

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

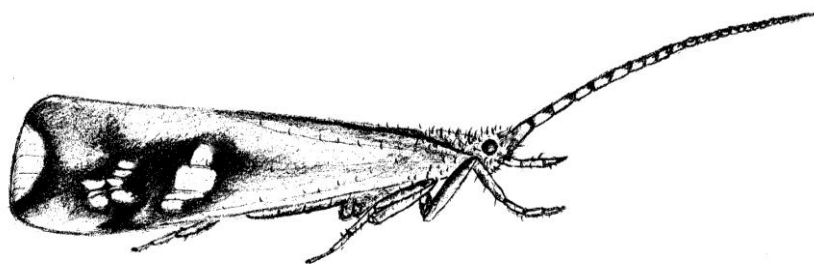
Přírodovědecká fakulta

Katedra Ekologie a životního prostředí



Imaga chrostíků v lesním prostředí

Lukáš Nentvich



Diplomová práce

předložená

na Katedře Ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Hydrobiologie

Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.

Olomouc 2016

© Lukáš Nentvich, 2016

Kresba na titulní straně (*Limnephilus lunatus*) © Lukáš Nentvich.

Nentvich L. (2016): Imaga chrostíků v lesním prostředí. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého Olomouc, 47 pp.

Abstrakt

Chrostíci (Trichoptera) jsou velmi důležitou skupinou semiakvatického hmyzu. Preimaginální stádia zauímají několik trofických úrovní a podílí se na rozkladu organické hmoty ve vodách. V neposlední řadě jsou důležitým potravním zdrojem pro jiné vodní i suchozemské živočichy. Kolonizace vhodných biotopů však závisí na dospělci a jejich schopnosti aktivního letu. Recentní studie naznačují, že rozšiřování imag je kromě vzdálenosti od vodních biotopů ovlivňováno i hustotou a prostupností porostu. Předložená práce studuje vliv vzdálenosti od různých vodních biotopů a vliv typu lesních porostů na abundance imag chrostíků v zalesněných lokalitách Salajka a Chejlava. Vodní biotopy ve studované oblasti lze rozdělit do tří typů – řeky, bystřiny a stojaté vody. Pomocí mnohorozměrných analýz bylo zjištěno, že imaga chrostíků jsou ovlivňována vzdáleností a jejich abundance s klesající vzdáleností od vodních biotopů roste. Abundance většiny imag s vazbou na lotické biotopy klesala s rostoucí vzdáleností od řeky, naopak u samečků čeledi Hydropsyche abundance rostla. Naproti tomu abundance imag s vazbou na lentické biotopy se zvyšovala s rostoucí vzdáleností od stojaté vody. Lesní porosty byly kategorizovány, dle způsobu hospodaření, na faktory prostředí přirozený les, intenzivně využívaný les, extenzivně využívaný les, hrubá mozaika, jemná mozaika, mladý les, ekotony a paseky. Jako faktor průměrná otevřenost porostu byla použita hodnota průměrné otevřenosti korunového zápoje. Dle výsledků mnohorozměrných analýz byla imaga chrostíků v lesním prostředí průkazně ovlivněna pouze faktorem průměrné otevřenosti porostu. Abundance dominantních druhů imag klesala s otevřeností porostu, imaga tedy dávají přednost zapojené vegetaci. Pouze u dvou početnějších druhů (*Halesus radiatus* a *Rhadicleptus alpestris*) byla závislost opačná. Dále byl v této práci potvrzen výskyt preimaginálních stádií chrostíků s vazbou na temporární biotopy na stanovištích, které jsou spojeny s lesnickou činností, jako jsou kaluže a meliorační strouhy podél lesních cest.

Klíčová slova: chrostíci, Trichoptera, vzdálenost od vodních biotopů, les, lesní management

Nentvich L. (2016): Adult Trichoptera in forestry environment. Master's thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc, 47pp., in Czech.

Abstract

Trichoptera are a very important group of semi-aquatic insects. Preimaginal stages occupy several trophic levels and contribute to the decomposition of organic matter in water. Last but not least they are an important food source for other aquatic and terrestrial animals. Colonization of suitable habitats, however, depends on adults and their ability of active flight. Recent studies suggest that the dispersal of adults is influenced not only by the distance from the water habitats, but also by the density and permeability of vegetation. The presented work studies the influence of distance from different types of water habitats and of forest type on the abundances of Trichoptera imagoes in the forested localities of Salajka and Chejlava. Water habitats in the study area can be classified into three types - rivers, streams and stagnant water. Multidimensional analyses have found that the imagoes are influenced by distance, and their abundance is increasing with decreasing distance from the water habitats. The abundance of most adults with a link to the lotic habitats decreased with increasing distance from the river; on the contrary, abundance of *Hydropsyche* males grew. In contrast, abundance of imagoes with a link to lentic habitats increased with increasing distance from the stagnant water. Forest stands in the study area were categorized according to the way of forest management as environment factors natural forest, intensively used forest, extensively used forest, coarse mosaic, fine mosaic, young forest, ecotones and clearings. As a factor of average openness of the stand, the average openness of the crown canopy was used. The abundance of dominant species decreased with the openness of the stand, meaning that the imagoes prefer connected, dense vegetation. Only in other two more numerous species (*Halesus radiatus* and *Rhadicoleptus alpestris*) was the dependence inverse. Furthermore, the presence of preimaginal Trichoptera stages with a link to the temporary habitats was confirmed on habitats associated with forestry activities, such as puddles and drainage gutters along forest paths.

Keys words: caddisflies, Trichoptera, distance of fresh water habitats, forest, forestry management

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předkládanou diplomovou práci vypracoval samostatně, pod vedením RNDr. Tomáše Kurase Ph.D.

V Olomouci, dne

Podpis.....

OBSAH

Seznam tabulek	viii
Seznam obrázků	viii
Seznam příloh	ix
Poděkování	x
1. Úvod	1
2. Cíle práce	4
3. Materiál a metodika	5
3.1. Lokalita Salajka:	5
3.2. Lokalita Chejlava:	6
3.3. Kategorizace lesa.....	7
3.4. Otevřenost porostu	8
3.5. Sběr materiálu a determinace	8
3.6. Popis vodních biotopů	9
3.6.1. Lokalita Salajka.....	9
3.6.2. Lokalita Chejlava	9
3.7. Měření vzdálenosti od vodních biotopů	10
3.8. Průzkum temporárních biotopů	10
3.9. Statistické zpracování	11
4. Výsledky	12
4.1. Vliv vzdálenosti od vodních biotopů.....	12
4.2. Vliv lesního hospodaření	18
4.3. Průzkum temporárních biotopů	22
5. Diskuze	23
5.1. Vzdálenost od vodních biotopů.....	23
5.1.1. Vzdálenost od tekoucích biotopů	23

5.1.2. Vzdálenost od stojatých biotopů	24
5.2. Faktory lesního hospodaření	25
5.3. Implikace poznatků pro management revitalizovaných toků a lesa	26
6. Shrnutí	28
7. Literatura	29
8. Přílohy	34
Přehled zaznamenaných druhů.....	38

Seznam tabulek

Tabulka 1: Zastoupení vzorkovacích ploch v kategoriích lesa podle způsobu hospodaření na lokalitě Salajka.....	6
Tabulka 2: Zastoupení vzorkovacích ploch v kategoriích lesa podle způsobu hospodaření na lokalitě Chejlava	7
Tabulka 4: Charakteristiky jednotlivých vzorkovacích ploch	8
Tabulka 5: Sumární výčet CCA modelu I, zahrnující vztah mezi abundancí chrostíků a vzdáleností od vodních biotopů.	12
Tabulka 6: Sumární výčet CCA modelu II, s faktorem průměrné otevřenosti porostu ..	19
Tabulka 7: Přehled rodů larev chrostíků, odchycených v uměle vytvořených mikrobiotopech.	22

Seznam obrázků

Obrázek 1: Grafický výstup ordinačního CCA modelu I, společně vynesemím biotopových preferencí chrostíků.....	13
Obrázek 2: Grafický výstup ordinačního CCA modelu I, společně vynesemím trofických skupin chrostíků..	14
Obrázek 3: Grafický výstup GLM modelu pro bystřinu.....	15
Obrázek 4: Grafický výstup GLM modelu pro řeku.....	16
Obrázek 5: Grafický výstup GLM modelu pro stojatou vodu	17
Obrázek 6: Grafický výstup CCA modelu II, s faktorem průměrné otevřenosti porostu..	20
Obrázek 7: Grafický výstup GLM modelu pro faktor průměrná otevřenost porostu.	21

Seznam příloh

Příloha 1: Letecký snímek lokality Salajka.....	34
Příloha 2: Letecký snímek lokality Chejlava	35
Příloha 3: Obrazová dokumentace, lokalita Salajka	36
Příloha 4: Obrazová dokumentace, lokalita Chejlava	36
Příloha 5: Rozmístění lokalit v rámci České republiky	37
Příloha 6: Obrazová dokumentace efemerních biotopů	37
Příloha 7: Přehled jednotlivých druhů zaznamenaných na lokalitě Salajka	40
Příloha 8: Přehled jednotlivých druhů zaznamenaných na lokalitě Chejlava	43
Příloha 9: Sumární přehled GLM modelů na vzdálenost od faktoru bystřina	44
Příloha 10: Sumární přehled GLM modelů na vzdálenost od faktoru řeka	45
Příloha 11: Sumární přehled GLM modelů na vzdálenost od faktoru stojatá voda.	46
Příloha 12: Sumární přehled GLM modelů na faktor průměrná otevřenost porostu	47

Poděkování

Především bych chtěl poděkovat RNDr. Tomáši Kurasovi Ph.D. za teoretické vedení i praktickou pomoc při vyhodnocení dat a odbornému vedení diplomové práce. Děkuji také Mgr. Monice Mazalové Ph.D. za pročetění a připomínky k rukopisu. Dále děkuji všem, kteří se jakkoli podíleli na vzniku této práce. V neposlední řadě děkuji také mé rodině a přátelům, bez kterých by tato práce jen stěží mohla vzniknout.

1. Úvod

Chrostíci (Trichoptera) jsou významnou skupinou semiakvatického hmyzu, jejichž zástupci se v larválním stádiu podílí na rozkladu organické hmoty a koloběhu živin ve vodním prostředí (Wiggins & Mackay 1978). Různé druhy chrostíků reprezentují odlišné trofické úrovně, a proto se liší svými nároky na potravu (Wiggins & Mackay 1978; Schmidt-Kloiber & Hering, 2008). Larvy chrostíků se dle trofických úrovní charakterizují na škrabače, spásače, sběrače, kouskovače, pasivní filtrátory, predátory a xylofágy (Schmidt-Kloiber & Hering, 2008). Sami chrostíci jsou důležitým potravním zdrojem jak pro vodní, tak i suchozemské živočichy (Jackson & Fisher, 1986; Jackson & Resh, 1989). Druhy chrostíků, mající striktní nároky na obývané prostředí, se v současnosti využívají k bioindikaci kvality vod (Resh & Unzicker, 1975; Gabriels et al., 2010).

Okřídlená imaga významně ovlivňují distribuci jedinců v prostředí díky tzv. zpětné rekolonizaci. Schopnost letu dospělcům umožňuje po páření naklást snůšku vajíček na stanoviště vhodná pro vývoj larev, čímž eliminují projevy organického driftu, tedy strhávání a unášení larev dolů po proudu toku (Elliot, 1967; Minshall & Winger 1968; Müller, 1982; Smith-Cuffney & Wallace, 1987). Dále doplňují ztráty způsobené predačním tlakem a komunikují mezi vzdálenými a často téměř izolovanými populacemi, nebo přímo osidlují nové biotopy (Svensson, 1974; Sode & Wiberg-Larsen, 1993; Collier & Smith, 1998; Petersen et al., 1999). Dle výše uvedených studií jsou mobilní imaga chrostíků schopna rozptýlu i do vzdálenějšího okolí od vodních biotopů. Ačkoli nejdelší přelety chrostíků jsou dokumentovány z volné krajiny (Kovats et al., 1996), většina recentních studií byla prováděna v lesnaté krajině, či lužních lesích v blízkosti potoků a řek, kde se soustředí nejvíce imag (Collier & Smith, 1998; Petersen et al., 1999; Petersen et al., 2004). Autoři těchto studií se shodují na tom, že se imaga chrostíků, jejichž larvy obývají tekoucí vody, zdržují v blízkosti vodních biotopů a jejich početnost s rostoucí vzdáleností od nich klesá. Zároveň také naznačují, že charakter břehového porostu, či lesa v blízkosti vod může mít vliv na prostorovou distribuci imag. Dle práce Enderse & Wagnera (1996) je výběr vhodného stanoviště dospělci vodního hmyzu velmi důležitý moment, který může ovlivňovat velikost populací larev.

Collier & Smith ve své studii (1998) uvádějí, že imaga chrostíků s vazbou na tekoucí vody upřednostňují hustý lužní les, s čímž se ztotožňují i Winterbourn et al.

(2007). Vyhledávání určitého typu lesního porostu může záviset na potravních nárocích dospělců, (Jackson & Resh, 1991; Winterbourn & Crowe, 2001), na epigamním chování (Jackson & Resh, 1991; Collier & Smith, 1998), či na možnosti nalezení úkrytu před predátory (Collier & Smith, 1998, Fukui et al., 2006), což pravděpodobně ovlivňuje hustota a prostupnost porostu (Collier & Smith, 1998). Uvedené práce tedy předpokládají vztah mezi prostorovou distribucí resp. početností imag chrostíků a strukturou lesního porostu.

Většina recentních studií imag chrostíků byla realizována v lužních lesích, nebo alespoň v pobřežní vegetaci. Proto je předkládaná práce zaměřena na disperzalitu imag chrostíků v lesním prostředí středních a vyšších poloh České republiky. V České republice probíhá ve většině lesů lesní hospodaření s výjimkou porostů ve zvláště chráněných územích se striktně bezzásahovým přístupem. Lesní hospodaření, zejména intenzivní způsob lesního hospodaření, s sebou přináší několik negativních faktorů. Těžké těžební stroje, stahování kmenů a vytváření cest utužuje a rozrývá půdu, čímž urychluje odtok vody spolu s živinami (Šantrůčková, 2010). Díky unifikaci podmínek chybí v obhospodařovaných lesích staré stromy a popadané tlející dřevo, což omezuje množství rostlin i živočichů (Šantrůčková, 2010). Odezva společenstev rostlin i živočichů na lesní hospodaření byla studována u více modelových skupin organismů (Roberts & Gilliam, 1995; Magura et al., 2003; Fenton & Bergeron, 2008; Karen et al., 2008). Různé skupiny tak reagují na hospodaření v lesích odlišným způsobem. Například vzniklé paseky mění společenstvo brouků především tím, že se zvyšuje počet eurytopních druhů otevřených stanovišť (Koivula & Niemelä 2003). Franc & Göttmark (2008) dále konstatují, že po těžebním zásahu se zvýšil počet herbivorních druhů brouků, ale většina ohrožených druhů ustoupila. Ve člověkem využívaných lesích také klesají xylofágní druhy brouků (Topp et al., 2006), naopak střevlíkovití brouci zde vykazují vyšší diverzitu (Gaublomme et al., 2008). Otázkou tedy zůstává, jak hospodaření v lesích ovlivňuje imaga chrostíků. Domnívám se, že imaga chrostíků mohou být lesním hospodařením ovlivňována jak negativně (viz výše hustotou a otevřeností porostu), tak pozitivně. Díky činnostem v obhospodařovaném lese, spojených se zakládáním, výchovou lesa a těžbou dřeva totiž vznikají prvky, jako jsou otevřené brázdy a příkopy sloužící k úpravě vodního režimu lesních půd, vhodnějšímu k výsadbě dřevin (Černošus et al., 2012). Dále vznikají erozní rýhy od přibližování dřeva a kolejemi poškozené linky a lesní cesty (Klč & Bránka, 2010; Černošus et al., 2012). Tato uměle a často nepřímou vytvořená druhotná stanoviště poskytují, po zaplnění

vodou, vhodné mikrobioty pro akvatické organismy (Armitage et al., 2012; Maštera, 2012) a tedy i larvy chrostíků.

Proto předpokládám, že intenzita lesního hospodaření bude ovlivňovat distribuci chrostíků v prostředí lesa. Domnívám se, že lesní hospodaření bude ovlivňovat chrostíky jak z hlediska prostupnosti lesa pro imaga, tak z hlediska vzniku nových (efemerních) vodních biotopů (kaluží, melioračních kanálů atd.), vhodných pro vývoj preimaginálních stádií.

2. Cíle práce

Dosavadní studie, zabývající se společenstvem imag chrostíků v lesním prostředí, se shodují na tom, že abundance imag chrostíků tekoucích vod klesá s rostoucí vzdáleností od těchto biotopů. O druzích stojatých, resp. efemérních, biotopů ovšem nehovoří. Dále naznačují, že imaga chrostíků jsou při roširování v lesním prostředí ovlivňovány prostupností prostředí, ale ucelenější výsledky o této problematice chybí. Z těchto důvodů se předložená práce zabývá především těmito otázkami:

- Mění se početnost imag chrostíků se vzdáleností od tekoucích i stojatých vod?
- Ovlivňuje konkrétní charakter lesního prostředí, determinovaný lesním hospodařením, početnost imag chrostíků?
- Osidlují larvy chrostíků, s vazbou na temporární biotopy, kaluže a strouhy vytvořené lesnickou činností?

3. Materiál a metodika

Lokality na sběr materiálu byly vybrány takové, aby odpovídaly nejrozšířenějšímu topografickému typu ČR, tedy pahorkatinám a vrchovinám. Konkrétně se jedná o dva lesní celky Salajka a Chejlava, ve kterých se nachází jak přírodní lesy (na obou lokalitách je jádrem oblasti bezzásahové NPR), tak hospodářské lesy s různou intenzitou hospodaření. Lesní porost byl kategorizován na přirozený les a hospodářský les a ten dále na další typy dle intenzity využívání a heterogenity porostu (viz Tab. 3). Na obou lokalitách se nachází hned několik vodních biotopů, vhodných pro vývoj larev hrostitků. Odchyt do světelných lapačů probíhal na obou lokalitách v letech 2009 a 2010.

3.1. Lokalita Salajka:

Lokalita Salajka (příloha 1, 3) se nachází v katastrálním území Bílá, v okrese Frýdek Místek a je tvořena polopřirozeným až přirozeným jedlobukovým lesem. Nachází se na severním svahu hraničního hřebene Moravskoslezských Beskyd, nedaleko horského sedla Bumbálka. Průměrná roční teplota vzduchu je 3–4 °C. Průměrný roční úhrn srážek se pohybuje mezi 1001–1200 mm. Samotné jádro lokality tvoří NPR Salajka na ploše 21,95 ha. Je chráněna od roku 1956 jako jeden z nejzachovalejších karpatských jedlobukových lesů na území ČR, ponechaný 70 let bez těžebních zásahů. Charakteristické jsou zde květnaté bučiny spolu s mohutnými jedlemi. Území se nachází v nejsevernějším pásmu magurského flyše, svah je zde rozbrázděn až 10 m hlubokými stržemi. Nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 712 – 820 m (Mackovčín & Sedláček 2004a). Kolem NPR jsou hospodářské lesy s různou intenzitou hospodaření. Ve stržích se soustředí odtok povrchové a podpovrchové vody v podobě pramenných stružek a podhorských bystřin. Na lokalitě bylo vytyčeno 44 vzorkovacích ploch. Tyto byly vybrány na základě způsobu hospodaření, plošných výměr dílčích lesních porostů na lokalitě a celkového charakteru širšího okolí. V každé vzorkovací ploše byla instalována jedna světelná past (Tab. 1).

Tabulka 1: Zastoupení vzorkovacích ploch v kategoriích lesa podle způsobu hospodaření na lokalitě Salajka (upraveno dle Hoška, 2010).

Kategorie lesa		Číslo vzorkovací plochy								
Přírodní les		6	8	9	10	11	13	14	16	
Jádra	Dospělý les	Extenzivní hospodaření	2	5	7	12	32	39	42	44
		Intenzivní hospodaření	1	15	17	18	19	23	34	37
	Mladý les	26	28	38	43					
Hospodářský les										
	Paseky	21	22	33	36					
	Hrubá	20	25	31	41					
	Mozaiky									
	Jemná	3	4	29	35					
	Ekotony	24	27	30	40					

3.2. Lokalita Chejlava:

Lokalita (příloha 2, 4), se nachází v k. ú. Měcholupy u Blovic v okrese Plzeň jih. Na levém břehu řeky Úslavy, s nejvyšším vrcholem Buková hora (651 m n. m.). Z klimatického hlediska lze oblast hodnotit jako mírně teplou s průměrnými ročními teplotami v rozmezí 7–8 °C, s úhrnem srážek 550–600 mm. Konkrétně se jedná o střední lesnatou část Přírodního parku Buková Hora, s centrálním územím NPR Chejlava. Jedná se o hospodářsky využívaný smrkový les s fragmenty smíšených a listnatých porostů a přirozených bučin. Jádro přirozených porostů tvoří samotná NPR Chejlava o rozloze 26 ha. Předmětem ochrany je starý smíšený listnatý porost (zachovalá a druhově bohatá bučina) s bohatou hájovou květenou. Prioritní zájem ochrany přírody je zachování a obnova starých smíšených listnatých porostů a postupné omezení až vyloučení lidských zásahů s cílem dosažení režimu samovolného vývoje. (Mackovčín & Sedláček 2004b). V okolí samotné NPR se nachází hospodářský les. Na lokalitě bylo vytyčeno 48 vzorkovacích ploch, které byly, stejně jako na lokalitě Salajka, vybrány na základě způsobu hospodaření, plošných výměr dílčích lesních porostů na lokalitě a celkového charakteru širšího okolí. V každé vzorkovací ploše byla instalována jedna světelná past (Tab. 2).

Poloha obou lokalit v rámci České republiky je znázorněna v příloze č. 5.

Tabulka 2: Zastoupení vzorkovacích ploch v kategoriích lesa podle způsobu hospodaření na lokalitě Chejlava. (upraveno dle Hoška, 2010)

Kategorie lesa		Číslo vzorkovací plochy								
		16	18	19	22	23	24	25	26	
Přírodní les										
Jádra	Dospělý les	Extenzivní hospodaření	3	4	5	13	15	29	33	48
		Intenzivní hospodaření	8	10	31	35	36	41	46	27
	Mladý les	20	32	38	43					
	Hospodářský les	Paseky	2	9	11	39				
	Hrubá	14	21	28	34	42	45	47		
Mozaiky	Jemná	1	12	17	30	37				
	Ekotony	6	7	44	40					

3.3. Kategorizace lesa

Lesní porosty byly kategorizovány na přirozený les vs hospodářský les. Hospodářský les byl dále členěn do kategorií podle míry hospodářského využívání na intenzivně využívaný a extenzivně využívaný (viz Tab. 3). Podle heterogenity byl hospodářský les kategorizován na jádra (větší homogenní plochy) a mozaiky (různého horizontálního zrna). Jádra byla potom dělena podle stáří na dospělý les mladý les a paseky (Tab. 4). Mozaiky byly členěny podle míry heterogenity na hrubou mozaiku, jemnou mozaiku a ekotony (viz Tab. 1, 2).

Tabulka 3: Kategorie lesa dle způsobu hospodaření na obou lokalitách. (upraveno dle Hoška, 2010)

typ lesa	hospodářské aktivity				mrtvé dřevo	prostorová a věková struktura	druhá skladba
	těžba	obnova	výchova				
přírodní les	žádná	přirozená	žádná		veškeré ponecháno	+	+
hospodářský les	extenzivní hospodaření	pasečná,	alespoň	podpora		+	+
		maloplošná,	zčásti	druhů	ponecháno	+	-
		výběrná	přirozená	přirozené skladby	minimálně	-	+
	intenzivní hospodaření	pasečná	umělá	negativní selekce druhů	minimálně až žádné	-	-
				přirozené skladby			

Tabulka 4: Charakteristiky jednotlivých vzorkovacích ploch dle stáří a velikosti jader. Uveden je počet vzorkovacích ploch. (upraveno dle Hoška 2010)

Kategorie lesa			Stáří lesa (roky)	Minimální rozloha jádra (ha)	Minimální celková rozloha daného typu jader (ha)	Minimální požadovaný počet jader v základní ploše	Počet vzorkovacích ploch
Přírodní les			> 150	10	10	1	8
Hospodářský les	Dospělý les	Extenzivní hos.	> 70	2	10	1	8
		Intenzivní hos.	> 70	2	10	1	8
	Jádra	Mladý les	11 – 70	1	5	1	4
		Paseky	2 - 10	1	5	1	4
		Mozaiky	±70	-	-	-	8
		Ekotony	-	-	-	-	8

3.4. Otevřenost porostu

Pro tuto práci byla použita hodnota „průměrná otevřenost korunového zápoje“ (dále jen průměrná otevřenost porostu = *pop*). Jedná se o průměrný podíl nezakrytých obrazových bodů v procentech, z celkové plochy 23 hemisférických snímků, pořízených na vzorkovacích plochách (viz Hošek, 2010).

3.5. Sběr materiálu a determinace

Imaga byla vzorkována prostřednictvím světelných lapačů, které se pro odchyt imag chrostíků jeví jako vhodné (Svensson, 1972; 1974). Světelný lapač představoval konstrukčně jednoduchou přenosnou světelnou past typu Minnesota, kde bylo jako atraktantu užito lineárního zářivkového tělesa o světelném výkonu 8W. Pro zvýraznění UV složky emitovaného spektra byla zabudována UV zářivka Philips TL 8W/08 s automatickým systémem spínání zářiče. Každý lapač byl napájen z baterie 12Ah/12V a jako narkotizační médium byl použit chloroform. Odchyt probíhal ve dnech 6. 8. 2009, 23. 9. 2009 a 10. 6. 2010 (Salajka) a 12. 8. 2009, 17. 9. 2009 a 8. 7. 2010 (Chejlava) a to vždy jednorázově od soumraku do úsvitu. Materiál byl determinován dle klíče Malického (2004). Pro extrakci ektodermálního kopulačního aparátu imag bylo užito

standardních laboratorních postupů (Malický, 2004), (viz macerace v roztoku hydroxidu sodném, následné propláchnutí a determinace pod stereoskopickou lupou). Samice druhů z rodů *Hydropsyche*, *Cheumatopsyche*, *Wormaldia* a *Glossosoma* jsem určoval pouze do těchto rodů z důvodu nejasnosti determinace (Malický, 2004). Determinovaný materiál je výběrově uložen na Katedře Ekologie a životního prostředí, Univerzity Palackého v Olomouci. Všechny druhy byly charakterizovány podle jejich ekologických vlastností, respektive nároků na biotop a trofické úrovně larev. Následně přes tyto vlastnosti druhů jsou vysvětlovány konstruované ordinační modely.

3.6. Popis vodních biotopů

Na lokalitách a v jejich těsné blízkosti se nachází několik odlišných typů vod, jež poskytují heterogenní stanoviště, vhodná pro vývin mnoha druhů chrostíků.

3.6.1. Lokalita Salajka

Bystřina: Bystřinu zde představuje systém pramenných stružek a horských potůčků, které protékají stržemi a vtékají do Smradlavy. Jejich šířka nepřesahuje 2 metry. Jako bystřina je zde brána i Smradlava před vtokem do Maxovy nádrže.

Řeka Smradlava: Jedná se o šterkonosný tok horského charakteru s kamenitým dnem a rychlým proudem. Pro snazší oddělení od potoků se bere v úvahu úsek až pod vyústěním z Maxovy nádrže, kde se šířka omývané části pohybuje mezi 3 až 6 metry. Místy se vyskytují pozvolnější úseky - (dále jen řeka).

Stojatá voda: Stojatou vodu zde představuje Maxova nádrž, ležící na toku říčky Smradlava, a tvoří lentický biotop s velmi čistou vodou. Velikost je přibližně 42x120m. V jihozápadní části u vtoku Smradlavy se nachází bohatý litorál. Maxova nádrž byla vybudována po roce 1836 k zachycení vody pro plavení vytěženého dřeva, odtud název Maxův klauz.

3.6.2. Lokalita Chejlava

Bystřina: Jedná se o pramennou stružku, která pozvolna přechází v malý lesní potok. Začíná přibližně v polovině studované lokality a směřuje na východní stranu, kde vtéká do Úslavy. Střídají se zde velmi mělké úseky se šterkovitým dnem spolu s drobnými tůnkami s jemným sedimentem.

Řeka Úslava: Řeka Úslava (dále jen řeka) protéká na východní straně při okraji studované lokality směrem na severozápad, charakter toku je v těchto místech poměrně

různorodý. Šířka zde kolísá od 4 do 30 metrů, s čímž souvisí i hloubka a charakter proudu. Jsou zde mělká proudná místa s kamenitým dnem, která se střídají s hlubokými úseky s velmi pomalu tekoucí vodou. Lotické ekosystémy doplňuje několik menších slepých ramen s téměř stojatou vodou a bohatým litorálem.

Stojatá voda: Zastíněný lesní rybníček s mělkou vodou a bohatým litorálem. Velikost je přibližně 14×7 metrů, s hloubkou do 1 metru. Voda je zde trvale i přes léto.

3.7. Měření vzdálenosti od vodních biotopů

Přesná poloha každé vzorkovací plochy (světelného lapače) byla zaměřena pomocí GPS souřadnic. V prostředí aplikace Quantum GIS 2.14.0 byla měřena vzdálenost, a to jednotlivě od všech tří typů vodních zdrojů (tj. stojatá voda, bystrina a řeka) ke každému lapači, jak na lokalitě Salajka, tak Chejlava. Vzdálenost byla zaznamenávána jako nejmenší možný rozdíl mezi lapačem a každým typem vodního zdroje, tj. stojatou vodou, bystrinou i řekou. Do analýz vstupoval parametr vzdálenosti jako kvantitativní proměnná měřena v metrech [m]. Pro lepší orientaci byla vzdálenost (vz) do Modelu I a II vynášena jako inverzní hodnota vzdálenosti vz_{max}/vz_i . Tedy jako nejdelší naměřená vzdálenost pasti (vz_{max}) od vodního prostředí/vzdálenost dané pasti (vz_i).

3.8. Průzkum temporárních biotopů

Na obou lokalitách (na lokalitě Chejlava ve větších počtech) se hojně vysytovaly druhy chrostíků stojatých a temporárních biotopů. Tyto druhy nevykazovaly v CCA modelech výrazný trend k testovanému biotopu stojatá voda. Proto ve dnech 1. 5. a 8. 5. 2016 proběhl na lokalitě Chejlava orientační průzkum temporárních biotopů, vytvořených lesnickou činností (příloha 6), zaměřený na výskyt larev chrostíků. Průzkum probíhal na dvou zřídka používaných lesních cestách. První cesta protíná téměř celou studovanou lokalitu od jihu na sever a to přibližně ve dvou třetinách lokality a druhá cesta na první ústí v pravém úhlu přibližně v polovině její délky směrem na východ (příloha 2). Sběr materiálu probíhal pomocí bentologické sítky. Obsah sítky byl po naplnění vodou a sedimentem propláchnut v bílých nádobách, ze kterých byly larvy chrostíků následně vybírány. Larvy chrostíků byly určovány do rodu dle klíče Rozkošného (1980).

3.9. Statistické zpracování

Pracoval jsem se dvěma soubory vysvětlujících environmentálních proměnných, (i) se vzdáleností od vodních zdrojů tří výše uvedených typů a (ii) s kategoriemi lesa dle intenzity hospodářského využití. Závislými proměnnými byly početnosti jednotlivých druhů. Funkční zařazení larev z hlediska jejich potravních (omnivor, karnivor a herbivor) resp. stanovištních nároků (eucrenal, hypocrenal, epirhithral, metarhithral, hyporhithral, epipotamal, metapotamal, hypopotamal, litoral, stojatá voda a temporární biotopy) byly do modelu vyneseny pasivně. Pro zpracování mnohorozměrných dat bylo použito metod přímé unimodální ordinace v programu CANOCO 5.0 for Windows®.

Nastavení CCA modelu I- vliv vzdálenosti k vodám: Jako environmentální parametry byly zadány vzdálenosti k různým typům vod (*bystřina, řeka, stojatá voda*), jako kovariáty byly vloženy *lokalita, rok a měsíc*. Monte Carlo permutační test byl nastaven na 1000 permutací a bloky definoval lokalitou a měsícem. Jako doplňková data byly pasivně do modelu vyneseny vlastnosti chrostíků (trofie a biotop). Ve směru šipek proměnných grafického zobrazení CCA modelu I vysvětlujících klesá vzdálenost od konkrétního vodního biotopu. Nastavení CCA modelu II - vliv lesního hospodaření proběhlo totožně, s tím, že jako environmentální parametry byly vloženy různé typy lesa podle typu hospodaření a faktor *průměrné otevřenosti porostu (pop)*. Pro vizualizaci reakce jednotlivých druhů imag chrostíků byly sestrojeny generalizované lineární modely s Poissonovou distribucí. GLM modely jsou sestrojeny ze stejné datové matrice jako CCA modely, představují konkrétní vztah početnosti imag chrostíků ke vzdálenosti od vodních biotopů. Do analýz byly zahrnuty veškeré zaznamenané druhy.

4. Výsledky:

Pomocí světelných pastí bylo na studovaných lokalitách odchyceno celkem 3 775 jedinců chrostíků v 72 druzích. Lokalita Salajka hostila druhově pestřejší společenstvo s 43 druhy reprezentovanými 2617 jedinci, na lokalitě Chejlava tvořilo společenstvo chrostíků celkem 38 druhů, zastoupených 1138 jedinci. Výčet druhů druhů a jejich ekologických charakteristik shrnuje příloha č. 7 a 8.

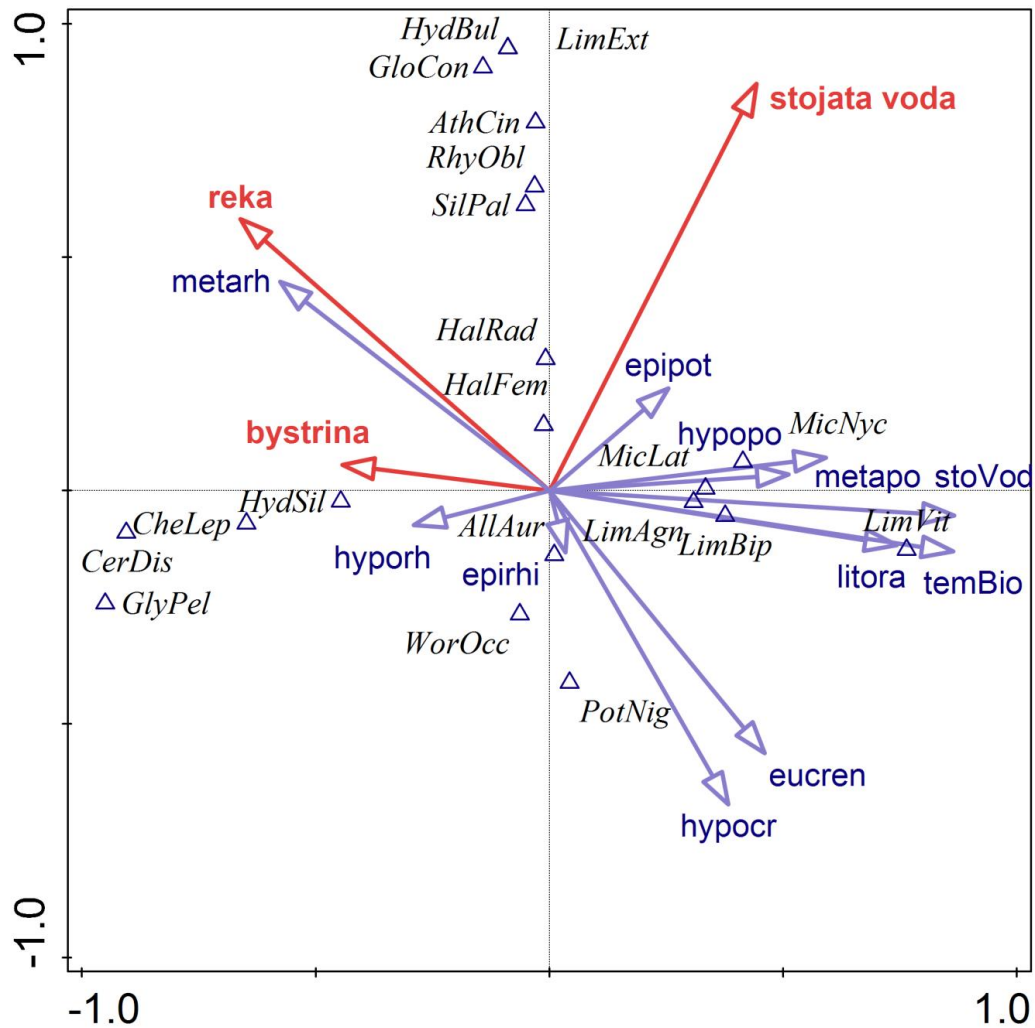
4.1. Vliv vzdálenosti od vodních biotopů

Byl testován vliv vzdálenosti od všech tří typů vodních biotopů (bystřina, řeka a stojatá voda) na strukturu společenstev imag chrostíků. Grafické výstupy ordinačních CCA modelů I jsou zobrazeny na Obr 1 a 2. Výsledky modelů byly průkazné pro biotop řeka a stojatá voda (Tab. 5). Vysvětlená variabilita je po odečtení variability kovariát 3,0%.

Tabulka 5: Sumární výčet CCA modelu I, zahrnující vztah mezi abundancí chrostíků a vzdáleností od vodních biotopů v lesním prostředí na lokalitách Salajka a Chejlava.

Osa	1	2	3	4
Vysvětlená variabilita osy (kumulativní)	1,49	2,52	2,98	8,79
Korelace druhových a environmentálních proměnných	0,61	0,66	0,41	0,00
Permutační test první kanonické osy	F = 3,2		P = 0,001	
Permutační test všech kanonických os	F = 2,2		P = 0,001	
Test průkaznosti proměnných*				
Řeka	F = 2,8		P = 0,001	
Stojatá voda	F = 2,7		P = 0,001	
Bystřina	F = 1,0		P = 0,362	

* Environmentální faktory prostředí byly testovány na zbytkové variabilitě v druhových datech (tedy jako *conditional term effects*).

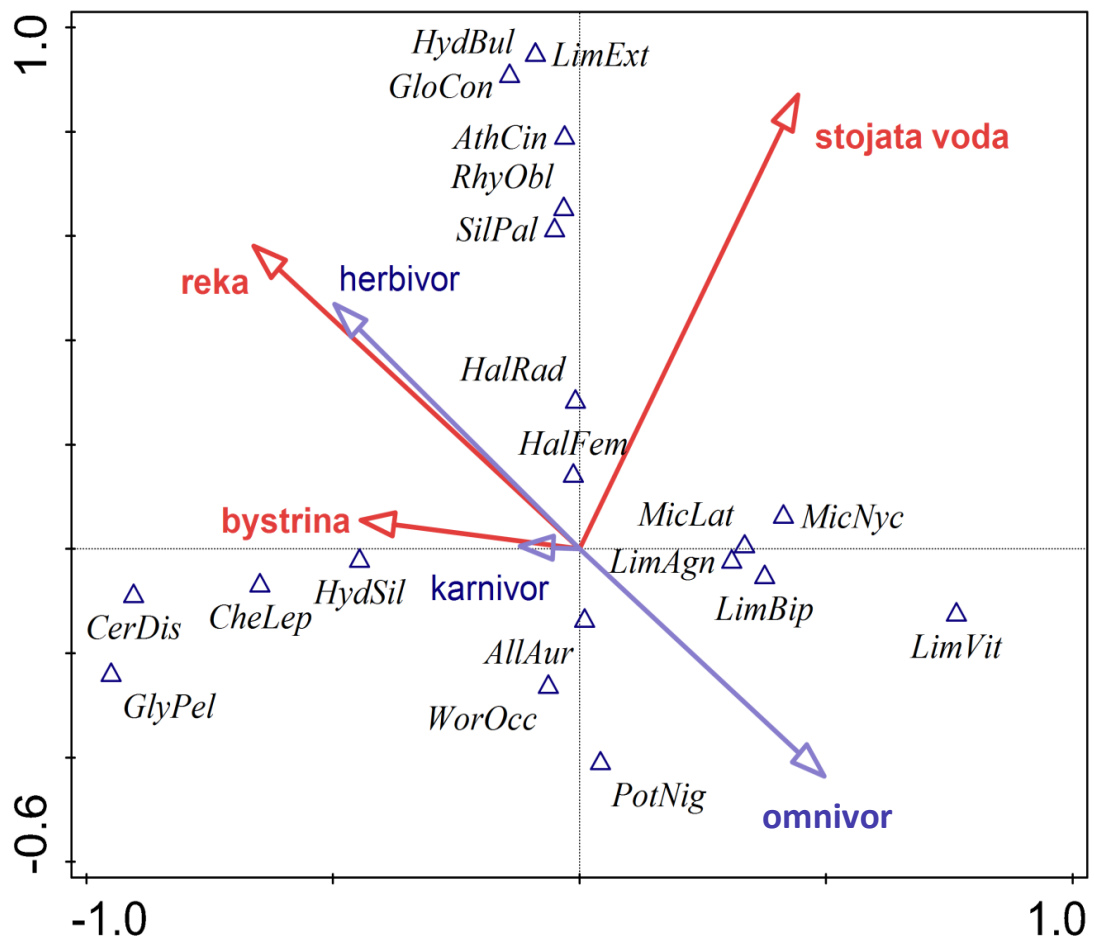


Obrázek 1: Grafický výstup ordinačního CCA modelu I, vliv vzdálenosti od vodních zdrojů (na lokalitách Salajka a Chejlava) společně s pasivním vnesením biotopových preferencí chrostíků. Ve směru šipek vysvětlujících proměnných kleá vzdálenost od daného typu vodního biotopu (viz *bystrina*, *řeka*, *stojatá voda*). Pro přehlednost jsou zobrazeny pouze druhy s nejvyšší vahou v CCA modelu..

Pozn.: Vysvětlení akronymů v CCA modelu: eucren= eucrenal; hypocr= hypocreanal; epirhi= epirhithral; metarh= metarhithral; hyporh= hyporhithral; epipot= epipotamal; metapo= metapotamal; hypopo= hypopotamal; litora= litoral; stoVod= stojatá voda; temBio= temporární biotop. *AllAur*= *Allogamus auricularis*; *AthCin*= *Athripsodes cinereus*; *CerDis*= *Ceraclea dissimilis*; *GloCon*= *Glossosoma conformis*; *GlyPel*= *Glyphotaelius pellucidus*; *HalFem*= *Halesus female*; *HalRad*= *H. radiatus*; *HydBul*= *Hydropsyche bulbifera*; *HydSil*= *H. siltalai*; *CheLep*= *Cheumatopsyche lepida*; *LimAgn*= *Limnephilus ignavus*; *LimBip*= *L. bipunctatus*; *LimExt*= *L. extricatus*; *LimVit*= *L. vittatus*; *MicLat*= *Micropterna lateralis*; *MicNyc*= *Micropterna nycterobia*; *PotNig*= *Potamophylax nigricornis*; *RhyObl*= *Rhyacophila obliterata*; *SilPal*= *Silo pallipes*; *WorOcc*= *Wormaldia occipitalis*.

Hlavní gradient v druhových datech lze vysvětlit typem (prouděním) vodních biotopů. Podél I. osy se řadí druhy s vazbou na stojatou, mírně tekoucí a tekoucí vodu. Respektive klesající vzdálenost od těchto biotopů se u imag projevuje zvyšováním jejich početnosti. Z výstupu CCA modelu I je patrné, že přítomnost imag druhů lentických, či efemérních biotopů (*Micropterna lateralis*, *M. nycterobia*, *Limnephilus*

ignavus, *L. bipunctatus*, *L. vittatus*) je determinována blízkostí *stojatých vod* a druhy lotických biotopů (např. *Hydropsyche bulbifera*, *H. siltalai*, *Cheumatopsyche lepida*, *Glossosoma conformis*, *L. extricatus*, *Rhyacophila obliterata*, *Silo pallipes*) jsou determinovány *řekou* (Obr. 1). Z výstupu CCA modelu I (Obr. 2) je dále zřejmé, že kladný vztah k faktoru *řeka* vykazují druhy s herbivorním vývojem, zatímco přítomnost imág omnivorních druhů predikuje spíše *voda stojatá*.



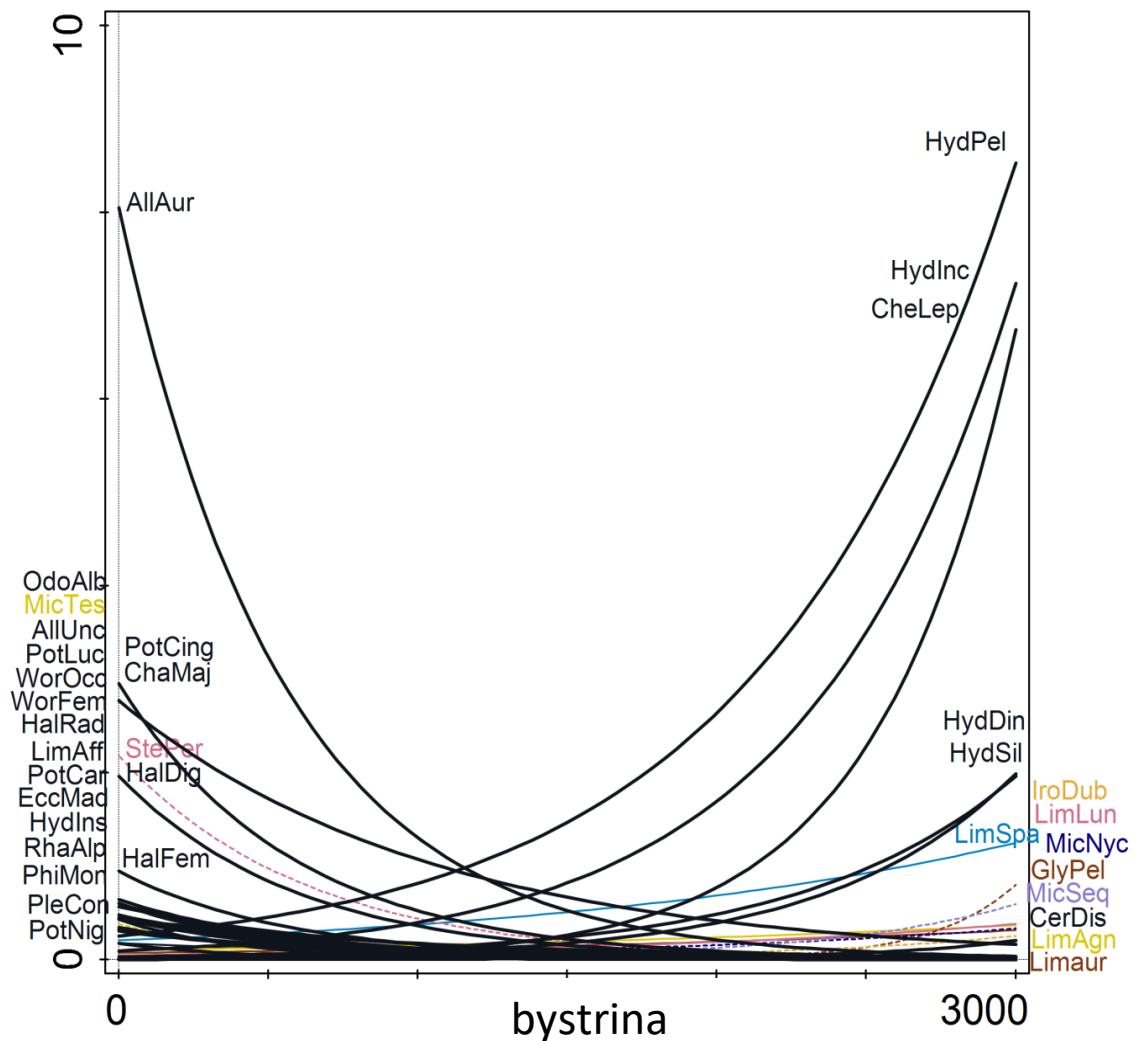
Obrázek 2: Grafický výstup ordinačního CCA modelu I, vliv vzdálenosti od vodních zdrojů (na lokalitách Salajka a Chejlava) společně s pasivním vynesemím trofických skupin chrostíků. Ve směru šipek vysvětlujících proměnných kleá vzdálenost od daného typu vodního biotopu. Pro přehlednost jsou zobrazeny pouze druhy s nejvyšší vahou v CCA modelu.

Pozn.: Vyneseny jsou pouze druhy, jejichž početnosti se statisticky průkazně mění.

Vysvětlení akronymů druhů v CCA modelu: *AllAur*= *Allogamus auriculis*; *AthCin*= *Athripsodes cinereus*; *CerDis*= *Ceraclea dissimilis*; *GloCon*= *Glossosoma conformis*; *GlyPel*= *Glyphotaelius pellucidus*; *HalFem*= *Halesus female*; *HalRad*= *H. radiatus*; *HydBul*= *Hydropsyche bulbifera*; *HydSil*= *H. siltalai*; *CheLep*= *Cheumatopsyche lepida*; *LimAgn*= *Limnephilus ignavus*; *LimBip*= *L. bipunctatus*; *LimExt*= *L. extricatus*; *LimVit*= *L. vittatus*; *MicLat*= *Micropterna lateralis*; *MicNyc*= *Micropterna*

nycterobia; *PotNig*= *Potamophylax nigricornis*; *RhyObl*= *Rhyacophila oblitterata*; *SilPal*= *Silo pallipes*; *WorOcc*= *Wormaldia occipitalis*.

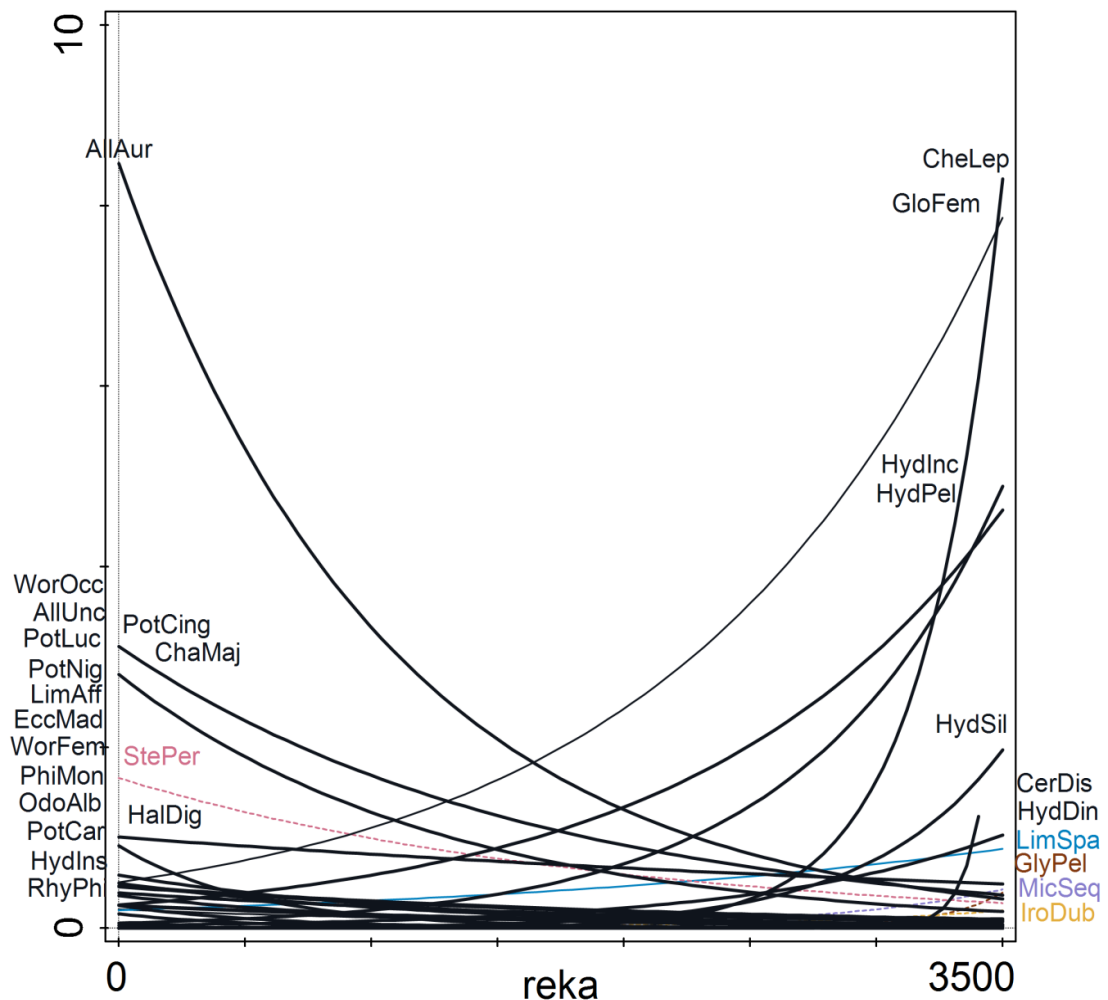
GLM modely (Obr. 3, 4, 5) představují konkrétní vztah početnosti imag chrostíků ke vzdálenosti od vodních biotopů (*bystřina, řeka, stojatá voda*). Sumární přehled GLM modelů je uveden v přílohách 9, 10 a 11.



Obrázek 3: Grafický výstup GLM modelu pro bystřinu na lokalitách Salajka a Chejlava. Model představuje vztah abundance imag chrostíků se vzdáleností (v metrech) od vodních biotopů. Barevně jsou znázorněny druhy stojatých a efemerních biotopů.

Pozn.: Vysvětlení akronymů druhů v GLM modelu: AllAur= *Allogamus auricullis*; AllUnc= *A. uncatus*; CerDis= *Ceraclea dissimilis*; EccMad= *Ecclisopteryx madida*; GlyPel= *Glyptotaelius pellucidus*; HalFem= *Halesus female*; HalDig= *H. digitatus*; HalRad= *H. radiatus*; HydDin= *Hydropsyche dinarica*; HydInc= *H. incognita*; HydIns= *H. instabilis*; HydPel= *H. pellucidula*; HydSil= *H. siltalai*; ChaMaj= *Chaetopteryx major*; CheLep= *Cheumatopsyche lepida*; IroDub= *Ironoquia dubia*; LimAff= *Limnephilus affinis*; LimAgn= *L. ignavus*; LimAur= *L. auricula*; LimLun= *L. lunatus*; LimSpa= *L. sparsus*; MicNyc=

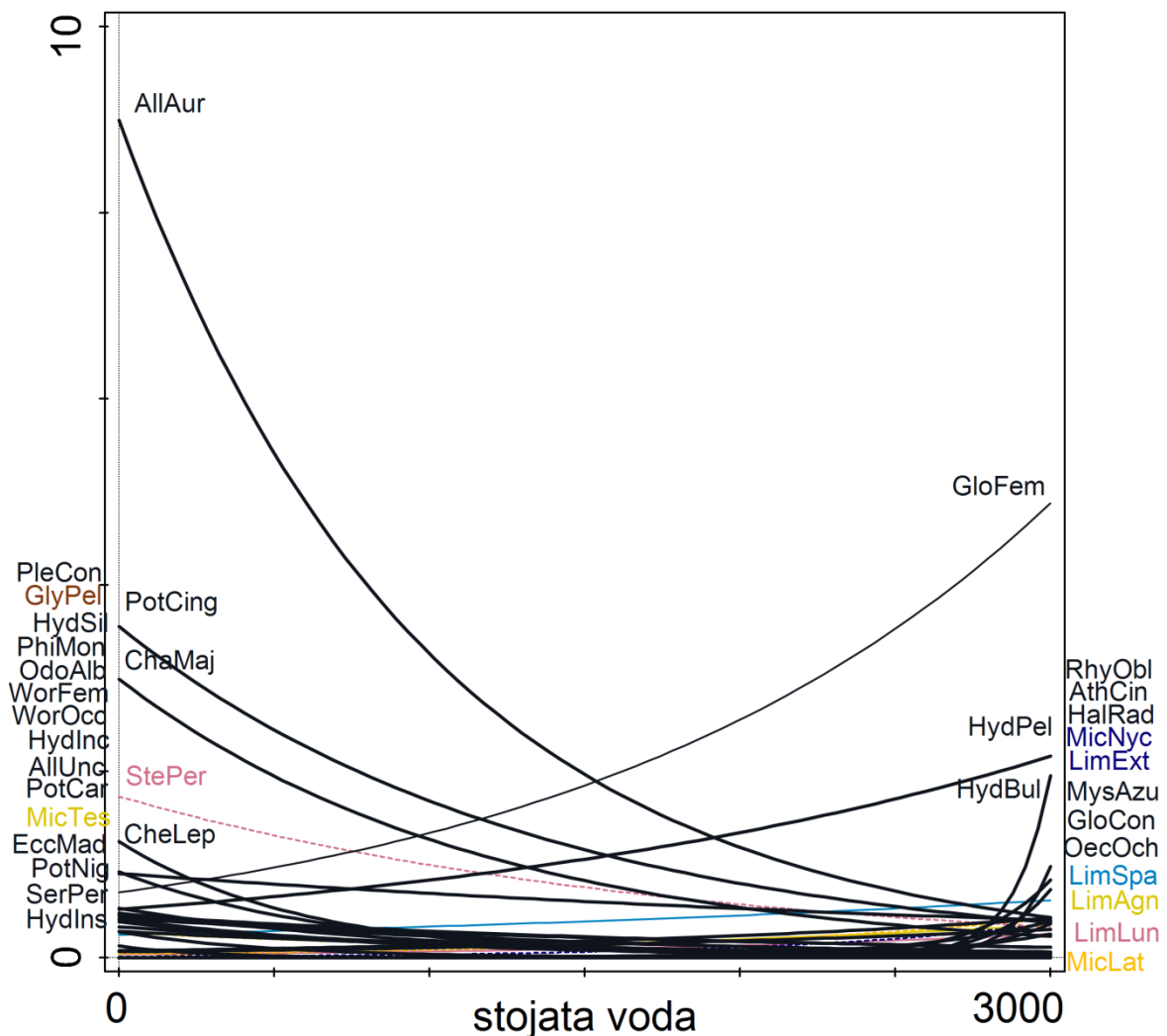
Micropterna nycterobia; MicSeq= *M. sequax*; MicTes= *M. testacea*; OdoAlb= *Odontocoerum albicorne*; PhiMon= *Philopotamus montanus*; PleCon= *Plectrocnemia conspersa*; PotCar= *Potamophylax carpathicus*; PotCing= *P. cingulatus*; PotLuc= *P. luctuosus*; PotNig= *P. nigricornis*; RhaAlp= *Rhadicoleptus alpestris*; StePer= *Stenophylax permistus*; WorFem= *Wormaldia* female; WorOcc= *W. occipitalis*.



Obrázek 4: Grafický výstup GLM modelu pro řeku na lokalitách Salajka a Chejlava. Model představuje vztah abundance imag chrostíků se vzdáleností (v metrech) od vodních biotopů. Barevně jsou znázorněny druhy stojatých a efemerních biotopů.

Pozn.: Vysvětlení akronymů druhů v GLM modelu: AllAur= *Allogamus auricullis*; AllUnc= *A. uncatus*; CerDis= *Ceraclea dissimilis*; EccMad= *Ecclisopteryx madida*; GloFem= *Glossosma* female; GlyPel= *Glyptotaelius pellucidus*; HalDig= *Halesus digitatus*; HydDin= *Hydropsyche dinarica*; HydInc= *H. incognita*; HydIns= *H. instabilis*; HydPel= *H. pellucidula*; HydSil= *H. siltalai*; ChaMaj= *Chaetopteryx major*; CheLep= *Cheumatopsyche lepida*; IroDub= *Ironoquia dubia*; LimAff= *Limnephilus affinis*; LimSpa= *L. sparsus*; MicSeq= *Micropeterna sequax*; OdoAlb= *Odontocoerum albicorne*; PhiMon= *Philopotamus montanus*; PotCar= *Potamophylax carpathicus*; PotCing= *P. cingulatus*; PotLuc= *P. luctuosus*; PotNig= *P. nigricornis*; RhyPhi= *Rhyacophila philopotamoides*; StePer= *Stenophylax permistus*; WorFem= *Wormaldia* female; WorOcc= *W. occipitalis*.

Z grafických výstupů GLM modelů (Obr. 3 a 4) vyplývá, že abundance většiny testovaných imag druhů chrostíků tekoucích vod (např. *Allogamus auricullis*, *A. uncatus*, *Ecclisopteryx madida*, *Halesus digitatus*, *Odontocoerum albicorne*, *Philopotamus montanus*, *Potamophylax carpathicus*, *P. cingulatus*, *P. luctuosus* a *P. nigricornis*, *Wormaldia occipitalis*) klesá s rostoucí vzdáleností od tekoucích biotopů (řeka). Naopak u malého počtu druhů imag (jako *Hydropsyche dinarica*, *H. incognita*, *H. pellucidula*, *H. siltalai* a *Cheumatopsyche lepida*) se zvyšující se vzdáleností od tekoucích biotopů abundance imag roste (Obr. 4).



Obrázek 5: Grafický výstup GLM modelu pro stojatou vodu na lokalitách Salajka a Chejlava. Model představuje vztah abundance imag chrostíků se vzdáleností (v metrech) od vodních biotopů. Barevně jsou znázorněny druhy stojatých a efemerních biotopů.

Pozn.: Vysvětlení akronymů druhů v GLM modelu: AllAur= *Allogamus auricullis*; AllUnc= *A. uncatus*; AthCin= *Athripsodes cinereus*; EccMad= *Ecclisopteryx madida*; GloFem= *Glossosma* female; GloCon= *G. corniformis*; GlyPel= *Glyptotaelius pellucidus*; HalRad= *Halesus radiatus*; HydBul= *Hydropsyche bulbifera*; HydInc= *H. incognita*; HydIns= *H. instabilis*; HydPel= *H. pellucidula*; HydSil= *H. siltalai*;

ChaMaj= *Chaetopteryx major*; CheLep= *Cheumatopsyche lepida*; LimAgn= *Limnephilus ignavus*; LimExt= *L. extricatus*; LimLun= *L. lunatus*; LimSpa= *L. sparsus*; MicLat= *Micropterna lateralis*; MicNyc= *M. nycterobia*; MicTes= *M. testacea*; MysAzu= *Mystacides azurea*; OdoAlb= *Odontocoerum albicorne*; OecOch= *Oecetis ochracea*; PhiMon= *Philopotamus montanus*; PleCon= *Plectrocnemia conspersa*; PotCar= *Potamophylax carpathicus*; PotCing= *P. cingulatus*; PotNig= *P. nigricornis*; RhyObl= *Rhyacophila obliterated*; SerPer= *Sericostoma personatum*; StePer= *Stenophylax permistus*; WorFem= *Wormaldia* female; WorOcc= *W. occipitalis*.

Naproti tomu abundance imag chrostíků, jejichž larvy obývají stojaté a temporární biotopy (Obr. 5), se zvyšující se vzdáleností od *stojaté vody* u většiny testovaných druhů roste (*Limnephilus ignavus*, *L. extricatus*, *L. lunatus*, *L. sparsus*, *Micropterna lateralis*, *M. nycterobia*), zatímco u dvou druhů abundance klesá (*Glyphotaelius pellucidus* a *M. testacea*).

4.2. Vliv lesního hospodaření

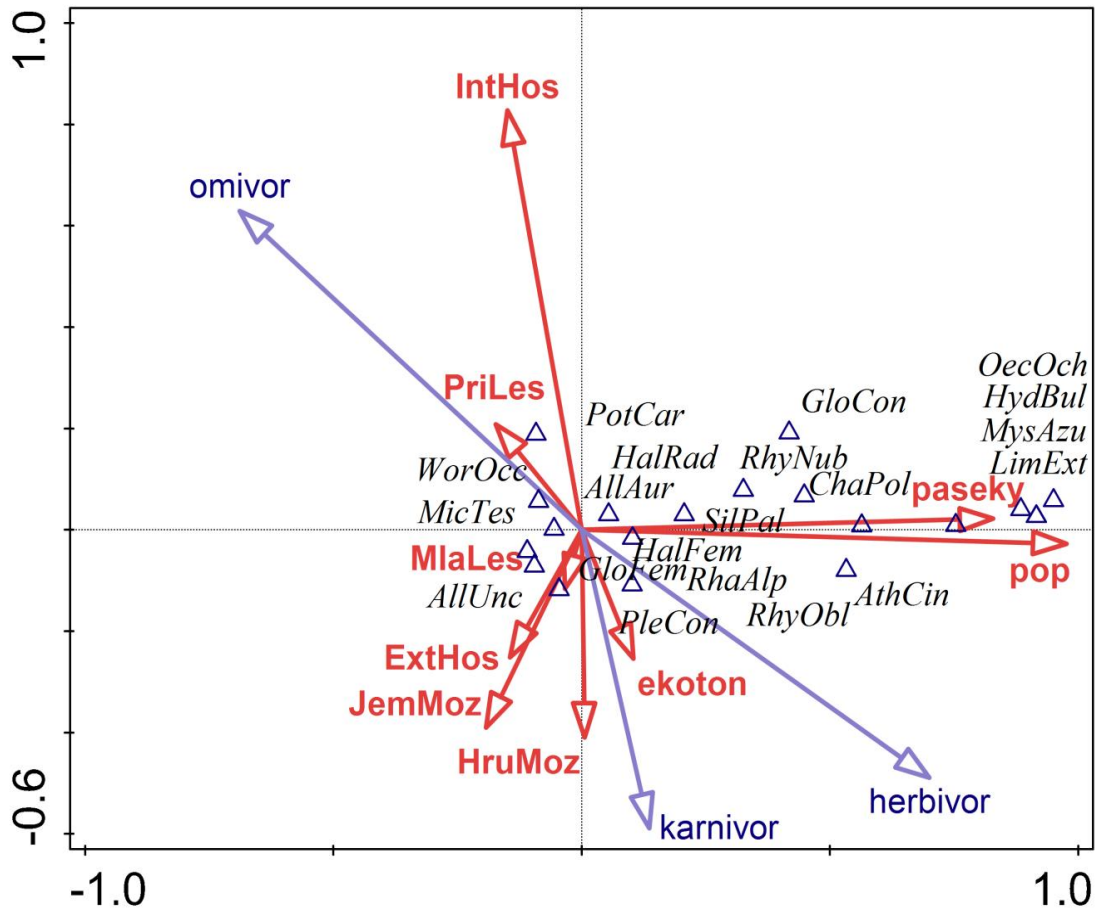
Byl testován vliv kategorií lesa podle stupně hospodaření (*přírodní les*, *extenzivní hospodaření*, *intenzivní hospodaření*, *mladý les*, *paseky*, *mozaiky* a *ekotony*) a faktor *průměrné otevřenosti porostu (pop)* na početnost imag chrostíků. Pomocí CCA modelů byla testována odezva početnosti imag chrostíků, jejich charakteristiky potravní a biotopové na způsob lesního hospodaření. Vysvětlená variabilita vysvětlena modelem je, po odečtení variability kovariát, 4,5%. Jako vysvětlující proměnná prostředí s významným vlivem na početnost imág chrostíků, vychází pouze proměnná *pop* (Tab. 6).

Tabulka 6: Sumární výčet CCA modelu II, zahrnující vztah mezi abundancí chrostíků a způsobem hospodaření v lesním prostředí s faktorem průměrné otevřenosti porostu, na lokalitách Salajka a Chejlava.

Osa	1	2	3	4
Vysvětlená variabilita osy (kumulativní)	1,67	2,24	2,74	3,19
Korelace druhových a environmentálních proměnných	0,69	0,48	0,54	0,45
Permutační test první kanonické osy	F = 3,5		P = 0,001	
Permutační test všech kanonickými osami	F = 1,2		P = 0,009	
Test průkaznosti proměnných*				
Průměrná otevřenost porostu	F = 0,001		P = 0,008	
Intenzivní hospodaření	F = 0,138		P = 0,620	
Jemná mozaika	F = 0,243		P = 0,674	
Paseky	F = 0,299		P = 0,674	
Ekoton	F = 0,552		P = 0,983	
Přírodní les	F = 0,670		P = 0,983	
Hrubá mozaika	F = 0,764		P = 0,983	
Mladý les	F = 0,876		P = 0,986	

*environmentální faktory prostředí byly testovány na zbytkové variabilitě v druhových datech (tedy jako *conditional term effects*).

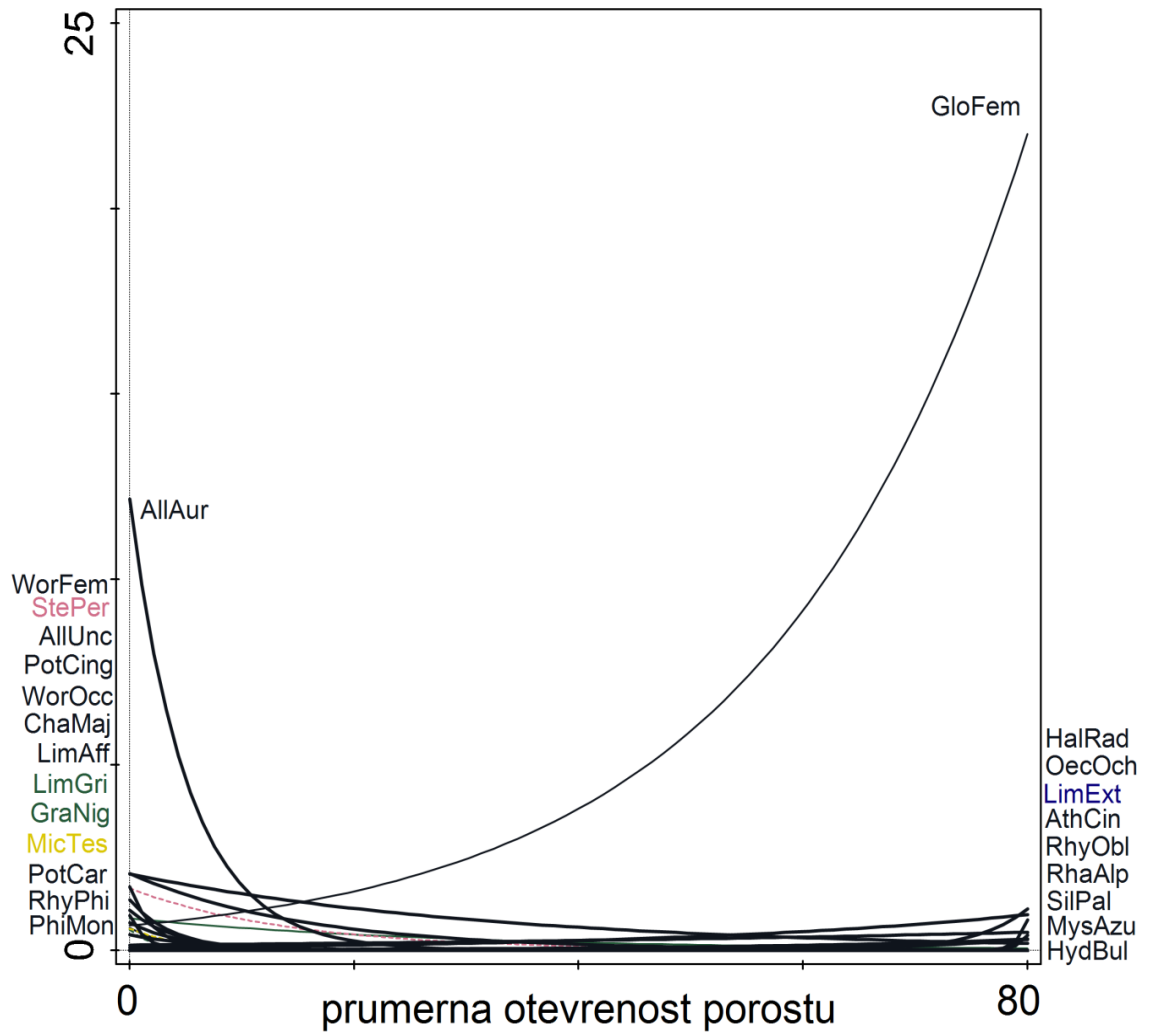
Hlavní gradient podél I. osy lze interpretovat otevřeností lesního porostu, v závislosti na které mění svou početnost nejvíce druhů imag chrostíků. Gradient podél II. osy není zcela jasný. Lze se domnívat, že bude souviset s intenzitou obhospodařování lesa, která podporuje druhy stojatých a efemérních vodních stanovišť. Z grafického znázornění CCA modelu II (Obr. 6) vyplývá, že *otevřenost porostu (pop)* je rozhodujícím faktorem, který determinuje výskyt imag chrostíků v lesním prostředí (dále také vykazuje velmi podobný gradient podél první kanonické osy jako paseky). Z grafických výstupů CCA modelu II je zřejmý silný vliv faktoru *průměrné otevřenosti porostu* na druhy lotických biotopů (např.: *Chaetopteryx poloica*, *Hydropsyche bulbifera*, *Halesus radiatus*, *Silo pallipes*, *Rhyacophila nubila*), ovšem vykazuje vliv také na druhy lentických biotopů (*Mystacides azurea*, *Oecetis ochracea*, *Limnephilus rhombicus*), (Obr. 6). CCA model II naznačuje, že v prostředí paseky/na stanovištích s více otevřeným porostem se bude vyskytovat více imag chrostíků, jejichž vývojová stádia jsou herbivorní (Obr. 6).



Obrázek 6: Grafický výstup CCA modelu II, zahrnující vztah mezi abundancí chrostíků a způsobem hospodaření v lesním prostředí s faktorem průměrné otevřenosti porostu, na lokalitách Salajka a Chejlava. Pro snadnější orientaci jsou znázorněny pouze druhy s nejvyšší výpovědní hodnotou.

Pozn.: Vysvětlení akronymů v CCA modelu II s faktorem průměrné otevřenosti porostu (Obr. 9). pop= průměrná otevřenost porostu; PriLes= přírodní les; ExtHos= extenzivní hospodaření; IntHos= intenzivní hospodaření; HruMoz= hrubá mozaika; JemMoz= jemná mozaika, MlaLes= mladý les. *AllAur*= *Allogamus auricullis*; *AllUnc*= *A. uncutus*; *AthCin* = *Athripsodes cinereus*; *GloCon*= *Glossosoma conformis*; *GloFem*= *Glossosoma female*; *HalFem*= *Halesus female*; *HalRad*= *H. radiatus*; *HydBul*= *Hydropsyche bulbifera*; *ChaPol*= *Chaetopteryx polonica*; *LimExt*= *Limnephilus extricatus*; *MicTes* = *Micropterna testacea*; *MysAzu* = *Mystacides azurea*; *OecOch*= *Oecetis ochracea*; *PleCon*= *Plectrocnemia conspersa*; *PotCar*= *Potamophylax carpathicus*; *RhaAlp*= *Rhadicoleptus alpestris*; *RhyNub*= *Rhyacophila nubila*; *RhyObl*= *R. oblitterata*; *SilPal*= *Silo pallipes*; *WorOcc*= *Wormaldia occipitalis*.

GLM model (Obr. 7), sestavený ze stejné datové matrice jako CCA model II představuje konkrétní vztah početnosti imag chrostíků k faktoru *průměrná otevřenost porostu*. Sumární přehled GLM modelu je uveden v příloze 12. Vyneseny jsou pouze druhy, jejichž početnosti se statisticky průkazně mění.



Obrázek 7: Grafický výstup GLM modelu pro faktor průměrná otevřenost porostu na lokalitách Salajka a Chejlava. Model představuje vztah abundance imag chrostíků k průměrné otevřenosti porostu v procentech. Barevně jsou znázorněny druhy stojatých a efemérních biotopů.

Pozn.: Vysvětlení akronymů v GLM modelu pro faktor průměrná otevřenost porostu: AllAur= *Allogamus auricullis*; AllUnc= *A. uncatus*; AthCin= *Athripsodes cinereus*; GloFem= *Glossosoma female*; GraNig= *Grammotaulius nigropunctatus*; HalRad= *Halesus radiatus*; HydBul= *Hydropsyche bulbifera*; ChaMaj= *Chaetopteryx major*; LimAff= *Limnephilus affinis*; LimExt= *L. extricatus*; LimGri= *L. griseus*; MicTes= *Micropterna testcea*; MysAzu= *Mystacides azurea*; OecOch= *Oecetis ochracea*; PhiMon= *Philopotamus montanus*; PotCar= *P. carpathicus*; PotCing= *P. cingulatus*; RhaAlp= *Rhadicoleptus alpestris*; RhyObl= *Rhyacophila oblitterata*; RhyPhi= *R. philopotamoides*; SilPal= *Sillo pallipes*; StePer= *Stenophylax permistus*; WorFem= *Wormaldia female*; WorOcc= *W. occipitalis*.

Grafické znázornění GLM modelu faktoru *průměrné otevřenosti porostu* (Obr. 7) vypovídá o tom, že abundance imag některých druhů chrostíků (*Allogamus auricullis*, *A. uncatus*, *Chaetopteryx major*, *Limnephilus affinis*, *L. griseus*, *Micropterna testcea*, *Philopotamus montanus*, *Potamophilax carpathicus*, *P. cingulatus*, *Stenophylax permistus*, *Wormaldia occipitalis*) klesá se zvyšující se *otevřeností porostu*. Naproti

tomu druhy chrostíků, jejichž abundance se zvyšuje spolu s otevřeností porostu, jsou jen dva tj. *Halesus radiatus* a *Rhadicoleptus alpestris*. Ostatní druhy vykazující nárůst abundance s vyšší otevřeností porostu (*Athripsodes cinereus*, *Oecetis ochracea*, *Hydropsyche bulbifera*, *Limnephilus extricatus*, *Mystacides azurea*, *Rhyacophila obliterata*, *Sillo pallipes*) byly odchyceny v nízkém počtu (7 a méně jedinců), proto se jejich vztah k otevřenosti porostu nejeví jako vypovídající.

4.3. Průzkum temporárních biotopů

Z výše uvedených výsledků vyplývá, že hospodářské lesy mají tendenci podporovat výskyt druhů imag, jejichž larvy obývají stojaté či efemérní biotopy. Za účelem ověření tohoto předpokladu jsem studoval přítomnost larev chrostíků právě v temporárních biotopech, jako jsou kaluže a meliorační stružky. Celkově bylo na dvou lesních cestách na lokalitě Chejlava nalezeno 53 kaluží. Z nich bylo 38 vytipovaných jako vhodné temporární biotopy. Tyto „kaluže“ byly bentologicky ovzorkovány. Prokázán byl výskyt larev čeledí Limnephilidae a Sericostomatidae v 8 z nich. Počet jedinců se v jednotlivých efemérních biotopech („kalužích“) pohyboval od 3 do 6 exemplářů. Čeledi Limnephilidae a Sericostomatidae byly prokázány také z melioračních stružek podél lesních cest. Celkem bylo nalezeno 12 jedinců čeledi Sericostomatidae a 32 jedinců čeledi Limnephilidae ve dvou rodech (viz Tab 7).

Tabulka 7: Přehled rodů larev chrostíků, odchycených v uměle vytvořených mikrobiotopech na lokalitě Chejlava. Uveden je dále počet jedinců a typ lesa, ve kterém byly nalezeny.

prostředí	rod	počet	typ hospodaření
kaluže 1	<i>Sericostoma</i>	6	přírozený les
kaluže 2	<i>Limnephilus</i>	3	intenzivní h.
kaluže 3	<i>Limnephilus</i>	4	intenzivní h.
kaluže 4	<i>Limnephilus</i>	3	extenzivní h.
kaluže 5	<i>Limnephilus/Micropterna</i>	5/3	extenzivní h.
kaluže 6	<i>Limnephilus</i>	3	extenzivní h.
kaluže 7	<i>Micropterna</i>	4	intenzivní h.
kaluže 8	<i>Limnephilus</i>	4	intenzivní h.
meliorační strouha	<i>Limnephilus/Sericostoma</i>	3/6	přírodní les/extenzivní h.

5. Diskuze

V předložené práci se věnuji vztahu přítomnosti imag chrostíků k vodním zdrojům, které obývají jejich larvy. Zajímalo mě, zda se bude měnit abundance imag se vzdáleností od vodních biotopů a zda je tento trend obdobný u imag s vazbou na tekoucí vody a u imag s vazbou na stojaté vody. Dále mě zajímalo, jestli jsou imaga chrostíků při své dispersalitě ovlivňována daným typem lesního porostu, který vzniká díky způsobu lesního hospodaření.

5.1. Vzdálenost od vodních biotopů

Pomocí mnohorozměrných analýz jsem testoval vliv vzdálenosti od vodních biotopů na imaga chrostíků. Výsledky této práce dokládají, že výskyt imag chrostíků ovlivňuje vzdálenost od vodních biotopů. Průkazný vliv měla vzdálenost od *vod stojatých* a od *řek*. Naopak vzdálenost od *bystřin* neměla průkazný vliv na výskyt chrostíků, což lze podle mého názoru přičíst zejména těžko oddělitelnému přechodu mezi bystřinou a řekou, tedy jejich podobností. Přejít mezi bystřinou a řekou je totiž kontinuální, pozvolný a není mezi ním ostrá hranice (Vannote et al., 1980). S tím souvisí i ta skutečnost, že larvy vodního hmyzu jsou do spodnějších úseků řek strhávány prouděním vody, coby organickým driftem (např. Elliot, 1967; Minshall & Winger 1968).

5.1.1. Vzdálenost od tekoucích biotopů

Imaga chrostíků, jejichž larvy osidlují tekoucí vody, jako například *Allogamus auricullis*, *A. uncatius*, *Ecclisopteryx madida*, *Halesus digitatus*, *Odontocoerum albicorne*, *Philopotamus montanus*, *Potamophylax carpathicus*, *P. cingulatus*, *P. luctuosus*, *P. nigricornis* a *W. occipitalis* jsou v silném negativním vztahu k těmto biotopům. Zjistil jsem, že jejich početnost klesá se zvyšující se vzdáleností od tekoucích biotopů, tedy tyto druhy se vyskytují ve vyšších počtech blíže k tokům. Ke stejným závěrům došly obdobné studie, zabývající se strukturou společenstev chrostíků a jejich distribucí v prostředí (Sode & Wiberg-Larsen, 1993; Kovats et al., 1996; Collier & Smith, 1998; Petersen et al., 1999). Stejnou odezvu na vzrůstající vzdálenost od vodních biotopů lze sledovat i u dalších taxonů vodního hmyzu, zejména u jepic (Ephemeroptera) a pošvatek (Plecoptera), (Petersen et al., 2004; Finn & Poff, 2008).

Naopak u druhů *Hydropsyche dinarica*, *H. incognita*, *H. pellucidula*, *H. siltalai* a *Cheumatopsyche lepida* jsem zjistil opačný trend, tedy abundance imag průkazně rostla spolu se zvyšující se vzdáleností od biotopu tekoucí vody. Vzhledem ke skutečnosti, že se u těchto druhů jedná pouze o samce (viz podkapitola sběr materiálu a determinace), lze tento fakt vysvětlit s ohledem na očekávatelnou větší mobilitu samců v prostoru, kteří tak zvyšují pravděpodobnost setkání se samicemi a tím i vlastní reprodukční úspěch (Svensson, 1972; 1974). Samotné samičky čeledi Hydropsychidae jsou velmi aktivní letci. Vzhledem ke skutečnosti, že jsou odchytávány i ve vzdálenosti 2,5 km a více (až 8 km, nepublikovaná informace (Wiberg-Larsen)) od biotopů svých larev (Sode & Wiberg-Larsen, 1993), lze předpokládat vysokou schopnost dispersality i u samečků. Se zvyšující se vzdáleností, do které samice zalétají od larválního biotopu, se snižuje pravděpodobnost setkání se samečkem. Proto lze očekávat, že samečci pomocí aktivního letu zvyšují úspěšnost vyhledání samičky.

5.1.2. Vzdálenost od stojatých biotopů

Naproti tomu výskyt imag druhů, jejichž larvy osidlují stojaté, především efemérní biotopy, vykazuje odlišný vztah ke vzdálenosti od těchto biotopů, než většina testovaných imag chrostíků vod tekoucích. Abundance druhů *Limnephilus ignavus*, *L. extricatus*, *L. lunatus*, *L. sparsus*, *Micropterna lateralis*, *M. nycterobia* se zvyšující se vzdáleností od stojaté vody narůstá. Tuto skutečnost lze vysvětlit dvojitým způsobem. (i) Imaga druhů temporárních biotopů vyčkávají poměrně dlouhou dobu (až tři měsíce) na vhodné podmínky ke spáření a naklazení vajíček, proto mají dostatek času se rozptýlit do okolí (Svensson, 1972). Druhy čeledi Limnephilidae jsou navíc velmi aktivní letci, což je výhodné k hledání dalších vhodných biotopů (Svensson, 1972). (ii) Rostoucí abundance se zvyšující se vzdáleností od stojaté vody může souviset s přítomností dalších temporárních biotopů (kaluží, vyjetých kolejí), které nebyly kvantifikovány při sběru dat, a tak nejsou zahrnuty ve statistickém zpracování. Právě kaluže, vyjeté koleje a erozní rýhy po lesnické činnosti (Klč & Bránka, 2010; Černohous et al., 2012), poskytují vhodná stanoviště pro vývoj larev vodního hmyzu (Maštera, 2012) a to včetně chrostíků (Armitage et al., 2012), jak je doloženo i mými výsledky.

Jak je uvedeno výše, zjistil jsem dlouhé přelety jak v případě imag druhů z čeledi Hydropsychidae s vazbou na tekoucí vody, tak i druhů čeledi Limnephilidae ze stojatých vod případně i efemérního charakteru. Tyto přelety hrají velmi důležitou roli při výměně jedinců mezi takřka izolovanými populacemi a dále zvyšují šanci k setkání

s opačným pohlavím (Svensson, 1974). Předpokládám také, že přelety na dlouhé vzdálenosti mohou být spojeny s nalezením vhodnějšího úkrytu před predátory (Collier & Smith, 1998, Fukui et al., 2006). Přelety na dlouhé vzdálenosti mohou být navíc užitečné při oživení genetické informace mezi osamocenými populacemi (Svensson, 1974).

5.2. Faktory lesního hospodaření

Studoval jsem význam typu lesních porostů (jakožto důsledek lesního hospodaření) na přítomnost imag chrostíků. Nejvýznamnějším faktorem, který vysvětloval přítomnost druhů, byl faktor *otevřenost porostu*. Imaga chrostíků jsou tedy ovlivňována jinak v prostředí otevřeného porostu (*paseky*) a jinak v prostředí vzrostlého lesa. To může být dáno jak lepší schopností imag se šířit na otevřených plochách, tak jinou atrahovatelností světelného zdroje, pokud je tento umístěn v otevřeném prostředí. Za použití světelného zdroje se slabým výkonem (8W) předpokládám, že k ovlivnění atrahovatelnosti nedošlo. Světelné lapače s takto slabým výkonem atrahují imaga chrostíků pouze do 15 – 20 m (Collier & Smith, 1998) a v případě nočních motýlů 10 – 30 m od zdroje (Merckx & Slade, 2014), (6W). Svensson 1972; 1974 používal dokonce světelné pasti o výkonu 125W. Naproti tomu lepší schopnost šíření imag v otevřenějším lese dokumentují Jackson & Resh (1989) a v zcela volném prostoru Kovats et. all (1996), kdy se imaga v otevřeném prostoru šířila na větší vzdálenosti, než v zapojeném lese.

Z výsledků GLM modelů vyplývá, že abundance většiny druhů klesá s faktorem *otevřenost porostu* (*Allogamus auricullis*, *A. uncatu*s, *Chaetopteryx major*, *Limnephilus affinis*, *L. griseus*, *Micropterna testcea*, *Philopotamus montanus*, *Potamophilax carpathicus*, *P. cingulatus*, *Stenophylax permistus*, *Wormaldia occipitalis*). Naopak u druhů *Halesus radiatus* a *Rhadicoleptus alpestris* abundance roste, čím je otevřenost porostu větší.

Klesající početnost imag chrostíků s rostoucí *otevřeností porostu* v podstatě znamená, že imaga dávají přednost zapojenější vegetaci. Toto chování je v případě chrostíků i dalšího vodního hmyzu časté a je spojené s příležitostí k páření a kladení vajíček (Jackson & Resh, 1991; Collier & Smith 1998) a možností vyhledání vhodného úkrytu před predátory (Collier & Smith, 1998; Fukui et al., 2006). Dalším východiskem, jak tento trend vysvětlit je, že imaga chrostíků nejsou ovlivňována konkrétním typem lesního porostu (typem lesního hospodaření), ale pouze přítomností zapojeného porostu, ať více či méně strukturovaného. Podobně je tomu ve studii Colliera & Smitha (1998),

kde autoři uvádí, že stěžejní výskyt imag chrostíků je v hustém lužním lese a Petersen et al., (1999) zjistili, že některé druhy pošvatek (Plecoptera) jsou četnější v listnatých lesích, než v otevřených vřesovištích. Winterbourn et al. (2007) dále uvádí, že se imaga chrostíků hojně vyskytují také v lučních křovinách než v okolních loukách. Ačkoli tato studie poukazuje na fakt, že imaga dominantních druhů ze studovaných lokalit odpovídají na vyšší otevřenost porostu snížením svých počtů, právě z otevřené krajiny jsou dokumentovány nejdelší přelety chrostíků (Kovats et al., 1996), ačkoli malého počtu jedinců.

Dva výše zmíněné druhy (*Halesus radiatus* a *Rhadicoleptus alpestris*) vykazují opačnou odezvu, tedy jejich početnost roste spolu s větší *otevřeností porostu*. V případě druhu *Rhadicoleptus alpestris* lze tuto závislost vysvětlit dle biotopových nároků larev. Ty obývají mimo jiné temporární biotopy, které se v prostředí pasek po těžbě dřeva běžně vyskytují (Klč & Bránka, 2010; Černohous et al., 2012; Maštera, 2012). Naproti tomu *Halesus radiatus*, druh tekoucích vod, patří mezi velmi dobré letce. Často zalétá do vzdálenějšího okolí svého přirozeného biotopu a mnoho jedinců je nalézáno mimo les (Svensson, 1974). Z toho lze usoudit, že druh *Halesus radiatus* vyhledává otevřenější stanoviště.

Dále CCA model II naznačuje, že s kategorií *pasekou (otevřeností porostu)* korelují druhy herbivorní. Za předpokladu, že se na pasekách nachází efemérní biotopy, které se v prostředí pasek po těžbě dřeva běžně vyskytují (Klč & Bránka, 2010; Černohous et al., 2012; Maštera, 2012), může být tento vztah vysvětlován nabídkou potravy pro larvy chrostíků. Na otevřených a osluněných místech tekoucích i stojatých vod narůstají řasy a sinice, ale objevují se i vyšší rostliny, které po odumření slouží larvám jako potrava (Vannote et al., 1980; Gregory et al., 1991).

5.3. Implikace poznatků pro management revitalizovaných toků a lesa

Je patrné, že na migraci a disperzalitu imag chrostíků v lesním prostředí má vliv vzdálenost od vodního zdroje a otevřenost porostu. Většina imag reaguje na otevřený porost snížením početnosti, respektive se ve větším počtu sdržují v okolní vegetaci. Na druhou stranu se ve volném prostoru některé druhy chrostíků rozšiřují na delší vzdálenosti (Kovats et al., 1996). Tento fakt lze považovat za důležitý při revitalizaci vodních zdrojů a pobřežních porostů kolem nich. Z těchto důvodů by se při

revitalizacích vodních biotopů měl brát ohled na hustotu výsadby doprovodného porostu kolem nich. Dále také na hustotu porostu při zakládání lesů v blízkosti vod, tak aby se nenarušovala konektivita krajiny pro imaga chrostíků. Takto lze usuzovat nejen u chrostíků, ale i v případě dalšího vodního hmyzu (Jackson & Resh 1989; Collier & Smith, 1998, Petersen et al., 1999; Briers & Gee, 2004 a Petersen et al., 2004).

Dále je nasnadě pochopit jaký les (lesní hospodaření) podporuje imaga chrostíků. Výše uvedené výsledky naznačují, že imaga chrostíků ani tak nerozlišují konkrétní typ lesa, ve kterém se pohybují, ale preferují spíše zapojený porost před porostem otevřeným. V praxi to znamená, že tvorbou holosečí v intenzivně obhospodařovaném lese potlačujeme roširování imag chrostíků zejména tekoucích vod. Ovšem intenzivní lesnickou činností vznikají prvky (dočasné kaluže a meliorační stružky), které slouží jako vhodné mikrobioty pro druhy chrostíků, kteří obývají stojaté a temporární biotopy. Jako vhodné řešení této polemiky doporučuji podporu extenzivního obhospodařování lesů, kdy se omezí holoseče a zároveň zůstanou zachovány činitelé pro vznik kaluží a struh, byť v omezené míře.

6. Shrnutí

V diplomové práci jsem se zabýval společenstvy chrostíků. Cílem bylo zjistit, zda jsou imaga při své disperzalitě v lesních ekosystémech ovlivňována vzdáleností od vodních biotopů a zda mají nějaký vztah ke způsobu hospodaření v lesích a tím vytvořenému charakteru porostu. Zjištěné výsledky lze shrnout následovně:

- 1) Abundance imag chrostíků s vazbou na biotopy tekoucích vod v lesním prostředí klesá s rostoucí vzdáleností od těchto biotopů. S výjimkou samečků z čeledi Hydropsychoyidae, v tomto případě abundance stoupala.
- 2) Abundance imag druhů s vazbou na stojaté vody, a to včetně druhů efemérních biotopů, v lesním prostředí roste se zvyšující se vzdáleností od těchto biotopů.
- 3) Dospělci většiny druhů chrostíků v lesním prostředí vykazují negativní odezvu k lesním pasekám, resp. k míře otevřenosti porostu (klesajícímu korunovému zápoji), tj. jejich abundance klesá, čím více je porost otevřený.
- 4) Prvky spojené s lesním hospodařením (kaluže, strouhy, erozní rýhy) podporují druhy chrostíků obývajících stojaté a efemérní biotopy.

7. Literatura

- Armitage P. D., Hawczak A., Blackburn J. H., 2012. Tyre track pools and puddles- Anthropogenic contributors to aquatic biodiversity. *Limnologica* 42: 254–263.
- Bálnit M. & Ujvárosi L., 2009. Distribution patterns of *Hydropsyche auriculli* (Pitsch, 1993) and *H. pellucidula* (Curtis, 1834) in Transylvania (Romania), with special reference to auric ecological requirements (Trichoptera: Hydropsychidae). *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 110: 167–172.
- Briers R. A. & Gee J. H. R., 2004. Riparian forestry management and adult stream insects. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 545–549.
- Collier K. J. & Smith B. J., 1998. Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. *Hydrobiologia* 361: 53–65.
- Černohous V., Švihla V., Šach F., Kantor P. (2012): Metodické postupy úpravy vodního režimu lesních púd. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště. 36p.
- Edington J. M., 1968. Habitat preferences in net-spinning caddis larvae with special reference to the influence of ether velocity. *Journal of animal ecology* 37: 675–692.
- Enders G. & Wagner R., 1996. Mortality of *Apatania fimbriata* (Insecta: Trichoptera) during embryonic, larval and adult life stages. *Freshwater Biology* 36: 93–104.
- Eliot J. M., 1967. Invertebrate drift in a Dartmoor stream. *Archiv für Hydrobiologie* 63: 202–237.
- Fenton N. J. & Bergeron Y., 2008. Does time or habitat make old-growth forests species rich? Bryophyte richness in boreal *Picea mariana* forests. *Biological Conservation* 141: 1389–1399.
- Finn D. S. & Poff N. L. R., 2008. Emergence and flight auricull of alpine stream insects in two years with contrasting winter snowpack. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 40: 638–646.
- Franc N. & Götmark F., 2008. Openness in management: Hands-off vs. partial cutting in conservation forests, and the response of auricul. *Biological Conservation* 141: 2310–2321.
- Fukui D., Murakami M., Nakano S., Aoi T., 2006. Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *Journal of Animal Ecology* 75: 1252–1258.

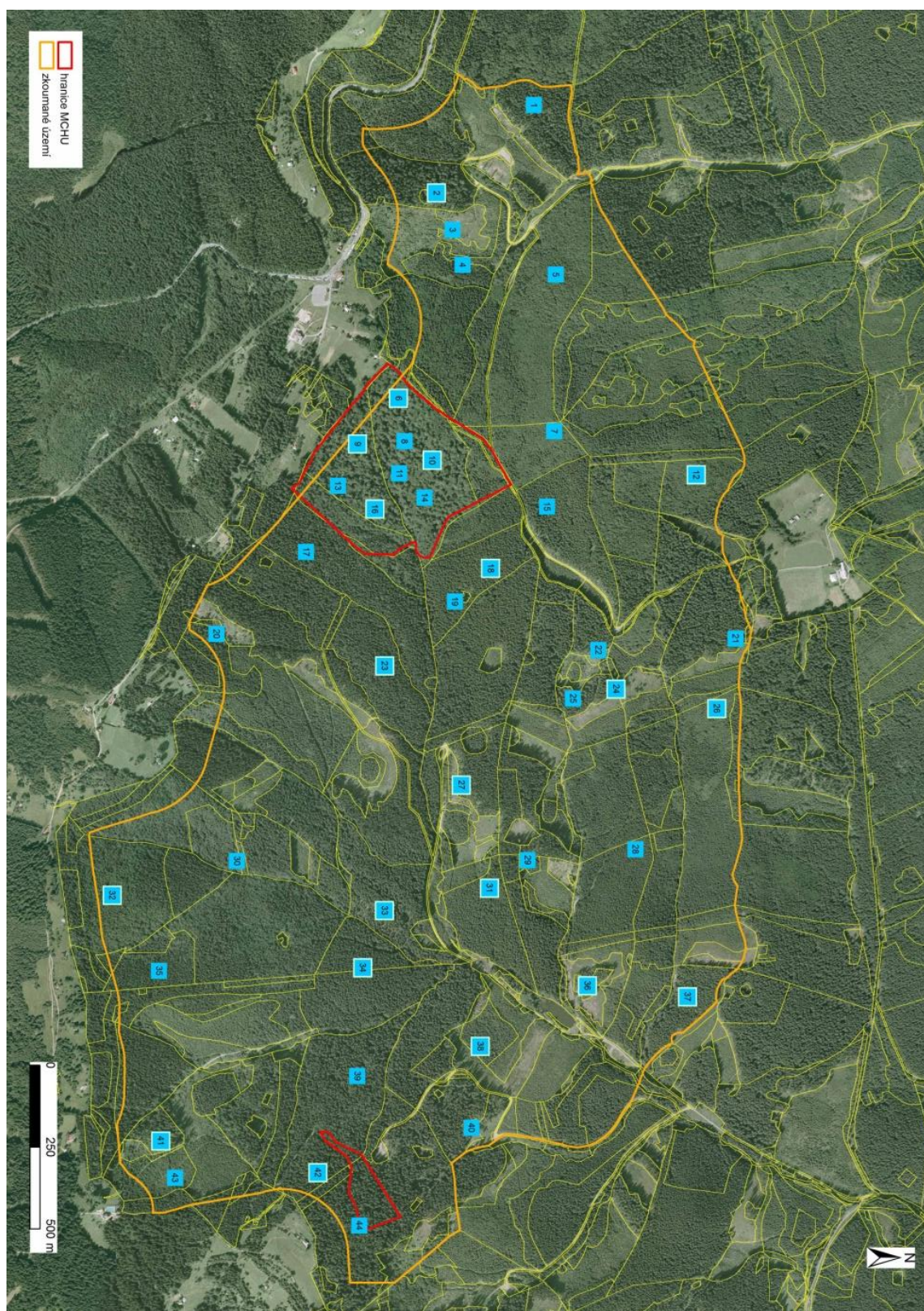
- Gabriels W., Lock K., Pauw N. D., Goethals P. L. M., 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica* 40: 199–207.
- Gaublomme E., Hendrickx., Dhuyvetter H. & Desender K., 2008. The effects of forest patch size and matrix type on auricula in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. *Biological Conservation* 141: 2585–2596.
- Gorka M., 2006. Erstbeschreibung der Larvae von *Ceraclea aurea*, Pictet 1834 (Trichoptera: Leptoceridae). *Lauterbornia* 56: 169–177.
- Greenhalgh M. & Ovenden D., 2007. *Freshwater life: Britain and Northern Europe*. London: HarperCollins Publisher. 254p.
- Gregory S. V., Swanson F. J., McKee W. A., Cummins K. W., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41: 540–551.
- Hildrew A. G. & Edington J. M., 1979. Factors facilitating the auricullis of Hydropsychid caddis larvae (Trichoptera) in the same river system. *Journal of Animal Ecology* 48: 557–576.
- Hošek J. [editor] (2010): Vliv způsobu lesnického hospodaření na biodiverzitu lesních ekosystémů v kontextu globální klimatické změny. Závěrečná zpráva projektu VaV SP 2d1/146/08 MŽP.
- Jackson J. K. & Fisher S. G., 1986. Secondary production, emergence, and export of aquatic insects of a Sonoran desert stream. *Ecology* 67: 629–638.
- Jackson J. & Resh V. H. (1989) Activities and ecological role of adult aquatic insects in the riparian zone of streams. USDA Forest Service General Technical Report, PSW- 110: 342–345.
- Jackson J. K. & Resh V. H., 1991. Periodicity in mate attraction and flight auricull of three species of caddisflies (Trichoptera). *Journal of the North American Benthological Society*. 10: 198–209.
- Klč P. & Bránka L., 2010. Zhodnocení úprav technologických linek a zemišních lesních cest poškozeneých přibližováním dříví. *Lesnický časopis- Forestry journal* 56/3: 305–311.
- Karen M., O'halloran J., Breen J., Giller P., Pithon J., Kelly T., 2008. Distribution and composition of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities auric the plantation forest cycle – implication for management. *Forest Ecology and Management* 256: 624–632.

- Koivula M. & Niemelä J., 2003. Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: auricullis3131 carabid auricul (Coleoptera, Carabidae). *Ecography* 26: 179–187.
- Kovats Z. E., Ciborowsky J. J. H., Corkum L. D., 1996. Inland dispersal of adult aquatic insects. *Freshwater Biology* 36: 265–276.
- Lehman U., 1972. Tagesperiodisches Verhalten und Habitatwechsel der Larven von *Potamophylax luctuosus* (Trichoptera). *Oecologia* 9: 265–278.
- Mackovčín P. & Sedláček M. [eds.] (2004a): Ostravsko. Chráněná území ČR, svazek X. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- Mackovčín P. & Sedláček M. [eds.] 2004b: Plzeňsko a Karlovarsko. Chráněná území ČR, svazek XII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- Magura T., Tóthmérész B., Elek Z. 2003. Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. *Biodiversity and Conservation* 12: 73–85.
- Malicky H., 1999. Bemerkungen über die Verwandtschaft von *Hydropsyche pellucidula* Curtis (Trichoptera, Hydropsychidae). *Linzer auricullis Beiträge* 31: 803–821.
- Malicky H., 2004. Atlas of European Trichoptera. 2nd ed. Dordrecht (AA): Springer. 359 p.
- Maštera J., 2012. Ohrožené vodní biotopy v hospodářských lesích. Jak v lese hospodařit šetrně (nejen) k obojživelníkům. *Ochrana přírody* 3: 12–14.
- Merckx T. & Slade E. M., 2014. Macro-moth families differ in auric attraction to light: implications for light-trap monitoring programmes. *Insect Conservation and Diversity* 7: 453–461.
- Minshall G. W. & Winger P. V., 1968. The auricul of reduction in stream flow on invertebrate drift. *Ecological Society of America* 49: 580–582.
- Müller K., 1982. The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologia* 52: 202–207.
- Petersen I., Masters Z., Hildrew A. G., Ormerod S. M., 2004. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology* 41: 934–950.
- Petersen I., Winterbotton J. H., Orton S., Friberg N., Hildrew A. G., Spiers D. C., Gurney S. C., 1999. Emergence and auricul dispersal of adult Plecoptera and Trichoptera from Broadstone Stream, U. K. *Freshwater Biology* 42: 401–416.

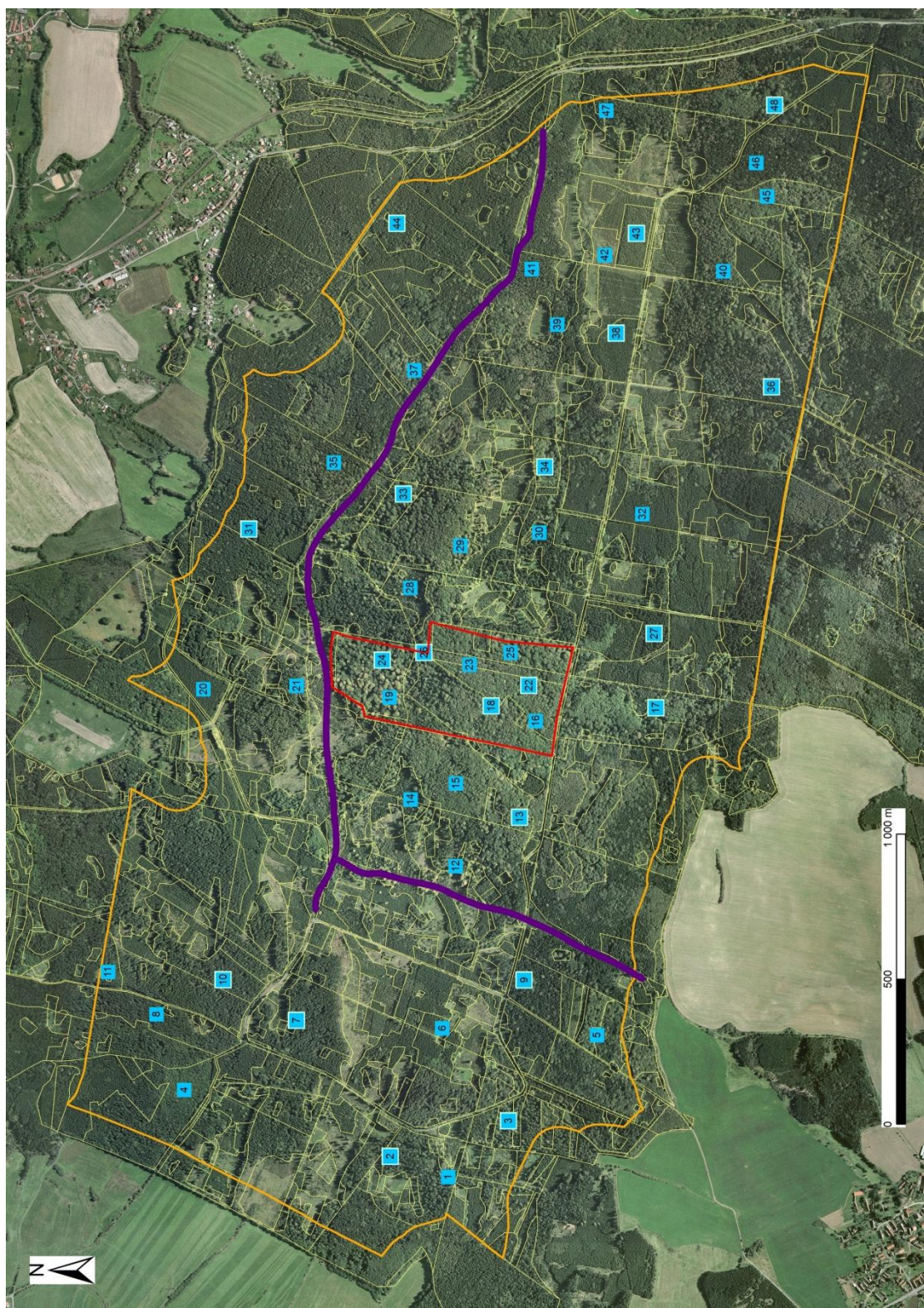
- Resh V. H. & Unzicker J. D., 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: The auriculli of species identification. *Water Pollution Control Federation* 47: 9–19.
- Roberts M. R & Gilliam F. S., 1995. Patterns and Mechanisms of Plant Diversity in Forested Ecosystems: Implications for Forest Management. *Ecological Applications* 5: 969–977 .
- Rozkošný R. [ed.], 1980. Klíč vodních larev hmyzu. Praha: Sedlák E. Kapitola: Řád Chrostíci – Trichoptera. *Československá akademie věd*. 163–220.
- Smith-Cuffney F. L. & Wallace J. B., 1987. The influence of microhabitat on availability of auricul invertebrate prey to a net-spinning caddisfly. *Freshwater Biology* 17: 91–98.
- Schmidt-Kloiber A. & Hering D. [eds.], 2008. Distribution and ecological preferences of european freshwater organisms. Sofia: Graf W., Murphy J., Dahl J., Zamora-Muñoz C., López-Rodríguez M., J. Volume 1 Trichoptera. Pensoft Publisher. 388 p.
- Sode A. & Wiberg-Larsen P., 1993. Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook. *Freshwater Biology* 30: 439–446.
- Schmera D., 2004. Spatial distribution and auricullis³² patterns of caddisfly larvae (Trichoptera) in a Hungarian stream. *International Review of Hydrobiology* 89: 51–57.
- Svensson B. W., 1972. Flight periods, ovarian maturation, and mating in Trichoptera at a South Swedish stream. *Oikos* 23: 370–383.
- Svenson B. W., 1974. Population movements of adult Trichoptera at a South Swedish stream. *Oikos* 25: 157–175.
- Šantrůčková H., Vrba J., Křenová Z., Svoboda M., Benčoková A., Edwards M., Fuchs R., Hais M., Hruška J., Kopáček J., Matějka K., Rusek J., (2010). Co vyprávějí šumavské smrčiny. Průvodce lesními ekosystémy Šumavy. © Správa NP a CHKO Šumava, 2010 ISBN: 978-80-87257-04-3.
- Tachet H., Pierrot J. P., Roux Ch., Bournaud M., 1992. Net-building behaviour of six Hydropsyche species (Trichoptera) in relation to current velocity and distribution along the Rhone River. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 350–365.

- Topp W., Kappes H., Kulfan J., Zach P., 2006. Litter-dwelling auricul in primeval forests of Central Europe: does deadwood matter? *Journal of Insect Conservation* 10: 229–239.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R., Cushing C. E., 1980. The river auriculli concept¹. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130–137.
- Wiggers R., van den Hoek T. H., van Maanen B., Higler B., van Kleef H., 2006. Some rare and new caddis flies recorded for the netherlands (Trichoptera). *Nederlandse faunistische mededelingen* 25: 53–68.
- Wiggins G. B. & Mackay R. J., 1978. Some Relationships between Systematics and Trophic Ecology in Nearctic Aquatic Insects, with Special Reference to Trichoptera. *Wiley* 59: 1211–1220.
- Wiggins G. B. The caddisfly family Phryganeidae (Trichoptera) [Internet]. Toronto: University of Toronto press; 1998. [9. 4. 2013]. Dostupné z <http://www.google.cz/books?id=vUeeB5gpOcC&printsec=frontcover&hl=cs#v=onepage&q&f=false>
- Winterbourn M. J. & Crowe A. L. M., 2001. Flight activity of insects along a mountain stream: is directional flight adaptive? *Freshwater Biology* 46: 1479–1489.
- Winterbourn M. J., Chadderton W. L., Entekin S. A., Tank J. L., Harding J. S., 2007. Distribution and dispersal of adult stream insects in a heterogeneous montane environment. *Archiv für Hydrobiologie* 168: 127–135.

8. Přílohy



Příloha 1: Letecký snímek lokality Salajka spolu s rozmištěním vzorkovacích ploch (modře). Hranice lokality je označena oranžovou čarou, hranice NPR červenou (hošek 2010).



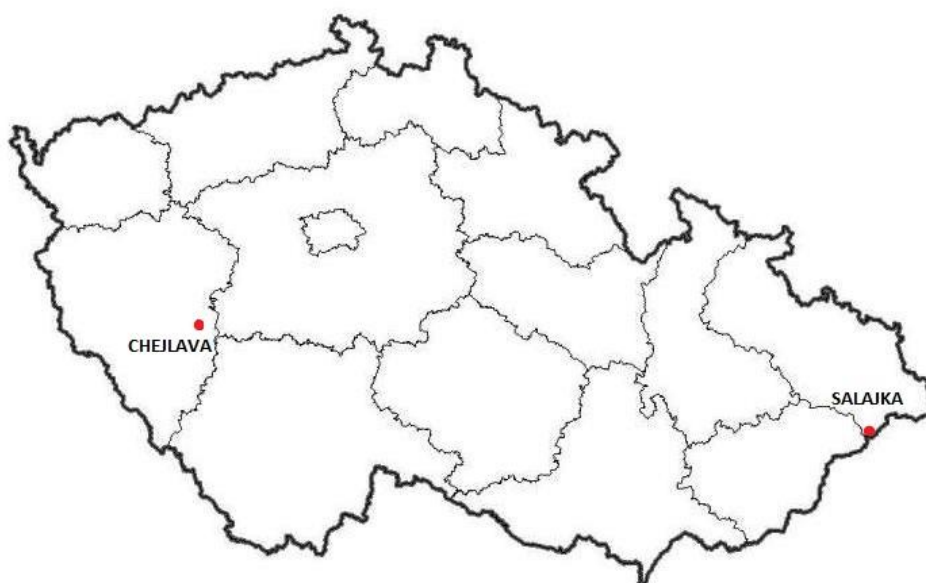
Příloha 2: Letecký snímek lokality Chejlava spolu s rozmístěním vzorkovacích ploch (modře). Hranice lokality je označena oranžovou čarou, hranice NPR červenou. Cesty, na kterých probýhal průzkum temporárních biotopů, jsou označeny fialovou čarou (upraveno dle Hoška 2010).



Příloha 3: Obrazová dokumentace, lokalita Salajka (Nentvich 2016).



Příloha 4: Obrazová dokumentace, lokalita Chejlava (Hošek 2010).



Příloha 5: Rozmístění lokalit v rámci České republiky, červeně jsou označeny obě lokality.



Příloha 6: Obrazová dokumentace efemérních biotopů na lokalitě Chejlava (Nentvich 2016).

Přehled zaznamenaných druhů

V případě každého druhu je uveden počet odchycených imag, ekologické nároky larev a jejich trofické funkce. Ty jsou pro názornost vztahů ve společenstvu převedeny do kategorií herbivor, omnivor a karnivor. Informace k charakteristikám druhů byly čerpány z následujících zdrojů (Edington, 1968; Lehman, 1972; Hildrew & Edington, 1979; Rozkošný, 1980; Tachet et al., 1992; Wiggins, 1998; Malicky, 1999; Schmera, 2004; Gorka, 2006; Wiggers et al., 2006; Greenhalgh & Ovenden, 2007; Schmidt-Kloiber & Hering 2008; Bálnit & Ujvárosi, 2009).

lokalita Salajka				
druh	biotop	potravní funkce	potravní kategorie	n
<i>Allogamus auricullis</i> (Pictet, 1857)	Hypocrenal, epirhithral, metarhithral, hyporhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, pasivní filtrátor, predátor	Omnivor	649
<i>Allogamus uncatius</i> (Bauer, 1857)	Hypocrenal, epirhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	27
<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis, 1834)	Hyporhithral, epipotamal, litoral	Sběrač, kouskovač, predátor	Omnivor	2
<i>Crunoecia irrorata</i> (Curtis, 1834)	Eucrenal, hypocrenal	xylofág	Herbivor	1
<i>Ecclesiapteryx madida</i> (McLachlan, 1867)	Hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Škrabač a spásač	Herbivor	29
<i>Glossosoma conformis</i> Neboiss, 1963	Epirhithral, metarhithral	Škrabač a spásač, sběrač	herbivor	2
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> (Retzius, 1783)	Litoral, stojatá voda a temporární tůň	kouskovač, predátor	Omnivor	6
<i>Halesus digitatus</i> (Curtis, 1834)	Metarhithral, hyporhithral, epipotamal	Kouskovač, predátor	Omnivor	166
<i>Halesus radiatus</i> (Curtis, 1837)	Metarhithral, hyporhithral, epipotamal	Kouskovač, predátor	Omnivor	30
<i>Hydropsyche bulbifera</i> McLachlan, 1878	Hyporhythral, epipotamal	Škrabač a spásač, pasivní filtrátor, predátor	Omnivor	2
<i>Hydropsyche incognita</i> Pitsch, 1993	Metarhithral, hyporhythral	Škrabač a spásač, pasivní filtrátor, predátor	Omnivor	4
<i>Hydropsyche instabilis</i> (Curtis, 1834)	Epirhithral, metarhithral, hyporhithral	Škrabač a spásač, pasivní filtrátor, predátor	Omnivor	55

druh	biotop	potravní funkce	potravní kategorie	n
<i>Chaetopteryx major</i> McLachlan, 1876	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	245
<i>Chaetopteryx polonica</i>	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral Metapotamal,	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	1
<i>Limnephilus affinis</i> Curtis, 1834	hypopotamal, litoral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	20
<i>Limnephilus auricula</i> Curtis, 1834	Hypocrenal, litoral, stojatá voda a temporární tůň Epipotamal,	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	2
<i>Limnephilus decipiens</i> (Kolenati, 1848)	metapotamal, litoral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	4
<i>Limnephilus extricatus</i> McLachlan, 1865	Eucrenal, epipotamal, metapotamal, litoral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	1
<i>Limnephilus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	Metarhithral, hyporhithral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	78
<i>Limnephilus ignavus</i> McLachlan, 1865	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, litoral, stojatá voda	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	1
<i>Limnephilus sparsus</i> Curtis, 1834	Epirhithral- hypopotamal, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	12
<i>Micropterna lateralis</i> (Stephens, 1837)	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, temporární stružky	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	5
<i>Micropterna testacea</i> (Gmelin 1789)	Epirhithral, metarhithral, hyporhithral, temporární stružky	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	27
<i>Mystacides azurea</i> (Linnaeus, 1761)	Epipotamal, metapotamal, litoral, stojatá voda	Škrabač a spásač, kouskovač, sběrač	herbivor	1
<i>Odontocoerum albicorne</i> (Scopoli, 1763)	Hypocrenal, epirhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	44
<i>Oligotricha striata</i> (Linnaeus, 1758)	Litoral, stojatá voda	Kouskovač, predátor	Omnivor	1
<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)	Metpotamal, hypopotamal, tůň, slepá ramena	Predátor	Karnivor	3

druh	biotop	potravní funkce	potravní kategorie	n
<i>Philopotamus montanus</i> (Donovan, 1813)	Epirhithral	Pasivní filtrátor	Omnivor	29
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, metarhithral, hyporhythral	Predátor	Karnivor	45
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	Metarhithral, hyporhithral, epipotamal, metapotamal, hypopotamal	Predátor	Karnivor	1
<i>Potamophylax carpathicus</i> Dziedzielewicz, 1912	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	37
<i>Potamophylax cingulatus</i> (Stephens, 1837)	Hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	303
<i>Potamophylax luctuosus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	57
<i>Potamophylax nigricornis</i> (Pictet, 1834)	Eucrenal, hypocrenal	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	Omnivor	11
<i>Rhadicoleptus alpestris</i> (Kolenati 1848)	Litoral, stojatá voda a temporární tůně	Kouskovač, predátor	Omnivor	40
<i>Rhyacophila fasciata</i> Hagen, 1859	Epirhithral, hyporhythral	Predátor	Karnivor	8
<i>Rhyacophila nubila</i> Zetterstedt, 1840	Epirhithral, metarhithral, hyporhithral	Predátor	Karnivor	1
<i>Rhyacophila obliterata</i> McLachlan, 1863	Epirhithral, metarhithral	Predátor	Karnivor	4
<i>Rhyacophila philopotamoides</i> McLachlan, 1879	Eucrenal, hypocrenal	Predátor	Karnivor	6
<i>Sericostoma personatum</i> (Spence, 1826)	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Kouskovač	Herbivor	3
<i>Silo pallipes</i> (Fabricius 1781)	Hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Škrabač a spásač	Herbivor	7
<i>Stenophylax permistus</i> McLachlan, 1875	Hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Kouskovač, sběrač	herbivor	189
<i>Wormaldia occipitalis</i> (Pictet, 1834)	Eucrenal, hypocrenal	Pasivní filtrátor	Omnivor	51

Příloha 7: Přehled jednotlivých druhů zaznamenaných na lokalitě Salajka, u každého druhu je uveden počet odchycených imag, nároky na životní prostředí larev a jejich trofické funkce.

lokalita Chejlava				
Druh	Biotop	Potravní funkce	Potravní kategorie	n
<i>Ceraclea dissimilis</i> (Stephens, 1836)	Hyporhithral, epipotamal, litoral	Kouskovač, sběrač	Herbivor	2
<i>Drusus annulatus</i> (Stephens, 1837)	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral	Škrabač a spásač	herbivor	1
<i>Glyphotaelius pellucidus</i> (Retzius, 1783)	Hypocrenal, litoral, stojatá voda a temporární tůň	Kouskovač, predátor	omnivor	4
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> (Retzius, 1783)	Litoral, stojatá voda a temporární tůň	kouskovač, predátor	omnivor	2
<i>Halesus radiatus</i> (Curtis, 1837)	Metarhithral, hyporhithral, epipotamal	Kouskovač, predátor	omnivor	1
<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1865	Hyporhithral ,epipotamal,	Pasivní filtrátor	omnivor	1
<i>Hydropsyche dinarica</i> Marinkovic, 1979	Epirhithral, metarhithral	Škrabač a spásač, pasivní filtrátor, predátor	omnivor	48
<i>Hydropsyche incognita</i> Pitsch, 1993	Metarhithral, hyporhithral	Škrabač a spásačm pasivní filtrátor, predátor	omnivor	158
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis, 1834)	Metarhithral, hyporhithral	Škrabač a spásač, pasivní filtrátor, predátor	omnivor	275
<i>Hydropsyche sitalai</i> Doehler, 1963	Metarhithral, hyporhithral	Škrabač a spásač, pasivní filtrátor, predátor	omnivor	37
<i>Chaetopteryx major</i> McLachlan, 1876	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	3
<i>Cheumatopsyche lepida</i> (Pictet, 1834)	Hyporhithral, epipotamal	Škrabač a spásač, pasivní filtrátor, predátor	omnivor	59
<i>Ironoquia dubia</i> (Stephens, 1837)	Metarhithral, hypothythral, litoral, temporární stružky Metapotamal,	Kouskovač	herbivor	6
<i>Limnephilus affinis</i> Curtis, 1834	hypopotamal, litoral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	2
<i>Limnephilus auricula</i> Curtis, 1834	Hypocrenal, litoral, stojatá voda a	Škrabač a spásač, kouskovač a	omnivor	24

Druh	Biotop	Potravní funkce	Potravní kategorie	n
<i>Limnephilus bipunctatus</i> Curtis, 1834	Litoral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	18
<i>Limnephilus centralis</i> Curtis, 1834	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, stojatá voda a temporární stružky	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	3
<i>Limnephilus decipiens</i> (Kolenati, 1848)	Epipotamal, metapotamal, litoral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	11
<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius, 1787)	Epipotamal, metapotamal, litoral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	2
<i>Limnephilus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	Metarhithral, hyporhithral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	55
<i>Limnephilus ignavus</i> McLachlan, 1865	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, litoral, slepá ramena a tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	35
<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis, 1834	Epipotamal, litoral, slepá ramena a tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	22
<i>Limnephilus rhombicus</i> (Linnaeus, 1758)	Hyporhithral, epipotamal, litoral, slepá ramena a tůň	Škrabač spásač, kouskovač, predátor	omnivor	3
<i>Limnephilus sparsus</i> Curtis, 1834	Epirhithral- hypopotamal, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	78
<i>Limnephilus stigma</i> Curtis, 1834	Hyporhithral, epipotamal, litoral	škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	3
<i>Limnephilus vittatus</i> (Fabricius, 1798)	Litoral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	5
<i>Micropterna lateralis</i> (Stephens, 1837)	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, temporární stružky	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	28
<i>Micropterna nycterobia</i> McLachlan, 1875	Hypocrenal, epirhithral, temporární stružky	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	17
<i>Micropterna sequax</i> McLachlan, 1875	Hypocrenal, epirhithral, temporární stružky	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	13
<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)	Metpotamal, hypopotamal, tůň, slepá ramena	Predátor	karnivor	1

Druh	Biotop	Potravní funkce	Potravní kategorie	n
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, metarhithral, hyporhithral	Predátor	karnivor	7
<i>Potamophylax cingulatus</i> (Stephens, 1837)	Hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	40
<i>Potamophylax luctuosus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	Eucrenal, hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	1
<i>Potamophylax nigricornis</i> (Pictet, 1834)	Eucrenal, hypocrenal	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	1
<i>Rhyacophila fasciata</i> Hagen, 1859	Epirhithral, hyporhithral	Predátor	karnivor	2
<i>Rhyacophila nubila</i> Zetterstedt, 1840	Epirhithral, metarhithral, hyporhithral	Predátor	karnivor	1
<i>Stenophylax permistus</i> McLachlan, 1875	Hypocrenal, epirhithral, metarhithral	Kouskovač, sběrač	herbivor	1
<i>Trichogestia minor</i> (Curtis, 1834)	Litoral, stojatá voda a temporární tůň	Škrabač a spásač, kouskovač, predátor	omnivor	1

Příloha 8: Přehled jednotlivých druhů zaznamenaných na lokalitě Chejlava, u každého druhu je uveden počet odchycených imag, nároky na životní prostředí larev a jejich trofické funkce.

druh	F	P
<i>Allogamus auricullis</i>	424.5	<0.00001
<i>A. uncatu</i>	23.7	<0.00001
<i>Ceraclea dissimilis</i>	4.0	0.04677
<i>Ecclisopteryx madida</i>	17.7	0.00004
<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	6.9	0.00905
<i>Halesus female</i>	49.3	<0.00001
<i>H. digitatus</i>	101.3	<0.00001
<i>H. radiatus</i>	15.0	0.00014
<i>Hydropsyche dinarica</i>	46.7	<0.00001
<i>H. incognita</i>	171.1	<0.00001
<i>H. instabilis</i>	32.8	<0.00001
<i>H. pellucidula</i>	202.8	<0.00001
<i>H. siltalai</i>	45.5	<0.00001
<i>Chaetopteryx major</i>	153.4	<0.00001
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	125.3	<0.00001
<i>Ironoquia dubia</i>	6.1	0.01465
<i>Limnephilus affinis</i>	4.9	0.02822
<i>L. ignavus</i>	4.0	0.04569
<i>L. auricula</i>	4.1	0.04471
<i>L. lunatus</i>	7.0	0.00892
<i>L. sparsus</i>	19.7	0.00001
<i>Micropterna nycterobia</i>	6.4	0.01189
<i>M. sequax</i>	13.7	0.00027
<i>M. testacea</i>	20.4	0.00001
<i>Odontocoerum albicorne</i>	23.1	<0.00001
<i>Philopotamus montanus</i>	14.4	0.00019
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	15.6	0.00011
<i>Potamophylax carpathicus</i>	22.7	<0.00001
<i>P. cingulatus</i>	97.3	<0.00001
<i>P. luctuosus</i>	24.7	<0.00001
<i>P. nigricornis</i>	9.5	0.00234
<i>Rhadicleptus alpestris</i>	21.0	<0.00001
<i>Stenophylax permistus</i>	110.4	<0.00001
<i>Wormaldia female</i>	32.5	<0.00001
<i>W. occipitalis</i>	31.0	<0.00001

Příloha 9: Sumární přehled dílčích výsledků pro generalizované lineární modely odpovědi druhů imag chrostíků na vzdálenost od faktoru bystřina, Poissonovo rozdělení.

druh	F	P
<i>Allogamus auricullis</i>	318.3	<0.00001
<i>A. uncatus</i>	5.8	0.01683
<i>Ceraclea dissimilis</i>	12.1	0.00063
<i>Ecclisopteryx madida</i>	5.2	0.02395
<i>Glossosma</i> female	200.9	<0.00001
<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	9.0	0.00308
<i>Halesus digitatus</i>	4.9	0.02722
<i>Hydropsyche dinarica</i>	31.4	<0.00001
<i>H. incognita</i>	164.4	<0.00001
<i>H. instabilis</i>	8.0	0.00503
<i>H. pellucidula</i>	123.2	<0.00001
<i>H. siltalai</i>	68.4	<0.00001
<i>Chaetopteryx major</i>	89.4	<0.00001
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	227.8	<0.00001
<i>Ironoquia dubia</i>	6.5	0.01176
<i>Limnephilus affinis</i>	4.5	0.03522
<i>L. sparsus</i>	11.8	0.00072
<i>Micropetrna sequax</i>	14.8	0.00016
<i>Odontocoerum albicorne</i>	15.6	0.00011
<i>Philopotamus montanus</i>	12.6	0.00049
<i>Potamophylax carpathicus</i>	51.9	<0.00001
<i>P. cingulatus</i>	75.6	<0.00001
<i>P. luctuosus</i>	7.5	0.00654
<i>P. nigricornis</i>	13.8	0.00026
<i>Rhyacophila philopotamoides</i>	9.1	0.00281
<i>Stenophylax permistus</i>	32.5	<0.00001
<i>Wormaldia</i> female	7.2	0.00784
<i>W. occipitalis</i>	19.0	0.00002

Příloha 10: Sumární přehled dílčích výsledků pro generalizované lineární modely odpovědi druhů imag chrostíků na vzdálenost od faktoru řeka, Poissonovo rozdělení.

druh	F	P
<i>Allogamus auricullis</i>	390.2	<0.00001
<i>A. uncatus</i>	17.4	0.00004
<i>Athripsodes cinereus</i>	6.1	0.01456
<i>Ecclisopteryx madida</i>	18.5	0.00003
<i>Glossosma</i> female	90.6	<0.00001
<i>G. corniformis</i>	8.4	0.00404
<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	4.4	0.03688
<i>Halesus radiatus</i>	4.5	0.03423
<i>Hydropsyche bulbifera</i>	11.6	0.00079
<i>H. incognita</i>	6.2	0.01322
<i>H. instabilis</i>	8.0	0.00523
<i>H. pellucidula</i>	28.7	<0.00001
<i>H. siltalai</i>	9.8	0.00204
<i>Chaetopteryx major</i>	109.2	<0.00001
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	78.7	<0.00001
<i>Limnephilus extricatus</i>	5.8	0.01696
<i>L. ignavus</i>	5.8	0.01642
<i>L. lunatus</i>	5.0	0.02659
<i>L. sparsus</i>	4.5	0.03455
<i>Micropterna lateralis</i>	9.3	0.00256
<i>M. nycterobia</i>	10.3	0.00149
<i>M. testacea</i>	6.5	0.01127
<i>Mystacides azurea</i>	5.8	0.01696
<i>Odontocoerum albicorne</i>	11.8	0.00071
<i>Oecetis ochracea</i>	13.0	0.00039
<i>Philopotamus montanus</i>	6.9	0.00911
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	6.3	0.01264
<i>Potamophylax carpathicus</i>	23.8	<0.00001
<i>P. cingulatus</i>	111.0	<0.00001
<i>P. nigricornis</i>	18.7	0.00002
<i>Rhyacophila obliterated</i>	6.3	0.01272
<i>Sericostoma personatum</i>	8.4	0.00406
<i>Stenophylax permistus</i>	36.8	<0.00001
<i>Wormaldia</i> female	13.4	0.00032
<i>W. occipitalis</i>	51.7	<0.00001

Příloha 11: Sumární přehled dílčích výsledků pro generalizované lineární modely odpovědi druhů imag chrostíků na vzdálenost od faktoru stojatá voda, Poissonovo rozdělení.

druh	F	P
<i>Allogamus auricullis</i>	486.9	<0.00001
<i>A. uncatus</i>	42.7	<0.00001
<i>Athripsodes cinereus</i>	10.1	0.00167
<i>Glossosoma female</i>	596.0	<0.00001
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i>	12.1	0.00061
<i>Halesus radiatus</i>	20.1	0.00001
<i>Hydropsyche bulbifera</i>	17.1	0.00087
<i>Chaetopteryx major</i>	64.2	<0.00001
<i>Limnephilus affinis</i>	22.3	<0.00001
<i>L. extricatus</i>	8.6	0.01039
<i>L. griseus</i>	17.9	0.00003
<i>Micropterna testcea</i>	22.7	<0.00001
<i>Mystacides azurea</i>	8.6	0.01039
<i>Oecetis ochracea</i>	28.9	<0.00001
<i>Philopotamus montanus</i>	16.7	0.00006
<i>P. carpathicus</i>	29.7	<0.00001
<i>P. cingulatus</i>	36.1	<0.00001
<i>Rhadicoleptus alpestris</i>	4.0	0.04634
<i>R. obliterated</i>	9.1	0.00283
<i>R. philopotamoides</i>	13.3	0.00034
<i>Sillo pallipes</i>	7.4	0.00703
<i>Stenophylax permistus</i>	53.9	<0.00001
<i>Wormaldia female</i>	41.7	<0.00001
<i>W. occipitalis</i>	50.7	<0.00001

Příloha 12: Sumární přehled dílčích výsledků pro generalizované lineární modely odpovědi druhů imag chrostíků na faktor průměrná otevřenost porostu, Poissonovo rozdělení.