

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Diplomová práce

Vliv hlaváče černoústého

(*Neogobius melanostomus*)

na potravní řetězec řeky Ploučnice

Autor: Bc. Pavel Staněk

Vedoucí diplomové práce: Ing. Lukáš Veselý PhD.

Konzultant diplomové práce: MSc. Natalia Zuzanna Szydkowska

Studijní program a obor: zemědělská specializace, Rybářství a ochrana vod

Forma studia: prezenční

Ročník studia: 2

České Budějovice, 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval(a) pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne: _____

Pavel Staněk : _____

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu své závěrečné práce, panu Ing. Lukáši Veselému PhD., za pomoc při vedení této práce správným směrem a také za pomoc při vyhotovení potravních modelů v softwaru R. Dále bych chtěl poděkovat svojí konzultantce, MSc. Natalii Zuzanně Szydłowske, za pomoc při přípravě vzorků v při odlovech na řece Ploučnici. Oběma zmíněným mentorům bych chtěl také poděkovat za pomoc v podobě konzultací v průběhu psaní této práce.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2022/2023

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: Bc. Pavel STANĚK
Osobní číslo: V22N010P
Studijní program: N4106 Zemědělská specializace
Studijní obor: Rybářství a ochrana vod
Téma práce: Vliv hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*) na potravní řetězec řeky Ploučnice
Zadávající katedra: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Zásady pro vypracování

Biologické invaze jsou považovány za jedny z největších hrozeb pro sladkovodní ekosystémy. Invazivní druhy lze nalézt v rámci mnoha skupin ryb, bezobratlých či rostlin, přičemž jejich invazní potenciál se může značně lišit. Tato diplomová práce bude zaměřena na vliv hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*) na potravní řetězec řeky Ploučnice za pomoci analýzy stabilních izotopů uhlíku a dusíku.

Hlaváč černoústý je významný invazivní druh v Evropě a Severní Americe, s původním rozšířením v povodích řek tekoucích do Černého, Kaspického a Azovského moře. Pro účely této práce se budou vzorkovat tři lokality na řece Ploučnici. Tyto lokality na sebe navazují, ale jsou od sebe odděleny příčnými bariérami. Na dvou lokalitách je potvrzený výskyt hlaváče černoústého. Třetí lokalita bude sloužit jako kontrolní lokalita, jelikož se zde hlaváč černoústý nevyskytuje. Vzorkování proběhne na přelomu srpna a září a bude se vzorkovat veškerá biota toku. Následně budou vzorky zpracovány v laboratoři a analyzovány na hmotnostním spektrometru pro získání hodnot daných stabilních izotopů. Poté budou získaná data analyzována pomocí Bayesovských modelů a dalších vhodných statistických analýz.

Rozsah pracovní zprávy: 50-90 stran
Rozsah grafických prací: dle potřeby
Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam doporučené literatury:

- Fry, B. Stable isotope ecology. (Springer, 2007).
Kalf, J. Limnology: inland water ecosystems. Vol. 592 (Prentice Hall New Jersey, 2002).
Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. (2006) Ecology: from individuals to ecosystems, Wiley-Blackwell, Oxford.
Post, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. Ecology 83, 703-718 (2002).
Nielsen, J. M., Clare, E. L., Hayden, B., Brett, M. T. & Kratina, P. Diet tracing in ecology: Method comparison and selection. Methods in Ecology and Evolution 9, 278-291 (2018).
Veselý, L. et al. The crayfish distribution, feeding plasticity, seasonal isotopic variation and trophic role across ontogeny and habitat in a canyon-shaped reservoir. Aquatic Ecology 54, 1169-1183 (2020).
Ruokonen, T., Kiljunen, M., Karjalainen, J. & Hämäläinen, H. Invasive crayfish increase habitat connectivity: a case study in a large boreal lake. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 08 (2012).
Anderson C, Cabana G (2007) Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes Journal of the North American Benthological Society 26, 273-285.
Bastos RF, Corrêa F, Winemiller KO, Garcia AM (2017) Are you what you eat? Effects of trophic discrimination factors on estimates of food assimilation and trophic position with a new estimation method Ecological Indicators 75, 234-241.

Darrel E.S. (2003) Invited overview: conclusions from a review of electrofishing and its harmful effects on fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13, 445-453.

Martínez del Río C, Wolf N, Carleton SA, Gannes LZ (2009) Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments *Biological Reviews* 84, 91-111

Moore J.W. & Semmens B.X. (2008) Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology letters*, 11, 470-480.

Polis G.A. & Strong D.R. (1996) Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist*, 147, 813-846.

Brush, J. M., Fisk, A. T., Hussey, N. E., & Johnson, T. B. (2012). Spatial and seasonal variability in the diet of round goby (*Neogobius melanostomus*): stable isotopes indicate that stomach contents overestimate the importance of dreissenids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(3), 573-586.

Foley, Carolyn J., et al. "Patterns of integration of invasive round goby (*Neogobius melanostomus*) into a nearshore freshwater food web." *Food Webs* 10 (2017): 26-38.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Lukáš Veselý, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický


Konzultant diplomové práce: **MSc. Natalia Zuzanna SZYDŁOWSKA**

Datum zadání diplomové práce: **6. ledna 2023**
Termín odevzdání diplomové práce: **2. května 2024**

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zátiší 728/II
389 26 Vodňany (2)
E.S.



prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan



prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 13. února 2023

Obsah

Čestné prohlášení	2
Poděkování	3
Úvod	5
1. Literární rešerše	6
1.1. Úvod do biologických invazí	6
1.1.1. Definice biologické invaze a invazních druhů	6
1.1.2. Průběh biologických invazí	6
1.1.3. Důsledky biologických invazí	15
1.1.4. Management biologických invazí	22
1.2. Hlaváč černoústý (<i>Neogobius melanostomus</i>)	27
1.2.1. Popis těla	27
1.2.2. Etologie druhu	27
1.2.3. Ekologie druhu	31
1.3. Vranka obecná (<i>Cottus gobio</i> , L 1758)	34
1.3.1. Ekologie druhu	35
1.3.2. Výskyt druhu	36
1.4. Stabilní izotopy	37
1.4.1. Úvod do stabilních izotopů	37
1.4.2. Využití stabilních izotopů pro studium potravních řetězců	37
2. Materiál a metodika	41
2.1. Popis lokalit	41

2.1.1.	Lokalita 1 (1PL).....	42
2.1.2.	Lokalita 2 (2PL).....	42
2.1.3.	Lokalita 3 (3PL).....	43
2.1.4.	Lokalita 4 (4PL).....	43
2.2.	Odběr a evidence vzorků	44
2.2.1.	Ryby	44
2.2.2.	Bentos	45
2.2.3.	Raci	45
2.2.4.	Náletový hmyz	46
2.2.5.	Rostlinné vzorky a detrit.....	46
2.3.	Zpracování vzorků	46
2.3.1.	Odběr svaloviny ryb a raků.....	46
2.3.2.	Rozdělení bentosu	47
2.3.3.	Sušení vzorků.....	48
2.3.4.	Navažování vysušených vzorků.....	48
2.3.5.	Spálení navážených vzorků	49
2.4.	Interpretace a zpracování dat	49
2.4.1.	Statistické vyhodnocení	49
2.4.2.	Potravní preference jednotlivých druhů.....	50
2.4.3.	Šíře trofické niky	52
2.4.4.	Trofická pozice a znázornění trofického řetězce	53
3.	Výsledky	53
3.3.	Složení rybiho společenstva v jednotlivých lokalitách.....	53
3.3.1.	Lokalita 1PL	53

3.3.2.	Lokalita 2PL	57
3.3.3.	Lokalita 3PL	60
3.3.4.	Lokalita 4PL	63
3.4.	Popis potravních řetězců na zkoumaných lokalitách	64
3.4.1.	Lokalita 1PL	64
3.4.2.	Lokalita 2PL	65
3.4.3.	Lokalita 3PL	65
3.4.4.	Lokalita 4PL	66
3.5.	Šíře trofické niky	66
3.5.1.	Lokality 1PL a 2PL	66
3.5.2.	Lokality 3PL a 4PL	69
3.6.	Potravní zdroje hlaváče černoústého a vranky obecné	71
3.6.1.	Potravní zdroje hlaváče černoústého	71
3.6.2.	Potravní zdroje vranky obecné	73
3.7.	Potravní preference predátorních druhů ryb	77
3.7.1.	Lokalita 1PL	77
3.7.2.	Lokalita 2PL	79
3.7.3.	Lokalita 3PL	80
3.7.4.	Lokalita 4PL	81
4.	Diskuse.....	81
4.1.	Vliv hlaváče černoústého na složení společenstva ryb	82
4.2.	Porovnání šíře trofické niky hlaváče černoústého a vranky obecné	82
4.3.	Porovnání potravní preference hlaváče černoústého a vranky obecné	83
4.4.	Predační tlak působený na hlaváče černoústého a vranku obecnou	85

5. Závěr	87
Přehled použité literatury	89
Seznam druhů česky a latinsky	104
Seznam tabulek, obrázků a příloh	105
Přílohy	109
Abstrakt	120
Abstract	121

Úvod

Biologické invaze jsou jedním z hlavních příčin ztráty globální biodiverzity (Bellard & kol., 2016) a taktéž jedním z hlavních zdrojů ekonomických ztrát způsobeným biotickými vlivy (Haubrock & kol., 2022). Celý proces biologické invaze se dělí do pěti stádií: transport, introdukce, etablování, šíření a vliv na invadovaný ekosystém (Blackburn & kol., 2011; Moyle & Light, 1996). V současné době jsou ryby v současné době jedněmi z nejčastěji introdukovaných organismů ve vodních ekosystémech (Gozlan, 2008), přičemž tyto introdukce můžeme najít ve všech biogeografických oblastech, vyjma Antarktické oblasti, ve které nebyly prozatím rybí invazivní druhy nalezeny (McCarthy & kol., 2019; Leprieur & kol., 2008).

Z hlediska ekologických dopadů na biodiverzitu původních společenstev a také na celkový vliv na daný ekosystém, představují invazivní druhy ryb velmi významnou skupinou (Su & kol., 2021). Pro kvantifikaci důsledků způsobených invazivními druhy na daný ekosystém a druhy v něm žijící je možné využít analýzu stabilních izotopů (Peterson & Fry, 1987). Pomocí analýzy stabilních izotopů můžeme sledovat změnu toku energie v potravní síti v lokalitách, ve kterých dojde k etablování invazivního druhu oproti lokalitám, kde druh přítomný není (Fry, 2007; Kling & kol., 1992). Touto metodou také můžeme porovnat šíři potravní niky a překryv mezi invazivním druhem a ostatními druhy v daném ekosystému (Jackson & kol., 2011; Layman & kol., 2007). Také lze pomocí analýzy stabilních izotopů prokázat možné potravní preference daných druhů, což může v důsledku prozradit například predáční tlak, který je vyvíjený invazivním druhem na ostatní druhy, či tlak predátorních druhů ryb na ostatní druhy a možnou specializaci na invazivní druh. V neposlední řadě, pokud máme izotopová data z dlouhodobě monitorované lokality, ve které postupně převládá invazivní druh, lze vidět trend změny potravního řetězce a jednotlivých vazeb mezi organismy (Fry, 2007).

Tato práce se zabývá hlaváčem černoústým (*Neogobius melanostomus*, Pallas, 1814) jakožto významným invazivním druhem v severní Evropě i severní Americe, přičemž v obou oblastech došlo k prvotní detekci v roce 1990 (Kornis & kol., 2012). V roce 2015 došlo také k prvnímu zaznamenanému úlovku tohoto druhu v ČR (Buřič & kol., 2015). Tato práce byla zaměřena na výzkum vlivu hlaváče černoústého na

potravní řetězec a společenstvo lokalit řeky Ploučnice, přičemž byla sledována: 1/ potravní preference hlaváče černoústého, 2/ jeho kompetice s vrankou obecnou (*Cottus gobio*, L 1758) jakožto významným a chráněným druhem, vyskytujícím se v dané lokalitě, který má podobní habitatové a potravní nároky, 3/ specializace dravých druhů ryb které se na lokalitách vyskytují na hlaváče černoústého jako potravní zdroj.

1. Literární rešerše

1.1. Úvod do biologických invazí

1.1.1. Definice biologické invaze a invazních druhů

Z obecného hlediska jsou biologické invaze běžnou součástí přírodních procesů, které ovlivňují vývoj, druhové složení a procesy daného ekosystému (Diagne & kol., 2021; Begon & kol., 2006; Moyle & Light, 1996). V současné době jsou biologické invaze často podpořeny lidskou činností, jako je například propojení povodí kanály, nebo lodní doprava (Gherardi & kol., 2009). Zároveň se v důsledku změny prostředí vytváří ekosystém, který je náchylnější k biologickým invazím (Seebens & kol., 2021; Hobbs & Huenecke, 1992; Elton, 1958). Rychlost proměny ekosystémů je přitom ve srovnání s minulými stoletími výraznější a probíhá mnohem rychleji (Begon & kol., 2006, Moyle a Light, 1996). Sladkovodní ekosystémy jsou, v porovnání se suchozemskými, mnohem více náchylné na úspěšné etablování invazního druhu. Vliv invazních organismů zde bývá také výraznější (Grosholz, 2002, Ricciardi & Rasmussen, 1999).

Za invazní druhy jsou označovány takové rostlinné, nebo živočišné druhy, které jsou na daném území nepůvodní, v novém biotopu se etablují, dále se v něm šíří a negativně ovlivňují daný ekosystém, což s sebou většinou přináší ekologické, nebo ekonomické důsledky pro danou oblast (Diagne & kol., 2021; Lockwood & kol., 2007).

1.1.2. Průběh biologických invazí

Biologická invaze je složitý proces, který sestává z několika stádií. Prvním stádiem je samotné získání propagule – jedince, nebo jedinců, kteří tvoří základ nové invazní populace (Berney & kol., 2022). K zisku propagule může dojít buď z přirozeného

areálu rozšíření, nebo z jiné již invadované oblasti. Následuje transport propagule do nového areálu výskytu, etablování druhu v novém území, které je následováno šířením v novém ekosystému (Sakai & kol., 2001). Každé ze stádií představuje bariéru, pomocí které jsou filtrovány organismy splňující kritéria potřebná pro úspěšnou invazi do nové oblasti (Suarez & Tsutsui, 2008).

1.1.2.1. Faktory ovlivňující úspěšnost biologických invazí

1.1.2.1.1. Propagační tlak

Propagační tlak je tvořen dvěma složkami. První je propagační četnost, která nám značí, kolik introdukčních událostí bylo provedeno. Druhou složkou je pak propagované množství, které určuje, kolik jedinců bylo součástí jednotlivých introdukčních událostí (Simberloff, 2009).

Při zvyšování propagačního tlaku dochází ke zvýšení pravděpodobnosti úspěšného etablování nepůvodního organismu, protože dochází ke zvýšení počtu celkově introdukovaných jedinců v dané lokalitě, v důsledku čehož dochází k zvětšení základu místní populace, a to zvyšuje pravděpodobnost jejího dlouhodobého přežití díky zajištění dostatečné genové variability (Woodford & kol., 2013).

Výše propagačního tlaku potřebná pro úspěšnou introdukci jednotlivých druhů se může měnit v závislosti na evolučních vlastnostech introdukovaného organismu, stejně jako na vlastnostech prostředí, do kterého je organismus introdukován (Gertzen & kol., 2008). Například střevlička východní (*Pseudorasbora parva*, Temminck & Schlegel, 1846) je druhem, u kterého bylo prokázáno úspěšné etablování i přes absenci vysokého propagačního tlaku (Britton & Gozlan, 2013).

1.1.2.1.2. Evoluční vlastnosti organismu

Každý invazní organismus musí disponovat vlastnostmi, které umožní jeho transport a etablování v novém prostředí, přičemž vlastnosti, které umožňují úspěšný transport se liší od vlastností potřebných pro úspěšnost etablování druhu. (Kolar & Lodge, 2002).

Vlastnosti, které umožňují úspěšný transport živočichů do nového prostředí se liší podle toho, zda jsou tyto organismy introdukovány úmyslně, nebo neúmyslně (Berney & kol., 2022; Fuller, 2015; Suarez & Tsutsui, 2008). U úmyslně

introdukovaných druhů byla podmiňující přítomnost vlastnosti, která druh činila využitelným pro lidskou potřebu. Například u ryb vysazovaných do rybářských revírů převažovaly takové vlastnosti, které byly atraktivní pro sportovní, nebo rekreační rybolov (Su & kol., 2020; Fuller, 2015). Naopak u druhů introdukovaných neúmyslně byly přítomny vlastnosti v závislosti na daném vektoru, kterým byly druhy introdukovány. Například druhy transportovány balastní vodou byly často malých rozměrů s dobře vyvinutou postranní čarou, která jim umožňovala lovit v temných prostorách balastních nádrží (Fuller, 2015; Wonham & kol., 2000).

Vlastnosti pro úspěšné etablování organismů jsou méně rozdílné, než vlastnosti potřebné pro úspěšný transport (Su & kol., 2020). U vodních živočichů mezi etablovanými druhy převažovali potravní generalisté s vysokou tolerancí k rozdílným enviromentálním hodnotám (např. teplota, salinita a obsah kyslíku ve vodě) a s vysokou fenotypovou plasticitou, tedy organismy disponující vlastnostmi, které jim umožňují přizpůsobit se široké škále přírodních podmínek (Kolar & Lodge, 2002).

Kromě toho existuje také závislost vlastností introdukovaných organismů a ekosystému, do kterého je daný druh introdukován. V proměnlivých a nestabilních ekosystémech převažovali v porovnání s ekosystémy stabilními, mezi etablovanými druhy organismy s vyšší plodností, dřívější dospělostí, rychlejším růstem a menší velikostí dospělých jedinců (Moyle & Marchetti, 2006).

1.1.2.1.3. Doba přítomnosti organismu v ekosystému

Jedná se o čas, který uplynul od první introdukce organismu do oblasti. tento údaj hraje důležitou roli v šíření a důsledcích invaze daného druhu (Wilson & kol., 2007). Doba přítomnosti organismu v oblasti je spojována s kolonizací nových lokalit a tím i s rozsahem invadovaného území (Rabitsch & kol., 2013).

Po primární introdukci nepůvodního druhu nastává tzv. lag fáze, při které je pozorován pouze nepatrný, nebo dokonce žádný nárůst populace a velmi pomalé, nebo žádné rozšíření areálu výskytu (Crooks, 2005). Tento jev lze vysvětlit jednak jako pomalý nástup exponenciálního růstu populace v důsledku malého množství jedinců v základu populace (Crooks, 2005), nebo jako důsledek potřeby evolučního vývoje nové populace, která se musí před svým rozvojem přizpůsobit novému prostředí (Suarez & Tsutsui, 2008). Během lag fáze také nejsou pozorovány důsledky invazního

druhu na původní systém, přičemž konec lag fáze se vyznačuje jejich projevením (Rabitsch & kol., 2013). Lag fáze může být časově velmi variabilní v souvislosti s druhem a prostředím, do kterého byl introdukován. Například důsledky introdukce okouna nilského (*Lates niloticus*, L 1758) do Viktoriina jezera se znatelně projeví až po 20 letech od první introdukce (Taabu-Munyaho & kol., 2016) a lag fáze u slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*, Pallas 1771) ve velkých jezerech v Severní Americe trvala dokonce 30 let (Crooks, 2011). To ukazuje fakt, že status populace se může kdykoliv změnit z neškodného na invazní s dalekosáhlými následky (Essl & kol., 2011).

1.1.2.1.4. Vlastnosti invadovaného ekosystému

Velice důležitou roli při posuzování pravděpodobnosti úspěšné invaze jsou vlastnosti invadovaného ekosystému. Sledujeme zde tři hlavní soubory vlastností prostředí, které mohou mít pozitivní, nebo negativní vliv na schopnost prostředí odolávat biologickým invazím, a to, geografická vzdálenost, antropogenní zatížení dané lokality a biodiverzita původního společenstva (Berney & kol., 2022).

1.1.2.1.4.1. Biogeografická vzdálenost druhu

Biogeografická vzdálenost druhu je ukazatel toho, jak výrazně se liší podmínky v původním areálu rozšíření od podmínek v invadovaném prostředí. Obecně platí, že čím víc jsou podmínky v obou lokalitách podobné, tím větší je pravděpodobnost úspěšné invaze daného druhu (Moyle & Marchetti, 2006).

Většina úspěšných introdukcí nepůvodního organismu se tak týká těch druhů, jejichž původní areál výskytu spadá do stejné biogeografické oblasti, jako je oblast invadovaná (Blanchet & kol., 2009). Existují ale i výjimky, jako je střevlička východní a gambusie komáří (*Gambusia affinis*, Baird & Girard, 1853), které se dokáží úspěšně šířit i mimo svoji původní biogeografickou oblast díky své značné fenotypové plasticitě (Fletcher & kol., 2016).

1.1.2.1.4.2. Antropogenní zatížení

V důsledku rychlých a výrazných změn životního prostředí způsobených zásahy člověka dochází k poklesu abundance u populací původních druhů v zasažených lokalitách, protože nejsou schopny se takovým změnám habitatu přizpůsobit. (Clavero & kol., 2013; Havel & kol., 2005). V důsledku toho dochází k uvolnění většího

množství potravních nik, které mohou být nově introdukovaným druhem využity bez nutnosti přímé kompetice o potravní zdroje s druhy původního společenstva a tím se zvyšuje pravděpodobnost jeho úspěšného etablování v nové lokalitě, (Seebens & kol., 2021; Hobbs & Huenecke, 1992; Elton, 1958).

Například bylo prokázáno, že míra fragmentace říční sítě má závislost na množství introdukovaných nepůvodních druhů, kdy silně fragmentované toky vykazovaly vyšší míru biologických invazí než toky, které byly málo či vůbec fragmentované (Su & kol., 2021; Clavero & kol., 2013). Také kolísání výšky vodního sloupce v průběhu dne a roku (potřeba vody pro zavlažování, nebo energetické účely) se ukázalo jako významný faktor ovlivňující úspěch invaze. Přičemž kolísáním byly vytvářeny dočasné habitaty, které vytvářely také dočasné potravní zdroje, které mohli být invazními druhy využívány (Hudon & kol., 1997).

1.1.2.1.4.3. Biodiverzita původního společenstva

Druhá rozmanitost neboli biodiverzita v lokalitě, ve které došlo k introdukci nového druhu hraje významnou roli s ohledem na pravděpodobnost úspěšného etablování druhu (Berney & kol. 2022), přičemž pro posouzení této pravděpodobnosti se používá tři následujících mechanismů: biotická rezistence, přítomnost potencionálních predátorů a invasion meltdown.

Prvním z funkčních mechanismů biodiverzity je biotická rezistence. Podle této teorie u lokalit s bohatším druhovým složením dochází vlivem složitější kompozice potravní sítě, vyšší mírou mezidruhovú kompetice a tím pádem nižší míře neobsazených nik k menší pravděpodobnosti etablování nového druhu, právě z důvodu nedostatku volných nik (Havel & kol., 2015; Gozlan & kol., 2010), nicméně tento mechanismus nebyl u sladkovodních ryb zatím zcela prokázán (Berney & kol., 2022).

Druhým funkčním mechanismem majícím vliv na úspěšnost biologických invazí je přítomnost, nebo naopak absence přirozených predátorů, nebo parazitů (Berney & kol., 2022). Introdukované druhy jsou často v nových lokalitách zpočátku pod výrazně sníženým predáčním a parazitárním tlakem, nebo tento tlak v nové lokalitě zcela chybí. pro takový druh je pak výrazně jednodušší se v dané lokalitě etablovat (Torchin & kol., 2003). ve společenstvu s vyšší druhovou diverzitou je však

vyšší pravděpodobnost výskytu predátorů, nebo parazitů, kteří jsou podobní nebo stejní, jako v původním areálu rozšíření introdukovaného druhu (Berney & kol., 2022; Kornis & kol., 2012; Madenjian & kol., 2011).

Posledním z mechanismů biodiverzity je jev označovaný jako „invasion meltdown“. Tato teorie se zakládá na předpokladu, že úspěšná introdukce nového nepůvodního druhu se zvyšuje s počtem již introdukovaných druhů v dané lokalitě (Simberloff, 2006).

1.1.2.2. Cesty zavlečení nepůvodních druhů ve vodním prostředí

Organismus se může do nového prostředí dostat několika způsoby. V první řadě je to přirozenou migrací, a tedy rozšiřováním areálů původního výskytu (Begon & kol., 2006). Další možností je kombinace přirozených přírodních procesů doplněných lidskou činností. Poslední možností je přímý transport způsobený člověkem, který může být úmyslný, ale i náhodný (Berney & kol., 2022; Vilá & kol., 2010; Clout & Williams, 2009). V této kapitole budou dále zmíněny nejčastější vektory, kterými dochází k introdukci sladkovodních vodních organismů, kterými jsou akvakulturní chovy, obchod s okrasnými druhy ryb, vypouštění živé nástrahy v rámci rybolovu, biologická kontrola škůdců, vysazování ryb do rybářských revírů, balastní voda a propojení říčních sítí.

1.1.2.2.1. Chov ryb v rámci akvakultury

Primárním účelem akvakultury je produkce ryb a jiných vodních organismů především pro konzumní účely (Kerr & kol., 2005). Pro světovou akvakulturní produkci jsou často využívány nepůvodní vodní organismy (Turchini & De Silva, 2008). Díky intenzivní produkci jsou akvakulturní chovy zdrojem soustavných introdukcí, díky kterým dochází v rámci celého světa k etablování nepůvodních vodních organismů (Berney & kol., 2022).

Introdukce nepůvodních vodních organismů způsobených akvakulturním chovem může proběhnout buď v důsledku úniku chovaného druhu z rybochovného zařízení, nebo v důsledku dovozu invazního druhu společně s chovaným druhem (např. rači mor) (Keller & kol., 2011; Mandrak & Cudmore, 2010; Naylor & kol., 2001).

1.1.2.2. Obchod s akvarijními a okrasnými druhy

Obchod s okrasnými a akvarijními druhy ryb zahrnuje celosvětově 2 500 druhů, přičemž 60 % z tohoto počtu tvoří sladkovodní organismy (Dey, 2016). Většina z druhů, které jsou obchodovány v rámci prodeje okrasných zvířat, má potenciál stát se invazním druhem (Gertzen & kol., 2008; Duggan & kol., 2006).

Akvaristika a obchod s okrasnými zvířaty je vektorem pro velké množství úmyslných i neúmyslných introdukcí (Strecker & kol., 2011; Copp & kol., 2010), přičemž Evropa je jedním z míst s nejvíce rozvinutým chovem akvarijních a okrasných druhů ryb a nabízí široké druhové spektrum, což představuje velmi diverzifikovaný zdroj pro introdukci nepůvodního organismu (Copp & kol., 2010).

Až 90 % z chovaných akvarijních a okrasných druhů ryb tvoří ryby tropického podnebného pásu, včetně druhů, které jsou mezi akvaristy nejvíce populární, tedy čeledi živorodkovití a tetry (Duggan & kol., 2006). V zemích mírného pásu je tak introdukce a etablování těchto druhů, s výjimkou oblastí s termálními prameny, velmi obtížné a nepravděpodobné (Kouba, ústní sdělení v rámci EKNOF, 2023, Gozlan & kol., 2010). Nicméně v zemích tropického pásu s rozvinutým odvětvím pet trade (např. Čína a Malajsie), představují tyto druhy vážné riziko, neboť v případě jejich úniku do volných vod může dojít velmi snadno k jejich etablování (Dey, 2016).

Obchod s okrasnými a akvarijními druhy ryb představuje do budoucna výrazné riziko v důsledku současné probíhající klimatické změny, v rámci které dochází k oteplování vod mírného pásu, čímž se tyto vody mohou stát v budoucnu vhodné pro přežití a reprodukci tropických druhů ryb (Herborg & kol., 2007).

1.1.2.3. Vypouštění živé nástrahy v rámci rybolovu

Většina sportovních a rekreačních rybářů, kteří při rybolovu používají živou nástrahu, tak ryby, které během lovu nepoužijí, vypouštějí v místě rybolovu do vody (Kilian & kol., 2012). Mezi rybáři panuje přesvědčení, že vypouštěním nástražních ryb do ekosystému přispívají ke zlepšení potravní nabídky pro cílové druhy ryb a tím pádem je tato činnost pozitivní a činí tak i přes lokální zákazy (Drake & Mandrak, 2014; Kilian & kol., 2012).

Z tohoto důvodu je v oblastech s rozvinutým sportovním a rekreačním rybolovem tento způsob introdukce velmi častý s vysokou mírou etablování z důvodu podobnosti nástražních ryb původním druhům a vysokému propagačnímu tlaku ze strany rybářů (Gascha Landis & kol., 2011).

Riziko introdukce touto cestou může být výrazně sníženo tím, že dojde ke zvýšení povědomí sportovních a rekreačních rybářů o problematice invazních druhů ryb a riziku spojených s jejich vypouštěním, zvýšení schopností rybářů identifikovat jednotlivé druhy invazních ryb a v neposlední řadě zavedení jednoduché legislativy podle které mají rybáři při chycení invazního druhu jednat (Lyach & Čech, 2018).

1.1.2.2.4. Biologická kontrola

Nepůvodní druhy ryb byly v minulosti hojně využívány pro biologickou kontrolu řas a makrofyt, stejně jako hmyzu a ostatních škůdců. U některých z těchto organismů následně došlo k etablování, které mělo za následek významné ekologické dopady na původní společenstva (Copp & kol., 2005). Typickým případem biologické invaze v důsledku biologické kontroly je gambusie komáří, která byla celosvětově introdukována v rámci boje proti malárii, kdy se používala k hubení vývojových stádií komárů (Lintermans, 2004).

1.1.2.2.5. Vysazování ryb do rybářských revírů

Většina zarybňovacích programů je tvořena původními druhy pro dané povodí, nicméně v rámci zvýšení atraktivity revíru a s tím spojeným zvýšením ekonomického profitu z prodeje povolenek jsou v některých revírech zarybňovací programy doplněny o nepůvodní, rybářsky atraktivní druhy ryb (Fuller, 2015; Mandrak & Cudmore, 2010; Gherardi & kol., 2009). Příkladem invaze způsobené vysazováním nepůvodních druhů ryb je introdukce okouna nilského a tlamouna nilského (*Oreochromis niloticus*, L 1758) do Viktoriina jezera (Curcherousset & Olden, 2011).

1.1.2.2.6. Balastní voda

Balastní voda je využívána v lodní dopravě od počátku 19. století a slouží k zvýšení stability a schopnosti manévrovat při transoceánských plavbách, stejně tak jako při plavbách ve vnitrozemí. Tento proces zahrnuje velký objem vody, který je načerpán do lodního trupu při nakládce zboží v jednom z přístavů, aby byl během vykládání zboží vypuštěn v přístavu druhém (Berney & kol., 2022). V rámci čerpání vody se

dovnitř balastních nádrží mohou dostat organismy, které jsou následně převezeny do jiné lokality, často svými parametry podobné, jako bylo místo jejich původního výskytu (Gherardi & kol., 2009).

Ryby tvoří pouze malou, nicméně nikoliv nezanedbatelnou část živočichů, kteří jsou schopni se šířit pomocí balastní vody, přičemž významnějším vektorem šíření je balastní voda pro mořské a brakické druhy ryb (Fuller, 2015; Wonham & kol., 2000). Příkladem introdukce v rámci přepravy balastní vodou je hlaváč černoústý a jeho introdukce do Velkých jezer v Severní Americe a do Evropy (Kornis & kol., 2012).

Problematika transportu organismů balastní vodou je v současné době řešena například povinnou výměnou balastní vody v průběhu transoceánských plaveb, čímž dojde k usmrcení sladkovodních organismů, které by se případně nacházeli uvnitř balastních nádrží (Verna & Harris, 2016).

1.1.2.2.7. Propojení povodí řek a migrační zprůchodnění toků

Budováním kanálů pro obchodní plavbu má za následek propojení dvou, nebo více povodí, která na sobě byla dříve zcela nezávislá a představovala tak na unikátní ekosystémy (Galil & kol., 2007). Propojení toků kanály umožnilo vodním živočichům dosáhnout lokalit, jejichž dosažení dříve nebylo možné. Ryby využívají tyto kanály k poproudové i protiproudové migraci, stejně tak jako využívají lodní dopravu k transportu na větší vzdálenosti (Berney & kol., 2022; Clout & Williams, 2009; Gherardi & kol., 2009).

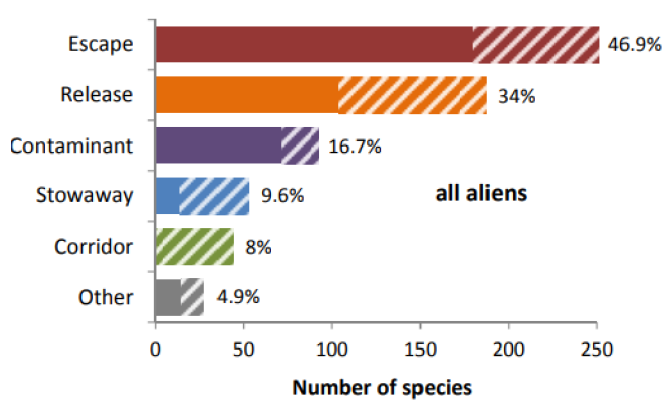
Stejná situace nastává i v případě, že dojde ke zprůchodnění migrační bariéry na toku, ve kterém je etablován invazní druh. V takovém případě vede zprůchodnění migrační bariéry k rozšíření oblasti, kterou je daný organismus schopný invadovat (Panov & kol., 2009; Galil & kol., 2007).

1.1.2.3. Porovnání významu jednotlivých způsobů zavlečení sladkovodních organismů do Evropy

V rámci Evropy jsou hlavní cesty introdukce vodních nepůvodních druhů spojovány se širokou škálou činností člověka a s intenzitou, se kterou jsou lidmi využívány k rekreačním účelům, jako zdroj potravy a za účelem komerčního využití (Nunes & kol., 2015).

Při výzkumu původů introdukcí vodních invazních organismů v Evropě bylo zjištěno, že nejvíce druhů bylo introdukováno v důsledku úniku z chovu, následovaly introdukce způsobené záměrným vypuštěním, dále pak kontaminace „černí pasažéři“ při přepravě nákladu, a nakonec využití plavebních koridorů pro lodní dopravu viz obr. č.1 (Nunes & kol., 2015).

V rámci útěku převažoval útek z akvakulturních chovů, z úmyslných vypuštění se jednalo o okrasné a akvarijní chovy. U kontaminace převažoval jako zdroj kontaminace akvakulturní chov. Většina „černých pasažérů“ využila k transportu lodní dopravu viz obr. č.2 (Nunes & kol., 2015).



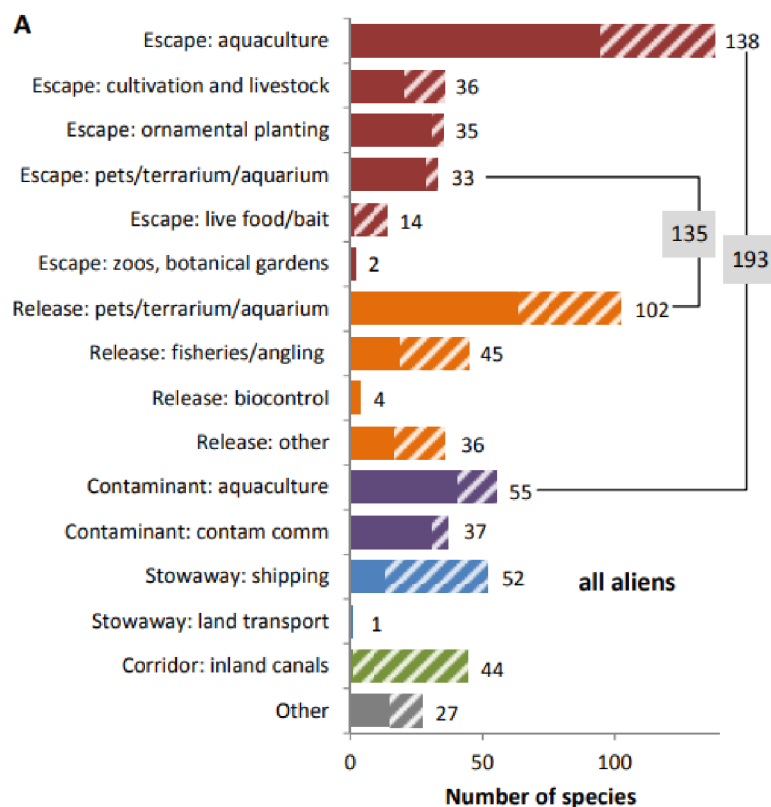
obr. č.1: Procentuální rozdělení introdukcí nepůvodních vodních druhů v Evropě. Šrafovaná část značí druh, který je původní v jiné evropské oblasti, než byl pozorován jeho záchyt. Procentuální součet je vyšší než 100 z toho důvodu, že některé organismy spadají do více kategorií (Nunes & kol., 2015).

1.1.3. Důsledky biologických invazí

U velkého množství druhů, které se dostanou do nového prostředí lidskou činností, následně nedojde k jejich uchycení v novém ekosystému. Pokud k etablování daného druhu dojde, nemusí se ještě tento druh začít samostatně v novém prostředí aktivně šířit. Organismy, které jsou v novém prostředí etablovány a šíří se a vlivem jejich šíření dojde k překrývání ekologických nik s původními organismy, jsou považovány za organismy mající vliv na původní ekosystém (Clout & Williams, 2009).

Důsledky biologických invazí mohou být rozděleny na dvě podskupiny, které jsou velmi úzce propojeny. První podskupinou jsou důsledky enviromentální, které zkoumají vliv nepůvodního organismu na invadovanou lokalitu (Gallardo & kol.,

2016). Druhou část pak tvoří biologické invaze, které mají vliv na ekonomiku daného regionu a kdy je třeba kalkulovat vynaložené prostředky nutné na potlačení, nebo management invazního druhu na daném území (Diagne & kol., 2021; Bradshaw & kol., 2016). Obě uvedené podskupiny potom propojují socioekonomické dopady na lidskou populaci obývající zasažené území (Clout & Williams, 2009).



obr č.2: Počet nepůvodních vodních druhů v Evropě, rozdělený do podskupin jednotlivých kategorií viz graf č. 1., přičemž se počítá s prvním nálezem v oblasti. Šrafovaná část ukazatele značí druhy, které jsou původní v jiné než pozorované evropské oblasti. Contamm comm je označení kontaminace komodit (Nunes & kol., 2015).

1.1.3.1. *Důsledky enviromentální*

Za enviromentální označujeme důsledky, které mají přímý, nebo nepřímý dopad na oblast, ve které došlo k výskytu invazního druhu (Gallardo & kol., 2016). Mezi takové dopady se řadí například vyhynutí, pokles populace některých původních druhů a změna struktury a věkového složení původních společenstev v důsledku kompetice, nebo predace. Dále se pak jedná o ztrátu ekosystémových služeb vlivem nepřímých enviromentálních důsledků invaze (Clavero & Garcia-Berthou, 2005; Crooks, 2002).

Ekosystémovými službami je míněna např. dostupnost a složení potravních zdrojů, dostupnost a počet úkrytů atd (Clout & Wiliams, 2009).

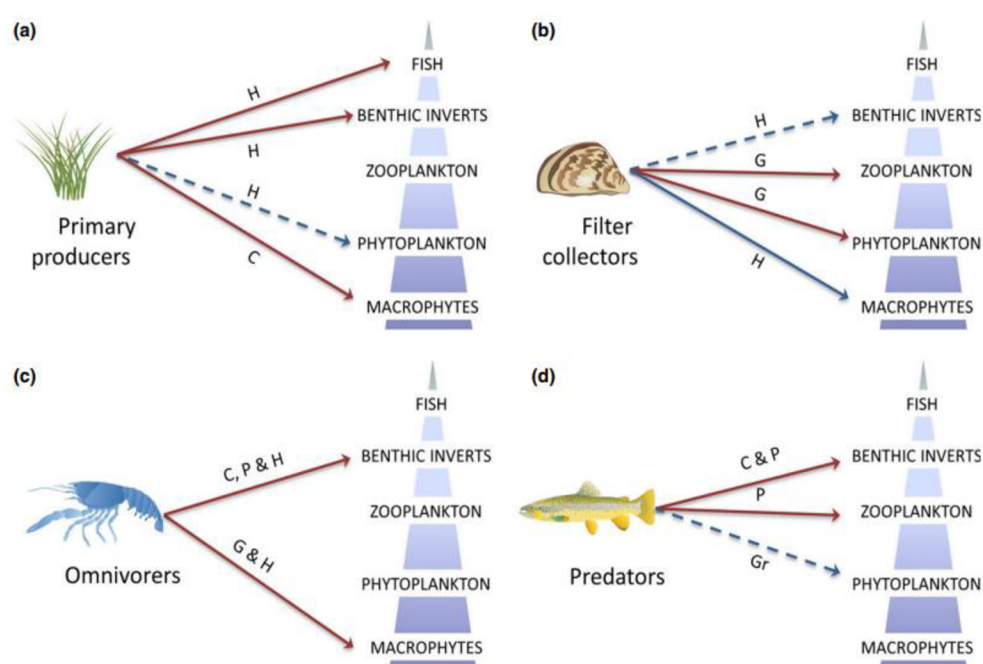
V případě že dojde k ustanovení populace invazivního druhu v novém ekosystému, je předpoklad, že interakce s původní biotou sebou bude přinášet změny v druhovém složení původní populace jak v abundanci, tak i biomase, což v konečném důsledku může vést k změně toku energie v potravní síti daného ekosystému a vyvolat kaskádový efekt. (Strayer, 2010). Například autoři (Gallardo & kol., 2016) prokázali, že přítomnost nepůvodního vodního organismu má za následek pokles abundance druhů původního společenstva. S ohledem na enviromentální podmínky byl také pozorován nárůst koncentrace dusíkatých látek a množství organické hmoty (Gallardo & kol., 2016).

1.1.3.1.1. Přímé enviromentální důsledky

Přímé enviromentální důsledky biologických invazí ve vodním prostředí fungují především na principu kompetice a predace (Berney & kol., 2022). Kompetice mezi původními a introdukovaným druhem nastává v momentě, kdy dojde k překryvu jejich nik (Minder & kol., 2020; Sampson & kol., 2009), přičemž se nemusí omezovat pouze na vodní prostředí, protože například potravní zdroje v podobě hmyzu (byť v rozdílných stádiích ontogenetického vývoje) sdílejí ryby například s ptáky, nebo pavouky (Jackson & kol., 2016). Predace je pak kvantifikována pomocí predačního tlaku, který nepůvodní organismus vyvíjí na jednotlivé složky potravní sítě, v rámci, které došlo k jeho introdukci (Berney & kol., 2022).

Přímé enviromentální vlivy lze dále popsat pomocí hypotézy o trofické pozici (Thomsen & kol., 2014). Podle té lze předpokládat rozdílné účinky etablovaného invazivního organismu na potravní síť v závislosti na trofické úrovni organismu a jeho potravním chování (viz obr. č.3). Pokud je zkoumaný organismus na vyšší trofické úrovni, pak při jeho rozšíření pozorujeme v nižších trofických úrovních top – down efekt, kdy dochází ke střídání negativní a pozitivní změny v biomase a abundanci jednotlivých úrovní (Pace & kol., 1999). Naopak v případě introdukce primárních producentů, nebo filtrátorů dochází k projevu bottom – up efektu, kdy je pozorováno šíření změn v potravní síti od nižších trofických úrovní do vyšších (Heath & kol., 2014).

Příkladem top – down efektu je zavlečení plotice obecné (*Rutilus rutilus*, L 1758) a oukleje obecné (*Alburnus alburnus*, L 1758) do nádrží ve Španělsku. Jejich vlivem došlo k masivnímu snížení populace a biomasy hrubého zooplanktonu, díky kterému byl pozorován rozvoj společenstva fytoplanktonu (Ordonez & kol., 2010). Bottom – up efekt lze prezentovat invazí slávičky mnohotvárné. Jejím výskytem dochází v důsledku masivní filtrace ke snížení populace fytoplanktonu a drobného zooplanktonu, což přenáší negativní dopady také do vyšších trofických skupin (Ward & Ricciardi, 2007).



obr. č.3: Schéma zobrazující vliv jednotlivých potravních skupin na funkční skupiny původního společenstva. Červeně zbarvené jsou vlivy nepříznivé, modře zbarvené pak vlivy příznivé. Jsou zde zahrnuty jak vlivy přímé (P – predace, C – kompetice, G – pastva), tak vlivy nepřímé (H – změna habitatu)

(Gallardo & kol., 2016).

1.1.3.1.2. Nepřímé enviromentální důsledky

Nepřímé enviromentální důsledky jsou působeny organismy, které jsou nazývány tzv. systémovými inženýry. Tyto druhy jsou schopny vytvářet výrazný vliv na ostatní organismy prostřednictvím výrazných změn v prostředí, jakými jsou například průhlednost vody a koncentrace živin a organické hmoty (Jones & kol., 1996). Za

systemové inženýry je považován například kapr obecný (*Cyprinus carpio*, L 1758) a rak červený (*Procambarus clarkii*, Girard 1852), kteří dokáží soustavným vířením a narušováním sedimentů přetvořit vodní plochy s vysokou průhledností vody a převahou makrofyt na prostředí s dominancí fytoplanktonu s nízkou průhledností (Matsuzaki & kol., 2009). Opačný efekt je pozorován při výskytu slávičky mnohotvárné. Při její přítomnosti dochází vlivem její filtrační kapacity ke zvýšení průhlednosti vody a doprovodnému rozvoji makrofyt. Zároveň kolonie slávičky poskytují úkryt i potravní zdroje vodním bezobratlým (Ward & Ricciardi, 2007). Při zavlečení makrofyt do vodního ekosystému, jako je například rákos obecný (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) byly pozorovány změny podmínek díky zvýšené produkci detritu a záchytu sedimentů (Rooth & Stevenson, 2000). Tato změna má za následek ovlivnění využitelnosti habitatu pro ryby a vodní bezobratlé (Carniatto & kol., 2013; Jayawardana & kol., 2006). I přes využitelnost makrofyt jakožto potravního zdroje (Schultz & Dibble, 2012), byl při rozvoji nepůvodních makrofyt pozorován pokles abundance u ryb i bentických bezobratlých (Gallardo & kol., 2016).

1.1.3.1.3. Socioekonomické důsledky

Socioekonomické dopady jsou změny způsobené invazními druhy, které se pohybují na pomezí důsledků enviromentálních a důsledků ekonomických. jedná se o důsledek, který má přímý enviromentální dopad na lidskou společnost, přičemž působí i ekonomické ztráty z důvodu nepříznivého vlivu na lidi (Vilá & kol., 2010). Zajímavým příkladem socioekonomického důsledku biologické invaze je rozšíření krysy obecné (*Rattus rattus*, L 1758) v důsledku rozvoje obchodu v období antického Říma a ranného středověku po Evropě. Tyto krysy, respektive blecha obecná (*Pulex irritans* L 1758) se staly následně přenašeči dýmějového moru, zvaného černá smrt, který ve 14. století způsobil smrt více než 25 milionů lidí, tedy přibližně třetinu tehdejší evropské populace. Tento rapidní pokles populace posléze vytvořil vhodnou půdu pro rozvoj nového stylu myšlení, dnes zvaného Renesance (Clout & Williams, 2009).

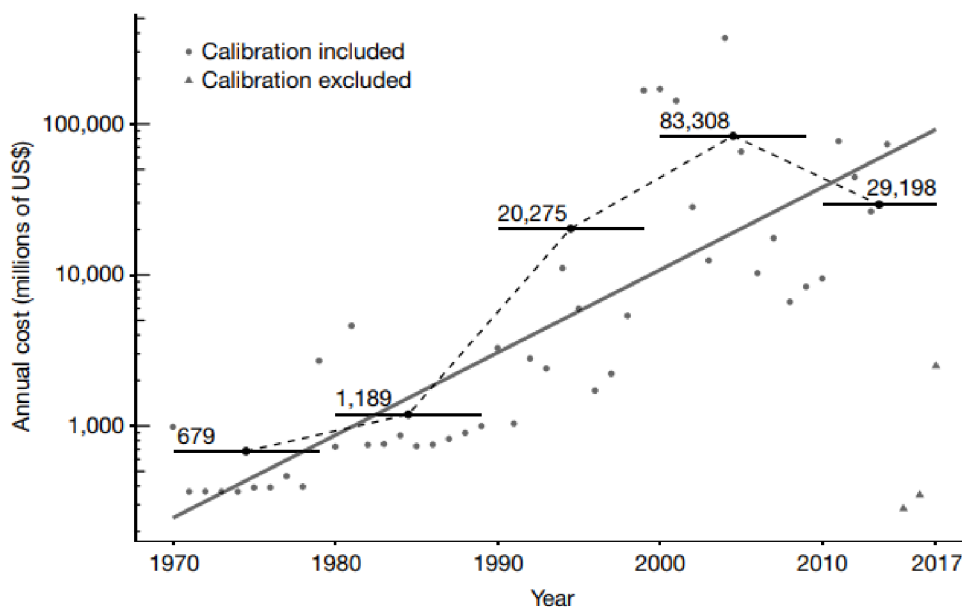
1.1.3.2. Důsledky ekonomické

Ekonomické důsledky způsobené nepůvodním invazním druhem můžeme rozdělit do dvou skupin. První skupinou jsou přímé ekonomické škody způsobené přítomností druhu v dané oblasti. Druhou skupinu tvoří peněžní výdaje vynaložené na management daného invazního druhu (Diagne & kol., 2021; Hoffman & Broadhurst, 2016).

Ekonomické výdaje mohou i v případě jednoho invazního druhu dosahovat vysokých hodnot (Andersen & kol., 2004).

Přímé ekonomické dopady invazních druhů představují především škody na materiálu a obchodních komoditách, snížení nabídky služeb, nebo snížení produkce. Příkladem můžou být nižší výnosy zemědělských plodin v důsledku působení škůdců, poničení infrastruktury nárosty, nebo omezení využívání ekosystémových služeb (Bradshaw & kol., 2016).

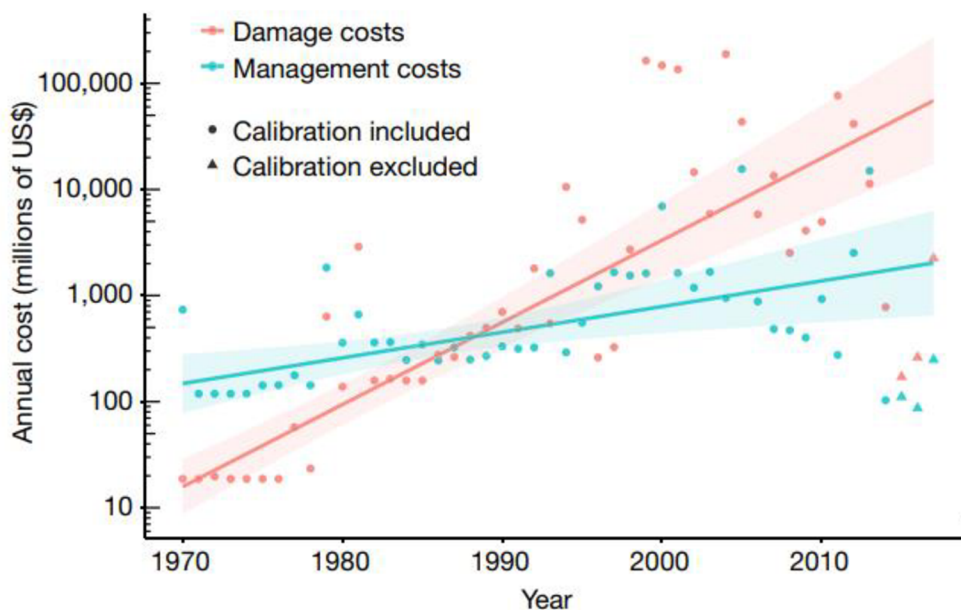
Ve vodním prostředí působí ekonomické ztráty například nárosty kolonií slávičky mnohotvárné, které jsou schopny ucpat potrubí elektráren a zavlažovacích systémů, čímž mohou způsobit značné škody (Haubrock & kol., 2024; Andersen & kol., 2004).



obr. č.4: Vývoj globálních škod způsobených biologickou invazí v milionech amerických dolarů mezi lety 1970 a 2017. Plná čára reprezentuje dynamiku nákladů na základě lineární regrese (viz graf č.2), přerušovaná čára spojuje hrubý roční údaj o nákladech v rámci každé dekády. Horizontální lišty symbolizují periodu, pro kterou byl hrubý roční údaj o výdajích počítán (Diagne & kol., 2021).

Ke shrnutí nákladů a škod způsobených jednotlivými invazními druhy se využívá databáze InvaCost (Haubrock & kol., 2024; Diagne & kol., 2020). V rámci této databáze je zahrnuta většina taxonů, druhů aktivit spojených s managementem druhu,

škod působených daným druhem a seznam geografických regionů (Diagne & kol., 2021).



obr. č.5: Vývoj globálních škod a výdajů na management invazních druhů v milionech amerických dolarů v období mezi lety 1970 a 2017. Škody zahrnují ekonomické ztráty v důsledku přímého, nebo nepřímého vlivu invazního organismu, jako je např. ztráta výnosů, změna krajiny, poškození infrastruktury, nebo snížení příjmů. Součástí nákladů vynaložených na management invazních druhů zahrnují akce zabráňující zavlečení druhů a akce vůči méně nebo více etablovaným populacím. Mezi položky managementu patří prevence, kontrola, dlouhodobý management, eradikace a výzkum (Diagne & kol., 2021).

Celosvětově byly škody způsobené nepůvodními organismy mezi lety 1970 a 2017 vyčísleny na 1, 288 bilionu amerických dolarů v přepočtu na hodnotu dolaru v roce 2017, přičemž se předpokládá, že skutečné škody jsou výrazně vyšší z důvodu obtížné dohledatelnosti skutečných výdajů a škod (Cuthbert & kol., 2024; Zenni & kol., 2021; Diagne & kol., 2021). V roce 1970–1980 činila hodnota v přepočtu na rok 679 milionů dolarů za rok, následoval nárůst v průběhu let na hodnotu přibližně 83 miliard dolarů ročně mezi lety 2000–2009. Mezi lety 2010–2017 byl pozorován pokles výdajů na 29,2 miliardy dolarů ročně. Tento zdánlivý pokles je však pravděpodobně způsoben nedostatkem odhadů škod v rámci hodnoceného období v důsledku víceleté prodlevy mezi vznikem škod a jejich plného vyčíslení a zdokumentování (Diagne & kol., 2021). Celkový vývoj ekonomických škod je znázorněn v obr. č. 4 a rozdělení škod a nákladů na management v obr. č. 5.

1.1.4. Management biologických invazí

Management invazních druhů zahrnuje širokou škálu aktivit, jako je prevence zavlečení nepůvodních organismů, eradikace nebo odchyt nově zavlečených druhů, nebo zmírnění vlivů a dlouhodobý management již etablovaných populací (Simberloff & kol., 2013). Jedná se o důležitý nástroj v oblasti ochrany biodiverzity (Crowley & kol., 2017). Současně s tím je však také součástí ochrany ekonomických zájmů, ochrany a zachování ekosystémových služeb a ochrany lidského zdraví, společně se zdravím zvířat a rostlin (Crowley & kol., 2017).

Obecně platí, že nejsnazším a nejméně nákladným nástrojem pro management biologických invazí jsou nástroje proaktivního přístupu, tedy především prevence před samotným zavlečením druhu na nové území (Soto & kol., 2023; Clout & Williams, 2009; Leung & kol., 2002). Pro případ zavlečení nepůvodního druhu je třeba mít připravený nouzový plán včasného managementu, pomocí kterého můžeme rychle odstranit nepůvodní organismus z ekosystému dříve, než dojde k jeho etablování (Clout & Williams, 2009). Pokud dojde u daného druhu k plnému etablování, je jeho management velmi náročný a nákladný (Vilá & kol., 2010).

Pro předpověď úspěšnosti biologických invazí je klíčové porovnání hodnocené lokality s původním areálem výskytu daného druhu. U introdukovaného druhu je totiž větší pravděpodobnost úspěšného etablování v oblastech, které jsou svými podmínkami podobné ekosystému, kde došlo k evolučnímu vývoji hodnoceného organismu, nebo k jeho úspěšnému etablování (Suarez & Tsutsui, 2008).

1.1.4.1. Management vodních invazních druhů

Pro správné nastavení managementu nepůvodních vodních druhů je naprosto nezbytné správně porozumět mechanismům, pomocí kterých dochází k zavlečení druhu do vodního prostředí, viz kapitola 1.1.2.1. (Nunes & kol., 2015). Obecně rozšířeným předpokladem navíc je, že management vodních invazí je obtížnější na provedení a jeho pravděpodobná úspěšnost je nižší než u invazí suchozemských. (Francis & Pyšek, 2012). Hlavními důvody pro toto tvrzení jsou zaprvé to, že celý proces invaze většinou probíhá skrytě a je tak obtížné jednak včasně detekovat druh na nové lokalitě a následně také vyhodnotit úspěšnost eradikace, nebo managementu populace (Simberloff, 2020). Druhým, často zmiňovaným důvodem zvyšujícím

obtížnost úspěšného managementu biologických invazí ve vodním prostředí je konektivita říčních sítí, a to především z hlediska rizik spojených s chemickou, nebo biologickou kontrolou a vyšším rizikem opakovaných rekolonizací oblastí, kde byl druh dříve odstraněn (Francis & Chadwick, 2012; Francis & Pyšek, 2012). Největší pozornost z hlediska eradikace a managementu nepůvodních vodních organismů je tak věnována menším vodním tokům a přesně vymezeným vodním nádržím, kde je pravděpodobnost úspěšnosti zásahu nejvyšší (Simberloff, 2020).

1.1.4.1.1. Prevence a včasná detekce přítomnosti organismu

Prevence biologických invazí je hlavním nástrojem používaným v proaktivním managementu sladkovodních biologických invazí (Leung & kol., 2002). jejím účelem je zabránit transportu a introdukci nepůvodního organismu v nových lokalitách detekcí a kontrolou způsobu, kterým k zavlečení dochází (Robertson & kol., 2020).

Pro sladkovodní ryby je příkladem opatření představujícího úspěšnou prevenci před zavlečením nařízení o nakládání s balastní vodou, jejíž součástí je například povinnost výměny balastní vody v průběhu transoceánských plaveb, čímž dojde k usmrcení sladkovodních organismů (Robertson & kol., 2020; Verna & Harris, 2016). Dalším možným preventivním nástrojem je budování behaviorálních bariér v rámci plavebních kanálů propojující jednotlivá povodí (Noatch & Suski, 2012).

V případě, že dojde k introdukci nepůvodního druhu do nové lokality je klíčovým faktorem pro úspěšný management, nebo eradikaci včasná detekce daného druhu (Berney & kol., 2022; Clout & Williams, 2009). Tradičními způsoby monitoringu rybích populací a s tím i přítomnosti invazních druhů jsou odlov do sítí a pastí a elektrolov, které však mají pouze omezenou efektivitu (Berney & kol., 2022). Kromě těchto nástrojů se v současnosti využívá i nově zaváděných a přesnějších neinvazivních metod. Těmito metodami jsou například bioakustické senzory (Kottege & kol., 2015), nebo analýza environmentální DNA (eDNA) (Rees & kol., 2014).

Pro monitoring výskytu nepůvodních vodních druhů lze využít i data získaná od laické veřejnosti, nebo ze sociálních sítí (Pawson & kol., 2020). Příkladem tohoto nástroje může být například mobilní aplikace Raci v ČR (Štambergová & kol., 2009),

nebo aplikace Invasive alien species Europe (Pawson & kol., 2020). Dalším příkladem využití dat od veřejnosti je detekce přítomnosti kaprovce velkoustého (*Ictiobus cyprinellus*, Valenciennes, 1844) a kaprovce černého (*Ictiobus niger*, Rafinesque, 1819) v českých řekách pomocí analýzy fotografií zveřejněných rybáři na sociálních sítích (Kalous & kol., 2018).

Na úspěšnost prevence a včasné detekce má významný vliv informovanost neodborné veřejnosti o problematice jednotlivých invazních druhů (Berney & kol., 2022).

1.1.4.1.2. Eradikace

V případě, že je proces eradikace nově introdukovaného druhu zahájen v době, kdy ještě nedošlo k plnému etablování organismu a jeho populace je v dané lokalitě zastoupena pouze v malém měřítku, je eradikace populace účinným prostředkem boje proti invaznímu druhu (Vilá & kol., 2010; Clout & Williams, 2009). Tento včasný a důsledně provedený zákrok může mít za následek značné benefity pro původní společenstvo organismů (Simerloff, 2020). Příkladem může být odstranění nepůvodních pstruhů ze tří jezer v Kalifornii, které mělo za následek zvýšení populace ohroženého skokana maskovaného (*Rana muscosa*, Camp 1917) (Knapp & kol., 2007). Samotný eradikační úkon může být proveden pomocí chemických látek, manuálním odlovem, nebo pomocí biologických metod (Simberloff & kol., 2020; Rytwinski & Kol., 2019).

Pro eradikaci invazních ryb za pomoci chemických látek byl v minulosti používán především rotenon (Rytwinski & kol., 2019), při likvidaci raků pak pyrethroidy (Holdich & kol., 1999). Nevýhodou těchto látek byla přílišná neselektivita kdy při použití rotenonu, nebo jiné chemické látky došlo k vytrávení celého společenstva, či skupiny organismů včetně původních druhů, což je problematické jak z ekologického hlediska, tak i z pohledu veřejnosti (Simberloff, 2020; Rytwinski & kol., 2019; Bremmer & Park, 2007; Holdich & kol., 1999). V současnosti se také využívá několik selektivních látek, jako jsou například lampricidy, které se využívají k potlačování populace mihule mořské (*Petromyzon marinus*, L 1758) v soustavě severoamerických Velkých jezer (Siefkes, 2017).

V případě zvolení mechanického způsobu eradikace je tento úkon prováděn pomocí odlovů do tenatových sítí, nebo pomocí elektrolovu. Jedná se o poměrně efektivní způsob, pokud je ovšem proveden důsledně. Nicméně, odlovit veškeré jedince daného invazivního druhu těmito metodami může být značně náročné až nemožné. Přičemž morfologie a velikost daného vodního tělesa mají značný význam na úlovky daného druhu. Tento druh eradikace je v porovnání s chemickým způsobem eradikace nákladnější, jak časově, tak i z hlediska lidských zdrojů (Bosch & kol., 2019).

Při eradikaci za použití biologických metod je proveden zásah do biologie cílového druhu. Příkladem může být použití druhově specifického viru CyHV-3 při likvidaci populací kapra obecného v australských řekách (McColl & kol., 2014). Pro aplikaci takové metody je však nutná jednak dokonalá znalost použitého viru, tak dokonalá znalost invazního druhu a společenstva v prostředí, kde má být daný virus použit, aby se zabránilo dalšímu poškození původního společenstva nově zavlečeným onemocněním (McColl & kol., 2016).

1.1.4.1.3. Management populace

Management populace představuje dlouhodobou snahu o udržení populace invazního druhu na stabilně nízké úrovni a s tím spojené nízké úrovni škod působených daným druhem (Simberloff, 2020).

Prvním krokem k úspěšnému managementu populace invazního druhu je zamezení jeho dalšího šíření (Berney & kol., 2022). K tomu lze využít jak fyzické bariéry, které byly použity například při managementu populace kapra obecného na Novém Zélandu (Tempero & kol., 2019), nebo je zde možnost využití behaviorálních clon založených na principu odpuzovačů (elektrické/magnetické pole, vzduchové bubliny, zvukové plašice atd. (Noatch & Suski, 2012).

Poté, co je zamezeno dalšímu šíření druhu je možné přejít k oslabení etablované nepůvodní populace. To je prováděno většinou pomocí odlovu do sítí, nebo elektrickým agregátem (Robertson & kol., 2020; Rytwinski & kol., 2019). Použití fyzického odlovu jako nástroje bylo zaznamenáno při managementu populace raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*, Dana, 1852), kde použití těchto metod vedlo ke snížení populace, nicméně finanční náročnost podobných projektů vede často k jejich nekonzistentnímu provádění (Holdich & kol., 1999). Nicméně, snížení populace

invasivních raků pomocí ručního sběru také nemusí mít žádný anebo naopak pozitivní efekt na populaci daného druhu, jelikož odebrání odchycených jedinců z populace může uvolnit niku pro ostatní jedince daného druhu na lokalitě (Veselý a kol 2024. osobní sdělení).

Dalším nástrojem pro dlouhodobý management nepůvodního druhu je zapojení veřejnosti do programů zaměřených na selektivní odlov invazivního druhu, k čemuž velmi pomáhá například možnost využití invazivního druhu jako potravního zdroje (Seaman & kol., 2022). Například ve Viktoriině jezeře došlo vlivem rozvoje lovu okouna nilského k poklesu a ustálení populace druhu (Yongo & kol., 2018).

1.1.4.1.4. Biologická kontrola

Biologická kontrola nemá většinou za cíl eradikaci invazivního druhu, ale je součástí dlouhodobé kontroly populace nepůvodního druhu, jehož populace je pomocí predáčního, nebo vyžíracího tlaku trvale držena na nízké úrovni (Simberloff, 2020). Příkladem úspěšné biologické kontroly, bylo použití amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*, Valenciennes, 1844) k vymýcení morovinky hustolisté (*Egeria densa*, Planch. 1849) z malého jezera na Novém Zélandu (Hosfra & kol., 2018). Po úspěšné eradikaci byly ryby z nádrže odloveny a nádrž byla osazena původními druhy rostlin (Hosfra & kol., 2018). vzhledem k tomuto příkladu přistupuje tato práce k biologické kontrole, jako k nástroji využitelném jako pro eradikaci, tak pro dlouhodobý management.

Dalším prostředkem využitelným pro biologickou kontrolu je změna poměru pohlaví. Toho lze docílit a například umělým dosazením samců s genotypem YY, díky čemuž dojde k vychýlení rovnováhy pohlaví populace ve prospěch samců a v další generaci má za následek nižší množství potomstva (Schill & kol., 2016). To mělo například v revírech severní Ameriky za následek snížení populace sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill 1815) v oblastech mimo jeho původní areál rozšíření (Roth & kol., 2020). Snížení populace může být také dosaženo pomocí využití feromonů, kterými dojde k narušení reprodukčního chování ryb, a tedy i ke snížení reprodukční úspěšnosti (Sorensen & Johnson, 2016).

1.2. Hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*)

Invazním druhem, jehož enviromentální vliv tato práce zkoumala, je hlaváč černoústý, ryba čeledi hlaváčovití (*Gobiidae*) řádu hlaváči (*Gobiiformes*). (BioLiB, 03/2024; FishBase, 03/2024). Tato kapitola se bude věnovat popisu tohoto druhu z hlediska vzhledu, etologie a ekologie druhu. Přičemž cílem této práce bylo jednak popsat roli hlaváče černoústého jako konzumenta tak i kořist v řece Ploučnici a popsat kompetici s původním druhem vrankou obecnou, jako druh bentickým druhem obývajícím stejný habitat. Ekologie a popis vranky bude uveden v další kapitole

1.2.1. Popis těla

Jedná se o menší, benticky žijící druh ryby (Sapota, 2012), která v evropských vodách dosahuje velikosti přibližně 25 cm, přičemž samci bývají větší, než samice (Sapota, 2005). Tělo je protáhlého, válcovitého tvaru (Kornis & kol., 2012) a je zbarveno šedožlutě s postranními skvrnami. (Sapota, 2012). Výrazným determinačním znakem je výrazná černá skvrna na první hřbetní ploutvi (Sapota, 2012).

1.2.1.1. Pohlavní dimorfismus

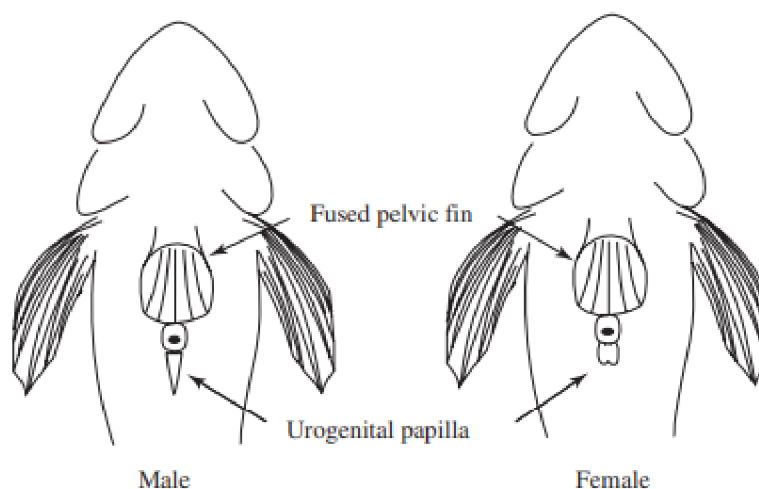
Pohlavní dimorfismus je patrný při porovnání pohlavní papily. Samičí pohlavní papila je širší a tupého tvaru, kdežto samčí pohlavní papila je užší a výrazně protáhlá se špičatým koncem (viz obr. č.6) (Kornis & kol., 2012; Charlebois & kol., 1997). Dimorfismus je také patrný ve zbarvení, především v období výtěru, kdy jsou samci tmavšího zbarvení, než samice a mají bílý, nebo modrobílý okraj ocasní ploutve. (Sapota, 2012, Kornis & kol., 2012).

1.2.2. Etologie druhu

1.2.2.1. Habitat

Hlaváč černoústý, je druhem obývajícím především sladké a brakické vody (Sapota, 2012), avšak je schopen obývat trvale i slané vody až do 30‰ salinity (Puntilla-Dodd & kol., 2021). Jedná se o druh žijící v blízkosti dna, vyhledávající především kamenité, nebo štěrkovité dno, které poskytuje větší množství úkrytů a je vhodnější k reprodukci než nečlenité písčité, nebo jílovité dno (Belanger & Corcum, 2003; Ray & Corcum, 2001). V oblasti přístavů pak obsazuje stanoviště v blízkosti mol a betonových nástavb (Sapota, 2012). Absence preferovaného tvrdého a členitého dna však nezabrání

biologické invazi, protože hlaváč černoústý, je schopen trvale obývat i úseky s nečlenitým dnem, a to i přestože je zde vystaven vyšší míře predace (Kornis & kol., 2012; Belanger & Corcum, 2003; Ray & Corcum, 2001).



obr. č.6: Rozdíly ve tvaru pohlavní papily mezi samcem a samicí hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*) (Charlebois & kol., 1997).

Ve stojatých vodách preferuje spíše mělčí úseky s výjimkou mělkých pobřežních zón (Kornis & kol., 2012). Celkově se jedná o druh s menší mírou aktivního plavání. A to i v proudných úsecích, kde díky transformovaným břišním ploutvím v břišní přísavku, dokáže setrvat na stejném místě jen s minimální energetickou námahou (Sapota, 2012).

Hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*) je druhem žijícím usedlým způsobem života (Björklund & Almqvist, 2010). Tomu odpovídá i poměrně malý domovský okrsek, který dosahuje průměrně $5 \text{ m}^2 \pm 1,2 \text{ m}^2$ (Ray & Corkum, 2001). V rámci monitoringu populací byli však zaznamenáni i migratorní jedinci, kteří byli odchyceni i ve vzdálenosti 2 km od místa, kde byly ryby označeny (Wolfe & Mardsen, 1998).

1.2.2.2. Potrava a umístění v potravním řetězci

1.2.2.2.1. Potravní zdroje a potravní chování hlaváče černoústého

Hlavní složkou potravy v přirozeném areálu výskytu jsou měkkýši, především mlži. Dále jsou výraznou složkou potravy korýši a mnohoštětinatci (Corcum &kol., 2004; Miller, 1986). Kromě těchto skupin se živí dalším zoobentosem, jikrami a při větších rozměrech také plůdkem, juvenilními jedinci ryb, menšími druhy ryb, obojživelníky a jejich vývojovými stádii (Kornis &kol., 2012; Diggins &kol., 2002). Měkkýši převažují především ve stojatých vodách. (Kornis &kol., 2012), přičemž mohou být konzumováni buď v celku nebo, v případě větších schránek až po jejich rozdrcení (Andraso &kol., 2011). V porovnání s například čeledí *Chironomidae* jsou však energeticky chudší stravou (Coulter &kol., 2011). Při laboratorním pokusu byl přírůstek hlaváčů černoústých krmených mlži čeledi *Dreissenidae* pouze 0,04 g/den oproti přírůstku ryb krmených pakomáry čeledi *Chironomidae*, kde přírůstek dosahoval 0,13 g/den (Coulter &kol., 2011). Hlavní roli v preferenci potravy hraje její dostupnost. Měkkýši jsou díky své nízké pohyblivosti snazší kořistí, a proto jsou méně pohyblivými hlaváči upřednostňováni (Kornis &kol., 2012; Coulter &kol., 2011). To dokládá i to, že v tekoucích vodách, kde je vyšší abundance jiných skupin makrozoobentosu, dochází ke změně potravních preferencí hlaváčů právě k těmto skupinám (Kornis &kol., 2012).

Hlaváč černoústý přijímá potravu v průběhu celého dne, přičemž potravní preference se mění i v průběhu dne. Například v řece Flint ve státě Michigan se v průběhu dne měnila potravní preference z larev *Chironomidae* a *Hydropsyche*, které dominují v průběhu dne, přes kukly *Chironomidae* ve večerních hodinách, až po dominanci pošvatek čeledi *Heptagenidae*, v nočních hodinách (Carman &kol., 2006). K podobné změně dochází i v zátocě Mexico bay v jezeře Ontario. Zde se mezi denní a noční dobou mění procentuální zastoupení měkkýšů v potravě z 26 % na 0 % a naopak se zvyšuje procentuální zastoupení čeledi *Chironomidae* a obojživelníků z 46 % na 71 % (Johnson &kol., 2008).

1.2.2.2.2. Predátoři hlaváče černoústého v místech jeho výskytu

Vzhledem k značnému rozšíření a vysokým hustotám populací, které mohou značně převyšovat hustotu populace původních bentických druhů ryb, stává se hlaváč

v těchto lokalitách také důležitou složkou potravy dalších rybích predátorů (Kornis &kol., 2012; Johnson &kol., 2005). Právě dobrá dostupnost a malá pohyblivost hlaváčů černoústých z nich dělá snazší kořist, než jsou například pelagické druhy ryb (Johnson &kol., 2005).

Hlaváč černoústý je natolik populární potravní rybou, že v lokalitách s dostatečnou hustotou populace se některé druhy ryb přímo specializují na tento druh. V rámci naší práce jsou dále zmíněny dva rybí druhy, u nichž byla tato situace zaznamenána. Jedná se o mníka jednovouseého (*Lota lota*, L 1758) a okouna říčního (*Perca fluviatilis*, L 1758) (Kornis &kol., 2012; Madenjian &kol., 2011). Právě predací tlak mníka jednovouseého (*Lota lota*) například může stát podle Madenjiana &kol., (2011) za stabilizaci a následným poklesem populace hlaváče černoústého v severoamerickém jezeře Erie. Zde byl pozorován pokles populace hlaváče mezi lety 2004 a 2008 v korelaci se stoupajícím procentuálním zastoupením hlaváčů v potravě mníků (Madenjian &kol., 2011).

1.2.2.3. Rozmnožování

Hlaváč černoústý dosahuje dospělosti v případě samců ve věku 3 – 4 let a v případě samic po uplynutí 2 – 3 let (Miller, 1986). V invadovaných vodách severní Ameriky a severní Evropy byly však zaznamenány případy dřívějšího dospívání, kdy byli odchyceni dospělí jedinci ve stáří méně než 12 měsíců (Türk & Schnell, 2015; Macinns & Corkum, 2000).

Jedná se o druh, který je schopen se rozmnožovat vícekrát během jednoho roku. Při teplotách vody v rozmezí 9 – 26 °C může docházet k výtěru každých 18 – 20 dní (Charlebois &kol., 1997) a to až šestkrát v jednom roce (Miller, 1986). Samice je přitom v každém cyklu schopna produkovat v závislosti na velikosti 328–5221 jiker (Kotvun, 1978).

Samci zhruba 10 dní před výtěrem začnou připravovat hnízdo. Preferují přitom tvrdý a hrubý substrát, který poskytuje dostatek dutin a převisů, pod kterými je hnízdo dobře chráněno (viz obr. č.7 a obr. č.8) (Meunier &kol., 2009). Do takto připraveného hnízda se následně, často současně, vytírá více samic. Oplozené jikry jsou poté hlídány samcem, který během tohoto období nepřijímá potravu (Charlebois &kol., 1997).

1.2.3. Ekologie druhu

1.2.3.1. *Původní areál výskytu*

Jedná se o druh ponto-kaspické oblasti. Původním domovem pro tento druh jsou mělké vody černého, kaspického a azovského moře a jejich přítoky (Berg, 1949; Miller, 1986). Byl zaznamenán v řece Dněstr, až po soutok s řekou Smotryč, dále pak Jižní Bug po město Lodyžyn, Dněpr po město Dněpropetrovsky, Don po Rostov a v deltě Dunaje. (Berg, 1949; Charlebois & kol., 1997).



obr. č.7: (vlevo) Hnízdo hlaváče černoústého (Kornis & kol., 2012)

obr. č.8: (vpravo) Detail jiker ve stádiu očních bodů hlaváče černoústého (Kornis & kol., 2012).

1.2.3.2. *Nepůvodní areál výskytu*

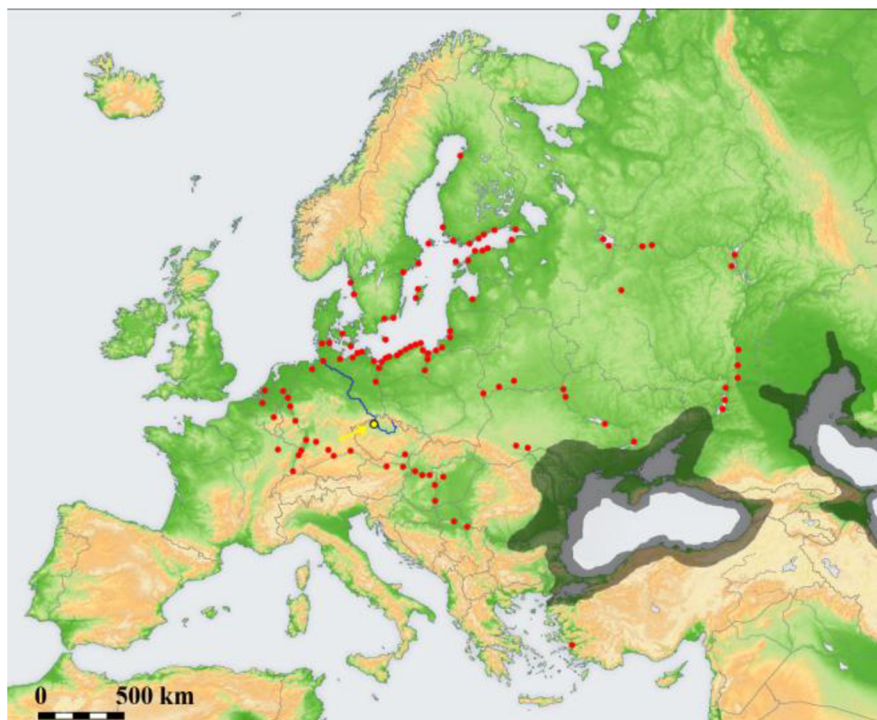
V této kapitola je věnována oblastem, ve kterých hlaváč není původním druhem vodního společenstva, ale buď zde došlo k jeho výskytu v minulosti, nebo se zde v současnosti nachází jeho stabilní rozvinutá populace. Způsobům, jakými se hlaváč černoústý do daných oblastí rozšířil je věnována kapitola 1.2.3.3. Průběh biologické invaze a mechanismy zavlečení. První záznam druhu mimo jeho přirozený areál výskytu byl uskutečněn na konci 50. let 20. století v oblasti Aralského jezera (Miller, 1986). Zde pravděpodobně došlo k zavlečení během dosazování cípala hlavatého (*Mugil cephalus*, L. 1758) z oblasti Kaspického moře (Moskalkova, 1996). V této lokalitě dnes není druh z důvodu zvýšení salinity přítomen (Corkum & kol., 2004).

V roce 1985 byl poté zaznamenán výskyt v řece Moskva poblíž města Moskva (Sokolov & kol., 1989).

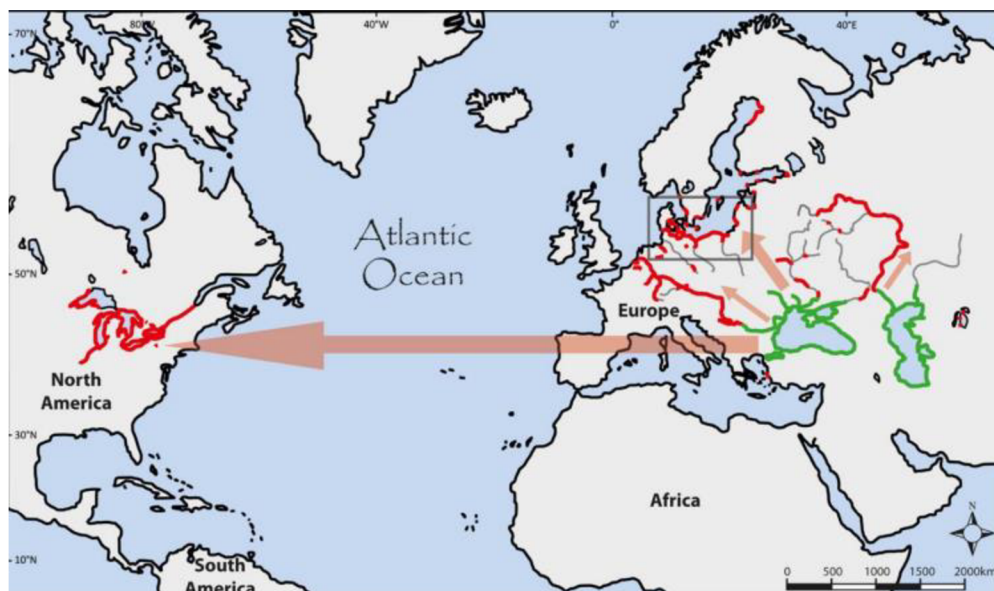
V roce 1990 dochází k současnému rozšíření do baltského moře v oblasti Gdaňského zálivu (Sapota & Skóra, 2005) a do řeky St. Clair v severní Americe. Z řeky St. Clair se poté druh dostává do soustavy severoamerických Velkých jezer (Crossman & kol., 1992). V rámci Velkých jezer se tento druh následně rozšiřuje rychleji než jakýkoliv druh, který zde byl introdukován před ním (Charlebois & kol., 2001). V následujících letech došlo k poklesu a ustálení populace hlaváče černoústého ve všech jezerech soustavy (Kornis & kol., 2012). Současně s osidlováním nových geografických území docházelo i k šíření druhu z původních lokalit v přístavech a ústí řek v Černém moři dále proti proudu do vnitrozemí. V roce 2001 tak došlo k záchytu druhu v povodí Dunaje v oblasti Vídně (Corkum & kol., 2004).

V baltském regionu dochází nejprve k šíření druhu v Gdaňském zálivu a podél pobřeží (Sapota & Skóra, 2005). V roce 1996 byl druh poprvé detekován v ústí řeky Odry (Czugala & Wozniczka, 2010) a následně došlo do roku 1998 k jeho rozšíření do oblasti ostrova Rujána (Winkler, 2006). K dalšímu rozšíření došlo v roce 2006, kdy byl druh zaznamenán v Kielském kanále (Neukamm, 2009) a v roce 2008, kdy byl odchycen v řece Trave poblíž Lübecku (Hempel, 2017) a v řece Labe poblíž Hamburku (Hempel & Thiel, 2013). Mezi lety 2011–2013 následně došlo k 20 dalším případům zachycení druhu v oblasti. Celkově šlo o 34 jedinců jak adultních, tak juvenilních vývojových stádií a k dalšímu odchytu došlo v oblasti Geesthachtu (Hempel & Thiel, 2013). Tím, že byl mezi lety 2011 a 2013 odchycen druh ve větším množství případů a tím, že byla odchycena jak juvenilní, tak adultní stádia se předpokládá, že hlaváč k roku 2013 vytvořil na Labi stabilní populaci (Hempel & Thiel, 2013).

Předpokládalo se, že dojde k dalšímu šíření hlaváče černoústého proti proudu Labe tak, jak bylo pozorováno u jiných lokalit (Roche & kol., 2013; Grabowska & kol., 2010; Corkum & kol., 2004). Překvapivě však druh nebyl výše proti proudu detekován až do roku 2015, kdy došlo k náhodnému ulovení jedince při odběrech zoobentosu v oblasti Ústí nad Labem, tedy více než 620 km proti proudu od posledního záznamu (Buřič & kol., 2015). Rozšíření hlaváče černoústého v Evropě k roku 2015 shrnuje obr. č.9 Shrnutí celosvětové invaze druhu pak shrnuje obr. č.10.



obr. č.9: Výskyt hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*) v Evropě k roku 2015: Šedě značená je oblast původního výskytu druhu. Červené tečky značí místa, kde byl druh v Evropě zaznamenán mimo svůj přirozený areál výskytu. Žlutá tečka značí první zachycenou populaci na území České republiky (Buřič & kol., 2015).



obr č.10: Výskyt hlaváče černoústého v celosvětovém kontextu. Zelenou barvou je vyznačen původní areál výskytu, červeně pak území, na kterém probíhá biologická invaze druhu k roku 2017 (Hempel, 2017).

1.2.3.3. *Průběh biologické invaze a mechanismy zavlečení*

Předpokládá se, že k zavlečení hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*) do systému velkých jezer v severní Americe, stejně jako do oblasti Baltského moře, došlo prostřednictvím balastní vody mezinárodních obchodních lodí (Kornis & kol., 2012). Pomocí genetické analýzy pak bylo jako místo původu nepůvodní populace v soustavě velkých jezer označen přístav Cherson na jižní Ukrajině (Brown & Stepien, 2009). Lodě z Černého moře jsou s velikou pravděpodobností také příčinou invaze druhu v oblasti Baltského moře (Brown & Stepien, 2008; Sapota & Skóra, 2005).

Ranná juvenilní a larvální stádia hlaváče černoústého se vyznačují noční aktivitou v blízkosti hladiny a v mělčích vodách, kde loví zooplankton (Hayden & Miner, 2009; Hensler & Jude, 2007). Při nočním čerpání balastní vody tak může snadno docházet k transportu velkého množství juvenilů v rámci jednoho plavidla. Díky noční potravní aktivitě a nočnímu způsobu života jsou pak tyto jedinci schopni přežít transport v temném prostředí balastních nádrží (Hayden & Miner, 2009).

Po primární introdukci se druh následně šíří jak přirozenou cestou, tak za pomoci komerční, nebo zájmové plavby (Björklund & Almqvist, 2010). V rámci říčních ekosystémů dochází k rozšiřování druhu v rámci tzv. stratifikovaného rozptylu. Hlavní část populace žije usedle a šíří se pouze na krátké vzdálenosti. Menší procento jedinců je migratorní a pomocí nich dochází ke kolonizaci nových vzdálenějších lokalit, kde jsou v další generaci opět uplatněny oba mechanismy (Brommenbauer & kol., 2011).

V případě rozšíření do oblasti Labe v okolí Ústí nad Labem je na vině pravděpodobně opět voda z balastních nádrží nákladních lodí, která je často vypouštěna poblíž vodního díla Střekov (Buřič & kol., 2015).

1.3. **Vranka obecná (*Cottus gobio*, L 1758)**

Vranka obecná je původním druhem českých řek, který je v současné době klasifikován jako ohrožený (Vyhláška 395/1992 Sb.) a v rámci ČR podléhá celoročnímu hájení (Hemelík, 2000). Jedná se o druh čeledi vrankovití (*Cottidae*), řádu ropušnicotvaří (*Scorpaeniformes*) (BioLib, 05/2024).

Jedná se o druh s robustním, rychle se zužujícím tělem a v poměru k velikosti těla s velkou hlavou, která je svrchu zploštělá s očima položenými na vrcholu hlavy

(Adámek & kol., 2013). Vranka obecná dorůstá velikosti 10-15 cm, přičemž byly zaznamenány exempláře do velikosti 18 cm (Adámek & kol., 2013, Gerstmeier & Ronig, 2003). Dominantním rozlišovacím znakem jsou pak především výrazné prsní ploutve a mramorované, hnědé až šedavé zbarvení viz obr. č. 11 (Adámek & kol., 2013).



obr. č.11: Vranka obecná odlovená na řece Ploučnici.

Vranka byla v rámci této práce druhem, u kterého bylo provedeno porovnání potravních preferencí a širě potravní niky s hlaváčem černoústým. Druh byl zvolen, protože se jeho ekologie podobá hlaváči černoústému nejvíce ze všech druhů, které byly na Ploučnici detekovány (Kronis & kol., 2012; Gerstmeier & Ronig, 2003).

1.3.1. Ekologie druhu

Vranka obývá proudné, chladné a mělké potoky pstruhového pásma, nebo také příbřežní oblasti dobře prokysličených studených jezerech (Gerstmeier & Ronig, 2003). Jedná se o benticky žijící druh ryby, který vyhledává šterkopískové dno s dostatkem úkrytů v podobě větších kamenů, pod kterými se skrývá v průběhu dne (Adámek & kol., 2013).

Vzhledem k absenci plynového měchýře se vranka nepohybuje souvislým plaváním, ale snaží se pomocí prsních a břišních ploutví přidržovat substrátu (Egger & kol., 2020). Pohyb vranky pak připomíná poskakování po vodním dně (Gerstmeier

& Ronig, 2003). Pohyb je pozorovatelný především ve večerních, nebo nočních hodinách (Gerstmeier & Ronig, 2003), kdy vranka vyhledává potravu, kterou tvoří především vodní bezobratlí (Adámek & kol., 2013), méně pak jikry a plůdek ostatních druhů ryb (Gerstmeier & Ronig, 2003)

Rozmnožování vranky probíhá od března do května (Adámek & kol., 2013) do samci připravených hnízd, která pak samci hlídají až do vykulení plůdku (Gerstmeier & Ronig, 2003). Jedna snůška může obsahovat několik set až 1 000 ks jiker (Adámek & kol., 2013).

1.3.2. Výskyt druhu

Vranka je původním druhem v Evropě, kde se je přítomna na území států Rakouska, Bosny a Hercegoviny, Bulharska, Chorvatska, České republiky, Dánska, Estonska, Finska, Francie, Německa, Maďarska, Itálie, Lichtenštejnska, Moldavska, Černé hory, Nizozemska, Severní Makedonie, Norska, Polska, Rumunska, Ruska, Srbska, Slovenska, Slovinska, Švédsko, Švýcarsko a Ukrajiny, viz obrázek č.12 (Freyhof, 2011).



obr. č.12: Areál zaznamenaného výskytu vranky obecné (Freyhoff, 2011).

1.4. Stabilní izotopy

1.4.1. Úvod do stabilních izotopů

Stabilní izotopy jsou důležitým nástrojem pro přírodní vědy. Představují velmi přesnou metodu se širokou škálou využití (Peterson & Fry, 1987), jako jsou archeologie (Stephens & kol., 2021), ekologie (Fry, 2007), fyziologie (Charidemau & kol., 2017). Také mohou být využity v rámci vyšetřování trestných činů, či ochranu vnitřních trhů před produkty s falešným označením země původu (Meier-Augenstein, 2019).

Předně je důležité si vysvětlit, co vlastně stabilní izotopy jsou. Každý prvek obsahuje ve svém jádru určitý počet protonů a neutronů. Pomocí protonového čísla je stanoven počet protonů uvnitř jádra buňky a zároveň je definován název prvku. Jednotlivé izotopy jsou na druhou stranu definovány pomocí součtu protonu a neutronů a s jejich pomocí je stanovena např. atomová hmotnost. Stabilní izotopy nesou dvě různé informace. Jednak se jedná o údaj o distribuci izotopů, který odráží podmínky, za kterých došlo k chemické reakci. Druhou informací je údaj o zdroji zkoumaného vzorku (Peterson & Fry, 1987).

Většina prvků (až 99 %) má běžnou atomární hmotnost. To znamená, že mají rovnoměrný počet protonů a neutronů. Nicméně zbylé 1 % prvků tvoří tzv. těžké izotopy, které obsahují ve svém jádře o jeden, nebo o dva neutrony více, než je jejich protonové číslo. Například běžnou variantou pro uhlík je ^{12}C , který obsahuje ve svém jádru 6 protonů a 6 neutronů. Nicméně v přírodě se v malém množství vyskytuje i stabilní izotop ^{13}C , který ve svém jádře obsahuje 6 protonů a 7 neutronů (Fry, 2007).

Těžké izotopy se účastní stejných chemických reakcí, jako izotopy lehké (tedy prvky se stejným počtem protonů a neutronů v jádře). Nicméně vzhledem k vyšší hmotnosti těžkých izotopů, je jejich reakční rychlost pomalejší (Fry, 2007). Tento jev nazýváme frakcionalizace, ve které dochází k rozdílně rychlému koloběhu jednotlivých izotopů v tkáních, tzv. frakci (Post, 2002).

1.4.2. Využití stabilních izotopů pro studium potravních řetězců

Koncentrace stabilních izotopů ve všech složkách ekosystému nám poskytuje komplexní pohled na námi zkoumaný systém (Nielsen & kol., 2018; Fry, 2007;

Peterson & Fry, 1987). V současné době jsou pro studium potravních sítí v ekosystému využívány stabilní izotopy uhlíku, dusíku, vodíku, a síry. Nejčastěji jsou využívány izotopy uhlíku a dusíku z důvodu ceny a také jednoduchosti zpracování ve srovnání s ostatními izotopy (Nielsen & kol., 2018; Fry, 2007; Martinez del Rio & Wolf., 2005). Nicméně nevýhodou tohoto přístupu může být malé rozlišení díky nízké variabilitě daného prvku což může způsobit problémy v interpretaci výsledků (Nielsen & kol., 2018; Fry, 2007).

Pomocí frakcionalizace těžkých a lehkých izotopů můžeme sledovat tok energie v potravní síti, a to pomocí změny koncentrace těžkého izotopu v konzumentovi, přičemž frakcionalizace izotopu $^{12/13}\text{C}$, ^1H , $^{32/34}\text{S}$ slouží ke sledování toku energie sledovaným systémem a frakcionalizace $^{14/15}\text{N}$ slouží ke sledování trofické pozice organismu ve sledovaném společenstvu (Fry, 2007, Kling & kol., 1992). Díky analýze stabilních izotopů můžeme také sledovat jednotlivé trofické vazby mezi organismy (van der Zander & Rasmussen, 2001), či detekovat interakce mezi jinak těžko detekovatelné interakce v rámci zkoumané potravní sítě (Kling & kol., 1992). Navíc, tato analýza umožňuje určit jednotlivé potravní složky dlouhodobě přijímané konzumentem (Stock & kol., 2018; Fry, 2007, Kling & kol., 1992).

Možnou protiváhou k izotopovým studiím jsou studie potravních preferencí založené na dlouhodobém pozorování obsahu žaludků a střev konkrétního analyzovaného druhu (Baker & kol., 2014). Jedná se nicméně pouze o obraz aktuální potravní preference, která se může v průběhu roku, nebo i denní doby měnit (Carman & kol., 2006), nikoliv o ukázkou dlouhodobého trendu v potravním chování (Baker & kol., 2014). Další možností, jsou také využití jiných typů biomarkerů jako jsou mastné kyseliny, aminokyseliny, či DNA z výkalů. Nicméně ani tyto metody nejsou bezchybné, proto se jeví jako nejlepší metoda pro studium potravních řetězců zapojení více typů biomarkerů a stabilních izotopů v rámci jedné studie. Tento přístup poskytne hlubší vhled do zkoumaného potravního řetězce (Nielsen & kol., 2018).

Stabilní izotopy lze pro studium potravních řetězců využít několika způsoby, kdy můžeme zjistit trofickou pozici organismu v potravním řetězci (Anderson & Cabana, 2007), šíři trofické niky (Jackson & kol., 2011) a potravní preferenci daného druhu (Stock & kol., 2018; Fry, 2007)

1.4.2.1. *Potravní preference*

Pro zjištění potravních preferencí zájmového druhu pomocí stabilních izotopů je nutná znalost biologie daného druhu, jelikož je nutné vybrat předpokládané potravní zdroje daného konzumenta, v daném čase a lokalitě (Fry 2007). Pokud budou vybrány zdroje, které neodpovídají biologii daného druhu (například detrit pro vrcholového predátora), je velká pravděpodobnost že výsledek bude ovlivněn chybou výběru potravního zdroje (Stock & Semmens, 2016).

Pro zjištění potravních preferencí při použití stabilních izotopů se nejčastěji využívají Bayesovské směšné modely, které jsou založeny na principu pravděpodobnosti (Stock & Semmens, 2016, Moore & Semmens, 2008). Kdy znalost izotopové hodnoty konzumenta, jeho potravních zdrojů a správně zvolený trofický diskriminační faktor, pro daný potravní zdroj nám umožní zjistit procentuální zastoupení jednotlivých složek potravy pro daného konzumenta (Nielsen a kol., 2018, Stock & Semmens, 2016). V současnosti se pro účely analýzy mixing modelu využívá nejčastěji datový balíček MixSIAR, který je z dostupných balíčků nejpřesnější (Stock & Semmens, 2016).

Jak již bylo zmíněno trofický diskriminační faktor je významnou složkou bayesovských směšných modelů. Jeho správné zvolení ovlivňuje přesnost výsledků modelu (Nielsen a kol., 2018, Stock & Semmens, 2016; Fry 2007). Trofický diskriminační faktor určuje zvýšení izotopové hodnoty mezi konzumentem a jeho potravou (Nielsen & kol., 2018; Martinez del Rio & kol., 2005). Hodnota trofického diskriminačního faktoru se povětšinou zjišťuje experimentálně za pomoci změny potravy v čase v kontrolovaném prostředí. Tento experiment má dvě fáze. V první fázi jsou konzumenti krmeni jednodruhovou dietou, aby měli všichni jedinci stejný izotopový signál (Boecklen & kol., 2011). Po této fázi nastává fáze 2 ve které se změní typ potravy a jedinci jsou v určených časových krocích vzorkováni, aby se zjistil čas dosažení ekvilibria daného izotopu ve zkoumané tkáni, což je nejčastěji sval. Z této hodnoty se následně vypočte trofický diskriminační faktor dle vzorce (Veselý & kol., 2024).

$$\Delta R = \delta R_r - \delta R_d$$

V rámci tohoto vzorce je $\Delta R = TDF$, δR_r je hodnotou izotopu R ve tkáni konzumenta a δR_d je roven obsahu izotopu v potravě, kterou je druh krmel v průběhu pokusu.

Ačkoliv je trofický diskriminační faktor významnou součástí Bayesovských modelů jeho hodnota může kolísat v závislosti na druhu, lokalitě, teplotě, typu analyzované tkáně, fyziologických procesích v těle konzumenta, či kvalitě potravy (Martinez del Rio & kol., 2005). Veselý & kol., (2024) proto navrhuji využívat specifický trofický diskriminační faktor pro daný druh.

1.4.2.2. Šířka trofické niky

Jedná se o ukazatel, který definuje schopnost organismu využívat dostupné potravní zdroje za daných podmínek a pomáhá nám tak určit roli druhu v rámci trofické sítě (Hayden & kol., 2019). Šířka trofické niky se liší podle potravní specializace druhu, přičemž například omnivorní druhy budou mít větší šířku trofické niky oproti predátorům, nebo herbivorům (Begon & Townsend, 2021). Ke změně šířky potravní niky však může dojít i v souvislosti s biotickými, nebo abiotickými změnami v prostředí, ve kterém sledovaný organismus žije (Cicala & kol., 2024; Westrelin & kol., 2023; Haubrock & kol., 2021; Veselý a kol 2021). Těmito faktory může být například přítomnost nepůvodního druhu, změna nebo kolísání průtoků, druhové složení společenstva v dané oblasti, změna teploty, nebo stádium ontogenického vývoje sledovaného organismu (Hayden & kol., 2019).

Šíře trofické niky je definována frakcionalizací izotopů ^{15}N [$\delta^{15}\text{N}$] a ^{13}C [$\delta^{13}\text{C}$], kdy $\delta^{13}\text{C}$ určuje rozsah primárních zdrojů a $\delta^{15}\text{N}$ trofickou pozici organismu (Boecklen & kol., 2011). Výsledkem je dvojrozměrný graf, kde hodnota $\delta^{13}\text{C}$ je vynesena na osu X a $\delta^{15}\text{N}$ na osu Y. Využitím tohoto grafu získáme obraz celkové šířky trofické niky pro daného konzumenta (Bearhop & kol., 2004).

Pomocí šířky potravních nik můžeme buď porovnávat pravděpodobnost vzniku potravní konkurence, nebo míru specializace jednotlivých organismů v rámci jednoho společenstva, nebo můžeme porovnávat změnu potravní specializace jednoho druhu v rámci dvou různých populací v závislosti na rozdílných biotických a abiotických podmínkách, ve kterých se dané populace nacházejí (Jackson & kol., 2011; Layman & kol., 2007).

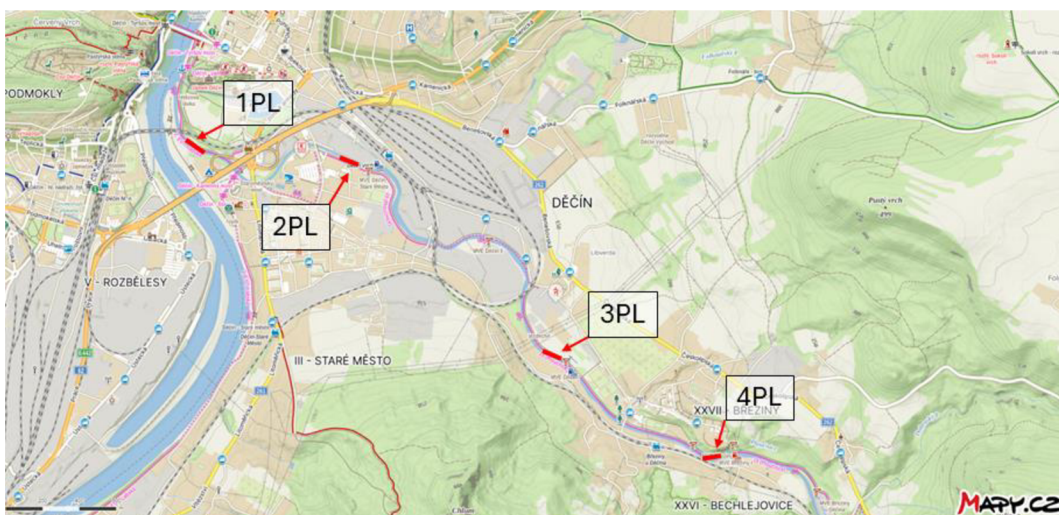
1.4.2.3. Trofická pozice

Trofická pozice je významný ukazatel ekologické role daného konzumenta v potravním řetězci. Trofická pozice se stanovuje se pomocí izotopu dusíku. Čím je trofická pozice vyšší tím je daný konzument výše v potravním řetězci. Výpočet trofické pozice je uveden v kapitole 2.4.4.

2. Materiál a metodika

2.1. Popis lokalit

Pro účely této byly v rámci toku vybrány 4 úseky, ve kterých byl prováděn odlov ryb a bentických organismů, dále pak odběr detritu a rostlinných vzorků. Každý z těchto úseků byl vymezen nesmazatelnými značkami v břehové linii po deseti metrech, přičemž délka každé lokality byla stanovena na 100 m. Na lokalitách označených jako 1PL a 2PL došlo již v minulosti k potvrzení v rámci dlouhodobého monitoringu k opakovanému potvrzenému výskytu invazního hlaváče černoústého a to společně s reofilním druhem, vrankou obecnou. Lokality označené jako 3PL a 4PL byly vymezeny jako kontrolní lokality, v rámci, kterých zatím nedošlo k potvrzení výskytu hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*). Jednotlivá rozmístění lokalit v rámci toku jsou zakreslena v obr. č. 13.



obr č. 13: Znázornění rozmístění lokalit, na kterých probíhá monitoring rybiho společenstva na řece Ploučnici (podklad stažen z portálu www.mapy.cz dne 16. 4. 2024) Zkatky 1PL, 2PL, 3PL a 4PL značí jednotlivé názvy lokalit, jejichž umístění je naznačeno červenou barvou.

Řeka Ploučnice je pravostranným přítokem řeky Labe na jeho 740,33 říčním kilometru v nadmořské výšce 12,01 m.n.m. (VÚV, 2006). Do Labe se řeka vlévá v Děčíně. Délka samotného toku činí 99,8 km a jedná se o povodí s rozlohou 1 194 km² (Šír & kol., 2008). Pramen toku se nachází na Ještědsko – kozákovském hřebetu na jihozápadním svahu Ještědu (VÚV, 2006).

2.1.1. Lokalita 1 (1PL)

Lokalita označena jako 1PL je lokalitou nejbližší ústí řeky Ploučnice do Labe. Úsek začíná 350 m od soutoku s Labem. Šířka toku se v tomto úseku pohybuje v rozmezí 8 a 15 metrů a hloubka je zde mezi 0,3 – 0,5 m. Jedná se o lokalitu s táhlým silným proudem. Dno je štěrkopískové s oblými kameny. Řeka je zde pouze mírně v zákrytu stromů z jedné strany, na obou březích je pak hustá příbřežní vegetace složená z keřů a travin. Bližší umístění úseku je viditelné na obr. č.14



obr. č. 14: Umístění lokalit 1PL a 2PL, na kterých je monitorováno rybí společenstvo na řece Ploučnici. V těchto lokalitách je prokázán výskyt hlaváče černoústého. (podklad stažen z portálu www.mapy.cz dne 16.4.2024).

2.1.2. Lokalita 2 (2PL)

Úsek označený jako 2PL začíná ve vzdálenosti 920 m od konce úseku 1PL a je ukončen 100 m pod prvním jezem na Ploučnici. Mezi úseky 1PL a 2PL tak není žádná migrační překážka. Šířka toku v této lokalitě se pohybuje mezi 10 a 12 m s hloubkou toku mezi 0,7 a 1,1 m, přičemž výška hladiny je zde vysoce proměnlivá v důsledku provozu přílehlé MVE. Profil dna je zde tvořen štěrkopískovým podložím, na kterém

jsou umístěny velké kameny. Koryto je zde z obou stran v zákrytu stromů a je výrazně zahloubeno s prudkým břehem po obou stranách. Bližší umístění úseku je viditelné na obr. č. 14

2.1.3. Lokalita 3 (3PL)

Lokalita 3PL je od lokalit 1PL a 2PL oddělena migrační bariérou. Začátek úseku je vytyčen ve vzdálenosti 1,8 km od konce úseku 2PL a je ukončena 100 m pod druhým jezem na Ploučnici. Šířka toku je v této oblasti v rozmezí 18 a 22 m s hloubkou od 0,4 do 0,8 m. V toku jsou přítomny přírodní kamenité hrázky, které tvoří jednotlivé tůně, které jsou střídány proudnými úseky. Lokalita tak skýtá širokou škálu habitatů. Dno je zde štěrkopískové s kameny různých velikostí. Koryto není zahloubeno a v zákrytu stromů z obou stran. Bližší umístění úseku je viditelné na obr. č. 15



obr. č. 15: Umístění lokalit 3PL a 4PL na kterých je monitorováno rybí společenstvo na řece Ploučnici. V těchto lokalitách dosud nebyl zaznamenán výskyt hlaváče černoústého (podklad stažen z portálu www.mapy.cz dne 16. 4. 2024).

2.1.4. Lokalita 4 (4PL)

Úsek označený jako 4PL je ze všech úseků nejvýše položeným. Jeho začátek je umístěn ve vzdálenosti 1,05 km od konce úseku 3PL. Šířka toku zde dosahuje hodnot 17 – 23 m a hloubka se pohybuje v rozmezí 0,3 – 1,2 m. Tok je v této oblasti charakteristický proudnými úseky, které jsou místy střídány tišinami. Dno je v této oblasti štěrkopískové s malými i velkými kameny, které skýtají velké množství úkrytů. Je zde provedena protipovodňová úprava břehů. Levý břeh je tvořen betonovou stěnou,

pravý břeh je obložen lomovým kamenem. Tímto způsobem došlo k limitaci břehové vegetace a zahloubení koryta. V roce 2022 ovlivnilo odběr vzorků silné zakalení vody. Bližší umístění úseku je viditelné na obr. č. 15

2.2. Odběr a evidence vzorků

2.2.1. Ryby

Odlov ryb v každém z vytyčených úseků probíhal po celé délce úseku pomocí elektrického agregátu (viz obr. č.16) metodou bodového vzorkování (point abundance sampling) (Copp, 2010). Metoda odlovu pomocí bodového vzorkování byla použita z důvodu odhadu abundance a biomasy rybiho společenstva na dané lokalitě, jelikož se tato lokalita plánuje odlovovat i v budoucích letech a dané metody umožní budoucí porovnávání rybí obsádky mezi jednotlivými roky.

Na každé lokalitě byly ryby odloveny ve 40 bodech. Odlovené ryby se následně v kyblících s vodou transportovaly na měřicí stanoviště, kde byla provedena jejich evidence. U ryb byl zaznamenán jejich druh a následně také jejich standartní délka (SL), celková délka (TL) a váha (W). Údaje SL a TL byly měřeny s přesností na milimetry a údaje o váze (W) byly zaznamenávány v gramech. Následně bylo od každého druhu odebráno alespoň 5 jedinců každé velikostní kategorie (malá, střední a velká velikostní kategorie). V případě vranky obecné (*Cottus gobio*) se jednalo o 10 ks a v případě hlaváče černoústého se jednalo o všechny ulovené kusy. Selektování jedinci byly usmrceni a dále analyzováni. Usmrcení bylo provedeno tupým úderem do hlavy a u větších jedinců i proříznutím žaberního oblouku. Ryby, k jejichž zpracování nedošlo přímo v místě odběru byly následně umístěny do uzavíratelných igelitových sáčků na biologické vzorky a zaevidovány pomocí přidělených kódů (např. 4PL 22 RY 50 je označení vzorku ryby č. 50 ulovené v roce 2022 na lokalitě 4, nebo 2PL 22 RY 61-79 je označení sáčku, ve kterém byly umístěny ryby, kterým bylo přiřazena nespécificky čísla 61-79 a byly odloveny na lokalitě 2). Tyto sáčky byly následně umístěny do přepravního boxu se suchým ledem, kde byly uchovány až do převozu do laboratoře.



obr. č.16: Odlov ryb elektrickým agregátem na řece Ploučnici.

2.2.2. Bentos

Bentické vzorky byly odebírány pomocí tzv. kopaných sond, které byly odebírány v různých profilech v dané lokalitě, kde byly předtím odloveny ryby. Odběr každé sondy probíhal po dobu 60 s. Po odebrání byl vzorek na břehu roztříděn do jednotlivých čeledí. Odebrané čeledi byly zaevidovány do protokolu společně s potravní skupinou, do které náleží. Takto odebraný vzorek byl označen podobným kódem, jako ryby (např. 3PL 22 BE 5 je označení pro 5. čeleď bentosu odlovená v roce 2022 na lokalitě č. 3). Pro účely této práce nebyla stanovena abundance a biomasa jednotlivých druhů na jednotlivých lokalitách, jelikož tato informace je součástí jiné diplomové práce pod vedením Doc. Martina Bláhy. V této práci je uveden pouze výčet druhů, které byly na jednotlivých lokalitách odchyceny.

2.2.3. Raci

V případě raků byly vzorky odebírány souběžně s odlovem ryb elektrickým agregátem. Raci byli následně evidováni v protokolu souběžně s rybami. U raků byla zaznamenána délka carapaxu (CL) v milimetrech a váha (W) v gramech. Evidenční kódy raků byly stanoveny souběžně se vzorky ryb. Odchycení raci byli následně

uložení do odběrových vzorkovnic a usmrcení mrazem umístěním do termoboxu se suchým ledem.

2.2.4. Náletový hmyz

Odběr náletového hmyzu byl proveden pomocí smýkací sítě v oblasti přibřežní vegetace. Smýkání se provádělo po dobu 60 s. Následně byl z odchyceného hmyzu zhotoveny 3 směsné vzorky označené TER 1,2 a 3 a doplněny o lokalitu, rok odběru a pořadové číslo daného směsného vzorku. Druhové složení náletového hmyzu nebylo stanoveno.

2.2.5. Rostlinné vzorky a detrit

V rámci každé lokality byly odebrány také vzorky vodních rostlin a detritu. Detrit byl odebírán z břehové linie a v rámci kopaných sond při odběru bentosu. Z každé lokality byly z odebraného detritu uchovány 3 směsné vzorky označené zkratkou DET. Vodní rostliny a řasy byly odebrány z koryta ručně. Následně došlo k rozdělení na řasy a makrofyta. Z obou skupin byly v každé lokalitě zhotoveny 3 směsné vzorky s označením ALG pro řasy a KYT pro makrofyta. Vzorky byly dále doplněny o lokalitu, čas odběru a pořadové číslo směsného vzorku.

2.3. Zpracování vzorků

2.3.1. Odběr svaloviny ryb a raků

Odběr svaloviny probíhal u velkých jedinců (nad 250 g) již v terénu, aby došlo ke zvýšení efektivity přepravy vzorků. Vzorky menších ryb (pod 250 g) byly přepraveny v zamraženém stavu do laboratoře, kde došlo k jejich zpracování.

Odběr svaloviny byl prováděn třemi způsoby, podle velikosti ryb. U ryb s hmotností vyšší než 20 g byl vzorek odebírán ze hřbetní svaloviny z místa mezi hlavou a hřbetní, případně první hřbetní ploutví. U ryb v rozmezí hmotností mezi 20 a 5 g došlo k odebrání větší části hřbetní svaloviny, případně k odebrání svaloviny z jedné strany v rozmezí od spojnice hřbetní – řitní ploutve po ocasní ploutev. U ryb s hmotností nižší než 5 g byla svalovina odebrána z obou stran v oblasti od spojnice hřbetní – řitní ploutve po ocasní ploutev, abychom docílili dostatečného množství vzorku pro analýzu stabilních izotopů.

U vzorků raků byla svalovina odebrána z oblasti členitého zadečku (abdomen). Nejprve bylo nutné opatrně oddělit abdomen od carapaxu. Po tomto oddělení byl následně abdomen za pomoci skalpelu otevřen ze spodní strany a odsud byl odebrán vzorek svaloviny. U raků říčních (*Astacus astacus*, L 1758) bylo pro odběr vzorků svaloviny použito klepeto, protože tímto způsobem nemuselo dojít k usmrcení živočicha. V tomto případě došlo k rozdrčení klepeta a následnému odběru vzorku svaloviny.

Svalovina byla odebírána pomocí skalpelu a pomocí pinzety následně vložena do vzorkovnice, která byla nadepsána příslušným kódem vzorku. Vzorkovnice byly následně uchovány v teplotě -80 °C až do jejich přesunu do lyofilizátoru.

K zachování čistoty vzorků bylo nutné před každým odběrem, stejně tak jako po jeho dokončení dezinfikovat celou pracovní plochu a všechny použité nástroje. K tomuto účelu byl použit 95% ethanol a dvě pitevní sady, aby nedošlo ke kontaminaci vzorků etanolem.

2.3.2. Rozdělení bentosu

Z důvodu zjednodušení analýzy a snížení počtu analyzovaných vzorků byl bentos v laboratorních podmínkách podle čeledí a skupin rozdělen do 6 funkčních skupin tak, aby byly zohledněny rozdílné způsoby života a potravního chování jednotlivých skupin čeledí. Pro rozdělení byly zvoleny tyto skupiny: 1. filtrators (F), 2. predators (Pre), 3. passive filtrators/collectors (PaF/Col), 4. scrapers & grazers (Scr/Gra), 5. schredders (Schr) a 6. jepice/grazers (Gra). Příslušnost jednotlivých čeledí a skupin k funkčním potravním skupinám ukazuje tabulka č.1.

Funkční potravní skupina	Příslušné čeledi/skupiny bentosu:
filtrators (F)	mlži, <i>ephemera</i> , <i>simulidae</i>
predators (Pre)	<i>aphelocheirus</i> , <i>zygoptera</i> , <i>rhyacophila</i> , <i>orectocheirus</i> , <i>hydrudinea</i>
passive filtrators/collectors (PaF/Col)	<i>brachycentrus</i> , <i>hydropsyche</i> , <i>chironomidae</i> , <i>oligochaeta</i>
scrapers & grazers (Scr/Gra)	plži, <i>heptagenidae</i> , <i>ancillus</i>
schredders (Schr)	<i>leuctra</i> , <i>asellus</i> , <i>sericostoma</i> , <i>dikerogammarus</i> , <i>limnephilidae</i>
Jepice/grazers (Gra)	<i>baetis</i> , <i>seratella</i> , <i>potamanthus</i>

tabulka č.1: Rozdělení bentosu do funkčních potravních skupin.

2.3.3. Sušení vzorků

Sušení vzorků probíhalo v lyofylizátoru, pracujícím na principu lyofilizace. Jedná se o proces sušení mrazem fungující na principu sublimace tekutiny z vysoušeného média (Bhosale & kol., 2021). Tento proces zahrnuje tři hlavní fáze, kterými jsou sušení, primární a sekundární sušení (Vishwasrao, 2014; Kahinar & kol., 2013).

Pro úspěšnost sušení mrazem je podstatné vzorky hluboce podchladit. Z tohoto důvodu byly vzorky před procesem lyofilizace umístěny minimálně na 24 do mrazáku s teplotou -80 °C. Následně bylo nutné vzorky urychleně přesunout do lyofilizátoru a zahájit program sušení vzorků dříve, než došlo k nárůstu teploty vzorku. Proces vysoušení vzorku probíhal při tlaku blízkému vakuu po dobu 48 h. Následně byly vzorky vyjmuty z lyofilizátoru a přeneseny k navážení.

2.3.4. Navažování vysušených vzorků

Po dokončení procesu lyofilizace bylo nutné vzorky homogenizovat a navážít. Vysušený vzorek byl homogenizovat nadrcením uvnitř vzorkovnice eppendorf (2 ml). Následně byl vzorek nabrán mikrolžičkou a umístěn do speciální kapsule z hliníkové fólie o rozměrech 8,5x5 mm, která byla nejprve samostatně zvážena a její váha odečtena od váhy vzorku nastavením váhy. Vzorek byl následně umístěn na mikrováhu, aby byla nejprve zjištěna jeho orientační hmotnost a množství vzorku případně upraveno. Poté, co jsme se ujistili, že hmotnost vzorku odpovídá rozmezí, které bylo vytyčeno pro analýzu vzorku (viz tabulka. č.2), byl vzorek urychleně sundán z váhy a zapečetěn tak, aby do něj nevnikala vzdušná vlhkost následně bylo vážení zopakováno, abychom zjistili přesnou váhu vzorku s přesností $\pm 1 \mu\text{g}$. Vzorek byl následně umístěn do platu a jeho umístění bylo zaznamenáno společně s jeho váhou do záznamového archu viz Příloha I. Umístění v platu bylo kódováno pomocí dvourozměrných souřadnic. Řady byly značeny písmeny A – H a sloupce pomocí čísel 1 – 12. Ve sloupci s označením 1 byla umístěna prázdná kapsule, ve sloupci s označením 2 byl umístěn standard číslo 1 a ve sloupci s číslem 3 byl umístěn standard 2. Následovalo v každé řadě 9 vzorků ve sloupcích 4-12. To znamená že na každých 9 vzorků bylo nutné navážít 2 standardy.

název vzorku	min [µg]	max [µg]
rostlinný standard 1	1000	1200
rostlinný standard 2	1300	1500
živočišný standard 1	400	600
živočišný standard 2	700	900
detrit	800	1000
rostliny	800	1000
bezobratlí	500	600
ryby	500	600

tabulka č.2: Rozmezí pro navažování vysušených vzorků pro analýzu stabilních izotopů.

2.3.5. Spálení navážených vzorků

Navážené vzorky byly analyzovány za pomoci prvkového analyzátoru Isolink CNSOH (Thermo Fisher Scientific) spojeným s hmotnostním spektrometrem MAT253 Plus, (Thermo Fisher Scientific). Analýzy byly provedeny v ústavu půdní biologie AV ČR, v Českých Budějovicích.

Výsledky těchto analýz byly vyjádřeny jako $\delta^{15}\text{N}$ a $\delta^{13}\text{C}$. Tyto hodnoty byly získány pomocí rovnice (Fry, 2007):

$$\delta X = \left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} - 1 \right) \times 1000$$

$$X = {}^{13}\text{C}, \text{ nebo } {}^{15}\text{N}$$

$$R = \text{poměr } {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}, \text{ nebo } {}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$$

Standard = Pro uhlík Vienna Pee Dee belemite (PDB), pro dusík atmosferický N_2

2.4. Interpretace a zpracování dat

2.4.1. Statistické vyhodnocení

Pro statistické vyhodnocení byl využit software R (verze 4.3.3./2024). Pro výpočet širší trofické niky bylo využito datového balíčku SIBER (Jackson & kol., 2011) a pro výpočet bayesovského potravního modelu byl použit datový balíček MixSIAR (Stock & Semmens, 2016). Datový balíček MixSIAR pracuje na principu Bayesova vztahu pro výpočet podmíněné pravděpodobnosti, jehož rovnice zní, že pravděpodobnost že platí hypotéza H, pokud pozorujeme E je:

$$P(H|E) = \frac{P(E|H) \times P(H)}{P(E)}$$

P(H) = apriorní pravděpodobnost hypotézy H

P(H|E) = aposteriorní (podmíněná pravděpodobnost

P(E) = pravděpodobnost pozorování E

2.4.2. Potravní preference jednotlivých druhů

Pro zjištění preference potravních zdrojů jednotlivými rybami v daných lokalitách byly využity separátní bayesovské modely s určitým počtem potravních zdrojů pro daného konzumenta. Z hlediska zaměření této práce, byla analyzována potravní preference potencionálních predátorních druhů ryb, pokud se v dané lokalitě vyskytovali (mník jednovousý, úhoř říční (*Anguilla anguilla*, L 1758), okoun říční, jelec tloušť (*Squalius cephalus*, L 1758), a sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*; Lesueur, 1819)). Dále byla analyzována potrava Hlaváče černoústého, který byl cílovým druhem této práce a vranky obecné, jakožto dalšího bentického druhu, s podobnými stanovištními a potravními nároky. U ostatních odchycených druhů jako například plotice obecné, či karase stříbřitého (*Carassius gibelio*, Bloch 1782) bayesovské analýzy potravních preferencí nebyly provedeny

Při analýze hodnot isotopů ¹⁵N a ¹³C byl zjištěn výrazný překryv hodnot u makrozoobentosu za hranicí umožňující spolehlivé odlišení jednotlivých skupin. Došlo tedy ke sloučení všech původně odlišených skupin zoobentosu do jednoho souhrnného potravního zdroje označeného jako „zoobentos“, abychom zvýšili přesnost výsledného modelu. Stejná situace nastala při analýze potravních druhů ryb, které musely být ze stejného důvodu sloučeny do jedné skupiny, kterou jsme pro rámeček této práce nazvaly „ryby“.

2.4.2.1. Potravní zdroje analyzovaných druhů ryb

Potravní zdroje jednotlivých druhů ryb byly zvoleny na základě znalostí biologie a potravního chování jednotlivých druhů (Baruš, 1995). Cílem pro přesný a věrohodný model potravních zdrojů je nutná znalost těchto parametrů a s tím spojené správné zadání vstupních údajů do modelu MixSIAR. Hodnoty isotopů uhlíku a dusíku potravních zdrojů v jednotlivých lokalitách jsou součástí Přílohy č. VI, VIII, X a XII.

Pro zjištění potravních preferencí hlaváče černoústého byly analyzované ryby rozděleny do tří velikostních skupin značící tři skupiny ontogenetického vývoje a byly označeny jako juvenilní, subadultní a adultní skupina. Juvenilní jedinci, měli hmotnosti 0,5 – 5 g, subadultní skupinu tvořily ryby o hmotnosti 7–9 g a adultní skupinu tvořily kusy o hmotnosti 21–50 g., U všech tří skupin hlaváče černoústého byl pro analýzu potravních zdrojů použit model s šesti potravními zdroji. Těmito zdroji byly juvenilní jedinci vranky, juvenilní jedinci hlaváče, raci, náletový hmyz, zoobentos a detrit. Analýza byla prováděna pouze na lokalitách 1PL a 2PL, protože na lokalitách 3PL a 4PL nebyl druh přítomen.

pro zjištění potravních preferencí vranky obecné byly analyzované ryby rozděleny taktéž do tří skupin označených shodně se skupinami, do kterých byl rozdělen hlaváč. Juvenilní jedinci přitom dosahovali hmotnosti 0,5–2 g, subadultními jedinci byly kusy o hmotnosti 2–7 g a adultní skupinu tvořili jedinci o hmotnosti 7–21 g. U všech tří skupin byl na každé lokalitě použit shodný počet potravních zdrojů. Na lokalitě 1PL a 2PL se jednalo o model s pěti potravními zdroji (juvenilní vranka, juvenilní hlaváč, raci, terestrický hmyz a zoobentos). Na lokalitě 3PL se pak jednalo o potravní model složený ze čtyř potravních zdrojů (juvenilní vranka, raci, terestrický hmyz a zoobentos). Na lokalitě 4PL jsme pracovali s potravním modelem složeným ze tří potravních zdrojů (juvenilní vranka, náletový hmyz a zoobentos).

Potravní zdroje mníka jednovouseého byly analyzovány na lokalitách 1PL a 3PL, protože na ostatních lokalitách nebyl druh zaznamenán. Pro lokalitu 1PL byl použit model zahrnující 4 zdroje. Těmito zdroji byli vranky, hlaváči, ryby a raci. Na lokalitě 3PL byl model tvořen třemi potravními zdroji, a to vranky, ryby a raci. Analýza byla prováděna i přes malý počet odlovených jedinců, protože u tohoto druhu byla předpokládána výrazná predace na bentických druzích ryb.

Potravní zdroje úhoře říčního byly analyzovány pouze na lokalitách 1PL a 3PL, protože v dalších lokalitách nebyl druh při monitoringu odchycen. Na lokalitě 1PL byl použit model s pěti potravními zdroji. Potravní zdroje úhoře říčního na této lokalitě tvořili hlaváči, vranky, ryby, raci a zoobentos. Na lokalitě 3PL pak byl použit model se čtyřmi potravními zdroji, a to vranky, raci, zoobentos a ryby. Potravní modely byly pro úhoře zhotoveny i přestože bylo odloveno pouze malé množství jedinců. Stejně

jako v případě mníka jsme totiž podle biologie druhu předpokládali jeho potravní preference benticky žijících živočichů a s tím i hlaváčů a vranky.

Analýza potravních zdrojů okouna říčního byla provedena na lokalitách 1PL a 2PL, protože na ostatních lokalitách nedošlo k jeho odchycení. Na obou lokalitách byl použit model se šesti zdroji. Těmito zdroji byli vranky, hlaváči, ryby, raci, náletový hmyz a zoobentos.

Potravní zdroje jelce tlouště byly analyzovány na všech lokalitách (1PL, 2PL, 3PL, 4PL). Na lokalitě 1PL byl model tvořen sedmi zdroji (vranky, hlaváči, ryby, raci, náletový hmyz, detrit a zoobentos). Pro model lokality 2PL bylo použito 8 potravních zdrojů (vranky, hlaváči, ryby, raci, náletový hmyz, detrit, zoobentos a plody). Na lokalitě 3PL byl použit model se šesti potravními zdroji (vranky, ryby, raci, náletový hmyz, detrit a zoobentos). Model lokality 4PL obsahoval pět potravních zdrojů (vranka, ryby, náletový hmyz, detrit a zoobentos).

Analýza potravních preferencí sumečka amerického byla provedena pouze na lokalitě 1PL, protože v ostatních lokalitách nedošlo k odchycení tohoto druhu. Potravní model druhu se skládal z pěti potravních zdrojů. Těmito zdroji byly: vranka obecná, hlaváč černoústý, ryby, zoobentos a raci.

2.4.3. Šíře trofické niky

Šíře trofické niky byla počítána pro hlaváče černoústého a vranku obecnou. Hlaváč černoústý se vyskytoval v lokalitách 1PL a 2PL, vranka obecná byla přítomna ve všech monitorovaných lokalitách. Z obou druhů byly potravní niky vyhodnocovány pro tři ontogenetická stádia shodně s rozdělením provedeným pro analýzu potravních zdrojů. Následně byl analyzován překryv mezi všemi skupinami v dané lokalitě. K vyhodnocení hodnoty překryvu bylo použito obsahů standardizovaných elips vytvořených datovým balíčkem SIBER (Jackson & kol., 2011).

2.4.4. Trofická pozice a znázornění trofického řetězce

Pro výpočet trofické pozice byla použita rovnice podle (Anderson & Cabana, 2007), která je následující:

$$TP = \frac{\delta^{15}N_{sample} - \delta^{15}N_{baseline}}{TDF} + E_p$$

TP = trofická pozice (úroveň) organismu

$\delta^{15}N_{sample}$ = hodnota $\delta^{15}N$ vzorku

$\delta^{15}N_{baseline}$ = hodnota $\delta^{15}N$ pro filtrační organismy

TDF = trofický diskriminační faktor

E_p = trofická pozice organismu vybraného jako baseline

V rámci naší práce jsme zvolili $TDF = 3,23$, podle (Vander Zander & Rasmussen, 2001). Jako baseline organismus jsme zvolili říční mlže, kteří se vyskytovali na všech lokalitách a poskytovali nám tak jednotný prvek pro výpočet trofické pozice ostatních organismů. Vzhledem k tomu, že mlži jsou konzumenty I. řádu, byla E_p v tomto případě rovna 2.

3. Výsledky

3.3. Složení rybího společenstva v jednotlivých lokalitách

V rámci složení rybího společenstva byla zaznamenávána abundance a biomasa rybí populace v daném úseku a její druhové složení. Při hodnocení abundance jsme se zaměřili na počet kusů jednotlivých druhů v poměru k celkovému množství odchycených ryb v úseku. U biomasy nás pak zajímala hmotnost odlovených ryb v kg vztažena k poměru celkové hmotnosti odlovených ryb. Níže následuje přehled jednotlivých lokalit.

3.3.1. Lokalita 1PL

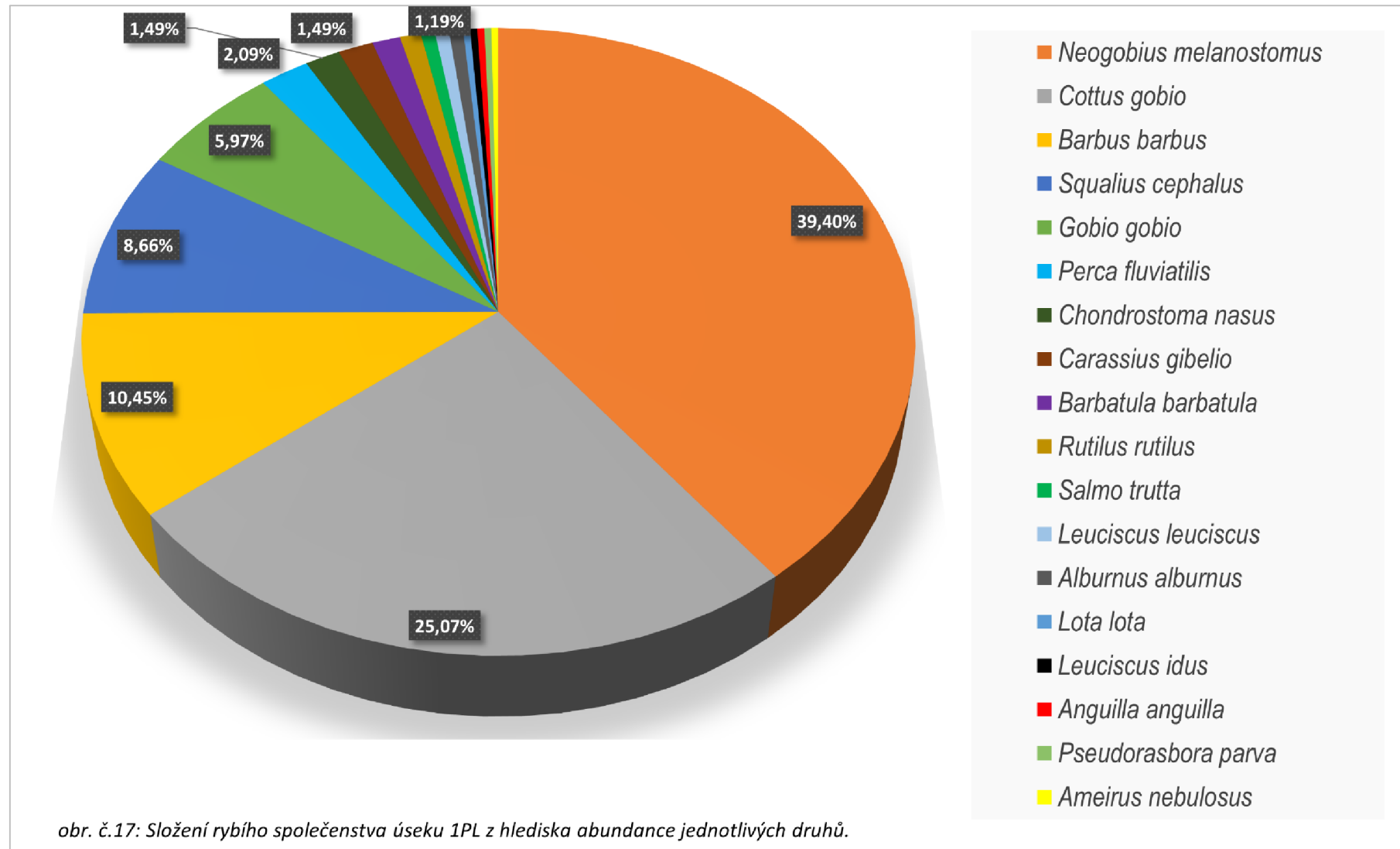
3.3.1.1. Složení rybího společenstva z hlediska abundance

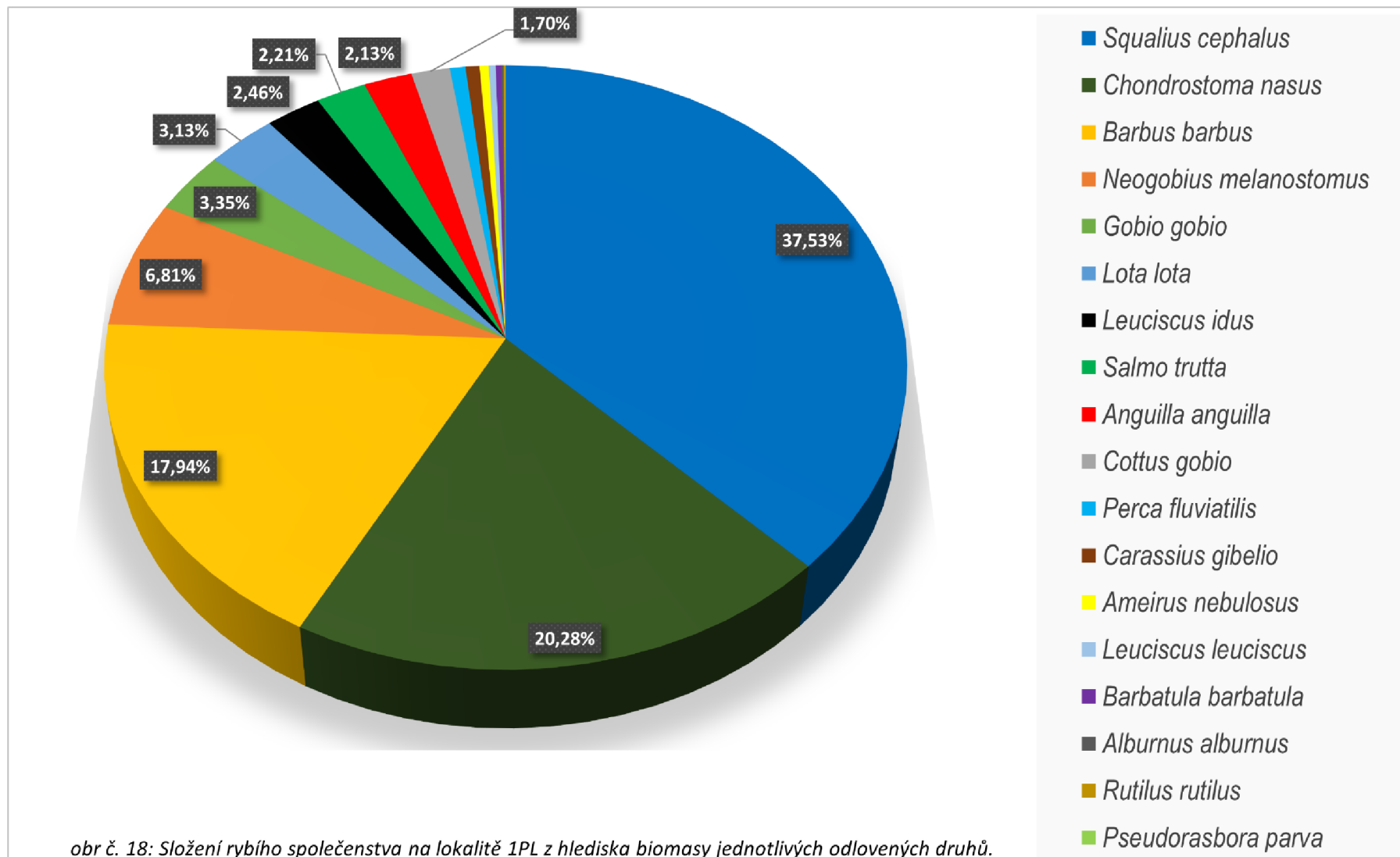
V rámci monitoringu rybího společenstva na řece Ploučnici bylo na úseku označeném jako 1PL v roce 2022 odchyceno 334 ks ryb (viz Příloha II). V úseku bylo

detekováno 17 rybích druhů. Hlaváč černoústý zde představoval nejhojněji zastoupený druh, kdy jeho zastoupení v odchyceném vzorku činilo 132 ks a tvořil tak přibližně 39,52 % zdejšího rybiho společenstva. Druhým majoritním druhem v této lokalitě byla vranka obecná, které bylo v úseku odloveno 84 ks, což činilo 25,15 % rybiho společenstva. Třetím nejhojnějším druhem v úseku byla parma obecná (*Barbus barbus*, L 1758), jejíž úlovek byl 35 ks (10,48 %). Dále byly v tomto úseku zaznamenány tyto druhy: jelec tloušť (29 ks – 8,68 %), hrouzek obecný (*Gobio gobio*, L 1758) (20 ks – 5,99 %), okoun říční (7 ks – 2,1 %), ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*, L 1758), karas stříbřitý (oba 5 ks – 1,5 %), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*, L1758 (4 ks – 1,2 %), plotice obecná (3 ks), ouklej obecná, jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*, L 1758), pstruh obecný (*Salmo trutta*, L 1758) (všechny druhy 2 ks), úhoř říční, jelec jesen (*Leuciscus idus*, L 1758), mník jednovousý a střevlička východní (všechny druhy po 1 ks). Toto rybí společenstvo z hlediska počtu jedinců je graficky znázorněno v obr. č.17.

3.3.1.2. Složení rybiho společenstva z hlediska biomasy

V průběhu monitoringu bylo na úseku označeném jako IPL odloveno celkem 18,03 kg ryb. V biomase dominoval jelec tloušť, který byl odloven v celkové hmotnosti 6,80 kg (v průměru 234,38 g/ks) a představoval tak 37,69 % ulovených ryb z hlediska hmotnosti. Druhá nejvyšší biomasa byla zaznamenána u ostroretky stěhovavé, která byla odchycena v celkové hmotnosti 3,67 kg (20,37 % celkové biomasy, v průměru 734 g/ks). Třetí nejvyšší hodnota biomasy byla pozorována u parmy obecné, u které byla zaznamenána ve výši 3,25 kg (18,02 % celkové biomasy, průměrně 92,83 g/ks). Hlaváč černoústý, který byl z hlediska abundance nejhojnějším druhem na této lokalitě, byl odloven v celkové biomase 1,23 kg a tvořil 6,83 % biomasy v dané lokalitě. Dále bylo v této lokalitě odloveno 0,61 kg hrouzka obecného (3,36 %), 0,57 kg mníka jednovouseho (3,14 %), 0,45 kg jelce jesena (2,47%), 0,40 kg pstruha obecného (2,22 %), 0,39 kg úhoře říčního (2,14 %), 0,31 kg vranky obecné (1,71 %), 0,13 kg okouna říčního, 0,11 kg karase stříbřitého, 0,06 kg jelce proudníka, 0,04 kg mřenky mramorované, 0,02 kg oukleje obecné, 0,01 kg plotice obecné a 0,01 kg střevličky východní. Grafické složení rybiho společenstva na lokalitě IPL z hlediska biomasy jednotlivých druhů je znázorněno v obr. č.18





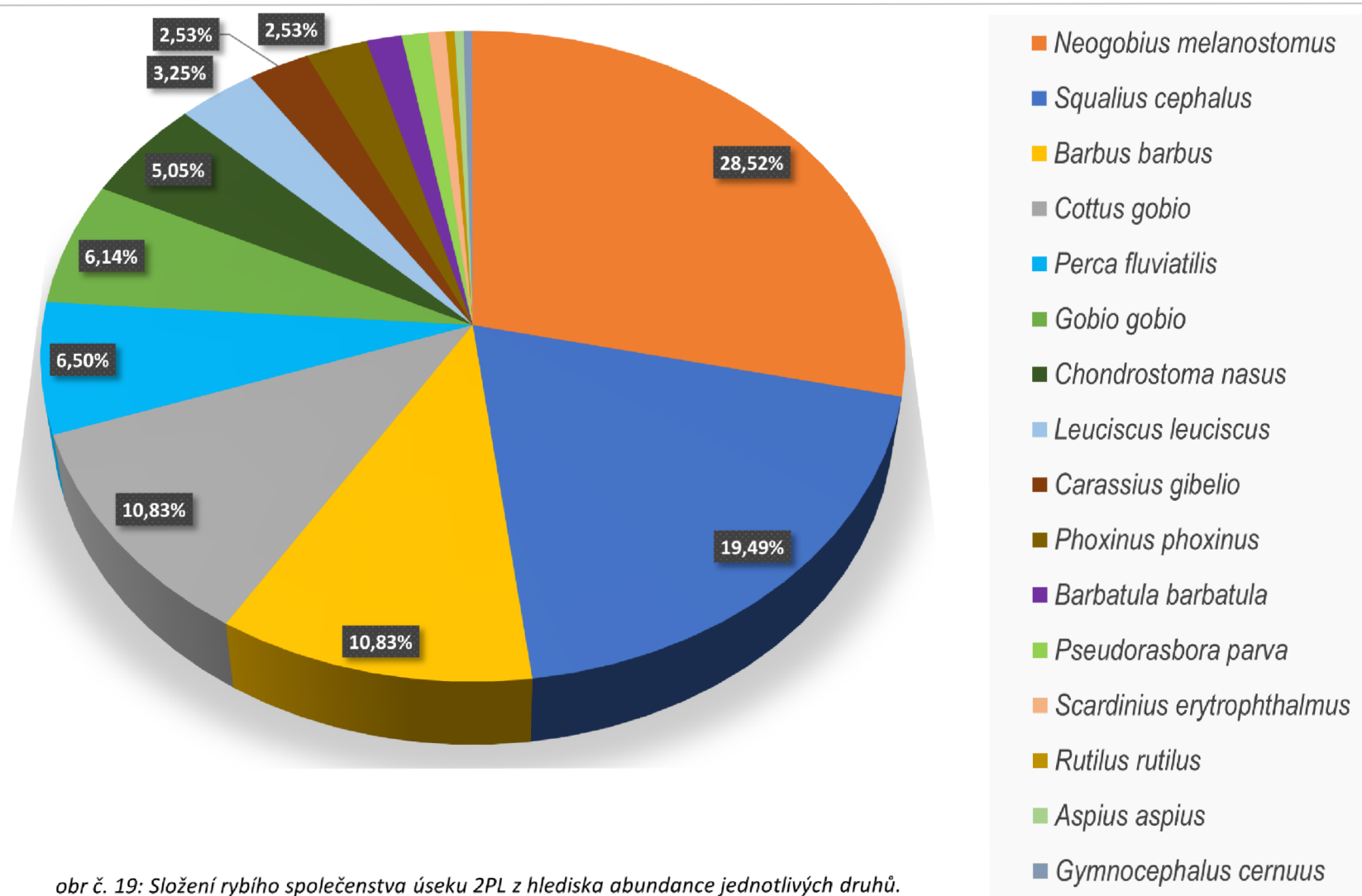
3.3.2. Lokalita 2PL

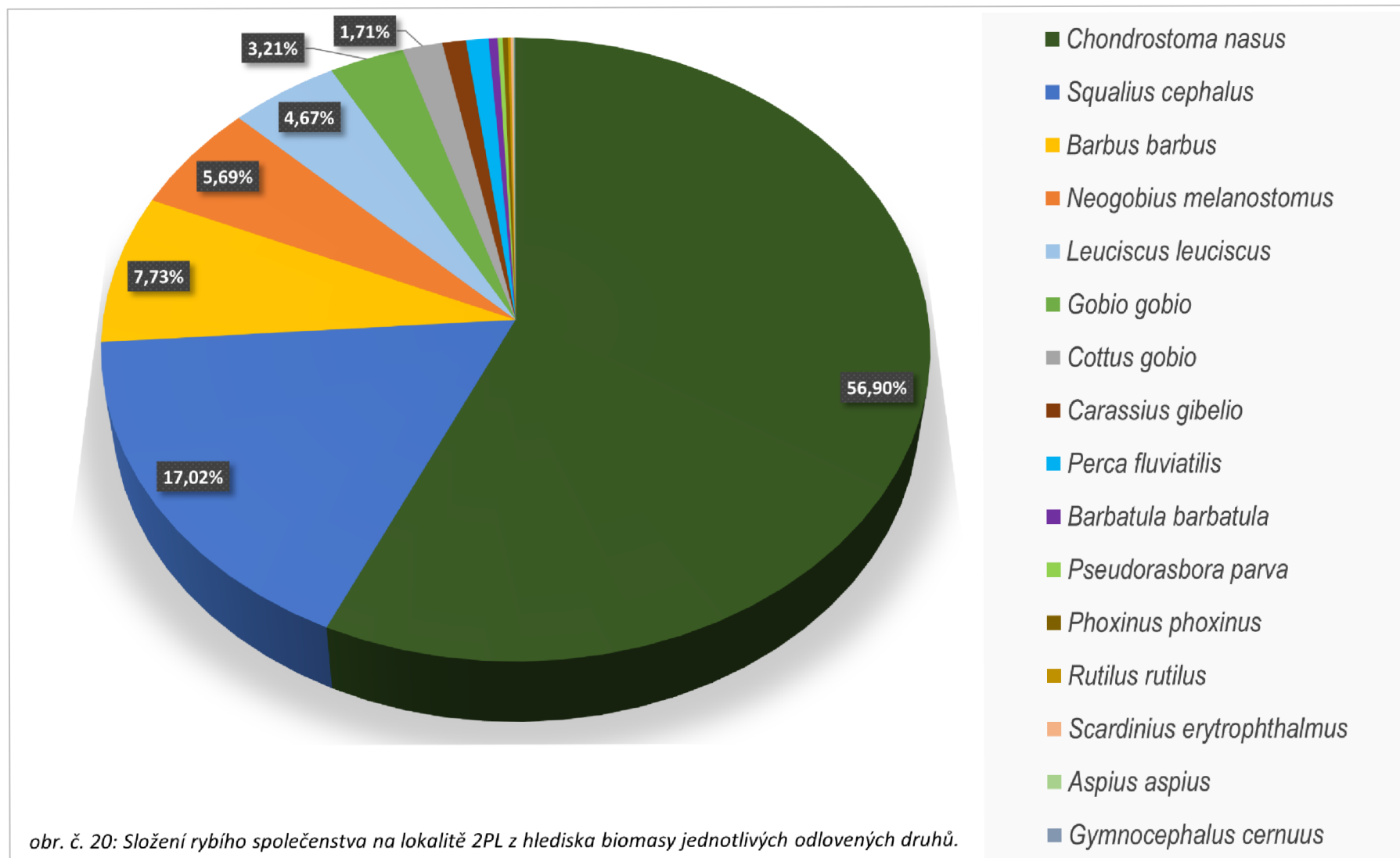
3.3.2.1. Složení rybího společenstva z hlediska abundance

V rámci monitoringu rybího společenstva na řece Ploučnici bylo v úseku označeném jako 2PL v roce 2022 odloveno 277 ks ryb (viz Příloha III). V úseku bylo celkem detekováno 16 rybích druhů. Nejpočetnějším zaznamenaným druhem v úseku byl hlaváč černoústý, který byl detekován v počtu 79 ks, což představovalo 28,52 % z celkové populace ryb v úseku. Druhým nejpočetnějším druhem byl jelec tloušť, který byl odloven v počtu 54 ks a tvořil tak 19,49 % populace. Dalším druhem z hlediska početnosti byla parma obecná a vranka obecná. Oba tyto druhy byly odchyceny v počtu 30 ks a tvořily tak každý 10,83 % populace. Dalšími detekovanými druhy v dané lokalitě byly: okoun říční (18 ks – 6,5 %), hrouzek obecný (17 ks – 6,14 %), ostroretka stěhovavá (14 ks – 5,05 %), jelec proudník (9 ks – 3,25 %), karas stříbřitý, střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*, L 1758) (oba druhy 7 ks), mřenka mramorovaná (4 ks), střevlička východní (3 ks), perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*, L 1758) (2 ks), ježdík obecný (*Gymnocephalus cernuus*, L 1758), bolen dravý (*Aspius aspius*, L1758) a plotice obecná (všechny druhy 1 ks). Složení rybího společenstva z hlediska abundance je znázorněno v obr. č. 19.

3.3.2.2. Složení rybího společenstva z hlediska biomasy

V průběhu monitoringu bylo na lokalitě označené jako 2PL odloveno 12,82 kg ryb. Hlavním druhem z hlediska biomasy byla v této lokalitě ostroretka stěhovavá, která byla odlovena v souhrnné hmotnosti 7,29 kg (56,9 % celkové biomasy, průměrně 520,93 g/ks). Druh s druhou nejvyšší hodnotou biomasy byl jelec tloušť, jehož souhrnná hmotnost v úseku činila 2,18 kg (17,02 % celkové biomasy průměrně 40,39 g/ks). Třetím nejvýznamnějším druhem z hlediska biomasy byla parma obecná, které se odlovilo 0,99 kg (7,73 % celkové biomasy, průměrně 33,03 g/ks). Dále bylo v tomto úseku odloveno 0,73 kg hlaváče černoústého (5,69 %), 0,60 kg jelce jesena (4,67 %), 0,41 kg hrouzka obecného (3,21 %), 0,22 kg vranky obecné (1,71 %), 0,129 kg karase stříbřitého, 0,12 kg okouna říčního, 0,05 kg mřenky mramorované, 0,03 kg střevličky východní, 0,03 kg střevle potoční, 0,02 kg plotice obecné, 0,01 kg perlína ostrobřichého, 0,01 kg bolena dravého a méně než 0,01 kg ježdíka obecného. Grafické složení rybího společenstva na lokalitě 2PL z hlediska biomasy jednotlivých druhů je znázorněno v obr. č.20.





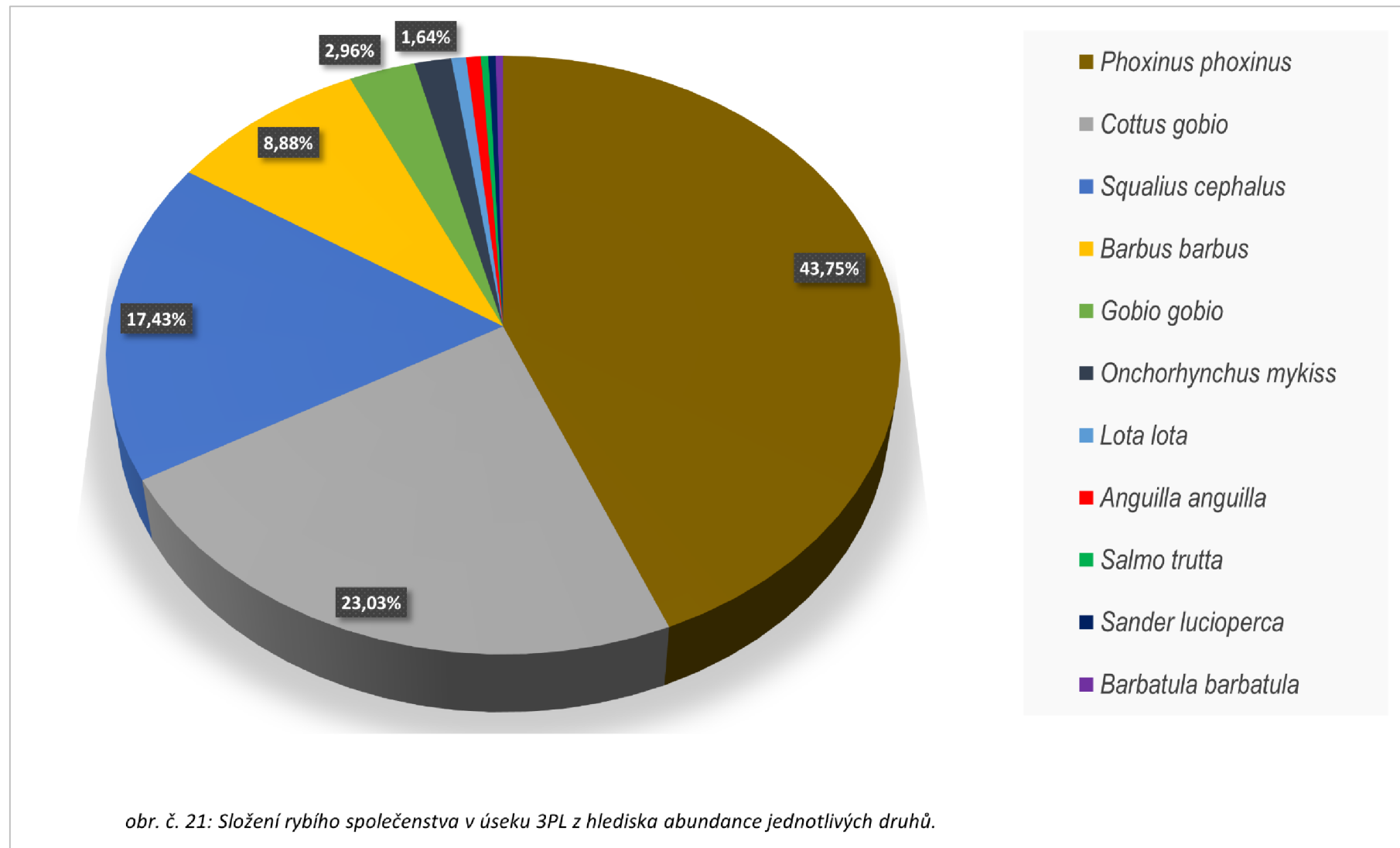
3.3.3. Lokalita 3PL

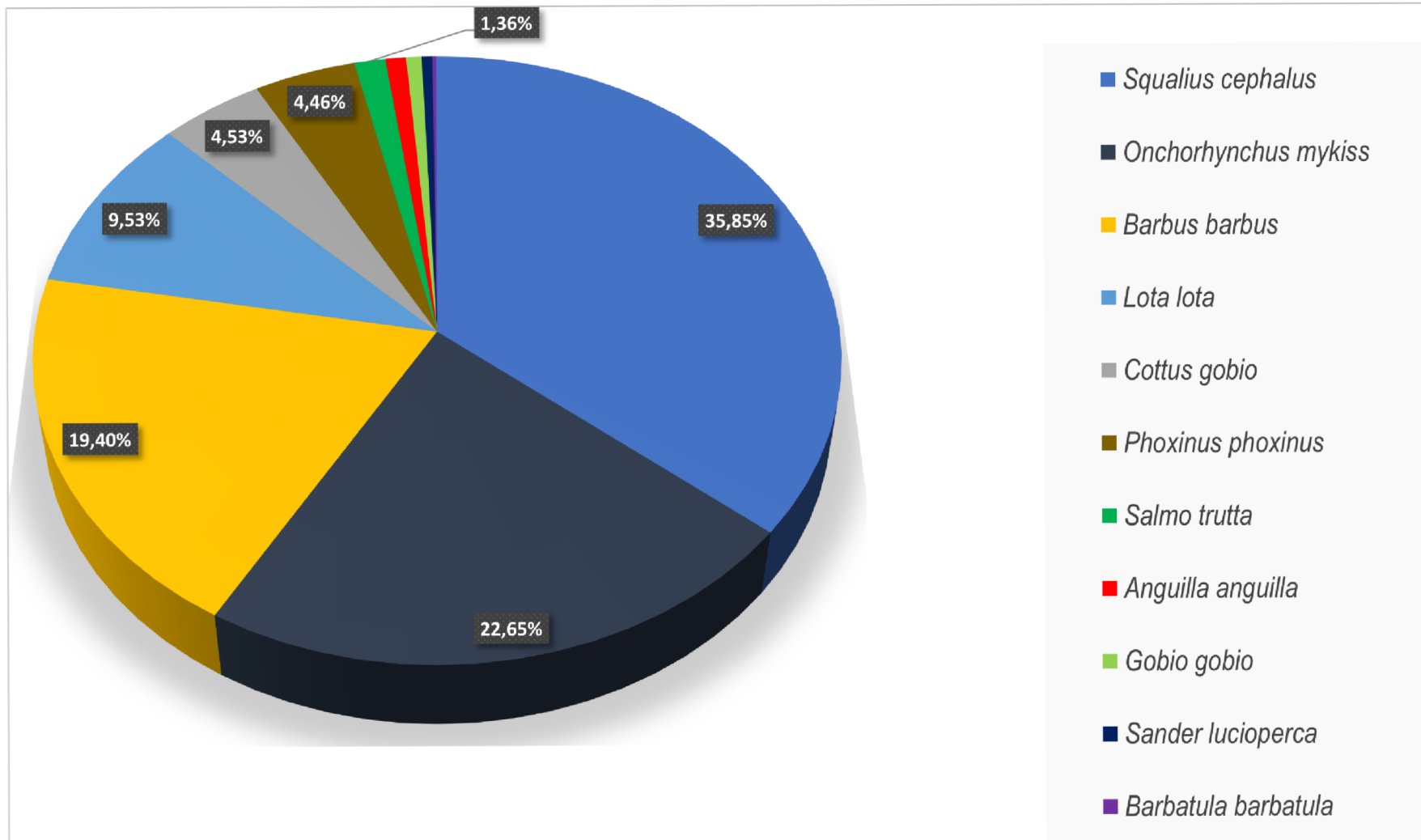
3.3.3.1. *Složení rybího společenstva z hlediska abundance*

V rámci monitoringu rybího společenstva na řece Ploučnici bylo v úseku označeném jako 3PL v roce 2022 odloveno 304 ks ryb (viz Příloha IV). V úseku bylo detekováno celkem 11 druhů ryb. Nejpočetnějším druhem v tomto úseku byla střevle potoční, jejíž úlovek činil 133 ks a druh tak tvořil 43,75 % populace v daném úseku. Druhým nejpočetnějším druhem byla vranka obecná, které bylo odloveno 70 ks představujících 23,03 % populace. Třetím nejpočetnějším druhem byl jelec tloušť při odchytu 53 ks, což odpovídá 17, 43 % populace. Dalšími detekovanými druhy v této lokalitě byly: parma obecná (27 ks – 8,88 %), hrouzek obecný (9 ks – 2,96 %), pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792) (5 ks), úhoř říční, mník jednovousý (oba druhy 2 ks), mřenka mramorovaná, pstruh obecný a candát obecný (*Sander lucioperca*, L 1758) (všechny druhy po 1 ks). Složení rybího společenstva v této lokalitě z hlediska abundance je znázorněno v obr. č. 21.

3.3.3.2. *Složení rybího společenstva z hlediska biomasy*

Na lokalitě označené jako 3PL bylo v průběhu monitoringu odloveno 8,80 kg ryb. Nejvíce zastoupeným druhem z hlediska biomasy byl jelec tloušť, jehož úlovek činil v lokalitě celkem 3,16 kg a představoval tak 35,85 % celkové biomasy v lokalitě s průměrnou hmotností 59,54 g/ks. Druhou největší biomasu tvořil v lokalitě 3PL pstruh duhový, kterého bylo odloveno 1,99 kg (o průměrné kusové hmotnosti 398,8 g). Třetím nejpočetnějším druhem z hlediska biomasy byla parma obecná, které bylo v lokalitě odloveno 1,71 kg (19,4 % celkové biomasy, průměrná hmotnost 63,26 g/ks). Dále bylo v lokalitě 3PL odloveno 0,84 kg mníka jednovouseho (9,59 %), 0,40 kg vranky obecné (4,53 %), 0,39 kg střevle potoční (4,46 %), 0,12 kg pstruha obecného (1,36 %), 0,08 kg úhoře říčního, 0,06 kg hrouzka obecného, 0,04 kg candáta obecného a 0,01 kg mřenky mramorované. Grafické složení rybího společenstva na lokalitě 3PL z hlediska biomasy jednotlivých druhů je znázorněno v obr. č.22.



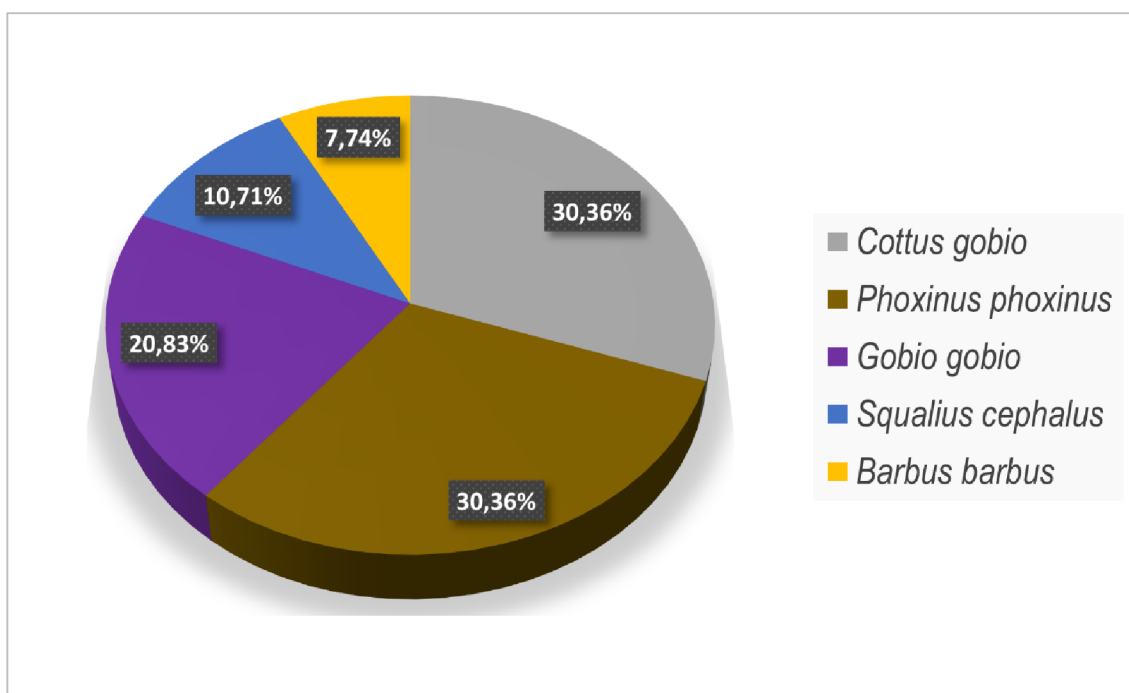


obr. č.22: Složení rybího společenstva na lokalitě 3PL z hlediska biomasy jednotlivých odlovených druhů.

3.3.4. Lokalita 4PL

3.3.4.1. Složení rybího společenstva z hlediska abundance

V rámci monitoringu rybího společenstva na řece Ploučnici bylo v úseku označeném jako 4PL v roce 2022 odloveno 168 ks ryb (viz Příloha V). V úseku bylo detekováno celkem 5 druhů ryb. Nejvíce zastoupenými druhy byly v tomto úseku vranka obecná a střevle potoční. Oba druhy byly odloveny v množství 51 ks, což odpovídalo 30,36 % populace v úseku. Třetím nejpočetnějším druhem byl hrouzek obecný, který byl odchycen v počtu 35 ks a tvořil tak 20,83 % populace. Dále byl v úseku detekován jelec tloušť, kterého bylo odloveno 18 ks a jeho procentuální abundance byla 10,71 %. Posledním detekovaným druhem v dané lokalitě byla parma obecná, která se zde nacházela v počtu 13 ks a tvořila 7,74 % populace. Složení rybího společenstva v této lokalitě z hlediska abundance je znázorněno v obr. č.23.

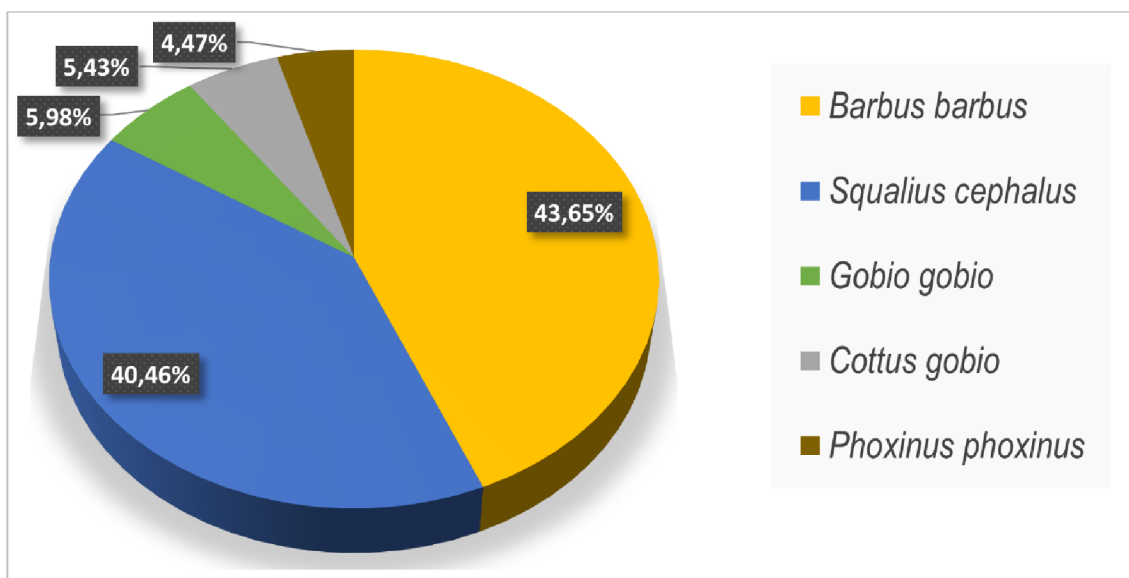


obr. č.23: Složení rybího společenstva v úseku 4PL z hlediska abundance jednotlivých druhů.

3.3.4.2. Složení rybího společenstva z hlediska biomasy

V rámci lokality 4PL bylo v průběhu monitoringu odloveno 2,85 kg ryb. Z hlediska biomasy byla nejzastoupenějším druhem v této lokalitě parma obecná, která byla odlovena v celkové hmotnosti 1,25 kg, což představovalo 43,65 % celkové biomasy lokality. Průměrná hmotnost parem v tomto úseku byla 95,77 g. Rybím druhem

s druhou nejvyšší hodnotou biomasy byl jelec tloušť, jehož souhrnná hmotnost činila 1,15 kg a představoval tak 40,46% biomasy v lokalitě s průměrnou kusovou hmotností 64,11 g/ks. Dále bylo v úseku odloveno 0,17 kg hrouzka obecného (5,98 %), 0,16 kg vranky obecné (5,43 %) a 0,13 kg střevle potoční (4,47 %). Grafické složení rybího společenstva na lokalitě 4PL z hlediska biomasy jednotlivých druhů je znázorněno v obr. č.24.



obr. č.24: Složení rybího společenstva na lokalitě 4PL z hlediska biomasy jednotlivých odlovených druhů.

3.4. Popis potravních řetězců na zkoumaných lokalitách

3.4.1. Lokalita 1PL

Vrcholovým predátorem na lokalitě 1PL byl mník jednovousý, který dosahoval při analýze trofické pozice hodnoty 5,64. Následovali druhy, u kterých trofická pozice vyšla v rozmezí 4–5, přičemž tato trofická úroveň byla v dané lokalitě nejpočetnější. Jednalo se o jelce jesena (4,72), hrouzka obecného (4,52), okouna říčního (4,50), ouklej obecnou (4,49), adultní a subadultní hlaváče černoústé ($A = 4,49$, $SA = 4,01$), ostroretku stěhovavou (4,4), úhoře říčního (4,34), parmu obecnou (4,32), karase stříbrného (4,23), všechna ontogenetická stádia vranky obecné ($J = 4,08$, $SA = 4,22$, $A = 4,13$), pstruha obecného (4,12) a plotici obecnou (4,06). Další, méně početnou trofickou úroveň tvořily druhy, u kterých byla zaznamenána hodnota v rozmezí 3,5 – 4. Jednalo se o tyto druhy: mřenka mramorovaná (3,94), jelec tloušť (3,82), juvenilní

jedinci hlaváče černoústého (3,8), jelec proudník (3,78) a sumeček americký (3,6). Nejnižší trofickou úroveň konzumentů tvořili rak pruhovaný (TP = 2,89) a zoobentos (2,71). Přehled trofických pozic analyzovaných živočichů i s jejich průměrnými velikostmi jsou viditelné v Příloze VI. Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 1PL je pak v Příloze VII.

3.4.2. Lokalita 2PL

V rámci lokality 2PL jsme vodní živočichy podle trofické pozice rozdělili do dvou skupin. První skupina byla prezentována organismy, které dosahovali v TP hodnot 3,92 – 4,72. Byli jimi všechny druhy rybových obratlovců detekovaných v dané lokalitě a zástupci raků. nejvyšší hodnota TP byla zaznamenána u mřenky mramorované (4,72). Pro vranku obecnou se hodnoty TP pohybovaly v rozmezí 3,92 – 4,28 v závislosti na stádiu ontogenetického vývoje (J = 4,28, SA = 3,92, A = 4,08). U hlaváče černoústého byly v pozorovaných stádiích pozorovány hodnoty 4,34 – 4,46 (J = 4,43, SA = 4,46, A = 4,34). Dále byly hodnoty ukazatele trofické pozice analyzovány u plotice obecné (4,71), střevličky východní (4,66), perlína ostrobříchého (4,59), parmy obecné (4,58), ostroretky stěhovavé (4,56), jelce tloušť (4,49), okouna říčního (4,42), střevle potoční (4,35), karase stříbřitého (4,24), jelce proudníka (4,19), a raka říčního (4,12). Druhou skupinu vodních živočichů představoval zoobentos, který dosahoval hodnoty TP = 3,25. Přehled trofických pozic analyzovaných živočichů i s jejich průměrnými velikostmi jsou viditelné v Příloze VIII. Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 2PL je pak v Příloze IX.

3.4.3. Lokalita 3PL

Na lokalitě 3PL byly vodní živočichové analýzou trofické pozice rozděleni do tří skupin. Největší zastoupení druhů bylo opět ve skupině, která v sobě zahrnovala TP = 4 – 4,84. Nejvýše postaveným druhem, stejně jako v lokalitě 1PL byl mník jednovousý s hodnotou trofické pozice 4,84. U vranky bylo zjištěno rozpětí trofické pozice v rozmezí 4,17 – 4,41 (J = 4,41, SA = 4,17, A = 4,37). Dále se v této skupině zaznamenaly druhy: úhoř říční (4,75), parma obecná (4,67), rak říční (4,66), jelec tloušť (4,48), hrouzek obecný (4,38), střevle potoční (4,37) a pstruh obecný (4,13). Druhou skupinu vodních živočichů představoval zoobentos, u kterého byla zjištěna hodnota TP = 3,17. Nejnižší hodnota ukazatele trofické pozice v lokalitě 3PL byla

zjištěna u pstruha duhového (2,89). Přehled trofických pozic analyzovaných živočichů i s jejich průměrnými velikostmi jsou viditelné v Příloze X. Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 2PL je pak v Příloze XI.

3.4.4. Lokalita 4PL

Na lokalitě 4PL vodní živočichové pomocí analýzy trofické pozice rozdělení do dvou skupin. Do první patřily veškeré druhy ryb, přičemž jejich TP se pohybovala v rozmezí 4,22 – 4,56. Nejvyšší hodnota trofické pozice byla pozorována u parmy obecné, kde dosahovala hodnoty 4,56. Následovali subadultní a adultní jedinci vranky obecné (SA = 4,42, A = 4,37), jelec tloušť (4,33), juvenilní jedinci vranky obecné (4,29), střevle potoční (4,26) a hrouzek obecný (4,22). Druhou skupinu živočichů na lokalitě 4PL představoval zoobentos, u kterého dosahovala TP hodnoty 3,22. Přehled trofických pozic analyzovaných živočichů i s jejich průměrnými velikostmi jsou viditelné v Příloze XII. Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 4PL je pak v příloze XIII.

3.5. Šíře trofické niky

V rámci porovnání šíře trofické niky byla v rámci této práce soustředěna pozornost na kompetici druhů vranka obecná a hlaváč černoústý vzhledem k jejich shodnému způsobu života, kdy oba druhy preferují podobný habitat a jejich rozdílnému statusu v rámci ochrany životní prostředí. Hlaváč černoústý je druhem invazním, kdežto vranka obecná druhem ohroženým podle vyhlášky §395/1992Sb. V rámci každé lokality byly zkoumané druhy rozděleny do tří skupin podle velikostí. Tyto skupiny byly označeny jako jedinci juvenilní, subadultní a adultní. Dále byly zkoumány interakce potravních nik jak mezi jednotlivými druhy, tak v rámci velikostních skupin jednoho druhu.

3.5.1. Lokality 1PL a 2PL

V rámci lokalit 1PL a 2PL byly zjištěny oba porovnávané druhy. Porovnávala se tedy korelace mezidruhová i uvnitř druhů. Jednotlivé překryvy potravních nik jsou uvedeny v tabulce č. 3 pro lokalitu 1PL a v tabulce č. 4 pro lokalitu 2PL.

Největší shodu potravních nik v rámci lokality 1PL vykazovaly skupiny subadultních hlaváčů a subadultních vranek, kdy byla shoda potravní niky rovna

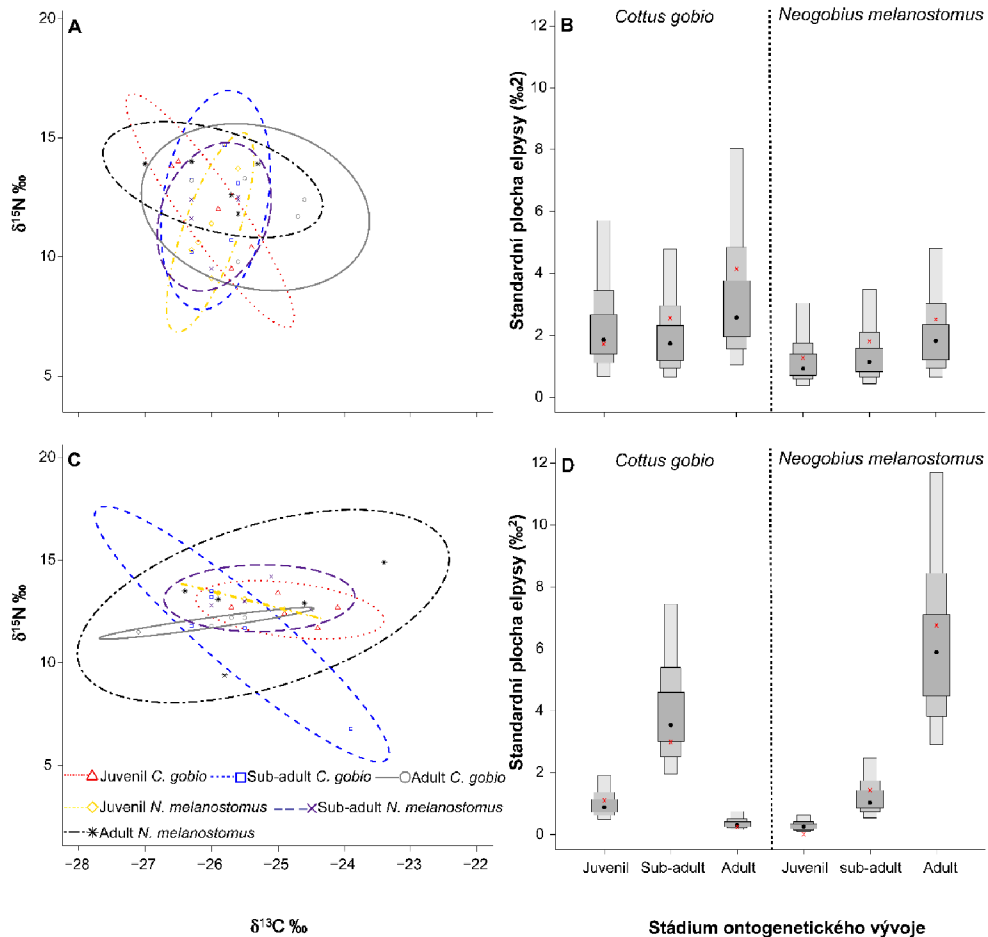
67, 8 %. Naopak nejmenší shodnou potravní niku měli juvenilní jedinci obou druhů. Toto zjištění poukazuje na velmi zajímavý trend v této lokalitě, neboť to znamená, že v počátku vývoje využívají oba druhy rozdílné potravní zdroje. V období dospívání se však potrava hlaváče černoústého a vranky obecné velice podobá. Zároveň byla zjištěna vysoká shoda trofických nik mezi jedinci subadultní a juvenilní skupinou hlaváče (50, 23 %). Graficky je průnik a šíře nik v lokalitě 1PL znázorněn v obr. č.25. Z obrázku je patrné, že v lokalitě bez výkyvů hladiny a stabilního proudění jsou šíře potravních nik hlaváče menší než vranek. To znamená, že v lokalitě 1PL byl hlaváč potravně více specializovaným druhem než vranka.

	Juvenil V	Subadult. V	Adult V	Juvenil H	Subadult. H	Adult H
Juvenil V	x					
Subadult V	29,6	x				
Adult V	27,9	43,1	x			
Juvenil H	19,7	44,2	22,1	x		
Subadult. H	32,2	67,8	39,4	50,23	x	
Adult H	29,5	36,8	46,7	20,6	36,9	x

tabulka č. 3: Číselné vyjádření překryvu potravních nik jednotlivých velikostních skupin hlaváče černoústého (H) a vranky obecné (V) na lokalitě 1PL.

Lokalita 2PL do jisté míry potvrzuje trend z lokality 1PL. Juvenilní skupiny obou druhů spolu sdílejí pouze nepatrný podíl potravních nik (2 %). V průběhu dospívání dochází k nárůstu korelace mezi oběma druhy, kdy subadultní skupiny vykazují shodu 18,9 %. V tomto případě však šlo o změnu potravního chování u hlaváče. Subadultní jedinci vykazují podobnost potravní niky s juvenilní skupinou vranky 50,1 %, kdežto mezi juvenilní a subadultní skupinou hlaváče byla zaznamenána shoda pouze 0,3 %. Mezi juvenilními a subadultními jedinci vranky pak byla pozorována shoda elips 11,6 %. Zajímavým zjištěním v této lokalitě je, že juvenilové hlaváče využívají pravděpodobně zcela odlišné potravní zdroje než kterákoliv ze zkoumaných velikostních skupin. Toto tvrzení podporuje fakt, že největší naměřená shoda potravních zdrojů juvenilů hlaváče s jinou skupinou činila pouze 2 %. Grafické znázornění průniku nik a jejich šířka v lokalitě 2PL je v obr. č.25. Z obrázku je viditelná značná potravní specializace juvenilů hlaváče černoústého a adultních jedinců vranky obecné. Zvláštní je nepřímá úměra změny šířky potravní niky mezi subadultními a adultními stádii. U vranky dochází k výrazné potravní specializaci, kdežto u hlaváče je situace zcela opačná – u subadultních jedinců hlaváče byla potravní

specializace výrazně vyšší, než u adultních ryb. Na první pohled by se tedy mohlo zdát, že je zde jasně vidět útlak vranky ze strany hlaváče, nicméně překryv nik mezi adultními jedinci obou druhů je pouze nepatrný (3,7 %). To znamená jen malou míru potravní kompetice mezi adultními rybami obou druhů.



obr. č.25: Standardní plocha elipsy (vlevo) označující šířku potravní niky hlaváče černoústého a vranky obecné na lokalitě 1PL (A) a 2PL (C). A 95% Bayesovský model šíře trofické niky hlaváče černoústého a vranky obecné zobrazený pomocí hladin pravděpodobnosti představujících hladiny 95 %, 75 % a 50 % pro lokalitě 1PL (B) a 2PL (D).

	Juvenil V	Subadult. V	Adult V	Juvenil H	Subadult. H	Adult H
Juvenil V	x					
Subadult V	11,6	x				
Adult V	8	4,5	x			
Juvenil H	2	0,3	0,8	x		
Subadult. H	50,1	18,9	9,6	2	x	
Adult H	16,4	21,2	3,7	0,2	21,3	x

tabulka č. 4: Číselné vyjádření překryvu potravních nik jednotlivých velikostních skupin hlaváče černoústého (H) a vranky obecné (V) na lokalitě 2PL.

3.5.2. Lokality 3PL a 4PL

V rámci lokalit 3PL a 4PL doposud nedošlo k detekci přítomnosti hlaváče černoústého. Z tohoto důvodu je možné zkoumat vývoj potravních nik vranky obecné v přirozeném rybím společenstvu a poznatky z tohoto pozorování implementovat v závěrečném hodnocení vlivu přítomnosti hlaváče černoústého na populaci vranky obecné. Jednotlivé překryvy potravních nik jsou uvedeny v tabulce č. 5 pro lokalitu 3PL a v tabulce č. 6 pro lokalitu 4PL.

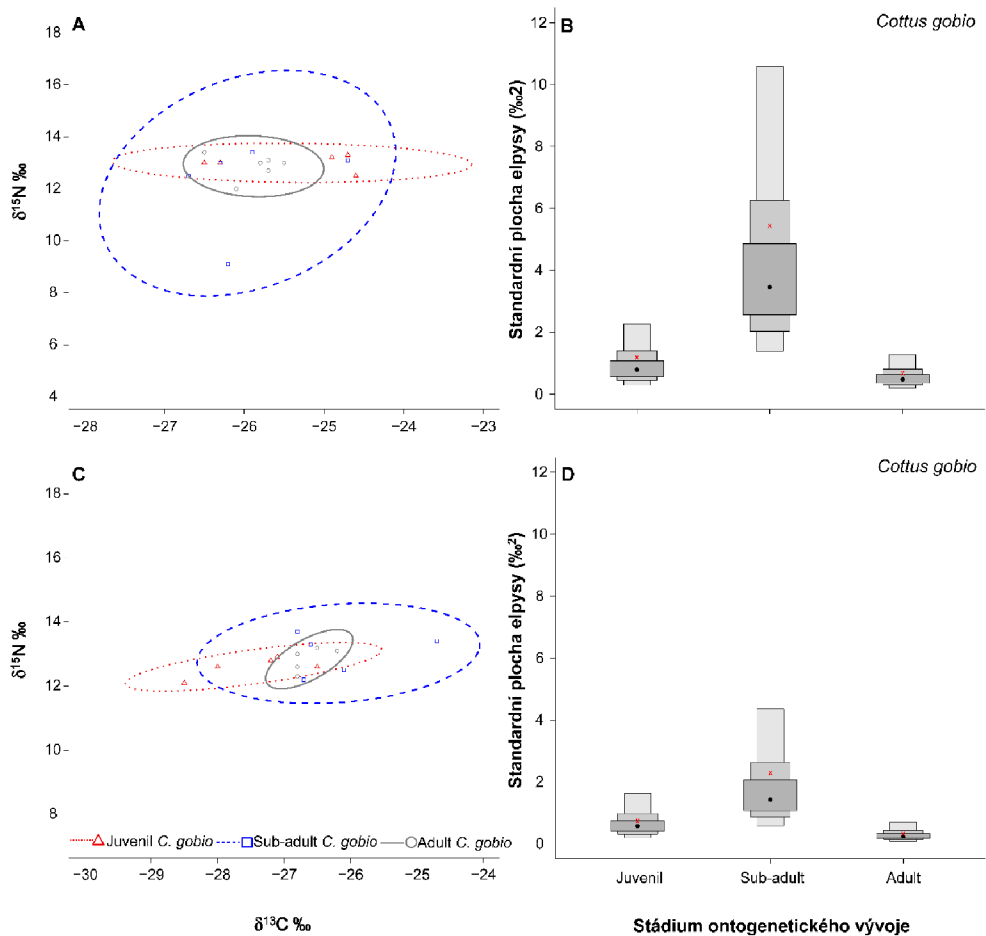
Při analýze potravních nik vranek z lokality 3PL byla pozorován nejvyšší překryv mezi nikami adultní skupiny vranek a skupiny juvenilů ve výši 37,2 %. Mezi juvenilní a subadultní populací je shoda potravních nik zaznamenána s mírou 18,2 %. Subadultní a adultní populace vranek spolu sdílely 12,4 % potravních zdrojů. Graficky je průnik nik a jejich šířka v lokalitě 2PL znázorněn v obr. č.26 Z tohoto obrázku je patrná potravní specializace vranky v juvenilní fázi vývoje a v adultním věku. Naopak subadultní jedinci jsou potravně mnohem méně specifikovaní, což se projevuje velikou šířkou trofické niky.

	Juvenil V	Subadult. V	Adult V
Juvenil V	x		
Subadult V	18,2	x	
Adult V	37,2	12,4	x

tabulka č. 5: Číselné vyjádření překryvu potravních nik jednotlivých velikostních skupin vranky obecné (V) na lokalitě 3PL.

Analýzou trofických nik vranek z lokality 4PL byla zjištěna vyšší podobnost potravních zdrojů než v případě lokality 3PL. Velmi podobné hodnoty byly zaznamenány u průniků nik adultních jedinců s juvenilními (shoda 27,9 %) a průniků nik subadultních a juvenilních jedinců (shoda 23,7 %), přičemž shoda potravních nik

mezi adultní a subadultní skupinou byla pouhých 14,1 %. Pozorujeme zde tedy stejný trend, jako na lokalitě 3 PL, kde měli adultní jedinci potravní niku podobnější rovněž s juvenilní populací. Graficky je průnik nik a jejich šířka v lokalitě 2PL znázorněn v obr. č.26. Obrázek na této lokalitě vykazuje stejný trend, jaký jsme pozorovali na lokalitě 3PL. Věkovou skupinou s největší šířkou trofické niky vykazovali subadultní jedinci. Jedinci juvenilní a adultní byli mnohem více specializovaní a šířka jejich potravní niky se zmenšila. Stejně jako na lokalitě 3PL i zde byli nejvíce specializovaní jedinci adultní.



obr. č.26: Standardní plocha elipsy (vlevo) označující šířku potravní niky hlaváče černoústého a vranky obecné na lokalitě 3PL (A) a 4PL (C). A 95% Bayesovský model šíře trofické niky hlaváče černoústého a vranky obecné zobrazený pomocí hladin pravděpodobnosti představujících hladiny 95 %, 75 % a 50 % pro lokality 3PL (B) a 4PL (D).

	Juvenil V	Subadult. V	Adult V
Juvenil V	x		
Subadult V	23,7	x	
Adult V	27,9	14,1	x

tabulka č.6: Číselné vyjádření překryvu potravních nik jednotlivých velikostních skupin vranky obecné (V) na lokalitě 4PL.

3.6. Potravní zdroje hlaváče černoústého a vranky obecné

3.6.1. Potravní zdroje hlaváče černoústého

3.6.1.1. Lokalita 1PL

potrava	<i>Neogobius melanostomus</i> (juvenil)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,005	0,112	0,495
hlaváč juvenil	0,006	0,116	0,430
vranka juvenil	0,005	0,101	0,315
Rak	0,006	0,154	0,571
ter. Hmyz	0,007	0,158	0,541
zoobentos	0,006	0,173	0,608
	<i>Neogobius melanostomus</i> (SA)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,002	0,079	0,578
hlaváč juvenil	0,002	0,093	0,559
vranka juvenil	0,003	0,073	0,378
Rak	0,003	0,135	0,726
ter. Hmyz	0,003	0,124	0,636
zoobentos	0,003	0,145	0,757
	<i>Neogobius melanostomus</i> (Adult)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,002	0,083	0,485
hlaváč juvenil	0,002	0,150	0,724
vranka juvenil	0,002	0,177	0,604
Rak	0,003	0,100	0,590
ter. Hmyz	0,003	0,086	0,480
zoobentos	0,002	0,113	0,529

tabulka č.7: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií hlaváče černoústého na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

U hlaváčů odlovených na lokalitě 1PL byly zjištěny u juvenilní a subadultní populace (SA) hlaváče přibližně stejné potravní preference. U obou dvou skupin

převažovali mezi potravními zdroji raci (juvenil 15,4 %, SA 13,5 %), terestrický hmyz (juvenil 15,8 %, SA 12,4 %) a zoobentos (juvenil 17,3 % a SA 14,5 %), přičemž je viditelný i trend poklesu potravní preference u všech tří zdrojů u subadultních jedinců. U adultních jedinců hlaváče byly nejvíce zastoupenou složkou potravy juvenilové vránky a hlaváčů, přičemž malé vránky tvořily u dospělých hlaváčů 17,7 % a juvenilní hlaváči 15 %. Výrazný pokles potravní preference byl zaznamenán u terestrického hmyzu, u kterého došlo k poklesu z 12,4 % u subadultních jedinců na 8,6 % u dospělců. Přehled potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií hlaváče na lokalitě 1PL a jejich relativní zastoupení je zobrazeno v tabulce č.7.

3.6.1.2. Lokalita 2PL

potrava	<i>Neogobius melanostomus</i> (juvenil)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,003	0,084	0,393
hlaváč juvenil	0,005	0,096	0,370
vránka juvenil	0,006	0,119	0,409
rak	0,006	0,147	0,515
ter. hmyz	0,024	0,285	0,599
zoobentos	0,005	0,124	0,463
	<i>Neogobius melanostomus</i> (SA)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,001	0,057	0,405
hlaváč juvenil	0,002	0,061	0,388
vránka juvenil	0,003	0,103	0,485
rak	0,003	0,140	0,623
ter. hmyz	0,013	0,287	0,682
zoobentos	0,002	0,098	0,559
	<i>Neogobius melanostomus</i> (Adult)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,001	0,048	0,426
hlaváč juvenil	0,002	0,061	0,388
vránka juvenil	0,002	0,087	0,459
rak	0,003	0,132	0,674
ter. hmyz	0,015	0,369	0,761
zoobentos	0,002	0,077	0,494

tabulka č.8: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií hlaváče na lokalitě 2PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

V rámci lokality 2PL u hlaváčů z potravních zdrojů převažoval terestrický hmyz. U juvenilních jedinců tvořil 28,5 %, u subadultní populace se jednalo o 28,7 % a u

adultních jedinců tvořil terestrický hmyz 36,9 % potravy. Druhou nejpočetnější složkou potravy byli raci, kteří u juvenilních jedinců představovali 14,7 % potravy. U subadultních jedinců pak raci činili 14 % potravy a u dospělců 13,2 %. Zajímavý trend vykazuje změna četnosti příjmu zoobentosu. Stejně jako u raků i zde má tato potravní složka největší zastoupení u juvenilní skupiny (12,4 %) a s dospíváním se snižuje u subadultních jedinců na 9,8 % a u adultních jedinců tvoří zoobentos pouze 7,7 % potravy. Dominanci terestrického hmyzu v potravě hlaváče lze na této lokalitě vysvětlit častou změnou výšky hladiny vodního sloupce z důvodu pravidelných výkyvů průtoku způsobených nedalekou MVE. Přehled potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií hlaváče na lokalitě 2PL a jejich relativní zastoupení je zobrazeno v tabulce č.8.

3.6.2. Potravní zdroje vranky obecné

3.6.2.1. Lokalita 1PL

Potrava	<i>Cottus gobio</i> (juvenil)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil hlaváč	0,007	0,166	0,559
juvenil vranka	0,007	0,116	0,409
rak	0,009	0,202	0,620
ter. hmyz	0,007	0,162	0,559
zoobentos	0,008	0,209	0,615
<i>Cottus gobio</i> (SA)			
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil hlaváč	0,004	0,145	0,717
juvenil vranka	0,003	0,101	0,478
rak	0,005	0,163	0,754
ter. hmyz	0,003	0,120	0,628
zoobentos	0,003	0,183	0,712
<i>Cottus gobio</i> (Adult)			
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil hlaváč	0,003	0,171	0,770
juvenil vranka	0,002	0,101	0,575
rak	0,004	0,176	0,809
ter. hmyz	0,003	0,110	0,690
zoobentos	0,004	0,124	0,642

tabulka č.9: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky obecné na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

Juvenilní vranky se na lokalitě 1PL živily především bentickými organismy, přičemž byly téměř ve stejné míře zastoupeni raci a zoobentos (zoobentos 20,9 % a raci 20,2 %). Dále pak v obdobné míře vyhledávaly terestrický hmyz a juvenilní jedince hlaváčů (juvenilové 16,6 % a terestrický hmyz 16,2 %). Potravní preference subadultních jedinců jsou téměř shodné s juvenilny. I zde převažují bentické zdroje, tedy raci (16,3 %) a zoobentos (18,3 %). U dospělých jedinců vranky byla pozorována změna potravní preference. Dospělé vranky omezily vyhledávání zoobentosu, u kterého došlo k poklesu na 12,4 %. Jejich nejpreferovanější potravou byli raci (17,6 %) a juvenilové hlaváčů (17,1 %). Přehled potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky na lokalitě 1PL a jejich relativní zastoupení je zobrazeno v tabulce č.9.

3.6.2.2. Lokalita 2PL

Potrava	Cottus gobio (juvenil)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil hlaváč	0,003	0,089	0,403
juvenil vranka	0,005	0,146	0,492
rak	0,006	0,166	0,524
ter. hmyz	0,082	0,338	0,574
zoobentos	0,011	0,149	0,471
	Cottus gobio (SA)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil hlaváč	0,001	0,043	0,276
juvenil vranka	0,002	0,062	0,321
rak	0,002	0,077	0,397
ter. hmyz	0,076	0,584	0,872
zoobentos	0,003	0,106	0,665
	Cottus gobio (Adult)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil hlaváč	0,001	0,038	0,246
juvenil vranka	0,001	0,050	0,268
rak	0,002	0,054	0,291
ter. hmyz	0,030	0,498	0,889
zoobentos	0,003	0,256	0,864

tabulka č.10: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky obecné na lokalitě 2PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

V lokalitě 2PL převažoval u všech ontogenetických stádií vranky terestrický hmyz, stejně jako tomu bylo u hlaváče. U vranky byla však preference náletového hmyzu

ještě výrazně vyšší. U juvenilních jedinců činila 33,8 %, u subadultních jedinců činila potravní preference tohoto potravního zdroje 58,4 % a u adultních jedinců 49,8 %. Zajímavý je také výrazný podíl zoobentosu v potravě dospělých vranek, který byl roven 25,6 %, což bylo víc než u jakékoliv jiné ontogenetické skupiny. Poměrně zajímavým trendem je vysoký podíl juvenilních jedinců vranky v potravě juvenilních jedinců stejného druhu (14,6 %) a vyšší procento raků v potravě juvenilních vranek (16,6 %). Naopak predace hlaváčů vrankou obecnou je v této lokalitě minimální (nejvyšší hodnoty dosahuje u juvenilů vranky obecné 8,9 %). Vzhledem k proměnlivému průtoku a kolísání hladiny díky přítomnosti MVE je vysoký podíl terestrického hmyzu v potravě ryb v této lokalitě předvídatelným jevem. Přehled potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky obecné na lokalitě 2PL a jejich relativní zastoupení je zobrazeno v tabulce č.10:

3.6.2.3. Lokalita 3PL

potrava	Cottus gobio (juvenil)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil vranka	0,010	0,167	0,358
rak	0,004	0,092	0,422
ter. hmyz	0,228	0,601	0,782
zoobentos	0,005	0,100	0,453
Cottus gobio (SA)			
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil vranka	0,004	0,070	0,217
rak	0,002	0,045	0,274
ter. hmyz	0,217	0,730	0,927
zoobentos	0,002	0,099	0,622
Cottus gobio (Adult)			
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil vranka	0,004	0,134	0,309
rak	0,002	0,086	0,401
ter. hmyz	0,140	0,612	0,825
zoobentos	0,002	0,126	0,585

tabulka č.11: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky na lokalitě 3PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

Lokalita 3PL se vyznačovala výraznou potravní specializací všech vývojových stádií vranky obecné na terestrický hmyz. U juvenilních jedinců představoval náletový hmyz 60,1 %. U subadultních jedinců bylo zastoupení terestrického hmyzu dokonce

73 %. U skupiny adultních vranek obecných bylo analýzou zjištěno 61,2% zastoupení terestrického hmyzu, což je pokles oproti předchozí velikostní skupině. Zároveň zde opět pozorujeme navýšení procentuálního zastoupení zoobentosu (12,6 %). U juvenilních a adultních vranek byl opět pozorován kanibalismus, kdy juvenilní jedinci vranek obecných tvořily 16,7 % potravy nejmenší skupiny vranek a 13,4 % potravy největších jedinců v lokalitě. Přehled potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky na lokalitě 3PL a jejich relativní zastoupení je zobrazeno v tabulce č.11.

3.6.2.4. Lokalita 4PL

Při analýze potravních preferencí vranky obecné na lokalitě 4PL byla prokázána silná potravní preference zoobentosu ve všech velikostních kategoriích. U juvenilních jedinců tvořil bentos 64,9 % potravy, u subadultních jedinců bylo zjištěno zastoupení zoobentosu v potravě ze 68,8 %. U největších vranek byl podíl bentosu nejvyšší, a to v hodnotě 73,4 %. U juvenilních jedinců byla pozorována také lehce vyšší potravní preference terestrického hmyzu (19,1 %). Přehled potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky na lokalitě 4PL a jejich relativní zastoupení je zobrazeno v tabulce č.12.

potrava	<i>Cottus gobio</i> (juvenil)		
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil vranka	0,019	0,162	0,388
ter. hmyz	0,008	0,191	0,618
zoobentos	0,063	0,649	0,943
<i>Cottus gobio</i> (SA)			
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil vranka	0,006	0,148	0,410
ter. hmyz	0,003	0,157	0,666
zoobentos	0,033	0,688	0,979
<i>Cottus gobio</i> (Adult)			
	2,5% CI	median	97,5% CI
juvenil vranka	0,005	0,127	0,375
ter. hmyz	0,003	0,141	0,649
zoobentos	0,039	0,734	0,979

tabulka č.12: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky na lokalitě 4PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

3.7. Potravní preference predátorních druhů ryb

3.7.1. Lokalita 1PL

Pro lokalitu 1PL byla analyzována potrava 5 druhů predátorů. Jednalo se o mníka jednovouseho, úhoře říčního, okouna říčního, jelce tlouště a sumečka amerického. Souhrn jednotlivých potravních zdrojů predátorů na lokalitě 1PL a jejich relativní zastoupení v potravě je znázorněno v tabulkách č.13–17.

Nejvýznamnější složkou potravy mníka jednovouseho v této lokalitě tvořily vranky, a to 25,9 % z potravních zdrojů tohoto druhu. Překvapivé je, že predace vůči hlaváčovi dosahovala v porovnání s vrankou výrazně nižších hodnot (16,7 %). Stejný jev pozorujeme i u potravního zdroje tvořeného ostatními rybami, které tvořily pouze 19,6 % v potravě mníků. I tento ukazatel potvrzuje tezi o potravní specializaci mníka vůči vrance Potravní preference mníka jednovouseho jsou znázorněny v tabulce č.13.

potrava	<i>Lota lota</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
hlaváč	0,006	0,167	0,691
rak	0,003	0,162	0,687
ryby	0,008	0,196	0,738
vranka	0,010	0,259	0,846

tabulka č.13: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů mníka jednovouseho na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

Potravu úhoře na lokalitě 1PL tvořily z většiny benticky žijící organismy. Nebyl zde pozorován výrazný rozdíl mezi zoobentosem (21,5 %) a raky (20,6 %). Naopak predací tlak na rybí společenstvo zde byl nižší (u všech tří skupin okolo 14 %). Potravní preference úhoře říčního jsou zobrazeny v tabulce č.14.

	<i>Anguilla anguilla</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
hlaváč	0,007	0,138	0,530
rak	0,008	0,206	0,622
ryby	0,006	0,141	0,531
vranka	0,005	0,138	0,540
zoobentos	0,009	0,215	0,635

tabulka č.14: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů úhoře říčního na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

Okoun se v lokalitě IPL vyznačoval jako zcela nespecifický predátor. Rozložení jeho preferencí bylo téměř rovnoměrné a pohybuje se téměř u všech zdrojů mezi 14 a 14,5 %, výjimkou je terestrický hmyz, kde byl zaznamenán jediný nižší výkyv potravní preference (12,4 %). Je tedy možné tvrdit, že okouni v této lokalitě využívají rovnoměrně všechny dostupné potravní zdroje. Potravní preference okouna říčního jsou zobrazeny v tabulce č.15.

	<i>Perca fluviatilis</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
hlaváč	0,006	0,140	0,490
rak	0,006	0,145	0,474
ryby	0,005	0,145	0,481
vranka	0,007	0,143	0,477
zoobentos	0,005	0,140	0,473
ter. hmyz	0,006	0,124	0,419

tabulka č.15: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů okouna říčního na lokalitě IPL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

U jelce tlouště tvořili majoritní složku potravy raci (14, 8 %) a náletový hmyz (16,6 %). Další významnější složky potravy tvořil zoobentos (11,1 %) a detrit (11,8 %). Potravní preference jelce tlouště jsou znázorněny v tabulce č.16.

	<i>Squalius cephalus</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,004	0,118	0,516
hlaváč	0,003	0,072	0,335
rak	0,006	0,148	0,530
ryby	0,003	0,086	0,371
vranka	0,004	0,077	0,347
zoobentos	0,005	0,111	0,474
ter. hmyz	0,009	0,166	0,538

tabulka č.16: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jelce tlouště na lokalitě IPL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

Analýza potravy sumečka amerického zjistila jeho silnou preferenci vůči bentickým organismům s výraznou potravní specializací na raky (39,9 % potravy). Zástupci zbylého zoobentosu tvořili 27,6 %. Byl zjištěn pouze minimální predační tlak

na rybí společenstvo (5,7 – 5,9 %). Potravní preference sumečka amerického jsou zobrazeny v tabulce č.17.

	<i>Ameiurus nebulosus</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
hlaváč	0,002	0,057	0,322
rak	0,023	0,399	0,827
ryby	0,002	0,059	0,347
vranka	0,002	0,058	0,354
zoobentos	0,005	0,276	0,859

tabulka č.17: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů sumečka amerického na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

3.7.2. Lokalita 2PL

V rámci lokality 2PL byly z hlediska potravního složení analyzovány 2 druhy ryb, jelec tloušť a okoun říční. Souhrn jednotlivých potravních zdrojů obou predátorů na lokalitě 2PL a jejich relativní zastoupení v potravě je znázorněno v tabulce č.18.

	<i>Perca fluviatilis</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
hlaváč	0,004	0,073	0,307
rak	0,004	0,085	0,350
ryby	0,003	0,069	0,291
ter. hmyz	0,038	0,354	0,629
vranka	0,003	0,088	0,362
zoobentos	0,009	0,214	0,674
	<i>Squalius cephalus</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,004	0,092	0,364
hlaváč	0,004	0,081	0,327
rak	0,004	0,104	0,379
ryby	0,003	0,075	0,305
ter. hmyz	0,009	0,162	0,456
vranka	0,004	0,100	0,369
zoobentos	0,005	0,123	0,460
plody	0,002	0,070	0,280

tabulka č.18: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů okouna říčního a jelce tlouště na lokalitě 2PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

Oba druhy se v této lokalitě vyznačovaly výraznou potravní preferencí terestrického hmyzu (okoun 35,4 %, jelec tloušť 16,2 %). Potravní zdroje okouna byly však mnohem méně diverzifikované než na lokalitě 1PL. Jedinou výraznější složkou

potravy okouna tvořil, kromě náletového hmyzu zoobentos (21,4 %). Ostatní složky potravy se pohybovaly v rozmezí 6,9 – 8,8 %. U jelce tlušť bylo pozorováno větší rozložení potravních preferencí. Významnějšími složkami potravy u něj byly, vedle terestrického hmyzu také zoobentos (12,3 %), raci (10,4 %) a vranky (10 %).

3.7.3. Lokalita 3PL

Na lokalitě 3PL byla analýza potravních zdrojů provedena u tří druhů rybích predátorů. Těmito druhy byli mník jednovousý, úhoř říční a jelec tlušť. Souhrn jednotlivých potravních zdrojů sledovaných predátorů na lokalitě 2PL a jejich relativní zastoupení v potravě je znázorněno v tabulce č.19.

Potrava	<i>Lota lota</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
Rak	0,003	0,083	0,624
Ryby	0,054	0,661	0,948
Vranka	0,007	0,187	0,840
	<i>Anguilla anguilla</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
Rak	0,005	0,129	0,633
ryby	0,011	0,243	0,679
vranka	0,010	0,229	0,703
zoobentos	0,029	0,280	0,545
	<i>Squalis cephalus</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,005	0,110	0,420
rak	0,004	0,089	0,380
ryby	0,004	0,135	0,422
vranka	0,005	0,123	0,433
zoobentos	0,006	0,134	0,459
ter. hmyz	0,018	0,265	0,584

tabulka č. 19: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů analyzovaných rybích predátorů na lokalitě 3PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

Mník jednovousý analyzovaný na lokalitě 3PL vykazoval velmi odlišný trend v potravním chování než při analýze provedené na lokalitě 1PL. Většinu potravy (66,1 %) mníka na lokalitě 3PL tvořily jiné druhy ryb a vranka obecná 18,7 %.

Úhoř říční analyzovaný na lokalitě vykazoval rovněž významně odlišné potravní preference oproti lokalitě 1PL, i když zde byl nejvíce zastoupenou potravou shodně bentos 28 %. Výrazně zde v potravě úhoře kleslo zastoupení raků (12,9 %) a zvýšilo

se zastoupení ryb (24,3 %). Úhoř byl v této lokalitě také nejvýznamnějším predátorem vranky obecné, která činila 22,9 % jeho potravy.

U jelce tlouště byl pozorován podobný trend, jako na lokalitách 1PL a 2PL. Hlavní složkou potravy tloušťů byl terestrický hmyz (26,5 %). I u tohoto druhu však došlo v této lokalitě ke zvýšení predace na rybách, kdy ryby tvořily u tloušťů 13,5 % potravy a vranka 12,3 %. U tloušťů byl tento nárůst vyrovnán poklesem zastoupení zoobentosu (13,4 %) v jejich potravě.

3.7.4. Lokalita 4PL

Na lokalitě 4PL byla potrava analyzována u rybích predátorů pouze pro jelce tlouště. Stejně jako u předchozích lokalit i zde vyšlo největší procentuální zastoupení v potravě tlouště u náletového hmyzu (29,3 %) a zoobentosu (25,4 %). U ostatních potravních zdrojů bylo jejich procentuální zastoupení ve stravě rozloženo rovnoměrně mezi 11,2 % a 12,6 %. Relativní zastoupení jednotlivých potravních zdrojů jelce tlouště na lokalitě 4PL shrnuje tabulka č.20.

	<i>Squalius cephalus</i>		
	2,5% CI	median	97,5% CI
detrit	0,005	0,124	0,441
Ryby	0,007	0,126	0,368
ter. hmyz	0,023	0,293	0,617
Vranka	0,006	0,112	0,348
zoobentos	0,013	0,254	0,724

tabulka č.20: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jelce tlouště na lokalitě 4PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

4. Diskuse

Tato práce prokázala významný vliv hlaváče černoústého na potravní řetězec řeky Ploučnice. Přičemž se hlaváč ukázal jako významný konzument, kořist i kompetitor. K podobnému závěru došel i McAllister (2022), který zkoumal vliv hlaváče černoústého na původní společenstvo v přítocích Huronského jezera a jezera Erie, či Almquist a Strandmark (2017), kteří zkoumali změny složení potravy vrcholových predátorů v Baltském moři a Cerwenka & kol. (2018), který se zaměřil na vývoj složení rybích společenstev na horním toku Dunaje.

4.1. Vliv hlaváče černoústého na složení společenstva ryb

Na lokalitě 1PL a 2PL ve kterých prokázána etablovaná populace hlaváče černoústého byla zjištěna jeho dominance z hlediska abundance v daném rybím společenstvu (viz příloha X a X). Tyto zjištěné informace se shodují s tím, co je zmíněno v pracích Kornis &kol., 2012 a Charlebois &kol., 2001, kteří uvádějí, že po etablování hlaváče černoústého v systému Velkých jezer došlo k masivnímu rozvoji jeho populace a poklesu některých druhů původního rybího společenstva. S podobným závěrem přišel Cerwenka &kol. (2018), který zjišťoval vývoj rybích společenstev na horních úsecích Dunaje. McAllister (2022) ve své práci při statistickém hodnocení populací původních druhů v rámci povodí řek ústících do Huronského jezera a jezera Erie pozoroval, že s klesající velikostí populace hlaváče proti proudu toků docházelo ke zvýšení populace některých původních bentických druhů ryb. McAllister (2022) dochází ve své práci k závěru, že tento jev může být způsoben vytlačení rybní populace hlaváčem do méně příznivých lokalit.

Ačkoliv, v této práci byla nalezena rozdílná složení rybního společenstva v rámci zkoumaných lokalit, tato práce nemůže potvrdit ani vyvrátit že hlaváč černoústý je spouštěčem těchto změn. Každá ze zkoumaných lokalit je svými morfologickými vlastnostmi unikátní a oddělené příčnou bariérou. Proto posouzení vlivu hlaváče obecného na abundanci a biomasu ostatních druhů ryb by bylo neadekvátní. Pro stanovení vlivu hlaváče na složení rybní obsádky, by bylo zapotřebí provést rozsáhlou vzorkovací kampaň do které budou zahrnuty toky z různými biotickými a abiotickými vlastnostmi, která budou následně porovnány vhodnými statistickými metodami.

4.2. Porovnání šíře trofické niky hlaváče černoústého a vranky obecné

Porovnání šíře trofických nik a jejich překryvu mezi hlaváčem černoústým a původními druhy ryb se věnoval v rámci studia společenstev na přítocích do jezera Erie McAllister (2022). Ten pomocí porovnání trofických nik bentických a benticko-pelagických druhů ryb s trofickou nikou hlaváče černoústého dospěl k závěru, že přítomnost hlaváče měla vliv na obě porovnávané skupiny, více však na bentické druhy, což ve svých pracích kromě Mc Allistera potvrdili i Morissette &kol.

(2018) a Bergstrom & Mensinger (2009). U bentických druhů bylo v práci McAllistera (2022) zaznamenáno zmenšení šířky trofické niky v přítomnosti hlaváče až o 51 %. U bentických druhů byl pak zaznamenán také vysoký překryv nik s trofickou nikou hlaváče černoústého. U benticko-pelagických druhů pak byl zaznamenán změna v prostorovém uspořádání potravní niky, nicméně překryv mezi benticko-pelagickými druhy a hlaváčem nebyl tolik patrný. V rámci této práce jsme porovnávali trofické niky hlaváče černoústého a vranky obecné, přičemž jsme obě skupiny rozdělily do tří ontogenetických skupin, protože se u nich očekávali změny ve využívání potravních zdrojů v průběhu ontogenetického vývoje (Andraso & kol., 2011).

V lokalitách řeky Ploučnice, kde docházelo k výskytu hlaváče i vranky byl pozorován opačný jev, než pozoroval McAllister (2022). Vranka obecná byla vykazovala ve všech ontogenetických stádiích, s výjimkou adultního stádia na lokalitě 2PL větší plasticitu trofické niky než hlaváč černoústý. Nicméně v důsledku porovnání průniků potravních nik jednotlivých ontogenetických skupiny vyšla najevo kompetice podobným způsobem, jako právě v práci McAllistera (2022), kdy došlo v některých případech k velmi výraznému překryvu potravních nik mezi jednotlivými skupinami vranky a hlaváče, které dosahovalo až 67,8 %. U vranky navíc došlo ke zvýšení překryvu trofických nik jednotlivých ontogenetických skupin v lokalitách s přítomností hlaváče oproti lokalitám, ve kterých se hlaváč nevyskytoval, což poukazuje na nepříznivý dopad invaze hlaváče na populaci vranky.

4.3. Porovnání potravní preference hlaváče černoústého a vranky obecné

Analýza potravních preferencí hlaváče černoústého byla předmětem práce Poslednik & kol. (2023), který zkoumal složení potravy juvenilních jedinců hlaváče v jezeře Oneida za pomoci kombiance analýzy obsahu trávicího traktu a analýzy stabilních izotopů a stejnou metodou zkoumal i změnu potravních preferencí v rámci ontogenetického vývoje u stejného druhu. Toto téma také zpracoval Baley & kol (2017), který analyzoval potravu hlaváče černoústého v různých stádiích ontogenetického vývoje v Michiganském jezeře za pomoci analýzy stabilních izotopů a analýzy mastných kyselin. Další prací, se kterou jsou porovnávané naše výsledky je právě Morana & Behrense (2024), která se zabývala potravními zdroji adultních

hlaváčů v Baltském moři pomocí analýzy stabilních izotopů za použití vzorků ploutví. potravní preference hlaváče černoústého zkoumal ve své práci i McAllister (2022), který využíval analýzu žaludků a střev pro určení potravních preferencí hlaváčů na přítocích do jezera Erie a Huronského jezera. Výsledky těchto prací jsou shrnuty v následujícím odstavci.

Všechny tyto práce zvolili za analyzované potravní zdroje vodní bezobratlé živočichy. Pouze práce Morana & Behrense (2024) mezi analyzovanými potravními zdroji obsahuje i ryby. Tyto studie shodně ukazují na změnu potravních preferencí v průběhu ontogenetického vývoje, kdy juvenilní jedinci preferují menší druhy zoobentosu, jakými jsou např. *Chironomidae*. V dospělosti se pak orientace mění na vodní plže, nebo mlže. V rámci naší práce bylo bohužel nutné, z důvodu podobnosti hodnot stabilních izotopů jednotlivých potravních skupin, nutné sloučit zástupce bentických bezobratlých živočichů (s výjimkou raků) do skupiny s názvem zoobentos. nebylo tedy možné potvrdit, nebo vyvrátit závěry těchto prací, nicméně na lokalitě 1PL byla zaznamenána nejvyšší hodnota potravních preferencí (14-17 %) právě u skupiny zoobentosu. Moran & Behrens (2024), který do své práce zahrnul i ryby jako potravní skupinu zjistil menší podíl této potravní složky v potravě hlaváče obecného než tato práce, ve které byla potravní preference ryb v rámci všech ontogenetických skupin hlaváče černoústého kolem 13-32 % oproti 4,2 % zastoupení ryb v potravě, kterou zjistili Moran & Behrens (2024). Rozdíl v tomto zjištění by mohl být způsoben rozdílným biotopem a rozdílnou potravní nabídkou na řece Ploučnici a v Baltském moři.

V rámci lokality 2PL pak bylo potvrzeny výsledky práce McAllistera (2022), který určil hlaváče černoústého za potravního generalistu, který se přizpůsobuje dostupnosti jednotlivých potravních zdrojů. Lokalita 2PL se vyznačovala častou změnou výšky vodního sloupce vlivem činnosti přilehlé MVE. Tato změna se v potravní preferenci hlaváče projevila výrazným nárůstem procentuálního zastoupení náletového hmyzu, oproti lokalitě 1PL. Břehy koryta řeky Ploučnice na lokalitě 2PL byly obrostlé vegetací a pravděpodobně díky kulminaci hladiny z důvodu provozu elektrárny docházelo z zaplavování přibřeží vegetace, což mohlo ovlivnit množství spadaneho hmyzu do toku. S podobným závěrem přišla Bianchi Costa & kol. () která sledovala změnu

potravních preferencí všežravých druhů ryb v závislosti na výšce vodního sloupce na řece Paraná.

U vranky byly analyzované potravní zdroje určeny podle literárních přehledů (Adámek & kol., 2013, Baruš, 1995), kteří uvádějí mezi potravou vranky především vodní bezobratlé, v menší míře pak jikry a plůdek ryb. V této práci byla pozorována potravní preference zoobentosu na lokalitě 4PL. Na lokalitě 1PL byl zoobentos preferován pouze u juvenilních a subadultních jedinců, kdežto adultní jedinci byli výrazně aktivnějšími predátory juvenilních jedinců vranky i hlaváčů. Na lokalitě 2PL pak došlo z prokázání obdobné potravní plasticity, jakou vykazoval hlaváč, kde se potravní preference vranky vyvíjela podle dostupnosti potravních zdrojů v lokalitě a byla tedy zaznamenána výrazná potravní preference náletového hmyzu (McAllister & kol., 2022).

Zajímavostí z lokality 2PL je souběžné porovnání překryvů trofických nik a potravních zdrojů, kdy vidíme velmi podobné rozložení potravních preferencí a silnou afinitu obou druhů k náletovému hmyzu, jakožto k nejdostupnějšímu potravnímu zdroji v lokalitě. Nicméně při analýze překryvu trofických nik je vidět, že dosahuje pouze nepatrných hodnot. To může být důsledkem silného výkyvu výšky vodního sloupce a síly proudu, který byl v této lokalitě značný a v důsledku toho dochází k vytlačování hlaváče černoústého mimo hlavní proud. Tím pádem, si vranka obecná ostatní zdroje potravy obstará v habitatech nedostupných pro hlaváče černoústého, jelikož je pro něj, v porovnání s vrankou obecnou, těžší se udržet silném proudu udržet (Egger & kol., 2020).

4.4. Predační tlak působený na hlaváče černoústého a vranku obecnou

Analýzou predací tlaku a preference hlaváče jakožto potravního zdroje se věnovali ve svých pracích Madenjian & kol. (2011), Almquist & Strandmark (2010) a Hempel & kol (2016). Madenjian & kol (2011) se zabýval změnou potravní preference mníka jednovousého vlivem invaze hlaváče černoústého do jezera Erie. Almquist & Strandmark (2010) analyzovali vliv invaze hlaváče na složení potravy u tresek v Baltském moři a Hempel & kol (2016) analyzoval změnu potravních preferencí candáta obecného v Kielském kanále po etabaci populace hlaváče v oblasti.

Tyto práce zjistili, pomocí rozborů žaludků ulovených ryb ve všech případech výrazný nárůst podílu hlaváče černoústého v potravě zkoumaných vrcholových predátorů. V rámci naší práce byl z hlediska trofické pozice za vrcholového predátory řeky Ploučnice označen mník jednovousý. Z druhů, které byly analyzovány v pracích výše byl při odlovu detekován také candát obecný, nicméně vzhledem k tomu, že se jednalo pouze o jeden kus a pouze na jedné lokalitě, nebyl tento druh v rámci této práce analyzován.

U mníka jednovouseho byla analýzou potravních zdrojů byla na lokalitě 1PL prokázána vyšší preference vranky obecné v porovnání s hlaváčem. V tomto případě tedy nedošlo k jevu, který byl pozorován v práci Madenijian & kol (2011). Na lokalitě 3PL pak byla zjištěna vyšší preference ostatních druhů ryb oproti vrance. To může být důsledkem vyšší abundance lokality střevlí potoční, která je vedle vranky také preferovaným potravním druhem mníka jednovouseho (Blabolil & kol., 2018). Madenijian & kol (2011) také došel k závěru, že ke změně potravních preferencí u mníka jednovouseho ve velkých jezerech došlo z důvodu odlišného způsobu života hlaváče a původní potravy mníků, kterou byly pelagické druhy ryb. V případě, že byla v lokalitě 1PL původně preferovaným potravním zdrojem vranka, která je bentickým druhem, nemusí být změna potravní preference patrná. Pro přesnější analýzu potravních zdrojů by bylo vhodné analyzovat větší množství jedinců, abychom získali statisticky více relevantní údaje.

Ani u ostatních piscivorních predátorů nebyla pozorována afinita k hlaváči černoústému jako potravnímu zdroji. Okoun říční, úhoř říční, jelec tloušť, či sumeček americký, využívaly hlaváče černoústého jako minoritní zdroj potravy. Nejhojnějším zástupcem této skupiny byl na všech lokalitách jelec tloušť, u kterého byla ve všech případech zjištěna nejvyšší preference u náletového hmyzu, který je pro druh snadno dostupný. U okouna říčního byl na lokalitě 1PL prokázán téměř dokonalý potravní generalismus, kdy se procentuální zastoupení jednotlivých složek potravy téměř nelišilo. U Sumečka Amerického byla prokázána potravní preference na raky, což bylo v rozporu se zjištěním Reuchlitz & Plaska (2021), kteří zjistili u stejné velikostní skupiny sumečka amerického (SL >150 mm) potravní finitu vůči rybám. u úhoře říčního byla zjištěna potravní preference zoobentosu a raků na lokalitě 1PL a převaha ryb a zoobentosu na lokalitě 3PL. Výsledky analýzy potravních preferencí

piscivorních predátorů na řece Ploučnici tak dospěli k opačnému závěru, než studie zkoumající reakci vrcholových predátorů na přítomnost hlaváče černoústého (Hempel & kol., 2016; Madenijan & kol., 2011), které prokázaly zvýšený predační tlak vůči nově etablovanému a rozšířenému druhu.

Na lokalitě 3PL došlo k odlovení dalšího druhu, který by mohl být potencionálním vrcholovým predátorem v dané lokalitě. Jednalo se o pstruha duhového, u kterého bylo však v průběhu určování trofické pozice zjištěno pouze velmi nízká hodnota, která značí, že ryba byla do revíru dosazena, a izotopová hodnota svaloviny neodpovídala potravní biologii tohoto druhu (Adámek & kol., 2013). Z tohoto důvodu nebylo možné tohoto predátora zahrnout do analýzy vyvíjeného predačního tlaku na původní společenstvo, protože by zde nedošlo k získání přesných výsledků.

5. Závěr

Hlavním zaměřením této práce byla analýza vlivu populace hlaváče černoústého na řece Ploučnici z hlediska složení rybího společenstva, kompetice s původním reofilním a ohroženým druhem, vrankou obecnou, potravních zdrojů vranky a hlaváče a predační tlak, který je vůči těmto rybám vyvíjen rybími predátory v daných lokalitách. Z výsledků získaných analýzou rybích společenstev na řece Ploučnici vyplývá, že se složení společenstev v jednotlivých lokalitách liší. Zda a v jaké míře je tato skutečnost vlivem přítomnosti hlaváče černoústého nebylo možné určit z důvodu rozdílných parametrů jednotlivých lokalit. Skutečností je, že v lokalitách, kde byla potvrzena přítomnost hlaváče, tvořil hlaváč největší procentuální zastoupení z hlediska abundance. Byla pozorována přímá potravní konkurence s vrankou obecnou, kdy především subadultní jedinci hlaváče vykazovali velkou míru překryvu trofické niky s juvenilními jedinci vranky. Nicméně vzhledem ke složení populace vranky v lokalitách s přítomností a absencí hlaváče zůstávalo zhruba stejné (průměrné délky a hmotnosti zůstaly podobné viz přílohy), můžeme usuzovat, že kompetice s hlaváčem nepředstavuje pro vranku v lokalitách s jeho výskytem existencionální riziko.

Při porovnání potravních preferencí predátorních druhů ryb nedošlo průkaznému potvrzení vyvíjení vyššího predačního tlaku na hlaváče ve srovnání s ostatními druhy v daném rybím společenstvu. Jedinými rybami, u kterých se podle potravního složení

dalo usuzovat na zvýšený predační tlak vůči juvenilům hlaváče byla vranka obecná v lokalitě 1PL.

Přehled použité literatury

Adámek, Z., Dubský, K., Jarolímková, B., Just, T., Kolářová, J., Lusk, S., Navrátil, S., Nusl, P., Svobodová, Z., Šíma, A., Štípek, J., Vančura, Z., Vrána K.; Příručka pro rybářské hospodáře. Praha: Český rybářský svaz, 2013. ISBN 978-80-905280-2-4.

Almqvist, G., Strandmark, A.K. & Appelberg, M. Has the invasive round goby caused new links in Baltic food webs?. *Environ Biol Fish* **89**, 79–93 (2010).

Andersen, Mark & Adams, Heather & Hope, Bruce & Powell, Mark. (2004). Risk Assessment for Invasive Species. *Risk Analysts*. 24.

Andraso, G. M., Ganger, M. T. & Adamczyk, J. (2011). Size-selective predation by round gobies (*Neogobius melanostomus*) on dreissenid mussels in the field. *Journal of Great Lakes Research* **37**, 298–304

Baker, R., A. Buckland, and M. Sheaves. 2014. Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. *Fish and Fisheries* **15**:170-177.

Baruš, Vlastimil. Mihulovci (Petromyzontes) a ryby (Osteichthyes). 1 - 2. Ilustroval Miriam BARADLAIOVÁ. Fauna ČR a SR, Sv. 28. Praha: Academia, 1995. ISBN 80-200-0500-5. ISSN 0430-120X.

Bearhop, S., C. E. Adams, S. Waldron, R. A. Fuller & H. Macleod, 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* **73**: 1007–1012.

Begon, M., Townsend C.R., Harper J.L., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Wiley-Blackwell, Oxford, 750 pp.

Belanger, R. M. & Corkum, L. D. (2003). Susceptibility of tethered round gobies (*Neogobius melanostomus*) to predation in habitats with and without shelters. *Journal of Great Lakes Research* **29**, 588–593.

Bellard C, Genovesi P, Jeschke JM. 2016. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proc. R. Soc. B* **283**(1823):20152454

Berg L.S., 1949. *Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries*. Acad. Sci. USSR Zool. Inst. 850 pp

Bergstrom MA, Mensinger AF (2009) Interspecific resource competition between the invasive Round Goby and three native species: logperch, slimy sculpin, and spoonhead sculpin. *Trans Am Fish Soc* **138**:1009–1017

Bernery, Camille & Bellard, Céline & Courchamp, Franck & Brosse, Sebastien & Gozlan, Rodolphe & Jarić, Ivan & Teletchea, Fabrice & Leroy, Boris. (2022). *Freshwater Fish Invasions: A Comprehensive Review*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*.

- Bhosale, Sourabh & Kumbhar, Popat & Patil, Onkar & Landage, Kundalik & Kabade, Rutuj & Manjappa, Arehalli & Disouza, John. (2021). Lyophilization: principle, methods, and applications. 1. 19-23.
- Bianchi Costa, Isadora Cristina & Quirino, Bárbara & Paz Cardozo, Ana & Yofukuji, Katia & Aleixo, Matheus Henrique & Fugi, Rosemara. (2023). Water-level fluctuations lead to changes in the diet of an omnivorous fish in a floodplain. *Neotropical Ichthyology*.
- Bjorklund, M. & Almqvist, G. (2010). Rapid spatial genetic differentiation in an invasive species, the round goby *Neogobius melanostomus* in the Baltic Sea. *Biological Invasions* 12, 2609–2618
- Blabolil, P., Čech, M., Jůza, T. *et al.* Condition and feeding behaviour of subadult burbot (*Lota lota*) in riverine and lacustrine environments. *Biologia* 73, 83–91 (2018).
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, *et al.* 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 26(7):333–39
- Boecklen, W. J., C. T. Yarnes, B. A. Cook, and A. C. James. 2011. “On the Use of Stable Isotopes in Trophic Ecology.” *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42: 411–40
- Bond, A. L., and A. W. Diamond. 2011. “Recent Bayesian Stable-Isotope Mixing Models Are Highly Sensitive to Variation in Discrimination Factors.” *Ecological Applications* 21(4): 1017–23.
- Bosch J, Bielby J, Martin-Beyer B, Rincón P, Correa-Araneda F, Boyero L. 2019. Eradication of introduced fish allows successful recovery of a stream-dwelling amphibian. *PLOS ONE* 14(4):e0216204
- Bradshaw, C., Leroy, B., Bellard, C. *et al.* Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature Communications* 7, 12986 (2016).
- Bremner A, Park K. 2007. Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological Conservation*. 139(3):306–14
- Britton JR, Gozlan RE. 2013. Geo-politics and freshwater fish introductions: how the Cold War shaped Europe’s fish alldiversity. *Global Environmental Change* 23(6):1566–74
- Brown, J. E. & Stepien, C. A. (2008). Ancient divisions, recent expansion: phylogeography and population genetics of the round goby *Apollonia melanostoma*. *Molecular Ecology* 17, 2598–2615
- Brown, J. E. & Stepien, C. A. (2009). Invasion genetics of the Eurasian round goby in North America: tracing sources and spread patterns. *Molecular Ecology* 18, 64–79.
- Buřič, M., Bláha, M., Kouba, A., Drozd, B.; 2015. Upstream expansion of round goby (*Neogobius Melanostomus*) – first record in the upper reaches of the Elbe river. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems.*, 416, 32.

Carman, S. M., Janssen, J., Jude, D. J. & Berg, M. B. (2006). Diel interactions between prey behaviour and feeding in an invasive fish, the round goby, in a North American river. *Freshwater Biology* 51, 742–755

Carniatto N, Thomaz SM, Cunha ER, Fugi R, Ota RR (2013) Effects of an invasive alien Poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a neotropical reservoir. *Biotropica*, 45, 747–754.

Cerwenka AF, Brandner J, Schliewen UK, Geist J (2018) Population trends of invasive alien gobies in the upper Danube River: 10 years after first detection of the globally invasive round goby (*Neogobius melanostomus*). *Aquatic Invasions* 13:525–535

Cicala, D., Haubrock, P. J., Matsuzaki, S. I., & Balzani, P. (2023). Seasonal variability in the isotopic niche of the invasive channel catfish *Ictalurus punctatus* in Japan. *Hydrobiologia*, 1-13.

Evelina Charidemou, Tom Ashmore, Julian L. Griffin, The use of stable isotopes in the study of human pathophysiology, *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, Volume 93, 2017, Pages 102-109, ISSN 1357-2725,

Charlebois, P. M., Marsden, J. E., Goettel, R. G., Wolfe, R. K., Jude, D. J. & Rudnika, S. (1997). The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), a Review of European and North American Literature. Zion, IL: Illinois-Indiana Sea Grant Program and Illinois Natural History Survey

Charlebois, P. M., Corkum, L. D., Jude, D. J. & Knight, C. (2001). The round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: current research and future needs. *Journal of Great Lakes Research* 27, 263–266.

Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 110.

Clavero M, Hermoso V, Aparicio E, Godinho FN. 2013. Biodiversity in heavily modified waterbodies: native and introduced fish in Iberian reservoirs. *Freshwater Biology*. 58(6):1190–201

Clout, Mick N, and Peter A Williams (2009), *Invasive Species Management: A Handbook of Principles and Techniques*, Oxford Academic, reprinted with corrections 2013,

Copp GH, Bianco PG, Bogutskaya NG, Eros T, Falka I, et al. 2005. To be, or not to be, a non-native freshwater "fish"? *Journal of Applied Ichthyology*. 21(4):242–62

Copp, GH. (2010): Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: a review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries*, 11: 439–460.

Copp GH, Vilizzi L, Gozlan RE (2010) The demography of introduction pathways, propagule pressure and occurrences of non-native freshwater fish in England. *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 595–601.

- Corkum L.D., Sapota M.R., Skóra K.E., 2004. The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean, *Biological Invasions* 6: 173-181
- Coulter, D. P., Murry, B. A., Webster, W. C. & Uzarski, D. G. (2011). Effects of dreissenid mussels, chironomids, fishes, and zooplankton on growth of round goby in experimental aquaria. *Journal of Freshwater Ecology* 26, 155–162.
- Crooks JA (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97, 153–166.
- Crooks JA (2005) Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience*, 12, 316–329
- Crooks, J. A., 2011. Lag times. In Simberloff, D. & M. Rejmanek (eds), *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press, Berkeley: 404–410
- Crossman, E.J., E. Holm, R. Cholmondeley, K. Tuininga, 1992. First Record for Canada of the Rudd *Scardinius erythrophthalmus* and Notes on the Introduces Round Goby *Neogobius melanostomus*. *Canadian Fields- Naturalist* 106 (2): 206-209
- Crowley, S., Hinchliffe, S., McDonald, R. (2017). Conflict in invasive species management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(3); 133-141.
- Cucherousset J, Olden JD. 2011. Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries* 36(5):215–30
- Cuthbert, RN., Dick, JTA., Haubrock, PJ., Pincheira-Donoso, D., Soto, I., Briski, E.; Economic impact disharmony in global biological invasions, *Science of The Total Environment*, Volume 913, 2024, 169622, ISSN 0048-9697,
- CZUGAŁA A, WOŹNICZKA A (2010) The River Odra estuary – another Baltic Sea area colonized by the round goby *Neogobius melanostomus* Pallas, 1811. *Aquatic Invasions* 5, 61–65.
- Dey V. 2016. The global trade in ornamental fish. *INFOFISH* pp. 52–55
- Diagne, C., Leroy, B., Gozlan, R. E., Vaissière, A. C., Assailly, C., Nuninger, L., Roiz, D., Jourdain, F., Jarić, I., & Courchamp, F. (2020). InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific Data*, 7(1), 1–12.
- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, AC. *et al.* High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* **592**, 571–576 (2021).
- Diggins TP, Kauer J, Chakraborti RK and DePinto JV (2002) Diet choice by the exotic round goby (*Neogobius melanostomus*) as influenced by prey motility and environmental complexity. *Journal of the Great Lakes Research* 28: 411–420

- Drake DAR, Mandrak NE. 2014. Ecological risk of live bait fisheries: a new angle on selective fishing. *Fisheries* 39(5):201–11
- Duggan IC, Rixon CAM, MacIsaac HJ. 2006. Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological Invasions* 8(2):377–82
- Egger, Bernd & Wiegleb, Joschka & Seidel, Frank & Burkhardt-Holm, Patricia & Philipp, & Hirsch, Emanuel & Hirsch, Philipp. (2020). Comparative swimming performance and behaviour of three benthic fish species: The invasive round goby (*Neogobius melanostomus*), the native bullhead (*Cottus gobio*), and the native gudgeon (*Gobio gobio*). *Ecology of Freshwater Fish*. 00. 1-15.
- Elton CS (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. University of Chicago Press, Chicago.
- Essl, F., S. Dullinger, W. Rabitsch, P. E. Hulme, K. Hülber, V. Jarošík, I. Kleinbauer, F. Krausmann, I. Kühn, W. Nentwig, M. Vila, P. Genovesi, et al., 2011. Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 108: 203–207.
- Fletcher DH, Gillingham PK, Britton JR, Blanchet S, Gozlan RE. 2016. Predicting global invasion risks: a management tool to prevent future introductions. *Scientific Reports*. 6(1):26316
- Foley, C.J., Henebry ML, Happel A, Bootsma HA, Czesny SJ, Janssen J, Jude DJ, Rinchar J, Höök TO, 2017 Patterns of integration of invasive round goby (*Neogobius melanostomus*) into a nearshore freshwater food web, *Food Webs*, Volume 10, Pages 26-38, ISSN 2352-2496,
- Francis, RA., Chadwick, MA., 2012. Invasive alien species in freshwater ecosystems: a brief overview. In Francis, R. A. (ed.), *A Handbook of Global Freshwater Invasive Species*. Earthscan, London: 3–21.
- Francis, RA., Pyšek, P., 2012. Management of freshwater invasive alien species. In Francis, R. A. (ed.), *A Handbook of Global Freshwater Invasive Species*. Earthscan, London: 435–446.
- Freyhof, J. 2011. *Cottus gobio* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2011: e.T5445A97802083
- Fuller PL. 2015. Vectors of invasions in freshwater invertebrates and fishes. In *Biological Invasions in Changing Ecosystems*, ed. J Canning-Clode, pp. 88–115. Warsaw, Poland: De Gruyter Open
- Galil BS, Nehring S, Panov VE (2007) Waterways as invasion highways – Impact of climate change and globalization. In: Nentwig W (ed), *Biological Invasions*. Ecological Studies Nr. 193, Springer, Berlin, pp 59–74
- Gallardo B, Clavero M, Sánchez MI, Vilà M. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 2016 Jan;22(1):151-63.. Epub 2015 Jul 24. PMID: 26212892.

Galloway AWE, Brett MT, Holtgrieve GW, Ward EJ, Ballantyne AP, Burns CW, Kainz MJ, Müller-Navarra DC, Persson J, Ravet JL, Strandberg U, Taipale SJ, Alhgren G. 2015. A fatty acid based Bayesian approach for inferring diet in aquatic consumers. *PLOS ONE* 10(6):e0129723

Gascho Landis AM, Lapointe NWR, Angermeier PL. 2011. Individual growth and reproductive behavior in a newly established population of northern snakehead (*Channa argus*), Potomac River, USA. *Hydrobiologia* 661(1):123–31

Gerstmeier, R., Romig, T.: *Sladkovodní ryby Evropy: pro přátele přírody a sportovní rybáře*. Praha: Vikend, 2003, s. 356. ISBN 80-7222-307-0.

Gertzen E, Familiar O, Leung B. 2008. Quantifying invasion pathways: fish introductions from the aquarium trade. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 65(7):1265–73

Gherardi F, Gollasch S, Minchin D, Olenin S, Panov VE (2009) Alien invertebrates and fish in European inland waters. In: *Handbook of Alien Species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, Volume 3*, pp 81–92,

Gozlan RE. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: Is it all bad? *Fish and Fisheries*. 9(1):106–15

Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH. 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*. 76(4):751–86

Grabowska J., Kotusz J. and Witkowski A., 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. *Folia Zoologica.*, 59, 73–85.

Haubrock, P. J., Balzani, P., Matsuzaki, S. I. S., Tarkan, A. S., Kourantidou, M., & Haase, P. (2021). Spatio-temporal niche plasticity of a freshwater invader as a harbinger of impact variability. *Science of the Total Environment*, 777, 145947.

Haubrock PJ, Bernery C, Cuthbert RN, Liu C, Kourantidou M, et al. 2022. Knowledge gaps in economic costs of invasive alien fish worldwide. *Science of The Total Environment*. 803:149875

Haubrock, P., Soto, I., Kourantidou, M., Ali Ahmed, D., Tarkan, A. Balzani, P., Bego, K., Kouba, A., Aksu, S., Briski, E., Sylvester, F., De Santis, V., Archambaud, G., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Csabai, Z., Datry, T., Floury, M. Fruget, JF., Cuthbert, R.; (2024). Understanding the complex dynamics of zebra mussel invasions over several decades in European rivers: drivers, impacts and predictions. *Oikos*. 2024.

Hayden, B., M. Palomares, B. Smith & J. Poelen, 2019. Biological and environmental drivers of trophic ecology in marine fishes-a global perspective. *Scientific Reports* 9(1):11415.

Havel JE, Lee CE, Vander Zanden JM. 2005. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* 55(6):518–25

Havel JE, Kovalenko KE, Thomaz SM, Amalfitano S, Kats LB. 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia* 750(1):147–70

Hayden, T. A. & Miner, J. G. (2009). Rapid dispersal and establishment of a benthic PontoCaspian goby in Lake Erie: diel vertical migration of early juvenile round goby. *Biological Invasions* 11, 1767–1776

Heath MR, Speirs DC, Steele JH (2014) Understanding patterns and processes in models of trophic cascades. *Ecology Letters*, 17, 101–114.

Hemelík Tomáš. Rybářství a právo. Praha: Orac, 2000, s. 101. ISBN 80-86199-14-2.

Hempel M.; 2017; Ecological niche of invasive round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Kiel Canal and adjacent section of the Elbe River; Dissertation zur Erlangung der Würde des Doktors der Naturwissenschaften des Fachbereichs Biologie, der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften, der Universität Hamburg

Hempel, M., Neukamm, R., Thiel, R.. (2016). Effects of introduced round goby (*Neogobius melanostomus*) on diet composition and growth of zander (*Sander lucioperca*), a main predator in European brackish waters. *Aquatic Invasions*. 11. 167-178. 10.3391/ai.2016.11.2.06.

Hempel M. and Thiel R., 2013. First records of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Elbe River, Germany. *BioInvasions Records*, 2, 291–295.

Hensler, S. R. & Jude, D. J. (2007). Diel vertical migration of round goby larvae in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 33, 295–302.

Herborg L-M, Mandrak NE, Cudmore BC, MacIsaac HJ. 2007. Comparative distribution and invasion risk of snakehead (*Channidae*) and Asian carp (*Cyprinidae*) species in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 64(12):1723–35

Hobbs RJ, Huenneke LF (1992) Disturbance, diversity, and invasion — implications for conservations. *Conservation Biology*, 6, 324–337.

Hoffmann, B. D. & Broadhurst, L. M. The economic cost of managing invasive species in Australia. *NeoBiota* 31, 1–18 (2016).

Hofstra, D., J. Clayton, P. Champion & M. D. de Winton, 2018. Control of invasive aquatic plants. In Hamilton, D. P., K. J. Collier, J. M. Quinn & C. Howard-Williams (eds), *Lake Restoration Handbook. A New Zealand Perspective*. Springer, Cham: 267–298.

Holdich, D. M., R. Gydemo & D. W. Rogers, 1999. A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. In Gherardi, F. & D. M. Holdich (eds), *Crustacean Issues* 11, *Crayfish in Europe as Alien Species*. A.A. Balkema, Rotterdam: 245–270.

Hudon C. 1997. Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54(12):2853–65

Jackson, A.L., Parnell, A.C., Inger R., & Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80, 595-602.

Jackson MC, Woodford DJ, Bellingan TA, Weyl OLF, Potgieter MJ, et al. 2016. Trophic overlap between fish and riparian spiders: potential impacts of an invasive fish on terrestrial consumers. *Ecology and Evolution*. 6(6):1745– 52

Jayawardana J, Westbrooke M, Wilson M, Hurst C (2006) Macroinvertebrate communities in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. reed beds and open bank habitats in central victorian streams in Australia. *Hydrobiologia*, 568, 169–185.

Johnson, T. B., Bunnell, D. B. & Knight, C. T. (2005). A potential new energy pathway in Central Lake Erie: the round goby connection. *Journal of Great Lakes Research* 31 (Suppl. 2), 238–225.

Johnson, J. H., McKenna, J. E. Jr., Nack, C. C. & Chalupnicki, M. A. (2008). Diel diet composition and feeding activity of round goby in the nearshore region of Lake Ontario. *Journal of Freshwater Ecology* 23, 607–612.

Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1996) Organisms as ecosystem engineers. In: *Ecosystem Management* (ed. Lawson FB), pp. 130–147. Springer, New York, NY, USA.

Kalous L, Nechanská D, Petrůl M. 2018. Survey of angler’s internet posts confirmed the occurrence of freshwater fishes of the genus *Ictiobus* (Rafinesque, 1819) in natural waters of Czechia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 419:29

Keller RP, Geist J, Jeschke JM, Kühn I (2011) Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* 23: 23,

Kerr SJ, Brousseau CS, Muschett M. 2005. Invasive aquatic species in Ontario. *Fisheries* 30(7):21–30

Khairnar, S., Kini, R., Harwalkar, M., Salunkhe, K. and Chaudhari, S. R. (2013). ‘A Review on Freeze Drying Process of Pharmaceuticals’. *IJRPS*, 4(1):76 – 94.

Kilian JV, Klauda RJ, Widman S, Kashiwagi M, Bourquin R, et al. 2012. An assessment of a bait industry and angler behavior as a vector of invasive species. *Biological Invasions* 14(7):1469–81

Knapp, R. A., D. M. Boiano & V. T. Vredenburg, 2007. Removal of nonnative fish results in expansion of a declining amphibian (mountain yellow-legged frog, *Rana muscosa*). *Biological Conservation* 135: 11–20.

Kolar CS, Lodge DM. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* 298(5596):1233–36

KORNIS MS, MERCADO-SILVA N, VANDER ZANDEN MJ (2012) Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology* 80, 235–285.

Kottege N, Jurdak R, Kroon F, Jones D. 2015. Automated detection of broadband clicks of freshwater fish using spectro-temporal features. *Journal of the Acoustical Society of America* 137(5):2502–11

KOVTUN IF (1979) Significance of the sex ratio in the spawning population of the round goby in relation to year-class strength in the Sea of Azov. *Journal of Ichthyology* 19, 161–163.

Layman, C. A., D. A. Arrington, C. G. Montaña & D. M. Post, 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* 88: 42–48. (2007)88[42:CSIRPF]2.0.CO;2

Lintermans M. 2004. Human-assisted dispersal of alien freshwater fish in Australia. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38(3):481–501

Leprieur F, Beauchard O, Blanchet S, Oberdorff T, Brosse S. 2008. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLOS Biol.* 6(2):e28

Leung B, Lodge DM, Finnoff D, Shogren JF, Lewis MA, Lamberti G. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269(1508):2407–13

Lockwood J.L., Hoopes M.F., Marchetti M.P. (2007); *Invasion ecology*; Malden (MA): Blackwell Publishing; 65

Lyach R, Cech M. 2018. A new trend in Central European recreational fishing: more fishing visits but lower yield and catch. *Fisheries Research* 201:131–37

Macinns AJ, Corcum LD (2000) Fecundity and reproductive season of the round goby *Neogobius melanostomus* in the Upper Detroit River. *Transactions of the American Fisheries Society* 129, 136–144.

Madenjian, C. P., Tapanian, M. A., Witzel, L. D., Einhouse, D. W., Pothoven, S. A. & Whitford, H. L. (2011). Evidence for predatory control of the invasive round goby. *Biological Invasions* 13, 987–1002.

Mandrak NE, Cudmore B. 2010. The fall of native fishes and the rise of non-native fishes in the Great Lakes Basin. *Aquatic Ecosystem Health & Management.* 13(3):255–68

Martinez del Rio, C. and Wolf, B.O. (2005) *Mass-Balance Models for Animal Isotopic Ecology*. In: Matthias Starck, J., and Wang, T., Eds., *Physiological and Eco-logical Adaptations to Feeding in Vertebrates*, Science Publishers, Inc., Enfield, Chapter 6, 141–174

Matsuzaki S-iS, Usio N, Takamura N, Washitani I (2009) Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. *Oecologia*, 158, 673–686.

McAllister, K., (2022). Invasive Round Goby (*Neogobius melanostomus*) impacts on native fishes in tributaries of the Great Lakes. UWSpace.; <http://hdl.handle.net/10012/18960>

McCarthy, A. H., Peck, L. S., Hughes, K. A., & Aldridge, D. C. (2019). Antarctica: The final frontier for marine biological invasions. *Global Change Biology*, 25(7), 2221-2241.

McCull KA, Cooke BD, Sunarto A. 2014. Viral biocontrol of invasive vertebrates: lessons from the past applied to cyprinid herpesvirus-3 and carp (*Cyprinus carpio*) control in Australia. *Biological Control* 72:109–17

McCull KA, Sunarto A, Holmes EC. 2016. Cyprinid herpesvirus 3 and its evolutionary future as a biological control agent for carp in Australia. *Virology Journal* 13(1):206

Meier-Augenstein W. Forensic stable isotope signatures: Comparing, geo-locating, detecting linkage. *WIREs Forensic Science*. 2019; 1:e1339.

Meunier, B., Yavno, S., Ahmed, S. & Corkum, L. D. (2009). First documentation of spawning and nest guarding in the laboratory by the invasive fish, the round goby (*Neogobius melanostomus*). *Journal of Great Lakes Research* 35, 608–612.

Miller PJ (1986) Gobiidae. In: Whitehead PJP, Bauchot M-L, Hureau, J-C, Nielsen J, Tortonese E (eds), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*, vol. 3, UNESCO, Paris, pp 1019–1085

Minder M, Arsenault ER, Erdenee B, Pyron M. 2020. Dietary specificity and overlap in endorheic river fishes: How do native and nonnative species compare? *Journal of Fish Biology* 97(2):453–64

Moore, J. W., & Semmens, B. X. (2008). Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology Letters*, 11(5), 470-480.

Moran, N.P., Behrens, J.W. (2024); Behavioural and trophic variation within a well-established invasive round goby population;

Morissette O, Paradis Y, Pouliot R, Lecomte F (2018) Spatio-temporal changes in littoral fish community structure along the St. Lawrence River (Québec, Canada) following round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Aquatic Invasions* 13:501–512

Moskalkova K.I., 1996. Ecological and morphophysiological prerequisites to range extension in the round goby *Neogobius melanostomus* under conditions of anthropogenic pollution. *Journal of Ichthyology*. 36: 584-590

Moyle PB, Light T. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*. 78(1–2):149–61

- Moyle PB, Marchetti MP. 2006. Predicting invasion success: freshwater fishes in California as a model. *BioScience* 56(6):515–24
- Naylor RL, Williams SL, Strong DR (2001) Aquaculture: A gateway for exotic species. *Science* 294: 1655–1656,
- Neubauer P, Jensen OP. 2015. Bayesian estimation of predator diet composition from fatty acids and stable isotopes.; PeerJ Publishing, 19 pp
- NEUKAMM R (2009) Die Schwarzmundgrundel - eine neue Art erobert den Nord-Ostsee-Kanal (in German). <http://www.fischschutz.de> (Accessed 20/03/2024).
- Nielsen, J. M., E. L. Clare, B. Hayden, M. T. Brett & P. Kratina, 2018. Diet tracing in ecology: method comparison and selection. *Methods in Ecology and Evolution* 9(2): 278–291.
- Noatch MR, Suski CD. 2012. Non-physical barriers to deter fish movements. *Environmental Research*. 20(1):71–82
- Nunes, Ana & Tricarico, Elena & Panov, Vadim & Cardoso, Ana & Katsanevakis, Stelios. (2015). Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. *Aquatic Invasions*. 10. 359-370.
- Ordóñez J, Armengol J, Moreno-Ostos E, Caputo L, Garcia JC, Marce R (2010) On non-Eltonian methods of hunting Cladocera, or impacts of the introduction of planktivorous fish on zooplankton composition and clear-water phase occurrence in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia*, 653, 119–129
- Panov VE, Alexandrov B, Arbačiauskas K, Binimelis R, Copp GH, Grabowski M, Lucy F, Leuven RSEW, Nehring S, Paunović M, Semchenko V, Son MO (2009) Assessing the risks of aquatic species invasions via European inland waterways: from concepts to environmental indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5: 110–126.
- Pawson SM, Sullivan JJ, Grant A. 2020. Expanding general surveillance of invasive species by integrating citizens as both observers and identifiers. *Journal of Pest Science* 93(4):1155–66
- Peterson, B. J. and B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:293-320.
- Podlesak, D. W., and S. R. McWilliams. 2006. "Metabolic Routing of Dietary Nutrients in Birds: Effects of Diet Quality and Macro-nutrient Composition Revealed Using Stable Isotopes." *Physiological and Biochemical Zoology* 79(3): 534–49
- Poslednik AM, Evans TM, Jackson JR, VanDeValk AJ, Brooking TE, et al. (2023) Round goby (*Neogobius melanostomus*) $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$ discrimination values and comparisons of diets from gut content and stable isotopes in Oneida Lake. *PLOS ONE* 18(4): e0284933.
- Post, D. M. 2002. "Using Stable Isotopes to Estimate Trophic Position: Models, Methods, and Assumptions." *Ecology* 83(3):703–18

Puntila-Dodd, R.; Bekkevold, D.; Behrens, J.W. Estimating Salinity Stress via Hsp70 Expression in the Invasive Round Goby (*Neogobius melanostomus*): Implications for Further Range Expansion. *Hydrobiologia* 2021, 848, 421–429.

Robertson PA, Mill A, Novoa A, Jeschke JM, Essl F, et al. 2020. A proposed unified framework to describe the management of biological invasions. *Biological Invasions* 22(9):2633–45

Roche K.F., Janac M. and Jurajda P., 2013. A review of Gobiid expansion along the Danube-Rhine corridor – geopolitical change as a driver for invasion. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 416, 33.

Rooth J, Stevenson J (2000) Sediment deposition patterns in *Phragmites australis* communities: implications for coastal areas threatened by rising sea-level. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 173–183

Roth C, Kennedy P, Besson J. 2020. Wild trout evaluations: MY Y Brook Trout field evaluations 2019. Rep. 20–03, Idaho Department of Fish and Game.

Rytwinski, T., J. J. Taylor, L. A. Donaldson, J. R. Britton, D. R. Browne, R. E. Gresswell, M. Lintermans, K. A. Prior, M. G. Pellatt, C. Vis & S. J. Cooke, 2019. The effectiveness of non-native fish removal techniques in freshwater ecosystems: a systematic review. *Environmental Reviews* 27: 71–94.

Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS et al. (2001) The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 305–332

Sapota M.R., 2005. *Biologia i ekologia babki byczej Neogobius melanostomus (Pallas 1811) gatunku inwazyjnego w Zatoce Gdańskiej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego. 117 pp. (in Polish with English summary)

Sapota, M.R. (2012): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Neogobius melanostomus*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 11/03/2024

Sapota, M. R. & Skora, K. E. (2005). Spread of alien (non-indigenous) fish species ' *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic). ' *Biological Invasions* 7, 157–164.

Schill DJ, Heindel JA, Campbell MR, Meyer KA, Mamer ERJM. 2016. Production of a YY male brook trout broodstock for potential eradication of undesired brook trout populations. *North American Journal of Aquaculture*. 78(1):72–83

Schultz R, Dibble E (2012) Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. *Hydrobiologia*, 684, 1–14.

Seaman AN, Franzidis A, Samuelson H, Ivy S. 2022. Eating invasives: chefs as an avenue to control through consumption. *Food, Culture & Society*. 25(1):108–25

Seebens, H., Bacher, S., Blackburn, T. M., Capinha, C., Dawson, W., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., van Kleunen, M., Kühn, I., Jeschke, J. M., Lenzner, B., Liebhold, A. M., Pattison, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Winter, M., & Essl, F. (2021). Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology*, 27(5), 970–982.

Siefkes MJ. 2017. Use of physiological knowledge to control the invasive sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Laurentian Great Lakes. *Conservation Physiology*. 5(1)

Simberloff D. 2006. Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? *Ecology Letters*. 9(8):912–19

Simberloff D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 40(1):81–102

Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 58–66.

Simberloff, D. Maintenance management and eradication of established aquatic invaders. *Hydrobiologia* 848, 2399–2420 (2021).

Sorensen PW, Johnson NS. 2016. Theory and application of semiochemicals in nuisance fish control. *Journal of Chemical Ecology*. 42(7):698–715

Soto, I., Haubrock, P. J., Cuthbert, R. N., Renault, D., Probert, A. F., & Tarkan, A. S. (2023). Monetary impacts should be considered in biological invasion risk assessments. *Journal of Applied Ecology*, 60, 2309–2313.

Stephens, JA., Ducea, MN., Killick, DJ., Ruiz J.; Use of non-traditional heavy stable isotopes in archaeological research, *Journal of Archaeological Science*, Volume 127, 2021, 105334, ISSN 0305-4403

Stock BC, Semmens BX. 2016. MixSIAR GUI User Manual. Version 3.1. <https://github.com/brianstock/MixSIAR>.

Stock BC, Jackson AL, Ward EJ, Parnell AC, Phillips DL, Semmens BX. 2018. Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *PeerJ* 6:e5096

Strayer DL (2010) Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55, 152–174.

Strecker AL, Campbell PM, Olden JD (2011) The aquarium trade as an invasion pathway in the Pacific Northwest. *Fisheries* 36: 74–85,

Su G, Villéger S, Brosse S. 2020. Morphological sorting of introduced freshwater fish species within and between donor realms. *Global Ecology and Biogeography*. 29(5):803–13

Su G, Logez M, Xu J, Tao S, Villéger S, Brosse S. 2021. Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science* 371(6531):835–38

Suarez, A., Tsutsui, N.; (2008). Suarez AV, Tsutsui ND. The evolutionary consequences of biological invasions. *Mol Ecol* 17: 351-360. *Molecular ecology*. 17. 351-60.

Šír, M., Tesář, M., Lichner, L., Hladný J.; *Hydrologie malého povodí 2008*. Praha: Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v.v.i., 2008. ISBN 978-80-87117-03-3.

Štambergová M., Svobodová J., Kozubíková E.; 2009; Raci v České republice: Metodika AOPK; ISBN 978-80-87051-78-8

Ray, W. J. & Corkum, L. D. (2001). Habitat and site affinity of the round goby. *Journal of Great Lakes Research* 27, 329–334.

Taabu-Munyaho A, Marshall B, Tomasson T, Marteinsdottir G. 2016. Nile perch and the transformation of Lake Victoria. *African Journal of Aquatic Science*. 41(2):127–42

Tempero GW, Hicks BJ, Ling N, Morgan D, Daniel AJ, et al. 2019. Fish community responses to invasive fish removal and installation of an exclusion barrier at Lake Ohinewai, Waikato. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 53(3):397–415

Torchin ME, Lafferty KD, Dobson AP, McKenzie VJ, Kuris AM. 2003. Introduced species and their missing parasites. *Nature* 421(6923):628–30

Turchini GM, De Silva SS (2008) Bio-economical and ethical impacts of alien finfish culture in European inland waters. *Aquaculture International* 16: 243–272.

Türk, P, Schnell, J.; (2015) Invasive Grundeln in Bayern – Bestandsaufnahme und derzeitiger Erkenntnisstand (in German). Landesfischereiverband Bayern e. V., München, Germany, 71 pp.

Vander Zanden, M., Rasmussen, JB.; 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* 46(8): 2061–2066.

Verna DE, Harris BP. 2016. Review of ballast water management policy and associated implications for Alaska. *Marine Policy*. 70:13–21

Vesely, L., Ruokonen, T., Weiperth, A., Kubec, J., Bettina, S., & Guo, W., Ercoli, F., Bláha, M., Buřič, M., & Hämäläinen, H., Kouba, A.; (2021). Trophic niches of three sympatric invasive crayfish of EU concern. *Hydrobiologia*. 848..

Vesely, L., Balzani, P., Haubrock, P.J. et al. Species-specific trophic discrimination factors can reduce the uncertainty of stable isotope analyses. *Hydrobiologia* (2024).

Vilà M, Basnou C, Pysek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme PE, DAISIE partners (2010) How well do we understand the impacts of alien species on

ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 135– 144,

Vishwasrao, S. S. (2014). ‘A Review on Rational Design to Optimize Stable Lyophilized Parenteral Products. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research*.,29(2):169- 178.

Výhláška č. 395/1992 Sb. - Výhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha (2006); oddělení geografických informačních systémů a kartografie; Charakteristika toků a povodí v ČR, řeka Ploučnice, <https://www.dibavod.cz/24/charakteristiky-toku-a-povodi-cr.html>; accessed 02/05/2024.

Ward JM, Ricciardi A (2007) Impacts of Dreissena invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis. *Diversity and Distributions*, 13, 155–165.

Westrelin, S., Balzani, P., Haubrock, P. J., & Santoul, F. (2023). Interannual variability in the trophic niche of young-of-year fish belonging to four piscivorous species coexisting in a natural lake. *Freshwater Biology*, 68(3), 487-501.

Wilson JRU, Richardson DM, Rouget M, Proche, S, Amis MA, et al. 2007. Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distributions*. 13(1):11–22

Winkler HM (2006) Die Fischfauna der südlichen Ostsee (in German). *Meeresangler-Magazin* 16, 17– 18.

Wolf, N., S. A. Carleton, and C. del Rio. 2009. “Ten Years of Experimental Animal Isotopic Ecology.” *Functional Ecology* 23(1):17–26.

Wolfe, R. K. & Marsden, J. E. (1998). Tagging methods for the round goby (*Neogobius melanostomus*). *Journal of Great Lakes Research* 24, 731–735.

Wonham MJ, Carlton JT, Ruiz GM, Smith LD. 2000. Fish and ships: relating dispersal frequency to success in biological invasions. *Marine Biology*. 136(6):1111–21

Woodford DJ, Hui C, Richardson DM, Weyl OLF. 2013. Propagule pressure drives establishment of introduced freshwater fish: quantitative evidence from an irrigation network. *Ecol. Appl.* 23(8):1926–37

Yongo E, Agembe S, Outa N, Owili M. 2018. Growth, mortality and recruitment of Nile perch (*Lates niloticus*) in Lake Victoria, Kenya. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 23(1):17–23

Zenni RD, Essl F, García-Berthou E, McDermott SM (2021) The economic costs of biological invasions around the world. *NeoBiota* 67:1–9

Seznam druhů česky a latinsky

amur bílý	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Valenciennes 1844
blecha obecná	<i>Pulex irritans</i>	Lineaus 1758
bolen dravý	<i>Aspius aspius</i>	Lineaus 1758
candát obecný	<i>Sander lucioperca</i>	Lineaus 1758
cípal hlavatý	<i>Mugil cephalus</i>	Lineaus 1758
gambusie komáří	<i>Gambusia affinis</i>	Baird & Girard 1853
hlaváč černoústý	<i>Neogobius melanostomus</i>	Pallas 1814
hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>	Lineaus 1758
jelec jesen	<i>Leuciscus idus</i>	Lineaus 1758
jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Lineaus 1758
jelec tloušť	<i>Squalius cephalus</i>	Lineaus 1758
ježdík obecný	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Lineaus 1758
kapr obecný	<i>Cyprinus carpio</i>	Lineaus 1758
kaprovec černý	<i>Ictiobus niger</i>	Rafinesque 1819
kaprovec velkoustý	<i>Ictiobus cyprinellus</i>	Valenciennes 1844
karas stříbrný	<i>Carassius gibelio</i>	Bloch 1782
krysa obecná	<i>Rattus rattus</i>	Lineaus 1758
mihule mořská	<i>Petromyzon marinus</i>	Lineaus 1758
mník jednovoušý	<i>Lota lota</i>	Lineaus 1758
morovinka hustolistá	<i>Egeria densa</i>	Planch 1849
mřenka mramorovaná	<i>Barbatula barbatula</i>	Lineaus 1758
okoun nilský	<i>Lates Niloticus</i>	Lineaus 1758
okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>	Lineaus 1758
ostroretka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>	Lineaus 1758
ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i>	Lineaus 1758
parma obecná	<i>Barbus barbus</i>	Lineaus 1758
perlin ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Lineaus 1758
plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>	Lineaus 1758
pstruh duhový	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Walbaum 1792
pstruh obecný	<i>Salmo trutta</i>	Lineaus 1758
Rak červený	<i>Procambarus clarkii</i>	Girard 1852
rak říční	<i>Astacus astacus</i>	Lineaus 1758
rak signální	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Dana 1852
rákos obecný	<i>Phragmites australis</i>	
Siven americký	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Mitchill 1815
skokan maskovaný	<i>Rana muscosa</i>	Camp 1917
slávička mnohotvárná	<i>Dreissena polymorpha</i>	Pallas 1771
střevle potoční	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Lineaus 1758
střevlička východní	<i>Pseudorasbora parva</i>	Temminck & Schlegel 1846
sumeček americký	<i>Ameiurus nebulosus</i>	Lesueur 1819
tlamoun nilský	<i>Orectochromis niloticus</i>	Lineaus 1758
úhoř říční	<i>anguilla anguilla</i>	Lineaus 1758
vranka obecná	<i>Cottus gobio</i>	Lineaus 1758

Seznam tabulek, obrázků a příloh

Tabulky

- tabulka č.1:** Rozdělení bentosu do funkčních potravních skupin.
- tabulka č.2:** Rozmezí pro navažování vysušených vzorků pro analýzu stabilních izotopů.
- tabulka č.3:** Číselné vyjádření překryvu potravních nik jednotlivých velikostních skupin hlaváče černoústého (H) a vranky obecné (V) na lokalitě 1PL.
- tabulka č.4:** Číselné vyjádření překryvu potravních nik jednotlivých velikostních skupin hlaváče černoústého (H) a vranky obecné (V) na lokalitě 2PL.
- tabulka č.5:** Číselné vyjádření překryvu potravních nik jednotlivých velikostních skupin vranky obecné (V) na lokalitě 3PL
- tabulka č.6:** Číselné vyjádření překryvu potravních nik jednotlivých velikostních skupin vranky obecné (V) na lokalitě 4PL.
- tabulka č.7:** Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií hlaváče černoústého na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).
- tabulka č.8:** Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií hlaváče na lokalitě 2PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).
- tabulka č.9:** Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky obecné na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).
- tabulka č.10:** Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky obecné na lokalitě 2PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).
- tabulka č.11:** Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky na lokalitě 3PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).
- tabulka č.12:** Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jednotlivých ontogenetických stádií vranky na lokalitě 4PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).
- tabulka č.13:** Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů mníka jednovousého na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).
- tabulka č.14:** Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů úhoře říčního na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

tabulka č.15: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů okouna říčního na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

tabulka č.16: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jelce tlouště na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

tabulka č.17: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů sumečka amerického na lokalitě 1PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

tabulka č.18: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů okouna říčního a jelce tlouště na lokalitě 2PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

tabulka č.19: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů analyzovaných rybích predátorů na lokalitě 3PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

tabulka č.20: Relativní zastoupení jednotlivých složek potravních zdrojů jelce tlouště na lokalitě 4PL se započtením 95 % intervalu spolehlivosti (CI – credible interval).

Obrázky

obr. č.1: Procentuální rozdělení introdukcí nepůvodních vodních druhů v Evropě. Šrafovaná část značí druh, který je původní v jiné evropské oblasti, než byl pozorován jeho záchyt. Procentuální součet je vyšší než 100 z toho důvodu, že některé organismy spadají do více kategorií (Nunes & kol., 2015).

obr. č.2: Počet nepůvodních vodních druhů v Evropě, rozdělený do podskupin jednotlivých kategorií viz graf č. 1., přičemž se počítá s prvním nálezem v oblasti. Šrafovaná část ukazatele značí druhy, které jsou původní v jiné než pozorované evropské oblasti. Contamm comm je označení kontaminace komodit (Nunes & kol., 2015).

obr. č.3: Schéma zobrazující vliv jednotlivých potravních skupin na funkční skupiny původního společenstva. Červeně zbarvené jsou vlivy nepříznivé, modře zbarvené pak vlivy příznivé. Jsou zde zahrnuty jak vlivy přímé (P – predace, C – kompetice, G – pastva), tak vlivy nepřímé (H – změna habitatu) (Gallardo & kol., 2016).

obr. č.4: Vývoj globálních škod způsobených biologickou invazí v milionech amerických dolarů mezi lety 1970 a 2017. Plná čára reprezentuje dynamiku nákladů na základě lineární regrese (viz graf č.2), přerušovaná čára spojuje hrubý roční údaj o nákladech v rámci každé dekády. Horizontální lišty symbolizují periodu, pro kterou byl hrubý roční údaj o výdajích počítán (Diagne & kol., 2021).

obr. č.5: Vývoj globálních škod a výdajů na management invazních druhů v milionech amerických dolarů v období mezi lety 1970 a 2017. Škody zahrnují ekonomické ztráty v důsledku přímého, nebo nepřímého vlivu invazního organismu, jako je např. ztráta výnosů, změna krajiny, poškození infrastruktury, nebo snížení příjmů. Součástí nákladů vynaložených na management invazních druhů zahrnují akce zabráňující zavlečení druhů a akce vůči méně nebo více etablovaným populacím. Mezi položky managementu patří prevence, kontrola, dlouhodobý management, eradikace a výzkum (Diagne & kol., 2021).

obr. č.6: Rozdíly ve tvaru pohlavní papily mezi samcem a samicí hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*) (Charlebois & kol., 1997).

obr. č.7: Hnízdo hlaváče černoústého (Kornis & kol., 2012)

- obr. č.8:** Detail jiker ve stádiu očních bodů hlaváče černoústého (Kornis &kol., 2012).
- obr. č.9:** Výskyt hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*) v Evropě k roku 2015: Šedě značená je oblast původního výskytu druhu. Červeně tečky značí místa, kde byl druh v Evropě zaznamenán mimo svůj přirozený areál výskytu. Žlutá tečka značí první zachycenou populaci na území České republiky (Buřič &kol., 2015).
- obr. č.10:** Výskyt hlaváče černoústého v celosvětovém kontextu. Zelenou barvou je vyznačen původní areál výskytu, červeně pak území, na kterém probíhá biologická invaze druhu k roku 2017 (Hempel, 2017).
- obr. č.11:** Vranka obecná odlovená na řece Ploučnici.
- obr. č.12:** Areál zaznamenaného výskytu vranky obecné (Freyhoff, 2011).
- obr. č.13:** Znázornění rozmístění lokalit, na kterých probíhá monitoring rybího společenstva na řece Ploučnici (podklad stažen z portálu www.mapy.cz dne 16. 4. 2024) Zkatky 1PL, 2PL, 3PL a 4PL značí jednotlivé názvy lokalit, jejichž umístění je naznačeno červenou barvou.
- obr. č.14:** Umístění lokalit 1PL a 2PL, na kterých je monitorováno rybí společenstvo na řece Ploučnici. V těchto lokalitách je prokázán výskyt hlaváče černoústého. (podklad stažen z portálu www.mapy.cz dne 16.4.2024).
- obr. č.15:** Umístění lokalit 3PL a 4PL na kterých je monitorováno rybí společenstvo na řece Ploučnici. V těchto lokalitách dosud nebyl zaznamenán výskyt hlaváče černoústého. (podklad stažen z portálu www.mapy.cz dne 16. 4. 2024).
- obr. č.16:** Odlov ryb elektrickým agregátem na řece Ploučnici.
- obr. č.17:** Složení rybího společenstva úseku 1PL z hlediska abundance jednotlivých druhů
- obr. č.18:** Složení rybího společenstva na lokalitě 1PL z hlediska biomasy jednotlivých odlovených druhů
- obr. č.19:** Složení rybího společenstva úseku 2PL z hlediska abundance jednotlivých druhů.
- obr. č.20:** Složení rybího společenstva na lokalitě 2PL z hlediska biomasy jednotlivých odlovených druhů.
- obr. č.21:** Složení rybího společenstva v úseku 3PL z hlediska abundance jednotlivých druhů.
- obr. č.22:** Složení rybího společenstva na lokalitě 3PL z hlediska biomasy jednotlivých odlovených druhů.
- obr. č.23:** Složení rybího společenstva v úseku 4PL z hlediska abundance jednotlivých druhů.
- obr. č.24:** Složení rybího společenstva na lokalitě 4PL z hlediska biomasy jednotlivých odlovených druhů.
- obr. č.25:** Standardní plocha elipsy (vlevo) označující šířku potravní niky hlaváče černoústého a vranky obecné na lokalitě 1PL (A) a 2PL (C). A 95% Bayesovský model šíře trofické niky hlaváče černoústého a vranky obecné zobrazený pomocí hladin pravděpodobnosti představujících hladiny 95 %, 75 % a 50 % pro lokality 1PL (B) a 2PL (D).
- obr. č.26:** Standardní plocha elipsy (vlevo) označující šířku potravní niky hlaváče černoústého a vranky obecné na lokalitě 3PL (A) a 4PL (C). A 95% Bayesovský model šíře trofické niky hlaváče černoústého a vranky obecné zobrazený pomocí hladin pravděpodobnosti představujících hladiny 95 %, 75 % a 50 % pro lokality 3PL (B) a 4PL (D).

Přílohy

Příloha I: Záznamový list pro navažování vzorků

Příloha II: Tabulka znázorňující složení rybího společenstva na lokalitě 1PL.

Příloha III: Tabulka znázorňující složení rybího společenstva na lokalitě 2PL.

Příloha IV: Tabulka znázorňující složení rybího společenstva na lokalitě 3PL.

Příloha V: Tabulka znázorňující složení rybího společenstva na lokalitě 4PL.

Příloha VI: Tabulka hodnot stabilních izotopů uhlíku, dusíku, trofická pozice a velikostní složení analyzovaných organismů na lokalitě 1PL

Příloha VII: Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 1PL.

Příloha VIII: Tabulka hodnot stabilních izotopů uhlíku, dusíku, trofická pozice a velikostní složení analyzovaných organismů na lokalitě 2PL.

Příloha IX: Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 2PL.

Příloha X: Tabulka hodnot stabilních izotopů uhlíku, dusíku, trofická pozice a velikostní složení analyzovaných organismů na lokalitě 3PL.

Příloha XI: Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 3PL.

Příloha XII: Tabulka hodnot stabilních izotopů uhlíku, dusíku, trofická pozice a velikostní složení analyzovaných organismů na lokalitě 4PL.

Příloha XIII: Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 4PL.

Přílohy

Příloha I: Záznamový list pro navažování vzorků

Date: 19.6.2023				User: ek Mojmir		Sample Type: Fish muscules			
Pos.	Sample Name	Weight (µg)	= %C	= C/N	Pos.	Sample Name	Weight (µg)	= %C	= C/N
A1	Blank	X			E1	empty capsule	X		
A2	standard 1	526			E2	standard 1	574		
A3	standard 1	862			E3	standard 1	751		
A4	4PL22BE1-1	531			E4	1PL22BE15	591		
A5	4PL22BE1-2	516			E5	3PL22BE4	506		
A6	4PL22BE1-3	530			E6	4PL22BE8-1	584		
A7	3PL22BE6-1	502			E7	4PL22BE8-2	524		
A8	3PL22BE6-2	517			E8	4PL22BE8-3	561		
A9	1PL22TER3	510			E9	2PL22BE7	566		
A10	1PL22TER2	544			E10	4PL22BE10	588		
A11	1PL22TER1	531			E11	4PL22BE14	543		
A12	4PL22TER1-1	570			E12	1PL22RY23-2	580		
B1	empty capsule	X			F1	empty capsule	X		
B2	standard 1	433			F2	standard 1	589		
B3	standard 1	710			F3	standard 1	757		
B4	4PL22TER1-2	533			F4	1PL22RY16-2	585		
B5	4PL22TER1-3	556			F5	1PL22RY16-3	589		
B6	3PL22TER1-1	513			F6	1PL22RY62-2	577		
B7	3PL22TER1-2	551			F7	1PL22RY62-3	591		
B8	3PL22TER1-3	516			F8	1PL22RY64-2	556		
B9	3PL22BE10-1	552			F9	1PL22RY63-2	542		
B10	3PL22BE10-2	527			F10	3PL22RY96-2	584		
B11	4PL22BE11	537			F11				
B12	3PL22BE9	514			F12				
C1	empty capsule	X			G1	empty capsule	X		
C2	standard 1	463			G2	standard 1	526		
C3	standard 1	752			G3	standard 1	792		
C4	2PL22BE3	558			G4				
C5	3PL22BE7	542			G5				
C6	2PL22BE9	522			G6				
C7	1PL22BE1-1	544			G7				
C8	1PL22BE1-2	522			G8				
C9	1PL22BE8A	504			G9				
C10	1PL22BE8B	508			G10				
C11	3PL22BE2	513			G11				
C12	2PL22BE2-1	527			G12				
D1	empty capsule	X			H1	empty capsule			
D2	standard 1	559			H2	standard 1			
D3	standard 1	760			H3	standard 1			
D4	2PL22BE2-2	504			H4				
D5	1PL22BE12	582			H5				
D6	3PL22BE8	541			H6				
D7	2PL22BE16	547			H7				
D8	5PL22BE3	513			H8				
D9	2PL22BE10	520			H9				
D10	1PL22BE13	550			H10				
D11	2PL22BE4-1	588			H11				
D12	1PL22BE4-2	545			H12				

Příloha II: Tabulka znázorňující složení rybího společenstva na lokalitě 1PL.

Druh	počet [ks]	SL [mm]		W [g]		biomasa [g]
		průměr	SD	průměr	SD	
<i>Neogobius melanostomus</i>	132	71,68	13,04	9,34	6,23	1232,5
<i>Cottus gobio</i>	84	54,35	11,21	3,67	2,64	308
<i>Barbus barbus</i>	35	94,2	91,35	92,83	432,87	3249
<i>Squalius cephalus</i>	29	177,79	132,07	234,38	339,89	6797
<i>Gobio gobio</i>	20	119,15	24,61	30,3	14,23	606
<i>Perca fluviatilis</i>	7	76,29	41,40	17,86	38	125
<i>Carassius gibelio</i>	5	85	23,99	22,2	18,63	111
<i>Chondrostoma nasus</i>	5	344	20,54	734,6	131,58	3673
<i>Barbatula barbatula</i>	4	93,75	2,5	11	1,41	44
<i>Rutilus rutilus</i>	3	56,67	7,64	4	1,73	12
<i>Alburnus alburnus</i>	2	81,00	52,33	9,5	12,02	19
<i>Leuciscus leuciscus</i>	2	101	69,30	27,5	34,65	55
<i>Salmo trutta</i>	2	230	14,14	200,5	36,06	401
<i>Anguilla anguilla</i>	1	600	X	386	X	386
<i>Leuciscus idus</i>	1	265	X	445	X	445
<i>Lota lota</i>	1	450	X	566	X	566
<i>Pseudorasbora parva</i>	1	70	X	5	X	5
<i>Ameiurus nebulosus</i>	1	151	X	74	X	74

Příloha III: Tabulka znázorňující složení rybího společenstva na lokalitě 2PL.

druh	počet [ks]	SL [mm]		W [g]		biomasa [g]
		průměr	SD	průměr	SD	
<i>Neogobius melanostomus</i>	79	72,75	13,75	9,23	5,47	729
<i>Squalius cephalus</i>	54	85,93	60,35	40,39	134,21	2181
<i>Barbus barbus</i>	30	104,37	46,34	33,03	42,87	991
<i>Cottus gobio</i>	30	64,3	18,8	7,3	6,71	219
<i>Perca fluviatilis</i>	18	68,72	20,82	6,89	10,82	124
<i>Gobio gobio</i>	17	110,06	22,43	24,18	12,36	411
<i>Chondrostoma nasus</i>	14	266,36	128,82	520,93	355,74	7293
<i>Leuciscus leuciscus</i>	9	160,67	29,82	66,44	41,11	598
<i>Carassius gibelio</i>	7	80,86	14,23	18,43	12,54	129
<i>Phoxinus phoxinus</i>	7	61,57	9,64	3,86	1,46	27
<i>Barbatula barbatula</i>	4	95,0	11,22	12,25	5,32	49
<i>Pseudorasbora parva</i>	3	69,33	2,89	9,67	6,43	29
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	73,5	2,12	6	0	12
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	1	62	X	4	X	4
<i>Aspius aspius</i>	1	76	X	6	X	6
<i>Rutilus rutilus</i>	1	93	X	16	X	16

Příloha IV: Tabulka znázorňující složení rybiho společenstva na lokalitě 3PL.

druh	počet [ks]	SL [mm]		W [g]		biomasa [g]
		průměr	SD	průměr	SD	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	133	52,69	15,93	2,95	4,190	393
<i>Cottus gobio</i>	70	63,24	14,82	5,70	3,85	399
<i>Squalius cephalus</i>	53	92,79	79,79	59,54	126,01	3155,5
<i>Barbus barbus</i>	27	105,52	85,61	63,26	115,27	1708
<i>Gobio gobio</i>	9	63,56	30,58	6,67	10,4	60
<i>Onchorhynchus mykiss</i>	5	292	20,49	398,8	101,57	1994
<i>Anguilla anguilla</i> *	2	320	56,57	39,5	13,44	79
<i>Lota lota</i>	2	360	155,56	419,5	399,52	839
<i>Barbatula barbatula</i>	1	102	X	14	X	14
<i>Salmo trutta</i>	1	205	X	120	X	120
<i>Sander lucioperca</i>	1	150	X	41	X	41

* v důsledku chybějících údajů SL použito TL

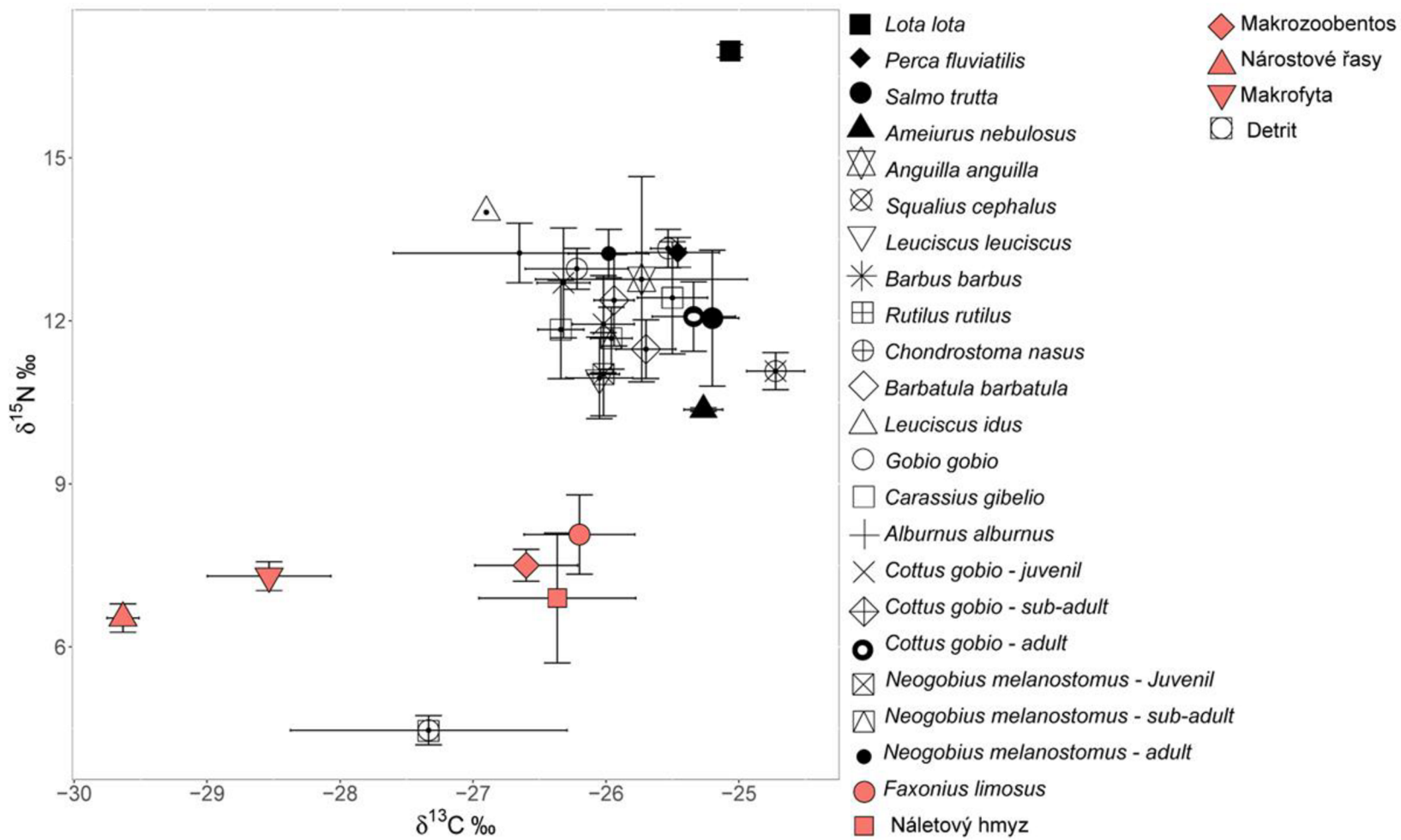
Příloha V: Tabulka znázorňující složení rybiho společenstva na lokalitě 4PL.

Druh	počet [ks]	SL [mm]		W [g]		biomasa [g]
		průměr	SD	průměr	SD	
<i>Cottus gobio</i>	51	51,06	11,51	3,04	2,58	155
<i>Phoxinus phoxinus</i>	51	54,92	11,34	2,5	1,51	127,5
<i>Gobio gobio</i>	35	60,27	22,56	4,87	6,38	170,5
<i>Squalius cephalus</i>	18	98,17	80,28	64,11	114,41	1154
<i>Barbus barbus</i>	13	146,08	85,78	95,77	102,44	1245

Příloha VI: Tabulka hodnot stabilních izotopů uhlíku, dusíku, trofická pozice a velikostní složení analyzovaných organismů na lokalitě IPL.

Druh / funkční skupina	ks	¹⁵ N průměr	¹³ C průměr	TL průměr [mm]	SL průměr [mm]	W průměr [g]	TL.sd [mm]	SL.sd [mm]	W.sd [g]	d15N.sd	d13C.sd	TPmean	TPsd
detrit	3	4,47	-27,33	/	/	/	/	/	/	0,46	1,8	1,77	0,14
<i>Neogobius melanostomus</i> J	5	11,02	-26,02	47,8	40,6	1,25	5,76	4,56	0,5	1,71	0,27	3,8	0,53
<i>Neogobius melanostomus</i> SA	5	11,68	-25,96	82,6	70,4	8	0,55	0,89	0,71	1,27	0,35	4,01	0,39
<i>Neogobius melanostomus</i> A	5	13,24	-25,98	124	104,8	29	11,25	9,09	11,83	0,99	0,68	4,49	0,31
<i>Gobio gobio</i>	6	13,33	-25,53	153	126	37,5	10,99	8,25	6,72	0,86	0,33	4,52	0,27
<i>Leuciscus idus</i>	1	14	-26,9	320	265	445	/	/	/	/	/	4,72	/
<i>Carassius gibelio</i>	4	12,43	-25,5	106,75	84,5	22,25	22,54	18,65	17,93	2,06	0,53	4,24	0,64
makrofyta	3	7,3	-28,53	/	/	/	/	/	/	0,46	0,8	2,65	0,14
<i>Lota lota</i>	3	16,97	-25,07	481	450	566	0	0	0	0,21	0,06	5,64	0,06
<i>Barbatula barbatula</i>	5	11,48	-25,7	103,6	89,6	9	2,19	2,88	0,71	1,21	0,5	3,94	0,37
<i>Perca fluviatilis</i>	5	13,26	-25,46	156,2	131,8	50,2	14,6	13,22	19,21	0,61	0,7	4,5	0,19
<i>Chondrostomma nasus</i>	5	12,96	-26,22	410,8	343,6	714,6	26,68	20,95	94,83	0,84	0,87	4,4	0,26
<i>Alburnus alburnus</i>	2	13,25	-26,65	97	79,5	9,5	60,81	50,2	12,02	0,78	1,34	4,49	0,24
<i>Barbus barbus</i>	5	12,7	-26,32	226,6	185,2	128	43,19	34,19	69,4	2,26	0,44	4,32	0,7
<i>Rutilus rutilus</i>	5	11,84	-26,34	71,4	57,8	3,2	4,1	2,17	0,84	2,03	0,38	4,06	0,63
<i>Leuciscus leuciscus</i>	2	10,95	-26,05	119,5	99	27	85,56	72,12	35,36	1,06	0,35	3,78	0,33
<i>Faxonius limosus</i>	3	8,07	-26,2	32	/	9	0	/	0	1,27	0,72	2,89	0,39
<i>Salmo trutta</i>	2	12,05	-25,2	241,5	219	192	9,19	15,56	36,77	1,77	0,28	4,12	0,55
řasy	3	6,53	-29,63	/	/	/	/	/	/	0,45	0,21	2,41	0,14
<i>Ameirus nebulosus</i>	3	10,37	-25,27	175	151	74	0	0	0	0,06	0,25	3,6	0,02
náletový hmyz	3	6,9	-26,37	/	/	/	/	/	/	2,07	1,02	2,53	0,64
<i>Squalius cephalus</i>	4	11,08	-24,73	456	390	1082,25	29,39	31,62	258,43	0,68	0,43	3,82	0,21
<i>Anguilla anguilla</i>	3	12,77	-25,73	437	423,67	167,33	171,08	157,25	190,13	3,27	1,38	4,34	1,01
<i>Cottus gobio</i> J	5	11,94	-26,02	45	37,2	1	0,71	1,1	0	2	0,52	4,09	0,62
<i>Cottus gobio</i> SA	5	12,38	-25,94	60,8	51	2,6	1,48	1	0,55	1,88	0,34	4,22	0,58
<i>Cottus gobio</i> A	5	12,08	-25,34	95,4	80,2	12,2	7,02	5,67	4,49	1,43	0,7	4,13	0,44
zoobenthos	22	7,5	-26,6	/	/	/	/	/	/	1,37	1,81	2,71	0,43

J = Juvenil, SA = subadultní, A = adultní

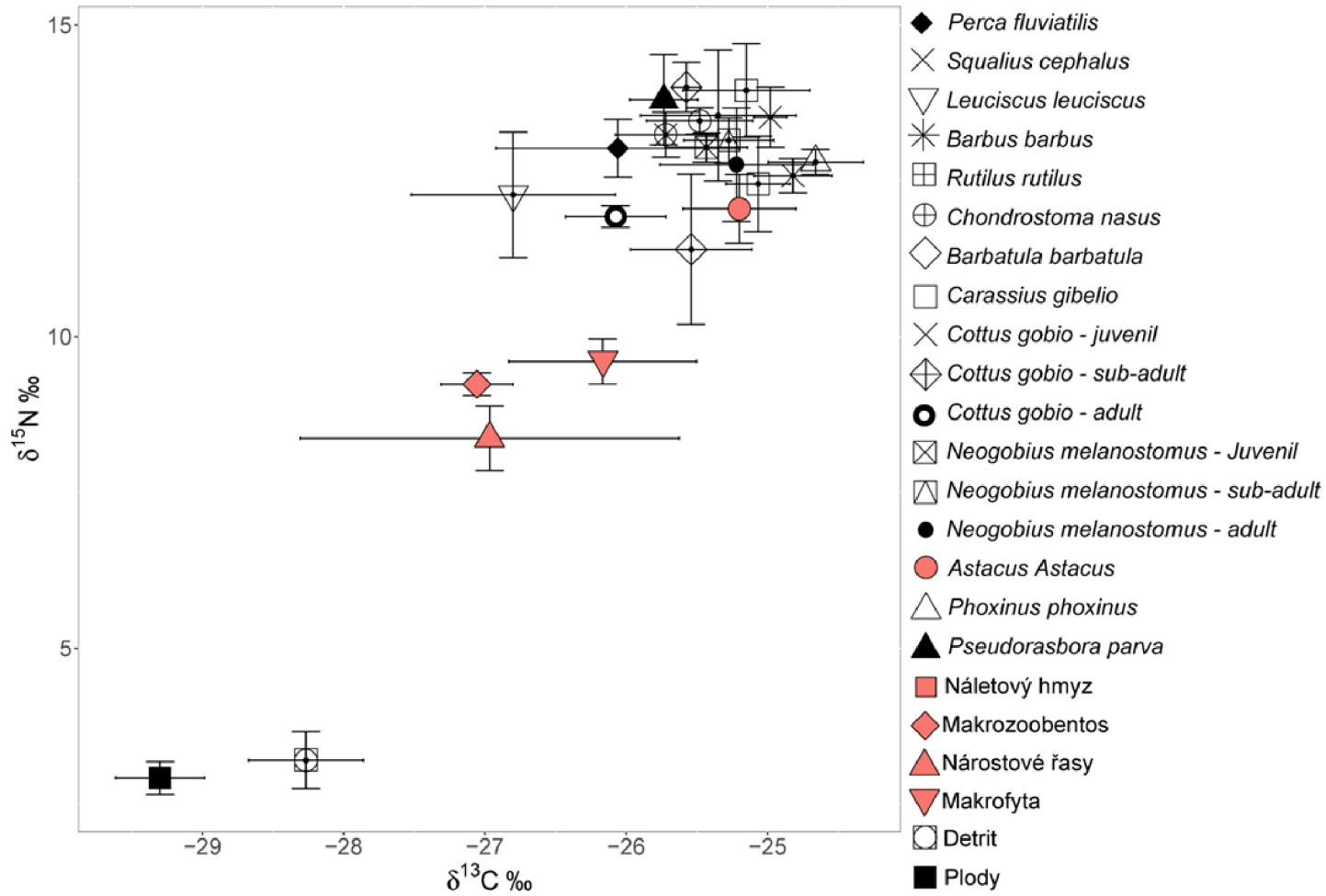


Příloha VII: Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě IPL.

**Příloha VIII: Tabulka Hodnot stabilních izotopů uhlíku, dusíku, trofická
pozice a velikostní složení analyzovaných organismů na lokalitě 2PL.**

Druh / funkční skupina	ks	¹⁵ N průměr	¹³ C průměr	TL průměr [mm]	SL průměr [mm]	W průměr [g]	TL.sd [mm]	SL.sd [mm]	W.sd [g]	d15N.sd	d13C.sd	TPmean	TPsd
detrit	3	3,2	-28,27	/	/	/	/	/	/	0,79	0,7	1,38	0,25
<i>Neogobius melanostomus J</i>	3	13,03	-25,43	53,33	45	2	8,39	8,66	1,73	0,4	0,5	4,43	0,13
<i>Neogobius melanostomus SA</i>	4	13,15	-25,28	79,25	67,5	7,5	9,5	6,4	1,73	0,72	0,63	4,46	0,22
<i>Neogobius melanostomus A</i>	5	12,76	-25,22	123,6	104,6	26,6	7,16	5,55	4,62	2,03	1,21	4,34	0,63
<i>Carassius gibelio</i>	6	12,45	-25,07	106	85,33	21,5	14,9	12,69	9,38	1,88	0,56	4,24	0,58
makrofyta	3	9,6	-26,17	/	/	/	/	/	/	0,62	1,15	3,36	0,19
<i>Barbatula barbatula</i>	4	14	-25,58	106,75	92,75	11	12,55	10,81	3,92	0,8	0,19	4,72	0,25
<i>Perca fluviatilis</i>	5	13,02	-26,06	170,4	147,2	69,8	32,04	27,14	44,18	1,04	1,93	4,42	0,32
<i>Chondrostomna nasus</i>	5	13,46	-25,48	430	358	832	23,45	18,91	145	0,47	0,84	4,56	0,15
<i>Barbus barbus</i>	5	13,52	-24,98	220,2	182	107,4	20,67	18,21	28,79	1,08	0,26	4,58	0,34
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	13,55	-25,35	101,5	83	11	12,02	9,9	2,83	1,48	0,78	4,59	0,46
plody	6	2,92	-29,3	/	/	/	/	/	/	0,64	0,77	1,29	0,2
<i>Rutilus rutilus</i>	2	13,95	-25,15	97,5	79	11	21,92	15,56	7,07	1,06	0,64	4,71	0,33
<i>Leuciscus leuciscus</i>	4	12,28	-26,8	208	172	91,5	22,76	20,15	34,43	2,01	1,44	4,19	0,62
<i>Pseudorasbora parva</i>	3	13,8	-25,73	81,67	66,67	6	3,51	2,31	1	1,25	0,42	4,66	0,39
řasy	3	8,37	-26,97	/	/	/	/	/	/	0,9	2,32	2,98	0,28
<i>Astacus astacus</i>	2	12,05	-25,2	45,3	/	23	0	/	0	0,78	0,57	4,12	0,24
<i>Phoxinus phoxinus</i>	5	12,8	-24,66	75,8	63	3,8	3,63	3,24	0,84	0,45	0,75	4,35	0,14
<i>Squalius cephalus</i>	5	13,24	-25,72	284,6	241	362,6	78,33	65,23	305,02	0,81	0,8	4,49	0,25
<i>Cottus gobio J</i>	5	12,58	-24,82	47,6	39	1,5	7,02	6,28	0,58	0,61	0,61	4,28	0,19
<i>Cottus gobio SA</i>	5	11,4	-25,54	82,4	69,6	7,6	6,8	5,68	2,51	2,7	0,96	3,92	0,83
<i>Cottus gobio A</i>	4	11,93	-26,08	105	93	16,25	6,88	4,83	3,4	0,34	0,71	4,08	0,11
zoobenthos	23	9,23	-27,06	/	/	/	/	/	/	0,87	1,23	3,25	0,27
náletový hmyz	3	6,9	-26,37	/	/	/	/	/	/	2,07	1,02	2,53	0,64

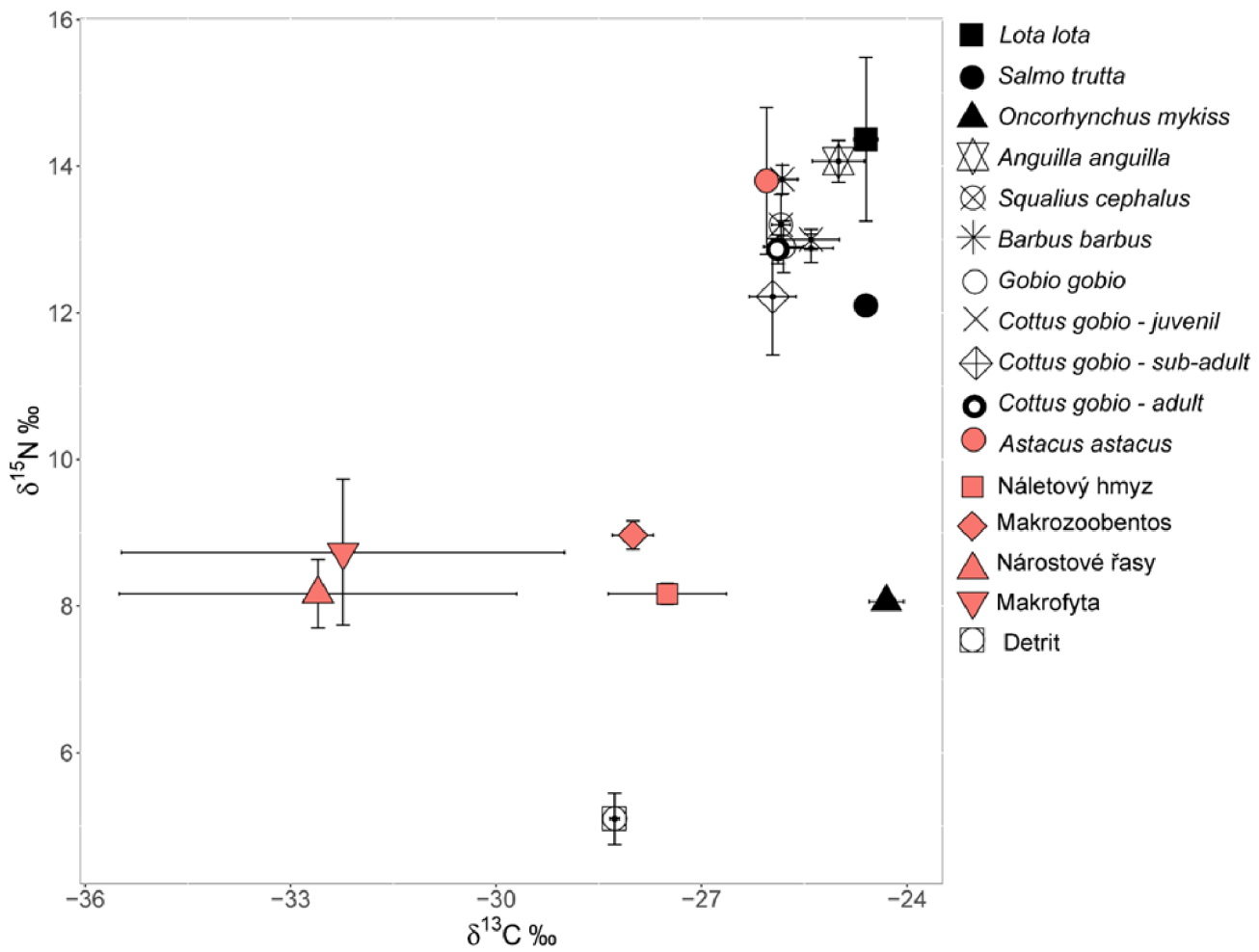
J = Juvenil, SA = subadultní, A = adultní



Příloha X: Tabulka hodnot stabilních izotopů uhlíku, dusíku, trofická pozice a velikostní složení analyzovaných organismů na lokalitě 3PL.

Druh / funkční skupina	ks	¹⁵ N průměr	¹³ C průměr	TL průměr [mm]	SL průměr [mm]	W průměr [g]	TL.sd [mm]	SL.sd [mm]	W.sd [g]	df15N.sd	df13C.sd	TPmean	TPsd
deitř	3	5,10	-28,27	/	/	/	/	/	/	0,61	0,12	1,97	0,19
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	8,06	-24,30	328,40	310,00	398,80	19,93	49,24	101,57	0,15	0,57	2,89	0,05
<i>Gobio gobio</i>	3	12,90	-25,80	67,00	55,67	12,00	40,73	32,35	/	0,61	0,50	4,38	0,19
makrofyta	3	8,73	-32,23	/	/	/	/	/	/	1,72	5,60	3,09	0,53
<i>Lota lota</i>	3	14,37	-24,60	237,00	220,00	102,00	/	/	/	1,93	0,30	4,84	0,60
<i>Barbus barbus</i>	5	13,82	-25,82	290,00	244,60	232,80	48,36	41,81	97,36	0,43	0,50	4,67	0,13
<i>Salmo trutta</i>	1	12,10	-24,60	225,00	195,00	116,00	/	/	/	/	/	4,14	/
řasy	3	8,17	-32,60	/	/	/	/	/	/	0,81	5,03	2,92	0,25
<i>Astacus astacus</i>	2	13,80	-26,05	/	/	53,00	/	/	12,73	1,41	0,07	4,66	0,44
<i>Phoxinus phoxinus</i>	5	12,88	-25,40	79,20	66,20	5,00	6,06	5,50	2,35	0,43	0,73	4,38	0,13
náletový hmyz	3	8,17	-27,50	/	/	/	/	/	/	0,25	1,49	2,92	0,08
<i>Squalius cephalus</i>	5	13,20	-25,84	401,80	345,20	831,40	66,25	57,86	392,78	0,92	0,30	4,48	0,29
<i>Anguilla anguilla</i>	3	14,07	-25,00	353,00	350,00	45,00	0,00	0,00	0,00	0,49	0,66	4,75	0,15
<i>Cottus gobio J</i>	5	13,00	-25,40	41,60	34,60	1,00	3,65	3,91	/	0,31	0,92	4,41	0,10
<i>Cottus gobio SA</i>	5	12,22	-25,96	70,20	58,60	3,60	2,28	1,52	0,55	1,77	0,76	4,17	0,55
<i>Cottus gobio A</i>	6	12,87	-25,88	96,67	81,00	12,50	9,27	8,34	4,04	0,48	0,36	4,37	0,15
zoobenthos	21	8,97	-28,00	/	/	/	/	/	/	0,89	1,37	3,17	0,28

J = Juvenil, SA = subadultní, A = adultní

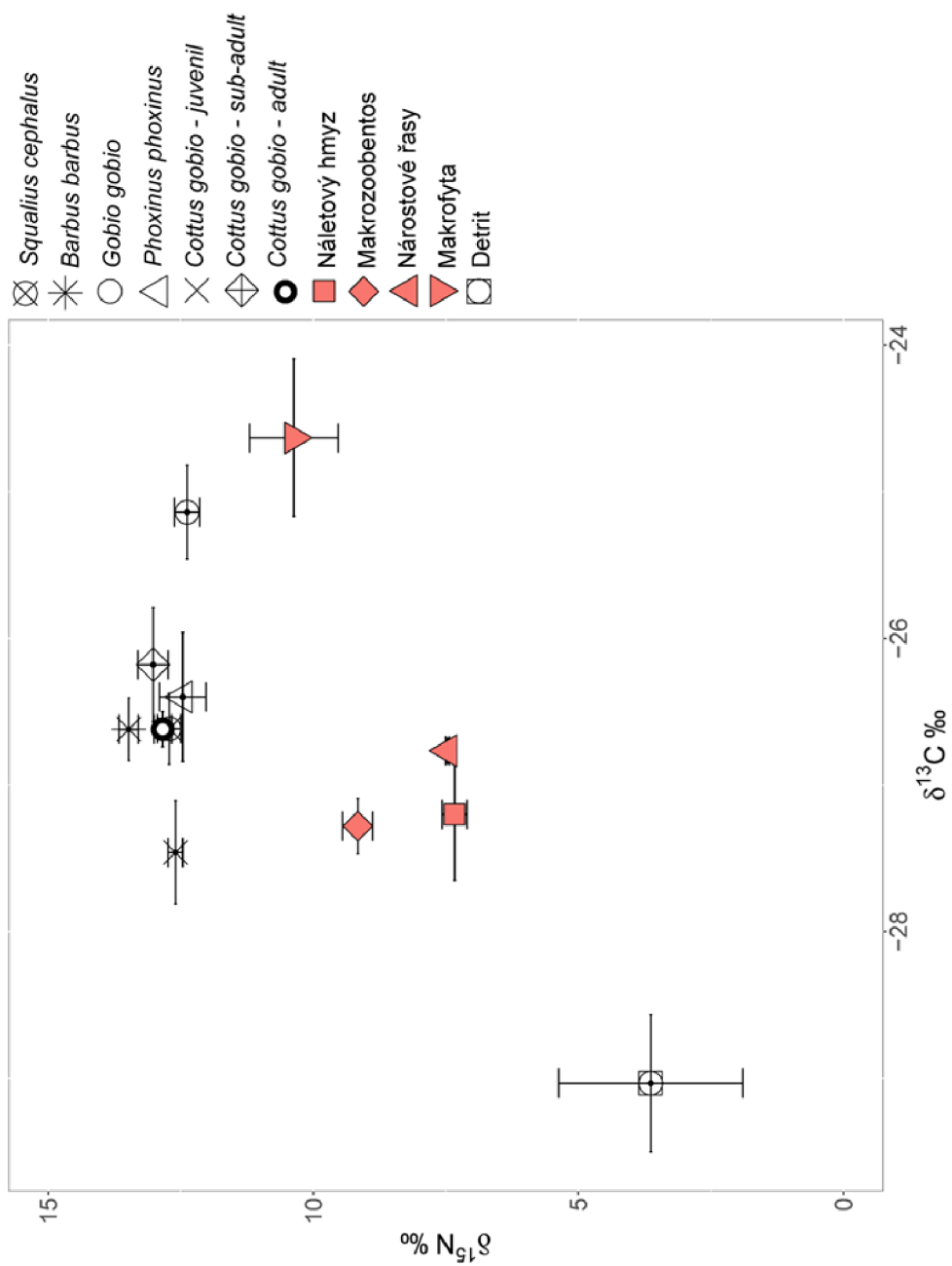


Příloha XII: Tabulka hodnot stabilních izotopů uhlíku, dusíku, trofická pozice a velikostní složení analyzovaných organismů na lokalitě 4PL.

Druh / funkční skupina	ks	¹⁵ N průměr	¹³ C průměr	TL průměr [mm]	SL průměr [mm]	W průměr [g]	TL.sd [mm]	SL.sd [mm]	W.sd [g]	d ¹⁵ N.sd	d ¹³ C.sd	TPmean	TPsd
detrit	3	3,63	-29,03	/	/	/	/	/	/	3,01	0,81	1,51	0,93
Gobio gobio	5	12,38	-25,14	93	77,6	11,4	40,24	32,11	12,74	0,54	0,72	4,22	0,17
kytky	3	10,37	-24,63	/	/	/	/	/	/	1,45	0,93	3,6	0,45
Barbus barbatus	5	13,48	-26,62	283,25	233,75	210,25	39,86	35,68	75,35	0,41	0,48	4,56	0,13
rasy	3	7,47	-26,77	/	/	/	/	/	/	0,06	0,15	2,7	0,02
Phoxinus phoxinus	5	12,46	-26,4	73,6	62,6	4	15,92	13,79	2,35	0,98	0,98	4,25	0,3
ter.hmyz	3	7,33	-27,2	/	/	/	/	/	/	0,4	0,78	2,66	0,13
Squalius cephalus	6	12,72	-26,62	183,5	150	131,67	102,5	86,03	155,48	0,55	0,59	4,33	0,17
Cottus gobio J	5	12,6	-27,46	46,2	38,4	1	3,9	3,21	0	0,31	0,79	4,29	0,1
Cottus gobio SA	5	13,02	-26,18	61,8	52,2	3	2,77	1,48	0	0,64	0,87	4,42	0,2
Cottus gobio A	5	12,84	-26,62	87	73,2	8,4	3	3,7	1,14	0,38	0,27	4,37	0,12
zoobenthos	20	9,16	-27,28	/	/	/	/	/	/	1,26	0,85	3,23	0,39

J = juvenil, SA = subadultní, A = adultní

Příloha XIII: Grafické znázornění trofického řetězce na lokalitě 4PL.



Abstrakt

Biologické invaze jsou významným spouštěčem změn v daném ekosystému. Vlivem přítomnosti invazivního druhu může dojít ke změnám v potravní síti původního společenstva, což má za následek změnu celého zasaženého ekosystému a enviromentální a ekonomické dopady. Tato práce byla zaměřena na výzkum vlivu nepůvodního hlaváče černoústého na společenstvo řeky Ploučnice. Hlaváč černoústý je na území ČR poměrně novým druhem, kdy k jeho zavlečení došlo nejpozději v roce 2015. Hlavními cíli této práce byly porovnat vliv hlaváče černoústého na potravní řetězec a společenstvo lokalit řeky Ploučnice, přičemž byla sledována: 1/ potravní preference hlaváče černoústého, 2/ jeho kompetice s vrankou obecnou (*Cottus gobio*, L 1758) jakožto významným a chráněným druhem, vyskytující se v dané lokalitě, který má podobní habitatové a potravní nároky, 3/ specializaci dravých druhů ryb které se na lokalitách vyskytují na hlaváče černoústého jako potravní zdroj. Pro zjištění těchto cílů byla vybrána řeka Ploučnice, jejíž spodní část vlévající se do řeky Labe je invadovaná hlaváčem černoústým, nicméně díky příčným bariérám jsou horní části řeky Ploučnice zatím bez zaznamenaného výskytu hlaváče černoústého. V této práci byly zkoumány čtyři lokality, dvě s přítomností a dvě bez přítomnosti hlaváče černoústého. Pro zjištění stanovených cílů byly na všech lokalitách vzorkovány veškeré detekované složky potravního řetězce. Výsledky byly vyhodnocovány za pomoci využití analýzy stabilních izotopů uhlíku a dusíku s následným využitím bayesovských modelů. V lokalitách s přítomností hlaváče černoústého byl tento druh nejvíce abundantní ve srovnání s ostatními druhy. Výsledky naznačují že hlaváč černoústý je potravní generalista, který preferuje snadno dostupný a abundantní zdroj potravy. Při analýze potravních zdrojů byla zjištěna podobnost preferované stravy mezi hlaváčem černoústým a vrankou obecnou, což naznačuje možnou přítomnost potravní kompetice. Při porovnání trofických nik byl zjištěn zvýšený překryv nik mezi některými ontogenetickými stádii vranky obecné a hlaváče černoústého, který místy dosahoval až 67,8 %. Dalším zjištěním bylo zvýšení překryvu trofických nik jednotlivých ontogenetických stádií vranky obecné v přítomnosti hlaváče černoústého. Při analýze potravy dravých druhů ryb pak nebyla prokázána výrazná potravní preference hlaváče černoústého v potravě analyzovaných druhů. Tato práce potvrdila

že hlaváč černoústý je významem konzumentem, kompetitor i kořist pro některé predátorní druhy ryb našich vod.

Klíčová slova: hlaváč černoústý, vranka obecná, invazní druh, stabilní isotopy

Abstract

Biological invasions are prominent factor affecting changes in invaded ecosystems. Invasive species can alter in food web of the indigenous community, which leads to changes in the community through ecological and economic effects. This work was focused on the effect of the Round goby (*Neogobius melanostomus*, Pallas 1814) food web of river Ploučnice. Round goby was first recorded recently in the Czech Republic (2015). Thus, it can still be considered a young invader into Czech inland waters. The main goals of this thesis were: I) to reveal Round goby food source preferences, II) to Competition between Round goby and European bullhead (*Cottus gobio*, L 1758), as this species is a native endangered species present at this locality. III) Possible preferences of Round goby as a putative food source of predatory fishes in sampled localities. For this purpose, River Ploučnice has been chosen. River Ploučnice flows into Elbe River, which is fully invaded by Round goby. Thus, the bottom part of the Ploučnice River is invaded by Round goby as well. However, thanks to the presence of migratory barriers between localities, Round goby has not yet been detected in localities upstream. To reveal mention goals all biota units in all localities were sampled. Later, stable isotope analysis (carbon and nitrogen) followed by Bayesian models were employed. In general, results suggest that this species had the highest abundance among other species in localities with an established Round goby population. In addition, results reveal Round goby as a true generalist regarding food source preferences. Comparing trophic niche width and overlap showed a significant overlap between some of the ontogenetic groups of round goby and European bullhead, reaching up to 67,8 %. Also, increased niche overlap between ontogenetic stages of European bullhead was observed when Round goby was present, in comparison to localities without the presence of Round goby. Additionally, predatory fish food preferences showed no specialization on round goby as a food source, although round goby was part of their diets. In conclusion, this was found round goby as a consumer, competitor, and even as a food source for predatory fishes.

Keywords: Round goby, European bullhead, invasive species, stable isotopes