější výsypky, které vznikají při těžbě hnědého uhlí postupným sypáním v pásech, bývají členité, mezi jednotlivými pásy se často vytvářejí hlubší, zvodnělé deprese (Prach 2010). V těchto sníženinách na výsypce i jejím úpatí

vznikají cenné mokřady, které se stávají útočištěm pro mnohé druhy ptáků, obojživelníků i hmyzu (Prach et al. 2009).

Negativním důsledkem antropogenní činnosti jsou změny ve vodním režimu v krajině (Vojar 2007), tyto změny mohou v důsledku úbytku citlivých druhů způsobovat ztrátu rozmanitosti sladkovodní fauny (Kalkman et al. 2010, Dolný et Harabiš 2012). V krajině má voda zcela nezastupitelnou funkci. Nedostatek vyhovujících přírodních vodních habitatů může být vyvažován vytvářením vodních biotopů sekundárních a tím zvyšovat různorodost prostředí (Dolný et Harabiš 2012).

V rámci rekultivací jsou na výsypkách a v lomech budovány umělé vodní nádrže, jejichž cílem je zlepšit kvalitu vody odtékající z výsypek, ale také obnovit důležitou a nezastupitelnou funkci vody v krajině (Příkryl 2003). Výsypkové vody obsahují často vysoké koncentrace těžkých kovů a rozpuštěných látek (Broumová et Pecharová 2004), při mírném zasolení však neomezují výskyt většiny vodních organismů (Příkryl 2003). Tůň a drobné mokřady patří mezi nejcennější biotopy vznikající na post-těžebních stanovištích (Vojar 2007). Také důlní poklesy díky svému přirozenému a dlouhému vývoji jsou cennými biotopy s vysokou biodiverzitou (Příkryl 2003), zvláště proto, že jsou dynamické a kontinuálně dochází ke vzniku nových stanovišť (Dolný et Harabiš 2012). Stabilita těchto biotopů je však nízká, v průběhu let se může mělký mokřad proměnit v hluboké jezero (Dolný et al. 2007).

Největšími vodními plochami, které vznikají v souvislosti s povrchovou těžbou uhlí, jsou zatápěné zbytkové jámy (Příkryl 2003). Zatápění zbytkových jam je jedním z vhodných způsobů rekultivace. Tyto velké zásobárny vody nabízejí mnohostranné využití. S přírodními jezery mají mnoho společných vlastností, především přispívají ke změně lokálního klimatu a mikroklimatu (Gremlica et al. 2013).

1.9.1 Obnova a heterogenita post-těžebních stanovišť

Vedle hydrické rekultivace je v současnosti patrná snaha restaurovat narušená území cestou přírodě blízké obnovy (Prach 2009), ponecháním přirozené spontánní

sukcesi. Tu preferuje řada habitatově vyhraněných i ohrožených druhů organismů (Tropek et al. 2012), jež jsou vázány na habitaty chudé na živiny (Řehounek et al. 2010), nebo raná sukcesní stadia. Naproti tomu technická rekultivace představuje hrozbu pro druhovou diverzitu (Harabiš et Dolný 2011), jelikož je prováděna až s odstupem času, bývají takto degradována stanoviště, na kterých se mezitím stihly usadit chráněné i vzácné druhy (Řehounek et al. 2010). V některých případech může být naopak technická rekultivace výhodná (Prach et Hobbs 2008). Přejídem mezi těmito dvěma, a pravděpodobně nejvhodnější variantou, je usměrňovaná (řízená) sukcese, která napomáhá biotopové pestrosti (Prach et al. 2009) a pomocí opakovaných disturbancí, jež zabraňují homogenizaci biotopů, udržuje heterogenní mozaiku mikrostanovišť (Harabiš et al. 2013).

2. Cíle

Cílem této práce je porovnat druhovou diverzitu společenstev vážek vodních biotopů různého sukcesního stáří a různého způsobu vzniku, nacházejících se na území Karlovarského kraje, zejména v oblasti Sokolovské hnědouhelné pánve, s biotopy podobného charakteru v jejich blízkém okolí. Za pomoci vlastního průzkumu, sběru dat a provedené analýze vlivu vybraných environmentálních faktorů jednotlivých zkoumaných lokalit (tj. stupně zastínění vodní plochy, charakteru a pokryvnosti vodní vegetace, šíře litorálního pásma, pH a konduktivity) zjistit, zda a jaký má vliv diverzita okolních biotopů na diverzitu vážek posttěžebních lokalit s různými způsoby obnovy.

3. Metodika

3.1 Sběr terénních dat

Ke sběru dat bylo vybráno náhodně celkem 50 vodních biotopů. Prvních 10 lokalit označené čísly 1 až 10 se nachází na Podkrušnohorské výsypce a vznikly v rámci provedených rekultivací. Stáří těchto vybudovaných vodních nádrží se pohybuje v rozmezí 5 až 12 let. Další 10 lokalit označených čísly 11 až 20, které

byly ponechány spontánní sukcesi, je v předpolí lomu Jiří, tzv. Pinkovišti, (lokality s čísly 19 a 20 patří k přilehlé výsypce Matyáš). Stáří těchto lokalit je přes 50 let. Lokality označené čísly 21 až 35 se nacházejí na svazích zatopeného lomového jezera Medard. Vznikly v rámci prováděné hydrikové rekultivace, jejich stáří je kolem 10 let. Lokality s čísly 36 až 50 jsou rybníky a vodní nádrže různého, avšak vyššího stáří než všechny ostatní lokality, a jsou umístěné v okolí lokalit výše jmenovaných.

Lokality s čísly 1 až 20 byly navštíveny v sezoně roku 2014, každá celkem pětkrát. Lokality 21 až 35 byly navštíveny v sezoně roku 2015 a každá celkem čtyřikrát. Lokality 36 až 50 byly navštíveny v sezoně roku 2016, každá celkem čtyřikrát. Některé lokality na Medardu byly ještě navštíveny opětovně i v roce 2016, pro ověření “stálosti” sledovaných společenstev. Návštěvy probíhaly vždy za ideálního, tedy slunečného a téměř bezvětrného počasí. Při teplotě vzduchu přes 20 stupňů Celsia a v denní době mezi desátou až patnáctou hodinou. Termíny jednotlivých návštěv jsou uvedené v tabulce č.1.

sezona	pořadí návštěvy	období
2014	1. návštěva	20.5. - 3.6.
	2. návštěva	7.6. - 16.6.
	3. návštěva	3.7. - 6.7.
	4. návštěva	29.7. - 12.8.
	5. návštěva	28.8. - 6.9.
2015	1. návštěva	5.7 a 6.7.
	2. návštěva	2.8.
	3. návštěva	22.8.a 23.8.
	4. návštěva	12.9.
2016	1. návštěva	28.5. a 29.5.
	2. návštěva	25.6., 26.6. a 28.6.
	3. návštěva	28.7. a 30.7.
	4. návštěva	27.8. a 28.8.

Tabulka č. 1: termíny a rozmezí návštěv na lokalitách v jednotlivých sezonách.

Každá z lokalit byla procházena vždy po dobu třiceti minut. Odchyt dospělých jedinců, které nebylo možno určit za letu, případně sedící, byl prováděn

entomologickou sítí o průměru 65 cm, na litorální vegetaci a doprovodné břehové vegetaci a v blízkých okolních porostech. Poté, co byl jedinec determinován, někdy vyfotografován v případě, že nebylo možné namísto příslušnost určit, byl okamžitě vypuštěn.

Determinace byla prováděna podle Dijkstra et Lewington (2006) a Waldhauser et Černý (2014). U každého druhu byla vždy na lokalitě odhadnuta relativní početnost s použitím abundančních tříd, upravených dle British Dragonfly Society (BDS 1983) a to takto: 0: žádný jedinec, 1: 1 jedinec, 2: 2 až 5 jedinců, 3: 6 až 10 jedinců, 4: 11 až 20 jedinců, 5: 21 až 50 jedinců, 6: 51 až 100 jedinců.

Během každé návštěvy byly na každé lokalitě měřeny vybrané hodnoty environmentálních proměnných. Vodivost (konduktivita) byla měřena přístrojem CS 989 a hodnoty pH přístrojem značky Hanna, model pHep HI 98107. Také byly zaznamenávány informace o zastínění, v hodnotách 100 %, 50-100 % a méně než 50 %. Sklon břehů v rozmezích 0-10 %, 10-45 %, 45-90 %. Velikost vodní plochy, ta byla vypočítána pomocí nástrojů v ArcGIS, uváděna v m². Převažující substrát dna ve vodních nádržích, přítomnost a hustota vodní vegetace, šíře litorálu a druhy vegetace litorálu. Zjišťována byla také přítomnost ryb v nádržích. Fotografie vážek i lokalit byly pořizovány digitálním fotoaparátem s dvanáctinásobným optickým zoomem od značky SONY DSC-H 7.2 Mpix.

3.2 Klíčové determinační znaky vážek

Larvy jsou mnohem obtížněji identifikovatelné než dospělí (Corbet et Brooks 2011). Zejména v počátečních stádiích života. Larvy některých druhů mají charakteristický vzhled, tvar hlavy, ocasní přídatky nebo výrazné hrudní značky, počet a tvar břišních trnů. Jiné je možné identifikovat jen pod mikroskopem (Corbet et Brooks 2011). Také exuvie obsahuje mnoho determinačních znaků larvy (Dolný et al. 2016a). Naproti tomu některé dospělé jedince, kteří jsou obvykle velmi pestří, lze právě podle zbarvení zejména na hrudi a zadečku identifikovat poměrně dobře (Dolný et al. 2007). U mnoha druhů, ne však u všech obecně, je patrný sexuální dichroismus a existují tak barevné rozdíly v rámci jednoho druhu mezi samci a samicemi (Dolný et al. 2007, Corbet et Brooks 2011). Křídla vážek mají bohatou

a složitou žilnatinu, která obsahuje mnoho specifických polí. Tmavší a barevnější políčka u přední hrany křídel jsou jedny z podstatných determinačních znaků, tyto plamky neboli pterostigma, se u jednotlivých druhů mohou lišit tvarem, velikostí i barvou (Dolný et al. 2007), funkčně však pravděpodobně souvisí s hájením teritoria či lákáním opačného pohlaví (Dolný et al. 2016a).

Jedním z nejvýraznějších rysů vážek jsou jejich velké oči (Corbet et Brooks 2011), které jsou u obou podřádů značně rozdílné. Okcipitální trojúhelník nacházející se nad očima u podřádu Anisoptera, a přítomnost a tvar postokulárních skvrn u podřádu Zygoptera jsou dalším důležitým rozlišovacím znakem. Na konci zadečku je to podoba reprodukčního aparátu, tedy zadečkových přívěsků, v případě některých Zygopter, díky kterému lze jednotlivý druh určit (Waldhauser et Černý 2014, Dolný et al. 2016a). Některé druhy je možné identifikovat už podle charakteristického letu nebo ovipozičního chování (Dolný et al. 2016a).

3.3 Červený seznam

Dokument, který by mohl a měl být nápomocen ochraně vážek, je Červený seznam ohrožených druhů vážek ČR (Hanel et al. 2005), který byl publikovaný v rámci Červeného seznamu ohrožených druhů bezobratlých ČR (Farkač et al. 2005). V loňském roce byl tento Červený seznam aktualizován (Dolný et al. 2016b) a ohroženost mnoha druhů byla přehodnocena. Například došlo ke snížení stupně ohrožení u *Sympecma paedisca* a *S. fusca*, první jmenovaná byla původně CR kriticky ohrožená, druhá NT téměř ohrožená (Hanel et al. 2005). Aktuálně je *S. paedisca* zařazená jako NT téměř ohrožená a *S. fusca* není zařazena vůbec (Dolný et al. 2016b). Naopak nově se do seznamu dostala *Sympetrum flaveolum*, která je nyní vedená jako VU zranitelná (Dolný et al. 2016b). Kategorie do kterých jsou podle stupně ohrožení vážky zařazené od nejohroženějších, jsou kategorie CR kriticky ohrožený, kde je pět druhů vážek, EN ohrožený tři druhy, VU zranitelný devět druhů, NT téměř ohrožený osmnáct druhů a čtyři druhy jsou uvedené jako NE nevyhodnocené (Dolný et al. 2016b).

Efektivní druhová ochrana vyžaduje znalosti ekologie jednotlivých druhů (Harabiš et Dolný 2014). Za posledních 10 let nebyl zaznamenán výrazný trend

směřující k obecnému vymírání souborů populací vážek v ČR, až na *Nehalennia speciosa* a *Sympetrum depressiusculum*, u kterých byl zaznamenán negativní trend (Harabiš et Dolný 2014).

3.4 Dragonfly biotic index

Dragonfly biotic index neboli DBI byl použit k určení kvalitativní hodnoty odonatocenózy. Index je stanoven součtem sub-indexů: rozšíření druhu, ohrožení druhu podle červeného seznamu, senzitivita ke změnám životního prostředí. Tyto sub-indexy mají hodnoty 0–3, přičemž druhy nejméně vyhraněné, a tedy široce rozšířené mají hodnotu 0 (0+0+0), druhy vyhraněné a ohrožené mají hodnotu 9 (3+3+3) (viz tab. č. 2).

Sub - index	Distribuce	Ohrožení	Senzitivita
0	běžný v rámci ČR	běžný	není citlivý ke změnám biotopu nebo ze změn profituje
1	běžný, v některých oblastech vzácnější	téměř ohrožený	nízká senzitivita ke změnám prostředí
2	vzácný v rámci celé ČR	zranitelný	střední senzitivita ke změnám prostředí
3	výskyt vázán jen na několik lokalit v rámci celé ČR	ohrožený + kriticky ohrožený	extrémní senzitivita ke změnám prostředí

Tabulka č. 2: Dragonfly biotic index (DBI) (upraveno podle Simaika et Samways 2008).

3.5 Statistické zpracování dat

Pro hodnocení vlivu environmentálních proměnných na počet druhů a ochranářskou hodnotu (DBIsv, což je celková hodnota DBI vážená počtem druhů) byly použity zobecněné lineární smíšené modely (GLMM), kde náhodný efekt byla vždy oblast výzkumu. Pro hodnocení vlivu environmentálních proměnných na počet druhů byl zvolen model s negativně binomickým rozdělením a pro hodnocení vlivu environmentálních proměnných na ochranářskou hodnotu model s normálním rozdělením. Oba modely byly vytvořeny s pomocí R package lme4 verze 1.1 (Bates et al. 2015). Pro analýzu vztahu mezi environmentálními proměnnými a funkčními

charakteristikami (traits) vážek byl použit model CATS (community assembly via trait selection) regrese. Tento přístup umožňuje analyzovat souvislost mezi funkčními vlastnostmi a vlastnostmi prostředí za možnosti zachování rozdílného zastoupení a početnosti jednotlivých druhů (Warton et al. 2015). Do analýzy tak vstupují data o početnosti jednotlivých druhů na lokalitách, data o funkčních charakteristikách druhů a data o environmentálních proměnných. Model čtvrtého rohu s pomocí CATS regrese byl vytvořen za pomocí R package mvabund verze 3.10. Pro vizualizaci podobnosti společenstev vážek na jednotlivých typech stanovišť byl zvolen přístup založený na lineárních modelech. V mém případě se jednalo o model bez vysvětlujících proměnných (pure latent variable model), který je alternativou nepřímé ordinace s mnoha výhodami. Pro vytvoření tohoto modelu byla použita R package BORAL verze 0.9 (Hui 2016). Všechny analýzy byly provedeny v programu R verze 3.2 (R Development Core 2015).

sledované vlastnosti prostředí	zjišťované hodnoty
ryby	přítomnost / nepřítomnost
vodní plocha	v m ² (výpočet pomocí nástrojů ArcGIS)
substrát dna	jíl, bahno, písek, štěrk, kameny
litorál	chybí, solitery, do 2 m, několik m,
sklon břehů	0-10 %, 10-40 %, 45-90 %
vodní vegetace	souvislá, rozvolněná, určitá místa, chybí
zastínění	100 %, 50-100 %, méně než 50%
šířka lesa	kontinuální, solitérní stromy a keře, do 30 m, chybí
typ habitatu (land use)	výsypka (technická rekultivace), Pinkoviště (spontánní sukcese), Medard (hydrická rekultivace), okolní biotopy (rybníky)

Tabulka č. 3: sledované vlastnosti environmentálních proměnných a jejich hodnoty.

funkční charakteristiky druhů	kategorie funkčních charakteristik
velikost těla	v mm, dle Dijkstra et Lewington (2006)
disperzní schopnosti	hodnoty 1-4 dle Harabiš et Dolný (2011)
životní strategie larev	sprawler (na ponořených rostlinách), claspers (pohyblivé), burrower (při dně)
šíře niky	číselná hodnota dle IUCN redlist (http://www.iucnredlist.org)
faunistický prvek	holomediterránní, ponto-mediteránní, ponto-caspiální, eurosibiřský, atlanto-mediteránní
stálost stanoviště	temporary (přechodná), permanency (trvalá)

Tabulka č. 4: analyzované funkční charakteristiky druhů a jejich kategorie.

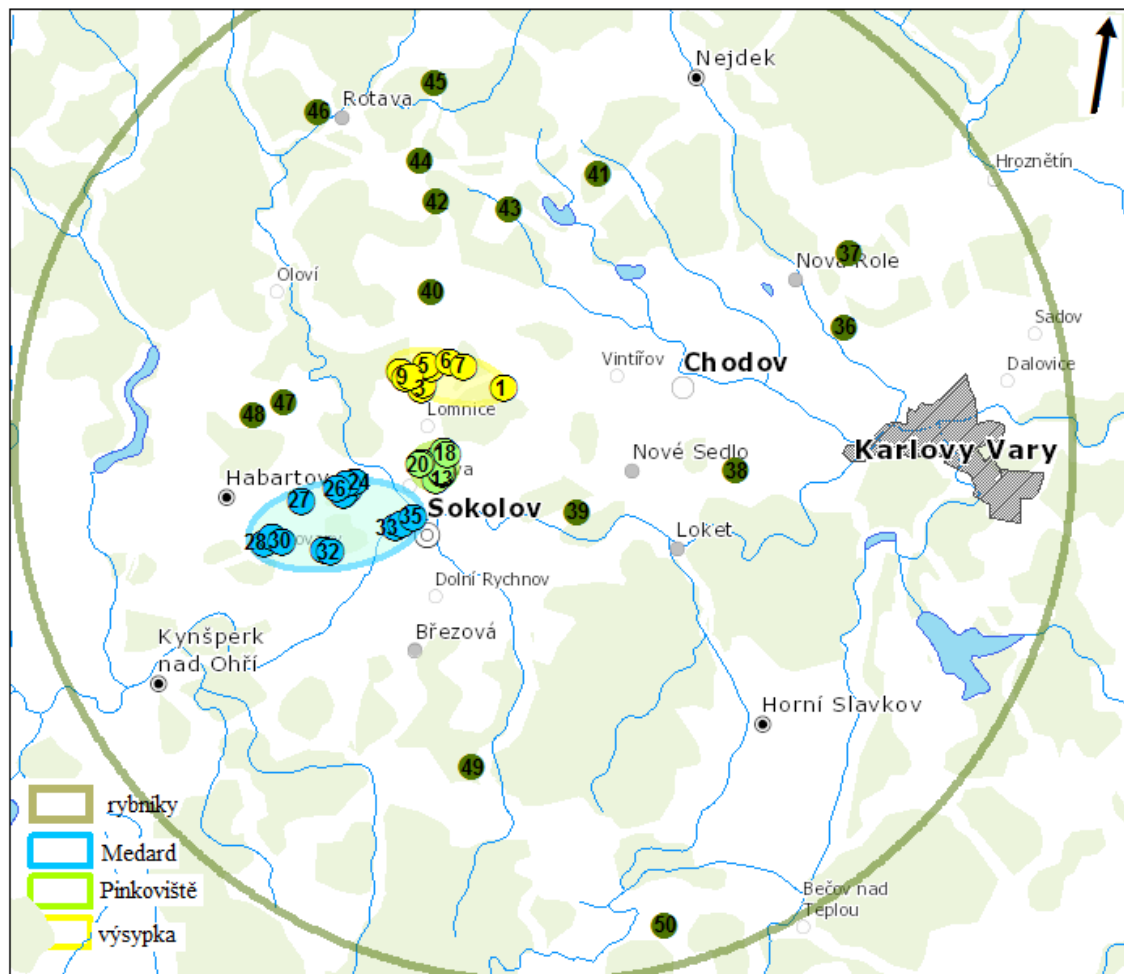
4. Charakteristika studijního území

Studijní území se nachází v Karlovarském kraji, který je na západě území české republiky. Ze severu a západu je ohraničen státní hranicí s Německem, z východu sousedí s Ústeckým a z jihu s Plzeňským krajem. Rozloha Karlovarského kraje je 3314 km², s podprůměrným zalidněním v porovnání ke zbytku republiky (Zdražil et al. 2012).

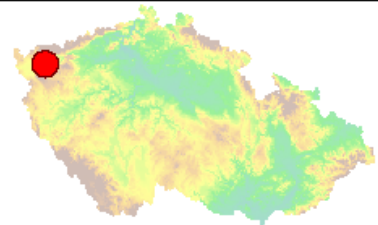
Přes území kraje se rozprostírají Krušné hory, Slavkovský les, Doupovské hory a Smrčiny. Jedná se o více zalesněnou oblast, z celkové rozlohy kraje je zalesněno 44 %. Nejvyšším bodem Karlovarského kraje je s výškou 1 244 m n.m. Klínovec, nejnižší bod je na řece Ohři v 320 m n. m. (Zdražil et al. 2012). Karlovarský kraj se nachází v klimatické oblasti mírně teplé až chladné. Dlouhodobý roční teplotní průměr je 7 stupňů Celsia, dlouhodobý roční úhrn srážek je 673 mm (ČHMÚ 2014). Z geomorfologického hlediska se kraj z větší části nachází v Krušnohorské subprovincii, malá část spadá do subprovincie Šumavské a Poberounské (Zdražil et al. 2012).

Velkou část v kraji, 7 % z jeho rozlohy, zaujímají rozsáhlá výhradní ložiska nerostných surovin. Nejvíce jsou zastoupena ložiska hnědého uhlí. Poměrně velká část území je poddolovaná. Na území kraje se nachází jediné velkoplošné zvláště chráněné území, CHKO Slavkovský les, 53 Evropsky významných lokalit o celkové rozloze 59 337 ha a dvě Ptačí oblasti – Doupovské hory a oblast Novodomská rašeliniště – Kovářská (Zdražil et al. 2012).

Oblasti výzkumu vážek v roce 2014 - 2016



Zdroj dat ortofoto CUZK a CENIA 2016 a vlastní



Obrázek č. 2: Mapka zobrazující umístění zájmové oblasti a rozlišení jednotlivých oblastí výzkumu (ArcGIS).

4.1 Podkrušnohorská výsypka

Podkrušnohorská výsypka se nalézá v Sokolovské pánvi, mezi obcemi Boučí, Dolní Nivy, Lomnice, Vřesová a Vintřívov. Z valné části se jedná o vnější výsypku lomu Jiří, jež vznikla slučováním menších výsypky různého stáří. Například výsypky Vintřívov, Smolnická, Pastviny a Týn (Jiskra 1997). Ukládání na výsypku probíhalo v letech 1960 až 2003, nyní je veškerá skrývka z lomu Jiří ukládána do vnitřní výsypky přímo v lomu Jiří (Rojík et al. 2010; Broumová et al. 2014).

Rozloha Podkrušnohorské výsypky je úctyhodných 1957 ha a také v České republice patří k největším. Je složena převážně z jílu cyprisové a vulkanodetritické série (Dimitrovský 2001). Návrat k přírodě zde probíhal a probíhá za pomoci technických rekultivací, které předcházejí rekultivacím převážně lesnickým a zemědělským. V poměrně velké míře jsou prováděny také hydrické rekultivace, při nichž jsou budovány menší vodní nádrže, které slouží nejen k vytváření vodních biotopů, k zachycování přívalových dešťů, ale zejména pro úpravu povrchových vod, především k odkalení i vyloučení určitých prvků, například manganu a železa (Frouz et al. 2007). V rámci lesnické rekultivace probíhá i výsadba dřevin, a to dřevin jak listnatých, zde se k výsadbě používá zejména olše šedá a černá, javor klen, jasan ztepilý, dub zimní a letní a jeřáb, tak i dřevin jehličnatých, například borovice lesní, smrk ztepilý a modřín evropský (Frouz et al. 2007). Zemědělské rekultivace probíhají za použití navezené ornice, nebo bez, rovnou na cyprisových jílech, které výsypku z valné části tvoří. Probíhají v několikaletých cyklech, jež zahrnují organické i anorganické hnojení, setí obilovin či jetelotravních směsí (Frouz et al. 2007). Z celkové rozlohy výsypky, která činí 1957 ha, je na ploše 593 ha rekultivace již ukončená, na 1142 ha ještě rekultivace probíhá. Na zbývající ploše, tedy na 222 ha se rekultivace ještě plánuje (Sokolovská uhelná 2013).

4.2 Pinkoviště

Lomnické pinky, nazývané také Pinkoviště, bylo území s velkým počtem piněk na předpolí lomu Jiří, nacházející se mezi obcemi Lomnicí a Svatavou (Frouz et al. 2007). Pinka je nevelká propadlina, která vzniká v důsledku hlubinné těžby. Obvykle bývá trychtýřovitého tvaru s širokým litorálem, což je dáno pozvolným procesem jejich vytváření (Příkryl 2003). Rozloha Pinkoviště se každým rokem zmenšuje, plošně o 90–120 m, důsledkem postupující těžby (Frouz et al. 2007). Podle rychlosti postupující těžby zanikne úplně přibližně v roce 2020, protože tehdy se předpokládá ukončení těžby v lomu Jiří (Pöpperl 2009). Skrývka velkolomu Jiří byla zahájena v roce 1960, samotná těžba hnědého uhlí zde probíhá až od roku 1964. Nejdříve zde však probíhala hlubinná těžba, od roku 1923 až do roku 1967, poté byl důl Jiří po vyuhlení uzavřen. V období let 1918 až 1933 tomuto ještě předcházela lomová těžba,

ke které se postupně přešlo opět v letech 1945 až 1960 současně s přestavbou malolomů na velkolomy (Jiskra 1997).

Z předpolí lomu Jiří, území s dřívější hlubinnou těžbou, které je nyní přetěžované povrchovým způsobem, se provádějí různé záchranné transfery fauny i flóry zvláště na území Podkrušnohorské výsypky, kde jsou za tímto účelem v rámci rekultivací cíleně budována vhodná místa (Frouz et al. 2007).

4.3 Zatopené lomové jezero Medard

Zatopený bývalý hnědouhelný lom Medard – Libík se nachází v sokolovském hnědouhelném revíru, mezi městy Sokolov a Habartov, a obcemi Citice, Bukovany a Svatava. Těžba v lomech zde probíhala již od roku 1919, a to ze sloje Anežka a Antonín, v 80. letech také ze sloje Josef. V březnu roku 2000 byla těžba hnědého uhlí ukončena. V roce 2002 byly zahájeny rekultivační práce, využito bylo všech způsobů rekultivace, zejména hydrická, lesnická i zemědělská. Rekultivace probíhaly v několika etapách, bylo provedeno zatravnění, terénní úpravy i zřízení hospodárenic. Na svazích zbytkové jámy byly vybudované rekultivační vodní nádrže. V roce 2008 bylo ze zbytkové jámy ukončeno čerpání vod, poté se začalo jezero samovolně napouštět srážkovou a spodní vodou, následně bylo zahájeno napouštění jezera vodou z řeky Ohře (Hrazdíra et Ráž 2013).

Jezero Medard je u nás prozatím nejhlubší zatápná zbytková jáma, jejíž maximální hloubka bude 57 m, s průměrnou hloubkou 27 m, plochou 493 ha a objemem vody 120 milionů m³. Nadmořská výška hladiny vody napuštěného jezera by měla být ve výšce 400 m n. m. a měla by umožňovat odtok do řeky Ohře. Kvalita vody v jezeře je dlouhodobě monitorována. Předpokládá se její velmi dobrá kvalita i s velkou průhledností, bez rizika vývoje sinicových vodních květů (Příkryl et al. 2013).

4.4 Okolní biotopy

Z velké části se jedná o rybníky a vodní nádrže umělé, určené a často i využívané k chovu ryb. Všechny lokality se nacházejí v Karlovarském kraji, od

Rotavy a Šindelové na severu až po Novou Ves u Bečova nad Teplou na jihu. Dvě z lokalit (č. 49 a č. 50) se nacházejí v CHKO Slavkovský les.

4.5 Jednotlivé zkoumané lokality

Lokality na Podkrušnohorské výsypce

Vodní nádrže na rekultivované výsypce si byly svou povahou i složením vegetace a substrátu dna velmi podobné. Vegetaci tvořil většinou rákos (*Phragmites*), někde doplněný sítinou (*Juncus effusus*). Na lokalitě č. 7 rostla také vysazená halofilní bařička přímořská (*Triglochin maritima*), která je jinde v ČR vzácná. Převažujícím substrátem dna na rekultivovaných tůň byl jíl. Na březích lokalit č. 4 a č. 5 byl navezený štěrk, vodní i litorální vegetace téměř chyběla. Všechny rekultivované tůně na výsypce nebyly téměř vůbec zastíněné, stromy rostly většinou až ve vzdálenosti 50 metrů od vodní plochy.

č. lokality	pracovní název	plocha (m ²)	pH	konduktivita mS/cm	nadmořská		DBI
					výška (m n.m.)	počet druhů	
1	U silnice	310	8,27	6,25	478	9	1
2	B	1118	7,79	5,63	490	9	10
3	C	949	7,91	5,72	502	18	23
4	Pravé dvojče	9915	9,30	1,34	538	10	10
5	Levé dvojče	14735	9,63	0,31	538	7	8
6	Muší	612	8,36	9,92	580	12	12
7	Božena	1718	8,38	8,92	573	17	17
8	U cesty	1771	8,00	4,85	524	16	18
9	P pod kopcem	956	8,18	2,76	509	12	10
10	L pod kopcem	723	7,58	6,43	509	11	13

Tabulka č. 5: Naměřené a zjištěné hodnoty na Podkrušnohorské výsypce.

Lokality na Lomnickém Pinkovišti

Tůně označené 11 až 20, které byly ponechány spontánní sukcesi, vznikly zhruba v padesátých letech minulého století. Až do sedmdesátých let byla sekundární sukcese v této oblasti zpomalována pastvou (Přikryl 2000). Všechny tyto tůně byly spíše více než méně zastíněné stromy i keři, s hojnou litorální i vodní vegetací. Převažujícím substrátem dna bylo obvykle bahno. Nejširší litorální zónu, více než

dva metry, měla lokalita č. 11 s velmi hojnou vodní vegetací. Také lokality č. 13 a 15 byly vodní i litorální vegetací velice hojně zarostlé, např. vodňankou žabí (*Hydrocharis morsus ranae*), na lokalitě č. 16 rostl zevar vzprímený (*Sparganium erectum*) a rdest vzplývavý (*Potamogeton natans*). Nejmenší lokalita, č. 20, byla nejvíce zastíněná a její vodní plocha téměř celá zarostlá travinami a okřehkem (*Lemna*). Vzhledem k postupující těžbě však již téměř všechny zkoumané lokality na Pinkovišti nyní neexistují.

č. lokality	pracovní název	plocha (m ²)	pH	konduktivita mS/cm	nadmořská výška (m n.m.)	počet druhů	DBI
11	Karasí	1239	7,37	0,09	436	13	5
12	Vedle Karasího	418	7,03	0,11	432	14	7
13	Sportovní	3993	7,79	0,10	436	17	8
14	I Velký Břízák	433	4,73	0,82	427	9	3
15	II Velký Břízák	1823	7,12	0,25	427	18	9
16	III Velký Břízák	419	7,15	0,23	427	13	12
17	Odlesněný	405	8,32	0,10	447	10	1
18	Nejblíž u jámy	1384	8,39	0,12	448	12	2
19	Žabí	4815	8,17	1,53	412	12	8
20	Za žabím	347	7,18	1,37	415	3	0

Tabulka č. 6: Naměřené a zjištěné hodnoty na Pinkovišti.

Lokality na Medardu

Tůně označené čísly 21 až 35 vybudované jako součást hydrické rekultivace na svazích jezera Medard jsou ve většině případů podobného typu. Vegetace je tvořena z velké části rákosem, u většiny lokalit tvoří substrát dna jíl a bahno. Hodnoty konduktivity se pohybují ve vyšších hodnotách než lokality okolních biotopů i Pinkoviště, zrovna tak hodnoty pH. Největší nádrž je ta s číslem 27, která je v těsné blízkosti břehu jezera, je poměrně mělká a protáhlého tvaru. Nejmenšími nádržemi jsou ty s čísly 26, 33 a 34. Nadmořská výška vodních nádrží na Medardu se pohybuje od 399 do 441 m n.m.

č. lokality	pracovní název	plocha (m ²)	pH	konduktivita mS/cm	nadmořská		DBI
					výška. (m n.m.)	počet druhů	
21	El sloup	5192	8,10	1,49	422	8	3
22	Dva pod 1	526	7,48	1,24	421	11	11
23	Dva pod 2	738	7,75	1,17	419	4	5
24	U posedu	2545	8,25	2,83	438	11	4
25	Dlouhý úzký	1737	8,15	2,08	441	13	8
26	Malý hubeny	471	8,00	0,77	441	12	8
27	U koupaliště	16715	8,23	1,23	399	10	1
28	Kulatý nahoře	753	8,50	0,74	422	5	0
29	Bazén u moře	10382	8,53	0,33	414	9	2
30	Doutňák	2385	8,80	0,23	411	6	0
31	U pěnovce	964	8,03	2,60	405	12	6
32	Zarostlý	852	7,75	2,28	402	12	4
33	Trojče 1	482	8,33	0,43	401	8	1
34	Trojče 2	465	8,30	0,29	401	8	1
35	Trojče 3	834	8,47	0,20	401	7	0

Tabulka č. 7: Naměřené a zjištěné hodnoty na Medardu.

Lokality okolních biotopů

Lokality okolních biotopů jsou podle katastru nemovitostí zapsány jako rybníky a vodní nádrže umělé. Na všech těchto lokalitách se nacházela ve větší či menší míře rybí obsádka, některé jsou přímo k chovu ryb využívány. Průměrně je jejich velikost větší než velikost ostatních zkoumaných lokalit (příl. 5). Absolutně největší, až několikanásobně větší v porovnání k ostatním, vodní plochu má rybník č. 37 v Mezirolí s vypočtenou rozlohou dle ArcGIS 61 tis m², dle katastru nemovitostí dokonce 84 tis m², v majetku Rybářství Třeboň Hld. a.s.

Hodnoty konduktivity v rybnících jsou nejnižší ze všech zkoumaných lokalit, hodnoty pH jsou podobné s lokalitami na Pinkovišti. Některé se nacházejí ve vyšších nadmořských výškách, nejnižší položená lokalita je lokalita č. 36 ve Staré Roli s nadmořskou výškou 435 m n.m., nejvýše položená lokalita je Novoveský rybník s číslem 50, s výškou 734 m n.m. u obce Nová Ves, tento rybník je hojně zarostlý litorální i vodní vegetací, s poměrně malým zastíněním, substrát dna je bahno. Naproti tomu ve vodní nádrži č. 45 na Šindelové je rašelina, chybí zde vodní vegetace, ale vegetace litorálu je poměrně hojná. Nejméně zajímavá je lokalita č. 40 v Horních Nivách v blízkosti zemědělského statku, která má strmé břehy, je velmi

zastíněná a postrádá vodní vegetaci a téměř žádnou vegetaci litorálu. Lokalita č. 39 u Královského Poříčí v průběhu léta téměř úplně zarostla vegetací, uprostřed vodní plochy byl hojně rozrostlý leknín. Další zajímavá je lokalita č. 43 v Mezihorské s nejvyšší druhovou diverzitou jak vážek, tak i litorálních rostlin, velikostí vodní plochy se řadí mezi větší v rámci zkoumaných lokalit okolních biotopů.

č. lokality	pracovní název	plocha (m ²)	pH	konduktivita mS/cm	nadmořská		
					výška. (m n.m.)	počet druhů	DBI
36	Stará Role	7024	7,20	0,49	435	12	2
37	Mezirolí	61658	7,57	0,19	476	7	3
38	Podhořský	15152	7,30	0,36	492	9	2
39	Královské Poříčí	11887	7,07	0,19	464	9	3
40	Horní Nivy	1647	7,63	0,15	604	3	0
41	Studená Voda	7122	7,53	0,06	645	9	0
42	Jindřichovice 2	2985	7,43	0,28	705	8	1
43	Mezihorská	10006	7,50	0,10	638	15	6
44	Jindřichovice	4124	7,50	0,19	652	11	2
45	Šindelová	4548	7,60	0,06	619	11	3
46	Rotava	3629	7,47	0,13	540	4	1
47	Josefov	8230	7,47	0,17	543	10	2
48	Anenský	11453	7,33	0,16	556	11	1
49	Rovná	6034	7,43	0,08	690	12	5
50	Novoveský	15641	7,73	0,07	734	8	3

Tabulka č. 8: Naměřené a zjištěné hodnoty na okolních biotopech.

5. Výsledky

Na všech 50 lokalitách bylo zaznamenáno celkem 37 druhů vážek, což představuje 31 % ze všech druhů evropských vážek, a zároveň 50 % ze všech druhů vážek ČR (Dolný et al. 2016a). Podle rozdělení do podřádů se jednalo o 20 druhů z podřádu Anisoptera a 17 z podřádu Zygoptera. Na výsypce bylo zaznamenáno 26 druhů, z toho 14 z podřádu Anisoptera a 12 z podřádu Zygoptera. Na Pinkovišti bylo nalezeno celkem 25 druhů, 11 z podřádu Anisoptera a 14 Zygoptera, na Medardu taktéž 25 druhů, zde výrazněji převažovaly druhy vážek z podřádu Anisoptera v počtu 16 nad podřádem Zygoptera v počtu 9 druhů. Na lokalitách okolních biotopů bylo celkem zaznamenáno 23 druhů, z čehož patří 11 do podřádu Anisoptera a 12 do podřádu Zygoptera. Veškeré zaznamenané druhy jsou uvedené v příloze č. 2.

Celkem 14 druhů vážek se vyskytovalo na všech typech lokalit, jednalo se o druhy běžné, tedy biotopové generalisty. A naopak 9 druhů se vyskytovalo vždy pouze na jednom typu sledovaného stanoviště. Jedná se o druhy *Aeshna affinis*, *A. juncea*, *Orthetrum brunneum* a *Sympetrum flaveolum*, které se vyskytovaly pouze na lokalitách na Medardu, *Crocothermis erythraea*, *Orthetrum coerulescens* a *Sympetrum striolatum* na lokalitách výsypky, a *Lestes barbarus* a *L. dryas* na vodních plochách na Pinkovišti. Téměř ohrožená *Sympecma paedisca* se hojně (na všech lokalitách) vyskytovala na výsypce a byla nalezena také na jedné lokalitě Pinkoviště (důlní poklesy). Na ostatních typech lokalit zaznamenána nebyla. Celkově bylo zaznamenáno 9 druhů vážek, které jsou zařazené v Červeném seznamu ohrožených druhů vážek (Dolný et al. 2016b). Na výsypce to byly 4 druhy, na Pinkovišti 3 druhy, na Medardu také 3 druhy a na rybnících nebyl zaznamenán žádný.

5.1 Vliv environmentálních proměnných na diverzitu a ochrannářskou hodnotu vážek

Bylo zjištěno, že zásadní vliv na počet druhů měla přítomnost a denzita litorální a vodní vegetace. Jako marginálně signifikantní se prokázal vliv land use (typ habitatu). Tento výsledek byl očekávaný, neboť rybníky hostily málo druhů a převážně habitatové generalisty. Naproti tomu rekultivované lokality na výsypce vykazovaly více druhů a objevovalo se zde i více habitatových specialistů. U faktorů velikost vodní plochy, přítomnost lesa ani nadmořská výška se neprokázal signifikantní vliv (tab. 9). Průměrný počet druhů na jednotlivých typech habitatů byl vyšší na výsypce a na Pinkovišti. Lokality na Medardu a rybníky měly druhovou diverzitu nižší (obr. 3). Nejvíce druhů - 18 bylo zaznamenáno na lokalitě č. 3 na výsypce a č. 15 na Pinkovišti, na Medardu byla nejvíce druhově rozmanitá lokalita č. 25 s 13 druhy, a z rybníků č. 43 na Mezihorské s 15 zaznamenanými druhy (příl. 3).

Vysoká diverzita vážek byla zejména v místech, kde byla vodní vegetace rozvolněná, nebo se vyskytovala jen na určitých místech (obr. 5). Lokality zarostlé kompaktní vrstvou vodní vegetace nebo naopak lokality bez vodní vegetace byly druhově chudší (obr. 5). Podobně také lokality s litorální vegetací v rozsahu

do 2 metrů vykazovaly nejvíce druhů, zatímco nejnepříznivější pro druhovou bohatost byly tůně zcela bez vegetace v litorálním pásmu (obr. 6).

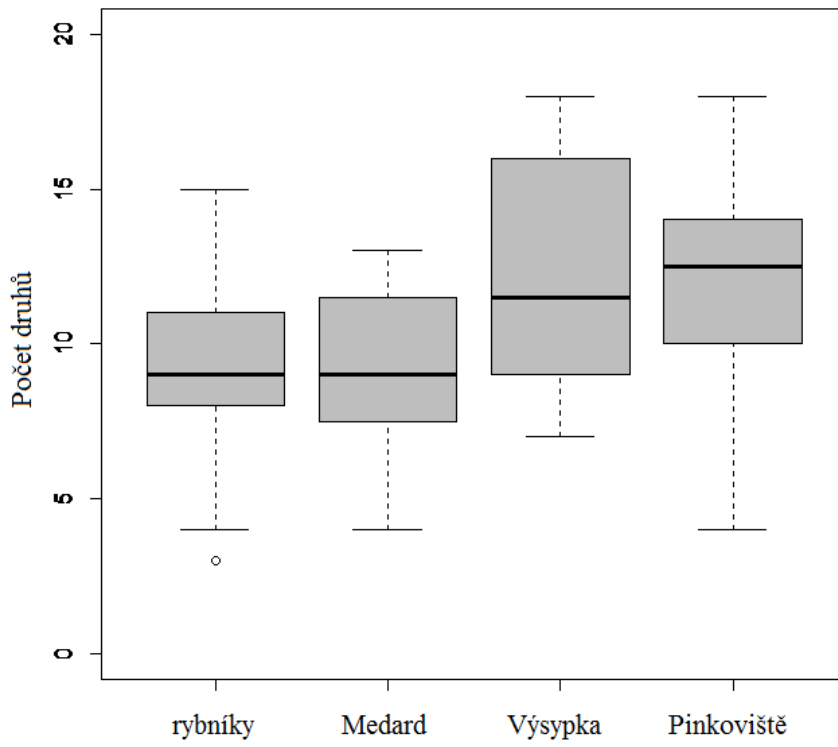
Analýza vlivu vybraných environmentálních faktorů na ochranářskou hodnotu společenstev vážek (DBI), prokázala signifikantní vliv charakteru (pokryvnosti) vodní vegetace a také typ habitatu – land use (tab. 10). Marginálně signifikantní vliv měl vliv přítomnosti lesa v okolí vodní plochy (tab. 10). V porovnání lokalit podle typu habitatu (land use) pro zastoupení habitatově vyhraněných druhů se výrazně nejvyšší hodnoty ukázaly na výsypkových tůních (obr. 4). Ostatní typy lokalit mezi sebou významné rozdíly nevykazovaly.

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			49	62.824	
Area	1	0.123	48	62.701	0.726
Litt	1	5.595	47	57.105	0.018 *
Aquatic	1	4.877	46	52.229	0.027 *
Forest	3	3.182	43	49.047	0.364
Land.use	3	7.244	40	41.803	0.065
Conductivity	1	2.266	39	39.536	0.132
Ph	1	0.011	38	39.525	0.916
Altitude	1	1.322	37	38.202	0.250

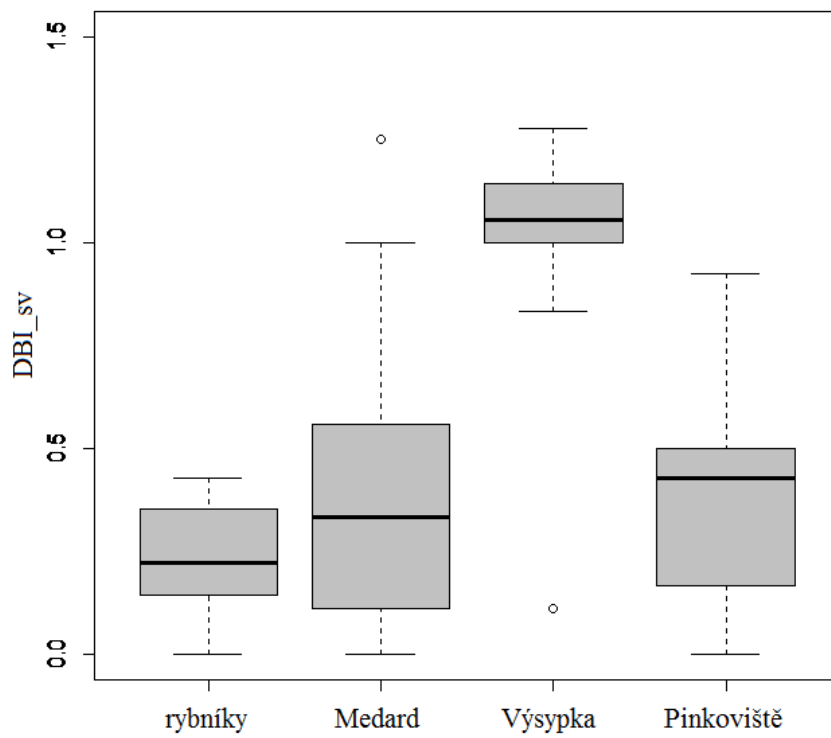
Tabulka č. 9: Výsledky GLMM, který vysvětluje závislost počtu druhů na jednotlivých environmentálních proměnných.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Area	1	0.087	0.087	0.987	0.327
Litt	1	0.006	0.006	0.069	0.794
Aquatic	1	1.143	1.143	12.962	0.001 ***
Forest	3	0.667	0.222	2.522	0.073
Land.use	3	2.001	0.667	7.563	0.001 ***
Conductivity	1	0.000	0.000	0.002	0.962
Ph	1	0.211	0.211	2.389	0.131
Altitude	1	0.120	0.120	1.365	0.250
Residuals	37	3.263	0.088		

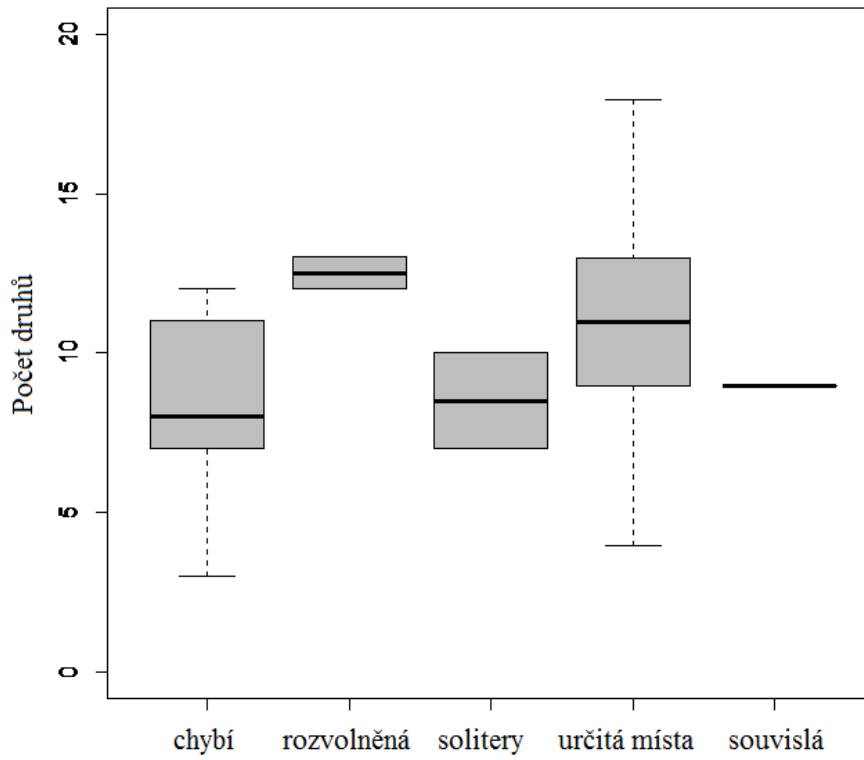
Tabulka č. 10: Výsledky GLMM, který vysvětluje závislost DBI na jednotlivých environmentálních proměnných.



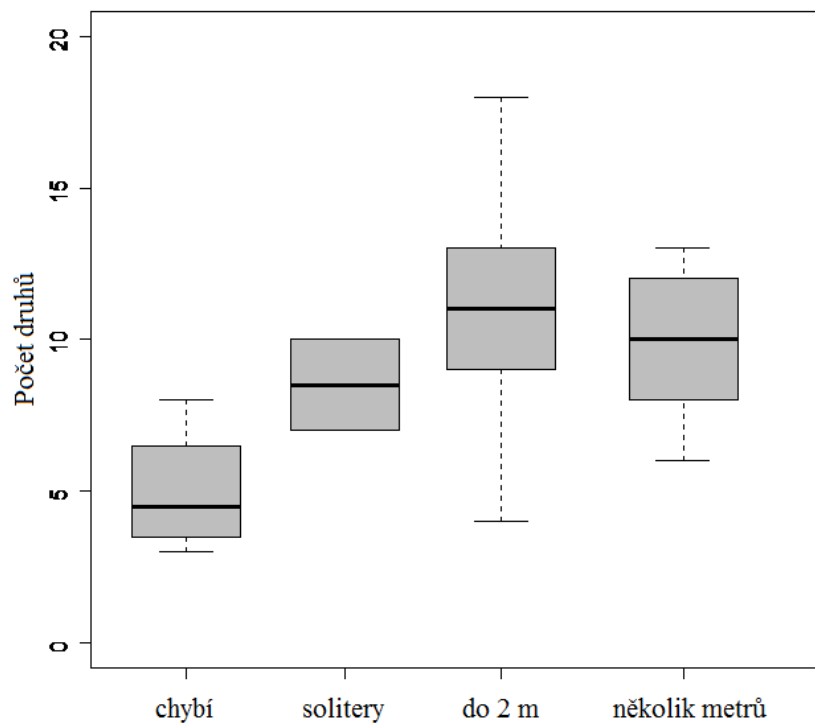
Obrázek č. 3: Porovnání druhové diverzity jednotlivých typů lokalit.



Obrázek č. 4: Porovnání ochranné hodnoty (DBI) pro jednotlivé typy stanovišť.



Obrázek č. 5: Porovnání diverzity podle pokryvnosti vodní vegetace.

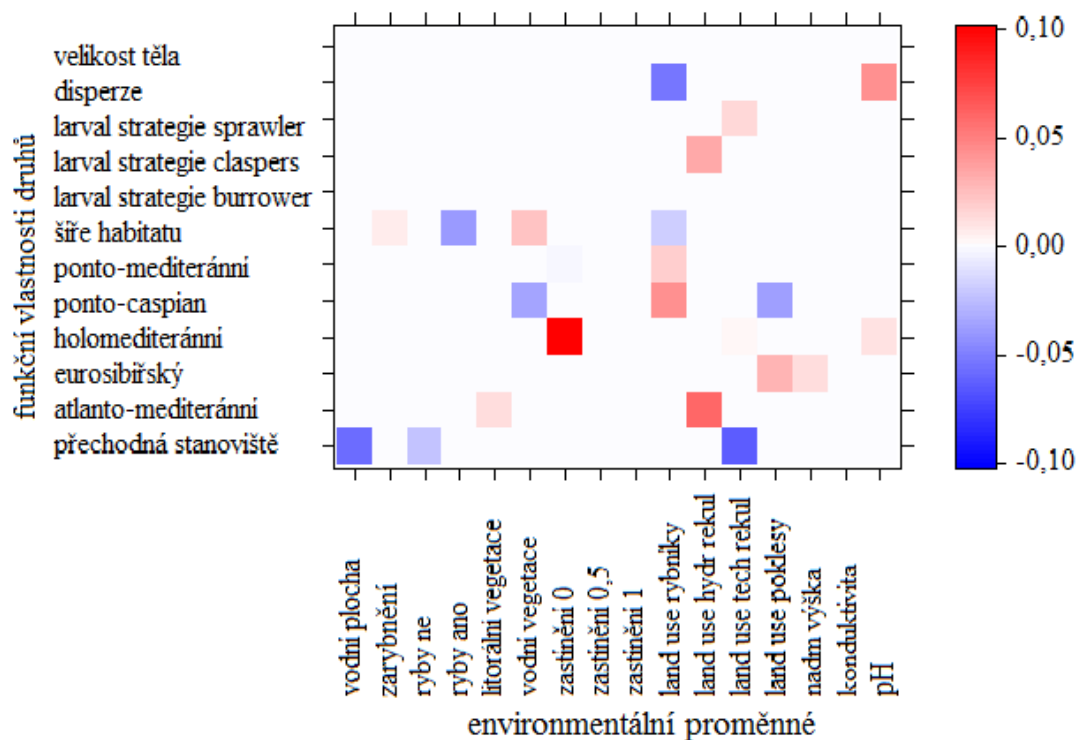


Obrázek č. 6: Porovnání diverzity podle šířky litorálního pásma vegetace.

5.2 Funkční vlastnosti vážek

Při posouzení vlivu faktorů na jednotlivé funkční vlastnosti vážek (traits) bylo zjištěna signifikantní závislost mezi funkčními vlastnostmi a environmentálními proměnnými ($p = 0,02$). Ukázal se především významný vztah mezi zastíněním a holomediterránními druhy vážek, mezi které patří například *Aeshna affinis*, *A. mixta*, *Anax imperator*, *Sympecma fusca*, ukazuje se, že tyto teplomilné druhy preferují zcela otevřená (nezastíněná) stanoviště. Výrazná spojitost se ukázala také mezi rekultivovanými tůněmi na Medardu a atlanto-mediterránními druhy vážek, jako jsou *Chalcolestes viridis* a *Orthetrum coerulescens*, které vyhledávají nejen stojaté, ale i mírně tekoucí vody, tedy strouhy a kanály (obr. 7). Jako méně důležitý, ale přesto znatelný, se projevil vztah mezi pH a disperzní schopností vážek, a dále mezi larvami, které žijí na ponořených částech rostlin (claspers) a rekultivovanými lokalitami Medardu. Naopak negativní vztah se projevil mezi rybníky a disperzní schopností vážek, který poukázal na to, že se na rybnících vyskytují více sedentérní druhy. Stejně tak se ukázal negativní vztah mezi výskytem druhů vážek vázaných na přechodná stanoviště, jako jsou *Aeshna affinis*, *Sympetrum flaveolum* i většina *Lestes* spp., a velikostí vodní plochy. Ukazuje se, že tyto druhy preferují menší, mělčí, až vysychavá stanoviště.

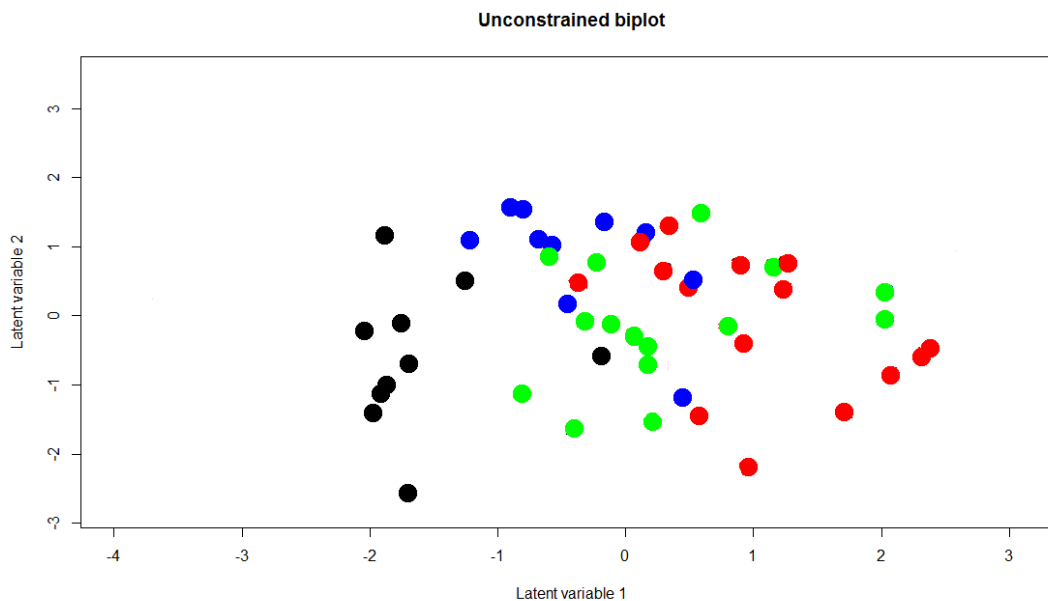
Spojitost mezi jednotlivými druhy vážek na základě jejich funkčních vlastností a environmentálními faktory, poukazuje především na souvislost mezi *Chalcolestes viridis* a rekultivovanými plochami (příl. 1). Ve spojitosti s přítomností ryb je zřetelná vazba mezi *Platycnemis pennipes* a *Sympetrum danae*, které se vyskytovaly na vodních plochách s rybí obsádkou, a naopak *Aeshna juncea* s tůněmi bez rybí obsádky. Patrný je také vztah mezi tůněmi s hydrickou rekultivací a druhy *Aeshna affinis* a *Sympetrum flaveolum*, které se vyskytovaly pouze na Medardu.



Obrázek č. 7: Zastoupení určitých funkčních charakteristik vážek ve vztahu k environmentálním faktorům prostředí (červená barva ukazuje pozitivní vztah mezi funkčními vlastnostmi druhů a environmentálními proměnnými, modrá negativní).

5.3 Podobnost společenstev vážek

Z hlediska druhového složení vážek si byly nejvíce podobné lokality na Medardu a některé lokality Pinkoviště (důlní poklesy) (obr. 8). Naproti tomu některé lokality Pinkoviště svou strukturou a složením společenstev připomínaly spíše rybníky, zde převažovaly především druhy snášejí větší zastínění a vyžadující přítomnost bohaté vodní vegetace. Výrazněji odlišné od ostatních typů habitatů byly lokality na výsepce. Tyto lokality si byly podobné především otevřenou vodní plochou, minimálním zastíněním i minimem vodní vegetace. Byly osidlovány teplomilnými druhy vážek, které nevyžadují značné množství makrofytní vegetace a preferují otevřené biotopy (obr. 8). Podobné si byly také některé rybníky a lokality na Medardu, protože byly téměř bez vodní vegetace a s rybí obsádkou, ale s širokým litorálem a zároveň nižším pH vody než u ostatních lokalit. Také byly osídleny druhy snášejí znečištění vody a preferující přítomnosti lesa.



Obrázek č. 8: Ordinační diagram zobrazuje podobnost jednotlivých typů lokalit (typy jsou barevně rozlišené: černé výsypka, modré Pinkoviště, zelené Medard, červené rybníky).

6. Diskuze

V této studii byla zjišťována druhová bohatost a složení společenstev vážek na třech typech habitatů, vzniklých v souvislosti s těžbou hnědého uhlí na Sokolovsku, společně s druhovou bohatostí a složením společenstev vážek rybníků, tedy vodních ploch bez přímé vazby na těžbu uhlí, v jejich nejbližším okolí. Druhově bohatší se ukázaly rekultivované lokality Podkrušnohorské výsypky a důlní propadliny Pinkoviště, oproti lokalitám s hydrickou rekultivací na Medardu a okolním biotopům rybníků. Lokality na Podkrušnohorské výsypce měly navíc výrazně vyšší zastoupení ochránářsky cenných druhů (vyšší ochránářskou hodnotu).

Rozdíl v diverzitě mezi typy habitatů ovlivněných a neovlivněných těžbou, tedy vysoká diverzita post-těžebních lokalit oproti okolním biotopům, může být způsoben především nedostatkem vhodných biotopů (Harabiš 2011), množství přítomných druhů na post-těžebních lokalitách ovšem může ovlivňovat také použitá rekultivační metoda (Tropek et al. 2010). Pro vysokou diverzitu a přítomnost ochránářsky cenných druhů vážek je však velmi důležité množství stanovišť v různých fázích sukcesního vývoje (Harabiš 2016).

V mé studii bylo zjištěno, že nejvíce druhů podporovala technická rekultivace, následována spontánní sukcesí důlních propadlin, oproti výrazně nižší diverzitě hydrické rekultivace a diverzitě okolních rybníků. Trochu překvapivě byla ochránářská hodnota výrazně nejvyšší na výsypce, tedy na lokalitách s provedenou technickou rekultivací, což je ale v rozporu s výzkumy a zjištěními jiných autorů (Tropek et al. 2010, Harabiš et al. 2013). V tomto případě se ovšem může jednat i o rozdíl ve stáří probíhající sukcese (Dolný et Harabiš 2012) mezi výsypkou a důlními propadlinami (Pinkovištěm), protože mezi post-těžebními lokalitami se spontánní sukcesí a těmi s technickou rekultivací byl minimálně padesátiletý rozdíl. Z tohoto důvodu jsou také zřejmě dynamické a mladší důlní poklesy na Karvinsku, kde prováděl výzkum Harabiš et Dolný (např. 2012) oproti poklesům na Sokolovsku ochránářsky hodnotnější. Překvapením byla ovšem relativně nízká ochránářská hodnota lokalit na Medardu, tedy těch s hydrickou rekultivací (v porovnání k výsypce), jelikož většina tůní byla právě těm na výsypce podobná jak složením vegetace, tvarem a velikostí, tak i stářím. Nečekaná zde byla především absence habitatových specialistů vyskytujících se na výsypce, přestože vzdálenost výsypky od Medardu (vzdušnou čarou cca 2 km) není velká, a lokality Medardu by proto měly být v jejich dosahu a možnostech doletu (Conrad et al. 1999). Vysvětlením by mohla být prostorová bariéra těchto post-těžebních lokalit, která brání vázkám v disperzi, nebo přítomnost rozsáhlé vodní plochy Medardu, která může snižovat mikroklima i atraktivitu těchto lokalit.

Podle předpokladu se také projevil signifikantní vliv přítomnosti vodní vegetace, a to jak na ochránářskou hodnotu vážek, tak také na jejich diverzitu. Nestačí však jen pouhá přítomnost a množství vodní vegetace, ale důležitá je především její druhová bohatost (Sahlén et Ekestubbe 2001). Naproti tomu příliš velké množství vodní vegetace vede k zakrytí a zastínění vodní hladiny a snížení množství rozpuštěného kyslíku, což má na diverzitu vážek opačný účinek, a jejich diverzitu naopak snižuje (Harabiš 2016). To by také mohlo vysvětlovat nízkou druhovou diverzitu okolních biotopů (rybníků), které byly převážně zarostlé homogenní vegetací. Také žádné vzácné druhy na těchto lokalitách zaznamenané nebyly, nicméně bylo zjištěno, že na rybnících se vyskytovaly převážně sedentární

druhy vázek, jež jsou vázané na stabilní podmínky prostředí a jejich akční radius pro uspokojení životních požadavků je malý (Dolný et al. 2007).

Zřejmě nejzajímavějším druhem, který se v této, a jen v této oblasti (Sokolovska, Karlovarska a Chomutovska) vyskytuje, a to tak hojně, že byl přehodnocen v předkládané verzi červeného seznamu jeho stupeň ohrožení z CR (kriticky ohrožený) (Hanel et al. 2005) na NT (téměř ohrožený), je *Sympecma paedisca* (Dolný et al. 2016b). Tento “naturový” druh je specifický tím, že se v ČR běžně vyskytuje na post-těžebních habitatech a jejich okolí (Dolný et al. 2007). Druh byl velmi hojně zaznamenán na téměř všech lokalitách výsypky a na jedné lokalitě Pinkoviště. Na rybnících nebyl zaznamenán ani na jednom, a to i přesto, že Jiskra (2010) uvádí jeho výskyt na Podhořském rybníku (v rámci této práce lokalita č. 38) v roce 2008 v hojném počtu. Pravděpodobné vysvětlení by mohlo být v postupující sukcesi i velikosti rybí obsádky, jelikož se jedná o chovný rybník. Zajímavé je také, že na lokalitách Medardu, ač jsou výsypkovým lokalitám velmi podobné, jeho výskyt v rámci této práce nebyl potvrzen. Naproti tomu Chvojka et al. (2012) zde jeho výskyt v roce 2012 zaznamenal, ovšem pouze na jedné lokalitě a jelikož se jednalo pouze o jeden exemplář, nemusí mít tento záznam významnou vypovídající hodnotu.

Dalším důležitým zaznamenaným, aktuálně téměř ohroženým druhem (Dolný et al. 2016b), s úzkou vazbou na pomalu tekoucí vody, byl druh *Orthetrum brunneum*. V rámci průzkumu pro tuto práci byl zaznamenán pouze na jediné lokalitě, a to na Medardu, která měla aktivní odvodňovací kanál. Avšak na odvodňovacích kanálech výsypky byl, v rámci vlastního zjištění v roce 2015, zaznamenán celkem hojně a na mnoha úsecích. Tichánek et Tropek (2016) uvádějí, že odvodňovací kanály výsypek mohou hostit i ochránářsky cenné druhy. Příkladem je výskyt kriticky ohroženého druhu *Coenagrion ornatum* na odvodňovacích kanálech Radovesické výsypky v Mostecké pánvi (Tichánek et Tropek 2016), který je úzce vymezený, podobně jako *Orthetrum brunneum*, na pomalu tekoucí nezastíněné říčce a potoky nacházející se v otevřené krajině (Dolný et al. 2007). Odvodňovací kanály výsypek tedy mnohdy nahrazují malé potoky a potůčky, protože v naší krajině chybí (Harabiš et Dolný 2015, Tichánek et Tropek 2016).

Ve středoevropské krajině tvoří rybníky dominantní typ stojatých vod střední velikosti, avšak jejich regionální diverzita se může výrazně lišit. V mé studii se jako potenciální regionální zásobárna druhů (species pool) příliš neprojevily. Nejvíce unikátní se nejen v diverzitě, ale především v ochranné hodnotě vážek, ukázala výsypka, která je svou otevřenou krajinou, strukturou a zastoupením druhů vážek jedinečná. Odkud však přítomné druhy pocházejí, se nepodařilo prokázat. Odpověď pravděpodobně souvisí s nedostatečnými informacemi o tom, jakou vzdálenost jsou ve skutečnosti vážky schopné urazit. Zajímavou otázkou je také to, proč se tak výrazně liší diverzita a ochranná hodnota lokalit na Medardu a lokalit na výsypce, přestože oba typy stanovišť byly vytvořeny podobnými rekultivačními postupy. Nabízí se tedy vysvětlení v podobě odlišné propustnosti a konektivity post-těžební krajiny.

Výsledky této práce ukazují, že zřejmě pokročilá sukcese sice neubírá na druhové bohatosti vážek, ale ochranné hodnotné druhy nepodporuje. Pravděpodobně tedy nezáleží ani tak na způsobu obnovy post-těžebních oblastí, jako právě na sukcesním stáří biotopů a jejich okolí (Harabiš et Dolný 2015, Harabiš 2016).

7. Závěr

Stěžejním cílem této práce bylo zjistit zda a jak ovlivňuje druhovou bohatost vážek post-těžebních lokalit druhová bohatost okolních biotopů – rybníků. Tyto biotopy (rybníky), se jako potenciální regionální zásobárna druhů (species pool) neprojevily, protože druhová bohatost rybníků byla nižší, než druhová bohatost post-těžebních lokalit. Výsledky rovněž ukázaly, že nejvyšší druhovou diverzitu podporovala technická rekultivace následovaná spontánní sukcesí. Lokality s technickou rekultivací měly zároveň ze všech zkoumaných typů lokalit nejvyšší ochrannou hodnotu odonatocenózy. Druhovou bohatost vážek na lokalitách nejvíce ovlivňovala přítomnost vodní a litorální vegetace, výskyt ochranné hodnotných druhů vážek ovlivňovala též přítomnost vodní vegetace a také typ habitatu (land use).

Tato zjištění poukazují na to, že by neměl být opomíjen či zatracován žádný ze způsobů obnovy oblastí poznamenaných těžbou, protože pro vysokou druhovou diverzitu a hlavně přítomnost ochranněsky hodnotných druhů vážek je potřeba, aby byly v krajině k dispozici heterogenní lokality s různým stupněm sukcese, nabízející vhodné podmínky pro život širokému spektru organismů. V tomto smyslu by mohlo být také vhodné zajistit přiměřený management péče o rybníky, který by zabraňoval přílišnému zarůstání homogenní vegetací a docházelo by alespoň k částečnému narušování břehových porostů či blokování sukcese.

8. Přehled literatury a použitých zdrojů

ANDERSEN E., NILSSON B. et SAHLÉN G., 2016: Survival possibilities of the dragonfly *Aeshna viridis* (Insecta, Odonata) in southern Sweden predicted from dispersal possibilities. *Journal of Insect Conservation* 20: 179-188.

ANDERSON R. C., 2009: Do dragonflies migrate across the western Indian Ocean?. *Journal of Tropical Ecology* 25: 347-358.

BATES D., MAECHLER M., BOLKER B. et WALKER S., 2015: Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1-48.

BDS, 1983: British Dragonfly Society, online: <http://www.british-dragonflies.org.uk/content/british-dragonfly-monitoring-scheme>. cit. 9. 3. 2015.

BROUMOVÁ H. et PECHAROVÁ E., 2004: Vliv chemických parametrů vod Velké podkrušnohorské výsypky a jejich oživení. *Životné prostredie* 38: 48-50.

BROUMOVÁ H., NOVOTNÁ K. et ŠÍMOVÁ I., 2014: Výsypka po těžbě hnědého uhlí – unikátní krajinný novotvar, online: http://investor.kr-ustecky.cz/reregions-mezinarodni_konference_most/C2E01TCZ.PDF, cit. 8. 11. 2014.

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2014: Historická data, online: http://portal.chmi.cz/portal/dt?portal_lang=cs&nc=1&menu=JSPTabContainer/P1_0_Home cit. 17. 11. 2014.

CLAUSNITZER V., KALKMAN V. J., RAM M., COLLEN B., BAILIE J. E., BEDJANIČ M., DARWALL W. R. T., DIJKSTRA K. D. B., DOW R., HAWKING J., KARUBE H., MALIKOVA E., PAULSON D., SCHÜTTE K., SUHLING F., VILLANUEVA R. J., VON ELLENRIEDER N. et WILSON K., 2009: Odonata enter the biodiversity crisis debate: the first global assessment of an insect group. *Biological Conservation* 142: 1864-1869.

CLOBERT J., BAGUETTE M., BENTON T. G. et BULLOCK J. M., (eds.), 2012: *Dispersal ecology and evolution*. Oxford University Press, New York.

CONRAD K. F., WILLSON K. H., HARVEY I. F., THOMAS C. J. et SHERRATT T. N., 1999: Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. *Ecography*: 524-531.

CORBET P. et BROOKS S., 2011: *Dragonflies* (Collins New Naturalist Library, Book 106). HarperCollins UK.

CORNELL H. V. et HARRISON S. P., 2014: What are species pools and when are they important?. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45: 45-67.

DIJKSTRA K. D. B. et LEWINGTON R., 2006: *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe: Including western Turkey and north-western Africa*. British Wildlife Publishing, Dorset, 320 s.

- DIMITROVSKÝ K., 2001: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, Sokolov: 191 s.
- DOLNÝ A. et HARABIŠ F., 2010: Vážky 2010. Sborník referátů XIII. celostátního semináře odonatologů v Podyjí. Vlašim: ZO ČSOP Vlašim, 2011, 156 s.
- DOLNÝ A. et HARABIŠ F., 2012: Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biological Conservation* 145: 109-117.
- DOLNÝ A., 2013: Population size estimation of *Aeshna caerulea* (Odonata: Aeshnidae) in the Czech part of Úpské rašeliniště bog (Giant Mountains). *Časopis slezského zemského muzea*, 62: 83-89.
- DOLNÝ A., BÁRTA D., WALDHAUSER M., HOLUŠA O. et HANEL L., 2007: Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření/The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation and Distribution. Český svaz ochránců přírody Vlašim. Vlašim: 672 s.
- DOLNÝ A., HARABIŠ F. et BÁRTA D., 2016a: Vážky (Insecta, Odonata) České republiky, Praha, 342 s.
- DOLNÝ A., HARABIŠ F., HOLUŠA O., HANEL L. et WALDHAUSER M. 2016b: Odonata (vážky), - In: HEJDA R., FARKAČ J. et CHOBOT K. [eds] 2016: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha (in prep.).
- DOLNÝ A., HARABIŠ F. et MIŽIČOVÁ H., 2014: Home range, movement, and distribution patterns of the threatened dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): a thousand times greater territory to protect?. *PloS one* 9.7: e100408.
- ELO M., PENTTINEN J. et KOTIAHO J. S., 2015: The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. *BMC Ecology* 15: 11.
- FROUZ J., PÖPPERL J., PŘIKRYL I. et ŠTRUDL J., 2007: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná právní nástupce a.s., Sokolov: 26 s.
- GOERTZEN D. et SUHLING F., 2013: Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation* 17: 399-409.
- GRANT I. F., 2002: Aquatic invertebrates. In: I.F. Grant and C.C.D Tingle (eds.), *Ecological Monitoring Methods for the Assessment of Pesticide impact in the Tropics*. London: The University of Greenwich: 183-193.
- GREMLICA T., VRABEC V., CÍLEK V., ZAVADIL V., LEPŠOVÁ A. et VOLF O., 2013: Industriální krajina a její přirozená obnova. Právní východiska a rekultivační metodika oblastí narušených těžbou. *Novela bohémica*, Praha: 110 s.

HANEL L. et ZELENÝ J., 2000: Vážky (Odonata): výzkum a ochrana. Český svaz ochránců přírody, základní organizace. Vlašim: 240 s.

HANEL L., DOLNÝ A. et ZELENÝ J., 2005: Odonata (vážky). In: FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: 125-127.

HARABIŠ F. et DOLNÝ A., 2011: The effect of ecological determinants on the dispersal abilities of Central European dragonflies (Odonata). *Odonatologica* 40: 17-26.

HARABIŠ F. et DOLNÝ A., 2012: Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *Journal of Insect Conservation* 16: 121-130.

HARABIŠ F. et DOLNÝ A., 2014: Příčiny ohrožení středoevropských druhů vážek (Insecta: Odonata). Možnosti stanovení prioritních cílů druhové ochrany. *Příroda* 32: 123-133.

HARABIŠ F. et DOLNÝ A., 2015: Necessity for the conservation of drainage systems as last refugia for threatened damselfly species, *Coenagrion ornatum*. *Insect Conservation and Diversity* 8: 143-151.

HARABIŠ F., 2011: Výskyt, ekologie a ochrana vážek (Odonata) v antropogenně ovlivněných biotopech. Nепublikováno, Dep: Česká zemědělská univerzita.

HARABIŠ F., 2016: High diversity of odonates in post-mining areas: Meta-analysis uncovers potential pitfalls associated with the formation and management of valuable habitats. *Ecological Engineering* 90: 438-446.

HARABIŠ F., TICHANEK F. et TROPEK R., 2013: Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55: 51-61.

HERSHEY A. E., LAMBERTI G.A., CHALONER D. T. et NORTHINGTON R. M., 2010: Aquatic Insect Ecology. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Elsevier: 659 s.

HRAZDÍRA J. et RÁŽ J., 2013: Sanace a rekultivace bývalého hnědouhelného lomu Medard – Libík, sborník příspěvků konference, Most.

HUI F., 2016: BORAL – Bayesian Ordination and Regression Analysis of Multivariate Abundance Data in R. *Methods Ecol Evol* 7: 744-750.

CHVOJKA P., KABELÁK J. et MACEK J., 2012: Výzkum vybraných skupin hmyzu v oblasti dotčené těžbou uhlí Sokolovské uhelné právní nástupce, a.s.. Národní muzeum, entomologické oddělení, Praha: 40 s.

ILMONEN J. et SUHONEN J., 2006: Intraguild predation, cannibalism, and microhabitat use in *Calopteryx virgo* and *Somatochlora metallica* larvae: a laboratory experiment. *Aquatic Ecology* 40: 59-68.

JISKRA J., 1997: Z historie uhelných lomů na Sokolovsku Od Johanna Davida Edler von Starcka po Sokolovskou uhelnou, a.s. Sokolovská uhelná, a.s., Sokolov: 206 s.

JISKRA P., 2010: Recentní výskyt šídlatky kroužkované (*Sympecma paedisca*) v Karlovarském kraji. Sborník muzea Karlovarského kraje 18.

KALKMAN V. J., BOUDOT J. P., BERNARD R., CONZE K. J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIĆ M., OTT J., RISERVATO E. et SAHLEN G., 2010: European Red List of Dragonflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

KATAYAMA M., 2013: Differential survival rates of damselfly larvae in the presence of newt and dragonfly predators. *International Journal of Odonatology* 16: 177-182.

KIETZKA G. J., PRYKE J. S. et SAMWAYS M. J., 2015: Landscape ecological networks are successful in supporting a diverse dragonfly assemblage. *Insect Conservation and Diversity* 8: 229-237.

KONVIČKA M., 2012: Postindustriální stanoviště z pohledu ekologické vědy a ochrany přírody. In: TROPEK R. et ŘEHOUNEK J. (eds.): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. ENTOMOLOGICKÝ ÚSTAV AV ČR & Calla, České Budějovice: 11-19.

LANCASTER J. et DOWNES B. J., 2013: *Aquatic Entomology*. Oxford University Press, New York, 285 s.

MARTIN R. et MAYNOU X., 2016: Dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of habitat quality in Mediterranean streams and rivers in the province of Barcelona (Catalonia, Iberian Peninsula). *International Journal of Odonatology*, 1-18.

MAY M. L., 2013: A critical overview of progress in studies of migration of dragonflies (Odonata: Anisoptera), with emphasis on North America. *Journal of Insect Conservation* 17: 1-15.

OERTLI B., JOYE, D. A., CASTELLA E., JUGE R., CAMBIN D. et LACHAVANNE J. B., 2002: Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological conservation* 104: 59-70.

POLIS G. A., MYERS C. A. et HOLT R. D., 1989: The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual review of ecology and systematics* 20: 297-330.

PÖPPERL J., 2009: Lom Jiří získal povolení na další období. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, online: <http://www.suas.cz/article/show/id/211>, cit. 6. 11. 2014.

PRACH K. (ed.) 2010: Výsypky. In: ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K. et PRACH K. (eds.): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice: 15-36.

PRACH K. et HOBBS R. J., 2008: Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16.3: 363-366.

PRACH K., 2009: Ekologie obnovy narušených míst I. Obecné principy. *Živa* 1: 22-24.

PRACH K., FROUZ J., KAREŠOVÁ P., KONVALINKOVÁ P., KOUTECKÁ V., MUDRÁK O., NOVÁK J., ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., TICHÝ L., TRNKOVÁ R. et TROPEK R., 2009: Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa* 2: 68-72.

PŘIKRYL I., 2000: Pinkoviště u Sokolova. *Ochrana přírody* 5: 160.

PŘIKRYL I., 2003: Vody vznikající v souvislosti s těžbou uhlí. Sborník z konference Hnědé uhlí, Most: 94-99.

PŘIKRYL I., VRZAL D. et KOSÍK M., 2013: Kvalita vody napouštěného jezera Medard. Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů, sborník příspěvků konference, Most, 16.-18. 4. 2013.

ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K. et PRACH K., (eds.) 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015: R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria..

ROJÍK R., DAŠKOVÁ J., KRÁSNÝ J., KVAČEK Z. et PEŠEK J. (eds.), 2010: Sokolovská pánev. In: PEŠEK J. (ed): Terciérní pánve a ložiska hnědého uhlí České republiky. Česká geologická služba, Praha: 138-205.

SAHLÉN G. et EKESTUBBE K., 2001: Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity & Conservation* 10: 673-690.

SAMRAOUI F., NEDIAH R., BOUCHEKER A., ALFARHAN A. H. et SAMRAOUI B., 2012: Patterns of resource partitioning by nesting herons and ibis: How are odonata exploited? *Comptes rendus biologies* 335: 310-317.

SCHORR M. et PAULSON D., 2013: World Odonata List. Tacoma, WA: Slater Museum of Natural History, University of Puget Sound, online: <https://www.pugetsound.edu/academics/academic-resources/slater-museum/biodiversity-resources/dragonflies/world-odonata-list2>, cit. 6. 3. 2017.

SIMAIKA J. P. et SAMWAY M.J., 2008: Valuing dragonflies as service providers. In: CÓRDOBA-AGUILAR A. (ed.): *Dragonflies: Model organism for ecological and evolutionary research*. Oxford University Press, Oxford: 109-123.

SIMAIKA J. P. et SAMWAYS M. J., 2009: An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodiversity and Conservation* 18: 1171-1185.

SOKOLOVSKÁ UHELNÁ: Zpráva o hospodaření za rok 2013, Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, online: http://www.suas.cz/uploads/517855890539d383f1057c_Hospodarske_vysledky_2013.pdf, cit. 6. 11. 2014.

SUÁREZ–TOVAR C. M. et SARMIENTO C. E., 2016: Beyond the wing planform: morphological differentiation between migratory and nonmigratory dragonfly species. *Journal of evolutionary biology*.

TAYLOR L. R., 1974: Insect migration, flight periodicity and the boundary layer. *The Journal of Animal Ecology*: 225-238.

TICHÁNEK F. et TROPEK R., 2016: The endangered damselfly *Coenagrion ornatum* in post-mining streams: population size, habitat requirements and restoration. *Journal of Insect Conservation* 20: 701-710.

TROPEK R. et ŘEHOUNEK J., (eds.) 2012: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. Entomologický ústav AV ČR & Calla, České Budějovice: 152 s.

TROPEK R., KADLEC T., HEJDA M., KOCAREK P., SKUHROVEC J., MALENOVSKY I., VODKA S., SPITZER L., BANAR P. et KONVICKA M., 2012: Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering* 43: 13-18.

TROPEK R., KADLEC T., KARESOVA P., SPITZER L., KOCAREK P., MALENOVSKY I., BANAR P., TUF I., HEJDA M. et KONVICKA M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139-147.

VOJAR J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny.

WALDHAUSER M. et ČERNÝ M., 2014: Vážky České republiky: příručka pro určování našich druhů a jejich larev. Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim: 184 s.

WARTON D., SHIPLEY B. et HASTIE T., 2015: CATS regression – a model-based approach to studying trait-based community assembly. *Methods Ecol Evol* 6: 389-398.

WIKELSKI M., MOSKOWITZ D. ADELMAN, J. S., COCHRAN J., WILCOVE D. S. et MAY M. L., 2006: Simple rules guide dragonfly migration. *Biology letters* 2: 325-329.

ZDRAŽIL V., KEKEN Z., MARTIŠ M., ZIMOVÁ M. et MUDRA S., 2012: Program rozvoje Karlovarského kraje pro období 2014 – 2020, Praha, on-line: [http://www.kr-karlovarsky.cz/region/Documents/SEA PR KV 2014 2020.pdf](http://www.kr-karlovarsky.cz/region/Documents/SEA_PR_KV_2014_2020.pdf), cit. 16. 3. 2017.

9. Přílohy

1. Graf: funkční vlastnosti vážek a jejich vztah k vybraným environmentálním faktorům
2. tabulka výskytu druhů na jednotlivých typech lokalit
3. tabulky výskytu jednotlivých druhů na lokalitách
4. mapka zkoumané oblasti a obrázky s označenými jednotlivými lokalitami (zdroj ČUZK ortofoto)
5. tabulky zaznamenaných a naměřených hodnot na jednotlivých lokalit
6. vybrané zaznamenané druhy vážek (foto vlastní)
7. jednotlivé lokality (foto vlastní)