

**Střední odborná škola pro ochranu a obnovu životního prostředí-
SCHOLA HUMANITAS**



Středoškolská odborná činnost

**Rekultivace z pohledu akvatických organismů, aneb porovnání
odonatocenóz na různým způsobem rekultivovaných výsypkách
Mostecka**

AUTOR PRÁCE: Filip Tichánek

KONZULTANT: Mgr. Filip Harabiš
Mgr. Petr Adamec

2010

Prohlašuji, že předložená práce je mým původním autorským dílem, které jsem vypracoval samostatně. Veškerou literaturu a další zdroje, z nichž jsem při zpracování čerpal, v práci řádně cituji a jsou uvedeny v seznamu použité literatury.

V Litvínově 11.2.2010

Poděkování

Poděkování patří především Mgr. Filipu Harabišovi, bez jehož pomoci, kritického zhodnocení původního textu, ale i poskytnutí širokého spektra odborných textů, by práce postrádala současnou úroveň. Filipu Harabišovi patří velký dík i za zpracování dat v programu Canaco for windows 4.0.

Dále bych rád poděkoval mému školnímu konzultantovi Mgr. Petru Adamcovi.

Za poskytnutí řady informací i materiálů dále děkuji Mgr. Martinu Kabrnovi, Mgr. Jiřímu Vojarovi PhD., Mgr. Janě Doležalové a nakonec i Prof. RNDr. Karlu Prachovi CSc.

Anotace

Úvod: Post těžební oblasti, včetně severočeských výsypek, představují značný potenciál pro ochranu přírody. Obvyklá je zde přítomnost kriticky ohrožených druhů rostlin i živočichů se specifickými habitatovými nároky (ranně sukcesní specialisté, S-stratégové, organismy vyžadující síť mělkých tůní apod.). Nicméně tento potenciál značně eliminují rekultivace, což prokázala i řada studií, provedených i na severočeských výsypkách. Srovnávací studie však byly provedeny v naprosté většině jen na terestrických organismech. Vážky jsou přitom vhodným indikátorem celkové biodiverzity vodních a mokřadních společenstev, a jsou tak vhodnou modelovou skupinou pro srovnání akvatických společenstev.

Cíle práce: Práce si klade za hlavní cíl porovnat druhovou diverzitu a kvalitativní hodnotu odonatocenóz (společenstev vážek) na výsypkách různým způsobem rekultivovaných (absence vs. přítomnost rekultivace), a na lokalitách (vodních plochách) různě vzniklých (umělé vs. spontánně vzniklé). Dalším cílem bylo zjistit, jak se mění druhová diverzita a kvalitativní hodnota odonatocenóz se stářím lokality. Nakonec byly zkoumány i další- přímé faktory prostředí, a jejich vliv na druhovou diverzitu a kvalitativní hodnotu odonatocenóz.

Metodika: K hodnocení kvalitativní hodnoty odonatocenózy byl využit "Dragonfly biotic index" (DBI). K hodnocení druhové diverzity prostý počet druhů. Prozkoumáno bylo 23 lokalit na 6 výsypkách. Sběr dat proběhl 2 krát.

Výsledky: Zjištěno bylo celkem 29 druhů vážek, z toho 2 druhy ohrožené a 5 druhů zranitelných. Na antropogenně vzniklých vodních plochách (retenční nádrže, rybníky a kanál) byla druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy výrazně nižší. Avšak v rámci spontánně vzniklých vodních ploch, se rekultivované výsypky vyznačovaly o něco vyšší druhovou diverzitou i kvalitativní hodnotou odonatocenózy. V souhrnu však byly rekultivované výsypky druhově chudší, s nižší kvalitativní hodnotou odonatocenózy, a to díky značnému podílu antropogenně vzniklých lokalit. Ačkoliv nejvyšší druhová diverzita byla na lokalitách středně starých, nejvyšší kvalitativní hodnota odonatocenózy byla na mladých lokalitách. Mladé lokality byly také více preferovány ohroženými a zranitelnými druhy.

Jako důležité přímé faktory prostředí byly zjištěny vlastnosti litorálu, sklon břehů a hloubka lokality.

Obsah

1	Úvod	8
2	Cíle a hypotézy	9
2.1	Hlavní cíle práce	9
2.2	Hypotézy	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Extinkční krize bezobratlých	10
3.1.1	<i>Ohrožení akvatických a semiakvatických bezobratlých</i>	10
3.1.2	<i>Post-těžební oblasti jako náhrada původních- degradovaných stanovišť</i>	11
3.2	Mostecké výsypky	12
3.2.1	<i>Ochranný potenciál Moteckých výsypek</i>	12
3.2.2	<i>Srovnání ekologických charakteristik rekultivovaných a nerektivovaných výsypek</i>	13
3.2.3	<i>Srovnání biodiverzity a ochranného významu rekultivovaných a nerektivovaných výsypek</i>	13
3.3	Společenstva vážek (odonatocenózy)	14
3.3.1	<i>Vážky jako modelový taxon pro srovnání biodiverzity a ochranného potenciálu rekultivovaných a nerektivovaných výsypek</i>	14
3.3.2	<i>Vážky post-těžebních oblastí</i>	15
3.3.3	<i>Environmentální proměnné determinující druhové složení odonatocenóz</i>	15
4	Charakteristika oblasti	17
4.1	Charakteristika studovaných výsypek a lokalit	17
4.1.1	<i>Střimická výsypka</i>	17
4.1.2	<i>Hornojřetínská výsypka</i>	17
4.1.3	<i>Kopistská výsypka</i>	18
4.1.4	<i>Výsypka Pokrok</i>	18
4.1.5	<i>Růžodolská výsypka</i>	18
4.1.6	<i>Radovesická výsypka</i>	18
4.1.7	<i>Lokality nenáležící do žádné ze jmenovaných výsypek</i>	19
5	Metodika	20
5.1	Klíč výběru lokalit	20
5.2	Sběr dat	20
5.3	Zjišťované faktory	20
5.3.1	<i>Rekultivace</i>	20
5.3.2	<i>Původ</i>	21
5.3.3	<i>Stáří</i>	21
5.3.4	<i>Litorál</i>	21
5.3.5	<i>Sklon břehů</i>	22
5.3.6	<i>Stromy a les</i>	22
5.3.7	<i>Velikost</i>	22
5.3.8	<i>Hloubka</i>	22
5.4	Kvalitativní hodnota odonatocenózy	23
5.4.1	<i>Dragonfly biotic index</i>	23
5.5	Preference sukcesního stádia podle stupně ohrožení	23
5.6	Statistická analýza	24

6	Výsledky	25
6.1	Analýzy v Canoco for windows 4.0	26
6.1.1	CA	26
6.1.2	PCA	27
6.2	Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenózy na jednotlivých faktorech	28
6.2.1	<i>Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenóz na způsobu rekultivace</i>	28
6.2.2	<i>Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenóz na stáří vodní plochy</i>	30
6.2.3	<i>Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenóz na vybraných přímých faktorech prostředí</i>	31
7	Diskuze	36
7.1	Výskyt ohrožených a zranitelných druhů na Mosteckých výsypkách	36
7.2	Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenóz na původu vodní plochy a způsobu rekultivace	37
7.3	Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenóz na stáří vodní plochy	39
8	Závěr	42
9	Citovaná literatura	43

1 Úvod

Tato práce se zabývá společenstvy vážek (odonatocenózami) severočeských výsypek, a srovnáním jejich druhové diverzity a kvalitativní hodnoty na různě rekultivovaných a starých výsypkách.

Ačkoliv se to někomu může zdát na první pohled velmi nepravděpodobné, post-těžební oblasti, včetně severočeských výsypek představují obrovský potenciál pro ochranu přírody (KONVIČKA et al. 2005; HENDRYCHOVÁ 2008). Nabízejí totiž habitaty, které jsou ve středoevropské krajině vzácné, ale se kterými přitom je asociována řada druhů ohrožených organismů- totiž habitaty ranně sukcesních stádií (THOMAS et al. 1994), ale i hustá síť mělkých tůň a mokřadů bez přílišného zarybnění a eutrofizace. Post-těžební oblasti nabízejí prostor i stresu tolerantním rostlinám (S-stratégům), které svůj prostor v naší kulturní, eutrofizované krajině stále ztrácí (PRACH et HOBBS 2008). Tento ochranný potenciál je ale eliminován technickými a následně biologickými rekultivacemi (PRACH et. HOBBS 2008; HODAČOVÁ 2002; TROPEK et al. 2010).

Dopady rekultivací na biodiverzitu a ochranný potenciál post-těžebních oblastí byly zkoumány řadou autorů (TROPEK et al. 2010), a to i na severočeských výsypkách (HENDRYCHOVÁ et al. 2008; HODAČOVÁ 2002). Naprostá většina studií se ale zabývala jen terestrickými skupinami organismů, zatímco akvatické a semiakvatické organismy byly poněkud přehlíženy.

Já jsem se pokusil tuto mezeru vyplnit. Proto jsem si jako modelový organismus zvolil vážky (Odonata), což je semiakvatický řád hmyzu, který je zároveň považován za vhodné indikátora celkového stavu vodních a mokřadních biotopů (KALKMAN et al. 2008), ale i celkové biodiverzity akvatických společenstev (CLAUSNITZER et al. 2009). Společenstva vážek (odonatocenózy) tak dokážou dobře reflektovat úspěšnost rekultivací z hlediska biodiverzity akvatických společenstev (KODOYA et al. 2004), a jsou proto velmi vhodnou modelovou skupinou.

2 Cíle a hypotézy

2.1 Hlavní cíle práce

1) Objasnit závislost mezi druhovou diverzitou i kvalitativní hodnotou odonatocenóz a způsobem rekultivace výsypek.

2) Zjistit, jak se mění druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy se stářím vodní plochy

3) Objasnit vliv vybraných přímých faktorů prostředí na druhovou diverzitu a kvalitativní hodnotu odonatocenóz.

2.2 Hypotézy

1) Nejvyšší druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy je předpokládána na výsypkách ponechaných spontánní sukcesi. Na výsypkách ponechaných spontánní sukcesi budou vznikat mělké tůně s členitějšími břehy a tím pádem větší stanovištní heterogenitou, než na výsypkách rekultivovaných.

2) Vyšší druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy je očekávána na lokalitách starších- sukcesně pokročilejších, kde je očekáván větší rozvoj litorální vegetace.

3) Jako klíčová environmentální proměnná je očekávána charakteristika litorálu, dále sklon břehu, hloubka, ale i přítomnost a četnost stromů či lesů v bezprostředním okolí vodní plochy. Vyšší druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy je předpokládána na vodních plochách s různorodým litorálem vysoké pokryvnosti, s malou hloubkou a mírným sklonem břehů a s částečným obklopením lesy.

3 Literární rešerše

3.1 Extinkční krize bezobratlých

Posledních 100-300 let probíhalo rapidní snižování biodiverzity (THOMAS et al. 1994). Rychlost vymírání byla dokumentována jen na vybraných taxonech, a to především na obratlovcích a cévnatých rostlinách (CONRAD et al. 2005). Nicméně z dosavadních dat plyne, že vymírání se týkalo i bezobratlých, a to dokonce ve vyšší míře než u obratlovců a cévnatých rostlin (THOMAS et al. 2004). Díky značným finančním prostředkům, které se do ochrany přírody vkládají, se daří trend ve snižování biodiverzity a početnosti populací do jisté míry odvracet. Nicméně to platí výhradně pro obratlovce a cévnaté rostliny, zatímco bezobratlí a především hmyz vymírají nadále vysokým tempem, a jejich ochrana selhává (THOMAS et al. 2004; ČÍŽEK et al. 2009). Bezobratlí přitom tvoří dominantní součást globální biodiverzity (CONRAD et al. 2005). Důvodem vymírání a snižování početnosti bezobratlých je především ztráta a izolace vhodných habitatů, způsobená změnami v krajinném managementu (THOMAS et al. 1994; KONVIČKA et al. 2005). Thomas et al. (1994) zjistili významnou asociaci ohrožených terestrických bezobratlých k habitatům extrémních sukcesních stádií. Právě krajinný management, zajišťující pravidelné narušování může zajistit i vysokou mozaikovitost a heterogenitu krajiny s přítomností širokého spektra sukcesních stádií, včetně těch nejranějších (KONVIČKA et al. 2004; THOMAS et al. 1994). Tento krajinný management přitom jen pomáhal udržovat habitaty, které byly ve střední Evropě přítomny i v minulosti bez přispění člověka, jen díky přirozeným disturbancím (požáry, povodně, velcí býložravci) a stresovým faktorům (nízké teploty, nízká vlhkost a extrémní půdní podmínky), po řadu tisíců let (VERA 2000). Právě v této krajině prodělala velká část středoevropské bioty svůj evoluční vývoj, na tuto krajinu se abaptovala a je proto na ní bezprostředně závislá (VERA 2000; KONVIČKA et al. 2005).

3.1.1 Ohrožení akvatických a semiakvatických bezobratlých

Extinkční krize se dotkla i akvatických a semiakvatických bezobratlých, a to především kvůli degradaci a následné izolaci vhodných stanovišť, způsobené změnami krajiny (KADOYA et al. 2009). Změnami krajiny je myšlena meliorace a odvodňování krajiny, intenzifikace zemědělství spojená s doprovodnými negativními vlivy jako především hnojení a následná eutrofizace vodních ekosystémů, ale i přímá likvidace rašelinišť pro těžbu

rašeliny (REICHHOLF 1998; GIBBS 2000; HARABIŠ 2008). Význam člověka v likvidaci mokřadních habitatů dokládá Gibbs (2000), který zjistil velmi významnou negativní korelaci mezi hustotou osídlení a hustotou mokřadních stanovišť. Degradace vhodných vodních a mokřadních habitatů měla za následek vymírání a snižování početností řady druhů akvatických a semiakvatických bezobratlých. Například ještě před 100 lety zcela běžný druh vážky *Leucorrhinia pectoralis* (vážka jasnoskvrnná) dnes patří mezi celoevropsky chráněné druhy (KIAUTA 1978).

Význam jednotlivých mokřadních a vodních habitatů pro ohrožené druhy akvatických a semiakvatických organismů byl nejvíce zjišťován u vážek (Odonata). Za habitaty preferované velkým počtem ohrožených druhů vážek, jsou obecně považovány oligotrofní a mezotrofní mělké tůně, bez rybochovných aktivit, s vysokou pokryvností řídkého litorálu, stanovištní heterogenitou a členitými břehy (DOLNÝ et al. 2007). Důležitým determinantem ovlivňujícím druhové složení odonatocenózy je sukcesní stádium (WILDERMUTH 2001; DOLNÝ et al. 2007). Vztah počtu ohrožených druhů k určitému sukcesnímu stádiu však nebyl doposud zjištěn. Kadoya et al. (2004) však zjišťovali druhovou diverzitu obecně (bez zaměření se na druhy ohrožené) na uměle vytvořených tůních. Zjistili pozitivní závislost druhové diverzity se stářím vodní plochy, nicméně je třeba si uvědomit, že nejstarší vodní plochy byly staré maximálně 2 roky. Dále Clausnitzer et al. (2009) uvádí, že pionýrské druhy vážek jsou obecně druhy běžnými, zatímco vážky neporušených lesů jsou z pravidla tvořeny druhy obecně vzácnějšími. Nicméně tato skutečnost nijak nekoresponduje se znalostmi vážek žijících v Evropě. Řada evropských ohrožených druhů vážek je uváděna jako druhy pionýrské, například: *Orthetrum brunneum*. Ale i další druhy velmi často osidlují biotopy ranně sukcesních stádií, například celoevropsky chráněné *Coenagrion ornatum* (kriticky ohrožený druh).

3.1.2 Post-těžební oblasti jako náhrada původních- degradovaných stanovišť

Jako efektivní řešení extinkční krize jak terestrických, tak i akvatických organismů, se nabízí využití post-těžebních oblastí pro účely ochrany přírody (KONVIČKA et al. 2005; PRACH et HOBBS. 2008; HENDRYCHOVÁ 2008; TROPEK and KONVIČKA 2008; VOJAR et al. 2007). Post-těžební oblasti mohou nabídnout vhodné habitaty pro ranně sukcesní druhy terestrických bezobratlých, tak pro řadu druhů akvatických organismů. Jejich biodiverzita často převažuje nad biodiverzitou okolní krajiny (VOJAR et al. 2007), a mnohem častější zde je i výskyt vzácných či ohrožených druhů (TROPEK et KONVIČKA 2008; HENDRYCHOVÁ 2008). Někteří autoři považují dokonce post-těžební oblasti v rámci ČR za

nejvýznamnější refugia některých živočichů (VOJAR et al. 2007; KONVIČKA et al. 2005; DOLNÝ et al. 2007). Některé druhy živočichů se v České republice jinde než v post-těžebních oblastech nevyskytují (KONVIČKA et al. 2005; DOLNÝ et al. 2007).

Předpokladem je však vhodný management, jímž rozhodně nejsou technické a lesnické rekultivace (TROPEK et al. 2010), což je v mnohých post-těžebních oblastech (včetně severočeských výsypek) management stále převažující (PRACH et al. 2009; HENDRYCHOVÁ 2008; TROPEK et al. 2010; HODAČOVÁ 2002).

Různá post-těžební území se liší přítomností a různou intenzitou působení mnoha faktorů, které mohou být ve vývoji i ve výsledném ekologickém významu klíčové (PRACH et al. 2007) a tak i ochranný potenciál se mezi různými oblastmi i konkrétními lokalitami značně liší.

3.2 Mostecké výsypky

Mostecké výsypky vznikly po dolování hnědého uhlí. Jsou pokryty převážně miocenními jíly, dále pak hnědými jíly, písky, šterky ale i příměsí uhlí. (ŠTÝS et VÝBORNÁ 1966). Začaly vznikat především po 2. světové válce, ale vznikají dosud. Na Mostecku zabírají přibližnou plochu kolem 200 km².

3.2.1 Ochranný potenciál severočeských výsypek

Ochranný potenciál Mosteckých výsypek je značný (VOJAR et al. 2007). Na Mosteckých výsypkách žijí vzácní obojživelníci: celkem 3 kriticky ohrožené druhy, 2 druhy silně ohrožené a 3 druhy ohrožené (VOJAR et al. 2007). Dále se na Mosteckých výsypkách vyskytuje u nás poslední, velmi početná kolonie kutilky *Bembix tarsata*, a to konkrétně na Střimické výsypce, na lokalitě s fytotoxickými zeminami a tudíž neúspěšnou rekultivací (KONVIČKA et al. 2005; SRBA et al. 2003).

Mostecké výsypky hostí také kriticky ohroženou Lindušku úhorní, jejíž populace jsou na Mosteckých výsypkách velmi významné, a v ČR unikátní. Mostecké výsypky hostí i vzácné motýly- Modráška černolemého a Perleťovce prostředního (KONVIČKA et al. 2005).

3.2.2 Srovnání ekologických charakteristik rekultivovaných a nerektivovaných výsypek

Odlišná ekologická charakteristika je dána silnou přeměnou reliéfu terénními úpravami v průběhu rekultivačních prací, a následným navezením ornice i vysázením dřevin. Tabulka podle: HENDRYCHOVÁ 2008; HODAČOVÁ et PRACH 2003; PRACH et HOBBS 2008

	Spontánní sukcese	Rekultivace
Členitost terénu	Velmi výrazná	Terén uhlazený
Stanovištní heterogenita	Vysoká, přítomnost celé škály mikrohabitátů,	Nízká
Půdní stres a disturbance	Velký půdní stres, častější disturbance	Minimální půdní stres i disturbance
Směr a rychlost sukcese	Sukcese je pomalejší, směrem k otevřenější vegetaci	Rychlejší sukcese, výsledkem je uzavřený les
Biodiverzita	Často velmi vysoká	Nížší
Ochranářský význam	Vysoký, častý výskyt ohrožených druhů	Nížší, větší zastoupení generalistů
Výskyt expanzivních a alochtonních druhů	Méně častý	Častější

3.2.3 Srovnání biodiverzity a ochranářského potenciálu rekultivovaných a nerektivovaných výsypek

Biodiverzita i ochranářský potenciál bezprostředně souvisí s ekologickou charakteristikou. Protože ohrožené druhy rostlin tolerující nedostatek půdních živin (S-stratégové) patří v naší eutrofizované krajině k organismům obecně ohroženým (PRACH et HOBBS 2008), stejně tak jako bezobratlí ranně sukcesních stádií (THOMAS et al. 1994), jsou z ochranářského hlediska charakteristiky nerektivovaných výsypek velmi žádoucí. Výsledky z porovnávacích studií tak vycházejí, podobně jako v jiných post-těžebních oblastech, ve prospěch nerektivovaných výsypek.

Porovnání biodiverzity rekultivovaných a nerektivovaných výsypek provedli Hendrychová et al. (2008), a to v rámci čeledi *Carabidae* (střevlíkovití) a podřádu *Heteroptera* (ploštice). U obou taxonů byla zjištěna větší druhová diverzita na nerektivovaných výsypkách, kde byly nalezeny i druhy vzácnější (HENDRYCHOVÁ et al. 2008).

Srovnáváním vegetace se zabývala Hodačová (2002), která zjistila rovněž vyšší druhovou diverzitu rostlin na nerektivovaných výsypkách, stejně tak jako vyšší relativní pokryvnost expanzivní třtiny křovištní (HODAČOVÁ 2002).

Srovnávací studie se většinou zabývají terestrickými organismy. Srovnávacích studií zabývajících se akvatickými a semiakvatickými organismy v rektivovaných a nerektivovaných post-těžebních oblastech (nejen na severočeských výsypkách), je velmi poskrovnu (VOJAR et al. 2007)

3.3 Společenstva vážek (odonatocenózy)

3.3.1 Vážky jako modelový taxon pro srovnání biodiverzity a ochránářského potenciálu rektivovaných a nerektivovaných výsypek

Vážky jsou vhodným modelovým organismem díky snadné determinaci, ale především kvůli tomu, že jsou vhodným ekologickým a environmentálním indikátorem, 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 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 litorálními rostlinami. Vážky mohou tedy sloužit i jako tzv. deštníkové druhy.

Využití vážky jakožto modelového organismu pro posouzení úspěšnosti rektivací navrhuje Harabiš (2008), ale i Jenkins et al. (2007) a D'amico et al. (2004). I v Japonsku jsou vážky využívány k posouzení obnovy narušených ekosystémů (KADOYA et al. 2004; KADOYA et al. 2008).

Závěr: Zhodnocení stavu odonatocenóz nám může poskytnout informace o celkovém stavu vodních a mokřadních společenstev na Mosteckých výsypkách. Management zajišťující ochranu vážek, bude užitečný i pro druhy jiných taxonů.

3.3.2 Vážky v post-těžebních oblastech

Post-těžební oblasti mohou i vážkám nabídnout vhodnou náhradu za degradované původní biotopy (SAHLEN et al. 2004). Například v post-těžebních prostorách po těžbě uhlí ve Francii, byly nalezeny ohrožené druhy vážek *Orthetrum coerulescens* a *Leucorrhinia albifrons*, které patří dokonce mezi druhy naturové (D'AMICO et al. 2003)

I v České republice byl zjištěn výskyt ohrožených a naturových druhů vážek (DOLNÝ et al. 2007). V důlních poklesech Karvinska byla zjištěna populace naturového druhu *Leucorrhinia pectoralis*, která zde má zřejmě nejsilnější populaci v České republice (HARABIŠ 2007), ale i další, i kriticky ohrožené a naturové druhy vážek. Na odkalištích Karvinska se nachází jediná alochtonní populace druhu *Libellula fulva*. Důvodem vysoké biodiverzity i výskytu ohrožených druhů vážek je paradoxně vysoká geologická nestabilita, díky níž v těchto místech průběžně vznikají nové zatopené důlní poklesy různého stáří a sukcesního stádia. Metapopulacím vážek vyžadujícím určité sukcesní stádium zde průběžně vznikají a zanikají vhodné habitaty (tzv. rotační model sukcese- WILDERMUTH 2001). Technické rekultivace však tuto vlastnost a tudíž i cennost území likvidují (DOLNÝ et al. 2007). Některé druhy vážek se dokonce jinde než v post-těžebních oblastech nevyskytují. Například u nás kriticky ohrožený, a zároveň naturový druh *Sympecma paedisca* se vyskytuje především na výsypkách a pinkách Sokolovska (HARABIŠ in verb.; DOLNÝ et al. 2007).

3.3.3 Environmentální proměnné determinující druhové složení odonatocenóz

Faktorů, jež ovlivňují druhové složení odonatocenózy je mnoho. Mezi ty nejvýznamnější však patří především charakter litorální vegetace (DOLNÝ et al. 2007; KODOYA et al. 2004; BUTLER 2008; SAHLEN et al. 2001). Někteří autoři se domnívají, že přítomnost a charakter litorální vegetace je faktorem vůbec nejdůležitějším (BUTLER et al. 2008). Pro většinu druhů vážek je obecně žádoucí vysoký rozvoj vegetace (DOLNÝ et al.; KODOYA et al. 2004), a vyšší biodiverzita litorálu (BUTLER 2008). V litorálu je preferovaná spíše řídká vegetace, s výraznějším zastoupením vysokých ostřic na úkor především rákosu obecného (DOLNÝ et al. 2007). Dalšími významnými faktory jsou členitost břehů, stanovištní heterogenita, hloubka, kolísání vodní hladiny, přítomnost a hustota ryb, nasycení živinami, přítomnost navazujících lesních porostů, popř. stromů zasahujících nad vodu, prosvětlenost a přítomnost navazujících mokřadních biotopů (jakými jsou například mokřiny či vlhké louky), dále znečištění a pH vody (DOLNÝ et al. 2007). Ochranařsky cenné druhy vážek obecně preferují plytké tůně, s vysokou břehovou členitostí a stanovištní

heterogenitou (DOLNÝ et al. 2007). Přítomnost ryb je pro většinu ohrožených druhů nežádoucí, stejně tak jako eutrofizace vod (JOHANSSON et al. 2006). Naopak přítomnost lesa je vnímána pozitivně, ale pokud nestíní vodní plochu. Ideální je, když je les přítomen jen na části břehů, a to pokud možno na té severní. Přítomnost navazujících mokřadních habitatů bývá také obvykle spojena s vyšší diverzitou i kvalitativní hodnotou odonatocenóz. Znečištění vody je negativní. KADYOA (2004) zjistil nepřímou závislost druhové diverzity odonatocenóz s velikostí plochy.

4 Charakteristika oblasti

Mostecká hnědouhelná pánev, kde se studované výsypky nacházejí, vznikla v období miocénu. Základní série je tvořena především písčitymi a jílovitými usazeninami, na ni navazuje vlastní uhelná sloj. V nadloží převládají miocenní jíly a jílovce (HODAČOVÁ 2002).

Klima oblasti je charakterizováno jako relativně teplé a suché. Průměrná roční teplota je vyšší než 8°C. Průměrné srážky dosahují kolem 520 mm (HODAČOVÁ 2002).

Mikroklima výsypek je velmi ovlivněno obnažeností substrátu a sklonem a expozicí svahů. Na obnažených, jižně exponovaných svazích mohou teploty povrchových vrstev půdy dosahovat až 70°C (HODAČOVÁ 2002).

4.1 Charakteristika studovaných výsypek a lokalit:

Celkem bylo prozkoumáno 23 lokalit na 6 výsypkách:

4.1.1 Střimická výsypka:

Tato výsypka byla technicky, a posléze lesnicky a zemědělsky rekultivována (VOJAR 2004). Místy však díky přítomnosti fytotoxického substrátu neúspěšně (SRBA et TYRNER 2003). Nachází se severně od města Most.

Na této výsypce se nachází 1 studovaná lokalita (‘‘most_1_’’)- hydrickou rekultivací vzniklá vodní nádrž u Děkanského kostela. Hydrická rekultivace proběhla v mezi roky 1994-1996 (KABRNA in verb). V okolí proběhla lesnická rekultivace.

4.1.2 Hornojřetínská výsypka:

Hornojřetínská výsypka byla částečně rekultivována, nicméně její velká část je charakteristická absencí technické rekultivace, a jen extenzivní a nekompaktní rekultivací lesnickou. Severní část byla tvrdě technicky i biologicky rekultivována, a to v letech 1969-1982 (KABRNA in verb.).

Na nerekulitované části Hornojřetínské výsypky se nachází celkem 5 studovaných lokalit (tůň): ‘‘ho_v_ 1’’; ‘‘ho_v_ 2’’; ‘‘ho_v_ 3’’; ‘‘ho_z_1’’; ‘‘ho_z_2’’;. Lokalita

``ho_z_3`` je rybník, jež leží na patě výsypky. Způsob rekultivace u této lokality nebyl klasifikován.

V rekultivované části výsypky se nachází lokality ``htech_1`` a ``htech_2``. V okolí převažuje lesnická rekultivace.

4.1.3 Kopistská výsypka

Tato výsypka patří k nejstarším výsypkám na Mostecku. Převažující část byla lesnický rekultivována v letech 1964-1979. Proběhla zde i technická rekultivace, nicméně jen extenzivní a šetrná, s ponecháním některých terénních nerovností a zatopených depresí (VOJAR 2004). Na této výsypce se nacházejí 3 lokality: ``kopis_1``; ``kopis_2``; ``kopis_3``.

4.1.4 Výsypka Pokrok

Výsypka Pokrok je komplex různě starých a různým způsobem rekultivovaných ploch (VOJAR 2004). Na této výsypce se nachází jedna studovaná lokalita (``pokro_1``). Část výsypky, kde se studovaná lokalita nachází, byla technicky a následně zemědělsky rekultivována. Studovaná vodní plocha nemá charakter retenční nádrže, ale spíše ponechané a neodvodněné mělké tůně, v terénní sníženině.

4.1.5 Růžodolská výsypka

Růžodolská výsypka byla technicky a následně především lesnický rekultivována. Na její severovýchodní části byla provedena extenzivní technická rekultivace s ponecháním některých terénních depresí, které umožnily vzniku spontánně vzniklých tůní. Zde se nacházejí lokality: ``rozud_1`` ; ``rozud_2``; ``rozud_3``. Tato část byla lesnický rekultivována v letech 1996-2008) (KABRNA in verb.).

Lokalita rozud_4 vznikla částečnou hydrickou rekultivací. Okolí bylo technicky rekultivováno, v letech 1993-2003 následovala lesnická rekultivace (KABRNA in verb.).

4.1.6 Radovesická výsypka

Radovesická výsypka se nachází na východ od města Bílina. Jedná se o komplex různě starých územích, z nichž velká část byla technicky a následně především lesnický rekultivována. Velká část výsypky na rekultivaci teprve čeká. 2 oblasti byly vyhrazeny pro ponechání spontánní sukcesie.

Lokality "radov_1" a "radov_3" se nachází v technicky rekultivované části výsypky. Jedná se o uměle vytvořené retenční nádrže. Okolí "radov_3" bylo lesnický rekultivováno. Na technicky rekultivované části výsypky se nachází i lokalita "rad_kan". Jedná se o kanálek (jediná lokalita lotického biotopu).

Lokalita "radov_2" se nachází v části bez jakékoliv rekultivace.

4.1.7 Lokality nenáležících do žádné ze jmenovaných výsypek:

Zbývající 2 lokality: "ryb_1" a "ryb_2" se nachází poblíž komunikace mezi Horním Jiřetínem a Zálužím. Lokalita "ryb_1" vznikla vodní retencí po hlubinné těžbě dolu Centrum. Její stáří i způsob rekultivace nebyl klasifikován. Část břehů se vyznačuje dynamikou sesuvů, a celé oblast podléhá pozvolnému propadávání terénu. Část vodní plochy je hojně využívána k rybolovu (VOJAR 2004).

Lokalita "ryb_2" se nachází na technicky a následně lesnický rekultivovaném území. Samotná vodní plocha vznikla částečnou hydrickou rekultivací. Lesnická rekultivace zde probíhala v letech 1995-2005 (KABRNA in verb.).

5 Metodika

5.1 Klíč k výběru lokalit

Výběr lokalit byl do jisté míry náhodný. Snahou bylo pokrýt širokou variabilitu lokalit. Cílem bylo mít dostatek lokalit s různým způsobem rekultivací, ale i různého stáří.

5.2 Sběr dat

Sběr dat probíhal jen za teplot vyšších než 21°C, za oblačnosti nižší než 50% a v časovém rozmezí 11:00-15:30. Za jiných podmínek by mohla být omezena aktivita vážek.

Probíhal ve dvou termínech, a to tak, aby bylo zastíženo co největší množství druhů, které lokalitu obývají:

- 1) začátek července (3.7-11.7. 2009)
- 2) konec srpna (26.8.-31.8.2009)

V obou termínech byla zaznamenávána přítomnost všech druhů a byla odhadnuta jejich abundance. Do výsledné tabulky byla zaznamenána vyšší početnost (z obou termínů).

Pro každou lokalitu byl sečten celkový počet druhů, ale i kvalitativní hodnota odonatocenózy (viz. kapitola 5.4).

5.3 Zjišťované faktory

Zjišťovány byly přímé i nepřímé faktory:

5.3.1 Rekultivace:

Lokality byly podle způsobu rekultivace rozděleny do 2 kategorií:

1) Výsypky technicky rekultivované (a to v jakémkoliv rozsahu), a následně biologicky rekultivované.

2) Výsypky bez technické rekultivace, maximálně s extenzivní lesnickou rekultivací bez následné péče.

Informace o způsobu rekultivace byly poskytnuty Mgr. Martinem Kabrnou z Výzkumného ústavu hnědého uhlí. Dále byl využit popis výsypek v diplomové práci Dariny Hodačové (2002) a zpráva Jířího Vojara (2004).

5.3.2 Původ vodní plochy:

Podle původu byly lokality rozděleny do 2 kategorií:

1) Spontánní: Jedná se o spontánně vzniklé tůně, vzniklé většinou ve sníženinách nerektivovaných výsypek (1a), ale i ve sníženinách ponechaných na šetrně technicky rektivovaných částech výsypek (1b).

2) Antropogenní: Do této škály byly zařazeny uměle vytvořené retenční nádrže a rybníky, na jejichž vzniku se podílel člověk úpravou, či vytvořením břehů.

5.3.3 Stáří:

Stáří lokality bylo odhadnuto na základě informací z výše jmenovaných zdrojů. Byly vytvořeny 3 kategorie stáří lokalit:

1) Mladá: stáří bylo odhadnuto na 10 let a méně

2) Střední: 11-29 let

3) Stará: více než 30 let

5.3.4 Litorál

Litorál vyjadřuje charakteristiku emerzní vegetace. Podle heterogenity a pokryvnosti litorálních porostů, byla každá lokalita zařazena do jedné z těchto 4 kategorií:

1) Okrajová rákosina: Litorál těchto lokalit se vyskytuje jen na okraji vodní plochy. Naprosto zde dominuje rákos, který zde vytváří uniformní rákosiny, s jen vzácně se vyskytujícími orobinci.

2) Rozsáhlá rákosina: Litorál je homogenní a zcela dominuje rákos obecný, bez významného zastoupení emerzní vegetace jiného druhu. Pokryvnost emerzních rostlin je vysoká, buď zasahuje více než 4 metry od okraje vodní plochy, nebo má na vodní ploše vyšší pokryvnost než 1/3 vodní plochy.

3) Okrajový různorodý litorál: Litorál není uniformní, vyskytuje se zde ve významné míře i jiný typ vegetace než rákosiny, například porosty ostříc, sítin, trsy skřípince ale i rozsáhlejší porost orobinců.

4) Rozsáhlý různorodý litorál: Neuniformní litorální porost, který má na vodní ploše pokryvnost vyšší než 1/3, nebo zasahuje od břehu déle než 4 metry.

5.3.5 Sklon břehů

Podle sklonu břehů byly lokality rozděleny do 3 kategorií:

- 1) Malý: Vodní plocha pomalu přechází v souš. Často se zde vyskytují navazující mokřadní mikrohabitaty.
- 2) Střední: Svahy nejsou příliš svažité, nicméně i tak přechází vodní plocha relativně kontrastně v souš.
- 3) Velký: Okolní svahy jsou velmi svažité, neumožňují existenci dalších mokřadních mikrohabitátů.

5.3.6 Stromy, les

Faktor vyjadřuje přítomnost a četnost stromů a keřů v bezprostřední blízkosti vodní plochy. Byly vytvořeny 4 kategorie:

- 1) Chybí: V bezprostřední blízkosti vodní plochy se nenachází stromy ani keře.
- 2) Vzácny: V bezprostředním okolí vodní plochy se nachází jen několik stromů nebo keřů.
- 3) Místy četny: Místy se nachází celé skupiny stromů a lesy.
- 4) Četny: v okolí vodní plochy převládají lesy, které významně zasahují do vody.

5.3.7 Velikost

Velikost udává absolutní velikost vodní plochy, na níž se lokalita nachází. Odhad byl proveden pomocí Google earth a je uváděn v metrech čtverečních.

5.3.8 Hloubka

Hloubka byla rozdělena do 4 kategorií:

- 1) < 0,5 metrů
- 2) 0,5- 1,2 metrů
- 3) 1,2- 2,5 metrů
- 4) 2,5 < metrů

5.4 Kvalitativní hodnota odonatocenózy

Kvalitativní hodnota odonatocenózy vyjadřuje význam lokality z hlediska ochrany vážek. Kvalitativní hodnota se vypočítá sečtením hodnoty "dragonfly biotic indexu" všech druhů vážek, které byly na lokalitě zaznamenány v jakékoliv početnosti.

5.4.1 Dragonfly biotic index (DBI)

DBI je číselná hodnota, přiřazovaná ke každému druhu vážek, a to v rozmezí 0-9 (viz. příloha 1) vyjadřující význam prezence druhu v dané lokalitě. Tato číselná hodnota se stanovuje součtem subindexů, které tvoří:

1) Rozšíření: Každému druhu je přiřazena hodnota 0-3 podle současné distribuce v rámci České republiky.

2) Ohrožení: Podle stupně ohrožení je ke každému druhu přiřazena hodnota 0-3.

0= druhy nespádající do žádné kategorie ohrožení (0)

1= druhy blízké ohrožení (NT)

2= druhy zranitelné (VU)

3= druhy ohrožené až kriticky ohrožené (EN;CR)

3) Citlivost na změny životního prostředí: Druhu je přiřazena číselná hodnota podle citlivosti na změny životního prostředí a podle specializace druhu (čím je druh citlivější a čím více vyhraněné jeho habitatové nároky jsou, tím je sub-index vyšší).

5.5 Preference sukcesního stádia podle stupně ohrožení

Výsledkem této analýzy je graf č. 7, zobrazující průměrné rozložení početnosti druhů určitého stupně ohrožení (stanoveného podle DOLNÝ et al. 2007), v přepočtu na jednu lokalitu určitého stáří.

Sukcesní stádium je úzce svázáno se stářím vodní plochy. To bylo rozděleno do 3 kategorií (viz. kapitola 5.3.3).

Kvůli malému počtu vzorků, byly sloučeny stupně ohrožení "ohrožený druh" (EN) a "zranitelný druh" (VU).

Do analýzy byly zahrnuty jen druhy, jejichž celková početnost byla minimálně 5 jedinců.

Výsledná analýza byla vypočtena následujícím způsobem: U všech zjištěných druhů, jejichž odhadnutý počet jedinců byl větší než 5, bylo provedeno rozložení jejich početnosti napříč kategoriemi stáří lokalit. Tím bylo zjištěno, kolik procent jedinců jakého druhu bylo na mladé, střední a staré lokalitě (definice těchto kategorií: viz. kapitola 5.3.3). Výsledná procenta pak byla vydělena počtem lokalit v rámci každého stáří (= číslem 5 u mladých lokalit, číslem 6 lokality střední a 11 lokality staré). Druhy byly následně rozděleny podle stupně ohrožení a jejich rozložení početnosti bylo zprůměrováno.

5.6 Statistická analýza

Základní jednorozměrná statistika byla vytvořena v programu Excel. Při srovnávání závislosti DBI i druhové diverzity na studovaných faktorech byly vypočteny a použity mediánní hodnoty, nikoliv aritmetické průměry. Aritmetické průměry by mohly být, díky vysoké variabilitě vzorků zkreslující.

Statistické analýzy byly provedeny i v programu "Canoco for windows 4.5", a to CA a PCA analýzy.

6 Výsledky

Celkem bylo zjištěno přibližně 29 druhů vážek (Odonata).

Počet druhů v rámci každé z kategorie ohrožení podle: DOLNÝ et al. 2007:

žádná kategorie ohrožení (O):...17 druhů

blízké ohrožení (NT):.....5 druhů

zranitelné (VU):5 druhů

ohrožené (EN):.....2 druhy

Nové nálezy druhů vážek pro mapovací kvadráty 5447;5448;5348: (k dispozici byla data aktualizovaná k 1.3.2010 Martinem Waldhauserem)

5447 (všechny lokality neležící na výsypkách Pokrok a Radovesická):

- *Lestes virens*
- *Aeschna grandis*
- *Lestes dryas*
- *Erythromma viridulum*

5448 (Radovesická výsypka)

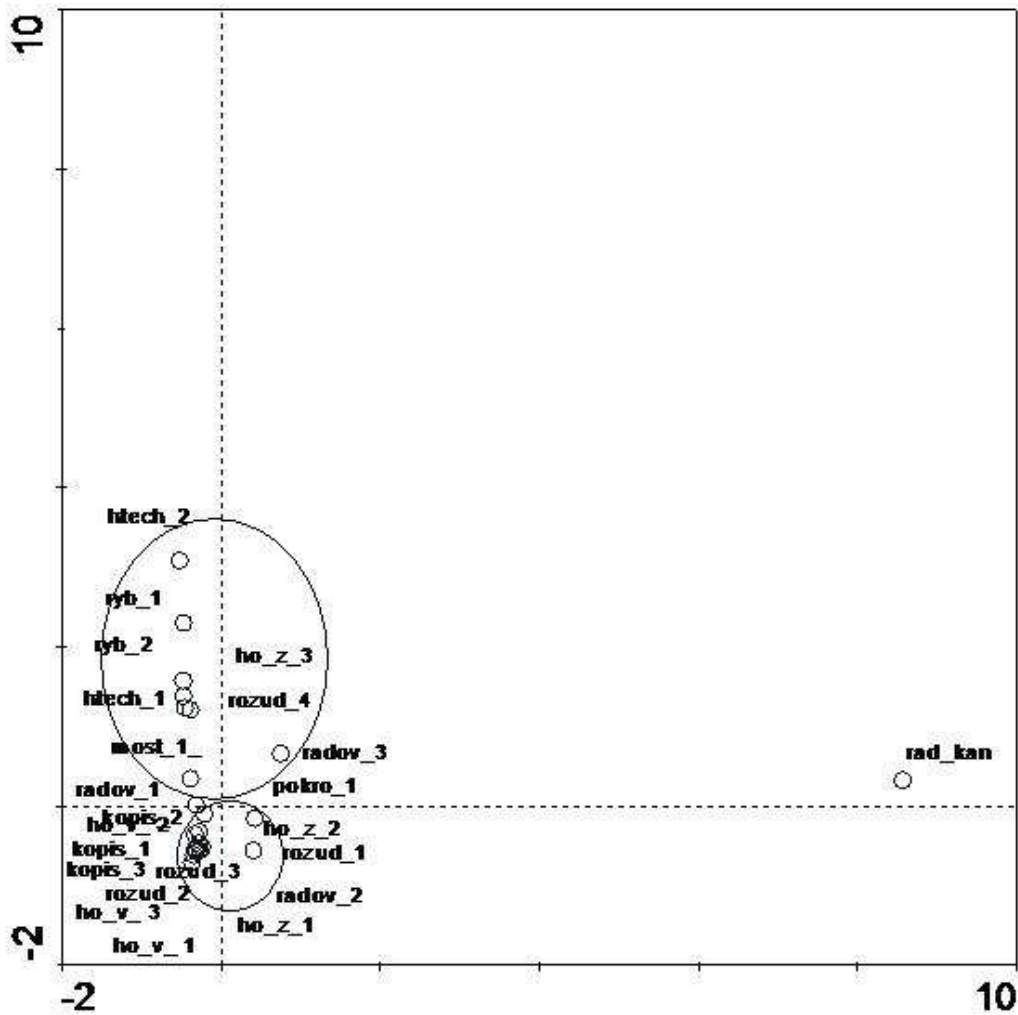
- *Lestes Virens*
- *Orthetrum coerulescens*
- *Orthetrum Brunneum*

5348 (výsypka Pokrok)

- *Lestes barbarus*
- *Chalcolestes viridis*

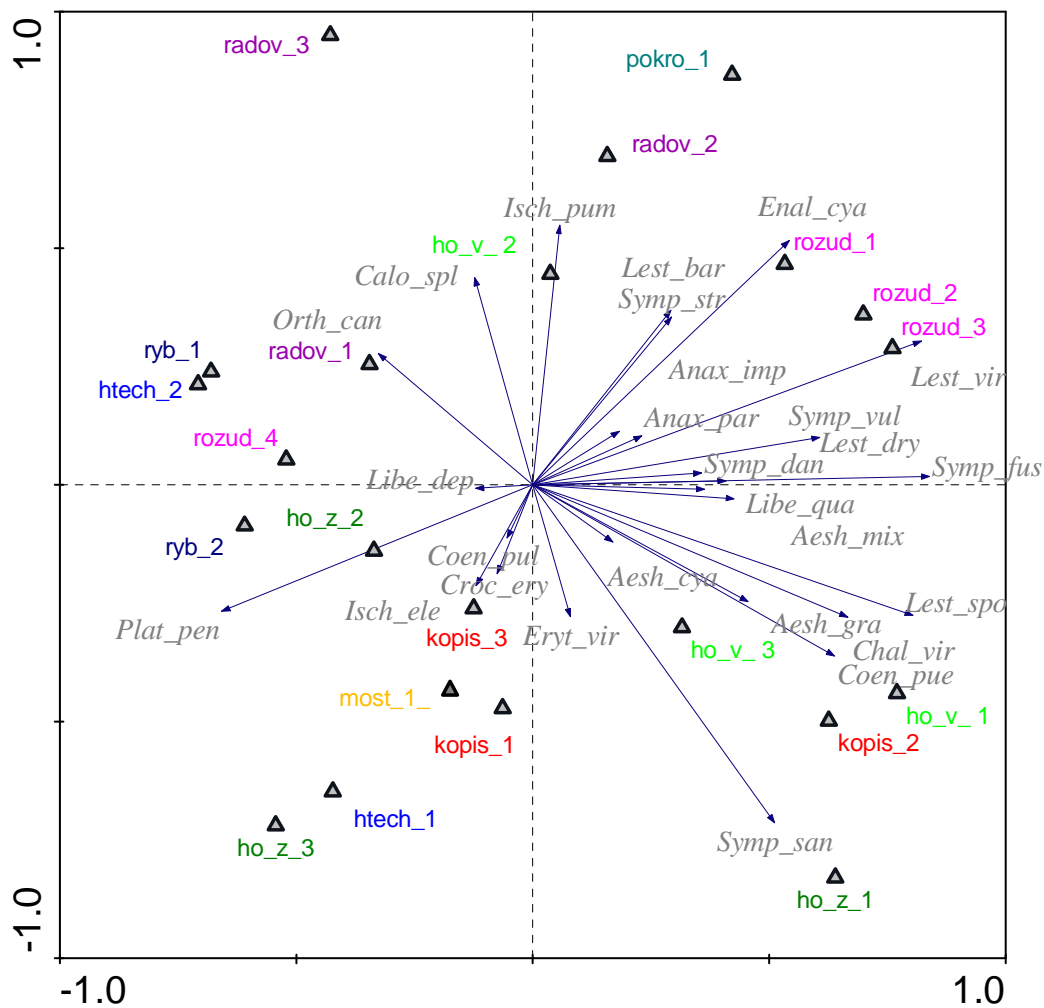
6.1 Analýzy v Canoco for windows 4.0

6.1.2 CA



Graf 1: Graf znázorňuje podobnost lokalit v druhovém složení odonatocenózy. Jinými slovy, čím jsou si 2 lokality v grafu blíže, tím mají podobnější druhové složení odonatocenóz. V grafu jsou vidět 2 shluky (znázorněné kruhy) a 1 lokalita naprosto odlišná od ostatních („rad_kan“), která je jedinou studovanou lotickou lokalitou. V grafu se velmi dobře znázornil rozdíl mezi antropogenně vzniklými vodními plochami (horní shluk) a vodními plochami vzniklými spontánně (dolní shluk). V rámci spontánně vzniklých vodních ploch však nebyl nalezen žádný rozdíl mezi výsypkami rekultivovanými a nerektivovanými. Z grafu tudíž vyplývá, že spíše než závislost na způsobu rekultivace, je druhové složení závislé na vzniku vodní plochy (antropogenní vs. spontánně vzniklá).

6.1.2 PCA

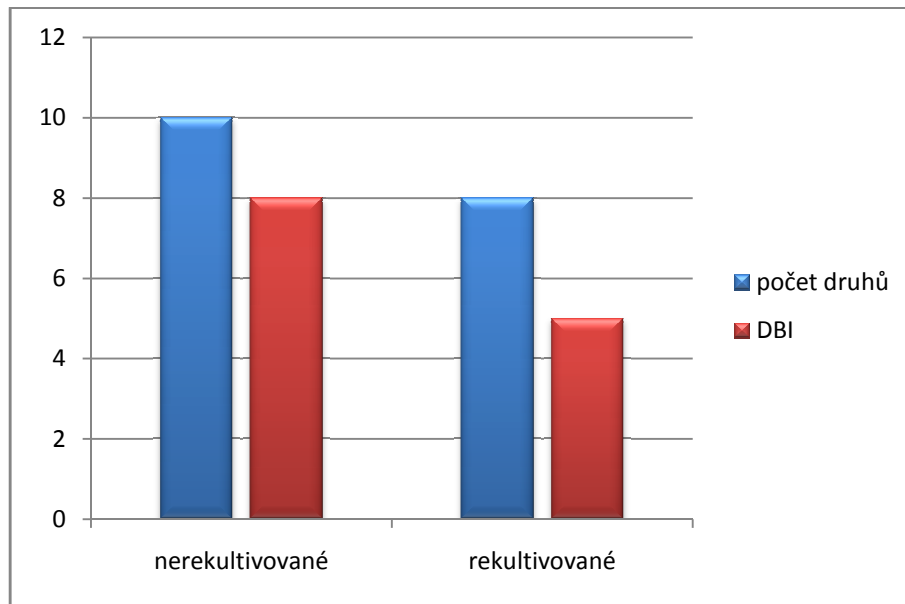


Graf 2: PCA analýza zobrazuje asociaci zjištěných druhů ke studovaným lokalitám. Z analýzy byla na základě úplné odlišnosti odstraněna lokalita "rad_kan". Graf ukazuje asociaci většiny druhů směrem ke spontánně vzniklým vodním plochám především Růžodolské, ale i Hornojiřetínské a Kopistské ("kopis_2") výsypky. K mladým, spontánně vzniklým lokalitám "pokro_1" a "radov_2" je patrná asociace druhů *Ischnura pumilio*, *Sympetrum stritolatum*, ale i *Lestes barbarus*. Graf dále znázorňuje z hlediska odonatocenóz bezvýznamnost antropogenně vzniklých lokalit v levé části grafu ("ryb_1"; htech_2"; ruzod_4", "ryb_2"), ale i spontánně vzniklé, ale vysychající tůň "ho_z_2".

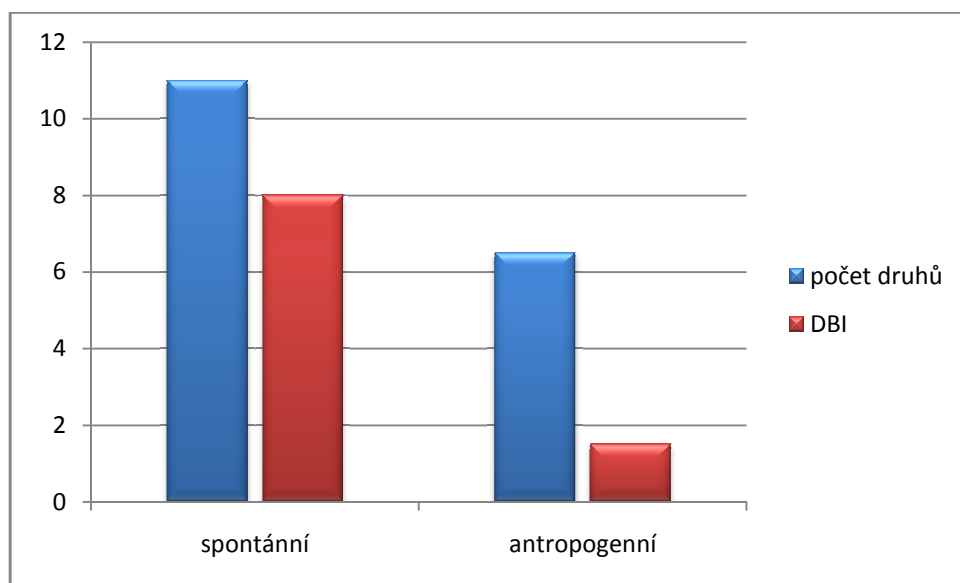
Graf dále názorně zobrazuje vysokou variabilitu Hornojiřetínské výsypky (lokality začínající "ho_....."), což je dominantní reprezentant spontánně vzniklých vodních ploch nere kultivovaných výsypek.

6.2 Závislost počtu druhů a kvalitativní hodnoty odonatocenózy na jednotlivých faktorech

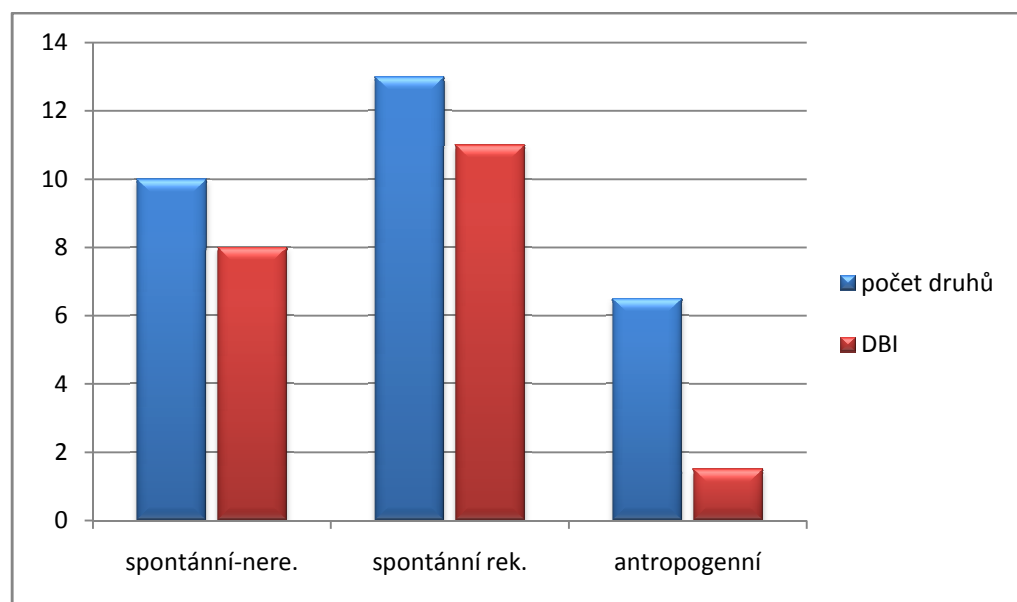
6.2.1 Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenóz na způsobu rekultivace



Graf 3: Rekultivované vs. nerekultivované výsypky



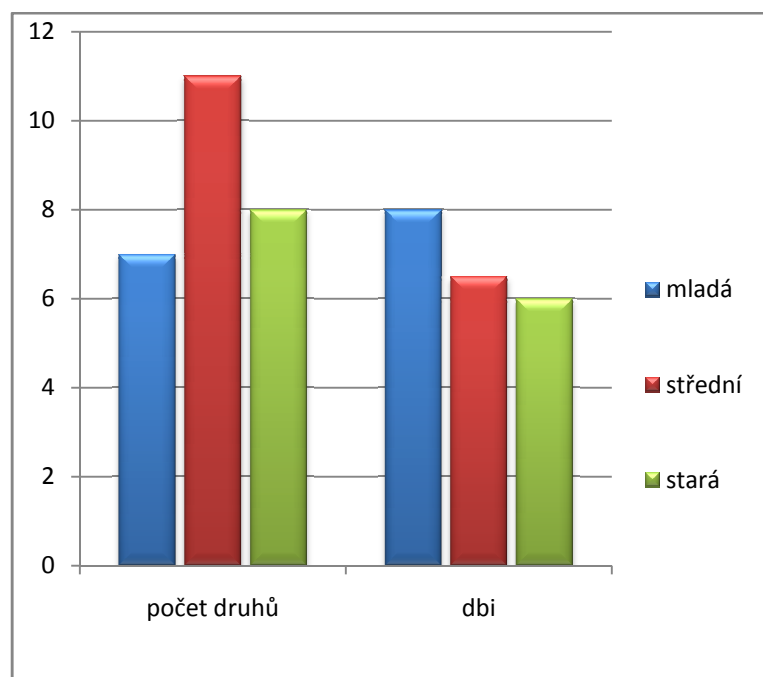
Graf 4: Antropogenní vs. spontánně vzniklé vodní plochy



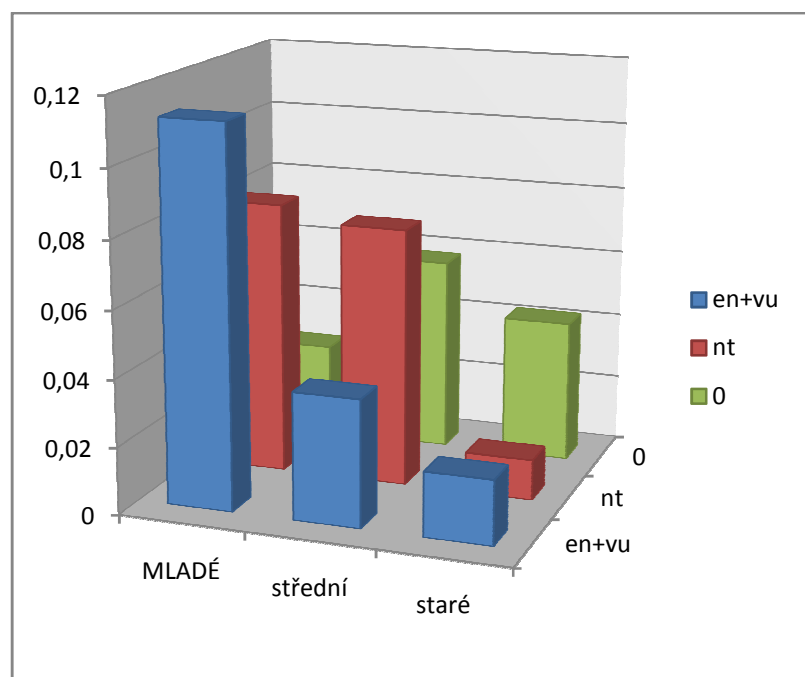
Graf 5: Spontánně vzniklé vodní plochy na spontánně se vyvíjejících výsypkách vs. spontánně vzniklé vodní plochy na výsypkách rekultivovaných vs. antropogenně vzniklé vodní plochy

Z grafu 3 vyplývá, že na rekultivovaných výsypkách je obecně nižší druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenóz. Jak, ale dokazuje graf 5, tento výsledek je způsoben tím, že na rekultivovaných výsypkách převažují antropogenně vzniklé vodní plochy, které mají velmi výrazně nižší druhovou diverzitu i kvalitativní hodnotu odonatocenózy, než vodní plochy vzniklé spontánně (viz. graf 4). Při samostatném srovnání spontánně vzniklých vodních ploch na nerektivovaných a rekultivovaných výsypkách, vychází rekultivované výsypky jako druhově bohatší, s vyšší kvalitativní hodnotou odonatocenózy (viz. graf 5).

6.2.2 Závislost druhové diverzity i kvalitativní hodnoty odonatocenózy na stáří vodní plochy

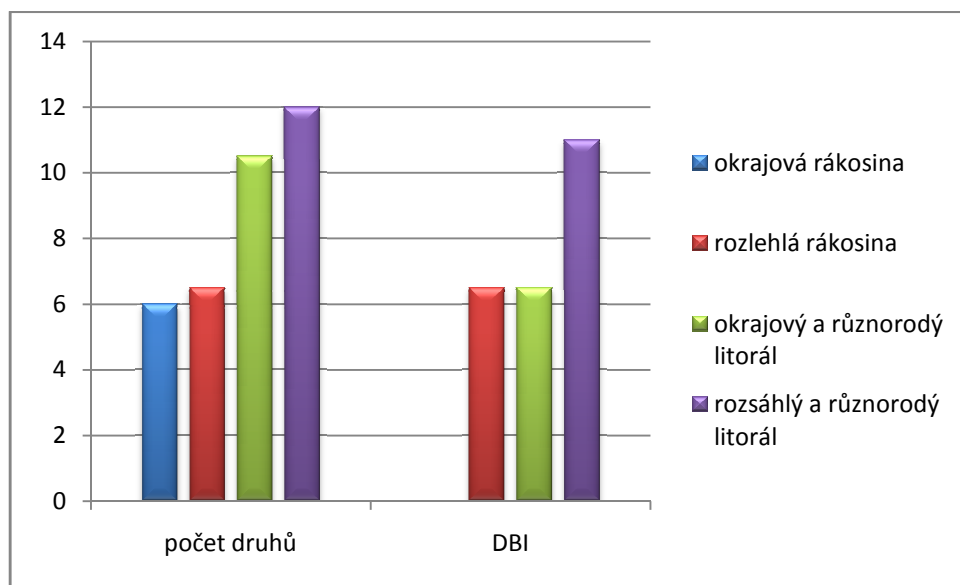


Graf 6: Nejvyšší druhová diverzita byla zjištěna na středně starých (>30 let) lokalitách, nicméně, kvalitativní hodnota odonatocenóz byla nejvyšší na mladých (<10 let) lokalitách.

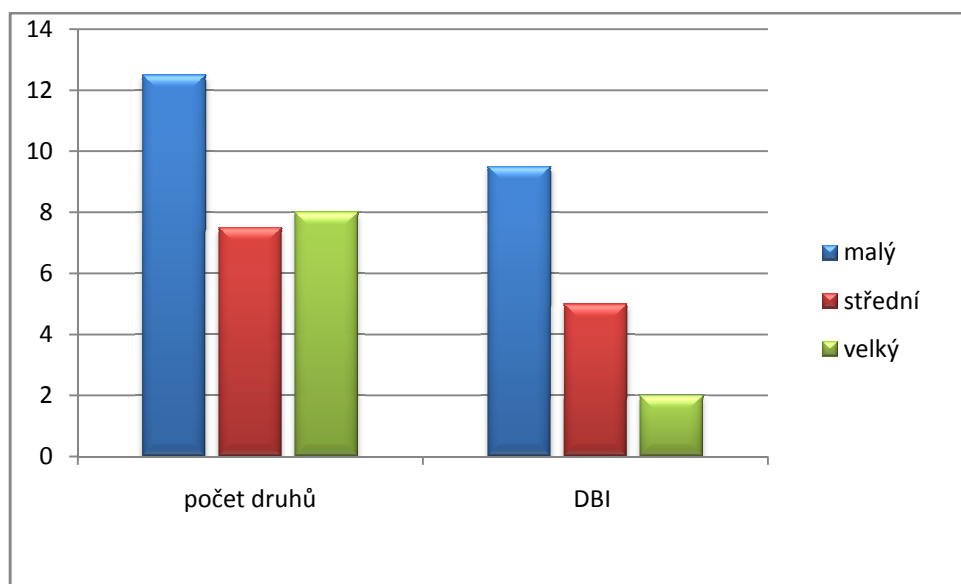


Graf 7: S narůstajícím stupněm ohrožení roste asociace k mladým lokalitám. Druhy ohrožené (EN) a zranitelné (VU) jsou asociovány především s mladými lokalitami. Druhy blízké ohrožení (NT) jsou asociovány k mladým a středně starým lokalitám, zatímco druhy nespádající do žádné z kategorie ohrožení (O) byly nejpočetnější na středně starých, a dále pak na starých lokalitách. Hodnoty na ose "y" zobrazují průměrné procento jedinců, průměrného druhu v daném stupni ohrožení, na průměrné lokalitě daného stáří.

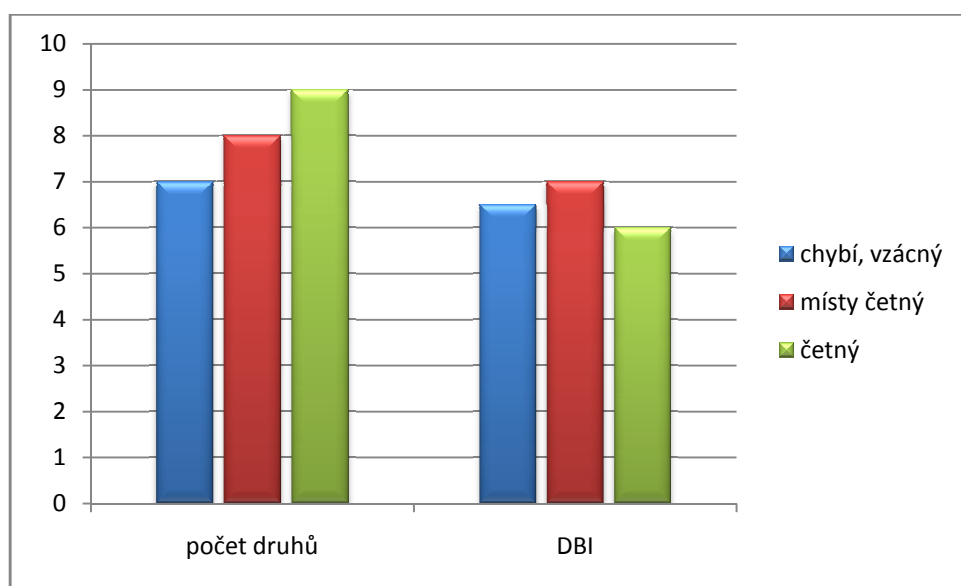
6.2.3 Závislost druhové diverzity i kvalitativní hodnoty odonatocenózy na vybraných přímých faktorech prostředí



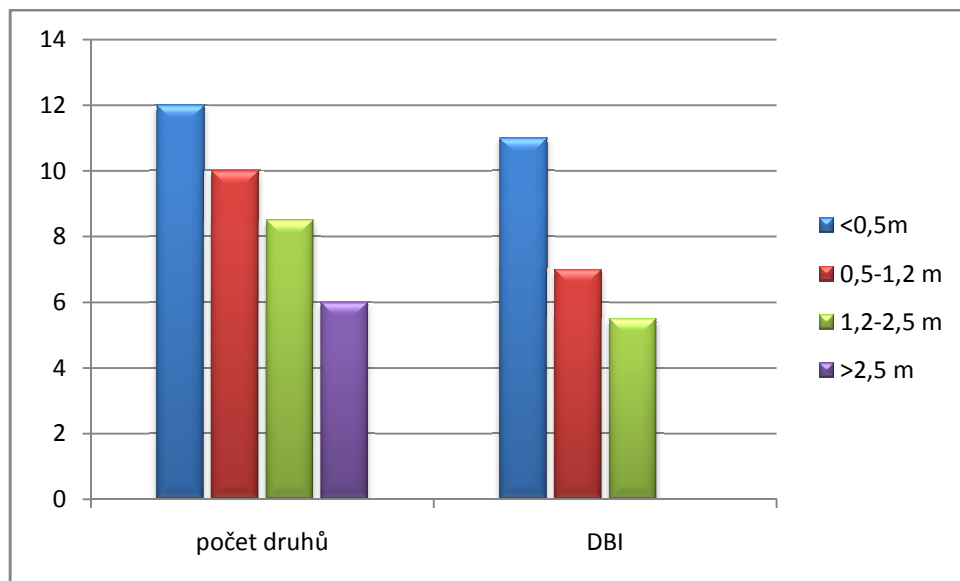
Graf 8: Závislost mezi druhovou diverzitou i kvalitativní hodnotou odonatocenózy a charakteristikou litorálu. Druhová diverzita i DBI korelovali pozitivně s heterogenitou i pokryvností litorálu, ačkoliv v případě druhové diverzity je význam pokryvnosti poměrně malý.



Graf 9: Závislost mezi druhovou diverzitou i kvalitativní hodnotou odonatocenózy a sklonem břehů. Se vzrůstajícím sklonem břehů rapidně klesá kvalitativní hodnota odonatocenóz.

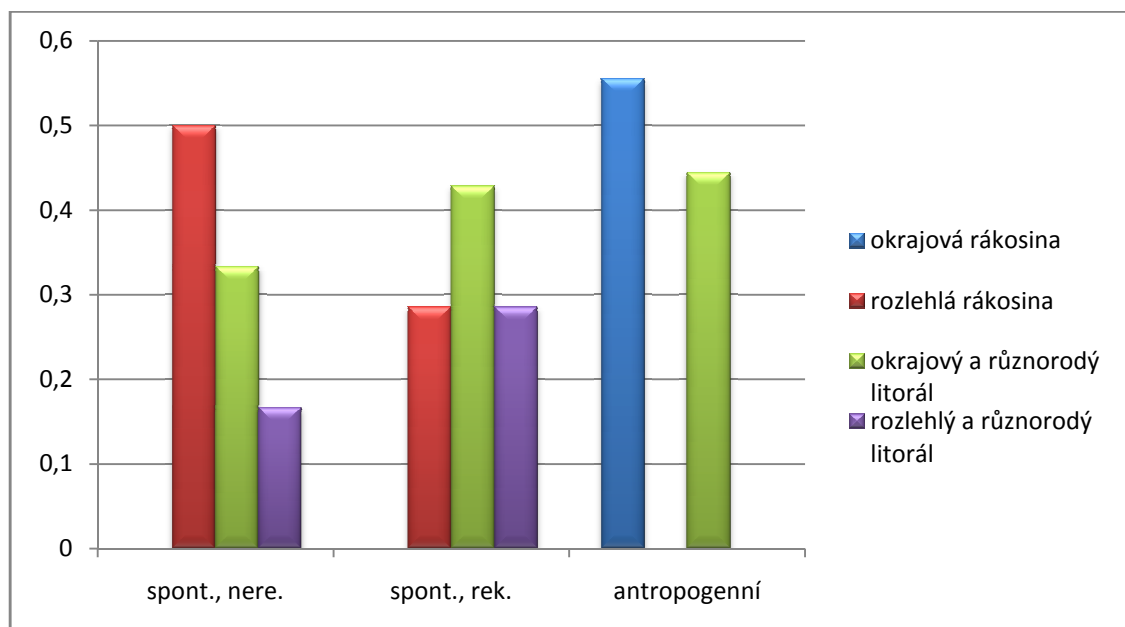


Graf 10: Závislost mezi druhovou diverzitou i kvalitativní hodnotou odonatocenózy a přítomností stromů a popřípadě lesů. S přítomností lesa stoupá druhová diverzita, kdežto kvalitativní hodnota zůstává poměrně vyrovnaná, s nejvyšší DBI na lokalitách kde jsou stromy a lesy místy četné. Je však nutné podotknout, že ve výsledku jsou rozdíly mezi jednotlivými kategoriemi poměrně malé.



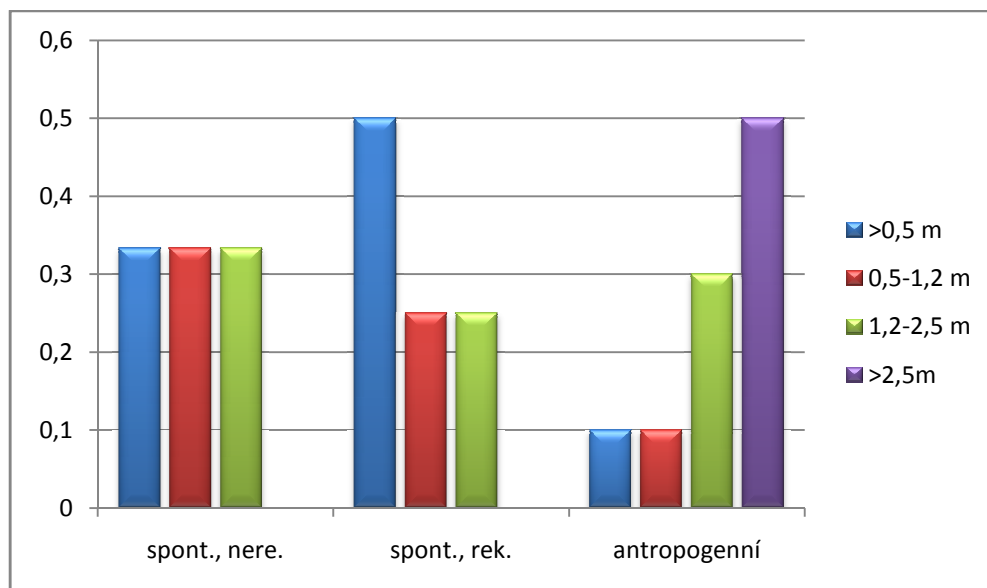
Graf 11: Závislost mezi druhovou diverzitou i kvalitativní hodnotou odonatocenózy a hloubkou. Se zvyšující se hloubkou výrazně klesala druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy.

6.2.4 Vztah mezi způsobem rekultivace a přímými faktory prostředí

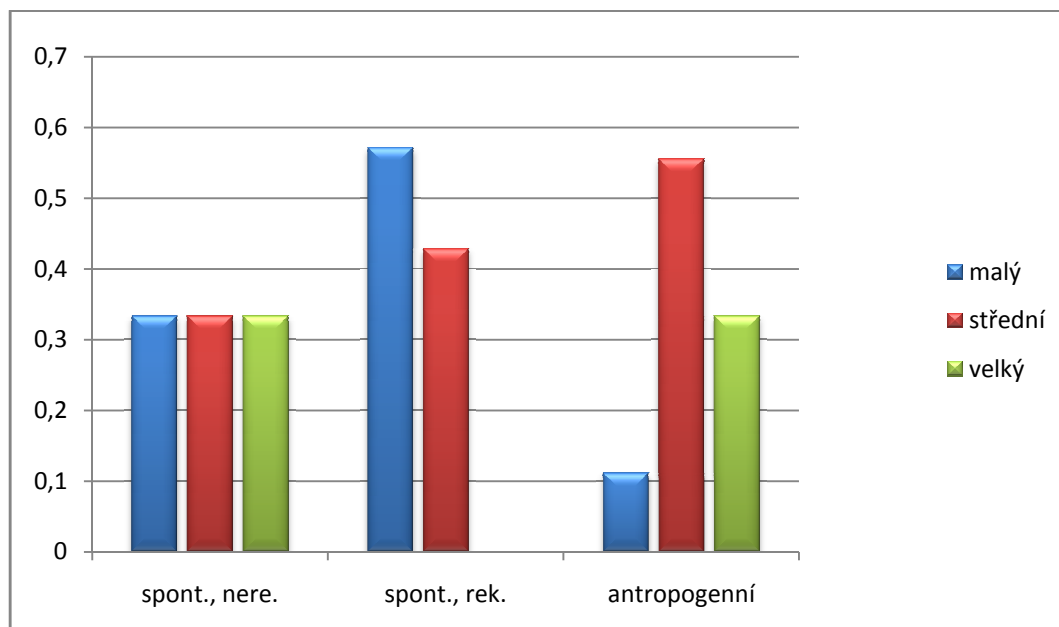


Graf 12: Závislost charakteristiky litorálu na způsobu rekultivace a původu vodní plochy. (spont., nere.= spontánně vzniklé vodní plochy na nerekultivovaných výsypkách; spont., rek.= spontánně vzniklé plochy rekultivovaných výsypek; antropogenní= antropogenně vzniklé vodní plochy). Z grafu je patrné, že na antropogenně vzniklých lokalitách je přítomna litorální vegetace jen okrajové pokrývnosti. V rámci

spontánně vzniklých lokalit je litorální vegetace rekultivovaných výsypek heterogennější oproti lokalitám na výsypkách nerektivovaných.

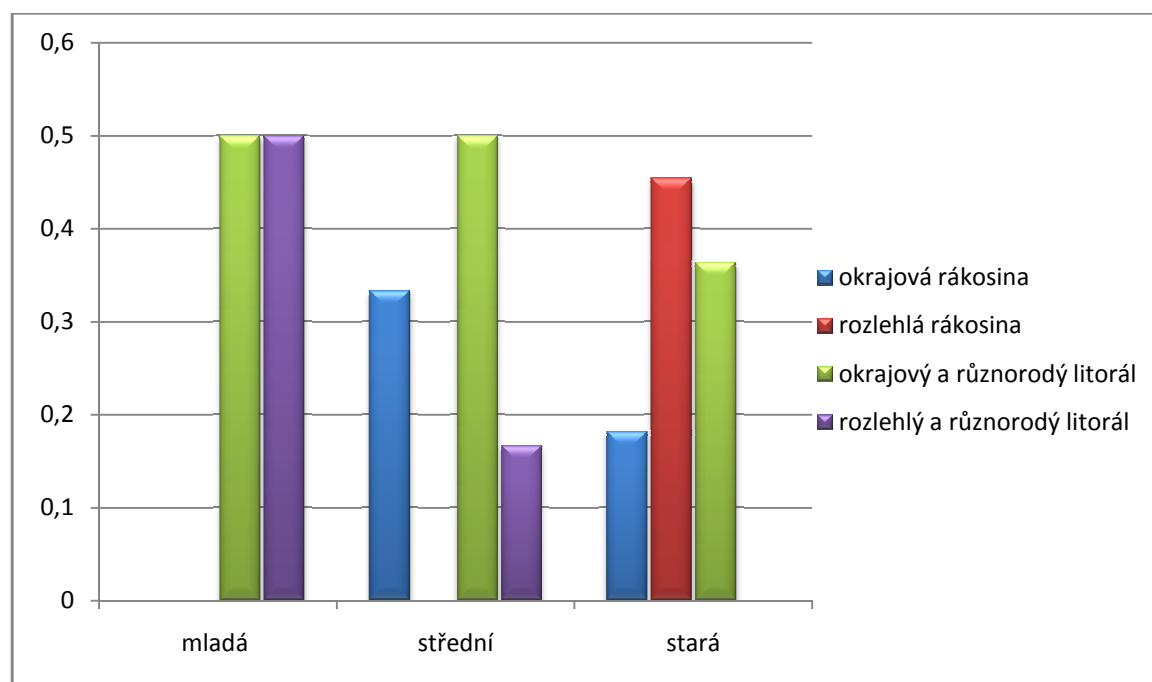


Graf 13: Závislost hloubky na způsobu rekultivace a původu lokality. Hloubka větší než 2,5 metrů byla odhadnuta jen na lokalitách antropogenně vzniklých, kde tato kategorie hloubky dominovala. Nejmělkčí byly spotontánně vzniklé lokality rekultivovaných výsypek.



Graf 14: Závislost sklonu břehů na způsobu rekultivace a původu vodní plochy. Malý sklon břehu dominoval na spontánně vzniklých lokalitách rekultivovaných výsypek. Nejmenší zastoupení malého sklonu břehů byl na antropogenně vzniklých lokalitách.

6.2.4 Vztah mezi charakteristikou litorálu a stářím vodní plochy



Graf 15: Vztah mezi charakteristikou litorálu a stářím vodní plochy. Se stářím roste podíl uniformních rákosin. Z grafu je patrný trend k postupné homogenizaci litorálu se zvyšujícím se stářím lokality.

7 Diskuze

7.1 Ochranařský význam mosteckých výsypek z hlediska odonatofauny

Na Mosteckých výsypkách bylo dosud zjištěno kolem 40 % všech vážek žijících v ČR. Nejvýznamnější je výskyt ohrožených druhů vážek *Orthetrum coerulescens* a *Orthetrum brunneum*, přičemž v případě obou druhů se jedná o nález, pro daný mapovací kvadrát (5448) nový. Druh *Orthetrum coerulescens* byl zastoupen v nižší početnosti (3 jedinci na 100 metrech kanálu) než *Orthetrum brunneum* (15 jedinců na 100 metrech toku). Oba zmiňované druhy lze považovat za druhy pionýrské- vázané na mělké a prosvětlené tůně a především kanálky, potůčky a prameniště, porostlé řídkou vegetací. Výskyt *Orthetrum coerulescens* a *Orthetrum brunneum* byl zjištěn na jediné lokalitě Radovesické výsypky (‘‘rad_kan’’), ale jejich rozšíření je na Radovesické výsypce pravděpodobně mnohem větší. Nález na jediné lokalitě lze jednoduše vysvětlit tím, že pomalu tekoucí a mělké kanály (kde byl výskyt *Orthetrum coerulescens* a *Orthetrum brunneum* zjištěn), reprezentovala jen jedna jediná lokalita, přestože jsou tyto biotopy přítomny v rámci Radovesické výsypky v mnohem větší míře. Přestože mají antropogenně vzniklé vodní plochy statisticky výrazně nižší kvalitativní hodnotu odonatocenózy, lokalita ‘‘rad_kan’’ měla díky výskytu obou zmiňovaných druhů, kvalitativní hodnotu odonatocenózy nejvyšší (viz. příloha 1).

Ze zranitelných druhů je na Mosteckých výsypkách velmi významná populace druhu *Lestes virens*, což je pro tuto oblast rovněž nález nový (pro mapovací kvadráty 5447; 5448). Celkově bylo zjištěno přibližně 274 jedinců tohoto druhu, přičemž na některých lokalitách tento druh zcela dominoval. Výskyt tohoto druhu je soustředěn jen kolem spontánně vzniklých vodních ploch, nezávisle na stáří, což odporuje tvrzení Dolného et al. (2007), kteří uvedli, že *Lestes virens* obývá sukcesně pokročilé habitaty. Druh se vyskytoval i na lokalitách lesnický rekultivovaných (Růžodolská výsypka). Důležitějším faktorem byla charakteristika litorálu. Naprostá většina jedinců byla zjištěna na vodních plochách porostlých rozmanitým litorálem (nezávisle na pokryvnosti) s výrazným zastoupením *Juncus* sp. (rod sítina).

Další zranitelný druh, který byl na Mosteckých výsypkách zjištěn- *Lestes dryas*, se na Mosteckých výsypkách vyskytoval vzácně, nicméně i v případě tohoto druhu se jedná o nález nový. Jeho 2 exempláře byly zjištěny v malých a mělkých tůních dvou, polohou si blízkých výsypek, Hornojiřetínské a Růžodolské. Obě lokality byly významně pokryty porostem

Juncus sp., v okolí byly lesní porosty, což odpovídá stanovištním nárokům popsaným v publikaci Vážky ČR (DOLNÝ et al. 2007).

Zajímavý je i nález 3 jedinců druhu *Coenagrion pulchellum* na Kopistské výsypce. I tento druh není v mapovacím kvadrátu 4754, kde se Kopistská výsypka nachází zaznamenán. Lokalita (``kopis_3``) povětšinou koresponduje s habitatovými nároky druhu popsanými ve zmiňované publikaci, nicméně zcela odporuje tvrzení, že obývá tůň v nezalesněné krajině (DOLNÝ et al. 2007), tato lokalita je obklopená již relativně vzrostlými lesy (staré přes 30 let).

Mostecké výsypky mají dle mého názoru pouze regionální význam. Jsou důležitým refugiem pro odonatofaunu Mostecka. Jejich význam však podle mne poněkud pokulhává za jinými post-těžebními oblastmi ČR, např. se Sokolovskými výsypkami a pinkami, ale i s Karvinskými důlními poklesy, kde byla zjištěna přítomnost až 2/3 vážek žijících v České republice, včetně druhů kriticky ohrožených a naturových (DOLNÝ et al. 2007). Důvodem může být vyšší dynamičnost pinků a důlních poklesů, která zajišťuje značnou heterogenitu, přítomnost mozaiky lokalit různého stáří a tedy i různých sukcesních stádií. Dynamika vzniku stále nových lokalit (díky novým poklesům) tak umožňuje prezenci metapopulací širokého spektra druhů s různými habitatovými nároky, a to na relativně malé ploše. Naproti tomu Mostecké výsypky jsou po svém vzniku relativně stabilní, s trendem k homogenizaci litorálu, který se postupně mění v homogenní a rozlehlou rákosinu (viz graf 15).

Dalším důvodem nižší kvalitativní hodnoty a druhové diverzity mosteckých výsypek může být i absence sběru dat v jarním období. Tato práce si neklade za cíl být prací faunistickou, cílem tedy nebylo vytvořit úplný seznam všech druhů vážek zde žijících.

7.2 Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenóz na původu vodní plochy a způsobu rekultivace

Na technicky rekultivovaných výsypkách byla zjištěna nižší druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy, než na výsypkách technicky nerekulitovaných (viz. graf 3). Tento výsledek splnil očekávání, a shoduje se s výsledky výzkumů prováděných na terestrických bezobratlých jak na severočeských výsypkách (HENDRYCHOVÁ et al. 2008), tak i v jiných post-těžebních oblastech (TROPEK et al. 2010), ale i se znalostmi odonatocenóz Karvinska (DOLNÝ et al. 2007) a Sokolovska (HARABIŠ).

Závislost na původu vodní plochy byla vysoká, a rozdíl v druhové diverzitě i kvalitativní hodnotě odonatocenózy mezi spontánně vzniklými a antropogenními vodními plochami, byl velmi výrazný (viz. graf 4), což koresponduje s původní hypotézou.

Propastný rozdíl v druhovém složení odonatocenóz mezi spontánně vzniklými a antropogenními vodními plochami ukázala i analýza CA (graf 1). Stejná analýza však neukázala žádný rozdíl mezi rekultivovanými a nerekulitovanými výsypkami v rámci spontánně vzniklých lokalit. Vyšší druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy na výsypkách extenzivně technicky rekultivovaných s úplnou lesnickou rekultivací (graf 5), je velmi překvapivá, a rozchází se s výsledky výzkumů prováděných na terestrických skupinách bezobratlých (HENDRYCHOVÁ et al. 2008), ale i rostlin (HODAČOVÁ 2003), které potvrdily významný negativní vliv lesnických rekultivací na druhovou diverzitu studovaných skupin organismů. Výsledek není rovněž v souladu s tvrzením Dolného et al. (2007), kteří uvádějí terestrické rekultivace v okolí vodní plochy jako negativní faktor, nicméně z tvrzení není možné vyvodit, jaký typ rekultivací měl konkrétně autor na mysli. Velkou roli zde může hrát i konkrétní post-těžební oblast se specifickou dynamikou. Statisticky nižší druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenóz technicky rekultivovaných výsypek, je tedy pravděpodobně způsobena vysokou četností druhově chudých a málo hodnotných odonatocenóz antropogenně vzniklých lokalit, jakými jsou retenční nádrže a rybníky. Zařadit spontánně vzniklé vodní plochy rekultivovaných výsypek do jedné škály společně s antropogenně vzniklými vodními plochami je tedy nevhodné.

Příčin výrazně nižší druhové diverzity, a ještě výrazněji nižší kvalitativní hodnoty odonatocenózy antropogenně vzniklých vodních ploch, je několik: Antropogenně vzniklé vodní plochy jsou, v porovnání se spontánně vzniklými vodními plochami, obecně hlubší, s jen okrajovým rozšířením litorálu a mnohem větším spádem břehu (viz grafy 12; 13; 14), což jsou environmentální charakteristiky negativně ovlivňující druhovou diverzitu i kvalitativní hodnotu odonatocenóz (viz grafy: 8;9;11). Naproti tomu spontánně vzniklé lokality mají charakter spíše plytkých tůň s výraznějším zastoupením lokalit s vyšší pokryvností litorálu a menšími sklony břehů. Předpokládám u nich také nižší zarybnění.

Důvod vyšší druhové diverzity i kvalitativní hodnoty odonatocenóz na extenzivně technicky rekultivovaných výsypkách s úplnou lesnickou rekultivací, není úplně zřejmý. Nicméně, spontánně vzniklé tůně na rekultivovaných výsypkách byly v porovnání s nerekulitovanými výsypkami statisticky vzato mělčí, s výrazně menším sklonem břehů (viz. graf 13; 14). Se zvyšující hloubkou i spádem břehů přitom klesá druhová diverzita i kvalitativní hodnota odonatocenózy (viz. graf 9;11). Nicméně je otázkou, jestli je tento

výsledek způsoben náhodou ve vzorku a jeho asymetrií, nebo jestli extenzivní technické rekultivace s následnou biologickou rekultivací mohou skutečně pozitivně ovlivnit druhovou diverzitu i kvalitativní hodnotu odonatocenózy, prostřednictvím menšího a šetrného zarovnání terénu. Jako další potencionální faktor zvyšující druhovou diverzitu i kvalitativní hodnotu odonatocenózy, se nabízí lesnická rekultivace, díky které jsou v okolí lokality přítomny stromy ve větší míře, než na výsypkách nerektivovaných. Graf č. 10 ovšem dokazuje, že vyšší přítomnost stromů rozhodně není tím faktorem, který by způsoboval vyšší kvalitativní hodnotu odonatocenóz spontánně vzniklých, rektivovaných výsypek. Na lokalitách obklopených lesy však byla zjištěna (v porovnání s lokalitami, které nejsou obklopeny lesy) o něco vyšší druhová diverzita. Že by v tomto případě měla lesnatost v okolí lokality pro druhovou diverzitu větší význam, si však nemyslím. Považuji za pravděpodobnější hypotézu, že vyšší lesnatost byla častější kolem lokalit, kde byly ve větší míře přítomny jiné faktory (hloubka, sklon břehů) (viz. graf 13;14), které byly již důležitějšími faktory ovlivňující vysokou druhovou diverzitu (viz. graf 9; 11).

Způsob rekultivace a vzniku jsou tedy důležitými nepřímými faktory do značné míry determinujícími druhové složení odonatocenóz (viz. graf 3;4;5;1;2), což nekoresponduje s Dolný et al. (2007), kteří uvedli, že na druhové složení odonatocenózy nemá vliv historie vzniku vodní plochy.

7.3 Závislost druhové diverzity a kvalitativní hodnoty odonatocenóz na stáří vodní plochy

Stáří vodní plochy se ukázalo jako velmi důležitý faktor determinující druhové složení odonatocenóz (graf 6;7), což koresponduje s tvrzením Harabiše (2009), Clausnitzer et al. (2009), Kadoya et al. (2004), ale i Dolného et al. (2007). Nejvyšší druhová diverzita byla zjištěna na středně starých lokalitách (graf 6) což nekoresponduje s tvrzením Kadoya et al. (2004), kteří uvedli, že nejvyšší druhová diverzita byla na lokalitách nejstarších. Důvod tohoto nesouladu je zcela jednoznačný, a to zcela odlišné měřítko stáří, zatímco má práce pracuje i s lokalitami staršími 30 let, Kadoya et al.(2004) pracovali na nově vytvořených tůních, přičemž nejstarší byly staré pouze 2 roky. Přestože byla nejvyšší druhová diverzita odonatocenóz zjištěna na středně starých lokalitách, nejvyšší kvalitativní hodnota odonatocenóz byla zjištěna na lokalitách mladých (viz. graf 6). Na mladých lokalitách se tedy nacházejí druhy, které jsou méně rozšířené, ohroženější a specializovanější, než druhy na

středně starých a starých plochách. To dokazuje i graf 7, který dokázal závislost mezi stupněm ohrožení a preferencí vodních ploch různého stáří. Druhy nejohroženější (ohrožené a zranitelné) jednoznačně preferovaly mladé lokality, druhy blízce ohrožení preferovaly mladé, ale i střední lokality, zatímco druhy nespádající do žádné kategorie ohrožení preferovaly lokality střední a dále pak staré. Mladé lokality tak pravděpodobně mohou hostit zdrojové sub-populace metapopulací vzácných druhů vážek žijících na mosteckých výsypkách. Tato zjištění si naprosto odporují s tvrzením Clausnitzera et al. (2009), kteří uvedli, že v ranně sukcesních a narušených habitatech se nachází odonatocenóza složená převážně z široce rozšířených generalistů, ale i Harabiše (2009), který uvedl ranně sukcesní druhy vážek jako protiklad habitatových specialistů. Příčina nesouladu s tvrzením Clausnitzera et al. (2009) může být v nevhodné interpretaci a generalizaci, které se Clausnitzer et al. dopustili. Jejich tvrzení totiž odpovídají odonatocenózám tropických oblastí. Nicméně, toto tvrzení není podle mne možné generalizovat pro odonatocenózy obecně. V naší krajině s naprosto odlišnou přírodní historií, charakteristickou přítomností častých disturbancí, tato zákonitost platit nemusí. Naopak biota Evropy se abaptovala na značnou krajnou dynamiku, která zde převládala, a značné množství druhů, včetně habitatových specialistů ji pro svou existenci vyžaduje. Druhy pionýrské nelze automaticky považovat za generalisty, často je to právě naopak. Například zjištěný druh vážky *Orhetrum brunneum* lze považovat za ranně sukcesního specialistu s úzkou ekologickou valencí (viz. příloha 3) a přitom za druh jednoznačně pionýrský (DOLNÝ et al. 2007).

Zjištění výrazné asociace ohrožených druhů vážek k mladým lokalitám koresponduje s výsledkem studie J.A.Thomase et al. (1994), provedené na terestrických bezobratlých. Thomas et al. (1994) uvedli, že podobný model nebyl zjištěn i u vodních bezobratlých, mé výsledky však naznačují, že podobné "patterns" možná může existovat i u semiakvatických bezobratlých. Nicméně je otázkou, jestli tyto výsledky nejsou jen regionálně platné.

Stáří vodní plochy úzce souvisí se sukcesním stádiem. V různých částech sukcese se přitom liší vodní i pobřežní vegetace, což je klíčový faktor determinující druhové složení odonatocenóz (DOLNÝ et al. 2007). To dokládá i graf 15, který ukazuje, jak s postupujícím stářím lokalit klesá heterogenita litorálu. Nebyla zjištěna ani jedna mladá lokalita, kde by převládal uniformní porost rákosu, tak jak tomu bylo na lokalitách starých. Mladé lokality hostily rozmanitější vegetaci, kde nechyběly porosty *Juncus* sp. (rod sítina), ale i rozsáhlejší porosty *Typha* sp. (rod orobinec), ale i dalších rostlin, které zde byly v podobném zastoupení jako *Phragmites australis* (Rákos obecný). To může být také hlavní důvod vysoké kvalitativní hodnoty odonatocenóz mladých lokalit v porovnání se středními a starými. Další

přímé faktory prostředí, které by mohly být příčinou vysoké kvalitativní hodnoty odonatocenóz mladých lokalit, nebyly zjištěny. Důležitou roli zde může hrát zarybnění a osvětlení.

8 Závěr

1) Mostecké výsypky jsou refugiem pro řadu ohrožených a zranitelných druhů vážek. Mostecké výsypky však nedosahují takového významu, jako jiné- dynamičtěji se vyvíjející post-těžební oblasti (důlní poklesy Karvinska, pinky Karlovarska).

2) Pokud se technické rekultivace provádějí tak, že se neponechají některé terénní nerovnosti, umožňující spontánnímu vzniku mělkých tůní, ochranný potenciál z hlediska odonatocenóz se silně eliminuje. Umělým vytvořením vodních ploch v podobě retenčních nádrží či rybníků zpravidla nedosáhneme uspokojivého výsledku, a následná kvalitativní hodnota odonatocenóz bude pravděpodobně mnohem nižší. Ta je přitom vhodným indikátorem stavu i jiných taxocenóz. Extenzivně provedená technická rekultivace s následnou lesnickou rekultivací, nemá na odonatocenózy negativní vliv- ten je pravděpodobně pozitivní.

3) Nejvyšší kvalitativní hodnota odonatocenózy je na sukcesně mladých lokalitách. Mladé lokality jsou také mnohem více preferovány ohroženými a zranitelnými druhy vážek. Bylo by proto vhodné zavádět disturbanční management, díky němuž by se zvýšila heterogenita mosteckých výsypek, která by umožnila existenci širšího spektra druhů, včetně těch ranně sukcesních. Disturbanční management by mohl být prováděn například v podobě vysekávání vegetace *Phragmites australis* (Rákos obecný). Vhodné by bylo i zakládání nových, malých struh s malým průtokem, kolem kterých by byl růst vegetace průběžně redukován.

4) Vysoká kvalitativní hodnota odonatocenózy bývá kolem mělkých tůní, s malým sklonem břehů a vysokou pokryvností rozmanitého litorálu. Při budování retenčních nádrží by bylo vhodné zohlednit potenciační význam pro biodiverzitu nádrže, a podle toho uzpůsobit budoucí podobu nádrže, tzn. budováním mělkých nádrží s členitými břehy malého sklonu.

8 Citovaná literatura

- 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.
- CLAUSNITZER et al. 2009 :** Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biological Conservation* 142 (2009) 1864–1869
- CONRAD KF, WARREN MS, FOX R, PARSONS MS, WOIWOOD IP (2006):** Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132, 279–291.
- CORBET, S. P., 1999:** Dragonflies. Behaviour and Ecology of Odonata. Harley Books (B. H. & A. Harley Ltd), Essex.
- 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.
- 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
- HARABIŠ, F. 2008:** Výskyt, ekologie a ochrana vážky *Leucorrhinia pectoralis* (Odonata) na důlních poklesech Karvinska. DIPLOMOVÁ PRÁCE
- HARABIŠ, F. 2009:** Výskyt, ekologie a ochrana vážek (Odonata) v antropogenně ovlivněných biotopech. TEZE DISERTAČNÍ PRÁCE
- HENDRYCHOVÁ, M. 2008:** Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1: 63 – 78.
- 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
- HODAČOVÁ, D. 2002:** Technická rekultivace vs. spontánní sukcese na Mosteckých výsypkách. Diplomová práce.
- HODAČOVÁ, D. and K. PRACH. 2003.** Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. *Restor. Ecol* 11:385–391
- KADOYA, T., SUDA, S. & WASHITANI, I. 2004:** Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Research* 19 (5): 461-467.
- KADOYA, T., SUDA, S. & WASHITANI, I. 2009:** Dragonfly crisis in Japan: A likely consequence of recent agricultural habitat degradation. *Biological Conservation* xxx (2009) xxx–xxx- in press.
- 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.
- KONVIČKA M., BENEŠ J. & ČÍŽEK L. 2005:** Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- KIAUTA, B., 1978:** An outline of the history of odonata in Switzerland, with an annotated bibliography on the Swiss odonate fauna. *Odonatologica*, 7, p. 191-222
- PRACH, K., P. PYSEK, and V. JAROSIK. 2007.** Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science* 18:701–710

- PRACH, K.; HOBBS, R.J., 2008:** Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restor. Ecol.* 16: 363–366.
- REICHHOLF, J. 1998:** Pevninské vody a mokřady. Ekologie pevninských sladkých vod, luhů a bažin. IKAR Praha, spol. s.r.o.
- 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
- SRBA, M., TYRNER, P. 2003:** Výskyt *Bembix tersata* v severozápadních čechách. Sborník oblastního muzea Most
- ŠTÝS, S. 1981:** Reclamation of areas disturbed by mining of raw materials. STN Prague
- 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. et al. (2004):** Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303, 1879–1881
- TROPEK, R., SPITZER, L. & KOVIČKA, 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, 177–18
- TROPEK, R. et al. 2010:** Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 2010, 47, 139–147
- VERA, F.W.M., 2000.** Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing. Wallingford Oxon, UK.
- VOJAR, J. 2004:** Závěrečná zpráva z herpetologického průzkumu, provedeného v rámci projektu VaV/640/2/02. Identifikace, zpřístupnění a ochrana specifických ekosystémů hnědouhelných výsypek v SZ Čechách
- 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.
- WILDERMUTH, H. 2001:** Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer. Simulation naturgemäßer

Příloha 1: Jednotlivé lokality se všemi zjištěnými druhy a jejich maximálními abundancemi.
Níže se nachází údaj o celkovém počtu zjištěných druhů a kvalitativní hodnotě odonatocenózy

	most_1_	ho_v_1	ho_v_2	ho_v_3	ho_z_1	ho_z_2	ho_z_3	kopis_1	kopis_2	kopis_3	ryb_1	ryb_2
Aesh_cya	1	3			1				3		3	15
Aesh_gra			1	3	3		1		3	1		
Aesh_mix	8	3		3	3	1	3		1			8
Anax_imp	8		1						3			
Anax_par									1	1		
Calo_spl			3									
Coen_pue		75	3	8	35	1	8		35	3		
Coen_pul										3		
Croc_ery	1											
Enal_cya			15		3			3	75	3		
Eryt_vir	35								8			
Chal_vir		3	3	3	15			15	15	15		
Isch_ele	35	3	8		3		15	1	15	1	3	15
Isch_pum												
Lest_bar						1						
Lest_dry		1										
Lest_spo	1	35			35			3	15			
Lest_vir		75	8	8	8							
Libe_dep							1					
Libe_qua									1			
Orth_bru												
Orth_can	8						3		3		8	1
Orth_coe												
Plat_pen			1				75				8	15
Symp_fus		8		8	8				15			
Symp_dan									8			
Symp_san	35	15	3	35	75	15	15	75	35	15		1
Symp_str												
Symp_vul	15	15	8	15					3			
počet druhů celkem	10	11	11	8	11	4	8	5	17	8	4	6
biotic dragonfly index	5	12	6	8	8	6	2	1	11	7	0	1

	htech_1	htech_2	rad_kan	radov_1	radov_2	radov_3	pokro_1	rozud_1	rozud_2	rozud_3	rozud_4
Aesh_cya									3	3	
Aesh_gra									3	3	3
Aesh_mix				3			8	15	8	3	3
Anax_imp				3	3			1	1	1	1
Anax_par				1	1					1	
Calo_spl						3					
Coen_pue	15				15		8		3	8	
Coen_pul											
Croc_ery											
Enal_cya			1	3	15	15	35	8	15	15	3
Eryt_vir											
Chal_vir							3		8	8	
Isch_ele	3	1		8		1	15	1		3	3
Isch_pum			3			3	8				
Lest_bar							8			3	
Lest_dry								1			
Lest_spo	3						3	15	8	8	
Lest_vir					15		35	15	35	75	
Libe_dep					1						
Libe_qua								1			
Orth_bru			15								
Orth_can	3	3			1	8	8	1	3		3
Orth_coe			3								
Plat_pen	75	15									35
Symp_fus				1	8			15	35	15	
Symp_dan								15			
Symp_san	8			3	1		3	15	8	8	3
Symp_str			15				3	15			
Symp_vul	3						15	15	8	8	3
počet druhů celkem	7	3	5	7	9	5	13	12	13	15	9
biotic dragonfly index	0	0	19	5	8	1	15	11	8	16	2

<u>FAKTORY/LOKALITA</u>	most_1_1	ho_v_1_1	ho_v_2_2	ho_v_3_3	ho_z_1_1	ho_z_2_2	ho_z_3_3	kopis_1_1	kopis_2_2	kopis_3_3	ryb_1_1	ryb_2_2
technická rekultivace	1	0	0	0	0	0	0	x				1 x
původ vodní plochy	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2
odhadnuté stáří lokality	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3 x	2

<u>FAKTORY/LOKALITA</u>	htech_1_1	htech_2_2	rad_kan	radov_1_1	radov_2_2	radov_3_3	pokro_1_1	rozud_1_1	rozud_2_2	rozud_3_3	rozud_4_4
technická rekultivace	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
původ vodní plochy	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2
odhadnuté stáří lokality	3	3	1	1	1	1	1	1	2	2	2

Příloha 2: Stáří, původ lokality a způsob rekultivace

technická rekultivace: 0=nebyla provedena
1= byla na lokalitě provedena

Původ vodní plochy: 1= spontánně vzniklá v.p.
2= antropogenní

Stáří lokality: 1=mladá; 2= střední; 3 stará

Příloha 3: DBI pro zjištěné druhy

Species	Score	Sub-index	Distribution	Threat	Sensitivity
Aesh_cya	0	0	0	0	0
Aesh_gra	1	1	0	0	1
Aesh_mix	1	1	0	0	1
Anax_imp	0	0	0	0	0
Anax_par	3	3	1	2	0
Calo_spl	0	0	0	0	0
Coen_pue	0	0	0	0	0
Coen_pul	2	2	1	0	1
Croc_ery	1	1	1	0	0
Enal_cya	0	0	0	0	0
Eryt_vir	3	3	1	1	1
Chal_vir	1	1	0	0	1
Isch_ele	0	0	0	0	0
Isch_pum	1	1	0	1	0
Lest_bar	5	5	1	2	2
Lest_dry	5	5	1	2	2
Lest_spo	0	0	0	0	0
Lest_vir	4	4	1	2	1
Libe_dep	0	0	0	0	0
Libe_qua	0	0	0	0	0
Orth_bru	7	7	2	3	2
Orth_can	0	0	0	0	0
Orth_coe	8	8	2	3	3
Plat_pen	0	0	0	0	0
Symp_dan	1	1	0	0	1
Symp_fus	1	1	0	0	1
Symp_san	0	0	0	0	0
Symp_str	3	3	1	1	1
Symp_vul	0	0	0	0	0



Příloha 4: *Orthetrum brunneum*.

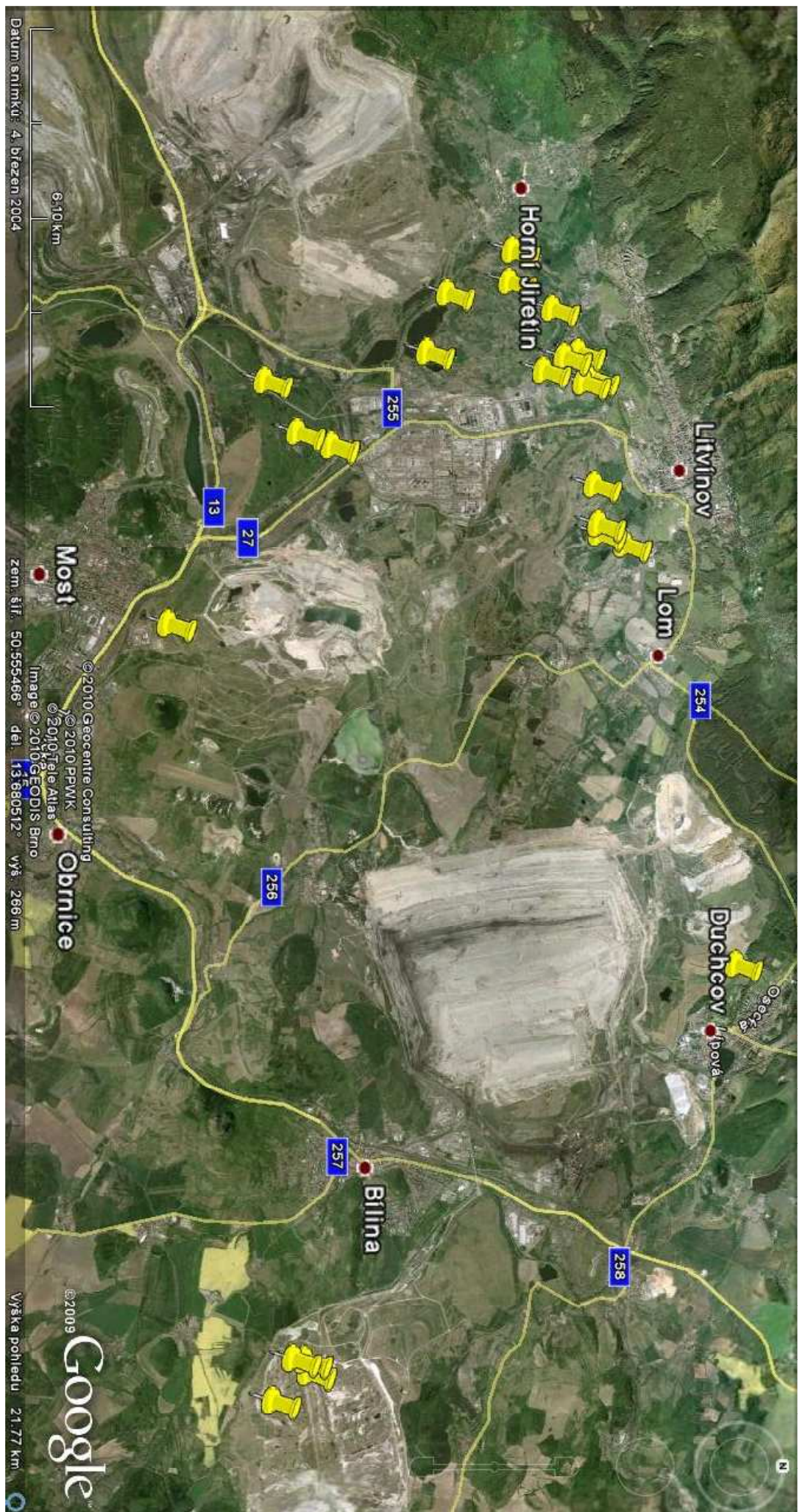


Příloha 5: *Orthetrum coerulescens*.

Příloha 6: Lokalita
"rad_kan" - biotop
ohrožených druhů
Orthetrum brunneum a
Orthetrum coerulescens



Příloha 7:
Mapa s
vyznačenými
lokality





Příloha 8: Sukcesně mladá, spontánně vzniklá vodní plocha ve sníženině rekultivované výsypky. Přítomný je řídký litorál, vyšší pokryvnosti. Lokalita se vyznačovala vysokou kvalitativní hodnotou. Zjištěno 13 druhů vážek. Kvalitativní hodnota byla 15. Lokalita je jediným reprezentantem výsypky Pokrok, ale i mapovacího kvadrátu 5348, přičemž nálezy druhů *Lestes barbarus* a *Chalcolestes viridis* jsou pro tento mapovací kvadrát nálezy novými.



Příloha 9: Zranitelný *Anax parthenpe*. Tento jedinec byl odchycen na Radovesické výsypce



Příloha 10: Antropogenně vzniklá lokalita htech_1. Přítomný je okrajový uniformní litorál, složený převážně jen z Rákosu obecného. Zjištěno 7 druhů vážek, nicméně kvalitativní hodnota byla nulová (prezence jen běžných druhů).



Příloha 11: Spontánně vzniklá tůň Růžodolské výsypky. Přítomný je okrajový, různorodý litorál. Na lokalitě bylo zjištěno 15 druhů vážek. Kvalitativní hodnota byla 16.