

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



Společenstva vážek odvodňovacích kanálů Radovesické výsypky

Bakalářská práce

Filip Tichánek

Školitel: RNDr. Robert Tropek, PhD.

České Budějovice 2013

Tichánek, F. 2013: Společenstva vážek odvodňovacích kanálů Radovesické výsypky. [Dragonfly communities of drainage ditches in Radovesická spoil heap. Bc. Thesis, in Czech.] – 58 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Adult dragonflies colonising drainage ditches were sampled for obtaining data about occurrence and habitat associations of endangered dragonflies and their communities.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

České Budějovice, 25. dubna 2013.

Obsah

1 ÚVOD.....	1
2 LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	2
2.1 Ohrožení biodiversity.....	2
2.2 Ochrana bezobratlých živočichů.....	5
2.3 Ohrožení sladkovodních ekosystémů.....	8
2.4 Post-industriální oblasti a jejich ochranný význam.....	11
2.5 Mostecké výsypky.....	13
2.6 Vážky.....	16
2.7 Vážky jako modelová skupina.....	18
3 METODIKA.....	19
3.1 Studovaná oblast.....	19
3.2 Sběr dat.....	24
3.3 Ochranný význam.....	26
3.4 Srovnání kanálů a stojatých vod výsypek.....	26
3.5 Statistická analýza.....	26
3.5.1 GLM.....	26
3.5.2 CCA.....	27
4 VÝSLEDKY.....	28
4.1 CCA.....	29
4.2 GLM.....	31
5 DISKUSE.....	34
5.1 Ochranný význam kanálů.....	34
5.2 Výskyt vzácných druhů.....	35
5.3 Vliv environmentálních proměnných.....	38
5.4 Doporučení pro praxi.....	40
6 ZÁVĚR.....	41
7 LITERATURA.....	42
8 PŘÍLOHY.....	50

1 ÚVOD

Různá post-industriální území představují příležitost pro mnoho ohrožených druhů organismů, kteří z okolní krajiny postupně mizí (např. Tropek et al. 2013; Dolný & Harabiš 2012). Post-industriální území těmto ohroženým organismům nabízejí to, čeho je v okolní krajině čím větší nedostatek – jemnou mozaiku nelesních biotopů, kde nechybí ani ty nejranější sukcesní stádia, různé typy oligotrofních vod a mokřadů a další cenné habitaty (Prach et al. 2010). O konečném ochranném potenciálu těchto území však rozhoduje přístup k obnově. Biologové dnes již spolehlivě doložili, že standardní velkoplošné rekultivace tento ochranný potenciál z hlediska suchozemských organismů podstatně redukuje (Tropek et al. 2010; Hendrychová et al. 2008; Hodačová & Prach 2003).

Nicméně, mezi ty nejcennější stanoviště, která se v post-industriálních oblastech utvářejí, rozhodně patří různé sladkovodní ekosystémy a mokřady (Vojar et al. 2007). O vlivu odlišných přístupů k obnově na společenstva vod a mokřadů však nebylo donedávna známo prakticky nic. První studie srovnávající různé přístupy k obnově vod využily jako modelový organismus vážky – skupinu semiakvatického hmyzu se velký bioindikačním potenciálem (Briers & Biggs 2003). V těchto pracích – kterých jsem se osobně účastnil – jsme ukázali, že na Mosteckých výsypkách se vyskytuje řada vzácných druhů vážek, jejichž preference pro odlišné restaurační přístupy se různí a žádný přístup k obnově sladkovodních stojatých vod tak není univerzálně nejlepší (Harabiš et al. 2013; Tichánek 2010a).

Na výsypkách ale vzniká i další typ vod, které jsme ve zmiňovaných studiích ignorovali – odvodňovací kanály. Ty vznikají výhradně na rekultivovaných výsypkách a jsou tak jedinou možností, jak na výsypkách nahradit odvedené vodní toky. Tyto kanály by přitom teoreticky mohly hostit vzácné druhy malých toků, jejichž fauna sice není příliš početná, zato je ale z velké části unikátní a ohrožená (Williams et al. 2004).

Tato práce tak navazuje na práce předchozí. Práce si klade za cíl zjistit, jestli odvodňovací kanály hostí ohrožené druhy vážek, jak moc unikátní a významné v rámci výsypek i okolní krajiny zjištěné druhy jsou a za jakých environmentálních podmínek se hodnotná společenstva vážek na kanálech utvářejí. Doufám, že výsledky této práce přispějí k diskusi o různých přístupech k obnově sladkovodních společenstev a umožní stavět, udržovat a pečovat o kanály a jim podobné toky tak, aby krom své primární funkce fungovaly zároveň jako cenná refugia biologicky i esteticky atraktivních společenstev.

2 LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Ohrožení biodiversity

Biodiverzita má mnoho úrovní – od úrovně genové po diverzitu vyšších taxonomických jednotek či diverzitu krajinou (Sodhi & Ehrlich 2010). Nejčastěji se však v kontextu biodiverzity mluví o diverzitě druhové. Druhy jsou základní taxonomickou i fylogenetickou jednotkou, i když i jejich vymezení je někdy velmi obtížné (Irwin et al. 2001). Druhy vznikají procesem speciace a zanikají jejich vymřením – extinkcí. Extinkce jsou normálním jevem, tedy pokud jsou zhruba tak časté jako speciace. Nicméně, lidské aktivity pravděpodobně vymírání dramaticky urychlovaly. Uvádí se, že lidské aktivity urychlily vymírání dokonce 10^2 - 10^3 krát (Primm et al. 1995) a někteří autoři dokonce současné vymírání označují za šesté hromadné vymírání historie země (Chapin et al. 2002). Extinkce jsou nevratným procesem, a pokud jednou k masivním extinkcím dochází, mají díky vzájemným vazbám mezi organismy tendenci se zrychlovat (dochází ke „koextinkcím“) – se ztrátou například jednoho obratlovce skoro vždy vyhyne i jeho parazit, ztrátou opylujícího hmyzu hynou na opylovače závislé rostliny (a naopak) a vymřením velkých „ekosystémových inženýrů“ (např. velcí herbivoři, velké šelmy) může dojít ke ztrátám dokonce i celých společenstev (Sodhi & Ehrlich 2010). Člověk indukoval vymírání (především obratlovců) již před tisíci let – odhaduje se například, že polynésané při kolonizacích pacifických ostrovů před 1000-4000 lety vyhubily více než 2000 druhů ptáků, což je zhruba 15% současné ptačí diversity (Primm et al. 1995). Člověk se možná významnou měrou podílel na vyhlazení velkých herbivorů obývajících i evropské pleistocénní savany (Surovell et al. 2005), čímž dramaticky ovlivnil další vývoj bioty (Johnson 2009). Nicméně, nejrozsáhlejší extinkce zřejmě probíhaly v posledních 100-300 letech (Thomas et al. 1994; Sodhi & Ehrlich 2010).

Příčin rozsáhlých extinkcí je mnoho – mezi hlavní příčiny patří bezesporu likvidace biotopů i celých biomů, dále narušování původních společenstev invazivními druhy, změny biogeochemických cyklů a velkoplošné eutrofizace prostředí a zejména u obratlovců i přímé zabíjení (Chapin et al. 2002).

Ohroženost (tj. pravděpodobnost vymření) taxonu je považována za nejdůležitější kritérium v ochraně přírody. Rychlost vymírání se ale netýká všech oblastí a taxonomických skupin stejně. Ochranaři se proto snažili identifikovat *hotspots* – jakožto místa zasluhující největší ochrannářskou pozornost. *Hotspots* ale můžeme identifikovat na základě různých

hledisek – z hlediska pouhého počtu druhů, počtu endemických druhů aj. Protože ohroženost souvisí s velikostí areálu (endemické či ostrovní druhy mají vyšší riziko extinkce) a v druhově bohatých oblastech po nějakém negativním zásahu logicky vymře víc druhů než jinde, drželi se ochránáři především počtu druhů a počtu endemických druhů, později pak přidali i kritérium přeměny alespoň 40% původní vegetace (Myers et al. 2000). Podíváme-li se, jak se oblasti nejvyšším počtem druhů a endemických druhů překrývají s oblastmi, kde žije nejvíce ohrožených druhů, zjistíme, že překrytí je – minimálně z hlediska ptáků – minimální (Orme et al. 2005). Nejvíce ohrožených druhů ptáků žije v severní části And, v Himalájích, v Atlantických pobřežních lesích (východ Brazílie), v Jihovietnamské vrchovině a na několika ostrovech – Filipínách, Sumatře, Borneu a Novém Zélandu a Madagaskaru (Orme et al. 2005).

Nicméně, velmi důležitá je též i informace o proporcionální ohroženosti bioty – tj. kde se místa s největším podílem ohrožených druhů nacházejí. Můžeme předpokládat, že podíl ohrožených druhů bude zhruba odpovídat ohroženosti jejich biotopů a biomů (Hoekstra et al. 2005). Ačkoliv se v kontextu ochrany nějakého biomu mluví nejčastěji o tropických deštných pralesích, nejvíce přeměněny byly temperátní stepi, listnaté lesy, mediteránní lesy a křoviny a nakonec suché listnaté lesy tropických a subtropických oblastí (Hoekstra et al. 2005). Paradoxní je, že zbytky právě těchto nejvíce přeměněných biomů patří zároveň k těm nejméně chráněným (Hoekstra et al. 2005).

Některé biotopy jsou relativně více ohroženi i jinými činiteli, než-li konverzí původních biotopů. Například sladkovodní biota je více než ta terestrická ohrožena invazními druhy a choroboplodnými zárodky, které do nově kolonizovaných území invazivní organismy zanáší (Dudgeon et al. 2006). Jindy zase působí několik faktorů ve zřejmé synergii: jako příklad lze uvést kombinaci ztráty a degradaci biotopů s klimatickými změnami. Oteplování nutí druhy posouvat své areály – četným generalistům to nečiní problém – jsou díky své biotopové nenáročnosti schopni osidlovat i méně vzácné biotopy s kontinuální distribucí a navíc mají průměrně vyšší disperzní schopnosti. Ohrožené a specializované druhy žijí ve fragmentech původních biotopů, jsou často disperzně méně schopné a se zvyšujícími se teplotami jsou „vězněny“ v nevyhovujícím refugiu (Warren et al. 2001).

Ohrožení extinkcí se liší i v závislosti na vlastnostech druhů. Ohrožení jsou druhy s malými areály, specialisté a druhy s nízkými disperzními schopnostmi (Angermerier 1995; Warren et al. 2001). Extinkcí jsou více ohroženi predátoři a obecně živočichové s větší stavbou těla a delší generační dobou (McKinney 1997; Primack et al. 2011. Vyhnutí se

extinkci usnadňuje i schopnost vytvořit nějaké dormantní stádium schopné přežít delší nepříznivé období (Primack et al. 2011).

Krom samotné vzácnosti a ohroženosti druhu existuje i další – čím dál tím více prosazované kritérium ochrany biodiverzity: fylogenetická unikátnost (Kuntner et al. 2011). Podle tohoto konceptu si větší ochranu zasluhují ty druhy, které jsou fylogeneticky unikátní – tj. neexistují jejich blízce příbuzné linie (Kuntner et al. 2011). Stejným způsobem fylogenetika čím dál více vstupuje do ekologii společenstev – krom samotných druhových složení, počtu druhů, různých indexů diversity a ochrannářských hodnot, se pro lokality začíná počítat i s „fylogenetickou diverzitou“ (Cavander-Bares et al. 2009). Fylogenetická diverzita se počítá různými způsoby, vyjadřuje buď počet druhů vážený jejich průměrnou vzájemnou příbuzností, nebo jen průměrnou příbuznost mezi zjištěnými druhy (Cavander-Bares et al. 2009). Většina takto zaměřených studií pak zjišťuje i to, zda-li je společenstvo tvořeno vzájemně příbuznějšími druhy, než by odpovídalo náhodě (nulovému modelu – tj. průměrné příbuznosti sérii náhodně vygenerovaných společenstev „*species pool*“ daného regionu), nebo naopak. Na základě průměrné příbuznosti pak tyto studie často vyvozují informace o vlivech, které se na utváření daného společenstva dominantním způsobem podílely (předtím je ale ještě nutné ověřit předpoklad, že příbuzné druhy daného společenstva jsou si ekologicky v průměru podobnější) – u společenstev sestavených z fylogeneticky blízkých si druhů lze usuzovat, že dominantním faktorem jsou filtry prostředí (*habitat filtering, environmental filtering*), u společenstev složených z nepříbuzných druhů má zase větší význam mezidruhová kompetice (Cavander-Bares et al. 2009; Machač et al. 2010; Kembel & Hubbell 2006). Některé práce ukazují, že fylogenetická diverzita dobře předpovídá i některé ekosystémové funkce, a to dokonce lépe, než diverzita funkční (Caddote et al. 2008; Maherali & Klironomos 2007).

Masivními extinkcemi nepřichází lidstvo jen o krásu a potencionálně užitečný studijní materiál, ale i o potencionálně využitelné plodiny, léky či důležité opylovače hospodářsky významných rostlin (Sodhi & Ehrlich 2010). Řada půdních organismů je pak důležitá pro správnou funkci půd v zemědělství, velké šelmy a mrchožrouti se podílejí na redukci choroboplodných zárodků (Sodhi & Ehrlich 2010). Normálního člověka se však vymírání vzácných druhů netýká zdaleka tolik co masivní ubývání druhů relativně početných – tj. ochuzování běžné přírody a krajiny. Právě ochuzování běžné krajiny o dříve početné druhy je problém na některých skupinách v Evropě dobře dokumentovaný (Conrad et al. 2009). Ochuzování přírody ovlivňuje významně kvalitu lidských životů (Turner et al. 2004) – ne nadarmo radí psychiatři svým depresivním pacientům, aby podnikaly výlety do krásné a

podnětné přírody. Ochuzováním přírody přicházíme o nové podněty, inspiraci a pocit štěstí. Protože většina lidí žije ve městech, je pro zvýšení kvality života lidí nezbytné udržovat či dokonce obohacovat přírodu i ve městech (Turner et al. 2004; Jarošík et al. 2011). Ukazuje se, že zachování a obohacování přírody ve městech nemusí to být nutně ani složité, ani drahé (Konvička & Kadlec 2011; Kadlec et al. 2008).

Veškeré odhady extinkcí a jejich dopadů jsou však tvořeny na základě jen několik dobře zdokumentovaných skupin – povětšinou ptáků, savců nebo některých rostlin (Thomas et al. 2004). Nicméně, tyto procesy se mohou u různých skupin ubírat zcela jiným směrem (Thomas et al. 2004). Většina druhového bohatství je tvořena bezobratlými živočichy, zejména hmyzem. Ten je ale v mnoha ohledech natolik specifickou skupinou, že extrapolace na základě jiných – dobře zdokumentovaných skupin (rostliny a obratlovci) není vždycky adekvátní (Thomas et al. 2004).

2.2 Ochrana bezobratlých živočichů

Bezobratlí živočichové jsou se zhruba 5 miliony druhů pravděpodobně druhově nejbohatší taxonomickou skupinou na světě (Novotný et al. 2002; Grimaldi & Engel 2005). Jejich význam podtrhují i velmi různorodé „ekosystémové funkce“ – mezi bezobratlými najdeme klíčové druhy (např. mravenci v tropickém deštném lese Papuy-Nové Guiney), pro nás životně důležité opylovače, dekompozitory nepostradatelné v mineralizaci rostlinné biomasy, ale i vynikající zdroje potravy i zábavy (Grimaldi & Engel 2005). Bezobratlí živočichové jsou základem potravy pro celou paletu jiných organismů, kteří na hmyzu buď parazitují, nebo je konzumují a řada druhů hmyzu je zároveň důležitými predátory některých škůdců (Grimaldi & Engel 2005). Na druhou stranu, bezobratlí živočichové jsou také nositeli řady nebezpečných patogenů, smrtelně jedovatých žihadel, nebo významnými škůdci hospodářsky důležitých plodin (Grimaldi & Engel 2005). Někteří bezobratlí jsou zkrátka pro nás životně důležití a je třeba ho je chránit, zatímco jiné je pro naši vlastní spokojenost vhodné účinně hubit. Abychom mohli dělat obojí, musíme jim dobře rozumět.

Ochrana bezobratlých živočichů má svá specifika. Ačkoliv je recentní vymírání dokumentováno převážně na jiných skupinách organismů, než je hmyz popř. jiní bezobratlí, současné odhady hovoří o tom, že hmyz vymírá také, a to dokonce rychleji než jiné skupiny (Thomas et al. 1994). Thomas et al. (2004) se pokusili zjistit, jak se ve Velké Británii lišila rychlost vymírání v posledních 20-40 letech u různých skupin organismů – ptácích, rostlinách a motýlech (jakožto nejlépe zdokumentovaném hmyzu). Přestože u rostlin a ptáků

byl počet vymřelých a nových druhů v 10x10 km kvadrátech zhruba v rovnováze, u motýlů došlo k významné převaze vymřelých. Rychlost vymírání tak může být u hmyzu – a tedy i celkově, mnohem větší, než jsme čekali. Výzkum Thomase et al. (2004) ukazuje na ještě jeden zásadní fakt: Evropa v posledních desítkách let investovala na ochranu přírody – včetně ochrany biodiverzity, enormní částky (například u nás v některých letech podle ČSÚ i přes 40 mld. korun). Ačkoliv se tyto částky pozitivně odrážejí v ochraně některých skupin, ochrana hmyzu i přes tyto investice stále selhává (Thomas et al. 2004; Čížek et al. 2009).

Ochrana hmyzu může být náročnější než ochrana rostlin či obratlovců. Hmyzu je na našem území až 30 tisíc, a není možné zjistit detailní biotopové nároky o každém druhu a pro naprostou většinu ohrožených druhů není možné aplikovat konkrétní management „ušitý na míru“ (Konvička et al. 2005). Hmyz má často mnohem specifičtější (mikro)biotopové nároky – některé vážky například někde loví (mnohdy i mimo vodu), jinde se rozmnožují, do jiných tůní zase samice kladou vajíčka, někam se ukrývají před špatným počasím a úplně jiná místa vyžadují pro přenocování (Dijkstra et al. 2006; Roquette & Thompson 2006). Hmyz proto často potřebuje jemnou mozaiku vzájemně odlišných mikrohabitatů, které se nacházejí blízko sebe. Z těchto potřeb pak vyvstává další problém – zoologové často nepodchytí ekologické nároky komplexně a některého požadavku druhu si tak ani nevšimnou a uzpůsobí tomu vhodný management (Konvička et al. 2005). Některý hmyz je navíc v přírodě celkově obtížně detekovatelný. To může mít řadu příčin – fenologickou specifitu, skrytý způsob života a nenápadnost, nízké populační hustoty ad. Značná část hmyzu je navíc – v porovnání s velkou částí rostlin a obratlovců – značně sedentární a mají nízké disperzní schopnosti (např. Purse et al. 2003). Některé lokality tak nejsou schopny osídlit, ačkoliv zahrnují komplex žádaných mikrobiotopů a jednotlivé (sub)populace se tak mohou – díky neschopnosti přelétávat na větší vzdálenosti – snadno ocitnout v izolaci (a tudíž čelit závažným populačně-ekologickým problémům; Konvička et al. 2005). Velká část hmyzu je navíc krátkověká a nevytváří žádná dormantní stádia umožňující přežít delší nepříznivé období – jediný nešikovný zásah může populaci během okamžiku nenávratně vyhubit (Konvička et al. 2005). Z těchto důvodů není plánování a zpětné hodnocení různých managementových opatření jen z hlediska rostlin a obratlovců dostačující, je naopak nutné brát v potaz i stanovištní nároky hmyzu (Konvička et al. 2005). Jak ukazují zkušenosti některých praktiků v ochraně přírody, „hmyzí management“ se často ukazuje jako velmi prospěšný i z hlediska jiných skupin organismů (Paloudová obs.).

Hmyz je na tom z hlediska ohrožení relativně špatně, nicméně i v rámci hmyzu je možné identifikovat skupiny druhů, které se vzájemně v ohrožení liší. Kromě již

zmiňovaných vlastností – jako je habitatová specifita, slabé disperzní schopnosti a malá velikost areálu, zvyšují ohroženost i nároky na některé typy (mikro)biotopů (Thomas et al. 1994). Terestrický ohrožený hmyz je ve středoevropských podmínkách nejčastěji vázán – podobně jako jiné skupiny – na různé nelesní stanoviště, jako například stepi, různě vysoké trávníky a sutě, anebo řídké lesy a lesostepi s přítomností starých stromů (Pavlíková & Konvička 2011). Zásadní je práce Thomase et al. (1994), kteří zjistili, že nevíce terestrických bezobratlých je vázáno na extrémní sukcesní stádia – holý jemnozrnný substrát nebo rozkládající se stromy. Tyto biotopy byly v minulosti poměrně běžnou součástí krajiny. Udržovány byly v různých dobách jinými činiteli. Během naprosté většiny pleistocénu žilo (nejen) ve střední Evropě mnoho dnes již vyhubených megaherbivorů (Johnson 2009; Vera 2000). V glaciálech to byli mamuti, v teplejších interglaciálech pak různí osli, hroši, nosorožci, sloni, pratuři či zubří. Tito savci byli významnými ekosystémovými inženýry – v interglaciálech v Evropě udržovaly jemnou mozaiku oněch (dnes ohrožených) biotopů a jejich jemných přechodů – holé substráty, bezlesé plošky tvořené různě vysokými trávníky. Udržovali též velmi řídké a prosvětlené „lesy“ a sešlapem pak redukovali i vegetaci kolem různých rozličných mokřadů. Po tom, co jich většina vymřela, začaly mít relativně větší podíl na udržování bezlesí přírodní živly jako požáry, vichřice či dynamické procesy v nivách řek (Konvička et al. 2005). Navíc již nastoupilo chladné a kontinentální klima, které samo o sobě bylo schopné udržet otevřenou mozaiku stepí, tajgy a lesutundry. V období holocénu pak čím dál tím víc přispíval mnoha způsoby k otevřenému bezlesí a mozaikovitosti krajiny člověk: vypaloval lesy, kácel stromy, pásal a hospodařil. Tradiční hospodaření a téměř všudypřítomná pastva udržovaly bezlesí až do doby před pár desítkami let (Sádlo et al. 2008).

Ústup tradičního hospodaření v 20. století (v polích i lesích), intenzifikace zemědělství – spojená s používáním pesticidů a intenzivním hnojením a rozsáhlé meliorace způsobily dramatický úbytek některých biotopů a jejich bioty – např. sladkovodních ekosystémů, mokřadů, úhorů, nelesních a zvláště pak vyprahlých trávníků či extenzivních pastvin (Rounsevell et al. 2006; Van-Calster et al. 2008). Co naopak v dnešní evropské krajině přibývá, jsou dnes ochraňácky bezcenné plochy hospodářských lesů a lány polí pro biopaliva (Rounsevell et al. 2006; Van-Calster et al. 2008).

2.3 Ohrožení sladkovodních ekosystémů

Sladkovodní a mokřadní ekosystémy patří k nejohroženějším v Evropě (Gibbs et al. 2000; Van Calster et al. 2008) a biota na ně vázaná vykazuje i recentně značný ústup (Van Calster et al. 2008). Sladkovodní biotopy mají přitom obrovský význam nejen z hlediska ohrožených organismů, ale i z hlediska lidských potřeb – například pro rekreaci, zajištění zásob pitné vody atd. (Dodds 2002). Ačkoliv se příčiny ohrožení sladkovodní bioty liší podle typu ekosystému, lze vysledovat několik univerzálních negativních vlivů. Většina sladkovodních ekosystémů je ohrožena eutrofizací – příliš velkým zásobením živinami, hlavně fosforem případně dusíkem (Dodds 2002; Kolář et al. 2012). Eutrofizace jsou častým problémem mnoha typů vod a jsou zapříčiněny především splachy hnojiv z polí (Doods 2002). Rybníky jsou pak eutrofizovány přímo rybáři – pro zvýšení rybí produkce. Dopad eutrofizace je jednak přímý (skrže působení na samotnou fyziologii organismů), ale nepřímě působí změnami ve společenstvech – díky namnožení toxických sinic se voda stává toxickou, obsahuje méně kyslíku a snižuje i viditelnost ve vodě (Doods 2002; Kolář et al. 2012). Eutrofizace ale mění i rostlinná společenstva – jejím následkem buď emerzní a vodní vegetace úplně chybí, nebo naopak zcela zarůstá expanzivním rákosem popř. orobincem, které vytvářejí husté, neprosvětlené a uniformní porosty, které jsou pro mnoho vzácných bezobratlých nevyhovující (např. Harabiš et al. 2013; Middleton 1999) Eutrofizace ale jen neničí biotopy vzácným organismům, ale často znemožňuje, aby vody využíval člověk – pro pitnou vodu a rekreaci (Dodds 2002).

Dalším problémem je nadměrná a nevhodná rybí obsádka. Některé druhy bezobratlých jsou na predační tlak ryb (včetně všežravého kapra) velmi citlivé a právě mezi takto citlivými druhy je velká část ohrožena (Schilling et al. 2009). Krom přímého požíráání těl, působí nadměrná a nevhodná rybí obsádky opět skrže emerzní vegetaci, kterou některé druhy (např. rybo-hospodářsky nejvýznamnější ryba – kapr obecný) likvidují „rytím“ dna (Schilling et al. 2009; Kolář et al. 2012). Některé rybníky dnes dosahují zarybnění i 1500kg/ha, přičemž už nad 500 kg/ha má rybí obsádka na ekosystém rybníka drancující vliv (Kolář et al. 2012). Nadměrná rybí obsádka složená převážně z druhů požírajících zooplankton se též – zbavením predačního tlaku na řasy a sinice – podílí na přemnožování těchto – někdy toxických – organismů. Nadměrné zarybnění některými „ryjícími“ druhy pak způsobuje i zvýšený zákal vody, který některé druhy ještě více ohrožuje predací (Schilling et al. 2009). Problémy s rybí obsádkou se ale zdaleka netýkají jen rybníků. I do vodních toků bývají často vysazovány nepůvodní druhy ryb, které likvidují společenstva bezobratlých (Kolář et al. 2012).

Velká část ohrožených organismů (včetně ptáků, rostlin a bezobratlých) preferuje většinou nízkou, jemnou a řidší emerzní vegetaci (Butler & Demaynadier 2008). Zarůstání sladkovodních ekosystémů nebo jejich břehových částí hustou a uniformní vegetací může být problém řady typů vod. Ačkoliv bývá zarůstání z velké části způsobeno již výše zmiňovanými faktory, existuje ještě jeden významný činitel, který rozhoduje o složení vodní a emerzní vegetace – disturbance (Middleton 1999). Podíváme-li se do historie, sladkovodní ekosystémy byly – podobně jako terestrické – pod nátlakem nejdříve (pleistocén) velkým mega-herbivorům. Ti působili i na vodní vegetace značně destruktivně a v alespoň některých částech břehů bránili rozvoji husté vegetace – podobně jako v dnešní africké savaně působí sloni, na jejichž činnosti byla závislá 1/3 všech jihoafrických vážek zjištěných ve studii Samways & Grant (2008). Podobně i mladší historii působila všudypřítomná pastva – včetně pastvy lesní (Sádlo et al. 2008). Jak ukazují i recentní výzkumy, extenzivní pastva může být i dnes pro některé ohrožené organismy – včetně vážek, velmi přínosná, pokud není intenzivní (Rouquette & Thompson 2005; Marty 2005). Přístup domácích zvířat k tokům brání zarůstání břehů, ale také (prostřednictvím sešlapu) vytváří specifické plynulé přechody mezi souší a vodou a mělčiny blízko vodní hladiny – tzv. bermy, které umožňují výskyt rozmanitého a jemného litorálu. V historii navíc mohl působit na břehové a vodní porosty i sám člověk – některé rostliny přímo využíval jako doplněk k potravě (kotvice, chrastice), čímž mohl s jejich početností výrazně manipulovat (Sádlo et al. 2008). Člověk ale využíval i rákos – jako stavební materiál, na podestýlky, v některých kulturách se snad používal i jako hudební nástroj, či zdroj potravy. Sklizení rákosu pak mohlo mít podobný efekt jako dnešní ochrannásko-managementová opatření – kosení rákosu, jeho vytrhávání apod. – která většinou významně přispívají k ochranné hodnotě lokalit (např. Gratton & Denno 2005). Další důležitou disturbancí znesnadňující vytvoření homogenních rákosových či orobincových porostů je pulsování hladiny a pravidelné záplavy (Middleton 1999). Pravidelné záplavy na tocích výrazně zvyšují diverzitu záplavových území, umožňují regeneraci hodnotné vegetace, vytváří nové plošky obnaženého substrátu, přitahující rané sukcesní rostliny i živočichy, přináší nové živiny, záplavy umožňují některým vzácným organismům žijícím na pobřeží se rozšiřovat. Na fluktuaci vodní hladiny je adaptována řada dnes ohrožených organismů, někteří dokonce vyžadují vysychající tůň (Middleton 1999).

Jako další historicky významnou disturbancí je možno zmínit bobry – ti tvorbou přehrad vytvářely na tocích větší tůně, zaplavovaly okolí toků a přímo odstraňovaly stromy – což sladkovodní ekosystém prosvětlovalo (Middleton 1999).

Dalším problémem vodních ekosystémů jsou invaze nepůvodních organismů. Ty jsou na sladkovodních biotopech mnohem častější, než u jiných ekosystémů (Dodds 2002). Likvidačně působí některé nepůvodní – rybáři vysazené ryby, řada bezobratlých přenašející na své autochtonní příbuzné likvidační parazity (Kolář et al. 2012). Řada toků zarůstá invazivními rostlinami, které se podél toků snadno šíří – například křídlatky, netýkavky apod. (Doods 2002).

Krajina byla ještě na začátku minulého století pokrytá mnoha drobnými stojatými vodami – slatiništi, oligotrofními tůněmi, různými lučními mokřinami a rozsáhlými nivami pokrytými mnoha aluviálními tůněmi a slepými rameny (Gibbs 2000). V Evropě i Severní Americe byla velká část těchto ekosystémů meliorována a úplně vysušena, jejich zbytky jsou pak často degradovány eutrofizací a následným zarůstáním expanzivní a příliš hustou vegetací rákosu, nebo orobince (Gibbs et al. 2000). Ačkoliv vznikla díky rybníkářství v minulých staletích řada potenciaálně hodnotných rybníků, které po dlouhou dobu původní malé vody mohli nahrazovat, současně většinový management vyúsťující v hypertrofní vody s obrovským zarybněním tento potenciál na mnoha místech prakticky zlikvidoval (Dolný et al. 2007). Biota malých stojatých vod se tak stala mnohem vzácnější a rozdrobenou na jednotlivé, vzájemně již nepropojené sub-populace.

Řeky a jiné toky byly narovnány, zregulovány a jejich nivy téměř v úplnosti přetvořeny (Williams et al. 2004). Původně byla údolí velkých řek pokryta velkými nivami, které představovaly velmi dynamickou mozaiku různých (mikro)biotopů. Umělé regulace řek, u nichž je zamezeno jakémukoliv přirozenému rozlivu, má nesmírně negativní dopady – jak na biotu vázanou na řeky a jejich okolí, tak na člověka. Regulace řek nezabrání velkým povodním, naopak, nemožnost rozlivu do niv, vlhkých luk a lužních lesů zamezuje retenci vody, která je při velkých povodních velmi užitečná (Middleton 1999; Kolář et al. 2012).

Malé toky jsou zvláštním případem sladkovodních ekosystémů. Ačkoliv je fauna těchto biotopů druhově relativně chudá, její značná část je ohrožená (Williams et al. 2004). Malé vodní toky v mimohorských oblastech střední Evropy byly drasticky zničeny melioracemi a intenzivním zemědělstvím, případně i urbanizací. Velká část malých toků nížin jsou tak vlastně melioračními kanály – narovnané, regulované (Kolář et al. 2012). Podstatná část je navíc silně znečištěná (Doods 2002).

2.4 Post-industriální oblasti a jejich ochranný význam

Různá post-industriální stanoviště mají často obrovský potenciál pro ochranu přírody (např. Tropek & Konvicka 2008; Tropek et al. 2013; Tropek et al. 2010; Dolný & Harabiš 2012). Jak ukazuje i případová studie blanokřídých na struskopopílkových odkalištích (Tropek et al. 2013) společenstva post-industriálních území mohou být osidlována enormně hodnotnými společenstvy s obrovským podílem ohrožených druhů a dokonce s druhy považovanými v ČR za vyhynulé (Tropek et al. 2013).

Ochranný význam post-industriálních a post-těžebních území je dán hlavně výskytem ohrožených, heterogenních a často raně sukcesních biotopů (Tropek et al. 2010; Prach & Pysek 2001). Post-industriální stanoviště často ohroženým organismům poskytují mozaiku mnoha biotopů – obnažených substrátů, různých xerothermních trávníků, rozličných stepí a lesostepí, ale i rozmanitých mokřadů a tůní se značnou heterogenitou v pokryvnosti vodních makrofyt i jiných environmentálních faktorech (Harabiš et al. 2013; Dolný & Harabiš 2012; Tichánek 2010a). Přitom právě tyto biotopy a jejich rozmanitost na malé ploše jsou právě to, co velká část ohrožené bioty potřebuje, a co v okolní krajině tak často postrádá (Thomas et al. 1994; viz. kapitola 2.2).

Ochranný potenciál post-těžebních území však dramaticky závisí na tom, jak se s územím naloží – na přístupu k obnově (Tropek et al. 2010; Hendrychová et al. 2008; Hodačová & Prach 2003; Prach & Hobbs 2008). Jak ukazuje řada výzkumy provedených na terestrických rostlinách výsypek (Hodačová & Prach 2003; Prach & Pysek 2002), terestrických bezobratlých výsypek (Hendrychová et al. 2008), i multi-taxonické studie suchozemské bioty na vápencových lomech (Tropek et al. 2010) a uhelných haldách (Tropek et al. 2011), standardní rekultivace téměř vždy likvidují biodiverzitu, beta-diverzitu i ochranný potenciál post-industriálních území. Co naopak neeliminují je výskyt expanzivních rostlin, které rekultivované výsypky osidlují více než ty nerekulitované (Hodačová & Prach 2003).

Jedny z nejcennějších biotopů, které se na post-industriálních stanovištích vytváří, jsou i různé tůně a mokřady (Vojar 2007). Na post-industriálních vodách je dokumentován výskyt vzácných vodních rostlin (Prach et al. 2010), obojživelníků (Vojar 2007), ale i vážek (Harabiš et al. 2013; Tichánek 2010a,b; Dolný & Harabiš 2012; Tichánek unp.). O tom, jak různé přístupy k obnově – včetně rekultivací, ovlivňují společenstva vod a mokřadů však neexistovala žádná seriózní literatura. Některé studie zjišťovaly efekt úprav různých fyzikálně-chemických parametrů závadné vody post-industriálních stanovišť na biodiverzitu (D'amico et al. 2004), s negativním výsledkem. Prvních studie porovnávající diverzitu i

ochranářskou hodnotu sladkovodních ekosystémů se zabývali srovnáním několik typů stojatých vod mosteckých výsypek z hlediska společenstev vážek, srovnávaly přitom: a) tůň nerekultivovaných výsypek; b) tůň a mokřady přirozeně vzniklé na rekultivovaných výsypkách; c) retenční nádrže a rybníky rekultivovaných výsypek (Harabiš et al. 2013; Tichánek 2010a). Tyto studie ukázaly, že efekt rekultivací na sladkovodní společenstva se může značně lišit od efektu rekultivací na společenstva terestrická: každý z těchto typů vod přitahoval jiné druhy, včetně druhů ohrožených, ale na žádném typu studovaných vod nebyla zjištěna významně vyšší diverzita a ochranářská hodnota vážek. Žádný přístup k obnově minimálně z hlediska společenstev vážek tak není univerzálně nejlepší. Studie navíc ignorovali další typ vod, který na výsypkách vzniká v průběhu rekultivací – odvodňovací kanály, které mohou být osidlovány vzácnou faunou malých toků (Tichánek 2010b).

Různá post-industriální stanoviště se však v ochranářském potenciálu mohou značně lišit. Rozdíly v ochranářském potenciálu a jejich příčiny lze demonstrovat na srovnání bohatosti odonatofauny mosteckých výsypek a karvinských důlních poklesů. Biodiverzita a význam mosteckých výsypek nižší (Harabiš et al. 2013; Tichánek 2010a,b; Dolný et al. 2007). Příčiny vidím ve 2 skutečnostech: a) vyšší dynamičnosti důlních poklesů; b) v krajinném kontextu. Tůň na výsypkách vzniknou ihned po nasypání, poté začnou postupně zarůstat, přičemž se zvyšujícím se stářím bývají tůň charakteristické pokryvnou a uniformní rákosinou (Tichánek 2010b). Naproti tomu důlní poklesy jsou dynamičtější - kontinuálně dochází ke vzniku nových propadlin a jejich alogenní sukcesi (Dolný & Harabiš 2012), díky čemuž jsou mokřady důlních propadů více heterogenní. Důlní poklesy mají ovšem i další výhodu – širší *species pool* (zásobu druhů). Podíváme-li se mapky rozšíření jednotlivých druhů, zjistíme, že více jak 15% druhů vážek se na mostecké výsypky nemá jak dostat, protože nejbližší známé populace žijí více než 50 km daleko, často však ještě mnohem dál (Dolný et al. 2007; AOPK – aktualizované mapky rozšíření). V oblasti Severočeské pánve a jejím těsném okolí nejsou mapovací čtverce, ve kterých by bylo zaznamenáno přes 30 druhů vážek, naproti tomu v oblasti Karvinska mají všechny čtverce přes 40 druhů, a některé i přes 50 (Dolný et al. 2007). Tato skutečnost může být ovlivněna i mnohem větší prozkoumaností Karvinska, nicméně i v rámci Severočeské pánve jsou relativně dobře prozkoumané čtverce s 200 odonatologickými záznamy a relativně malým počtem druhů a naopak Karvinsku blízké čtverce s malým počtem záznamů a mnoha druhy vážek (Dolný et al. 2007). Vyšší diverzita Karvinska pak plyne i z biogeografické polohy a historie území – Karvinsko je v kontaktu s odonatologicky bohatými lokalitami v Polsku, četnými řekami a již před započítáním těžby bylo deltou s mnoha rozmanitými typy

sladkovodních ekosystémů. Mostecko bylo naproti tomu hustě osídlenou zemědělskou krajinou (viz. kapitola 3.1).

Obecně plošně větší post-industriální území bývají heterogenější a osidlované větším počtem druhů – včetně těch ohrožených (Krauss et al. 2009). Podobně lze očekávat, že izolované post-industriální budovy budou v průměru chudší – je zde menší pravděpodobnost kolonizace vzácnými druhy a navíc vzhledem k izolovanosti zde není možnost genetického toku s jinou (sub)populací.

Post-těžební prostory se mohou lišit v ochranném potenciálu v rámci odlišných taxonů. Jak ukazuje například práce Tropka & Konvičky (2008): kamenolomy Blanského lesa jsou osidlovány vzácnými pavouky, nikoliv však střevlíky. Podobně předběžné a dosud nepublikované výsledky ze struskopopílkových odkališť odhalují, že relativní význam těchto stanovišť pro různé taxocenózy se dramaticky liší (Tropek unp.). Krom rozdílných biotopových nároků mohou hrát svoji roli i vlastnosti skupiny a unikátní *life history* taxonu (například disperzní schopnosti; Tropek & Konvička 2008).

2.5 Mostecké výsyvky

Výsyvky jsou na Mostecku a Sokolovsku výrazným krajinotvorným fenoménem. Mostecké výsyvky jsou tvořeny především šedými miocenními jíly, proloženými písky a některými vulkanity (Prach et al. 2010); viz. kapitola 3.1.). Po nasypání mají velmi členitý reliéf s prudkým převýšením, které se podílí na velké heterogenitě v mnoha abiotických faktorech – především v teplotě a vlhkosti (Prach & Hobbs 2008). Na nerekulitovaných výsyvkách tak vzniká velmi členitá a heterogenní vegetace s velkou beta-diverzitou. Navíc i po více než 20 letech zůstávají na nerekulitovaných výsyvkách holá místa s obnaženým substrátem (zvláště v místech s písčným substrátem), která jsou pro řadu ohrožených druhů hmyzu velmi žádoucí. Ve sníženinách pak vznikají četné tůně a mokřady, bohaté na vodní bezobratlé i obojživelníky (Harabiš et al. 2013). Takto nerekulitované výsyvky na Mostecku postupnou sukcesí zarůstají, ale jak ukazují příklady přes 50 let starých výsypek – Albrechtické a Hornojířetínské, výsyvky na Mostecku nikdy nezarůstají kompaktní lesní vegetací, ale vyvíjí se spíše do rozvolněné lesostepi.

Většina plochy výsypek je však rekulitována technickou a následně i biologickou rekulivací. Plocha výsypek se narovná do maximálního sklonu 10° a veškerá členitost terénu se eliminuje (Prach & Pyšek 2002). Poté se čeká několik let, než se výsypka „usadí“, pak se zaveze orníci a velkoplošně se vysází buď stromy (lesnická rekulivace), nebo různé

komerční travní směsi (především s jetely) či zemědělské plodiny (zemědělská rekultivace). Na řadě míst výsypek docházelo během rekultivací i vysazování celé řady nepůvodních druhů stromů a keřů – pámelníků, fytotoxiny produkujících akátů, dubu červeného, modřínu opadavého, smrku pichlavého a dalších. Naštěstí, nyní orgány ochrany přírody podíl nepůvodních dřevin používaných během rekultivací kontrolují a případně redukují (Štýs, ustní sdělení). Povrch rekultivované výsypky se odvodňuje soustavou odvodňovacích kanálů a různých retenčních nádrží. Občas se i v rekultivované ploše výsypek ponechávají neodvodněné terénní sníženiny, dávající vzniknout přirozeně vzniklým tůňm a mokřadům (Harabiš et al. 2013).

Podobně jako u jiných post-industriálních, přístup k obnově dramaticky ovlivňuje ochranný význam výsypek a jejich biodiverzitu (Hodačová & Prach 2003). Velkoplošné rekultivace obojí u terestrických společenstev rostlin (Hodačová & Prach 2003), bezobratlých (Hendrychová et al. 2008) snižují. Úplně jiný se zdá být vliv na sladkovodní a mokřadní společenstva (Harabiš et al. 2013; Tichánek 2010a).

Nerekultivované výsypky mohou být výjimečnou příležitostí pro studium primární sukcese (Vaněk 2006b; Bejček & Tyrner 1977; Vojar 2007). Ta byla studována na ptáčích (Bejček & Tyrner 1977), obojživelnících a plazích (Vojar 2007) a především, rostlinách (Hodačová & Prach 2003).

Prakticky ihned po nasypání začínají výsypky zarůstat různými druhy čeledi *Amaranthaceae* (laskavcovité) – merlíky, lebedami, dále pak jinými skupinami rostlin – například bodláky, rdesna apod. Pokryvnost vegetace však zůstává prvních několik let relativně nízká – více než 1/3 plochy zůstává v prvních 5 letech obnažená (Prach et al. 2010; Vaněk 2007b). Toto rané sukcesní stádium je preferované i kriticky ohroženou rostlinou – lebedou růžovou, ale i mnoha kriticky ohroženými druhy živočichů (viz. níže). Po 5 letech se čím dál tím více začínají prosazovat vytrvalé širokolisté byliny – jako vratič obecný, či pelyněk černobýl a pak především různé travy – třtina křovištní, pýr plazivý, nebo ovsík vyvýšený (Prach et al. 2010; Vaněk 2007b). Nakonec ve vegetaci převažují především luční typy vegetace s různě hustými stromy a keři, dávající vzniknout lesostepi.

Spolu se sukcesí rostlin se začínají vyvíjet i společenstva živočichů. Sukcese savců začíná myšicí křovinou. Po vytvoření travinných společenstev začíná výsypky kolonizovat hraboš polní (Vaněk 2007b). Po 10 letech výsypky kolonizuje i rejsek obecný a v posledních fázích sukcese, kdy jsou výsypky porostlé i vyššími dřevinami, se přidávají i norník rudý a myšice lesní. Ptačí sukcese začíná od čerstvě nasypných výsypek, které jsou kolonizovány konipasem bílým a rehkem domácím. Již krátce poté se objevují již zmiňované ohrožené

druhy – linduška úhorní a bělořit šedý. Poté se přidává i křivan polní. Za 6 let po nasypání se objevuje linduška lesní, bramborníček hnědý či pěníce hnědokřídla.

U obojživelníků dobře byla popsána sukcese výsypek: prvním kolonizátorem objevujícím se takřka ihned je ropucha zelená, kterou za pár let následuje i ropucha obecná. Za 5-10 let se přidává i skokan skřehotavý s čolkem obecným (kteří se po této době stávají více a více dominantními prvky společenstva až nakonec úplně převládají) a s nimi i blatnice skvrnitá. Nakonec se – po 15-20 letech přidává i čolek velký.

Výsypky hostí mnoho ohrožených organismů. Z ohrožených ptáků zde žijí například kriticky ohrožená linduška úhorní, pro kterou je podkrušnohoří již jediným pravidelným hnízdištěm v ČR, dále kriticky ohrožený strnad zahradní i ohrožený bělořit šedý, či ohrožený obyvatel tůní a navazujících rákosin – slavík modraček středoevropský (Bejček & Tyrner 1977). Z ohrožených obojživelníků se zde vyskytuje čolek velký, či kuňka obecná, a dále pak mnoho dalších téměř ohrožených (NT) druhů: blatnice skvrnitá, ropuchy obecná a zelená, skokani štíhlý a skřehotavý (Vojar 2007). Výsypky jsou refugiem celé řady ohrožených bezobratlých. Vyskytuje se zde například mnoho druhů kriticky ohrožených blanokřídлых (Prach et al. 2010) Kriticky ohrožená kutilka *Bambix tarasata* má nejsilnější českou populaci na jedné části Střimické výsypky, kde díky fyto toxickému substrátu neproběhla úspěšná rekultivace a větší povrch výsypky zůstal obnažený (Srba & Tyrner 2003). Právě obnažený písčinný substrát je pro mnoho druhů blanokřídлых klíčovým prvkem stanoviště (Heneberg et al. 2013). Detailnější průzkumy mosteckých výsypek z hlediska terestrických bezobratlých však dosud nebyly učiněny. I mou zásluhou je na mosteckých výsypkách dobře prozkoumána fauna vážek (Harabiš et al. 2013; Tichánek 2010a,b). Mostecké výsypky jsou osidlovány mnoha ohroženými druhy vážek, které se vyskytují v závislosti na typu vodní plochy. Tůně nerekulitovaných výsypek hostí zranitelné šídlo červené (*Aeschna isosceles*), spolu s přirozeně vzniklými tůněmi na rekultivovaných výsypkách pak i ohrožené šídlem lučným, které vyžaduje vodní plochy obklopené otevřenými loukami či lesostepi. Tůně rekultivovaných výsypek hostí i zranitelné šídlo rákosní (*Aeschna affinis*), a vzácně i zranitelný a celoevropsky chráněný druh vážku jasnoskrvnou (*Leucorrhinia pectoralis*). Retenční nádrže a rybníky výsypek pak hostí i téměř ohrožené a pionýrské druhy – vážku žíhanou (*Sympetrum striolatum*) a šidélko menší (*Ischnura pumilio*). Krom již zmiňovaných druhů jsou výsypky kolonizovány i dalšími zranitelnými druhy – například šidlatkou brvnatou (*Lestes barbarus*), která se vyskytuje na obou typech vod rekultivovaných výsypek (Harabiš et al. 2013).

Sukcese vegetace u mokřadů a jezírek nebyla dosud popsána. Předběžná pozorování odhalila, že jako první se uchycuje orobinec širokolistý, následovaný sítnicemi či bahničkami a dalšími rostlinami. Jak ukazuje vegetace nejstarších výsypek, sukcese mokřadů na výsypkách často spěje k uniformním porostům rákosu obecného (*Phragmites comunis*; Prach ústní sdělení; Tichánek 2010b).

2.6 Vážky

Vážky jsou fylogeneticky relativně starobylým řádem hmyzu (Grimaldi & Engel 2005). První předchůdci vážek – taxon *Protoodonata* se na zemi objevil asi před 300 miliony let (Grimaldi & Engel 2005). Vážky patří mezi vůbec nejprozkoumanější hmyz s 5500 popsány druhy (Dolný et al. 2007). Řád vážky (*Odonata*) zahrnuje 2 hlavní podřády – spíše malá a méně pohyblivá šidélka s přibližně stejně velkými předními i zadními křídly (*Zygoptera*) a větší, pohyblivější různorůdlice – vážky a šídla (*Anisoptera*). Vážky se vyznačují řadou výlučných morfologických a etologických znaků (Dolný et al. 2007). Larvy vážek se vyvíjí ve vodním prostředí – a to od několika měsíců po několik let. Dospělci jsou terestričtí, nicméně potkat je můžeme především u vod, kde se rozmnožují (Dolný et al. 2007). Obě stádia – larvy i dospělci jsou dravé. Larvy se živí různými malými bezobratlými – korýši, larvami dvoukřídlých, ale ty větší často loví menší larvy (menších druhů, nebo raná larvální stádia téhož druhu), a dokonce jsou schopny ulovit i pulce (Dolný et al. 2007). Dospělci vážek se živí v závislosti na velikosti různě velkým hmyzem – především různými dvoukřídlými (*Diptera*), ale větší druhy z podřádu *Anisoptera* často loví i malá šidélka. Obecně vážky vykazují vzhledem ke kořisti nízkou selektivitu (Dolný et al. 2007, Djikstra et al. 2006). Vážky jsou také často loveny – chytají se do pavoučích sítí, ale jsou především loveny různými ptáky – konipasý, vlhami apod. Larvy vážek jsou pak často loveny jinými dravými vodními bezobratlými – například dravými plošticemi (*Heteroptera*), ale především pak různými rybami, jejichž predace omezuje řadu druhů v jejich výskytu (Mikolajwski & Johansson 2004). U *Anisoptera* je k obraně proti rybám používán obranný trn na zadečku larev. Druhy s větším trnem dokáží přežívat v zarybněných vodách mnohem lépe, než druhy s malým trnem. Na druhou stranu, velký trn zvyšuje pravděpodobnost, že bude larva ulovena nějakým bezobratlým predátorem (Mikolajwski & Johansson 2004). Navíc druhy s malým trnem mají více vyvinuty behaviorální adaptace k úniku před potencionálními predátory. (Dolný et al. 2007). Vážky až na jeden rod v mírném pásu zimují ve stádiu larvy zahrabány většinou v substrátu. Výjimkou je rod *Sympecma* – zástupci tohoto rodu (u nás žijí 2 druhy –

S. paedisca a *S. fusca*) se metamorfuji na konci léta, poté přezimují ve stádiu dospělého zavěšení na vegetaci a na jaře se znovu aktivují a rozmnožují. Zimování ve stádiu dospělého je však velmi riskantní a velká část jedinců – skoro 60% během zimy umírá (Manger & Dingemanse 2009). Na druhou stranu, zástupcům rodu *Sympecma* to možná umožňuje účinně se vyhnout mezidruhové kompetici (Harabiš et al. 2012).

Denní a prostorová aktivita vážek se liší v závislosti na počasí i mezi druhy. Obecně vážky létají převážně za slunečného a teplého počasí převážně od 10 do 16 hodin. Protože pohyb vážek (zvláště *Anisoptera*) má také termoregulační funkci, liší se podle počasí i charakter letu – za veder vážky pomalu plachtí, za nižších teplot jsou aktivnější (Dijkstra et al. 2006). Některé druhy vážek, zvláště pak někteří zástupci rodu *Aeschna* často zvláště podvečer létají na suchá místa bohatá na létající dvoukřídle, které zde loví (Dolný et al. 2007). Obvykle létají u vody, kde se rozmnožují. U některých druhů (typicky *Aeschna isosceles*) dochází rozmnožování na jiných lokalitách, než kam ve finále samice klade vajíčka (Dijkstra et al. 2006). Samice si schválně vybírá k ovipozici místa, kde žádní samci, kteří by ji mohli během kladení atakovat.

Vážky se velmi liší v disperzních schopnostech. Disperse je přítom i z hlediska ochrany vážek na krajinné škále a zvláště pak v restaurační ekologii zásadním druhovým znakem (Purse et al. 2003). Disperzně slabé druhy jsou ohroženější, hůře reagují na jakékoliv změny, včetně změn klimatických, a lze očekávat, že budou pomaleji osidlovat nově vzniklá stanoviště (Purse et al. 2003). Obecně dispergují spíše druhy stojatých vod, než druhy lotické (Dijkstra et al. 2006). Druhy stojatých vod jsou vázány na biotopy, které byly historicky nestabilní – vážky preferují většinou konkrétní sukcesní stádium mokřadu a poté byly nuceny hledat stanoviště jinde. Naproti tomu druhy toků se vyskytovaly v kontinuálnějších biotopech a vysoká disperse tak pro ně nebyla tak výhodná. Tento fakt se odráží i ve skutečnosti, že druhy tekoucích vod jsou více ohrožené a jejich fauna byla na našem území ovlivněna glaciály mnohem dramatičtěji, nežli fauna vod stojatých (Sahlen et al. 2004). Obecně relativně více přelétávají mladí jedinci s velkými předními křídly a spíše samice. Vliv na disperzi mají i ektoparazitové – ve velkých intenzitách parazitace u malých druhů disperzi snižují, v ostatních případech je to ale právě naopak (Suhonen et al. 2010). Pozitivní efekt parazitů na disperzi je způsoben zřejmě aktivací imunitního systému – jak bylo experimentálně ukázáno, i pokud vědec aktivizuje imunitní systém umělým patogenem, zvýší to tendenci k rozptylu, a to úměrně k tomu, jak silné stimulaci imunitního systému dojde (Suhonen et al. 2010). Tento efekt přitom může být adaptací na hrozící pandemii.

Velmi zvláštní je u vážek rozmnožování. Samečci ještě před rozmnožováním naplňují sekundární pohlavní orgán (2-3. zadečkový článek) spermatem z primárního pohlavního orgánu (9. zadečkový článek; Dolný et al. 2007). Samec a samice se chytí ve vzduchu a vytvoří tandem – sameček drží samičku za hlavou zadečkovými přívěsky a samice se napojí svými kopulačními orgány umístěnými na konci zadečku. Samečci se ještě před předáním spermatu snaží manipulovat se spermatem vloženým do kopulačních orgánů samic jinými samci: používají k tomu speciální háky a cizí sperma buď úplně odstraňují, nebo ho posunují do méně vhodných míst (Dolný et al. 2007). Samci pak samice i střeží a někdy je dokonce doprovázejí při kladení. Samičky vajíčka kladou buď do rostlinných pletiv (endofytické druhy – podřád *Zygoptera* plus čeleď *Aeschnidae*), nebo volně do vlhké či mokrého substrátu, či na hladinu vody (exofytické druhy). Exofytický způsob je samozřejmě méně efektivní a tak samice kladou v průměru mnohem větší množství vajíček. Některé druhy kladou vajíčka i do měkkých dřevin (*Chalcolestes viridis*; Dolný et al. 2007). Při endofytickém kladení se někdy kladoucí samička či celý pár potápí a kladou pod hladinou. Využívají k tomu jakýsi vzdušný vak, který se kolem nich vytvoří. Sex a sexuální výběr má u vážek značný vliv na jejich evoluci a vznikání nových druhů (Wellenreuther et al. 2010). Jak ukazuje i výzkum Wellenreuthera et al. (2010) sexuální výběr může teoreticky dokonce udržovat morfologickou uniformitu ekologicky rozdílných populací: samci motýlice lesklé (*Calopteryx splendens*) se přednostně rozmnožují jen se samicemi z místní, anebo ekologicky podobných populací, naopak sexuálně „diskriminují“ samice pocházející z populací žijících v jiných environmentálních podmínkách. Zajímavé je, že opačná diskriminace (tj. sexuální diskriminace alochtonních samců místními samicemi) nebyla tak významná (Svennson 2006) – u vážek tak mohou být sexuálně vybíravějším pohlavím samci.

2.7 Vážky jako modelová skupina

Vážky jsou v ekologii velmi hojně používanou modelovou skupinou – srovnáme-li počet publikací na jeden druh hmyzího řádu, jsou vážky možná nejprozkoumanějším řádem hmyzu vůbec (Kočárek unpub.). Příčinu častého využití vážek lze hledat ve snadné determinaci, estetické atraktivnosti, ale i značném bioindikačním potenciálu (Briers & Biggs 2003). Vážky jsou vhodným ekologickým a environmentálním indikátorem, relativně dobře indikujícím celkovou biodiverzitu vodních a mokřadních společenstev (Kalkman et al.

2007), stanovištní heterogenitu ale i reflektující environmentální změny na lokalitě. Kalkman et al. (2007) dokonce označili vážky za indikátory „environmentálního zdraví“.

Mnoho studií zjistilo pozitivní korelaci mezi druhovou diverzitou vážek a dalšími taxony. Foote et al. (2005) zjistili velmi výraznou pozitivní korelaci mezi diverzitou *makroinvertebrate* a larvami vážek. Sahlen et al. (2001) zjistili pozitivní korelaci druhové diverzity vážek s druhovou diverzitou obojživelníků, ale také velmi výraznou pozitivní korelaci s diverzitou vodních makrofyt. Vážky tak mohou sloužit jakožto „deštníkové druhy“.

Využití pouze imág v ekologických studiích má své limity. *Habitat selection* vážek – podobně jako jiných taxonů – není 100%. Proto se mohou vážky vyskytovat i rozmnožovat v místech, kde se nejsou schopny vyvíjet jejich larvy a jedná se tedy o ekologické pasti (Horváth et al. 2007).

Využití vážek jakožto modelového organismu pro posouzení úspěšnosti různých managementových opatření je výhodné i díky relativně dobrým leteckým a disperzním schopnostem vážek, které tak mohou relativně snadno osídlit potencionálně vhodná stanoviště. Využití vážek v hodnocení managementových opatření navrhuje řada autorů (D'amico et al. 2004; Dolný & Harabiš 2012 aj.).

3 METODIKA

3.1 Studovaná oblast

Výzkum probíhal na území Radovesické výsypky v Mostecké hnědouhelné pánvi. Mostecká pánev je nízko položenou plošinou nacházející se v nadmořské výšce kolem 270 m.n.m. Mostecká pánev se rozkládá na ploše větší než 1000 km² a její klima je relativně suché a teplé (Málková 2010). Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 7-9°C, roční srážky mezi 500-720 mm/rok (podle CHMU). Právě suché a teplé klima je příčinou toho, že spontánní sukcese na mosteckých výsypkách téměř nikdy nevede k uzavřenému lesu, ale převážně k otevřeným lesostepím (Prach et al. 2010). Podle mapy potencionální přirozené vegetace odpovídají Mostecké pánvi různé typy termofilních doubrav (Bažant 2010). Biota Mostecké pánve je velmi různorodá a je podstatně ovlivněna horskými celky – Krušnými horami a především Českým středohořím. Krušné hory navazují na Mosteckou pánev velmi ostře a jsou charakteristické chladným a vlhkým klimatem. Bezprostředně na Mosteckou pánev navazují prudké jižní svahy Krušných hor, kde se nacházejí jedny z nejrozsáhlejších

listnatých lesů v České republice – vyskytují se zde různé typy bučin (acidofilní, bikové, květnaté) ale i lipové javořiny, subxerofilní doubravy a různé typy suťových lesů (<http://www.nprjezerka.cz/jezerka.php#vegetace>; Chytrý et al. 2001). Na tyto listnaté lesy je pak vázána i řada ohrožených či v ČR zvláště chráněných druhů organismů – z obratlovců například sýc rousný (*Aegolius funereus*), mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*), zmije obecná (*Vipera berus*), výr velký (*Bubo bubo*) či žluva hajní (*Oriolus oriolus*); z bezobratlých například roháč velký (*Lucanus cervus*); a z rostlin například lilie zlatohlavá (*Lilium martagon*). Na svazích Krušných hor teče také řada horských potoků, které jsou osidlovány i relativně vzácnými vážkami – například zranitelným páskovcem kroužkováným (*Cordulagaster baltonni*). Na náhorních plošinách Krušných hor byla velká část původně smrkových lesů poškozena imisemi. Vznikly tak imisní holin, které se osázely různými a často i nepůvodními druhy dřevin – např. smrkem pichlavým (*Picea pungens*), břízou bělokorou (*Betula pendula*), jeřábem ptačím (*Sorbus aucuparia*), případně i modřínem opadavým (*Larix decidua*). Imisní holiny, vřesoviště a mladé a řídké lesní porosty Krušných hor hostí jednu z nejsilnějších populací tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) v ČR (Bejček, ústní sdělení). Náhorní plošiny Krušných hor jsou však z biologického hlediska významné především pro výskyt vrchovištních rašelinišť a na ně vázané flóry a fauny. Z rostlin se zde vyskytuje například rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*); z bezobratlých se zde vyskytuje řada vzácných vážek – například *Somatochlora alpestris*, *S. arctica* nebo *Leucorrhinia dubia* (Dolný et al. 2007). Kvůli velkým rozdílům v klimatu mezi náhorními plošinami Krušných hor a Mosteckou pánví, je přímý vliv Krušných hor na biotu Mostecké pánve malý. Převažující vliv na biotu Mostecké pánve, včetně bioty výsypek má však České středohoří. České středohoří má – podobně jako Mostecká pánev – teplé a suché podnebí. České středohoří vzniklo vulkanickou činností, která se na této krajině projevuje i velmi specifickou geomorfologií – kuželovitými vrchy. České středohoří hostí řadu ohrožených a částečně i díky své geomorfologii dokonce i endemických druhů organismů – např. několik endemických druhů jeřábů (např. jeřáb milský – *Sorbus milensis*, jeřáb labský – *Sorbus albensis*) nebo endemického pavouka skákavku spp. – *Haplodrassus bohemicus* (<http://cs.wikipedia.org/wiki/Endemit>). Typické jsou pro České středohoří různé typy stepí a krátkostébelných xerothermních trávníků na jižně orientovaných svazích a různé typy křovin (xerofilní a mezofilní křoviny) a lesů (dubohabřiny, acidofilní doubravy, šípákové doubravy) na svazích severních (Chytrý et al. 2001). V Českém středohoří najdeme například dudka chocholátého (*Upuapa epos*), jedinou silnou populaci sysla obecného (*Spermophilus citellus*) v Čechách, nebo různé druhy ohrožených motýlů (např. modrásek ligrusový –

Polyommatus damon). Blízkost Českého středohoří Mostecké pánvi tak pravděpodobně podstatně usnadňuje kolonizaci výsypek xerothermních druhů organismů. Nicméně, z hlediska společenstev vážek České středohoří žádné výsadní postavení nemá.

Mostecká pánev je třetihorní tektonická sníženina. Na konci oligocénu a v první polovině miocénu byla vyplňována četnými sedimenty, které dnes tvoří základ severočeských výsypek i uhelných slojí (Vaněk 2007a; Bažant 2010). Sedimentace započala zhruba před 25 miliony let. Mostecká pánev tehdy pomalu poklesávala, Krušné hory ještě zdaleka nebyly opravdovými horami a v okolních vulkanických pohořích právě ustávala vulkanická činnost (Vaněk 2007a). Sedimentaci tehdy řídily četné prařečky, přinášející jílové, písčité a štěrkové sedimenty. Kolem řek pak vznikala řada močálů slatiništního charakteru, bohatě zarostlých četným rostlinstvem – především patisovci, méně pak i tisovci, pasekvoji, rákosy, vrbami, olšemi, nepukalkami a dokonce i palmami (Vaněk 2007a; Bažant 2010). V močálech se zbytky těchto rostlin kupily v podobě rašeliny, která vytvořila místy až 200 metrů silné vrstvy, které se staly základem pro vznik hnědého uhlí (Vaněk 2007a). Díky postupujícím klimatickým změnám, horotvorným procesům a čím dál větším poklesům Mostecké pánve se začaly prařečky a jejich přítoky přesouvat a tvořit rozsáhlé delty a postupně i velká jezera. Původní rašelinotvorné močály postupně mizely (Vaněk 2007; Bažant 2010). Deltové a jezerní sedimenty tak začaly rašelinu překrývat někdy i 100 metrů mocnými vrstvami sedimentů. Díky tlakům, kterými na rašelinu mocné vrstvy sedimentů působily, vzniklo hnědé uhlí.

Povrchová těžba hnědého uhlí podstatně ovlivňuje krajinu Mostecké pánve. Ačkoliv počátky těžby uhlí spadají již do 15. století (první zmínka o uhlí pochází z roku 1403 z Duchcova; Vaněk 2006), výrazný vliv na krajinu a osídlení Mostecké pánve začal být výrazně patrný až v 80. letech 19. století. V této době se začalo těžit mezi Mostem a Duchcovem, kde se začalo těžit mnohem intenzivněji než doposud, takže byla třeba i další lidské pracovní síly, která se sem sjížděla z různých koutů Čech (Vaněk 2006).

Intenzivní vliv těžby na krajinu a osídlení Mostecké pánve dodnes neustal. Dosud bylo v Mostecké pánvi vytěženo 3,5 miliard tun uhlí, díky těžbě dosud padlo 400 km² zemědělské půdy a 84 sídel, včetně Mostu s 34 tisíci obyvateli (Bažant 2010). Krajina Mostecké pánve by tak bez těžby vypadala úplně jinak, především by to byla krajina pravděpodobně převážně zemědělská. Dosud se na v Mostecké pánvi těží na 4 místech. Odhaduje se však, že zásoby uhlí z těchto činných lomů do pár desítek let zcela dojdou (Vaněk 2006).

Výsypky slouží v podstatě jako odpadní plocha, kam se vysypávají sedimenty nacházející se nad uhelnou slojí. Sedimenty se buď vysypávají do místa bezprostředně navazujícího na těžební plochu (vnitřní výsypky), nebo mimo těžební plochu (výsypky vnější). Celkem bylo na výsypky v Mostecké pánvi vysypáno zhruba 7 mld. m³ zemin, přičemž mezi zeminami zcela dominují miocenními jíly následované hnědými jíly, písky, šterky ale i příměsí uhlí. (Bažant 2010; Štýs 1981). Výsypky v Mostecké pánvi zabírají přibližnou plochu kolem 150 km² (Prach et al. 2010).

Radovesická výsypka se nachází východně od města Bílina. Se svou rozlohou blízkou se 15 km² se jedná o jednu z největších výsypek ve střední Evropě. Radovesická výsypka se nachází v nadmořské výšce 200 – 450 m n. m. Klima Radovesické výsypky je – podobně jako zbytek Mostecké pánve – relativně teplé a suché s průměrnou roční teplotou kolem 8°C a ročními průměrnými srážkami okolo 510 mm. Radovesická výsypka spadá do fyto geografického obvodu českého termofytika a leží v bezprostřední blízkosti Českého středohoří, které tak ovlivňuje zdejší biotu ještě znatelněji, než je tomu u jiných výsypek na Mostecku (Bažant 2010). Radovesická výsypka je ochránářsky velmi hodnotné území s celou řadou ohrožených organismů z různých taxonomických i ekologických skupin (vodní, mokřadní, terestriční raně sukcesní aj.; Prach et al. 2010). Z ohrožených obratlovců jmenujme například lindušku úhorní (Vaněk 2007b), nebo rozličné druhy obojživelníků – jako skokan skřehotavý, ropucha zelená, čolek obecný, blatnice skvrnitá či čolek velký (Vojar 2007).

Radovesická výsypka se začala budovat roku 1964. Na území dnešní Radovesické výsypky stálo původně 10 sídel, několik rybníků a tekla jím řada toku (Vaněk 2006b). Ještě před počátkem nasytování tak bylo třeba území odvodnit – hlavní tok (Lukavský potok) byl odkloněn mimo výsypku a v roce 1982 byla v podloží výsypky vybudována 2,5 km dlouhá štola (Žizka & Haliř 2006). Na odvodňování výsypky se dnes podílí i síť odvodňovacích kanálů (viz. níže). Materiál byl na Radovesickou výsypku dovážen pásovými dopravníky, pro které byly speciálně vybudovány celkem 2 mosty (jeden byl postaven už v roce 1968, další až v roce 1984) – oba umožňovaly vedení pásových dopravníků přes řeku Bílinu, silnice a železnici, přičemž ten první – betonový – byl tehdy nejdelším mostem v Československu (Mach & Vaněk 2007). Druhý z mostů (železný) byl zlikvidován v roce 1995, betonový až v roce 2011 (Mach & Vaněk 2007). Sypání Radovesické výsypky bylo definitivně ukončeno v roce 2003 (Vaněk 2007a). Na většině území Radovesické výsypky proběhly nebo probíhají technické (popřípadě i navazující biologické – lesnické, zemědělské a jiné) rekultivace. Spontánní sukcesi zůstane jen asi 50 ha velké území, rozdělené do 2

podobně velkých celků. Rekultivace Radovesické výsypky započaly ihned po ukončení těžby, ale trvají dosud (Vaněk 2007a). Rekultivované části výsypek jsou odvodňovány – soustavami melioračních kanálů a retenčních nádrží.

Na Radovesické výsypce tak bylo vybudováno přes 10 kilometrů nevysychajících kanálů, což je mezi severočeskými výsypkami zcela unikátní. Více než polovina přitom teče na úplném okraji výsypky. Kanály se vzájemně příliš neliší ve fluktuaci průtoku. Kanály jsou často ohraničeny různě svažitými stěnami z různých materiálů – od obyčejné půdy pokryté vegetací, po beton, kameny a další „tvrdý“ materiál bez vegetace. Vegetací pokryté stěny jsou občas sekány. Dno je často tvořeno naplaveninami – bahna, šterku, ale především i jílu, občas s příměsí písku. Na některých kanálech tvoří většinu dna obnažený umělý materiál – jako kameny, hrubý technický šterk, beton aj. Voda většiny kanálů má nízký zákal. Některé kanály mají téměř oranžovou vodu s nízkým pH (3) a vysokou konduktivitou (4480 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Druhý extrém jsou pak kanály – mimochodem vegetačně velmi rozmanité, s pH 8,25 a konduktivitou 620 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Většina z kanálů je jen slabě, nebo vůbec zastíněná. Pokud ano, bývají toky zastíněny porosty lísky obecné (*Corylus avellana*). Šířka toku je velmi rozmanitá, od několika málo centimetrů do několik metrů, podobně hloubka (od 1 cm po 60 cm v některých částech toku). Rychlost vody se pohybuje od téměř stojaté vody k 1 m/s. U některých kanálů bývá vysekávána i emerzní vegetace, avšak nepravidelně (nikoliv každoročně).

Emerzní vegetace kanálů se mezi jednotlivými kanály i konkrétními úseky může podstatně lišit. Na velké části kanálů převládají uniformní a husté porosty rákosu obecného (*Phragmites australis*) nebo orobince širokolistého (*Typha latifolia*). Tyto druhy vytvářejí kompaktní a husté porosty, často bez dalších druhů rostlin. Pokud se nějaké jiné druhy v těchto porostech vyskytují, jsou to rostliny rodu *Lysimachia* spp., *Carex* spp. popř. druh *Typha angustifolia*. Tyto příměsi bývají běžnější v porostech *Typha latifolia*, nežli v porostech rákosu (*Phragmites australis*). Na kanálech, kde převládá rákosová či ještě spíše orobincová vegetace, se velmi často vytváří zajímavý, a z hlediska vážek možná klíčový vegetační prvek – jakési „gapy“ – většinou jen několik metrů dlouhé mezery, kde je kompaktní statná vegetace přerušena (často prudce), a nahrazena o dost nižší, druhově bohatší a řídkší vegetací s rostlinami s výrazně jemnějším stonkem. Největší zastoupení zde má především rod *Eleoscharis* spp., hodně a často bývají též zastoupeny rody jako *Sparganium* spp., *Juncus* spp. a druh *Glyceria maxima*. Méně početně se pak v gapech vyskytují i další rostliny, jako již zmiňované *Lysimachia* spp.. Dalším typem vegetace, který můžeme na výsypkách relativně často vidět, je vegetace dosti podobná té v „gapech“ –

heterogenní vegetace s mnoha typy rostlin na relativně malé ploše. Často se tam nachází rostliny rodů *Juncus* spp., *Eleoscharis*, *Veronica* spp., *Glyceria* spp., respektive druhy *Alisma plantago-aquatica*, nebo *Equisetum fluviatile*, *Veronica bacungata*, *Solanum dulcamara* a další. Tyto druhově bohaté porosty byly přítomny často v místech, kde vznikaly jakési „bermy“ – mělčiny podél toku vytvářející pozvolný přechod do vody a udržující mokré a pravidelně zaplavované okraje kolem toku. Častěji se na těchto lokalitách vyskytují i natantní rostliny, většinou rodu *Potamogeton* spp., popř. i řasy rodu *Chara* spp. Na tocích, kde se neusazují sedimenty, může emerzní vegetace takřka úplně chybět. Jinde se sedimenty usadí jen na okraji dna (často mimo vlastní tok), zatímco vlastní tok je holý (podloží je tvrdé – např. vybetonované). Na těchto vyvýšených sedimentech mimo tok často rostou sítiny (*Juncus* spp.), které – ačkoliv nerostou z toku, často celý tok z velké části pokryjí. Pokud se takový porost vytvoří, jiné rostliny tam nenalezneme.

3.2 Sběr dat

Data jsem sbíral na celkem 53 lokalitách (označeny v příloze 1), které jsou vždy 30-terovými úseky kanálu. Výběr lokalit byl do značné míry náhodný, avšak snažil jsem se o maximální pokrytí biotopové heterogenity každého z kanálů. Sběr dat probíhal za ideálních klimatických podmínek (teplota nad 21°C, v bezvětří nebo jen při velmi mírném větru a při oblačnosti nižší než 50%), v čase mezi 10:00 a 16:00 a to čtyřikrát v sezóně 2011 (konec května, polovina června, polovina července, polovina srpna). Při sběru druhových dat jsem 3x (resp. 5x v polovině srpna) prošel kanál pomalou chůzí, chytal a zaznamenával všechny druhy vážek v adultním stádiu, pozoroval epigamní chování a nakonec i odhadnul pro každý druh dané lokality hrubou abundanci (využíval jsem abundanční třídy: 0: žádný jedinec; 1: 1 jedinec; 2: 2-5 jedinců; 3: 6-10 jedinců; 4: 11-20 jedinců; 5: 21-50 jedinců; 6: 51-100 jedinců). Intenzivnější *sampling effort* v srpnovém sběru dat byl odpovědí na častý výskyt deterministicky náročnějších druhů (*Sympetrum* Spp.), které jsou navíc obtížně odchytilné a měl tak zajistit přesnější představu o proporci jednotlivých druhů na lokalitách.

V polovině července jsem zaznamenal a změřil 18 různých environmentálních proměnných. Zaznamenávány byly ty proměnné, u kterých jsem očekával významný vliv na společenstva vážek ve studovaném území. Aby měli vysvětlující proměnné pokud možno normální distribuci, nebo v případech různých pokrývností (kde nezáleží na absolutní změně, ale spíše relativní – násobné změně hodnot) byly proměnné logaritmovány dekadickým

logaritmem. Proměnným s nulovými hodnotami jsem před zlogaritmováním přičetl jedničku (logaritmované proměnné jsou na konci popisku označeny „log10“, případně „log10+1“).

1) heterogenita emerzní vegetace: vyjadřuje počet „typů“ vegetace s alespoň 10% relativním zastoupením. „Typy“ vegetace jsou většinou charakterizovány konkrétními rody, nicméně vzácně se vyskytující rostliny s podobnými typy pletiv byly hodnoceny jako jeden samostatný typ – například čeled' *Poaceae* byla vyjma často se vyskytujících rodů jako rákos (*Phragmites*), nebo zblochan (*Glyceria*), hodnocena jako jeden „typ“.

2) rychlost toku: odhadnuta vpuštěním lehkého předmětu (listu, větvičky) do toku (m/s; log10+1).

3) sklon stěn kanálu: odhadnuto ve stupních.

4) relativní zastoupení rákosu (*Phragmites australis*) v emerzní vegetaci (%).

5) průměrná mocnost sedimentů (cm). Mocnost 20 cm a víc zaznamenána jako 20 cm.

6) pokryvnost jemných (jílových a organických) sedimentů na dně se silou nad 3 cm (%; log10+1).

7) šířka toku, zaznamenávána na ordinální škále: 1: pod 50 cm; 2: 50-150 cm; 3: nad 150 cm.

8) průtok: odhadnut součinem průměrné hloubky vody (cm), rychlosti toku (m/s) a šířky toku (cm; celé log10).

9) hloubka vody: měřena na 3 různých místech, hodnoty hloubky byly zprůměrovány (log10).

10) heterogenita v hloubce toku: je vyjádřena poměrem nejvyšší a nejnižší naměřené hloubky ze 3 měření (log10).

11) relativní zastoupení nízké vegetace (nízká vegetace= výška maximálně 1 metr; log10+1).

12) materiál stěn: zaznamenány 2 kategorie: a) „umělý“ materiál (dlažby, vysypané kameny); b) „přírodní“ (půda s různým zastoupením vegetace).

13) pokryvnost emerzní vegetace (%; log10+1).

14) „ponoření“ kanálu: vyjadřuje ponoření dna kanálu oproti okolí (m; log10+1).

15) odstraňování emerzní vegetace v průběhu sezóny (2 kategorie: ano/ne).

Poslední 3 měřené proměnné nebyly měřeny pro každou lokalitu zvlášť, ale souhrnně pro lokality se stejným zdrojem vody (celkem 9 odběrů):

16) pH.

17) konduktivita: ($\mu\text{S}/\text{cm}$);

18) obsah O_2 v mg/l .

3.3 Ochranařská hodnota

Abych odhadnul ochranařský potenciál jednotlivých lokalit z hlediska vážek, počítal jsem pro každou lokalitu krom prostého počtu zjištěných druhů i „ochranařskou hodnotu“. Ochranařská hodnota byla odhadnuta součtem součinů logaritmovaných průměrů abundanční třídy a stupně ohrožení (1=NT; 2=VU; 3=EN; 4=CR) a výsledek zaokrouhlen na jednotky.

3.4 Srovnání kanálů a stojatých vod výsypek

Pro srovnání počtu druhů a ochranařské hodnoty kanálů s jinými typy vod vyskytujících se na Mosteckých výsypkách jsem využil data publikovaná ve studii Harabiš et al. 2013. Data jsem tehdy získal pro 63 lokalit (stojatých vod) 9 výsypek. Sběr dat probíhal 3 krát v sezoně 2010 a byl časově standardizován na 30 minut (resp. 60 minut u vod s plochou nad 4000 m^2). Ve výzkumu byly srovnávány 3 typy vod: i) tůň a mokřady nerekvultivovaných výsypek; ii) přirozeně vzniklé tůň a výsypky na rekvultivovaných výsypkách; iii) retenční nádrže a rybníky. Ke srovnání různých typů vod z hlediska ochranařské hodnoty byly lokality srovnávány nikoliv v ochranařské hodnotě popisované v předchozí kapitole, ale v *dragonfly biotic indexu* (DBI). Ten počítá pouze s přítomností druhu (bez vážení abundancí). Každému druhu je přiřazeno číslo od 0 do 9 podle stupně ohrožení, vzácnosti na území ČR a habitatové specifity (0 tak mají široce rozšíření a neohrožení generalisté). DBI lokality se získává součtem DBI indexů všech druhů vyskytujících se na lokalitě (Simaika & Samways 2009).

3.5 Statistická analýza

3.5.1 GLM

Abych zjistil, které faktory determinují počet druhů a ochranařskou hodnotu, vytvořil jsem 2 zobecněné lineární modely s poissonovým rozdělením, oba v programu „R“. První model vysvětloval ochranařskou hodnotu, druhý počet druhů. Abych rozpoznal případnou nelinearitu v závislosti mezi vysvětlovanými a vysvětlujícími proměnnými, nebo vzájemné interakce mezi vysvětlujícími proměnnými, provedl jsem ještě před nafitováním modelů

extrapolační analýzu (pomocí grafů, interakčních grafů apod.). Pro oba faktory byly vybírány faktory pomocí step-wise selection na základě AIC (funkce „scope“). Do končeného modelu byly zahrnuty jen ty vysvětlující proměnné, které byly modelem vyhodnoceny jako významné ($p < 0,05$). Pro ověření neexistence prostorových autokorelací jsem spočítal Moran's residuálů obou modelů.

Pro testování hypotéz, souvisejících s některými výsledky v diskusi jsem v programu R provedl další 2 analýzy. První testuje, jestli se liší proporce endofytických druhů podle pokryvnosti emerzní vegetace (vysvětlovaná proměnná: podíl endofytických druhů z celkového počtu druhů; testováno regresní analýzou s normálním rozdělením). Druhá testuje, jestli má sklon břehu vliv na podíl počtu jedinců podřádu *Zygoptera* (vysvětlovaná proměnná: podíl zygopterních jedinců z celkového počtu jedinců na lokalitě; testováno regresní analýzou s normálním rozdělením).

Pro srovnání DBI a počtu druhů mezi kanály a dalšími typy vod jsem v programu R vytvořil 2 zobecněné lineární modely s quasipoissonovým rozdělením – první vysvětloval DBI, druhý počet druhů. Data ze 3 typů stojatých vod jsou k dispozici v Harabiš et al. 2013. Analýzy jsem spočítal spojením maticí studie Harabiš et al. 2013 a dat této práce. Abych zjistil, které typy vod se mezi sebou významně liší, provedl jsem po také Tukey HSD testy. Grafy (obrázky 2 a 3) byly nakresleny v programu R. V těchto grafech jsou znázorněny střední hodnoty a 95% intervaly spolehlivosti.

3.5.2 CCA

Abych zjistil, které faktory mají nejvýznamnější vliv na druhové složení a jaké preference vůči těmto proměnným jednotlivé druhy vykazují, vytvořil jsem CCA model v programu Canoco for windows 4.5. Ještě před nafitováním modelu jsem provedl DCA – protože byla délka 1. gradientu větší než 5, rozhodl jsem se pro unimodální metodu – CCA. Faktory byly vybírány pomocí manuální *forward selection* (Lepš & Šmilauer 2003) – program seřadil vysvětlující proměnné nad sebe podle toho, kolik daná proměnná vysvětluje variability. Proměnnou s největším množstvím vysvětlované variability jsem pak testoval permutačním *Monte-carlo* testem s 9999 permutacemi. Pokud byla proměnná významná ($p < 0,05$), byla zahrnuta do modelu a program vytvořil znovu nový sloupec podle toho, jakou část zbývající nevysvětlené variability proměnná objasňuje, a vše se opakovalo, dokud nebyla žádná vysvětlující proměnná vyhodnocena jako průkazná. Do analýzy byly zahrnuty jen druhy s výskytem na více než 1 lokalitě. Škálování bylo typu *byplot* a bylo zaměřeno na

mezidruhové vzdálenosti. Pro omezení nadměrného vlivu vzácných druhů na celkovou podobu modelu byla využita funkce „*downweighting of rare species*“. Pro zjištění celkové významnosti modelu byl spočítán *Monte-carlo* permutační test (9999 permutací, „*under reduced model*“, počítána významnost všech os dohromady).

4 VÝSLEDKY

Na kanálech Radovesické výsypky jsem našel celkem 22 druhů vážek, z čehož 8 (více než třetina) je zahrnuta do Červeném seznamu ohrožených druhů (Farkač et al. 2005). Nalezené druhy, jejich v této práci používaná zkratka, frekvence výskytu na studovaných lokalitách, maximální početnosti, stupeň ohrožení a DBI shrnuje tabulka I. Zjistil jsem jeden kriticky ohrožený druh – šidélko ozdobné (*Coenagrion ornatum*), 3 druhy ohrožené – vážka žlutoskvrnná (*Orthetrum ceorulescens*), vážka hnědoskvrnná (*Orthetrum brunneum*) a vážka podhorní (*Sympetrum pedomontanum*). Zaznamenal jsem dále i 2 druhy zranitelné – šídlatku brvnatou (*Lestes barbarus*) a páskovce kroužkovaného (*Cordulagaster baltonii*) a 2 druhy téměř ohrožené – vážku žíhanou (*Sympetrum striolatum*) a šidélko malé (*Ischnura pumilio*).

Tabulka I: Tabulka shrnuje nalezené druhy, jejich zde užívané zkratky, frekvence výskytu na studovaných lokalitách, stupně ohrožení (0=LC; 1=NT; 2=VU; 3=EN; 4=CR) a DBI. Maximální abundance je vyjádřena maximální abundanční třídou (viz. kap. 2.2).

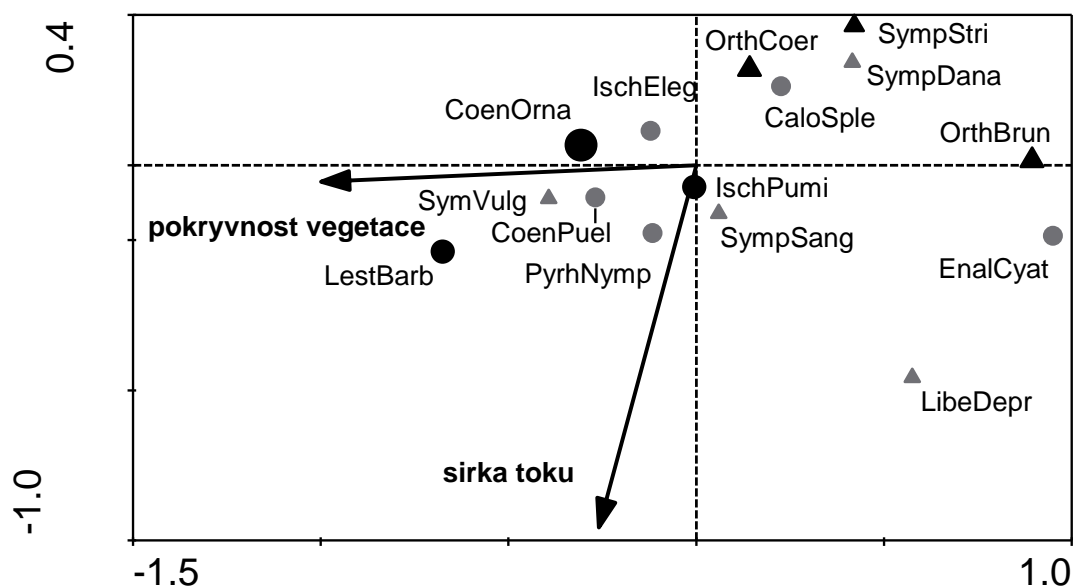
druh	zkratka	frekvence	maximální abundance	stupeň ohrožení	DBI
<i>Aeschna cyanea</i>	AescCyan	1	1	0	0
<i>Anax imperator</i>	AnaxImpe	1	1	0	0
<i>Calopteryx splendens</i>	CaloSple	6	2	0	0
<i>Calopteryx virgo</i>	CaloVirg	1	1	0	1
<i>Coenagrion ornatum</i>	CoenOrna	23	5	4	8
<i>Coenagrion puella</i>	CoenPuel	31	5	0	0
<i>Cordulagaster baltongi</i>	CordBalt	1	1	2	5
<i>Enallagma cyathigerum</i>	EnalCyat	3	2	0	0
<i>Chalcolestes viridis</i>	ChalViri	1	2	0	1
<i>Ischnura elegans</i>	IschEleg	19	3	0	0
<i>Ischnura pumilio</i>	IschPumi	9	3	1	1
<i>Lestes barbarus</i>	LestBarb	2	2	2	5
<i>Lestes sponsa</i>	LestSpon	1	2	0	0
<i>Libellula depressa</i>	LibeDepr	9	3	0	6
<i>Orthetrum brunneum</i>	OrthBrun	11	4	3	7
<i>Orthetrum coerulescens</i>	OrthCoer	27	4	3	8
<i>Pyrhosomma nymphula</i>	PyrhNymp	15	4	0	0
<i>Sympetrum danae</i>	SympDana	2	2	0	1
<i>Sympetrum pedomontanum</i>	SympPedo	1	2	3	8
<i>Sympetrum sanguineum</i>	SympSang	3	2	0	0
<i>Sympetrum striolatum</i>	SympStri	5	2	1	3
<i>Sympetrum vulgatum</i>	SymVulg	8	2	0	0

4.1 CCA

Největší vliv na druhové složení má pokryvnost emerzní vegetace, následovaná šířkou kanálu (viz. obr. X; model vysvětluje 15,5% variability, $F=3,946$, $p<0,0001$). Ohrožené druhy vykazují vzhledem k testovaným proměnným vzájemně odlišné preference a jsou mezi ostatními druhy rozmístěny víceméně náhodně. Na diagramu je patrný trend, že druhy preferující vyšší pokryvnost emerzní vegetace preferují zároveň větší šířku kanálu a naopak – druhy úzkých toků preferují méně zarostlá stanoviště (obr. 1). V digramu stojí poněkud osamoceně šídlatka brvnatá (*Lestes barbarus*), preferující zarostlé a spíše široké toky. V diagramu se pak táhne pás druhů s postupně se snižujícími preferencemi pro pokryvnost

vegetace i šířku toku. Spíše zarostlé a středně široké toky hostily nejčastěji společenstva složená z kriticky ohroženého šidélka ozdobného (*Coenagrion ornatum*), vážky obecné (*Sympetrum vulgatum*) a šidélka páskovaného (*Coenagrion puella*). Jak dále ubývalo vegetace, začaly se více objevovat druhy jako šidélko ruměnné (*Pyrrhosoma nymphula*) – preferující v rámci tohoto seskupení druhů relativně širší toky, nebo šidélko větší (*Ischnura elegans*) – preferující naopak toky lehce užší. Středně zarostlé i široké kanály pak hostily zejména téměř ohrožené šidélko menší (*Ischnura pumilio*) a vážku rudou (*Sympetrum vulgatum*). Na úzké a spíše méně zarostlé kanály byly vázány ohrožená vážka žlutoskvrnná (*Orthetrum coerulescens*) a motýlice lesklá (*Calopteryx splendens*). S ještě užšími a jen spoře zarostlými strouhami byly asociovány téměř ohrožená vážka žíhaná (*Sympetrum striolatum*) a vážka tmavá (*Sympetrum danae*). Od tohoto pásu poněkud izolované zůstaly druhy jako ohrožená vážka hnědoskvrnná (*Orthetrum brunneum*) a šidélko kroužkované (*Enallagma cyathigerum*) – oba preferující středně široké, ale především takřka úplně holé lokality. Úplně mimo ostatní druhy pak stojí vážka ploská (*Libellula depressa*) preferující široké, ale zároveň jen velmi spoře zarostlé kanály (obr. 1).

Z ordinačního diagramu je také patrný rozdíl v preferencích různé pokryvnosti emerzní vegetace mezi endofytickými a exofytickými druhy, přičemž druhy kladoucí vajíčka do rostlin preferují (v souladu s předpokladem) zarostlejší lokality. Statistickou průkaznost této „patnosti“ potvrzuje i regresní analýza s podílem endofytických druhů jako vysvětlovanou proměnou: t -statistika= 3,428, $p=0,001$).



Obr. 1: Ordinační CCA diagram zobrazuje preference jednotlivých druhů vzhledem k testovaným proměnným (pokryvnost emerzní vegetace a šířka toku) vybraným *forward* selekcí (model vysvětluje 15,5% variability, $F=3,946$, $p<0,0001$). Černými symboly jsou znázorněny ohrožené druhy (s velikostí symbolů se zvyšuje i ohroženost). Endofytické (*Zygopterní*) druhy jsou znázorněny kruhem, exofytické (*Anisopterní*) trojúhelníkem.

4.2 GLM

Výsledky zobecněných lineárních modelů ukazují tabulky II a III. Ochranařskou hodnotu nejvíce ovlivňuje příliš velký sklon stěn kanálu, tj. jeho „sevřenost“, která má na ochranařskou hodnotu negativní vliv (z-hodnota= -3.983, $p<0.001$). Negativně působí i přílišná rychlost vody (z-hodnota= -2.589, $p=0.001$) a relativní podíl rákosu v emerzní vegetaci (z-hodnota= -2.748, $p=0.006$). Naopak příznivý vliv má vyšší pokryvnost jemných sedimentů dna (z-hodnota= 2.854, $p=0.004$) a relativní podíl nízké emerzní vegetace do 1 metru (z-hodnota=2.798, $p= 0.005$). Druhovou diverzitu také negativně ovlivňuje přílišný podíl rákosu v emerzní vegetaci (z-hodnota= -3.188, $p= 0.001$) a sklon stěn kanálu (nelineární závislost, z-hodnota= -2.729 resp. -2.510, $p= 0.006$ resp. 0.012). Naopak příznivě působí heterogenita emerzní vegetace (z-hodnota=2.043, $p= 0.041$).

Sklon stěn kanálu významně snižoval poměr *zygopterní/anisopterní* druhy (t-hodnota= -2.338, p= 0.0233). I po přidání faktoru pokryvnosti emerzní vegetace zůstal sklon stěn kanálu stále signifikantní (t-hodnota= -2.054, p= 0.0452).

Tab. II: Výsledky zobecněného lineárního modelu vysvětlujícího ochrannou hodnotu.

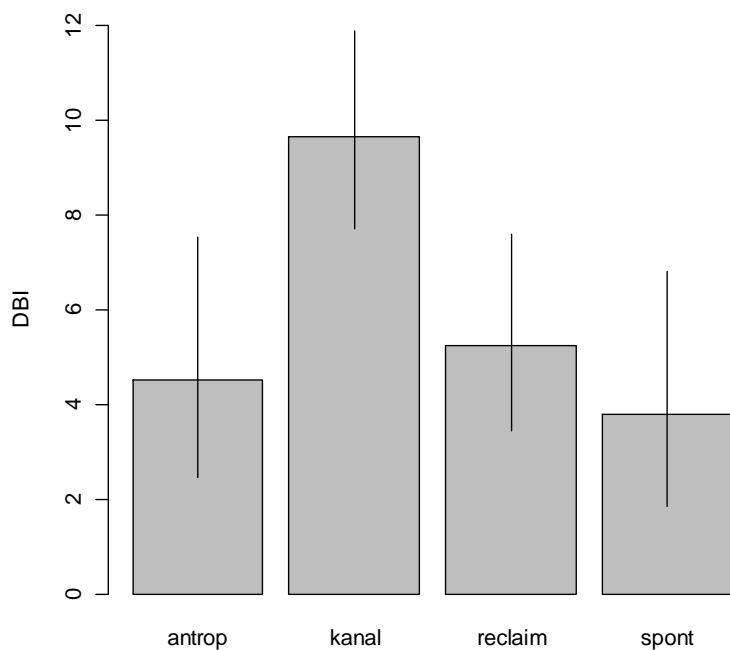
Model: ochranná hodnota	proměnná	odhad parametru	směrodatná odchylka	z-hodnota	p
Null deviance: 163.246 on 52 d.f.	sklon stěn ²	-3.696	0.928	-3.983	***
	rychlost vody ²	-2.227	0.860	-2.589	**
Residual deviance: 71.497 on 45 d.f.	rákos	-0.008	0.003	-2.748	**
	sedimenty	0.302	0.106	2.854	**
	nízká vegetace	0.007	0.002	2.798	**

Tab. III: Výsledky zobecněného lineárního modelu vysvětlujícího počet druhů.

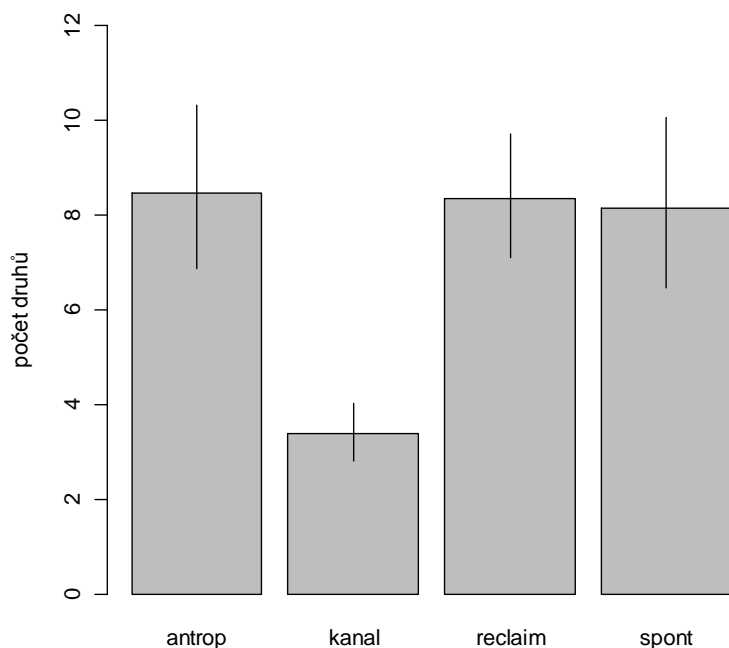
Model: počet druhů	proměnná	odhad parametru	směrodatná odchylka	z-hodnota	p
Null deviance: 98.122 on 52 d.f.	rákos ²	-2.070	0.649	-3.188	**
	sklon stěn ¹	-1.896	0.694	-2.729	**
Residual deviance: 54.528 on 47 d.f.	sklon stěn ²	-1.692	0.674	-2.510	*
	heterogenita vegetace	0.446	0.218	2.043	*

Podle výsledku GLM s quasipoissonovým rozdělením se DBI mezi různými typy vod signifikantně lišila (Df= 3, 110, F=5.6626, p= 0.0012). Podle Tukeyho HSD testů mají odvodňovací kanály vyšší průměrné DBI než ostatní typy vod – tj. než retenční nádrže a rybníky (p= 0.034), než tůň a mokřady rekultivovaných výsypek (p= 0.025) i než tůň a mokřady spontánně se vyvíjejících výsypek (p= 0.017). Stojaté vody neměly vzájemně odlišné DBI (obr. 1; p> 0.05).

Signifikantně odlišné byly i odlišné typy vod na výsypkách z hlediska počtu druhů na lokalitu (glm s quasipoissonovým rozdělením, Df= 3, 110, F= 26.112, p< 0.0001). I v počtu druhů se od ostatních vod lišily pouze odvodňovací kanály – odvodňovací kanály byly signifikantně méně druhově bohaté, než ostatní typy vod (Tukey HSD test, p< 0.0001 platí pro srovnání kanálů se všemi ostatními typy vod). Stojaté typy vod vzájemně odlišné nebyly (u všech kontrastů p> 0.05; obr. 2).



Obr. 2: Srovnání DBI u třech typů stojatých vod výsypek a kanálů. „antrop“= retenční nádrže a rybníky rekultivovaných výsypek; „kanal“= odvodňovací kanály; „reclaim“= přirozeně vzniklé tůně a mokřady na rekultivovaných výsypkách; „spont“= tůně a mokřady spontánně se vyvíjejících výsypek ($Df= 3, 110, F=5.6626, p= 0.0012$). Sloupce značí střední hodnoty, svislé čáry 95% intervaly spolehlivosti.



Obr. 3: Srovnání počtu druhů u třech typů stojatých vod výsypek a kanálů. „antrop“= retenční nádrže a rybníky rekultivovaných výsypek; „kanal“= odvodňovací kanály; „reclaim“= přirozeně vzniklé tůně a mokřady na rekultivovaných výsypkách; „spont“= tůně a mokřady spontánně se vyvíjejících výsypek ($Df=3, 110, F=26.112, p<0.0001$). Sloupce značí střední hodnoty, svislé čáry 95% intervaly spolehlivosti.

5 DISKUSE

5.1 Ochranařský význam kanálů

Protože mám k dispozici rozsáhlá data o společenstvech vážek na dohromady více než 70 stojatých vodách severočeských výsypek (Tichánek 2010; Harabiš et al. 2013), mohu srovnat ochranařský význam společenstev vážek na tekoucích a stojatých vodách výsypek. Ačkoliv kanály hostí v průměru významně méně druhů, nežli retenční nádrže a tůně výsypek (obr. 3; $p < 0.0001$), ochranařský význam vyjádřený DBI (viz. kap. 2.4) je u kanálů větší, než u ostatních typů vodních biotopů na Mosteckých výsypkách ($Df= 3, 110, F=5.6626, p=0.0012$). Ochranařský význam kanálů na Radovesické výsypce podtrhuje fakt, že všechny 4 nejohroženější druhy zaznamenané na kanálech Radovesické výsypky jsou v rámci výsypky vázané výhradně na kanály (srovnejte tab. I s Harabiš et al. 2013). Kanály tedy velkou měrou

obohacují odonatofaunu výsypek jako celku o řadu ohrožených druhů. Ačkoliv jsme ve studii Harabiš et al. 2013 shromáždily údaje o společenstvech vážek více než 60 lokalit z 9 výsypek (což představuje v porovnání s touto bakalářskou prací intenzivnější „sampling effort“), celkový počet druhů ve vyšších kategoriích ohrožení („EN“ a „CR“) je znatelně větší na odvodňovacích kanálech (tab. I): zatímco stojaté vody severočeských výsypek nehostí žádný kriticky ohrožený druh (CR) a jediný druh ohrožený (EN; Harabiš et al. 2013), kanály hostí kriticky ohrožené šidélko ozdobné (*Coenagrion ornatum*) a navíc hostí i 3 druhy ohrožené (pokud bychom počítaly i druhy zaznamenané mimo vytyčené lokality, dostal by se počet ohrožených na 4; tab. I). Ochranný význam kanálů však i tak poněkud pokulhává za jinými post-těžebními oblastmi – například dobře prozkoumanými důlními poklesy: zatímco nejvyšší DBI stojatých vod výsypek se pohybuje lehce nad 15, u kanálů nad 30, DBI některých důlních poklesů se pohybuje i nad 70 (Harabiš et al. 2013; Dolný & Harabiš 2012). Na druhou stranu, je třeba si uvědomit, že velká část z 25 českých ohrožených a kriticky ohrožených druhů vážek (prakticky polovina) má nejbližší žijící populace zcela mimo oblast Mosteckých výsypek (tj. více než 60 km daleko), a další velká část vyžaduje specifické (a od malých toků dosti odlišné) biotopy (Farkač et al. 2005; Dolný et al. 2007; mapky rozšíření vážek z roku 2011- AOPK). Karvinsko má v porovnání s Mosteckem mnohem větší *species pool*, a to z důvodů, jež jsou rozebírány v kapitole 2.4.

5.2 Výskyt vzácných druhů

Odvodňovací kanály jsou podle výsledků této práce cennými sekundárními lokalitami pro řadu ohrožených druhů vážek (tab. I). Nejvýznamnějším zaznamenaným druhem je kriticky ohrožené a teplomilné šidélko ozdobné (*Coenagrion ornatum*), zahrnuté do Přílohy II. Směrnice o stanovištích (tzv. NATURA 2000). Toto šidélko – preferující malé, osluněné a bohatou vegetací zarostlé toky (Dijkstra et al. 2006; Dolný et al. 2007; příloha 8), bylo pro ČR objeveno teprve nedávno (rok 2003). Od té doby však počet jeho lokalit stoupá (viz. příloha 4) a situace tohoto druhu již přestává v ČR býti „kritickou“. Na kanálech Radovesické výsypky se *C. ornatum* vyskytovalo velmi hojně – až na 40 % studovaných ploch, a v souladu s literaturou preferovalo zarostlejší lokality (obr. 1). Zejména na lokalitách s jemnou a nízkou emerzní vegetací (*Eleocharis* spp., *Sparganium* spp.) se toto šidélko vyskytovalo v obrovských abundancích – až desítkách jedinců na 10 metrů kanálu (Tichánek unpub.). Specificky jen na lokalitách s nízkou a pokryvnou vegetací se vyskytují i larvy – někdy i deset jedinců při jediném máchnutí cedníkem (Tichánek unpub.). Pro

zhodnocení, jak významné kanály Radovesické výsypky pro *C. ornatum* v severních Čechách jsou, lze využít údaje z průzkumů provedených na potocích a kanálech severozápadních Čech (Waldhauser & Mikát 2010; Waldhauser – osobní sdělení). V těsném okolí Radovesické výsypky (okruh 10 km) se *C. ornatum* vyskytovalo na menšině lokalit a v menších abundancích (do 10 jedinců) než na kanálech Radovesické výsypky. Ve srovnatelných abundancích se *C. ornatum* vyskytovalo jen na lokalitách vzdálených kolem 20 km. Ačkoliv je třeba (vzhledem k bodovému charakteru těchto průzkumů) interpretovat výsledky s velkou opatrností, výsledky naznačují, že kanály Radovesické výsypky mohou mít pro (meta)populace *C. ornatum* regionálně značný význam. Pro spolehlivější odhad významu Radovesické výsypky pro *C. ornatum* by však bylo třeba dalších výzkumů. Některé výzkumy – studium podrobných ekologických nároků larev i dospělců a výzkum disperzních parametrů a stanovení celkové početnosti *C. ornatum* na Radovesické výsypce, jsme již zahájil sám (Tichánek unpubl.).

Na kanálech se vyskytovaly i 3 ohrožené druhy: vážka hnědoskvrnná (*Orthetrum brunneum*), vážka žlutoskvrnná (*O. coerulescens*) a vážka podhorní (*Sympatrum pedomontanum*). *O. brunneum* (příloha 9) je typický pionýrský druh osidlující spoře zarostlé toky (Dijkstra et al. 2006; Dolný et al. 2007). Na Radovesické výsypce se vyskytoval zejména na plochách takřka bez vegetace (obr. 1). Osidloval přitom i poněkud extrémnější stanoviště, jako kanály s betonovými stěnami a dnem, nebo dokonce kanály s velmi kyselou vodou (pH 3), kterým by se měl dle dostupné literatury vyhýbat (Dolný et al. 2007). *O. coerulescens* (příloha 10) bylo nalezeno na téměř polovině studovaných lokalit a dávalo přednost užším tokům se spíše rozvolněnou emerzní vegetací (obr. 1). *O. coerulescens* je na území ČR relativně vzácným druhem (viz příloha 5), který se na malých tocích v okolí výsypky prakticky nevyskytuje (Tichánek obs.; Litovčenko obs.; Waldhauser & Mikát 2010). To silně kontrastuje s masivním rozšířením a místy velkými abundancemi (10-20 jedinců na lokalitu) v rámci kanálů Radovesické výsypky. Lze se proto domnívat, že i pro tento druh mohou být kanály Radovesické výsypky velmi významným územím. Nálezy obou ohrožených zástupců rodu *Orthetrum* na Radovesické výsypce jsou významné i z faunistického hlediska – pro daný mapovací čtverec (5448) jde o první nálezy (příloha 5 a 6). Další ohrožený druh – *S. pedomontanum* (příloha 11) se vyskytoval na jediné studované ploše. Tato lokalita celkem odpovídá biotopovým nárokům popisovaným v literatuře – kanál s pomalu tekoucí vodou a z velké části pokrytý nízkou emerzní vegetací (Dijkstra et al. 2006; Dolný et al. 2007). Pozorování zde byli jen 2 samci. Význam tohoto nálezu má však

hodnotu především z faunistického hlediska – tento druh by se teoreticky neměl jak v příslušném i v okolních mapovacích čtvercích vůbec vyskytovat (příloha 7).

Na kanálech Radovesické výsypky jsem našel i 2 zranitelné druhy: „poloterestrické“ biotopy preferující šídlatku brvnatou (*Lestes barbarus*; Djikstra et al. 2006) a páskovce kroužkovaného (*Cordulagaster baltonii*). Druh *L. barbarus* jsem zaznamenal na 2 lokalitách. Obě odpovídaly teoretickým habitatovým nárokům – byly to velmi plytké a přitom značně zarostlé toky (obr. 1). Zajímavostí jistě je, že na obou lokalitách byla čerstvě posekána emerzní vegetace. Druh *Cordulagaster baltonii* byl zaznamenán pouze jednou – jediný jedinec na jediné lokalitě. I při opakovaných snahách druh znova zastihnout mimo vlastní sběr dat, se druh již nepodařilo znovu zpozorovat. Vezmeme-li v úvahu jeho značné letecké schopnosti, působí toto pozorování jednoznačně dojmem, že se jedná jen o náhodný zálet.

Na kanálech jsem našel i dva téměř ohrožené a zároveň raně sukcesní druhy: šídélko malé (*Ischnura pumilio*) a vážka žíhaná (*Sympatrum striolatum*). *I. pumilio* na kanálech preferovalo středně zarostlé lokality (obr. 1; příloha 12; případnou nezávislost na faktoru „šířka“ jsem dodatečnými analýzami vyloučil), což koresponduje s literaturou (Allen et al. 2007). Přestože je v literatuře často zmiňována vazba *I. pumilio* na plovoucí vegetaci (Djikstra et al. 2004; Dolný et al. 2007), na Radovesické výsypce se tento druh vyskytoval převážně na lokalitách bez ní, a to včetně larev (vlastní pozorování). *S. striolatum* je typický pionýrský druh (Djikstra et al. 2006; Dolný et al. 2007), a v souladu s tím se vyskytoval i na kanálech Radovesické výsypky – preferoval jen minimálně zarostlé a spíše úzké kanály (obr. 1).

Krom výše popsaných druhů jsem na kanálech Radvesické výsypky (při procházení mezi studijními plochami) zpozoroval i další 2 druhy uvedené v Červeném seznamu – ohrožený a v ČR zvláště chráněný druh klínatku rohatou (*Ophiogomphus cecilia*), uvedenou v přílohách II a IV (NATURA 2000), a zranitelné šídlo červené (*Aeschna isocetes*). Druh *O. cecilia* jsem zpozoroval pouze jednou – na 3 metry širokém kanálu, částečně zarostlém vysokou vegetací orobince (*Typha latifolia*) a jedná se pravděpodobně jen o náhodný zálet. Zajímavostí je, že pro daný mapovací kvadrát se jedná o první nález tohoto druhu. Druh *A. isocetes* se na kanálech vyskytoval mnohem častěji – především na širokých a vysokou vegetací zarostlých (*Phragmites* sp., *Typha* sp.) kanálech s částečně otevřenou vodní hladinou.

Protože jsem v této práci pracoval výhradně s imagy, nemohu s určitostí rozlišit, zda daný druh na konkrétní lokalitu jen zaletěl, nebo zda má na lokalitu vazbu a dochází zde i k vývoji larev. Nápomocné mohou být údaje o abundancích – jak ukazují například mé

nepublikované údaje – početnost šidélka ozdobného (*Coenagrion ornatum*) v adultním stádiu je velmi dobrým prediktorem pro výskyt i početnost jeho larev. Podobně četnost rozmnožování většiny ostatních druhů souvisela s abundancemi dospělců (Tichánek obs.). Navíc, vzhledem k relativní vzácnosti všech (kriticky) ohrožených druhů v okolní krajině (Waldhauser & Mikát 2010; Tichánek obs.; Litovčenko obs.; příloha 7), není příliš pravděpodobné, že by vysoké abundance některých druhů byly výsledkem imigrace zvenčí. Během jiné práce (Tichánek unpubl.), kde jsem sbíral údaje i o výskytu larev šidélka ozdobného, jsem pozoroval enormně velké abundance larev zmiňovaného šidélka (zvláště v místech jemné a nízké vegetace – příloha 13), ale i početné larvy dalších druhů – včetně vzácných zástupců rodu *Orthetrum* (Tichánek unpubl.), čímž jsem potvrdil, že se tyto druhy na Radovesické výsypky s určitostí vyvíjí.

Protože práce probíhala výhradně na kanálech Radovesické výsypky, mohl jsem snadno podcenit počet vzácných a ohrožených druhů kanálů Mostecké výsypky. Na druhou stranu, kanály na Radovesické výsypce jsou ve studovaných proměnných velmi rozmanité. Na žádné jiné výsypce na Mostecku a Chomutovsku neexistuje tak rozmanitá soustava nevysychajících kanálů (Tichánek obs.). Kdybych lokality rozšířil i na jiná území, stálo by to příliš času a financí (které jsem tehdy neměl k dispozici) a podle mých zkušeností i z jiných výsypky by na okolních výsypkách bylo druhové složení kanálů velmi podobné.

5.3 Vliv environmentálních proměnných

Na ochranářskou hodnotu i druhovou diverzitu měl silný negativní vliv sklon stěn kanálu (tab. II a III). Negativní vliv sklonu stěn lze vysvětlit několika způsoby: „sevřenost“ toku omezuje přímé osvětlení, jež je pro většinu druhů vážek velmi žádoucí (Dijkstra et al. 2006). Následkem menšího oslunění se snižuje i teplota vody, což může mít negativní dopad na vývoj larev (Dolný et al. 2007). Teoreticky si lze představit, že sevřenost kanálu může negativně působit i celkovým zmenšením prostoru – vážky tak mohou být omezované v pohybu, což může mít, podobně jako nedostatek oslunění, vliv na jejich termoregulaci (Dijkstra 2005). Pokud by sklon stěn působil spíše skrze osluněnost, méně pohyblivý podřád *Zygoptera* (potřebující pro svou termoregulaci především slunce) by se svažitým stěnám vyhýbal více než *Anisoptery*, které jsou pohyblivější a u nichž hraje pohyb významnou roli v termoregulaci (Dijkstra et al. 2006). *Zygoptery* se velkému sklonu vyhýbaly více (t-hodnota = -2.338, p = 0.0233), což naznačuje, že svažitě stěny mohou společenstva vážek ochuzovat prostřednictvím nežádoucího stínu. Negativní efekt svažitých stěn ale může spočívat i

v něčem jiném – ostře svažité stěny nedávají šanci vzniku jemným přechodům mezi vodou a souší, které jsou základem heterogenity a mikrobiotopové diverzity kanálů, stejně jako diverzity rostlin (Rouquette & Thompson 2005). Svažité sklony mohou korelovat i s jejich vzdáleností od sebe – tj. s relativní šířkou dna, což může ovlivňovat krom pozvolnosti přechodů mezi terestrickým a akvatickým prostředím i rychlosti toku a sedimentaci.

Na diverzitu i ochrannou hodnotu má rovněž negativní vliv relativní podíl rákosu v emerzní vegetaci (u počtu druhů nebyl vztah lineární – významně negativně rákos působil jen při vyšších pokryvnostech): rákos často vytváří husté a homogenní porosty, vázky se v takovém porostu špatně pohybují, a navíc rákos často vytlačuje jemnější vegetaci (Dolný et al. 2007). Sám rákos naopak pro svou „tvrdost“ stonku není vhodný pro kladení vajec velké části endofytických druhů vázek (Dolný et al. 2007). Příznivě na ochrannou hodnotu a diverzitu působí nízká a heterogenní vegetace (tab. II a III). Nízká vegetace má většinou mnohem jemnější pletiva než rákos a je tak vhodná pro kladení vajíček řady vzácných druhů (Dolný et al. 2007). Heterogenní vegetace pak vázkám nabízí i velkou mikrobiotopovou heterogenitu. Ochranná hodnota je dále pozitivně ovlivňována pokryvností jemných (převážně bahnitých a jílových) sedimentů. Toto zjištění není nijak překvapivé, pozitivní efekt sedimentů v malých tocích byl popsán i u řady ohrožených druhů (Allen et al. 2010; Rouquette & Thompson 2005). V sedimentech larvy mnoha druhů nacházejí vhodné místo pro získávání potravy, ale i úkryt při nepříznivých podmínkách (zima). Negativně na ochrannou hodnotu působí i přílišná rychlost toku – ta má přímý vliv na larvy a navíc může potlačovat emerzní vegetaci a množství sedimentů na dně.

Ohrožené druhy vykazují vzhledem k testovaným proměnným různé preference (obr. 1). Toto zjištění je zásadně důležité pro praxi – neexistuje žádný ideální model kanálu, kde žijí všechny zajímavé druhy, ale naopak je pro maximalizaci ochranného potenciálu kanálů Radovesické výsypky nutné vytvářet různorodé podmínky. V diagramu je navíc vidět, že endofytické druhy vázek (tj. druhy kladoucí vajíčka do pletiv rostlin) preferovaly v porovnání s druhy exofytickými (tj. kladoucími vajíčka na volnou hladinu či substrát; obr. 1) spíše zarostlejší plochy. Tato skutečnost není intuitivně nijak překvapivá. Ačkoliv jsem v literatuře popis tohoto rozdílu v preferencích přímo nenalezl, nepřímě bylo možné toto předpokládat i z prací popisujících silnou korelaci diverzity rostlin s diverzitou endofytických, ale nikoliv exofytických vázek (Butler & Demanadyer 2008). Tato skutečnost může být ale do jisté míry dána i zkrácením – endofytické druhy jsou výhradně zástupci menšího podřádu *zygoptera*, která jsou méně pohyblivá a tak je u nich

pravděpodobnější existence těsnější vazby na konkrétní a prostorově omezený mikrobiotop a nižší riziko, že se od tohoto biotopu vzdálí.

Jak už je napsáno výše, tato práce se zabývala výhradně adultními jedinci. Je proto možné, že některý faktor nemusí ovlivňovat výskyt i rozmnožování dospělců, ale může mít dramatický dopad na přežití larev (může se tedy jednat o tzv. ekologickou past; Horváth et al. 2007). To neznamená, že výsledky modelů jsou chybné. Spíše to znamená, že některé významné faktory nemusely být odhaleny, protože je dospělci nedokáží rozpoznávat (jako potencionální kandidát se jeví např. chemicko-fyzikální parametry vody). Jediný způsob, jak tomuto předejít by bylo zjišťování i larev popř. exuvií. Determinace některých larev a exuvií je však velmi náročná, a práce by tak byla časově i energeticky mnohem náročnější, a proto by nebylo možné prozkoumat tak vysoký počet lokalit.

5.4 Doporučení pro praxi

Pro praxi je důležitý především fakt, že různé cílové druhy mají odlišné biotopové nároky (obr. 1). Je proto zásadní podporovat heterogenitu kanálů. To lze mnoha způsoby: již při budování vytvářet odlišné podmínky – budovat místy zátarasy, občas zúžit či naopak značně rozšířit dno kanálu, místy i vysypat kameny. Stejně tak i „tvrdší“ zásahy, jako odbahnění spojené s destrukcí vegetace, může být v některých případech prospěšné (Papík 2011). Problém nastává tehdy, když tyto zásahy dělají ve velkém měřítku. Odbahnění, nebo vysypání dna na stovky metrů dlouhém úseku kanálu může účinně „vydrancovat“ populace některých ohrožených druhů (Tichánek unp.). Mnohem vhodnější je tak všechny zásahy omezovat a ideálně ponechávat četné „ostrůvky“ bez zásahu. Je přitom možné očekávat, že tyto zarostlé ostrůvky mokřadů budou mít pozitivní dopady i na původní funkci: ostrůvky vegetace mohou zlepšovat kvalitu vody (např. snižovat turbiditu či ukládat fosfor), snižovat erozi, zpomalovat tok a v neposlední řadě se mohou podílet na retenci vody při velkých průtocích (Coveney et al. 2002; Wilson et al. 2011). Vhodné by pak bylo stavět kanály s malým sklonem stěn (tab. I a II). Protože je ochranná hodnota významně nižší na tocích s vyšší rychlostí vody a s nedostatkem jemných sedimentů na dně, bylo by účelné stavět kanály s pomalejší vodou a se snazším ukládáním sedimentů. Toho lze dosáhnout krom budování různých zátaras, bodovému vysypání kamenů v celé šířce dna (nikoliv však vsypání šterku na dlouhém úseku!) i rozšířením dna kanálu – tj. oddálením stěn. Pravděpodobně to povede k větší členitosti toku, umožní to existenci jeho vlastní dynamiky, zpomalení a vytvoření jemnějších přechodů mezi terestrickým a vodním prostředím. I zde

přítom můžeme předpokládat, že tato opatření povedou ke zlepšení kvality vody, nižší erozi i rychlosti dna, vyšší retenci a z toho plynoucí nižší nebezpečí záplav v oblastech, kde je to nežádoucí (tj. mimo výsypku). Kvůli zvýšení rychlosti vody pravděpodobně nebude příliš vhodné stavět kanály kolmo prudkému svahu, což je v rozporu se zájmy správců výsypek (anonym – ústní sdělení). Pro zvyšování heterogenity vegetace by bylo vhodné redukovat rákosové porosty. Ty lze redukovat – krom zmiňovaných drastických zásahů, i jeho kosením či vytrháváním (Gratton & Denno 2005). Teoreticky by možná bylo zajímavé vyzkoušet velmi extenzivní pastvu domácích zvířat (např. ovcí) kolem kanálů. Některé práce dokládají, že v podmínkách mírného pásu mohou domácí zvířata jako ovce nebo koně prostřednictvím převážně sešlapu vytvářet vhodné biotopy pro některé velmi ohrožené druhy organismů, včetně vážek drobných toků (Marty 2004). Sešlap usnadňuje vznik berm – jemných přechodů mezi souší a vodou – a celkově dopomáhá k vytváření jemnější a různorodé vegetace (Rouquette & Thompson 2005). Je však třeba, aby hustota zvířat byla nízká (jak moc nízká hustota by byla ideální, je třeba vyzkoušet). V našich podmínkách se však jedná o myšlenku utopistickou, protože podle současné legislativy se domácí zvířata nesmějí k tokům vůbec dostat.

Vzhledem k faktu, že toky v okolní zemědělské a urbanizované krajině, mají také charakter odvodňovacích kanálů, mohou být tato doporučení užitečnou inspirací i pro péči a revitalizace jiných malých toků mimo výsypky.

6 ZÁVĚR

Odvodňovací kanály Radovesické výsypky hostí ohrožené druhy vážek, jejichž výskyt je v rámci Mosteckých výsypek unikátní. Společenstva vážek, která se na kanálech utvářejí, významně obohacují odonatofaunu Mosteckých výsypek a svou ochrannářskou hodnotou dokonce převyšují tůně, mokřady a retenční nádrže Mosteckých výsypek. Kanály tak mají pro ohrožené vážky Mosteckých výsypek zcela výsadní postavení. Pro navýšení ochrannářského potenciálu odvodňovacích kanálů je vhodné především stavět a udržovat kanály heterogenní a členité. Vhodné je dále stavět kanály s malým sklonem břehů, zabraňovat přílišné rychlosti vody a redukovat uniformní vegetaci rákosu na úkor jemnější a nižší emerzní vegetace. Takové kanály pravděpodobně budou atraktivní jak pro ohrožené druhy vážek, tak i pro další cenná společenstva sladkovodních organismů, přičemž původní funkce odvodňovacích kanálů nebude narušena.

7 LITERATURA

Allen, K.A. & Thompson, D.J. (2010): Movement characteristics of the scarce blue-tailed Damselfly, *Ischnura pumilio*. *Insect Conserv Diversity* 3:5–14.

Angermerier P.L.(1995): Ecological attributes of extinction-prone species - loss of freshwater fishes of Virginia. *Conservation Biology*, 9: 143–158.

Bažant, J. (2010): Růstové vlastnosti dřevin na výsypkových stanovištích Mostecké pánve (Severočeské hnědouhelné pánve). Dizertační práce. Deponováno: Česká zemědělská univerzita.

Bejček, V., Tyrner P. (1977): Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most basin (North-Western Bohemia). – *Folia Zool.* 29: 67–77.

Briers, R. A. & Biggs, J. (2003): Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 323-330.

Butler, R. G. & Demaynadier, P. G. (2008): The significance of aquatic and shoreline habitat integrity to the conservation of lacustrine damselflies (Odonata). *Journal of Insect Conservation* 12: 23-36.

Cadotte, M.W., Cardinale, B.J. & Oakley, T.H. (2008): Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 105, 17012–17017.

Cavender-Bares, J. et al. (2009): The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters.* 12: 693-715.

Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L. et al. (2002). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234–242.

Chytrý M., Kučera T., Kočí N. (eds) (2001): Katalog biotopů České republiky [<http://www.sci.muni.cz/botany/chytry/Kat...>], Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Conrad, K.F., Warren, M.S., Fox, R., Parsons, M.S., Woiwood, I.P (2006): Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132, 279-291.

Coveney, M.F., Stites, D.L., Lowe, E.F., Battoe, L.E., Conrow, R. (2002): Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecol. Eng.* 19, 141–159.

Čížek, L., Beneš, J., Konvička, M., Fric, Z. (2009): Zpráva o stavu země: Odhmyzeno. *Vesmír* 88, 386, 2009/6.

- D'amico, F., Darblade, S., Avignon, S., Blanc-Manel, S. & Ormerod, S. J. (2004):** Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. *Restoration Ecology* 12: 439-446.
- Dolný, A., Bárta, D., et al. (2007):** Vážky České republiky, ekologie, ochrana a rozšíření. Český svaz ochránců přírody Vlašim.
- Dolny, A., Harabis, F. (2011):** Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allopathic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biol. Conserv.*, doi:10.1016/j.biocon.2011.10.020.
- Dijkstra, K.-D.B., Lewington, R. (2006):** Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe including Western TURKEY and North-Western Africa. British Wildlife Publishing, Milton on Stour.
- Dodds, W.K. (2002):** Freshwater ecology: concept and environmental applications. Academic press.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Leveque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., (2006):** Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81, 163-182.
- Farkac, J., Kral, D. & Skorpik, M. (eds) (2005):** Červený seznam ohrožených druhů. Bezobratlý. AOPK ČR, Praha.
- Foote, A. L. & Hornung, C. L. R. (2005):** Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology* 30: 273-283.
- Gibbs, J. P. (2000):** Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14:314–317.
- Gratton, C., Denno, R.F. (2005):** Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology* 13, 358–372.
- Grimaldi, D. & Engel, M.S. (2005):** Evolution of the insect. Cambridge university press.
- Harabiš, F., Tichanek, F. & Tropek, R. (2013):** Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological engineering*. In press.
- Harabiš, F., Dolny, A., Šipoš, J. (2012):** Enigmatic adult overwintering in damselflies: coexistence as weaker intraguild competitors due to niche separation in time. *Population ecology* 54,4, 549-556.

- Hendrychová, M., Šálek, M., Červenková, A. (2008):** Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies* 1 (2008), 169 – 187.
- Heneberg, P., Bogusch, P., Rehounek, J. (2013).** Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita). *J. Insect Conserv.* in press.
- Hodacova, D., & Prach, K. (2003):** Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. *Restoration Ecology* 11:385–391.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H. & Roberts, C. (2005):** Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, **8**, 23–29.
- Horváth, G, Malik, P, Kriska, G. & Wildermuth, H. (2007):** Ecological traps for dragonflies in a cemetery: the attraction of *Sympetrum* species (Odonata: Libellulidae) by horizontally polarizing black gravestones. *Freshwater Biol* 52: 1700–09.
- Irwin, DE, Bensch, S, Price, TD (2001):** Speciation in a ring. *Nature* 409, 333–337.
- Jarosik, V., M. Konvicka, P. Pysek, T. Kadlec & Benes J. (2011):** Conservation in the city: do the same principles apply to different taxa? *Biological Conservation* 144:490–499.
- Johnson C.N. (2009):** Ecological consequences of late quaternary extinctions of megafauna. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276: 2509-2519.
- Kadlec, T., Benes, J., Jarosik, V. & Konvicka, M. (2008):** Revisiting urban refuges: changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning*, 85, 1–11.
- Kalkman, V.J., Clausnitzer, V., Dijkstra, K.D.B., Orr, A.G., Paulson, D.R., Van Tol, J. (2008):** Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 351–363.
- Kembel, S. W. and Hubbell, S. P. (2006):** The phylogenetic structure of a neotropical forest tree community. *Ecology* 87: S86-S99.
- Kolář, F., Matějů, J., Lučanová, M., Chlumská, Z., Černá, K., Prach, J., Baláž, V., Folteisek, L. (2012):** Ochrana přírody z pohledu biologa. Jak a proč chránit českou přírodu. Dokořán.
- Konvička., Beneš J. & Čížek L. (2005):** Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc.
- Krauss, J., Alfert, T. & Steffan-Dewenter, I. (2009):** Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology*, 46, 194–202.

- Kuntner, M., May-Collado, L.J., Agnarsson, I. (2011):** Phylogeny and conservation priorities of afrotherian mammals (Afrotheria, Mammalia). *Zoologica Scripta* 40: 1–15.
- Leps, J. & Smilauer, P. (2003):** *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Machac, A., Janda, M., Dunn, R. R. and Sanders, N. J. (2010):** Elevational gradients in phylogenetic structure of ant communities reveal the interplay of biotic and abiotic constraints on diversity. *Ecography*, no. doi: 10.1111/j.1600-0587.2010.06629.x.
- Maherali, H. & Klironomos, J.N. (2007):** Influence of phylogeny on fungal community assembly and ecosystem functioning. *Science*, 316, 1746–1748.
- Málková 2010
- Manger, R. & Dingemans, N.J. (2009):** Adult survival of *Sympecma paedisca* (Brauer) during hibernation (Zygoptera: Lestidae). *Odonatologica* 38: 55–59.
- Marty, J.T. (2004):** Effects of cattle grazing on diversity in ephemeral wetlands. *Conservation Biology* 19, 1626–1632.
- McKinney, M.L. (1997):** Extinction vulnerability and selectivity: Combining Ecological and Paleontological Views. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Vol. 28: 495-516.
- Middleton, B.A. (1999):** *Wetland Restoration, Flood Pulsing, and Disturbance Dynamics*. John Wiley & sons.
- Mikolajewski, D. J. & Johansson, F. (2004):** Morphological and behavioral defense in dragonfly larvae: trait compensation and cospecialization. *Behav. Ecol.* 15:614–620.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, G. C., DaFonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000):** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Novotny, V., Y. Basset, S. E. Miller, G. D. Weiblen, B. Bremer, L. Cizek, & P. Drozd (2002):** Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest. *Nature* 416:841–844.
- Orme, C.D., Davies R.G., Burgess M. et al. (2005):** Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016–1019.
- Paloudová M (2007):** Pozorování pronesené v pořadí „planeta věda“ díl „ochrana přírody“ vysílaném 19.8.2007).
- Papík, V. (2011):** Vliv vybraných faktorů na distribuci a populační dynamiku druhu *Coenagrion ornátum* (Odonata). Bakalářská práce, nepublikováno, Praha.
- Pavlíková, A., Konvička, M. (2012):** An ecological classification of Central European macromoths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes. *Journal of Insect Conservation* 16: 187-206.

- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M. (1995):** The future of biodiversity. *Science* 269, 347–350.
- Prach, K. & Hobbs, R.J. (2008):** Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16, 363–366.
- Prach, K. & Pysek, P. (2001):** Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering*, 17, 55–62.
- Prach et al. (2010):** Výsypky. In: Řehounek J., Řehounková K. & Prach K.: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Primack, R.B., Kindlmann, P. & Jersáková, J. (2011):** Úvod do biologie ochrany přírody. Portál.
- Purse B.V., Hopkins, G.W., Day, K.J., Thompson, D.J. (2003):** Dispersal characteristics and management of a rare damselfly. *Journal of Applied Ecology*, 40, 716-728
- Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., Araujo, M.B., Carter, T.R., Dendoncker, N., Ewert, F., House, J.I., Kankaanpa, S., Leemans, R., Metzger, M.J., Schmit, C., Smith, P., Tuck, G. (2006):** A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 114, 57–68.
- Rouquette, J. R. & D. J. Thompson (2005):** Habitat associations of the endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*, in a water meadow ditch system in southern England. *Biological Conservation* 123:225–235.
- Rouquette, J.R., Thompson, D.J. (2006):** Roosting site selection in the endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*, and implications for habitat design. *Journal of Insect Conservation*.
- Sádlo, J., Pokorný, P., Hájek, P., Draslerová, D., Cílek, V. (2008):** Krajina a revoluce. Malá skála, Praha.
- Sahlen, G. & Ekestubbe, K. (2001):** Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation* 10: 673-690.
- Sahlen, G., Bernard, R., Coerdero Rivera, A., Ketelaar, R., Suhling, F. (2004):** Critical species of Europe. *Odonatologica* 7, 385–398.
- Samways, M.J., Grant, P.B.C. (2008):** Elephant impacts on dragon-flies. *J. Insect Conserv.* 12, 493–498.
- Schilling, E.G., Loftin, C.S., Huryn, A.D. (2009):** Macroinvertebrates as indicators of fish absence in naturally fishless lakes. *Freshwater Biology* 54, 181–202.

- Simaika, J.P., Samways, M.J. (2009):** An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing streams for conservation action. *Biodivers. Conserv.* 18, 1171-1185.
- Sodhi N.S. & Ehrlich P.R. (2010):** Conservation Biology for All. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Srba, M., Tyrner, P. (2003):** Výskyt *Bembix tersata* v severozápadních Čechách. Sborník oblastního muzea Most.
- Suhonen, J., Honkavaara, J. & Rantala, M.J. (2010):** Activation of the immune system promotes insect dispersal in the wild. *Oecologia*, 162, 541–547.
- Surovell, T., Waguespack, N. & Brantingham, P. J. (2005):** Global archaeological evidence for proboscidean overkill. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 102, 6231–6236.
- Svensson, E.I., Eroukmanoff, F. Friberg, M. (2006):** Effects of natural and sexual selection on adaptative population divergence and premating isolation in a damselfly. *Evolution* 60: 1242–1253.
- Štýs, S. (1981):** Reclamation of areas disturbed by mining of raw materials. STN Praha.
- Tichánek, F.(2010a):** Srovnání odonatocenóz na různým způsobem rekultivovaných výsypkách Mostecka. In: Dolný A. & Harabiš F. (eds.) 2010. Sborník referátů XIII.) celostátního semináře odonatologů v Podyjí. ZO ČSOP Vlašim
- Tichánek, F.(2010b):** Rekultivace z pohledu akvatických organismů, aneb porovnání odonatocenóz na různým způsobem rekultivovaných výsypkách mostecka. *Práce SOČ.*
- Thomas, J.A., Morris, M.G. & Hambler, C. (1994):** Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Series B*, 344, 47–54.
- Thomas, J.A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J. et al. (2004):** Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303, 1879–1881.
- Tropek, R. & Konvicka, M. (2008):** Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degradation & Development*, 19, 104–114.
- Tropek, R., Spitzer, L. & Konvicka, M. (2008):** Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology*, 9, 177–184.

Tropek, R., Cerna, I., Straka, J., Cizek, O., Konvicka, M. (2013): Is coal combustion the last chance for vanishing insects of inland drift sand dunes in Europe? Biological conservation. In press.

Tropek, R., Kadlec, T., Hejda, M., Kocarek, P., Skuhrovec, J., Malenovsky, I., Vodka, S., Spitzer, L., Banar, P., Konvicka, M. (2012): Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecol.Eng.* 43, 13–18.

Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovsky, P., Banar, P., Tuf, I.H., Hejda, M., Konvicka, M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47, 139–147.

Turner, W.R., Nakamura, T., Dinetti, M. (2004): Global urbanization and the separation of humans from nature. *BioScience* 54, 585–590.

Van Calster, H., Vandenberghe, R., Ruysen, M., Verheyen, K., Hermy, M., Decocq, G., (2008): Unexpectedly high 20th century floristic losses in a rural landscape in northern France. *Journal of Ecology* 96, 927–936.

Vera F.W.M.(2000): Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing. Wallingford Oxon, UK.

Vaněk, S. (2006): Bílá místa podkrušnohorských map. Rekultivovanou krajinou Mostecka. *Vesmír* 85, červen.

Vaněk, S. (2007a): Dary z třetihor. Zkamenělí poslové hnědouhelných močálů. *Vesmír* 86 červen.

Vaněk, S. (2007b): Do té nové divočiny. Výsypky – krajina nejen pro člověka. *Vesmír* 86 říjen.

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. & Mikát, M. (2010): New records of *Coenagrion ornatum* in the Czech Republic (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 29 (1/2): 29-46.

Wellenreuther, M., E. Vercken, And E. I. Svensson (2010): The role of ecology in male mate discrimination of immigrant females. *bio. J. Linn. Soc.*100:506–518.

Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davies,

J.N., Moss, D. & Thomas, C.D. (2001): Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414, 65–69.

Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, I., Armstrong, A. & Morris, M. (2011): Ditch blocking, water chemistry and organic carbon flux: Evidence that blanket bog restoration reduces erosion and fluvial carbon loss. *Science of the Total Environment* 409(11): 2010–2018.

Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D. (2004): Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329–341.

Žižka, L. & Halíř, J. (2006): Monitoring podzemní vody v tělese Radovesické výsypky. *Zpravodaj hnědé uhlí* 2/2009.

Internetové zdroje:

http://cs.wikipedia.org/wiki/Mosteck%C3%A1_p%C3%A1nev (3.4.2013)

<http://www.nprjezerka.cz/jezerka.php#vegetace> (4.4.2013)

<http://cs.wikipedia.org/wiki/Endemit> (4.4.2013)

8 PŘÍLOHY

1) Letecký snímek s vyznačenými studijními plochami.



2) Tabulka s jednotlivými lokalitami, jejichmi faktory prostředí, počty druhů, ochrannými hodnotami a DBI. Některé faktory jsou před, jiné po zlogaritování.

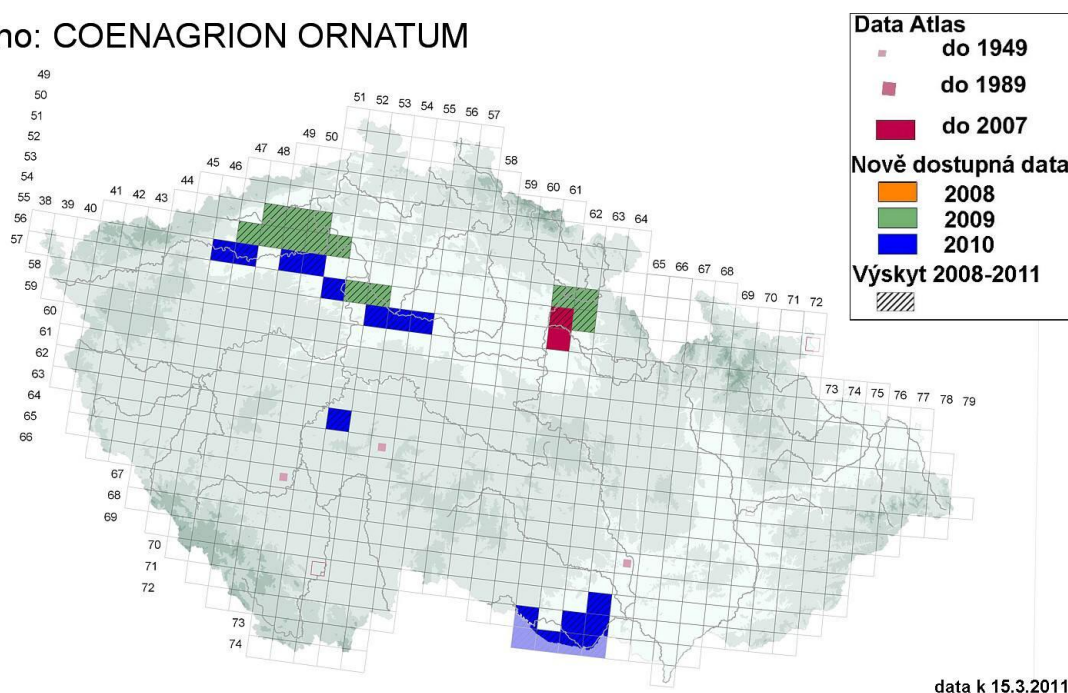
locality	latitude	longitude	pokryvnosť	podíl nízké kosení	šířka toku	rychlost	hloubka v	heterogen	ponoření	sklon stěn	materiál	s pokryvnosť	pH	konduktivita	obsah kys	mocnost s	podíl ráko	průtok	počet druhů	ochranná DBI		
A_1	50,547148	13,804821	25	100	yes	1	2	0,778151	0,477121	2,2	45	natural	20	8,21	3,249687	10,5	5	0	2,243038	1	0	0
More1_1	50,563639	13,811052	25	20	no	3	0,39794	0,778151	0,30103	3	15	natural	25	7,6	3,518514	6,62	12	80	1,176091	4	0	0
More1_2	50,563301	13,810466	100	0	no	3	0,39794	0,60206	0,477121	4	25	natural	100	7,6	3,518514	6,62	20	100	1,273001	0	0	0
More1_3	50,563021	13,810017	100	0	no	3	0,39794	0,778151	0,477121	4	25	natural	100	7,6	3,518514	6,62	15	100	1,49485	0	0	0
More1_4	50,562740	13,809571	90	25	no	3	0,39794	0,778151	0,477121	4	25	natural	100	7,6	3,518514	6,62	15	70	1,49485	3	1	3
More2_1	50,563978	13,812160	0	0	no	3	0,39794	0,30103	0,477121	3	15	natural	0	7,6	3,518514	6,62	0	0	0,39794	0	0	0
V13_1	50,547354	13,807531	50	100	no	3	0,875061	0,778151	0,477121	2	25	natural	80	2,98	3,651278	7,7	20	45	1,574031	6	7	16
V13_2	50,547237	13,807032	5	100	no	1	1,243038	1,20412	0,477121	2	25	artificial	80	2,98	3,651278	7,7	20	0	1,896251	3	6	18
V13_3	50,547476	13,807750	95	85	no	3	0,39794	0,60206	0,477121	0,4	15	natural	90	2,98	3,651278	7,7	20	10	0,875061	4	3	16
V13_4	50,547937	13,806144	10	100	no	1	1,243038	1,041393	0,60206	2	35	artificial	80	2,98	3,651278	7,7	20	15	1,720159	4	6	23
V14_1	50,550044	13,818180	100	70	yes	3	0,39794	1,20412	0,30103	1	15	natural	100	8,5	2,903106	10,78	10	50	2,051153	8	3	15
V14_2	50,549694	13,818047	90	50	yes	3	0,39794	0,30103	0,477121	1	15	artificial	100	8,5	2,903106	10,78	10	50	0,574031	6	3	9
V14_3	50,550247	13,818853	100	50	yes	3	0,39794	0,477121	0,477121	2	45	natural	100	8,5	2,903106	10,78	20	50	0,69897	2	1	5
V21_1	50,558812	13,798086	2	100	no	3	0,875061	0,90309	0,90309	3	45	natural	10	7,5	3,205204	5,61	10	0	2,021189	5	2	8
V21_2	50,558951	13,797561	80	30	no	3	0,875061	0,90309	0,477121	3	25	natural	75	7,5	3,205204	5,61	10	70	2,118099	9	12	32
V21_3	50,559431	13,795583	10	90	no	3	0,875061	1,041393	0,477121	2	15	natural	2	7,5	3,205204	5,61	5	0	2,051153	1	0	0
V21_4	50,560273	13,793172	2	100	no	3	1,69897	0,60206	0,30103	3	45	natural	2	7,5	3,205204	5,61	5	0	2,352183	2	3	15
V21_5	50,561218	13,791559	40	100	no	2	1,69897	1,041393	0,30103	1,3	45	natural	5	7,5	3,205204	5,61	3	0	2,477121	3	5	16
V22_1	50,563057	13,788082	65	95	no	3	1,243038	0,954243	0,69897	1,3	25	natural	5	7,5	3,205204	5,61	6	10	2,447158	8	6	17
V22_2	50,563998	13,787035	65	30	no	3	1,69897	0,60206	0,477121	1,3	25	natural	2	7,5	3,205204	5,61	6	60	2,176091	2	0	0
V22_3	50,564652	13,786412	100	10	no	3	0,39794	0,845098	0,30103	1	25	natural	100	7,5	3,205204	5,61	15	90	1,176091	5	2	16
V22_4	50,565653	13,785519	70	5	no	3	0,39794	1,414973	0,477121	1	25	natural	90	7,5	3,205204	5,61	20	95	2,09691	6	4	16
V22_5	50,568256	13,785698	100	20	no	3	0,39794	1,20412	0,30103	2	45	natural	90	7,5	3,205204	5,61	20	30	1,653213	5	2	8
V22_6	50,568697	13,787736	100	10	no	2	0,39794	1,041393	0,39794	2	45	natural	90	7,5	3,205204	5,61	20	10	1,09691	6	5	16
V22_7	50,56872	13,791523	100	0	no	3	0,39794	0,69897	0,30103	1	15	natural	100	7,5	3,205204	5,61	20	100	1	0	0	0
V25_1	50,546991	13,805470	85	10	yes	2	2	0,778151	0,477121	1,6	45	artificial	20	8,21	3,249687	10,5	5	90	2,477121	0	0	0
V25_2	50,547329	13,805341	15	100	yes	1	2	0,90309	0,477121	1,7	45	artificial	20	8,21	3,249687	10,5	5	0	2,146128	2	0	8
V25_3	50,547899	13,805189	80	0	yes	1	2	0,90309	0,477121	1,7	45	artificial	20	8,21	3,249687	10,5	5	100	1,845098	1	0	0
V27_1	50,550580	13,860994	50	35	no	2	1,243038	0,69897	0,477121	1	35	artificial	70	8,26	2,792392	8	20	0	1,690196	6	8	20
V27_2	50,550012	13,861219	70	0	no	2	1,243038	0,778151	0,477121	1	35	artificial	80	8,26	2,792392	8	20	0	1,720159	6	5	17
V27_3	50,549650	13,860911	85	0	no	2	1,243038	0,778151	0,30103	1	25	natural	100	8,26	2,792392	8	20	0	1,787106	5	5	16
V3_1	50,563975	13,818349	80	100	no	1	0,39794	0,60206	0,30103	1	55	artificial	0	7,89	3,419956	7,4	0	0	0,051153	1	0	0
V3_2	50,563972	13,819025	80	100	no	1	0,39794	0,60206	0,30103	1	55	artificial	5	7,89	3,419956	7,4	1	0	0,051153	1	0	0
V3_3	50,563814	13,819726	40	100	no	1	0,39794	0,60206	0,30103	1	55	artificial	5	7,89	3,419956	7,4	1	0	0,051153	0	0	0
V5_1	50,537074	13,810163	30	100	no	2	1,243038	1,041393	0,60206	2	45	natural	25	8,19	3,043362	7,31	20	0	2,021189	3	3	15
V5_2	50,536626	13,810402	30	100	no	2	1,243038	0,778151	0,477121	2	45	natural	70	8,19	3,043362	7,31	20	0	1,640978	4	7	23
V5_3	50,535945	13,810894	60	100	no	2	1,243038	0,845098	0,477121	3	45	natural	100	8,19	3,043362	7,31	20	5	1,720159	4	7	17
V5_4	50,534940	13,812084	60	30	no	3	0,39794	0,477121	0,477121	3	45	natural	100	8,19	3,043362	7,31	20	70	0,69897	2	3	15
V5_5	50,534451	13,813577	95	80	no	3	0,39794	0,477121	0,477121	3	45	natural	100	8,19	3,043362	7,31	20	20	1	4	6	16
V5_6	50,534153	13,814384	5	100	no	3	0,875061	0,60206	0,477121	3	45	natural	20	8,19	3,043362	7,31	2	0	1,653213	3	6	15
V5_7	50,533250	13,816867	5	100	no	3	0,39794	1,041393	0,69897	3	45	stones	45	8,19	3,043362	7,31	15	0	1,39794	3	3	7
V5_8	50,531530	13,821772	80	50	no	2	0,39794	1,041393	0,477121	4	45	stones	100	8,19	3,043362	7,31	20	30	1,243038	6	5	17
V8_1	50,530061	13,827992	40	0	no	3	1,243038	1,322219	0,477121	2	25	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	50	2,845098	6	3	9
V8_2	50,530042	13,828760	100	0	no	3	0,39794	1,041393	0,477121	2,5	35	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	20	1,574031	4	5	16
V8_3	50,529887	13,829955	95	30	no	3	0,39794	1,041393	0,477121	2,5	35	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	0	1,69897	3	5	8
V8_4	50,529103	13,830913	100	30	no	3	0,39794	1,041393	0,477121	2,5	35	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	0	1,69897	4	8	8
V9_1	50,529382	13,839735	100	5	no	3	0,875061	1,041393	0,477121	2	35	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	15	2,176091	4	3	8
V9_2	50,530016	13,841184	100	0	no	3	0,39794	1,041393	0,477121	2	15	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	70	1,69897	3	3	9
V9_3	50,530228	13,842482	100	15	no	3	0,39794	1,041393	0,477121	2	15	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	0	1,69897	2	1	8
V9_4	50,530446	13,844108	90	30	no	3	0,39794	1,041393	0,477121	2	15	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	0	1,69897	4	5	8
V9_5	50,531709	13,858652	40	20	no	3	0,875061	1,20412	0,477121	1	45	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	80	2,197281	4	1	3
V9_6	50,531557	13,858180	100	0	no	3	0,39794	1,322219	0,30103	2	55	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	100	2	0	0	0
V9_7	50,531128	13,856688	80	0	no	3	0,39794	1,414973	0,30103	2	55	natural	100	7,87	3,01368	7,31	20	0	2,09691	1	0	0

3) Tabulka zobrazuje početnost jednotlivých druhů na jednotlivých lokalitách

localit	CoenO1	CoenPi	IschElk	SympDz	OrthCo	OrthBr	SympPé	SympSč	SymVv	AescCy	SympS	LestBa	LestSpi	IschPu	EnalCy	CaloSp	LibeDe	CordBz	PyrhNyl	CaloVi	AnaxIrn	ChaIvi
A_1	0														1							
More1_1	0	1														1	3		4			
More1_2	0																					
More1_3	0																					
More1_4	0	3									2						2					
More2_1	0																					
V13_1	0	2	2		3	3								3			1					
V13_2	0				4	2					1											
V13_3	1	2	2		2																	
V13_4	0				2	3					1								1			
V14_1	0	2	2		2				2			1		2					2			2
V14_2	0	2	1		2								2	2						1		
V14_3	0	4																				
V21_1	0	2	2	1		2											3					
V21_2	3	3	2		3	3	2	1						2							2	
V21_3	0																				2	
V21_4	0				2	1																
V21_5	2				2												1					
V22_1	2	4	2		3									1		1	2		4			
V22_2	0	1															1					
V22_3	1	3	1		1				1													
V22_4	1	5	3		3					1								2				
V22_5	0	4	3		2														3		1	
V22_6	2	2	2		2			1	1													
V22_7	0																					
V25_1	0																					
V25_2	0		1		1																	
V25_3	0		1																			
V27_1	2		2		4						2			2						1		
V27_2	2	4	1	2	2															4		
V27_3	2	2	2		3																	
V3_1	0	1																				
V3_2	0	1																				
V3_3	0																					
V5_1	0				1	2													1			
V5_2	1				3	3										1						
V5_3	3	2			3									1								
V5_4	0				2	1																
V5_5	3	2	1		2																	
V5_6	0	1			2	4																
V5_7	0				3																	
V5_8	2	3	2		2				1					2			1					
V8_1	2							2	2					2	2		2					
V8_2	3	3			1																3	
V8_3	4	4																			3	
V8_4	5				2				1												1	
V9_1	2	2							2												2	
V9_2	2	3																				
V9_3	1	4																			1	
V9_4	4	3							1												3	
V9_5	0	4	1								2						1					
V9_6	0																					
V9_7	0	1																				

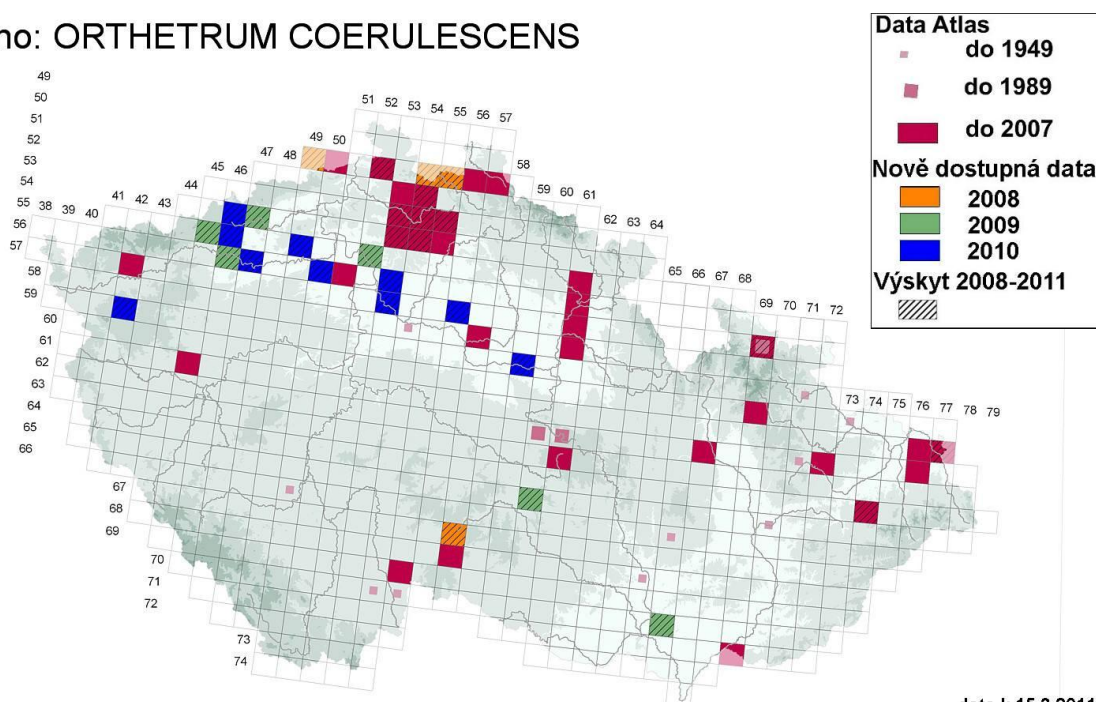
4) Mapa ukazuje rozšíření druhu *Coenagrion ornatum* v rámci ČR (poskytla AOPK ČR).

Jméno: COENAGRION ORNATUM



5) Mapa rozšíření druhu *Orthetrum coerulescens*.

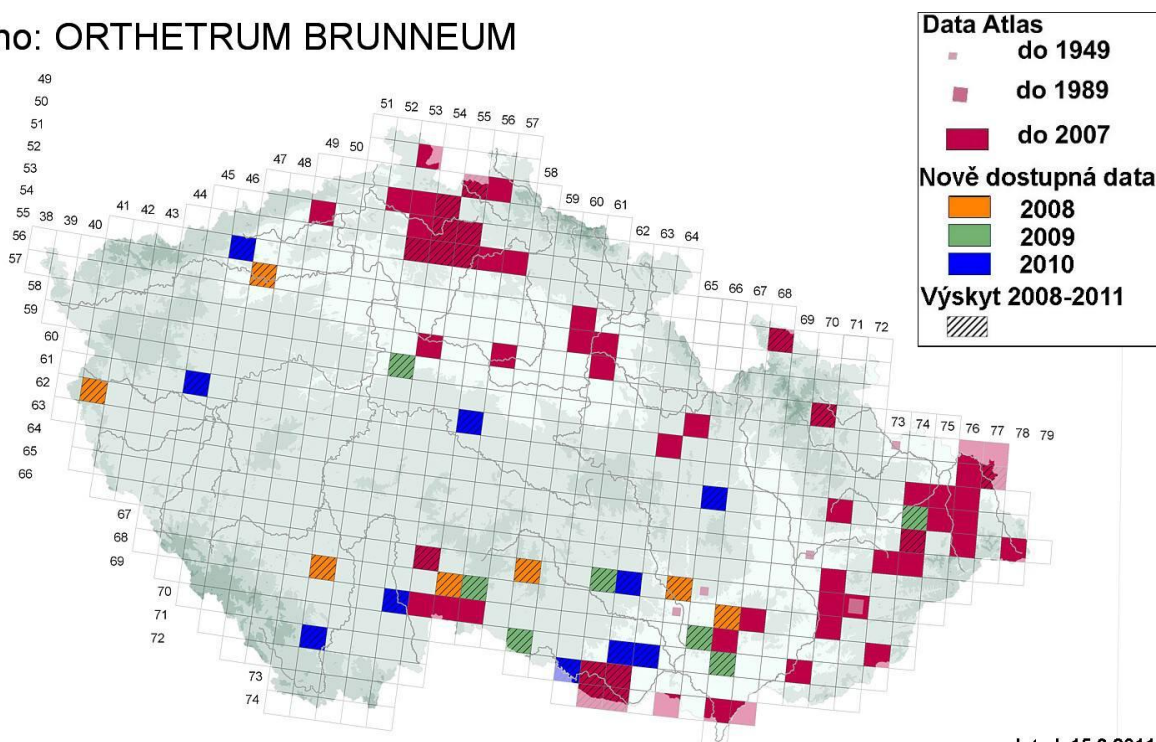
Jméno: ORTHETRUM COERULESCENS



data k 15.3.2011

6) Mapa rozšíření druhu *Orthetrum brunneum*

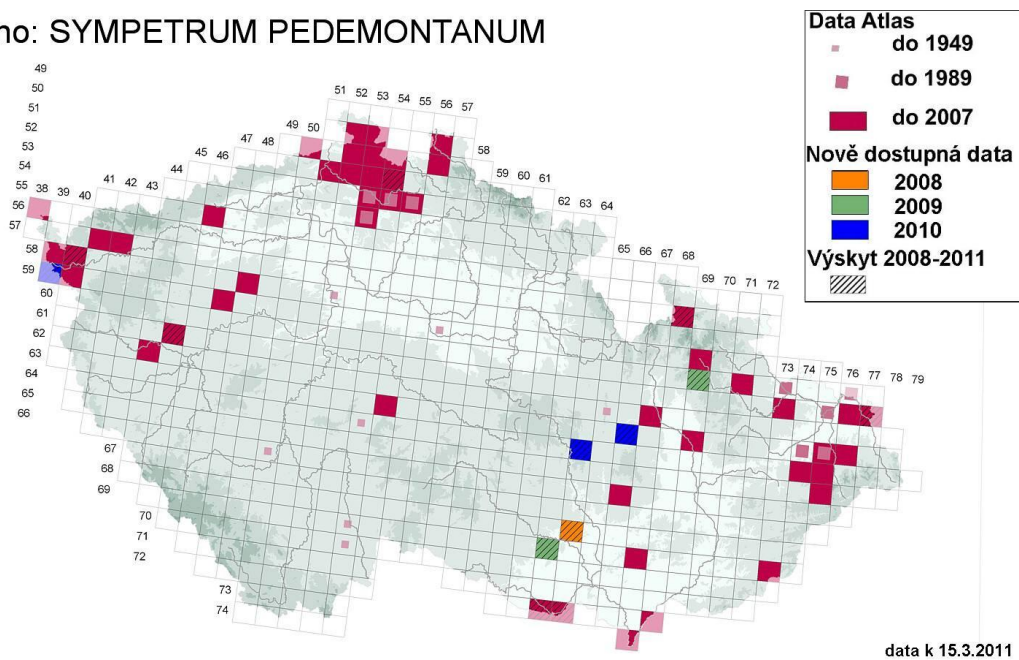
Jméno: ORTHETRUM BRUNNEUM



data k 15.3.2011

7) Mapka rozšíření druhu *Sympetrum pedemontanum*.

Jméno: SYMPETRUM PEDEMONTANUM



8) *Coenagrion ornatum* (samec)



9) *Orthetrum brunneum* (samec)



10) *Orthetrum coerulescens*
(samec)



11) *Sympetrum pedomontanum* (samec)



12) Lokalita V5/3. Vyskytovaly se zde i druhy jako *Ischnura pumilio*, *Coenagrion ornatum*, *Orthetrum ceorulescens* a další.



13) Lokalita V8/4 hostící velmi početné populace druhu *Coenagrion ornatum*, preferující zde zejména nízké porosty zevaru (*Sparganium* sp.)



14) Lokalita V5/3, mající díky přítomnosti velkých kamenů charakter potoka.

