

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**Fakulta tropického zemědělství**



**Fakulta tropického  
zemědělství**

Vliv přítomnosti bobra evropského (*Castor fiber*) na vybraná  
společenstva vodních toků

**Bakalářská práce**

Praha 2021

**Vypracovala:**

Karolína Svobodová

**Vedoucí práce:**

Ing. Magdalena Měřejovská, Ph.D.

**Konzultant:**

RNDr. Pavel Vlach, Ph.D.



## **Prohlášení**

Čestně prohlašuji, že jsem tuto práci na téma: Vliv přítomnosti bobra evropského (*Castor fiber*) na vybraná společenstva vodních toků vypracovala samostatně, veškerý text je v práci původní a originální a všechny použité literární prameny jsem podle pravidel Citační normy FTZ řádně uvedla v referencích.

V Praze dne 16.4.2021

.....  
Karolína Svobodová

## **Poděkování**

Chtěla bych poděkovat Ing. Magdaleně Měřejovské, Ph.D. za vedení mé bakalářské práce, za pomoc se stylistickými úpravami a také za poskytnutí bentické sítě pro výkon praktické části této práce. Dále bych velmi ráda poděkovala RNDr. Pavlu Vlachovi, Ph.D. za pomoc při terénním výzkumu, za poskytnutí veškerého vybavení potřebného ke sběru dat, za pomoc při zpracování výsledků a za cenné rady a připomínky. Mé poděkování patří i lovné četě složené z RNDr. Pavla Vlacha, Ph.D. a Ing. Hynka Dorta. Za povolení výzkumu v CHKO Český les děkuji RNDr. Mileně Prokopové, Ph.D. Děkuji i panu Mgr. Lubošovi Zelenému za pomoc s rozklíčováním některých druhů makrozoobentosu. V neposlední řadě bych též chtěla poděkovat rodině, která mi během studia byla oporou.

## Abstrakt

### Vliv přítomnosti bobra evropského (*Castor fiber*) na vybraná společenstva vodních toků

Bobří, též nazývaní ekosystémoví inženýři, v přírodě pozměňují ráz krajiny a přetvářejí vodní toky podle jejich potřeb a ekologických nároků. Veškeré změny v krajině, které bobří provádějí, mají vliv na složky biocenóz. Obměnám v krajině a dopadu na živočišná i rostlinná společenstva se věnuje literární řešerše této práce. Cílem praktické části bylo posoudit, zda a jakým způsobem ovlivňuje přítomnost a činnost bobra ostatní složky zoocenóz, konkrétně, jak ovlivňuje druhové spektrum společenstev a zda snižuje či zvyšuje jejich diverzitu. Tato bakalářská práce se zaměřila na vliv aktivity bobra evropského na společenstva ichtyofauny a makrozoobentosu. Byly porovnány dvě lokality v okrese Tachov (Plzeňský kraj), jedna pod dlouhodobým působením bobrů (Kateřinský potok) a druhá bez přítomnosti bobrů (Kosí/Kosový potok). Pro odchyt ryb byla použita metoda kontinuálního elektrolovu. Na každém toku byly proloveny 3 úseky o délce 100 metrů. Pro sběr a zpracování makrozoobentosu byla použita metoda PERLA. Z obou lokalit bylo celkem získáno 18 vzorků (2 lokality x 3 habitaty x 3 roční období). Druhové složení ichtyofauny naznačuje, že společenstvo ryb je na Kateřinském potoce více vyrovnané než na referenčním toku a že je tento tok též druhově bohatší. Statisticky významné rozdíly ve složení makrozoobentosu se našly u počtu jedinců rozdělených podle habitatu a substrátu, avšak totéž rozdělení vycházející z počtu druhů potvrdilo, že zde nejsou rozdíly mezi druhy obývajícími jednotlivé habitaty a substráty. Výsledky této práce naznačují, že bobří činnost pozitivně ovlivňuje druhové spektrum ichtyofauny i makrozoobentosu, ale negativně ovlivňuje migraci některých druhů ryb. Předložená práce může sloužit jako pilotní studie pro další výzkum.

**Klíčová slova:** Česká republika, druhová diverzita, ichtyofauna, malý vodní tok, makrozoobentos

## **Author's abstract**

### **The effect of the presence of Eurasian beaver (*Castor fiber*) on selected associations of watercourses**

Beavers, also called the eco-systemic engineers, change the character of nature and reform water courses according to their needs and ecological demands. All changes in nature, which beavers make, affect segments of biocoenosis. This thesis focuses on the alterations in nature and the effect on animal and plant biocoenosis. The practical part aims to evaluate if and in what way the presence and activity of beavers affect other segments of zoocenosis, specifically, how beavers activity affects species composition of biocoenosis and if it lowers or increases species diversity. The bachelor thesis focuses on the effect of the activity of Eurasian beaver on the biocoenosis of ichthyofauna and macrozoobenthos. Two locations in Tachov district (Pilsen region) were compared, one under long-term influencing of beavers (Kateřinský potok) and the other without any presence of beavers (Kosí/Kosový potok). The continual electrofishing method was used for fish sampling. 3 sections of 100 meters length each were fish-sampled at each watercourse. The PERLA method was used for collection and processing of the macrozoobenthos. In total, 18 samples were collected from both areas (2 areas x 3 habitats x 3 seasons of the year). The composition of species of ichthyofauna implies that the fish biocoenosis is more balanced on Kateřinský potok than on the referential watercourse and that this watercourse is characterized by higher species diversity. Statistically significant differences in the composition of macrozoobenthos were found with the numbers of individuals divided by habitats and type of substrate, although the same composition proceeding from the number of species confirmed, that there are no differences among species inhabiting individual habitats and substrates. The results of this thesis imply that beavers' activity positively affects the species spectrum of the ichthyofauna and the macrozoobenthos, but it negatively affects the migration of certain fish species. The submitted thesis may serve as a pilot study for further research.

**Key words:** the Czech Republic, diversity of species, ichthyofauna, small watercourse, macrozoobenthos

# Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>- 1 -</b>
1.1 Taxonomie.....	- 2 -
1.2 Charakteristika druhu .....	- 3 -
1.2.1 Končetiny .....	- 3 -
1.2.2 Ocas.....	- 4 -
1.2.3 Smysly a chrup.....	- 6 -
1.2.4 Srst.....	- 6 -
1.2.5 Stavby.....	- 7 -
1.2.6 Preference dřevin a potravy.....	- 8 -
1.2.7 Sociální život.....	- 9 -
1.3 Historický výskyt bobrů v českých zemích.....	- 11 -
1.4 Současný výskyt bobrů v České republice.....	- 12 -
1.5 Ochrana druhu.....	- 14 -
1.5.1 Zákon č. 114/1992 Sb. ....	- 14 -
1.5.2 Zákon č. 115/2000 Sb. ....	- 14 -
1.5.3 Program péče.....	- 15 -
1.6 Vliv na složky ekosystémů.....	- 16 -
1.6.1 Vliv na fyzikálně-chemické vlastnosti .....	- 16 -
1.6.2 Vliv na rostliny.....	- 17 -
1.6.3 Vliv na živočichy .....	- 18 -
1.7 Vliv na rybí společenstva .....	- 19 -
1.8 Vliv na bentická společenstva .....	- 22 -
<b>2. Cíle práce .....</b>	<b>- 25 -</b>
<b>3. Metodika .....</b>	<b>- 26 -</b>
3.1 Popis lokalit.....	- 26 -
3.1.1 Kateřinský potok .....	- 26 -
3.1.2 Kosí (Kosový) potok.....	- 26 -
3.2 Časový harmonogram .....	- 27 -
3.3 Výzkum ichtyocenóz.....	- 27 -
3.4 Výzkum makrozoobentosu.....	- 28 -

3.5	Zpracování a hodnocení dat .....	- 29 -
<b>4.</b>	<b>Výsledky .....</b>	<b>- 30 -</b>
4.1	Analýza krajiny .....	- 30 -
4.2	Výsledky ichtyologického průzkumu .....	- 31 -
4.2.1	Ichtyocenóza Kateřinského potoka .....	- 31 -
4.2.2	Ichtyocenóza Kosího (Kosového) potoka .....	- 31 -
4.3	Výsledky průzkumu makrozoobentosu.....	- 33 -
4.3.1	Makrozoobentická společenstva Kateřinského potoka .....	- 33 -
4.3.2	Makrozoobentická společenstva Kosího (Kosového) potoka ....	- 34 -
4.3.3	Vzájemné porovnávání společenstev makrozoobentosu.....	- 35 -
<b>5.</b>	<b>Diskuze .....</b>	<b>- 39 -</b>
<b>6.</b>	<b>Závěr.....</b>	<b>- 43 -</b>
<b>7.</b>	<b>Reference.....</b>	<b>- 44 -</b>
<b>8.</b>	<b>Reference k obrázkům .....</b>	<b>- 52 -</b>
<b>9.</b>	<b>Seznam zákonů .....</b>	<b>- 52 -</b>
<b>10.</b>	<b>Seznam technických norem .....</b>	<b>- 52 -</b>



## Seznam tabulek:

Tab. 1: Analýza krajiny-Kateřinský potok.....	- 30 -
Tab. 2: Analýza krajiny-Kosový potok .....	- 30 -
Tab. 3: Druhové zastoupení lovných profilů.....	- 33 -
Tab. 4: Počet společných druhů ichtyofauny .....	- 33 -
Tab. 5: Jednotlivé druhy a jejich početnost-Kateřinský potok.....	- 34 -
Tab. 6: Jednotlivé druhy a jejich početnost-Kosí (Kosový) potok.....	- 34 -
Tab. 7:Zastoupení makrozoobentosu dle typu preferovaného habitatu .	- 35 -
Tab. 8:Zastoupení makrozoobentosu dle typu preferovaného habitatu .	- 35 -
Tab. 9: Počet společných druhů makrozoobentických společenstev .....	- 36 -
Tab. 10:Zastoupení makrozoobentosu dle typu preferovaného substrátu-Kosí (Kosový potok).....	- 36 -
Tab. 11:Zastoupení makrozoobentosu dle typu preferovaného substrátu-Kateřinský potok .....	- 36 -

## Seznam obrázků:

Obr. 1: Detail předních končetin .....	- 5 -
Obr. 2: Zadní končetiny s plovací blánou .....	- 5 -
Obr. 3: Ocas sloužící k opoře těla .....	- 5 -
Obr. 4: Abundance ichtyofauny přepočtená na hektar .....	- 32 -
Obr. 5: Abundance ichtyofauny vyjádřená v procentech.....	- 32 -
Obr. 6: Rozdělení druhů dle habitatu .....	- 37 -
Obr. 7: Rozdělení počtu jedinců dle habitatu .....	- 37 -
Obr. 8: Rozdělení druhů dle substrátu.....	- 38 -
Obr. 9: Rozdělení počtu jedinců dle substrátu .....	- 38 -

## Seznam zkratek použitých v práci

Arvu (*Armadillidium vulgare*)

Asaq (*Asellus aquaticus*)

Atib (*Atherix ibis*)

Babu (*Baetis buceratus*)

Bave (*Baetis vernus*)

Brha (*Brachycercus harrisella*)

Casp (*Calopteryx splendens*)

Ecfo (*Ecdyonurus forcipula*)

El (*Elodes* spp)

Epda (*Ephemera danica*)

Hi (*Hirudinea*)

Hyan (*Hydropsyche angustipennis*)

Chipl (*Chironomus plumosus*)

Leve (*Leptophlebia vespertina*)

Lele (*Leuctra leptogaster*)

Noci (*Notidobia ciliaris*)

Neci (*Nemoura cinerea*)

Olma (*Oligoplectrum maculatum*)

Orvi (*Orectocchilus villosus*)

Phgr (*Phryganea grandis*)

Rhse (*Rhithrogena semicolorata*)

Rhpu (*Rhyacophila pubescens*)

Silu (*Sialis lutaria*)

Sivu (*Simulium vulgare*)

Sifa (*Sigara falleni*)

Simo (*Siphonoperla Montana*)

Siae (*Siphonurus aestivalis*)

Ta (Tabanidae spp)

Ti (Tipulidae spp)

Tutu (*Tubifex tubifex*)

EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)

# 1. Úvod

Historický kontext bobra evropského (*Castor fiber*) na území České republiky je velmi zajímavý. Nadměrným lovem došlo k jeho vyhubení a zpět do Čech se dostal díky postupnému pronikání ze sousedních zemí. Jedná se o vodního hlodavce, který svojí aktivitou pozměňuje ráz krajiny a vytváří rozsáhlé mokřady a vodní systémy. Hlavní otázkou při pohledu na jeho aktivní pozměňování krajiny může být i to, zdali je jeho přítomnost na daném území pozitivní či nikoli. Právě tato otázka vzbuzuje mezi lidmi řadu značně odlišných pohledů a kontroverzních názorů.

Mezi typické přeměny v krajině patří vytváření hrází, hradů, polohradů a nor. Každá z těchto staveb má významný vliv na ekosystém. Výstavbou hrází dochází k rozlívání koryta řeky a vytváření rozsáhlých vodních ploch, které mají jak pozitivní, tak negativní vliv na velkou řadu živočichů a rostlin. Pro svoji ochranu si hloubí nory. Při hloubení nor dochází k narušení půdního profilu, což v častých případech vede k propadu půdy. Pokácené a okousané dřeviny, stromy a keře slouží ke vzniku a opravení všech typů staveb. Dalším důvodem pro okusování a kácení je chutné lýko a listy, které slouží jako primární zdroj obživy. Negativně může bobr působit i na zemědělských polích, kde v teplých měsících okusuje polní plodiny, které jsou pro bobry dalším zdrojem potravy. Převážně hrázemi, ale i norami, hrady či polohrady, přetváří krajinu tak, aby byla vhodná pro jeho přirozený výskyt.

V následujících kapitolách bych ráda věnovala pozornost každému z těchto výše zmíněných prvků. Zároveň bych ráda uvedla pozitivní i negativní aspekty na konkrétních rostlinných, a především živočišných druzích. Tento okruh bych také velmi ráda obohatila o další zajímavé výsledky, které by mohly přispět k poznání tohoto druhu, a ucelit tak protichůdné myšlenky jednotlivých zainteresovaných skupin. Právě odlišné názory bývají střetem mezi řadou lesníků, rybářů, zemědělců, ochranářů, vodohospodářů a výzkumníků. Domnívám se, že změny, které bobři provádějí, mají dalekosáhlý vliv a silně tak ovlivňují nejen živočišná společenstva.

## 1.1 Taxonomie

Rod *Castor* zastupují dva druhy, a to bobr kanadský (*Castor canadensis*) a bobr evropský (*Castor fiber*). Jejich rozšíření je holoarktické, přičemž kanadský bobr osidluje jak původní nearktickou oblast, tak i oblast neotropickou a palearktickou, která je pro oba druhy společná (Vorel & Nováková 2007).

Jejich předek se vyskytoval v oblasti Severní Ameriky v období pleistocénu. Tento již zaniklý druh patřil do rodu *Castoroides* a velikostí se přirovnává k medvědovi. Mezi jednotlivými druhy existuje patrný vzhledový rozdíl, kdy bobr kanadský (*Castor canadensis*) je tmavší, menší a jeho ocas je širší. Pro oba druhy je společný světle hnědý ektoparazit *Platyssyllus castori* měřící 2–3 mm (Čeněk 2011).

Jejich odlišnost se dá určit i na genetické úrovni podle počtu chromozomů. *Castor fiber* má celkem 24 párů chromozomů, zatímco *Castor canadensis* má pouze 20 párů chromozomů (Ward et al. 1991).

Ducroz et al. (2005) ve své studii poukazují na další genetický rozdíl mezi těmito druhy. Na amplifikovaném fragmentu uvažované kontrolní oblasti se u bobra evropského (*Castor fiber*) našlo od 490 do 492 párů bází. Na stejně dlouhém kontrolním dílu se u bobra kanadského (*Castor canadensis*) našlo pouze od 473 do 474 párů bází. Jeho zkrácení bylo podmíněno vyšším výskytem mutací.

Právě kvůli genetické variabilitě nemůže docházet k jejich vzájemnému křížení (Zajíček & Vlašín 1992).

Celosvětově nadměrný lov v 19. století snížil počty bobra evropského na 1200 jedinců (Halley & Rosell 2002). Halley et al. (2012) uvádí, že těchto pár stovek jedinců přežilo v osmi refugiích, jež dalo vzniknout osmi poddruhům (*C. f. albicus*, *C. f. belarusicus*, *C. f. birulai*, *C. f. fiber*, *C. f. galliae*, *C. f. osteuropaeus*, *C. f. pohlei*, a *C. f. vistulanus*). Po omezení loveckých zásahů se jeho počet navýšil na 430 000 jedinců v patnácti zemích Evropy a Asie (Nolet & Rosell 1998) a v současné době se v Severní Americe nachází 6–12 milionů jedinců a další milion jedinců se vyskytuje v Evropě (IUCN 2021). Vorel & Nováková (2007) ale zmiňují pouze šest poddruhů a to *C. f. albicus*, *C. f. birulai*, *C. f. fiber*, *C. f. galliae*, *C. f. pohlei*, a *C. f. vistulanus*, s čímž souhlasí i Ducroz et al. (2005). Dále práce Vorela & Novákové (2007) podotkla, že dochází v častých případech k slovním záměnám jednotlivých poddruhů *C. f. osteuropaeus* za *C. f. orientoeuropaeus* nebo *C. f. belarusicus* za *C. f. belorussicus* nebo dokonce k vytváření

synonym *C. f. vistulanus* (souznačné slovo pro *belarusicus*, *belorussicus*, *orientoeuropaeus* a *osteuropaeus*). Velmi podrobným popisem poddruhů se zabývá ve své práci například i Gabrys & Wazna (2003) a konstatují fakt, že důsledkem používání nesprávných názvů vznikl názvoslovný i taxonomický zmatek. Tuto nejednotnost připisují k nedodržování Mezinárodního kodexu zoologické nomenklatury.

## 1.2 Charakteristika druhu

Bobr evropský je po kapybaře druhým největším hlodavcem na světě (Páleník & Vogeltanz 2006). Na celém evropském kontinentu je řazen mezi největšího hlodavce (Zajíček & Vlašín 1992). Taxonomicky se bobr řadí do řádu hlodavců (Rodentia), podřádu veverkačelistní (Sciurognathi), čeledi bobrovití (Castoridae) a rodu bobr (*Castor*). Jeho průměrná váha je 25 kilogramů (Čeněk 2011), avšak někteří jedinci dosahují hmotnosti až 30 kilogramů (Páleník & Vogeltanz 2006).

Na délku dosahuje dospělec včetně ocasu okolo 110–130 centimetrů. Menší kulatá hlava nasedá k robustnímu trupu velmi krátkým krkem. Oči a uši jsou, stejně jako hlava, k celkovému poměru těla poměrně malé (Vorel et al. 2016).

I přesto, že je to převážně vodní živočich a ve vodě dokáže na jeden nádech vydržet i 20 minut, na souši se pohybuje velmi rychle (Páleník & Vogeltanz 2006). Tento živočišný druh má řadu adaptací k životu ve vodě, kterým jsou věnovány následující jednotlivé kapitoly.

### 1.2.1 Končetiny

Oba páry končetin mají pět prstů. Pouze zadní pár končetin má plovací blánu, která spojuje jednotlivé prsty mezi sebou. Na předních končetinách se nachází částečně protistojný pátý prst a všechny tyto prsty jsou vybaveny silnými drápy (viz Obr. 1), které bobrům slouží k hrabání. Zadní končetiny jsou podstatně delší a chodidlo dosahuje až osmnácti centimetrů (viz Obr. 2). I zadní končetiny jsou vybaveny na všech prstech drápy s rozdílem, že na druhém prstu dochází ke zdvojení drápu, jenž slouží k pročešávání srsti a péči o ni. Mohutné zadní končetiny společně s ocasem bobrům slouží ke snadnějšímu pohybu ve vodě. Většinu času využívá všechny čtyři končetiny k pohybu na souši. Ale například při pracovních činnostech (okusování, tahání větví), anebo při nošení mládřat,

je schopen krátkodobého stání či chůze pouze po zadních končetinách s pomocí ocasu, který v tomto případě slouží jako opora (Vorel et al. 2016).

Přední končetiny poté využívají převážně k uchopování větví, ke stavbě hradů, polohradů, hrází, k hrabání nor a také je využívají k péči o mláďata (Páleník & Vogeltanz 2006).

### 1.2.2 Ocas

Ocas bobrů je dorzoventrálně zploštělý, široký a pokrytý zrohovatělými šupinami ve tvaru šestiúhelníku. Bobří ocas je z mnoha důvodů velmi ojedinělý. Jedním z důvodů je jeho využívání jako opora těla při stání (viz Obr. 3). Dále je využíván při sezení na souši. Další důležité využití má ocas při pohybu ve vodě, protože slouží jako kormidlo a umožňuje provádět náhlé změny směru pohybu. Nejdůležitější využití má však v momentě přítomnosti predátora. Jakmile se tento živočich octne v ohrožení, využije svůj ocas k plácnutí o vodní hladinu, a tím tak dá znamení ostatním členům rodiny, že se nachází v nebezpečí. Jakmile bobr skočí do vody, použije ocas k dalšímu plácnutí o hladinu vody, čímž dojde k vystříknutí kapek vody, které tak mohou predátorovi znesnadnit orientaci (Páleník & Vogeltanz 2006).

Délka ocasu dospělého jedince se pohybuje okolo 40 centimetrů a šířka činí 16 centimetrů. Plní i termoregulační funkci, kdy v letním období dochází k regulaci krevního oběhu, což napomáhá k ochlazení těla a předchází se tak přehřátí organismu. Pod ocasem se nachází společný otvor pro vylučovací, rozmnožovací a trávicí soustavu (podobný kloace) (Vorel et al. 2016).

U kořene ocasu nalezneme i párové řitní žlázy, ústící do kožní kapsy vedle vyústovacího otvoru. Dosahují délky až 8 centimetrů a hmotnosti až 160 gramů. Tyto řitní žlázy se vyskytují u obou pohlaví a obsahují kompaktní hnědou ostře páchnoucí tekutinu, která při kontaktu se vzduchem hrudkuje. Tato tekutina je známa pod názvem *Castoreum*. Ale v literatuře se potkáme i s označeními jako jsou bobří stroj, bobřina, bobří síla, bobří dílo a jiné. *Castoreum* bylo v minulosti nejocetovanější součástí těla bobrů a k jeho významu v minulosti je věnována kapitola 1.3 Historický výskyt bobrů v českých zemích. Avšak důležitý význam má i pro bobra samotného, který produkt těchto žláz využívá k pachové komunikaci, k vyznačování teritoria a k vyhledávání sexuálních partnerů. A posledním otvorem, který nalezneme vedle vyústovacího otvoru

a vedle párových řitních žláz jsou párové žlázy mazové. Žlázy mazové jsou menší než žlázy řitní a slouží k impregnaci srsti (Čeněk 2011).



**Obr. 1: Detail předních končetin (Zdroj: Vogeltanz 2017)**



**Obr. 2: Zadní končetiny s plovací blánou (Zdroj: Préau 2020)**



**Obr. 3: Ocas sloužící k opoře těla (Zdroj: Vogeltanz 2006)**



### 1.2.3 Smysly a chrup

Oči, uši a nozdry jsou posazeny vysoko na hlavě, díky čemuž může nepozorovaně plavat na hladině vody. Mezi lépe využívané smysly patří čich, hmat a sluch. Naopak méně vyvinuté smysly jsou chuť a zrak. Hlas je poměrně slabý a bobři vydávají zvuky jen když jsou rozrušeni, nebo když si hrají. Můžeme však i zaslechnout hlasy mláďat, která se dožadují potravy (Páleník & Vogeltanz 2006).

Při potápění pod vodní hladinu dochází k uzavírání nozder a ušních otvorů, oko je pod vodou chráněno mžurkou (průhledná blána). Pyskové svaly se uzavírají při hlodání větví pod vodní hladinou až za řezáky. Kompletní chrup dospělého jedince se skládá z dvaceti zubů. Řezáky (tzv. hlodáky) jsou hypselodontní (tzn. dorůstající po celý život). Z tohoto důvodu dochází k okusování stromů, a tím k neustálému obrušování stále dorůstajícího chrupu. Výsledným tvarem řezáků při obrušování je tvar dlátovitý s ostrou hranou. Přední strana zubů je pokryta oranžovou sklovinou, která je tvrdší než sklovina na zadní straně. Bobr je díky řezákům a velmi mohutným žvýkacím svalům schopen okusovat i velice tvrdé dřeviny. Vysoké stoličky mají na skusné ploše příčné sklovinové lišty. Příčný tvar tak zamezuje opotřebování chrupu a zároveň napomáhá k důkladnému rozdrčení potravy (Vorel et al. 2016).

### 1.2.4 Srst

Srst bobrů nabývá variabilního zbarvení od světle hnědé přes tmavě hnědou až po téměř černou (Zajíček & Vlašín 1992; Kostkan 1998; Páleník & Vogeltanz 2006) a patří k nejhustším srstím vůbec (Kostkan 1998).

Bobří srst je složena ze dvou typů chlupů. Jedním jsou vlníky, které jsou kratší a tvoří tak vnitřní srst také známou jako podsada. Vlníky mají za úkol na sebe vázat vzduch, který tak vytváří kolem těla bobra izolační vrstvu. Druhým typem jsou pesíky, které jsou delší a smáčivé. Pesíky přesahují podsadu a mají za úkol chránit vlníky před vodou. Suchá srst je velmi načepýřená (Páleník & Vogeltanz 2006).

Mastné výměšky análních podocasných žláz slouží pro impregnaci srsti. Jak již bylo zmíněno, bobří srst je velmi hustá a obsahuje 27 000 chlupů na cm<sup>2</sup>. Tak vysoká hustota je dána tím, že chlupy vyrůstají ve svazečcích (Vorel et al. 2016).

Mimo *castorea* se z bobřího těla využívá kožešina. Ta je rezistentní vůči vláze a molům a zachovává teplo (Komoróczy & Sázellová 2012).

### 1.2.5 Stavby

Přítomnost bobra v krajině odhalíme díky jeho schopnosti vytvářet hráze, hrady, polohrady, nory a skluzavky. Dalšími pobytovými znaky mohou být pokácené či okousané stromy, hobliny vedle kmenů stromů, okousané větvičky, slehlá tráva po tažení větví nebo otisky nohou v bahně (Čeněk 2011).

Budování jednotlivých staveb má jak pozitivní, tak negativní dopad. Negativním může být například kácení stromů na hospodářském území či budování nor v protipovodňových hrázích. Jako pozitivní může být vnímáno budování hrází, kdy dojde k zatopení údolních niv. Tato záplava nastává v místech, kde se předtím vyskytovaly mokřady a rybníky. Právě díky tomuto dochází k revitalizaci původní krajiny vlivem činnosti bobra (Hamšíková et al. 2009).

Nory si budují v březích hlinitých půd ústících přímo pod vodní hladinu (Poledník 2011). Tento typ úkrytu si bobři staví nejčastěji. Podle účelu je můžeme rozdělit na dva typy: nora úkrytová a nora sídelní. Úkrytové nory se vyskytují na bobřích územích častěji a slouží k přechodnému ukrývání. Jejich délka je jen několik metrů. Sídelní nora slouží jako obydlí převážně v zimních měsících. Ta je pro bobry velmi důležitá, jelikož se zde rodí mláďata, která se v sídelních norách zdržují po dobu 4–6 týdnů i s matkou. Na délku měří několik desítek metrů a v bobřím teritoriu bývá pouze jedna. Obytné části podzemních nor se vždy nacházejí nad úrovní hladiny vody, z čehož vyplývá, že jsou nory orientovány šikmo vzhůru (Vorel et al. 2016).

Polohrady vznikají v místech, kde není hloubka vody dostatečně vysoká. Dále vznikají tehdy, kdy dojde k propadu stropu nory. Střecha nory je poté postavena z větviček, bláta, kamení a vegetace (Vorel et al. 2016).

Hrady jsou stavby viditelné v nadzemní části. Jedná se o jedinou stavbu, která nemá konfliktní potenciál. Jestliže mají bobři možnost, staví si hrady v místech, která jsou obklopena ze všech stran vodou. V takových případech se jedná o rozsáhlé mokřady s několika desítkami vodních hrází. Můžeme se však setkat i s hrady, které jsou v těsné blízkosti vodních toků. Vstup a výstup musí vždy však být pod vodou (Vorel et al. 2016).

Stejně jako polohrad je i hrad postaven z větví, klacků, bahna a vegetace. Výška hradů je okolo dvou metrů a v průměru dosahují až tří metrů (Páleník & Vogeltanz 2006).

Hráze bobři staví za účelem zvýšení vodní hladiny. Zároveň je staví z důvodu udržení potřebné výšky hladiny vod. I hráze jsou stavěny ze stromů, větviček a bahna (Páleník & Vogeltanz 2006).

I přes to, že se bobří snaží udržet ve své krajině co nejvíce vody, dochází k plynulému odtoku této vody. Z toho plyne, že bobří hráze nejsou nepropustné i přes jejich snahu tomuto úniku zabránit. Hráze vznikají na středních a menších tocích. Hlavním důvodem výstavby hrází je dostatečná výška vodního sloupce vhodná pro výskyt bobrů. Za minimální je považována hloubka 0,8 metrů. Hráze snižují rychlost průtoku vody, zvyšují hladinu toků a zvětšují vodní plochy. Tyto tři charakteristiky umožňují snadnější transport dřevin, rychlejší únik před predátorem a ukrývání vstupů a výstupů do nor, hradů a polohradů. Délka hrází je ovlivněna šířkou toku, rychlostí toku vody a okolním terénem. K opravě starých hrází a budování hrází nových dochází v průběhu celého roku. Obvykle však k jejich opravám a výstavbám dochází na konci léta a na podzim, kdy se bobří připravují na příchod zimy. Na stavbu hrází nepoužívají větve ze starých či zničených hrází, ale používají čerstvý stavební materiál (Vorel et al. 2016).

Posledním pobytovým znakem jsou skluzavky, které slouží k rychlému úniku v případě nebezpečí (Páleník & Vogeltanz 2006). Vyskytují se na příkrých březích a vznikají častým pohybováním se bobrů po stejné trase. Tunelovité průlezy plní stejnou funkci jako skluzavka. Vytvářejí se však v březích, které jsou příliš strmé a v místech, kde dochází k zamrznání vodní hladiny. Tyto průlezy vedou z vody na souš, což bobrům zajišťuje lepší přístup k břehovým porostům (Vorel et al. 2016).

Zajímavým úkazem je tvorba vzduchové kapsy na zamrzlých vodách. Tito hlodavci vytváří vzduchovou kapsu mezi ledem a vodou, která jim umožňuje pohyb pod vodou a zároveň jim nabízí bezpečné krytí před predátory. Ke vzniku vzduchového prostoru dochází upouštěním vody z hráze (Vorel et al. 2016).

### **1.2.6 Preference dřevin a potravy**

Bobří jsou býložravci a jejich potravní návyky lze rozdělit do dvou období. První období je od května do října a nazývá se vegetační období či období zelené vegetace. V tomto půlroce převládá pastva bylinných rostlin. Druhou část roku tvoří nevegetační období, od října do dubna, kdy dominuje potrava dřevinami (Vorel et al. 2016).

Mezi nejvíce preferované dřeviny patří listnaté druhy jako jsou vrby (*Salix*), topoly (*Populus*), břízy (*Betula*), jasanů (*Fraxinus*) a olše (*Alnus*) (Zajíček & Vlašín 1992; Kostkan 1998; Poledník 2011). Janiszewski et al. (2017) ve své studii přišli na to, že

dřeviny rodu *Salix*, konkrétně *Salix triandria* a *Salix dasyclados*, tvoří přes 80 % bobry pokácených dřevin.

Ke spásání bylin dochází na zemědělských polích a zde v potravě dominuje řepka olejka (*Brassica napus*), cukrová řepa (*Beta vulgaris*), kukuřice setá (*Zea mays*), lilek brambor (*Solanum tuberosum*) a obilí (Vorel et al. 2016). Mezi preferované širokolisté byliny patří kuklík potoční (*Geum rivale*), tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*), šťovík stěsnaný (*Rumex confertus*) a kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) (Zajíček & Vlašín 1992).

K nejčastějším okusům dochází u stromů s průměrem 20 centimetrů a méně. V přírodě je však možné se setkat i s padlými stromy, které přesahují průměr 80 centimetrů nebo dokonce jednoho metru (Kostkan 1998; Vorel et al. 2016). Okusovány jsou pak dřeviny do maximální výšky 130 centimetrů od země (Vorel et al. 2016). Často můžeme zahlédnout i nedokončené okusy, ke kterým se bobr v průběhu několika dnů vrací (Kostkan 1998). Největší frekvence okusovaných dřevin je do 20 metrů od břehu (Uhlíková 2017), avšak dokážou pro potravu dorazit i 150 metrů (Vorel et al. 2016). Dřeviny využívají ke stavební činnosti a jako zdroj potravy (Páleník & Vogeltanz 2006; Uhlíková 2017).

Z dřevin konzumují pouze listy, lýko, kůru a tenké větvičky. Jakmile zkonsumují veškeré stravitelné části, zůstane pouze dřevo, které následně využívají ke stavbě. Délka osídlení jedné lokality velmi záleží na regenerační schopnosti keřů a stromů. Většinou se pohybuje v rozmezí 5 až 15 let. Jestliže jsou potravní zdroje vyčerpány, dochází k opuštění této lokality a nalezení nové. Nové území se však může nacházet pár stovek metrů od původního stanoviště. Na některých místech nemusí být přítomnost bobra žádaná, a tak dochází k různým technickým opatřením, která mají chránit jednotlivé stromy či území před vstupem tohoto živočicha. Jedná se například o oplocení jednotlivých stromů, abrazivní nátěr, elektrické ohradníky nebo pachová zradidla (Vorel et al. 2016).

### **1.2.7 Sociální život**

Bobr evropský (*Castor fiber*) je striktně monogamní živočich žijící v rodinách, které tvoří v optimálních podmínkách rodičovský pár, roční jedinci a nově narozená mláďata. Páří se mezi lednem až březnem (Zajíček & Vlašín 1992).

Gravidita samic trvá přes tři měsíce (105–107 dní) a k porodu dochází mezi květnem a červnem. Počet novorozených mlád'at je 2–4. Novorození jedinci váží od půl do tři čtvrtě kilogramu a rodí se plně osrstěná a vidoucí. Prvních čtrnáct dní je jejich stravou pouze mléko matky. Po dvou týdnech dochází k příkrmování i pevnou stravou. Po čtyřech týdnech opouští noru. Kojení ale pokračuje až do třetího měsíce života. Na rozdíl od bobra evropského, který žije v rodinách, je bobr kanadský schopen žít v koloniích (Páleník & Vogeltanz 2006).

Velikost kolonií je menší v místech, kde vzniká právě nová kolonie a v místech, kde není dostatek potravy (Collen & Gibson 2001).

Evropští bobři jsou schopni autoregulace. Tato regulace udržuje počty jedinců na optimální hladině. Samice dokáže snížit počet narozených mlád'at, a v horších případech i zastavit celkový proces porodu (Poledník 2011).

Rodiny se skládají ze tří až osmi rodinných příslušníků. Stáří se určuje orientačně podle způsobu plavání. Juvenilní jedinci mají při plavání na hladině vody vidět hlavu a celý hřeb. Subadulti mají vidět hlavu a pouze zadní část hřbetu. A u adultních jedinců můžeme zahlédnout na hladině vody pouze hlavu (Hamšíková et al. 2009).

Bobři jsou silně teritoriální živočichové a svá teritoria uvnitř domovských okrsků si střeží před ostatními jedinci z jiné rodiny. Okrsek je v našich podmínkách dlouhý jeden až dva kilometry. Záleží na dostupnosti bylin a dřevin v blízkosti vody. Jestliže je nedostatek potravin na lokalitě, může být délka okrsku i pět kilometrů. V opačném směru, tedy při dostatečném množství břehových porostů, může být okrsek kratší. Velikost teritoria je variabilní a liší se v závislosti na ročním období. V zimě jsou teritoria menší, protože se bobři snaží vyhnout energetickým výdajům, které by měly za následek ztráty tělesného tepla. Na druhou stranu jsou teritoria největší na jaře, kdy se snaží uhájít co nejdlejší oblast před jedinci z jiných rodin. Na jaře opouštějí dospívající jedinci své rodiny a snaží se najít území pro založení vlastní rodiny. K vyznačení hranic daného teritoria bobrům slouží výměšky obou podocasných žláz, z nichž tvoří hromádky bláta, trávy nebo větviček. Tyto pachové značky jsou přenašečem informací o stáří a pohlaví jedinců. Jednotlivé domovské okrsky se mohou překrývat, avšak teritoria nikoli (Vorel et al. 2016).

### 1.3 Historický výskyt bobrů v českých zemích

První zmínky o bobrech na našem území pochází již z 12. století. Už v tomto období byl nejednotný názor na lov a ochranu. V některých oblastech mohli bobry lovit i poddaní, v jiných pro změnu byl tento lov přísně zakázán. Zajímavostí je, že se v průběhu let na témže panství měnily zákazy s povolením. Šlechta tak někdy za každý kus jedince vypisovala odměny a na druhou stranu ukládala přísné tresty za jejich lov. K odlovu jedinců ve středověku se používaly sítě, do kterých byli chyceni a následně ubiti pomocí obušků vyrobených ze dřeva. Nezbytným článkem byli jezevčíci, tehdy zvaní bobráci, kteří v norách vyhledávali bobry. V 17. století se způsob lovu rozvinul a k jejich odchytu docházelo do želez či se k jejich usmrcení používaly střelné zbraně (Čeněk 2011).

Ve středověku se na bobra pohlíželo jako na rybu, a proto o pústu mohlo docházet k jeho konzumaci. Toto však není jediný důvod jeho úbytku. Byl loven především kvůli jeho kvalitní kožešině a *castoreu*, výměšku análních žláz, který slouží jako stabilizátor vůní ve voňavkářství. *Castoreum* se také používalo v lékařství (Vorel 2006). Vysoká hladina kyseliny salicylové v tomto výměšku působila jako analgetikum a antipyretikum (Čeněk 2011). Využití v lékařství našly i kosti, krev, sádlo, varlata a zuby, které byly považovány za univerzální lék (Zajíček & Vlašín 1992).

Z kůže jejich těl se vyráběly kožichy, čepice, štuclé a límce. Využití měla i na výrobu oděvů pro šlechtu. Z chlupů se vyráběly kastorové klobouky, které jsou typické především pro plzeňský kraj. Velmi důležitou roli hrála pigmentace kožešiny. Čím více postrádala kožešina na pigmentu, tím méně byla ceněná (Čeněk 2011).

Jednou z největších společností na prodej bobřích kůží v 19. století se stala Hudson Bay Company, která dovážela z Kanady a Spojených států amerických na evropský a asijský kontinent bobří kůže. Od roku 1769 do roku 1868 tato společnost prodala necelých pět milionů kůží, z nichž velká část směřovala na evropský trh. Právě kvůli vysoké poptávce došlo v Asii a v Evropě k nedostatku těchto živočichů a zavlečení živé formy kanadských bobrů na území těchto dvou kontinentů (Vorel et al. 2016).

Přes veškerý dovoz se však na území České republiky dostala většina bobrů přirozenou migrací (Hamšíková et al. 2009).

Zdrojem přirozeného šíření jedinců se staly populace, nacházejících se v refugiích, které byly pod přísnou ochranou. Jedním ze způsobů navýšení počtů jedinců na našem území se staly farmové chovy (Vorel 2006).

První zmínky o farmových chovech se zaznamenaly již v roce 1598 v Červeném Dvoře. Bobrovny měly tvar obdélníku. Základy byly položeny na dubových kůlech, které byly zatlučeny hluboko do země. Jejich zdi byly 1 metr silné a 1,6 metrů vysoké. Ve výběhu se nacházely vysoké nádrže, které měly stálý průtok vody. V roce 1789 bylo v Červeném dvoře 17 jedinců, kteří byli prodáni do Vídně. O patnáct let později byli vypuštěni čtyři jedinci do volné přírody, kteří však nepřežili. Chov zde skončil v roce 1849. Dalšími pokusy o farmové chovy byly například i na Rožmberku nebo v ZOO Ohrada. I zde však chovy skončily neúspěchem (Čeněk 2011).

Po těchto neúspěšných pokusech došlo v roce 1882 k vymizení bobra z území ČR (Kostkan 1998). Díky úspěšné repatriaci v Polsku a Rakousku se k nám začali dostávat první bobři po řece Dyji, Labi, Moravě a Odře (Poledník 2011). K vysazení a znovuoobnovení populace bobrů došlo ve Vídni roku 1988, a od té doby tak dochází k přirozenému šíření bobrů proti proudu řeky Moravy. V roce 1991 bylo na území chráněné krajinné oblasti Litovelské Pomoraví vysazeno 6 kusů zvířat, k nimž po roce přibylo dalších 14. Tito jedinci pocházeli ze severní oblasti Polska-Suwalki. K těmto jedincům byli ještě v roce 1996 přidáni dva dospělí jedinci z Litvy (Kostkan 1988).

## **1.4 Současný výskyt bobrů v České republice**

Přibývající informace o osidlování lokalit bobrem na našem území potvrzují, že se tento druh velmi rychle šíří. Důkazem mohou být výsledky z let mezi roky 2000 až 2011. Na začátku 21. století bylo možné odlišit čtyři oddělené populace. Současná situace míří ke sloučení těchto čtyř populací do dvou a v budoucnu se předpokládá, že se i tyto dvě populace spojí v jednu (Anděra 2011).

S rostoucí nadmořskou výškou klesá adekvátnost prostředí k osídlení, zpomaluje se regenerační schopnost dřevin a ubývají dřeviny, které bobři preferují. V rozmezí mezi 850 až 900 metry nad mořem se stává okolní prostředí vodních toků neúživné (Vorel et al. 2012).

Výškové osídlení ploch v České republice poukazuje na to, že nejčastěji dochází k osidlování lokalit s nadmořskou výškou pod 600 metrů. Jedná se o nížiny, pahorkatiny a vrchoviny (Anděra 2011).

Od roku 2000 do roku 2005 nebyly doloženy žádné informace dokazující osídlení Šumavy bobry. Velký růst populace nastal až od roku 2005. Jednalo se o osídlení

Alžbětína (tok Řezná), řeky Blanice, Cetlovy Hůrky (Jezerní potok), Horní Vltavice (Teplá Vltava), Kepel (Kepelský potok), Lenoru (Teplá Vltava), Lávky u Dobré (soutok Žlebského potoka a Teplé Vltavy), Malého Boru (Křemelná), Motlovy pily (tok Ostružná), Mrtvého luhu (Teplá Vltava), Olšiny (niva Olšiny), Pamferovy Hutě (Řezná), Pěkné (Vltava), Prášílského potoka, Spáleniště (Horský potok), Stodůlek (Křemelná), Špičáku (soutok Špičáckého a Jezerního potoka), Úhlovského luhu (Úhlava), vodní nádrže Nýrsko (Úhlava), Vysokých lávek (soutok Prášílského potoka a Křemelné), Zejbišského dvora (Ostružná) a Železné Rudy (soutok Jezerního potoka a Řezné). V zimě roku 2012 bobři osidlovali na Šumavě 16 teritorií. Odhadem se zde vyskytovalo 80–100 jedinců (Vorel et al. 2014).

Celorepublikově osidlují povodí velkých řek, do kterých byly přiřazeny menší řeky. Jedná se o Berounku, Dyji, Labe, Moravu, Odru a Vltavu. Berounka je v Plzni stabilně osídlena již od roku 2005. Dlouhodobé osídlení je od roku 1985 na řece Radbuze. Kolonizace Úhlavy začala v roce 2000-2001. Malý výskyt jedinců nalezneme i na Mži a Úslavě. První výskyt na řece Dyji se připisuje roku 1978. Řeka Jihlava byla od roku 2002 masivně osidlována. Řeka Kyjovka byla osídlena mezi prvními v České republice, a to již v roce 1978. Na řece Svatce je recentní výskyt připisován k roku 2002. Labe má první osídlení z druhé poloviny sedmdesátých let 20. století. Osídlení VN Všechlapy na Bílině proběhlo v roce 2003. Ohře i Orlice osídleny od roku 2000. Ploučnice osídlena až v roce 2008. Současně je Morava osidlována od státních hranic s Rakouskem až po Králický Sněžník. Dále osidlují Bečvu, Blatnou, Bystřici, Desnou, Dřevnici, Hanou, Krupou, Moravskou Sázavu a Olšavu. Odra začala být osidlována v roce 1995 a v dnešní době je osídlena celá od Poodří CHKO až po hranice s Polskem. Olše je osídlena od roku 1996, Opava až o rok později. V roce 2008 byl osídlen Vltavský luh na Vltavě. První výskyt jedinců na Otavě se našel na Křemelné roku 2008. Sázava byl osídlena až v roce 2011 u Havlíčkova Brodu (Vorel et al. 2012).

Od roku 1995 se na Rozvadově, přesněji na Kateřinském potoce, vyskytuje stálá kolonie (Kostkan 1998).

Historie dala vzniknout velké spoustě jmen a názvů, která v sobě skrývají kořen slova bobr, a která se používají dodnes. Mezi těmito jmény můžeme najít názvy měst, obcí, řek, vodopádů, potoků, jezer, rybníků aj. Na Moravě to jsou Bobrky, Bobrůvka, Bobrava a Horní a Dolní Bobrová, na Slovensku Bobroveček, Bobrovec a především v Americe najdeme spoustu názvů obsahující slovo Beaver. Ve středověku vznikaly o



bobrech dokonce i básně. Vyskytují se v knížkách, pohádkách, písničkách a reklamách. Po tomto živočichovi je pojmenováno všech třináct bobříků (Čeněk 2011).

## **1.5 Ochrana druhu**

Bobr je na území České republiky pod přísnou ochranou zákona č. 114/1992 Sb., kterému budou věnovány následující řádky a stručně bude tento zákon popsán. Dále se na bobra vztahuje zákon 115/2000 Sb. Na jeho ochranu na území České republiky vznikl speciální dokument s názvem Program péče, který pojednává o dalších aspektech ochrany.

### **1.5.1 Zákon č. 114/1992 Sb.**

Zákon č. 114/1992 Sb. Zákon České národní rady o ochraně přírody a krajiny vyšel v platnost 25.3.1992. Je složen z 93 paragrafů rozdělených do devíti částí. Tento zákon pojednává o obecné ochraně krajiny, ochraně přírody, o zvláště chráněných územích, památných stromech, chráněných druzích rostlin, živočichů a nerostů. První část zákona vymezuje pojem volně žijící živočich. Část druhá se již zabývá obecnou ochranou živočichů a rostlin a zařazuje vzácné či ohrožené druhy rostlin a živočichů do zvláště chráněných skupin podle paragrafu 48 až 50 tohoto zákona. Paragraf 48 rozděluje zvířata a rostliny podle stupně ohrožení do tří skupin (ohrožené, silně ohrožené, kriticky ohrožené). Vyhláška 395/1992 Sb. tohoto zákona označuje bobra evropského jako zvláště chráněného živočicha spadající do kategorie kriticky ohrožených druhů.

### **1.5.2 Zákon č. 115/2000 Sb.**

Zákon č. 115/2000 Sb. nabyl platnosti 10.5.2000 a pojednává a poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy. Celkově se skládá ze třinácti paragrafů. První část zákona se skládá ze čtyř paragrafů a vymezuje živočichy, ne který se tento zákon vztahuje. Jedná se o bobra evropského (*Castor fiber L.*), vydru říční (*Lutra lutra L.*), losa evropského (*Alces alces L.*), medvěda hnědého (*Ursus arctos L.*), rysa ostrovida (*Lynx lynx L.*), a vlka (*Canis lupus L.*). Nahrazuje škody způsobené vybranými živočichy na životě nebo zdraví fyzické osoby, vymezených domestikovaných zvířatech, psech sloužících k hlídání vybraných domestikovaných zvířat, rybách,

včelstvech a včelařském zařízení, nesklizených polních plodinách, trvalých porostech, uzavřených objektech nebo movitých věcech v uzavřených objektech. Druhá část zákona je složena ze šesti paragrafů a pojednává o podmínkách nároku na náhradu škody, rozsahu náhrady škody a uplatnění nároku na náhradu škody. Třetí část zákona má zbylé tři paragrafy, ve kterých se zmiňují ustanovení společná, ustanovení závěrečná a den platnosti, tj. den vyhlášení 10.5.2000.

### **1.5.3 Program péče**

Na ochranu bobra evropského v České republice byl zaveden Program péče o bobra evropského v České republice, který rozděluje území ČR na tři zóny. Zóna A představuje míru nejvyšší ochrany. Pod tuto zónu spadají území, která jsou předmětem ochrany bobrů. Hlavní funkcí této zóny je zajistit stabilní a dlouhodobý vývoj populací. Zásahy do velikosti bobří populace by v této zóně měly být důkladně posouzeny. Metody zasypávání nor, bourání hrází či jakékoli destruktivní způsoby by měly být používány jen ve výjimečných případech. Přednost by se tedy měla dávat alternativním opatřením, která slouží jako prevence před vznikem škod. Do zóny A spadá Český les, Chropýňský luh, Litovelské Pomoraví, Niva Dyje, Polabí, Soutok-Podluží a Strážnická Morava. Zóna B je přechodnou zónou mezi zónou A a zónou C. Přítomnost bobra je v ní z dlouhodobého hlediska možná, stejně tak jako jeho šíření a rozmnožování. Hlavním cílem není umožnit bobrům celoplošné osídlení, ale omezovat vznik škod pomocí preventivních opatření, která by tak umožňovala výskyt bobrů na daných územích. Tato zóna pokrývá většinu území České republiky a je zde nutné, aby se počítalo s vyšší mírou konfliktů. Konfliktní situace v zóně B by mohly nastat na vodních dílech, zemědělských polích a v lesních hospodářstvích. Poslední zóna C zahrnuje oblasti s vysokou koncentrací vodních nádrží a rybníků. Tyto vodní plochy vzkvétají vysokým množstvím biotopů, které jsou velmi úživné. Můžeme je tedy považovat za rizikové, jelikož se mohou stát cílem bobrů. Osídlení lokalit v této zóně by sebou neslo značné škody na vodohospodářských objektech a historických památkách. Právě na základě možnosti vážného poškození těchto území může docházet (v souladu s předpisy) k eliminaci bobrů v této zóně. Do zóny C je nutno zahrnout větší území než jen samotnou oblast jihočeských rybníčních pánví. Zóna C se nachází v jižních Čechách a zahrnuje rybníční soustavy Třeboňska, Českobudějovicka, Vodňanska a Lnářska (Vorel et al. 2013).

## 1.6 Vliv na složky ekosystémů

Bobr svými přehradami dokáže modifikovat stanoviště a následně dramaticky měnit krajinu. Změny v přehrazení toku vedou k vytváření mokřadů a rozsáhlých vodních systémů, které jsou schopny podporovat diverzitu rostlinných druhů (Wright et al. 2002).

Přítomností a činností bobrů na daném území dochází zejména k ovlivnění biodiverzity vodních organismů (Rozhkova-Timina et al. 2018).

Jednotlivé efekty mají pozitivní, ale i negativní dopady. Pozitivně ovlivňují některé druhy ryb a divokou zvěř, která upřednostňuje bobří mokřady a rybníky. Negativně působí na zaplavování polí a chat postavených v blízkosti jezer či postavených na jezerech. Dalším negativním aspektem je nerealizovatelná migrace některých anadromních druhů ryb proti proudu (Collen & Gibson 2001).

Těmto změnám v krajině a vlivu na jednotlivé faktory budou věnovány následující kapitoly.

### 1.6.1 Vliv na fyzikálně-chemické vlastnosti

Bobří činnost ovlivňuje fyzikálně-chemické vlastnosti toků. Tyto změny v krajině mají vliv na hydrologii, geomorfologii, chemické a tepelné vlastnosti vody. Hydrologické účinky bobřích přehrad se budou lišit v závislosti na jejich umístění v krajině a na jejich stáří (Rosell et al. 2005).

Řeky a potoky protékající vysokohorskými oblastmi mají údolí ve tvaru písmene V, takže nově vytvořený bobří rybník má velmi strmé dno. To má za následek, že velikosti bobřích rybníků jsou malé a jejich povrchová plocha se mění s kolísáním hladiny vody. Na druhou stranu bobří rybníky vytvořené v nižších nadmořských výškách mají tvar písmene U a hloubka vody je mělčí a rovnoměrnější. Bobří rybníky vytvořené v nížinách mají široké a velmi rozptýlené hranice, jelikož toto zaplavené území má malý výškový gradient (Johnston & Naiman 1987).

Velký vliv na hydrologické účinky má i početnost bobřích přehrad. Zatímco jedna přehrada bude mít velmi malý vliv na tok, řada přehrad bude mít tento účinek mnohokrát větší (Grasse 1951).

Významným faktorem je i stáří přehrad. Starší bobří přehrady snižují rychlost toku efektivněji než nově vytvořené (Meentemeyer & Butler 1999).

Geomorfologie a hydrologie je silně ovlivněna norami, protože při jejich vytváření dochází k akumulaci sedimentů a úlomků větviček. Organická hmota pochází nejen z nor a kanálů, ale i z toku potoka či z břehových porostů. Bobří rybníky prochází procesem vyplňování těmito sedimenty, proto starší rybníky obsahují více těchto sedimentů než nově založené. Bobří činnost má významný vliv i na chemické složení vod. Chemické vlastnosti záleží na povodí, geologii, typu půdy, využití půdy a podnebí (Rosell et al. 2005).

Bobří rybníky ukládají tisíckrát více dusíku (N) v sedimentech na metr toku než před jejich založením. Například v lehce peřejovitých vodách je 83,3 % ročního vstupu dusíku tvořeno alochtonními vstupy (56,9 %) a vstupy z lesního patra (26,4 %) (Naiman & Melillo 1984). Veškeré organické vstupy, které vznikají bobří činností, jsou velmi důležitým faktorem pro dynamiku nejen dusíku (N) ale i fosforu (P) a představují dlouhodobý zdroj živin pro vodu (Devito & Dillon 1993).

Na základě změn v bobřích mokřadech dochází ke zvýšení průměrné hodnoty pH vody v proudu o 0,2 pH v zimě a v létě. Posledním faktorem je teplota vody. Ta významně stoupá pod bobřími přehradami v jarních, letních a podzimních měsících. Na jaře a na podzim byly teploty pod přehradami až o 6 °C vyšší a v létě dokonce až o 9 °C vyšší než nad přehradami (Margolis et al. 2001a).

### 1.6.2 Vliv na rostliny

Makrofyty, které rostou v zaplavovaných oblastech bobřích rybníků, musí čelit záplavám během jarních odtoků. S rostoucím počtem záplav se počty většiny litorálních makrofytů na bobřích tocích snižovaly: rákos obecný (*Phragmites australis*), paličkovice nachová (*Claviceps purpurea*), skřípina lesní (*Scirpus sylvaticus*), kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*) a některé druhy zcela vymizely: přeslička poříční (*Equisetum fluviatile*), ostřice (*Carex globularis*), blatouch bahenní (*Caltha palustris*) violka bahenní (*Viola palustris*). I přes vymizení či snížení některých druhů se zde však našly i druhy, které své počty zvýšily: mochna bahenní (*Potentilla palustris*), vrbina kytkokvětá (*Lysimachia thyrsiflora*), vrba (*Salix* sp.) (Nummi 1989).

Ray et al. (2001) se ve své práci zaměřili na dlouhodobé působení bobřích přehrad na rostlinné druhy v Minnesotě. Prvních deset let po vytvoření bobřích přehrad byly tyto mokřady kolonizovány volně plovoucími makrofyty z čeledi Lemnaceae (*Lemna* sp.,

*Spirodela* sp.), z čeledi Araceae (*Wolffia* sp.) a čeledi Lentibulariaceae (*Utricularia vulgaris*). V některých rybnících tvořily čeledi Araceae, Lentibulariaceae a Lemnaceae neporušenou plovoucí vrstvu. Mezi jedenáctým až čtyřicátým věkem byly bobří rybníky osidlovány stejnými druhy rostlin jako v mladších rybnících až na výjimku, že se zde objevily první komunity makrofytů s plovoucími listy (*Brasenia schreberi*). Tento druh se zde vyskytoval již od desátého roku stáří a jeho frekvence výskytu byla 9 %. Jediný druh vyskytující se v časovém rozpětí jedenáctého až čtrnáctého roku stáří byl *Nuphar lutea variegata*. Nejvyšší frekvenci (26 %) ve středně starém bobřím mokřadu představoval *Ceratophyllum demersum*. Posledními časovým úsekem jsou bobří rybníky Minnesoty, které jsou starší čtyřiceti let. Zde došlo k rozdělení na dva typy společenstev. První představují plovoucí druhy (*Brasenia schreberi*, *Nymphaea* spp.) a druhý typ společenstev je bohatý na ponořené úzkolisté druhy (*Potamogeton gramineus*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton zosteriformis*).

Druhovú kompozice nedávno opuštěných bobřích území souvisí s hladinou podzemní vody. Dochází k postupnému vysychání těchto lokalit a k vytvoření hydrarchské posloupnosti. Ta má za následek pomalé vymizení plovoucích hydrofytů a ponořených rostlin. Namísto těchto druhů vznikají malé keře a stromy (McMaster & McMaster 2001).

### 1.6.3 Vliv na živočichy

Změna ve složení společenstev živočichů se dotýká například vodních i suchozemských bezobratlých, obojživelníků, plazů, ptáků, ryb, semi-akvatických savců a suchozemských savců (Rosell et al. 2005).

Saarenmaa (1978) provedl výzkum ve Finsku a poukazuje na skutečnost, že s přítomností bobrů roste početnost a druhová pestrost kůrovců z podčeledi Scolytinae. Z celkových 619 norských smrků bylo napadeno 81,1 %. Celkem se zde objevilo 20 druhů kůrovců. Nejhojnějšími byly *Pityogenes chalcographus*, *Trypodendron lineatum*, *Hylurgops palliatus* a *Dryocoetes autographus*. Takto vysoký počet kůrovců diskutuje tím, že na území bobřích rybníků se nachází mnoho odumřelých stromů. Konstatuje rovněž i vliv průměru stromu a určité charakteristiky porostu.

Metts et al. (2001) provedli studii v Piedmontu a uvádí, že celková četnost herpetofauny se na území zasažené bobrem neliší od oblasti bobrem nezasazené. Avšak

bobří rybníky byly významně hojnější o druhy ještěrek, plazů, ropuch, žab a želv. Na bobřích lokalitách byly mezi více početnými druhy zaznamenány tři ještěrky (*Eumeces fasciatus*, *Sceloporus undulatus*, *Scincella lateralis*), jeden had (*Storeria dekayi*), pět druhů žab (*Acris crepitans*, *Bufo americanus*, *Rana clamitans*, *Rana palustris*, *Rana sphenoccephala*) a tři želvy (*Chrysemys picta*, *Chelydra serpentina*, *Sternotherus odoratus*). Totéž se nedá říct o mlocích, kteří byli hojnější na místech, kde se bobr nevyskytoval.

Studiem kachen tmavých (*Anas rubripes*) se zabývali Ringelman & Longcore (1982). Zjistili, že polovina mláďat kachen tmavých osídlila tři mokřady ve studované oblasti, které byly pod vlivem bobrů.

Labuť trubač (*Cygnus buccinator*) využívá bobří lokality jako stanoviště hnízdění (McKelvey et al. 1983).

Bobří rybníky poskytují semi-akvatickým savcům bohatou zásobu potravy, stabilní hladinu vody, místa pro tvoření obydlí a útočiště před lidskou činností (Rosell et al. 2005). Těchto benefitů využívají například vydry severoamerické (*Lutra canadensis*) (Tumlison et al. 1982).

Bobr evropský dokáže koexistovat v ekosystému s kunou lesní (*Martes martes*) či se sobolem americkým (*Martes americana*). Vzájemná interakce se na jejich vztahu nijak neprojevuje (Rosell & Hovde 1998).

## 1.7 Vliv na rybí společenstva

Kácením stromů a následnou výstavbou bobřích hrází se zvyšuje podíl mokřadů. Nejdříve vznikají pomalu tekoucí úseky, které se postupem času spojí a vytvoří celistvý mokřad, který má vliv na společenstva potoků (Hägglund & Sjöberg 1999).

Kesminas et al. (2013) popisují interakce bobra a společenstva ryb v Litvě. Tvrdí, že změna krajiny způsobená bobry signifikantně ovlivňuje společenstva ryb, a to z hlediska růstu, přežití a reprodukce. Existují úzké vztahy mezi fyzickými a geografickými podmínkami v lokalitě, které mají vliv na prostorové rozšíření a výskyt ichtyofauny. Změny krajiny spojené s vytvářením přehrad mají vliv na migraci pstruha obecného (*Salmo trutta*) a pstruha obecného mořského (*Salmo trutta trutta*). Jen malá část pstruhů totiž dokáže přehradu překonat. Velký problém tvoří přehrady pro mihule, jelikož jim zcela brání v migraci a ve tření. Důkazem toho je fakt, že všechna místa

rozmnožování lososovitých ryb se nacházejí pod bobřími přehradami. I přesto se v důsledku změn ekologických podmínek druhová rozmanitost ichtyofauny v bobřích rybnících zvyšuje téměř dvakrát. Mimo jiné se na územích ovlivněných bobrem nachází i mihule. Malým tokům, jež nejsou dotčeny bobry, dominují reofilní druhy ryb (pstruh obecný, pstruh obecný mořský, střevle, mřenka mramorovaná, vranka, hrouzek). Bobří vodní plochy jsou na druhou stranu převážně obývány reolimnofilními druhy (jelec proudník, jelec tloušť, okoun, štika, plotice, slunka a koljuška devíťkostná).

Collen & Gibson (2001) označují ve svém literárním přehledu bobra za klíčový druh ve změně proudu nad přehradou. Kvůli jeho činnosti dochází nad přehradou ke změně lotického proudu na lentický. Bobrem indukované změny toků mají vliv na populace vodních bezobratlých, které slouží jako zdroj potravy pro mnoho druhů ryb. Úloha bobřích rybníků ve strukturování rybích společenstev se liší dle regionů. Obecně ale může být rozdělena na účinky ve studené vodě a na účinky v teplé vodě. Lososovité ryby preferují studené vody a okounovité ryby teplé vody. Obvykle platí, že bobří přítomnost je pro lososovité ryby výhodnější ve studených horských tocích a semiaridních oblastech než v teplejších tocích nižších nadmořských výšek. Bobří rybníky jsou důležitým rezervoárem pro teplovodní společenstva ryb, ale jejich druhové složení se liší v říčním systému a v přírodních jezerech.

Bashinskiy & Osipov (2016) ve své práci zjistili, že v bobřích rybnících Ruska se s nejvyšší hojností vyskytují mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*) a slunka obecná (*Leucaspis delineatus*). V celkové biomase to pak byla mihule ukrajinská (*Eudontomyzon mariae*), která se vyskytovala pouze pod přehradami. Dále zjistili, že mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*) zmizela ze starých bobřích rybníků kvůli nízké hladině kyslíku. Jejich práce zhodnotila vliv stáří bobřích rybníků na ichtyofaunu. Došli k závěru, že nejvyšší druhovou bohatost a hojnost nabízí staré bobří rybníky.

Stářím rybníků a jeho vlivu na rybí společenstva v Jižní Karolíně se zabývali Snodgrass & Meffe (1998). Jejich výsledky konstatují, že střední druhová bohatost na metr byla u starých aktivních rybníků významně nižší ve srovnání s nezasaženými oblastmi. Dále zjistili, že průměrná druhová bohatost na metr byla u opuštěných rybníků středního věku významně vyšší než u starých aktivních rybníků. Průměrná druhová bohatost byla u starých aktivních rybníků desetkrát nižší a u opuštěných rybníků středního

věku třikrát vyšší. Distribuce druhů mezi zasaženými, nezasaženými a dříve zasaženými naznačuje, že bobři ovlivňují vývoj rybích společenstev.

Existuje řada biologických a fyzikálních aspektů, které ovlivňují rozptyl ryb mezi rybníky a potoky. Mezi něž patří věk bobřího rybníka, morfologie bobřího rybníka, propustnost hrází mezi bobrovými rybníky a procesy životní historie v rybí fauně (Schlosser 1995).

S nízkou hladinou kyslíku souvisí i teplota vody. Vysoké teploty vody snižují hladinu kyslíku, kterou by mohla voda zadržet. Ryby, které nejsou schopny získat dostatek kyslíku k trávení potravy mohou vlivem nízké hladiny kyslíku zemřít (Cook 1940).

Na konci léta slouží bobří rybníky jako útočiště pro ryby, které sem migrují z míst, kde je nízká hladina vody. Vyšší hloubka vody umožňuje větší rozmanitost ryb. Bobří aktivita zvyšuje nosnou kapacitu prostředí pro teplovodní ryby a poskytuje vhodné podmínky pro širokou škálu ryb (Hanson & Campbell 1963).

Compton et al. (2013) uvádí, že 65 % abundance bobřích potoků v Kentucky bylo tvořeno třemi nejběžnějšími druhy, a to střevle černoskrvná (*Semotilus atromaculatus*), slunečnice ušatá (*Lepomis auritu*) a pakaprovec severní (*Catostomus commersonii*). V dolní části potoka se nacházely převážně mihule lenivé (*Lampetra aepyptera*), jelec severoamerický (*Campostoma anomalum*), jeleček zlatohlavý (*Luxilus chrysocephalus*), jeleček tuponosý (*Pimephales notatus*), pakaprovec tmavoskrvný (*Hypentelium nigricans*), slunečnice červenooká (*Ambloplites rupestris*) a candátek podropásý (*Etheostoma caeruleum*).

Niles et al. (2013) zkoumali vliv zboření bobřích hrází na ichtyofaunu v Appalačském pohorí. Zjistili, že dva týdny po zničení této přehrady došlo k signifikantnímu zvýšení všech druhů pstruhů jak v dolní části, tak v horní části bobřího potoka.

Vlivu na pstruhy a střevle ve Švédsku se zabývali Hägglund & Sjöberg (1999), kteří zjistili, že pstruh obecný se častěji vyskytuje ve vodách, kde není přítomen bobr, ale větších rozměrů nabývá na území bobřích rybníků. Dále zjistili, že střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) se častěji vyskytují v bobřích rybnících než v oblastech, kde není bobr přítomen, a že střevle nabývají v bobřích nádržích menších rozměrů. Jejich výsledky naznačují, že bobrem vyvolaný nárůst diverzity stanovišť stabilizuje vztahy mezi dominantními druhy v komunitě.



## 1.8 Vliv na bentická společenstva

Bezobratlí hrají důležitou roli ve fungování říčního systému a jsou významným zdrojem potravy pro ryby. Budováním přehrad se pozměňuje druhové složení bentických společenstev. Ale to, jak se tato úprava ve složení projevuje, se u jednotlivých toků liší (Washko et al. 2020).

Bobří činnost mění vodní režim a heterogenitu prostředí. Vlivem jeho aktivního pozměňování krajiny dochází k přehrazení toku, k postupnému propojování stanoviště, k transformaci vodního režimu a ke změně hydrochemických vlastností vody. Veškeré tyto úpravy lokalit mají za následek rozvoj reofilních (ve volně tekoucích vodách) a stagnofilních (v přehrazených úsecích) bezobratlých společenstev (Bashinskiy 2020, Wojton & Kukuła 2020).

Práce provedená v Ohňové zemi kolektivem autorů Anderson et al. (2014) konstatuje, že bobří přehrady se po fyzikální a biotické charakteristice liší od přírodních lotických ekosystémů. Bentická biomasa makrobezobratlých je vyšší jak v bobřích rybnících, tak v lentických vodách v porovnání s lotickými vodami. Lotické druhy vod jsou převážně osidlovány muchničkami (*Gigantodax spp*) a chrostíky (*Matigoptila brevicornuta*), zatímco lentickým vodám dominují potápníkovití (Dytiscidae), pakomárovití (Chironomidae) a perloočky (Cladocera). V ekosystémech tekoucích vod se mohou vyskytovat vzácné a ojedinělé druhy jepic (*Massartellopsis irarrazavali*, *Metamoniuss anceps*), mokřadníkovitých (Scirtidae) a pošvatek (*Antarctoperla michaelsoni*).

Schlosser & Ebel (1989) ve studii vypracované v Minnesotě zjistili, že hustota bentických bezobratlých roste se zvyšujícím se průtokem. Simuliidae (muchničkovití) a Hydropsychidae jsou skupiny, které jako první zvyšují svoji abundanci během zvýšeného průtoku vody. Hydropsychidae dokážou šest až osm dní po zvýšeném průtoku potoka zvýšit svoji abundanci z 1,8 jedinců/den na 36,8 jedinců/den. Muchničkovití (Simuliidae) jsou nejvíce hojní na jaře v období od dubna do května, zatímco chrostíci (Trichoptera) vykazují nejvyšší četnost v létě od června do srpna.

McDowell & Naiman (1986) zaznamenali, že celková průměrná hustota bezobratlých je během jara a léta v místech ovlivněných bobry signifikantně vyšší. Ale na podzim se neobjevují statisticky významné rozdíly mezi zasaženými a nezasaženými lokalitami.

Vysoké sedimenty hliníku a železa pod přehradou mají vliv na druhovou přítomnost zoobentosu. Dochází ke snížení druhové rozmanitosti a bohatství sběrač-filtrátorů jako jsou pošvatky (Plecoptera) a chrostíci (Trichoptera) a k celkovému zvýšení hustoty sběračů dvoukřídlých (Diptera) a jepic (Ephemeroptera). Rozdíly ve sběru makrozoobentosu jsou nejvíce zaznamenány v rozmezí mezi dubnem až červencem (Smith et al. 1991).

Vliv bobrů na druhovou diverzitu (negativní) a míru biomasy bezobratlých (pozitivní) jsou nepřímo úměrné. V bobřích rybnících je biomasa sběračů a predátorů 8–20krát vyšší a celková biomasa filtrátorů 5–10krát nižší (Anderson & Rosemond 2007).

Simanonok et al. (2011) ve své studii provedené na území Ohňové země uvádějí, že diverzita bezobratlých se významně lišila mezi stanovišti. Neaktivní bobří rybník měl nižší diverzitu než úseky přirozeného toku v neřízených lužních lesích. Nebylo zjištěno, že by se všechny ostatní proměnné struktury společenstva (hustota, četnost a rozmanitost) mezi jednotlivými typy habitatů významně lišily. Funkční krmné skupiny se lišily podle stanoviště. Zcela dominující skupinou v neaktivním bobřím rybníku byli sběrači, kteří tvořili 90 % biomasy. Drtiči nebyli přítomni v neaktivním bobřím rybníku a jejich zastoupení se lišilo od 14,1 % (ve sklizené oblasti, kde se nezachoval pobřežní nárazník) do 27,1 % (v úsecích přirozeného toku v neřízených lužních lesech). Zastoupení predátorů bylo na všech lokalitách pod 15 %.

Strzelec et al. (2018) provedli průzkum v Polsku na řece Żylica a přišli na to, že hustota zoobentosu byla nad přehradou o polovinu nižší ve srovnání s řekou. Pod přehradou se vyskytovali převážně chrostíci (Trichoptera) a brouci (Coleoptera) zatímco v bobřích řekách byli hojní dvoukřídlí (Diptera).

V bobřích rybnících bylo až o 25 % méně taxonů, o 75 % méně jedinců a o 90 % nižší celková biomasa bezobratlých v porovnání s lotickými úseky (Washko et al. 2020). Ve srovnání s lesními toky byl bobří rybník redukován na polovinu v bohatství, diverzitě a funkčních krmných skupinách bezobratlých, na druhou stranu abundance a biomasa vzrostla tři až pětkrát (Anderson & Rosemond 2007).

Clifford et al. (1993) porovnávali na území Alaberty výskyt pakomárů (Chironomidae) pod přehradou a v hlavním proudu bobřího území. Jejich výsledky ukazují, že procentuální zastoupení jednotlivých druhů se v těchto částech liší. Fauna pakomárů pod přehradou byla složena ze 42 % Tanytarsini, 39 % Orthocladinae, 18 %

Chironomini a 1 % Tanypodinae, kdežto v proudu byla složena ze 77 % Tanytarsini, 10 % Chironomini, 7 % Tanypodinae, and 6 % Orthoclaadiinae.

Výskytem jepic z čeledi Baetidae (*Baetis bicaudatus*) v Kolorádu se zabýval Fuller & Peckarsky (2011). Posuzovali velikost tohoto druhu na území několika bobřích územích v Coloradu. Výsledky ukazují, že rybníky s vysokými přehradami a menší povrchovou plochou produkují větší zástupce druhu *Baetis bicaudatus* po proudu než proti proudu.

Celková biomasa makrozoobentosu závisí na dostupnosti organické hmoty (Anderson & Rosemond 2007). Taxonomické a funkční změny ve složení makrobezobratlých jsou výsledkem přímých (budování bobřích rybníků) a nepřímých (změny teploty a chemie vody) změn prostředí toku (Margolis et al. 2001b).

## **2. Cíle práce**

Cílem literární rešerše bylo na základě vědeckých publikací shrnout obecné znalosti o bobru evropském. Tato část si mimo jiné kladla za úkol zpracovat poznatky o vlivu bobrů na jednotlivé složky ekosystému s důrazem na společenstva ichtyofauny a makrozoobentosu. Praktická část této bakalářské práce měla posoudit, zda a jakým způsobem ovlivňuje přítomnost a činnost bobrů zástupce ichtyocenóz a makrozoobentosu. Konkrétně, jak ovlivňuje druhové spektrum těchto společenstev a zda snižuje či zvyšuje jejich druhovou diverzitu.

## **3. Metodika**

### **3.1 Popis lokalit**

Práce byla prováděna na dvou lokalitách v okrese Tachov v Plzeňském kraji. Kateřinský potok s GPS 49°41'57.576"N 12°34'58.091"E a Kosí (Kosový) potok s GPS 49°54'47.072"N 12°45'17.776"E. Tyto lokality byly vybírány tak, aby splňovaly kritéria pro vybrání dvou shodných lokalit. Mezi tato kritéria patřila délka potoka, šířka potoka, průtok vodního toku v m<sup>3</sup>/s, ústí pramene v m n.m. a shodné uspořádání navazujících terestrických biotopů. Shodnost biotopů byla provedena na základě analýzy krajiny. Byly pořízeny letecké snímky obou lokalit o velikosti 1 km<sup>2</sup>, ze kterých se prováděla analýza. Krajina byla rozdělena na vodní tok, vodní plochu, zastavěnou plochu, zahrady, pozemní komunikace, trvalé travní porosty, ornou půdu, les a pás křovin a dřevin. Výpočet obsahu jednotlivých typů ploch ukazuje, kolik m<sup>2</sup> (respektive km<sup>2</sup>) zaujímají jednotlivé části území. Tyto údaje byly dále převedeny na procentuální zastoupení.

#### **3.1.1 Kateřinský potok**

Lokalita Kateřinský potok je velmi ovlivněna dlouhodobou přítomností bobra evropského. Pramen Kateřinského potoka se nachází 1,5 km od obce Lesná ve výšce 679 m n.m. Roční průměrný průtok  $Q_a = 0,884 \text{ m}^3/\text{s}$ . Délka toku je 19,9 km. Studovaná lokalita se nacházela nedaleko obce Hošťka v nadmořské výšce 558 m n.m. Místo odběru se vyskytovalo přibližně půl kilometru od soutoku Mrtvého potoka s Kateřinským potokem (Vlček et al. 1984).

#### **3.1.2 Kosí (Kosový) potok**

Kosí potok nebyl činností bobra evropského nijak ovlivňován. Pramen Kosového potoka se nachází nedaleko od vrchu Dyleň ve výšce 721,5 m n.m. Roční průměrný průtok  $Q_a = 0,767 \text{ m}^3/\text{s}$ . Délka toku je 46,4 km. Studovaná lokalita se nacházela nedaleko vesnice Dolní Kramolín, přesněji 300 metrů po proudu od této vesnice. Potok zde pramení v nadmořské výšce 520 m n.m. a na Dolním Kramolínem se do tohoto potoka vlévá Senný potok vyúsťující z rybníku Regent (Vlček et al. 1984).

### **3.2 Časový harmonogram**

Před zahájením terénního výzkumu nejdříve došlo k návštěvě daných lokalit za účelem určení analýzy biotopu a popisu toku. Samotný terénní výzkum makrozoobentosu probíhal třikrát v průběhu půl roku. Odběr makrozoobentosu byl prováděn vždy po třech měsících tak, aby se pokryla všechny roční období od jara do podzimu. První sběr byl proveden 26. 4. 2020, druhý 24. 7. 2020 a třetí 22. 10. 2020. V uvedených dnech v dopoledních až poledních hodinách probíhal sběr makrozoobentosu na lokalitě Kosového potoka. V odpoledních až podvečerních hodinách byl sbírán makrozoobentos na území Kateřinského potoka. Na obou lokalitách sběr makrozoobentosu trval v průměru tři hodiny. Celkem byla tři odběrová místa na každém potoce. Na každý odběrový vzorek připadala jedna hodina čistého času v průměru. Odlov rybích společenstev byl proveden jednou a to 16. 11. 2020. Sled lokalit byl obrácený a nejdříve došlo k prolovení úseku Kateřinského potoka a následně Kosového potoka.

### **3.3 Výzkum ichtyocenóz**

Lov ryb probíhal pomocí metody kontinuálního elektrolovu. Tato metoda mohla být použita, protože se jednalo o dobře ohraničené úseky s dobrou slovitelností. Lovený úsek nebyl zahrazen sítěmi zabraňující úniku ryb a vnikání ryb z neloveného úseku. Loven byl úsek o délce 100 metrů a v celé své šířce. Lov začal ve spodní části potoka a lovná četa postupovala k horní části potoka, tj. proti proudu. Všechny ulovené ryby byly odebírány pomocí podběráků členy lovné čety a umístěny do nádob s dostatečně prokysličenou vodou. Při průzkumu byl brán zřetel na možný výskyt mihule potoční, a tak bylo potřeba věnovat zvýšenou pozornost náplavům s organickým materiálem, kde jsou mihule zahrabány. Plocha náplavu byla prolovována rychlostí 2 minuty na 1 m<sup>2</sup>, přičemž lovec pohyboval anodou těsně nad náplavem ve vzdálenosti přibližně 5 cm a střídavě vypínal a zapínal proud. Byly zvoleny intervaly 2 sekundy zapnuto a 1 sekunda vypnuto, popřípadě 20 sekund zapnuto a 5 sekund vypnuto. Záleží na typu stanoviště a vodivosti vody. Anoda nesměla být pokládána přímo na substrát, aby nedocházelo k imobilizaci larev již v substrátu. Na obou tocích došlo k prolovení 3×100 metrů úseků. Poté, co byl daný úsek proloven, se z nádoby vyjímaly ryby, které byly pokládány na navlhčený podklad a docházelo k jejich změření délky těla v mm. Délka těl se měřila od

hlavy k ocasnímu násadci. Vždy došlo k zapsání velikosti a druhu daného jedince do tabulek a následnému vypuštění jedinců zpět do vod.

### 3.4 Výzkum makrozoobentosu

Odběr a zpracování vzorků makrozoobentosu bylo provedeno metodou PERLA dle Kokeš & Němejcová (2006). Při odběrech vzorků bylo postupováno podle normy ČSN EN ISO 10870 Kvalita vod – Návod pro výběr metod a zařízení pro odběr vzorků sladkovodního makrozoobentosu a normy ČSN 75 7714 Kvalita vod – Biologický rozbor – Stanovení bentosu. Na obou tocích byl celkem třikrát proveden odběr makrozoobentosu na třech habitatově podobných místech. Habitaty byly vybrány tak, aby zahrnovaly sběr makrozoobentosu ve všech typech substrátu, tedy písek, bahno a kamenný podklad. Odběr byl realizován za pomoci bentické odlovné sítě. Tato síť je vybavena rukojetí a rámem. Velikost ok v síti byla 0,34 mm. Metodicky se postupovalo tak, že na konkrétním substrátu se rám sítě ponořil po proudu vody za odběrové místo v přibližné vzdálenosti půl metru. Pod dobu patnácti sekund se vířila voda pomocí nohy, která kmitavými pohyby hloubila díru do dna potoka. Celkem se provedlo 12–15 opakování. Po každém opakování se síť vyprázdnila a pomocí pinzety došlo k vybrání všech druhů makrozoobentosu, které byly následně opláchnuty a zbaveny větších nečistot (větvičky, odumřelá organická hmota). Tyto vzorky byly umístěny do širokohrdlé láhve o objemu 500 ml se šroubovým uzávěrem. Každá tato láhev měla identifikační číslo odpovídající substrátu a potoku, na kterém byly vzorky odebrány. K dispozici bylo celkem 18 vzorků makrozoobentosu (3 období × 3 habitaty × 2 lokality). Po sběru byly všechny vzorky očištěny a zbaveny jemných nečistot písku. Vzorky byly ukládány zpět do polyethylenových lahví a dolity 90% ethanolem o objemu takovém, aby vznikl 70% ethanol. Vzorky byly skladovány v chladném stinném místě. V průběhu docházelo ke kontrole dříve sebraných vzorků a v případě, že se vyskytl kal, byl přidán líh, aby se zabránilo zhoršení identifikace vzorků makrozoobentosu. Po posledním podzimním sběru se veškeré sebrané vzorky makrozoobentosu klíčovaly pomocí klíče Rozkošný et al. (1980). Každý vzorek byl umístěn pod stereolupu, následně zkoumán a hodnocen na základě klíče. V případě, že šlo o malé jedince, kteří se museli rozklíčovat pomocí některých z částí jejich těl, byla daná část vypreparována pomocí preparační sady, umístěna na podložní sklíčko, zakápnuta vodou, přikryta podložním sklíčkem a byla

pozorována pod mikroskopem. Počet jedinců a druhů byl zaznamenán do tabulky. Následně byly výsledky statisticky zpracovány a porovnány. Hodnocení dat probíhalo tak, že podle životních nároků jednotlivých druhů byly druhy rozčleněny do čtyř ekologických kategorií podle substrátu a preferovaného habitatu. Jestliže daný makrozoobentos měl ekologické nároky na kamenitěm i bahnitěm podkladu, spadal tak do dvou kategorií substrátu. To má za následek vyšší počet druhů a jedinců, než se ve skutečnosti našlo.

### 3.5 Zpracování a hodnocení dat

Hodnocení dat bylo provedeno na základě Shannon-Wienerova indexu diverzity. Hodnota tohoto indexu vyjadřuje vyrovnanost společenstva. Při hodnotě 0 odpovídá tento index absolutní dominanci jednoho druhu a čím vyšší je logaritmus celkového počtu druhů, tím vyšší je vyrovnanost mezi jednotlivými druhy rybích společenstev. Maximální hodnotu Shannon-Wienerova indexu  $H_{\max}$  získáme z logaritmu počtu druhů. Čím výše je index ekvitability (E) k číslu jedna, znamená to, že míra vyrovnanosti společenstva je vysoká. Index ekvitability se počítá jako podíl pozorované hodnoty indexu diverzity k hodnotě, kdy by byly všechny druhy perfektně vyrovnané.

Sørensenův koeficient je jedním z indexů, sloužící pro určení podobnosti kvalitativních dat. Vypočítá se pomocí vzorce  $S=2a / (2a+b+c)$ , kde a je společný počet druhů, b je celkový počet druhů v jedné lokalitě a c je celkový počet druhů v druhé lokalitě. Chí kvadrát sloužil k výpočtu rozdílů mezi rozdělenými druhy a počty jedinců podle typu habitatu a substrátu.



## 4. Výsledky

### 4.1 Analýza krajiny

Na základě metodického postupu byla zhotovena analýza krajiny, která měla zjistit shodnost lokalit vhodných k terénnímu výzkumu. Analýza krajiny byla provedena z důvodu, aby nedošlo ke zkreslení výsledků vlivem odlišného zastoupení jednotlivých ploch. Z výsledků v Tab. 1 a 2 je patrné, že tyto dvě lokality se příliš nelišily. Jediným významným faktorem je orná půda, která na Kosovém potoce představuje 11,2 %, zatímco na Kateřinském potoce zcela chybí. Menší rozdíl můžeme zaznamenat u velikosti lesů, jelikož v okolí Kosového potoka je o 65 930 m<sup>2</sup> méně lesů než v okolí Kateřinského potoka. Ostatní plochy jsou ve vzájemné rovnováze a jejich procentuální zastoupení se výrazně neliší.

**Tab. 1: Analýza krajiny-Kateřinský potok**

Kateřinský potok	km <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	%
Vodní tok	0,01597	15 970	1,6
Vodní plocha	0,002	2 000	0,2
Zastavěná plocha	0,0091	9 100	0,91
Zahrada	0,007	7 000	0,7
Pozemní komunikace	0,024	24 000	2,4
TTP (trvalý travní porost)	0,504	504 000	50,4
Orná půda	0	0	0
Pás křovin a dřevin	0,054	54 000	5,4
Les	0,38393	383 930	38,4
Celkem	1	1 000 000	100

**Tab. 2: Analýza krajiny-Kosový potok**

Kosový potok	km <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	%
Vodní tok	0,011	11 000	1,1
Vodní plocha	0,0002	200	0,02
Zastavěná plocha	0,0073	7 300	0,73
Zahrada	0,0025	2 500	0,25
Pozemní komunikace	0,023	23 000	2,3
TTP (trvalý travní porost)	0,479	479 000	47,9
Orná půda	0,112	112 000	11,2
Pás křovin a dřevin	0,047	47 000	4,7
Les	0,318	318 000	31,8
Celkem	1	1 000 000	100

## 4.2 Výsledky ichtyologického průzkumu

### 4.2.1 Ichtyocenóza Kateřinského potoka

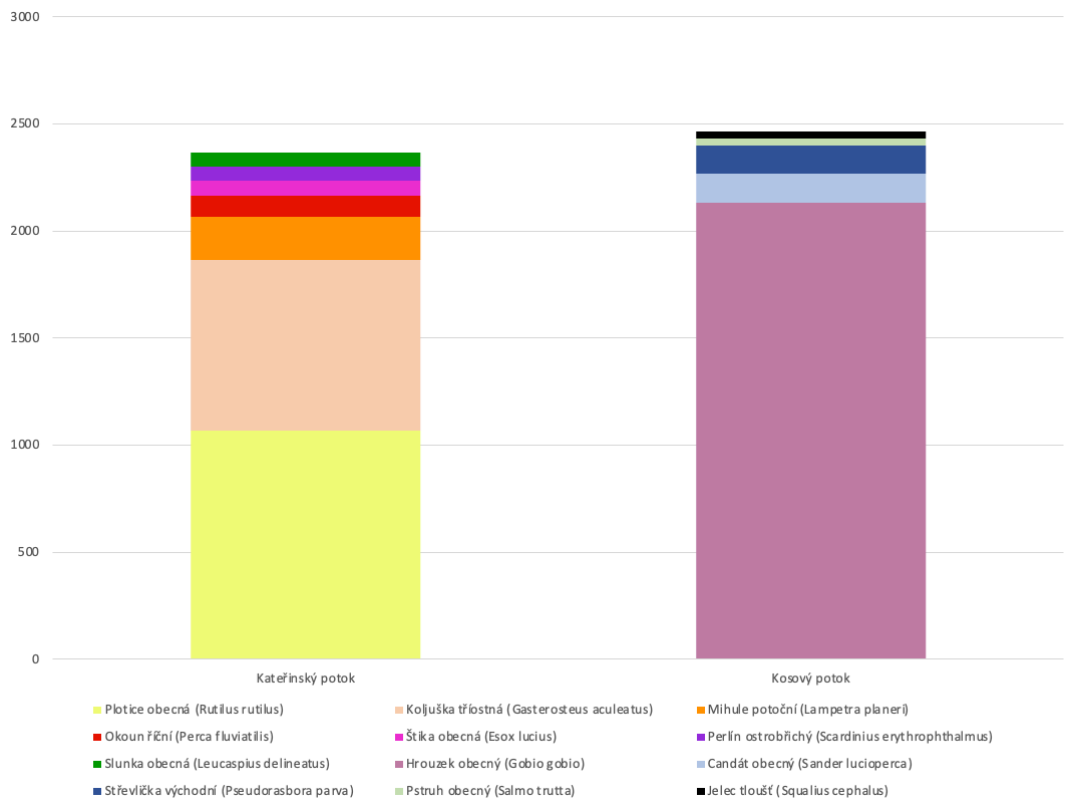
Celkem bylo na ploše o rozloze 300 m odloveno 71 kusů jedinců, náležících do sedmi druhů. Z toho bylo 6 jedinců mihule potoční (*Lampetra planeri*), 2 jedinci štiky obecné (*Esox lucius*), 2 jedinci perlína ostrobřichého (*Scardinius erythrophthalmus*), 32 jedinců plotice obecné (*Rutilus rutilus*), 2 jedinci slunky obecné (*Leucaspis delineatus*), 24 jedinců koljušky tříostné (*Gasterosteus aculeatus*) a 3 jedinci okouna říčního (*Perca fluviatilis*) (viz Tab. 3).

Pro lokalitu Kateřinského potoka je hodnota indexu diverzity  $H=1,4$ . Maximální hodnotu Shannon-Wienerova indexu  $H_{\max}$  v případě Kateřinského potoka je 1,9. Index ekvitability  $E=0,7$  je relativně vysoký.

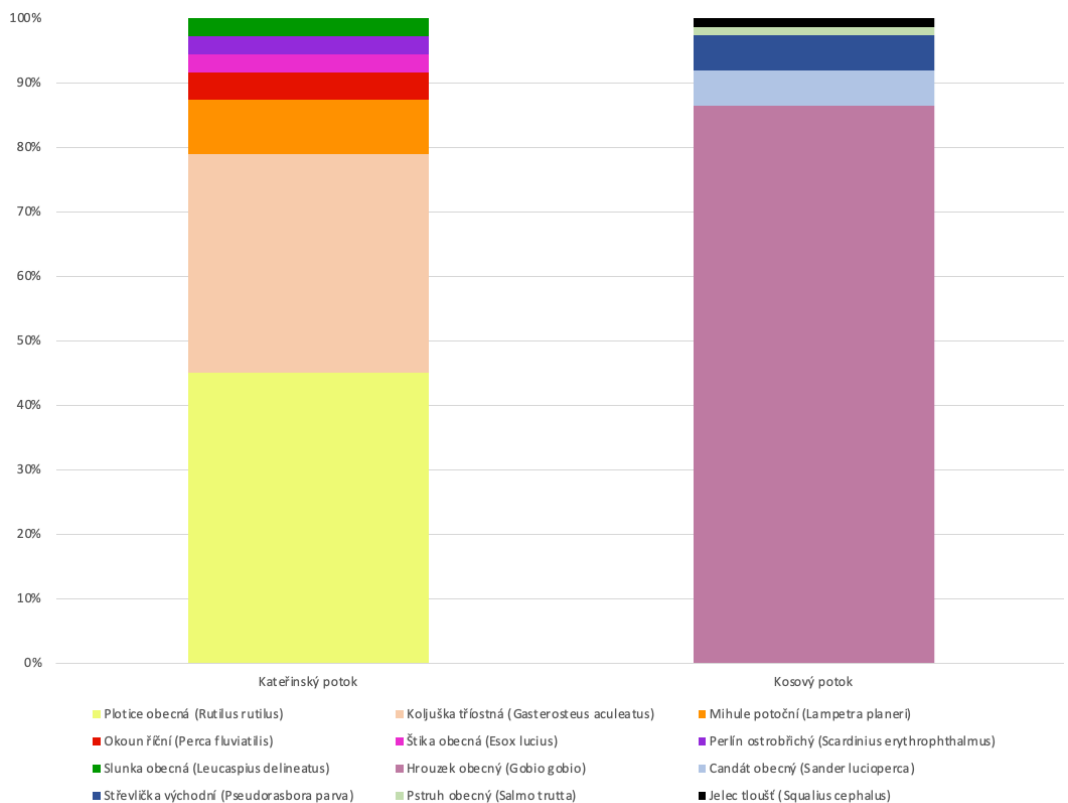
### 4.2.2 Ichtyocenóza Kosího (Kosového) potoka

V lovném profilu Kosího potoka bylo odloveno 74 kusů ryb spadající do pěti druhů. Z toho byl 1 jedinec pstruha obecného (*Salmo trutta*), 1 jedinec jelce tlouště (*Squalius cephalus*), 64 jedinců hrouzka obecného (*Gobio gobio*), 4 jedinci střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) a 4 jedinci candáta obecného.

Hodnota indexu diverzity ( $H$ ) (viz Tab. 3) na území Kosového potoka je rovna 0,56. Maximální hodnota Shannon-Wienerova indexu ( $H_{\max}$ ) se rovná 1,6. Index vyrovnanosti společenstva  $E=0,35$  na území tohoto potoka je velmi nízký a naznačuje, že jeden druh je více dominantní nad zbylými druhy. Ichtyofauny lokalit byly porovnány na základě přepočtu abundance ryb na hektar (Obr. 4) a na základě procentuálního zastoupení jednotlivých druhů a jejich abundance (viz Obr. 5).



**Obr. 4: Abundance ichtyofauny přepočtená na hektar**



**Obr. 5: Abundance ichtyofauny vyjádřená v procentech**

**Tab. 3: Druhové zastoupení lovných profilů**

Profil	Kateřinský potok		Kosový potok	
	Počet jedinců na úseku 300 m	Počet jedinců na hektar	Počet jedinců na úseku 300 m	Počet jedinců na hektar
Mihule potoční	6	200		
Štika obecná	2	67		
Pstruh obecný			1	33
Jelec tloušť			1	33
Perlín ostrobřichý	2	67		
Plotice obecná	32	1067		
Hrouzek obecný			64	2133
Slunka obecná	2	67		
Střevlička východní			4	133
Koljuška tříostná	24	800		
Candát obecný			4	133
Okoun říční	3	100		
Celkem	71	1400	74	267
H		1,4		0,56
E		0,7		0,35

Sørensenův koeficient byl použit pro porovnání Kateřinského potoka s Kosovým potokem. Z výsledků v Tab. 3 a 4 je patrné, že tyto dvě lokality nesdílí žádný společný druh ichtyocenózy.

**Tab. 4: Počet společných druhů ichtyofauny**

<b>Sørensenův koeficient (S) Kateřinský potok X Kosí potok</b>
$S = 2a / (2a+b+c)$
$S = 0 / (0+5+7)$
$S = 0$

### 4.3 Výsledky průzkumu makrozoobentosu

#### 4.3.1 Makrozoobentická společenstva Kateřinského potoka

Celkem bylo na území Kateřinského potoka chyceno 442 jedinců patřících do 24 skupin. Z čehož bylo 120 jedinců *Chironomus plumosus*, 1 jedinec *Simulium vulgare*, 2 jedinci Tabanidae spp, 5 jedinců Tipulidae spp, 28 jedinců *Baetis buceratus*, 3 jedinci *Baetis vernus*, 1 jedinec *Brachycercus harrisella*, 119 jedinců *Ephemera danica*, 2 jedinci

*Leptophlebia vespertina*, 9 jedinců *Rhithrogena semicolorata*, 1 jedinec *Siphonurus aestivali*, 2 jedinci *Elodes* spp, 14 jedinců *Sigara falleni*, 2 jedinci *Hirudinea*, 2 jedinci *Armadillidium vulgare*, 36 jedinců *Sialis lutaria*, 1 jedinec *Leuctra leptogaster*, 56 jedinců *Nemoura cinerea*, 6 jedinců *Hydropsyche angustipennis* 8 jedinců *Notidobia ciliaris*, 16 jedinců *Oligoplectrum maculatum*, 1 jedinec *Phryganea grandis*, 1 jedinec *Rhyacophila pubescens* a 6 jedinců *Tubifex tubifex*, viz Tab. 5.

**Tab. 5: Jednotlivé druhy a jejich početnost-Kateřinský potok**

Arvu	Babu	Bave	Brha	El	Epda	Hi	Hyan	Chipl	Leve	Lele	Noci	Neci	Olma	Phgr	Rhse	Rhpu	Silu	Sifa	Sivu	Siae	Ta	Ti	Tutu	N=jedinců celkem
2	28	3	1	2	119	2	6	120	2	1	8	56	16	1	9	1	36	14	1	1	2	5	6	442

Index diverzity bentických společenstev (H) na území Kateřinského potoka je roven 2,14.  $H_{max}$  činí 3,18. Index ekvitability bentických společenstev je poměrně vysoký ( $E=0,67$ ) a ukazuje na vyrovnanost bentického společenstva na tomto potoce.

#### 4.3.2 Makrozoobentická společenstva Kosího (Kosového) potoka

Během odběru vzorků bylo celkem získáno 714 jedinců bentických bezobratlých spadajících do 17 druhů. Z těchto celkových počtů bylo 7 jedinců *Orectochilus villosus*, 161 jedinců *Chironomus plumosus*, 2 jedinci *Atherix ibis*, 2 jedinci *Tabanidae* spp, 2 jedinci *Tipulidae* spp, 20 jedinců *Baetis vernus*, 337 jedinců *Ephemera danica*, 1 jedinec *Ecdyonurus forcipula*, 1 jedinec *Sigara falleni*, 38 jedinců *Hirudinea*, 33 jedinců *Asellus aquaticus*, 14 jedinců *Calopteryx splendens*, 1 jedinec *Siphonoperla Montana*, 39 jedinců *Hydropsyche angustipennis*, 28 jedinců *Notidobia ciliaris*, 24 jedinců *Oligoplectrum maculatum*, 4 jedinci *Tubifex tubifex*, viz Tab. 6.

**Tab. 6: Jednotlivé druhy a jejich početnost-Kosí (Kosový) potok**

Asaq	Atib	Bave	Casp	Epda	Hi	Hyan	Chipl	Ecfo	Noci	Olma	Orvi	Sifa	Simo	Ta	Ta	Tutu	N= jedinců celkem
33	2	20	14	337	38	39	161	1	28	24	7	1	1	2	2	4	714

Hodnota indexu diverzity bentických společenstev na tomto potoce je  $H=1,72$ .  $H_{max}$  je roven 2,83. Index vyrovnanosti společenstev je o něco nižší než na Kateřinském potoce ( $E=0,61$ ) a naznačuje, že společenstva makrozoobentosu jsou poměrně vyrovnaná.

### 4.3.3 Vzájemné porovnávání společenstev makrozoobentosu

Mezi lokalitami nebyl zjištěn rozdíl v zastoupení jednotlivých druhů makrozoobentosu rozdělených do čtyř skupin podle toho, jaký typ habitatu obývají ( $\chi^2 = 0,082$ ;  $P = 0,99$ ). Stejná analýza, vycházející ale z počtu všech jedinců jednotlivých druhů rozdělených do stejných čtyř skupin, statisticky významné rozdíly zjistila ( $\chi^2 = 15,1$ ;  $P = 0,002$ ). Je patrné, že na Kosovém potoce je vyšší podíl druhů, které obývají rychle tekoucí vody na úkor druhů obývajících vody stojaté nebo pomalu tekoucí. Podrobnosti jsou uvedeny v Tab. 7 a 8. a Obr. 6 a 7.

**Tab. 7: Zastoupení makrozoobentosu dle typu preferovaného habitatu**

Habitat-Kosový potok	Druhy	Jedinci	Podíl
Stojaté vody	6	239	17%
Mírně tekoucí vody	10	341	25%
Rychle tekoucí vody	9	602	44%
Bystřiny, horské potoky	3	186	14%

**Tab. 8: Zastoupení makrozoobentosu dle typu preferovaného habitatu**

Habitat-Kateřinský potok	Druhy	Jedinci	Podíl
Stojaté vody	9	207	21%
Mírně tekoucí vody	15	285	29%
Rychle tekoucí vody	12	360	36%
Bystřiny, horské potoky	5	139	14%

Pro určení celkových společných druhů na obou lokalitách byl použit Sørensenův koeficient. Z výsledků v Tab. 9 je zřejmé, že tyto dvě lokality sdílí jednu třetinu společných druhů.

**Tab. 9: Počet společných druhů makrozoobentických společenstev**

<b>Sørensenův koeficient (S)</b>
$S = 2a / (2a+b+c)$
$S = 2 \cdot 11 / (2 \cdot 11 + 17 + 24)$
$S = 0,34920635$

Jednotlivé druhy makrozoobentosu byly rozděleny do čtyř skupin podle toho, který typu substrátu obývají. Mezi těmito druhy nebyl zjištěn rozdíl ( $\chi^2=0,73$ ;  $P=0,86$ ). Tato analýza byla rovněž použita pro počty jedinců nacházejících se v těchto čtyřech typech substrátů a její výsledky naznačují statisticky významné rozdíly ( $\chi^2=21,5$ ;  $P<0,001$ ). Z výsledků plyne, že Kosový potok je zastoupen vyšším podílem druhů, které obývají písčité náplavy s organickými deponiemi. Jednotlivé výsledky jsou zobrazeny v Tab. 10 a 11 a Obr. 8 a 9.

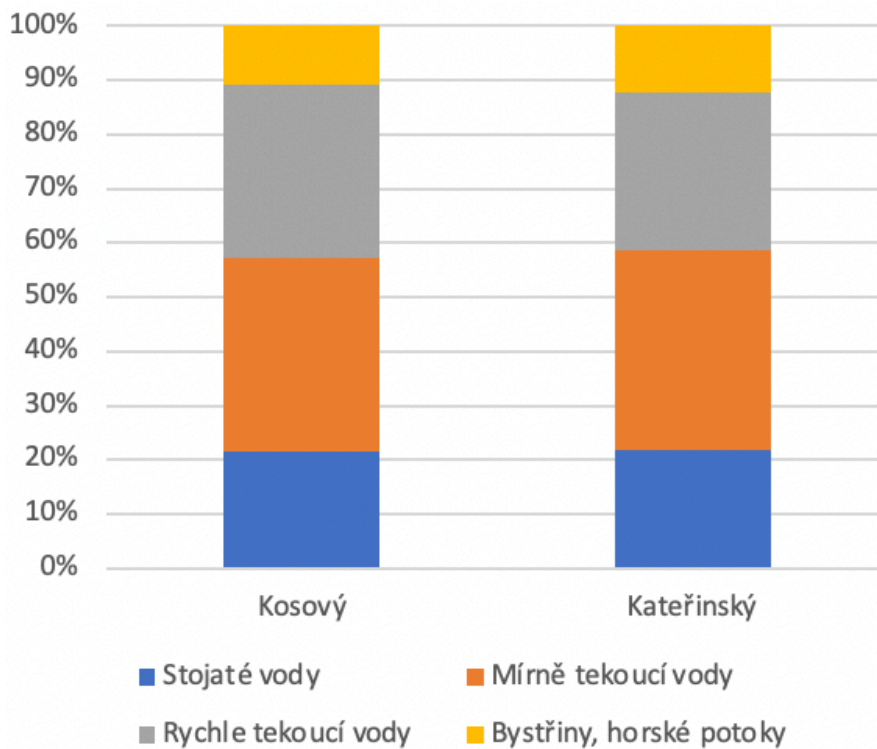
**Tab. 10: Zastoupení makrozoobentosu dle typu preferovaného substrátu-  
Kosí (Kosový potok)**

Substrát-Kosový potok	Druhy	Jedinci	Podíl
Bahno	7	253	23%
Náplavy (písek s org.)	6	543	50%
Písek (čistý)	4	188	17%
Kameny	7	102	9%

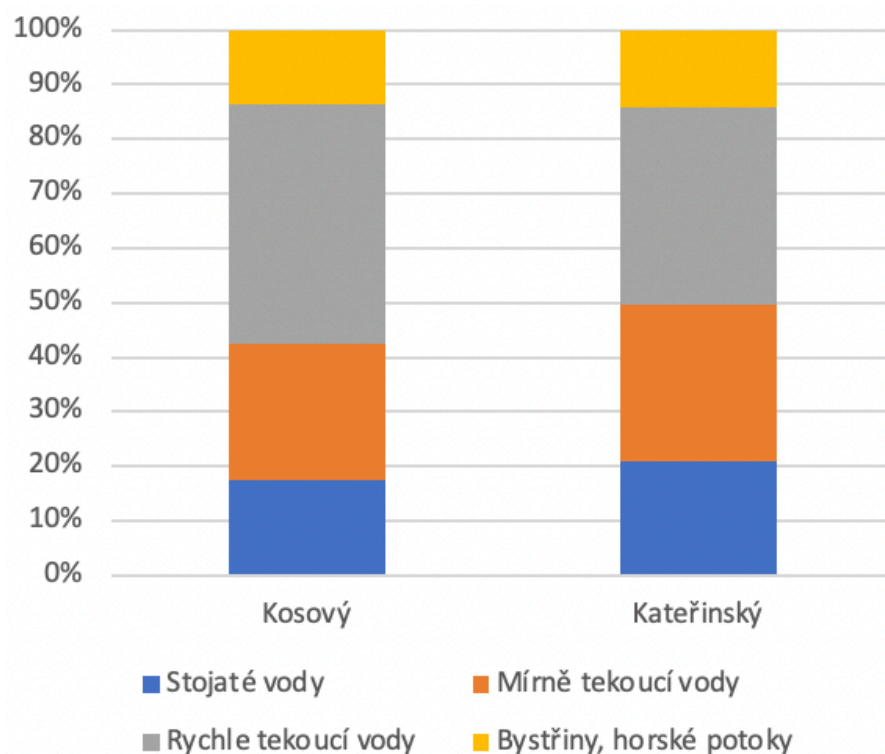
**Tab. 11: Zastoupení makrozoobentosu dle typu preferovaného substrátu-  
Kateřinský potok**

Substrát-Kateřinský potok	Druhy	Jedinci	Podíl
Bahno	9	239	27%
Náplavy (písek s org.)	12	356	40%
Písek (čistý)	5	207	23%
Kameny	8	92	10%



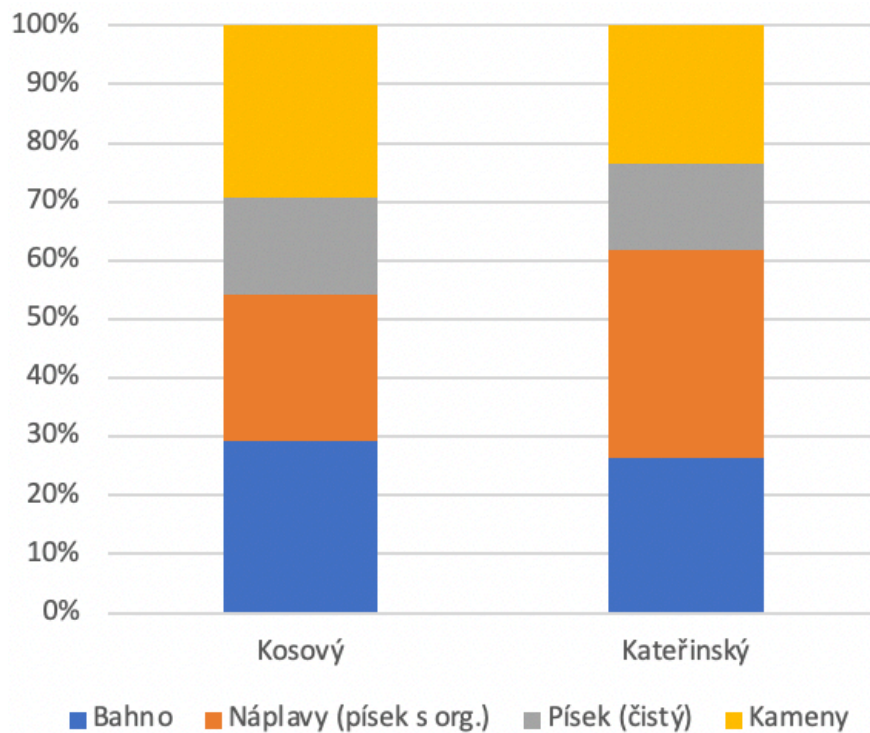


**Obr. 6: Rozdělení druhů dle habitatu**

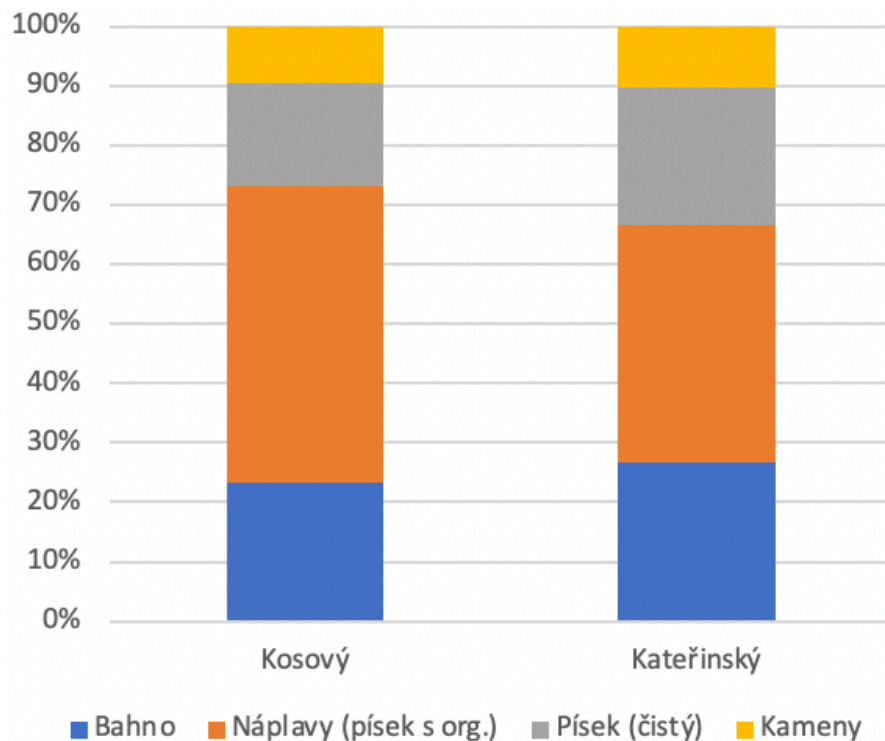


**Obr. 7: Rozdělení počtu jedinců dle habitatu**





**Obr. 8: Rozdělení druhů dle substrátu**



**Obr. 9: Rozdělení počtu jedinců dle substrátu**

## 5. Diskuze

Rod *Castor*, zahrnující pouze dva druhy bobrů, je zastoupen bobrem evropským a bobrem kanadským. Historicky oba druhy prošly nadměrným využíváním a od dvacátých letech 20. století se staly cílem ochrany. Jejich schopnost modifikovat ekosystémy vyvolala značný zájem mezi vědci. Následkem změn geomorfologických se mění hydrologické a biotické vlastnosti krajiny, čímž se často zvyšuje heterogenita a rozmanitost stanovišť a druhů (Rosell et al. 2005). Bobři významně ovlivňují jak rostlinná společenstva (Nummi 1989; McMaster & McMaster 2001; Ray et al. 2001), tak společenstva živočichů (Saarenmaa 1978; Ringelman & Longcore 1982; Tumlison et al. 1982; McKelvey et al. 1983; Rosell & Hovde 1998; Metts et al. 2001). Variabilita dopadů bobří činnosti se však liší od místa k místu a velmi záleží na zeměpisné poloze, reliéfu a na typu stanoviště (Rosell et al. 2005).

V této práci byla sledována rybí společenstva ve snaze postihnout rozdíly v ichtyocenózách u toku, který je činností bobra ovlivněn (Kateřinský potok), a toku, který není bobrem ovlivněn (Kosový potok). Bobří rybníky ovlivňují společenstva ryb z hlediska jejich diverzity. (Kesminas et al. 2013). Podle autorů Bashinskiy & Osipov (2016) je diverzita společenstva v mladých bobřích rybnících nižší než v nezasaženém toku. Avšak autoři Ray et al. (2004) a Smith & Mather (2013) tvrdí, že bobři modifikací krajiny, přesněji zvýšením heterogenity stanovišť, dochází ke zvýšení diverzity rybích společenstev. Ve shodě s výsledky kolektivu autorů Ray et al. (2014) a dvojicí autorů Smith & Mather (2013) je i tato studie, která odhalila vyšší vyrovnanost a diverzitu ichtyocenóz na bobrem zasaženém toku Kateřinského potoka.

Tato práce rovněž došla k závěru, že druhové složení ichtyofauny na Kateřinském potoce je zcela odlišné od bobrem nezasaženého toku Kosího potoka. Tato skutečnost je patrná i ze Sørensenova koeficientu, který je roven nule tzn., že oba potoky nesdílejí žádný společný druh. Významnou studií je v tomto kontextu zpráva Vlacha & Fischera (2019), zabývající se mapováním ryb na území spodního toku Kateřinského potoka, který není bobří činností ovlivňován. I přesto, že jejich práce byla prováděna na témže potoce, byly zde velké rozdíly v druhové skladbě ichtyofauny. Podstatné je zmínit, že jejich ichtyologické průzkumy byly prováděny 10 a 7,6 km od místa sběru rybích společenstev této práce. Na dvou profilech našli celkem 39 jedinců spadajících do osmi druhů (*Alburnoides bipunctatus*, *Barbatula barbatula*, *Cottus gobio*, *Esox lucius*, *Gobio gobio*,

*Leuciscus leuciscus*, *Salmo trutta* a *Squalius cephalus*). Toto poukazuje na skutečnost, že bobří přítomnost na Kateřinském potoce má značný vliv na druhovou skladbu rybích společenstev, a že dané druhy se zcela liší na témže potoce v závislosti na aktivní činnosti bobrů. Bobří činnost ovlivňuje společenstva ichtyofauny a tyto rozdíly v druhovém složení jsou připisovány nemožnosti některých druhů ryb překonávat bobří hráze (Schlosser 1995). Přítomnost bobrů na potoce však není jediným faktorem, který má vliv na druhově odlišné složení ichtyocenóz, ale může mezi ně spadat i například způsob obhospodařování, příslušnost k jinému povodí (Kateřinský potok-Dunaj, Kosová potok-Labe) nebo to, že ichtyocenózy se mění v rámci jediného toku. Také se tato změna ve struktuře odvíjí od změny habitatu (Pietrek & González-Roglich 2015).

Druhová skladba ichtyofauny Kosového potoka je odlišná od očekávaných hodnot, protože místo pstruhů a druhů pstruhového pásma se na této lokalitě našli převážně jedinci hrouzků, candátů a střevliček. Je pravděpodobné, že druhové složení ichtyocenózy na Kosovém potoce je značně ovlivněno antropogenní činností a přítomností rybníků.

Hägglund & Sjöberg (1999) ve své studii provedené ve Švédsku uvedli, že pstruh obecný se vyskytoval na lokalitách osídlených bobrem. V této práci se pstruh obecný vyskytoval pouze na území Kosového potoka, který nebyl bobrem osídlen. Další druh, který se vyskytoval v bobřích tocích jejich práce byla štika obecná (*Esox lucius*), která svůj výskyt potvrdila i v této práci a která je podpořena i výzkumnou prací Kesminas et al. (2013). Podle Kesminas et al. (2013) pstruzi nedokážou překonat bobří hráze. Právě kvůli kaskádě hrází, které oddělují jednotlivé úseky Kateřinského potoka, se pstruh obecný vyskytoval pouze ve spodním toku Kateřinského potoka ve výzkumné práci Vlacha & Fischera (2019).

Dle autorů Kesminas et al. (2013) se na bobřích územích Litvy vyskytují druhy, které byly též nalezeny na lokalitě Kateřinského potoka. Jedná se o druhy plotice obecné, okouna říčního a slunky obecné. Dále jejich studie potvrdila výskyt jelce tlouště na bobřím toku, s čímž tato práce nemůže souhlasit, jelikož tento druh byl nalezen na bobrem nezasazeném toku Kosového potoka. S výskytem jelce tlouště v neovlivněném toku Kosového potoka souhlasí výzkumná práce Bashinskiy & Osipov (2016), kteří též tento druh našli pouze v oblasti, kde se bobří nevyškytovali.

Nejhojnějším druhem na území Kateřinského potoka je plotice obecná, která se též s vysokými počty vyskytovala ve studii Kesminas et al. (2013). V rozporu s častým

výskytem plotice obecné na území bobřích rybníků je výzkum provedený autory Bashinskiy & Osipov (2016) na území Ruska, kteří výskyt tohoto druhu vyloučili z vod obývaných bobrem. Tito dva autoři též zmínili, že hrouzek obecný se vyskytuje pouze na referenčních tocích, s čímž tato práce souhlasí, jelikož se na Kosovém potoce hrouzek obecný vyskytoval s největší četností.

Existuje řada autorů, kteří zmiňují zcela odlišné druhy od této studie na území obývané bobrem. Například nepočetnějšími druhy v práci Hanson & Campbell (1963) byl sumeček černý (*Ameiurus melas*), slunečnice zelená (*Lepomis cyanellus*) a pakaprovec severní (*Catostomus commersonii*). Ve výzkumu Bylak et al. (2014) dominovala se 70% abundancí vranka pruhoploutvá (*Cottus poecilopus*).

Tato práce může konstatovat skutečnost, že veškerý výskyt druhů ryb velmi záleží na mnoha faktorech, jako je například sezónnost, intenzita a délka působení bobrů, hydrologické reakce či prostorová a časová variabilita (Puttock et al. 2021).

Bobrem indukované změny v lokalitě mají významný vliv i na složení bezobratlých živočichů (Vorel et al. 2016). V důsledku výstavby bobřích hrází dochází ke zvětšení pobřežní plochy, což ovlivňuje abundanci a diverzitu bezobratlých živočichů (Bashinskiy 2020). V této studii byly odhaleny rozdíly v druhové diverzitě na lokalitě pod vlivem bobrů a na lokalitě bez výskytu bobrů. Anderson & Rosemond (2007) tvrdí, že ekosystémoví inženýři snižují diverzitu bezobratlých živočichů. Tato práce se přiklání k názoru France (1997) a Hood & Larson (2014), kteří uvádějí, že bobří přítomnost zvyšuje diverzitu bezobratlých organismů.

Skupiny brouků a jepic se stávají početnějšími v bobřích tocích než v tocích srovnatelných parametrů bez přítomnosti bobrů. Důvodem toho je charakteristická změna břehů a dna či nárůst teploty vody (Vorel et al. 2016). Ke stejnému trendu došla i tato práce, kdy druhová abundance jepic byla značně vyšší.

Výsledky rozdělení makrozoobentosu podle typu habitatu, který jednotlivé druhy a počty jedinců obývají, souhlasí s předpokladem, že Kateřinský potok ve sledovaném profilu nemá díky hrázím tak vysoký průtok vody. Dominantním typem substrátu na Kosovém potoce je náplava písku a organické hmoty. Vzhledem k substrátu na Kateřinském potoce se očekávalo, že vyšší podíl makrozoobentosu bude obývat bahnitý substrát. Avšak toto se nepotvrdilo, protože bahnitý podklad se nacházel v hlubokých částech toku, kde se makrozoobentos kvůli nepřístupnosti nedal lovit. Pro relevantní

výsledky by bylo zapotřebí brát v potaz nepřístupnost bahnitých úseků a tento faktor ošetřit.

Strzelec et al. (2018) ve svém výzkumu zjistili, že jepice z čeledi Baetidae patřily mezi nejhojnější druhy na bobřích územích. V této studii byly nalezeny na území Kateřinského potoka dva druhy z této čeledi, které byly hojnější ve svých počtech v porovnání s nezasaženým tokem Kosího potoka, kde se našel pouze jeden druh z čeledi Baetidae. Jejich výsledky též uvedly, že v bobřích rybních je vyšší procentuální zastoupení EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) oproti tokům nezasaženým bobrem. Podle autorů Washko et al. (2020) však je toto tvrzení opačné, protože EPT se nachází více v lotických systémech. Důvodem toho mohou být geografické odlišnosti studovaných lokalit na odlišných kontinentech (Polsko, Utah). Podle výsledků této práce nelze souhlasit ani s jedním kolektivem autorů, jelikož dva řády (Ephemeroptera a Trichoptera) se nacházeli v lotických vodách Kosového potoka a řád Plecoptera se nacházel v lentických vodách Kateřinského potoka. Příčinou toho může být například to, že se zvyšující organickou hmotou na dně potoka se snižuje bohatost a rozmanitost druhů (Anderson & Rosemond 2007).

Čeď Corixidae byla druhem, který se v práci Anderson & Rosemond (2007) na území Chile vyskytoval pouze na bobrem ovlivněném úseku. V této studii byl zaznamenán obdobný trend, kdy na bobrem zasaženém toku Kateřinského potoka se našlo čtrnáct jedinců *Sigara falleni*. Zatímco na území Kosového potoka, který není bobrem nijak ovlivňován, se našel pouze jeden jedinec tohoto druhu.

Dominantním řádem na bobřím potoce ve studii Margolis et al. (2001b) byly vážky (Odonata), které se v této studii nevyskytly na bobřím toce, nýbrž na referenčním toku Kosového potoka.

Wojton & Kukuła (2020) se zaměřili na sběr zoobentosu z území obývané bobrem evropským na území Polska. V rámci celého toku (sběr zoobentosu v tekoucích úsecích, nad a pod přehradami) zjistili, že na tomto toku se nacházejí druhy, které tato práce rovněž našla pouze na lokalitě Kateřinského potoka. Jedná se o druhy z čeledi Phryganeidae a Baetidae a druhy z rodu *Nemoura* a *Leuctra*.

## 6. Závěr

Bobr evropský svojí činností dokáže měnit ráz krajiny a charakter toku. Svými stavbami si v této činnosti napomáhá a vytváří si tak prostředí, které je příhodné pro jeho život. Pomocí přehrad zahradí tok, čímž dojde k vyhloubení koryta řeky a k vytvoření rozsáhlého mokřadního systému. Tento rozlehlý vodní systém má značný vliv na rostlinné a živočišné druhy. Těmto vlivům na složky biocenóz plazů, ptáků, obojživelníků, savců, rostlin, a především ichtyofauny a zoobentosu věnovala tato práce značnou část literární rešerše. V praktické části došlo ke zkoumání vlivu bobra na společenstva ichtyocenóz a makrozoobentosu. Porovnán byl potok (Kateřinský), který byl zasažen bobry a potok (Kosí/Kosový), který nebyl bobří činností nijak ovlivňován. Práce přinesla hodnotné výsledky, které poukazují na to, že bobří přehrady tvoří migrační bariéru pro druhy ryb, které nejsou schopny tyto hráze překonat. Bobří rybník je podstatně více druhově bohatší na počty druhů ichtyocenóz a společenstvo je více vyrovnané v porovnání s referenčním tokem. Složky makrozoobentosu jsou rovněž ovlivněny a jejich zastoupení je na území bobřích toků značně druhově bohatší. Existují významné rozdíly v počtech jedinců makrozoobentosu rozdělených podle habitatu a substrátu, který jednotlivé druhy obývají. Výsledky naznačují, že bobří činnost negativně ovlivňuje migraci některých druhů ryb, ale pozitivně ovlivňuje druhové spektrum ichtyofauny i bentických bezobratlých. Je však potřeba zmínit, že na druhové složení společenstev makrozoobentosu i ichtyofauny mohou mít vliv i jiné faktory, mezi které patří například zeměpisná poloha, stáří rybníka, fyzikálně-chemické vlastnosti vod, typ substrátu, celková propustnost bobřích hrází apod. I přesto předložená práce přináší hodnotné výsledky, a práce jako taková může sloužit jako pilotní studie pro další výzkum.

## 7. Reference

Anderson CB, Rosemond AD. 2007. Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia* **154**:141–153.

Anderson CB, Vanessa Lencinas M, Wallem PK, Valenzuela AEJ, Simanonok MP, Martínez Pastur G. 2014. Engineering by an invasive species alters landscape-level ecosystem function, but does not affect biodiversity in freshwater systems. *Diversity and Distributions* **20**:214–222.

Anděra M. 2011. Current distributional status of rodents in the Czech Republic (Rodentia). *Lynx*, n. s. **42**:5–82.

Bashinskiy IV. 2020. Beavers in lakes: a review of their ecosystem impact. *Aquatic Ecology* **54**:1097–1120.

Bashinskiy IV, Osipov VV. 2016. Beavers in Russian forest-steppe — characteristics of ponds and their impact on fishes and amphibians. *Russian Journal of Theriology* **15**(1):34–42.

Bylak A, Kukuła K, Mitka J. 2014. Beaver impact on stream fish life histories: the role of landscape and local attributes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **71**:1603–1615.

Clifford HF, Wiley GM, Casey RJ. 1993. Macroinvertebrates of a beaver-altered boreal stream of Alberta, Canada, with special reference to the fauna of the dams. *Canadian Journal of Zoology* **71**:1439–1447.

Cook DB. 1940. Beaver-trout relations. *Journal of Mammalogy* **21**:397–401.

Collen P, Gibson RJ. 2001. The general ecology of beavers (*Castor* spp.), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish- a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **10**:439–461.

Compton MC, Floyd MA, Stephens DE. 2013. Changes in fish community structure and effects on Blackside Dace (*Chrosomus cumberlandensis*) populations following beaver colonization in Davis Branch, Cumberland Gap National Historical Park, Bell County, Kentucky. *Southeastern Naturalist* **12**:112–128.

Čeněk M. 2011. Bobři. Národní zemědělské muzeum Praha, Praha.

Devito KJ, Dillon PJ. 1993. Importance of runoff and winter anoxia to the P and N dynamics of a beaver pond. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **50**:2222–2234.

Ducroz JF, Stubbe M, Saveljev AP, Heidecke D, Samjaa R, Ulevičius A, Stubbe A, Durka W. 2005. Genetic variation and population structure of the eurasian beaver *Castor fiber* in eastern Europe and Asia. *Journal of Mammalogy* **86**(6):1059–1067.

France RL. 1997. The importance of beaver lodges in structuring littoral communities in boreal headwater lakes. *Canadian Journal of Zoology* **75**:1009–1013.

Fuller MR, Peckarsky BL. 2011. Ecosystem engineering by beavers affects mayfly life histories. *Freshwater Biology* **56**:969–979.

Gabrys G, Wazna A. 2003. Subspecies of the European beaver *Castor fiber* Linnaeus, 1758. *Acta Theriologica* **48**:433–439.

Grasse JE. 1951. Beaver ecology and management in the Rockies. *Journal of Forestry* **49**:3–6.

Hägglund Å, Sjöberg G. 1999. Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams. *Forest Ecology and Management* **115**:259–266.



Halley DJ, Rosell F. 2002. The beaver's reconquest of Eurasia: status, population development and management of a conservation success. *Mammal Review* **32**:153–178.

Halley D, Rosell F, Saveljev A. 2012. Population and Distribution of Eurasian Beaver (*Castor fiber*). *Baltic forestry* **18**(1):168–175.

Hanson WD, Campbell RS. 1963. The effects of pool size and beaver activity on distribution and abundance of warm-water fishes in a North Missouri stream. *The American Midland Naturalist* **69**:136–149.

Hamšíková L, Vorel A, Maloň J, Korbelová J, Válková L, Korbel J. 2009. Jak početné jsou bobří rodiny? *Příroda*:11–16.

Hood GA, Larson DG. 2014. Beaver-created habitat heterogeneity influences aquatic invertebrate assemblages in boreal Canada. *Wetlands* **34**(1):19–29.

IUCN. 2020. Beaver animal facts. The IUCN Red List of Threatened Species, UK. Available from <https://a-z-animals.com/animals/beaver/> (accessed March 2021).

Janiszewski P, Kolasa SZ, Strychlaski J. 2017. The preferences of the European beaver for trees and shrubs in riparian zones. *Applied ecology and environmental research* **15**(4):313–327.

Johnston CA, Naiman RJ. 1987. Boundary dynamics of the aquatic–terrestrial interface: The influence of beaver and geomorphology. *Landscape Ecology* **1**:47–57.

Kesminas V, Steponenas A, Pliuraite V, Virbickas T. 2013. Ecological impact of Eurasian Beaver (*Castor fiber*) Activity on Fish Communities in Lithuanian Trout Streams. *Annual Set The Environment Protection* **15**:59–80.

Kokeš J, Němějcová D. 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentous tekoucích vod metodou PERLA. VÚV T.G.M. Praha.

Komoróczy B, Sázelová S. 2012. Příspěvek k výskytu bobra evropského ve středním Podýjí. Pages 70–77 in Stanislava Vrbková editor. Sborník regionálního muzea v Mikulově. Regionální muzeum v Mikulově, Mikulov.

Kostkan V. 1998. Bobr se vrací. Deset let novodobé existence v českých zemích. *Vesmír* 77:403–404.

Margolis BE, Castro MS, Raesly RL. 2001a. The impact of beaver impoundments on the water chemistry of two Appalachian streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58:2271–2283.

Margolis BE, Raesly RL, Shumway DL. 2001b. The effects of beaver-created wetlands on the benthic macroinvertebrate assemblages of two Appalachian streams. *Wetlands*, 21:554–563.

Metts BS, Lanham JD, Russell KR. 2001. Evaluation of herpetofaunal communities on upland stream and beaver-impounded streams in the upper Piedmont of South Carolina. *American Midland Naturalist* 145:54–65.

McDowell DM, RJ Naiman. 1986. Structure and function of a benthic invertebrate stream community as influenced by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia* 68:481–489.

McKelvey RW, Dennington CM, Mossop D. 1983. The status and distribution of trumpeter swans (*Cygnus buccinator*) in the Yukon. *Arctic* 36:76–81.

McMaster RT, McMaster ND. 2001. Composition, structure, and dynamics of vegetation in fifteen beaver-impacted wetlands in western Massachusetts. *Rhodora* 103:293–320.

Meentemeyer RK, Butler DR. 1999. Hydrogeomorphic effects of beaver dams in Glacier National Park, Montana. *Physical Geography* 20:436–446.

Naiman RJ, Melillo JM. 1984. Nitrogen budget of a subarctic stream altered by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia* **62**:150–155.

Niles JM, Hartman KJ, Keyser P. 2013. Short-term effects of beaver dam removal on brook trout in an Appalachian headwater stream. *Northeastern Naturalist* **20**:540–551

Nolet BA, Rosell F. 1998. Comeback of the beaver (*Castor fiber*): an overview of old and new conservation problems. *Biological Conservation* **83**:165–173.

Nummi P. 1989. Simulated effects of the beaver on vegetation, invertebrates and ducks. *Annales Zoologici Fennici* **26**:43–52.

Páleník M, Vogeltanz L. 2006. BOBŘI NA ČESKÉM LABI. Přátelé přírody, o.p.s. Ústí nad Labem.

Pietrek AG, González-Roglich M. 2015. Post-establishment changes in habitat selection by an invasive species: beavers in the Patagonian Steppe. *Biological Invasions* **17**:3225–3235.

Poledník L. 2011. Vydra říční, bobr evropský a norek americký v CHKO Poodří dříve a dnes. *Poodří* **3**:81–87.

Puttock A, Graham HA, Ashe J, Luscombe DJ, Brazier RE. 2021. Beaver dams attenuate flow: A multi-site study. *Hydrological Processes* **35**:1–18.

Ray AM, Rebertus AJ, Ray HL. 2001. Macrophyte succession in Minnesota beaver ponds. *Canadian Journal of Botany* **79**:487–499.

Ray HL, Ray AM, Rebertus AJ. 2004. Rapid establishment of fish in isolated peatland beaver ponds. *Wetlands* **24**:399–405.

Ringelman JK, Longcore JR. 1982. Movements and wetland selection by brood-rearing black ducks. *Journal of Wildlife Management* **46**:615–621.

Rosell F, Hovde B. 1998. Pine Marten, *Martes martes*, as a Eurasian beaver, *Castor fiber*, lodge occupant and possible predator. *The Canadian Field-Naturalist* **112**:535–536.

Rosell F, Boszér O, Collen P, Parker H. 2005. Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review* **35**:248–276.

Rozhkova-Timina IO, Popkov VK, Mitchell PJ, Kirpotin SN. 2018. Beavers as ecosystem engineers – a review of their positive and negative effects. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* **201**(1): 1–11.

Rozkošný R, Ježek J, Knoz J, Kramář J, Krámpal F, Kubíček F, Lellák J, Minář J, Pokorný P, Raušer J, Sedlák E, Špačková V, Štusák E, Zelený J, Zelinka M. 1980. Klíč vodních larev hmyzu. Československá Akademie věd, Praha.

Saarenmaa H. 1978. The occurrence of bark beetles (Scolytidae) in a dead Norway spruce stand flooded by beavers (*Castor canadensis* Kuhl). *Silva Fennica* **12**:201–216.

Schlosser IJ. 1995. Dispersal, boundary processes, and trophic-level interactions in streams adjacent to beaver ponds. *Ecology* **76**:908–925.

Schlosser IJ, Ebel KK. 1989. Effects of flow regime and cyprinid predation on a headwater stream. *Ecological Monographs* **59**:41–57.

Simanonok MP, Anderson CB, Martínez Pastur G, Lencinas MV, Kennedy J.H. 2011. A comparison of impacts from silviculture practices and North American beaver invasion on stream benthic macroinvertebrate community structure and function in *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. *Forest Ecology and Management* **262**:263–269.

Smith ME, Driscoll CT, Wysłowski BJ, Brooks CM, Consentini CC. 1991. Modification of stream ecosystem structure and function by beaver (*Castor canadensis*) in the Adirondack Mountains, New York. *Canadian Journal of Zoology* **69**:55–61.

Smith JM, Mather ME. 2013. Beaver dams maintain fish biodiversity by increasing habitat heterogeneity throughout a low-gradient stream network *Freshwater Biology* **58**:1523–38.

Snodgrass JW, Meffe GK. 1998. Influence of beavers on stream fish assemblages: Effects of pond age and watershed position. *Ecology* **79**:928–942.

Strzelec M, Białek K, Spyra A. 2018. Activity of beavers as an ecological factor that affects the benthos of small rivers - a case study in the Żylica River (Poland). *Biologia* **73**:577–588.

Tumlison R, Karnes M, King AW. 1982. The river otter in Arkansas. II. Indications of beaver facilitated commensal relationship. *Arkansas Academy of Science Proceedings* **36**:73–75.

Uhlíková J. 2017. Program péče o bobra evropského v ČR-tři roky poté... *Fórum ochrany přírody* **1**:28–32.

Vlach P, Fischer D. 2019. Mapování ryb v povodí Blšanky (čtverec 5846, 5747) Hasiny (čtverec 5748), Žejdlíku (čtverec 5549), Kateřinského potoka (čtverec 6341), Úhlavky (čtverec 6342) a Mže (čtverec 6243)-zpráva z ichtyologického průzkumu. Nепublikováno. Depon in: AOPK ČR, Kaplanova 1931/1, Praha, archiv autora, 24 pp.

Vlček V, Píše J, Kestřánek J, Kříž H, Novotný S. 1984. Vodní toky a nádrže: Zeměpisný lexikon ČSR (1. vyd.). Praha: Academia.

Vorel A. 2006. Program péče o populaci bobra evropského. *Ochrana přírody* **61**(7):202–207.

Vorel A, Nováková I. 2007. Genetické a taxonomické aspekty rodu *Castor* v Evropě. Pages 91–102 in Paule L, Urban P, Gömöry D, editors. *Genetika pol'ovnej zveri a volne žijúcich živočíchov*. Arbora Publishers, Zvolen.

Vorel A, Šafář J, Šimůnková K. 2012. Recentní rozšíření bobra evropského (Castor fiber) v České republice v letech 2002–2012 (Rodentia: Castoridae). *Lynx* **43**:149–179.

Vorel A, Šíma J, Uhlíková J, Peltánová A, Mináriková T, Švanyga J. 2013. Program péče o bobra evropského v České republice. AOPK a MŽP ve spolupráci s ČZU v Praze. Fakulta životního prostředí. Praha.

Vorel A, Mokřý J, Šimůnková K. 2014. Růst populace bobra evropského na Šumavě. *Silva Gabeta* **20**(1):25–40.

Vorel A, Dostál T, Uhlíková J, Korbelová J, Koudelka P. 2016. Průvodce v soužití s bobrem. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha.

Ward OG, Graphodatsky AS, Wurster-Hill DH, Eremina VR, Park JP, YU Q. 1991. Cytogenetics of beavers: a case of speciation by monobrachial centric fusions. *Genome* **34**:324–238.

Washko S, Roper B, Atwood TB. 2020. Beavers alter stream macroinvertebrate communities in north-eastern Utah. *Freshwater Biology* **65**:579–591.

Wojton A, Kukuła K. 2020. Transformation of benthic communities in forest lowland streams colonised by Eurasian beaver *Castor fiber* (L.). *International Review of Hydrobiology* **1**:1–13.

Wright JP, Jones CG, Flecker AS. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia* **132**:96–101.

Zajíček R, Vlašín M. 1992. Návrat bobrů. EkoCentrum Brno. Brno.

## 8. Reference k obrázkům

Préau LM. 2020. Zadní končetiny s plovací blánou. Newsbreak. Available from <https://www.newsbreak.com/news/2069956848426/people-are-roasting-this-underwater-beaver-photo-that-took-four-years> (accessed March 2021).

Vogeltanz L. 2006. Ocas sloužící k opoře těla. Fotoaparát. Available from <https://www.fotoaparar.cz/fotogalerie/fotografie/89507/?page=5a28679585cb0f7cc7e52c8d8ccfa82c> (accessed March 2021).

Vogeltanz L. 2017. Detail předních končetin. Záchrané programy. Available from <https://www.zachraneprogramy.cz/res/archive/020/004420.pdf?seek=1488356279> (accessed March 2021).

## 9. Seznam zákonů

Ministerstvo životního prostředí. 1992. Zákon č. 114/1992 Sb., České národní rady o ochraně přírody a krajiny ze dne 25. března 1992. Pages 666–692 in Sbírka zákonů České a Slovenské federativní republiky, 1992, částka 28. Česká a Slovenská republika.

Ministerstvo životního prostředí. 2000. Zákon č. 115/2000 Sb., o poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy ze dne 10. května 2000. Pages 1612–1616 in Sbírka zákonů České republiky, 2000, částka 35. Česká republika.

## 10. Seznam technických norem

ČSN EN ISO 10870. 2013. Kvalita vod – Návod pro výběr metod a zařízení pro odběr vzorků sladkovodního makrozoobentosu. Český normalizační institut, Praha.

ČSN 75 7714. 2015. Kvalita vod – Biologický rozbor – Stanovení bentosu. Český normalizační institut, Praha.