

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra zoologie a ornitologická laboratoř



**Vliv odběrů vody pro umělé
zasněžování na abundanci
a druhovou bohatost zoobentosu
v potoce Pluskovec ve Velkých
Karlovicích**

Diplomová práce

Karla Kubíkova

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Zoologie

Forma studia: Prezenční

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Martin Rulík Ph. D.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Doc. RNDr. Martina Rulíka Ph. D. a za použití uvedené literatury.

V Olomouci dne 24.4.2017

Podpis:

Poděkování:

Na tomto místě bych ráda poděkovala panu Doc. RNDr. Martinu Rulíkovi Ph. D za cenné rady a pomoc, které mi poskytl. Ráda bych také poděkovala panu Doc. RNDr. Karlu Weidingerovi Ph. D za důležité rady ohledně statistického zpracování a panu Mgr. Lukáši Weberovi za poskytnutou konzultaci. Poděkování patří také Martinu Zemánkovi a mým nejbližším za podporu.

Bibilografická identifikace:

Jméno a příjmení: Karla Kubíková

Název práce: Vliv odběrů vody pro umělé zasněžování na abundanci a druhovou bohatost zoobentosu v potoce Pluskovec ve Velkých Karlovicích

Typ práce: Diplomová práce

Pracoviště: Katedra zoologie a ornitologická laboratoř

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Martin Rulík Ph. D.

Rok obhajoby: 2017

Abstrakt

Předkládaná práce zkoumá dopady odběrů vody pro umělé zasněžování na zoobentos, jeho druhovou bohatost a denzitu na potoce Pluskovec ve Velkých Karlovicích. Vzorkování probíhalo na třech lokalitách v blízkosti ski areálu Synot-Kyčerka v zimní sezóně 2015/2016 od listopadu do února, kontrolní vzorkování po zásahu proběhlo v červnu 2016.

Změny v druhovém složení zoobentosu během zásahu byly hodnoceny pomocí Sørensenova a Jaccardova indexu faunistické podobnosti, Shannon-Wienerova indexu diverzity a také pomocí ekvitability.

Druhá část hodnocení se zabývala denzitou zoobentosu a případnými rozdíly mezi lokalitami, či změnami vyvolanými odběry vody. Nebyl prokázán signifikantní rozdíl mezi lokalitami před zásahem, během něj ani po něm. Stejně tak nebyla zaznamenána signifikantní reakce zoobentosu na odběry vody z hlediska denzity ani druhové bohatosti. Studie byla doplněna měřením teploty vody, které mělo nepřímo dokládat odběry vody. Nicméně v tomto případě se metoda ukázala jako neúčinná.

Tato práce neprokázala v sezóně 2015/2016 významný vliv odběrů vody na zoobentos v potoce Pluskovec. Nebyla zaznamenána změna v denzitě, druhovém zastoupení a nedošlo ani k úbytku či vymizení žádného taxonu. Všechny zaznamenané rozdíly byly zapříčiněné spíše přirozenou variabilitou a sezónní dynamikou zoobentosu, než odběry vody.

Klíčová slova: odběry vody, umělé zasněžování, zoobentos, kolísání průtoků, sucho

Počet stran: 48

Počet příloh: 6

Jazyk: čeština

Bibliographic identification

First name and surname of the author: Karla Kubíková

Name of the thesis: The influence of water abstraction for artificial snow making on the density and species diversity of zoobenthos in the Pluskovec stream near Velké Karlovice

Type of thesis: master

Workplace: Zoology department

Thesis supervisor: Doc. RNDr. Martin Rulík Ph. D.

Year of defence: 2017

Abstract

This thesis considers the influence of water abstractions for artificial snow-making on density and species diversity of zoobenthos in the Pluskovec stream near Velké Karlovice. Sampling took place on three localities near the ski resort Synot-Kyčerka in winter season 2015/2016 from November to February. Sampling was repeated in June 2016 to consider the situation after disturbance.

The difference in species diversity between three sampling places was evaluated, as well as potential changes caused by water abstractions. Furthermore Jaccard and Sørensen similarity coefficients, Shannon- Wiener diversity index and equitability were counted.

The second part of results focused on the density of zoobenthos and changes between sampling localities and also differences caused by water abstractions. However there were not any significant changes found anywhere. Sampling was supplied by temperature measurement, which should indirectly identify water abstractions. Unfortunately in this case, the method was also useless.

This thesis did not find any significant reaction of zoobenthos on water abstractions in the season 2015/2016 in the Pluskovec stream. All changes were rather caused by natural variability and seasonal dynamics of the zoobenthos than by water abstractions.

Key words: water abstraction, artificial snow-making, zoobenthos, flow fluctuations, drought

Number of pages: 48

Number of appendices: 6

Language: czech

Obsah

1 Úvod	9
1.1 Význam umělého zasněžování.....	9
1.2 Princip výroby a vlastnosti umělého sněhu	10
1.3 Dopady umělého zasněžování na faunu a flóru.....	11
1.4 Dopady na vodní toky.....	12
2 Cíle práce.....	15
3 Metodika.....	16
3.1 Lokalita.....	16
3.2 Odběry vzorků	18
3.2.1 Teplota vody	18
3.2.2 Odběry zoobentosu.....	18
3.3 Statistické hodnocení.....	19
4 Výsledky	21
4.1 Hodnocení teplot.....	21
4.2 Hodnocení kvalitativních odběrů zoobentosu	25
4.2.1 Faunistická podobnost	25
4.2.2 Shannon – Wienerův index diverzity a ekvitabilita.....	26
4.2.3 Vývoj zastoupení taxonů.....	28
4.3 Hodnocení kvantitativních odběrů	35
5 Diskuze.....	38
5.1 Teploty vody.....	38
5.2 Kvantitativní a kvalitativní vzorky zoobentosu.....	39
6 Závěr	43
7 Literatura	44
8 Seznam příloh.....	48
9 Přílohy	49

1 Úvod

Ve své práci se zabývám vlivem odběrů vody pro umělé zasněžování na zoobentos, respektive na jeho druhové složení a denzitu. Pro výzkum jsem zvolila potok Pluskovec, který se nachází ve Velkých Karlovicích, a z nějž přilehlý ski areál Synot-Kyčerka každoročně odčerpává vodu pro zasněžování.

1.1 Význam umělého zasněžování

V Alpách bylo pozorováno, že klimatické změny již dnes působí výraznou změnu v množství přirozeného sněhu a délce trvání sněhové sezóny. Pokud budou následující trendy pokračovat, lze očekávat dramatický úbytek sněhu a zkrácení sněhové sezóny. Tyto změny budou mít následky jak pro životní prostředí, tak pro ekonomiku (Beniston et al. 2003). Burakowski a Magnusson (2012) ve své studii uvádí, že zima, jak ji doposud známe, brzy skončí, nebudou-li přijata opatření k menšímu zatěžování životního prostředí. Klimatické modely pro Alpy předpokládají posun stálé sněhové pokrývky během zimní sezóny až nad hranici 1500 metrů v rozmezí let 2030–2050. Oteplování tak přirozeně bude mít největší dopad na zimní střediska v nižších nadmořských výškách. Poptávka po ski areálech schopných nabídnout sněhovou pokrývku během celé sezóny, popsané klimatické změny a jejich dopad na ekonomiku jsou hlavním argumentem pro rozvoj a široké užívání umělého zasněžování (Bürki et al. 2003).

Z hlediska vlivu na životní prostředí je však umělé zasněžování problematické. Přestože se jím množství studií již zabývalo, v mnoha ohledech je tato problematika stále neprozkoumaná. Treml et al. (2012) ve své studii poukazuje na nutnost posuzovat také možný kumulativní vliv odběrů vody na dotčené toky. Ten je totiž zatím neznámý. V České republice, kde se již žádný ski areál neobejde bez umělého zasněžování, je situace navíc velice specifická, neboť většina zdejších sjezdovek se nachází na velkoplošných zvláště chráněných územích – tedy v chráněných krajinných oblastech či v národních parcích (Flousek et Harčarik 2009).

1.2 Princip výroby a vlastnosti umělého sněhu

Zasněžování je nejefektivnější při teplotě mezi -5 až -10°C a relativní vzdušné vlhkosti nižší než 40 %. V těchto podmínkách lze z 1 m³ vody získat 3 m³ sněhu. V běžné praxi je průměrná výtěžnost 2,4 m³ sněhu z 1 m³ vody (Caravello et al. 2006). Při výrobě sněhu se zpravidla používají aditiva, která spouští či optimalizují tvorbu krystalků sněhu. Jako aditiva mohou být použity minerální látky – vápník, kationty hořčíku popř. kaolinit (Hu a Michaelides 2007), nebo látky biologické v současnosti prezentované bakterií *Pseudomonas syringae* (pod obchodním názvem Snowmax), tato podporuje tvorbu ledových krystalů při vyšších teplotách (Maki 1974). Průmyslově vyráběným aditivem je také Drift, látka tvořená modifikovaným heptamethyltrisiloxanem, ten snižuje povrchové napětí vody a tím zefektivňuje výrobu sněhu (Aquatrols). Drift patří mezi polyether modifikované siloxany PEMS, které jsou považovány za málo toxické pro vodní bezobratlé i ryby a to při krátké i dlouhodobé expozici. Studie nevyhodnotila žádný signifikantní vliv prostředku na životní prostředí (Borgert 2002).

Nutno dodat, že se jedná o test sponzorovaný samotným výrobcem. Na chráněných územích je však přidávání takových látek zakázáno (Štursa 2007). Autor ovšem dodává, že dodržování tohoto zákazu na území Krkonošského národního parku je sporné. Lze tedy předpokládat, že ani na jiných chráněných územích ČR nebudou provozovatelé v dodržování tohoto zákazu naprosto důslední.

Standardně jsou k dostání dva typy sněžných děl, hovoříme o nízko-tlakovém či vysoko-tlakovém systému. Další zařízení potřebné k výrobě sněhu je budova obsahující pumpu, kontrolní a regulační zařízení, případně systém umožňující rozředění aditiv a jejich přidání do rozvodů vody. Rozvody transportující stlačený vzduch a vodu jsou trubky z kujané litiny, oceli či polyethylenu s vysokou hustotou o průměru 15 až 20 centimetrů a bývají zakopány 1,2 až 1,5 m hluboko. Po ukončení sezóny je potrubí jednoduše odpojeno od zdroje vody.

Tím může být jezero, řeka či jakýkoli menší tok, případně vodní nádrž vybudována k tomuto účelu (Lagriffoul et al. 2010).

Přestože na trhu je již k dostání velké množství typů sněžných děl, princip zařízení na výrobu sněhu je vždy stejný. Pumpa přivádí k zařízení velké množství vody. Zde je voda roztříštěna na velmi drobné kapičky, které jsou rozprašovány do vzduchu společně se stlačeným vzduchem. Vyprodukovaný sníh je rovnoměrně rozprostřen po svahu a připraven pro lyžování (Caravello et al. 2006).

Významné je, že umělý sníh má jiné fyzikální vlastnosti než přírodní. Tyto jsou hlediska kvality lyžování a úpravy povrchu lepší (Štursa 2007), nicméně komprese sněhu při úpravě sjezdovky s sebou nese zvýšení tepelné vodivosti (Flousek et Harčarik 2009).

Umělý sníh se nevytváří pomalou krystalizací od středu, nýbrž tvoří hladké kuličky, popř. hladké rotační agregáty mrznoucí od povrchu do středu. Tento proces je příčinou vyšší hustoty umělého sněhu. Druhá podstatná vlastnost umělého sněhu je dána zdrojem vody. Tato je povrchová a, na rozdíl od vody dešťové, silně mineralizovaná. Při použití aditiv je navíc třeba brát v potaz, že je voda znečištěna a aditiva se dostávají dále do koloběhu (Fuksa 2016).

1.3 Dopady umělého zasněžování na faunu a flóru

Rozdílné vlastnosti umělého sněhu s sebou nesou mnoho aspektů, kterým je potřeba věnovat pozornost (Štursa 2007). Nejvýznamnější změny plynou z prodloužení sezóny. Odpadá nutnost čekání na dostatek přírodního sněhu na začátku, konec sezóny je naopak oddálen, protože umělý sníh roztává později, než přírodní (Flousek 2017).

Prodloužení sezóny znamená zkrácení vegetační doby, to může způsobit v dlouhodobém měřítku ústup některých rostlinných druhů a přinést větší riziko eroze (Štursa 2007). Vegetace reaguje na zkrácení sezóny změnou načasování svých rytmů (Beniston et al. 2003), významně se na rostlinách také projevuje jiný hydrologický režim

území. Technický sníh navíc zapříčiňuje uniformitu podmínek na celém svahu, která pak přirozeně působí uniformitu společenstev a narušuje ekologickou mozaiku (Štursa 2007).

Výzkumy dopadu na faunu se zabývají zpravidla suchozemskými živočichy. Z tohoto pohledu je zásadní hluk a rušení, způsobené provozem sjezdovky v zimní sezóně (Caravello et al. 2006). Provoz sjezdovek je silně rušivý pro zvěř, zvláště v případech provozu s hudbou, či při nočním lyžování (Flousek 2017).

1.4 Dopady na vodní toky

Sjezdovka působí na vodní toky z několika důvodů: odlesněním terénu, stavbou a zpevněním cest a produkcí sněhu. Tyto všechny faktory ovlivňují přísun vody do toku a působí tak změny (David et al. 2009).

Komplikace spojené s umělým zasněžováním začínají již při stavbě samotného ski areálu. Nezbytnou podmínkou je totiž budování rozvodů vody, čerpacích a kompresorových stanic. Výkopy budované pro uložení rozvodů často směřují po spádnicí a voda je z dotčeného území odváděna rychleji než v přirozeném stavu (Flousek 2017).

V hydrologických systémech je množství sněhu a doba, kdy taje hlavním kontrolním činitelem (Beniston et al. 2003). David et al. (2009) zjistili signifikantní rozdíl v morfologii koryta mezi toky ovlivněnými sjezdovkou a toky neovlivněnými.

Odebírání vody pro zasněžování z vodotečí podstatně ovlivňuje jejich průtok, především v suchém zimním období (Beniston et al. 2003). K vytvoření 1 m³ umělého sněhu je potřeba 250 – 500 l vody, při vrstvě 20 -35 cm je to 70 – 120 l/m², což znamená 700 000 - 1 200 000 l vody na 1 ha sjezdovky (Flousek et Harčarik 2009). Je-li tok takto připraven o velkou část průtoku, lze očekávat dopad na ekosystém. V případě nízkých srážek, může docházet k vymrznutí organismů (Beniston et al. 2003). Odběr

vody pro zasněžování navíc dle zákona nespadá mezi placené odběry vody (zákon č. 254/2001 Sb. o vodách, v platném znění, § 101, odst. 4). Z tohoto hlediska není vyžadováno měření množství odebrané vody. Nicméně v současnosti je voda pro zasněžování odebírána s povolením a při odběrech musí být dodrženy denní a celkové limity. Limit spotřeby vody pro sjezdovky je zpravidla stanoven do výše jednoho ročního srážkového úhrnu pro zasněžovanou plochu od prosince do března či dubna. Nicméně k faktické kontrole skutečné spotřeby nedochází (Beniston et al. 2003). Časté je navíc čerpání vody z nižších poloh, která je přirozeně úživnější, dochází tak k eutrofizaci. Velkou zátěží pro životní prostředí je také spotřeba energie zasněžovacích zařízení. Objevuje se snaha předejít problémům s odběry stavbou nádrží, nicméně ta je komplikovaná z hlediska záboru půdy, navíc k odběrům vody a posunutí její dostupnosti dochází i nadále (Flousek et Harčarik 2009).

Sjezdovky zasněžované technickým sněhem mají nejméně dvakrát větší masu vody než ty se sněhem přírodním a k tání dochází zhruba o 2-6 týdnů později (Flousek et Harčarik 2009). Jak sníh stéká, odvádí do toků také všechno znečištění zachycené na sněhu (vlivem pohybu lyžařů, provozu techniky, přidávání aditiv). Intenzita tohoto znečištění není nijak měřena a v tomto ohledu nejsou stanoveny žádné normy, jimiž by se měli provozovatelé řídit (Beniston et al. 2003).

Kvůli velkému množství odebírané vody a případným dopadům je nutné zavést spolehlivé měření množství odebrané vody a kontroly průtoků. Zároveň je potřeba zavést výzkum vlivu odběrů na konkrétní toky (Beniston et al. 2003). Treml et al. (2012) uvádí, že z hlediska hydrologického režimu bude každý tok reagovat odlišně a proto také upozorňuje na potřebu zkoumat dotčené toky jednotlivě. Výsledky těchto výzkumů by měly tvořit podklady pro stanovení limitů odběrů vody, aby nedocházelo ke škodám (Beniston et al. 2003).

V současnosti se vlivem zasněžování zabývají výzkumníci Univerzity ve Vermontu, jejich pozornost se však soustředí spíše na vliv

aditiv na vodní toky a vodní bezobratlé obecně. Nicméně výzkumný tým dosud své výsledky oficiálně nepublikoval v žádném vědeckém časopise.

Zoobentos, tedy společenstvo organismů osidlujících dno toku, je významný indikátor, poněvadž svou diverzitou a abundancí reaguje na mnoho faktorů udávajících strukturu a funkci celého systému (Hauer et Resh 2006). Zároveň je nedílnou součástí vodních ekosystémů, neboť zpracovává organický materiál a energii z něj získanou činí dostupnou pro další organizmy (Carter et al. 2006). Tato diverzifikovaná skupina dlouhověkých sedentárních druhů silně a často predikovatelně reaguje na narušení vodních ekosystémů (Cairns et Pratt 1993). Jun et al. (2016) označují společenstva vodních bezobratlých za zásadní parametr pro posuzování znečištění toku. Watanabe et al. (2005) zabývající se reakcí zoobentosu na pravidelné disturbance poukazují na odlišnou reakci různých společenstev na stejný stresor. To je jen další argument dokládající nutnost pravidelných výzkumů na jednotlivých dotčených tocích.

2 Cíle práce

Práce si klade za cíl ověřit následující hypotézy:

1. Odběry vody pro umělé zasněžování způsobí:

a) Snížení denzity jednotlivých taxonů zoobentosu na dotčených lokalitách.

b) Snížení biodiverzity zoobentosu a především pak úbytek citlivých taxonů.

2. Teplota vody odráží snížený průtok a lze ji využít k nepřímé indikaci odčerpávání vody.

3 Metodika

3.1 Lokalita

Ski areál Synot- Kyčerka se nachází ve Velkých Karlovicích v údolí Pluskovec v nadmořské výšce 710 m n. m. V provozu je zde osm sjezdovek o celkové délce 2480 metrů, k nim navíc i sjezdovky dětské (viz Obr. 1). Dále areál nabízí dvě upravované běžecké tratě (České sjezdovky 2012).

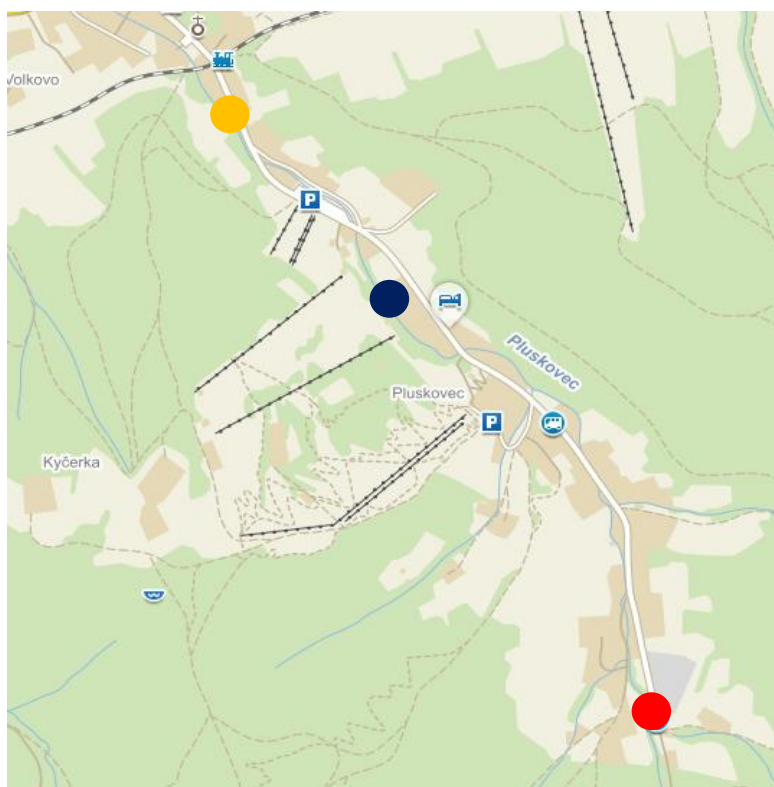


Obr. 1: Schéma ski areálu Synot- Kyčerka s rozmístěním sjezdovek a vleků

Údolím Pluskovec protéká stejnojmenný potok. Potok Pluskovec pramení v nadmořské výšce 892 metrů v Javornících (Jurečka 2013) a vlévá se do Vsetínské Bečvy.

Na potoce jsem zvolila tři odběrová místa (viz Obr. 2). Lokalita A, tedy kontrola, se nachází na potoce nejvýše proti proudu, není ovlivněna odběry vody pro umělé zasněžování, také zástavba je v těchto místech minimální. Převážně kamenitý substrát na této lokalitě je tvořen štěrkem a malým množstvím větších kamenů, v několika místech

je nahrazován jemným bahnitým substrátem. Bahnité úseky jsou pomalé až stojaté. Na většině lokality tok rychle proudí. Na dně se objevují porosty mechů. Lokalita B se nachází v blízkosti odběrového zařízení. Kvůli nepřístupnému terénu nebyla tato lokalita umístěna přímo v místě odběrů vody, ale několik desítek metrů pod ním. Vzdálenost od první lokality je 500 metrů. Substrát této lokality je bezvýhradně kamenitý, s velkým množstvím větších kamenů, po celé délce rychle proudí. S porosty mechů na dně. Lokalita C se nachází pod druhou lokalitou, vzdálenost od vedlejší Lokality B činí opět 500 metrů. Jedná se o druhou lokalitu nacházející se pod místem odběrů. Lokality B i C jsou ovlivněny odběry vody pro umělé zasněžování, zároveň se obě nachází ve větší zástavbě. Charakter dna je v tomto místě kamenitý tvořený štěrkem i většími kameny, v několika místech je dno bahnité. Dno je rovněž pokryto mechy. Voda po celé délce rychle proudí.



Obr. 2: Mapa zobrazující potok Pluskovec s vyznačenými odběrovými místy. Červeně je označena Lokalita A (kontrola), modře Lokalita B a žlutě Lokalita C

3.2 Odběry vzorků

3.2.1 Teplota vody

Od 19. prosince 2015 do 29. února 2016 byly na všech třech lokalitách umístěny teplotní datalogery (Easy-log USB od firmy Lascar), na každou lokalitu jeden, které umožnily zaznamenávat teplotu vody každou hodinu.

3.2.2 Odběry zoobentosu

Vzorkování zoobentosu probíhalo jednou měsíčně, od listopadu 2015 do února 2016. Všechny vzorky byly ze všech tří lokalit odebírány vždy ve stejný den. V červnu 2016 bylo vzorkování zopakováno, kvůli posouzení vývoje po ukončení sezóny. Konkrétní data odběrů jsou 28. 11. 2015, 19. 12. 2015, 23. 1. 2016, 20. 2. 2016 a 4. 6. 2016. Zasněžování začalo v noci z 31. prosince na 1. ledna (osobní pozorování), listopadové a prosincové odběry tedy zachycují situaci před zásahem, lednové a únorové během zasněžování.

Pro posouzení lokalit jsem zvolila kvantitativní a kvalitativní odběry. Kvantitativní vzorky slouží k výpočtu průměrné velikosti vzorku a následnému odhadu velikosti a variability populace či společenstva (Hauer et Resh 2006). Kvantitativní vzorky byly odebírány ve 3 opakováních pomocí Surberova bentometru o velikosti plochy 1,093 m². Výsledný průměrný počet jedinců byl přepočítán na metr čtvereční dna (Hartman et al. 2005). Smyslem kvalitativního odběru je získat seznam taxonů přítomných na lokalitě (Cuffney et al. 1993). Odběr kvalitativního vzorku byl proveden pomocí sítě s velikostí ok 1 mm (Hartman et al. 2005).

Kvůli nepříznivým klimatickým podmínkám během odběrů byly vzorky po odebrání celé přeneseny do označené vzorkovnice a konzervovány 4% formaldehydem. Fixované vzorky byly dále zpracovávány v laboratoři (Kokeš et Němejcová 2006). Každý vzorek byl důkladně propláchnut vodou, poté byli živočichové vytříděni

a pro další práci uloženi do 70% ethanolu. Následně byli živočichové spočítáni a zařazeni do taxonomických skupin.

3.3 Statistické hodnocení

Pro hodnocení výsledků jsem použila programy STATISTICA 64 a Microsoft Excel.

U kvalitativních odběrů jsem testovala vliv času a lokality na druhovou bohatost pomocí faktoriální analýzy variance, kde lokalita a čas byly pevnými faktory bez interakce. Dále jsem pomocí Jaccardova a Sørensenova indexu faunistické podobnosti hodnotila procentuální shodu druhového složení. A to podle vzorce

$$S\ddot{o} = 2x \cdot s \cdot 100 / (s_1 + s_2) \quad (1)$$

pro Sørensenův index faunistické podobnosti a

$$J_a = s \cdot 100 / (s_1 + s_2) \quad (2)$$

pro Jaccardův index faunistické podobnosti, kde s je počet taxonů společně se vyskytujících na všech lokalitách s_1 a s_2 je počet všech druhů zoocenózy příslušné lokality. Ke zhodnocení podobnosti jsem použila průměrnou hodnotu obou indexů.

K posouzení druhové bohatosti jsem použila Shannon- Wienerův index diverzity a pro posouzení poměrného rozdělení jedinců zoocenózy pak ekvitabilitu. Shannon- Wienerův index jsem počítala dle vzorce:

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i, \quad (3)$$

přičemž

$$p_i = N_i / N, \quad (4)$$

kde N_i je počet jedinců daného druhu a N je počet jedinců zoocenózy.

Výpočet ekvitability pak vychází z tohoto indexu a platí zde vztah

$$E = H' / H_{\max}, \quad (5)$$

kde H' je již uvedený Shannon-Wienerův index a H_{\max} je celkový index diverzity. Pro tento platí vztah

$$H_{\max} = \log_2 s, \quad (6)$$

kde s je celkový počet druhů zoocenózy (Losos et al. 1984). Na závěr jsem se zabývala změnami v zastoupení jednotlivých taxonů. Tyto jsem vyjádřila graficky procentuálním zastoupením.

Kvantitativní vzorky jsem posuzovala pomocí faktoriální analýzy variance. Data vykazovala pozitivní sešikmenost, proto jsem provedla logaritmickou transformaci. Pro posouzení vlivu doby odběru a lokality jsem použila faktoriální analýzu rozptylu, kde lokalita a čas byly pevné efekty. V tomto případě jsem se záměrně dopustila pseudoreplikace, když jsem tři odběry z jedné lokality zadávala jako nezávislá data. Tento krok byl nevyhnutelný pro posouzení interakce faktorů lokalita a čas. K hodnocení jsem nadále přistupovala s vědomím, že výsledky budou pozitivně nadhodnocené. Následně jsem ještě totéž testování provedla pomocí analýzy rozptylu s opakovanými měřeními. Tato metoda vylučuje pseudoreplikaci, kterou jsem v předchozím přístupu použila, slabinou je v tomto případě malá velikost vzorku. Zvolila jsem tedy kombinaci obou přístupů.

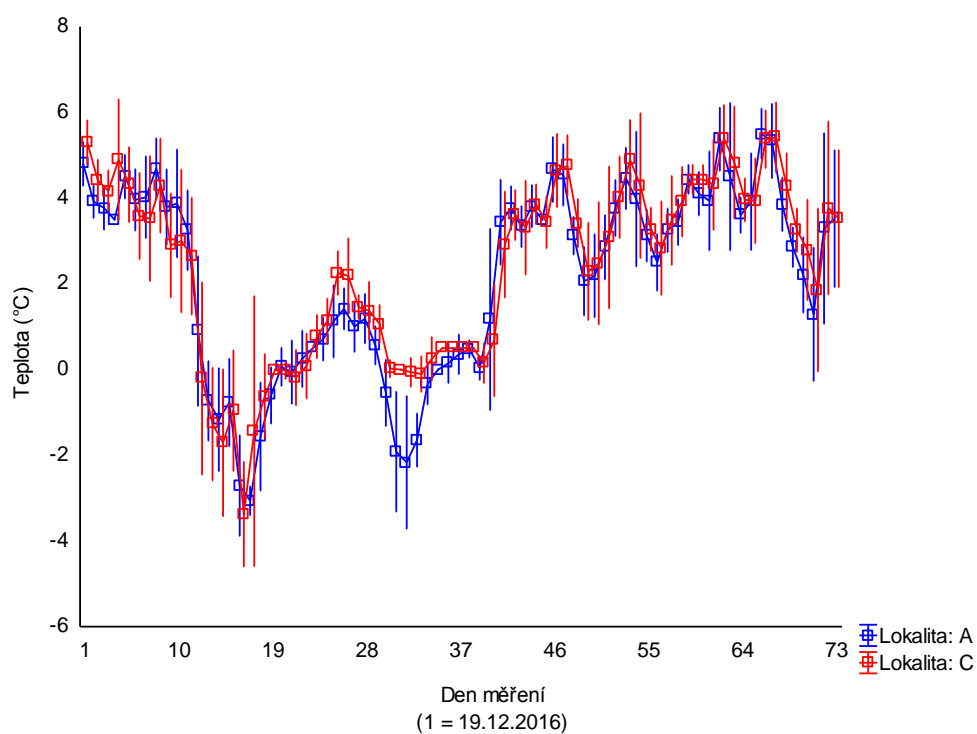
Během ledna došlo k celkovému zamrznutí potoka a správné odebrání vzorku bylo možné pouze na lokalitě B. Proto byl při testování a při výpočtu podobnosti lokalit leden vynechán. V hodnocení indexů diverzity, ekvitability a procentuálního zastoupení jednotlivých taxonů jsou však lednové hodnoty pro lokalitu B zobrazeny.

Ke zhodnocení naměřených teplot jsem využila vizualizaci pomocí grafů, která je pro mé účely dostatečná. Na lokalitě B došlo během ledna či února ke zmizení teploměru, tento byl odnesen vodou či odcizen. Pro hodnocení teplot jsou tak k dispozici pouze údaje z lokality A (kontroly) a ovlivněné lokality C.

4 Výsledky

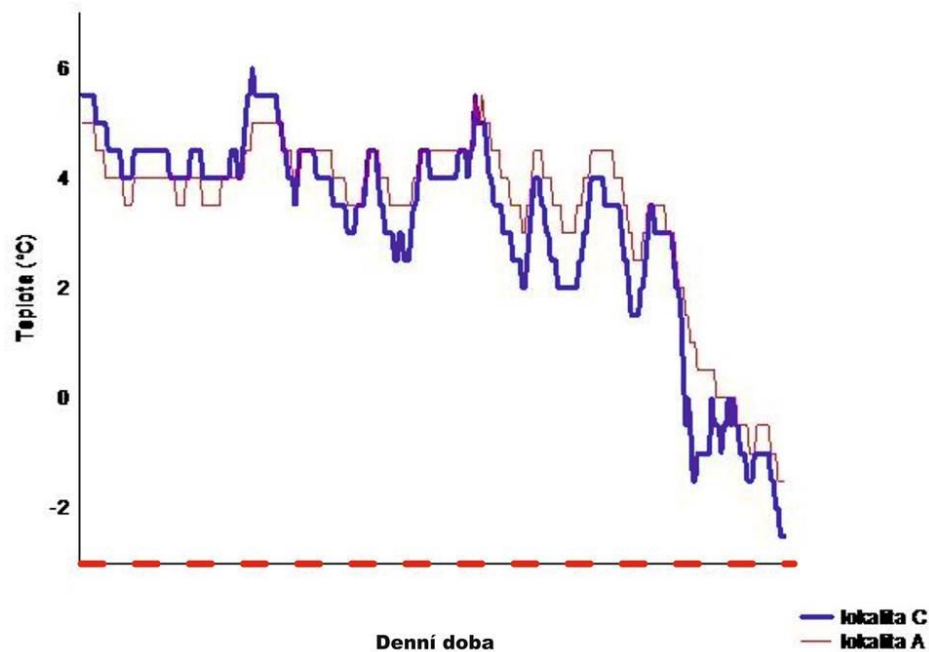
4.1 Hodnocení teplot

Průměrná teplota na kontrole (lokality A) činila $2,13\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\text{SD} = \pm 2,24$), nejnižší teplota činila $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$, nejvyšší pak $6\text{ }^{\circ}\text{C}$. Na lokalitě C dosahovala teplota v průměru $2,34\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\text{SD} = \pm 2,13$) s minimem na $-4,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ a maximem na $6\text{ }^{\circ}\text{C}$. Průběh průměrných denních teplot byl na obou lokalitách téměř totožný, jediný významnější rozdíl byl zaznamenán mezi 28 a 37 dnem měření (viz Obr. 3) na lokalitě A. Toto období odpovídá lednovým dnům, během nichž sahala teplota vzduchu až k $-14\text{ }^{\circ}\text{C}$ a zřejmě došlo k úplnému promrznutí vody.



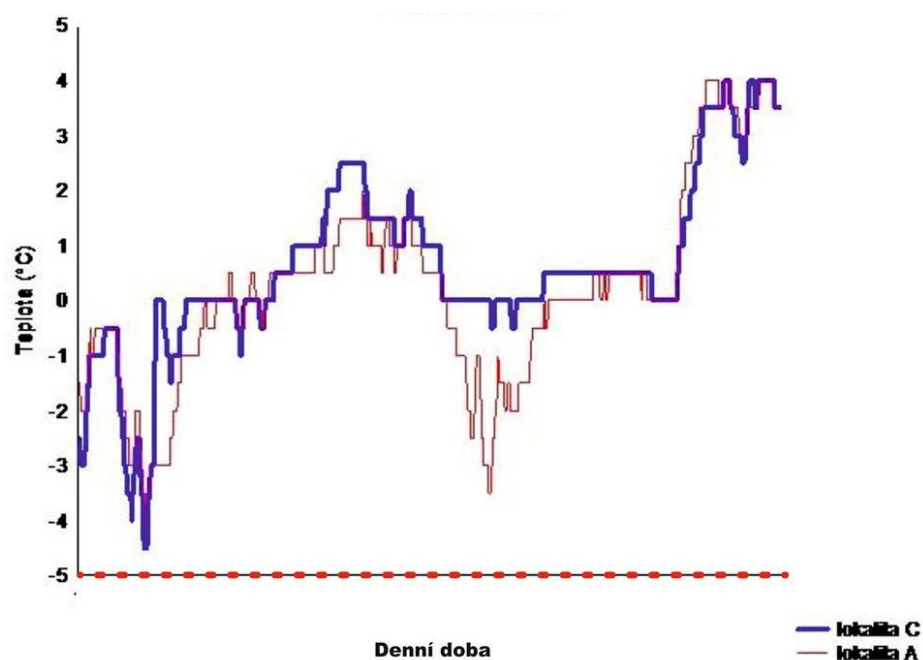
Obr. 3: Denní průměrné teploty vody na lokalitách A a C. Chybové úsečky značí SD

Kolísání teplot během prosince probíhalo na obou lokalitách téměř totožně, zpočátku měření je však lokalita C o několik desetín stupně teplejší, později se na ní projevují výraznější poklesy, než na lokalitě A. Na konci měsíce došlo v obou případech k poklesu až do minusových hodnot (viz Obr. 4)



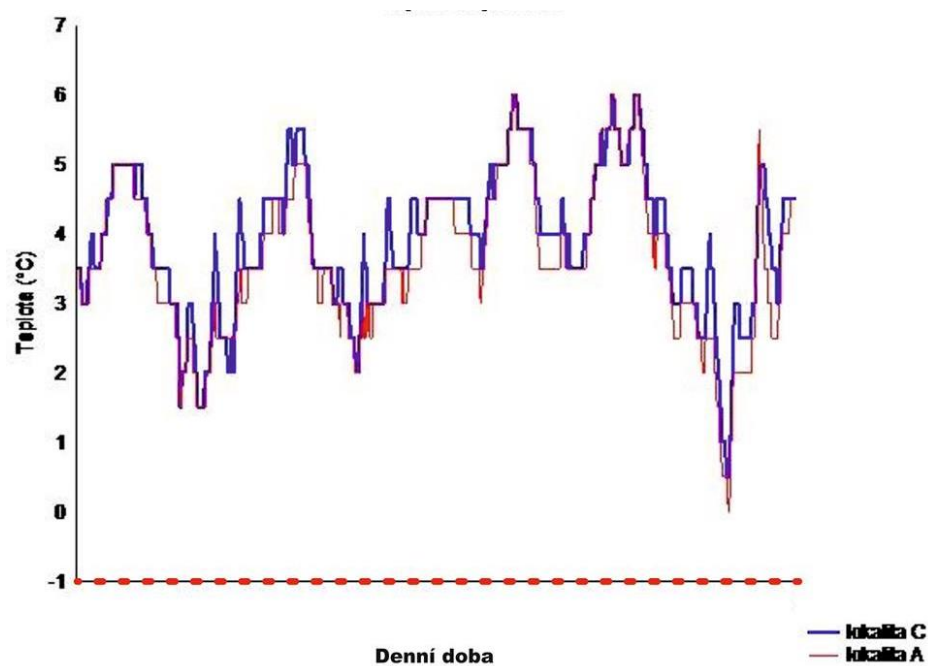
Obr. 4: Graf průběhu teplot vody na lokalitě A a C během prosince. Na ose x je zobrazeno střídání dne a noci, noc je vyznačena červeně.

Během ledna docházelo vlivem nízkých teplot k promrzání vody, teplota klesala až k $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Lokalita C byla část měsíce teplejší než lokalita A, k výraznému promrznutí vlivem mrazů a nízké hladiny vody došlo pouze na začátku měsíce. Na lokalitě A nastal pokles do minusových hodnot ještě jednou. Na konci ledna teploty na obou lokalitách přesahovaly $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ (viz Obr. 5).



Obr. 5: Graf průběhu teplot vody na lokalitě A a C během ledna. Na ose x je zobrazeno střídání dne a noci, noc je vyznačena červeně.

Začátkem února fluktovaly teploty na obou lokalitách shodně. Záhy se ovšem teploty na ovlivněné lokalitě šplhaly ve svých maximech výše, než teploty na kontrole, ty naopak dosahovaly nižších hodnot v minimech. Obecně v tomto měsíci ovlivněná lokalita vykazovala výraznější výkyvy teplot než kontrola (viz Obr. 6).



Obr. 6: Graf průběhu teplot vody na lokalitě A a C během února. Na ose x je zobrazeno střídání dne a noci, noc je vyznačena červeně.

4.2 Hodnocení kvalitativních odběrů zoobentosu

Při hodnocení druhového složení bylo celkem nalezeno 40 různých taxonů. V průměru bylo identifikováno 25 (SD = ± 2,63) taxonů na kontrole (lokalita A), 25 (SD = ± 0,82) taxonů v místě zásahu (lokalita B) a 22 (SD = ± 0,5) pod místem zásahu (lokalita C).

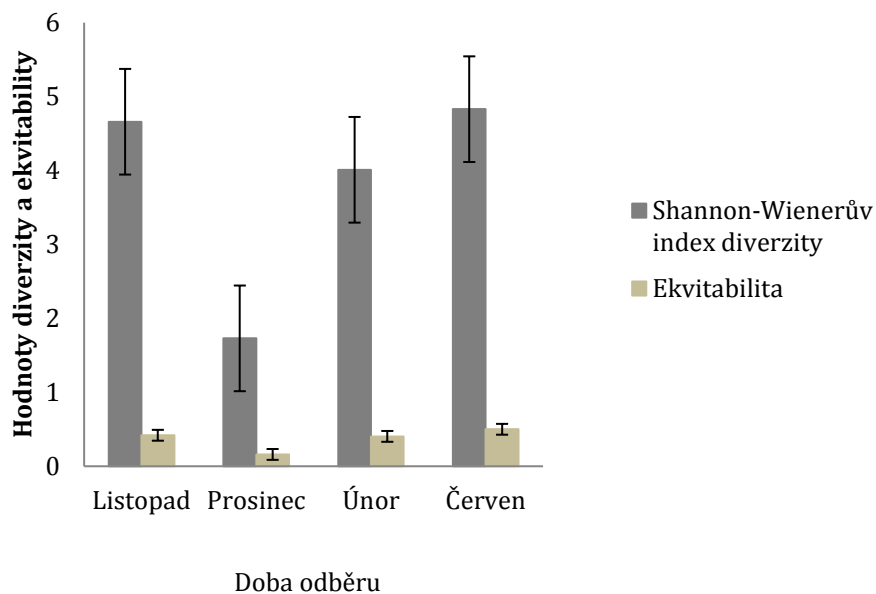
Vliv lokality na počet druhů byl vyhodnocen jako nesignifikantní s $p = 0,05$. Lokality se tedy v počtu druhů významně nelišily. Odlišnost druhového zastoupení v čase vyšla rovněž nevýznamně s $p = 0,48$. Počet druhů v čase nevykazuje významnou odlišnost.

4.2.1 Faunistická podobnost

Procentuální vyjádření shody v druhovém složení lokalit činilo v listopadu 77,77 % mezi lokalitami A a B, mezi lokalitami A a C to bylo 74,24 % a shoda mezi lokalitami B a C činila 71,54 %. V prosinci klesla podobnost mezi lokalitami A a B na 68,65 %, podobnost lokalit A a C naopak stoupla na 77,37 %, v případě srovnání lokalit B a C byl zaznamenán pokles na 67,5 %. Únorové hodnoty faunistické podobnosti stouply ve všech případech, a to na 80,35 % mezi lokalitami A a B, na 80,8 % mezi lokalitami A a C a na 81,44 % mezi lokalitami B a C. Červnové hodnoty faunistické podobnosti byly srovnatelné s únorovými, v případě lokalit A a B to bylo 80,35 %, pro lokality A a C 79,5 %, pro lokality B a C 82,64 %.

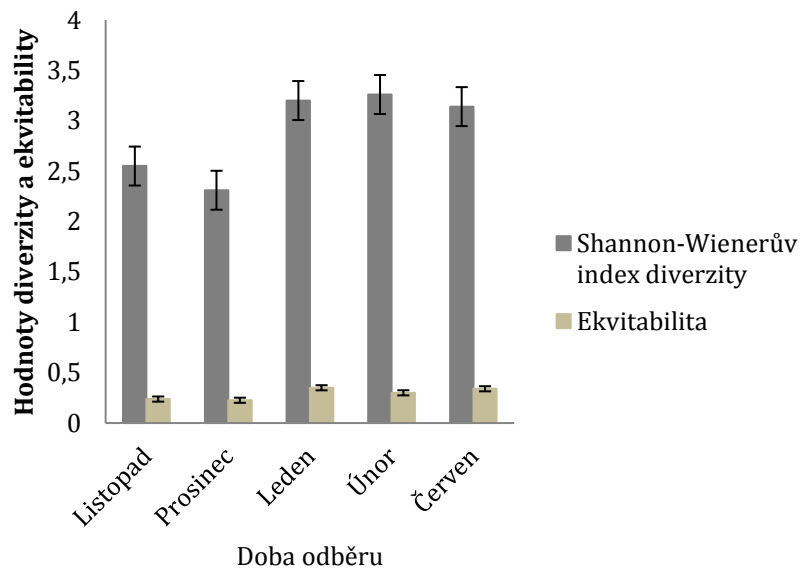
4.2.2 Shannon – Wienerův index diverzity a ekvitabilita

Shannon - Wienerův index druhové diverzity pro lokalitu A činil v listopadu 4,66, v prosinci se propadl na 1,73, souběžně klesala ekvitabilita. V únoru pak stoupl na 4,01, v červnu na 4,83 (Obr.7). Celkově byla druhová bohatost nejvyšší na této lokalitě.



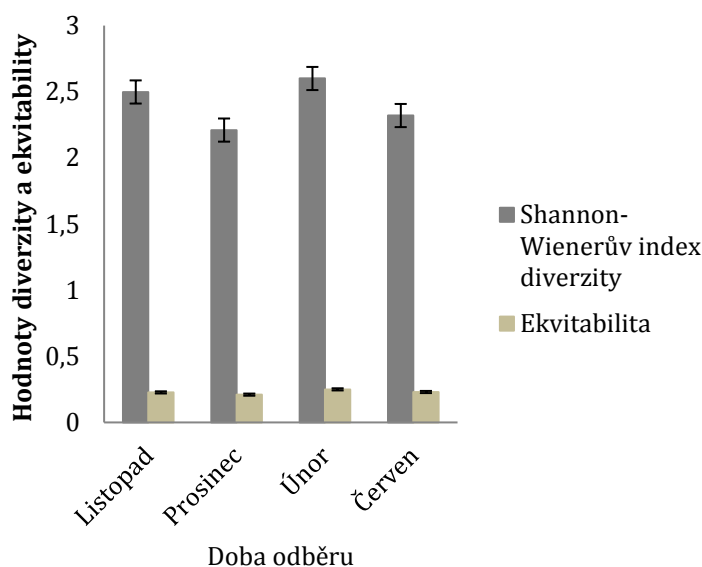
Obr.7: Graf hodnot indexu diverzity a ekvitability na lokalitě A během sledovaného období. Chybové úsečky ukazují SD.

Také na lokalitě B byl zaznamenán prosincový pokles, nicméně ne tak markantní, jako v případě lokality A. Leden a únor vykazovaly srovnatelné hodnoty 3,2 a 3,26. V červnu hodnota mírně klesla na 3,14. Ekvitabilita kopírovala trend indexu diverzity (viz Obr.8). Lokalita B celkově dosahovala nižších hodnot indexu diverzity a ekvitability než lokalita A.



Obr.8: Graf indexu diverzity a ekvitability na lokalitě B. Chybové úsečky ukazují SD.

Lokalita C se svými hodnotami blížila lokalitě B, také zde v prosinci diverzita klesla jen nevýrazně (z 2,5 na 2,21). Nárůst pozorovaný během ledna a února na lokalitě B se zde projevil pouze v desetínách (viz Obr.9).

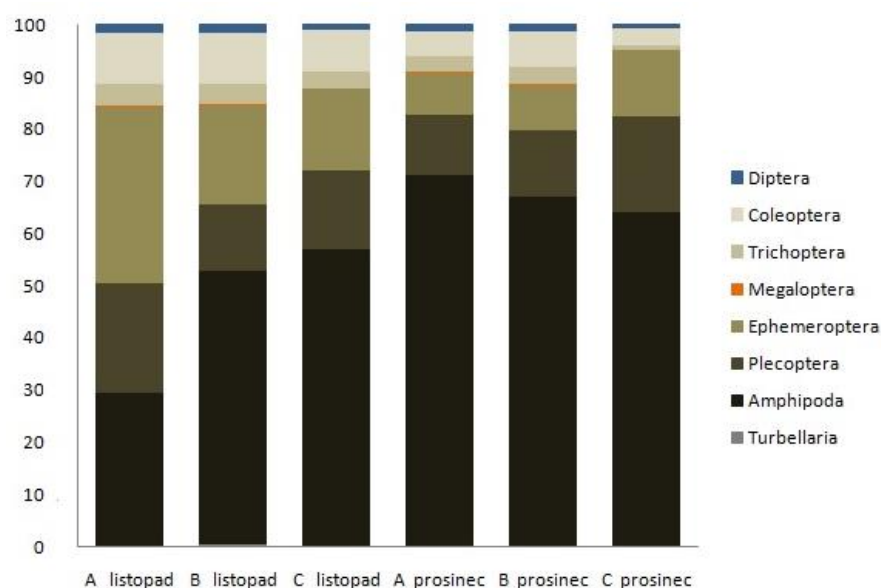


Obr.9: Graf indexu diverzity a ekvitability pro lokalitu C. Chybové úsečky značí SD.

4.2.3 Vývoj zastoupení taxonů

Procentuální zastoupení jednotlivých taxonů na lokalitách vykazovalo jistou variabilitu již před zásahem, tedy v listopadu a v prosinci. Řád Amphipoda, který měl ve vzorku nejvyšší zastoupení, stoupl na lokalitě A z listopadových 30 % na 71 % v prosinci, zatímco na lokalitě B v prosinci došlo k nárůstu jen o 15 % a na lokalitě C o pouhých 8 %. Řád Ephemeroptera (druhý nejpočetnější) vykazoval v prosinci výraznější pokles na lokalitě A a B, v prvním případě činil úbytek 26 %, na lokalitě B pak 10 %. Úbytek řádu na třetí lokalitě činil pouhá 3 %. Řád Plecoptera tvořil v listopadu na lokalitě A 20 % vzorku, v prosinci to bylo o 9 % méně. Na lokalitě B se výskyt v prosinci a listopadu lišil jen o setiny procent a na lokalitě C stoupl v prosinci

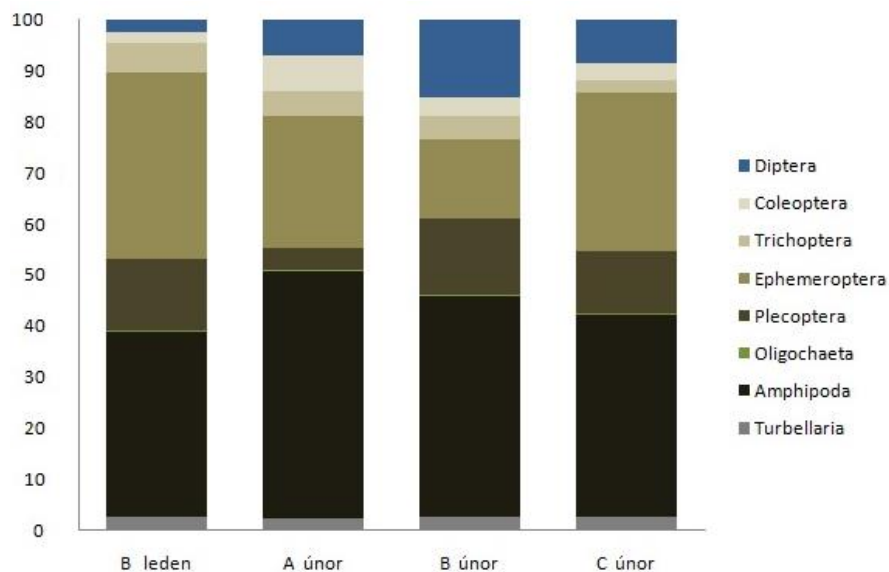
o 4 %. Zastoupení řádu Coleoptera sahalo v listopadu na lokalitách A i B k 10 %, na lokalitě C pak k 8 %. Na všech třech lokalitách byl zaznamenán prosincový úbytek. V případě první lokality činil tento 5 %, u druhé 3 % a na poslední lokalitě to bylo téměř 5 %. Řád Trichoptera tvořil v listopadu na lokalitě A a B téměř 4 % celku, na lokalitě C nepatrně přesáhl 3 %. V prosinci pak na prvních dvou lokalitách tvořil 3 %, na lokalitě třetí pouze 1 %. Řád Diptera v maximu mírně přesáhl 1,5 % na první a druhé lokalitě, na třetí lokalitě zůstal pod 1 %. Fluktuační byly v řádu desetin procenta. Třída Turbellaria se lišila o desetiny procent a během období před zásahem nepřesáhlo její zastoupení 1 %. Řád Megaloptera byl zastoupen pouze v setinách či desetinách procent na lokalitách A a B, na lokalitě C se nevyskytoval vůbec. Rozdíly mezi lokalitami byly v listopadu nejvýraznější u lokality A, druhé dvě lokality vykazovaly srovnatelné hodnoty. V prosinci se nejvýrazněji projevil pokles zastoupení řádu Ephemeroptera a nárůst řádu Amphipoda na lokalitě A, díky němuž bylo prosincové zastoupení řádů na všech třech lokalitách odlišné jen minimálně (viz Obr.10).



Obr. 10: Procentuální zastoupení vyšších taxonomických skupin před zásahem

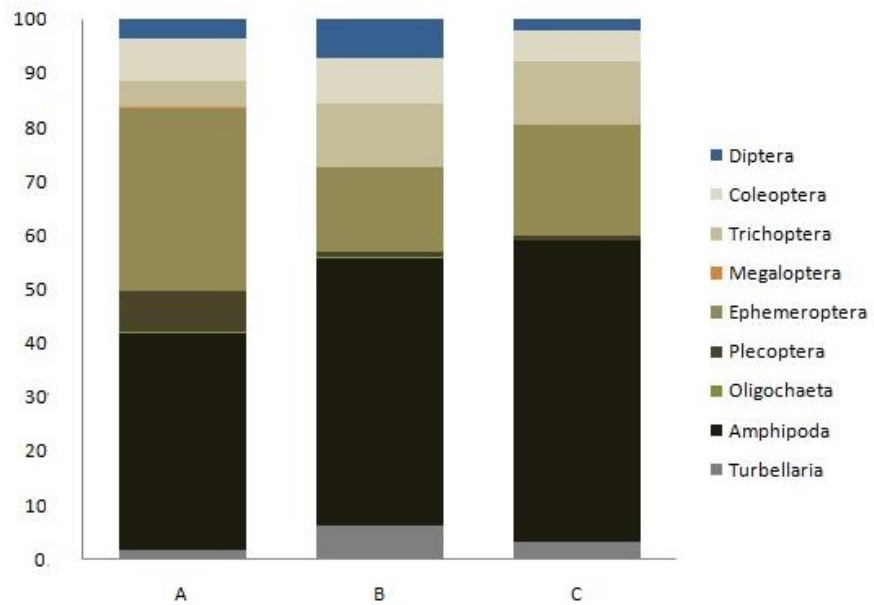
Odběry během zásahu proběhly v lednu jen na lokalitě B, jen tato tedy umožňuje srovnání s únorovými hodnotami. Nejpočetnější řád Amphipoda dosáhl v únoru o 7 % více než v lednu. Největší úbytek vykazoval řád Ephemeroptera, který v únoru klesl na necelých 16 % z lednových 36 %. Nejvyšší nárůst se projevil u řádu Diptera, který z 2,5 % v lednu dosáhl k 15 % v únoru. Plecoptera byla na lokalitě B zastoupena v lednu a únoru shodnými 14 %. Řád Trichoptera dosahoval k 6 % v lednu, v únoru klesl o 1 %. Třída Turbellaria přesáhla hodnotu 2,6 % a lišila se o pouhé setiny procenta. Procentuální podíl řádu Coleoptera v únoru vzrostl o 1,5 %. Zastoupení podtřídy Oligochaeta dosahovalo pouhých desetín procent, rozdílly se pohybovaly v řádu setin.

Únorové srovnání napříč lokalitami neukazuje žádný dramatický vývoj. Řád Amphipoda dosahoval na lokalitě A na 48,5 % na lokalitě B činil o 5 % méně, nejnižší hodnoty dosáhl na lokalitě C a to necelých 40 %. Řád Ephemeroptera tvořil na lokalitě A 26 % vzorku, na lokalitě druhé pak 16 % vzorku a na poslední lokalitě se vyšplhal na 31 % vzorku. Řád Plecoptera dosáhl nejnižší hodnoty na lokalitě A, a sice 4 %, na lokalitě B byl o 10 % vyšší, na třetí lokalitě dosáhl 12 %. Řád Diptera byl nejhojněji zastoupen na lokalitě B (15 %), na lokalitě A tvořil 7 % a na lokalitě C 8,5 %. Řád Trichoptera tvořil na lokalitě A a B téměř 5 % vzorku, na lokalitě C jen 3 %. Nejvyšší zastoupení řádu Coleoptera bylo na lokalitě A, a to necelých 7 %, na zbylých dvou lokalitách dosahovalo mírně pod 3,5 %. Zastoupení třídy Turbellaria bylo rovnoměrné a pohybovalo se okolo 2,6 %. Podtřída Oligochaeta byla zastoupena víceméně rovnoměrně a nepřesahovala 1 % (viz Obr. 11).



Obr. 11: Procentuální zastoupení vyšších taxonomických skupin během zásahu

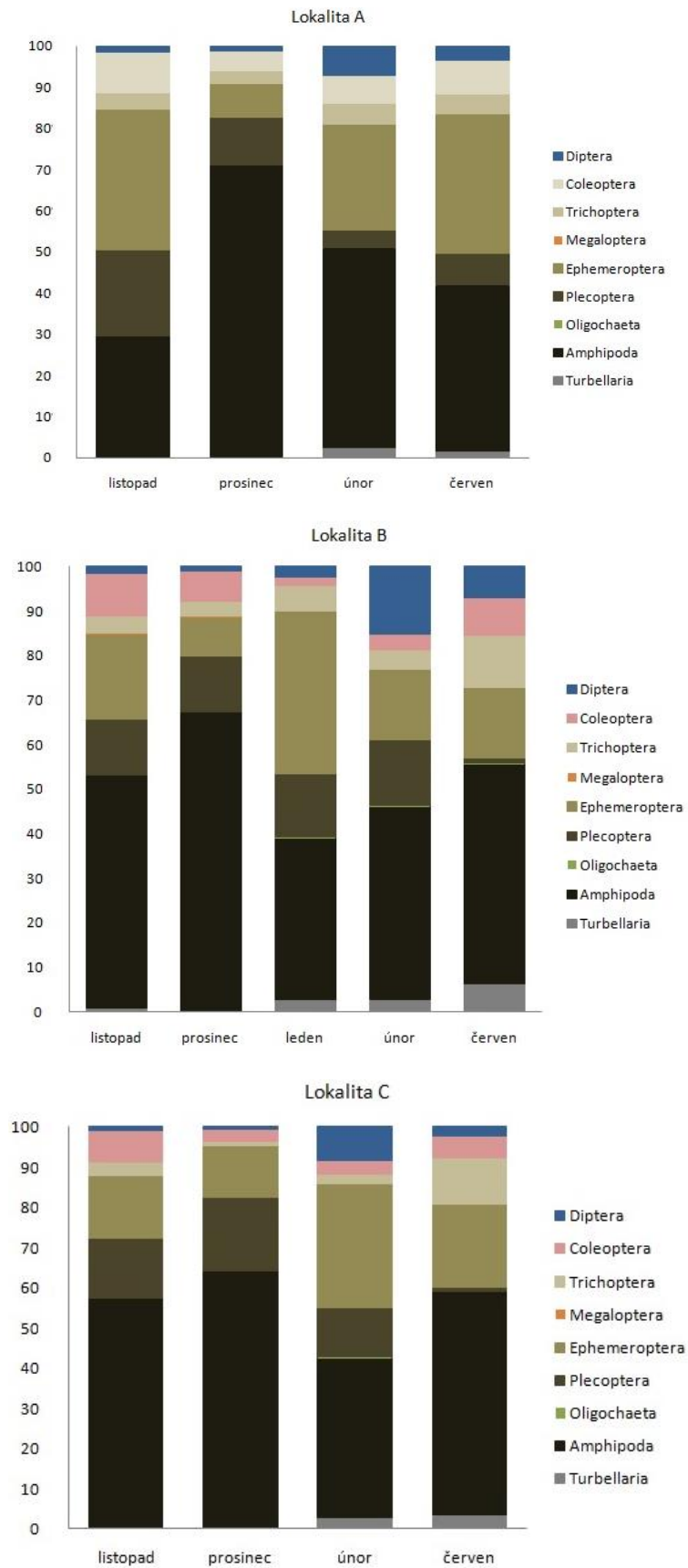
Období po zásahu je reprezentováno červnovým vzorkem. Nejhojněji byl také zde zastoupen řád Amphipoda a to 40 % na lokalitě A, na lokalitě B 49 % a na lokalitě C stoupla hodnota na 56 % celku. Druhý nejhojnější byl řád Ephemeroptera, na první lokalitě tvořil 33 % vzorku, na druhé pak 16 % a na třetí 20 %. Řád Trichoptera sahal na lokalitě A téměř k 5 %, na dalších dvou přesahoval 11 %. V červnovém vzorku byl řád Coleoptera zastoupen 8 % na první lokalitě, na lokalitě B na 8,5 %, na třetí lokalitě zaujímal necelých 6 %. Nejvýraznější fluktuaci zde vykazoval řád Plecoptera, který na lokalitě A tvořil 7,5 % vzorku, kdežto na lokalitě B a C šplhal mírně přes 1 %. Řád Diptera byl zastoupen 3,5 % na lokalitě A, na druhé lokalitě byl tento o 4 % vyšší než na lokalitě A. Lokalita C dosahovala nejnižších 2 %. Kolísání vykazovala také třída Turbellaria, na lokalitě A tvořila necelá 2 %, v maximu přesahovala 6 % na lokalitě B a na lokalitě C byla o 3 % nižší než na lokalitě B. Řád Megaloptera a podtřída Oligochaeta nepřesahovali svým zastoupením půl procenta, podtřída Oligochaeta byla detekována pouze na lokalitách A a B, řád Megaloptera pak jen na lokalitě A (viz Obr. 12).



Obr. 12: Procentuální zastoupení vyšších taxonomických skupin po zásahu

Nejpočetnější zastoupení měl před zásahem, během zásahu i po něm řád Amphipoda. Během ledna a února byl procentuální podíl tohoto řádu nižší než před zásahem, ovšem pokles se projevil i na lokalitě A, tedy na kontrole. Hodnoty po zásahu byly nižší než před zásahem a od únorových a lednových hodnot se příliš nelišily. Druhé nejvyšší zastoupení před zásahem a během něj měly řády Plecoptera a Ephemeroptera. Řád Ephemeroptera dosahoval vyšších hodnot během ledna a února, tento nárůst lze opět pozorovat na všech třech lokalitách. Řád Plecoptera vykazoval během zásahu nižší hodnoty než před ním, pokles byl viditelný na všech třech lokalitách. V červnu pak zastoupení řádu Plecoptera na lokalitě A stoupl o 3 %, na lokalitě B a C byl zaznamenán pokles, v případě lokality B o 13,5 %, na lokalitě C o 11 %. Zastoupení řádu Trichoptera bylo nejvyšší v červnu na lokalitách B a C, během zásahu bylo mírně vyšší než před ním. Procentuální podíl řádu Diptera je nejnižší před zásahem, během zásahu výrazně stoupá, v případě lokality B narostlo zastoupení z 1 % v prosinci na 15 % v únoru. V červnu zastoupení opět kleslo a na lokalitě B zůstalo nejvyšší (7 %). Početnost řádu Coleoptera klesla

v období během zásahu na všech třech lokalitách a v červnu opět vzrostla a od listopadových hodnot se lišila maximálně o 2 %, prosincové pak přesahovala v maximu o 3 % v případě lokality A. Během listopadu a prosince byl na lokalitách A a B zachycen řád Megaloptera, v lednu a únoru již detekován nebyl, v červnu byl opět zachycen na lokalitě A. Naopak před zásahem nebyl ve vzorku zaznamenán výskyt podtřídy Oligochaeta, která se během zásahu objevila na všech lokalitách, po zásahu pak na lokalitě A a B. Zastoupení těchto dvou taxonomických skupin však nikde nepřesáhlo 1% (viz Obr. 13).

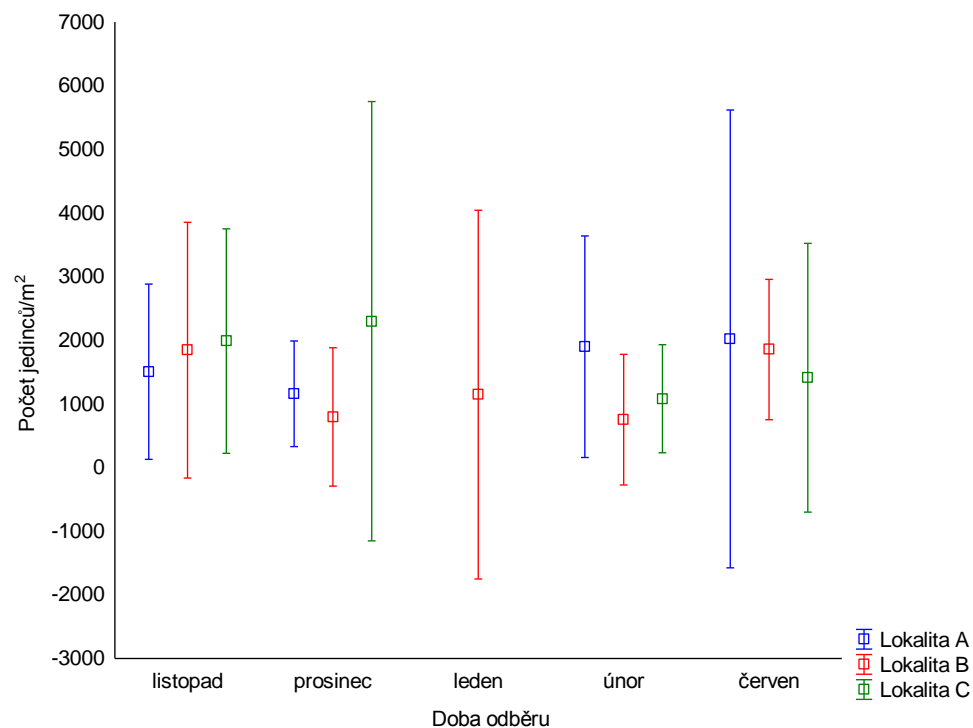


Obr. 13: Vývoj procentuálního zastoupení vyšších taxonomických skupin na lokalitách během vzorkování

4.3 Hodnocení kvantitativních odběrů

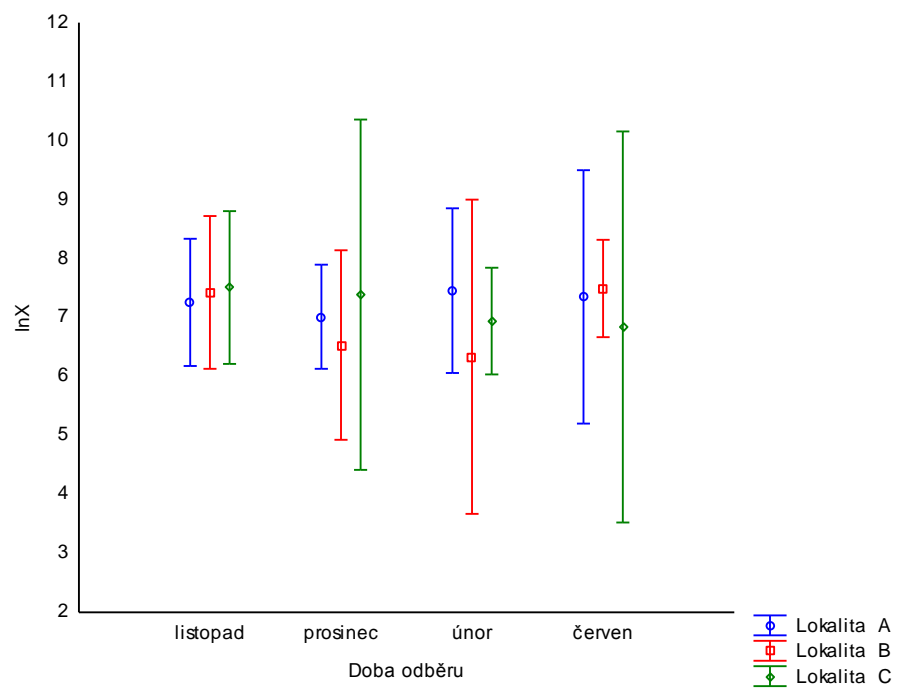
Na lokalitě A se průměrně vyskytovalo 1646,86 jedinců na m² (SD = ± 984,41), na lokalitě B potom 1279,24 jedinců na m² (SD = ± 905,46) a na lokalitě C pak 1695,66 jedinců na m² (SD = ± 1079,75).

Již v období před začátkem zasněžování vykazoval průměrný počet jedinců na m² jistou variabilitu. V prosinci došlo k poklesu hodnot na lokalitách A a B, na lokalitě C naopak počet jedinců na m² mírně stoupl. V lednu bylo, stejně jako u kvalitativních odběrů, možno získat jen vzorky z lokality B. Průměrný počet jedinců na m² oproti prosinci mírně stoupl, ovšem nevyrovnal se listopadovým hodnotám. V únoru poklesl na úroveň prosincové hodnoty, na lokalitě C došlo také k poklesu. Naproti tomu na lokalitě A tato hodnota vzrostla mírně nad úroveň listopadových hodnot. V červnu byl průměrný počet jedinců na lokalitě A opět o něco vyšší. Hodnota na lokalitě B se v červnu blížila té listopadové. Na lokalitě C byl průměrný počet jedinců na m² vyšší než v únoru, nicméně listopadových ani prosincových hodnot nedosáhl (viz Obr.14).



Obr. 14: Graf průměrného počtu jedinců na m², chybové úsečky zobrazují SD.

Testování pomocí faktoriální analýzy rozptylu ukázalo nesignifikantní rozdíl mezi lokalitami ($p = 0,578$). Vliv doby odběru jako samostatného faktoru byl rovněž nesignifikantní ($p = 0,512$), stejně jako interakce obou faktorů ($p = 0,508$) (viz Obr. 15). Vliv interakce faktorů jsem dále potvrdila pomocí kontrastu, který rovněž vyšel nesignifikantně ($p = 0,332$). Testování týchž dat pomocí analýzy rozptylu s opakovanými měřeními podpořilo závěr předchozí analýzy o nesignifikantním vlivu interakce faktorů lokalita a doba odběru ($p = 0,51$).



Obr. 15: Graf průměrné denzity jedinců na lokalitě. Pro tento graf byly použity transformované hodnoty průměrů ($\ln X$). Interakce faktorů lokalita a čas vyšly nesignifikantně ($p = 0,51$). Chybové úsečky zobrazují konfidenční intervaly.

5 Diskuze

5.1 Teploty vody

Měření teplot vody mělo nepřímo dokládat odběry vody pro umělé zasněžování. V ideálním případě bych namísto teplot měla data o odběrech vody přímo od provozovatele, ten ale odmítal komunikaci. A ani pracovníci CHKO Beskydy, na které jsem se obrátila, mi nedokázali komunikaci zprostředkovat. Byla jsem tedy odkázána pouze na nepřímý doklad pomocí teplot a případná osobní pozorování.

Prosinec, tedy období bez zásahu, měl sloužit jako kontrola, přičemž jsem očekávala víceméně totožný průběh vývoje teplot na obou lokalitách. Toto se v zásadě potvrdilo, i když lokalita C vykazovala větší rozkolísanost teplot již v prosinci. Ke konci měsíce byl na obou lokalitách zaznamenán pokles až pod bod mrazu. Příčinou byla zřejmě malá hloubka toku, takže běžný pokles hladiny vody zřejmě stačil k tomu, aby teploměry začaly snímat teplotu promrzající hladiny. Leden je z hlediska měření teplot irelevantní, neboť došlo k úplnému zamrznutí toku na obou lokalitách a docházelo také k zamrznutí teploměrů. V únoru byla hladina vody vyšší a pouze jednou teplota klesla mírně pod 0 °C. V únoru lze vysledovat výraznější rozkolísanost teplot na lokalitě C, která by mohla naznačovat probíhající odběry. Nechoázelo zde k promrznutí, lze tedy říct, že lokalita C nebyla ovlivněna přímým vysycháním, ale situace se spíše blížila vlivu špičkování (viz dále).

Výsledky použití teploměrů, jako nepřímé indikace zasněžování ukazují na nutnost znalosti konkrétního toku a pravidelného sledování kolísání jeho hladiny. Bohužel toto je možné pouze v případě, že výzkumník má lokalitu v blízkém dosahu a tedy snadno dostupnou k častým návštěvám. V takovém případě by bylo také vhodné osobními pochůzkami kontrolovat probíhající odběry a pokles hladiny, který vyvolají. Já jsem toho bohužel vzhledem k vzdálenosti lokality od svého bydliště nebyla schopna a v mém výzkumu použití teploměrů neprokázalo jednoznačně, zda a v jakých intervalech odběry vody z toku probíhaly.

5.2 Kvantitativní a kvalitativní vzorky zoobentosu

Zimní odběry vody, především pak v suché sezóně bez srážek, vedou k podmínkám shodným s vysychajícími toky. V závislosti na intenzitě odběrů a množství srážek v konkrétní sezóně lze tedy očekávat sucho, které by mohlo vést až k tomu, že organismy v podstatě vymrznou (Fuksa 2016). Pokud ovšem nedochází k úplnému vyschnutí toku, lze situaci přirovnat k vlivu špičkování způsobenému provozem vodní elektrárny. V případě špičkování dochází k náhlým fluktuacím v průtoku a to z minimálního až nulového na maximální (Helešic et al. 2014), takové kolísání v případě zasněžování probíhá sice ve značně menším měřítku a navíc obráceně (dochází k odběrům a tedy snižování průtoků z maximálních na minimální až nulové), nicméně princip dopadu na vodní organismy, by mohl být srovnatelný. Lake (2000) zabývající se reakcí vodních organismů na disturbance, shrnuje působení nadbytku a nedostatku vody. Zatímco nadbytek vody působí změny ihned, sucho se projevuje zpožděným účinkem na diverzitu. Povodně posilují kontinuitu mezi horní a dolní částí toku, kdežto důsledkem sucha je fragmentace. Autor poukazuje na nedostatek výzkumů zabývajících se dopadem sucha. Obecně však lze říci, že disturbance, ať už způsobené suchem či povodněmi, mohou regulovat diverzitu. Na mnoha potocích bylo prokázáno, že extrémní disturbance působí silně na strukturu a fungování společenstva.

Řezníčková et al. (2013) při výzkumu vysychání toku zaznamenali vyšší počet taxonů v toku nezasaženém suchem. Úbytek taxonů a změnu struktury společenstva zaznamenali také při ústí řeky Temže, když stouply odběry vody v horních částech řeky. Situace v této studii je poněkud odlišná, protože snížení průtoků zde vedlo ke zvýšení salinity při ústí. Reakce byla tedy zaznamenána u taxonů citlivých na salinitu (Attril et al. 1996). Nicméně na změnu jak fyzikálních (teplota) tak chemických (konduktivita) podmínek vody je upozorňováno také v souvislosti se špičkováním. Kolísání hladiny vody obecně tedy působí změny vlastností vody, které následně mohou

ovlivnit druhovou skladbu a bohatost zoobentosu (Bruno et al. 2009). Výsledky kvalitativních ani kvantitativních odběrů v mé práci však žádné signifikantní rozdíly neukázaly, ať už se jedná o změnu v čase, či rozdílnost lokalit jako takovou. Ani interakce obou faktorů neukazovala signifikantní rozdíl. Zasažené lokality (B a C) se tedy před zásahem ani po něm nelišily, nelišily se ani od kontroly (lokality A). Fisher et La Voy (1972) zkoumající fluktuace hladiny vody pod vodní elektrárnou, prokázali signifikantní rozdíl jen u nejméně ovlivněných částí toku. U lokalit ovlivněných jen částečně (13 % z doby zásahu) žádný signifikantní rozdíl neidentifikovali. Takové lokality se od neovlivněných nelišily, což naznačuje, že minimální disturbanci by mohl zoobentos tolerovat. Očekávala bych tedy signifikantní vliv alespoň u lokality B, nacházející se nejbližší místa zásahu. Nicméně ani ten se neprojevil. Důvodem může být jistá vzdálenost lokality od odběrového zařízení. V místě odběru vody nebyl potok přístupný, proto jsem lokalitu umístila poněkud níže (viz metodika). Je možné, že výrazné rozdíly se projeví pouze přímo v místě odběru a již pár desítek metrů vzdálenosti vliv snížilo na minimum.

Protože zasněžování začalo v noci 31. prosince, očekávala jsem rozpoznatelný vliv zasněžování v lednu a v únoru. Leden do většiny hodnocení nebyl zahrnut (viz metodika), takže k posouzení vlivu sloužily především únorové výsledky. Faunistická podobnost všech lokalit během února, paradoxně vzrostla. Shannon-Wienerův index diverzity a s ním paralelně i ekvitalita vykazovaly na zasažené lokalitě (B) nárůst. Na lokalitě C se však stejný efekt neprojevil. Ale poněvadž k daleko výraznější fluktuaci v těchto hodnotách došlo také na kontrole (výrazný prosincový pokles) a protože rovněž kontrola vykazovala pokles hodnot během února a nárůst v červnu, je tento vývoj zřejmě jen důsledkem přirozené variability a dynamiky společenstva. Na silnou sezónní variabilitu ve skladbě společenstva poukazuje například Castro et al. (2013), tato by tedy mohla vysvětlovat únorový pokles a červnový nárůst hodnot. Podle zjištění autorů vykazuje společenstvo

v létě vyšší druhovou bohatost. Také rozdíly v procentuálním zastoupení taxonů lze vysvětlit touto variabilitou, případně přirozenou variabilitou vzorku. Nedošlo ke kompletnímu vymizení či výraznému úbytku žádného taxonu a kolísání je pozorovatelné na všech třech lokalitách, tzn. včetně kontroly.

Zajímavěji se na první pohled jeví výsledek kvantifikující počet jedinců na metr čtvereční, ten totiž v únoru vykazuje na lokalitě B i C výraznější pokles než na lokalitě A i když nesignifikantně. Ovšem vzhledem k tomu, že i početnost na lokalitě A kolísá a v prosinci se dostává na téměř totožnou hodnotu jako únorový vzorek na lokalitě C, nelze ani tento rozdíl jednoznačně přičíst odběrům vody. Fritz et Dodds (2004), kteří zkoumali vysychající toky, navíc poukazují na schopnost taxonů se těmito podmínkám přizpůsobit a vysychání odolat. Řezníčková et al. (2013) dodávají, že, ač vysoušení toku zpravidla působí pokles abundance, při pomalém vysoušení mohou vznikat izolované tůně, kde se zoobentos kumuluje. A abundance pak může paradoxně vzrůstat. Následná rekolonizace vyschlého toku pak závisí na podmínkách při vysychání a adaptaci živočichů (Arab et al. 2004). Samozřejmě zůstává otázkou k debatě, nakolik jsou úbytky vody a případné vyschnutí vlivem nárazových odběrů srovnatelné s postupným úbytkem vody u přirozeně vysychajících toků. Nicméně lze si představit situaci, kdy při postupném čerpání vody, dochází k jejímu úbytku a vzniku tůň, kam může zoobentos migrovat, po navrácení hladiny toku do normálních hodnot se pak opět rozšíří. V případě, že by nedocházelo k úplnému vyschnutí, ale pouhému snížení hladiny vody vedoucímu až k případnému promrznutí, mohla by být situace podobná, jako uvádí ve své práci Olsson (1981). Na promrznutí řeky zde mnoho druhů z řádů Plecoptera a Ephemeroptera reagovalo migrací do méně exponovaných částí. Protože se jedná o zdatné migranty, ihned po rozmrznutí řeky osídlili původní stanoviště. Také tato studie ukazuje na schopnost zoobentosu přizpůsobit se disturbancím.

Při posuzování výsledků je třeba brát v úvahu také další podstatné faktory ovlivňující zoobentos. Tímto je například regulace toku, který je v pravidelných úsecích přehrazen jezy z kulatin, ty vytváří naprosto odlišné podmínky. Stojaté úseky jezových zdrží hostí odlišné reoxenní organismy a vedou ke změnám ve složení společenstva (Rulík et Helešic 2014). Nicméně lokality byly umístěny tak, aby nebyly přímo ovlivněny přítomností jezu. Zjištěné druhové složení odpovídalo přirozeným podmínkám v rychle proudícím, dobře prokysličeném toku. Druhý důležitý faktor je časté vyústění odpadních trubek z okolních domů. Toto je výraznější na lokalitách B a C, které se nachází v souvislé zástavbě. Vlivem antropogenních vstupů může docházet k poklesu druhové diverzity (Rulík et Helešic 2014). Nicméně autoři uvádějí, že pokud dochází na toku k opětovnému okysličování, společenstvo se znovu diverzifikuje a negativní vliv odpadních vod lze pozorovat pouze přímo v místě jejich vyústění. Vzhledem k tomu, že lokality byly vybírány tak, aby nebyly tímto faktorem bezprostředně ovlivněny, je zřejmě na všech lokalitách vliv antropogenních faktorů minimální, nebo alespoň srovnatelný. Třetím faktorem je výrazné množství přírodního odpadu z okolních stromů, který je důležitým přísunem potravy a druhovou bohatost může navyšovat. Takové podmínky panují na všech třech lokalitách a mohly by alespoň částečně zapříčiňovat vyrovnanost druhové bohatosti i početností zoobentosu.

6 Závěr

Práce dokládá, že odběry vody pro umělé zasněžování neměly v zimní sezóně 2015/2016 signifikantní vliv na denzitu a druhovou bohatost zoobentosu v potoce Pluskovci. Neprokázal se ani žádný vliv na druhovou skladbu. Problémem této práce ovšem zůstává poměrně malý vzorek způsobený nepříznivými podmínkami během ledna. Sezóna 2015/2016 byla navíc výjimečná, neboť zasněžování začalo až na začátku ledna, zatímco v předchozích letech klimatické podmínky umožnily zahájení odběrů vody a umělé zasněžování už dříve.

Indikace odběrů vody pomocí měření teploty vody se v tomto případě neosvědčila, problém ovšem i tady částečně tkví v lednové nepřízni klimatických podmínek a zároveň ve ztrátě teploměru na lokalitě B.

Další studie na toto téma jsou zásadní, pro vyvození jasných závěrů o vlivu odběrů vody pro umělé zasněžování na zoobentos. Bylo by žádoucí, aby byly takové studie prováděny ve větším měřítku po několik sezón, alespoň na dvou nezávislých ovlivněných tocích, případně ještě na dalším toku neovlivněném, který by sloužil jako kontrola. Takový výzkum by ovšem vyžadoval větší tým a mnoho let práce a není v silách jedné diplomové práce podat obecnější závěry. Poněvadž studie zkoumající sucho se shodují na dlouhodobém vlivu sucha a zároveň na schopnosti zoobentosu přizpůsobit se, je možné, že zásadní vliv na bentické organismy mají odběry vody pouze v prvních letech činnosti areálu, než se organismy pravidelným disturbancím přizpůsobí. Nabízí se však i možnost, že vzhledem k velikosti zoobentosu se na jejich společenstvu kolísání hladiny vody neprojeví a ovlivněna budou pouze rybí společenstva.

Problematika dopadu umělého zasněžování na vodní ekosystémy je stále nedostatečně prozkoumaná, potřeba znát podrobněji možné důsledky této činnosti by se měla stát hlavním argumentem pro vznik dalších studií.

7 Literatura

Aquatrols. 2016. <http://aquatrols.com/drift>.

Arab A, Lek S, Lounaci A, Park YS. 2004. Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* **40**(4), 317-327.

Attrill MJ, Rundle SD, Thomas RM. 1996. The Influence of Drought-induced Low Freshwater Flow on an Upper-easturine Macroinvertebrate Community. *Water Research* **30** (2), 261 – 268.

Bayfield NG. 1996. Long-term changes in colonization of bulldozed ski pistes at Cairn Gorm, Scotland. *Journal of Applied Ecology* **33**, 1359-1365.

Beniston M, Keller F, Koffi B, Goyette S. 2003. Estimates of snow accumulation and volume in the Swiss Alps under changing climatic conditions. *Theoretical and Applied Climatology* **76**, 125-140.

Borgert CJ. 2002. Environmental impact summary,

Bruno MC, Maiolini B, Carolli M, Silveri L. 2009. Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* **45**, 157 – 170.

Burakowski E, Mgnusson M. 2012. Climate Impacts on the Winter Tourism Economy in the United States. *Natural Resources Defense Council*.

Bürki R, Elsasser H, Abegg B. 2003. Climate Change and Winter Sports: Environmental and Economic Threats. *5th World Conference on Sport and Environment, Turin 2-3 (IOC/UNEP)*.

Cairns J, Pratt JR. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg DM, Resh VH (eds), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, Chapman & Hall, New York.

Caravello G, Crescini E, Tarocco S, Palmeri F. 2006. Environmental modifications induced by the practice of “Artificial snow-making” in the Obereggen/Val D’Ega Area (Italy). *Journal of Mediterranean Ecology* **7**, 31-39.

- Carter JL, Resh VH, Hannaford MJ, Myers MJ. 2006. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: Hauer FR, Lamberti GA: *Methods in stream ecology*, pp 805 – 834, Academic Press, London.
- Castro DMP, Hughes RM, Callisto M. 2013. Effects of flow fluctuations on the daily and seasonal drift of invertebrates in a tropical river. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* **49**, 169–177.
- České sjezdovky. 2012. http://www.ceske-sjezdovky.cz/stredisko/72_kycerka.html.
- Cufney TF, Gurtz ME, Meador MR. 1993. *Methods for collecting benthic invertebrate samples as part of the national water-quality assessment program*, U.S. Geological Survey, Raleigh, North California.
- David G., Bledsoe B, Merritt D, Wohl E. 2009. The impacts of ski slope development on stream channel morphology in the White River National Forest, Colorado, USA. *Geomorphology* **103**, 375-388.
- Fisher S, La Voy A. 1972. Differences in littoral fauna due to fluctuating water levels below a hydroelectric dam. *Journal Fisheries Research Board of Canada* **29** (10), 1472 – 1476.
- Flousek J, Harčarik J. 2009. Sjezdové lyžování a ochrana přírody. *Ochrana přírody* **6**, 8-10.
- Flousek J. 2016. Vliv lyžování na horskou přírodu: shrnutí současných poznatků a stav v Krkonoších. *Opera Corcontica* **53**, 15 – 60.
- Fritz KM, Dodds WK. 2004. Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system. *Hydrobiologia* **527**, 99-112.
- Fuksa J. 2016. Umělé zasněžování – vliv na vodní toky a ekosystémy. In: *Adaptace měst na klimatickou změnu. Sborník příspěvků z konference Tvoříme klima pro budoucnost*, pp. 22-24.
- Hartman P, Prikryl I, Štědranský E. 2005. *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha.
- Hauer FR, Resh VH. 2006. Macroinvertebrates In: Hauer FR, Lamberti GA (eds), *Methods in stream ecology*, pp 435-464, Academic Press, London.
- Helešic J, Adámek Z, Rulík M. 2014. Ovlivňování biologických procesů ve vodách člověkem. In: Adámek Z, Helešic J, Maršálek B, Rulík M: *Aplikovaná hydrobiologie*. pp. 21 – 44, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vody, České Budějovice.

Hu XL, Michaelides A. 2007. Ice formation on kaolinite: Lattice match or amphotericism? *15 Surface Science* **601**, 5378-5381.

Jun Y, Kim N, Kim S, Park Y, Kong D, Hwang S. 2016. Spatial Distribution of Benthic Macroinvertebrate Assemblages in Relation to Environmental Variables in Korean Nationwide Streams. *Water* **8**, 27.

Jurečka J. 2013. <http://www.estudanky.eu/7291-pramen-pluskovec>

Kokeš J, Němejcová D. 2006. *Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla*, VÚV TGM, Praha.

Lagriffoul A, Boudenne J, Absi R, Ballet J, Berjeaud J, Chevalier S, Creppy E, Gilli E, Gadonna J, Gadona-Widehem P, Morris C, Zini S. 2010. Bacterial-based additives for the production of artificial snow: What are the risks human health. *Science of the Total Environment* **408**, 1659-1666.

Lake PS. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* **19** (4), 573 – 592.

Losos B, Gulička J, Lellák J, Pelikán J. 1984. *Ekologie živočichů*, SPN, Praha.

Maki LR, Galyan EL, Chang-Chien MM, Caldwell DR. 1974. Ice nucleation induced by 6 pseudomonas syringae. *Appl Microbiol* **28**, 456-459.

Olsson TI. 1981. Overwintering of benthic invertebrates in ice and frozen sediment in a North Swedish river. *Holarctic Ecology* **4**, 161 – 166.

Řezníčková P, Tajmrová L, Patřil P, Zahrádková S. 2013. Effects of drought on the composition and structure of benthic macroinvertebrate assemblages – a case study. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendeliane Brunensis* **6**, 1853 – 1865.

Rulík M, Helešic J. 2014. Biologie znečištění přírodních vod. In: Adámek Z, Helešic J, Maršálek B, Rulík M: *Aplikovaná hydrobiologie*. pp. 125 - 148, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vody, České Budějovice.

Štursa J. 2007. Ekologické aspekty sjezdového lyžování v Krkonoších. In: Štursa J, Knapik R (eds), Geoekologické problémy Krkonoš. Sborn. Mez. Věd. Konf., říjen 2006, Svoboda n. Úpou. *Opera Corcontica*, **44** (2), 603–616.

Treml P, Hanel M, Kašpárek L, Novický O, Březina S. 2012. Vliv odběrů vody pro technické zasněžování na odtokovou výšku hlavních toků v Krkonoších. *Opera Corcontica* **49**, 73 – 87.

Watanabe K, Yoshimura C, Omura T. 2005. Stochastic model for recovery prediction of macroinvertebrates following a pulse-disturbance in river. *Ecological Modeling* **189** (3-4), 396 – 412.

Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách, v platném znění, § 101, odst. 4.

8 Seznam příloh

Příloha 1: Fotografie: Lokalita A – kontrola.

Příloha 2: Fotografie: Lokalita B.

Příloha 3: Fotografie: Zařízení pro odběr vody.

Příloha 4: Fotografie: Zařízení pro odběr vody.

Příloha 5: Fotografie: Lokalita C.

Příloha 6: Tabulka: Souhrn všech nalezených taxonů.

9 Přílohy



Příloha 1: Fotografie: Lokalita A – kontrola.



Příloha 2: Fotografie: Lokalita B.



Příloha 3 : Fotografie: Zařízení pro odběr vody.



Příloha 4 : Fotografie: Zařízení pro odběr vody.



Příloha 5: Fotografie: Lokalita C.

Příloha 6: Tabulka: Souhrn všech nalezených taxonů.

Třída	Řád	Čeď	Rod	Druh
Turbellaria	Seriata	Dugesiiidae	<i>Dugesia</i>	<i>gonocephala</i>
Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>	<i>fossarum</i>
Clitellata	Opisthopora	Lumbricidae	<i>Eiseniella</i>	<i>tetraedra</i>
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae		sp.
		Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i>	sp.
		Ephemeridae	<i>Ephemera</i>	sp.
		Heptageniidae	<i>Ecdyonurus</i>	sp.
			<i>Epeorus</i>	sp.
			<i>Rhitrogena</i>	sp.
		Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i>	sp.
	Plecoptera	Leuctridae	<i>Leuctra</i>	sp.
		Nemouridae	<i>Nemoura</i>	sp.
			<i>Protonemura</i>	sp.
		Perlidae		sp.
	Perlodidae		sp.	
	Megaloptera	Sialidae	<i>Sialis</i>	<i>fuliginosa</i>
	Coleoptera	Elmidae	<i>Elmis</i>	sp.
			<i>Limnius</i>	sp.
		Gyrinidae	<i>Orectochilus</i>	sp.
		Scirtidae	<i>Helodes</i>	sp.
	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	sp.
		Odontoceridae	<i>Odontocerum</i>	sp.
		Philopotamidae	<i>Phlopotamus</i>	sp.
		Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	sp.
		Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i>	sp.
		Sericostomatidae	<i>Sericostoma</i>	sp.
	Diptera	Athericidae	<i>Ibisia</i>	<i>marginata</i>
		Chironomidae		
		Empididae	<i>Wiedermania</i>	sp.
		Limoniidae	<i>Limnophila</i>	sp.
		Muscidae		
		Pediidae	<i>Pedicia</i>	sp.
			<i>Dicranota</i>	sp.
Psychodidae				
Scatophagidae		<i>Acanthocnema</i>	sp.	
Simuliidae				
Syrphidae				
Stratiomyidae		<i>Beris</i>	sp.	
Thaumaleidae		<i>Thaumalea</i>	sp.	
Tipulidae	<i>Tipula</i>	sp.		