

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
Katedra ekologie



**Rychlost obnovy základních antipredačních
schopností – modelová studie vlka a bobra**

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Aleš Vorel, Ph.D.

Autor práce: Josef Lichtenberg

Praha 2019

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Josef Lichtenberg

Aplikovaná ekologie

Název práce

Rychlost obnovy základních antipredačních schopností – modelová studie vlka a bobra

Název anglicky

How quickly beavers response to newcomers predators – wolves?

Cíle práce

Vlk se vcelku rychle šíří a místně se jeho nový výskyt překrývá s výskytem bobra. Tam kde bobr neměl dříve svého hlavního predátora máme z minulosti zdařile zdokumentované chování v prostředí (prostorové i potravní měřítko). V důsledku rychlého šíření obou druhů je již možné se soustředit na jejich interakce – tj. změnu potravních zvyklostí (úprava potravních preferencí a prostorových nároků) v důsledku predatorního risku. Jednoduše bude zajímavé sledovat potravní reakce kořisti v důsledku nové existence predátora.

Práce bude zaměřena na hodnocení potravně-prostorových nároků, tj. zda dochází k jejich úpravě (zejména prostorového patternu) v důsledku nového rozšíření hlavního predátora. Cílem je vyhodnotit prostorové a selekční potravní nároky. Vybrána budou bobří teritoria která se během posledních dvou až tří let nově ocitla uvnitř recentního a stabilního vlčího osídlení.

Metodika

Práce bude experimentálního typu. Základní výzkumnou otázkou bude zda bobr výrazně upraví vzdálenost k dosahované potravě pokud čelí vysokému predatornímu risku. Jako srovnávací balík dat bude využito měření v identických rodinách, které bylo provedeno před příchodem vlků. Terénní práce bude zahrnovat podzimní měření jak daleko bobří od vody docházejí za potravou. Zahrnutým aspektem bude obecná distribuce zdrojů uvnitř sledovaných teritorií. Posledním krokem bude srovnání

sebraných dat a jejich porovnání s dříve zjištěnými hodnotami.

Doporučený rozsah práce

40-50

Klíčová slova

bobr, vlk, selektivita, preference

Doporučené zdroje informací

- Andersone, Z., & Ozolins, J. (2004). Food habits of wolves *Canis lupus* in Latvia. *Acta Theriologica*, 49(3), 357–367
- Bakker, E. S., Reiffers, R. C., Olff, H., & Gleichman, J. M. (2005). Experimental manipulation of predation risk and food quality: effect on grazing behaviour in a central-place foraging herbivore. *Oecologia* 146(1), 157–167.
- Basey, J. M., Jenkins, S. H., & Busher, P. E. (1988). Optimal central-place foraging by beavers: Tree-size selection in relation to defensive chemicals of quaking aspen. *Oecologia*, 76(2), 278–282.
- Donkor, N. T., & Fryxell, J. M. (1999). Impact of beaver foraging on structure of lowland boreal forests of Algonquin Provincial Park, Ontario. *Forest Ecology and Management*, 118(1-3), 83–92.
- Gable, T. D., Windels, S. K., Romanski, M. C., & Rosell, F. (2018). The forgotten prey of an iconic predator: a review of interactions between grey wolves *Canis lupus* and beavers *Castor* spp. *Mammal Review*, 48(2), 123–138.
- Haarberg, O., Rosell, F., 2006. Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. *J. Zool.* 270, 201–208. doi:10.1111/j.1469-7998.2006.00142.x
- Nolet, B.A., Hoekstra, A., Ottenheim, M.M., 1994. Selective foraging on woody species by the beaver *Castor fiber*, and its impact on a riparian willow forest. *Biol. Conserv.* 70, 117–128. doi:10.1016/0006-3207(94)90279-8
- Potvin, F., Jolicoeur, H., Breton, L., & Lemieux, R. (1992). Evaluation of an experimental wolf reduction and its impact on deer in Papineau-Labelle Reserve, Quebec. *Canadian Journal of Zoology*, 70(8), 1595–1603.
- Vorel, A., Válková, L., Hamšíková, L., Maloň, J., Korbelová, J., 2015. Beaver foraging behaviour: Seasonal foraging specialization by a choosy generalist herbivore. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 69, 1221–1235. doi:10.1007/s00265-015-1936-7
- Wilsson L (1971) Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.). *Viltrevy* 8:115–266

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Aleš Vorel, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2019

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 12. 04. 2019

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně, pod vedením Ing. Aleše Vorla, Ph.D. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal. Dále prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne 25. 4. 2019

.....
Josef Lichtenberg

Poděkování:

Tímto bych rád poděkoval Ing. Aleši Vorlovi, Ph.D., za pomoc během zpracování bakalářské práce a za poskytnutá data.

Dále bych rád poděkoval své rodině a přátelům za podporu nejen při tvorbě této práce, ale i po celou dobu studia.

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá obnovou základních antipredačních schopností bobra evropského (*Castor fiber*) na území České republiky. Zjišťuje se, zda se zkracuje vzdálenost, kterou bobří urážejí za potravou v důsledku přítomnosti predátora, konkrétně vlka obecného (*Canis lupus*).

Bobr byl na našem území dlouhou dobu bez přirozeného nepřítele. V posledních letech se na naše území navrácí vlk a výskyt bobra a vlka se překrývá. Proto je možné sledovat, jak bude bobr na tuto změnu reagovat.

Vlastní terénní výzkum probíhal na místech, kde se střetává bobří a vlčí osídlení, tedy Český les, Šumava a Šluknovský výběžek. Data byla získávána měřením vzdálenosti okusů od vody a poté se porovnaly vzdálenosti před a po osídlení lokality vlkem.

Z výsledků vyplývá, že bobr ihned po příchodu vlka zkracuje délku cest za zdroji potravy, tedy že antipredační chování bobra nebylo nijak významně oslabeno během nepřítomnosti predátora.

Klíčová slova: bobr evropský, vlk obecný, predace, délka cest za potravou

Abstract

The following bachelor thesis studies restoration of basic anti-predation behaviour of Eurasian beaver (*Castor fiber*) in areas of the Czech Republic. It looks into whether the distance that beavers undertake to reach sustenance source varies after the return of predators specifically Eurasian wolf (*Canis lupus*).

Beavers were in our region without any natural predator for a long time. In recent years wolves have been returning and their occurrence is overlapping with beaver populated areas. Therefore it is possible to study the difference in beaver behaviour regarding this change.

The field research took place in overlapping areas where beavers and wolves are both present: which are at Český Les, Šumava and Šluknovský výběžek. Data was obtained by measuring the distance of beaver bite marks on trees from the water source and then comparing the distance before and after wolves return.

Results show that beavers shorten the distance it undertakes to get to sustenance sources immediately after wolves return in the area. Thus, the beavers anti-predation behavior was not significantly impaired during the absence of the predator.

Key words: Eurasian beaver, Eurasian wolf, predation, distance of sustenance sources

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle práce.....	3
3. Literární rešerše	4
3.1 Bobr evropský	4
3.1.1 Charakteristika druhu	4
3.1.2 Potrava	6
3.1.3 Central place foraging.....	7
3.1.4 Ovlivnění potravních zdrojů.....	8
3.1.5 Riziko predace.....	9
3.1.6 Antipredační chování	10
3.2 Vlk obecný.....	11
3.2.1 Charakteristika	11
3.2.2 Návrat a rozšíření v ČR.....	11
3.2.3 Potrava	13
3.2.4 Strategie lovu	14
4. Metodika	16
4.1 Výběr lokality	16
4.2 Sběr dat.....	17
4.3 Úprava dat.....	18
4.4 Analýza dat.....	20
4.4.1 Vliv vlčí predace na délku bobřích cest za potravou.....	20
4.4.2 Závislost vzdálenosti okusu od vody na době osídlení bobrem.....	20
4.4.3 Porovnání vzdálenosti okusů u jednotlivých druhů dřevin.....	21
4.4.4 Závislost vzdálenosti dřevin od vody na době osídlení bobrem	21
5. Popis území.....	22
5.1 Český les.....	22
5.1.1 Geomorfologie	22
5.1.2 Podnebí	23
5.1.3 Hydrologie a vodopis	23
5.1.4 Lesní porosty	23
5.1.5 Živočichové.....	24
5.2 Šumava.....	24
5.2.1 Geomorfologie	24
5.2.2 Podnebí	25
5.2.3 Hydrologie a vodopis	25

5.2.4 Lesní porosty.....	26
5.2.5 Živočichové.....	26
5.3 Šluknovský výběžek.....	26
5.3.1 Geomorfologie	26
5.3.2 Podnebí	27
5.3.3 Hydrologie a vodopis	27
5.3.4 Lesní porosty.....	27
5.3.5 Živočichové.....	28
6. Výsledky	29
6.1 Vliv přítomnosti vlka na délku cest za potravou	29
6.2 Závislost vzdálenosti okusu od vody na době osídlení bobrem.....	30
6.3 Porovnání vzdálenosti okusů u jednotlivých druhů dřevin.....	31
6.3.1 Český les.....	31
6.3.2 Šumava.....	32
6.3.3 Šluknovský výběžek.....	33
6.4 Rozdíly v druhové skladbě preferovaných dřevin před a po příchodu vlka	34
6.4.1 Český les.....	34
6.4.2 Šumava.....	35
6.4.3 Šluknovský výběžek.....	36
6.5 Závislost vzdálenosti dřevin od vody na době osídlení bobrem	37
7. Diskuze	38
7.1 Sběr dat.....	38
7.2 Přirozený predátor	38
7.3 Předpoklady	38
7.4 Výsledek	39
8. Závěr a přínos práce.....	41
9. Seznam použité literatury	42
10. Přílohy	48
10.1 Příloha č. 1 – Mapa zkoumaných oblastí v České republice	48
10.2 Příloha č. 2 – Podrobná mapa okusů – Český les.....	49
10.3 Příloha č. 3 – Podrobná mapa okusů – Šumava.....	50
10.4 Příloha č. 4 – Podrobná mapa okusů – Šluknovský výběžek.....	51
10.5 Příloha č. 5 – Výsledky z programu RStudio – Závislost vlivu predátora na vzdálenosti cest bobra	52
10.6 Příloha č. 6 – Výsledky z programu RStudio – Závislost vzdálenosti okusu od vody na době osídlení bobrem	52

10.7 Příloha č. 7 – Výsledky z programu RStudio – Porovnání vzdálenosti okusu dřevin – Český les.....	53
10.8 Příloha č. 8 – Výsledky z programu RStudio – Porovnání vzdálenosti okusu dřevin – Šumava.....	53
10.9 Příloha č. 9 – Výsledky z programu RStudio – Porovnání vzdálenosti okusu dřevin – Šluknovský výběžek.....	53
10.10 Příloha č. 10 – Výsledky z programu RStudio – Závislost vzdálenosti dřevin od vody na době osídlení bobrem	53

1. Úvod

Bobr evropský (*Castor fiber*) i vlk obecný (*Canis lupus*) patří do původní fauny české krajiny. Díky lidské činnosti zde byly oba druhy vyhubeny. V minulosti bylo v Eurasii souvislé bobří osídlení a po skončení středověku docházelo k intenzifikaci zemědělství. S tím je spojené kácení porostů, odvodňování mokřadů a jejich přeměna na pole a louky. Proto se snižoval počet a zmenšovala rozloha pro bobra vhodných biotopů. Docházelo také k intenzivnímu lovu kvůli masu, kožešině a castoreu, což je bobří mazová žláza. Do poloviny 18. století byl bobr na našem území zcela vyhuben. Do ČR se bobr vrátil až koncem 20. století (Vorel et al., 2013).

K intenzivnímu lovu vlků došlo v 17. století, poslední vlk na našem území byl zastřelen roku 1914. Vlk se u nás začal ojediněle objevovat po 2. světové válce (Anděra et al., 2004). V roce 2014 se podařilo poprvé doložit jeho rozmnožování na našem území. Od té doby vlků na našem území přibývá (Kutal et al., 2017).

Jelikož se bobr vrátil na naše území dříve než vlk, neměl přirozeného nepřítele a mohl se tu bezstarostně rozšiřovat. V posledních letech se začal navracet i vlk a bobr na tuto změnu musí reagovat, protože se vlk objevuje i na místech obývaných bobry. Díky tomu může být sledována jejich interakce.

Bobr je striktní býložravec a po delší době, kdy obývá určité území, se zvětšuje vzdálenost, kterou putuje za potravou, v důsledku úbytku zdrojů potravy (Jenkins, 1980). Tato vzdálenost se může opět snižovat kvůli působení predátora. Voda je pro bobry klíčový faktor pro jejich přežití, jelikož jim slouží jako útočiště. Jejich hlavní predátoři jsou suchozemští savci, kteří je nemohou sledovat daleko do vody (Salandre et al., 2017). Proto bobří staví hráze, aby zaplavili vodou co největší území a měli bezpečnou cestu k potravě (Wilsson, 1971). Bobří by měli vnímat stoupající riziko predace, když se pohybují dále od vody. Proto se očekává, že si budou hledat potravu poblíž břehu (Salandre et al., 2017). Predace vlka může být důležitým omezujícím faktorem bobří populace na místech, kde se společně vyskytují (Nitsche, 2016).

Vlci a bobří byli široce studováni jako jednotlivé druhy, avšak jejich vzájemná dynamika zůstává špatně pochopena. Důkladný výzkum je zapotřebí, aby bylo zjištěno, zda, jak a za jakých podmínek vlci ovlivňují populaci bobrů. Vysoké

populační hustoty bobrů mohou za určitých podmínek přispívat populacím vlka, ale ani tato problematika není prozatím správně pochopena. Proto je zapotřebí hlubší porozumění, aby bylo jasné, jak změny v populační hustotě bobrů ovlivňují různé parametry vlčí existence (Gable et al., 2018). Navíc oba druhy patří mezi konfliktní živočichy, což znamená, že se dostávají do střetů s lidskými zájmy. Proto by měl být vztah mezi nimi řádně prozkoumán.

Tato bakalářská práce je zaměřena na to, zda bobří zkracují délku cest za potravou kvůli predačnímu riziku, tedy jestli bobr bude vnímat riziko predace, když byl dlouhou dobu bez přirozeného nepřítel. Pro výzkum této problematiky musely být vybrány ty bobří rodiny, které se nyní nachází ve vlčím teritoriu.

2. Cíle práce

Na našem území se vyskytuje stabilní populace bobra a v posledních letech se zde objevuje i vlk, proto může být zkoumána jejich interakce. Bobr u nás dlouhou dobu neměl přirozeného nepřítele, tudíž bude zajímavé zkoumat obnovu jeho antipredačních schopností. Pro výzkum byly vybrány bobří rodiny, které se nyní nachází ve vlčím teritoriu. Terénní výzkum bude probíhat v Českém lese, na Šumavě a na Šluknovském výběžku.

Cílem této bakalářské práce je zjistit, zda se zkracuje vzdálenost, kterou bobří urážejí za potravou v důsledku přítomnosti predátora. Tímto predátorem je vlk. Teoreticky se riziko predace zvyšuje s narůstající vzdáleností k potravnímu zdroji a dobou strávenou v místě konzumace. Navíc vzdálenost zdrojů potravy je v různých místech proměnlivá a s délkou osídlení se dřeviny vzdalují. Tyto faktory musí být do práce zahrnuty.

Pracovní hypotéza tedy zní: Bobr zkracuje délku cest za potravou z důvodu predačního risku.

V této bakalářské práci bude srovnáván bobr evropský a bobr kanadský, jelikož se běžně ve vědecké literatuře považují za totožné zvíře.

3. Literární řešerše

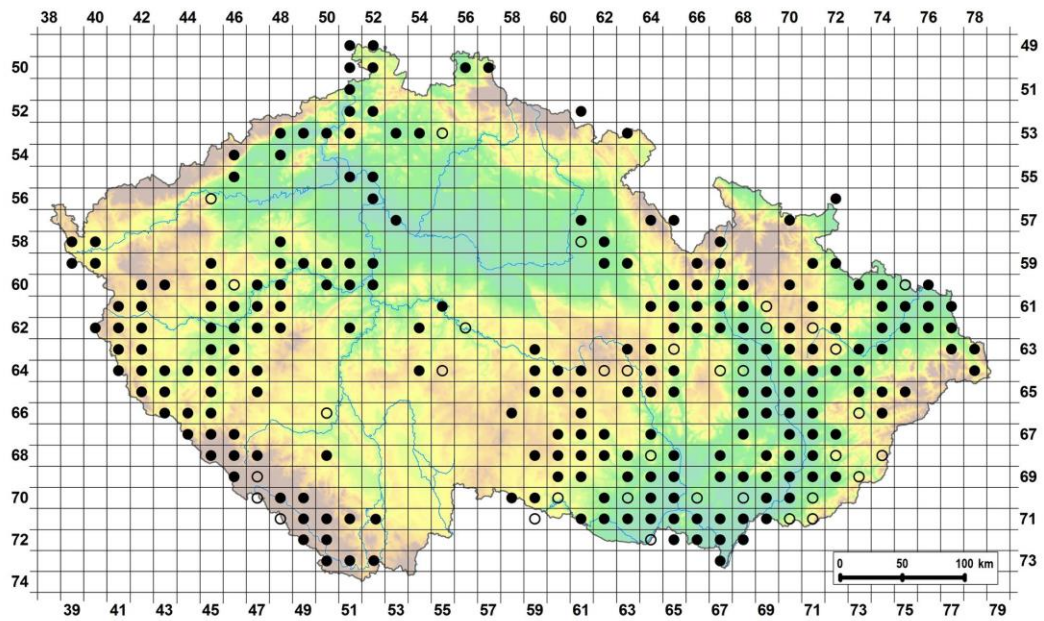
3.1 Bobr evropský

3.1.1 Charakteristika druhu

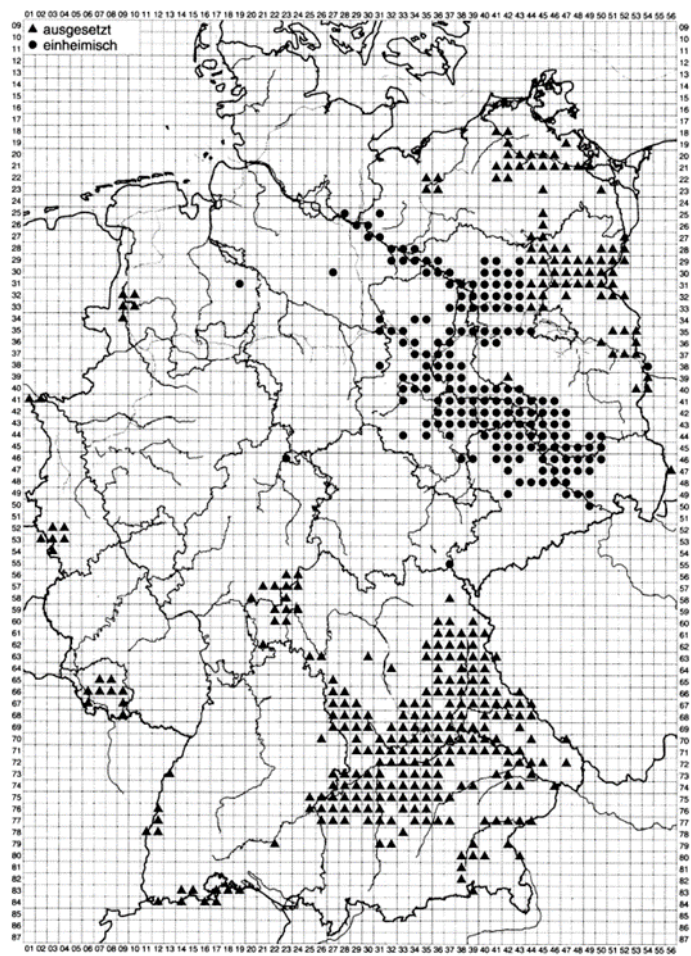
Bobr evropský (*Castor fiber*) je největším evropským hlodavcem, dosahuje hmotnosti až 30 kg. Délka těla bez ocasu se pohybuje mezi 75 a 102 cm. Bobr je výborně přizpůsoben životu ve vodě, pod vodou vydrží až 15 minut. Tělo má porostlé velmi hustou tmavohnědou a lesklou srstí o hustotě 23–30 tisíc chlupů na cm², kterou pravidelně promašťuje výměšky řitních žláz. Zadní končetiny mají mezi prsty širokou a silnou plovací blánu. Ocas dosahuje délky 25–34 cm, je svrchu zploštělý, široký, převážně bez srsti se zrohovatělými šupinami. Slouží mu jako veslo nebo kormidlo. Ocas může bobr navíc využít jako signalizační zařízení. Když s ním udeří o hladinu vody, varuje tak celou rodinu před nebezpečím (Anděra et Horáček, 2005). Oči si před vodou chrání mžurkou (Vorel et Korbelová, 2016), navíc může uzavřít nozdry a ušní otvory (Anděra et Horáček, 2005). Má také pyskové svaly, které se mohou uzavřít až za předními hlodáky, což mu umožňuje ohlodávat dřeviny i pod vodou (Vorel et Korbelová, 2016).

Bobří aktivita je převážně noční nebo soumravná. Žije v rodinných svazcích, rodina se obvykle skládá z 5–6 zvířat. V přírodě se dožívá 7–8 let. V ČR patří mezi zvláště chráněné druhy (Anděra et Horáček, 2005).

Výskyt bobra v ČR a SRN je zobrazen na následujících mapách (Obr. 1, Obr. 2).



Obr. 1: Mapa současného výskytu bobra evropského v ČR (zdroj: Vorel et Šafář 2016, nepublikováno).



Obr. 2: Mapa výskytu bobra evropského v Německu (zdroj: www.bibermanagement.de).

3.1.2 Potrava

Bobr je výhradní býložravec. Živí se kůrou, výhonky a listy dřevin, suchozemskými bylinami, kapradím a vodní vegetací (Haarberg et Rosell, 2006). Od podzimu do jara u bobra převažuje konzumace dřevin, průměr kmene většinou nepřesáhne 20 cm. Od jara do léta se živí především bylinami. V zemědělských oblastech konzumuje i kulturní plodiny (kukuřici, řepku, řepu, brambory) (Vorel et Korbelová, 2016). Bobr využívá potravinové zdroje, které se mění v závislosti na ročních obdobích. Navíc se zdá, že se přizpůsobuje kolísání zdrojů a mění druhy potravin tak, že maximalizuje využití dostupné potravy (Svendsen, 1980).

Pro bobra je vrba často nejdostupnější a nejvyužívanější pobřežní dřevina (Baker et Hill, 2003), ale v místech, kde je k dispozici topol, je obvykle preferovanější než vrba (Jenkins, 1981). Vorel et al. (2015) zjistili, že na rozdíl od mnoha publikovaných studií se preference vrb a topolů vyskytovala bez ohledu na složení pobřežní vegetace. Bobři konzumují pouze malé množství druhů nevrbových stromů, aby se zabránilo vysokému příjmu pryskyřice (Nolet et al., 1994).

Bobr se vyhýbá všem druhům jehličnatých dřevin (Salandre et al., 2017). Borovicová a smrková kůra je konzumována jen ve velmi malém množství (Wilsson, 1971). Toto vyloučení jehličnatých stromů je společným výsledkem ve studiích zaměřených na potravní výběr bobrů (Northcott, 1971; Busher, 1996).

U bobra rozlišujeme čtyři důležité složky doby manipulace s potravou: čas potřebný k pokácení dřeviny, čas na zásobování (čas, který slouží k přetahování předmětů zpět na centrální místo), čas strávený konzumací a čas potřebný k trávení (Haarberg et Rosell, 2006). Relativní výživa druhů dřevin závisí na jejich chuti, nutriční hodnotě a stravitelnosti (Salandre et al., 2017). Doba zadržení potravy procházející trávicím traktem se liší podle jejího složení (pravděpodobně kvůli ligninu a obsahu vlákniny) a může také ovlivnit výběr bobří stravy. Experimenty ukázaly, že preference potravy a retenční čas spolu vzájemně souvisí. Druhy s kratší dobou retence, jako je osika, jsou výhodnější než ty s delší retenční dobou (Baker et Hill, 2003). Výhradní umístění vrb a topolů v rámci stravy bobra je tedy pravděpodobně založeno na jejich vyšší stravitelnosti, zejména v případě topolů (Vorel et al., 2015). Doucet et Fryxell (1993) zdokumentovali kratší retenční čas topolu ve srovnání s jinými rody. Retenční čas topolu osiky je téměř třikrát kratší než u olše šedé (Fryxell et al., 1994). Hall

(1960) ukázal, jak je spotřeba nad míru spásaných topolů nepřetržitě nahrazována poměrně vyšší spotřebou vrb. Jeho vysvětlení je založeno na pomalejším obnovení topolů ve srovnání s vrbami. Kromě toho obsahují druhy čeledi Salicaceae mnohem větší množství živin ve srovnání s jinou dřevinnou vegetací (Nolet et al., 1994).

Basey et al. (1988, 1990) ukázali, že bobři jsou selektivní ve vztahu k věku topolů, které konzumují, kvůli produkci sekundárních metabolitů mladými topolovými výhonky. Ačkoli mladá forma osikových výhonků má více bílkovin a pravděpodobně poskytuje lepší výživu, obsahuje sekundární metabolity, které zjevně způsobují, že se bobr této mladé formě vyhýbá (Baker et Hill, 2003).

Nolet et al. (1994) naznačuje, že bobři konzumují nevrbové druhy jako doplňkové minerální zdroje. Bobři si buď vybírají tyto druhy pro specifické minerály (*Corylus* a *Fraxinus* jako zdroje Na, *Prunus* a *Populus* jako zdroje P), nebo alternativně konzumují smíšenou stravu jako strategii, aby se vyhnuli dietním nedostatkům jakéhokoli typu.

3.1.3 Central place foraging

Bobr patří k takzvaným central place foraging živočichům. Nejdříve získává potravu ze zdrojů ve svém okolí. Poté co zdroje u jeho centra dojdou, se vzdaluje od svého obydlí, aby získal nové zdroje potravy (Jenkins, 1980). Pokácené stromy bobři dopravují zpátky k centrálnímu místu, tedy k hradu, polohradu či noře. Zde stromy spotřebují nebo skladují (Basey et Jenkins, 1995). Nejdelší vzdálenosti za potravou bobři urážejí v oblastech, která jsou osídlena po dobu 6–9 let. Po této době se jejich cesty za zdroji potravy opět zkracují (Flégl, 2017). Ve vzdálenějších místech se zvyšuje selektivita k druhu dřeviny a také klesá průměrná velikost kácených stromů (Jenkins, 1980).

Bobři konzumují potravní zdroje, které jsou mnohem větší než oni sami (Jenkins, 1980), a proto se zvyšují náklady při sbírání velkých předmětů ve větších vzdálenostech od centrálního místa (Olsson et al., 2008). Přenášení kusů velkých stromů trvá pravděpodobně delší dobu a spotřebovává více energie než nošení kusů menších stromů (Salandre et al., 2017). Velké stromy je nutné rozdělit na kusy a podniknout několik cest, aby bobr dostal všechny části k vodě (Jenkins, 1980). V tomto kontextu se očekává, že si bobři budou vybírat menší dřeviny ve větších vzdálenostech od centrálního místa. Kácení velkých stromů daleko od pobřeží by

tedy mělo být méně výhodné než kácení menších. Také podíl stromů kácených bobry se s rostoucí vzdáleností od pobřeží snižuje. Snížení aktivity shánění potravy s rostoucí vzdáleností od břehu lze vysvětlit energetickými úvahami. Pohyby na půdě budou pravděpodobně pro bobry nákladné z hlediska energie a času, proto se očekává, že se budou krmit v blízkosti vody, aby tyto náklady minimalizovali. Maximalizace energie bobry by tak mohla vysvětlit pokles podílu stromů, které kácí, s rostoucí vzdáleností od vody (Salandre et al., 2017).

3.1.4 Ovlivnění potravních zdrojů

Bobr patří mezi ekosystémové inženýry, to znamená, že může aktivně ovlivňovat osídlené území. Mezi nejdůležitější aktivity patří stavba hrází, výstavba obydlí a kácení dřevin (Jones et al., 1997).

Krátkodobé selektivní krmení bobrem zcela nezmění strukturu společenstva dřevin na nepreferované druhy. Z tohoto pozorování vyplývá, že bobři nepůsobí jako klíčový druh, tj. zvyšují význam dominantních druhů rostlin. Nicméně mezery, které vytvářejí, usnadňují regeneraci kmenů jak jejich preferovaných, tak i nepreferovaných druhů. Je pravděpodobné, že dlouhodobé okusování bobrem vyvolá významné změny ve struktuře a složení boreálních lesů díky kombinaci účinků zvýšené populace bobrů a zaplavování způsobené stavěním hrází (Donkor et Fryxell, 1999).

Obecně řečeno, dřevinná vegetace reaguje na intenzivní pastvu jak zlepšením růstu biomasy, tak uvolňováním fytohormonů, které brání spotřebě pastviny (Bryant et al., 1991). Popsané reakce se pravděpodobně vyvinuly během koexistence vztahu kořisti a dravce (Vorel et al., 2015). Baker et al. (2005) zjistili, že prostřednictvím intenzivní pastvy v blízkosti nor mohou králíci, zástupci central place foraging živočichů, zvýšit kvalitu svého zdroje potravy. Buď pastvou přispívají k opětovnému růstu vegetace, nebo navrací živiny ve stolici, nebo obojí. To je v kontrastu s central place foraging teorií, která předpokládá, že intenzivní výživa blízko nor bude mít za následek snížení zásob potravin (Baker et al., 2005).

Dlouhodobé osídlení území bobrem mimo jiné ovlivňuje množství fenolových sloučenin v topolech. Fenolová sloučenina, která vzniká v kůře topolů, může působit jako odpuzující prostředek vůči bobrům. Na nově obsazeném území byla tato

sloučenina zjištěna v nízkých koncentracích, avšak po více než 28 letech kácení byla fenolová sloučenina zjištěna ve významně vyšších koncentracích než na nově obsazeném místě (Basey et al., 1988).

3.1.5 Riziko predace

Bobři mají několik přirozených predátorů (vlk, medvěd a rys), ale s výjimkou vlků je dopad ostatních predátorů na populaci bobrů považován za drobný (Smith et al., 1994; Baker et Hill, 2003). Do ČR se samovolně navrací vlk, který by mohl začít bobra ohrožovat. Predace vlka může být důležitým omezujícím faktorem bobří populace na místech, kde se společně vyskytují (Nitsche, 2016).

Voda slouží jako útočiště pro bobry (Müller-Schwarze, 2011), protože jejich hlavními predátory jsou suchozemští savci, kteří je nemohou následovat hluboko do vody (Salandre et al., 2017). S větší vzdáleností, kterou bobr putuje od vody, se zvyšuje riziko, že bude uloven, jelikož je třeba věnovat více času cestování tam a zpět. Dále také existuje větší šance, že predátor může vstoupit mezi bobra a vodu, a zabránit mu tak v návratu do bezpečí (Jenkins, 1980). Bobři by měli vnímat stoupající riziko predace, když se pohybují dále od vody, neboť pravděpodobnost, že uniknou dravci při útoku, závisí hlavně na vzdálenosti, kterou musí cestovat, aby se vrátili do bezpečí vodního prostředí. Proto se očekává, že se bobři budou krmit poblíž břehu. Na souši jsou bobři před velkým dravcem spíše bezbranní (Salandre et al., 2017), jsou tedy považováni za snadnou kořist, protože jim chybí fyzické schopnosti a rychlost potřebná k obraně a útěku před velkými predátory (Basey et Jenkins, 1995). Proto se vždy bobři pokoušejí uniknout do vody a při jejím opouštění jsou velmi opatrní. Je tedy pravděpodobné, že riziko predace hraje roli už při samotném rozhodování, jestli bobr půjde na souš, nebo ne (Salandre et al., 2017). Z pozorování Salandre et al. (2017) vyplývá, že se bobři cítí bezpečněji u vody. Bakker et al. (2005) zkoumali predací risk u králíků, kteří také patří k central place foraging živočichům a zjistili, že králíci jsou citliví na vnímané riziko napadení, ale to neovlivňuje jejich prostorovou aktivitu při pastvě, avšak pach predátora ovlivnil jejich časovou aktivitu. Králíci byli dříve aktivní především během noci, ale za přítomnosti pachu dravce přesunuli svoji aktivitu na den, což vedlo ke stejným aktivitám během noci a dne.

Vlci a bobři se obecně vyskytují v klimatických podmínkách se silnou sezónností. Když chybí krytí ledem, bobři jsou zranitelní vůči predaci. Během období bez ledu hledají bobři potravu na souši, udržují hrady a přehrady a brání teritorium. V chladných klimatických podmínkách často budují zásobárny na jídlo, které jim pomohou přežít zimu (Baker et Hill, 2003). Gable et Windels (2017) odhadli, že dospělý samec vlka s GPS vysílačem zabil 22 bobrů během jedné sezóny bez ledu (míra usmrcení = 0,095 bobra za den), což bylo 10 % odhadované populace bobrů ve vlčím domovském okrsku 85 km². Dále odhadli, že smečka (čtyři dospělí, dvě štěňata) odstranila 38–42 % populace bobrů v domácím okrsku smečky. Přes tuto vysokou míru predace se populace bobrů v následujícím roce zvýšila o 43 %, což vedlo autory k závěru, že vliv vlčí predace na hustou bobří populaci v systému s více kořistmi je minimální a že změny v populaci bobrů jsou pravděpodobně více ovlivněny jinými faktory, jako je dostupnost potravy nebo hladina vody (Gable et Windels, 2017).

3.1.6 Antipredační chování

Bobři staví konstrukce a mění krajinu, čímž částečně snižují riziko predace. Také vykopávají kanály, které zlepšují přístup k potravinám a snižují nebezpečí od predátorů (Wilsson, 1971). Avšak výstavba a údržba hradů a hrází je pracná a může zvýšit riziko predace, když bobři provádějí tyto činnosti (Gable et al., 2016). Na větších jezerech a řekách bobři obecně neudržují hráze, a jsou proto závislí na dostatečné hladině vody pro svou bezpečnost (Johnston et Windels, 2015).

Bobři používají čich při posuzování rizika predace (Salandre et al., 2017), proto jsou schopni rozpoznat pachy dravce a změnit své strategie krmení, aby minimalizovali setkání s predátory (Smith et al., 1994; Rosell et Czech, 2000), jelikož jedno z nejběžnějších chování proti predátorovi spočívá ve vyhýbání se místům, kde kořist vnímá vysoké riziko predace (Salandre, 2017). Kromě toho se zdá, že bobři vykazují vrozenou reakci na pachy dravce (Rosell et Sanda, 2006; Swinnen et al., 2015). Vrozená reakce kořisti na pachy dravce byla prokázána u hlodavců, kteří byli chováni v zajetí po mnoho generací, a proto nikdy neměli žádný kontakt s predátory (Fendt, 2006; Apfelbach et al., 2005). V žádném případě ale nelze vyloučit, že by původně vrozená reakce bobrů na vlčí zápach mohla být oslabena během zjevné nepřítomnosti vlků (Salandre et al., 2017).

Schopnost bobra vyhýbat se smrtelným setkáním s vlky je založeno na třech faktorech: schopnost bobra odhalit vlka, vzdálenost mezi bobrem a vlkem a vzdálenost mezi bobrem a vodou (Basey et Jenkins, 1995). Antipredační chování bobra souvisí také s energetickým výdejem. Zvíře musí volit kompromis mezi přínosy antipredačního chování a náklady na toto chování, což je snížený příjem energie, který může vést ke snížení dlouhodobého přežití (Lima, 1998; Ripple et Beschta, 2004). Vypadá to, že energetický výdej hraje větší roli než strach z predace na souši, pohyby na půdě budou pravděpodobně pro bobry nákladné z hlediska energie a času (Salandre et al., 2017). Bobři jsou kořist, která pro vlky představuje malé riziko ve srovnání s dospělými kopytníky, kteří mohou být značně nebezpeční a vyžadují výdej energie k usmrcení (Gable et al., 2018 ex. Mech, 1970).

3.2 Vlk obecný

3.2.1 Charakteristika

Vlk obecný (*Canis lupus*) je největší psovitá šelma. Dosahuje váhy mezi 25 a 65 kg a délka těla bez ocasu je 105–160 cm, v kohoutku měří 65–80 cm. Svým vzhledem připomíná německého ovčáckého psa. Na rozdíl od něj má širší a špičatější hlavu, šikměji postavené oči a kratší trojúhelníkovité uši. Huňatý ocas 38–60 cm dlouhý, což je přibližně 50 % délky těla, nosí svěšený šikmo či kolmo dolů. Zbarvení se mění podle sezóny na rezavohnědý až šedočerný odstín. Spodní část těla a vnitřní strany končetin má vlk nažloutlé až bělavé (Anděra et Horáček, 2005).

Převážně noční aktivita je odpovědí na pronásledování člověkem. Vlk vytváří různé početné smečky s pevným společenským řádem. Rozloha loveckého území smečky je většinou několik desítek až set km². V ČR patří mezi zvláště chráněné druhy (Anděra et Horáček, 2005).

3.2.2 Návrat a rozšíření v ČR

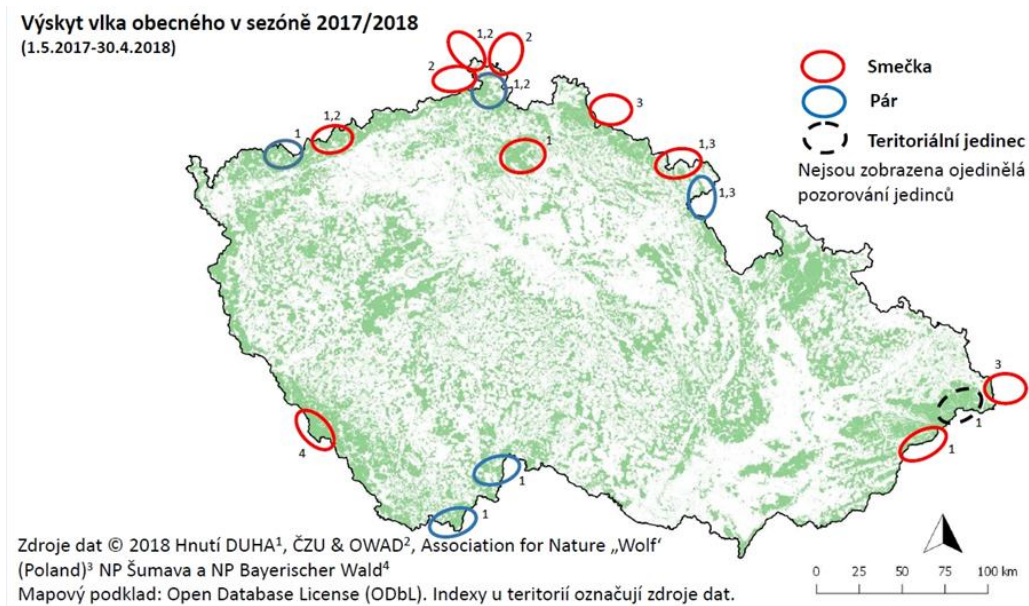
Vlci se v posledních letech postupně navrací do České republiky a narůstá jejich pozorování (Obr. 3). Pro tuto situaci je klíčový vývoj populací ve střední Evropě. V sousedních zemích dlouhodobě žijí v Karpatech, zejména na Slovensku

a v Polsku, dále se vlci dostali také do Německa. Odtud se tato zvířata šíří do ČR (Kutal et al., 2017).

Vlk byl k roku 2017 nalezen na 6,8 % území České republiky. Pouze na 10,2 % z osídleného území byla potvrzena reprodukce, v 8,5 % stálý výskyt bez rozmnožování a na 81,4 % území byl výskyt jen ojedinělý (Kutal et al., 2017). Kutal et al. (2017) se domnívají, že mezi lety 2002 a 2013 se vlci vyskytovali v ČR jen ojediněle a to se změnilo až s první doloženou reprodukcí v roce 2014. Rozmnožování bylo potvrzeno v oblasti Ralska (každoročně od sezóny 2014–2015), Broumova a Krušných hor (od sezóny 2016–2017) (Kutal et al., 2017).

Vlk je druhá nejrozšířenější velká šelma v ČR, která má tendenci k vzrůstajícímu výskytu (Kutal et al., 2017). Rozšiřování areálu patrně souvisí s růstem středoevropské nížinné populace (Nowak et Myslajek, 2016). Z toho důvodu se vlci ojediněle objevovali v letech 2000–2013 v severních a východních Čechách (Flousek et al., 2014a, b) a na česko-německých hranicích na Šluknovsku se v roce 2012 usadil první rozmnožující se vlčí pár (Kutal et al., 2017). Oproti tomu v karpatské části republiky se rozšíření vlka podstatně nezměnilo. Na přítomnost vlka u česko-slovenských hranic má vliv populační dynamika kořisti (Kutal et al., 2016). Nižší obsazenost českých a slovenských Karpat nejspíše ovlivňuje legální lov vlka na Slovensku (Kutal et al., 2017).

Z důvodu velké dynamiky smeček lze počet vlků na území ČR jen obtížně odhadovat, důležitým ukazatelem je tedy počet doložených párů nebo smeček. V zimě 2016–2017 byly objeveny tři smečky (Ralsko, Broumovsko, Krušné hory) a jeden pár na Šumavě, který se rozmnožil v následující sezóně. Počet vlků v ČR k roku 2017 je odhadován na 15–25 jedinců. Lze předpokládat, že by mohly v následujících letech vznikat nové smečky také na místech dnešního sporadického výskytu vlka (Frýdlantsko a Jesenicko) (Kutal et al., 2017).



Obr. 3: Mapa současného výskytu vlka obecného v ČR (zdroj: owad.fzp.czu.cz).

3.2.3 Potrava

Vlk loví nejčastěji kopytníky (jelen, prase, srnec, ovce a jiná domácí zvířata), dále hlodavce, zajíce i ptáky, také může konzumovat hmyz či sladké plody (Anděra et Horáček, 2005). Globálně ve vlčí stravě dominují velcí (240–650 kg) a středně velcí (23–130 kg) divocí kopytníci (Newsome et al., 2016). V jídelníčku vlků v Lotyšsku dominovali divocí kopytníci (jelenovití a divoká prasata) a bobr. Jelenovití byli nalezeni v 50 % vzorků, divoká prasata v 25 % a bobři ve 14 %. Vlci si vybírali divoká prasata zejména v zimě, kdy se jejich poměr ve stravě zvýšil na 34 % z 20 % v létě. Poměr bobrů, malých hlodavců a rostlinných potravin byl v létě vyšší. Úloha domácích zvířat ve stravě vlka byla minimální kromě zimy, kdy byla konzumována jako mršiny (13 %) (Anderson et Ozolinš, 2004). V Bělorusku byl bobř primární kořistí pro vlčí dospělce i mláďata. Vlčí strava byla složena hlavně ze středně velkých druhů (bobr, srnec a prase divoké), i když větší kořist (jelen, los a zubr) byla také hojná (Sidorovich et al., 2017). Bobři jsou důležitou alternativní kořistí, která může pomoci podpořit populaci vlků, a to i v období snížené populace kopytníků (Anderson et Ozolinš, 2004). Široká škála dostupných druhů kořisti je důležitá pro udržení životaschopné populace vlka v případech extrémních klimatických událostí (Sidorovich et al., 2017).

3.2.3.1 Bobr jako potrava

Podle Gable et al. (2018) mohou být bobři pro vlka důležitou sezónní potravou. Někteří solitérní vlci nebo vlčí smečky se specializují na určitou kořist, z nichž jedna může být bobr (Nitsche, 2016 ex. Pavlov, 1990).

Během období bez ledu existuje větší šance, že bude bobr uloven, a může být primární nebo sekundární kořistí vlků. Okolnosti, které ovlivňují konzumaci bobrů vlky, jsou složité a pravděpodobně závisí na biologických vlivech a vlivech prostředí (Gable et al., 2018). Vysoká hojnost bobrů může zvýšit šance na přežití vlčích štěňat a bobři mohou přispívat vlkům jako strava během období sníženého počtu kopytníků. Mnoho vědců tedy naznačilo, že hustota bobrů nepříznivě ovlivňuje populace kopytníků prostřednictvím zjevné konkurence, i když to zůstává z velké části netestováno (Gable et al., 2018).

Po roztání ledu v dubnu nebo květnu je počet ulovených bobrů vysoký, protože se vlci zaměřují na bobry, kteří hledají potravu na pevnině nebo udržují hráze (Gable et al., 2016). V červnu a červenci podíl bobrů ve stravě klesá, jelikož vlci primárně loví a konzumují čerstvě narozená mláďata kopytníků (Van Ballenberghe et al., 1975; Fuller, 1989; Gable et al., 2018). V září a říjnu se bobři stanou zranitelnějšími vůči predaci, protože tráví více času na pevnině, kde udržují hráze a hrady nebo hledají dřeviny pro stavbu zimní zásobárny (Gable et al., 2016).

Nicméně bobři mohou být primární nebo důležitou alternativní letní kořistí vlků v mnoha systémech v Severní Americe (Newsome et al., 2016). Zdá se však, že bobři jsou relativně malým zdrojem potravin pro vlky v Evropě s výjimkou Běloruska a Lotyšska (Gable et al., 2018). Zvýšení podílu bobra ve vlčí potravě je především důsledkem rostoucí hustoty populace bobrů, snížení hustoty populace kopytníků nebo vzájemné interakce těchto faktorů (Gable et al., 2018). Kromě toho může být konzumace bobrů pro vlky přínosem, jelikož napomáhá vlkovi snížit zatížení parazity (Friesen et Roth, 2016).

3.2.4 Strategie lovu

Muro et al. (2011) popisuje dvě jednoduchá pravidla, která řídí pohyb každého vlka a jsou dostačující k tomu, aby napodobovali hlavní znaky loveckého chování vlčí

smečky, což je stopování, pronásledování a obklíčení kořisti, dokud se nepřestane pohybovat. Pravidla jsou 1) pohybovat se směrem ke kořisti, dokud vlk nedosáhne minimální bezpečné vzdálenosti k lovenému zvířeti, a 2) pokud je dostatečně blízko ke kořisti, vzdaluje se od ostatních vlků. Jedinou informací, kterou každý vlk potřebuje znát, je pozice ostatních vlků. Výsledky studie Muro et al. (2011) naznačují, že se vlčí smečky nemusí nutně spoléhat na přítomnost efektivní komunikace mezi jednotlivými účastníky lovu a že ve skupině není potřebná žádná hierarchie pro dosažení cíle.

3.2.4.1 Lov bobra

Na základě chování vlků v aktivních lokalitách bobrů (tj. biotopů obsazených bobry), Gable et al. (2016) dospěli k závěru, že typická strategie lovu se skládá ze tří složek: 1) čekání v blízkosti míst s vysokou bobří aktivitou (např. krmné stezky), dokud bobr nepříjde na břeh, 2) využívání vegetace, přehrady nebo jiných stanovišť pro ukrytí, 3) útočení na bobra odříznutím přístupu k vodě nebo okamžitým útokem na bobra (např. ze zálohy). Konkrétněji na jaře vlci lovili a zabíjeli bobry pod hrázemi a na pobřeží (58 % zabití), zatímco na podzim se většina lovných míst (80 %) vyskytovala kolem bobřích kanálů a stezek (Gable et al., 2016). Během zimy jsou bobři pravidelně chytáni na ledě v blízkosti otevřených vodních toků nebo když shánějí potravu nad ledem během tání (Mech, 1966; Peterson, 1977; Forbes et Theberge, 1996).

Predace bobrů vlky je nejvyšší během období bez ledu. Když je přítomen ledový kryt, bobři jsou pro vlky poměrně nepřístupní, protože led je ochrannou bariérou a bobři se zřídka nacházejí nad ním (Smith et Peterson, 1991). Zdá se, že vlci používají různé taktiky k lovu bobrů (Gable et al., 2018). Gable et al. (2016) zdokumentovali šest případů, kdy vlci zaútočili na bobry ve vodě a pak je zabili poblíž břehu. To je zvláště zajímavé, protože se předpokládalo, že bobři jsou v bezpečí před predátory, jakmile dorazí do vody (Basey et Jenkins, 1995).

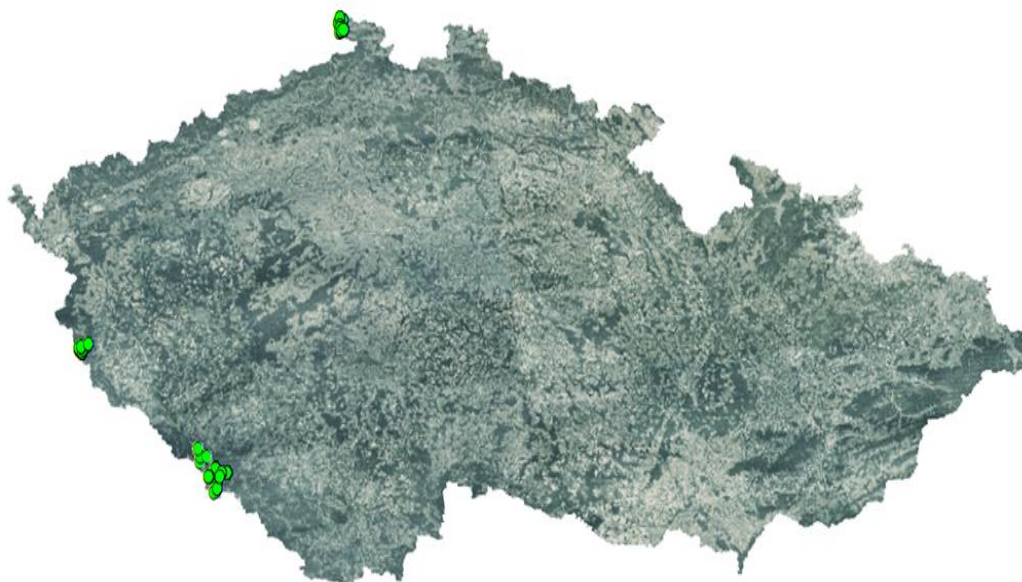
Náklady a přínosy v zabíjení bobrů místo kopytníků jsou komplikované a pravděpodobně závisí na vzájemném působení několika faktorů zahrnující velikost smečky, energetické požadavky, hustotu kořisti, dostupnost a roční období (Gable et al., 2018).

4. Metodika

Terénní výzkum se uskutečnil během listopadu 2018. V této době se již na území nevyskytovala vysoká vegetace, která by zakrývala okusy bobra. Navíc od podzimu převažuje u bobra konzumace dřevin nad bylinami. Práce v terénu se musela stihnout do zimy, než pokryje území sníh a znemožní mapování okusů.

4.1 Výběr lokality

Vhodné lokality pro výzkum byly vybírány podle dvou kritérií: Zda se na dané lokalitě vyskytuje bobr a zda je bobří rodina ve vlčím teritoriu. Výzkum probíhal na třech územích České republiky, konkrétně v Českém lese, na Šumavě a na Šluknovském výběžku (Obr. 4). Tyto oblasti byly již dříve zkoumány bez přítomnosti predátora, proto nyní mohly být porovnávány vzdálenosti, které bobří uráželi za potravou bez a za přítomnosti vlka. Na každém území bylo vybráno 7 bobřích rodin, nejlépe v centru vlčího teritoria. V Českém lese probíhal výzkum v okolí vesnice Železná, na Šumavě v okolí Modravy a Srní a na Šluknovském výběžku v jeho severní části.



Obr. 4: Mapa zkoumaných oblastí v ČR.

4.2 Sběr dat

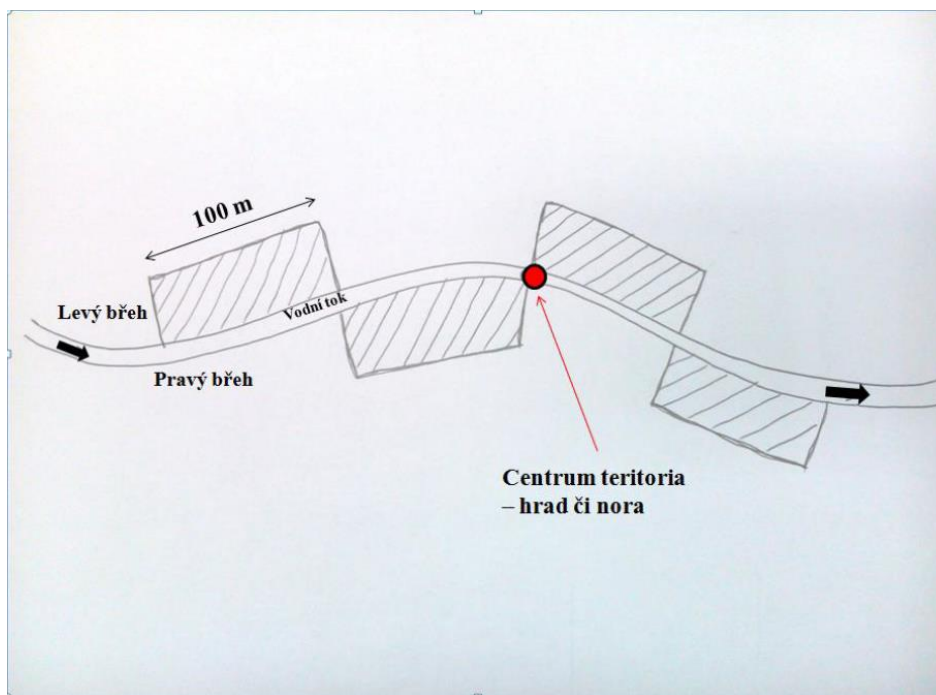
K výzkumu byly použity laserové dálkoměry Nikon FORESTRY PRO na větší vzdálenosti a Leica DISTO X310 na kratší vzdálenosti, GPS navigace Garmin GPSMAP 62s, metr a formulář určený k této práci (Obr. 5).

Lokalita:											Mapovatel:			List č. /	
Břeh:											Datum:			GPS:	
bod GPS	OKUS										Vzdál. (m)	Název teritoria	Obydli	GPS	
	dřevina	N	0-2,5	2,5-6	6-12	12-20	20-30	30-40	40-50	50 +				zrc.	x

Obr. 5: Záznamový formulář pro zapsání okusů.

Na každé lokalitě se nejprve našlo centrum teritoria hrad, polohrad či nora. Pokud centrum nebylo nalezeno, jako centrum teritoria se určilo místo s největší frekvencí okusů. Dále se na každou stranu od centra vyměřily dvě plochy o délce 100 m, jedna z ploch byla na pravém břehu a druhá na levém. Celkově bylo zkoumáno území o velikosti 400 m, tedy 4 plochy o délce 100 m (Obr. 6). U rybníka byla vzdálenost od centra 200 m. K měření těchto vzdáleností byl použit laserový dálkoměr značky Nikon. Ve vytvořených plochách se do GPS navigace zaznamenaly souřadnice čerstvého okusu a číslo GPS bodu bylo zaneseno do formuláře. Dále se do archu zapisoval rod dřeviny a zda se jedná o okus dokonalý, nedokonalý či zrcátko. Následně byl zapsán počet okusů v jednom bodu do jednotlivých kategorií podle jejich průměru. Těchto kategorií bylo celkem osm. Nejdůležitějším činem bylo zaznamenat vzdálenost okusu od vodního toku či rybníku. Zde byl opět použit dálkoměr Nikon na velké vzdálenosti a dálkoměr Leica na kratší vzdálenosti.

V práci byla použita česká data z let 2015 a 2016 z území Český les, Šumava, Šluknovský výběžek a jižní Morava. Tato data byla sebrána studenty ČZU v době, kdy na území nebyl přítomen vlk. Dále byla v práci využita i německá data z let 2016 a 2018, která byla sebrána na lokalitách v Bavorsku a Sasku (Tabulka 3).



Obr. 6: Design sběru dat.

4.3 Úprava dat

Dalším bodem práce bylo převést data do elektronické podoby. Data byla upravována v programech Microsoft Excel, ArcMap a DNRGPS.

Nejprve bylo nutné získaná terénní data stáhnout z GPS navigace. Souřadnice v GPS byly uloženy ve formátu gpx., proto musely být převedeny do formátu shp., aby bylo možné jejich zobrazení v programu ArcMap. Převod byl uskutečněn pomocí programu DNRGPR.

Po nahrání dat do ArcMapu byla vložena podkladová mapa České republiky. Jednalo se o ortofoto mapu ze serveru geoportal.cuzk.cz.

Informace ze záznamových archů musely být přepsány do elektronické podoby prostředím Microsoft Excel, tedy bod GPS, zkoumaná lokalita, hlodaná dřevina, vzdálenost od vody, název teritoria a zeměpisná šířka a délka. Dále byla připsána doba osídlení bobrem, přítomnost vlka a množství spotřebované biomasy (Tabulka 1).

Tabulka 1: Ukázka dat v elektronické podobě v prostředí Excel.

avid	id	author	region	area	year	terr.n	terr	wolf1	tree	dist	biomass	age	lat	long	central dist	size	edge dist	age.pop	weight.b	
78	81	JL	Cesky les	CL	c	2018	j	Eisendorf	yes	Alnus spp.	0	0,00027600	12	49,578824	12,600782	22	199	16	28	2
85	88	JL	Cesky les	CL	c	2018	j	Eisendorf	yes	Alnus spp.	2	0,00055200	12	49,580042	12,600901	22	199	16	28	2
75	78	JL	Cesky les	CL	c	2018	j	Eisendorf	yes	Alnus spp.	3	0,00229700	12	49,57848	12,601017	22	199	16	28	2
84	87	JL	Cesky les	CL	c	2018	j	Eisendorf	yes	Betula spp.	2	0,00459400	12	49,579627	12,600919	22	199	16	28	2
73	76	JL	Cesky les	CL	c	2018	j	Eisendorf	yes	Betula spp.	2	0,05118800	12	49,578029	12,601295	22	199	16	28	2
71	74	JL	Cesky les	CL	c	2018	j	Eisendorf	yes	Betula spp.	2	0,06403100	12	49,577926	12,60134	22	199	16	28	2
81	84	JL	Cesky les	CL	c	2018	j	Eisendorf	yes	Betula spp.	0	0,10237600	12	49,579377	12,60076	22	199	16	28	2
49	52	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Picea spp.	6	0,00229700	17	49,60202	12,575603	22	199	16	28	2
65	68	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Salix spp.	15	0,00229700	17	49,602789	12,575479	22	199	16	28	2
34	37	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Alnus spp.	8	0,01284300	17	49,597907	12,577838	22	199	16	28	2
43	46	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Alnus spp.	2	0,01284300	17	49,60202	12,575829	22	199	16	28	2
27	27	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Betula spp.	5	0,05118800	17	49,597129	12,578103	22	199	16	28	2
41	44	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Betula spp.	10	0,05118800	17	49,598066	12,577749	22	199	16	28	2
38	41	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Salix spp.	12	0,06403100	17	49,597966	12,577793	22	199	16	28	2
39	42	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Alnus spp.	10	0,06403100	17	49,598029	12,577783	22	199	16	28	2
63	66	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Betula spp.	10	0,10237600	17	49,602712	12,57542	22	199	16	28	2
69	72	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Alnus spp.	18	0,10237600	17	49,602515	12,575685	22	199	16	28	2
70	73	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Salix spp.	0	0,10237600	17	49,602266	12,574115	22	199	16	28	2
29	29	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Salix spp.	2	0,13609600	17	49,59703	12,578159	22	199	16	28	2
40	43	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Salix spp.	8	0,13609600	17	49,598041	12,577696	22	199	16	28	2
55	58	JL	Cesky les	CL	c	2018	h	Farsky d.	yes	Betula spp.	8	0,13609600	17	49,60239	12,575508	22	199	16	28	2

Každá dřevina spadala do kategorií 1–8. Tyto kategorie představovaly průměr kmene od nejmenšího po největší. Ke každé kategorii byl přiřazen příslušný koeficient, díky tomu mohlo být spočítáno množství biomasy (Tabulka 2). Biomasa byla počítána, protože určuje dobu strávenou v místě konzumace. Čím více biomasy je na místě, tím déle musí bobr setrvat na souši, kde mu hrozí nebezpečí od predátora.

Tabulka 2: Tabulka pro výpočet zkonzumované biomasy.

průměr	kategorie	Koeficient biomasy
0–2,5 cm	1	0,000276
2,5–6 cm	2	0,002297
6–12 cm	3	0,012843
12–20 cm	4	0,051188
20–30 cm	5	0,136096
30–40 cm	6	0,36126
40–50 cm	7	0,617665
50+ cm	8	1

Do excelového souboru byla poté přidána i data z minulých let, aby s nimi bylo možné počítat.

Před výpočtem musely být také změřeny vzdálenosti porostů od vodních toků, které jsou na každé lokalitě odlišné. Měřila se vzdálenost od centra a okraje lesního porostu. Sečtením vzdálenosti centra a okraje lesního porostu od vody a následným

vydělením hodnotou size, která představovala velikost patche potravní nabídky, byla vypočítaná hodnota weight.b, která udává obecnou vzdálenost potravních zdrojů od vody. Díky tomu byla nadcházející analýza přesnější. Měření vzdáleností proběhlo v programu ArcMap pomocí funkce Measure.

4.4 Analýza dat

Po převedení dat do elektronické podoby mohlo dojít ke statistické analýze. Pro tuto činnost byl použit program RStudio 1.1.456. Pro všechny výpočty byla určena hladina významnosti na 0,05. Výsledek byl tedy statisticky významný, pokud byla p hodnota menší než 0,05.

4.4.1 Vliv vlčí predace na délku bobřích cest za potravou

Cílem práce bylo zjistit, zda se zkracuje vzdálenost, kterou bobři uráží za potravou, v důsledku přítomnosti predátora. Hypotéza H₀ tedy zněla: Délky cest za potravou se před a po příchodu vlka rovnají. Alternativní hypotéza říká, že se tyto vzdálenosti budou lišit. Porovnávala se tedy data sesbíraná autorem, která obsahovala délky cest za přítomnosti vlka, a již existující data, kde byly vzdálenosti za potravou bez vlčí přítomnosti, kromě Šluknovského výběžku, kde se v roce 2016 pohybovala malá vlčí smečka na jedné zkoumané lokalitě. Dále byla porovnána i německá data. Do výpočtu musely být zahrnuty předpoklady, které ovlivňují riziko predace, tedy vzdálenost okusu od vody a doba strávená v místě konzumace, která byla určena množstvím biomasy. Také se muselo vzít v potaz, že se vzdálenosti zdrojů potravy v různých místech liší a s délkou osídlení se dřeviny vzdalují. Výpočet byl proveden pomocí zobecněného lineárního modelu (glm). Výsledným výstupem byl ggplot, který porovnává délky cest za potravou s a bez vlčí přítomnosti.

4.4.2 Závislost vzdálenosti okusu od vody na době osídlení bobrem

Dalším cílem bylo zjistit, zda se s dlouhodobým osídlením zvětšují vzdálenosti okusů od vody. Hypotéza H₀ zněla, že s dlouhodobým osídlením zůstává vzdálenost okusů od vody stejná. Alternativní hypotéza H₁ zněla, že s dlouhodobým osídlením narůstají vzdálenosti okusů od vody. K testování byl použit obecný lineární model (lm).

4.4.3 Porovnání vzdálenosti okusů u jednotlivých druhů dřevin

Další výpočet si kladl za cíl porovnat vzdálenosti okusů jednotlivých druhů dřevin před a po příchodu vlka. Hypotéza H₀ zněla, že se vzdálenosti druhů ohlodaných dřevin před a po návratu vlka budou rovnat. Alternativní hypotéza H₁ zněla, že se vzdálenosti druhů ohlodaných dřevin před a po návratu budou lišit. K testování byl použit Kruskal-Wallis test.

4.4.4 Závislost vzdálenosti dřevin od vody na době osídlení bobrem

Posledním cílem bylo zjistit, zda se s dlouhodobým osídlením dřeviny vzdalují od břehové linie. Hypotéza H₀ zněla, že s dlouhodobým osídlením zůstává vzdálenost dřevin od vody stejná. Alternativní hypotéza H₁ zněla, že s dlouhodobým osídlením narůstají vzdálenosti dřevin od vody. K testování byl použit obecný lineární model (lm).

5. Popis území

Všechny zkoumané lokality se musely nacházet poblíž vodních toků a nádrží, jelikož je to přirozené prostředí bobra. V roce 2018 byly vybrány jen ty bobří rodiny, které se nacházely ve vlčím teritoriu. Výzkum probíhal na třech územích České republiky, konkrétně Český les, Šumava a Šluknovský výběžek.

5.1 Český les

5.1.1 Geomorfologie

Český les patří do provincie Česká vysočina, Šumavské soustavy a Českoleské oblasti. Dělí se na čtyři podcelky: Čerchovský les, Kateřinská kotlina, Přimdský les a Dyleňský les. Zkoumané bobří rodiny se nacházely v Kateřinské kotlině a v Málkovské vrchovině, která je součástí Přimdského lesa (Demek, 1987). Český les je pokračováním Šumavy. Jejich hranici tvoří Všerubský průsmyk. V jižní části Českého lesa se nachází hlavní evropské rozvodí mezi povodím Dunaje a Labe (Dudák, 2005).

Kateřinská kotlina se nachází ve střední části Českého lesa (Demek, 1987). Kvůli homogennímu reliéfu se Kateřinská kotlina dále nedělí. Kotlina je východním výběžkem sníženiny Niederer Oberpfalzer Wald, která do ČR sahá z Bavorska (Dudák, 2005). Kateřinská kotlina představuje plochou tektonickou sníženinu v povodí Kateřinského potoka. Zaujímá rozlohu 50 km² se střední výškou 525 m. Nachází se zde široké údolní nivy potoků a nejvyšším bodem je Bukáč s 570,5 metry. Kotlina je převážně zalesněna, ve střední části se nachází souvislý lesní komplex (Demek, 1987).

Přimdský les se také nachází ve střední části Českého lesa. Je to členitá vrchovina zabírající plochu 325 km² se střední výškou 629,9 metru (Demek, 1987). Přimdský les se dělí na čtyři okrsky: Málkovská vrchovina, Plešivecká vrchovina, Havranská vrchovina a Rozvadovská pahorkatina (Dudák, 2005). Nejvyšším bodem je Havran s 894 metry (Demek, 1987).

Málkovská vrchovina je okrsek v jižní části Přimdského lesa, rozkládá se na území o velikosti 74 km². Nejvyšším bodem je Přimda s 848 metry. Vrchovina je převážně

zalesněná. Jsou zde rozsáhlé lesní komplexy obklopující pole, květnaté louky a pastviny (Demek, 1987).

5.1.2 Podnebí

Dlouhodobé průměrné roční teploty se mění v důsledku různé nadmořské výšky od 8 °C v místech kolem 400 m n. m. na Domažlicku až po 4,5–5 °C na Čerchově nebo Dyleni. Průměrný roční úhrn srážek se pohybuje mezi 513–925 mm. Maximální výška celkové sněhové pokrývky činí až 124 cm (Dudák, 2005).

5.1.3 Hydrologie a vodopis

Český les patří ke dvěma úmořím, voda z území teče do Severního moře (povodí Labe) a do Černého moře (povodí Dunaje). Ve střední části Českého lesa je hlavní evropské labsko-dunajské rozvodí (Dudák, 2005).

Bobří rodiny se nacházejí na Farském, Mlýnském, Nivním a Železném potoce. Farský potok (4-01-02-020 021) je levostranný přítok Nivního potoka. Plocha povodí je 25,5 km². Mlýnský potok (4-01-02-016) je také levostranným přítokem Nivního potoka s plochou povodí 8,4 km². Železný potok (4-01-02-018) je opět levostranný přítok Nivního potoka a plocha jeho povodí je 16 km². Nivní potok (4-01-02-015 022) je levostranný přítok Kateřinského potoka, který pramení 0,7 km SZ od Nové Vsi ve výšce 546 m n. m. Plocha povodí je 63,4 km². Kateřinský potok se vlévá do řeky Naab a dále do Dunaje (Dudák, 2005).

5.1.4 Lesní porosty

Český les náleží do kategorie opadavého listnatého lesa s dominantním submontánním stupněm. Ojedinele zasahují lesy do suprakolinního stupně a vrcholové části mohou patřit do stupně montánního. Jehličnany zaujímají asi 89 % porostů, listnaté stromy potom představují zbylých 11 % lesních porostů (Dudák, 2005).

Kateřinská kotlina patří do submontánního stupně (Dudák, 2005). Kotlina je z většiny zalesněna. Ve střední části se nachází souvislý lesní komplex (Demek, 1987). Rekonstrukčně převažují rašelinné a podmáčené smrčiny, na výchozech

květnaté bučiny. Nyní zde dominují podmáčené lesy (rašeliníkové smrčiny, rohozcové smrčiny, rašelinné březiny, rašelinné brusnicové bory a mokřadní olšiny) (Dudák, 2005).

V Přímském lese se nachází stupně submontánní a místy suprakolinní. Rekonstrukčně zaujímají největší podíl acidofilní bučiny, místy květnaté bučiny, vrchoviště, rašelinné a podmáčené lesy (Dudák, 2005).

V Málkovské vrchovině dominují monokultury smrku, dále smrkové lesy s přimíšeným bukem a výjimečně se zde vyskytují zbytky bukových porostů. V severní části se nachází monokultury borovice (Demek, 1987).

5.1.5 Živočichové

Ze sudokopytníků zde žije prase divoké (*Sus scrofa*), daněk evropský (*Dama dama*), jelen sika (*Cervus nippon*), jelen lesní (*Cervus elaphus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*), muflon (*Ovis orientalis musimon*), z velkých a středně velkých šelem se zde vyskytuje liška obecná (*Vulpes vulpes*) a rys ostrovid (*Lynx lynx*) (Dudák, 2005).

První osídlení Českého lesa bobrem bylo pozorováno pod Přimdou v letech 1990–1992. Přibližně od roku 2005 se dá území Českého lesa označit za plně saturované (Vorel et al. 2012). První potvrzené pozorování vlka v Českém lese se datuje k roku 2017 (Hříbal, 2019).

5.2 Šumava

5.2.1 Geomorfologie

Šumava patří do provincie Česká vysočina, Šumavské soustavy a Šumavské hornatiny. Dělí se na šest podcelků: Šumavské pláně, Železnorudská hornatina, Trojmezenská hornatina, Boubínská hornatina, Želnavská hornatina a Vltavická brázda (Demek, 1987). Zkoumané bobří rodiny se nacházely na Šumavských pláních, konkrétně na Kvildských pláních a v Svojské hornatině.

Šumavské pláně jsou podcelek ve střední části Šumavy. Jedná se o plochou hornatinu o rozloze 661 km² se střední výškou 978,8 metru. Nachází se zde mělká otevřená údolí a mnohá rašeliniště. Nejvyšší bod je Velká Mokrůvka s 1370 metry (Demek, 1987).

Kvildské pláně jsou plochá hornatina s rozlohou 249 km². Nachází se zde široké, mělké a bohatě větvené údolní prohlubně, ve kterých jsou četná rašeliniště. V této oblasti pramení Vydra a Teplá Vltava. Nejvyšší bod je Velká Mokrůvka s 1370 metry. Kvildské pláně se nachází v 6.–7. vegetačním stupni. Severní část je převážně a jižní část souvisle zalesněná. Kvildské pláně náleží z 9/10 do NP Šumava a z 1/10 do CHKO Šumava. Nejcennější části se řadí do I. zóny NP (Demek, 1987).

Svojšská hornatina je okrsek na severovýchodním okraji střední části Šumavských plání. Jedná se o členitou hornatinu s rozlohou 97 km². Území je rozděleno hlubokým údolím Otavy a jejími přítoky. Nejvyšší bod je Huťská hora s 1187 metry. Svojšská hornatina se nachází v 5.–6. vegetačním stupni. Je převážně zalesněná, nachází se zde také květnaté louky a pastviny. Svojšská hornatina patří z 85 % do NP Šumava a z 15 % do CHKO Šumava. Nejcennější části náleží do I. zóny NP jako například říční kaňonovitá údolí se skalnatými svahy s mozaikou potočních olšin, suťových lesů, reliktních borů, smrkových porostů a pastvin se vzácnými rostlinami i živočichy (Demek, 1987).

5.2.2 Podnebí

Převážná část Šumavy patří do chladné oblasti středoevropského středohorského typu podnebí. Šumavské pláně náleží k nejchladnějším částem Šumavy, průměrné roční teploty zde sahají maximálně ke 4 °C. Roční průměr srážek činí 1066 mm. Sněhová pokrývka dosahuje nejvyšší výšky až 180 cm mezi lednem a březnem (Dudák, 2003).

5.2.3 Hydrologie a vodopis

Na Šumavě se nachází hlavní evropské rozvodí mezi Severním a Černým mořem.

Bobří rodiny se vyskytovaly na Hamerském, Hrádeckém, Modravském a Tmavém potoce. Jedna zkoumaná rodina osídlila i řeku Vydru. Hamerský potok pramení u Horské Kvildy a jedná se o pravostranný přítok Vydry. Vydra pramení na Luzném ve výšce 1192 m n. m. Od pramene se nazývá Luzenský potok, dále Modravský potok. Soutokem s Mlýnským potokem pod Modravou až k soutoku s Křemelnou se jmenuje Vydra. Tok je dlouhý 22,5 km s plochou povodí 146 km². Soutokem Vydry s Křemelnou vzniká Otava, která je levostranným přítokem Vltavy (Dudák, 2003).

5.2.4 Lesní porosty

Ve vlastní Šumavě rostou především smíšené horské lesy, tvoří je hlavně květnaté bučiny. Kromě buku pokrývá území jedle a smrk, méně javor klen a jilm drsný.

Květnaté bučiny dominují v nadmořských výškách 600–1 100 m. Nad květnatými bučinami v nadmořské výšce vyšší než 1 000 m rostou kyselé horské bučiny.

Přirozené horské smrčiny se na Šumavě objevují až v nadmořských výškách vyšších než 1 200 m. Dalším v celku rozšířeným typem smrčin jsou rašelinné a podmáčené smrčiny (Dudák, 2003).

V severní části Kvildských plání dominují smrkové porosty s občasnou příměsí buku, jedle a jeřábu. Výjimečně se zde objevují zbytky jedlo-bukových porostů. Na rašeliništích se nachází porosty borovice rašelinné a břízy trpasličí. Ve Svojské hornatině se nachází smrkové monokultury a smrkové porosty s příměsí buku, jedle, klenu, jeřábu a borovice (Demek, 1987).

5.2.5 Živočichové

Ze sudokopytníků se zde vyskytuje sedm druhů, z toho tři nepůvodní: prase divoké (*Sus scrofa*), los (*Alces alces*), daněk evropský (*Dama dama*), jelen sika (*Cervus nippon*), jelen lesní (*Cervus elaphus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*), muflon (*Ovis orientalis musimon*). Z velkých a středně velkých šelem zde žije liška obecná (*Vulpes vulpes*) a rys ostrovid (*Lynx lynx*) (Dudák, 2003).

Bobr byl na Šumavě poprvé pozorován v roce 1999 na Křemelné, ale nejednalo se o stabilní osídlení. Od roku 2008 má bobr na Křemelné stabilní výskyt (Vorel et al. 2012). V zimě 2016–2017 byl na Šumavě zjištěn jeden vlčí pár (Kutal et al., 2017).

5.3 Šluknovský výběžek

5.3.1 Geomorfologie

Šluknovská pahorkatina patří do provincie Česká vysočina, Krkonoško-Jesenické soustavy a Krkonošské podsoustavy. Dělí se na dva podcelky: Šenovská pahorkatina a Rumburská pahorkatina (Demek, 1987). Zkoumané bobří rodiny se nacházely na Šenovské pahorkatině.

Šluknovská pahorkatina je členitá pahorkatina, která se nachází na severozápadě Krkonošské podsoustavy podél státní hranice se SRN. Rozléhá se na ploše 275 km² se střední výškou 423 m. Nejvyšším bodem je Hrazený s 609,7 metry. Převládají zde pole a louky (Demek, 1987).

Šenovská pahorkatina je okrsek v severozápadní části Šluknovské pahorkatiny. Jedná se o členitou pahorkatinu o rozloze 165 km². Nejvyšší bod je Hrazený s 609,7 metry. Území je středně až málo zalesněné, převažuje zde orná půda, která se střídá s travními porosty (Demek, 1987).

5.3.2 Podnebí

Šluknovský výběžek se nachází v mírně teplé klimatické oblasti. Podnebí je zde vyrovnané a mírně teplé (Culek et al., 2013). Převážná část území je bohatá na srážky (Melichar, 2008). Průměrná roční teplota v nadmořské výšce 400 m je 7,1 °C. Roční průměr srážek zde činí 821 mm (Culek et al., 2013).

5.3.3 Hydrologie a vodopis

Na Šluknovském výběžku se nachází rozvodí mezi úmořími Baltského a Severního moře (Melichar, 2008).

Bobří rodiny se nacházejí na Vilémovském a Lučním potoce a potoce Bublava. Tyto potoky odvádí vodu do Severního moře (Melichar, 2008). Vilémovský potok pramení na východním svahu Plešného v nadmořské výšce 535 m. Protéká Velkým Šenovem, Vilémovem a Dolní Poustevnou, kde opouští ČR. Mezi jeho významné přítoky patří Šenovský potok, Liščí potok, Mikulášovický potok a Luční potok. Luční potok pramení 1,5 km severozápadně od Bukové hory v SRN ve výšce 460 m n. m. Jeho pravostranným přítokem je potok Bublava (Melichar, 2008).

5.3.4 Lesní porosty

Na Šluknovském výběžku dominují smrkové porosty, místy směs smrku a borovice. Dále zde rostou zbytky bučin a suťových lesů. Z náletových dřevin se zde vyskytuje primárně bříza (Culek et al., 2013). Potenciální přirozená vegetace se skládá především z acidofilních bučin (Melichar, 2008).

V Šenovské pahorkatině dominují smrky s příměsí buku, modřínu a borovice. Ojedinele se zde nachází zbytky dubin a bučin (Demek, 1987).

5.3.5 Živočichové

Ze sudokopytníků zde žije jelení a srnčí zvěř (Demek, 1987). Ze skupiny středně velkých šelem je zde hojná liška obecná (Melichar, 2008).

Bobr byl na Šluknovském výběžku poprvé pozorován v roce 2004 (Vorel et al. 2012). V roce 2012 se na česko-německých hranicích na Šluknovsku usadil vlčí pár (Kutal et al., 2017).

6. Výsledky

Data zahrnující výskyt vlka byla sesbírána autorem z 21 rodin ze tří území České republiky, konkrétně Český les, Šumava a Šluknovský výběžek. Na každém území bylo vybráno 7 bobřích rodin, nejlépe v centru vlčího teritoria. Celkově data pocházela z 80 bobřích rodin (Tabulka 3).

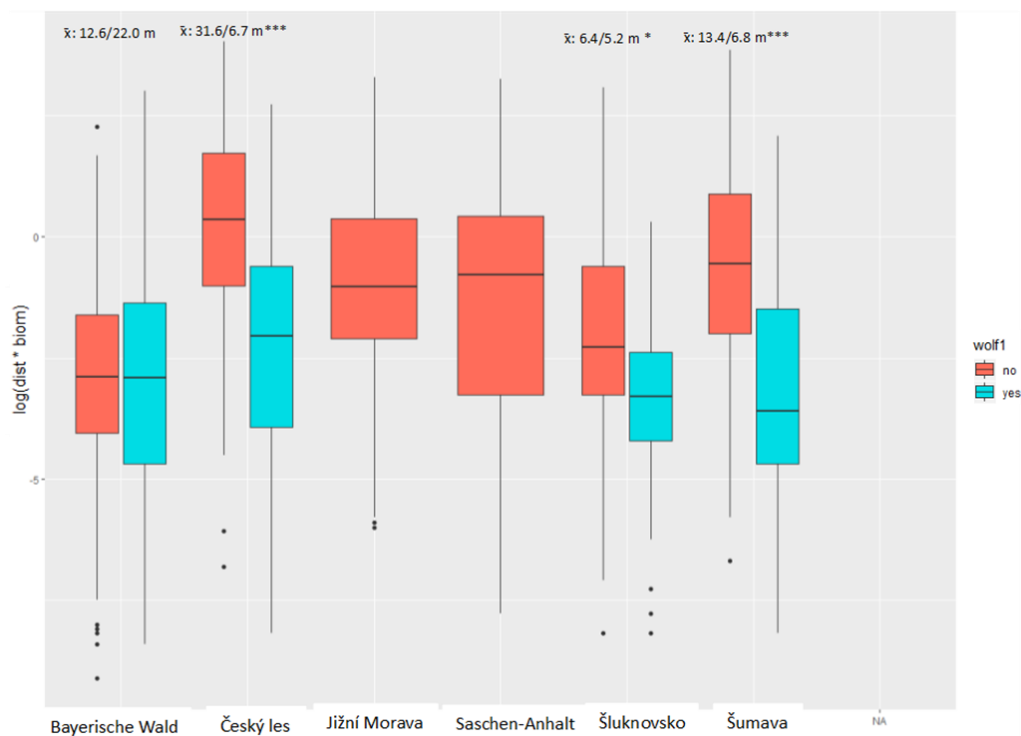
Tabulka 3: Počty zkoumaných rodin.

Autor	Lokalita	Rok	Počet rodin
Marco Heurich	Bayern	2016	11
Marco Heurich	Bayern	2018	11
Marián Bartoň	Český les	2015	9
Josef Lichtenberg	Český les	2018	7
Tomáš Flégl	Saschen-Anhalt	2016	7
Marián Bartoň	jižní Morava	2015	8
Tomáš Flégl	Šluknovsko	2016	5
Josef Lichtenberg	Šluknovsko	2018	7
Marián Bartoň	Šumava	2015	8
Josef Lichtenberg	Šumava	2018	7

6.1 Vliv přítomnosti vlka na délku cest za potravou

Cílem práce bylo zjistit, zda bobr zkracuje délky cest za potravou z důvodu predačního risku. Riziko predace se zvyšuje s narůstající vzdáleností od vody a časem stráveným v místě konzumace. Navíc vzdálenost zdrojů potravy je v různých místech proměnlivá a s délkou osídlení se dřeviny vzdalují. Tyto faktory tedy musely být do výpočtu zahrnuty.

Porovnávaly se délky cest za zdroji potravy za přítomnosti vlka a vzdálenosti za potravou bez vlčí přítomnosti. Pomocí zobecněného lineárního modelu (glm) byla zamítnuta nulová hypotéza, že se vzdálenosti před a po výskytu vlka neliší, protože p hodnota $1.94e-08$ byla menší než stanovená hladina významnosti 0,05. Model je tedy statisticky významný. Z následujícího grafu je patrné, jak se délky cest za potravou zkracují v důsledku přítomnosti predátora (Obr. 7). Bobři tedy ihned po návratu vlka upravují délku cest za potravou (Tabulka 4).



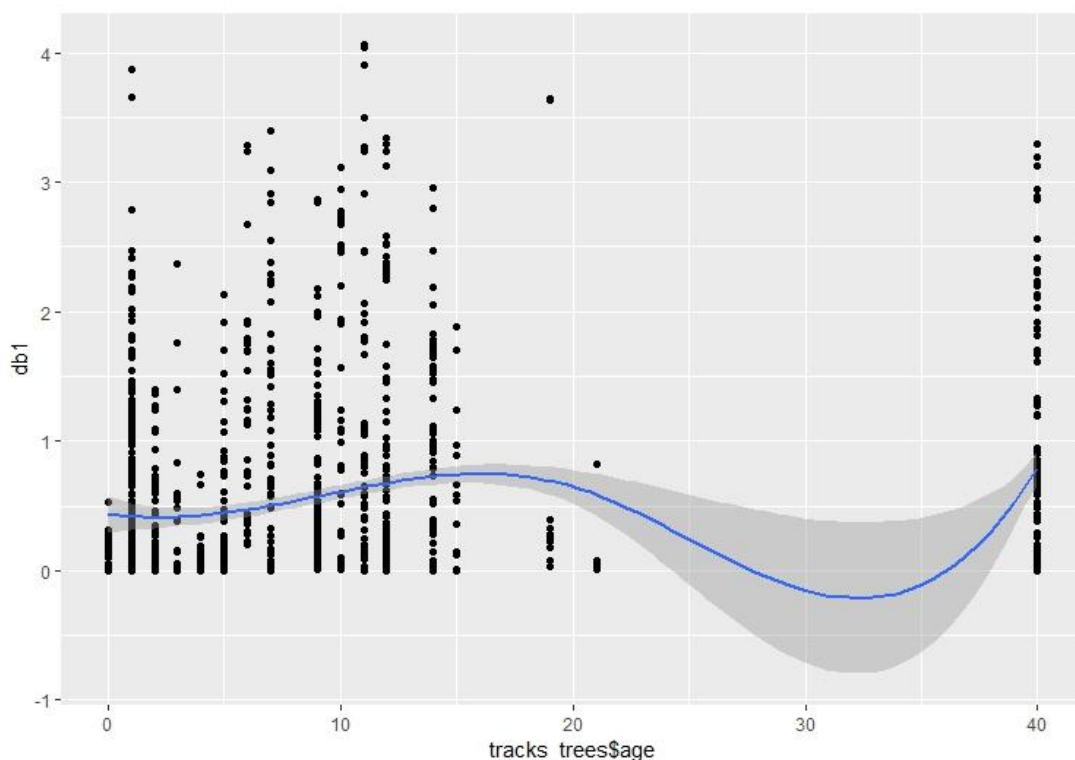
Obr. 7: Graf porovnávající délky cest bobra za potravou před a po příchodu vlka.

Tabulka 4: Průměrné vzdálenosti za zdroji potravy před a po návratu vlka.

	Český les	Šumava	Šluknovsko
S vlkem	6,7	6,8	5,2
Bez vlka	31,6	13,4	6,4

6.2 Závislost vzdálenosti okusu od vody na době osídlení bobrem

Z grafu je patrné, jak bobři přibližně do 11. roku osídlení lokality uráží postupně větší vzdálenosti k potravním zdrojům (Obr. 8). Po této době se vzdálenosti cest začínají zkracovat. Zamítá se nulová hypotéza, jelikož p hodnota $2e-16$ je menší než stanovená hladina významnosti 0,05. S dlouhodobým osídlením tedy narůstají vzdálenosti okusů od vody.



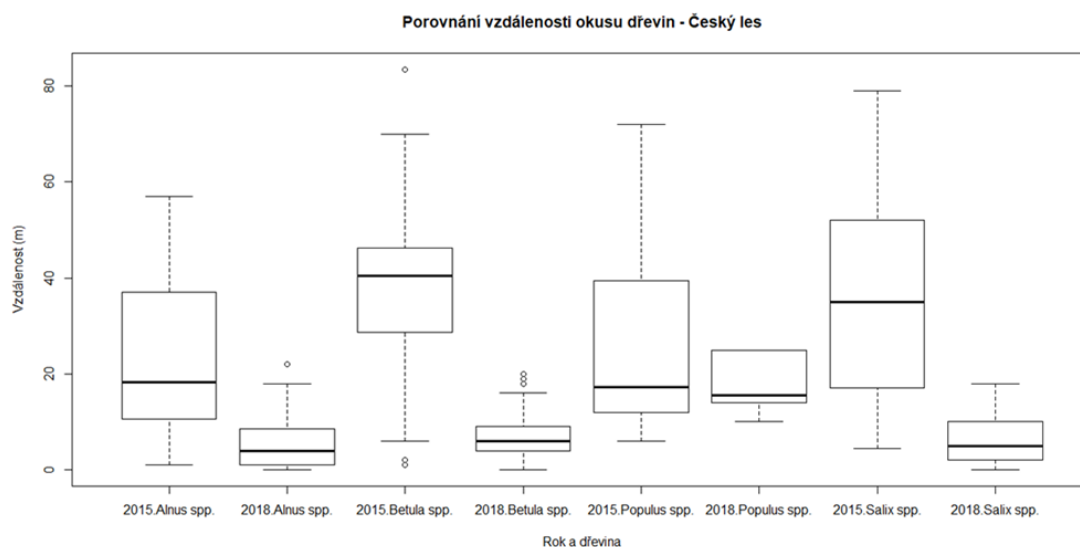
Obr. 8: Graf závislosti délky cest za potravou na době osídlení.

6.3 Porovnání vzdálenosti okusů u jednotlivých druhů dřevin

Následující grafy potvrzují výsledek, že bobři po příchodu vlka zkracují délky cest za potravou (Obr. 9, 10, 11). Z grafů je také patrné, za kterými dřevinami uráží bobři největší vzdálenosti.

6.3.1 Český les

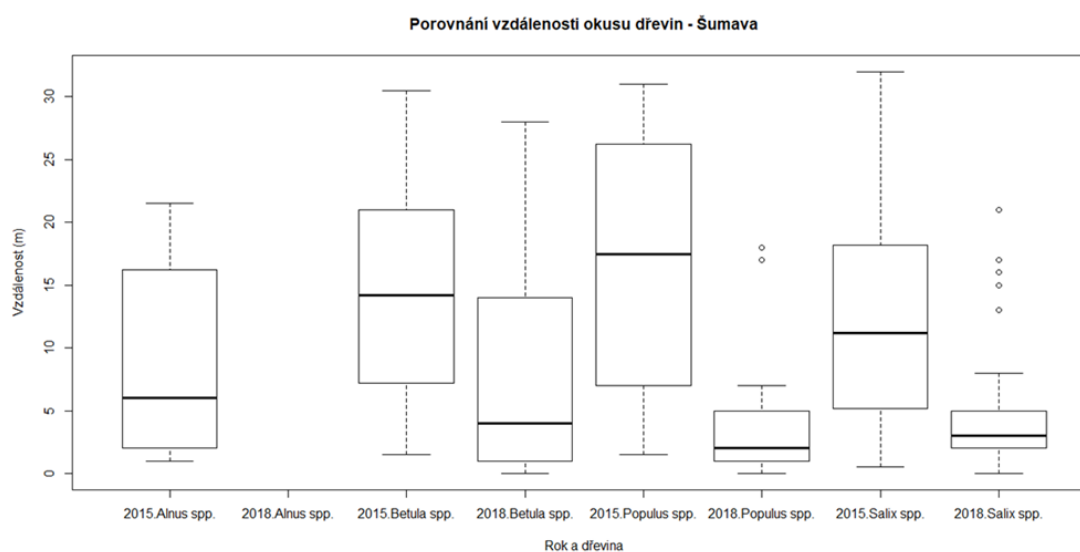
Vzdálenosti okusů od vody se u všech druhů hlavních dřevin po příchodu vlka zkrátily. S vlčí přítomností uráželi bobři největší vzdálenosti za topolem, bez výskytu vlka nejdéle chodili pro vrbu (Obr. 9). Průměrná vzdálenost cest za topolem za přítomnosti vlka byla 16,5 m. Bez vlčí přítomnosti uráželi bobři za vrbou v průměru 34,2 m. Model vyšel statisticky významný, jelikož p hodnota $2,2e-16$ je menší než stanovená hladina významnosti 0,05. Vzdálenosti okusovaných dřevin se tedy před a po návratu vlka statisticky liší.



Obr. 9: Graf porovnávající vzdálenost okusu dřevin v Českém lese.

6.3.2 Šumava

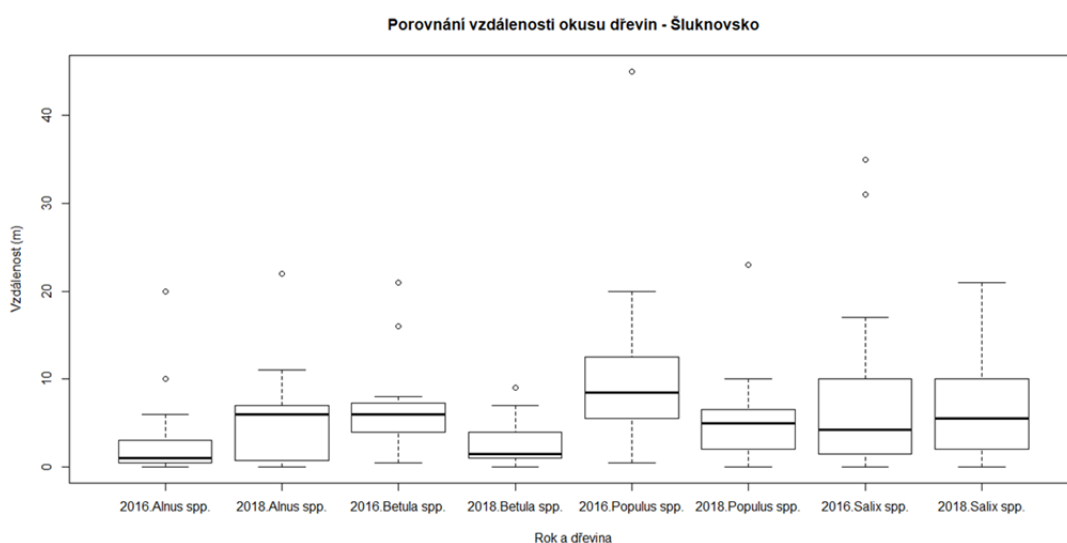
Vzdálenosti okusů od vody se u všech druhů hlavních dřevin po příchodu vlka zkrátily. Výjimkou byla olše, u které v roce 2018 nebyl zaznamenán žádný okus. Na Šumavě po návratu vlka uráželi bobři největší vzdálenosti za břízou (Obr. 10). Průměrná vzdálenost okusů břízy od vody byla 7,8 m. Model vyšel statisticky významný, jelikož p hodnota $1,188e-12$ je menší než stanovená hladina významnosti 0,05. Vzdálenosti okusovaných dřevin se tedy před a po návratu vlka statisticky liší.



Obr. 10: Graf porovnávající vzdálenost okusu dřevin na Šumavě.

6.3.3 Šluknovský výběžek

Vzdálenosti okusů od vody se v roce 2018 zkrátily u topolu na polovinu a u břízy téměř 2,5x, u vrby zůstala vzdálenost podobná, a u olše dokonce vzdálenosti okusů narostly (Obr. 11). Tento fakt je dán tím, že se už v roce 2016 na území vlk v malém počtu vyskytoval. Po návratu vlka uráželi bobři na Šluknovském výběžku největší vzdálenosti za vrbou. Průměrná vzdálenost okusů vrb od vody byla 6 m. Model vyšel statisticky významný, jelikož p hodnota $6,126e-05$ je menší než stanovená hladina významnosti 0,05. Vzdálenosti okusovaných dřevin se tedy před a po návratu vlka statisticky liší.



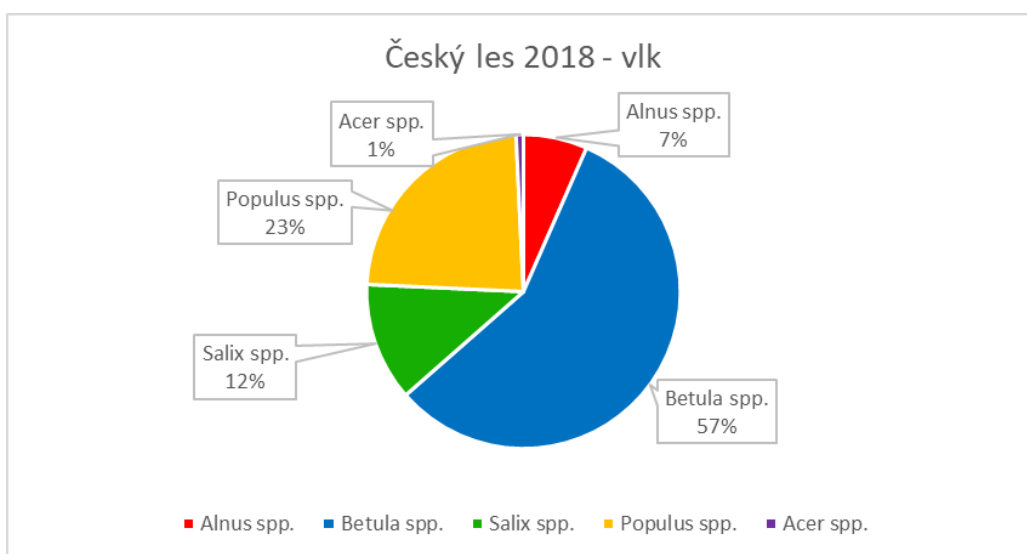
Obr. 11: Graf porovnávající vzdálenost okusu dřevin na Šluknovském výběžku.

6.4 Rozdíly v druhové skladbě preferovaných dřevin před a po příchodu vlka

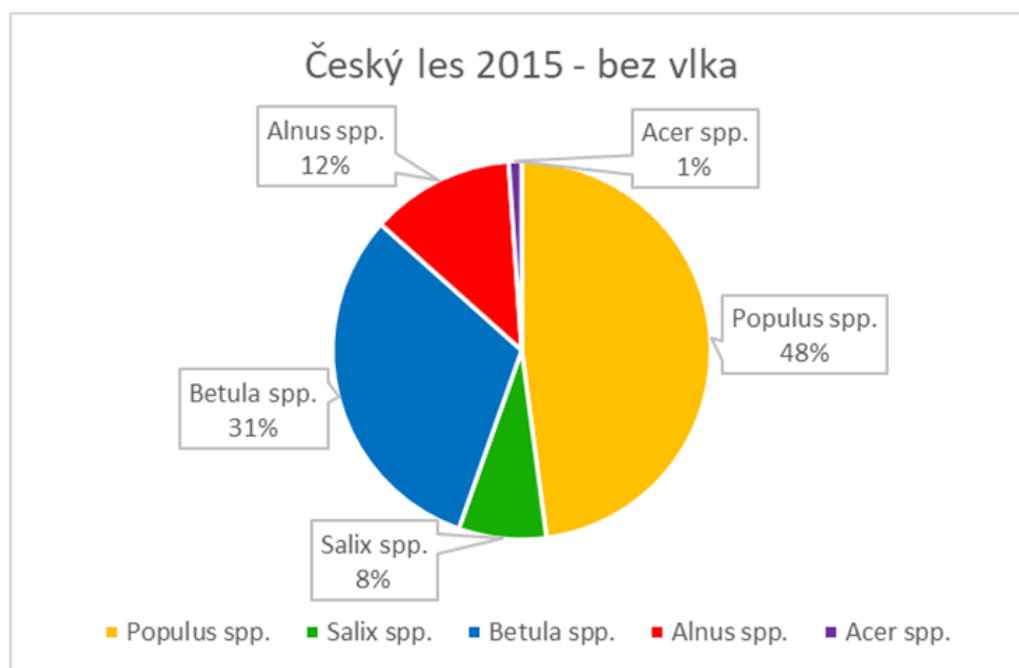
Společným znakem všech oblastí byl nárůst dokonalých okusů břízy.

6.4.1 Český les

V Českém lese lze pozorovat významný pokles dokonalých okusů topolu a nárůst početnosti okusů břízy oproti roku 2015 (Obr. 12, 13).



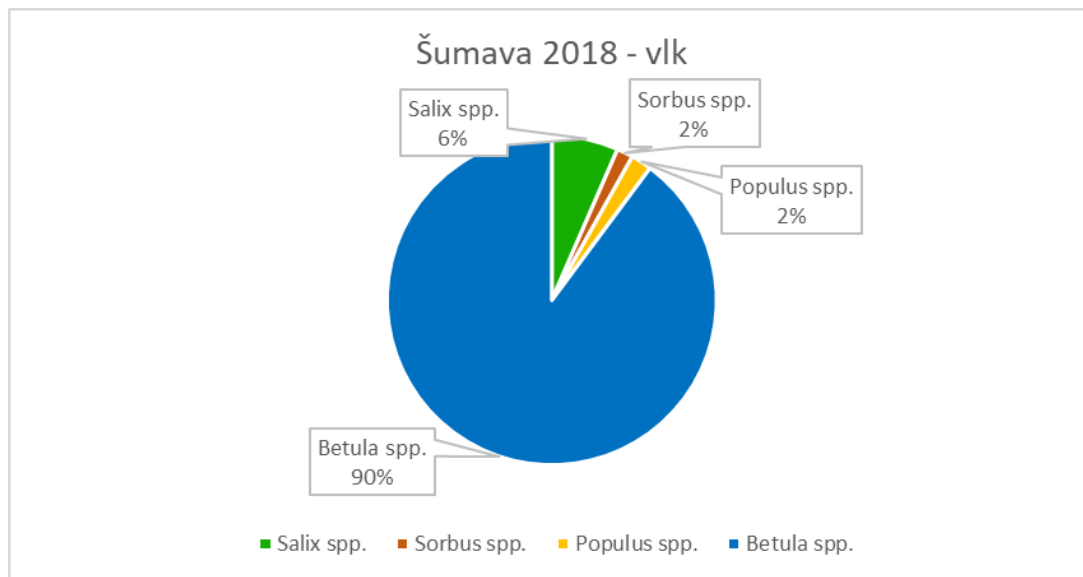
Obr. 12: Graf zastoupení dřevin v roce 2018 za přítomnosti vlka v Českém lese.



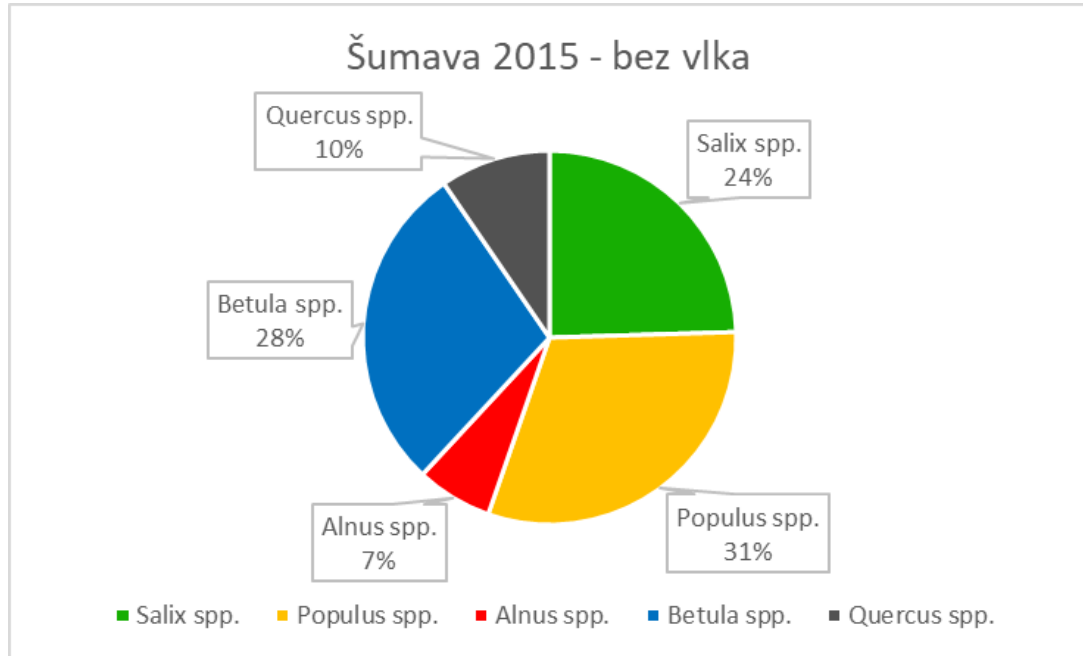
Obr. 13: Graf zastoupení dřevin v roce 2015 bez přítomnosti vlka v Českém lese.

6.4.2 Šumava

Z šumavských dat lze pozorovat rapidní nárůst dokonalých okusů břízy a významný pokles okusů topolu a vrby k roku 2018 (Obr. 14, 15).



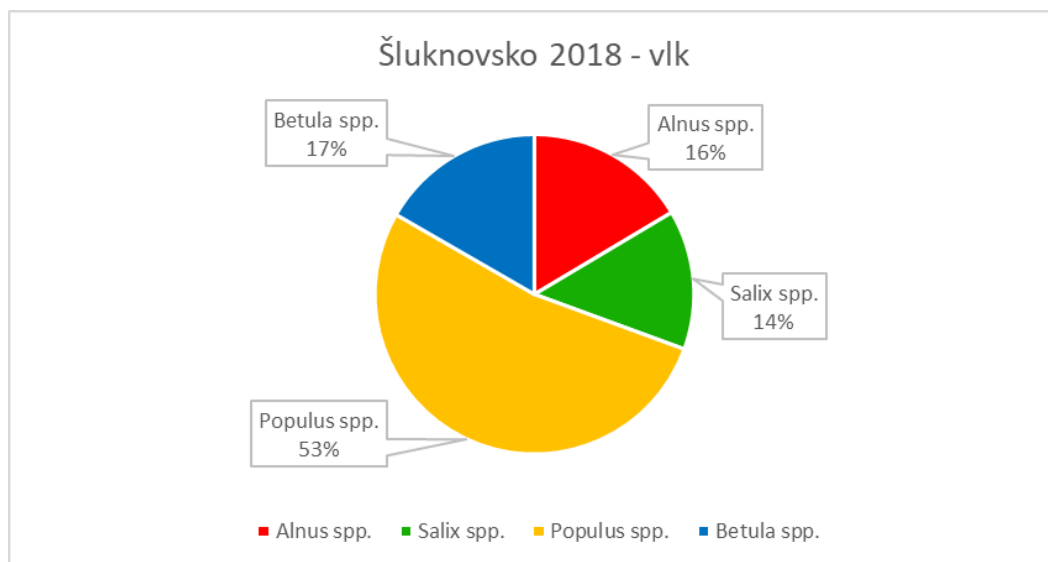
Obr. 14: Graf zastoupení dřevin v roce 2018 za přítomnosti vlka na Šumavě.



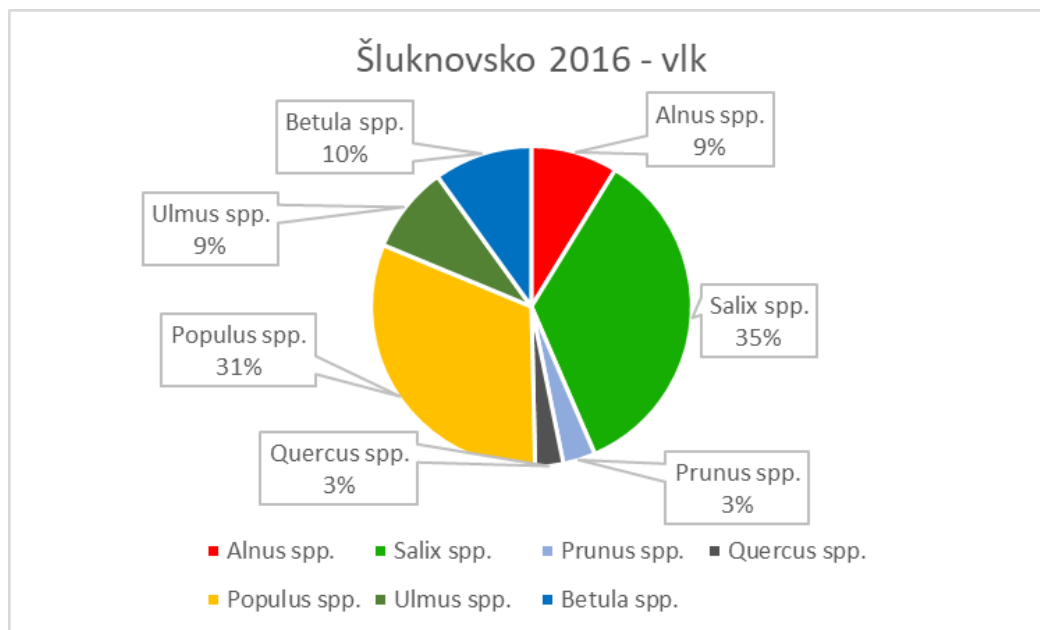
Obr. 15: Graf zastoupení dřevin v roce 2015 bez přítomnosti vlka na Šumavě.

6.4.3 Šluknovský výběžek

Na Šluknovském výběžku došlo opět k nárůstu početnosti dokonalých okusů břízy, a navíc i k zvýšení okusů topolu k roku 2018. V roce 2016 si zde bobří vybírali pestřejší druhovou skladbu dřevin oproti roku 2018 (Obr. 16, 17).



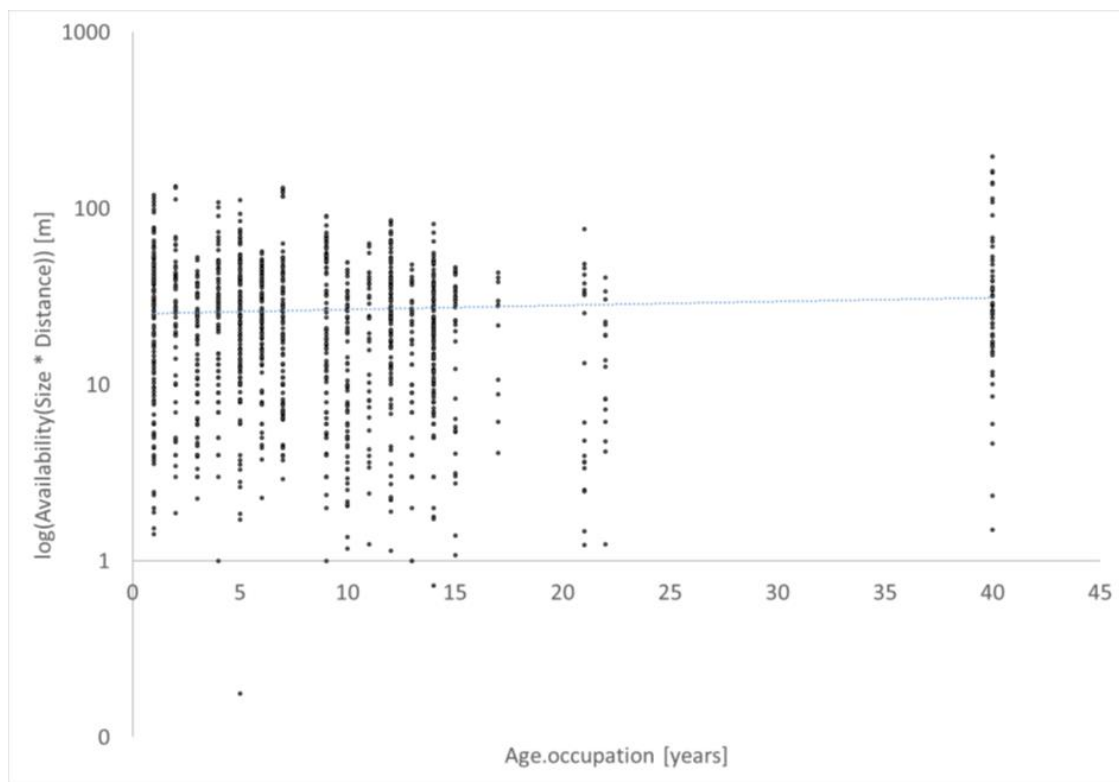
Obr. 16: Graf zastoupení dřevin v roce 2018 za přítomnosti vlka na Šluknovském výběžku.



Obr. 17: Graf zastoupení dřevin v roce 2016 bez přítomnosti vlka na Šluknovském výběžku.

6.5 Závislost vzdálenosti dřevin od vody na době osídlení bobrem

Pomocí obecného lineárního modelu (lm) byla zamítnuta nulová hypotéza, že s dlouhodobým osídlením zůstává vzdálenost dřevin od vody stejná, protože p hodnota $2e-16$ byla menší než stanovená hladina významnosti 0,05. Dřeviny se tedy s dlouhodobým osídlením vzdalují od vody (Obr.18).



Obr. 18: Graf závislosti vzdálenosti dřevin od vody na době osídlení bobrem.

7. Diskuze

7.1 Sběr dat

Na sběru dat z minulých let, kdy na území ČR nebyl přítomný vlk, se podílelo mnoho lidí jak z řad více či méně zkušených studentů, tak pracovníků univerzity nebo jiných lidí se zkušenostmi s touto problematikou. Mapování zahrnovalo délky cest za potravou, druh dřeviny, průměr kmene a další faktory. Díky této pestré skupině mapovatelů mohou být některá data nepřesná, ale postup mapování nebyl nijak složitý, a proto by nemělo docházet k nesrovnalostem.

7.2 Přirozený predátor

Cílem práce bylo zjistit, zda bobr zkracuje délku cest za potravou z důvodu predačního tlaku. Bobři mají několik přirozených predátorů, jako je vlk, medvěd a rys. Nebezpečí pro bobra by u nás měl představovat ale jen vlk, a i když se na území ČR nachází populace rysa, neměla by představovat pro bobra velkou hrozbu. Ze studií (Smith et al., 1994; Baker et Hill, 2003) vyplývá, že jediný významný vliv na populaci bobrů má vlk a dopad ostatních predátorů na populaci bobrů je považován za drobný.

7.3 Předpoklady

Pro co nejpřesnější výsledek musely být do práce zahrnuty následující faktory: Riziko predace, které se zvyšuje s narůstající vzdáleností od vody a dobou strávenou v místě konzumace, která se odvíjí od množství biomasy. To je v souladu s tvrzením Jenkinse (1980), který říká, že s větší vzdáleností od vody se zvyšuje riziko, že bude bobr uloven, jelikož je třeba věnovat více času cestování tam a zpět. Dále také podle Jenkinse (1980) existuje větší šance, že predátor může odříznout bobrovi cestu do bezpečí. Další faktor ovlivňující výpočet je proměnlivost potravních zdrojů na různých místech, proto musela být na zkoumaných lokalitách měřena vzdálenost porostů od vody. Poslední faktor zahrnutý do analýzy byl, že se s délkou osídlení vzdalují potravní zdroje od vody z důvodu pomalejšího obnovení dřevin.

7.4 Výsledek

Ve výpočtu byly porovnány vzdálenosti cest za potravou před a po příchodu vlka. Byla zamítnuta nulová hypotéza, že se tyto vzdálenosti rovnají, a z grafu je patrné, že bobři opravdu zkrátili svou délku cest za potravními zdroji (Obr. 7). Výsledek vyšel statisticky významný, a proto se dá tomuto tvrzení věřit. Bobr tedy ihned po příchodu vlka upravil vzdálenosti urážené za potravou, a tím minimalizoval riziko predace. Z toho je patrné, že antipredační chování bobra nebylo nijak významně oslabeno během zjevné nepřítomnosti vlka. To je v souladu s výzkumy (Fendt, 2006; Apfelbach et al., 2005), které prokázaly vrozenou reakci kořisti na pachy dravce u hlodavců, kteří byli chováni v zajetí po mnoho generací, a proto nikdy neměli žádný kontakt s predátory. Bobři by se tedy měli držet blíže vody a okusovat dřeviny jen v blízkosti břehu. Zda bude vlk bobra ovlivňovat ve větší míře, záleží na jeho počtu a rozšíření. Podle Kutal et al. (2017) je pro tuto situaci klíčový vývoj populací ve střední Evropě. S tímto tvrzením se shodují i Nowak et Mysłajek (2016), kteří říkají, že expanze vlčího areálu patrně souvisí s růstem středoevropské nížinné populace.

Podobný výzkum délky potravních cest v závislosti na predátorovi dělali i Salandre et al. (2017). Podle nich hraje energetický výdej větší roli než strach z predace na souši. Pohyby na půdě jsou pravděpodobně pro bobry nákladné z hlediska energie a času, ale z pozorování Salandre et al. (2017) také vyplývá, že se bobři cítí bezpečněji u vody.

Podle Gable et al. (2018) byli vlci a bobři široce studováni jako jednotlivé druhy, avšak jejich interakce zůstává špatně pochopena, proto je důležité tuto problematiku důkladně prozkoumat. Oba druhy patří mezi konfliktní, což znamená, že páchají škody na lidském majetku. Podle Nitsche (2016) může být predace vlka důležitým omezujícím faktorem bobří populace na místech, kde se společně vyskytují. Díky tomu by mohl být v ČR regulován počet bobrů, protože donedávna u nás bobr neměl přirozeného nepřítel a mohl se bezstarostně šířit a množit. Gable et Windels (2017) ale došli k závěru, že vliv vlčí predace na hustotu bobří populace v systému s více kořistmi je minimální a že změny v populaci bobrů jsou pravděpodobně více ovlivněny jinými faktory, jako je dostupnost potravin nebo hladina vody.

Budoucí výzkum by se tedy mohl zaměřit na to, jestli vlk bude konzumovat bobra v podmínkách České republiky, kde je velké množství divokých kopytníků, kteří dominují ve vlčí stravě. Dále zda bude vlk regulovat stavy bobra nebo zda bobr jako kořist může pomoci omezit konzumaci hospodářských zvířat vlkem.

8. Závěr a přínos práce

Po vyhubení se bobr vrátil do české krajiny koncem 20. století. Bobr měl v ČR dobré podmínky pro rozšiřování, jelikož zde byl dostatek vhodných biotopů a potravy.

Navíc nebyl ohrožován žádným predátorem, který by redukoval jeho stavy. Bobr se tedy začal rychle rozšiřovat a narůstaly jeho počty. Díky tomu se na určitých místech stal velmi početným. Navzdory tomu bobr stále patří do skupiny zvláště chráněných živočichů. S narůstající početností bobr osidluje další území a dostává se do konfliktů s člověkem. Mezi problémy s ním spojenými patří zaplavování zemědělských pozemků, narušování hrází nebo okus dřevin.

Bobr patří do původní fauny české krajiny, proto by měla být snaha o jeho zachování a měl by se najít způsob soužití bobra s člověkem, proto je třeba omezit negativní činnosti bobra. S tím by mohl pomoci nově příchozí predátor. Vlk byl stejně jako bobr na našem území vyhuben. V poslední době se začíná v ČR usazovat a bobr musí na tuto změnu reagovat. Vlk také patří mezi konfliktní živočichy, jelikož páchá škody na hospodářských zvířatech. Vlk by tedy mohl pomoci regulovat počet bobrů a udržet jeho stavy, aby nedošlo k jeho přemnožení. Navíc ovlivňuje jeho délku cest za potravou a bobr bude kácet dřeviny jen u pobřeží a nebude páchat škody ve větších vzdálenostech od vody. Vlk by oproti tomu nemusel páchat škody na dobytku a mohl místo toho využít bobra jako svoji potravu. Ale bobr vlkům slouží většinou pouze jako alternativní strava a primární potravou jsou divocí kopytníci. Jelikož jsou na našem území velké počty této zvěře, není jisté, zda bude vlk bobry lovit.

Cílem této práce bylo zjistit, zda bobr upravuje délku cest za potravou v důsledku přítomnosti vlka. Tohoto cíle se podařilo dosáhnout, jelikož bobr zkrátil uražené vzdálenosti.

Přínosem této práce je částečné odhalení interakce mezi bobrem a vlkem, které může pomoci při řešení konfliktů mezi těmito zvířaty a člověkem. Vzájemná dynamika bobra a vlka zůstává celosvětově málo prozkoumaná, proto je tento výzkum důležitý pro pochopení jejich vzájemného působení. Zjištěné výsledky mohou být navíc použity pro další výzkum zaměřený na tuto problematiku, například zjištění, jestli vlk bude bobra lovit v podmínkách České republiky.

9. Seznam použité literatury

- ANDĚRA M. et HORÁČEK I., 2005: Poznáváme naše savce, 2. doplněné vydání. Sobotáles, Praha, 328 s.
- ANDĚRA M., ČERVENÝ J., BUFKA L., BARTOŠOVÁ D. et KOUBEK P., 2004: Současné rozšíření vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice. In: *Lynx* 35: 5–12.
- ANDERSONE Ž. et OZOLINŠ J., 2004: Food habits of wolves *Canis lupus* in Latvia. *Acta Theriologica* 49(3): 357–367.
- APFELBACH R., BLANCHARD C.D., BLANCHARD R.J., HAYES R.A. et MCGREGOR I.S., 2005: The effects of predator odors in mammalian prey species: a review of field and laboratory studies. *Neurosci Biobehav Rev* 29: 1123–1144.
- BAKER B.W. et HILL E.P., 2003: Beaver (*Castor canadensis*). *Wild Mammals of North America: Biology, Management and Conservation*. 288–310.
- BAKKER E. S., REIFFERS R. C., OLFF H. et GLEICHMAN J. M., 2005: Experimental manipulation of predation risk and food quality: effect on grazing behaviour in a central-place foraging herbivore. *Oecologia* 146(1): 157–167.
- BASEY J.M. et JENKINS S.H., 1995: Influences of predation risk and energy maximization on food selection by beavers (*Castor canadensis*). *Canadian Journal of Zoology* 73: 2197–2208.
- BASEY J.M., JENKIN S.H. et BUSHER P.E., 1988: Optimal central-place foraging by beavers: tree-size selection in relation to defensive chemicals of quaking aspen. *Oecologia* 76: 278–282.
- BASEY J.M., JENKINS S.H. et MILLER G.C., 1990: Food selection by beaver in relation to inducible defenses of *Populus tremuloides*. *Oikos* 59: 57–62.
- BRYANT J.P., DANELL K., PROVENZA F., REICHARDT P.B., CLAUSEN T.A. et WERNER R.A., 1991: Effects of mammal browsing upon the chemistry of deciduous woody plants. In: Tallamy DW, Raup MJ (eds) *Phytochemical induction by herbivores*. Wiley, New York, 134–154.

- BUSHER P.E., 1996: Food caching behavior of beavers (*Castor canadensis*): selection and use of woody species. *Am Midl Nat* 135: 343–348.
- CULEK M., GRULICH V., LAŠTŮVKA Z., DIVÍŠEK J., 2013: Biogeografické regiony České republiky. Masarykova univerzita, Brno, 447 s.
- DEMEK J., 1987: Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny. Academia, Praha, 584 s.
- DONKOR N. T., et FRYXELL J. M., 1999: Impact of beaver foraging on structure of lowland boreal forests of Algonquin Provincial Park, Ontario. *Forest Ecology and Management* 118(1-3): 83–92.
- DOUCET C.M. et FRYXELL J.M., 1993: The effect of nutritional quality on forage preferences by beavers. *Oikos* 67: 201–208.
- DUDÁK, V. [ed.], 2003: Šumava: Příroda, historie, život. Praha, Baset, 799 s.
- DUDÁK, V. [ed.], 2005: Český les: Příroda, historie, život. Praha, Baset, 880 s.
- FENDT M., 2006: Exposure to urine of canids and felids, but not of herbivores, induces defensive behavior in laboratory rats. *Journal of Chemical Ecology* 32: 2617–2627.
- FLÉGL T., 2017: Řezou si bobři pod sebou větve? Analýza dosahování potravy z dlouhodobé perspektivy. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Praha.
- FLOUSEK J., KUTAL M., BENDA P., KLITSCH M., KAFKA P., KUNA P., PAVEL V., PUDIL M. et TEJROVSKÝ V., 2014a: Současný výskyt rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a vlka obecného (*Canis lupus*) v severním a severozápadním pohraničí České republiky. Pp.: 91–97. In: Kotal M. & Suchomel J. (eds.): Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 190 pp.
- FLOUSEK J., ZAJĄC T., KUTAL M., ŻUCZKOWSKI M., PAŁUCKI A., PUDIL M. et KAFKA P., 2014b: Velké šelmy (Carnivora) v Krkonoších, Jizerských horách, Górach Stołowych a na Broumovsku. *Opera Corcontica*, 51: 37–59.
- FORBES G.J. et THEBERGE J.B., 1996: Response by wolves to prey variation in central Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1511–1520.

- FRIESEN O.C. et ROTH J.D., 2016: Alternative prey use affects helminth parasite infections in grey wolves. *Journal of Animal Ecology* 85: 1265–1274.
- FRYXELL J.M., VAMOSI S.M., WALTON R.A. et DOUCET C.M. 1994: Retention time and the functional response of beavers. *Oikos* 71: 207–214.
- FULLER T.K., 1989: Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105: 3–41.
- GABLE T.D. et WINDELS S.K., 2017: Kill rates and predation rates of wolves on beavers. *Journal of Wildlife Management* 82: 466–472.
- GABLE T.D., WINDELS S.K., BRUGGINK J.G. et HOMKES A.T., 2016: Where and how wolves (*Canis lupus*) kill beavers (*Castor canadensis*). *PLoS ONE* 11: e0165537.
- GABLE T.D., WINDELS S.K., BRUGGINK J.K. et BARBER-MEYER S.M., 2018: Weekly summer diet of gray wolves (*Canis lupus*) in northeastern Minnesota. *American Midland Naturalist* 179: 15–27.
- GABLE T.D., WINDELS S.K., ROMANSKI M.C., et ROSELL F., 2018: The forgotten prey of an iconic predator: a review of interactions between grey wolves *Canis lupus* and beavers *Castor* spp. *Mammal Review* 48(2): 123–138.
- HAARBERG O. et ROSELL F., 2006: Selective foraging on woody plants species by the Euroasian beaver in Telemark Norway. *Volume 270, Issue 2*: 201–208.
- HALL J.G., 1960: Willow and aspen in the ecology of beaver on sagehen creek, California. *Ecology* 41: 484–494.
- JENKINS S.H., 1980: A size-distance relation in food selection by beavers. *Ecological Society of America* 61: 740–746.
- JOHNSTON C.A. et WINDELS S.K., 2015: Using beaver works to estimate colony activity in boreal landscapes. *Journal of Wildlife Management* 79: 1072–1080.
- JONES C.G., LAWTON J.H. et SHACHAK M., 1997: Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78: 1946–1957.
- KUTAL M., BELOTTI E., VOLFOVÁ J., MINÁRIKOVÁ T., BUFKA L., POLEDNÍK L., KROJEROVÁ J., BOJDA M., VÁŇA M., KUTALOVÁ L., BENEŠ

J., FLOUSEK J., TOMÁŠEK V., KAFKA P., POLEDNÍKOVÁ K., POSPÍŠKOVÁ J., DEKAŘ P., MACHCINÍK B., KOUBEK P. et DUĽA M., 2017: Výskyt velkých šelem – rýsa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) – a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016 (Carnivora). *Lynx* 48: 93–107.

KUTAL M., VÁŇA M., SUCHOMEL J., CHAPRON G. et LOPEZ-BAO J. V., 2016: Trans-boundary edge effects in the Western Carpathians: The influence of hunting on large carnivore occupancy. *Public Library of Science One* 11(e0168292): 1–15.

LIMA S.L., 1998: Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience* 48: 25–34.

MECH L.D., 1966: *The Wolves of Isle Royale*. Fauna of the National Parks of the United States Fauna Series 7. United States Government Printing Office, Washington, District of Columbia, USA.

MECH L.D., 1970: *The Wolf: the Ecology and Behavior of an Endangered Species*. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA.

MELICHAR J., CHUDÝ J., TUMA E., JAROLÍMEK K., 2008: *Vlastivěda Šluknovského výběžku pro školy a veřejnost*. Sdružení pro rozvoj Šluknovska, Šluknov, 250 s.

MÜLLER-SCHWARZE D., 2011: *The beaver: its life and impact*. Cornell University Press, Ithaca.

MURO C., ESCOBEDO R., SPECTOR L. et COPPINGER R., 2011: Wolf-pack (*Canis lupus*) hunting strategies emerge from simple rules in computational simulations. *Behav Process* 88: 192–197

NEWSOME T.M., BOITANI L., CHAPRON G., CIUCCI P., DICKMAN C.R., DELLINGER J.A., LÓPEZ-BAO J.V., PETERSON R.O., SHORES C.R., WIRSING A.J. et RIPPLE W.J., 2016: Food habits of the world's grey wolves. *Mammal Review* 46(4): 255–269.

NITSCHKE K.A., 2016: The wolf *Canis lupus* as natural predator of beaver *Castor fiber* and *Castor canadensis*. *Russian Journal of Theriology* 15: 62–67.

- NOLET, B.A., HOEKSTRA, A. et OTTENHEIM, M.M., 1994: Selective foraging on woody species by the beaver *Castor fiber*, and its impact on a riparian willow forest. *Biological Conservation* 70: 117–128.
- NORTHCOTT T.H., 1971: Feeding habits of beaver in Newfoundland. *Oikos* 22: 407–410.
- NOWAK S., et MYŚLAJEK R.W., 2016: Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001–2012. *Mammal Research* 61: 83–89.
- OLSSON O., BROWN J.S. et HELF K.L., 2008: A guide to central place effects in foraging. *Theoretical Population Biology* 74: 22–33.
- PAVLOV M.P., 1990: Volk [Wolf]. Second edition. Moscow: Agropromizdat. 351 p. [in Russian].
- PETERSON R.O., 1977: Wolf Ecology and Prey Relationships on Isle Royale. National Park Service Scientific Monograph Series No. 11. Washington, District of Columbia, USA.
- RIPPLE W.J. et BESCHTA R.L., 2004: Wolves and the ecology of fear: can predation risk structure ecosystems? *Bioscience* 54: 755–766.
- ROSELL F. et CZECH A., 2000: Responses of foraging Eurasian beavers *Castor fiber* to predator odours. *Wildlife Biology* 6: 13–21.
- ROSELL F. et SANDA J.I., 2006: Potential risks of olfactory signaling: the effect of predators on scent marking by beavers. *Behavioral Ecology* 17: 897–904.
- SALANDRE J.A., BEIL R., LOEHR J.A. et SUNDELL J., 2017: Foraging decisions of North American beaver (*Castor canadensis*) are shaped by energy constraints and predation risk. *Mammal Research* 3: 229–239.
- SIDOROVICH V., SCHNITZLER A., SCHNITZLER C., ROTENKO I., et HOLIKAVA Y., 2017: Responses of wolf feeding habits after adverse climatic events in central-western Belarus. *Mammalian Biology* 83: 44–50.
- SMITH D.W. et PETERSON R.O., 1991: Behavior of beaver in lakes with varying water levels in northern Minnesota. *Environmental Management* 15: 395–401.

SMITH D.W., TRAUBA D.R., ANDERSON R.K. et PETERSON R.O., 1994: Black bear predation on beavers on an island in Lake Superior. *American Midland Naturalist* 132: 248–255.

SVENDSEN G.E., 1980: Seasonal change in feeding patterns of beaver in southeastern Ohio. *J Wildl MANAG* 44: 285–290.

SWINNEN K.R., HUGHES N.K. et LEIRS H., 2015: Beaver (*Castor fiber*) activity patterns in a predator-free landscape. What is keeping them in the dark? *Mammalian Biology* 80: 477–483.

VAN BALLEMBERGHE V., ERICKSON A.W. et BYMAN D., 1975: Ecology of the timber wolf in Northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs* 43: 3–43.

VOREL A. et KORBELOVÁ J., eds. (2016): Průvodce soužití s bobrem. ČZU v Praze, Praha. pp. 1–129.

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. et ŠVANYGA J., 2013: Program péče o bobra evropského v České republice. AOPK ČR a MŽP ČR. Praha. 97 pp.

VOREL A., VÁLKOVÁ L., HAMŠÍKOVÁ L., MALOŇ J. et KORBELOVÁ J., 2015: Beaver foraging behaviour: Seasonal foraging specialization by a choosy generalist herbivore. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 69: 1221–1235.

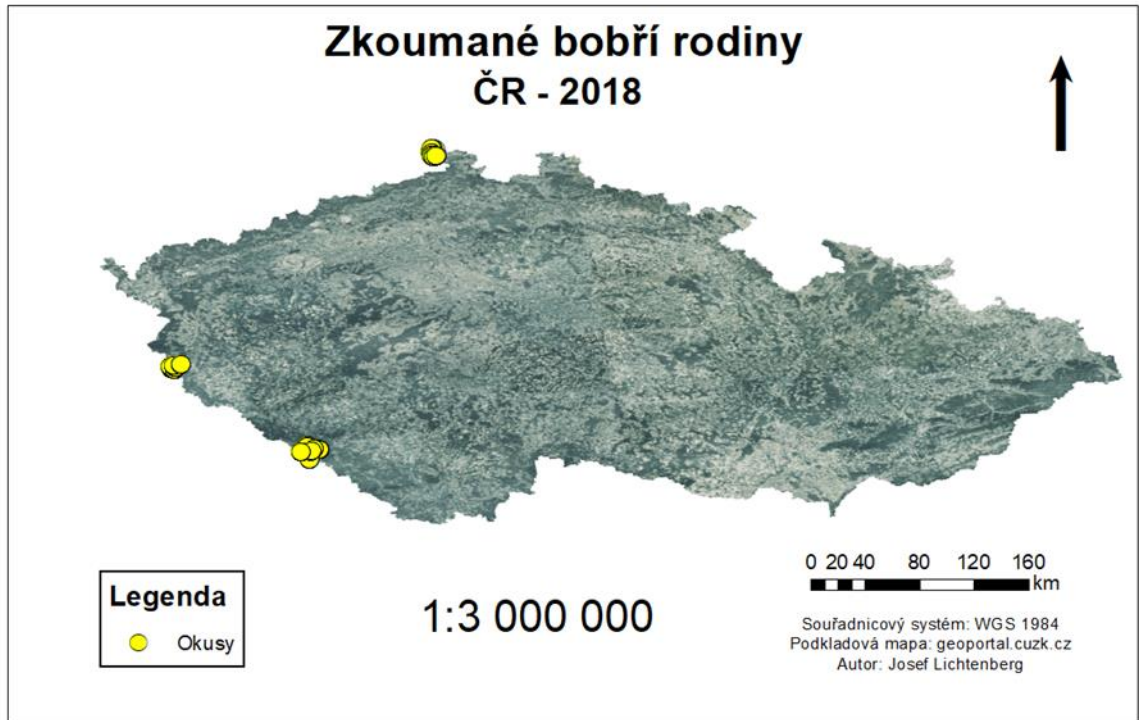
WILSSON L., 1971: Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.). *Viltrevy* 8: 115–266.

Internetové zdroje

HŘÍBAL A., 2019: Vlci se vrací do Českého lesa i jeho podhůří. (online) [cit. 2019-04-20], dostupné z: https://tachovsky.denik.cz/zpravy_region/vlci-se-vraci-do-ceskeho-lesa-i-jeho-podhuri-20190201.html

10. Přílohy

10.1 Příloha č. 1 – Mapa zkoumaných oblastí v České republice



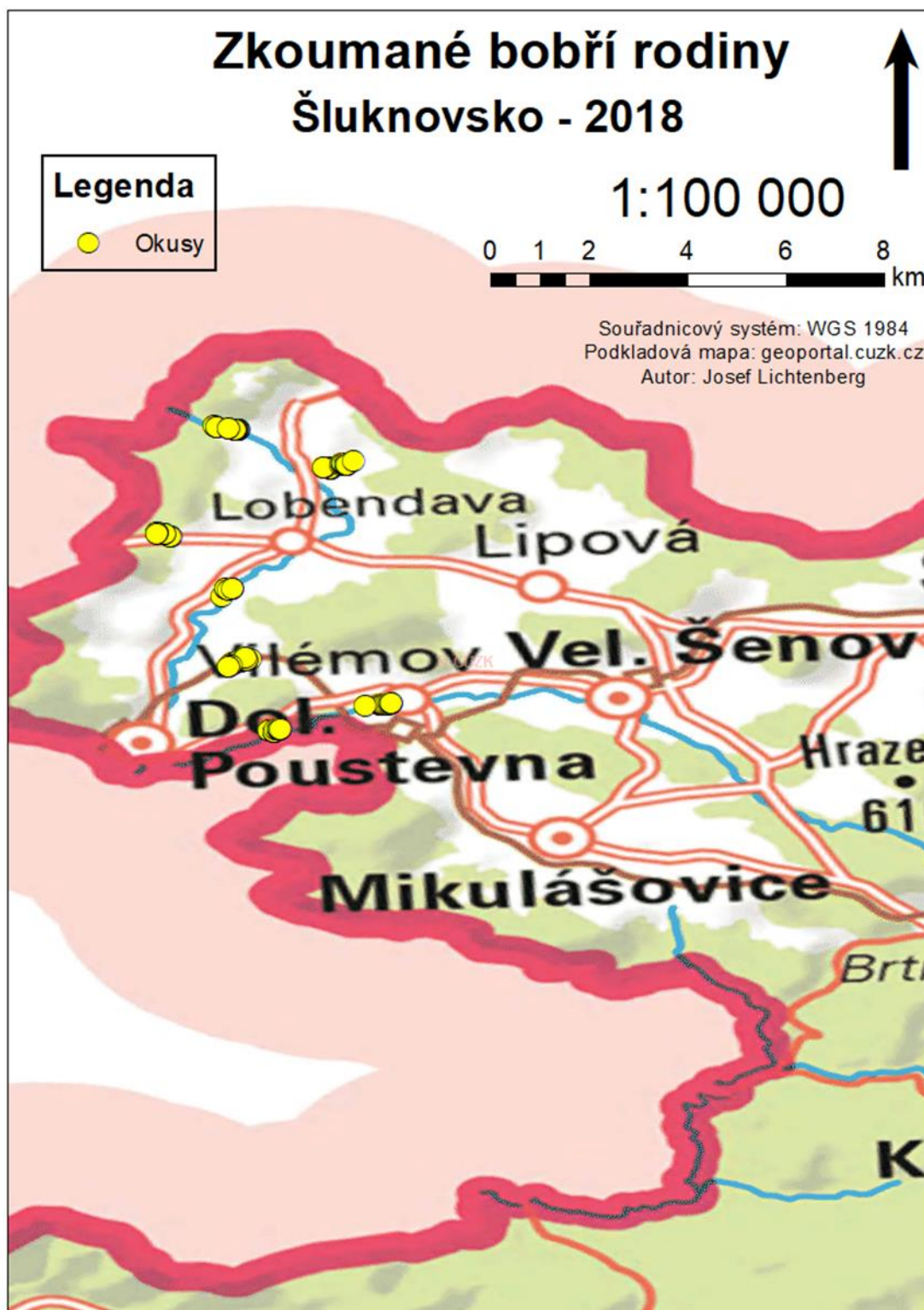
10.2 Příloha č. 2 – Podrobná mapa okusů – Český les



10.3 Příloha č. 3 – Podrobná mapa okusů – Šumava



10.4 Příloha č. 4 – Podrobná mapa okusů – Šluknovský výběžek



10.5 Příloha č. 5 – Výsledky z programu RStudio – Závislost vlivu predátora na vzdálenosti cest bobra

```
glm(formula = [dist*biomass] ~ wolf + age + weight.b + area)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.0794	-0.3890	-0.2050	0.1364	3.2351

Coefficients: (1 not defined because of singularities)

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	0.2290054	0.0405904	5.642	1.94e-08	***
wolf1yes	-0.3457462	0.0397437	-8.699	< 2e-16	***
age	0.0144464	0.0037276	3.876	0.00011	***
weight.b	0.1066468	0.0148393	7.187	9.54e-13	***
areaCL	0.3568399	0.0622772	5.730	1.17e-08	***
areaJM	-0.1944258	0.0649733	-2.992	0.00280	**
areaSA	-0.0851996	0.1362126	-0.625	0.53173	
areaSL	-0.0003502	0.0516735	-0.007	0.99459	
areaSU	NA	NA	NA	NA	

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.4370267)

Null deviance: 956.84 on 1881 degrees of freedom
Residual deviance: 818.99 on 1874 degrees of freedom
(9 observations deleted due to missingness)
AIC: 3793

Number of Fisher Scoring iterations: 2

10.6 Příloha č. 6 – Výsledky z programu RStudio – Závislost vzdálenosti okusu od vody na době osídlení bobrem

```
Call:  
lm(formula = db1 ~ tracks_trees$age)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.9001	-0.4907	-0.3305	0.2605	3.4619

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	0.484142	0.029001	16.694	< 2e-16	***
tracks_trees\$age	0.010399	0.001989	5.228	1.99e-07	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.7699 on 1311 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.02042, Adjusted R-squared: 0.01968
F-statistic: 27.34 on 1 and 1311 DF, p-value: 1.989e-07

10.7 Příloha č. 7 – Výsledky z programu RStudio – Porovnání vzdálenosti okusu dřevin – Český les

```
kruskal-wallis rank sum test
```

```
data: vzdalenost by interaction(Rok, Drevina)
kruskal-wallis chi-squared = 140.45, df = 7, p-value < 2.2e-16
```

10.8 Příloha č. 8 – Výsledky z programu RStudio – Porovnání vzdálenosti okusu dřevin – Šumava

```
kruskal-wallis rank sum test
```

```
data: vzdalenost by interaction(Rok, Drevina)
kruskal-wallis chi-squared = 67.739, df = 6, p-value = 1.188e-12
```

10.9 Příloha č. 9 – Výsledky z programu RStudio – Porovnání vzdálenosti okusu dřevin – Šluknovský výběžek

```
kruskal-wallis rank sum test
```

```
data: vzdalenost by interaction(Rok, Drevina)
kruskal-wallis chi-squared = 31.035, df = 7, p-value = 6.126e-05
```

10.10 Příloha č. 10 – Výsledky z programu RStudio – Závislost vzdálenosti dřevin od vody na době osídlení bobrem

```
Call:
lm(formula = log(weight.b) ~ vek)
```

```
Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.9092 -0.9360  0.3843  0.9141  1.2082
```

```
Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  0.635677   0.030870   20.59  <2e-16 ***
vek          -0.032687   0.002333  -14.01  <2e-16 ***
```

```
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
Residual standard error: 0.9751 on 1880 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.09454, Adjusted R-squared:  0.09406
F-statistic: 196.3 on 1 and 1880 DF, p-value: < 2.2e-16
```