

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta Životního prostředí**

Katedra aplikované ekologie



**Může být kvalita hlavního zdroje determinantou  
velikosti rodiny?**

Diplomová práce

**Autor:** Liliana Wočadlová

**Obor:** Ochrana přírody

**Vedoucí práce:** Ing. Aleš Vorel, Ph. D

Praha 2017

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Liliana Wočadlová

Ochrana přírody

Název práce

Může být kvalita hlavního zdroje determinantou velikosti rodiny?

Název anglicky

Does main resource determine the family size?

---

### Cíle práce

Teritoriálně žijící živočichové obhajobou vlastního území zejména alokují důležité zdroje pro svou existenci. V hustém teritoriálním systému obhájit svůj unikátní prostor, je schopnost závislá na zdatnosti jedince (society u sociálně žijících živočichů). Kvalita obhajovaných zdrojů by mohla mít přímý vliv na reprodukční úspěch držitele. Lze si tak položit otázku zda může být množství a kvalita klíčového zdroje hlavní determinantou reprodukčního úspěchu (počtu a schopnosti přežívání potomků). Vhodným modelem pro studium tohoto problému může být hustý částečně uzavřený teritoriální systém bobra evropského, který je utvořen v Českém lese.

Cílem práce tak bude vyhodnotit zda na velikost (věkovou a početní strukturu) rodin bobrů má vliv kvalita alokovaných zdrojů. Klíčovým zdrojem pro přežívání je množství dřevin, které jsou obsaženy uvnitř obhajovaných teritorií. Dřeviny listnatých stromů jsou klíčovým zdrojem při přezimování. Toto období je kritické pro kondici mláďat i pro vitalitu dospělců, kteří se v zimě rozmnožují.

### Metodika

Práce bude mít následující harmonogram:

1. odchyt a značení jedinců v modelovém území (IX. 2016)
2. aplikace fotopastí k odhadu velikosti rodin (X. 2016)
3. kvantitativní a kvalitativní analýza klíčového zdroje (XI. 2016)
4. odhad početní a věkové struktury v rodinách (XII. 2016)
5. monitoring zimní aktivity pro určení rozsahu a umístění teritorií (II. 2017)
6. statistické vyhodnocení všech údajů (III. 2017)

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci na téma „Může být kvalita hlavního zdroje determinantou velikosti rodiny?“ vypracovala samostatně, pod vedením pana Ing. Aleše Vorla, Ph.D. Dále čestně prohlašuji, že všechny informace, které jsou uvedeny v mé práci, byly použity z odborných literárních zdrojů, které jsou citovány a uvedeny v seznamu literatury.

V Praze dne: .....

.....

### **Poděkování:**

Tímto bych chtěla poděkovat svému vedoucímu práce panu Ing. Aleši Vorlovi. PhD., za odborné rady a připomínky, podílení se na zpracovávání dat a odborné vedení výzkumu a vedení této práce.

Dále děkuji celému týmu z ČZU, který se podílel na výzkumu a zpracování dat. Dále chci poděkovat mým přátelům z řad spolužáků, za podporu, spolupráci a vzájemnou pomoc při celém průběhu studia na této fakultě.

Velký dík za podporu, patří mé rodině, mé sestře za pomoc při gramatických úpravách práce a mému příteli za pomoc, pochopení a tu největší podporu.

## Abstrakt

### **Může být kvalita hlavního zdroje determinantou velikosti rodiny?**

Diplomová práce se zabývá problematikou vlivu alokace potravních zdrojů a jejich vlivu na reprodukční úspěch a početnost rodiny bobra evropského (*Castor fiber*).

Charakteristická obhajoba území u teritoriálních živočichů spočívá zejména v jejich obhajobě jejich klíčových zdrojů v rámci obhajovaných území. Těmi je především potrava, která má je klíčová při přežívání a kondici potomků především v zimním období. Studovaná oblast se nacházela v Českém lese. Na tomto území se v současné době nachází stabilní populace bobrů složená z částečně uzavřeného systému teritorií. Výzkum početnosti bobřích rodin probíhal na základě terénních odchytů a následném značení jedinců. Dále pomocí aplikace fotopastí a následného vyhodnocení získaných dat. Lokalizace a velikosti teritorií byly odhadnuty na základě terénního šetření a monitoringu zimní aktivity bobrů. Cílem práce bylo zjistit, zda velikost rodiny bobra evropského (*Castor fiber*) závisí na kvalitě a množství potravních zdrojů v souvislosti s velikostí jeho obhajovaného teritoria. Dále se snaží odpovědět na otázku, zda je početnost bobřích rodin ovlivněna výskytem listnatých dřevin v obhajovaných teritoriích.

Z výsledků výzkumu jsem zjistila, že početnost jedinců v rodině, včetně početnosti potomků, je determinována alokovanými zdroji v rámci teritorií. Listnaté dřeviny jsou klíčovým potravním zdrojem bobra. Se zvyšujícím se množstvím listnatých dřevin a jejich relativní hustotou v teritoriu, roste početnost jedinců v rodinách. Současně roste početnost jedinců v rodinách, včetně potomků, s růstem velikosti bobřích teritorií. Početnost bobřích rodin se nezvyšuje se zvyšující se denzitou bobřích populace.

**Klíčová slova:** limitující zdroje, teritorialita, potravní nároky

## Abstract

### **Does main resource determine the family size?**

This diploma thesis deals with problematics of effect of allocate food resources and their effect in reproduction success and an abundance family's of European beaver (*Castor fiber*).

The part of recherche also explains a territorial behavior of this animal. Further the thesis focuses on population density this species and beaver's way of life within closed units (families). Further the thesis deals about food behavior and food acquisition. The second part of thesis focuses on own research. Studied territory was located in Český les. Currently in that territory is located stable beaver's population density. The population density is consisted from partially closed system of territories. The research about number of beaver's families was ongoing based on terrain's traps and tagging individuals. Further applying the phototraps and subsequent evaluation from acquired data. Localization and territory sizes were calculated based on terrain's inquiry and monitoring winter activity. The aim of the diploma thesis is to find out if beaver's size of family depends on the quality and limiting resources relating to area of his territory. Further the thesis tries to answer the questions about that if an abundance of deciduous woody plants affects a number of beaver families.

The results of research shows that the abundance of members in the family (including an abundance of offsprings) is determined of allocated resources in territories. Deciduous woody plants are main food resources of beaver. With the increasing quantity of deciduous woody plants and theirs density in the territories, the abundance of members in the families grows. Also grows the abundance of members in the families, including offsprings, with increasing size of beavers territories. The abundance of the beaver family is not increased by increasing density of beaver population.

**Keys words:** Limiting resources, territoriality, food acquisition

# Obsah

1. Úvod .....	9
2. Cíle práce .....	11
3. Literární rešerše .....	12
3. 1. Historický vývoj areálu výskytu .....	12
3. 2. Vývoj výskytu populace bobra evropského ( <i>Castor fiber</i> ) v Českém lese .....	13
3. 2. 1. Počátky zpětného osidlování a průběh kolonizace .....	13
3. 2. 2. Současný stav .....	15
3. 3. Výskyt bobra v rámci stanovištních podmínek .....	15
3. 4. Teritorialita .....	16
3. 4. 1. Teritorium a domovský okrsek .....	16
3. 4. 2. Projevy teritoriality .....	17
3. 4. 3. Projevy teritoriality bobra evropského ( <i>Castor fiber</i> ) .....	18
3. 5. Populace .....	19
3. 5. 1. Život v rodině .....	19
3. 5. 2. Rozmnožování .....	20
3. 5. 3. Metapopulace .....	21
3. 5. 4. Disperze jedinců .....	22
3. 5. 5. Populační dynamika a hustota populace bobrů .....	22
3. 6. Potrava bobra evropského .....	24
3. 6. 1. Potravní nároky .....	24
3. 6. 2. Potravní preference bobra a vliv vzdálenosti potravních zdrojů od centrálních míst .....	24
3. 6. 3. Spotřeba potravy .....	25
3. 6. 4. Potravní zdroje a reprodukční zdatnost .....	26
4. Metodika .....	26
4. 1. Popis studijního území .....	26
4. 1. 1. Zájmové území .....	26
4. 1. 2. CHKO Český les .....	27
4. 1. 3. Geologie .....	27
4. 1. 4. Půdní podmínky .....	28
4. 1. 5. Stanovištní podmínky .....	28
4. 1. 6. Hydrologie .....	28

4. 1. 7. Klimatické podmínky .....	29
4. 2. Sběr a zpracování dat .....	29
4. 2. 2. Označování jedinců .....	31
4. 2. 3. Odhady početnosti jedinců z fotosnímků.....	31
.....	32
4. 2. 4. Odhad umístění a rozsahu teritorií .....	32
4. 2. 5. Odhad intenzity alokovaných zdrojů .....	33
4. 2. 6. GIS Analýza .....	33
4. 2. 7. Statistické vyhodnocení dat .....	34
5. Výsledky .....	34
5. 1. Početnost jedinců.....	34
5. 2. Pobytové známky .....	36
5. 3. Velikost teritorií.....	37
5. 4. Vliv testovaných faktorů na početnost jedinců.....	40
5. 4. 1. Celková početnost jedinců v rodině .....	40
5. 4. 2. Početnost mladých jedinců v rodině .....	40
6. Diskuse .....	45
6. 1. Sběr dat .....	45
6. 2. Početnost jedinců.....	46
6. 3. Velikost teritoria.....	46
6. 4. Potravního zdroj .....	48
6. 5. Denzita .....	50
6. 6. Vliv dalších faktorů na reprodukci.....	51
7. Závěr.....	51
8. Přehled literatury .....	53
9. Přílohy .....	62



# 1. Úvod

Bobr evropský (*Castor fiber*) je krepuskulárním, býložravým, společenským živočichem (Wilsson, 1971). Patří mezi vůbec největší hlodavce a jeho hmotnost dosahuje až 25 kg. (Kostkan, 1997). Prapředek bobra se poprvé objevil v období třetihor a obýval areály Evropy, Asie a Severní Ameriky. Do současné doby se dochovali dva zástupci tohoto rodu, bobr kanadský (*Castor canadensis*) a bobr evropský (*Castor fiber*) (Šafář, 2002). Oba tyto druhy bobrů jsou téměř identičtí a to jak co se týče charakteristik svého chování, tak z hlediska své morfologie. Pro publikované studie obou těchto druhů je tedy možné a zcela běžné používání totožných informací (Novak, 1987; Wilsson, 1971).

Bobr je typickým teritoriálním živočichem. Jeho teritoria jsou aktivně obhajována párem dospělých jedinců a několika generacemi jeho potomků (Heidecke, 1984). Obhajováním svých teritorií si bobři mimo jiné obhajují své místní alokované zdroje, které jsou důležité pro jejich existenci.

Bobři byli z české krajiny v minulosti již dvakrát vyhubeni a jejich návrat do evropské přírody je považován za jeden z největších úspěchů ochrany přírody. V současné době je šíření bobrů v Evropě stále probíhajícím procesem a dá se očekávat, že v příštích desetiletích budou bobři kolonizovat své dřívější oblasti výskytu. Nyní je v České republice bobr zvláště chráněným živočichem podle přílohy č. III. prováděcí vyhlášky MŽP č. 395/1992 Sb. Podle „§ 50 odst. 2 zákona č. 114/ 1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů“ je chráněn i jeho biotop včetně hrází, nor a hradů. Ty je výslovně zakázáno ničit, poškozovat či přemísťovat. Bobr je také podle“ § 3 písm. a) zákona 115/2000 Sb., o poskytování náhrad škod způsobenými vybranými zvláště chráněnými živočichy“ zařazen mezi zvláště chráněné živočichy, u kterých je poskytována náhrada za způsobení škod.

Bobří činnosti spojené se zajišťováním potravy a stavební aktivitou mají významný vliv na přetváření krajiny a jejího rázu. Bobr je proto řazen mezi živočichy, kteří jsou označováni jako tzv. ekosystémoví inženýři (Rosell & kol. 2005). Mezi nejvýznamnější aktivity bobra patří výstavba bobřích hrází. Bobři staví své hráze za účelem zvednutí vodní hladiny, tak aby došlo k zakrytí vstupu do nor a byla jim tak zajištěna ochrana proti predátorům. Jejich pozitiva jsou především ve stabilizaci vodní hladiny a zvýšení druhové diverzity v zatopených oblastech. K obohacení diverzity

dochází především na místech litorálů, kde se zvyšuje druhové bohatství vodních rostlin a bezobratlých (Vorel & kol. 2013).

Nicméně v poslední době stále častěji dochází ke konfliktům mezi bobrem a člověkem, který často jeho území využívá (Parker & Rosell, 2003). Bobři svou činností způsobují zatopení soukromých pozemků, okusy a kácení dřevin, a v neposlední řadě narušují rybníční a říční hráze. Právě poškozování technických vodních staveb, jako jsou hráze, zvyšuje na některých místech rizika zatopení vodou nebo urychlení povodní (Andreska & Andreska). Bobr je tedy do značné míry konfliktním druhem především mezi ochranou přírody a soukromými vlastníky, jejichž pozemky obývá. Vzhledem k tomu se aktuálně zvyšuje důležitost znalostí prostorové a populační ekologie tohoto druhu. Tyto znalosti jsou důležité zejména pro předpovědi vývoje a možných scénářů budoucího rozšiřování areálu výskytu a také pro zavedení vhodných managementových opatření. Ačkoliv jsou publikovány obecné modely (Hartman, 1994), sloužící k popisu kolonizační rychlosti a populačních hustot bobrů v průběhu desetiletí, podrobné studie malých areálů, mohou poskytovat přesnější údaje o principech vývoje bobřích populací.

Tato práce se zaměřuje na to, zda má množství a kvalita alokovaných zdrojů vliv na velikost rodiny bobrů. Pro tuto práci bylo vybráno studijní území částečně uzavřeného systému bobřích teritorií v Českém lese. Jde o lokalitu, na kterou se bobr vrátil po svém vyhubení v první polovině 90. let, díky přirozené migraci ze sousedního Bavorska, kam byli bobři v 60-90 letech úspěšně reintrodukováni. V Českém lese se proto v současné době nachází silná a stabilní populace bobrů a stav se zde blíží kapacitě prostředí. Takovýto komplex teritorií, by mohl sloužit jako vhodné modelové území pro výzkum principů fungování bobřích populací.

Práce se snaží odhalit hlavní klíčové faktory hrající roli ve velikosti bobřích rodin. Zaměřuje se na to, zda se velikost rodiny promítá do velikosti teritoria a zda na velikost rodiny má vliv množství alokovaných zdrojů, jelikož kvalita a množství potravy hrají klíčovou roli pro přezimování, přežívání mláďat a vitalitu dospělců.

## 2. Cíle práce

Cílem této diplomové práce je určit ze snímků získaných z fotopastí a terénních odchyťů počet a věkovou strukturu jedinců bobra evropského v jednotlivých teritoriích. Dalším cílem je v terénu zhodnotit pobytové známky bobrů, a ze získaných údajů analyzovat velikost a rozsah teritorií jednotlivých rodin. Na základě těchto získaných dat je poté cílem odhadnout pomocí gisových analýz a statistických metod:

1. míru alokace klíčového potravního zdroje (množství listnatého porostu) v teritoriích.
2. vliv alokovaných zdrojů na početnost rodiny a na velikost jednotlivých teritorií.

Pracovní hypotézy byly stanoveny na základě otázek:

1. Závisejí velikost rodiny bobra evropského (počet a schopnost přežívání potomků) na množství a kvalitě potravních zdrojů v souvislosti s velikostí jeho obhajovaném teritoria?
2. Má kvalita potravních zdrojů v obhajovaném teritoriu přímý vliv na reprodukční zdatnost jedince?
3. Má výskyt listnatých dřevin v obhajovaných teritoriích bobrů přímý vliv na početnost bobří rodiny?

### 3. Literární rešerše

#### 3. 1. Historický vývoj areálu výskytu

Evoluční předchůdci bobra žili na naší planetě již před příchodem člověka. Nejstarší nálezy prapředků bobra pocházejí ze Severní Ameriky a jsou datovány do období svrchního oligocénu (Hinze, 1960; Šafář, 2002). Rod *Castor* se objevuje v období třetihor na území Evropy, Asie a Severní Ameriky a dnešními potomky těchto prapředků jsou blízce příbuzní bobr evropský (*Castor fiber*) a bobr kanadský (*Castor canadensis*) (Šafář, 2002). Postupem času bobr osidloval rozsáhlá území od severní hranice lesa až po subtropické oblasti. V období středověku začalo na území evropského kontinentu docházet k velmi intenzivnímu lovu bobrů. Důvodů k lovu bobra bylo hned několik. Bobr byl dlouhá léta loven nejen pro svou kvalitní, hustou kožešinu (AOPK ČR, 2012), v období středověku byl považován také za postní pokrm a byl ceněn rovněž pro výměšky bobřích žláz. Ty byly využívány díky svému vysokému obsahu kyseliny salicylové jako medikament při horečnatých onemocněních (Andreska & Andreska, 2014). Hromadné vybití tohoto živočicha nakonec způsobilo, že se dochoval pouze ostrůvkovitý areál výskytu na území dnešního Německa, Francie, Skandinávie a Ruska. V Českých zemích byl bobr dvakrát zcela vyhuben. Původní alochtonní populace bobra v Čechách vymizela v první polovině 18. století (Šafář, 2002). Od té doby se zde bobr nevyskytoval až do konce 18. století, kdy šlechtický rod Schwarzenberků založil na svých majetcích v jižních Čechách umělé chovy bobrů. Ze Schwarzenberské bobrovny Červený Dvůr začali být bobři dodáváni pro účely volného chovu na 3 jihočeské rybníky Belový, Dušákovský a Spálený (Kothera, 1991). Díky tomu se následně rozmnožila populace bobrů na řekách Lužnici a Nežárce. Když v roce 1830 nastali povodně, bobři se také rozšířili do středních Čech. Od roku 1833 začal však znovu probíhat jejich intenzivní lov. V roce 1876 byl odchycen u hamru na Nežárce poslední volně žijící bobr v Čechách, který v roce 1882 uhynul (Princ, 1887; Hošek, 1978; Šafář, 2002). Bobři byli tehdy vyhubeni z české krajiny již podruhé a v Čechách zůstali pouze uměle chovaní jedinci v bobrovnách, což byli potomci původem polských bobrů. V roce 1982 vymizeli bobři z území Čech úplně. První snahy o obnovu bobřích populací v Evropě započaly na začátku 20. století především ve Skandinávii a na území bývalého Sovětského svazu. Ačkoliv byli následně bobři znovu postupně vysazováni na různých

místech Evropy, v Čechách byl bobr znovu pozorován až v r. 1986, na řece Jihlavě u Pohořelic, a v r. 1988 na řece Dyji u Lednice. Od té doby se bobr v české krajině intenzivně šířil převážně proti proudu řeky Moravy. Od r. 1993 se šířil také do Západních a Jižních Čech. Od r. 1995 se vyskytují stálé populace bobrů v Českém lese u Rozvadova na Kateřinském potoce. Když bobři v roce 2000 překročili hranici Labsko - Dunajského rozvodí, začali se šířit také po řekách Mži, Úhlavě a Radbuze. Dnešním jediným geograficky původním poddruhem bobra v Čechách je labský bobr (*Castor fiber albicus*) (Šafář, 2002).

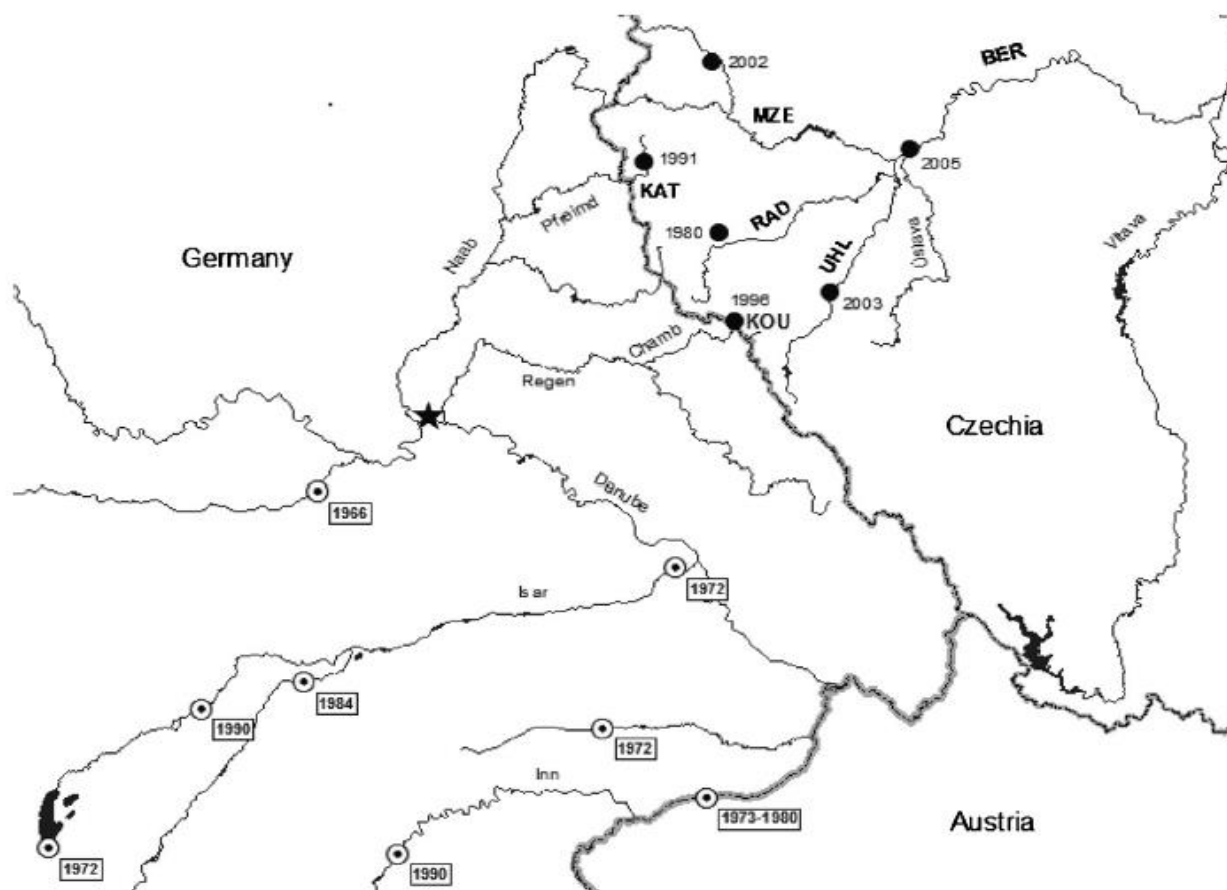
### **3. 2. Vývoj výskytu populace bobra evropského (*Castor fiber*) v Českém lese**

#### **3. 2. 1. Počátky zpětného osidlování a průběh kolonizace**

První opětovné osídlení bobra evropského v Českém lese, je datováno do roku 1992 poblíž obce Svatá Kateřina. Tato obec se nachází na území CHKO Český les v jeho centrální části (Vorel et al., 2010). Později, se zvyšujícím se přirozeným šířením tohoto druhu, bobr osidloval další části Českého lesa. V roce 1998 bylo jeho osídlení zaznamenáno u přítoku Nivního potoka. Následně v roce 1999 bobr osídlil Hraniční potok nedaleko obce Rozvadov (Kůs, 1999). V období let 1996 - 2000 bobr osidloval další území Českého lesa, kterými byly Farský a Mlýnský potok, ale také jižní část Českého lesa a oblasti Všerubského průsmyku na Domažlicku V roce 2000 byl potvrzen výskyt bobřích rodin v povodí Kateřinského potoka. V roce 2005 se jedna z bobřích rodin usadila na místní PP Na Kolmu (AOPK ČR, 2012).

Dle Šimůnkové & Vorla (2015) byla zkoumána retrospektivně kolonizace v 6 povodích v Západních Čechách, na Radbuze, Kateřinském potoce, Koubě, Mži, Úhlavě a Berounce. Výzkum však zahrnoval také části potoků na hranicích s Německem a české potoky (Nivní, Hraniční). K odhalení detailů průběhu kolonizace, byly analyzovány získané údaje z publikovaných zdrojů, s ohledem na současnou hustotu populace v těchto povodích. Všechna povodí byla osidlována z jednoho možného zdroje. Větší vzdálenost od zdroje šíření nejprve zpozdila začátek rychlého růstu populace. Vliv bariér, které rozdělovaly povodí, zde nebyl podstatný, bobři totiž bariéry pravidelně překračovali (Šimůnková & Vorel, 2015).

Bobří v Západních Čechách pocházejí ze znovu zavedeného programu reintrodukce prováděného v letech 1967-1991 (Zahner, 1997), kde došlo k uvolnění populací v Dunaji a Isaru. (Schwab and Schmidbauer, 2003). Od r. 1980 kontinuální kolonizační proces usazených bavorských populací bobrů rozšířil bobří populace do Západních Čech (Šafář, 2002; Vorel & kol., 2012). Důkazy první kolonizace byly v roce 1980 v povodí Radbuzy a poslední kolonizace proběhla v povodí Berounky. Rychlejší populační růst začal v různých letech po první kolonizaci povodí (rozmezí 1-20 let). Na řece Radbuze první kolonizace proběhla v r. 1980. V roce 2000 zde docházelo k rychlému populačnímu růstu. V roce 2015 zde bylo objeveno 12 bobřích teritorií. Na Kateřinském potoce proběhlo první osídlení v roce 1991. V roce 1995 zde probíhal silný populační růst. V současné době je zde 37 bobřích teritorií. Pro rok 2015 bylo bobřích teritorií v povodí Kouby 13, na Mži 6, na Úhlavě 14 a na Berounce 8 (Šimůnková & Vorel, 2015).



**Obr. 1. Umístění povodí a jejich kolonizace v Západních Čechách.** Mapa znázorňuje zdroj šíření bobrů poblíž Regensburgu (označené hvězdičkou) kolonizujících Západní Čechy. Bobří se rozšířili do studijních území pravděpodobně podél řek Regenu a Naabu. Kruhy s tečkou značí

umístění a období let bobřích reintrodukcí provedených v Bavorsku (dle Šimůnkové & Vorla). Plné černé kruhy znázorňují lokality a data prvního osidlování v rámci povodí.

### 3. 2. 2. Současný stav

V současné době dosáhl růst bobří populace u dvou nejmenších toků Kouby a Kateřinského potoka svého maxima. U zbývajících populací, byly zjištěny známky, buď fáze rychlého, nebo pomalého růstu bez znatelného zpomalení. V současnosti se bobr evropský vyskytuje trvale v povodí Kateřinského potoka mezi Rozvadovem a Svatou Kateřinou (Šimůnková & Vorel, 2015). Současné místní populace jsou, jak už bylo uvedeno, tvořeny potomky původních populací bobrů, kteří se sem šířili postupnou migrací z území bavorského Regenu a Ingolstadtu. V roce 2010 byl pro zdejší oblast odhadnut výskyt 37 bobřích rodin (Vorel in Celháríková, 2010). V roce 2012 udává CHKO Český les informace o výskytu 44 bobřích rodin (AOPK, 2012). Nyní se nachází v Českém lese stabilní osídlení bobří populace. Bobři se odtud aktivně rozšiřují dalšími směry přes území Plzeňského kraje po Radbuze, Mži, Úhlavě, Úslavě a dalších tocích (Vorel & kol., 2012).

### 3. 3. Výskyt bobra v rámci stanovištních podmínek

V Severní Americe jsou bobři schopni podle svých potřeb měnit podmínky prostředí, což umožňuje populacím obývat celou řadu přirozených, ale i člověkem pozměněných stanovišť. Bobři úspěšně kolonizují tundru i tajgu na dalekém severu. Na jihu lužní listnaté lesy a mokřady a břehové oblasti v chladných i horkých pouštích. Území osidlují od hladiny moře až do výše 3400 m n. m. (Novak, 1987). Bobři typicky obývají vodní toky s alespoň přerušovaným průtokem a jezera nebo rybníky se stojatou vodou. Mohou, ale také obývat mokřady, které postrádají otevřenou vodní hladinu. Například populace bobrů v Minesotě obývá mechové rákosiny a další rašeliniště. Zde mohou bobři zvětšovat přírodní příkopy k vytvoření nádrží stojaté vody a vytvářet plovoucí stavby. Ty jsou poté schopni přizpůsobit výkyvům vodní hladiny a tím si zachovávat ochranu před zdejšími predátory (Rebertus, 1986). I když bobři mohou obývat širokou škálu stanovišť, platí zde některá obecná pravidla. Například komplexní zhodnocení stanovištních požadavků bobrů ve skalnatých horách ukázalo, že bobři

preferují přednostně široká údolí s nízkým zeměpisným gradientem (<6%). Ten nabízí relativně více potravy a snižuje riziko vážných záplav (Retzer & kol., 1956).

### **3. 4. Teritorialita**

#### **3. 4. 1. Teritorium a domovský okrsek**

V problematice teritoriality je důležité přesné vymezení pojmů teritorium a domovský okrsek. Teritorium můžeme chápat jako určitý prostor, který je využíván aktivně se rozmnožující skupinou a především proti příslušníkům vlastního druhu je aktivně obhajován. Teritoriální chování se vyznačuje obhajováním, hájením a značením určitého území tzv. teritoria. Domovský okrsek je svojí rozlohou několikrát větší než rozloha teritoria (Drmotá & kol. 2007). Domovské okrsky jsou typické tím, že se mohou vzájemně překrývat (Jewel, 1966). Závisejí také na množství dostupných zdrojů v dané oblasti. Při rozhodování o místě výskytu je hlavním kritériem dostatek potravy, ale důležitými faktory jsou také vhodná místa k rozmnožování a vhodné úkryty před predátory (Sinclair, 1983).

Rozsah domovského okrsku bobra je závislý na pohlaví, věku, sociální organizaci rodinné jednotky, typu stanoviště a na sezónních omezeních. U samic jsou během léta vzdálenosti pro zajišťování potravy omezené. V důsledku péče o mláďata se v letním období od svých doupat nevzdalují příliš daleko. Na podzim se mláďata stávají již méně závislá na rodičích a tak se často s postupem času velikosti domovských okrsků dospělců zvětšují. Velikost domovských okrsků bývá omezena také v oblastech obklopených ledem jako například ve studii prováděné v tajze jihovýchodní Manitoby (Wheatley 1997a, 1997b). Vlastnosti stanoviště, zejména uspořádání břehů silně ovlivňují tvar a velikost rozsahu okrsku. Domovské okrsky vycházejí z nepravidelných břehových tvarů jezer, potoků, řek a rybníků. Malá jezera mohou být obsazena pouze jednou bobří rodinou. Nicméně tyto vzory stanoviště mohou být často přerušovány, když bobří nežijí ve stálé rodině nebo během sezónních přesunů (Wheatley, 1997c). Uváděná minimální vzdálenost mezi dvěma teritorii je 1 km. Teritorialita je u bobrů důležitým mechanismem, který pomáhá v regulaci populační hustoty (I Boyce, 1981a).



### 3. 4. 2. Projevy teritoriality

Teritorialita se projevuje u různých druhů živočichů. Nejčastějšími teritoriálními signály mohou být například pachové značení, akustické signály nebo zastrašování výraznými barvami či tvary. Takovéto druhy chování pomáhají příslušníkům teritoriálních druhů identifikovat své konkurenty, rozpoznávat sousední teritoria a vyhýbat se zbytečným bojovým střetům. Pokud zvířata chtějí přežít a zajistit si efektivní rozmnožování musejí k tomu provádět příslušné aktivity. Těmi jsou mimo jiné vyhýbání se predátorům a zajišťování dostatečné potravy. Všechny tyto činnosti probíhají v rámci omezeného prostoru (Bateman & kol. 2015). Hlavními důvody obhajování teritoria mohou být doupata, hnízda, nebo sexuální partneři, kteří mají různou významnost podle sezónního období (Dabelsteen & Darden, 2008). Nejdůležitějším obdobím je především doba rozmnožování a odchovu mláďat.

Jedním z významných teritoriálních projevů u savců je značkování teritorií. Značkování často probíhá pomocí výkalů, moči nebo sekretů z análních žláz. Tento způsob obrany teritoriálních živočichů můžeme pozorovat například u surikat (*Suricata suricata*) (Bateman & kol., 2015), gibbonů (*Hylobates lar*), lišek šedohnědých (*Vulpes velox*), (Dabelsteen & Darden, 2008), srnce obecného (*Capreolus capreolus*) (Drmota & kol., 2007) nebo lamy vikuně (*Vicugna vicugna*) (Mosca Torres & kol., 2015). srnec obecný (*Capreolus capreolus*) provádí například tzv. hrabákování (odhrabávání rostlinné vegetace až na půdu) a ostrouhávání stromků přičemž na tato místa roztírá výměšky pachových žláz. Tím si značí hranice svého teritoria. Další častou možností obhajování teritoria je akustická signalizace. Například liška šedohnědá mimo jiné své teritorium hájí intenzivním štěkotem.

Některé druhy živočichů, jako například surikaty mohou způsoby teritoriální obrany provádět různými kombinacemi činností. Surikaty jsou sociálně žijícím druhem v jižní Africe. Tito teritoriální živočichové žijí ve skupinách tvořenými až padesáti jedinci. Všichni jedinci ve skupině spolu společně spí v norách a spolupracují při lovu potravy. Svoje teritorium aktivně obhajují proti jiným skupinám surikat. Teritorium hájí kromě značkování pomocí válečných tanců, honiček a bojů. Každá skupina má svůj vedoucí pár, který hlídá skupinu a je stále na pozoru (Bateman & kol., 2015). U srnce obecného (*Capreolus capreolus*) patří mezi základní projevy teritoriálního chování jak pachové značkování, tak další způsoby teritoriálních projevů. Při spatření konkurenta srnec svého protivníka nejprve testuje pohledem. Poté zvedá hlavu na znamení

varování. Intenzivnějším způsobem je tzv. hrozba. V případě, že je protivník slabší, sklopí uši a odchází. Pokud je stejně silný, nejdříve klopí hlavu směrem dolů a parůžky má nasměrovány směrem k svému protivníkovi. Poté se k sobě oba srnci přibližují, dotknou se navzájem hlavou a pomocí parůžků společně svádějí ritualizovaný souboj. Jedinec, který souboj prohraje, poté ustupuje a je vítězným protivníkem krátce pronásledován (Drmota & kol., 2007).

Dalším zajímavým jevem je fakt, že obrana teritorií se často projevuje především u monogamních savců. Takovýmito příklady mohou být kromě bobra evropského například druh malé antilopy dikdik Kirkův (*Madoqua kirkii*), křeček kalifornský (*Peromyscus californicus*) nebo již zmiňovaná liška šedohnědá. Vazby u monogamických párů jsou často vytvořené za účelem společné péče o potomky a zároveň slouží k lepšímu zajištění přežití potomků. (Cross & kol., 2014; Bateman & kol, 2015). Mnoho studií potvrzuje, že obhajování teritorií se vyskytuje zpravidla častěji u samců než u samic. Například ve studii z jižního Norska se u bobra evropského (*Castor fiber*) projevovale silnější značkování a silnější reakce na vpády cizích jedinců u samců než u samic (Cross & kol., 2014). Výzkum lišky šedohnědé v Severní Americe (*Vulpes velox*) zjistil, že samci na rozdíl od samic aktivně obhajovali teritorium a to nejčastěji za pomoci zvukových signálů. (Darden & Darden, 2008; Losin & kol. 2016).

### **3. 4. 3. Projevy teritoriality bobra evropského (*Castor fiber*)**

Bobři jsou vysoce teritoriální živočichové. U obou pohlaví a ve všech věkových skupinách se toto chování projevuje již od 5 měsíců života. Mezi bobry dochází poměrně často k agresivním setkáním. Rány z pokousání od cizích jedinců bývají častými příčinami úmrtí. Nejčastěji k nim dochází v květnu, v období rozptylu jedinců a zakládání nových teritorií. Bobři se usazují v novém území nebo přebírají území a to jak v párech, tak v jednotlivcích. Nově přistěhovaní bobři nejprve zabírají území, ve kterých došlo k úmrtí jednoho nebo obou původních obyvatel. Již od jara probíhá teritoriální značkování bobrů. Pachové značky vymezují hranice teritorií a jejich vlastníky. Samci značkují teritoria s větší intenzitou než samice a to především v létě, v období kojení mláďat. Dospělci obou pohlaví identifikují pachové značky cizích jedinců a snaží se je překrývat (Baker & Hill, 2003). Bobři evropští i bobři američtí provádějí pachové značkování v podobě výměšků análních žláz AGS a castorea. Anální

žláznaté sekrece (AGS) jsou produktem análních žláz. Jsou složené z voskových esterů a mastných kyselin. Castoreum je produktem, který je tvořen smíchanou močí a tekutým obsahem silně páchnoucích výměšků tzv. bobřích žláz. Castoreum obsahuje fenoly, neutrální a kyselé sloučeniny. Na základě bobřích sekretů bobři dokáží rozlišovat pachy jednotlivých členů rodiny, pachy jedinců ze sousedních rodin a cizince. Žláznové sekrety slouží tedy bobrům jako čichové signály a mohou poskytovat informace o identifikaci jednotlivých druhů a poddruhů (Cross & kol., 2014).

Bobři umisťují castoreum hrabáním na značkové hromádky (Svendsen 1980a). Nahrabané hromádky jsou vytvářeny samci, kteří shromažďují materiál ve svých předních tlapkách a přenášejí ho na hromádky. Velké množství pachových hromádek (scent mark) je stavěno uvnitř teritorií. Obvykle bývají stavěny v blízkosti doupat, hrází a cestiček z vody. Jedinci všech věkových kategorií umisťují pachy na hromádky, ale četnost tohoto jevu se zvyšuje s věkem jedinců. (Baker & Hill, 2003; Hodgdon & Larson, 1973). V oblastech chladnějších klimatických podmínek je stavění a značkování pachových hromádek prováděno brzy zjara po roztání ledu. Bobři znovu plně obsazují teritoria a provádějí opětovné pachové značení, které vyprchalo během zimy. V teplejších oblastech bez ledové pokrývky ke značkování obvykle dochází v průběhu celého roku, ale nejvíce intenzivní bývá na jaře. Primární funkcí vytváření bobřích pachových hromádek je značení hranic území, které slouží k minimalizaci agresivních střetů se sousedními či cizími jedinci.

## **3. 5. Populace**

### **3. 5. 1. Život v rodině**

Bobři většinu svého volného času tráví v malých uzavřených jednotkách, tzv. rodinách. Bobří rodina bývá obvykle složena z jednoho mateřského páru dospělců a mláďat ve stáří několika měsíců, až jednoletých mláďat nebo tzv. subadultů, potomků ve věku 1-3 let. Někdy spolu s rodinou zůstávají ještě starší jedinci, u kterých je tzv. odložená disperze. Zpravidla tomu tak bývá před jejich odchodem do nové rodiny, zejména v případech, kde se okolní dostupné lokality blíží nosné kapacitě prostředí (Busher, 1983). Průměrná bobří rodina tedy čítá 5-6 jedinců (Hamšíková & kol., 2009). Jednotlivé bobří rodiny obývají svá teritoria, která aktivně brání. Dispergující bobři obou pohlaví zde zůstávají na přechodnou dobu, dokud si nenajdou partnera nebo budují hráze a nory, které by jim potenciálního partnera mohli pomoci přilákat. Ve

srovnání s mnoha jinými savci se bobři vyznačují vysokou úrovní rodičovské péče, dlouhověkostí, nízkou porodností a úmrtností mláďat (Hodgdon and Lancia, 1983).

Sociální interakce mezi bobry spočívají často v úzkém kontaktu. Běžnou aktivitou v bobřích obydlích bývá například vzájemná péče o srst, která přispívá k udržení vodoodpudivosti. V zadních partiích těla kam bobři nedosáhnou, spoléhají na pomoc svých příbuzných (Patenaude and Bovet, 1984). K projevům agrese mezi členy rodiny dochází jen velmi zřídka. Co se týče projevů dominantního chování, různé studie se v tomto ohledu liší. Někteří autoři popisují u bobrů věkovou dominanci. Ta udává, že starší jedinci jsou dominantnější než mladší. Dalším typem je dominance sexuální, kdy dospělé samice jsou dominantnější než samci (Hodgdon a Larson, 1973). Některé výzkumy dokládají dominantní chování pouze napříč věkovými třídami (Busher, 1983) nebo nepotvrzují žádné takovéto vzory dominance (Brady & Svendsen, 1981).

### **3. 5. 2. Rozmnožování**

Bobr je monogamní živočich. Rozmnožování bobrů probíhá typicky v zimním období a trvá přibližně od listopadu do března. K rození potomků dochází pouze jedenkrát ročně v období pozdního jara. Pohlavní dospělosti bobři dosahují od 1, 5 – 3 let věku. Nejčastěji však od 1, 5 – 2 let (Baker & Hill, 2003). Míra gravidity samic se obvykle zvyšuje od 1, 5 do 4 let věku a poté klesá (Lizotte, 1994). Velikost vrhu je obvykle 3-4 mláďata, na některých místech to může být až 6 mláďat (Hill, 1982; Wigley a kol. 1983). Páření bobrů probíhá nejčastěji ve vodě, norách nebo hradech (Kowalski, 1976). Období rozmnožování, počet mláďat a reprodukční zdatnost mohou být ovlivňovány celou řadou faktorů. Takovýmito vlivy mohou být zeměpisná šířka, kvalita stanovišť, populační hustota, nebo vliv člověka. Na načasování období rozmnožování i na velikost vrhu může mít vliv zeměpisná šířka. Studie potvrzují, že v chladnějších klimatických podmínkách bývá období rozmnožování kratší a v oblastech teplejšího klimatu naopak delší (Hill 1982; Wigley & kol. 1983). Výzkum bobra kanadského (*Castor canadensis*) v USA zjistil, že bobři žijící na jihovýchodě vykazovali menší velikost vrhu, zatímco bobři žijící na severu měli ve svých vrzích vyšší počty potomků.

Jedním ze silných faktorů ovlivňujících míru množivosti je populační denzita bobrů v území, vzhledem k tomu, že v plně obsazeném prostředí dochází k rozmnožování mladších jedinců až v pozdějším věku (Payne, 1984). Jsou-li stanoviště

plně obsazena, je zde pravděpodobněji menší rozptyl a tudíž i nižší rozmnožovací aktivita u mladých jedinců. Ti zůstávají delší dobu v rodinách svých rodičů a svou pohlavní aktivitu zahajují až v pozdějším věku (Baker & Hill, 2003). Rozmnožování bobrů může být v neposlední řadě významným způsobem ovlivněno v územích, kde je povolen lov bobrů nebo probíhá jejich zvýšený odchyt člověkem.

Při výpočetních odhadech schopností reprodukce by měla být brána do úvahy místní kvalita lokality, případně rozsahy odlovu či odchytů jedinců (Baker & Hill, 2003). Přesnost při výpočetních odhadech reprodukčních schopností zvyšují také procentuální znalosti oplodnění mezi věkovými skupinami.

### **3. 5. 3. Metapopulace**

Důležitým populačním parametrem, který můžeme pozorovat u teritoriálních druhů, jsou tzv. metapopulace. Metapopulace je soubor malých populací nebo subpopulací navzájem propojených rozptylem jedinců. Měla by se skládat z plošek, které se odlišují svou kvalitou, množstvím zdrojů nebo velikostí. Dělíme je zpravidla do dvou kategorií. Zdrojové (source) a propadové (sink) plošky. Zdrojové plošky jsou trvale obsazeny, klesající plošky, samotné nelze zachovávat, jelikož jsou v přírodě pouze přechodné (Pulliam & kol., 1992; Tkadlec, 2008). Ve zdrojových ploškách převažuje natalita před mortalitou, v propadových naopak mortalita nad natalitou. V metapopulaci tak může jedna zdrojová populace zásobit více propadových populací a zajišťovat jejich perzistenci. Perzistence celé metapopulace tedy závisí na rovnováze mezi zdrojovými a propadovými populacemi (Tkadlec, 2008). Metapopulace jsou typické svou místní asynchronní populační dynamikou, která je potenciální pro stochastické vymírání populací (Fryxell, 2001). V klasických metapopulačních modelech je stochastické vymírání lokálních populací v rovnováze oproti rekolonizaci. Děje se tak prostřednictvím příležitostného rozšiřování. Podle těchto modelů, tedy před tím než se bobří pustí do výchovy potomků, nejdříve navštěvují řadu potenciálních teritorií. Pravděpodobnost úspěšného rozšíření poté silně závisí na vhodnosti stanovišť a ve velké míře také na tom, zda je již toto stanoviště obsazeno jiným jedincem. Navíc je zde riziko, že se jedincům nepodaří mezi rozptýlenými plochami nevhodných stanovišť najít stanoviště vhodná. Tento jev může v dlouhodobém měřítku vést i k potenciálnímu riziku vyhynutí populace. (Noon & McKelvey 1996; Hanski, 1997; Hanski &

Simberloff, 1997). Vhodnost stanovišť v prostorových modelech je v mnoha ohledech analogická se source-sink vyrovnaností v metapopulačních modelech.

#### **3. 5. 4. Disperze jedinců**

U bobrů probíhají 4 hlavní typy prostorové aktivity. V první řadě je to pohyb celé rodiny mezi vodními plochami v rámci teritorií. Dalším typem je krátkodobé putování ročních jedinců. Dále rozptyl dvouletých a starších jedinců za účelem založení nové rodiny. A dále různé disperze dospělců po ztrátě partnera (Bergerud & Miller, 1977).

Hlavním mechanismem zvětšování bobřích populací je disperze. Ta probíhá přibližně u jedinců od dvou let věku. Rozptyl jedinců je často ve shodě s jarním obdobím rození nových mláďat nebo s vysokým odtokem vody, zejména na místech kde v zimě led neumožňoval její průtok (Van Deelen and Pletscher, 1996). Rozptyl v bezledových oblastech je méně omezen. Značení a obrana území zde může probíhat po celou zimu. Populace bobrů žijící na nekvalitních stanovištích nebo tam kde probíhá jejich lov, jsou v prostředí méně saturované. Rozptyl zde pak může probíhat ve vyšší míře než u těch, kteří žijí na kvalitních stanovištích. Proto stanovištní podmínky mohou mít vliv na to, jak dlouhou dobu zůstanou mladí subadulti v rodině, ve které se narodili. Nicméně bobři mohou často vykazovat vysoký rozptyl i v kvalitním stanovišti. Stochastické modely růstu bobří populace předpokládají, že hustota populace závisí na délce rozptylu jedinců (Molini & kol., 1980). Vzdálenost přirozeného rozptylu se značně odlišuje. Někdy závisí na obsazení vhodného, ale neobydleného stanoviště. Směr disperze může probíhat buďto po nebo proti proudu toku ve vzdálenosti několika kilometrů. Ve studii 46 dispergujících bobrů v New Yorku, bylo 74 % disperze zahájeno po proudu a 35% se přesouvalo k sousedním rodinám. U samic byl rozptyl větší než u samců (Sun & kol., 2000). Dle uvedených autorů 14 % dispergujících jedinců bylo ve věku jednoho roku, 64 % byli dvouletí a 21 % tříletí jedinci (Hodgdon, 1978).

#### **3. 5. 5 Populační dynamika a hustota populace bobrů**

Silné teritoriální chování bobrů hraje velkou roli v populační dynamice. Přestože v populacích platí pravidla pro dosažení bodu kapacity prostředí, vlivem existence populačního tlaku a vnitrodruhové kompetice se velikost teritoria nemůže zmenšit. Díky

takovéto populační strategii dochází poté k dalšímu efektu. Během dlouhodobého a stabilního rozložení potravních zdrojů jsou po čase zdroje kompletně vyčerpány a to vede k následným fluktuacím v osidlování (Hartman, 2003). Přechodový bod v populační dynamice je proměnlivý napříč regiony a záleží na rozdílech v obsazených stanovištích, potravních zásobách, a typu krajiny. K přibližnému poklesu v růstu populací dochází 34. rok po první kolonizaci (Vorel, & kol., 2008).

Populační hustota se mění jak prostorově tak časově. Vzhledem k tomu, že domovské okrsky sousedních bobřích rodin jsou často odděleny neobsazenými stanovišti, odhady populačních hustot obvykle zahrnují nějaké neobsazené stanoviště. Mezi faktory, které přispívají k odchylkám v hustotě bobřích populací, patří odchvyt člověkem, vhodnost stanoviště, prostor pro nová osídlení, doba obsazenosti konkrétní lokality vzhledem k dostupnosti zdrojů, choroby zvířat, aktivita predátorů v území a teritorialita (Zeckmeister & Payne, 1998).

Odchyty a lov mohou významně ovlivňovat populační hustotu bobrů a mohou snižovat kapacitní nosnost prostředí. V mnoha případech dojde díky lovu či odchytům k odstranění velkého procenta dospělých jedinců z populace. Proto může mít vliv jak na hustotu tak složení věkových tříd populací. Intenzivní lovení po dobu několika let může populace zcela zdecimovat. K tomu došlo například v Severní Americe během kolonizace evropským obyvatelstvem. Ve studii ve Wisconsinu, kde byl místní lov bobrů obnoven po 19. letech jejich ochrany, byla bobří populace v prvním roce snížena o 21 %. V druhém roce o 53 % (Zeckmeister & Payne, 1998).

Hustoty bobřích populací, které zaujímají jednotlivé areály, se mohou rovněž lišit v závislosti na tom jak dlouho je již lokalita obsazená. Například v Prescottě v Massachusetts poté co se na toto území bobr vrátil po 200 letech, počet jedinců v populaci v prvních 15 letech ukazoval pomalý nárůst. Dalších 15 let se začal však velmi rapidně zvyšovat. Poté velmi rychle poklesl a nakonec se ustálil až a 23% vrcholu. V Sagehen Creek, Kalifornii se populace místních bobrů vyznačovala zprvu také pomalým růstem, poté náhlým vysokým nárůstem, a pak následoval pokles až k úrovni relativní stability (Busher & Lyons, 1999). Z dlouhodobých pozorování vyplývá, že tyto vnitřní faktory mohou být důležitými při snaze pochopit vnější faktory, které mají vliv na bobří populaci, jako jsou odchvyt, změny přirozených stanovišť vlivem člověka a konkurence s jinými druhy.

## **3. 6. Potrava bobra evropského**

### **3. 6. 1. Potravní nároky**

Bobr je obecně býložravec, který se živí až cca 300 různými druhy rostlin. Jeho potrava se skládá především z kůry, výhonků a listů dřevin, pozemních bylin, kapradin a vodní vegetace (Haarberg & Rosell, 2006). Složení potravy bobra značně závisí a odlišuje se podle lokalit jeho výskytu, výšky vodní hladiny a ročního období (Novak, 1987). V letním období zaujímá potrava bobrů denně cca 1, 5 kg trav, vodních rostlin, větviček a listů dřevin a hospodářských plodin, kterými jsou např. kukuřice nebo cukrová řepa (Stocker, 1985, Fustec & kol. 2001). Bobři se nejčastěji soustřeďují na dřeviny okolo tloušťky kmene 2, 6 – 6. V období zimy, bobři v našich podmínkách nejčastěji kácí stromy. Zaměřují se především na kácení kmenů dřevin o průměru do 20 cm, ale občas i do 80 cm. Často je také možné pozorovat nedokončené okusy stromů, ke kterým se bobři vrací i po několika dnech. Například v Litovelském Pomoraví se pohybuje množství pokácených stromů v období tvoření zásob cca okolo 0,027 m<sup>3</sup> do 13, 7 m<sup>3</sup> na bobří rodinu (Kostkan, 1998). V období zimy bobři konzumují denně 5 kg kůry dřevin. Jedná se především o měkké dřeviny, jako jsou topol (*Populus sp.*) a olše (*Alnus sp.*) (Stocker 1985, Fustec & kol., 2001). Z dřevin bobři nejvíce preferují topol (67 %) a vrbu (26%). Ostatní dřeviny jako například břízy, jasanů či dubů jsou preferovány podle místní nabídky konkrétních stanovišť (Vorel & kol., 2015)

### **3. 6. 2. Potravní preference bobra a vliv vzdálenosti potravních zdrojů od centrálních míst**

Bobři se vyznačují tím, že okusují pozemní vegetaci za účelem získávání potravy a stavebního materiálu. Po pokácení vybraného porostu jeho části často odnášejí do center svých teritorií. Za centra teritorií považujeme například rybníky, zásobárny, vodní krmeliště, nory, či bobří hráze. Jelikož činnosti spojené se zajišťováním potravy jsou energeticky náročné a také přinášejí riziko predace, předpokládá se, že bobři by měli soustřeďovat činnosti spojené se sháněním potravy, v co nejmenší vzdálenosti od center svých útočišť. V souladu s takovýmto předpokladem byla například studie prováděná v Norsku. V náhodně rozmístěných transektech v blízkosti 7 bobřích teritorií, byla zjišťována intenzita bobřího shánění potravy. Studie ukázala, že v souvislosti se sháněním potravy aktivita bobrů klesala,



vždy se zvyšující se vzdáleností od řeky a centrálních částí teritorií (Haarberg & Rosell, 2006).

Mnohé studie se také zabývají otázkou, zda se zvyšující se vzdáleností od centrálních míst teritorií klesá nebo se zvyšuje výběr menšího či vyššího porostu a průměrné tloušťky kmenu. Například studie v Norsku ukázala, že u místních populací bobrů se se zvyšující se vzdáleností zvyšovala pravděpodobnost výběru menších stromků. (Haarberg & Rosell, 2006). Tento jev potvrzuje i Jenkins a spol (Jenkins, 1980; Fryxell a Doucet, 1990). Naproti těmto poznatkům, některé studie ukazují, že na místech kde se nacházejí pouze relativně malé stonky (1,5- 30 mm) bobři naopak preferují stonky větší i u vyšších vzdáleností od centrálních míst (McGinley & Whitman, 1985). V tomto ohledu se jednotlivé výzkumy liší. Celá řada výzkumů však potvrzuje, že při velikostech vzdáleností potravních zdrojů mají bezesporu významný vliv potravní druhové preference. Například Jenkins zjistil, že bobři u preferovaných druhů stromů kácejí větší stonky, než u druhů méně preferovaných. Jiné studie ukázaly, že bobři mají silné potravní druhové preference a nemění je ani s měnící se vzdáleností (Belovsky, 1984).

Velikosti výběru tloušťky stonků mohou být ovlivněny také chemickými faktory. Některé druhy stromů, mohou reagovat na bobří okus tím, že produkují mladé rostoucí výhonky s větším množstvím fenolických sloučenin. Tyto látky mohou poté, inhibovat bobří okus. Například (Basey & kol., 1988) zjistil, že bobři, žijící několik let na stejném stanovišti se vyhýbají menším stonkům topolu osiky (< 4.5 cm). Oproti tomu bobři na nově obsazených místech preferují menší stonky osik. Na vzdálenost a tloušťku stonků při shánění potravních zdrojů bobrů má tedy vliv celá řada faktorů (lokalita, potravní preference, chemické faktory, výška vodní hladiny) a nelze je tedy příliš zobecňovat.

### **3. 6. 3. Spotřeba potravy**

Znalosti možností bobří potravy mohou být užitečné při odhadech nosné kapacity prostředí v oblastech, kde biomasa dřevin limituje populační hustotu. K odhadnutí klíčových faktorů potravních zdrojů se často využívá měření bazálních průměrů ohryzaných stonků. (Baker & Cade, 1995). Odhady denní spotřeby potravy bobra se průměrně pohybují v hodnotách od 0, 5 kg – 2 kg denně (Dyck & MacArthur,

1993). Pokud jsou potravní zdroje limitované, bobři mohou v zimním období metabolizovat tělesné tkáně.

### **3. 6. 4. Potravní zdroje a reprodukční zdatnost**

Důležitý vliv na velikost vrhu má nepochybně kvalita potravních zdrojů stanoviště. Velké vrhy mohou být ovlivněny vyšší potravní kvalitou stanovišť a s tím i nepřímo spojenou vyšší hmotností matky. Ve výzkumu bobrů v Mississippi hmotnost matky silně korelovala s velikostí vrhu. Nedostatkem kvality potravních zdrojů na stanovišti může být velikost vrhu snižována. Může tomu tak být například v důsledku omezené dávky preferovaných druhů rostlin nebo v oblastech, kde jsou vodní plochy zcela pokryté ledem (Rutherford, 1955). Některé výzkumy také potvrzují, že bobři jsou schopni reprodukce v území nekvalitních stanovišť pouze po omezenou dobu několika střídavých let (Smith, 1991). Existují však i studie, které tento vliv nepotvrzují. Například studie bobrů z Biebosch v Nizozemsku a studie z Telemarku z Norska zjistily, že kvalita stanoviště a množství listnatých dřevin neměly žádný vliv na reprodukční zdatnost studovaných populací bobrů. Ačkoliv Bieboschská populace byla ve fázi populačního růstu a stav populace v Telemarku se blížil nosné kapacitě prostředí, výsledky studie byly velmi podobné. Pouze velikosti teritorií, byly menší v Telemarku, což naznačuje, že větší populační hustota měla vliv na velikost teritoria (Campbell, 2005). Reprodukční zdatnost jedinců nemusí být však ovlivněna pouze kvalitou stanoviště, ale i mnoha jinými faktory jako jsou zeměpisná šířka, populační hustota, nebo lov (Baker & Hill, 2003).

## **4. Metodika**

### **4. 1. Popis studijního území**

#### **4. 1. 1. Zájmové území**

Zájmové území výzkumu se nacházelo v Západních Čechách v CHKO Český les. Výzkum probíhal v území horní třetiny povodí Kateřinského potoka, které zahrnuje místní vodní toky od vedoucí dálnice D5 proti proudu toků. Nadmořská výška převažující na území malých vodních toků, se zde pohybuje od 490 - 690 m. n. m.

(Vorel & Hamšíková, 2015). Na území Českého lesa převažují monokultury smrčín a rozsáhlé pastviny. Vyskytují se zde blatkové bory a také podmáčené smrkové lesy, které se soustřeďují především v oblastech vrchovišť a údolí potoků. Dále se zde vyskytují zemědělské pozemky s pěstováním kukuřice seté, které bobrům přispívají k obohacení jejich potravy (AOPK ČR, 2006). Pro zdejší výskyt bobrů a jejich život je však klíčová především struktura místních břehových porostů. V té zde převažují jasanovo - olšové luhy (Chytrý & kol., 2010). Struktura břehových porostů je tvořena primárně olší lepkavou (*Alnus spp.*), vrbami (*Salix spp.*), topoly (*Populus spp.*), javory (*Acer spp.*), břízami (*Betula spp.*) a příležitostně smrkem (*Picea spp.*) (Vorel & kol., 2012). V menší míře jsou zde zastoupeny také jasan a (*Fraxinus spp.*), lísky (*Corylus spp.*) (Korbelová & kol., 2016). Monitoring výskytu bobra evropského v Českém lese pro rok 2016 uvádí, že podle váhy průměrové kategorie jsou nejčastěji bobrem využívanými dřevinami v Českém lese topol (34,9 %), bříza (27 %), vrba (19,1 %), olše (12,7 %), 7%), javor (2,5 %) a buk (1,5 %). Všechna teritoria z tohoto monitoringu ležela v podhorské krajině, rybnících nebo drobných malých tocích s rychlým proudem vody (Korbelová & kol., 2016).

#### **4. 1. 2. CHKO Český les**

Studijní území se nacházelo v Západních Čechách na území CHKO Český les. Ta byla v České republice vyhlášena jako naše nejmladší CHKO v roce 2005. Kromě CHKO se zde nacházejí 4 evropsky významné lokality soustavy Natura 2000 ([www.ochranaprirody.cz](http://www.ochranaprirody.cz)). Ty jsou zařazeny jako EVL dle nařízení vlády č. 132/2005 Sb. do národního seznamu. Dále se zde nachází řada maloplošných chráněných území. Těmi jsou například NPP Na požárech a NPR Čerchovské Hvozdy. Mimo to je zde také několik přírodních památek a 16 přírodních rezervací (například PR Broumovská bučina, PR Diana, PR Dlouhý vrch, PR Pleš, PR Podkovák, PR Starý Hírštejn, PR Bystřice a další...) (AOPK ČR, 2007).

#### **4. 1. 3. Geologie**

Nadmořská výška Českého lesa se pohybuje v rozmezí od 426 - 1042 m. n. m. Zdejší pohoří je součástí Moldanubické oblasti, která je jednou z nejstarších součástí Českého masivu. Území je vymezené Tachovskou brázdou a Podčeskokou pahorkatinou. Na východní straně je ohraničeno českým křemenným valem, který

současně tvoří hranici mezi Moldanubickou a Dyleňskou geologickou jednotkou (AOPK ČR, 2007).

#### **4. 1. 4. Půdní podmínky**

V oblasti Českého lesa převládají anhydromorfní půdy. Pro oblast 5. lesního vegetačního stupně půdy – kambizemě a 6. - 7. lesního vegetačního stupně – kryptopodzoly. Území v údolích místních vodních toků a v terénních depresích jsou tvořena pseudoglejí. Ta na území pramenišť postupně přechází do půd glejových. Významné je zde také zastoupení rašelinných půd. Půdy jsou zde především lehké a částečně středně těžké. V území lesů a zemědělské půdy je nejčastějším půdním typem kambizem. V rovinných terénech a na úpatí svahů do 600 m n. m luvizem. V polohách horských smrčín nad 1000 m n. m leží podzol. Na území olšin a fluviálních sedimentů říčních niv především glej (AOPK ČR, 2007).

#### **4. 1. 5. Stanovištní podmínky**

Chráněná krajinná oblast Český les je převážně tvořená (až 81 %) lesy. Největší zastoupení původních dřevin v lesním porostu se nachází v oblasti Čerchovského hvozdu. Ostatní území Českého lesa je zastoupeno především nepůvodními lesními dřevinami (místy až 80 %). Pro tuto oblast jsou typické podmáčené a rašelinné lesy. Velké zastoupení lesních celků zde tvoří květnaté a kyselé bučiny. Stanoviště nelesního charakteru zaujímají především rozsáhlé pastviny a mezofilní louky. Na severní části CHKO se nacházejí cenná stanoviště podmáčených luk, slatinišť a rašelinišť. Dále jsou pro tuto oblast typické údolní nivy a bezodtokové terénní deprese. Vyskytuje se zde řada významných skalních výchozů, opuštěných lomů a montánních památek. Jako ZCHÚ je zde vyhlášeno 11 geologicky významných lokalit s rozsáhlým výskytem humolitů. (AOPK ČR, 2007).

#### **4. 1. 6. Hydrologie**

Českým lesem prochází hlavní rozvodí mezi povodím Labe a Dunaje. Do povodí Labe odtéká voda z řek Mže a Radbuzy. Ze západní strany Českého lesa probíhá odtok vody do Dunaje. Ten je odváděn řekami Studenou a Teplou Bystřicí a především menšími toky Hraničním, Kateřinským, Celním, Nivním a Nemanickým potokem.

Hydrologický režim území Českého lesa byl po staletí až do současnosti značně ovlivňován lidskou činností. V průběhu historického vývoje se zde stavěly nejrůznější vodní náhony, sklárny, hamry a mlýny. Největší stavbou tohoto typu byl tzv. Teplobystřický kanál vystavěný v 16. století, jehož délka dosahovala 16 km. Největší dopady činnosti člověka na zdejší režim vod, však měla rozsáhlá meliorační opatření prováděná v období 60. - 70. let 20. století. Zdejší louky v okolí většiny obcí byly odvodňovány a vodní toky napřimovány a zpevňovány. Například Nivní potok byl napřimen téměř po celé své délce. V současné době se v území kromě rašelinišť nevyskytují přirozené vodní nádrže. Nachází se zde pouze několik uměle vytvořených nádrží jako například Václavský rybník (10, 6 ha) či údolní nádrž Lučina. Především na severní části CHKO se nacházejí rašelinná jezírka. Ta jsou pro tuto oblast velmi významná, protože přispívají k udržování vody v krajině. (AOPK ČR, 2006).

#### **4. 1. 7. Klimatické podmínky**

V převážné většině oblasti Českého lesa převládá mírně teplé klima. To se vyznačuje mírně chladným jarním i podzimním obdobím. Léto je mírné a vlhké, zima je suchá s mírnými teplotami. Polohy nad 700 m n. m. spadají podle klasifikace klimatických oblastí ČR do chladného klimatu CH7. Zde je jaro mírné a chladné Podzim je mírný, léto velmi krátké, mírně chladné a vlhké. Zima je vlhká, mírná a hodně dlouhá. Dlouhodobé průměrné roční teploty zde kolísají v závislosti na nadmořské výšce. V polohách kolem 400 m n. m. na Domažlicku od 8 °C – 4, 5 – 5 °C na Čerchově. Maximální teplotní hodnoty dosahují v průběhu roku v červenci s průměrnou měsíční teplotou 14 - 18°C. Minimální teploty připadají na měsíc leden s teplotou -2 až -4°C. Co se týče srážek, území leží na východním úpatí ve srážkovém stínu (640 mm/ rok). Na západních návětrné straně a uvnitř pohoří jsou srážky vyšší než na okraji (838 mm/ rok). Ve vrcholových polohách je roční srážkový úhrn nejvyšší (1127 mm/ rok) (AOPK ČR, 2006).

#### **4. 2. Sběr a zpracování dat**

Sběr dat započal v letním období terénními odchyty jedinců. Poté následovalo označování odchycených jedinců v terénu. V období (září/října r. 2016) a (prosinec/ledna r. 2017) byly do terénu instalovány fotopasti. Poté probíhalo

vyhodnocení na základě pořízených fotosnímků. V březnu 2017 byly monitorovány pobytové známky. Získaná data byla následně převedena do programu Arcgis, v němž byl proveden odhad umístění teritorií a následný odhad intenzity alokovaných zdrojů. Nakonec byla data statisticky vyhodnocena. Na sběru dat a jejich zpracování byl zapojen tým spolupracovníků pod vedením Aleše Vorla. Na zpracování dat a terénních výzkumech se spolupodíleli: Jan Horníček, Jana Korbelová, Jan Kovář, Liliana Nadri a Kamila Šimůnková. Na terénních výzkumech dále spolupracovali: Lenka Hamšíková, Lada Jakubíková, Ondřej Pivrnec, Adéla Salzerová, Milič Solský, Martin Šikola, Adam Tetaur, Martin Třešňák a Jitka Uhlíková.

#### **4. 2. 1. Terénní odchyty živých jedinců**

Pro odhad populační hustoty bobrů v jednotlivých rodinách byly provedeny terénní odchyty živých jedinců. Bobři byli odchyťováni pomocí kovových sklapovacích pastí Hancock. Odchyty se konaly v letním období od července do srpna roku 2016. Odchyty probíhali v centrálních částech teritorií, nejčastěji v blízkosti bobřích hradů. Použity byly návnady z listí a kůry topolu osiky (*Populus tremula*). Součástí návnad byly také pachové ampule obsahující výměšky bobřích žláz získané od různých v minulosti uhynulých jedinců. Byl sestaven denní plán, podle kterého, byly v průběhu odchyťů střídány různé pachové vzorky od různých pohlaví jedinců. Pastí obsahující vložené návnady, byly vždy v odpoledních a předvečerních hodinách umístovány na místa určená k odchytu. Pro každé teritorium byly použity nejčastěji 3 pastí. Následně vždy druhý den v brzkých ranních hodinách probíhala kontrola nastražených pastí. Odchyťů jsem se účastnila jako pomocník. Manipulaci s pastmi a jedinci prováděli zkušení zaměstnanci KE FŽP ČZU.

Takovéto odchyty živých jedinců jsou označovány mnoha autory za tzv. přímou metodu (Vorel, 2008), která pro velikosti bobřích rodin poskytuje nejpřesnější odhady (Hay, 1959; Peterson & Payne, 1986). Nevýhodou této metody je však velká časová náročnost, finanční náklady a v neposlední řadě s sebou nese rizika fyzických ublížení a stresování zvířat. Výjimečně, může dojít i k úmrtí při odchytu jedince.

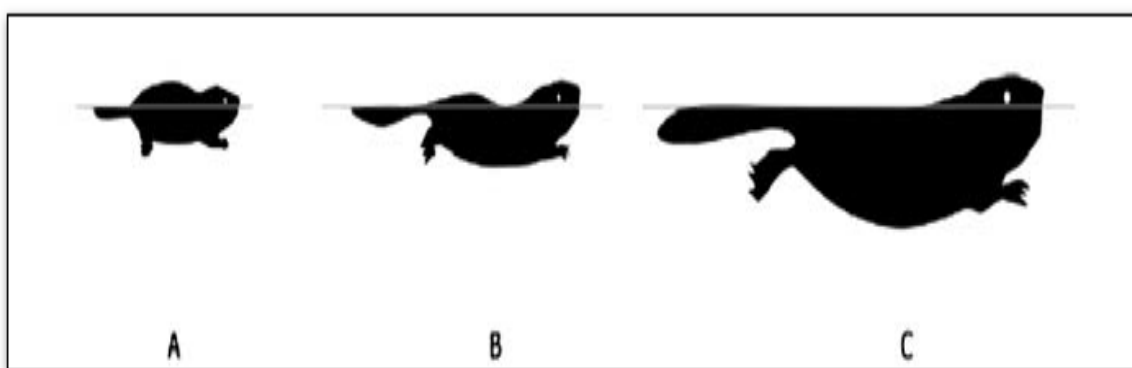
#### **4. 2. 2. Označování jedinců**

Jedinci, kteří byli odchyceni do pastí, byli ihned po ranní kontrole, vyjmuti ven z pasti. Nejprve bylo zaznamenáno pohlaví jedince. To bylo určováno především na základě zbarvení a konzistence bobřího výměšku. Dále bylo určováno stáří jedince podle hmotnosti do jedné z 3 věkových kategorií: juvenilové (0-1 rok) hmotnost do 8 kg, subadulti (1-3 roky) v rozmezí hmotnosti 8- 17 kg a adulti (> 3 roky) s hmotností nad 17 kg (Hamšíková kol.) U odchycených jedinců byla zjišťována hmotnost (kg), délka těla (cm), délka a šířka ocasu (cm), délka zadní končetiny (cm) a délka ušního boltce (cm). Chycenému jedinci byl následně pod kůži aplikován RFID čip. Takovýto čip umožňuje identifikovat jedince např. při opakovaném chycení tzv. retrapu či při nálezů mrtvého jedince. Dalším úkonem bylo označení jedince ušní značkou. Ta byla pro rozlišení umísťována na levé ucho u samic a na pravé ucho u samců. Vybraným jedincům adultního věku byla na ocas aplikována radiotelemetrická vysílačka a bluetooth zařízení a specifické ocasní značky.

#### **4. 2. 3. Odhady početnosti jedinců z fotosnímků**

Další metodou, která byla použita pro odhad počtu jedinců v teritoriích, byla metoda detekce jedinců pomocí pořízených fotosnímků. Fotosnímky byly časově pořizovány v období září/listopad 2016 a prosinec/leden 2017. Příslušné fotosnímky byly získávány z aplikovaných fotopastí umístěných po dobu několika týdnů v centrálních částech jednotlivých teritorií. V okamžiku přítomnosti nějakého živočicha v dosahu nasměrované fotopasti, byla pomocí čidla detekována jeho přítomnost a následně byly vyfotografovány 3 snímky po sobě v odstupu několika desetin sekundy. Po získání všech příslušných fotosnímků bylo provedeno jejich vyhodnocení pro každé teritorium. Nejprve bylo provedeno vytřídění snímků, kde byly vyselektovány snímky bobrů od jiných záznamů. Po vytřídění již následovalo podrobné detekování jedinců. U snímků byl hodnocen věk jedinců. Věk byl určován na základě vzájemného porovnání velikosti a proporcí těl jedinců (velikostní parametry hlavy vs. pánevní oblasti a ocasu). Jedinci juvenilního věku se například vyznačují úzkým ocasem menších rozměrů. Jedinci subadultního věku mají širší ocas se špičatým koncem, zatímco u adultních dospělců, najdeme mohutný, zaoblený ocas. Pokud jedinci na snímku byli zachyceni při plavbě ve vodě postup zařazení do věkové kategorie byl určen podle viditelných

částí těla viz (Obr. č. 1). Pro jedince jednotlivých věkových kategorií byly zaznamenávány rozlišovací znaky jako např. označení bluetooth značkou, vysílačkou, či rozlišování různých tělních zranění a odlišností. Pomocí detekce takovýchto rozlišovacích znaků, byli vzájemně odlišeni různí jedinci vyskytující se na stejném místě. Pro každé teritorium byl tedy zaznamenán příslušný počet jedinců v kategorii juvenil, subadult a adult. Na závěr byly počty zaznamenaných jedinců pro každé teritorium zapsány do tabulky. Tabulka výsledných počtů z fotosnímků byla v každé věkové kategorii příslušného teritoria doplněna a porovnána s počty odchycených jedinců. Na základě srovnání těchto údajů byly vytvořeny finální odhady počtu jedinců v jednotlivých věkových kategoriích v každém teritoriu.



**Obr. 2 Rozlišení věkové kategorie jedinců podle charakteristické plavby ve vodě: A- juvenil, B- subadult, C- adult (dle Hamšíkové & kol., 2009)**

#### **4. 2. 4. Odhad umístění a rozsahu teritorií**

Pro odhad rozsahu a umístění teritorií bylo nutno nejprve provést monitoring pobytových známek bobrů. Monitoring probíhal v období ledna roku 2016 a března roku 2017. Sběr dat byl uskutečňován buďto pozorováním při plavbě na lodi nebo pěšími pochůzkami terénem. Každá pobytová známka byla ukládána do GPS zařízení jako 1 bod. Jako pobytové známky byly evidovány bobří pachové značky, nory, hrady, polohrady, jídelny, zálehy, výduchy, zásobárny, chodníky, skluzy, kanály, tunely, hráze a okusy. Okusy byly zaznamenávány podle tří typů. Dokonalé, nedokonalé a zrcátka. Okusy stejného typu rostoucí v okruhu 5 metrů byly zapisovány jako 1 bod. Mapovány byly čerstvé okusy (stáří max. 3-4 měsíce). Okusy byly mapovány podle jednotlivých tloušťkových kategorií (0-2,5 cm, 2, 5-6 cm, 6-12 cm, 20-30cm, 30-40 cm, 40-50 cm,



50+cm) průměru kmene stonku. Pro okusy na dřevinách byly zaznamenávány příslušné rody stromů a keřů.

Po terénním získání dat, byly všechny získané údaje o pobytových známkách a jejich lokalizaci z GPS zařízení, převedeny do tabulky v programu Microsoft Excel. Poté byla data z Excelu převedena do programu ArcGIS 10. 2. Výstupem z těchto dat byla bodová vrstva obsahující terénní lokalizaci jednotlivých pobytových známek bobrů. V každém bodě byly obsaženy údaje o charakteristice, počtu a množství pobytových známek. Dále bylo příslušným bodům stanoveno vyrovnání. Vyrovnání vykazuje váhu příslušné pobytové známky (například aktivní obydlí má vysokou váhu, nízký počet okusů malých rozměrů má nízkou váhu). Lokalizace teritorií byla provedena pomocí výpočetní metody Kernel (analýza jádrového odhadu hustoty). Touto metodou byl proveden odhad pravděpodobnosti výskytu bobra v každém bodu v prostoru (Korbelová kol., 2015) Na základě této metody byl stanoven počet rodin bobrů, centrální části a hranice jednotlivých teritorií. Výstupem sloužícím k další analýze byla pak vrstva hranic jednotlivých bobřích teritorií. Podkladovou vrstvou byla ortofotomapa stažená z wms služeb CENIA.

#### **4. 2. 5. Odhad intenzity alokovaných zdrojů**

Cílem bylo vytvoření výstupní vrstvy, která bude obsahovat potravní zdroje bobrů v příslušných teritoriích. Nejprve byla vytvořena nová vrstva. Pro tuto vrstvu byl následně pomocí podkladové ortofotomapy v příslušných teritoriích vektorizován podklad, který představoval porosty listnatých dřevin a keřů, které jsou hlavním potravním zdrojem bobra. Další pomocnou vrstvou byla vrstva bufferu, vytvořená ve vzdálenosti 50 m kolem vodních toků.

#### **4. 2. 6. GIS Analýza**

Nejprve byla oříznuta vrstva teritorií pomocí bufferové vrstvy. K tomu byla použita funkce Intersect. Výstupem byla vrstva finálních teritorií s hranicí 50 m od vodního toku. Dále pomocí funkce Spatial Join byla oříznuta vrstva porostu, vrstvou teritorií a bufferovou vrstvou. Výstupem byla finální vrstva množství limitujícího zdroje v teritoriích a vrstva jednotlivých délek vodních toků v rámci teritorií. Poté byly pomocí

funkce Measure změřeny 3 vzdálenosti po délce vodních toku pomocí liniové vrstvy vodních toků k 3 nejbližším centrům sousedních teritorií. Nakonec byly z jednotlivých vrstev pomocí funkce Statistics zjištěny údaje o celkové a průměrné ploše teritorií, ploše břehových listnatých porostů a délce sousedních teritorií. Pro každé teritorium byla poté v programu Microsoft Excel vždy vytvořena průměrná délka z 3 nejbližších změřených vzdáleností sousedních teritorií.

#### **4. 2. 7. Statistické vyhodnocení dat**

Po stanovení finálních odhadů počtu jedinců v teritoriích pro jednotlivé věkové kategorie byla sestavena tabulka v programu Microsoft Excel. Do té byly zaznamenány údaje o počtech jedinců v jednotlivých věkových třídách v jednotlivých teritoriích. Poté byl testován vliv velikosti teritorií, kvality potravního zdroje, a denzity na početnost bobrů v rodinách. Data byla statisticky vyhodnocována v programu R 3. 1. 2. Pro výpočet byl použit regresní glm model na základě Qasipoissonova rozdělení. Nejprve byl proveden model pro celkový počet jedinců ( $t$ ), pro který byla zkoumána závislost faktorů velikosti teritoria ( $hab$ ), plochy zdroje ( $for$ ) a denzity ( $den$ ). Denzita byla odhadnuta jako průměrná vzdálenost 3 vzdáleností k centrům 3 nejbližších sousedních teritorií. Dále byla použita funkce Step. Následně na základě klesajícího AIC byly postupně odebírány parametry z modelu.

## **5. Výsledky**

### **5. 1. Početnost jedinců**

V období začátku srpna až začátku září r. 2016 probíhal odchyt živých jedinců do živolovných pastí. Odchyt byl prováděn v Českém lese v zájmových teritoriích bobřích rodin. Výzkum probíhal pro větší počet bobřích teritorií (44), ze kterých bylo použito pro účely této práce 22 teritorií. Ta, na kterých se nepodařilo odchytit žádné jedince a nebylo u nich k dispozici dostatečné množství kvalitních fotosnímků, byla následně z hodnoceného souboru dat vyloučena. V odchytovém období zde bylo v rámci těchto teritorií odchyceno celkem 42 jedinců. Z toho 15 adultů, 14 subadultů, 13 juvenilů a dále 1 uhynulý juvenil.

**Tabulka 1.** Věkové zastoupení a celkový počet odchytených jedinců v jednotlivých rodinách (teritoriích).

Teritorium	1	3	4	5	8	10	11	12	13	14	16	17	18	19	20	22	23	24	26	27	28	29
Juvenil	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	3	1	1	1	0	0	0	2	0	1	0
Subadult	2	0	0	1	3	3	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0
Adult	1	0	1	0	0	1	0	1	2	0	0	1	1	2	0	0	2	2	0	0	0	0
Celkem	3	0	2	1	4	4	0	1	2	1	1	5	2	3	3	0	3	2	4	0	1	0

V Českém lese bylo v období (září/říjen), (listopad/ prosinec) r. 2016 instalováno celkem 32 fotopastí. Bylo získáno cca 30000 snímků. Po jejich vytřídění bylo separováno cca 15000 snímků bobrů. Z instalovaných fotopastí byl vyhodnocen počet jedinců v jednotlivých bobříích rodinách. Po finálních odhadech byl zjištěn počet 89 jedinců. Z toho bylo 39 adultů, 29 subadultů a 21 juvenilů.

**Tabulka 2.** Věkové zastoupení a celkový počet jedinců v jednotlivých rodinách (teritoriích) odhadnutý z fotopastí.

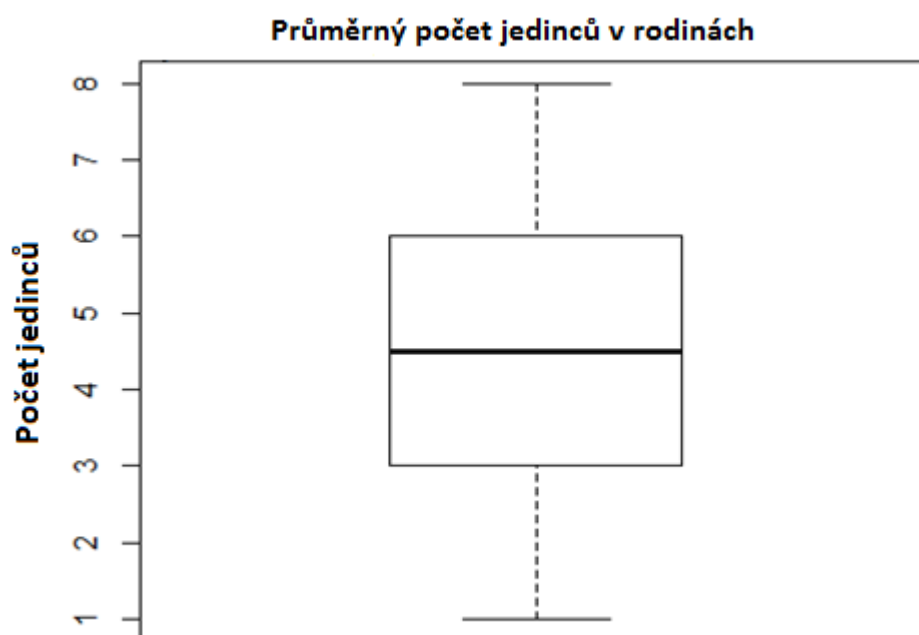
Teritorium	1	3	4	5	8	10	11	12	13	14	16	17	18	19	20	22	23	24	26	27	28	29
Juvenil	0	2	1	0	1	2	0	1	1	3	2	3	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0
Subadult	2	2	1	1	0	4	0	0	0	2	2	1	1	1	1	2	2	0	1	5	1	0
Adult	2	2	2	1	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2
Celkem	4	6	4	2	3	8	1	2	2	7	6	6	4	4	5	5	4	2	3	6	3	2

Po získání dat o početnosti odchytených jedinců a vyhodnocení jedinců z fotosnímků, byly vzájemným porovnáním a doplněním těchto získaných údajů stanoveny finální počty jedinců v jednotlivých věkových kategoriích.

**Tabulka 3.** Odhad věkového zastoupení a celkový počet jedinců v jednotlivých rodinách (teritoriích).

Teritorium	1	3	4	5	8	10	11	12	13	14	16	17	18	19	20	22	23	24	26	27	28	29
Juvenil	0	2	1	0	1	2	0	1	0	3	2	3	1	1	2	1	0	0	2	0	1	0
Subadult	2	2	1	1	3	4	0	0	0	2	2	1	1	1	2	2	2	0	3	5	1	0
Adult	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2
Celkem	4	6	4	2	6	8	1	3	2	7	6	6	4	4	6	5	4	2	7	6	4	2

Nejmenší počet jedinců na jedno teritorium byl 1 jedinec v rodině č. 11. Nejvyšší počet byl zaznamenán v počtu 8 jedinců v rodině č. 10. Průměrný počet jedinců v jednom teritoriu za celý sledovaný soubor byl 4,54 jedinců (obr č. 1). Hodnota směrodatné odchylky byla 1,95. V 14 rodinách se vyskytovali jedinci juvenilní věkové kategorie a v 17 rodinách jedinci subadultní věkové kategorie. Ve 4 rodinách se vyskytovali pouze dospělí jedinci. Celkový odhad počtu jedinců v rodinách byl odhadnut na 99 jedinců. Z toho 41 adultů, 35 subadultů a 23 jedinců juvenilního věku.



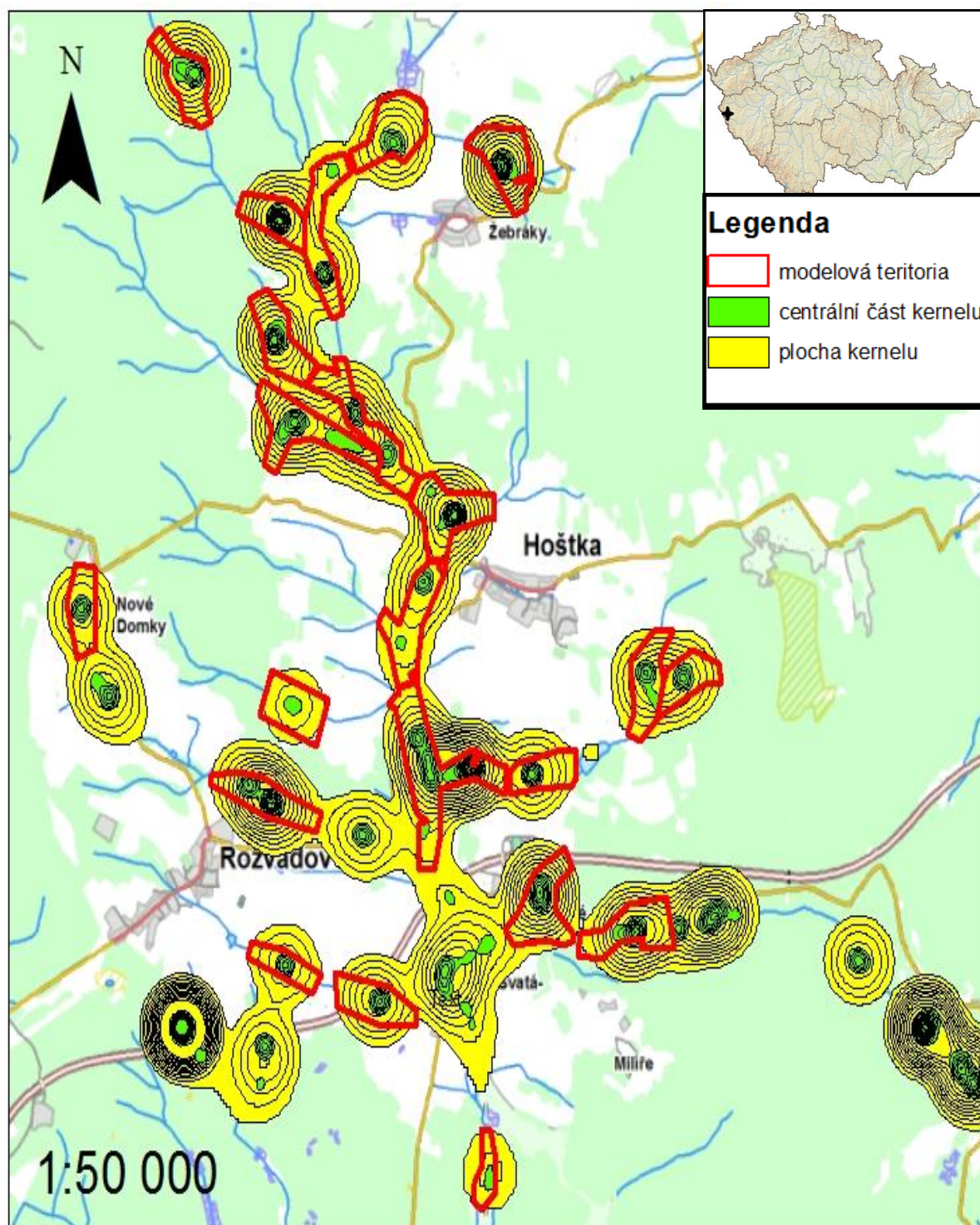
Obr č. 1 Graf znázorňuje průměrný počet jedinců v jednom teritoriu pro celý sledovaný soubor. Na ose y můžeme vidět, že průměrná hodnota byla 4, 5 jedinců.

## 5. 2. Pobytové známky

Pobytové známky byly hodnoceny celkem pro 44 teritorií v období března 2017. V rámci našich 22 zkoumaných teritorií bylo zaznamenáno celkem 29 bobřích pachových hromádek (scent mark). Z toho 27 bylo aktivních. Bobří aktivita v podobě staveb jídelen, zálehů, výduchů, zásobáren, chodníků, kanálů, tunelů a hrází byla zaznamenána pro 274 bodů. Body značících bobřích obydlí (nora, hrad, polohrad) bylo 45. Okusy byly zaznamenány celkem na 644 bodech.

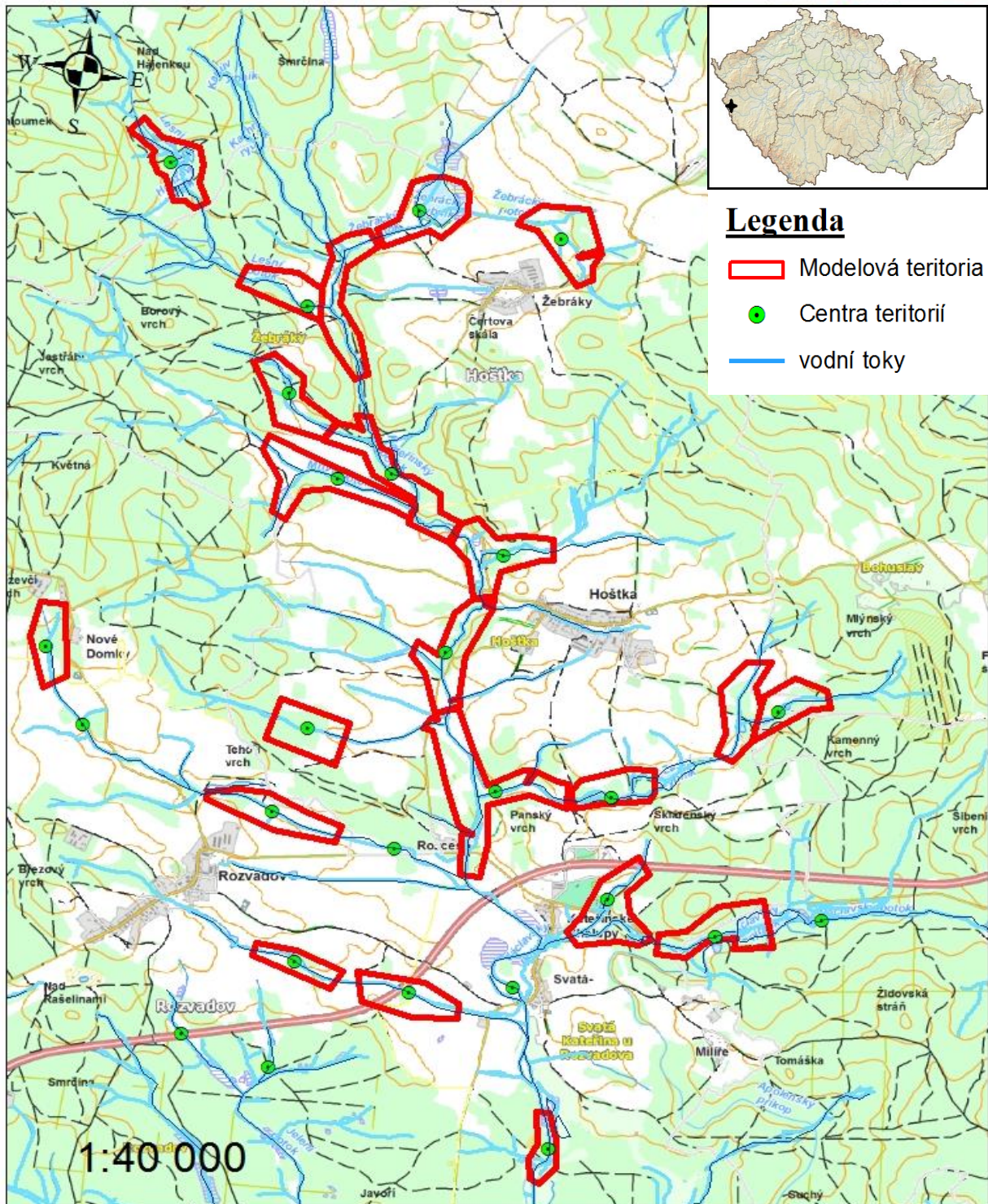
### **5. 3. Velikost teritorií**

Pro výzkum bylo použito celkem 22 teritorií s výskytem bobřích rodin. Pracovní pojmenování teritorií (rodin) bylo 1, 3, 4, 5, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 17, 18, 19, 20, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 29. Plocha teritorií zahrnovala celkem 320 Ha. Velikosti ploch teritorií byly v rozmezí minima 6 Ha do maxima 33 Ha. Průměrná hodnota velikosti teritorií byla 15,2 Ha. Plocha břehových listnatých porostů zahrnovala celkem 102,8 Ha. Plocha porostu se pohybovala v rozmezí minima od 0,75 Ha do maxima 12,1 Ha. Průměrná plocha porostu byla 4,7 Ha. Celková délka vodních toků v teritoriích byla 7131 m. Pohybovala se v rozmezí minima 49 m do 1958 m. Průměrná hodnota délky vodních toků v teritoriích byla 475 m.



Obr. 3. Odhad velikosti teritorií metodou Kernel





Obr. 4 Modelová teritoria v Českém lese.

## 5. 4. Vliv testovaných faktorů na početnost jedinců

Byl proveden GLM model pro Qasipoissonovo rozdělení. Byly testovány dva modely.

### 5. 4. 1. Celková početnost jedinců v rodině

První model byl testován pro celkovou početnost jedinců (total). Celkový počet jedinců byl určen jako závislá proměnná, nezávislé proměnné byly faktory velikost teritoria (habitat), porosty (foraging) a míra denzity (den). Jako signifikantní faktory se prokázaly vliv porostů (foraging) a interakce velikosti teritoria (habitat) a porostů (foraging). Denzita (den) jako přidružený faktor nebyla signifikantní. Pro samostatný faktor množství potravního zdroje (foraging) dosáhla hladina významnosti testu (GLM:  $t = 1.989$ ,  $p = 0,0613$ ). Pro interakci velikost teritoria a množství potravního zdroje (foraging : habitat) byl test průkazný na hodnotách hladiny významnosti (GLM:  $t = -2.008$ ,  $p = 0,0591$ ). Celkový počet jedinců v rodině mírně roste s množstvím a relativní hustotou listnatého porostu v teritoriu. Spolu se zvyšující se potravní nabídkou a zvyšující se velikostí teritorií se zvyšuje velikost rodiny. Denzita nebyla prokázána jako signifikantní faktor ovlivňující početnost jedinců v teritoriu (GLM:  $t = -0.346$ ,  $p = 0.7335$ ). Mezi početností jedinců v teritoriu nevykazuje vzájemný vztah. Na reprodukci bobrů nepůsobí populační hustota.

Výsledky tedy ukazují, že z testovaných proměnných má největší vliv na celkovou početnost jedinců v rodině velikost jejich teritoria a množství potravního zdroje. Kolísající hustota neovlivňuje velikost rodiny.

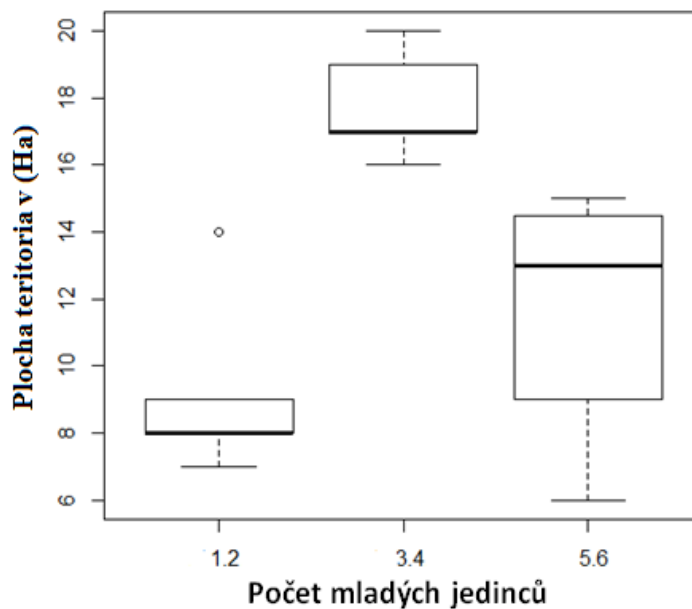
### 5. 4. 2. Početnost mladých jedinců v rodině

Jako druhý byl testován model pro početnost mladých jedinců (offspring). Mezi ty byli řazeni juvenilní a subadultní jedinci. Cílem bylo odhadnout reprodukční úspěšnost bobrů v rodinách a to, zda testované faktory mají vliv na početnost mladých jedinců v rodinách. Nezávislými proměnnými byly faktory velikost teritoria (habitat), porosty (foraging) a míra denzity (densita). U mladých jedinců (juvenilové a subadulti) byl, stejně jako u celkového počtu jedinců, nejvýznamnějším faktorem velikost množství potravního zdroje (GLM:  $t = 2.139$ ,  $p = 0.0456$  \*). Interakce potravního zdroje a velikosti teritoria byla taktéž signifikantním faktorem (GLM:  $t = -2.012$ ,  $p = 0,0587$ ). Dá

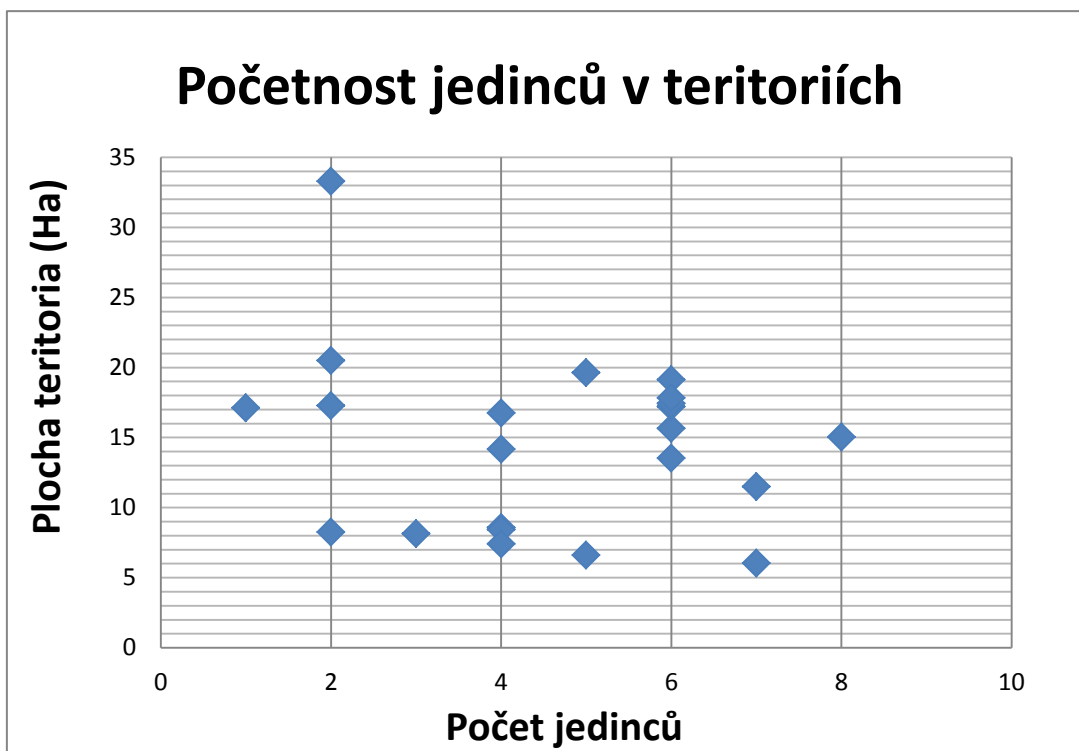


se tedy říci, že s rostoucím množstvím potravního zdroje v rámci teritoria roste početnost mladých jedinců v rámci rodiny, stejně jako u celkové početnosti. Vliv denzity na počet mládřat v rodinách nebyl signifikantní (GLM:  $t = -0.120$ ,  $p = 0.9057$ ). Růst populační denzity v blízkých sousedních teritoriích neovlivňuje počet mladých jedinců v rodině.

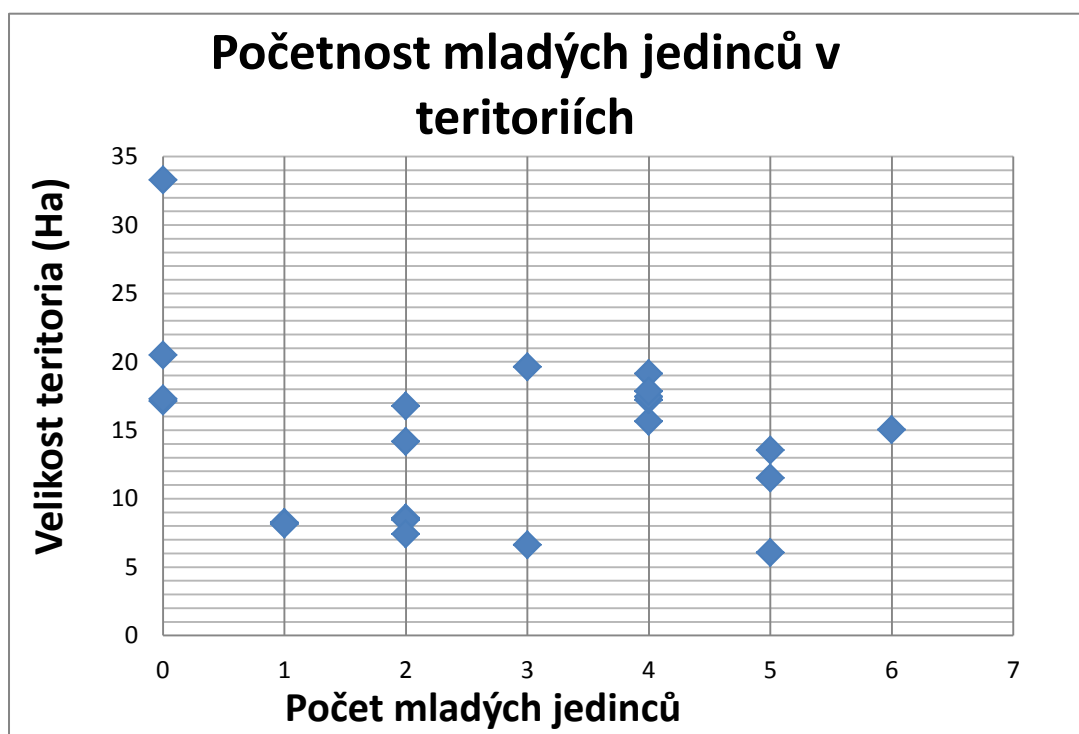
Vliv všech testovaných faktorů vyšel velmi podobně u mladých jedinců (offspring) jako u celkových počtů jedinců (total). Naše výsledky ukázaly, že celkový počet jedinců i počet mladých jedinců v rodině se mírně zvyšuje s množstvím a relativní hustotou listnatého porostu v teritoriu.



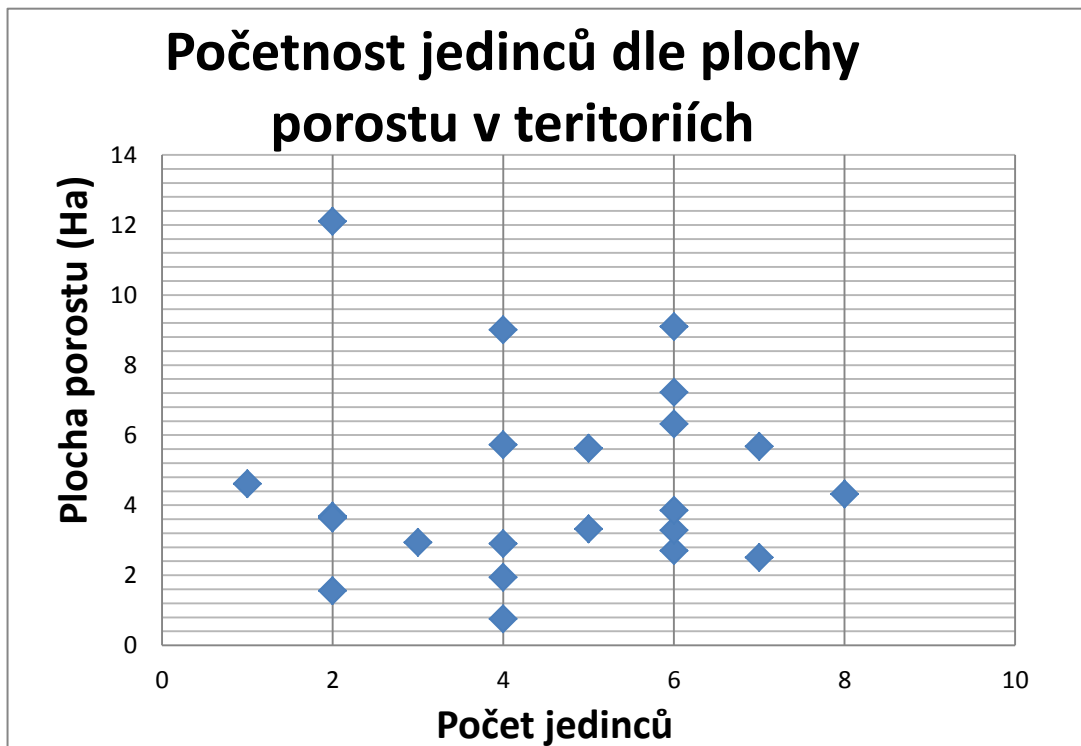
**Obr. 5** Grafické znázornění počtů mládřat v rodinách sloučených do 3 kategorií podle počtu výskytu v rodině (1-2), (3-4), (5-6) vzhledem k nim odpovídající průměrné velikosti teritorií. v (Ha).



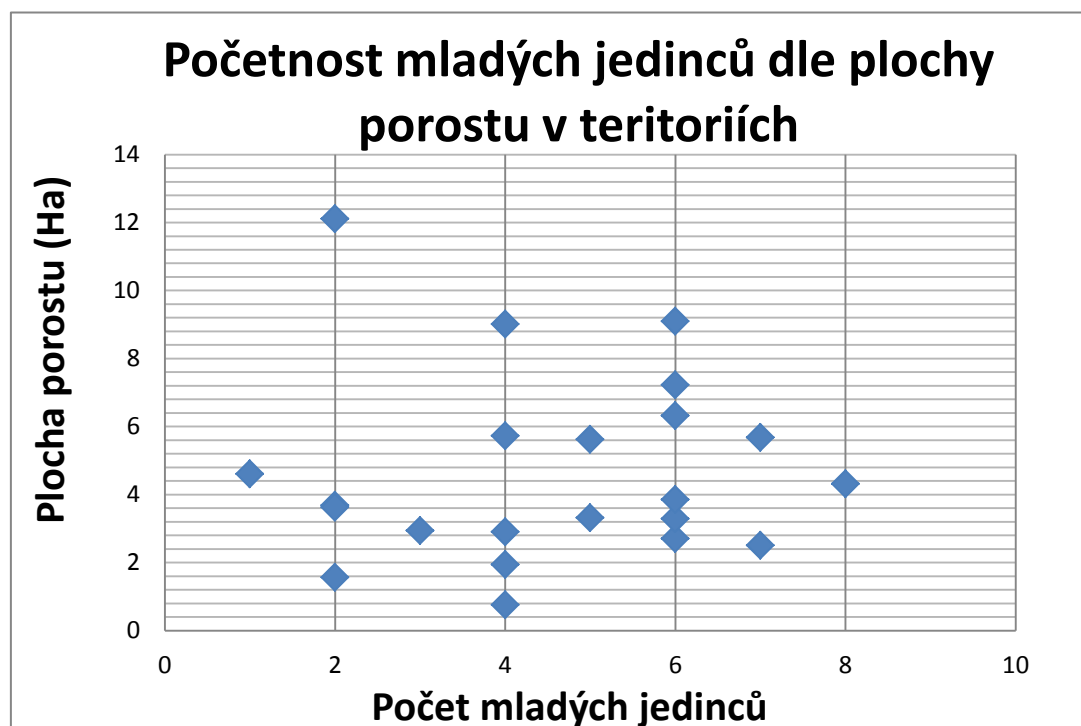
Obr. 6 Grafické znázornění počtu jedinců v rodinách dle velikosti příslušných teritorií



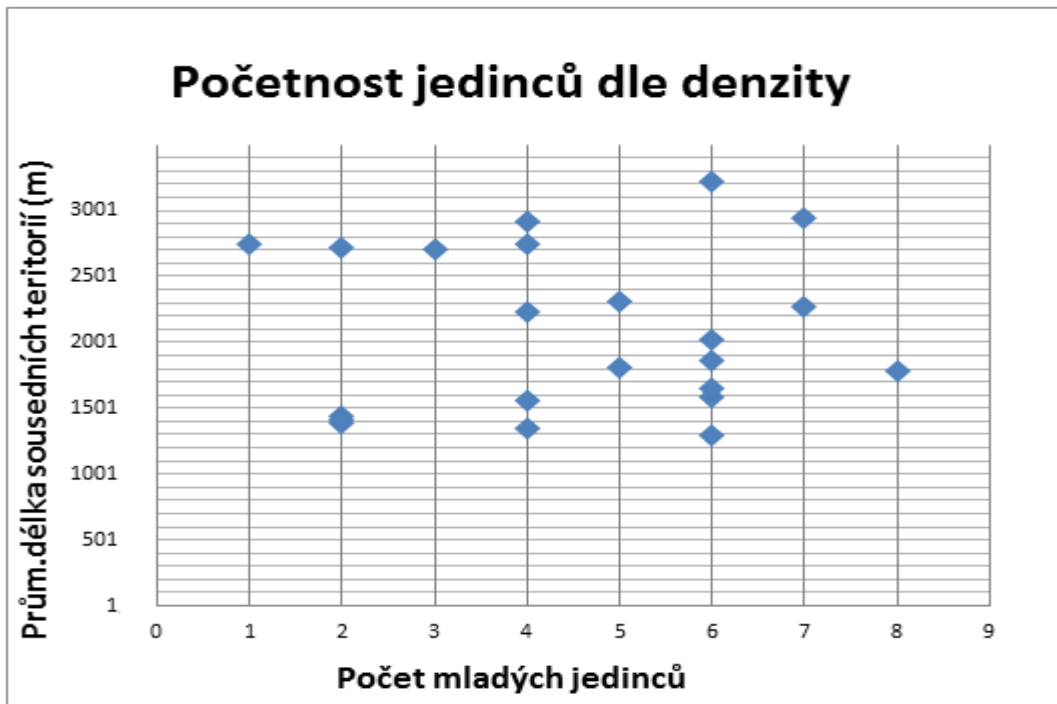
Obr. 7 Grafické znázornění počtu mladých jedinců (juvenilové + subadulti) v rodinách dle velikosti příslušných teritorií



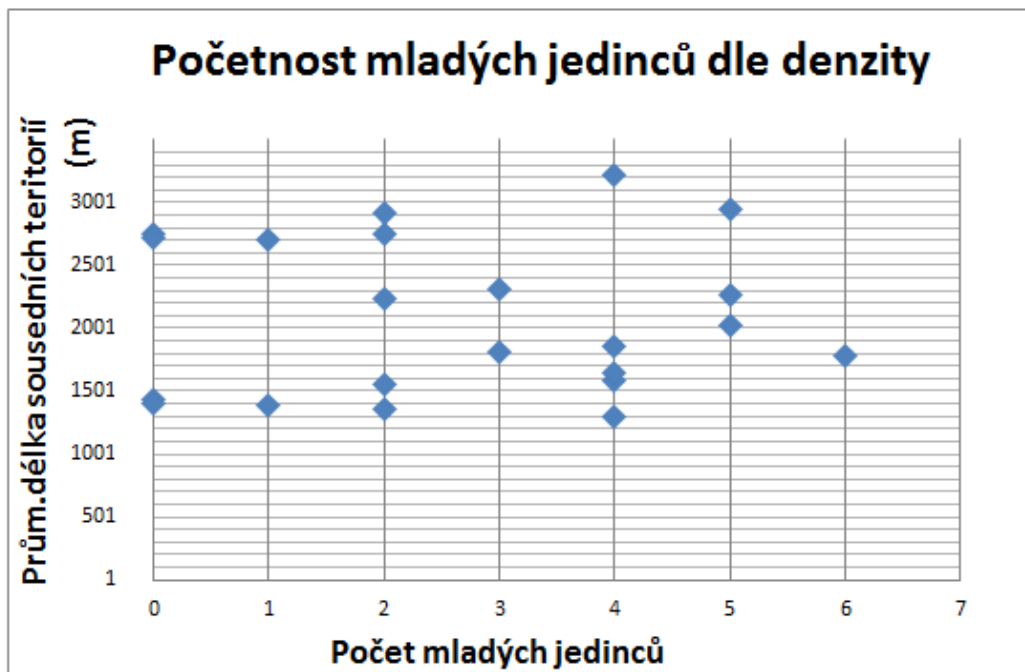
Obr. 8 Grafické znázornění počtu jedinců v rodinách dle velikosti potravního zdroje v teritoriích



Obr. 9 Grafické znázornění počtu mladých jedinců (juvenilové + subadulti) v rodinách dle velikosti potravního zdroje v teritoriích



Obr. 10 Grafické znázornění počtu jedinců v rodinách a průměrné délky sousedních teritorií (m)



Obr. 11 Grafické znázornění počtu mladých jedinců v rodinách a průměrné délky sousedních teritorií (m)

## 6. Diskuse

### 6. 1. Sběr dat

Na této práci se již od začátku spolupodílela velká část výzkumného týmu lidí složeného ze zkušených i méně zkušených terénních pracovníků. V tomto ohledu se nabízí otázka, zda zde není zvýšená pravděpodobnost, že při výzkumu této práce mohlo dojít k několika druhům chyb či nepřesností v datech.

Většina bobrů byla odchycena již v první třetině období konání odchytů. V dalších dvou třetinách odchytového období se odchyty jedinců přestaly dařit. Jasná příčina tohoto jevu není známa. Můžeme se pouze domnívat, že vlivem zkušeností a vzájemné sociální komunikace mezi bobry se bobři odchytováním začali záměrně vyhýbat. Tento jev by mohl být předmětem dalších studií. Ačkoliv metoda odchyty živých jedinců bobrů je považována za doposud nejpřesnější metodu získání informací o početnosti jedinců (jelikož zvíře je po odchytení označeno a nelze ho tedy při opakovaném odchyty započítat dvakrát) (Maloň, 2012), je zajištění kompletního odchyty všech bobrů ve studovaném území z finančního, časového i metodického hlediska zcela nemožné (Hay, 1958).

Metoda zjišťování početnosti pomocí fotopastí je další úspěšnou metodou jak získat údaje o početnosti bobrů. (Pivrnec, 2016). Co se týče nepřesností v této metodě, v našem případě k nim mohlo dojít v několika fázích. Již při terénním pokládání fotopastí mohlo dojít k umístění fotopastí do míst, které bobři mohli obcházet a využívat pro pohyb v teritoriu jiné trasy. Tím se mohla snížit úspěšnost zachycení jedince na snímku. Fotopastí však byly pokládány v terénu velmi zkušenými výzkumníky na tuto problematiku. Navíc fotografie z jednotlivých teritorií byly pořizovány z více období, což v našem případě také zvyšuje pravděpodobnost zachycení co nejpřesnějšího počtu jedinců. K dalšímu úskalí této metody může dojít při vyhodnocování snímků a odlišování konkrétních jedinců. Odlišení jedinců u bobra bývá obtížnější než u mnohých jiných druhů zvířat, jelikož jedinci jsou si navzájem velmi podobní. Odlišné jedince od sebe však můžeme rozlišit na základě proporcí hlavy, těla a ocasu. Dále podle případného umístění značek, zranění, či podle plavby ve vodě jak je blíže popsáno v metodice. Na samotné vyhodnocení početnosti jedinců může mít obecně vliv nepochybně kvalita obrazu a zachycení proporcí těla jedince. V našem

výzkumu však automatické spuštění snímků bylo nastaveno na 3 snímky jdoucí v řadě za sebou v časovém odstupu několika desetin vteřiny. Takto po sobě jdoucí snímky jsou schopny většinou zachytit při pohybu zvířete postupně hlavu, tělo i ocas konkrétního jedince. Takže jak vyhodnocuje (Pivrnec, 2016), bylo použito nejlepší možné nastavení. Co se týče mapování pobytových známek, podílel se na něm velký počet mapovatelů. Méně zkušených mapovatelů včetně mě, během mapování prováděli hodnocení v doprovodu zkušenější osoby. Například mapovali pobytové známky pozorováním z lodí, které probíhá ve více osobách a tak mohli své záznamy konzultovat se zkušeným mapovatelem.

## **6. 2. Početnost jedinců**

V našich modelových teritoriích byl zjištěn průměrný počet 4,56 jedinců bobra. Hamšíková & kol. (2009) uvádějí průměrný odhad velikosti rodin  $5,6 \pm 2,5$  jedince. Náš údaj byl v porovnání o něco nižší. Náš výsledek se shoduje s údajem Celhárikové (2010), která uvádí, že průměrná bobří rodina je složena z 5 – 6 členů. Tento výsledek se také shoduje s prací Spurné (2011), z výzkumu bobrů v Českém lese a v oblasti Moravy – Soutok Podluží. V našich zkoumaných teritoriích, proběhlo v 18 rodinách z 22 rozmnožování, což by mohlo být považováno za jev, který je odrazem dobré kvality místních stanovišť. U 4 teritorií, mohla být nepřítomnost juvenilních a subadultních jedinců způsobena úhynem mláděte nebo příliš mladým věkem adultního páru, který je teprve před zahájením rodičovského života. Další příčina mohla být způsobena nevhodným rozložením fotopastí, díky kterému se nepodařilo zaznamenat žádného mladého jedince. V případě teritoria č. 11 byl zaznamenán pouze 1 adultní jedinec, což značí buď úhyn ostatních členů rodiny, nebo nevhodné umístění fotopastí.

## **6. 3. Velikost teritoria**

V naší práci jsme se snažili zodpovědět na důležitou otázku problematiky studia teritoriality, zda reprodukční zdatnost bobra evropského (počet a schopnosti přežívání potomků) závisí na množství a kvalitě potravního zdroje bobra (listnatých dřevin) v souvislosti s velikostí obhajovaného teritoria. Bylo zjištěno, že velikost rodiny bobrů (počet potomků) byla ovlivněna vzájemnou interakcí potravního zdroje a velikosti obhajovaného teritoria. Také bylo zjištěno, že velikost teritoria v souvislosti se

vzájemným působením množství potravního zdroje, byla ovlivněna celkovou početností jedinců v rodině.

Velikost obývané plochy byla u většiny teritorií determinována počtem členů příslušných rodin. S nárůstem velikosti teritoria se zvyšovala velikost rodiny včetně mladých jedinců v rodině. Zatímco u teritorií s malým počtem mladých jedinců byla plocha teritorií nejmenší, u teritorií s velkým počtem mladých bobrů byla velikost teritorií výrazně větší. Zajímavé je, že u teritorií se středním počtem mladých jedinců se jevila plocha teritorií největší. Tomuto pravidlu se vymykaly pouze 2 rodiny (č. 18, 29), které měli velkou plochu území, ale malý počet členů rodiny. To mohlo být způsobeno pravděpodobně jinými faktory, které zde nemůžeme dostatečně prokázat. Takovýmto faktorem mohl být například lokální vliv člověka. Vzhledem k tomu, že v Českém lese je bobr konfliktním zvířetem, mezi vlastníky pozemků stoupá na mnoha lokalitách značná nenávisť k tomuto zvířeti. Ač nelegálně, bývá zde bobr člověkem často loven, jsou na něj líčeny pastě a jeho obydlí jsou lidmi úmyslně likvidována. Další příčinou mohl být špatný postup v metodickém odhadování velikosti teritorií. U teritoria č. 29 se nacházelo více bobřích obydlí a bobři se zde v průběhu roku mohli stěhovat. Velikost teritoria se během období výzkumu tedy mohla měnit a ve výsledku zahrnovat větší plochu než by bylo očekáváno.

Otázku, zda se zvyšující se velikostí teritoria roste reprodukční úspěšnost bobrů, zkoumala ve své práci také Spurná (2011). Tento jev studovala souběžně ve dvou oblastech (Český les a Soutok- Podluží). Lokalita Soutok-Podluží se vyznačuje tím, že poskytuje bobrům lepší kvalitu životního prostředí s ohledem na podmínky biotopu a potravy než lokalita Český les. V její práci se však přímý vliv velikosti na reprodukci nepotvrdil. V její práci se potvrdilo pouze fakt, že se zvyšováním kvality listnatých stromů rostla velikost teritoria (Spurná, 2011). Což, bylo oproti obecnému předpokladu současných teorií teritoriality. Podle tohoto předpokladu, zvířata obhajují co nejmenší území, které zahrnuje zdroje k maximalizaci jejich reprodukce. Jsou to tzv. hospodárně obhajovatelná území. Obecně se předpokládá, že velikost obhajovaného území klesá se zvyšováním kvality stanoviště, která se vyznačuje dobrou dostupností a bohatostí listnatých stromů (Campbell & kol., 2005). Takováto hospodárně obhajovatelná (economically defendable) území byla popsána u druhů jako např. u ptáků kolibříka (*Nectarina reichenowi*), šatovníka hawaiského (*Vestiaria coccinea*), ještěrek (*Uta stansburiana*), či pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) (Keeley, 2000). Ekonomická stránka teritoriality nemusí být však tak jednoznačná pro druhy, které žijí

ve skupinách. U jednotlivců totiž nedochází k jednání o nákladech a přínosech pro socialitu, jako je reprodukční potlačování, vnitrodruhová konkurence a alopatrie. Přítomnost dalších členů skupiny má vliv na vyčerpávání zdrojů a obranu území. Strategie sloužící k obhajování zdrojů jsou u skupinových teritoriálních druhů složitější, díky kooperativnímu rozmnožování, zpožděné disperzi či vnitrodruhové konkurenci. Všechny tyto faktory mohou ovlivňovat strategie všech členů rodiny v rozptylu a agresi a následné konfiguraci území. (Jennions & Macdonald 1994; Clutton-Brock & kol. 1999; Baker & kol., 2000). Podle obecného předpokladu se tedy očekávalo, že v práci Spurné (2011) v území Soutok-Podluží se budou nacházet menší teritoria než v Českém lese. V rozporu s tímto očekáváním i s očekáváním jiných autorů (Nolet & Rosell, 1994; Campbell & kol., 2005), zde byl však nalezen zcela opačný trend. Tedy, že se zvyšováním kvality stanoviště se velikost teritorií naopak zvyšuje. K tomuto výsledku došel také Campbell ve své studii, ve které byla pozitivní tendence mezi velikostí teritoria a podílem listnatých stromů (Campbell, 2005). V této problematice je nejspíš dalším klíčovým faktorem hustota a homogenita porostu dřevin, které jsou bobrem nejvíce preferovány. Pokud jsou v území přítomné velké souvislé plochy preferovaných dřevin, bobří je tím spíše budou obhajovat. V tomto ohledu bude tedy záviset na místních konkrétních podmínkách studovaných lokalit. Pokud jsou územní plochy značně různorodé a obsahují hodně nevhodných plošek, bobří musejí vynakládat více energie na jejich obsazenost. Jelikož takovéto činnosti spojené se zajišťováním potravy jsou energeticky náročné, bobří by činnosti, spojené se zajišťováním potravy měli soustřeďovat, v co nejmenší vzdálenosti od center svých teritorií, s čímž by velikost teritorií měla být zmenšována (Haarberg & Rosell., 2006).

#### **6. 4. Potravního zdroj**

Podle mnohých autorů kvalita stanoviště a nabídka potravních zdrojů ovlivňuje velikost vrhu a schopnosti reprodukce bobrů. Pokud je naopak místní nabídka potravních zdrojů omezena může se tím velikost vrhu a reprodukční zdatnost snižovat. S tím je také nepřímo spojen vliv hmotnosti matky na její reprodukční úspěch (počet a životaschopnost potomků). Kvalita a množství potravních zdrojů mají na hmotnost matky nepochybně vliv. Jak potvrzuje Rutherford (1955), se zvyšující se hmotností matky se poté zvyšuje i její reprodukční úspěch. Pokud je v území výskytu bobrů nedostatek kvalitní potravy a břehové porosty jsou řídké, rodiny jsou méně početné a



jejich rozmnožování neprobíhá v pravidelných intervalech (Hamšíková a kol., 2009). V mé práci se potravní zdroj prokázal jako signifikantní faktor ovlivňující početnost jedinců v bobřích rodinách. Tento vliv se projevil jak pro celkovou početnost jedinců v rodinách, tak pro početnost potomků. Byla zde významná interakce mezi plochou potravních zdrojů a velikostí teritoria ovlivňující velikost jednotlivých rodin. Obecně tedy lze tvrdit, že počet jedinců, včetně potomků v teritoriích rostl s podílem listnatého porostu v teritoriu. Tomuto se vymykala pouze 2 teritoria, kde byla k relativně vysokému množství potravního zdroje nízká početnost členů rodiny. Byla to již zmíněná teritoria 29 a 18, u kterých, jak je již výše popsáno mohly působit jiné faktory, než ty, které byly testovány v naší práci a které, zde nemůžeme prokázat. Naše zjištění, že velikost rodiny bobrů roste s množstvím potravního zdroje v porostu, potvrdilo očekávání našich hypotéz. Tedy, že za 1: Velikost rodiny bobra evropského (počet a schopnost přežívání potomků) závisí na množství a kvalitě potravních zdrojů v obhajovaném teritoriu. 2: S tím související vliv kvality potravních zdrojů s reprodukční zdatností bobrů. 3. Výskyt listnatých dřevin v obhajovaných teritoriích bobrů má vliv na početnost bobří rodiny.

Avšak ne všechny studie, které se touto problematikou zabývaly, ve svých výzkumech tento vliv potravních zdrojů na velikost rodiny potvrzují. Například studie dvou bobřích populací v rozdílných místech výskytu prováděných v oblastech norského Telemarku a nizozemském Biebosh tento jev nepotvrdili. Ačkoliv populace v Biebosh se nacházela stále ve fázi populačního růstu a u populace bobrů v Telemarku se stav blížil nosné kapacitě prostředí (Campbell, 2005; Rosell & Hovde, 2001). Na obou těchto místech se nepotvrdil vliv mezi velikostmi rodin a podílem listnatých dřevin. Navíc ani jedno místo nevykazovalo pozitivní korelaci mezi reprodukční rychlostí a poměrem limitujícího zdroje. Což naznačuje, že velikost teritoria nebo množství listnatých stanovišť, neměly žádný vliv na reprodukční zdatnost (Campbell, 2005). Rovněž práce Spurné (2011) v oblastech Podluží a Český les nepotvrdila vliv reprodukčního úspěchu rodin v závislosti na potravním zdroji. Zdá se, že tyto vztahy by bylo potřeba ještě hlouběji prozkoumat z hlediska dalších faktorů determinujících projevy chování konkrétních jedinců. V této problematice pravděpodobně hrají roli ještě další přidružené faktory a bude nejspíš velmi záležet na lokálních podmínkách konkrétních studií.

## 6. 5. Denzita

Důležitým faktorem růstu reprodukce bobrů může být míra ovlivnění populační hustoty v území (Payne, 1984). Tam kde je silná populační hustota v území se dá očekávat, že bobři budou snižovat svou reprodukci (Heidecke, 1984). Mimo to se v územích silné populační hustoty dá také očekávat, že bobři budou snižovat velikost svých teritorií (Campbell, 2005). V těchto ohledech může mít obecně vliv také doba, jak dlouho už populace obývá dané území, tedy doba obsazenosti dané lokality. Pokud se totiž lokality liší ve své fázi populačního vývoje, uplatňuje se zde vliv denzity a konkurenčního tlaku (Busher & Lyons, 1999). Ačkoliv Český les je místem, kde jsou populace z dlouhodobého hlediska v území saturované, vliv populační denzity na početnost bobřích rodin nebyl v mé práci statisticky prokázán. S rostoucí denzitou (klesající průměrnou vzdáleností k sousedním teritoriím) bobří populace, se nesnižuje počet členů zdejších bobřích rodin. Ke stejnému výsledku došla Spurná (2011), která tento jev testovala ve své práci na území Českého lesa. Můžeme se domnívat, že to bylo dáno několika příčinami. První příčina mohla být dána částečným podhodnocením programu ArcGIS při měření průměrné délky k sousedním teritoriím po vodních tocích. Spíše se však přikláním k jiné příčině. Tou mohl být fakt, že ačkoliv se naše modelová teritoria vyskytovala na místech, kde je silná saturace bobrů v území, zřejmě v těchto teritoriích saturace není natolik silná, aby se významně mohla projevit na snižování reprodukce a velikosti obhajovaných teritorií. Vliv tohoto faktoru se projevuje v územích s vyšším populačním zahuštěním, kde již dochází k výraznému snižování množství a kvality potravních zdrojů a tím k výraznější konkurenci o potravní zdroje. Naprostá většina našich teritorií byla lokalizována v blízkosti vodních toků s břehovými porosty, kde se nachází pro bobry velmi úživné potravní zdroje. Jejich kvalita je zde zřejmě dostačující a v těchto místech nedochází k silné konkurenci o potravu, která by se mohla zásadně projevit na reprodukční úspěšnosti zdejších bobrů. Obecně však toto nemusí platit pro teritoria, která se nachází mimo vodní toky a jsou z velké části umístěna například v zemědělské krajině. U těch nemusí být tak vypovídající kvalita habitatu a tudíž, se zde projevuje silnější vliv konkurence.

Prostředí lokalizace našich modelových teritorií se jeví, jako vhodné z hlediska kvality potravních zdrojů, kde se bobrům daří jednak vzhledem k vysoké produkci mláďat, ale také v tom, že denzita populace bobrů není zatím limitující pro bobří reprodukci.

## 6. 6. Vliv dalších faktorů na reprodukci

Reprodukční zdatnost může být ovlivňována celou řadou faktorů, které do výzkumu této práce nebyly zahrnuty. Těmi může být například lov (Baker, 2003). V podmínkách České republiky je lov bobra zakázán, přesto dochází k jejich nelegálním odlovům. Pro naši práci však nemáme žádné přímé důkazy o tom, že by odlov člověkem ovlivnil zdejší populaci bobrů. Jak uvádí Baker (2003), na reprodukční zdatnost může mít vliv mimo jiné zeměpisná šířka a klimatické podmínky. Vliv klimatu zkoumal Campbell (2005). Zjistil, že klimatické podmínky ovlivňovaly dostupnost potravy bobra. Po chladnějších zimách docházelo k nižším hmotnostem juvenilů, zatímco teplejší jarní teploty byly spojeny s nižšími hmotnostmi dospělců (Campbell, 2005). S tím související hmotnosti jedinců mají vliv na reprodukční úspěch bobrů. Reprodukční úspěch může být také ovlivněn předchozím reprodukčním úspěchem a s tím spojenou námahou (Vesa & kol., 2000).

## 7. Závěr

Bobr evropský (*Castor fiber*) je naším významným zvláště chráněným druhem. Jeho návrat do české krajiny je považován za jeden z nejvýznamnějších ochránářských úspěchů. Bobr významně přispívá ke zvyšování heterogenity v krajině, navrácí do krajiny přirozené mokřady a s jeho činností dochází ke zvyšování biodiverzity v prostředí. Díky úspěšnému šíření a narůstání početnosti, však bobr stále více přichází do konfliktu s člověkem. Mezi negativní činnosti bobra patří především zaplavování zemědělských pozemků, kácení stromů a s ním spojené škody na lesních porostech či ničení protipovodňových hrází. V současné době se zvyšuje nutnost věnovat tomuto druhu stále větší pozornost. Vzniká potřeba získat co nejpřesnější informace o prostorové ekologii tohoto druhu a jeho nárocích na prostředí. Díky dobrým znalostem ekologie bobra bude možné předvídat v budoucnu vývoj jeho stále se rozšiřujících populací a navrhnout vhodná managementová opatření. Velikost teritorií, populační denzita a potravní zdroj jsou v ekologii bobra hlavními faktory. Proto byly předmětem zkoumání této práce. Z mých výsledků se ukázalo, že počet členů rodiny a s tím spojená reprodukční schopnost bobrů rostou s podílem listnatého porostu v teritoriu. Tento

výsledek se shoduje s tvrzením, že dostupnost zdrojů v prostoru má schopnost ovlivnit velikost sociální skupiny. Početnost bobří rodiny je tedy ovlivňována energetickým příjmem a dostupností potravního zdroje. Je dokázáno, že během dlouhodobého a stabilního rozložení potravních zdrojů jsou po čase několika let potravní zdroje kompletně vyčerpány. Do budoucna se tedy dá očekávat, že v plně bobry obsazeném prostředí, kterým je Český les, bude s postupným vyčerpáváním potravních zdrojů, klesat i reprodukční úspěch rodin. Problematika vlivu potravního zdroje na velikost bobří rodiny, je však mezi různými studii diskutabilní a vzhledem k rozdílným výsledkům napříč výzkumy, tento jev nelze zobecňovat pro všechna území výskytu, ale je třeba brát v úvahu individuální lokality výskytu. Zřejmě v tomto ohledu figurují společně ještě další lokální faktory, které by měli být předmětem dalších výzkumů. U navazujících studií by bylo vhodné zaměřit se například na výzkum vlivu konkrétních druhů listnatého porostu, neboť bobři některé listnaté dřeviny preferují méně a některé více. Se zvyšující se nabídkou preferovaných druhů dřevin, může poté stoupat i jejich vliv na velikost teritoria a reprodukční zdatnost. Dále by bylo vhodné zaměřit se na výzkum homogenity porostu, jelikož v případě hustých zastoupení porostů jsou teritoria obvykle více homogenní a tvoří kvalitní celky větších ploch.

## 8. Přehled literatury

**AOPK ČR, 2006:** Rozbory Chráněné krajinné oblasti Český les. Nepubl.

**AOPK ČR, 2007:** Plán péče o chráněnou krajinnou oblast Český les na období 2007-2016. Nepubl.

**AOPK ČR, 2012:** Průvodce naučnou stezkou Vodní svět. CHKO Český les. ZO ČSOP. Sylva Lunae a Správa CHKO Český les.

**BAKER B. W. & CADE B. S., 1995:** Predicting biomass of beaver food from willow stem diameters. *Journal of Range Management* 48: 322–326.

**BAKER, B. W., & E. P. HILL. 2003:** Beaver (*Castor canadensis*). Pages 288-310 in G. A. Feldhamer, B. C. Thompson, and J. A. Chapman, (eds). *Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation*. Second Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.

**BATEMAN A. W., LEWIS M. A., GALL G., MANSER M. B. & CLUTTON-BROCK T. H., 2015:** Territoriality and home-range dynamics in meerkats, *Suricata suricatta*: a mechanistic modelling approach. *Journal of Animal Ecology* 84: 260–271.

**BELOVSKY G. E., 1984:** Summer diet optimization by beaver. *American Midland Naturalist* 111: 209–222.

**BERGERUD A. T., & MILLER D. R. 1977:** Population dynamics of Newfoundland beaver. *Canadian Journal of Zoology*. 55(9), 1480-1492.

**BRADY C., A. & SVENDSEN G., E. 1981:** Social behavior in a family of beaver (*Castor canadensis*). *Biology of Behaviour* 6: 99–114.

**BUSHER P. E. & P. J. LYONS. 1999:** Long-term population dynamics of the North American beaver, *Castor canadensis*, on Quabbin Reservation, Massachusetts, and Sagehen Creek, California. Pages 147–60 in P. E. Busher and R. M. Dzieciolowski, (eds.) *Beaver protection*,

management, and utilization in Europe and North America. Kluwer Academic/Plenum, New York.

**BUSHER, P. E. 1983:** Interactions between beavers in a montane population in California. *Acta Zoologica Fennica*. 174: 109–110.

**BUSHER, P. E., & LYONS, P. J., 1999:** Long-Term Population Dynamics of The North American Beaver *Castor Canadensis* on Quabbin Reservation, Massachusetts, and Sagehen Creek, California. In *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America* pp. 147-160. Springer US.

**CAMPBELL R. D., ROSELL F., NOLET B. A. & DIJKSTRA V. A., 2005:** Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 58, 597–607.

**CELHÁRIKOVÁ P. 2010:** Bobr evropský (*Castor fiber*) v západních Čechách. In: Brabec J. (ed.): *Přírodní fenomény a zajímavosti západních Čech*. Občanské sdružení Mezi lesy, Prostiboř, s. 111 – 127.

**CLUTTON-BROCK T. H., 1999:** Predation, group size and mortality in a cooperative mongoose, *Suricata suricatta*. *Journal of Animal Ecology*. 672-683.

**CROSS H. B., ZEDROSSER A., NEVIN O. & ROSELL F, 2014:** Sex Discrimination via Anal Gland Secretion in a Territorial Monogamous Mammal. *Ethology*: 1044-1052.

**ČENĚK M., 2011:** Bobři. Národní zemědělské muzeum.

**DARDEN S. K. & DABELSTEEN T., 2008:** Acoustic territorial signalling in a small socially monogamous canid. *Elsevier*: 905-912.

**DRMOTA J., KOLÁŘ Z. & ZBOŘIL J., 2007:** Srnčí zvěř v našich honitbách. Grada Publishing, a.s. Praha.

**DYCK A. P. & MACARTHUR R. A., 1993:** Daily energy requirements of beaver (*Castor canadensis*) in a simulated winter microhabitat. *Canadian Journal of Zoology* 71: 2131–2135.

**FRYXELL J. M., 2001:** Habitat suitability and source-sink dynamics of beavers. *Journal of Animal Ecology*. 70: 310-316.

**FUSTEC J., LODE T., LE JACQUES D. & CORMIER J. P., 2001:** Colonization, riparian habitat selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire. *Freshwater Biology* 46:1361-1371.

- HAARBERG O. & ROSELL F., 2006:** Selective foraging on woody plants species by the Euroasian beaver in Telemark Norway. Volume 270, Issue 2, Pages 201-208.
- HAARBERG O., & ROSELL F., 2006:** Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. Journal of Zoology, 270: 201-208.
- HAMŠÍKOVÁ L., VOREL A., MALOŇ J., KORBELOVÁ J., VÁLKOVÁ L., KORBEL J., 2009:** Jak jsou početné bobří rodiny? Sborník Regionálního muzea v Mikulov 2009. 11-16.
- HANSKI I. & SIMBELOFF D., 1997:** The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. Metapopulation Biology (eds I. Hanski & M. E. Gilpin), pp. 5–26. Academic Press, San Diego, CA.
- HANSKI I., 1997:** Metapopulation dynamics: from concepts and observations to predictive models. Metapopulation Biology (eds I. Hanski & M. E. Gilpin), pp. 69–92. Academic Press, San Diego, CA.
- HARTMAN, G. 1994:** Long-term population development of a reintroduced beaver (*Castor fiber*) population in Sweden. Conservation Biology 8: 713-717.
- HARTMAN, G., 2003:** Irruptive population development of European beaver (*Castor fiber*) southwest Sweden. Society for the study and conservation of Mammals, Arnhem. Lutra 46/2, 103–108.
- HAY K. G., 1958:** Beaver census methods in the Rocky Mountain region. The Journal of Wildlife Management 22(4): 395–402.
- HEIDECKE, D., 1984:** DDR-Übersicht über die Bieberbestandserfassung im Jahr 1982 und organisatorische Hinweise. Information zum Bieberschutz der Biol, Station Steckby des ILN Halle 1983/2. MittBAG Artenschutz Magdenburg 6/5.
- HILL E. P., 1982:** Beaver (*Castor canadensis*). Pages 256–81 in J. A. Chapman & G. A. Feldhamer, (eds.) Wild mammals of North America. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- HINZE G., 1960:** Unsere bieber. Die Neue Brehm-Bücherei , A. Ziemsen Verlag, Witenberg Lutherstadt.
- HODGDON H. E. & LANCIA R. A., 1983:** Behavior of the North American beaver, *Castor canadensis*. Acta Zoologica Fennica. 174: 99–103.

- HODGDON H. E. 1978:** Social dynamics and behavior within an unexploited beaver (*Castor canadensis*) population. Ph.D. Dissertation, University of Massachusetts, Amherst. Vol 39(8-B).
- HODGDON, H. E., & J. S. LARSON. 1973:** Some sexual differences in behavior within a colony of marked beaver (*Castor canadensis*). *Animal Behavior* 21:147–52.
- HOŠEK E., 1978:** K výskytu a vymizení bobra evropského (*Castor fiber* L.) v českých zemích – Věd. Pr. Čs. Zeměd. Muz. 17: 11-125.
- CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M., GRULICH V., & LUSTYK P., 2010:** Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praha.
- IMRE I., GRANT W. A., KEELEY E. R., 2002:** The effect of visual isolation on territory size and population density of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59(2): 303-309.
- JENNION M. D. & MACDONALD D. W., 1994:** Cooperative breeding in mammals. *Trends in Ecology & Evolution* 9.3: 89-93.
- JEWELL P., A., 1966:** The concept of home range in mammals. Symposium of the Zoological Society of London. London: 85-109.
- KORBELOVÁ J., SOLSKÝ M., ŠIMŮNKOVÁ K. & VOREL A., 2015, 2016:** Monitoring populací bobra evropského v ČR pro roky 2015 a 2016. ČZU v Praze. Nepubl.
- KOSTKAN V. 1998:** Bobr se vrací. Deset let novodobé existence v českých zemích. *Vesmír*, roč 77 (1998): 403-404.
- KOTHERA L., 1991:** Poslední bobří jižních Čech. - *Myslivost* 1991/10: 223.
- KOWALSKI K., 1976:** Mammals, an outline of theriology. Translated from Polish and published for the Smithsonian." Inst. and Natl. Sci. Found. by Panstwowe Wydawnictwo Naukowe, Warsaw, Poland. 617pp.
- KŮS E. (1999):** Savci Přimdkého lesa. *Lynx* 30: 77 – 100.
- LIZOTTE R. E., 1994:** Reproductive biology of beaver (*Castor canadensis*) at Old Hickory Lake in middle Tennessee. *Journal of the Tennessee Academy of Science*. 69: 23–26.
- LOSIN N., DRURY J. P., PEIMAN K. S., STORCH Ch. & GREYER G. F., 2016:** The ecological and evolutionary stability of interspecific territoriality. *Ecology Letters* 19: 260–267.



- MACDONALD D. W., TATTERSALL F. H., BROWN E. D. & BALHARRY D., 1995:** Reintroducing the European beaver to Britain: nostalgic meddling or restoring biodiversity? *Mammal review* 25:161- 200.
- MACDONALD J., 1983:** Mixing by shear instabilities in differentially rotating inhomogeneous stars with application to accreting white dwarf models for novae. *The Astrophysical Journal*, 273: 289-298.
- MALOŇ J., 2012:** Ekologie bobra Evropského v podmínkách střední Evropy. Doktorská disertační práce, Přírodovědecká fakulta UP. Olomouc.
- MCGINLEY M. A. & WHITMAN T. G., 1985:** Central place foraging by beaver (*Castor canadensis*): A test of foraging predictions and the impact of selective feeding on the growth form of cottonwoods (*Populus fremontii*). *Oecologia* 66: 558–62.
- MOLINI J. J., LANCIA R. A., J. BISHIR H. & E. HODGDON, 1980:** A stochastic model of beaver population growth. Pages 1215–45 in J. A. Chapman & D. Pursley, (eds.). *Proceedings of the worldwide furbearer conference*. Frostburg, MD.
- MOSCA TORRES M. E., PUIG S., NOVILLO A. & OVEJERO R., 2015:** Vigilance behaviour of the year-round territorial vicuña (*Vicugna vicugna*) outside the breeding season: Influence of group size, social factors and distance to a water source. *Behavioural Processes* 113: 163–171.
- NOLET, B. A., & ROSELL, F., 1994:** Territoriality and time budgets in beavers during sequential settlement. *Canadian Journal of Zoology*. 72: 1227-1237.
- NOON B. R. & Mc Kelvey K. S., 1996:** A common framework for conservation planning: linking individual and metapopulation models. *Metapopulations and Wildlife Conservation* (eds. D. R. McCullough), pp. 139–165. Island Press, Washington, DC.
- NOVAK, M., J. A. BAKER, M. E. OBBARD AND B. MALLOCH. 1987:** (eds) *Beaver In Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Ministry of Natural Resources, Ontario. pp. 283-312.
- OSBORN D. J., 1953:** Age classes, reproduction, and sex ratios of Wyoming beaver. *Journal of Mammalogy* 34/1: 27-44.
- PARKER & ROSELL, 2003:** Beaver management in Norway: a model for continental Europe? Faculty of Arts and Sciences, Department of Environmental and Health Studies, Telemark University College. *Lutra* 46: 223-234.

- PATENADE F. & BOVET J., 1984:** Self-grooming and social-grooming in the North American beaver, *Castor canadensis*. Canadian Journal of Zoology. 62: 1872–78.
- PAYNE N. F., 1984:** Population dynamics of beaver in North America. Acta Zoologica Fennica 172: 263–66.
- PAYNE N. F., 1984:** Reproductive rates of beaver in Newfoundland. The Journal of wildlife management, 48: 912-917.
- PETERSON R. P. & PAYNE N. F., 1986:** Productivity, size, age, and structure of nuisance beaver colonies in Wisconsin. J. Wildl. Manager. 50: 265–268.
- PIVRNEC O., 2014:** Determinace velikosti bobra evropského (*Castor fiber*) pomocí fotopastí. Nepublikovaná diplomová práce. Dep: Česká zemědělská univerzita, Praha, 56 stran.
- PRINC V., 1887:** Bobří v jižních Čechách. – Výroční zpráva reálného gymnázia, Třeboň, 15:01-11.
- PULLIAM H. R., DUNNING J. B. & LIU J., 1992:** Population dynamics in complex landscapes: a case study. *Ecological Applications*, 2: 165-177.
- REBERTUS A. J. 1986:** Bogs as beaver habitat in north-central Minnesota. American Midland Naturalist. 116: 240–45.
- RETZER J. L., SWOPE H. W., REMINGTON J. D. & RUTHERFORD W. H., 1956:** Suitability of physical factors for beaver management in the Rocky Mountains of Colorado. W-83-R. Tech. Bull. 2. 32pp.
- ROSELL F. HOVDE B., 2001:** Methods of aquatic and terrestrial netting to capture Eurasian beavers. *Wildlife Society Bulletin* 269-274.
- ROSELL F., COLLEN P., PARKER H., BOZSÉR O. 2005:** Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review*. 5 (3-4), 248-276.
- RUTHERFORD W. H., 1955:** Wildlife and environmental relationships of beaver in Colorado forests. *Journal of Forestry* 53: 803–6.
- SCHWAB, G., SCHMIDTBAUER, M., 2003:** Beaver (*Castor fiber* L., Castoridae) management in Bavaria. *Denisia* 9: 99–106.
- SIEBER J., SUCHENTRUN F. G. & HART B., 1999:** A biochemical–genetic discrimination method for the two beaver species, *Castor fiber* and *Castor canadensis*, as a tool for conservation. Pages 61–65 in P. E. Busher and R. M. Dzieciolowski, (eds.) *Beaver protection*,

management, and utilization in Europe and North America. Kluwer Academic/Plenum, New York.

**SINCLAIR A., 1983:** The function of distance movement in vertebrates. In: *The Ecology of Animal Movement*, Swingland IR, Greenwood PJ, (eds). New York: Oxford University Press: 240-258.

**SMITH D. W., PETERSON T. D. DRUMMER T. D. & SHEPUTIS D. S., 1991:** Overwinter activity and body temperature patterns in northern beavers. *Canadian Journal of Zoology* 69: 2178–2182.

**SPURNÁ V., 2011:** Teritorialita bobra evropského – čím je řízena? Nепublikovaná diplomová práce. Dep: Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, stran. 77 stran.

**STOCKER G., 1985:** Biber (*Castor fiber* L.) in der Schweiz. Probleme der Wiedereinbürgerung aus biologischer und ökologischer Sicht, Birmensdorf.

**SUN L., MULLER-SCHWARZE D. & SCHULTE B. A., 2000:** Dispersal pattern and effective population size of the beaver. *Canadian Journal of Zoology* 78: 393-98.

**SVENDSEN, G. E. 1980a:** Patterns of scent-mounding in a population of beaver (*Castor canadensis*). *Journal of Chemical Ecology* 6:133–148.

**ŠAFÁŘ, J. 2002:** Novodobé rozšíření bobra evropského v České republice. *Příroda* 13: 161-196.

**ŠIMŮNKOVÁ K. & VOREL A. 2015:** Spatial and temporal circumstances affecting the population growth of beavers. *Mammalian Biology* 80: 468-476.

**TKADLEC E., 2008:** Populační ekologie: Struktura růst a dynamika populací. Univerzita Palackého v Olomouci. Přírodovědecká fakulta.

**VAN DEELEN T. R. & PLETSCHER D. H. 1996:** Dispersal characteristics of two-year-old beavers, *Castor canadensis*, in Western Montana. *Canadian Field-Naturalist*, 110: 318–321.

**VESA R., ERMALA A., & HYVARINEN H., 2000:** Costs of reproduction in introduced female Canadian beavers (*Castor canadensis*). *Journal of Zoology* 252: 79-82.

**VOREL A., CELHÁRIKOVÁ P., KORBELOVÁ J., KORBEL J., VÁLKOVÁ L., HAMŠÍKOVÁ & MALOŇ J., 2010:** Dlouhodobý vývoj bobra evropského v Českém lese. In: *Sborn. Zoologické dny, Praha 2010. Sborník abstraktů z konference 11. - 12. února 2010*, s. 236 – 237.

**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, Nепublikováno.

**VOREL A., VÁLKOVÁ L., HAMŠÍKOVÁ L., MALOŇ J. & KORBELOVÁ J., 2008:** The euroasian beaver population monitoring status in the Czech republic. Croatian Natural History Museum, Demetrova 1. Zagreb. Croatia.17: 217–232 .

**WHEATLEY , M. 1997c:** Beaver, *Castor canadensis*, home range size and patterns of use in the taiga of southeastern Manitoba: III. Habitat variation. Canadian Field-Naturalist 111: 217–222.

**WHEATLEY, M. 1997a:** Beaver, *Castor canadensis*, home range size and patterns of use in the taiga of southeastern Manitoba: I. Seasonal variation. Canadian Field-Naturalist 111: 204–210.

**WHEATLEY, M. 1997b:** Beaver, *Castor canadensis*, home range size and patterns of use in the taiga of southeastern Manitoba: II. Sex, age, and family status. Canadian Field-Naturalist 111: 211–16.

**WIGLEY T. B., ROBERTS T. H. & ARNER D. H, 1983:** Reproductive characteristics of beaver in Mississippi. Journal of Wildlife Management. 47: 1172–1177.

**WILSSON L. 1971:** Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.). *Viltrevy*. 8:115–266.

**WILSSON L., 1971:** Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.). *Vitrevy* 8:115-266.

**ZECKMEISTER M. T., & PAYNE N. F. 1998:** Effects of trapping on colony density, structure, and reproduction of a beaver population unexploited for 19 years. Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts, and Letters. 86: 281–291.

Vyhláška 395/ 1992 Sb. ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., Příloha č. III.

„§ 50 odst. 2 zákona č. 114/ 1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů“

„§ 3 a) zákona č. 115/2000 Sb., o poskytování náhrad škod způsobenými vybranými zvláště chráněnými živočichy“

**Internetové zdroje a zdroje obrázků:**

ANDRESKA J. & ANDRESKA D., Bobr 2014 (online): dostupné z <http://vesmir.cz/2014/11/13/bobrem/>, cit. 11. 4. 2017.

AOPK ČR: (online): dostupné z <http://ceskyles.ochranaprirody.cz/>, cit.12. 4. 2017

ŠIMŮNKOVÁ K. & VOREL A. 2015: Spatial and temporal circumstances affecting the population growth of beavers. *Mammalian Biology* 80 (2015), 468-476.

HAMŠÍKOVÁ L., VOREL A., MALOŇ J., KORBELOVÁ J., VÁLKOVÁ L. & KORBEL J., 2009: Jak jsou početné bobří rodiny? *Sborník Regionálního muzea v Mikulov 2009*. 11-16.

URL1: Naturfoto (online): dostupné z <http://www.naturfoto.cz/bobr-evropsky-fotografie-13054.html> (cit. 14. 4. 2017)

URL2: Infloglobe (online): dostupné z <http://www.infoglobe.cz/fotogalerie/priroda/fotogalerie-cr-cesky-les-domov-nejen-pro-chranene-bobry/> (cit. 14. 4. 2017)

URL 3: (Jan Horníček)

URL 4: (Jan Horníček)

URL 5: (Jan Horníček)

URL 6: CSRMOdry (online): dostupné z [http://www.crsmsodry.cz/wp-content/uploads/2015/03/C5%A1kody\\_bobra-03.jpg](http://www.crsmsodry.cz/wp-content/uploads/2015/03/C5%A1kody_bobra-03.jpg) (cit. 14. 4. 2017)

Vorel A., Šíma J., Uhlíková J., Peltánová A., Minariková, T., & Švanyga J. 2013 (online): Program péče o bobra evropského v České republice: dostupné z: [http://www.nature.cz/publik\\_syst2/files/pp\\_bobr\\_2013.pdf](http://www.nature.cz/publik_syst2/files/pp_bobr_2013.pdf)./ cit. 15. 4. 2017

## 9. Přílohy

Příloha 1: Zájmový zvláště chráněný druh bobr evropský (*Castor fiber*) okusující větve z břehových porostů ([www.naturfoto.cz](http://www.naturfoto.cz))



Příloha 2: Bobří hráz – jeden z typických projevů bobří stavební aktivity ([www.infoglobe.cz](http://www.infoglobe.cz))





Příloha 3 : Terénní odchyty jedinců do pastí (autor: J. Horníček)



Příloha 4: Terénní označování odchyceného jedince (autor: J. Horníček)





Příloha 5: Záznam dultního jedince na fotosnímku z fotopasti (autor: J. Horníček)



Příloha 6: Typické bobří okusy na břehových porostech dřevin (www.crsm.odry)





Tabulka č. 4. Základní parametry popisné statistiky pro změřenou velikost teritorií, velikost limitujícího zdroje a délku vodního toku.

<b>Velikost teritorií (m<sup>2</sup>)</b>	<b>celková plocha</b>	4552907
	<b>průměr</b>	151763
	<b>maximum</b>	525262
	<b>minimum</b>	60496
<b>Limitující zdroj (m<sup>2</sup>)</b>	<b>celková plocha</b>	1027887
	<b>průměr</b>	46722
	<b>maximum</b>	121049
	<b>minimum</b>	7516
<b>Délka vodního toku</b>	<b>celková délka</b>	7131
<b>v rámci teritorií (m)</b>	<b>průměr</b>	475
	<b>maximum</b>	1958
	<b>minimum</b>	49