

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

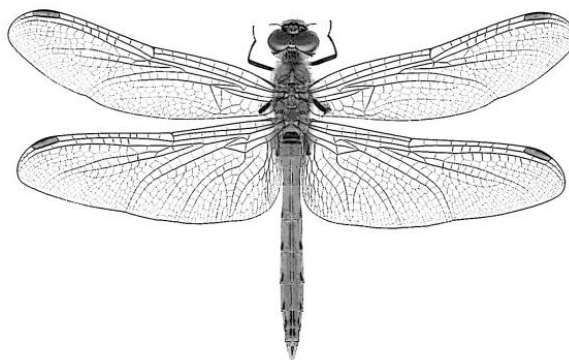
Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Habitatové preference a rozptyl dospělců  
kriticky ohrožené vážky rumělkové  
(*Sympetrum depressiusculum*)**

**Michal Hykel**



Diplomová práce

v oboru

Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí práce: doc. RNDr. Aleš Dolný, Ph.D.

Olomouc 2015

© Michal Hykel, 2015

úvodní fotografie: *Sympetrum depressiusculum* © Aleš Dolný, Dan Bárta

Hykel M. (2015): Habitatové preference a rozptyl dospělců kriticky ohrožené vážky rumělkové (*Sympetrum depressiusculum*). Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 31 s., v češtině.

## **Abstrakt**

Většina opatření na ochranu ohrožených druhů vážek je zaměřena pouze na ochranu vodního stanoviště, terestrické prostředí v okolí mokřadů bývá často přehlíženo. Dostupnost vhodných terestrických habitatů může být nezbytná během rozptylu i pro celou řadu dalších aktivit spojených s přežíváním vážek (např. predace, rozmnožování). Cílem této práce bylo stanovit habitatovou preferenci dospělců kriticky ohrožené vážky rumělkové a vyhodnotit některé aspekty terestrického prostředí ovlivňující jejich rozptyl (vzdálenost preferovaných habitatů od zdrojové lokality, rozptylové bariéry). Výzkum probíhal na Boroveckých rybnících u Příbora v roce 2014. Během aktivity imago byla na vybraných ploškách sledována jejich abundance. Plošky v různých vzdálenostech od mateřské vodní plochy zastupovalo sedm typů habitatů. Získaná data byla analyzována pomocí zobecněných lineárních smíšených modelů (GLMM). Výskyt dospělců byl prokazatelně ovlivněn diverzitou habitatů ( $p < 0,01$ ) i jejich vzdáleností od zdrojové lokality ( $p < 0,01$ ). Dospělci jednoznačně preferovali litorální vegetaci a dále typicky terestrické habitáty s dostatečně strukturovanou vegetací (opuštěná pole, lesní mýtiny, louky). Naopak intenzivně obhospodařovaným polím se vyhýbali, což může výrazně ovlivnit jejich rozptyl v kulturní zemědělské krajině. Efekt rychlostní silnice, jako potenciální rozptylové bariéry, se prokázat nepodařil. Pro případnou efektivní ochranu vážky rumělkové bude zřejmě zapotřebí chránit i vybrané části terestrického prostředí v okolí mokřadů.

**Klíčová slova:** Odonata, rozptylová bariéra, silnice, struktura krajiny, terestrické prostředí

Hykel M. (2015): Habitat preferences and dispersal of adults of critically endangered *Sympetrum depressiusculum*. MSc. thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, 31 pp., in Czech.

## **Abstract**

The majority of effective conservation strategies for threatened dragonflies are designed to protect aquatic habitats; the value of surrounding terrestrial habitats has often been overlooked. The availability of suitable terrestrial habitats can be essential for dispersal and many other activities for long-term survival of dragonfly species (e. g. predation, reproduction). The aim of this thesis was to determine habitat preferences of adults of critically endangered *Sympetrum depressiusculum* and analyse some aspects of the terrestrial environment influencing their dispersal (distance of preferred habitats from natal site, dispersal barrier). Field work took place around Borovec ponds next to Příbor (The Czech Republic) in year 2014. During the activity of imagoes, their abundance was monitored at selected patches. The patches at different distances from the natal site represented seven types of habitats. Data were analysed using a generalized linear mixed model (GLMM). The occurrence of adults was significantly influenced by a diversity of habitats ( $p < 0.01$ ) and distance of habitats from the natal site ( $p < 0.01$ ). The adults clearly preferred littoral vegetation and typical terrestrial habitats with a sufficiently structured vegetation (abandoned fields, forest clearings, meadows). Imagoes clearly avoided agricultural areas that were in production, which could affect their dispersal. The effect of potential dispersal barrier (motorway) wasn't significant. For eventual effective protection of *Sympetrum depressiusculum*, it will be necessary to protect the selected terrestrial patches around wetlands.

**Key words:** dispersal barrier, landscape structure, motorways, Odonata, terrestrial environment

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením doc. RNDr. Aleše Dolného, Ph.D. s použitím citované literatury.

V Olomouci 5. května 2015

Podpis:

# Obsah

Seznam tabulek .....	vii
Seznam obrázků .....	viii
Seznam příloh.....	ix
<b>1. Úvod</b> .....	1
1. 1. Význam terestrických habitatů pro vážky.....	1
1. 2. Rozptyl vážek.....	2
1. 3. Charakteristika a ohrožení vážky rumělkové.....	4
<b>2. Cíle práce</b> .....	6
<b>3. Materiál a metody</b> .....	7
3. 1. Popis studované lokality .....	7
3. 2. Sběr dat .....	8
3. 3. Analýza dat.....	10
<b>4. Výsledky</b> .....	12
4.1. Habitatová preference .....	12
4.2. Rozptylová bariéra .....	15
<b>5. Diskuze</b> .....	12
5. 1. Habitatové preference dospělců .....	19
5. 2. Rozptyl dospělců a rozptylová bariéra.....	21
<b>6. Závěr</b> .....	24
<b>7. Literatura</b> .....	25
<b>8. Přílohy</b> .....	32

## **Seznam tabulek**

<b>Tabulka 1:</b> Charakteristiky a početnosti jednotlivých typů plošek na lokalitě. ....	9
<b>Tabulka 2:</b> Vliv habitatu a vzdálenosti od mateřské lokality na početnost dospělců. ...	12
<b>Tabulka 3:</b> Charakteristiky abundancí v jednotlivých typech habitatů. ....	17
<b>Tabulka 4:</b> Zaznamenané přesuny označených dospělců mezi habitaty.....	17

## Seznam obrázků

<b>Obrázek 1:</b> Mapa studované lokality s vyznačením mateřské vodní plochy vážky rumělkové.....	8
<b>Obrázek 2:</b> Letecký snímek Boroveckých rybníků s vyznačením sledovaných plošek.	11
<b>Obrázek 3:</b> Loessova křivka znázorňující průběh početnosti dospělců v sezóně. ....	13
<b>Obrázek 4:</b> Boxploty s abundancemi dospělců v jednotlivých typech habitatů .....	13
<b>Obrázek 5:</b> Boxploty s abundancemi dospělců na ploškách 300 m a 500 m vzdálených od mateřské lokality .....	14
<b>Obrázek 6:</b> Boxploty se zjištěnými abundancemi samců a samic. ....	15
<b>Obrázek 7:</b> Interaction plot znázorňující habitatovou preferenci samců a samic. ....	15
<b>Obrázek 8:</b> Box ploty s abundancemi dospělců: a) pro všechny plošky před a za silnicí; b) jen pro plošky s habitaty před a za silnicí. ....	16
<b>Obrázek 9:</b> Interaction plot ukazující preferenci imag na ploškách před a za silnicí. ...	16
<b>Obrázek 10:</b> Mapa s vyznačenými přesuny znovu odchycených označených jedinců..	18



## **Seznam příloh**

<b>Příloha 1:</b> Nevybarvený samec vážky rumělkové v netypickém habitatu – na poli s ovsem .....	32
<b>Příloha 2:</b> Označený samec vážky rumělkové .....	32
<b>Příloha 3:</b> Mateřská vodní plocha vážky rumělkové.....	33
<b>Příloha 4:</b> Ploška s ruderálem.....	33

## **Poděkování**

Na tomto místě bych rád poděkoval svému vedoucímu doc. RNDr. Aleši Dolnému, Ph.D. za přínosné rady během psaní této práce a výzkumu v terénu. Velmi vděčný jsem také Mgr. Filipu Harabišovi, Ph.D. za zhotovení regresního modelu ve statistickém programu R a za cenné připomínky k této práci. Rovněž děkuji svým kamarádům, jmenovitě Mgr. Janě Růžičkové, za podnětné rady při řešení této práce. Svým rodičům děkuji za podporu a za zapůjčení automobilu, bez kterého bych se na studovanou lokalitu dostával jen velmi obtížně.

Tato práce byla podpořena z projektu Institut environmentálních technologií, reg. č. CZ.1.05/2.1.00/03.0100.

# 1. ÚVOD

## 1. 1. Význam terestrických habitatů pro vážky

Vážky (Odonata) jsou ochránářsky významnou skupinou vodního hmyzu (Kalkman et al. 2010; Kutcher & Bried 2014) a také vhodnými bioindikátory kvality mokřadů (Sahlen & Ekestubbe 2001). Larvy vážek se vyvíjejí v nejrůznějších typech vodních habitatů. Některé druhy obývají stojaté vody, jako jsou rybníky, jezera nebo periodické tůňe, jiné se zase specializují na tekoucí vody včetně drobných potůčků a pramenišť (Suhling et al. 2015). Po vylíhnutí mají okřídlená imaga velký akční rádius. Vodní plocha a její bezprostřední okolí proto představuje jen malou část území, ve kterém se dospělci pohybují (Corbet 1999).

Vážky v terestrickém prostředí využívají celou řadu různých mikrohabitatů, ve kterých odpočívají, nocují, brání své teritorium, reprodukují se nebo loví jiný hmyz (Buchwald 1992; Rouquette & Thompson 2007). Dostupnost stanovišť s těmito mikrohabitaty může být pro dlouhodobé přežívání vážek nezbytná (Dolný et al. 2014). Např. predace hmyzu bývá efektivnější v terestrickém prostředí s vyšší koncentrací potenciální kořisti (Dolný et al. 2007). Lovenou kořist mnohdy představuje herbivorní hmyz, jehož výskyt je podmíněn zejména typem vegetace a přítomností hostitelských rostlin (Knight et al. 2005; Sang & Teder 2011). Často zdůrazňovanou podmínkou prostředí ovlivňující aktivitu dospělců i vývoj larev je přítomnost litorální vegetace (Remsburg & Turner 2009; Wildermuth 1994).

Heterogenita terestrických stanovišť v okolí mokřadů může být důležitým faktorem pro výskyt mnoha ohrožených druhů vážek (Dolný et al. 2014). Fragmentace, urbanizace a homogenizace krajiny představuje jeden z nejzávažnějších problémů poklesu druhové diverzity hmyzu obecně. V našich podmínkách je příčinou zejména intenzifikace zemědělství a následné rozdrobení a zmenšení přirozených habitatů. Svůj díl viny nese i ukončení původního hospodaření, jako je postupné kosení luk nebo extenzivní pastva (Oliver et al. 2010; Šlancarová et al. 2014). Kriticky ohrožená vážka rumělková (*Sympetrum depressiusculum* Sélys, 1841), jejíž habitatové preference jsou předmětem této diplomové práce, tráví velkou část aktivního života jako imago mimo vodní prostředí. Oproti vážkám s delším larválním vývojem může být odezva tohoto druhu na terestrické prostředí silnější. Důvodem ohrožení vážky rumělkové mohou být specifické stanovištní nároky nejen na vodní, ale i terestrické prostředí (Dolný et al. 2014).

Výzkumů zabývajících se vlivem podmínek terestrického prostředí na výskyt vážek zatím není mnoho (např. Dolný et al. 2014; Sang & Teder 2011). Většina studií věnujících se ekologii vážek klade důraz na význam vodního stanoviště. Není proto překvapující, že i většina opatření na ochranu ohrožených druhů vážek je zaměřena pouze na ochranu vodního prostředí (Kalkman et al. 2010). Dospělci přitom reagují na změny prostředí stejně citlivě jako larvy (D'amico et al. 2004; Kutcher & Bried 2014). Narušení terestrického prostředí může ovlivnit společenstva vážek i v případě zachování původního vodního habitatu (Dolný et al. 2012).

## 1. 2. Rozptyl vážek

Výskyt dospělců mimo mokřady v typicky terestrických habitatech je rovněž spojen s jejich rozptylem, který je charakterizován krátkými difúzními pohyby z mateřské vodní plochy do okolí (Corbet 1999). Rozptyl je zásadní pro tok genů mezi populacemi, čímž ovlivňuje procesy lokální adaptace, speciace a evoluci lokálních znaků. Z ekologického hlediska ovlivňuje především dynamiku a perzistenci populací, strukturu společenstva, distribuci a abundanci druhů. Pokud jedinci zůstávají na místě nebo v blízkosti místa narození, jedná se o filopatii (Bowler & Benton 2005; Tkadlec 2008), která je pro mnohé druhy výhodná, protože rozptyl je pro ně příliš rizikový a energeticky náročný (Bilton et al. 2001; Conrad et al. 1999). Naproti tomu hlavní výhodou druhů s vysokým rozptylem je snížení rizik spojených se zánikem habitatu, kompeticí mezi příbuznými jedinci a inbreedingem (Dieckmann et al. 1999).

Studie o rozptylu vážek jsou překvapivě zaměřeny spíše na stejnokřídlice (Zygoptera; např. Keller & Holderegger 2013; Watts et al. 2004), než na vážky z podřádu Anisoptera. Důvodem je jejich velká letová schopnost (Anderson 2009), což často znemožňuje výzkum. Rozptyl vážek je dán především jejich specializací na vodní habitat (Harabiš & Dolný 2011), ale i lokálními podmínkami prostředí, počasím, velikostí druhu, pohlavím a věkem (Angelibert & Giani 2003; Benard & McCauley 2008). U málo specializovaných druhů je výskyt vhodného vodního stanoviště mnohem pravděpodobnější. Proto se habitatoví specialisté, mezi které patří i vážka rumělková, rozptylují mnohem méně než generalisté (Dolný et al. 2007).

Rozptyl a s ním spojený tok genů je výrazně ovlivněn strukturou krajiny (Watts et al. 2004). Společenstva vážek jsou velmi citlivá k antropogenním disturbancím a změnám v krajině (Dolný et al. 2012; Samways & Steytler 1996). Rozptyl je potom

důležitým procesem pro dlouhodobé přežívání druhů v takto narušené a fragmentované krajině. Především u druhů vyskytujících se v ploškovitě izolovaných habitatech, jako jsou rybníky obklopené homogenní zemědělskou krajinou, má rozptyl zásadní vliv na jejich populační dynamiku (Angelibert & Giani 2003).

Významnou rozptylovou překážkou hmyzu v antropogenní krajině představuje dopravní infrastruktura. Pro druhy, které nejsou schopny se efektivně vyhýbat přímé srážce s vozidly, je doprava navíc příčinou vysoké mortality (Soluk et al. 2011). Např. Riffel (1999) zdokumentoval za jeden den v průměru několik set mrtvých imag vážek na kilometr silnice. Hustá silniční síť zvyšující fragmentaci krajiny má za následek vzácnost a izolovanost některých habitatů, při výstavbě silnic dochází navíc k jejich zániku (Balkenhol & Waits 2009). Neprostupná infrastruktura způsobující vysokou mortalitu a izolovanost populace vede k redukci její genetické proměnlivosti a inbreedingu (Holderegger & Di Giulio 2010). Negativní efekt silnic může být zmírněn vhodnými stanovišti podél krajnic, které často fungují jako refugia pro mnoho druhů hmyzu (Ries et al. 2001; Skórka et al. 2013). Výskyt vážek překvapivě umožňují retenční nádrže podél silnic vybudované za účelem ochrany vodních zdrojů před znečištěním z dopravy (Iorio 2012; Scher & Thiéry 2005).

Vážka rumělková je považována spíše za méně zdatného letce (Dolný & Holuša 2007) s malou tendencí se rozptylovat. Vysoká míra filopatrie je zřejmě dána především jejími vyhraněnými požadavky na specifický typ vodního habitatu (Dolný et al. 2013), u kterého je nejdůležitějším faktorem pravidelné vysychání (Schmidt 2008). Tato životní strategie může být výhodná v nivách větších toků, které jsou primárním prostředím tohoto druhu. Tůňe, ve kterých se vyvíjejí larvy, zde vlivem povodní neustále vznikají a pravidelně se zaplavují. V antropogenní krajině, kde je přirozený vodní režim toků narušen, může být tato životní strategie jedním z ohrožujících faktorů. V takovém případě může dojít k izolaci a následnému zániku populace v důsledku náhodných procesů (Dolný et al. 2013). U ohrožených druhů vážek přežívajících v člověkem narušené a fragmentované krajině jsou detailní informace o rozptylu důležité pro jejich efektivní ochranu (Bohonak & Jenkins 2003; Sahlen et al. 2004).

### 1. 3. Charakteristika a ohrožení vážky rumělkové

Vážka rumělková je malým druhem vážky. V rámci svého rodu patří k nejmenším zástupcům. Délka těla dospělců se pohybuje v rozmezí 29–34 mm. Zadeček imag je dorzoventrálně zploštělý. U druhu je patrný výrazný pohlavní dimorfismus. Samci mají zadeček cihlově červený, na bocích se světle žlutým lemem. Zadeček samic je okrově žlutý. Juvenilní imaga jsou světle oranžová. Typickým determinačním znakem u obou pohlaví jsou párové černé skvrny kapkovitého tvaru, které se nachází na 4. až 8. zadečkovém článku (příloha 1). Vážka rumělková je východomediteránním a mongolským faunistickým prvkem. Její nesouvislý areál sahá od střední Evropy až po východní Asii. V Evropě chybí v nejsevernějších oblastech a na Pyrenejském poloostrově (Askew 2004; Dijkstra & Lewington 2006). Na území České republiky je výskyt této vážky roztroušený a vzácný. Ojedinelé záznamy pochází ze západních a severních Čech. Ve větších počtech se druh vyskytuje pouze v oblasti Moravy a Slezska (Dolný & Holuša 2007).

Vážka rumělková je spíše nížinným druhem. Primárními vodními habitaty jsou periodicky zaplavované tůňe a jezera v nivách větších toků. Klíčovým faktorem výskytu tohoto druhu je pravidelné vysychání vodního prostředí. Pro takto požadovaný vodní režim je typická nízká hladina vody během zimy, zaplavení začátkem jara a vysychání na konci léta (Schmidt 2008). Vážka rumělková přečkává zimu ve stádiu vajíčka. Larvy se v našich podmínkách líhnou v polovině dubna a jejich vývoj trvá 6–8 týdnů. Líhnutí probíhá od července do poloviny srpna. Dospělci se vyskytují zejména na extenzivně využívaných a podmáčených loukách (Sternberg & Schmidt 2000) a za příznivého počasí mohou být v našich podmínkách aktivní až do poloviny října (Dijkstra & Lewington 2006; Dolný & Holuša 2007; Dolný et al. 2013).

V minulosti byla v Evropě vážka rumělková podstatně hojnější. Jako hlavní příčiny úbytku tohoto druhu jsou uváděny regulace a změny ve vodním režimu toků, díky kterým dojde k narušení dynamiky říční nivy a kolísání vodní hladiny v okolních tůňích. Ohrožujícím faktorem je i ztráta a znečištění vodního habitatu (Dolný & Holuša 2007). V Evropě je podle červeného seznamu vážka rumělková zranitelným druhem (Kalkman et al. 2010), v České republice je kriticky ohrožená (Hanel et al. 2005). I přes pokles přirozených habitatů se druh v posledních letech začal objevovat na člověkem vytvořených vodních plochách. Jedním z nejvýznamnějších umělých habitatů jsou plůdkové rybníky, jejichž vodní režim často odpovídá režimu v primárním prostředí tohoto druhu (Schmidt 2008; Dolný & Mižičová 2010; Dolný et al. 2013).

Příkladovou lokalitou s dlouhodobým výskytem početné populace vážky rumělkové jsou Borovecké rybníky na severu Moravy, na kterých probíhal výzkum předložené diplomové práce. Jedná se o izolovanou lokalitu nacházející se v kulturní zemědělské krajině. Příčiny ohrožení vážky rumělkové budou zřejmě mnohem komplexnější, než samotné požadavky na specifický typ vodního prostředí. Klíčovou roli pro přežívání druhu může mít dostupnost vhodných terestrických habitatů v okolí mateřské lokality. K dlouhodobému přežívání, které souvisí i s rozptylem, mohou být preferované habitaty v okolí umělých izolovaných vodních ploch nezbytné.

## **2. CÍLE PRÁCE**

Terestrické prostředí v okolí vodních habitatů je při ochraně vážek často podceňováno. Vážka rumělková je v České republice kriticky ohroženým druhem. Její nároky na terestrické prostředí mohou být pro přežívání druhu stejně významné jako požadavky na vodní stanoviště. V případě umělých izolovaných stanovišť, jako jsou plůdkové rybníky, mohou být preferované habitaty nezbytné i během rozptylu dospělců. Předložená diplomová práce je zaměřena na tyto cíle:

- Stanovit habitatovou preferenci dospělců.
- Zjistit, zda preference a vzdálenost vhodných terestrických habitatů od mateřské vodní plochy ovlivňuje rozptyl imag.
- Vyhodnotit rychlostní silnici nedaleko mateřské vodní plochy jako potenciální rozptylovou bariéru.



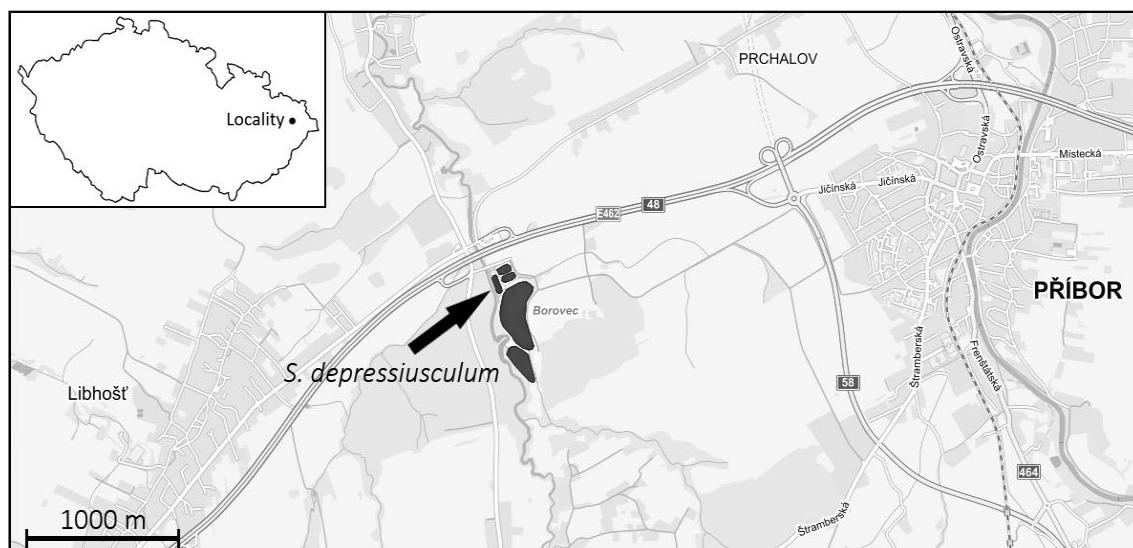
### 3. MATERIÁL A METODY

#### 3. 1. Popis studované lokality

Sledovaná lokalita se nachází na severovýchodě Moravy v podhůří Beskyd (GPS: 49°38'05.6"N 18°06'04.3"E, přibližně 300 m n. m.) nedaleko města Příbor (bývalý okres Nový Jičín, obr. 1). Výzkum probíhal v okolí Boroveckých rybníků, které je tvořeno především intenzivně využívanou zemědělskou krajinou a fragmentem lužního lesa v nivě řeky Sedlničky. Geomorfologicky lokalita spadá do území Příborské pahorkatiny. Podloží tvoří vrstvy vápnitých pískovců, fluvialních písčitohlinitých sedimentů a sprašových hlín (Kvita & Žárník 2005).

Soustava Boroveckých rybníků je složena z pěti rybníků, přičemž vázka rumělková využívá ke svému životnímu cyklu pouze jeden plůdkový rybník (označován jako mateřská vodní plocha). Ostatní rybníky jsou zejména díky intenzivnímu hospodaření pro vývoj larev nevhodné a pro vázku rumělkovou představují ekologickou past (Mižičová et al. 2015). Plůdkový rybník, který umožňuje dokončit larvální vývoj vázky rumělkové, je přibližně 0,3 ha velký. Rybník se využívá více než 20 let k chovu plůdku ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*), který vyžaduje specifický rybníční management a vodní režim. V průběhu roku je rybník několikrát vypuštěn a opět napuštěn. Navíc je podporován růst vodní vegetace. Plůdek ostroretky konzumuje zejména vodní řasy, což zvyšuje kvalitu rybníční vody. Na tomto plůdkovém rybníce se každoročně vyvíjí několik desítek tisíc jedinců vázky rumělkové. Sledovaná populace tohoto druhu patří k nejpočetnějším populacím ve střední Evropě. Další nejbližší známá populace je vzdálená přibližně 125 km (Dolný et al. 2013; 2014).

Terestrické prostředí v okolí mateřské plochy je tvořeno mozaikou různě obhospodařovaných zemědělských ploch, loukami a lesy. Zemědělské plochy spolu s lesy zabírají většinou plochu v okolí Boroveckých rybníků. V období sledování lokality se na polích nacházely zejména obilniny (pšenice, ječmen, oves, kukuřice), řepka byla zastoupena v menší míře. Část polí byla již sklizená nebo ponechána ladem. Na loukách v okolí Boroveckých rybníků se hospodařilo méně intenzivně. Okolní lesy jsou tvořeny měkkým luhem, dubohabřinami a smrkovými monokulturami. Zachovalejší fragmenty lužních lesů jsou součástí přírodní památky Sedlnické sněženky. Rozloha zastavěných ploch je zde zanedbatelná, významný prvek však představuje rychlostní silnice R48, která protíná celou studovanou lokalitu. Podél okrajů silnic, polí a rybníků se často nacházela ruderalní společenstva.



**Obrázek 1:** Mapa studované lokality s vyznačením mateřské vodní plochy vážky rumělkové. Mapový podklad: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz).

### 3. 2. Sběr dat

Výzkum jsem prováděl v roce 2014 od července do září – v období letové aktivity vážky rumělkové. Během 13 návštěv lokality jsem v průběhu sezóny zjišťoval habitatovou preferenci a rozptyl dospělců (konkrétní data návštěv lokality jsou na obr. 3). Na počátku výzkumu jsem vymezil plošky s různými typy habitatů, u kterých jsem sledoval jejich využití imagy. Velikost plošek činila 10×10 m. Plošky se nacházely po obvodu dvou kruhů o poloměrech přibližně 300 m a 500 m, jejichž středem byla mateřská vodní plocha (viz obr. 2). Plošky byly zastoupeny těmito typy habitatů (zkratky v závorce jsou dále využity v mapě a výsledcích): ruderály (R), produkční zemědělské plochy – pole (P), opuštěná pole (OP), trvalé travní porosty – louky (L), litorální vegetace (LV), lesy (S) a lesní mýtiny (LM). V obou kruzích se nacházely všechny typy plošek. Celkem jsem sledoval 39 plošek (300 m – 19 plošek, 500 m – 20 plošek). Každý typ habitatu byl zastoupen minimálně dvěma ploškami (tab. 1). Část plošek se nacházela za rychlostní silnicí R48, která byla analyzována jako možná rozptylová bariéra. Plošky v obou kruzích jsem vybral s ohledem na jejich dostupnost a reprezentativnost.

Při každé návštěvě jsem na ploškách ihned zaznamenal abundanci dospělců vážky rumělkové. Skrytě odpočívající jedince na vegetaci jsem vyplašil pomocí entomologické sítě. Přibližně v polovině sezóny, kdy byla všechna imaga plně

vybarvená a pohlaví bylo jasně odlišitelné, jsem početnost sledoval zvlášť pro samce a samice. Dále jsem na ploškách zaznamenával údaje o epigamním chování dospělců – počet tandemů, kopulací a pokusů o kladení vajíček. (Při tandemu imaga zpravidla teprve vyhledávají vhodné místo ke kopulaci. Během kopulace jsou již propojena v pářící kruh.) Obchůzky plošek byly provedeny pouze za jasných dnů s minimální teplotou 20 °C ve stínu, kdy jsou všichni dospělci aktivní. Při kontrolách byla vždy každá ploška osluněná.

K přesnějšímu odhadu aktivit dospělců při rozptylu jsem použil metodu zpětných odchytů značených jedinců (CMR = capture mark recapture). Jedinci byli odchytáváni na každé plošce stejně dlouhou dobu – asi 10 minut. Odchyceni byli přímo za letu nebo smýkáním při jejich odpočinku na vegetaci. Dospělce jsem odchytával entomologickou sítí o průměru 40 cm a délkou teleskopické hole 150 cm. Odchycené jedince jsem označil na křídlech individuálním kódem pomocí acetonového značkovače (příloha 2). Všechny údaje o označených a zpětně odchycených jedincích jsem zaznamenal pomocí GPS přístroje.

**Tabulka 1:** Charakteristiky a početnosti jednotlivých typů plošek na lokalitě.

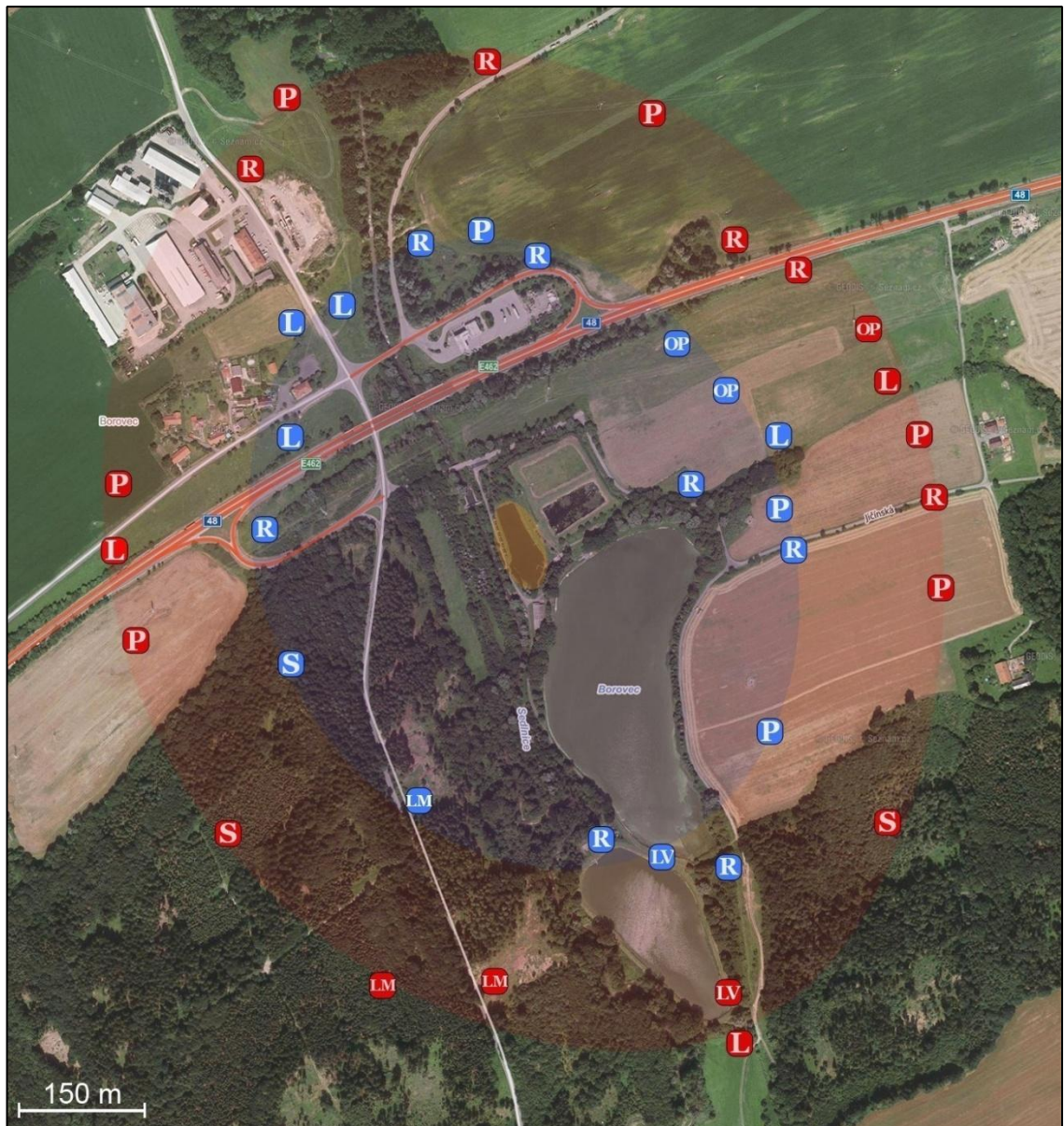
typ plošky	charakteristika	300 m	500 m	celkem
ruderály (R)	člověkem pozměněná společenstva, okraje silnic a polí, haldy stavební sutě na hrázi rybníků	7	5	12
produkční zemědělské plochy (P)	člověkem vytvořená společenstva, intenzivně obhospodařovaná pole, kultury obilnin a olejnin	3	6	9
opuštěná pole (OP)	člověkem nevyužitá produkční plochy, převažovaly jednoleté plevele	2	1	3
louky (L)	trvalé travní porosty, extenzivně obhospodařované	4	3	7
litorální vegetace (LV)	pobřežní vegetace rybníků, rákosiny	1	1	2
lesy (S)	dubohabřiny a smrkové monokultury	1	2	3
lesní mýtiny (LM)	paseky a holiny po těžbě dřeva, světломilná bylinná vegetace, pionýrské náletové dřeviny	1	2	3

### 3. 3. Analýza dat

Pro popsání vlivu habitatu, jeho vzdálenosti od mateřské vodní plochy a silnice jako potenciální rozptylové bariéry na početnost dospělců, byl použit zobecněný lineární smíšený model (GLMM = generalized linear mixed model). Data byla analyzována pomocí statistického softwaru R (R Development Core Team 2011). Jako náhodný efekt v modelu figurovala návštěva plošek. Fixními efekty byly typy habitatů, vzdálenost habitatu od mateřské vodní plochy (300 m a 500 m), pohlaví a poloha plošky vůči silnici (za silnicí versus před silnicí vzhledem k mateřské lokalitě). Data abundance obsahovala množství extrémních hodnot a nul (plošky nebyly dospělci vždy využívány), proto bylo v modelu využito negativně binomické rozdělení chybové variability a s log link funkcí.

Vlastní analýza v softwaru R probíhala následovně: Pro výpočet byla použita funkce `glmer` (package `lme4`, Bates et. al 2014), která provádí výpočet pomocí Laplaceovy aproximace. K zjištění habitatové preference byla v GLMM vysvětlovanou veličinou zjištěná abundance, na straně vysvětlujících proměnných vystupoval typ habitatu a náhodný efekt návštěva plošky. K popsání vlivu vzdálenosti plošky od mateřské vodní plochy se k vysvětlujícím proměnným přidala vzdálenost okruhu (300 m a 500 m). V případě efektu rychlostní silnice byl sestaven model pro plošky se všemi typy habitatů a pro habitaty, které se nacházely na obou stranách silnice. Další kovariátou byla poloha plošky – zda se nachází před nebo za silnicí. S využitím zjištěné abundance u samců a samic byla analogicky modelována i stanovištní preference u pohlaví. Pro nedostatek dat byly údaje o epigamním chování z analýzy vyloučeny. Pomocí mnohonásobného porovnání průměrů s Tukeyho kontrasty (Tukey HSD test) se porovnaly zjištěné rozdíly v abundancích imag na jednotlivých habitatech (package `multcomp`, Hothorn et. al 2015). Statisticky významný vliv byl stanoven na  $\alpha = 0,05$ . Pro znázornění průběhu početnosti dospělců během sezóny byla sestrojena LOESS křivka (package `mgcv`, Wood 2014).

Z důvodu malého množství zpětných odchytů značených jedinců nebyla data získaná metodou CMR statisticky analyzována. K zobrazení pohybu dospělců jsem použil koordináty znovu odchycených označených jedinců získaných z GPS přístroje, které jsem vynesl do ortofotomapy.



**Obrázek 2:** Letecký snímek Boroveckých rybníků s vyznačením sledovaných plošek. Žlutě je vyznačena mateřská vodní plocha, modře okruh 300 m, červeně okruh 500 m vzdálený od mateřské vodní plochy. Zkratky plošek jsou popsány v předchozím textu. Oranžovou linií je zvýrazněna rychlostní silnice R48. Mapový podklad: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz).

## 4. VÝSLEDKY

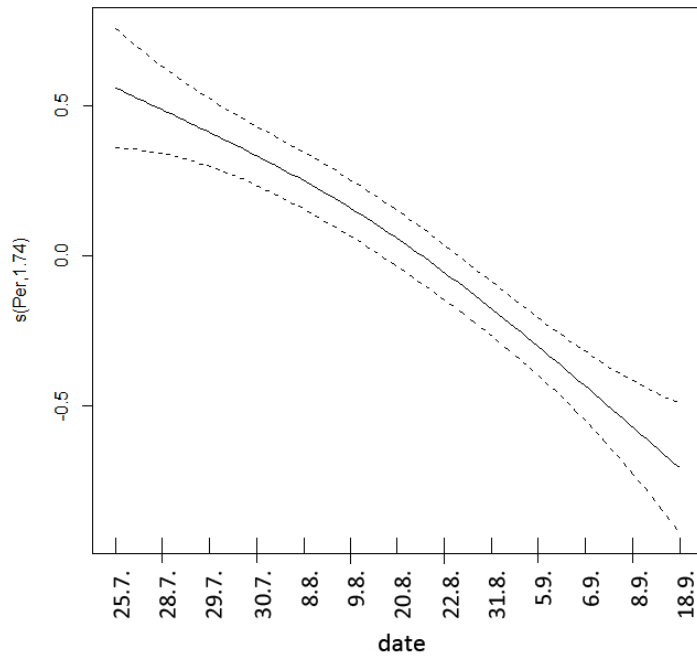
### 4.1. Habitatová preference

V průběhu sezóny 2014 jsem na různých typech habitatů v okolí Boroveckých rybníků sledoval abundanci dospělců vážky rumělkové. Různá stanoviště byla reprezentována 39 ploškami ve vzdálenostech 300 m a 500 m od mateřské vodní plochy (viz metodika, tab. 1, obr. 2). Početnost imag na ploškách se pohybovala od 0 do 26 (průměr = 3,54; medián = 2). Nejvíce jedinců jsem zaznamenal na ploškách s litorální vegetací. Jednalo se zároveň o jediný habitat, na kterém jsem v průběhu celé sezóny dospělé zaznamenával po každé. Pouze na ploškách, které se nacházely v lese, jsem nepozoroval žádné vážky (tab. 3). Zjišťovaná abundance byla nejvyšší na začátku sledování aktivity imag po jejich emergenci. Během dalších sledování se početnost postupně snižovala (obr. 3).

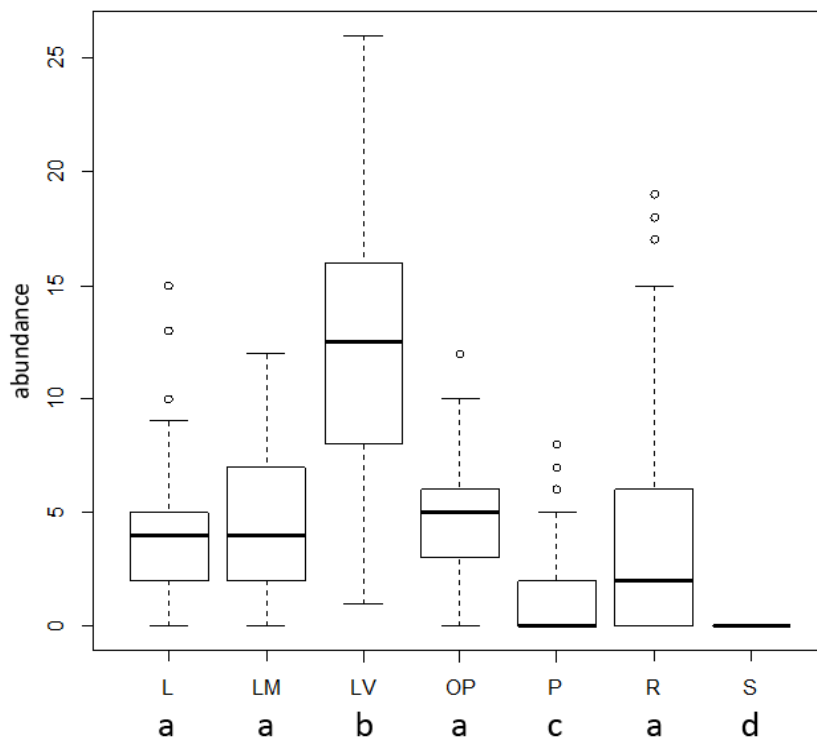
Habitatová preference dospělců byla analyzována pomocí GLMM (s negativně binomickým rozdělením, náhodným efektem návštěva plošky, fixním efektem typ habitatu a vzdálenost habitatu od mateřské vodní plochy). Početnost dospělců byla průkazně ovlivněna různými typy habitatů ( $\chi^2 = 190,4$ ;  $df = 6$ ;  $p < 0,01$ ) a jejich vzdáleností od mateřské vodní plochy ( $\chi^2 = 11,6$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0,01$ ). Výskyt imag po celou sezónu pozitivně ovlivňovaly plošky s litorální vegetací. Naopak negativní efekt měly plošky, které se nacházely v lese nebo na obhospodařovaných polích. Odhady ostatních fixních efektů GLMM jsou uvedeny v tab. 2. Stálý výskyt imag jsem po většinu sezóny zaznamenal na ploškách s opuštěnými poli, lesními mýtinami a loukami (obr. 4). Více jedinců se vyskytovalo na ploškách blíže k zdrojové lokalitě (obr. 5).

**Tabulka 2:** Vliv habitatu a jeho vzdálenosti od mateřské lokality na početnost dospělců.

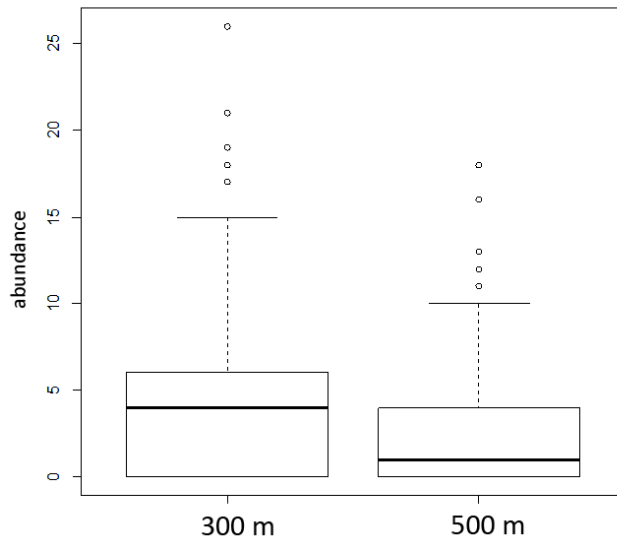
proměnná	odhad	SE	t	p
(intercept)	1,43	0,18	7,8	< 0,01
<i>habitat</i>				
lesní mýtina (LM)	0,18	0,21	0,8	0,4
<b>litorální vegetace (LV)</b>	<b>1,21</b>	<b>0,22</b>	<b>5,3</b>	<b>&lt; 0,01</b>
opuštěné pole (OP)	0,25	0,18	1,41	0,16
<b>pole (P)</b>	<b>-0,98</b>	<b>0,18</b>	<b>-5,4</b>	<b>&lt; 0,01</b>
ruđerál (R)	-0,01	0,16	-0,6	0,53
<b>les (S)</b>	<b>-3,16</b>	<b>0,46</b>	<b>-6,9</b>	<b>&lt; 0,01</b>
<i>vzdálenost habitatu</i>				
<b>500 m</b>	<b>-0,33</b>	<b>0,1</b>	<b>-3,3</b>	<b>&lt; 0,01</b>



**Obrázek 3:** Loessova křivka znázorňující průběh celkové početnosti imag v průběhu sezóny.



**Obrázek 4:** Boxploty s abundancemi dospělců v jednotlivých typech habitatů (L = louka, LM = lesní mýtina, LV = litorální vegetace, OP = opuštěné pole, P = pole, R = ruderal, S = les). Písmena pod zkratkami habitatů vyjadřují signifikantní rozdíly mezi jednotlivými typy habitatů na základě post-hoc Tukey HSD testu (habitaty označené jinými písmeny se mezi sebou významně lišily). Boxploty jsou tvořeny 1.–3. kvartilem, linie uvnitř značí medián.

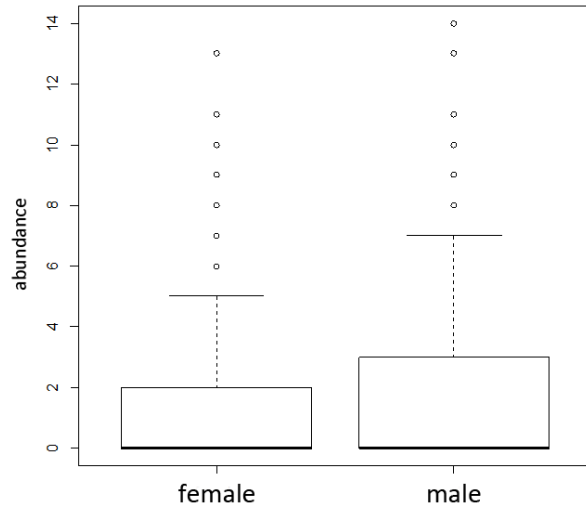


**Obrázek 5:** Boxploty s abundancemi dospělců na ploškách 300 m a 500 m vzdálených od mateřské lokality. Boxploty jsou tvořeny 1.–3. kvartilem, linie uvnitř značí medián.

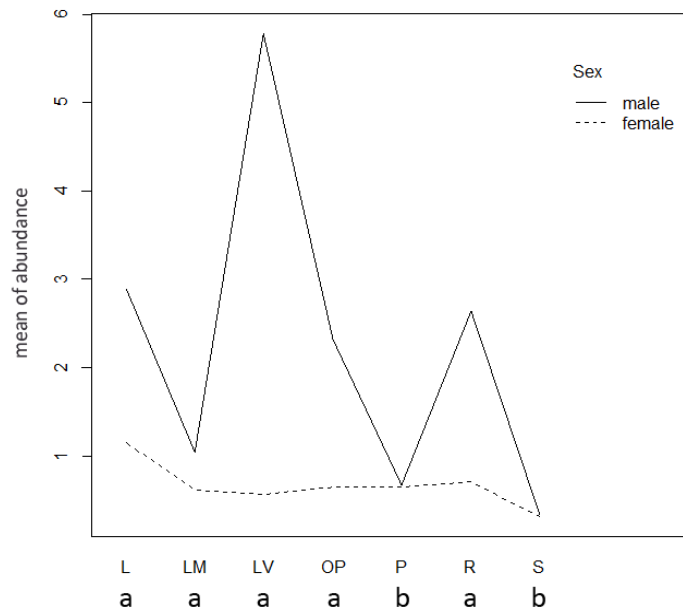
Habitatovou preferenci pohlaví jsem sledoval přibližně od poloviny sezóny, kdy byli samci i samice plně vybarvení. Celkově se na ploškách vyskytovalo více samic (obr. 6). V GLMM byla abundance samců a samic vysvětlována fixními efekty typ habitatu, vzdálenost habitatu a pohlaví. Model sestavený jen pro pohlaví byl průkazný ( $\chi^2 = 35,2$ ;  $df = 1$ ;  $p < 0,01$ ). V případě interakce pohlaví  $\times$  habitat byl zjištěn také významný vliv ( $\chi^2 = 14$ ;  $df = 6$ ;  $p = 0,03$ ). Samci preferovali plošky s litorální vegetací, loukami a ruderály. Samice vyhledávaly zejména louky a stejně jako samci se vyhýbaly polím a lesům (obr. 7).

Pro nedostatek údajů nebylo epigamní chování dospělců do modelu zahrnuto. Kopulace a kladení vajíček jsem pozoroval pouze na ploškách s litorální vegetací. Páření jsem nezaznamenal dokonce ani na jiných habitatových ploškách v blízkosti vody. Rovněž tandemy jsem pozoroval především na ploškách s litorální vegetací (36 záznamů), ale v menší míře i v okruhu 300 m od zdrojové lokality na opuštěných polích (6 záznamů) a ruderálech (5 záznamů).





**Obrázek 6:** Boxploty se zjištěnými abundancemi samic a samců. Boxploty jsou tvořeny 1.–3. kvartilem, linie uvnitř značí medián.

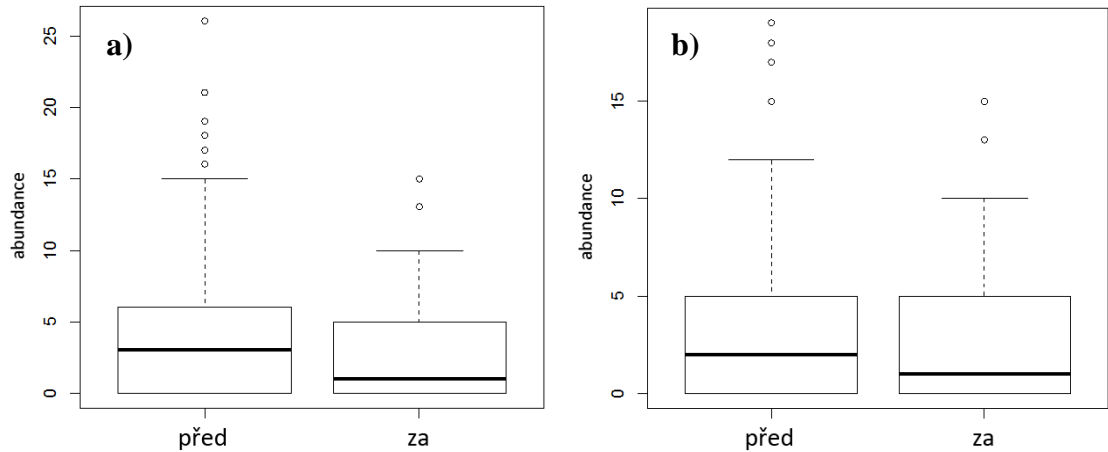


**Obrázek 7:** Interaction plot znázorňující habitatovou preferenci samců a samic (L = louka, LM = lesní mýtina, LV = litorální vegetace, OP = opuštěné pole, P = pole, R = ruderál, S = les). Písmena pod zkratkami habitatů vyjadřují signifikantní rozdíly mezi typy habitatů na základě post-hoc Tukey HSD testu (habitaty označené jinými písmeny se mezi sebou významně lišily).

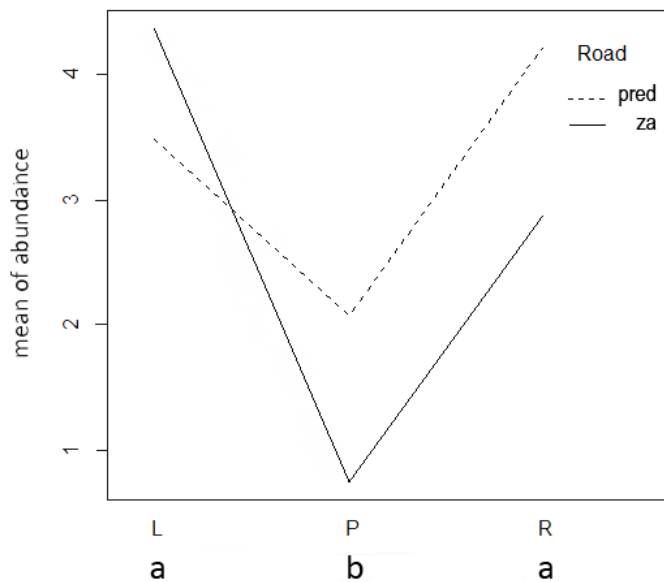
## 4.2. Rozptylová bariéra

V rámci rozptylových bariér byl testován vliv rychlostní silnice R48, která protíná studovanou lokalitu (viz obr. 2). Model byl sestaven pro všechny plošky a pro plošky s habitaty, které se nacházely na obou stranách silnice – louky, pole, ruderály. V obou případech jsem větší počet dospělců zaznamenal před silnicí (obr. 8ab). V modelu pro

všechny typy habitatů byla silnice průkaznou bariérou ( $\chi^2 = 5,1$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,02$ ). Interakce habitat  $\times$  poloha plošky vůči silnici byla rovněž průkazná ( $\chi^2 = 11,6$ ;  $df = 2$ ;  $p < 0,01$ ). V modelu pro habitaty, které se nacházely na obou stranách silnice, byl efekt polohy plošky vůči silnici jen marginálně signifikantní ( $\chi^2 = 3,6$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,055$ ; obr. 9).



**Obrázek 8:** Box ploty s abundancemi dospělců: a) pro všechny plošky před a za silnicí; b) jen pro plošky s habitaty společnými pro oblast před a za silnicí. Boxploty jsou tvořeny 1.–3. kvartilem, linie uvnitř značí medián.



**Obrázek 9:** Interaction plot znázorňující preferenci imag na ploškách, které se nacházely před i za silnicí. (L = louka, P = pole, R = ruderal). Písmena pod zkratkami habitatů vyjadřují signifikantní rozdíly mezi typy habitatů na základě post-hoc Tukey HSD testu (habitaty označené jinými písmeny se mezi sebou významně lišily).

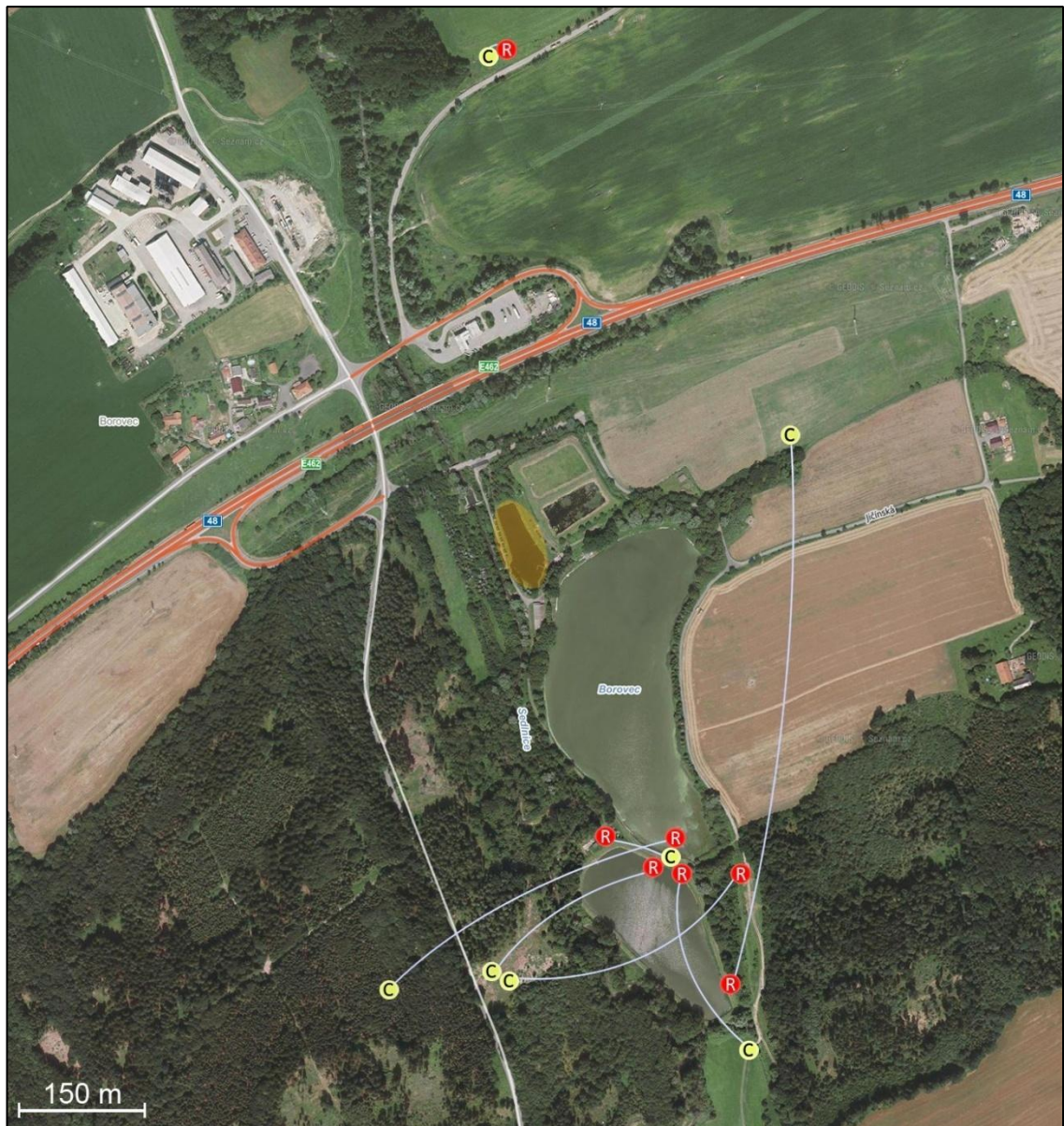
**Tabulka 3:** Charakteristiky abundancí v jednotlivých typech habitatů.

	<b>průměr</b>	<b>medián</b>	<b>min.</b>	<b>max.</b>
louka (L)	3,98	4	0	15
lesní mýtina (LM)	4,35	4	0	12
litorální vegetace (LV)	12,15	12,5	1	26
opuštěné pole (OP)	5	5	0	12
pole (P)	1,48	0	0	8
rudérál (R)	3,66	2	0	19
les (S)	0	0	0	0

K přesnějšímu odhadu aktivit dospělců při rozptylu jsem použil metodu CMR. Celkově jsem na ploškách v průběhu sezóny označil 223 jedinců (149 samců a 74 samic). Opětovně odchytených dospělců bylo pouze 7 (3,1 %), proto nebylo možné tyto výsledky hlouběji analyzovat. Jednotlivé případy znovu odchytených jedinců však mohou mít samy o sobě také jistou vypovídací hodnotu. Zaznamenal jsem především samce, označené v typicky terestrickém prostředí, které jsem na sklonku sezóny opětovně odchytil na ploškách v okolí rybníků – nejčastěji na ploškách s litorální vegetací. Jediná samice byla znovu odchycena na stejné plošce, kde byla označena. Přelet rychlostní silnice jsem u označených imag nezaznamenal, nicméně 3 označení samci museli při přesunu z lesní mýtiny k rybníku překonat souvislý lesní porost (obr. 10). Je proto je pravděpodobné, že imaga vážky rumělkové se překážkám a nevhodnému prostředí mohou vyhnout vysokým letem. Žádného z označených dospělců jsem nezaznamenal v tentýž den. Nejdelší interval mezi opakovaným odchytem byl 18 dní. Nejdelší zaznamenaný přelet byl dlouhý 705 m (tab. 4).

**Tabulka 4:** Zaznamenané přesuny označených dospělců mezi habitaty (L = louka, LM = lesní mýtina, LV = litorální vegetace, R = rudérál). Uvedené přesuny nezahrnují vzdálenost plošky od mateřské vodní plochy.

<b>pohlaví</b>	<b>typ habitatu, datum odchytu a vzdálenost přeletu</b>		
M	L (9.8.)	→ 260 m	LV (20.8.)
F	R (20.8.)	–	R (22.8.)
M	LM (22.8.)	→ 340 m	R (31.8.)
M	LM (31.8.)	→ 260 m	LV (18.9.)
M	LM (31.8.)	→ 390 m	LV (5.9.)
M	L (5.9.)	→ 705 m	LV (18.9.)
M	LV (8.9.)	→ 70 m	R (18.9.)



**Obrázek 10:** Mapa s vyznačenými přesuny znovu odchytených označených jedinců. Žlutými body jsou zobrazena místa označení dospělců (C = capture), červenými body jejich opětovného odchyty (R = recapture). Žlutě je zaznačená mateřská vodní plocha, oranžovou linií rychlostní silnice R48. Mapový podklad: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz).

## 5. DISKUZE

Pro přežívání ohrožených druhů vážek může být dostupnost vhodných terestrických habitatů stejně klíčová jako požadavky na kvalitu vodního prostředí. V případě kriticky ohrožené vážky rumělkové mohou být preferované terestrické habitáty nezbytné k různým aktivitám imag (např. predace, rozmnožování, odpočinek), ale i během jejich rozptylu a zajistit tak perzistenci populací na izolovaných vodních plochách. Analýza habitatových preferencí dospělců vážky rumělkové ukázala, že jejich výskyt byl ovlivněn diverzitou habitatů v okolí mateřské vodní plochy. Rovněž vzdálenost habitatů od zdrojové lokality měla vliv na výskyt imag.

### 5. 1. Habitatové preference dospělců

Výsledky této práce podporují význam heterogenity terestrického prostředí pro vážku rumělkovou (Dolný et al. 2014) a citlivost vážek k antropogenním změnám v krajině (Dolný et al. 2012; Samways & Steytler 1996). Dospělci sledovaného druhu se vyhýbali intenzivně obhospodařovaným polím. Naopak extenzivně využívané plochy, které na sledované lokalitě představovaly opuštěná pole a louky byly imagy většinou využívány. Stejný výsledek u vážky rumělkové zaznamenal i Dolný et al. (2014). Homogenizace krajiny a intenzifikace zemědělství představuje závažný problém poklesu druhové diverzity hmyzu obecně (Oliver et al. 2010; Šlancarová et al. 2014) a stejně jako degradace vodního stanoviště může mít na výskyt vážek negativní vliv (Dolný et al. 2014). Význam extenzivně využívaných ploch v životním cyklu vážek v okolí mokřadů potvrdil i Wildermuth (2012), podle jehož studie byla početnost vážek na extenzivních loukách téměř trojnásobně větší než na loukách obhospodařovaných intenzivně.

Dospělci nejvíce vyhledávali plošky s litorální vegetací, přestože se jednalo o plochy ve větší vzdálenosti od mateřské lokality a prostředí nevhodné pro vývojový cyklus zkoumaného druhu. Rybníky s litorální vegetací, na kterých se nacházely sledované plošky, představují kvůli nevhodnému hospodaření pro vážku rumělkovou ekologickou past. Využívání takto nevhodného prostředí především ke kladení vajíček může na sledované lokalitě ohrozit přežívání druhu (Mižičová et al. 2015; A. Dolný nepubl.). Z plošek s litorální vegetací pochází v rámci obou sledovaných okruhů i většina údajů o epigamním chování. To je v souladu s obecně přijímaným faktem, že aktivity spojené s reprodukcí vážek se zpravidla odehrávají v blízkosti vodního

prostředí (Corbet 1999). Přítomnost a struktura litorální vegetace ovlivňuje i výskyt larev, kterým slouží jako úkryt před predátory a umožňuje jejich následné líhnutí a emergenci dospělců. V přerybněných vodách je litorální vegetace pro larvy důležitým refugiem (Remsburg & Turner 2009).

V ruderálních habitatech byla zjišťovaná početnost značně variabilní, což bylo zřejmě dáno i jejich různou strukturou vegetace (výškou a hustotou). Vyšší rostliny kupříkladu dospělci vážek využívají jako pozorovatelnou při lovu, v nižší a husté vegetaci se imaga skrývají před nepříznivým počasím nebo nocují (Sternberg & Schmidt 2000). Podle Buchwalda (1992) struktura vegetace ovlivňuje výskyt dospělců více než její druhové složení. Druhová skladba rostlin ovšem může ovlivnit abundanci herbivorů, kteří pak mohou být významným potravním zdrojem vážek (Sang & Teder 2011). Produkční zemědělské plochy jsou strukturou vegetace značně uniformní a vážky zde nejspíše nenalézají vhodné mikrohabitaty (Dolný et al. 2014). Stejně tomu bylo i na některých ploškách s ruderály, které byly zarostlé invazními rostlinami.

Typickým habitatem pro dospělé vážky rumělkové jsou zejména extenzivní a podmačené louky (Sternberg & Schmidt 2000). Proto zajímavým zjištěním byl výskyt imag v lesních mýtinách. Ty byly navíc izolovány lesním prostředím, kterému se vážka rumělková prokazatelně vyhýbala. V přirozeném prostředí, kterým jsou pravidelně zaplavované tůň v nivách větších toků (Schmidt 2008), dochází vlivem povodní k častému narušení vegetace. Prostředí je tak neustále udržováno v pionýrském stádiu. To je jeden z možných důvodů, proč byly zaznamenané početnosti nepatrně větší na opuštěných polích a lesních mýtinách než na samotných loukách. V pozdních denních hodinách jsem navíc pozoroval imaga při hromadném odpočinku v lesních mýtinách na mladých stromcích. Podobné typy stanovišť tak mohou sloužit k nocování. Nocování dospělců vážky rumělkové ve velkých skupinách na jedné rostlině uvádí také Corbet (1999) a Sternberg & Schmidt (2000).

Výsledky v této práci ukazují, že samci preferovali plošky s litorální vegetací, méně pak využívali louky a ruderály. Samice vyhledávaly zejména louky a stejně jako samci se vyhýbaly polím (obr. 6). Samice se obvykle zdržují dále od vodní plochy, aby se vyhnuly útokům samců, kteří se chtějí pářit. Opakované páření znemožňuje samicím lovit potravu a dochází tak k energetickým ztrátám. Samci se zase pohybují v okolí vody, aby mohli zaznamenat prolétající samice a zvýšit tak své šance k rozmnožování (Dolný et al. 2007, Foster & Soluk 2006). Během zjišťování početností imag jsem na lokalitě zaznamenal nepatrně více samců než samic. Podobně vychýlené pohlaví u

vážky rumělkové ve prospěch samců zjistil prostřednictvím demografické studie také Dolný et al. (2014).

## 5. 2. Rozptyl dospělců a rozptylová bariéra

Abundance dospělců byla na vzdálenějších ploškách od zdrojové vodní plochy průkazně menší. Populace vážky rumělkové na Boroveckých rybnících je velmi početná. Každoročně se zde vyskytují desetitisíce jedinců. Ostatní druhy stejného rodu na této lokalitě podobných početností zdaleka nedosahují (Dolný et al. 2013; Dolný et al. 2014). Nepřímo úměrným vztahem mezi velikostí populace a rozptylovou vzdáleností u hmyzu se zabývali Baguette & Schitickzelle (2006). Zjistili, že dospělci motýlů rozptylující se mezi ostrůvkovitě rozmístěnými habitaty, které jsou příliš vzdálené od zdrojové lokality, mají v krajině větší pravděpodobnost se ztratit. Vzniká tak selekční tlak na jedince s vysokým sklonem k rozptylu. Rozptyl u samců vážek je v tomhle ohledu ovlivněn i dostupností teritorií, kterých je v prostředí jen omezený počet (Corbet 1999). Samci vážky rumělkové podobně jako ostatní druhy stejného rodu ovšem výraznou teritorialitu nevykazují (Dolný et al. 2007).

Vážka rumělková je považována za nepříliš zdatného letce (Dolný & Holuša 2007) s malou tendencí se rozptylovat. Vysoká míra filopatrie je zřejmě dána především její vysokou specializací a specifickými požadavky na vodní habitat. Tato životní strategie může být výhodná v nivách větších toků, které představují primární prostředí tohoto druhu (Dolný et al. 2013). Tůňe, ve kterých se vyvíjejí larvy, jsou zde neustále zaplavovány a vysoušeny (Schmidt 2008; Sternberg & Schmidt 2000). Na umělých izolovaných vodních plochách, jako jsou plůdkové rybníky, však může být vysoká míra filopatrie pro druh ohrožujícím faktorem. Při změně rybničního hospodaření nebo v důsledku stochastických procesů může relativně snadno nastat situace, že dojde k zániku celé populace (Dolný et al. 2013; Schmidt 2008).

Rozptyl vážek je výrazně ovlivněn strukturou krajiny (Watts et al. 2004). Sledovaná lokalita je obklopena především zemědělskými plochami a lesy, kterým se vážka rumělková vyhýbala, což může její malou rozptylovou tendenci ještě zvýraznit. Ve fragmentované zemědělské krajině se vážky mezi ploškovitě izolovanými habitaty rozptylují především na kratší vzdálenosti – řádově stovky metrů. Delší přelety bývají poměrně vzácné (Angelibert & Giani 2003; Conrad et al. 1999; Keller & Holderegger 2013). Nejdelší mnou zaznamenaný přelet činil 705 m. Většina označených jedinců

však realizovala podstatně kratší přesuny, jedinou označenou samici jsem dokonce opětovně zaznamenal po dvou dnech na zcela stejné plošce. Dolný et al. (2014) uvádí nejdelší zjištěný přelet 1,2 km u samce, průměrně však 446 m pro samce a 481 m pro samice. Schiel (2014) zaznamenal u téhož druhu nejdelší přelet v délce 550 m u samce a 350 m u samice.

Některé druhy vážek se ve fragmentované a homogenní krajině rozptylují podél vodních toků (Conrad et al. 1999; Keller & Holderegger 2013), což u sledovaného druhu naznačuje zjištěná preference litorální vegetace. Preferenci ruderalů, které podél silnic představují možný liniový prvek vhodný k šíření (Ries et al. 2001; Skórka et al. 2013), jsem nezjistil. Nejbližší plůdkové rybníky potenciálně vhodné k osídlení jsou od sledované lokality vzdálené přibližně 10 km (Mižičová 2012), ovšem Schiel (2014) nezaznamenal výměnu jedinců ani mezi tůněmi v přirozeném prostředí, které jsou od sebe vzdálené 14 km.

Analýza efektu rychlostní silnice na rozptyl imag byla v případě všech sledovaných plošek průkazná, což bylo zjevně ovlivněno dostupností preferovaných stanovišť před silnicí (litorální vegetace, opuštěná pole a lesní mýtiny). Větší vypovídací hodnotu mají výsledky v případě zahrnutí habitatů, které se nacházely na obou stranách silnice. V tomto případě byl však vliv silnice těsně statisticky neprůkazný. Výsledky marginálně signifikantních efektů by neměly být interpretovány, přesto u dospělců naznačují preferenci lučních stanovišť za silnicí. Naopak tomu bylo u ruderalů (obr. 8), což může být opět dáno rozdíly ve struktuře vegetace a přítomností vhodných mikrohabitatů. Za silnicí se louky jeví jako méně sečené, díky čemuž byla vegetace druhově bohatší a více strukturovaná. Negativní vliv silnic na výskyt vážek byl zjištěn zejména prostřednictvím jejich zvýšené mortality způsobené dopravou (např. Riffell 1999; Soluk et al. 2011). Důležitým faktorem ovlivňující u dospělců přelet silnice je jejich způsob a výška letu (Soluk et al. 2011). Sledování mortality podél silnice nebylo cílem této práce, nicméně vlastní pozorování na studované lokalitě ukázala, že vážka rumělková může překážky překonat vysokým a plachtivým letem. Podobným způsobem se imaga dostala nejspíše i na lesní mýtiny, když musela přeletět souvislý lesní porost.

Celkem jsem na ploškách označil 223 jedinců (149 samců a 74 samic). Míra znovu odchycených jedinců byla jen 3,1 % (6 samců a 1 samice). Jiné CMR studie vážky rumělkové (Dolný et al. 2014, Schiel 2014) dosáhly mnohem vyšších hodnot opakovaně odchycených jedinců, nicméně poměr znovu odchycených samců a samic



byl podobný. Nejdelší interval mezi opakovaným odchytem byl 18 dní, Dolný et al. (2014) zjistili 57 dní a Schiel (2014) 42 dní. Dospělci vážek běžně žijí jen pár týdnů, nejdéle dva měsíce (Corbet 1999). Imaga vážky rumělkové patří tedy k těm déle žijícím a význam terestrického prostředí pro ně může být důležitější. Malé množství znovu odchycených imag bylo dáno metodikou, protože odchty jsem prováděl pouze na vymezených ploškách. Cílem bylo sledovat aktivitu dospělců během rozptylu (např. zda jsou některým ploškám věrní). Všechny označené samce jsem opětovně odchytil na sklonku sezóny na ploškách v okolí rybníků – nejčastěji na ploškách s litorální vegetací. Návraty dospělců k vodnímu stanovišti na konci letové aktivity kvůli reprodukci uvádí i Dolný et. al (2014). Je možné, že jsou podmíněny i sečením luk v okolí rybníků na konci léta.

Většina opatření na ochranu ohrožených druhů vážek klade důraz na význam vodního habitatu (Kalkman et al. 2010). Hodnota okolního terestrického prostředí bývá často přehlížena. Opatření, která jsou naopak zaměřena pouze na ochranu dospělců, mohou vycházet ze zkreslených průzkumů. Dospělci, kteří se v chráněném mokřadu vyskytují, mohli svůj larvální vývoj absolvovat na zcela jiné lokalitě (Raebel et al. 2010). Proto efektivní ochrana vážek by měla mít za cíl chránit všechny složky prostředí, které vážky při svém životním cyklu využívají. Pro případnou ochranu vážky rumělkové bude zřejmě zapotřebí zajistit nejen požadovaný vodní režim, ale chránit také vybrané části terestrického prostředí v okolí mokřadů. Rozptyl i výskyt imag v okolí vodních ploch by podle této práce podpořilo zejména ponechání některých zemědělských ploch ladem a extenzivní sečení luk.

## 6. ZÁVĚR

Předložená diplomová práce se zabývá habitatovými preferencemi a rozptylem dospělců vážky rumělkové (*Sympetrum depressiusculum*). Vážka rumělková je u nás kriticky ohroženým druhem. V Evropském červeném seznamu figuruje jako druh zranitelný. V rámci této práce byla sledována jedna z mála populací tohoto druhu v České republice. Většina opatření na ochranu ohrožených druhů vážek je zaměřena pouze na ochranu vodního prostředí. Dostupnost vhodných terestrických stanovišť v okolí mateřské lokality může přitom být pro výskyt a rozptyl vážky rumělkové klíčová, což dokazují také výsledky této studie.

Výzkum probíhal v roce 2014 na severovýchodě Moravy v okolí Boroveckých rybníků u Příbora. V průběhu letové aktivity vážky rumělkové byla na vybraných ploškách sledována abundance dospělců. Plošky, které se nacházely v různých vzdálenostech od mateřské vodní plochy, zastupovalo celkem sedm typů habitatů, přičemž vážka jednoznačně preferovala litorální vegetaci, naopak lesnímu prostředí se jednoznačně vyhýbala. Dospělci dále preferovali stanoviště s dostatečně strukturovanou vegetací – opuštěná pole, lesní mýtiny a louky, tedy habitaty, které se nacházejí v přirozeném prostředí sledovaného druhu. Naopak intenzivně obhospodařovaným polím se vážka rumělková vyhýbala, což může také výrazně ovlivnit její rozptyl v kulturní zemědělské krajině. S tím souvisí, že vzdálenost habitatů od zdrojové lokality měla na výskyt dospělců negativní vliv. Efekt rychlostní silnice, jako potenciální rozptylové bariéry, se prokázat nepodařil. Rozptyl druhu je zřejmě zásadně ovlivněn jeho přirozenou filopatrií, která je podmíněna jeho životní strategií.

Přežití vážky rumělkové na sledované lokalitě je nejisté. Ohrožujícím faktorem mohou být jednak její specifické nároky na vodní stanoviště, kdy k zániku populace stačí pouhá změna rybníčního managementu, a jednak degradace okolních terestrických habitatů (zejména jejich intenzivním využíváním). Pro případnou efektivní ochranu vážky rumělkové bude zřejmě zapotřebí chránit i vybrané plošky terestrického prostředí v okolí mokřadů.

## 7. LITERATURA

- Anderson R. C. (2009): Do dragonflies migrate across the western Indian Ocean? *Journal of Tropical Ecology* 25: 347–358.
- Angelibert S., Giani N. (2003): Dispersal characteristics of three odonate species in a patchy habitat. *Ecography* 26: 13–20.
- Askew R. R. (2004): *The Dragonflies of Europe* (second revised edition). Harley Books, Colchester, 308 pp.
- Baguette M., Schitickzelle N. (2006): Negative relationship between dispersal distance and demography in butterfly metapopulations. *Ecology* 87: 648–654.
- Balkenhol N., Waits L. P. (2009): Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology* 18: 4151–4164.
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S. (2014): lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 1.1-7. Dostupné online: <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- Benard M. F., McCauley S. J. (2008): Integrating across life-history stages: consequences of natal habitat effects on dispersal. *The American Naturalist* 171: 553–567.
- Bohonak A. J., Jenkins D. G. (2003): Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecology Letters* 6: 783–796.
- Bowler D. E., Benton T. G. (2005): Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews* 80: 205–225.

- Buchwald R. (1992): Vegetation and dragonfly fauna – characteristics and examples of biocenological fieldstudies. *Vegetatio* 101: 99–107.
- Bilton D. T., Freeland J. R., Okamura B. (2001): Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 159–181.
- Conrad K. F., Willson K. H., Harvey I. F., Thomas C. J., Sherratt T. N. (1999): Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. *Ecography* 22: 524–531.
- Corbet P. S. (1999): *Dragonflies. Behaviour and ecology of Odonata*. Harley Books, Colchester, 829 pp.
- D'amico F., Darblade S., Avignon S., Blanc-Manel S., Ormerod S. J. (2004): Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. *Restoration Ecology* 12: 439–446.
- Dieckmann U., O'Hara B., Weisser W. (1999): The evolutionary ecology of dispersal. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 88–90.
- Dijkstra K-D. (ed.), Lewington R. (2006): *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe including western Turkey and north-western Africa*, British Wildlife Publishing, Gillingham, 320 pp.
- Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L. (2007): *Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření*, Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 672 pp.
- Dolný A., Harabiš F., Bárta D., Lhota S., Drozd P. (2012): Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan. *Tropical Zoology* 25: 141–157.

- Dolný A., Harabiš F., Mižičová H. (2014): Home Range, Movement, and Distribution Patterns of the Threatened Dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): A Thousand Times Greater Territory to Protect? PLoS ONE 9: 1–10.
- Dolný A., Holuša O. (2007): *Sympetrum depressiusculum*. pp. 556–561. In: Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L. (2007): Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření, Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 672 pp.
- Dolný A., Mižičová H. (2010): Habitat requirements and significance of artificial habitats of critically endangered dragonfly *Sympetrum depressiusculum*. Časopis Slezského muzea v Opavě 59: 113-119.
- Dolný A., Mižičová H., Harabiš F. (2013): Natal philopatry in four European species of dragonflies (Odonata: Sympetrinae) and possible implications for conservation management. Journal of Insect Conservation 17: 821–829.
- Foster S. E., Soluk D. A. (2006): Protecting more than the wetland: The importance of biased sex ratios and habitat segregation for conservation of the Hine's emerald dragonfly, *Somatochlora hineana* Williamson. Biological Conservation 127: 158–166.
- Hanel L., Dolný A., Zelný J. (2005): Odonata (vážky). pp. 125–127. In: Farkač J., Král D., Škorpík M. (eds.) (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.
- Harabiš F., Dolný A. (2011): The effect of Ecological determinants on the dispersal abilities of central european dragonflies (Odonata). Odonatologica 40: 17–26.
- Holderegger R., Di Giulio M. (2010): The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. Basic and Applied Ecology 11: 522–531.

- Hothorn T., Bretz F., Westfall P. (2015): multcomp: Simultaneous Inference in General Parametric Models. R package version 1.4-0. Dostupné online: <http://CRAN.R-project.org/package=multcomp>.
- Iorio E. (2012): Nouvelles données sur la répartition et l'écologie de *Sympetrum depressiusculum* (Selys, 1841) dans les Bouches-du-Rhône (Odonata, Anisoptera: Libellulidae). Tome 28: 29–42.
- Kalkman V. J., Boudot J-P., Bernard R., Conze K-J., De Knijf G., Dyatlova E., Ferreira S., Jović M., Ott J., Riservato E. (2010): European red list of Dragonflies. IUCN & Publications Office of the European Union, Luxembourg, 38 pp.
- Keller D., Holderegger R. (2013): Damselflies use different movement strategies for short- and long-distance dispersal. *Insect Conservation and Diversity* 6, 590–597.
- Knight T. M., McCoy M. W., Chase J. M., McCoy K. A., Holt R. D. (2005): Trophic cascades across ecosystems. *Nature* 437: 880–884.
- Kutcher T. E., Bried J. T. (2014): Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition. *Ecological Indicators* 38: 31–39.
- Kvita D., Žárník M. (2005): Plán péče o přírodní památku Sedlnické sněžanky na období 2006–2013. Občanské sdružení Hájenka, (Depon. in: AOPK ČR Ostrava, rezervační kniha), 17 pp.
- Mižičová H. (2012): Habitatové preference a vybrané aspekty populační biologie kriticky ohrožené vážky rumělkové (*Sympetrum depressiusculum*). Diplomová práce, Katedra biologie a ekologie Přírodovědecké fakulty Ostravské univerzity, 72 pp.

- Mižičová H., Šigut M., Dolný A. (2015): Přežívání kriticky ohrožené vážky v antropogenní krajině: limitující podmínky prostředí a ekologické pasti. In Bryja J., Řehák Z., Zukal J. (eds.) (2015): Zoologické dny Brno 2015. Sborník abstraktů z konference 12.–13. 2. 2015, 299 pp.
- Oliver T., Roy D. B., Hill J. K., Brereton T., Thomas C. D. (2010): Heterogeneous landscapes promote population stability. *Ecology Letters* 13: 473–484.
- R Development Core Team (2011): R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Raebel E. M., Merckx T., Riordan P., Macdonald D. W., Thompson D. J. (2010): The dragonfly delusion: why it is essential to sample exuviae to avoid biased surveys. *Journal of Insect Conservation* 14: 523–533.
- Rensburg A. J., Turner M. G. (2009): Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *The North American Benthological Society* 28: 44–56.
- Ries L., Debinski D. M., Wieland M. L. (2001): Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conservation Biology* 15: 401–411.
- Riffell S. K. (1999): Road mortality of dragonflies (Odonata) in a great lakes coastal wetland. *The Great Lakes Entomologist* 32: 63–73.
- Rouquette R. J., Thompson D. J. (2007): Roosting site selection in the endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*, and implications for habitat design. *Journal of Insect Conservation* 11: 187–193.
- Sahlen G., Ekestubbe K. (2001): Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation* 10: 673–690.

- Sahlen G., Bernard R., Rivera C. R., Ketelaar R., Suhling F. (2004): Critical species of Odonata in Europe. *International Journal of Odonatology* 7: 385–398.
- Samways M. J., Steytler N. S. (1996): Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* 78: 279–288.
- Sang A., Teder T. (2011): Dragonflies cause spatial and temporal heterogeneity in habitat quality for butterflies. *Insect Conservation and Diversity* 4: 257–264.
- Scher O., Thiéry A. (2005): Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia* 551: 237–251.
- Schiel F.-J. (2014): Eine Fang-Wiederfang-Studie an *Sympetrum depressiusculum* in Mittelbaden (Odonata: Libellulidae). *Libellula* 33: 217–231.
- Schmidt E. G. (2008): *Sympetrum depressiusculum* (Selys), a southern continental dragonfly depending on artificial habitats in Atlantic northwestern Germany (state of Northrhine-Westphalia) (Anisoptera: Libellulidae). *Notulae odonatologicae* 7: 5–10.
- Skórka P., Lenda M., Moron D., Kalarus K., Tryjanowski P. (2013): Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biological Conservation* 159: 148–157.
- Soluk D. A., Zercher D. S., Worthington A. M. (2011): Influence of roadways on patterns of mortality and flight behavior of adult dragonflies near wetland areas. *Biological Conservation* 144: 1638–1643.
- Sternberg K., Schmidt B. (2000): *Sympetrum depressiusculum* (Sélys, 1841) Sumpfhaidelibelle. pp. 534–548. In: Sternberg K., Buchwald R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart, 712 pp.



- Suhling F., Sahlén G., Gorb S., Kalkman V. J., Dijkstra K-D. B., van Tol J. (2015): Order Odonata. In: Thorp J., Rogers D. C. (eds.) (2015): Ecology and General Biology: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Academic Press, 893–932.
- Šlancarová J., Beneš J., Kristýnek M., Kepka P., Konvička M. (2014): Does the surrounding landscape heterogeneity affect the butterflies of insular grassland reserves? A contrast between composition and configuration. *Journal of Insect Conservation* 18: 1–12.
- Tkadlec E. (2008): Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 400 pp.
- Watts P. C., Rouquette J. R., Saccheri I. J., Kemp S. J., Thompson D. J. (2004): Molecular and ecological evidence for small-scale isolation by distance in an endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*. *Molecular Ecology* 13: 2931–2945.
- Wildermuth H. (1994): Habitat selektion bei Libellen. *Advances in Odonatology* 6: 223–257.
- Wildermuth H. (2012): Extensively used meadows as habitat for maturation, forage and copulation of *Coenagrion puella* and *Enallagma cyathigerum* (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 31: 223–235.
- Wood S. (2015): mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with GCV/AIC/REML Smoothness Estimation. R package version 1.8-5. Dostupné online: <http://CRAN.R-project.org/package=mgcv>.

## 8. PŘÍLOHY

**Příloha 1:** Nevybarvený samec vážky rumělkové v netypickém habitatu – na poli s ovsem



**Příloha 2:** Označený samec vážky rumělkové





**Příloha 3:** Mateřská vodní plocha vážky rumělkové



**Příloha 4:** Ploška s ruderálem

