

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE  
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ  
KATEDRA EKOLOGIE

**Vliv vybraných faktorů na distribuci a  
populační dynamiku druhu *Coenagrion  
ornatum* (Odonata)**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Mgr. Filip Harabiš  
Vypracoval: Vojtěch Papík

2011

CZECH UNIVERSITY OF LIFE SCIENCE PRAGUE  
FACULTY OF ENVIRONMENTAL SCIENCES  
DEPARTMENT OF ECOLOGY

**Factors affecting the distribution and  
population dynamics of *Coenagrion ornatum*  
(Odonata)**

BACHELOR THESIS

Supervisor: Mgr. Filip Harabiš  
Author: Vojtěch Papík

2011



Česká zemědělská univerzita v Praze  
Katedra ekologie

Fakulta životního prostředí  
Školní rok: 2009/2010

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE (PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

pro: Vojtěch Papik  
obor: Aplikovaná ekologie

Název tématu: **Vliv vybraných faktorů na distribuci a populační dynamiku druhu  
*Coenagrion ornatum* (Odonata)**

Název tématu v anglickém jazyce: **Factors affecting the distribution and population  
dynamics of *Coenagrion ornatum* (Odonata)**

### Úvod do problematiky:

Malé vodní toky nižších poloh patří k nejvíce ovlivněným biotopům v rámci celé Evropy (New, 2005). Negativní vlivy zemědělství, zarůstání a likvidace těchto biotopů mají za následek extinkci řady vodních bezobratlých s úzkou vazbou na tyto biotopy. "Naturový" druh vážky *Coenagrion ornatum* (Selys, 1850) byl do roku 2009 řazen mezi kriticky ohrožené druhy ČR (Dolný et al., 2008). Nové nálezy v silně antropogenně ovlivněných oblastech jsou dokladem povrchních znalostí ekologie tohoto druhu (Mikát, 2010).

### Zásady pro vypracování:

Cílem bakalářské práce je na základě monitoringu vyhodnotit vliv vybraných faktorů na distribuci druhu *C. ornatum* v povodí Librantického potoka a sledování populační dynamiky druhu (včetně rozptylu) metodou zpětných odchytů (Sutherland, 2006). Využít indikační potenciál vážek ke stanovení hlavních příčin ohrožení lotických biotopů v hospodářsky využívané krajině, navrhnout opatření k efektivní ochraně.





Rozsah terénních prací: 1.6 – 30. 7. 2010  
Rozsah grafických prací: mapy, fotografie dle potřeby  
Rozsah průvodní zprávy: cca 25-35 stran

Seznam doporučené literatury:

- Dolný A., Bárta D., Holuša O., Waldhäuser M. & Hanel L., 2007: Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření. Vlašim: Český svaz ochránců přírody. 678 pp.
- Mikát M., 2010: New records of *Coenagrion ornatum* (Selys, 1850) (Odonata, Coenagrionidae) in the Czech Republic. *Libellula* (in print).
- New T.R. (ed.), 2005: Invertebrate Conservation and Agricultural Ecosystems. Cambridge: Cambridge university press. 348 pp.
- Purse B.V., Hopkins G.W., Day K.J., Thompson D.J., 2003. Dispersal characteristics and management of a rare damselfly. *J. Appl. Ecol.* 40: 716–728.
- Sutherland W. J. (ed.), 2006: Ecological census techniques. Cambridge: Cambridge university press. 448 pp.
- Watts P.C., Kemp S.J., Saccheri I.J., Thompson D.J., 2005: Conservation implications of genetic variation between spatially and temporally distinct colonies of the endangered damselfly *Coenagrion mercuriale*. *Ecol. Entomol.* 30: 541–547.

Vedoucí bakalářské práce: Mgr. Filip Harabiš

Datum zadání bakalářské práce: 04.06.2010

Termín odevzdání bakalářské práce: 31.03.2011

Prof. RNDr. V. Bějček, CSc.  
Vedoucí katedry



Prof. Ing. P. Šklenička, CSc.  
Děkan

V Praze dne .04.06.2010



### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Filipa Harabiše, a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze 25.4.2011 .....

Fopik .....



## **Poděkování**

Děkuji vedoucímu bakalářské práce Mgr. Filipu Harabišovi za podnětné rady, čas strávený konzultacemi a jeho trpělivost při vypracování této bakalářské práce. Touto cestou bych rád poděkoval i všem, kteří mi pomáhali s přípravou práce nebo mě jakkoli podporovali během jejího vytváření a pak předeším rodičům za jejich celkovou podporu během celého studia.

## **Abstrakt:**

Šidélko ozdobné *Coenagrion ornatum* je jedním ze tří druhů vážek, které jsou v České Republice předmětem ochrany Natura 2000. Tato bakalářská práce se zabývá popisem ekologických nároků a praktické ochrany tohoto druhu.

Cílem práce bylo vytvořit ucelený soubor informací o ekologických nárocích *Coenagrion ornatum*. Základem bylo provedení srovnání s taxonomicky příbuzným druhem *Coenagrion mercuriale*. Pro tento účel byly použity aktuální výsledky praktických výzkumů popsané v evropské i české literatuře. Výsledkem bylo nalezení několika hlavních faktorů ovlivňujících abundanci a rozšíření *Coenagrion ornatum* a popis možných managementových opatření pro zachování stávajících a pro vytvoření nových vhodných stanovišť pro tento druh.

## **Abstract:**

The Ornate Bluet (*Coenagrion ornatum*) is one of three species from the order Odonata in the Czech Republic registered on the Natura 2000 list. This bachelor thesis deal with description of ecology requirements and practical protection of this species.

The aim of this thesis was to create a comprehensive set of information about environmental claims *Coenagrion ornatum*. The thesis was based on a comparison with taxonomically related species *Coenagrion mercuriale*. For this purpose was used actual results of practical research described in European and Czech literature. The result was to find a few key factors influencing the abundance and expansion *Coenagrion ornatum* and give a description of possible management measures for maintaining suitable habitat for this species.

**Key words:** *Coenagrion ornatum*, habitat specificity, protection, management measures.

## Obsah:

Abstrakt.....	5
Obsah.....	6
1 Úvod.....	7
2 Literární přehled.....	8
2.1 Příbuzenské vztahy druhů <i>C. mercuriale</i> a <i>C. ornatum</i> .....	8
2.2 <i>Coenagrion ornatum</i> .....	9
2.3 <i>Coenagrion mercuriale</i> .....	15
2.4 Rozptylové schopnosti vážek .....	23
2.5 Ohrožení vážek v Evropě.....	26
3 Popis zájmového území.....	32
4 Metodika.....	34
4.1 Metodika monitoringu vážek .....	34
4.2 Metodika mapování (monitoring) .....	38
4.3 Ochrana a management.....	39
5 Diskuse.....	41
6 Závěr .....	47
7 Literatura.....	48
8 Příloha.....	52



# 1 Úvod

Tato bakalářská práce je zaměřena na výskyt a ohrožení druhu šidélka ozdobného (*Coenagrion ornatum*) (Sélys, 1850). Zaměření na tento druh jsem zvolil především z důvodu jeho doposud ojedinělého výskytu v rámci České republiky a zároveň spadajícího pod ochranu směrnice 92/43/EEC v rámci soustavy Natura 2000. Do roku 2008 byl tento druh šidélka pozorován jen na jedné lokalitě a znám z pěti historických nálezů, ale v současnosti byl zjištěn výskyt i na jiných někdy i poměrně degradovaných lokalitách v různých částech ČR.

Tato práce vychází především z výzkumu (biomonitoring) zaměřeného na přírodní památku a naturovou lokalitu „Piletický a Librantický potok“, kde byla doposud uváděna jeho jediná recentní vitální populace na území ČR.

O ekologických nárocích tohoto druhu nebyly prozatím zjištěny mnohé informace, proto bylo použito srovnání s taxonomicky velice blízkým druhem šidélkem přilbovým (*Coenagrion mercuriale*) (Charpentier, 1840), který má velmi podobné ekologické nároky. Pro šidélko přilbové (*Coenagrion mercuriale*) bylo již provedeno mnoho podrobných výzkumů, zkoumajících jeho biologické a ekologické nároky, které by mohly napomoci a být přínosné pro bližší zjištění ekologických nároků druhu *C. ornatum*. Z důvodu narůstajícího počtu lokalit výskytu *C. ornatum* je potřebné popsat a pochopit biologické a ekologické nároky, které by byly vhodné pro jeho bližší management ochrany.

Jelikož dnes nově popsané lokality výskytu *C. ornatum* jsou i v místech velice ovlivňovaných a vytvořených člověkem, bude pro popsání a specifikaci jeho ekologických nároků potřeba velké spektrum vstupních dat a zohlednění mnoha faktorů. Jedním z hlavních faktorů je rozptyl, který je klíčovou vlastností life history, která určuje abundanci, dynamiku a přetrvávání populací.

**Cíl práce:** Cílem bylo nalezení a zjištění informací, které by směřovaly k popisu a pochopení ekologických a biologických nároků *C. ornatum* ve srovnání s příbuzným druhem *C. mercuriale*, a nalézt možné vlivy a faktory působící na jeho rozšíření a možnosti výskytu, především pak pro jeho bližší možný management ochrany.

**Hypotéza:** Jelikož nově objevená stanoviště jsou pod vlivem působení intenzivních lidských aktivit, na výskytu druhu *C. ornatum* nemusejí hrát velký vliv jen jeho biologické nároky, jako například potravní specializace aj., ale spíše mohou jeho výskyt ovlivňovat určité fyzikální, chemické a klimatické faktory, spojené s nabídkou vhodných habitatů, zejména vegetace.

## 2 Literární přehled

### 2.1 Příbuzenské vztahy druhů *C. mercuriale* a *C. ornatum*

*C. ornatum* je východní ekvivalent západoevropského druhu *C. mercuriale*. Oba druhy jsou velice úzce spjati jak ekologickými nároky, tak i z hlediska příbuznosti (Sternberg, Buchwald 1999).

Lze tedy předpokládat, že v nedávné minulosti byli *C. mercuriale* a *C. ornatum* jedním taxonem, který v době meziledové obýval společný areál v rámci Evropy. Je ale pravděpodobné, že již v té době probíhalo rozdělení této populace na dva poddruhy vlivem alopatrické speciace - na východní a západní (Sternberg, Buchwald, 1999). V průběhu posledního pleistocenního zalednění Evropy však došlo k rozdělení areálu na západní a východní část, kde díky celkovému velkému rozšíření druhu došlo k peripatrické speciaci na východní a západní subspecifikaci, což vedlo k vytvoření nových dvou druhů. Jelikož v době největšího rozšíření ledovce vedla hranice zalednění po linii ústí Temže - ústí Rýna - severní okraje variských (hercynských) vyvýšenin a hor - severní okraj karpatského oblouku - Polesí - Povolžská vyvýšenina - tok dnešní Kamy (ZEMEPIS 2002), lze předpokládat, že možnou hraniční oblastí byla panonská oblast, která na severu navazovala na Karpatské pohoří.

Ve východní (izolované) části došlo k vývoji druhu *C. ornatum* a v západní části k vzniku druhu *C. mercuriale*. Východní část populace byla dále tlačena více na východ směrem ke Kavkazu. Západní část populace byla více tlačena do západní oblasti Středomoří a pravděpodobně dosáhla i západní části severní Afriky (Sternberg, Buchwald, 1999).

Po ústupu ledovců se krajina i příroda mnohem více podobaly západoasijským stepím než současné vlhké Arktidě, ale vyskytovaly se zde i takové druhy hmyzu, jejichž areály dnes zasahují daleko do střední Asie (Konvička, 2005). Dnes již zcela izolované reliktní výskyty *C. ornatum* v Rumunsku, na Kavkaze a postupné rozšíření mnohem dále na východ jsou tedy důkazy minulé doby (pravděpodobně především pak období Atlantiku (6000 – 4000 př. n. l.) (Sternberg, Buchwald, 1999). Teprve v Atlantiku, kdy bylo podnebí vlhčí a teplejší než dnes (Konvička, 2005), je velice pravděpodobné, že po ústupu ledovce dosáhlo rozšíření obou druhů, jak do oblasti Asie, tak i zpětné rozšíření do Evropy, největšího rozšíření. Areál rozšíření *C. ornatum* dosahoval pravděpodobně od Kavkazu k oblasti Porýní až Rony, zatímco rozšíření *C. mercuriale* dosáhlo až do oblasti k Černému moři a Kavkazu (Sternberg, Buchwald, 1999). Dalo by se říci, že jejich rozšíření bylo rozsáhlé, zasahující od severního Německa, západní Evropy až po oblast Rumunska a Kavkazu. Je ale předpoklad, že již nedocházelo k jejich vzájemnému křížení. Na jejich rozšíření mělo vliv následné ochlazování v období Subatlantiku (před 4000 lety). Docházelo k opětovnému ústupu jejich rozšíření (Sternberg, Buchwald, 1999).

Avšak důkazem jejich rozsáhlého areálu výskytu jsou dnes již jen reliktní nálezy. Následně na rozšíření obou druhů se velmi negativně projevíly také zásahy do krajiny spojené s lidskou činností.

Dnes je z Itálie znám i záznam o poddruhu *Coenagrion mercuriale castellani* Roberts, 1948, a ze severní Afriky poddruh *Coenagrion mercuriale hermeticum* (Sélys, 1872), které jsou některými autory považovány i jako samostatné druhy (Sternberg, Buchwald, 1999). Je možné se domnívat, že u dnešních izolovaných populací v Itálii a v severní Africe dochází ke speciálním procesům, kde u těchto dvou poddruhů byly dosud nalezeny některé rozdílné charakteristiky, ale komplexní determinační popis těchto dvou poddruhů (taxonů) není prozatím vytvořen. V současné době není dostatek vhodného materiálu z oblastí výskytu, které by s určitou pravděpodobností tuto otázku objasnily (Sternberg, Buchwald, 1999). V současnosti převažuje názor, že sympatrická speciace je v přírodě mnohem běžnější, než se ještě nedávno myslelo. Její relativní význam ve srovnání s jinými typy speciace lze sice těžko posoudit, může však být značný. Důležité je ale to, že prostředí může hrát roli při vzniku druhu. Druhy ale nemusejí vznikat jen jako náhodný produkt geografické izolace, ale mohou aktivně vyplňovat alternativní možnosti niky, které jim prostředí nabízí (Storch, 2000).

## 2.2 *Coenagrion ornatum*

**Zařazení do systematiky:** *Coenagrion ornatum* (Sélys, 1850) je jedním z druhů šidélek žijících na území České republiky. *Coenagrion ornatum* se řadí do čeledi Coenagrion (Kirby, 1890) – šidélko, do čeledi Coenagrionidae – šidélkovití, podřádu Zygoptera (Stejnokřídlice, dříve též „motýlice“) a řádu Odonata (Vážky) (Hanel et al., 2000). Dalšími druhy z rodu *Coenagrion*, potvrzené na území České republiky nebo zaznamenané nebo druhy, u nichž je výskyt možný a pravděpodobný, neboť byly zastíženy ve střední Evropě a mnohdy již i v sousedních státech, jsou druhy *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1840), *Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842), *Coenagrion hastulatum* (Champertier, 1825), *Coenagrion lunulatum* (Champertier, 1840), *Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758) a *Coenagrion pulchellum* (Vander, Linden 1825).

**Popis druhu:** Šidélko ozdobné – *Coenagrion ornatum* (Sélys, 1850): délka zadečku 20-27 mm. Zbarvení samečka je modročerné (příloha obr. č. 1). Charakteristická je černá kresba na modrém zadečku samečka, zvláště skvrna na 2. zadečkovém článku, která je nejčastěji ve tvaru písmene „U“ se silnou širokou základnou, jež je napojena tenčí linií na okraj 3. zadečkového článku. Pokud je tato linie rozšířená a zesílená, může skvrna na 2. článku připomínat spíše písmeno „W“ s hrubou základnou a s napojením na další článek (někdy může být skvrna naopak



redukována na tři menší skvrnky). Také kresba na 3. až 7. zadečkového článku samců vykazuje specifika. Skvrny na předním okraji jsou protaženy směrem k hruď v dlouhé tenké linie, zvláště na 3. - 4. (5.) čl., skvrny 6. a 7. článku mívají navíc na předním okraji dva menší postranní výběžky (příloha obr. č. 2) (Dolný 2007 in Dolný, Bárta et al., 2007).

Samičky *C. ornatum* se liší od ostatních našich druhů rodu *Coenagrion* zbarvením abdomenu, rozdíly však nejsou tak výrazné jako u samečků. Zvláštním znakem je přítomnost zřetelných světlých skvrn v předních částech 4.-7. (8.) zadečkového článku, dále ostrý k hruď směřující výběžek tmavých skvrn 3. (případně i 4.) článku. Typickým znakem druhu (obou pohlaví) je laločnatý až zubatý zadní okraj zaočních světlých skvrn. Jednoznačným determinačním znakem samic je charakter zadního okraje pronota (dorzální plocha předohruď (protothoraxu), který je výrazně trojlaločnatý (dva krajní laloky tmavé, střední světlý), přičemž prostřední světle zbarvený lalok je ve svém středu rozdělen zřetelným zářezem (příloha obr. č. 3) (Hanel et al., 2000; Dolný, Bárta et al., 2007; Dijkstra et al., 2006).

Další určovací znaky se vztahují k morfologii pohlavních ústrojí a zadečkových přívěsků. Jejich použití vyžaduje praktické zkušenosti, odbornou literaturu a stereoskopický mikroskop, příp. jiný optický přístroj. Platí to zčásti také u tvaru pronota obou pohlaví (Dolný 2007 in Dolný, Bárta et al., 2007).

Možnosti záměny druhu s dalšími zástupci rodu nelze vyloučit vzhledem k variabilitě kreseb na zadečku, které jsou důležitými praktickými determinačními znaky. Samec lze nejnázve zaměnit s druhem *C. hastulatum*, zvláště u formy *C. ornatum*, které má redukovanou skvrnu na 2. zadečkovém článku. Skvrna u *C. hastulatum* má obvykle tvar kopí či střely s krátkým středovým hrotem; k hruď směřující linie na dalších zadečkových člancích však nejsou nikdy tak dlouhé a nápadné jako u *C. ornatum*. Oba druhy se navíc významně liší svým biotopovými nároky (Dolný 2007 in Dolný, Bárta et al., 2007).

Samice lze zaměnit s druhy *C. puella* a *C. pulchellum*, protože mají také na svrchní straně zadečkových článků, přesněji v jejich předních částech, světlé skvrny. Na rozdíl od *C. ornatum* však nemají na 3. článku ostrý, k hruď (k 2. zadečkovému článku) směřující tmavý výběžek. Nejnázve zaměnitelným druhem je však v případě samic *C. scitulum*, který má velmi podobnou kresbu na 3. článku, ale světlé skvrny na dalších člancích jsou převážně propojeny v jednu větší na každém článku, na rozdíl od párovitých skvrn *C. ornatum* (Dolný 2007 in Dolný, Bárta et al., 2007).

**Faunistický prvek:** Eurosibiřský druh zasahující do střední a jihovýchodní Evropy (Hanel et al., 2000).

**Areál:** Šidélko ozdobné *Coenagrion ornatum* (Sélys, 1850) je ponto-mediteránním druhem s centrem výskytu v jihovýchodní Evropě a jihozápadní Asii a zasahuje svým výskytem do Německa a Francie (Waldhauser et al., 2010). Areál se

dále více rozprostírá v prostoru mezi středo-západní Evropou a Malou Asií, sahá až do Iráku. Do střední Evropy zasahuje areál výskytu z jihovýchodu (Dolný 2007 in Dolný, Bárta et al., 2007)

**Rozšíření druhu:** Výskyt druhu v rámci Evropy je v Maďarsku a na Balkáně (Bulharsko, Rumunsko, Řecko), ostrůvkovitý v Rakousku a na Slovensku (jihozápad, jihovýchod, jih), sporadicky nebo ostrůvkovitě (případně jen historické nálezy) ve Francii (vzácně na jihovýchodě), Německu, Polsku, Česku, Švýcarsku (historické záznamy), jihovýchodní Itálii (historický nález). Ve Velké Británii, Belgii, Nizozemí, na Pyrenejském poloostrově a ve Skandinávii chybí. Západní hranice evropské části areálu prochází západním Polskem, centrálním Německem a východní Francií. Jižní hranicí areálu v Evropě je centrální a jihovýchodní Balkán (v Itálii jen historický záznam). Z našich sousedních zemí je *Coenagrion ornatum* relativně hojnější na Slovensku (západní část země), dále v Rakousku, vzácněji v Polsku a Německu (Dolný, Bárta et al., 2007).

Ve Spolkové republice Německo jsou oblasti nálezu *C. ornatum* velice ojedinělé. Jsou známi staré záznamy z oblasti Bádensko –Württemberska. Z roku 1944 je znám odchyt pár jedinců z mokřadních luk v blízkosti Fedrsee v Bad Bauchu (střední část Bádensko – Württemberska). Výskyt *C. ornatum* bylo ve starých záznamech v několika případech nalezeno i v severní části Bodamského jezera. Od roku 1980 jsou známi tři známé lokality od Horního Rýna, kde byl druh znovu objeven. V roce 1995 byla přímo na hranici Bádensko –Württemberska s Bavorskem objevena nová populace, která přežívá dodnes (1998).

Výskyt druhu je zaznamenán i v ostatních evropských zemích. Druh s centrem areálu především v jihovýchodní Evropě a jihozápadní Asii. Západní hranice rozšíření prochází západním Polskem, středním Německem a východní Francií, na východ zasahuje do Iráku. Do střední Evropy proniká z jihovýchodu. Častější je v Maďarsku a na Balkánském poloostrově. Ostrůvkovitě se v současnosti vyskytuje v Rakousku, Německu, Francii, Polsku a na Slovensku (BIOMONITORING 2010). Jako naturový druh *C. ornatum* je hlášen z 88 lokalit evropských zemí, jako je Polsko (jedna lokalita - z oblasti centrálních západních Karpat - Torfowiska Orawsko - Nowotarskie (JZ- Polsko), průměrnou nadmořskou výškou 650 m n. m.), Rakousko, Slovensko, Bulharsko, Maďarsko, Rumunsko, Německo - tři naturové lokality, s průměrnou nadmořskou výškou od 20 do 130 m n. m. (EUNIS 2011). Ve Velké Británii, Belgii, Nizozemí, na Pyrenejském poloostrově a ve Skandinávii chybí (Dijkstra et al., 2006).

**Rozšíření v ČR:** Výskyt v České republice byl dosud znám jen z velmi omezeného počtu lokalit, zejména na základě historických nálezů. V Čechách byl druh zjištěn před více než sto lety v okolí Mladé Vožice a Písku (Krejčí 1890), na Moravě byl nalezen v Brně-Černovicích (Czizek 1901). Na Přerovsku (Slaviček 1930) a na Osoblažsku (Teyrovský 1965) nelze lokality ani přesně lokalizovat do

příslušných faunistických čtverců. Po té byl druh považován za nezvěstný, a to i v době, kdy začaly přípravy s vyhlášením soustavy Natura 2000. Po dlouhé době, a tak jako u mnoha jiných zoologických objevů to bývá, tak i v případě *C. ornatum*, sehrála k jeho objevení svou roli náhoda (Walthauser, Mikát, 2010a). V roce 2003 byl druh zjištěn v okolí Hradce Králové (Bukovina, Divec, Hradec Králové, Librantice, Piletice, Rusek; č. m. k. 5761, 5861), tzn. z povodí Piletického potoka a jeho přítoků (příloha obr. 4). V roce 2009 bylo *Coenagrion ornatum* zjištěno na větším počtu lokalit. Například na Radovesnické výsypce na přítocích Bíliny, kde byl objeven při mapování jiného naturového druhu šidlatky kroužkované (*Sympecma paedisca*), dále pak na Ohři a Labi v severozápadních, středních a východních Čechách (Mikát, Walthauser, 2010). Rozšíření *Coenagrion ornatum* je tedy v České republice výrazně významnější, než se dříve soudilo. Do roku 2008 byl znám výskyt tohoto druhu z pěti historických nálezů z Čech i z Moravy a byla známa jediná recentní vitální populace v povodí Piletického potoka u Hradce Králové. V roce 2009 bylo objeveno 25 lokalit s výskytem *Coenagrion ornatum*, ležících ve 13 faunistických čtvercích v severních, středních a východních Čechách. V roce 2010 bylo objeveno dalších 35 lokalit ležících ve 22 čtvercích (příloha obr. 5). Nově zjištěné lokality leží v Čechách (14 čtverců), ale také na jižní Moravě v oblasti Znojemska (8 čtverců), což znamená opětovné potvrzení výskytu tohoto druhu v rámci celé Moravy. Dále byly v roce 2010 objeveny 3 lokality v Čechách s výskytem larev (Walthauser et al., 2010).

Je zjevné, že šidélko ozdobné v České republice dlouhou dobu unikalo pozornosti výzkumníků. Nejpravděpodobnějším důvodem je to, že preferuje biotopy, které nejsou dostatečně atraktivní z hlediska zažitého ochránářského a výzkumnického vnímání přírody. Dalším důvodem může být i nenápadnost druhu a podobnost s dalšími druhy šidílek. Pravděpodobně lze předpokládat i další oblasti výskytu *Coenagrion ornatum* v ČR (Walthauser, Mikát, 2010a).

**Výškový gradient:** *C. ornatum* je vázaný na teplejší lokality. Jejich výskyt je omezen především na nížinné oblasti s malými rozdíly výšek. V oblasti Neckar – Tauberland (v JV Německo) se výskyt šidélka *C. ornatum* pohyboval v nadmořské výšce v rozmezí od 390 m n. m. do 400 m n. m., ale byly hlášeny i nálezy z nadmořské výšky 700 až 800 m n. m. (Sternberg, Buchwald, 1999).

Výskyt druhu je roztroušený s nevelkými populacemi. V České republice byl druh objeven většinou v nadmořské výšce do 280 m n. m. na nezastíněných úsecích potoků a kanálů v nelesní zemědělské, popř. těžební krajině (Walthauser et al., 2010; Walthauser, Mikát, 2010a). Nejvýše však položenou lokalitou je Radovesnická výsypka (380 m n. m.) na severním úbočí Českého středohoří. Z nadmořské výšky nad 400 m n. m. je znám výskyt v ČR jen na základě historických údajů (Walthauser, Mikát, 2010a).



**Biologie:** Létá od května do července, nevzdaluje se příliš od svého rodiště. Jeho biologie je dosud málo prozkoumána (Hanel et al., 2000). Šidélko *C. ornatum* má jedinou generaci v roce, vývoj larev je jednoletý (Dolný 2007 in Dolný, Bárta et al., 2007).

**Potravní biologie:** Larvy se živí převážně menším vodním hmyzem, kdy nevykazují významnou potravní preferenci. Dospělci jsou vzhledem ke své kořisti málo selektivní (Dolný 2007 in Dolný, Bárta et al., 2007).

**Roční fenologie:** Doba letu je velmi krátká. Začíná přibližně v půlce května a trvá přibližně do poloviny července až začátku srpna. Jeho krátká letová aktivita by mohla být interpretována jako adaptace na horké letní dny a vzduch, což jsou ideální podmínky především z centra areálu výskytu JV- Evropy a Blízkého východu (Sternberg, Buchwald, 1999).

Reprodukční aktivita je nejčastěji za teplých slunných dnů okolo poledne. Jinak *C. ornatum* má nejpravděpodobněji podobnou denní aktivitu jaká je známa u *C. mercuriale* (Sternberg, Buchwald, 1999).

**Biotop:** *C. ornatum* žije na malých vodních tocích se středně širokým korytem, bahnitých příkopech s nízkými až středními průtoky a mokřadních stanovištích až rašeliništích. V současné době je známo několik nálezů na antropogenních stanovištích, jako jsou uměle vytvořené regulované vodní kanály zarostlé ruderalní vegetací či bahnité, zakalené a často znečištěné odtokové kanály vodních děl (příloha obr. č. 6) (Sternberg, Buchwald, 1999). Charakteristickým substrátem dna je jemná písčité zemina s vápnitým podílem a jemnozrnná zemina (bahno), někdy i jílovité náplavy s určitým podílem detritu. Geologickým podkladem jsou převážně vápnité sedimenty (slínovce) (Dolný, Bárta et al., 2007).

*C. ornatum* jako teplomilný druh. Ve volné krajině se vyskytuje na stanovištích s vysokým osluněním a vyhledává stanoviště především s obecně velice nízkým zastíněním (příloha obr. č. 7, 8) (Sternberg, Buchwald, 1999).

Nároky na stanoviště *C. ornatum* jsou velmi podobné se stanovištními nároky *C. mercuriale*. Výskyt *C. ornatum* byl v ČR společně zaznamenán na lokalitách s druhy vážek *Calopteryx virgo*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Coenagrion puella* a *Platycnemis pennipes*, méně často i s jinými druhy (Walther, Mikát, 2010). Na lokalitách v okolních státech jsou společně s *C. ornatum* uváděny druhy *Lestes sponsa*, *Ischnura elegans*, *Libellula depressa* a *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum vulgatum* a *S. danae*, ale jeho výskyt je nejčastěji zaznamenáván s druhem *Ischnura pumilio*, popřípadě i s druhem *Sympetrum pedemontanum* (Sternberg, Buchwald, 1999). Je patrné, že stanoviště severovýchodní okrajové části jeho výskytu se od severozápadní okrajové části výskytu částečně liší. Především vodní stanoviště jsou v severovýchodní části mělké a rozptýlené s řídkou vegetací s jejím pokrytím 40–50 % (Sternberg, Buchwald, 1999).

Larvy patrně žijí v substrátu tekoucích vod v blízkosti ponořené vodní vegetace. Optimální rychlost proudění vody v korytě je přibližně od 1–10 cm/s, s celoročním průtokem. Larvy se nacházejí v hloubce přibližně 1- 2 (- 3) dm. Minimální podíl kyslíku ve vodě by měl dosahovat více jak 3,5-4 mg/l. Vzhledem k tomu, že druhem dochází k osídlování spíše tekoucí vody, tak obsah kyslíku ve vodě by měl být postačující. Omezením druhu na vápňité, neutrální až alkalické vody není z fyziologických důvodů, ale jen deficitem minimálního počtu lokalit v obalsti rozšíření (Sternberg, Buchwald, 1999).

Určený hydrochemismus vod podle Buchwäld (1989) pro *C. ornatum* jsou: pH: 7,2– 8,0; obsah uhličitánů: 7,7–18 °dH; celková tvrdost vody: 10,8–18,6 °dH; vodivost: 430–640 µS/cm (Sternberg, Buchwald, 1999).

Kvalita vody podle tříd čistoty povrchových vod, kterou osidluje *C. ornatum*, by se dala zařadit do středně eutrofizovaných (znečištěných) vod mezi mesosaprobni pásmo, třídy: β-mesosaprobni a α-mesosaprobni, a v některých případech i do čistších vod, do I.B – čistých vod oligosaprobniho pásma.

**Vegetace:** Většina vegetace se vyskytuje na celých plochách lokalit, jak ve vodě, tak v některých případech i jen na okrajích. Souvislý porost může zakrývat 5 až téměř 100 % plochy. Optimální zarostlá plocha vegetací je však 35–70 %. Minimální podíl bylin, které jsou typické pro *C. ornatum*, se odhaduje na 10 % (Sternberg, Buchwald, 1999). Druhy rostlin zaznamené na lokalitách s výskytem *C. ornatum* byly emerzní vodní rostliny, jako např.: *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Veronica becabunga*, *Sium erectum*, *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale*, *Myosotis palustris* a vzácněji *Agrostis stolonifera* (Sternberg, Buchwald, 1999). V rozvolněných porostech se uplatňují rostliny např.: *Butomus umbellatus*, *Carex elata*, *Sparganium emrsum*, *Elodea canadensis*. V zaplavených porostech s mírně tekoucí vodou se mohou vyskytovat okřehky, zvláště okřehek menší (*Lemna minor*) (Dolný, Bárta et al., 2007). Vyšší podíl zastoupení *Phalaris arundinacea* může nastat při vysokém obsahu živin ve vodě, což může přinést negativní následky a vliv na výskyt *C. ornatum* (Sternberg, Buchwald, 1999). Optimální pokrytí vodní hladiny emerzní vodní vegetací je 35–70 % (extrémě či dočasně 5 až 100 % vegetace) (Dolný, Bárta et al., 2007). Průměrná výška porostů na lokalitách je 1 m. Optimální výška porostu je však pro *C. ornatum* 30–50 cm (Sternberg, Buchwald, 1999). Místy na březích v souvislosti s ruderalizací dominují porosty kopřivy dvoudomé (*Urtica dioica*) (Mikát et al., 2004).

Submerzní vegetace na pozorovaných stanovištích zaujímala 5–85 % pokrytí a skládala se především z rostlin *Potamogeton* spp., *Callitriche* spp. a *Elodea* spp. (Sternberg, Buchwald, 1999). Celkově vhodná společenstva rostliny pro reprodukci lze zařadit do tří skupin: 1. *Sium erecti* (syn. *Beruletum angustifoliae*) s typickou asociací rostlin, 2. *Sium erecti* se subasociací *Urtica dioica* a 3. *Phalaridetum arundinaceae* s typickou asociací rostlin (Sternberg, Buchwald, 1999).

Pro kladení vajíček nad i pod vodu byly *C. ornatem* vyhledávány často rostliny *Sium erectum*, *Veronica becabunga* a rostliny z čeledi Cyperaceae (Sternberg, Buchwald, 1999), kde lze předpokládat, že tyto rostliny byly vyhledávány z důvodu měkkého epidermu rostlin pro snazší kladení vajíček. Z dalších dostupných záznamů bylo kladení vajíček samic pozorováno na rostliny *Callitriche* spp., *Nasturtium officinale*, *Solanum dulcamara*, na staré rostliny *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima*, ojediněle i na řasy a na ponořené příbřežní listy trav (Sternberg, Buchwald, 1999).

Je zřejmé, že *Coenagrion ornatum* preferuje úseky toků s pestrou litorální vegetací (*Sparganium erectum*, *Veronica becabunga*, *Potamogeton* spp, *Berula erecta*). Vyskytuje se ale i na degradovaných úsecích, které byly často dříve regulovány s dominantní vegetací *Phalaris arundinacea* a *Urtica dioica* (Mikát, Walthausen, 2010). Výskyt šidélka na stanovištích s druhy vodních rostlin, jako *Phalaris arundinacea* a podobných, mohou představovat velké ohrožení šidélka, v důsledku velkého zarůstání vodních stanovišť.

V posledních desetiletích se zvyšuje pozornost zaměřená na propojení mezi ekologií živočichů a fytoecologií. Až do současnosti byly v odonatologických výzkumech biocenologické studie velice málo používány. První detailnější biocenologická studie byla provedena ve Švýcarsku a v jihozápadní části Německa (Buchwald, 1991). Je ale patrné, že vegetace má velký význam pro různé aktivity vážek (Odonata), např. odpočinkové, lovné, pro kladení vajíček, pro výběr vhodného stanoviště, atd. Z dosavadních výzkumů u mnoha druhů vážek byly zjištěny vysoce selektivní nároky na druhy rostlin i celých rostlinných společenstev na stanovištích. (Buchwald, 1991). Metodické postupy pro tento výzkum prozatím nejsou přesně určeny. Dnes lze vhodná stanoviště u mnoha druhů vážek popsat mnoha ekologickými faktory, ale vegetace hraje často rozhodující roli. Především pak vhodná místa pro rozmnožování lze tedy s určitostí vyhledat i pomocí rostlinných společenstev (Buchwald, 1991).

### 2.3 *Coenagrion mercuriale*

**Zařazení do systematiky:** *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1840) (šidélko přílbové), se řadí do čeledi Coenagrion (Kirby, 1890) – šidélko, čeledi Coenagrionidae – šidélkovití, podřádu Zygoptera (Stejnokřídlice, dříve též „motýlice“) a řádu Odonata (Vážky) (Hanel et al., 2000).

**Popis druhu:** Délka zadečku 22-26 mm. Samčí horní zadečkové přívěšky jsou delší než dolní (podobně u šidélka huňatého (*Coenagrion scitulum*)). Za dobrý rozlišovací znak od *Coenagrion scitulum* je považována plamka, která je u *C. mercuriale* kosočtverečného tvaru, zatímco u *C. scitulum* více podélně protáhlá.



Plamka má tmavší střed a světlejší okraje. Charakteristický je tvar tmavé skvrny na 2. zadečkovém článku připomínající Merkurovu přilbici. Různé publikace uvádějí celkem 7 tvarů této skvrny včetně její značné redukce (příloha obr. č. 9). Svrchní část těla a zadečku u samečka je modročerné (Hanel et al., 2000).

Samičky se vyskytují ve dvou barevných formách: nejčastěji v regulované žluto-zeleném zbarvení (heterochromní) a vzácně v modré (homeochromní) formě. Samičky *C. mercuriale* je velice obtížné rozeznávat od ostatních samiček druhu *Coenagrion* (Sternberg, Buchwald, 1999). U typických heterochromních samiček s tmavými olivově zeleným zadečkem, mezi 7. – 10. článkem jsou intersegmentální proužky. U homeochromních samiček se více uplatňuje modrá barva (Hanel et al., 2000).

**Faunistický prvek:** mediteránní s výskytem v západní Evropě a ostrůvkovitým výskytem ve střední Evropě a Velké Británii, zasahuje i do severní Afriky (Dolný 2007 in Dolný, Bárta et al., 2007).

**Areál výskytu:** *C. mercuriale* je atlanticko-středomořský druh s hlavními centry výskytu na Pyrenejském poloostrově, ve Francii, Itálii, na Sicílii a částečně i v Severní Africe. Areál se dále rozšiřuje do údolních oblastí na východ od Rýna na východním úpatí Alp (Horní Rakousko) a severní části Balkánu (s ojedinělými nálezy v Rumunsku). Výskyt druhu je zaznamenán i v severní a nejjižnější části Anglie. Tato oblast - jižní Anglie je podélnou hranicí izotermie s minimální teplotou 2,2 °C měsíce února. V Německu severní hranicí výskytu druhu tvoří řeka Labe. *C. mercuriale* leží v oblasti evropského oceánském klimatu (s průměrnou roční teplotou 5-15 °C) a oblasti přechodného klimatu (s průměrnou roční teplotou 15– 0 °C). Výskyt druhu *C. mercuriale* se nachází mezi 20 °C roční izotermie na jihu a na severu po roční izotermie 10 °C (Thomson et al., 2003).

**Rozšíření:** druh *Coenagrion mercuriale* je přirozeně připojován do J, Z a JZ části Evropy. I přes jeho velký areál výskytu je přesto ohroženým druhem. Hlavními centry výskytu *Coenagrion mercuriale* jsou Francie, Španělsko a Itálie, kde je druh relativně rozšířený, ale velmi zranitelný. V ostatních místech areálu je stav klesající (Německo, Anglie), blízký vyhynutí (Rakousko, Belgie a Švýcarsko), až vyhynulý (Lucembursko, Nizozemí, Polsko, Rumunsko, Slovinsko). Před rokem 1985 ve Velké Británii byl *Coenagrion mercuriale* zaznamenán na 28 čtvercích (10x10 km), což odpovídá přibližně 38 % území. Poté byl zaznamenán jeho klesající stav, kdy od roku 1960 byl pokles až o 30 % a úplně vymizel z mnoha oblastí (Thomson et al., 2003). Dnes je klasifikován jako ohrožený druh jak na národní, tak i mezinárodní úrovni. Stal se tak druhem s celoevropsky zaměřeným úsilím pro jeho záchranu. Je chráněn Bernskou úmluvou a mezinárodní úmluvou o stanovištích a směrnicí o zachování druhu, v Anglii je navíc ještě uveden na seznamu č. 5

v zákoně The United Kingdom Wildlife and Countryside Act z roku 1981, kam byl přidán v roce 1998. Podle Wildlife and Countryside Act z roku 1981 je v akčních plánech pro ochranu biodiverzity je veden jako prioritní druh (Thomson et al., 2003).

Mezi hlavní faktory, které ovlivňují pokles početnosti druhu, patří hlavně změny v režimech pastvy, zvýšení fragmentace krajiny, odvodňování půdy a odběr vody (Thomson et al., 2003).

V současné době probíhá rozšiřování areálu druhu především na severu a severovýchodě, kde je pozorovaný stejný jev i u ostatních druhů vázek. Tento druh zřejmě těžil z velké klimatické změny (z oteplování), ale jeho výskyt je velice ovlivněn antropogenní činností, likvidací primárních stanovišť a především silným antropogenním přetvořením krajiny, jako je odlesňování, tvorba velkých zemědělských ploch, degradace fragmentace krajiny, jako tvoření kanálů a velkých komunikací, čímž vznikají i méně vhodná „sekundární“ stanoviště (Sternberg, Buchwald, 1999). Zejména tyto biotopy jsou obývány především pionýrskými a invazními druhy rostlin a živočichů, které pravděpodobně upřednostňují zvýhodněnou nízkou úroveň konkurence a dochází tím k nízkému zastoupení původních druhů (Sternberg, Buchwald, 1999).

Rozšíření *C. mercuriale* v Evropě je často spojováno s rozšířením druhu *C. ornatum*, což je dnes zkoumáno (Sternberg, Buchwald, 1999). Společně mohou tvořit až tzv. Coenagrion ornatum-mercuriale cenózu (Hanel et al., 2000). V rámci Německa je největší výskyt *C. mercuriale* (156 nálezů) zaznamenán v Bádensko-Württenbersku. Díky vysokému výskytu tohoto druhu v centru Evropy je oblast Bádensko-Württenberska velmi významnou oblastí. Na zbytku území není znám jeho výskyt především z důvodu ničení vhodných biotopů, ale hlavně z klimatických důvodů (Sternberg, Buchwald, 1999).

S oblastí výskytu Bádensko-Württenbersko se chtělo propojit do přímého kontaktu Rakousko přes navrhovaný biokorydor povodí Rhony – Genfer Tor – Aare. Nicméně protože podél této cesty zanikla většina hlavních oblastí Švýcarska, zůstaly tak poslední populace výskytu v oblasti podhůří Alp téměř izolované. Připojení hlavní oblasti k hornímu Rýnu nelze v budoucnu vyloučit, ale zdá se to být velice nepravděpodobné (Sternberg, Buchwald, 1999).

*C. mercuriale* se nachází pouze v oblastech s průměrnou červencovou teplotou vyšší než 16 °C, průměrnou teplotou od května do července 14 a více stupňů Celsia a s více jak 20-ti letními dny s teplotou nad 25 °C. V Alpách se druh vyskytuje jen v jižních částech Alp. Důvod příčiny jeho výskytu lze vidět i v jeho zoogeografickém rozšíření. *C. mercuriale* jako západo-středomořský (západo-mediteránní) druh vyžaduje teplejší klima pro jeho zahřívání, a mírné klima pro přezimování (Sternberg, Buchwald, 1999)

**Rozšíření v ČR:** velmi vzácný druh. TEYROVSKÝ (1977) uvádí výskyt na Moravě a Slovensku bez uvedení konkrétních lokalit, JEZIORSKI (1998) považuje jeho výskyt v ČR za nejistý. Údaje o výskytu na Žitném ostrově (Slovensko)

publikovali TRPIŠ (1957) a BRTEK & ROTHSCHHEIN (1964). HÖNIG (1909) uvádí výskyt v severních Čechách, HUDEČEK (1930), (cit. PERUTÍK 1955) zmiňuje nálezy v župě Olomoucké. Maletím a Úsřekov jako lokality výskytu uvádí SCHWAB (1932) (cit. PERUTÍK 1955). Spolehlivé údaje o současném výskytu v ČR dosud chybějí. Dnes je pro Českou republiku tento druh uváděn jako vymizelý (Hanel et al., 2000).

**Vertikální rozšíření druhu:** Výskyt *C. mercuriale* je relativně omezen na nížiny a podhůří do 600 m n. m. Ve Švýcarsku byl však na bohatých stanovištích vhodných pro *C. mercuriale* zaznamenán výskyt druhu až do nadmořské výšky 1600 m n. m. Zdá se, že pro výskyt druhu *C. mercuriale* není hlavním faktorem nadmořská výška (Sternberg, Buchwald, 1999).

**Biologie:** Dospělec druhu *Coenagrion mercuriale* se líhne z konečné fáze stadia larvy v polovině května až koncem července v závislosti na nadmořské šířce a výšce polohy stanoviště. Doba vývinu larvy *C. mercuriale* ve vodním prostředí jsou dva roky, kde během tohoto období prochází několika instary (Watts et al., 2005). Z některých míst v Německu jsou ale i uváděny jednorocní doby larválního vývoje v důsledku vystavení zvýšené teplotě vody z průmyslových chladících systémů (Thomson et al., 2003). Tato změna voltinismu je uměle vyvolána a pravděpodobně se i liší v celém areálu rozšíření v závislosti na teplotě a schopnosti reprodukce (Thomson et al. 2003). Larva během svého vývoje prochází 13 vývojovými instary, ačkoli je znám i nižší počet instarů u několika prvních jedinců v sezóně. V posledním instaru vývoje larva vylézá z vodního prostředí spíše na vegetaci přímo ve vodě nebo na břehu, spíše do menších vzdáleností od vodní hladiny a výše na vegetaci. Pro tento vývoj, zdá se, vážka nevyhledává určitý typ rostlin. Například ale v Německu, když byly mapovány exuvie vážek, byly nacházeny především na rákosí (*Phragmites australis*) a ostřicích (*Carex spp.*). Také byly využívány druhy jako např. *Juncus subnodulosus* and *J. alpinus*. Optimálními rostlinami pro poslední larvální fázi, kdy dochází k přeměně larvy na dospělého jedince, jsou tedy druhy rostlin s pevnými stonky, které by se neohýbaly ani při větrném počasí (Thomson et al. 2003).

Nicméně, jinde v Evropě byly často využívanými rostlinami *Berula erecta*, *Solanum dulcamara*, *Mentha aquatica* a *Roroppa nasturtium-aquaticum* (Sternberg et al., 1999).

Během vývinu a ztvrdnutí čerstvě vylíhnutého jedince nesmí dojít k poranění hlavně křídel a břicha. Při poranění nebo deformaci jedince je největší pravděpodobnost jeho uhynutí, ještě před pohlavní dospělostí. Po vylíhnutí jedinec opouští blízkost vody a začíná vyhledávat místa s potravou, tzv. krmná místa, kde samci získávají zbarvení dospělce (Thomson et al., 2003).



U samců trvá přibližně 13 dní od vylíhnutí k pohlavní dospělosti. U samic trvá vývoj o něco déle, přibližně 16 dní. Při dobrém počasí se doba vývoje může zkrátit o 5 až 8 dní.

U tohoto druhu šidélka bylo zjištěno, že délka kopulačních orgánů je tak dlouhá, že dosáhne při páření až k místu, kde samička uvnitř přijímá spermie. Při páření samec nejdříve svým penisem odstraňuje spermie předešlého samce a až na závěr celé kopulace dojde k oplodnění. Délka kopulace trvá přibližně 15 minut. Při páření stráví pár spolu přibližně až 70 minut. 23 minut trvá přibližně páření a přibližně 30 minut pár vyhledává vhodné místo pro kladení vajíček. Páření probíhá v průběhu dne, ačkoli je nejčastěji kolem poledne. Při kladení vajíček zůstávají samec a samice vzájemně spojeni. Samec pro hlídání okolí a hlídání samice před nebezpečím (Thomson et al., 2003). Při kladení vajíček samice ponoří zadeček pod vodu. Je známo, že přibližně v 15 % případů se samice ponoří celá. Samičky občas kladou vajíčka i bez přítomnosti samců, většinou pak ke konci dne či sezóny. Vajíčka jsou kladena do rostlinných pletiv, povětšinou do většího počtu stonků rostlin (Thomson et al., 2003). *Coenagrion mercuriale* využívá přibližně 23 určitých druhů rostlin pro kladení vajíček (Thomson et al., 2003). V oblastech výzkumu byly pro tento účel druhu zaznamenány druhy rostlin jako: *Alpinum nodiflorum*, *Glyceria maxima*, *Veronica beccabunga* a *Veronica anagallis-aquatica*. Některé z těchto druhů byly využívány i častěji, než by se dalo očekávat na základě jejich abundance. Dále byly upřednostňovány druhy rostlin jako: *Hypericum elodes*, *Potamogeton polygonifolius* a *Juncus articulatus*. Bylo zjištěno, že přibližně do čtyř týdnů se ze 75 % vajíček vylíhnou nové larvy (Thomson et al., 2003).

Dnes je již i známo, že druh *C. mercuriale* není přímo vázaný svým výskytem na rostlinném druhu *Sium erectum*, jak uvádí některá starší literatura a články (Sternberg, Buchwald, 1999).

**Konkurence a predátoři:** Hlavní konkurenční skupinou larev *C. mercuriale* jsou nejčastěji malí vodní predátoři, kteří obývají stejná stanoviště jako *C. mercuriale*, což zejména bývají larvy jiných druhů vážek (Odonata). Podle dostupných poznatků nelze určit hlavního a nejvýznamnějšího predátora larev. Tento faktor se může měnit na konkrétních stanovištích. I přesto mezi největší predátory by bylo možné považovat druhy vážek (Odonata) *Cordulegaster boltoni* (páskovec kroužkovaný) a *Orthetrum coerulescens* (vážka žlutoskvrnná). Dále za největší predátory larev *C. mercurilae* jsou považovány ryby. Pro dospělce mohou být považovány za hlavní predátory pavouci (Thomson et al., 2003). Ve fázi při kladení vajíček bylo zjištěno, že 5 % sledovaných párů bylo napadeno predátory, především pavouky a bruslařkami. Většími predátory mohou být i ještěrky a ptáci, lovcí drobný hmyz. Na vřesovištích byly nalezeni jedinci šidélek přilepeni na rosatkách (*Drosera* spp.).

**Potravní biologie:** Podobné nároky jako u druhu *C. ornatum*. Larvy se žíví převážně menším vodním hmyzem; nevykazují významnou potravní preferenci. Dospělci jsou vzhledem ke své kořisti málo selektivní (Dolný, Bárta et al., 2007).

**Roční fenologie:** doba líhnutí *C. mercuriale* začíná v závislosti na zeměpisném a topografickém umístění stanoviště, na teplotě vody a počasí. Líhnutí probíhá především v obdobích středního května, uprostřed června, prostředku srpna a začátku září. Hlavní letové období začíná 3. – 4. týden po vylíhnutí prvních jedinců a trvá přibližně po dobu 2 – 3 týdnů. Celková doba letu bude trvat u velkých populací až 12 týdnů (Watts et al., 2005). Toto období může už o hodně dříve ukončit špatné počasí. Pro jednotlivce malých populací je doba letu celkově krátká (Sternberg, Buchwald, 1999). Po vylíhnutí stráví imaturní (nedospělí) jedinci až 8 dní v imaturní fázi a je méně pravděpodobné je spatřit. U imaturních jedinců je pohyb naprosto omezen, protože jsou velice náchylní ke zranění a vlastnímu poškození, i když u některých druhů vážek byl u nedospělých jedinců rozptyl pozorován (Watts et al., 2005).

**Denní fenologie:** aktivita dospělců začíná ráno, kdy na jejich noční úkryty dosáhnou teplé paprsky slunce. Loví především druhy malých much, motýlů a jiného drobného hmyzu, který loví z intenzivního letu, nebo z klidové pozice. Jediným případem, kdy vylétají dříve k vodě za dobrého počasí ze svých nocovišť - okolo 8:00, za chladných nocí i později, jsou samečci, aby mohli očekávat samičky a spárovat se s nimi (Sternberg, Buchwald, 1999). Frekvence páření je rovnoměrně úměrná s výskytem samiček u reprodukčních vodních toků. Nejpravděpodobnější čas pro samičky na kladení vajíček je většinou již dopoledne za dobrého počasí a pozdě odpoledne až do večerních hodin, tedy mimo hlavní kopulační aktivitu samečků. Za horšího počasí, ale ne za chladného, samičky mohou klást vejce i během dne (Thomson et al., 2003).

**Biotop:** *C. mercuriale* se vyskytuje ve třech různých typech přírodních stanovišť (podle Sternberg, Buchwald, 1999):

1. Zdaleka nejvíce obydleným stanovištěm *C. mercuriale* ve střední Evropě jsou pomalu tekoucí, teplé a osluněné potoky bohaté na vápník. Pro oblasti v severním a severovýchodním pohraničí oblasti Dolního Saska v Německu jsou oblasti s vhodnou teplotou vod situovány do tepelně příznivých oblastí.
2. V jarním období se druh vyskytuje vzácně i na rašeliništích, slatiništích a přilehlých říčkách, ale jen obvykle s malým počtem. Výskyt druhu na rašeliništích a slatiništích je znám i z mnohých nálezů v Anglii. Tyto stanoviště a mnohá další (např. svahovité močály s pramenitou vodou, podzemní vody protékající písky nebo bahnitá stanoviště) mohou sloužit i jako vhodná přechodná stanoviště.

3. *C. mercuriale* byl zaznamenán i na stanovištích říční nivy nedaleko Bernu, na slepých ramenech a starých kanálech řeky Rhony. Zaznamenán byl i při lovu na podzemních vodách v přírodním parku Horního Rýna.

Typickým biotopem pro *C. mercuriale* jsou však luční potoky na horním Rýnu s břehovým porostem druhů rostlin *Filipendula ulmaria*, *Phalaris arundinacea*, *Nasturtium officinale*, s ponořeně rostoucí rostlinou *Callitriche stagnalis* a vodními rostlinami *Ranunculus trichophyllus* a *Nasturtium officinale*. Na těchto lokalitách se druh *C. mercuriale* vyskytuje společně s druhy vážek, např. *Calopteryx splendens*, *Ischnura elegans* a *Platycnemis pennipes*.

Podle francouzských studií středomořských forem v jižní části Francie se *C. mercuriale* vyskytuje společně především s druhy vážek *Gomphus simillimus* a *Onychogomphus uncatus* a s dalšími teplomilnými druhy vážek (Sternberg, Buchwald, 1999).

V severním podhůří Bádensko–Württenberska jsou přirozenými stanovišti jarní vápencové močály a potoky, ale díky nadměrné eutrofizaci a intenzivní činnosti člověka jsou řídky osídleny (Sternberg, Buchwald, 1999).

*Coenagrion mercuriale* je na Britských ostrovech omezen na dva rozlišné biotopy. Jedním jsou malé potoky, vycházející z nížinných vřesovišť bohatých substrátů, a vápnné potoky a močály. Avšak na vápnných lokalitách je ve Velké Británii méně nacházen. Tento typ stanovišť je více typický pro lokality ve zbytku Evropy (Buchwald, 1994; Sternberg et al. 1999).

Na stanovištích vyžaduje především nezastíněné, trvale tekoucí malé kanály s vlivem podzemních vod a hojně na marginální vodní vegetaci (příloha obr. č. 10). *C. mercuriale* je zřejmě vysoce specializovaný na prostředí a pravděpodobně potřebuje aktivní citlivý management lokalit, na kterých dlouhodobě setrvává. Prozatím je roztroušeně rozšířen a jeho posun do oblastí managementových stanovišť bude postupný. Rozvoj efektivní ochranné strategie pro *C. mercuriale* je závislý na podrobných informacích o druhu a jeho ekologických nárocích včetně populační dynamiky, prostorového pohybu, disperzi, schopnosti rozptylu a požadavcích na stanoviště ve všech fázích života. Cílem dalších výzkumů je poskytnout informace a postupy pro management na ochranu stanoviště, které *Coenagrion mercuriale* preferuje (Thomson et al., 2003).

**Tab č. 1: Srovnávací tabulka.** „Srovnání faktorů“. Faktory naměřené a pozorované na lokalitách s výskytem *C. ornatum* a *C. mercuriale*.

Faktor	<i>C. ornatum</i>	<i>C. mercuriale</i>	Možné ovlivnění rozšíření druhu na daném faktoru (odhad):
Nadmořská výška	20 – 800 m n.m. (v ČR do 280 m n.m.)	do 600 m n.m. (nálezy do 1600 m n.m.)	nízký

<b>Šířka koryta</b>	8 – 40 cm (do 150 cm)	40 – 150 cm	středně silný
<b>Hloubka koryta</b>	do 1 m	do 1 m	středně silný
<b>Sklon svahů koryta</b>	mírný až minimální	mírný až minimální	středně silný
<b>Substrát dna</b>	písčité zeminy s vápnitým podílem, jemnozrné materiály (bahno)	jemnozrné materiály s vápnitým podílem až bahno	zanedbatelný
<b>Rychlost vody</b>	1 – 10 (do 35) cm/s  Optimální < 3 cm/s	1 – 35 cm/s  Optimální < 3 cm/s	středně silný
<b>Minimální podíl kyslíku ve vodě</b>	> 3,5 – 4 mg/l	> 2,5 – 3 mg/l	středně silný
<b>Třída kvality vody</b>	(I.) II. – III.	I. – II. (III.)	středně silný
<b>pH vody</b>	7,2 - 8	7 - 8	nízký
<b>Doba vývoje larev</b>	jednoletý	dvouletý	nízký
<b>Střední vzdálenost přeletů za život</b>	není určeno	89,88 m	střední
<b>Optimální pokrytí vodního toku emerzní vegetací</b>	35 – 70 %	30 – 60 %	vysoký
<b>Pokrytí vodního toku submergentní vegetací</b>	5 – 85 % (do výšky 1m)	do 90 %	vysoký
<b>Výskyt druhu nalezených ve spojení společenstva rostlin:</b>	vysoký		
<b>1. Sietum erecti s typickou skladbou rostlin</b>	středně častý	středně častý	-

<b>2. Sietum erecti se subsociací</b> <i>Urtica dioica</i>	středně častý	středně častý	-
<b>3. Phalaridetum arundinaceae s typickou skladbou rostlin</b>	není určeno	častý	-
<b>Zastínění vodního koryta</b>	nízké až žádné	nízké až žádné	vysoký

## 2.4 Rozptylové schopnosti vážek

Rozptyl je klíčovou vlastností life history, která určuje abundanci, dynamiku a přetrvávání populací (Dieckmann et al. 1999). Pro evoluční perspektivu stanovuje úroveň genů a efektivní velikost populace, která ovlivňuje procesy jako genetický drift, lokální adaptace a speciace (Clobert et al. 2001). Nepřímé odhady migrace lze odvodit z prostorových změn neutrálních genetických znaků, kterých lze poměrně snadno dosáhnout, a mohou tak nabídnout náhled na přibližný rozptyl v průběhu času.

Různé důsledky rozptýlení jsou rozsáhle popsány v ekologické a evoluční literatuře, ale překvapivě však otázka, proč využívají konkrétní strategie rozšiřování a schopnosti vyvíjet se pro druhy a jejich populace, obdržela mnohem méně pozornosti. Část problému je, že mnoho mechanismů, navržených k ovlivňování evoluce šíření, je těžko testovatelných v přírodě. V důsledku toho existuje vážná propast mezi teorií, daty a naším porozuměním toho, proč je rozptyl konkrétních organismů stále omezován specifickými cestami (Dieckmann et al., 1998). V posledních 30-ti letech bylo zjištěno (navrženo) několik mechanismů, které mají vliv na vývoj strategie rozptylu. Matematické modely byly navrženy tak, aby prošetřily vývoj rozptýlení. Obvykle předpokládají, že určitá populace se může vyskytovat na samostatných stanovištích a že v každé generaci určitý zlomek jedinců se rozptýlí ze stanoviště, kde probíhal jejich prvotní vývoj. Většina modelů je založena na teorii evoluce a snaží se vymezit evolučně stabilní strategie. Některé modely byly publikovány dokonce již před rokem 1989 (Dieckmann et al. 1999).

Důvody pro rozptýlení jedinců jsou již dříve popsány a všeobecně předpokládanými důvody ovlivnění rozptylu, některé jsou spojovány právě s principy evolučního vývoje (Dieckmann et al. 1999).

Jsou to:

1. zánik vhodných stanovišť, která nesou velká rizika pro vyhynutí lokálních populací a jsou největšími příčinami vlivu pro rozptyl druhů.



2. konkurence mezi příbuznými. Rozptyl může být vyvolán pro snížení konkurence mezi blízkými příbuznými, a to i při absenci faktorů, které podněcují k rozptylu, jako je nestabilita stanoviště.
3. časová a prostorová variabilita kvality stanoviště. Prostorová variabilita stanoviště často nevyvolává podnět k velkému rozptylu. Často přináší i vyšší pestrost a možnosti pro daný druh. Časová proměnlivost však může vést k vyvolání rozptylu. Pokud je ale stanoviště proměňováno postupně v prostoru i čase, může to vést k optimální míře rozptylu.
4. investice pro rozptylové schopnosti. Pokud je ale naopak rozptyl nákladný (např. velké riziko úmrtnosti při rozšíření nebo investic do rozšíření), je snaha o rozptyl snižována.
5. inbreeding - náklady na inbreeding mohou také vést k rozptýlení, nezávisle na konkurenci mezi příbuznými jedinci.

Pro pochopení současných principů a možných změn ve vlastnostech rozptylu se musejí vyhodnotit výběrové tlaky, které jsou základem pro jejich vývoj. Tyto tlaky vznikají z interakce mezi jedinci dané populace, rozptýlené na stanovišti, a ostatními organismy, sdílející společné životní prostředí. Jelikož rozptyl se často vyskytuje v prostorově heterogenním prostředí, vede to populační dynamiku a ekologické zpětné vazby k tendenci být velice složitými (Dieckmann et al., 1998).

Zatímco modely populační genetiky a kvantitativní genetiky mají potíže při začlenění složitých hodnocení mezi vyvíjející se populace a její ekologické prostředí, modely evoluční teorie často zjednodušují strategie a opírají se o přínosy vazeb na matrice (Dieckmann et al. 1999).

Pro monitoring a výzkum je čím dál více používanou metodu extrakce DNA a metoda reakce polymerázových řetězců (PCR). Tuto metodu lze použít pro zjišťování populační dynamiky, disperzních, migračních a přeletových schopností pro jednotlivé druhy. Tato metoda byla použita při výzkumu, zaměřeném na druh *C. mercuriale*, na třech zbývajících lokalitách v jižní Anglii, kde touto metodou byly zkoumány právě tyto schopnosti pro bližší charakterizaci a možnou ochranu (Thomson et al., 2006). Studie prováděné v oblasti řeky Itchen Valley byly jedny z největších v poslední době pro výzkum vážek. Protože *C. mercuriale* je chráněný druh, byl použit postup, který by nenarušil a více méně nezničil dané populace (Watts et al., 2005). Pro získání vzorků DNA byla odebrána zadní končetina jedinců, která byla uložena do 1,5 ml microcentrifugačních zkumavek s obsahem 100 % ethanolu. Vzorky byly odebrány od 50 jedinců z každé populace. Odebráním jedné ze zadních končetin nebyly zásadně narušeny životní schopnosti jedinců (Watts, Rouquette et al., 2004).

Za použití metody CMR (capture – mark - recapture = odchyt - značení - zpětný odchyt) a analýzy DNA přinesly výsledky výzkumu mnohé poznatky k tomuto druhu. Pro tento výzkum bylo označeno tisíce jedinců, kde poměr pohlaví

označených a znovu odchytených jedinců byl přibližně (označený : znovu odchytený): 10 259: 4158 v oblasti výzkumu Beaulieu Heath a 6783: 1747 v oblasti výzkumu LIC. Nízké počty zpětných odchyťů pro metodu CMR, použitou pro vážky, jsou typické. Pravděpodobně odráží skutečnost krátkého životního rozpětí dospělých jedinců. Někteří z odchytených jedinců byli zpětně pozorováni v průběhu i několika týdnů po označení, ale průměrná doba mezi odchyty byla 5,11 ( $\pm$  0,10) dní (Watts et al., 2005). Pro tento výzkum bylo velkým pozitivem velké množství jedinců, vyskytujících se na jednotlivých stanovištích. Během dne bylo možno ve vrcholu denní letové aktivity zaměřit stovky až tisíce jedinců. Celkový odhad jedinců na lokalitách během sezóny je odhadován přibližně na 37 800-40 000. V důsledku toho byl odhad hustoty dospělců populace 13,18 jedinců na  $m^{-1}$ , 4,45 jedince na  $m^{-3}$  a 8,82 jedinců na  $m^{-2}$  (Watts et al., 2005).

Míra rozptylu byla pozorována na všech stanovištích, kde byl prováděn výzkum. Rozptyl jedinců neprobíhal volně skrz matrice stanovišť. Něco přes 75% dospělců se přemísťovalo na vzdálenost menší než 100m a zároveň 95% dospělců nebylo zaznamenáno do 300 m od svého prvotního záznamu. Střední míra vzdálenosti přeletů během života byla 89,88 ( $\pm$  3,78) m, 10,1 až 144,2 m s mediánem 33,8 m (Rouquette et al., 2005). Z terénních výzkumů za pomoci metody CMR je evidentní, že převážná většina dospělců *C. mercuriale* se během jejich života nepohybuje na větší než 100 m vzdálenost, i když ojediněle někteří jedinci překonají vzdálenost i 1 km (Watts et al., 2005). Zvýšení letové aktivity bylo pozorováno v místech toku s nižší výškou břehu než v průměru a v místech s hlubším korytem (Rouquette et al., 2005). Z dosažených dat nebyla zjištěna výrazná rozdílnost v rozptylové schopnosti mezi oběma pohlavími (Thomson et al., 2003). V důsledku toho při neexistenci krajinných prvků, které omezují pohyb, se genetická struktura může vyvíjet v rámci velkých území (i několik km).

Se samci *C. mercuriale* se lze setkat častěji než se samicemi, i když genetická a demografická data udávají poměr pohlaví 1:1. Předpoklad k tomuto jevu - možnost pozorovat spíše samce, se odráží v rozdílném chování u samců a samic. Samice lze na stanovišti pozorovat především v období, kdy jsou připravena k páření, zatímco samci jsou aktivní po většinu času. Proto získaná data z mapování mohou podceňovat výskyt samic, ale pro odhad denní velikosti populací postačí data o počtu samců, kde můžeme pro tento odhad použít Jolly-Seber model (Jolly 1965, Seber 1973), který pak k množství skrývajících se samic může být zdvojnásoben. Vývoj larev, který trvá po dva roky ve vodním prostředí, přináší pro odhad míry genetického rozptylu (vzdálenost mezi genem a jeho rodiči z předcházejí generace) složitější situaci i pro metodu CMR. Avšak je nepravděpodobné, že se larvy během jejich vývoje dokáží rozptýlit do větších vzdáleností, i když larvální drift je rysem mnoha sladkovodních bezobratlých (Watts et al. 2005).

## 2.5 Ohrožení vážek v Evropě

Mnoho druhů vážek v posledním století ukazuje výrazný pokles populací. Odborníci uvádějí stanovisko (pohled), že ze 164 původních druhů vážek je 61 z nich ohrožených, zranitelných nebo vzácných. Trvalý pokles diversity je znám v celé Evropě. Situace je ještě horší ve velice urbanizovaných a industrializovaných regionech včetně Anglie (Rouquette, Thomson, 2005).

Je obtížné spekulovat o tom, jaký vliv, účinky a dopad budou mít změny životního prostředí vyvolané člověkem na faunu a floru, ale určitě je celkem zřejmé, že existují velice citlivé vztahy mezi vodním prostředím a vodními organismy (Sahlén et al., 2004).

Vážky jsou jedna z nejvíce známých, prozkoumaných a zdokumentovaných skupin bezobratlých. Výskyt vážek a trendy jejich populací jsou dnes brány jako významné ukazatele měnícího se stavu životního prostředí. Dříve byli více používanými indikátory motýli, ale s větší redukováností rozšířeností, větší rozmanitostí a množstvím druhů. Úbytek početnosti hmyzu klesá rychleji než u obratlovců, a to i přes jejich větší počet v Evropě. Nejspíše z důvodů, které pro toto stanovisko byly navrženy (Thomas, 1994):

- mnoho hmyzích druhů obývá úzkou ekologickou niku, často související s dočasnými sukcesními stadii
- místa výskytu zůstávají vhodná jen pro krátké časové období
- hmyz často žije příliš usedlým způsobem života– je nepřilíživě odhodlaný kolonizovat nová vhodná stanoviště, která nejsou v blízkosti starých stanovišť.

V Evropě jsou druhy s nízkou distribuční schopností nebo klesající populací (Göran, Sahlén et al., 2004), kam se řadí i druhy *Coenagrion mercuriale*, *Coenagrion ornatum*, často ohroženými druhy. Stav těchto druhů v Evropě je někdy velice kritický a podle seznamu ohrožených druhů Evropy jsou blízké ohrožení, až ohroženy vyhynutím.

**Stav populací vážek Evropy:** Stav odonatologické fauny Evropy je poměrně dobře znám (Kalkman et al., 2010), oproti jiným skupinám bezobratlých. IUCN uvádí, že přibližně 15% evropských vážek jsou ohroženy. Většina ohrožených druhů se vztahuje k jižní části Evropy. Seznam navrhovaných nejvíce ohrožených druhů a druhů s možným velkým poklesem početnosti populací Evropy obsahuje 22 druhů (podle kategorií a kritérií uvedených Červeným seznamem IUCN), včetně těch, které jsou na současném světovém Červeném seznamu uvedeny stupněm ohrožení. Zařazené druhy do Červeného seznamu IUCN (Red List 2003) byly hodnoceny podle kritérií, vytvořených IUCN (1994). Pro druhy byl vytvořen i seznam ohrožených druhů Evropy, vycházející z kritérií Červeného seznamu IUCN. Hodnocení jejich

stavů v různých zemích bylo provedeno na základě odborných posudků a trendů. Kvalita údajů se však liší. Ve většině severozápadních zemí Evropy existují dostatečná data, ale v mnoha oblastech jižní a východní Evropy je informací málo. Některé zániky, poklesy početností a hrozby populací jsou téměř jasné, ale pro většinu populací existuje ještě stále nedostatek spolehlivých údajů. U většiny druhů dnes není dostatek údajů o velikosti populací a jejich možných příčin poklesu, a proto u nichž může docházet i k velkým poklesům populací (Kalkman et al., 2010). Přesto přibližně 50% druhů vážek Evropy má spíše stabilní charakter populace a dokonce 10% druhů má i charakter zvyšující se. Přibližně 24% druhů má klesající charakter populací. U zbylého počtu druhů (cca 12% druhů) není znám dostatek informací o stavu populací, aby bylo možné uvést trend populace (Kalkman et al., 2010). I přesto by druhům měla být věnována větší pozornost při budoucí aktualizaci světového červeného seznamu vzhledem k jejich malé distribuci. Největším předpokladem pro zachování druhů je, aby bylo velké úsilí zaměřeno na zachování nejcennějších a ohrožených stanovišť v každém regionu a sub-regionu (Kalkman et al., 2010).

V Evropě bylo zaznamenáno 137 druhů vážek, z toho jen 3 z nich nebyly zaznamenány na území 27 států Evropské Unie (EU 27). Dalšími pěti druhy vážek (*Anax junius*, *Platycnemis subdilatata*, *Pantala flavescens*, *Trithemis arteriosa*, *Trithemis kirbyi*) jsou druhy, které byly zaznamenány na území Evropy, ale nebyly zařazeny k evropským druhům vážek z důvodu, že nemají v rámci Evropy stálou populaci. 18 druhů vážek Evropy jsou endemity pro Evropu (jejich výskyt nebyl zaznamenán jinde na světě) a 14 druhů evropských vážek jsou endemity pro 27 členských států EU. 16 z 18 endemitických druhů Evropy jsou především vázány na ostrovy Balkánského poloostrova nebo na Pyrenejský poloostrov či území Francie (Kalkman et al., 2010).

V současné době je na území ČR znám výskyt 71 druhů vážek. V různém stupni ohrožení je 62 % z nich (BIOMONITORING, 2007).

Biomy Evropy přecházejí od arktické tundry v nejsevernějších částech přes jehličnaté boreální lesy a listnaté lesy mírného pásu, středomořské macchie až do nejzápadnějších částí euroasijské stepi na jihovýchodě Evropy. Většina biotopů, až na tundru a část boreálních lesů, jsou většinou vážně ovlivněny lidskou činností. Ve většině států Evropy je navíc dnes jen zlomek přírodních stanovišť ze své původní velikosti. Ale i přesto se vytvořily i v hustě obydlených oblastech nová sekundární stanoviště, vhodná pro vážky, např. vodní kanály, vodní plochy po těžbě (šterkovny, pískovny, cihelny, aj.), rybníky, přehrady, které jsou v dnešní krajině četné (Kalkman et al., 2010).

**Ohrožení vážek, krajina:** Evropa má vysoce fragmentovanou krajinu a jen nepatrný zlomek zemského povrchu lze považovat jako za poušť. Po mnoho staletí byla většina evropské krajiny využívána především k zemědělství, pro těžbu dřeva a jako životní prostor. Dnes je v západní Evropě více jak 80% půdy pod vlivem

určitého řízeného obhospodařování (Rouquette, Thompson, 2005). Následkem toho jsou dnes evropské druhy ve velkém rozsahu vázány na polopřírodní stanoviště, vytvořené a ovlivňované především lidskou činností. Především intenzivní zemědělství, urbanistický rozvoj, acidifikace, eutrofizace a další příčiny vedou k velkému vlivu na neintenzivní způsoby obhospodařování půd a na přírodě blízké oblasti (Rouquette, Thompson, 2005). Evropa je velká oblast a význam hrozeb se velice mění s biogeografickými regiony a různorodostí zemí (Kalkman et al., 2010).

Všechny vážky jsou vázané na vodní stanoviště, především pro larvální stádium (Corbet, 1999). Většina těchto stanovišť je možná ještě více než nejvíce citlivá ke zničení či degradaci. Hlavně během minulého století, kdy docházelo k odvodňování mokřadů a tůní, znečištění toků zaváděním kanalizace, změnám postupů v řízení toků a mnoha dalším ohrožením, které měly dopad na vitalitu a kvalitu vodních stanovišť a toků (Kalkman et al., 2010). Výsledná ztráta stanovišť dohromady s velkými zásahy do vodních systémů, znehodnocením a fragmentací zbývajících stanovišť, mělo kritický dopad na mnoho druhů na území celé Evropy (Rouquette, Thompson, 2005).

Dalším ohrožením stanovišť evropských vážek je vysychání stanovišť v důsledku stále delšího a horkého léta s kombinací s odčerpáváním vody k pití a zavlažování. Tato ohrožení jsou dnes velice aktuální pro jižní oblasti Evropy, především pak pro Středomoří (Kalkman et al., 2010). Jiné důležité ohrožení druhů, žijících v sepiřích tekoucích vod, je znečištění vod a stavba hrází (Kalkman et al., 2010). Ve středomořské oblasti dochází k růstu všeobecných hrozeb a k menší možnosti distribuce vážek v důsledku úbytku vhodných stanovišť, a to v této kombinaci vytváří středomořskou oblast nejohroženější oblastí Evropy (Kalkman et al., 2010). 15 z 22 druhů vážek, chráněných IUCN Red list, je vázaných na tekoucí vody a všechny tyto druhy jsou omezené na středomořskou oblast.

Vážky obývají celý svět kromě Antarktidy. Veškeré změny a negativní příčiny ohrožení, vyvolané v důsledku lidské činnosti, jsou spjaty nejen s územím Evropy, ale přecházejí do všech koutů naší planety. Centrem největší koncentrace druhů vážek jsou dnes považovány tropické lesy, kde organismy a i vážky v nich žijící jsou velmi citlivé na změnu prostředí (např. ubývání pralesů, zvyšování eroze, zasolování půd, změny vodního prostředí, aj.). Ohrožení a ztráta druhů je velice vysoká. Ochrana a možná záchrana druhů a stanovišť může být již nemožná (Clausnitzer et al., 2009).

Převážná část zemského povrchu byla přeměněna z původních biotopů na hospodářsky využívaná území, ovládaná člověkem s různými stupni dopadu. Zejména na oblasti a krajinu v blízkosti městských sídel má velký dopad lidská činnost, jako např. vyšší počet vstupů znečišťujících látek, výstavba přehrad, eutrofizace, likvidace, přeměna pobřežních porostů a regulace či zatrubnění lučních potoků. Toto jsou často procesy degradace a příčiny, které znehodnocují hodnotu vodních zdrojů pro současnost, ale i budoucí období (Silva et al., 2010). Vypouštění



odpadních vod a jiných znečišťujících látek do vodních útvarů a vodního koloběhu může negativně měnit vlastnosti vody a její fyzikálně-chemické parametry (např. vodivost, rozpuštěný kyslík, zakalení a pH), které mohou mít vliv na místo zdroje znečištění, ale i na navazující oblasti (Silva et al., 2010). Pro pozorování lidských vlivů na životní prostředí je skupina vážek (Odonata), především pak na vodní prostředí, vhodnou skupinou z několika důvodů: (1) jejich stanoviště výskytu jsou především vodní stanoviště s čistou vodou, (2) larvy mají určitou citlivost k poškození prostředí, (3) mnoho druhů má jednorocní vývojový cyklus, (4) larvy se relativně málo rozšiřují, (5) dospělci mohou být snadno pozorovatelní díky jejich teritoriálnímu chování nad vodními lokalitami a (6) jsou relativně snadno determinovatelní (Silva et al., 2010). Tyto a mnoho jiných vlastností mohou přinést určité výsledky a pohledy na stav a změny v životním prostředí.

**Legislativní Ochrana:** Pod ochranu NATURA 2000 spadá dnes 14 druhů vážek (Odonata) např. i druhy *Coenagrion ornatum*, *Coenagrion mercuriale*, atd., které jsou uvedeny v příloze č. II, po případě v příloze č. IV a V Směrnice Rady č. 92/43/EHS (z 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin) (EUROPEAN RED LIST).

Příloha číslo II obsahuje druhy, které mají být zahrnuty do sítě chráněných stanovišť (uvedené v příloze I). V Příloze č. IV jsou uvedena opatření, která musejí být přijata s cílem, že populace daných druhů v zemích EU budou přetrvávat.

Každá lokalita soustavy NATURA 2000 musí mít právně podloženou ochranu legislativou členského státu (čl. 4, 92/43/EHS). Evropsky významné lokality mohou mít status zvláště chráněného území (národní park, chráněná krajinná oblast, národní přírodní rezervace, přírodní rezervace, národní přírodní památka, přírodní památka), mohou být chráněny smluvně (§39 zákona 114/92 Sb) nebo mohou být chráněny tzv. základní ochranou (§45c, odst. 2 zákona 114/92 Sb.) (AOPK), ale nemusejí být součástí žádného velkoplošného či maloplošného chráněného území.

Z výše uvedené legislativní a právní ochrany se na druh *Coenagrion ornatum* (šidélko ozdobné) váže ochrana, která je zahrnuta do přílohy č. II směrnice EU o stanovištích (Směrnice Rady č. 92/43/EHS z 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin) soustavy Natura 2000. ČR se tímto zavázala plnit povinnost tento druh dostatečně chránit vyhlášením chráněných území. V České Republice je pro tento druh vyhlášena jedna evropsky významná lokalita – Piletický a Librantický potok u Hradce Králové (Waldhauser, Mikát, 2010).

Z hlediska ochrany dále druh *C. ornatum* spadá pod ochranu Bernské úmluvy. Bernská úmluva, tj. úmluva o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť, je uveden v příloze č. II - přísně chráněné druhy živočichů. V České republice byla přijata 8. října 1997 (Dolný et al., 2005). Na Red List organizace IUCN je druh *Coenagrion orantum* uveden jako

blízký ohrožení, s klesající tendencí (Kalkman et al., 2010). Pro Českou republiku byl druh uveden na červeném seznamu jako vyhynulý, nezvěstný druh (Dolný et al., 2005). Jeho ochrana však spadá na mezinárodní úroveň (Dolný et al., 2005) a sahá na území celé Evropy. Pro geografické území Evropy je jeho stav uváděn jako NT - „blízký ohrožení“. Pro oblast EU 27 (oblast členských států EU) je jeho stav též uváděn také jako „blízký ohrožení“.

V jednotlivých sousedních státech České republiky je stav druhu uváděn jako zranitelný, potenciaálně ohrožený pro Slovensko a silně a kriticky ohrožený v Polsku, Rakousku a SRN (Dolný et al., 2005). Po nejnovějších průzkumech a mapování České republiky (2000 - 2010) by mělo dojít k přehodnocení jeho stavu ochrany. Po vstupu ČR do Evropské unie se „naturové“ druhy staly ze dne na den prioritním cílem druhové ochrany. Na rozdíl od ostatních skupin vážek byl u „naturových“ druhů zaznamenán výrazný pozitivní populační trend, způsobený zvýšenou intenzitou monitoringu (Harabiš, Dolný, 2010).

**Obecná ochrana vážek:** V roce 2001 se EU zavázala k zastavení ztráty biologické rozmanitosti v rámci EU do roku 2010. Pro Evropskou biologickou rozmanitost byl vytvořen akční plán, který byl přijat v roce 2006 a ustanovil hlavní cíle a nezbytné činnosti pro dosažení tohoto závazku. Tyto plány vycházejí ze smluv Evropské Unie, ze Směrnice o stanovištích (Směrnice Rady č. 92/43/EHS z 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin), která je směrnicí Evropské Unie, týkající se ochrany rostlin, živočichů a životního prostředí, a směrnice O ptácích (2009/147/ES). Na jejich základě se vyhledávají evropsky významné lokality zvané jako Natura 2000 (Kalkman et al., 2010). Tato ochrana však nedosáhne úplné ochrany všech druhů vážek, a proto vhodným doplňkem pro jejich ochranu a pro Směrnicí o stanovištích je Evropský Červený seznam. Evropský červený seznam se zabývá všemi druhy určité taxonomické skupiny a poskytuje mnohé doplňující informace o situaci biologické rozmanitosti v rámci Evropy. Evropský Červený seznam jako první podává celkové hodnocení evropských druhů vážek, motýlic a šidélek a zahrnuje 137 druhů a poddruhů vážek Evropy. Posouzení Evropského červeného seznamu bylo provedeno podle Mezinárodní unie pro ochranu přírody (IUCN), což je nejvíce používaná metodika po celém světě (Kalkman et al., 2010).

Evropský Červený seznam je sestaven z Červeného seznamu IUCN a jejich programu pro ochrany druhů, z programů Komise pro přežití druhů (Species Survival Commission) a programů regionálního úřadu pro Pan-Europe (Regional Office for Pan-Europe). Červený seznam IUCN podává status ochrany přibližně 6- ti tisíců evropských druhů (savců, plazů, obojživelníků, sladkovodních ryb, motýlů, vážek, vybraných skupin brouků, měkkýšů a cévnatých rostlin) (EUROPEAN RED LIST). Evropský červený seznam byl vytvořen pro dvě oblasti Evropy: pro oblast geografické oblasti Evropy a pro oblast států Evropské unie (EU27) (Kalkman et al., 2010).

V České republice byly směrnice O přírodních stanovištích (92/43/EHS) a O ptácích (2009/147/ES) implementovány do zákona O ochraně přírody a krajiny (114/1992 Sb., ve znění 460/2004). Zde je definována i soustava NATURA 2000 (Natura 2000, AOPK, [http.](http://)). S příchodem deseti nových členů EU byly přidány do seznamu Naturových druhů ke směrnici, do přílohy číslo II a IV (Appendix II, Appendix IV), další dva druhy, a to druh *Coenagrion ornatum* a *Cordulegaster heros* (Evropská komise 2002).

Směrnice o stanovištích je velice silným nástrojem pro ochranu populací a stanovišť, protože Evropská komise může udělit vysoké sankce státům za nedodržení a nesplnění cílů směrnic (Sahlén et al., 2004). Dále Evropská politika ochrany přírody předpokládá integraci svých požadavků na ochranu druhů do ostatních odvětví politiky Evropské Unie, jako je zemědělství, regionální rozvoj a doprava (Kalkman et al., 2010).

Několik států zřídilo i vlastní směrnice o ochraně vážek (např. Francie, Německo, Holandsko, Polsko a Španělsko). Vnitrostátní předpisy se však liší a je těžké je definovat. Je ale možné porovnat dva protilehlé probíhající trendy v ochraně vážek. Např. v Německu a Španělsku jsou všechny druhy vážek chráněny, zatímco v jiných státech, jako např. Švédsko a Norsko, žádný druh vážky chráněn není. Obě tyto metody v příslušných zemích dobře fungují, ale ochrana biotopů je přirozeně lepší než ochrana jednotlivých druhů (Sahlén et al., 2004).

Druhovú ochrana vážek v ČR je problematická zejména s ohledem na skutečnost, že většina druhů z aktuálního Červeného seznamu vážek Evropy, vyskytujících se na našem území, nepatří mezi prioritní druhy. Neefektivní je snaha o „paušalizaci“ příčin ohrožení jednotlivých druhů, jelikož i velmi příbuzné taxony často představují zcela rozdílné životní strategie a mají tudíž i odlišné příčiny ohrožení (Harabiš, Dolný, 2010).

Prioritou pro výzkum a ochranu druhů vážek v Evropě by měla být důkladná analýza jejich distribučních schopností a druhových preferencí na stanoviště. Takovou analýzou by mohla vzniknout tzv. „hot spots“ (odonatologická centra) na území a v regionech Evropy. Tato centra by mohla být vyhodnocena a pro nejcennější lokality by mohl být vytvořen speciální program (Sahlén et al., 2004). Tento program má za cíl vytvořit předseda The Prime Dragonfly Areas projektu a identifikovat tím prvotní seznam nejdůležitějších oblastí pro ochranu a zachování vážek Evropy. Toto bude mít za následek vytvoření publikace srovnatelné s nedávno vydanou publikací pro motýly (Swaay, Warren, 2003).

### 3 Popis zájmového území

#### Piletický a Librantický potok

**Hydrologické a geologické poměry:** Oblast Piletického a Librantického potoka se nachází ve východních Čechách v blízkosti města Hradce Králové, v SV části. Piletický potok vzniká v městské části Hradce Králové - Rusek soutokem Librantického a Černilovského potoka (příloha obr. č. 11, 12). Teče směrem na jihozápad. Poblíž centra Hradce Králové se vlévá do Labe jako levostranný přítok. Librantický potok pramení nad obcí Librantice (cca SV od Hradce Králové) a teče kolem obce Divec a lesa Ouliště do Ruseka. Všechny tři uvedené toky spadají do povodí Labe, do úseku dílčích povodí s číslem 1-01-04: Labe od Metuje po Orlici. Jednotlivé označení dílčích povodí čísla hydrologického pořadí (ČHP) je: Librantický potok (1-01-04-0340), Černilovský potok (1-01-04-0330) a Piletický potok (1-01-04-0350). Reliéf oblasti tvoří převážně rovinný terén, zformován především během čtvrtohor vodním tokem Labe. Tyto vodní toky protékají krajinou s velmi mírným podélným sklonem (AOPK, 2006).

**Geomorfologie:** Piletický a Librantický potok spadají do celku Orlické tabule, podcelku Třebechovická tabule. Podloží této oblasti je tvořeno převážně druhohorními usazenými horninami (pískovce, opuky, slínovce) a usazenými horninami čtvrtohor (hlíny, spraše, šterky, písky) (Bokr, 2010).

**Kraje a katastrální území:** Území, kterými protékají jmenované vodní toky, jsou součástí Královehradeckého kraje, a spadají pod katastrální území Bukovina u Hradce Králové, Piletice a Rusek (AOPK, 2009)

**Krajinná charakteristika:** Piletický a Librantický potok procházejí polabskou zemědělskou krajinou s loukami a polními kulturami (AOPK, 2009).

**Biota:** Piletický potok je revitalizovaný tok. Dříve podstupoval melioračním úpravám. V rámci regulace je koryto zregulované, ale nezpevněné, s nánosy organického materiálu a štěrkopísku s porosty makrofyt: především *Glyceria sp.*, *Sparganium sp.*, *Callitriche sp.*, šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*). Mezi těmito nánosy s vodními rostlinami se vytváří drobné meandry. Je poměrně zachována vertikální členitost koryta – střídání hlubokých tůní, často nezarostlých i dosti zarostlých brodů. Dnes většina toku zarůstá chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) a především pak rákosem obecným (*Phragmites australis*). Na pravém i levém břehu Piletického potoka jsou vytvořena stromořadí, tvořená především javory, topoly a vrbami, které vytváří poměrně husté stromové patro v rozmezí výšky 5 a více metrů se silnou pokryvností (zápojem).

Librantický potok má bohatou vegetaci s žabníkem jitrocelovým (*Alisma plantago aquatica*), *Juncus sp.*, *Glyceria sp.* Některé části toku zarůstají chřasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) (AOPK, 2006). Dříve podstupoval melioračním úpravám, které jsou prováděny v některých částech až do dnešní doby. Vhodná preference pro tento potok je spíše revitalizačního charakteru. Břehy jsou bez souvislé stromové výsadby především s výskytem topolu. Oba toky vykazují parametry lokálního biokoridoru, biocentra a jako možný kosterní prvek ÚSES (Macháček et al., 2009).

**Vývoj krajiny v okolí toku:** Piletický a Librantický potok procházejí polabskou zemědělskou krajinou s loukami a polními kulturami, které mají v této oblasti značnou historii. Z možných dostupných materiálů je patrné, především pak porovnáním současných a historických map zejména z II. vojenského mapování (1836 - 1852), že zkoumané úseky koryta Piletického a Librantického potoka byly již v této době zaznamenány na přibližně stejných místech s podobnou trasou toku (příloha obr. č. 13 – I., II, III.). Již v této době (přibližně rok 1845) oba toky obklopovaly extensivně hospodářsky využívané plochy. Tyto plochy byly využívány jako louky a pastviny, především pak pro pěstování obilnin, řepy a brambor. Celkové plochy obklopující oba toky byly více členěné díky většímu počtu vlastníků hospodářských ploch s menšími výměrami. Mezi jednotlivými zemědělsky využívanými ploškami se nacházely i sady a remízky (zdroj: kronika obce Věkoše, historické mapy II. vojenského mapování). Je předpoklad, že potoky měly přirozený charakter s možností se rozlévat a vytvářet i dočasně podmáčené stanoviště. Podél jejich toku nebyly žádné souvislejší stromové porosty. Podle dostupných dat o využití ploch v základní územní jednotce (ZÚJ) Rusek – Předměřice nad Labem bylo v této době využíváno 755,2 ha jako orná půda, 124,6 ha jako louky, 46,5 ha jako pastviny a 27,4 ha jako trvalé kultury. Celkově zemědělská půda měla rozlohu přibližně 954 ha. Zastavěná plocha byla 9,7 ha. Tento stav výměr vydržel přibližně po sta let asi do roku 1945. Ale i za toto období se poměr využití určitých ploch změnil. Například byl velký úbytek pastvin na úkor trvalým kulturám. Celková rozloha zemědělské půdy však zůstala přibližně stejná (cca 952 ha). Postupem času a vývojem doby docházelo k úbytku zemědělské půdy a využívání ploch pro zemědělství (data pro rok 2000), kdy celková zemědělská plocha měla rozlohu již jen 664 ha. Narostlo tak využití ostatních ploch, jako zastavěné plochy z 9,7 ha (1845) na 40,1 ha (2000), ostatní plochy z 60,6 ha na 361,8 ha a došlo i k nárůstu vodních ploch z 17,6 ha na 35,8 ha, a to v důsledku těžby usazených hornin jako písky a štěrky, čímž došlo k vytvoření písňů a vodních nádrží (rybníků). Některé vznikly i v blízkosti Piletického potoka. Se zmenšováním zemědělské plochy docházelo k zintenzivňování zemědělství a scelování pozemků především v období do roku 1989, a to přineslo za následek velké změny v krajině. Do této doby došlo i k melioracím a úpravám vodních toků, ale ne do takové míry, aby výrazně změnil jejich charakter a trasu toku. Při zintenzivňování zemědělství docházelo k využívání

ploch pro obhospodařování až do velké blízkosti toků, což na některých místech přetrvává až do těchto dob (příloha obr. č. 14). Dochází k vysokému využívání biocidů a dalších činitelů, jako např. vypouštění odpadních vod přímo do vodních toků z přilehlých obcí, čímž docházelo k velké eutrofizaci vod. Velká část území byla a dodnes je využívána nejen pro pěstování hospodářských plodin s využíváním biocidů, ale i jako travní porosty na produkci pícnin, jako krmivo pro hospodářská zvířata. Vliv, podle dostupných zdrojů na vodní prostředí Piletického a Librantického potoka, mají hlavně pěstování rostlin, používání pesticidů, hnojení, management vodní a pobřežní vegetace pro účely odvodňování a eutrofizace, které mají velmi vysokou intenzitu (BIOMONITORING, 2007). Přibližně v roce 2002 došlo k revitalizaci Piletického potoka, kde došlo k upravení koryta a k výsadbě břehového porostu (příloha obr. č. 15). Především díky výsadbě břehového porostu došlo v dnešní době k velkému zápoji korun stromů a tím k výraznému zhoršení podmínek pro výskyt *C. ornatum* a k redukci vhodné vodní vegetace.

## 4 Metodika

### 4.1 Metodika monitoringu vážek

Evropa má dlouhou tradici v mapování vážek. Mezi hlavní prostředky určování vážek je jednodušší variantou určování dospělců. V mnoha případech se používá i larvální a exuviální identifikace druhů (Kalkman et al., 2010).

Vhodnou metodou pro biomonitoring vážek je nejčastěji používaná metoda pro odchyt dospělců, metoda: metoda CMR (capture – mark - recapture = odchyt - značení - zpětný odchyt). Tuto metodu sledování je nejvhodnější provádět za určitých podmínek (Hanel et al., 2000):

1. Teplota vzduchu ve stínu (v místech pozorování) musí být minimálně 20 °C. Na teplotu vzduchu mají vliv i větrné podmínky, proto teplota musí být měřena v reálném terénu, kde bude prováděno sčítání (nikoli tedy v závětrí, pokud toto není v místech sčítání).
2. Musí být alespoň 50 % slunečního záření. Znamená to, že nesčítáme, jestliže je zataženo (i při dostatečné teplotě), ale může být polojasno (tzn., že při kontrole lokality bude alespoň polovinu sčítací doby svítit slunce). Optimální je provádět pozorování za plně slunečních dní.
3. Pozorování provádíme za bezvětří nebo jen za slabého větru. Vážky (zejména drobné subtilní druhy) rychle reagují na poryvy větru a často se ukrývají v závětrí.



4. Pozorování provádíme v období od 11:00 do 14:00 hod. V tuto dobu obvykle nalezneme na lokalitě největší počet druhů a současně lze předpokládat i jejich největší četnost. Tato perioda je vhodná i pro pozorování v jarních a podzimních dnech, kdy ranní a podvečerní teplota vzduchu bývá již dosti nízká, což se projevuje ve snížení aktivity imag. Při vhodných teplotních a solárních podmínkách lze během vegetačního období druhy vážek nacházet často během slunečných dní mezi údobím přibližně od 9:00 do 17:00 hod. Výše uvedené podmínky je nutno dodržet, věnujeme-li se především podrobným dlouhodobým výzkumům a chceme-li pak údaje vzájemně srovnávat (Hanel et al., 2000).

Právě metoda CMR byla použita při rozsáhlejším biomonitoringu *C. mercuriale*, který probíhal na dolní části vodního toku Itchen Valley v jižní Anglii. Při tomto monitoringu byl každý odchycený jedinec označen tečkou na pravém křídle a individuálním identifikačním číslem na křídle levém pomocí vodě odolné fixy (Rouquette et al., 2005). Po té byli jedinci v určitých intervalech zpětně odchytáváni pomocí entomologických sítěk (průměr 30-40 cm), či výskyt jedinců byl zaměřován pomocí dalekohledu. Při každém zpětném odchytu jedince bylo zaznamenáno identifikační číslo jedince, poloha pomocí globálního navigačního systému (GPS) a v některých případech byly i označeny „tečkou“ pro označení jejich zpětného odchytu (Watts et al., 2004).

Pro získání podrobnějších dat je vhodné u jednotlivých nálezů zaznamenávat: lokalitu, datum, čas, biotop (charakter vodního toku, dominantní vegetace, okolní biotopy), počet zaznamenaných jedinců, zastoupení jednotlivých pohlaví, projevy epigamního chování (páření, ovipozice a přítomnost imaturních jedinců) (Walther, Mikát, 2010), viz. Záznamový list (příloha tab. č. 2, 3). Pro pořizování zápisů z průzkumů se doporučuje použít formuláře jednotného formátu, které lze následně snadno využít pro statistické vyhodnocení dat. Mimo jiné se do záznamových listů zaznamenávají běžné meteorologické charakteristiky, početnost všech jednotlivých stadií, projevy epigamního chování, druhové složení i další charakteristiky celé odonatocenózy a hlační charakteristiky biotopu (Dolný, Bárta et al., 2007). Frekvence pozorování pro sčítání dospělých jedinců je nejlépe provádět jedenkrát týdně, respektive 5-6 krát za sezónu (Dolný, Bárta et al., 2007). Optimální je evidence druhů společně se sčítáním obou pohlaví odděleně. Důležitější je součet samců, protože jejich počet je vzhledem k teritorialitě omezen únosností lokality (prostorovou kapacitou) (Hanel et al., 2000).

Výskyt vzácných a ohrožených druhů je nanejvýš žádoucí dokladovat kvalitními fotografiemi (Koleček et al., 2009). Pro odchyt dospělých jedinců je vhodné použít smýkací metodu pro odchyt jedinců z vegetace. Tuto metodu je vhodné použít u druhů vážek s poměrně početnými populacemi a jejichž imaga vykazují nízkou teritorialitu či nízké rozptylové schopnosti, nebo naopak se dokonce shlukují. Dospělí jedinci u těchto druhů jsou navíc nápadnější a hlavně jsou lépe

spozorovatelní než exuvie a dají se lépe odchytil než larvy (Dolný, Bárta et al., 2007).

Další vhodnou metodou sledování výskytu vážek je odchyt larev. Průzkum zaměřený na larvy by se měl provádět před výskytem imág (před líhnutím) (Mikát, Walthausen, 2010), kdy jsou nejlépe patrné determinační znaky (Koleček et al., 2009). Ve stojatých nebo tekoucích vodách lze postupovat několika způsoby: prosmykávání cedníkem nebo vodní sítkou z monofilu vodní rostliny, v pobřežní vegetaci, na dně a pod vymletými břehy, prohrabání dna cedníkem i v hlubší vodě, individuálně sbírat larvy s předmětů vyjmutých z vody, lopatkou nebo drápkem vytahovat materiál ze dna hlubší vody a promývat jej. V rychlém proudu lze chytat larvy pomocí sítky, kterou přitiskneme ke dnu a před ní proti proudu rozhrabáváme dno. Vyplavené larvy jsou pak proudem zaneseny do sítky. Při průzkumu postupujeme proti proudu, abychom nezakalili neprozkoumané partie toku (Koleček et al., 2009). Larvy lze určovat spolehlivě jen tehdy, jde-li o jejich nejstarší vývojová stádia. Pro jejich determinaci je vhodné postupovat podle podrobných klíčů a pramenů nebo určování předat k determinaci. Proto je vhodnější soustředit se spíše na sběr svleček (exuvií), zachycených na vyčnívajících rostlinách z vody. U nich je určení většinou dobře možné. Jiný způsob ověření druhů je pomocí chovu larev v akváriu do jejich dospělosti (Hanel et al., 2000).

Moderní metodiky faunistických a botanických průzkumů jsou čím dál více spojovány s moderními genetickými metodami a principy výzkumu. Především pak pro výzkum živočišných druhů, např. i vážek (Odonata), jsou prováděné průzkumy spojovány s metodami genetiky populací, výzkumy DNA a jeho určitých charakteristik pro druhy a populace, pro evoluční vývoj, šíření a rozptýl druhu. Výsledky z těchto pozorování poté podávají vhodné informace pro lepší pochopení a popis biologických a ekologických nároků druhů, vhodné pro další výzkum a možnost jejich ochrany.

Pro výzkum a analýzu DNA pro druh *C. mercuriale* byly provedeny pokusy, kde pro získání vhodného genetického materiálu byly použity zadní končetiny z živých jedinců (Watts, Rouquette et al., 2004).

Jelikož tato metoda sběru genetického materiálu není vždy vhodná, byl proveden výzkum, kde byl použit podkladový genetický materiál exuvie druhu *C. mercurial*. Tato metoda byla zvolena především z důvodu, kdy nedochází k poškozování živých jedinců. Dále ve výzkumu byly použity tři způsoby analýzy DNA (DNeasy tissue kit, proteázový-K/TNES a Chelex-100) (Watts et al., 2006). Způsob analýzy DNA z exuvií je také vhodný pro druhy, které je velice těžké chytit a je pro ně složité získávat potřebné množství dat (Watts et al., 2006). Tento způsob získání vzorků může mít i své nevýhody. Jednou může být omezená možnost sběru exuvií, kde jejich trvanlivost může být velice krátká (někdy i jen pár dní) a druhou, že exuvie mohou podléhat deformaci vlivem prostředí, především působením slunečního záření a tepla, což může poté ovlivnit PCR analýzu. Z daných pokusů ale

prozatím vyplývá, že exuvie jsou pro extrakci DNA vhodným materiálem (Watts et al., 2006).

Pro analýzu a vyhodnocení dat jsou po té používány určité statistické a matematické postupy a metody. Pro jednotlivé zkoumané záměry výzkumu, s zaměřením jsou nejdříve nasbírána data, které jsou sesbírána podle vhodného metodického postupu, nejlépe stanoveného před zahájením práce. Zjištěná data jsou poté vyhodnocována podle dosud nejvhodnějších statistických metod a testů. Pro vyhodnocování dat získaných metodou CMR lze využít pokročilou statistiku. Výběr modelu souvisí s charakterem získaných dat (White et al., 1999).

Při posledním nejrozsáhlejším výzkumu *C. mercuriale*, probíhající v jižní Anglii, byly použity na jednotlivé záměry výzkumu určité metody. Byly měřeny jak fyzikální proměnné faktory a charakteristiky vodních kanálů, tak pozorovány a zkoumány biologické nároky druhu. Z dosavadních výzkumů je patrné, že dochází k velice úzkým propojením mezi těmito dvěma směry výzkumu k lepšímu popisu ekologických nároků druhů. Pro zhodnocení stanovišť byly měřeny fyzikální parametry vodního prostředí, popsány charakteristiky potoků a byla sledována vegetace (Rouquette et al. 2005). Pro toto pozorování byla určena metodika, kde byly hodnoceny parametry podle určitých kritérií. Pro popis koryta byly naměřeny hloubky koryta v určitých úsecích (v cm), šířka koryta, délka a výška svahů (měřena od hladiny ke hraně svahu), gradient svažitosti (určen poměrem délky a výšky svahů), byl monitorován substrát dna, zakalenost vody a možné vlivy na daný tok jako např.: pastva. Byla sledována a měřena plocha vegetace přímo ve vodním toku jako pokrytí jednoděložných a dvouděložných emerzních rostlin, pokrytí submerzních rostlin, pokrytí plovoucí vegetace a volné vodní hladiny. Pro břehový porost bylo měřeno pokrytí hygropytních jednoděložných (*Glycera maxima*, *Phalaris arundinacea*, *Sparganium erectum*, *Iris pseudacorus*, *Carex* spp., *Juncus*, aj.) a dvouděložných (*Apium nodiflorum*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Veronica* spp., *Myosotis scorpioides*, *Mentha aquatica*, *Rumex hydrolaphthum* a *Epilobium* spp.) rostlin. Byla měřena tak i plocha pokrytí terestrických rostlin, především z čeledi Graminaea, Juncaceae a Cyperaceae. Byly sledovány i doprovodné dřeviny; jejich přítomnost v blízkosti toku a výška vegetace ve vzdálenostech 0,25; 0,5; 1; 2; 5 a 10 m od vodní hladiny, která byla měřena ve dvou skupinách – se střední výškou vegetace od 0–1m a se střední výškou 2–10 m. Záznam procentuálního pokrytí vegetace byl prováděn na základě vybrání dvou čtverců o rozměrech 1x1 m (1 m<sup>2</sup>) na každém břehu v daném úseku kde výšky byly zprůměrovány. Hodnocena byla i ostatní vegetace mezi vybranými čtverci. (Rouquette et al. 2005).

**Statistická analýza:** Pro zhodnocení dat je možné použít obecných lineárních modelů (General Linear Models), kterými lze posoudit, které parametry lokality mají významný podíl na hustotě výskytu druhu (Rouquette et al. 2005). Obecné lineární metody lze použít pro zpracování různých rozdělení dat včetně binomického a kromě normálního a které mohou být použity pro modely přítomnosti

i s absencí dat. Pro zpracování dat je používána distribuční funkce Poissonova rozdělení. Tato rozdělení se ukázala být obzvláště užitečná v modelování rozšíření druhů ve vztahu na parametry dané lokality. Tyto modely byly použity v mnohých studiích v posledních letech (Rouquette et al. 2005). Ve studii provedené v jižní Anglii byla použita průměrná hustota *C. mercuriale* jako závislá proměnná. Ta závisela na počtu dat.

Pro výpočet chyby bylo nejvhodnější použití Poissonova procesu v souvislosti s použitím řady ukazatelů zjednodušujících testované kategorie. Všechny proměnné, které nebyly normálně distribuované, byly podrobeny vhodné transformaci před vytvářením modelu. Šířka koryta, gradient svažitosti a oba parametry výšky vegetace byly převedeny dekadickým logaritmem a všechna procentuální zastoupení vegetace byla převedena pomocí arcsinu. Všechny analýzy byly provedeny ve statistickém programu SAS, verze č. 8 (Rouquette et al. 2005). Pro určení populační struktury jsou prováděny analýzy fixačního indexu, analýzy genetické variance (AMOVA), assifnements, fylogeneze a další. Pro analýzy jsou používány principy Hardy-Weinbergovy rovnováhy četnost alel v genotypech. Při výpočtech je používáno mnohých postupů, pro které jsou dnes vhodné počítačové softwary, jako např. FSTAT, GENEPOP, GENETIX, ARLEQUIN pro analýzu molekulární variance. Není-li lokalita optimální, můžou jedinci hledat více vhodné stanoviště. Zde může být spojitost mezi rozptylem a některými vlastnostmi stanoviště. Tato vlastnost byla zkoumána na základě výpočtu průměrné délky pohybu během života všech prvních označených šidílek na každém úseku (Rouquette et al. 2005).

## 4.2 Metodika mapování (monitoring)

Mezi základní úkoly při sledování trendů vývoje ekosystémů či krajiny patří hodnocení rozšíření organismů včetně vážek. Změny v hojnosti výskytu, respektive areálů rozšíření, patří k velmi významným ukazatelům populačních trendů jednotlivých druhů či vyšších taxonomických skupin. Ke sledování těchto změn je velmi vhodná metoda síťového (kvadrátového) mapování. V porovnání s klasickým mapovým zobrazováním, tedy bodovým vyznačením míst výskytu v mapě, umožňuje snadnější a přesnější zhodnocení faunistických dat, jako např. o kolik kvadrátů (procent) se změnila oblast výskytu daného druhu za určitou dobu (Dolný, Bárta et al. 2007).

V České Republice je běžně používána středoevropská mapová síť, která je tvořena sítí polygonů, odvozená od zeměpisných souřadnic. Jednotlivé polygony, běžně nazývané faunistické čtverce nebo kvadráty, ve skutečnosti tedy nejsou geometrickými čtverci, ale sférickými lichoběžníkovými plochami mírně se zužujícími k severu. Délka strany je 10 minut a v terénu se u nás pohybuje od 12,35 km na jihu po 11,7 km na severu. Výška svislé hrany činí 6 minut a odpovídá zhruba

11,1 km v terénu. Číslo mapového kvadrátu (č. m. k.) je čtyřciferný číselný kód, jehož první dvojčíslí je označení příslušné horizontální řady a druhé vertikálního sloupce (Dolný, Bárta et al. 2007).

Území ČR lze rozdělit celkem do 678 mapových kvadrátů podle překryvu území ČR s vrstvou faunistických kvadrátů v GIS. Z tohoto počtu však 19 kvadrátů zasahuje z okolních zemí na území ČR jen nepatrnou plochou (zpravidla maximálně 10% z celkové plochy kvadrátu). V mnohých z nich navíc nejsou žádné vhodné biotopy pro výskyt vážek. Za reálné množství použitelných kvadrátů v ČR lze tedy, vzhledem k potenciálnímu výskytu vážek, považovat počet 659. K této hodnotě jsou vztaženy analýzy dat týkajících se frekvence výskytu jednotlivých taxonů, resp. „pokrytí“ kvadrátů příslušnými faunistickými nálezy.

Do síťových map jednotlivých druhů byl v příslušném kvadrátu zaznamenáván výskyt ve třech časových obdobích (do roku 1949, 1950 - 1989, od roku 1990 včetně), v návaznosti na historii odonatologických průzkumů v českých zemích (Dolný, Bárta et al. 2007). Data prvních dvou časových rovin jsou zobrazena takovým způsobem, aby byla zřetelná i v případě recentního výskytu, což může být významné vzhledem k analýze trendů apod. Pokud konkrétní druh v daném kvadrátu nalezen nebyl, je tento čtverec znázorněn jako prázdný. Podklad mapky tvoří mapa výškopisu ČR, vytvořená s využitím digitálního modelu terénu (DMT) (Dolný, Bárta et al., 2007).

### 4.3 Ochrana a management

Aplikovaná ochrana a management ochrany *C. ornatum* je prozatím v začátcích. Díky jeho omezenému výskytu v ČR je složité přesně určit nejvhodnější metodu managementu pro jeho ochranu. Do této doby byly pro tento záměr navrženy jen některé možné managementové zásahy a postupy. Pro ochranu *C. ornatum* jsou managementové zásahy vhodné z důvodu ztráty přirozených regulačních procesů a přirozených vodních toků, kde tyto procesy byly přirozeně řízeny. Pro tento záměr byly prozatím provedeny prvotní praktické managementové zásahy na vodním toku Librantického a Piletického potoka (příloha obr. č. 16). Různé způsoby zásahů byly a jsou monitorovány. Výsledky z těchto pokusů prozatím nebyly blíže upřesněny. I přesto je v celku srozumitelné, že pro účinnou ochranu *C. ornatum* je nezbytné zachovat jeho biotop a omezit znečišťující vlivy (Marhoul et al., 2008).

Malé vodní toky v otevřené krajině a jejich vegetace procházejí během let výraznou dynamikou, především v závislosti na množství srážek. Vhodnost jednotlivých úseků pro vývoj druhu se tedy může rok od roku měnit (Marhoul et al., 2008). Vhodnou navrhovanou délkou úseků pro dlouhodobé zachování populací *C. ornatum* s dostatečně heterogenním charakterem toku (především s různým stupněm zárůstu, vertikální členitostí – tůňe, brody), jsou úseky v délce alespoň několika set metrů až kilometrů vodního toku. Na místech výskytu šidélka *C. ornatum* je potřeba eliminovat používání pesticidů, herbicidů a hnojiv z chovů

jako (močůvka, hnojůvka, atd.) na přilehlých, ale i na vzdálenějších plochách od toku a vyloučit nebo omezit intenzivní pastvu dobytka po celé délce toku (Marhoul et al., 2008). Potenciálním ohrožením šidélka biocidy je i v případě provádění tzv. protipovodňových opatření, kdy mimo prohlubování koryta a zpevňování břehů dochází k odstraňování porostů vyšších bylin z koryta a břehů za pomoci herbicidů. Tento způsob managementu je zcela nevhodný.

Pro vytvoření optimálního biotopu, vhodného pro šidélko, se jeví možnost přeměnit pruh polí o šířce do 50 m na obou březích v extensivně kosené nehnojené louky. Tyto louky by mohly být i vhodnými krajinnými prvky, vhodnými i pro jiné volně žijící živočichy. Popřípadě alespoň po domluvě s majiteli přilehlých pozemků nahradit jednoleté plodiny víceletými píceňkami, jako např. jetel, vojtěška, travní směsi. Tyto změny omezí splachy ornice a zanášení toku. Jako nevhodná plodina pro výsadbu v okolí toku se jeví především kukuřice (Marhoul et al., 2008).

*C.ornatum* preferuje pro svůj vývoj osluněná nezastíněná stanoviště, a proto je třeba vyloučit výsadbu dřevin na březích. Dřeviny, které se na březích již vyskytují, je vhodné buď zcela odstranit nebo alespoň probrat. Popřípadě je pravidelně ořezávat, aby časem nedošlo k souvislému zápoji korun. Rozestupy mezi stromy je nutné zvolit pro každý druh dřeviny individuálně. Likvidace je žádoucí především v případě nepůvodních, zejména invazních dřevin (např. javoru jasnolistého (*Acer negundo*)). V případě starých břehových porostů (což není případ stávajících známých lokalit *C. ornatum*) je odstraňování sporné. Je nutné zvolit vhodný kompromis vzhledem k biologické a estetické hodnotě těchto porostů v krajině. Úseky toků, na kterých by došlo k odstranění starých vzrostlých stromů, by se pravděpodobně nestaly vhodnými ani po jejich odstranění. Mohlo by to ale pravděpodobně zvýšit možnost migrace šidélka na další vhodné úseky. Jednoznačný je management pouze v případě hlavatých vrb, které je žádoucí pravidelně ořezávat, aby nevytvářely rozložitý zápoje koruny (Marhoul et al., 2008).

Vhodně zvoleným managementovým opatřením přímo v korytě by měla být podpora tvorby řídkých porostů vodních a bažinných rostlin vyhovujícího druhového složení. Naopak by se mělo zamezit expanzi konkurenčně silných druhů, jako např. rákosu, chrastice rákosovité, orobinců a případně zblochanu. Vhodným způsobem odstraňování těchto porostů rostlin je kosení (příloha obr. č. 17). Úseky hustě zarostlé těmito druhy je vhodné kosit ručně, popřípadě křovinořezem. Vhodným obdobím pro kosení je doba metání, kvetení (červen) a z jara. Doba kvetení (červen) se ale kryje s dobou letu šidélka. Z hlediska ochrany druhu je tedy žádoucí odložit kosení na srpen či září po skončení doby letu, i za cenu jeho nižší účinnosti (Marhoul et al., 2008). Popřípadě přesunout dobu kosení do jarního období ještě před výskytem *C. ornatum*, kdy by seč mladých rostlin mohla narušit energetický vývin rostliny. Pokosenou biomasu je nutné z koryta následně neprodleně odstranit a odvézt. Menší část je možné nechat zetlít, vždy však je důležité zvážit, zda nedojde k významné eutrofizaci toku. Nevhodné období je kosení v zimním období, které naopak vede k zahušťování porostů rákosu. Na místech promíseného porostu rákosu, chrastice



nebo orobince s nižšími druhy není kosení vhodné. Vhodnější způsob je selektivní vytrhávání i s oddenky v srpnu nebo září. Porosty nižší vhodné vegetace v korytě by měly být ponechány bez zásahu. Veškeré managementové zásahy do koryta a břehových porostů je potřeba provádět velmi citlivě a po menších úsecích je rozložit do více let. Doposud nevhodné úseky upraveného toku je vhodné revitalizovat (meandry, vytvořením tůní, vyměření zařízeného koryta, stržením příkrých břehových svahů). Vhodné úseky toku zarostlé vhodnou vegetací je lepší ponechat ve stávajícím stavu (Marhoul et al., 2008).

## 5 Diskuse

### Zhodnocení faktorů *Cenagrion ornatum* a *Coenagrion mercuriale*

Pro dané druhy je zřejmé, že mají velice podobné ekologické nároky. Z výzkumů a pozorování, které přinesly určité informace o těchto druzích, je patrné, že oba druhy nejsou úzkými specialisty, ale na druhou stranu nejsou úplnými generalisty v míře specializace ve vyjádření rozmanitosti stanoviště, na kterých se druhy vyskytují. V porovnání všech ekologických nároků a zohlednění nejdůležitějších faktorů vyplývá, že v mnohých faktorech jsou nároky na stanoviště obou druhů velice podobné.

**Biotop:** v porovnání vodního prostředí oba druhy obývají pomalu tekoucí vody s celoročním průtokem s optimální rychlostí vody 3 cm/s. Rychlost vody na výskyt druhů hraje roli. Rychlost a hladina vody může díky velkým dešťům a jarnímu tání v průběhu sezóny kolísat, ale nebude mít déle trvající charakter. Rychle tekoucí voda v korytě nemusí být vhodná pro období kladení vajíček, kdy samička během kladení přilétá až k vodní hladině, aby nakladla vajíčka do vodní vegetace. Vysoká rychlost vody by samičkám při tomto procesu mohla bránit. Vysoká rychlost vody může být nevhodná i pro larvální stádium, kdy silný proud vody může znemožňovat larvám lov potravy, po případě je může unášet ze stanovišť výskytu. Vysoká rychlost vody může mít i vliv na výskyt vhodné vodní vegetace, která je druhy šidélek využívána.

Oba druhy šidélek obývají potoky a příkopy především se substrátem dna jemnozrnných písčitých zemin s vápnitým podílem až bahnitým substrátem. Substrát dna, jako faktor, může ovlivňovat zakalenost vody, může snižovat okysličování vody a životní prostředí v larválním stádiu. Prozatím ale nebyly pozorovány případy, kdy by bahno způsobilo úplné zadušení celého stanoviště. Potoky s převážně bahnitým dnem byly upřednostňovány především druhem *C. mercuriale* (Rouquette et al. 2005).

Dalším faktorem, který byl pozorován v souvislosti s parametry vody, bylo pH vody. Oba druhy se vyskytují ve vodním prostředí s pH v rozmezí přibližně 7–8. Tento faktor může být vysvětlen zvýšeným obsahem vápnitého podílu v podloží

a substrátu dna. Je zřejmé, že pH faktor není příliš významným faktorem ve výskytu druhů. Na mnohých místech výskytu je kyselost vody značně ovlivňována lidskou činností, především používáním biocidů. Není tedy zřejmé, zda druhy obývají takováto prostředí z důvodu jejich výběru, či zda- li to není jen důsledek nedostatku vhodných stanovišť.

Z daných pokusů bylo zjištěno, že na vysokou hustotu výskytu *C. mercuriale* mají kladný vliv široké svahy koryta. Částečně zaplavené středně široké svahy společně s výskytem emerzní vegetace druhy také často vyhledávaly (Rouquette et al. 2005).

Naměřená nadmořská výška výskytu u obou druhů je velice rozsáhlá. Je zřejmé, že na tomto faktoru má podíl geografické členění Evropy a jejich odlišná oblast vývoje. Je ale patrné, že výskyt šidélek není příliš závislý na nadmořské výšce. Z naměřených hodnot je ale patrné, že druh *C. mercuriale* zpravidla obývá vyšší polohy než druh *C. ornatum*. Lze nejspíše určit přibližnou horní hranici výskytu, ale výskyt i ve vyšších „extrémních“ nadmořských výškách nelze vyloučit. V tomto případě bude hrát na výskytu šidélek nejpravděpodobněji roli spíše množství slunečního záření, oslunění lokality, délka a určitý počet teplých dní v průběhu vývoje šidélka. Lze tedy říci, že i ve vyšších chladnějších polohách s dostatečným počtem a délkou teplých slunných letních dní a dostatečným množstvím slunečního záření se ve vyšších polohách můžou druhy vyskytovat, ale s určitě menší pravděpodobností, nebo dokonce i jen jako imigranti. Je možné, že s nadmořskou výškou se mění celkový charakter vodního toku a s tím i jeho některé vlastnosti, jako např. rychlost vody, množství kyslíku ve vodě, množství bahna v korytě, což může souviset s výskytem druhu na vyšších, ale přesto na humus bohatých stanovištích, jako rašeliniště a vrchoviště.

Z výsledků provedených pozorování a možných zdrojů, lze vyvodit, že na výskytu obou druhů šidélek hraje velkou roli výskyt určitých skupin rostlin. Výskyt *C. mercuriale* je výrazně spojen se třemi skupinami vodní vegetace, tj. se skupinami dvouděložných emerzních, submerzních a plovoucích skupin rostlin. Pro břehovou vegetaci nebyly zjištěny výraznější preference rostlin (Rouquette et al. 2005). Oba druhy pro svůj vývoj vyžadují především druhově bohaté, ale rozvolněné porosty nižších až středně vysokých ponořených či plovoucích vodních rostlin (Marhoul et al., 2008). V rozvolněných porostech se uplatňují např. šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*), hvězdoš háčkatý (*Callitriche hamulata*), ostřice vyvýšená (*Carex elata*), zblochany (*Glyceria* spp.), máta vodní (*Menta aquatica*), pomněnka bahenní (*Myosotis palustris*), rdest (*Potamogeton* spp.), sevlák širolistý (*Sium erectum*), zepar jednoduchý (*Sparganium emersum*), rozrazil potoční (*Veronica baccabunga*). V zaplavených porostech s mírně tekoucí vodou se mohou vyskytovat okřehky (*Lemna* spp.); místy na březích v souvislosti s ruderalizací dominují porosty kopřivy dvoudomé (*Urtica dioica*) (Marhoul et al., 2008). Je zřejmé, že na lokalitách s výskytem druhů se může složení vegetace měnit, především v důsledku geografické rozmanitosti a typu stanoviště. Ve studiích bylo zjištěno, že samičky pro kladení

vajíček preferují rostliny s měkkými stonky a tenkou kutikulou rostlin, tvořené buňkami houbovitého parenchymu, než rostliny s kutikulou tvořenou silnějšími kolenchymatickými buňkami (Rouquette, 2005).

Z tohoto hlediska samičky *C. ornatum* z těchto rostlin u nás vybíraly pro kladení vajíček především druhy rostlin jako sevlák, hvězdoš či rdest, ale i jiné. Z toků, zarůstajících hustým porostem chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*), rákosu obecného (*Phragmites australis*) nebo orobinci (*Typha latifolia*, případně *Typha angustifolia*), šidélko ozdobné naopak mizí (Marhoul et al., 2008).

Výška vegetace má velký vliv na rozšíření šidélka. Vyšší vegetace byla preferována do jednoho metru od vodní hladiny. Kratší vegetace byla preferována 2 až 10 m od vodní hladiny. Prvek holé země, způsobený obvykle pastvou hospodářských zvířat, byl obvykle spojen s vyšší hustotou výskytu (Rouquette et al. 2005).

Ačkoli je zřejmé, že hustota výskytu *C. mercuriale* je vyšší v místech s bohatou emerzní vegetací, je naproti tomu vysoké pokrytí toku vegetací nepříznivé. Na stanovištích byla upřednostňována místa s volnou hladinou a nízkým břehovým porostem. Při výzkumech bylo na různých stanovištích naměřeno pokrytí toků vegetací v rozmezí 0 – 100%. Průměrná hodnota pokrytí byla 32%. Porosty tvořily z 14% dvouděložné emerzní rostliny a z 18% jednoděložné emerzní rostliny. V Německu *C. mercurilae* obsazoval stanoviště s emerzní vegetací v rozmezí 3–100 %, nejméně však s pokrytím 1 % a s průměrným pokrytím 30–60 %. Stenberg et al. (1999) uvádí, že preference density porostu v horní části Rýna je 1-10 %, 10-40 % v alpských oblastech a 50-90 % na močálech vápencového charakteru. Jiné studie ukázaly, že *C. mercuriale* preferoval nižší hustotu porostů. Je tedy zřejmé, že z tohoto hlediska existují regionální rozdíly.

Průměrná délka života šidélka byla nejdelší v místech s nízkou hustotou výskytu, s menším než průměrným sklonem břehů a s hlubším korytem do 35 cm (Rouquette, 2005).

Hlavními útočišti larev jsou kořeny emerzních rostlin rostoucí přímo ve vodním toku. Hustota výskytu šidélka negativně korelovala s přítomností stromů. Zastínění vodních kanálů a toků stromy přináší zhoršení klimatických vlastností stanovišť, jako je snížení teploty vzduchu, snížení přímého slunečního záření aj., a tudíž může docházet u šidélka ke zhoršení manévrovacích schopností při letu a snížení letové aktivity (Rouquette, 2005).

## Management

Jako managementové zásahy k řízení rychle se rozrůstajícího a nevhodného vodního a břehového porostu byla provedena jejich regulace a odstranění pomocí seče. Tyto zásahy jsou prvotními pokusy, které by mohly přinést bližší poznatky. Pro tento pokus byly vybrány určité úseky toku Librantického a Piletického potoka. Úseky byly rozděleny na čtyři části po 30 metrech, kde mezi každou částí byl ponechán rozdělovací pruh vegetace. Na každém úseku byla provedena seč. Na

prvním úseku 1x za sezónu v období před vylíhnutím prvních imaturních jedinců, na druhém úseku 2x za sezónu, na třetím 3x za sezónu a čtvrtý byl použit jako kontrolní plocha, která slouží jen pro kontrolu stavu pro případ, kdy by se zde neprováděl žádný management i jako pojistka pro populaci v případě, že by žádné z provedených managementových opatření nakonec *Coenagrion ornatum* nevyhovovalo (příloha obr. č. 18, 19) (David Číp, in verb. 2011). Na vybraných úsecích byly odstraňovány z vodního toku a břehových svahů především druhy rostlin *Phragmites australis* a *Phalaris arundinacea*, kterými velice zarůstá velká část toku. Veškerý takto vzniklý materiál byl z pozorovaných úseků odvezen. Tyto zásahy byly provedeny jak na území Naturové lokality Piletického a Librantického potoka, tak i na nově objevených, výše na toku položených, úsecích Librantického potoka. Na úsecích s provedeným managementem byl poté pozorován výskyt jedinců, jejich hustota a vliv na populace. Z předběžných odhadů některé seče nemají zas tak vysoký efekt na výskyt druhu. Přesnější výsledky je ale lepší hodnotit až pozorováním výskytu v průběhu několika sezón.

Jelikož tok Librantického potoka spadá pod správu Povodí Labe, jsou tímto správním orgánem na Librantickém potoce nadále prováděny řízené meliorační úpravy. I přes výskyt ohroženého druhu *C. ornatum* zde byly prováděny rozsáhlé práce, které na výskyt tohoto druhu často nebraly zřetel. Na toku jsou prováděny meliorační zásahy za pomoci těžké techniky. Nejčastěji bylo provedeno odbahnění a úprava koryta pro plynulejší průchod vody. V dnešní době jsou zásahy na potoce více řízeny a korigovány příslušnými správními orgány a orgány ochrany přírody. Navzdory tomu se zde druh udržel. Tyto zásahy přinesly i mnohé poznatky, které byly s melioracemi spojeny. Jelikož zásahy zde byly prováděny již v minulosti, je možné pozorovat určité jevy, které mají vliv na šidélko, již dnes. Z daných pozorování bylo zjištěno, že některé meliorační zásahy, jako např. bagrování koryta, mají kladný efekt na rozšíření šidélka. Bagrováním koryta dochází k rozrušování prostředí vodního toku a možného litorálního pásma, čímž došlo k narušení a někdy i k úplnému odstranění vodního porostu. Vznikly tak tím místa s volnou hladinou a větším přímým slunečním zářením, která byla vhodná pro osídlení vhodných druhů vodních rostlin a vhodnějším místem pro *C. ornatum*. Do tří let po vybagrování byl na těchto místech pozorován větší výskyt šidélka. V průběhu 3 - 10 let vybagrovaná místa zarostla vhodnou nízkou emerzní vegetací, kterou šidélko na stanovištích nejčastěji vyhledává. Na těchto úsecích došlo také ke vzrůstu výskytu šidélka *C. orantum*. Po 10 letech od zásahu lokality začly zarůstat expanzivnějšími druhy rostlin, především rákosem, chrasticí a kopřivami, a výskyt šidélka poklesl (David Číp, in verb. 2011). Po další době šidélko zarostlá stanoviště opustilo. Na různých typech zásahů vodního hospodářství lze pozorovat podobný jev. Například výskyt šidélka *C. ornatum* byl zaznamenán na zredukovaném přítoku poměrně nově vybudovaného rybníka, který leží výše na toku Librantického potoka, u obce Librantice-Borek. Zde díky výstavbě rybníka došlo k narušení části přítoku a k vytvoření vhodných sukcesních stanovišť koryta. Možné stávající přítoky

Librantického potoka celkově vytvářejí poměrně vhodná stanoviště, někdy ale s příliš velkými břehy, dosahujícími až 10 m. Dalším příkladem jsou hnědouhelné výsypky na Mostecku u obce Razice na Radovesnických výsypkách v Severních Čechách. Zde byl druh *C. ornatum* nalezen na odvodňovacích kanálech na hranici uhelných lomů. Tyto kanály jsou osluněny a v ranně sukcesních stádiích zarůstají nízkou vegetací bez břehových dřevin. Je tedy možné se domnívat, že tyto faktory budou jedním z těch, které *C. orantum* preferuje. Výskyt *C. ornatum* do této doby unikal pozornosti mapovatelů, především z důvodu minimálního předpokladu výskytu šidélka na takovýchto antropogenních, rozrušovaných a někdy i znečištěných stanovištích. V oblasti jižní Anglie byl druh *C. mercuriale* pozorován na potocích s nízkou litorální vegetací, které protékají pastvinami a kde břehy těchto potoků jsou spásány dobyt看em, především ovci. Je tedy možné uvažovat o možnosti využití extensivní pastvy jako šetrného managementu pro údržbu vegetace litorálního pásma potoků s výskytem *C. ornatum*.

Z prvních provedených praktických pokusů managementu na Librantickém potoce lze usoudit, že vytváření vhodných sukcesních ploch v korytě i v litorálním pásmu je vcelku vhodnou metodou. Procesy sukcese a rozrušování koryta jsou vhodným nahrazením dříve přirozených přírodních procesů. Je možné se domnívat, že výskyt šidélka na těchto lokalitách je až druhotným stádiem osídlování stanovišť. Přirozenějšími, dříve osídlovanými stanovišti druhu *C. orantum*, mohly být meandrující, pomalu tekoucí vodní toky či okrajové, pomalu tekoucí části velkých řek s dostatečně fungujícími přilehlými nivami, kde probíhaly přirozené sukcesní procesy. Odvodňovací kanály v poměrně extensivní zemědělské krajině mohly dříve poskytnout vhodné podmínky, které šidélko využilo ke svému šíření. Postupem času došlo k likvidaci přirozených stanovišť a k degradaci vhodných vodních kanálů a stanovišť. Z tohoto by bylo možné vyvodit velký pokles výskytu *C. ornatum* v krajině.

Managementové zásahy na vodních tocích, na kterých se šidélko *C. orantum* již vyskytuje, ale i na přilehlých tocích, které by s určitostí mohl tento druh osídlit, jsou velice potřebné. Především z důvodu celkově krátké průměrné střední míry vzdálenosti přeletů během života (89,88 ( $\pm$  3,78) m) a se vzdáleností pohybu normálního jedince za jeho života do 100 m, ale i s ojedinělými výskyty vzdálenosti přeletu do 1 km. Z těchto údajů vyplývá, že jedinci ke svému šíření potřebují vcelku jednoduše prostupné prostředí nebo zanechání v krajině takových bariér, které by jedinci za určitých okolností mohli překonat.

V roce 2002, ještě před zjištěním šidélka na Piletickém potoce, došlo k revitalizaci Piletického potoka, který je dnes součástí soustavy chráněných území evropského významu - Natury 2000, která byla vyhlášena s cílem ochrany druhu šidélka *C. ornatum*, kde na jeho březích proběhla výsadba dřevin, která vytvořila silný zápoj korun. To velice ovlivňuje charakter toku, a proto je vhodné navrhnout redukci dřevin, které takto velice zastíňují koryto vodního toku.

Je zřejmé, že výskyt na četných místech po dlouhou dobu unikal pozornosti mapovatelů. Důvodem mohla být možnost, že pro pozorovatele představuje, že by se ohrožený druh šidélka mohl vyskytovat na značně nevhodných antropogenních stanovištích, byla zcela nemyslitelná. Většina nálezů nových lokalit byla prokázána až za situace, kdy byl druh náhodně objeven na jedné z nových lokalit při průběžném mapování, zaměřeném na jiné druhy vážek (Odonata).

Je možné předpokládat, že druh se rozšířil na nové lokality z izolovaných, nestabilních populací díky zredukování nepříznivých činitelů, zhoršujících životní prostředí. Pro nalezení odpovědí na tyto otázky je největším předpokladem provedení dalších výzkumů, spojených s moderními genetickými metodami pro výzkum charakteristik DNA.

Dalšími možnými cíli pro další pokračující výzkum těchto druhů jsou nejspíše určení optimálních parametrů složení a způsobů vytváření vhodných porostů za pomoci vhodného managementu, které by druhy podporovaly v jejich možnosti šíření a vytváření stabilních a silných populací.

Pro zjištění celkového rozšíření *C. ornatum* je potřebné nadále provádět jeho monitoring. Na lokalitách, které doposud nebyly v pozornosti mapovatelů, a podle možných historických i jiných záznamů a zkušeností mapovatelů odhadovat další možná místa výskytu.

Vytvoření účinné strategie managementu ochrany druhu *C. ornatum* závisí na detailní znalosti ekologických nároků včetně jeho populační dynamiky, možnosti pohybu a rozptylu a na požadavcích na stanoviště ve všech fázích života (Thompson et al., 2003). Proto výzkumy budou s určitostí nadále prováděny pro přesnější poznání a ochranu tohoto druhu. Jelikož však došlo k nárůstu počtu lokalit s výskytem ohroženého druhu *C. ornatum* na území ČR, mělo by dojít k přehodnocení celkového stavu a stupně ohrožení, ale s neklesajícím úsilím pro jeho ochranu.

## 6 Závěr

Bakalářská práce je zaměřena na popis výskytu ohroženého druhu šidélka ozdobného (*Coenagrion ornatum*) (Sély, 1850). Práce vychází především z výzkumu (biomonitoring) zaměřeného na přírodní památku a naturovou lokalitu „Piletický a Librantický potok“, kde byla doposud uváděna jeho jediná recentní vitální populace na území ČR. Jelikož o ekologických nárocích tohoto druhu nebyly prozatím zjištěny mnohé informace, bylo použito srovnání s taxonomicky velice blízkým druhem šidélkem přilbovým (*Coenagrion mercuriale*). Oba porovnávané druhy jsou si velice blízké a jejich ekologické nároky jsou velice podobné. Biologické a fenologické fáze se u obou druhů výrazně neliší. Proto je při zjišťování informací o *C. ornatum* možné vyjít z doposud zjištěných informací o *C. mercuriale*.

Z doposud získaných informací lze předpokládat, že druh *C. ornatum* má velice nízkou střední míru vzdálenosti přeletů během života. Pro podporu jeho většího rozšíření je tedy potřeba vytvořit vhodné podmínky, které by umožnily jeho snazší rozptýl. Je zřejmé, že *C. ornatum* preferuje středně zarostlé úseky toků s vysokým osluněním a vodními toky s nízkým vlivem eutrofizace. Za největší nebezpečí pro výskyt *C. ornatum* lze označit degradaci biotopů zarůstáním vodního toku chřasticí a hlavně rákosem, popřípadě expanzivními či invazivními druhy rostlin a dřevinami. Možná rizika ohrožení představují i úpravy vodních toků spojené s výraznou změnou hydrologických poměrů, opevňování a popřípadě čištění koryt.

Jako základ účinné ochrany je nezbytné provést podrobné zmapování výskytu. Je zřejmé, že výskyt na četných místech po dlouhou dobu unikal pozornosti mapovatelů. Na perspektivních úsecích s vysokou abundancí šidélka je nutné dále provést vhodná managementová opatření podporující populace. Dalšími možnými cíli pro pokračující výzkum těchto druhů jsou nejspíše určení optimálních parametrů složení a způsobů vytváření vhodných porostů, které by druhy podporovaly v jejich možnosti šíření a vytváření stabilních a silných populací.

Závěrem lze konstatovat, že vytvoření účinné strategie managementu ochrany druhu *C. ornatum* závisí na detailní znalosti ekologických nároků včetně jeho populační dynamiky, možnosti pohybu a rozptýlu a na požadavcích na stanoviště ve všech fázích života. Jelikož však došlo k nárůstu počtu lokalit s výskytem ohroženého druhu *C. ornatum* na území ČR, mělo by dojít při neklesajícím úsilí pro jeho ochranu k přehodnocení celkového stavu a stupně ohrožení.

## 7 Literatura

### Použitá literatura:

BRTEK J., ROTHSCHHEIN J., 1964: Ein Beitrag zur Kenntnis der Hydrofauna und des reinen Zustandes des tsechoslowakischen Abschnittes der Donau. Biol. práce SAV, 10: 96.

BUCHWALD R., 1991: Vegetation and dragonfly fauna – characteristics and examples of biocenological field studies. Universität freinburg, Germany.

CLAUSNITZER V., KALKMAN V.J., RAM M., COLLEN B., BAILLIE J.E.M., BEDJANIC M., DARWALL W.R.T., DIJKSTRA K.D. B., DOW R., HAWKING J., KARUBE H., MALIKOVA E., PAULSON D., SUHLING F., VILLANUEVA R. J., ELLENRIEDER N., WILSON K., 2009: Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*, Elsevier, Amsterdam, 614 pp.

CLOBERT J., DANCHIN E., DHONDT A.A., NICHOLS J.D., 2001: *Dispersal*. Oxford University Press, New York, NY.

DIECKMANN U., O'HARA B., WEISSER W., 1998: *The Evolution Ecology of Dispersal*, Laxenburg, Austria.

DIECKMANN U., O'HARA B., WEISSER W., 1999: The evolutionary ecology of dispersal. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 88–90 pp.

DIJKSTRA, K.- D., LEWINGTON, R. 2006: *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe*. British Wildlife Publishing, Gillingham, Dorset, 320 pp.

DOLNÝ A., MOCEK B., 2005: II.F.28, Metodika monitoringu evropsky významného druhu šidélko ozdobné – (*Coenagrion ornatum*). AOPK, Praha 4 Nusle.

DOLNÝ A. 2007: *Coenagrion ornatum*; pp. 324–329. In: DOLNÝ A., BÁRTA D., WALTHAUSER M., HOLUŠA O., HANEL L. et al. 2007: *Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření / The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation and Distribution*. Český svaz ochránců přírody Vlašim, 672 pp.

DOLNÝ A., BÁRTA D., WALTHAUSER M., HOLUŠA O., HANEL L. et al. 2007: *Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření / The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation and Distribution*. Český svaz ochránců přírody Vlašim, 672 pp.

GÖRAN S., RAFAL B., CORDERO RIVERA A., KETELAAR R., SUHLING F., 2004; *Critical species of Odonata in Europe*.



HANEL L., ZELENÝ J., 2000: Vážky (Odonata), výzkum a ochrana. Metodika ČSOP č. 9. 2. doplněné vydání. ZO ČSOP Vlašim.

HARABIŠ F., DOLNÝ A., 2010: Příčiny ohrožení středoevropských druhů vážek (insecta: odonata). Praha.

HÖNIG A. T. 1909: Zur Neuropteren – Fauna Nordböhmens. Mitteilungen aus dem Vereine der Naturfreunde im Reichenberg 1909: 53-61 pp.

JEZIORSKI P., 1998: Check list of dragonflies (Odonata) of the Czech Republic. Čas. Slez. Muz. Opava (A), 47: 173-177 pp.

KOLEČEK J., HEJDA R., WALTHAUSER M., 2009: Metodika monitoringu vážek. in: Janáčková H., Štorkánová A. & Vitek O. (eds) 2009: Metodika inventarizačních průzkumů maloplošných chráněných území: 172 – 176.

KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK L., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc, 127.s, ISBN 80–239–6590–5.

MIKÁT M., ČÍP D., 2004: Nové nálezy šidélka ozdobného – *Coenagrion ornatum* (Selys, 1850) (Odonata, Coenagrionidae) z České republiky. Acta Musei Reginaehradecensis S. A. 30: 43–44.

MARHOUL P., TURONŇOVÁ D. [eds], 2008: Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000. AOPK ČR, 161 pp.

MACHÁČEK M., BAJER T., FALTYS V., 2009: Koncept protipovodňové ochrany Královéhradeckého kraje. Královéhradecký kraj, Hradec Králové. 2009. str. 51.

MIKÁT M., WALDHAUSER M., 2010: Nové poznatky k rozšíření šidélka ozdobného *Coenagrion ornatum* (Selys, 1850) (Odonata, Coenagrionidae) v České Republice. Nevydáno.

PERUTÍK R., 1955: Příspěvek k poznání moravských vážek. Ročenka Čs. Společ. Ent., 52: 117-158 pp.

ROUQUETTE J. R., THOMPSON D. J., 2005: Habitat associations of the endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*, in a water meadow ditch system in southern England. Conservation Biology, Liverpool.

SILVA, D. DE PAVIA, MARCO DE PAULO, RESENDE D. CH., 2010: Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicator of stream ecological integrity: A case study. Ecological Indicators, Elsevier. Brazil.

STERNBERG K., 1998: *Coenagrion ornatum*. In Sternberg K., Buchwald R., 1999: Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, 468 pp.

STERNBERG K., BUCHWALD R., 1999: Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co. 468 pp.

STERNBERG, K., BUCHWALD, R., ROSKE, W., 1999: *Coenagrion mercuriale*. In: Sternberg, K., Buchwald, R. (Eds.), Die Libellen Baden – Württemberg. Eugen Ulmer Press, Stuttgart, in Rouquette J. R., Thompson D. J., 255–270 pp.

STORCH D., 2000: O vzniku druhů přirozeným výběrem - Role prostředí v evoluci biodiverzity. Vesmír 79, říjen 2000. Dostupné z: <http://www.cst.cuni.cz/vesmir>.

TEYROVSKÝ V., 1977: Odonata in Check list – Enumeratio Insectorum Bohemoslovakiae – Acta faunistica, entomologica Mus. Nationalis Pragae 15 suppl., 4: 31-33.

THOMAS, J.A., 1994: Why small cold-blooded insects pose different conservation problems to birds in modern landscapes. Ibis 137, S112–S119.

THOMSON, D.J., ROUQUETE, J.R., PURSE, B.V., 2003: Ecology of the Southern Damselfly, Conserving Natura 2000 Rivers. Peterborough.

THOMSON D.J., WATTS P.C., 2006: The structure of the *Coenagrion mercuriale* populations in the New Forest, southern England. Forests and Dragonflies. Fourth WDA International Symposium of Odonatology, Pontevedra (Spain), pp. 239-258. Pensoft, Sofia-Moscow, 2006.

TRPIŠ M., 1957: Predbežný prehľad vážok (Odonata) Žitného ostrova. Biológia, Bratislava, 12: 433-499 pp.

SWAAY V., C.A.M. & M.S. WARREN (eds), 2003. Prime Butterfly Areas in Europe: priority sites for conservation. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, Wageningen.

KALKMAN V.J., BOUDOT J.-P., RAFAŁ BERNARD, KLAUS-JÜRGEN CONZE, GEERT DE KNIJF, DYATLOVA E., FERREIRA S., MILOŠ JOVIĆ, JÜRGEN O., RISERVATO E. AND SAHLÉN G., 2010; European Red List of Dragonflies. Luxembourg.

WATTS P.C., THOMPSON D. J., DAGUET C., KEMP S. J., 2006: Exuviae as a reliable source of DNA for population-genetic analysis of odonates. Liverpool University, UK.

WALTHAUSER M., MIKÁT M., DOLNÝ A., 2010: Rozšíření a ekologie šidélka ozdobného *Coenagrion ornatum* (Selys, 1850) (Odonata, Coenagrionidae) v České Republice - nové poznatky z roku 2010.

WALTHAUSER M., MIKÁT M., 2010a: Šidélko ozdobné - překvapení z výsypky. Ochrana přírody, ročník 65, číslo 2, 2010. 15 pp.

WATTS, P.C., ROUQUETTE R., SACCHERI I. J., KEMP S. J, THOMSON D. J., 2004: Molecular and ecological evidence for small-scale isolation by distance in an endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*. Molecular Ecology.

WATTS P. C., ROUSSET F., SACCHERI I. J., LEBLOIS R., KEMP S. J. , THOMPSON D. J., 2005: Compatible genetic and ecological estimates of dispersal rates in insect (*Coenagrion mercuriale*: Odonata: Zygoptera) populations: analysis of 'neighbourhood size' using a more precise estimator. Liverpool University, UK.

WHITE, G. C., BURNHAM K. P. 1999: Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. Bird Study 46 Supplement: 120-138.

### **Internetové zdroje:**

Web: BOKR P., 2010. Podrobná geologická mapa 1 : 50 000. Praha.  
Dostupné z: <http://www.geologicke-mapy.cz>

Web: Bezobratlí – Vážky - *Coenagrion ornatu*, 2010. [Citováno 31. března 2011]. Dostupné z: <http://www.biomonitoring.cz>

Web: Druhy – Bezobratlí [Citováno 4. března].  
Dostupné z: <http://www.biomonitoring.cz/druhy.php?druhID=206>

Web: EUNIS – Species [Citováno 4. března 2011].  
Dostupné z: <http://eunis.eea.europa.cz>

Web: Europiem Red List, 2010. [Citováno 4. března 2011].  
Dostupné z: <http://www.ec.europa.eu/environment>

Web: Piletický a Librantický potok - CZ0523006, AOPK, 2006. [Citováno 21. března 2011]. Dostupné z: <http://www.nature.cz/natura2000>

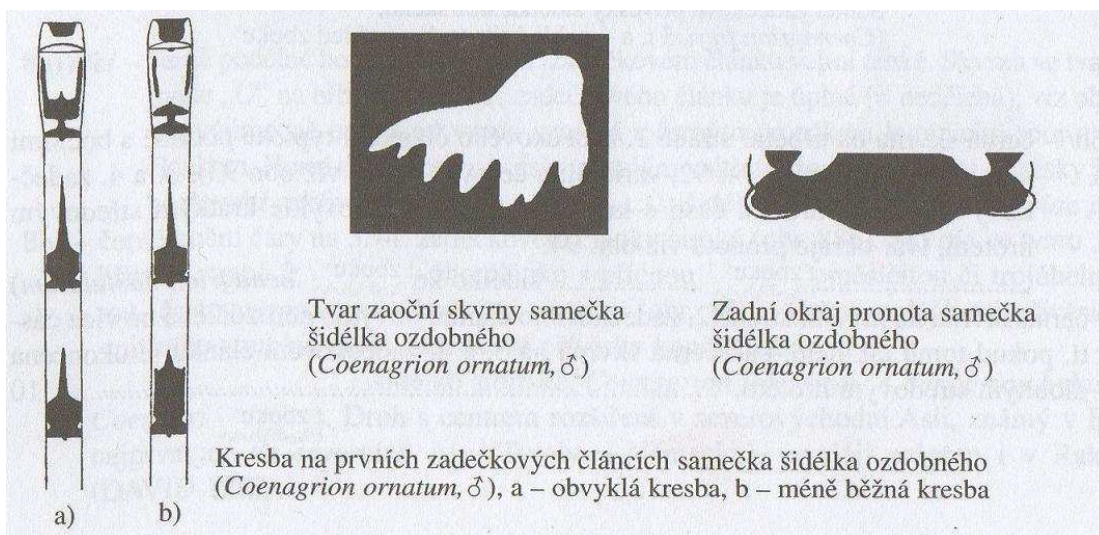
Web: Pleistocenní zalednění, 2002. [Citováno 31. března 2011].  
Dostupné z: <http://www.zemepis.com/geoevropy.php>

## 8 Příloha

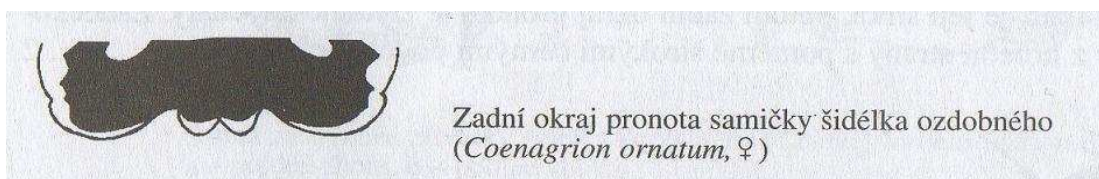
**Obrázek č. 1:** Sameček (vlevo) a samička (vpravo) *Coenagrion ornatum* (Racko L., 2010)



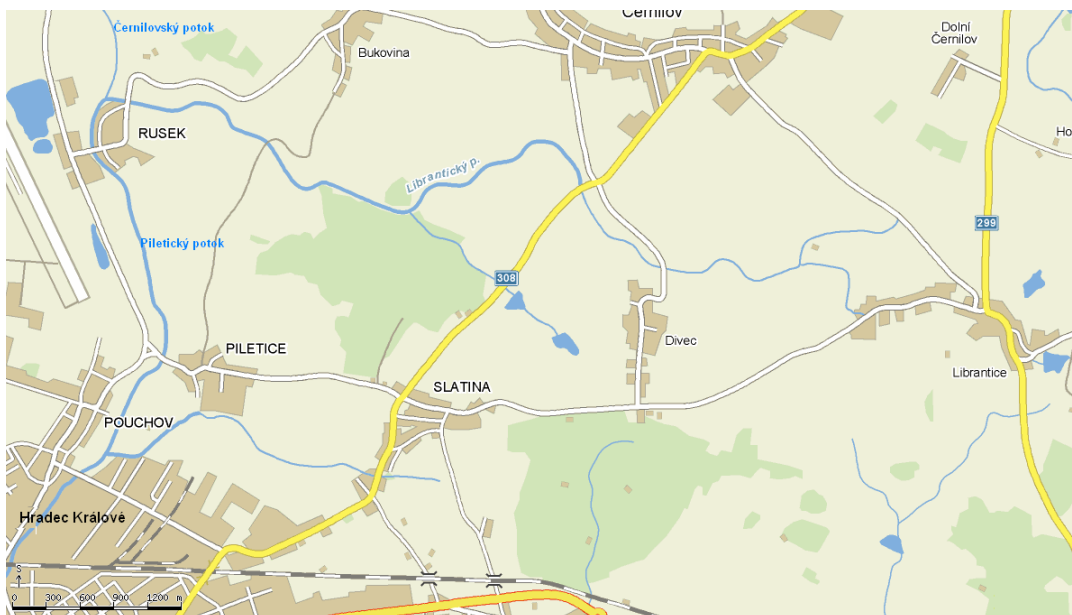
**Obrázek č. 2:** Determinační znaky samečka *Coenagrion ornatum* (Hanel et al., 2000)



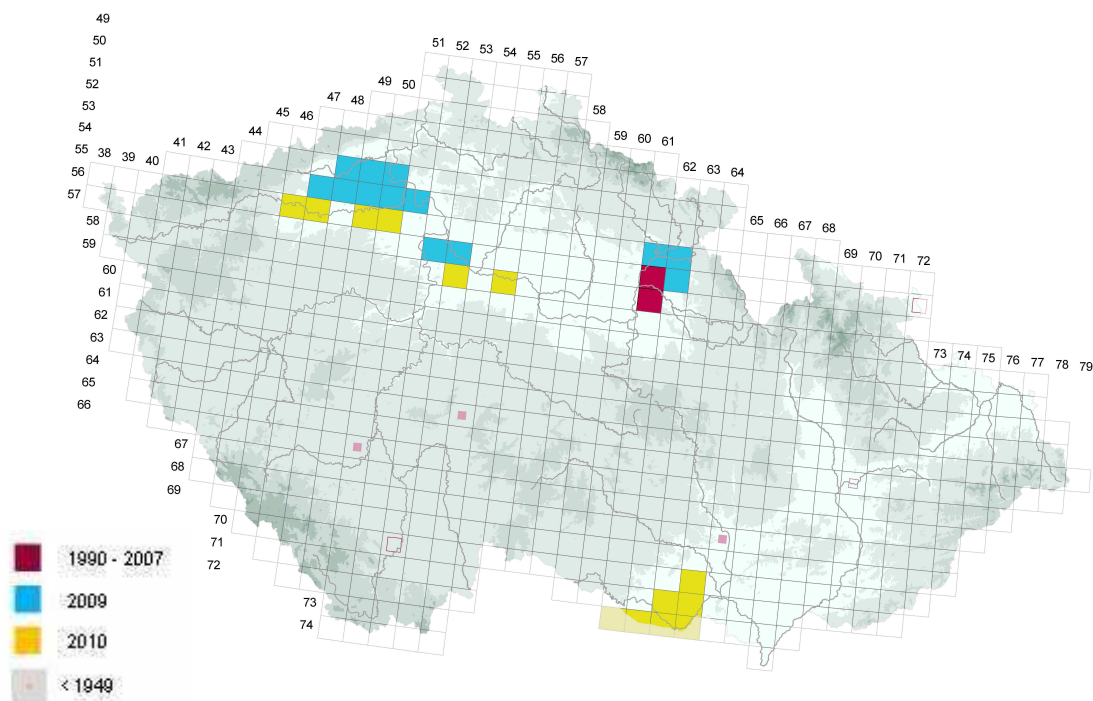
**Obrázek č. 3:** Determinační znak samičky *Coenagrion ornatum*. (Hanel et al., 2000).



**Obrázek č. 4:** Piletický potok. Nachází se SV směrem od Hradce Králové (mapy.cz, 2011).

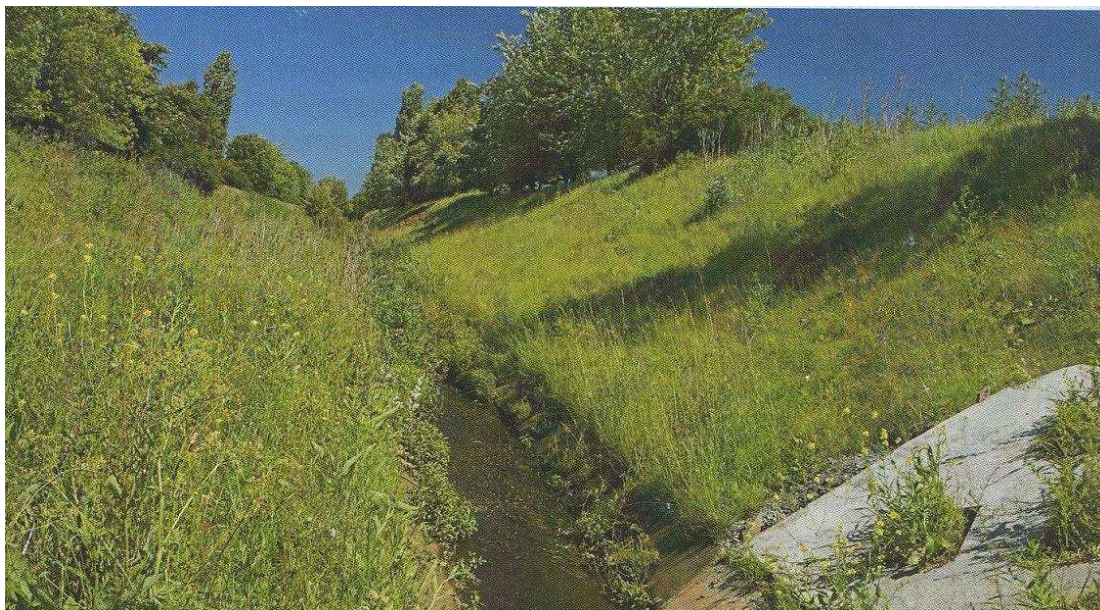


**Obrázek č. 5:** Výskyt šidélka ozdobného v ČR. Faunistické čtverce s výskytem *C. ornatum*, (AOPK ČR, 2010).





**Obrázek č. 6:** Biotop šidélka ozdobného; Srpina na silnici Hošice – Srupčice, odtokový kanál (Ochrana přírody: šidélko ozdobné – překvapení z výsypky, číslo 2, ročník 65, 2010).



**Obrázek č. 7:** Lokalita s výskytem *C. ornatum*, Německo (Sterberg, Buchwald, 1999).





**Obrázek č. 8:** Vhodná lokalita s výskytem *C. ornatum* (Dolný, Bárta et al. 2007)



**Obrázek č. 9:** Proměnlivost skvrny samečka *Coenagrion mercuriale* na 2. zadečkovém článku (Hanel et al., 2000)

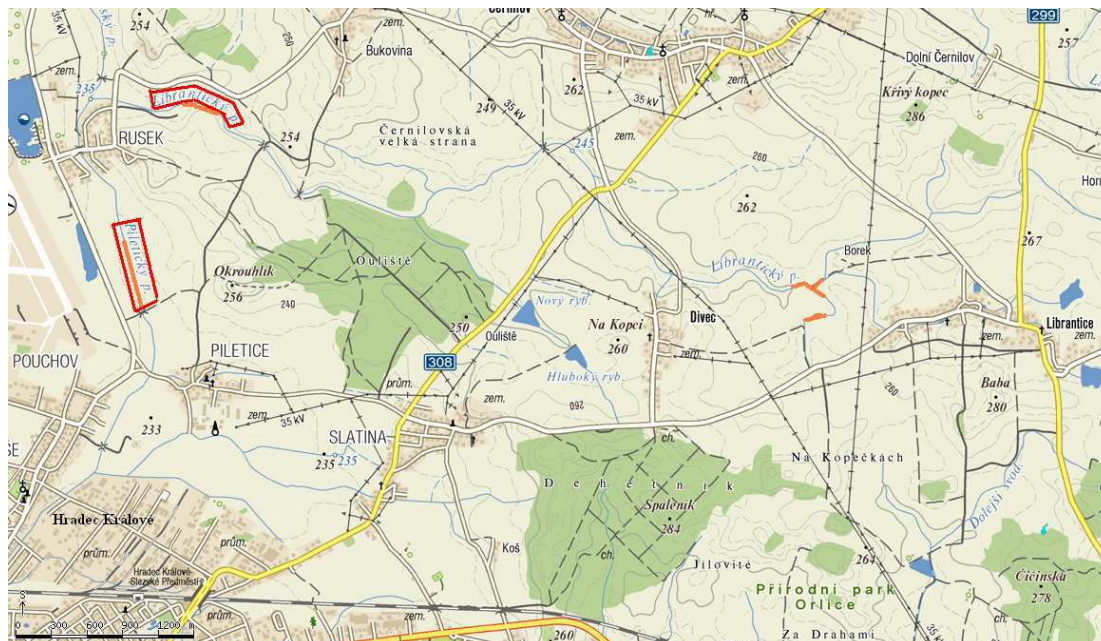


**Obrázek č. 10:** Lokalita s výskytem *C. mercuriale*, J-Anglie (Thomson et al. 2003).

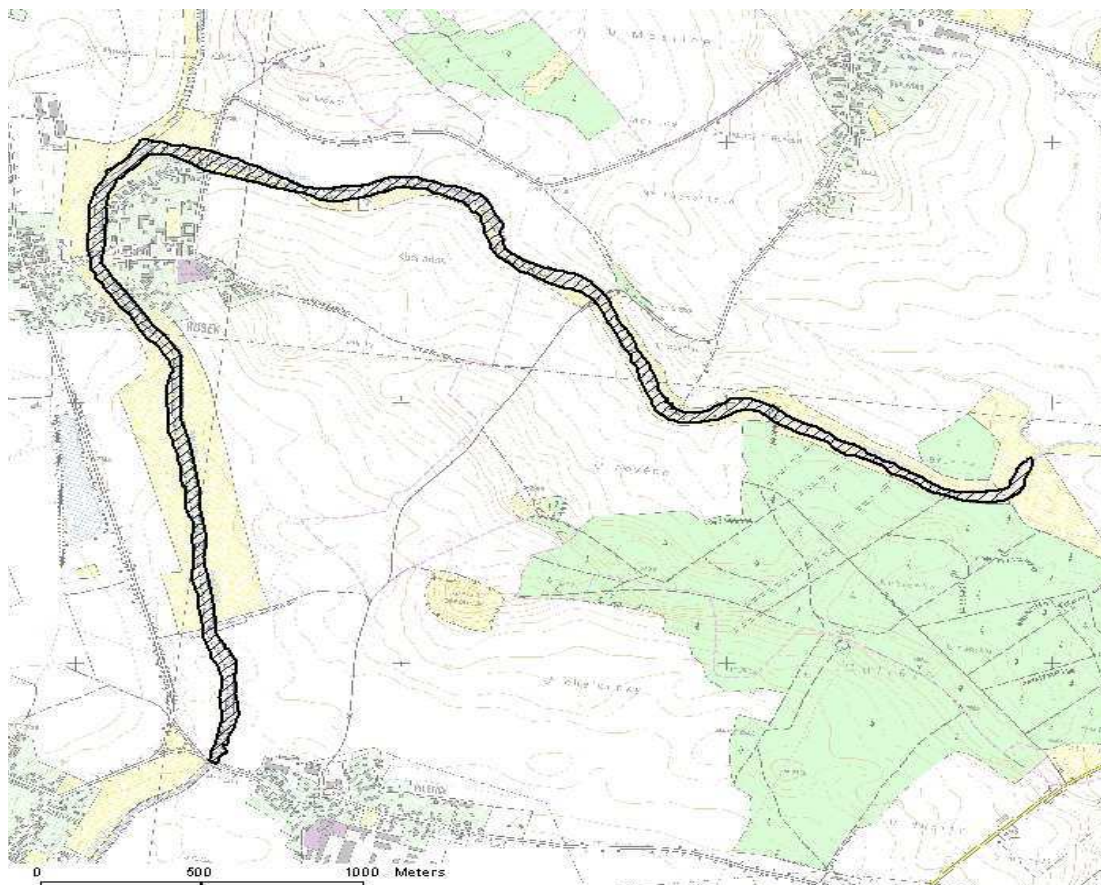




**Obrázek č. 11:** Nález *C. ornatum* v okolí Hradce Králové (červeně - Piletický a Librantický potok, oranžová – stávající a nová místa výskytu *C. orantum* s největší abundancí (mapy.cz, 2011).



**Obrázek č. 12:** Evropsky významná lokalita Piletický a Librantický potok (AOPK ČR; vytvořeno: 16.6.2010)





**Obrázek č. 13:** Porovnání výřezu mapy II. vojenského mapování (1836 - 1852) a současné ortofotomapy (geoportal.cenia.cz, 2011). Piletický potok dříve nazýván Weisen Bach (= luční potok).

I.



II.



III.





**Obrázek č. 14:** Obhospodařování zemědělské půdy do těsné blízkosti Piletického potoka. Na snímku je částečný management břehového porostu (ČSOP JARO Jaroměř, 2010).



**Obrázek č. 15:** Hustý břehový dřevinný porost s vysokým zápojem korun stromů (2010).





**Obrázek č. 16:** Prvotní managementová opatření provedená na hustě zarůstajících úsecích Piletického potoka rákosem (*Phragmites* spp.) a chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) (2010).



**Obrázek č. 17:** Břehový porost, provedený ručním kosením, krátce po managementu (2010).

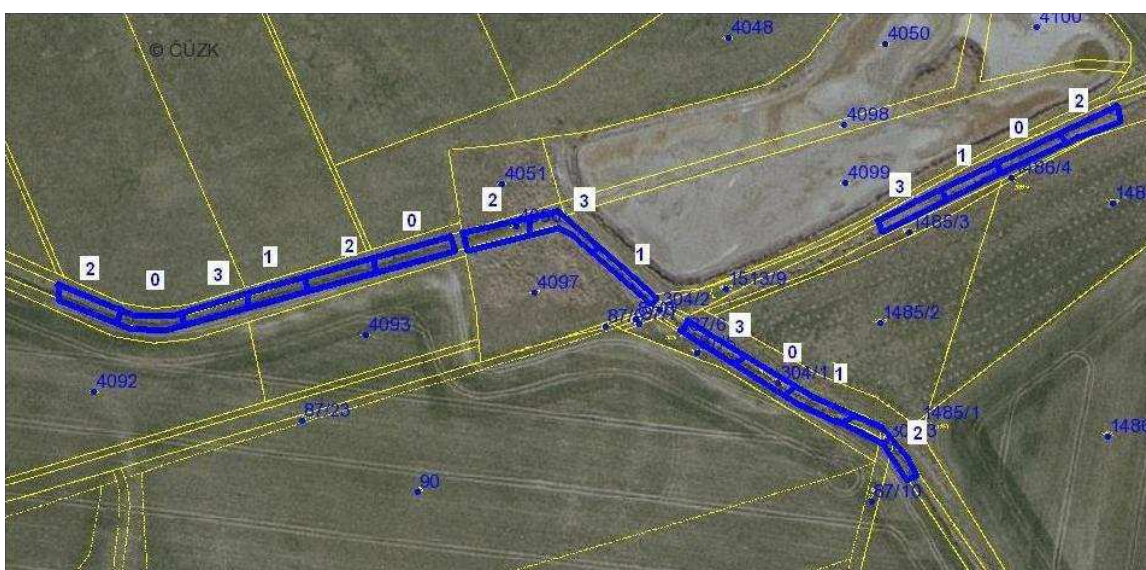




**Obrázek č. 18:** Úseky navržené pro managementová opatření na Piletickém potoce (ČSOP JARO Jaroměř, 2010).



**Obrázek č. 19:** Úseky navržené pro managementová opatření na Librantickém potoce (ČSOP JARO Jaroměř, 2010).





**Příloha tab. č. 2: Záznamový list pro intenzivní monitoring *C. ornatum* (Dolný et al. 2005).**

**Příloha 1: Záznam z intenzivního monitoringu druhu *C. ornatum***

**Záznam terénního průzkumu: č. ....**

Lokalita (č. síťového mapování): ..... Datum: .....

Zpracovatel: ..... Čas (od do): .....

Vítr: bezvětří      mírný      střední      silný      velmi silný (podtrhnout)

Teplota: .....°C (vzduch) .....°C (voda); slunečnost (%): .....

***Coenagrion ornatum*: Tabulka smýkácí metody**

<i>Coenagrion ornatum</i>	Počet juvenilních imag	Počet maturních imag	Počet imag celkem	Průměr	Epigamní chování		
					Projevy	Počet (ks, párů)	Č. stanoviště (náskres)
1. transekt (pravý břeh)	♂				tandemy		
	♀				kopulace		
2. transekt (levý břeh)	♂				ovipozice		
	♀						

**Exuvie**

Vegetace – druh	Pokryvnost (%)	Spec. jiného místa nálezu (větev, kmeny)	Počet exuvií	Číslo vzorku	Druh
					<i>Coenagrion ornatum</i>

**Imaga (další druhy)**

Druh	Imaga: třída abundance*	Exuvie: počet	Juvenil**	Tandem**	Kopulace**	Ovipozice**

**Náskres sběrné plochy (+ vyznačení stanovišť)**

\* 1 = 1 exemplář, 2 = 2–5 ex., 3 = 6–10 ex., 4 = 11–20 ex., 5 = 21–50 ex., 6 = 51–100 ex., 7 = více než 100 ex.  
 \*\* není nutno kvantifikovat, stačí hodnotit + nebo –



Příloha tab. č. 3: Záznamový list pro extenzivní monitoring vážek (Odonata).

Lokalita:		GPS:					Blíže popis:						
Ph:		Teplota:											
Konduktivita:		Oblačnost:											
Třída:	1	2	3	4	5	6	7	Log.					
Abundance:	1	2 až 5	6 až 10	11 až 20	21 až 50	51 až 100	více než 100						
Etologie		J - juvenilní jedinci		L - larva		T - tandem		K - kopulace		O - ovipozice		E - exuvie	
<i>C. splendens</i>				<i>A. cyanea</i>						Charakteristiky lokality:		Lot / Lent	
<i>C. virgo</i>				<i>A. grandis</i>						Ryby:		Ano Ne	
<i>S. fusca</i>				<i>A. mixta</i>						Vodní plocha:		m <sup>2</sup>	
<i>L. sponsa</i>				<i>A. imperator</i>						Hloubka:		m	
<i>P. pennipes</i>				<i>A. parthenope</i>						Substrát dna:		bahno štěrk	
<i>P. nymphula</i>				<i>C. aenea</i>								písek kameny	
<i>E. najas</i>				<i>S. metallica</i>						Litorál:		chybí do 1 m	
<i>E. cyathigerum</i>				<i>L. depressa</i>								solitery několik m	
<i>I. elegans</i>				<i>L. quadrimaculata</i>						Sklon břehů:		0-10 % 10-45 %	
<i>C. puella</i>				<i>O. cancellatum</i>								45-90 %	
				<i>C. erythraea</i>						Vodní vegetace:		souvislá určitá místa	
				<i>S. sanguineum</i>								rozvolněná chybí	
				<i>S. vulgatum</i>						Zastínění:		100% 50-100%	
												< 50 % není	
										Šířka lesa:		kontinuální do 30 m	
												solitérní stromy a keře chybí	
										Land use:		(rekultivace)	
Lokalita:		GPS:					Blíže popis:						
Ph:		Teplota:											
Konduktivita:		Oblačnost:											
Třída:	1	2	3	4	5	6	7	Log.					
Abundance:	1	2 až 5	6 až 10	11 až 20	21 až 50	51 až 100	více než 100						
Etologie		J - juvenilní jedinci		L - larva		T - tandem		K - kopulace		O - ovipozice		E - exuvie	
<i>C. splendens</i>				<i>A. cyanea</i>						Charakteristiky lokality:		Lot / Lent	
<i>C. virgo</i>				<i>A. grandis</i>						Ryby:		Ano Ne	
<i>S. fusca</i>				<i>A. mixta</i>						Vodní plocha:		m <sup>2</sup>	
<i>L. sponsa</i>				<i>A. imperator</i>						Hloubka:		m	
<i>P. pennipes</i>				<i>A. parthenope</i>						Substrát dna:		bahno štěrk	
<i>P. nymphula</i>				<i>C. aenea</i>								písek kameny	
<i>E. najas</i>				<i>S. metallica</i>						Litorál:		chybí do 1 m	
<i>E. cyathigerum</i>				<i>L. depressa</i>								solitery několik m	
<i>I. elegans</i>				<i>L. quadrimaculata</i>						Sklon břehů:		0-10 % 10-45 %	
<i>C. puella</i>				<i>O. cancellatum</i>								45-90 %	
				<i>C. erythraea</i>						Vodní vegetace:		souvislá určitá místa	
				<i>S. sanguineum</i>								rozvolněná chybí	
				<i>S. vulgatum</i>						Zastínění:		100% 50-100%	
												< 50 % není	
										Šířka lesa:		kontinuální do 30 m	
												solitérní stromy a keře chybí	
										Land use:		(rekultivace)	