

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA BIOTECHNICKÝCH ÚPRAV
KRAJINY

SROVNÁNÍ METOD ODHADU DOMOVSKÝCH
OKRSKŮ ZVÍŘAT

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Vojtěch Barták

Bakalant: Vlastimil Šilhán

2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci zpracoval samostatně pod vedením Ing. Vojtěcha Bartáka, a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze 10. 4. 2017

.....

Poděkování

Touto cestou bych rád poděkoval Ing. Vojtěchu Bartákovi za ochotu a vedení mé bakalářské práce. Dále bych rád poděkoval Zdeňce Lazebníkové a svým rodičům za osobní pomoc, cenné rady a podmínky.

V Praze 10. 4. 2017

Abstrakt

V této práci je popsáno, jak zvířata obývají svá domovská prostředí, která se mění v průběhu roku díky rozmnožování a rozložení potravní nabídky. Je zde vysvětleno, co znamená teritorialita a jaký je význam ekologické niky, jak zvířata obhajují svá nebo obsazují nová prostředí, ve kterých nikdy nežila nebo naopak, a jak jsou schopna se vrátit do míst svého původního výskytu.

Aby bylo možno studovat zvířecí druhy a jejich prostředí, je nutno znát jejich zvyky a chování, při kterém zvířata zanechávají patrné stopy a pobytové znaky na území, po kterém se pohybují.

Pobytové znaky nám dávají možnost zjistit, kde se nacházejí určité živočišné druhy, které jsou předmětem pozorování. Poskytnou dílčí informace sloužící jako vstupní data k požadovanému výzkumu nebo odchytu zvířat, na která se mohou případně umístit obojky GPS pro přesnější lokalizaci.

Díky pobytovým znakům a datům získaných pomocí GPS, lze pomocí prostorových a jádrových metod provádět výzkum, při kterém se odhadují domovské okrsky zvířat. Tato práce má objasnit jejich přesnost, objektivitu, nevýhody a vhodnost použití na určitém území a daném živočišném druhu.

Klíčová slova: domovské okrsky, prostorová ekologie, jádrové odhady, pobytové znaky, GPS technologie.

Abstract

The thesis describes how animals inhabit their natural habitats, which change during the year depending on their reproduction and distribution of the food supplies. The thesis explains what territoriality means and the importance of the ecological niche. The focus is on how animals defend their habitats or occupy new habitats which they have never inhabited before or vice versa, their ability to return to their original habitats.

In order to be able to study animal species and their habitats, it is necessary to know their habits and behavior and specific tracks and signs that they leave behind in the area which the animals move around.

Based on these signs it is possible to find out where specific animal species that are the subject of the observation live. The signs can serve as preliminary data for the desired research or trapping of animals, which can be given GPS collars for more precise localization.

Thanks to these signs and data retrieved from GPS it is possible to conduct research via area and kernel methods. This research estimates home ranges of animals. The thesis clarifies the accuracy, objectivity, drawbacks and suitability of using these methods for specific areas and animal species.

Key words: Home ranges, spatial ecology, kernel methods, habitat signs, GPS technology.

Obsah1

1. Úvod.....	9
2. Cíl.....	10
3. Metodika	10
Literární rešerše.....	11
4. Nároky zvířat na prostředí.....	11
4.1 Ekologická nika.....	11
4.2 Domovský okrsek	13
4.3 Teritorium	14
4.4 Teritorialita.....	14
5. Metody sběru dat.....	16
5.1 Neinvazivní metody	17
5.1.1 Monitoring pobytových znaků	17
Stopování, stopní dráhy.....	17
Ostatní pobytové znaky.....	19
5.1.2 Neinvazivní genetické analýzy	20
5.1.3 Fotopasti.....	23
5.1.4 Klasifikace nálezových dat	25
Závěr první části.....	27
5.2 Invazivní metody.....	27
5.3 Všeobecné rozdělení odchyťových zařízení	27
5.3.1 Živolovné pasti.....	28
5.3.2 Odchyt šelem.....	28
5.3.3 Odchyt spárkaté zvěře	29
5.3.4 Imobilizace narkotiky.....	31
6. Obojky s GPS lokátory	32
6.1 Globální družicový systém.....	32

7. Programové prostředky pro analýzu prostoru a stanoviště zvířat	34
8. Metody odhadu domovských okrsků zvířat	34
8.1 Klasické metody odhadu domovských okrsků zvířat	34
8.1.1 Metoda minimálního konvexního obalu, <i>minimum convex polygon (MCP)</i>	35
8.1.2 Metoda harmonického průměru, <i>harmonic mean home range method (HR)</i>	35
8.2 Jádrové odhady.....	35
8.2.1 Kernel metoda, <i>kernel density estimation (KDE)</i>	36
8.2.2 Brownovské mosty, <i>brownian bridges (BB)</i>	36
8.2.3 Místní convexní obal, <i>local convex hull (LoCoH)</i>	37
8.2.4 Geo-elipse, Potenciální plocha cesty, <i>potential path area (PPA)</i>	37
9. Srovnání a použití jednotlivých metod	37
9.1 MCP versus KDE.....	37
9.2 Srovnání metod (PPA, KDE, BB, dymBB)	44
9.3 Srovnání metod (MCP, KDE, PPA).....	48
10. Diskuse.....	50
11. Závěr	53

Seznam použitých zkratk a symbolů

AFL – Pohybové efekty u autokorelační funkce.

AGDE – Autokorelované dvou proměnné jádrové odhady Gaussovy hustoty.

AKDE – Autokorelovaný jádrový odhad hustoty.

BB – Brawnovské mosty.

BBDE – Brownovy jádrové odhady.

SCALP – Metodika pro korelaci a standardizaci monitoringu Rysa ostrovida v Alpách.

ČSOP – Český svaz ochránců přírody.

DNA – Genetická informace jedince.

dynBB – Dynamické Brawnovské mosty.

GMS – Systém digitálního přenosu dat.

GIS – Geografický informační systém.

GPS – Geografický polohový systém.

HR – Metoda harmonického průměru.

IGEM – Státní vládní výbor, který hájí zájmy národní bezpečnosti.

IR – Infračervené světlo.

KDE – Jádrový odhad hustoty.

LČR – Lesy České Republiky.

LoCoH – Místní konvexní obal.

MCP – Metoda minimálního konvexního polygonu.

MMS – Multimediální zprávy.

MRHA – Mechanická analýza domovských okrsků.

MŽP – Ministerstvo Životního Prostředí.

PPA – Potenciální plocha trasy

1. Úvod

Rozšíření zvířat na zeměkouli není vůbec náhodné. Vyvinulo se v úzké souvislosti s přizpůsobivostí a nároky jednotlivých druhů pod vlivem vnějších, zejména ekologických, geografických a historických podmínek. Pasivní i aktivní migrace zvířat ukazuje na věčnou snahu živočichů o osídlení nových prostor. Dnešní rozšíření zvířat v mnoha případech odráží geografické poměry světa v dávné historii Země. Na druhé straně se však areály mnohých živočišných druhů mění velice rychle, výrazných změn může být dosaženo i během jedné lidské generace. Příčin těchto změn může být více, je však jasné, že lidská činnost je nejdynamičtější složkou dnešní přírody. Do jaké míry zasahuje do areálů rozšíření druhů, či živočišných skupin, nám mohou pomoci zjistit různé moderní sledovací metody.

Jednou z nejzákladnějších charakteristik každého živočišného druhu jsou údaje o jeho rozšíření. Jak velký má ale tento prostor být? Jak zjistit po jakém území se bude daný živočich pohybovat? Tato práce se snaží o přiblížení této problematiky a porovnání jednotlivých metod odhadu domovských okrsků zvířat a následně jejich srovnání.

2. Cíl

Cílem práce je popsat a porovnat několik vybraných metod odhadu domovských okrsků zvířat se zaměřením na přednosti a problémy jednotlivých metod.

3. Metodika

Na základě studia odborné literatury a odborných vědeckých článků a publikací na danou tematiku, je vytvořena práce popisující metody zabývající se odhadem velikostí domovských okrsků zvířat.

Začátek této práce je zaměřen na životní prostředí zvířat nutné k přežití a zachování druhů. Jsou zde popsány základní ekologické podmínky, jako je domácí okrsek, ekologické nika či etologie chování zvířat, která úzce souvisí s teritorialitou a migrací.

V další části jsou popsány metody sběru dat, které byly rozděleny na dva sektory. První část pojednává o neinvazivních metodách, ve kterých je popsán sběr dat z pobytových znaků, stopních drah, fotopastí, genetických vzorků i náhodného pozorování veřejností. V druhé části jsou popsány invazivní metody, které popisují odchyťová zařízení od nejmenších živolovných pastí po odchyťové klece používané pro největší zvířata. Popsána je zde i imobilizace narkotiky nutná k aplikaci obojků GPS. Globální satelitní systém hraje nezbytnou roli v podrobném zaznamenávání polohových dat nezbytných pro přesnou lokalizaci pozorovaných druhů.

Poslední část popisuje metody odhadu domovských okrsků zvířat. Jsou zde vybrány pouze nejpoužívanější metody. Při porovnání jednotlivých metod jsou popsány jejich výhody a nevýhody.

Literární rešerše

4. Nároky zvířat na prostředí

Příroda jako celek je životním prostředím mnoha rostlinných i živočišných druhů. Každý jedinec, pár nebo skupina zvířat jsou ve svém pohybu většinou silně vázáni na určitý pevně vymezený prostor. Pokud nejsou ovlivněni negativní činností člověka nebo jinými abiotickými činiteli, hranice tohoto území většinou nepřekračují. Důležitou roli hraje i kvalita prostředí. Ta je dána nejen jeho přirozenou úživností, tzn. schopností prostředí uživit určitý počet zvířat na dané ploše z přírodních zdrojů, ale i poskytnout kvalitní životní podmínky, jakými jsou klidové a krytové porosty. Každý živočišný druh má v závislosti na kvalitě prostředí jiné ekologické nároky, proto je nutné hodnotit velikost prostředí pro každý druh individuálně (Bouchner et al. 1986).

Velikost území obývaného určitým druhem nebo společenstvem se dá zkoumáním a sledováním zmapovat. Otázkou však zůstává, do jaké míry jsou jednotlivé typy metod přesné, zda vystihují skutečnou velikost obývaného území, a jsou-li vhodná pro konkrétní zkoumaný druh. Metody monitoringu mohou být použité na výzkum jakéhokoliv živočišného druhu. Tato práce bude zahrnovat různorodý okruh zvířat. Jednotlivé metody, které se danou problematikou zabývají, budou porovnány v následujících kapitolách.

4.1 Ekologická nika

Pojmem ekologická nika se označuje souhrn podmínek, které umožňují a ovlivňují existenci a rozmnožování určitého organismu, jeho životní strategii a úlohu, kterou v daném prostředí hraje.

Ekologická nika může být (obrazně řečeno) různě široká nebo prostorná. Šířku ekologické niky určuje rozmezí mezi extrémy, které existují např. v potravní nabídce nebo v prostředí vhodném k rozmnožování. Lépe se ale dá demonstrovat na snadněji měřitelných faktorech, jakým je třeba nárok druhu na teplo. Toto rozmezí se nazývá ekologická valence. Každá nika zahrnuje několik různých valencí. Pokud převažují široké valence, tedy širší rozpětí krajních hodnot, označují se jako druhy euryekní. Typické euryekní druhy mezi obratlovci jsou ty, které obývají několik různých

prostředí. Jedná se o živočichy, které zastihneme od nížin až do hor, v lese, v různých typech polních kultur, ve venkovském prostředí i ve městech. Mezi evropskými savci je euryekním druhem např. Liška obecná (*Vulpes vulpes*), ta patří mezi druhy, které se dokázaly dobře přizpůsobit změnám prostředí způsobených lidskou činností tak, že z nich mají prospěch. Euryekní mohou být i druhy s přirozeně rozsáhlými areály rozšíření, tedy takové, jimž člověkem uměle vytvořené prostředí nijak nepomáhá, zejména ne dnes. Příkladem může být např. Vlk obecný (*Canis lupus*), nepochybně euryekní, velmi životaschopný druh, jehož rozšíření v Severní Americe a Eurasii je ostrůvkovité jedině proto, že po staletí byl a dosud je huben (Gajsler, Zima 2007).

Druhy, u nichž převažují úzké valence a jejichž niky jsou celkově méně prostorné, se nazývají stenoekní. Často obývají vyhraněná a v přírodě nepřiliš častá prostředí, například hřebeny vysokých hor, kde žije např. Kozorožec horský (*Capra ibex*). Patří sem druhy omezené výskytem na malé ostrovy, z nichž mnohé byly vyhubeny, např. Alka velká (*Pinguinus impennis*), (Farb, 1977).

Mnohé z těchto druhů se nedokážou vyrovnat se změnami prostředí způsobenými člověkem, velikost jejich populací se zmenšuje a z krajiny mizí – označují se jako kulturofobní. V české republice mezi ně můžeme počítat lesní kury, jako např. Tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*), (Sedlag, 1986).

Výsledkem fylogenetického vývoje je tzv. základní nika, která představuje geneticky daný potenciál funkčního zapojení každého druhu. Vlivem abiotických podmínek i různých tlaků jiných organismů (množství a dostupnost potravy, konkurence) se v daném prostředí obvykle nevyužije celá základní nika, ale pouze její užší část, tzv. realizovaná nika. Realizované niky druhů žijící ve stejném prostředí nejsou nikdy totožné, i když se mohou částečně překrývat. Problém vznikne, když se v určitém ekosystému náhle objeví druh, který dosud žil podobně v podobném ekosystému, ale na jiném místě zemského povrchu. Mohou nastat tři situace. Nový druh v konkurenci s místním druhem nebo z jiných důvodů neobstojí a jeho pionýrská populace v důsledku tvrdého výběru vymře. Opakem je příklad, kdy činnost cizího druhu vede k zániku místní populace nebo populací, případně k likvidaci celého domácího druhu nebo několika druhů. Měkký výběr může vést ke koevoluci, vzájemnému přizpůsobení nově přichozího druhu s druhem nebo druhy místními, které umožní

trvalejší soužití všech a vytvoření oddělených realizovaných nik (Gaisler, Zima 2007).

4.2 Domovský okrsek

První koncepty domovských okrsků byly publikovány v roce 1943 W. H. Burtem, který zaznamenal do map územní rozsah pohybu zvířat v průběhu jejich každodenní činnosti. Termín označující „domácí okrsky“ je v definici, kterou uvádí Burt (1943) jako plochu, po které se jednatel pohybuje a přitom vykonává potřeby, jako je sběr potravy, páření či péči o mladé. Občasné výpady mimo oblast svého působení jsou v přírodě brány jako průzkumné a neměly by se počítat do domovských okrsků. (Burt, 1943). Představa o domovském okrsku se zakládá na pravděpodobnostním hustotním využíváním prostoru zvířete, ve vymezené zeměpisné oblasti. Domovský okrsek je dílčím územím akčního prostoru zvířete. Je to omezená oblast, v jejímž rámci jednotlivá zvířata, nebo celé skupiny zvířat žijí (Veselovský, 2005). Zatím co teritoria se u většiny druhů více méně nepřekrývají, domovské okrsky se překrývají často a většinou zasahují i do některého nebo několika teritorií, odkud jsou však samci – vetřelci teritoriálními samci vyháněni. Samice většiny druhů teritoria nevytvářejí a žijí v domovských okrscích, které se velmi běžně navzájem překrývají a vždy zasahují do jednoho nebo častěji do několika teritorií (Gaisler, Zima 2007). Sezónní rozdíly ve velikostech užívaného prostoru mohou být velice rozdílné. Domovské okrsky jsou často neutrální území mezi jednotlivými teritorii, které jsou většinou zdrojem potravy a vody, často i hromadná nocoviště (Veselovský, 2005).

Sezónní rytmus zvířete je v různých zeměpisných podmínkách poměrně výrazný a je spojen obvykle s chováním zvířete určeným pohlavním rytmem a klimatickými podmínkami. S pohlavním rytmem zvířete souvisí i výchova jejich mláďat.

Klimatické poměry se vlivem střídání zimy a léta projevují především v nedostatku či nadbytku potravy, a také v délce světelného dne, která je v úzké spojitosti s pohlavní aktivitou zvířete a migrací jednotlivců nebo celých skupin (Gaisler, Zima 2007).

4.3 Teritorium

Teritorium je část domovského okrsku, který bývá mnohem silněji bráněn proti příslušníkům stejného druhu nebo stejného pohlaví, někdy i proti zvířatům jiného druhu (Klopper et al. 1967; Veselovský, 2005).

4.4 Teritorialita

Teritorialita je potřeba živočichů obsadit minimální rozsah terénu, který jedinec nebo pár téhož druhu pro sebe vyžaduje, označuje si ho, případně i hájí. V rámci tohoto území musí zvířata nalézt dostatek možností k zajištění všech svých životních potřeb, které se ovšem mohou měnit v průběhu denního cyklu, ročního období či celého života zvířat (Veselovský, 2005).

Teritoria můžeme dělit podle několika hledisek, mezi kterými však existuje celá řada přechodů.

1.) Prvním hlediskem je dělení podle funkce. Většina teritorií slouží k rozmnožování nebo získávání potravy.

- Potravní a rozmnožovací revír je nejčastější formou teritoria, které kryje nejen požadavky rodičů, ale i jejich potomstva. Usnadňuje nalezení a sběr potravy a zajišťuje svými zdroji existenci svému majiteli. Usnadňuje setkání obou partnerů při uzavírání páru. Znesnadňují rušení jinými příslušníky stejného druhu, a tím zabezpečuje úspěšné rozmnožování. Umožňuje dokonalé poznání celého prostoru, zejména rychlé nasazení úkrytů, bezpečných cest, které ochraňují majitele před predátory. Dává svému majiteli na základu bilance nákladů a výdajů jasnou prioritu v souboji proti vetřelci.

2.) Druhým hlediskem je členění teritorií podle počtu majitelů.

- Teritoria obhajovaná jedincem jsou typická pro mnohá potravní teritoria šelem.

- Teritoria obhajovaná párem zahrnují většinu rozmnožovacích revírů obývaných oběma rodiči a posléze i jejich potomky. Obhajování těchto teritorií je často velmi různorodé. Buď je teritorium hájeno oběma partnery, nebo jenom samcem.

- Skupinová teritoria jsou typická pro mnoho savců. Na obhajobě se podílejí obě pohlaví a často pomáhají i mláďata.

3.) Třetím hlediskem je rozdělení teritorií podle doby obsazení.

- Sezónní teritoria se vyskytují u mnoha druhů jen na dobu rozmnožování, což se v mírném pásu řídí podle klimaticky nejvhodnějšího období. Jen u některých druhů jako je Liška obecná (*Vulpes vulpes*) či Jezevec lesní (*Melece melec*), jsou teritoria obydlena celoročně.

- Trvalá teritoria se vyskytují mnohem hojněji v tropech, kde byla popsána u mnoha ptačích a savčích druhů.

- Krátkodobá teritoria na rozdíl od předchozích mají jen velmi krátkodobé trvání. Jsou vytvářena samci během páření, která obhajují jen několik hodin nebo dní a opouštějí je s přemísťujícími se samicemi (Veselovský, 2005).

Velikost teritorií závisí na velikosti zvířete, na způsobu jeho výživy a na úživnosti území. Největší potravní teritoria o rozloze až sta čtverečních kilometrů mají zejména největší kočkovité šelmy. Jako vrcholoví predátoři potřebují ve svém teritoriu tak velké populace zvířat, které představují jejich kořist, aby je svým lovem nestačili zdecimovat. Všeobecně lze říci, že potravní revíry jsou podstatně větší než revíry rozmnožovací. Velké druhy mají samozřejmě větší teritoria než druhy malé. Podobně i masožravci musí mít větší rozlohu svých okrsků než býložravci. Podle úživnosti revíru (bohatost potravních zdrojů) se jeho velikost u stejného druhu může zvětšovat, či naopak zmenšovat. Velikost teritorií závisí i na zdatnosti, stáří a zkušenosti majitele. Starší zkušení samci ovládají v biotopu zpravidla území o větší rozloze. Na druhé straně sama úživnost revíru ovlivňuje nejen jeho velikost, ale i počet odchovaných mláďat. Při vyšší populační hustotě velikost teritorií klesá až k jisté minimální hranici. Majitel teritoria získává energii z potravních zdrojů v teritoriu, do kterého pro přesné hodnocení musíme odečíst energetické nároky na hledání, příjem potravy, její zpracování v zažívacím ústrojí a další náklady, které se týkají aktivit spojených s hájením okrsku. Výsledkem je tzv. čistá energie. Obecně lze říct, že optimální velikost teritoria určuje dostatečně velký čistý energetický zisk, a proto se vyplatí náklady spojené s obhajováním území. I když se čistý energetický zisk může zvětšovat a díky tomu může růst i plocha revíru, na druhé straně větší velikost území s sebou nese zvýšený výdej na hájení hranic a větší konfrontaci se sousedy (Krebs et al. 1978).

Obsazení teritoria jedincem či párem vyžaduje jeho zřetelné označení jedincům stejného druhu:

1.) Optické označení teritorií. Majitel musí své teritorium označovat zejména na nejvíce viditelných místech.

2.) Akustické značení teritorií. To je charakteristické hlavně pro ptáky, kteří si takto značí a chrání svůj revír. Hlasem si označují svá teritoria i mnozí savci, při říji např. Jelen evropský (*Cervus elaphus*).

3.) Pachové označení teritoria. Pachové označení teritoria je charakteristické zejména pro savce. Typické je značkování močí, trusem a slinami. Mnozí savci používají ke značkování výměšků kožních žláz umístěných kolem řitního otvoru, na hlavě před očima i mezi růžky či mezi prsty. Některé druhy savců mají na těle rozloženy i několik pachových žláz. Výměšek je rozšiřován na nápadná místa, na ochozy, kameny, stromy, ale i na špičky větviček a stébel. Pachové značky mají i další významy: odstrašují jedince stejného druhu i v době nepřítomnosti majitele nebo mohou dát určitou informaci o velikosti a síle majitele, stáří, pohlaví, dokonce i o době značkování a aktuálním stavu jedince (Veselovský, 2005).

4.) Kombinované značení teritorií. V mnoha případech se u značkování revírů setkáváme s kombinací dvou typů značek, například akustické a optické nebo pachové a optické, a to jak u ptáků, tak u savců. Ve své podstatě je teritoriální značka výrazem hrozby majitele jen s tím rozdílem, že živočich teritoriu značkuje v nepřítomnosti soupeře, kdežto hrozba je cílena na přítomnost soka (Klopfer, 1973).

5. Metody sběru dat

V České republice i ve světě se v současné době využívají nejrůznější metody pro zjišťování pobytových údajů k různým živočišným druhům. Může se jednat o širokou škálu živočichů. Ať už se jedná o nejmenší savce, jako je Rejsek obecný (*Sorex araneus*) nebo největší např. Los evropský (*Alces alces*). Zjišťuje se jejich početnost, členění populace, velikost domovského okrsku, ekologické vztahy, popřípadě kontakt s lidmi. Získávání veškerých informací je podmíněné koordinací a systematičností práce v terénu. Zkombinováním několika metod se během delšího časového úseku dají získat celkem reálné údaje o monitorovaných druzích (MŽP, 2005).

Monitoring lze rozdělit na dvě základní části. Jedná se o **neinvazivní** a **invazivní** metody.

5.1 Neinvazivní metody

U těchto metod je výhodou získání relativně přesných záznamů o zvířeti, aniž by bylo vystaveno jakékoliv manipulaci a stresu. Vzorky se získávají buď od jednotlivých jedinců, nebo většího počtu zvířat (MŽP, 2005).

Typy neinvazivních metod používaných v terénu

- Monitoring pobytových znaků
- Neinvazivní genetické analýzy
- Fotopasti
- Klasifikace nálezových dat

5.1.1 Monitoring pobytových znaků

Stopování, stopní dráhy

Stopování patří k jednomu z nejstarších způsobů pozorování zvířat. Většina z nich má skrytý způsob života a stopy ukazují na jejich přítomnost. V přírodě se setkáváme se stopami a pobytovými znaky. Ty při pečlivém sledování mohou prozradit nejen původce, ale lze z nich vyčíst mnoho důležitých informací o chování a počtu zvěře. Všechny druhy zanechávají nápadné otisky tlapek, kopýtek, spárků, pařátů anebo prstů, případně těl, křídel a ocasu. V mnoha případech předchází stopování vizuální identifikace jedince nebo celé skupiny, jejich chování a nároky na velikost území (Červený et al. 2010). Uvnitř teritoria se zvířata nepohybují nahodile, ale vyšlapávají cestičky, po kterých se pravidelně pohybují. Pěšiny vyšlapané šelmami se nazývají, dle myslivecké mluvy spády, kdežto spojovací cestičky ostatních živočichů se označují jako ochozy. Ochozy a spády se často křížují, rozdvíjejí a zase spojují a tím vytvářejí celou síť cest. V nejrůznějších typech prostředí jsou tak výrazné, že si lze snadno udělat představu o pohybu jejich uživatelů. Je běžné, že ochozy dvou nebo více živočišných druhů se spojují a v určité délce překrývají nebo kříží (Bouchner et al. 1986). V dnešní době lze tyto výrazné sítě cestiček a ochozů velice dobře pozorovat z ptáčích perspektivy (drony), tato nová technologie je výrazně levnější než letecká a dosahuje vynikajících monitorovacích výsledků (Karas, 2016). Stopní

dráhy jsou nejlépe pozorovatelné mezi dvěma nejdůležitějšími místy, kde se zvěř zdržuje. Podle autorů (Klíma, 1970; Bouchner et al. 1986) to je místo, kde zvířata tráví klidovou část dne, a místo kam zvířata chodí k potravním zdrojům. Naproti tomu autoři Potočník et al. (2002) a Dolejš (1972) udávají, že největší koncentrace stop a stopních drah zanechávají zvířata u potravních zdrojů, zatímco místa, kde se zdržují při odpočinku, nemusí být pokaždé stejná, ale mohou se lišit.

Výraznou roli při pozorování stop hraje roční období. Je velký rozdíl, probíhá-li pozorování v zimě na sněhu, nebo v létě za bujného růstu vegetace (Anile et al. 2012). V letním období se stopy nejlépe pozorují v měkké vlhké půdě bez vegetace. Vhodné plochy jsou také pobřežní pásma vodních toků nebo vysychající kaluže, rozmoklý terén, prach na cestách (Červený et al. 2010). Jedna z možností jak cíleně zaznamenávat stopy zvířat je vytváření speciálních ploch, tzv. track station. Tyto plochy mohou mít různý podkladový materiál (Long et al. 2008). U přírodních materiálů je nevhodnější jemný říční písek, nebo jíl. Na uměle připravené plochy se používá okouřená aluminiová deska, deska nastříkaná křídovo-alkoholovou suspenzí, kinografický papír, biofoam apod. Tyto umělé plochy jsou vhodné pro stopování menších živočichů jako např. Kočka divoká (*Felis silvestris*), (Hlaváčová, 2009). Takovéto stopovací plochy se musí umísťovat na přirozených trasách zvířat, která se se lákají na návnady. V letním období je spousta dostupné potravy, zvěř se volně pohybuje po svém domovském areálu a využívá nejvhodnější a nejlepší potravinovou nabídku. V tomto období zvěř nevyužívá v takovém měřítku stálé ochozy, které jsou při nedostatku potravy v zimním období velmi frekventované. Podle období se mění i zvyklosti zvířat. Zatímco některé druhy žijí celoročně samotářsky, tak jsou druhy, které žijí v letním období při výchově mláďat odděleně, a naopak v zimním období se semknou v rodinné tlupy. Proto stopování v zimě bývá jednodušší. Mění se množství potravinové nabídky a její množství. Zvířata se shlukují kolem nejlépe dostupné potravy, jako jsou krmná zařízení nebo plochy s výskytem atraktivních plodin pro zvěř. Nejpříznivější podklad pro stopy je sníh (Dolejš, 1972). Napadne-li sníh na celé zkoumané území, naskytne se velice dobrá příležitost k zjištění nejen vyskytujících se druhů v tomto prostoru, ale i jejich početnosti. Nejvhodnější je nepřemrzlý, ne moc vlhký sníh, kterého leží jen tenká vrstva. V takovém sněhu se otisknou stopy nejplastičtěji. V lehkém, sypkém, různě přemrzlém sněhu je každá stopa málo zřetelná, vysoká vrstva sněhu stopy zasypává a

nejdou zřetelné jejich charakteristické znaky. V hlubokém sněhu se zdají být stopy větší, než jsou ve skutečnosti. Dobré vlastnosti pro pozorování má také sníh starý, ulehlý po změknutí, nebo po napadnutí mírné vrstvy sněhu čerstvého. Měkký a tající sníh zachytí pro první chvíli stopu zřetelně, ale pak dochází k její deformaci. Stopa se vlivem tání zvětšuje jak do délky, tak do šířky, tím skresluje skutečnou velikost zvířete (Bouchner et al. 1986). V tomto případě je kladen důraz na kvalitu sněhové pokrývky a frekvenci kontrolovaného území (Dolejš, 1972; Bouchner et al. 1986; Červený et al. 2010). Naopak Anile (2012) nepovažuje tato kritéria za podstatná pro výzkum. Žádný z autorů netrvá na kvalitě sněhové pokrývky při určování početních stavů pozorovaných zvířat, ale všichni kladou důraz na kvalitu sněhové pokrývky při určování konkrétního jedince (Dolejš, 1972; Bouchner et al. 1986; Červený et al. 2010; Anile, 2012).

Velice důležitá součást při posuzování stop je jejich dokumentace. Stopy je vhodné vyfotografovat s přiloženým měřidlem (pravítko, metr), (Dolejš, 1972), oproti tomu autor Bouchner (2003), uvádí, že při dokumentaci lze použít i předměty unifikované velikosti. Anděra, Horáček (2005) ale píše, že měření unifikovanými předměty není vhodné, udávají, že pro měření se má použít stanovené pracovní měřidlo. Mají se vybírat vždy nejlépe zřetelné stopy, fotit se mají kolmo k zemi a z co nejmenší možné vzdálenosti. U stopních drah se dokumentují kromě jednotlivých stop i sled 5-6 stop za sebou s přiloženým měřidlem. Za důležité se považuje zachytit i okolní terén. Stopní dráhy napovídají nejen o způsobu pohybu, jako je krok, klus, cval, úprk, ale i chování jedince v daném prostředí (Bouchner, 2003). Za významnou součástí dokumentace stop je odlévání do sádry. Při odlévání je důležité, aby byly dodrženy určité zásady, jako je například výběr kvalitního nepoškozeného otisku, jeho citlivé očištění tj. zbavení stopy zrnkem písku, chlupů, prachu a zeminy. Pro dobrý otisk se musí připravit sádra odpovídající hustoty, nesmí být ani příliš řídká ani hustá. Zalitím stopy získáme negativní formu otisku. Teprve opětovným zalitím formy vzniká pozitivní - pravý odlitek (Dolejš, 1984).

Ostatní pobytové znaky

Výskyt jednotlivých stop můžou provázet i další pobytové znaky. Všechny druhy zvířete v přírodě tyto znaky zanechávají. Z těchto značek lze vyčíst mnoho důležitých informací k identifikaci druhu. Za další doprovodné znaky zvířete, kromě stop a vychozených stezek, se považují: odpočinková místa, kaliště, drbiště, otluky, úkryty,

zbytky potravy, vypasená místa, okusy kůry a pupenů, vývržky, trus, vajíčka, zbytky srsti, peří, parohy, parůžky a jiné.

5.1.2 Neinvazivní genetické analýzy

V současnosti je nepostradatelnou součástí výzkumu při sbírání dat u některých druhů živočichů molekulární biologie. Tato věda se zabývá analýzou DNA. Získaná data jsou důležitá nejen pro potvrzení výskytu sledovaného druhu a jeho prostorové aktivity, ale i pro potvrzení určitého daného jedince monitorovaného v cílené oblasti. Prioritní cíle analýzy DNA je zjištění genetické variability na určeném území a možnost srovnání s jinými populacemi (Alberts et al. 2010). Genetika populací je důležitá při sběru dat na úrovni celé populace. Jedinci nesou odlišné alely určitého genu, i různé alely mnoha genů. To je klíčové při určování daných jedinců, protože tyto rozdíly činí jedince geneticky odlišnými a jedinečnými (Snustad, 2009).

Jako vzorek lze prakticky použít jakoukoliv dostupnou tkáň nebo sekret živočicha, které obsahují buňky s DNA. U málo početných a většinou skrytě žijících druhů se nejčastěji využívá DNA obsažená v kořincích chlupů. Dále se dá využít i moč a povrchové vrstvy trusu. Zde se v malém množství nalézají buňky, které se odloupnou z epitelu střeva nebo z močové soustavy (Brown, 2007).

U vzorků moči a trusu je poměrně málo použitelných buněk, které jsou často ještě ovlivněné nepříznivými povětrnostními vlivy. Nejškodlivější faktory jsou vysoká vlhkost a teplota. Nepříznivě působí i cizorodé látky, které se dostanou do vzorku a ty pak způsobují jeho rychlejší degradaci (Campbell, 2006).

Z těchto tří různých vzorků jsou nejlépe využitelné kořínky chlupů, kterých musí být dostatečné množství a neměly by být moc staré. Aby bylo získáno dostatečné množství zkoumaného materiálu, je potřeba znát místa, kde se sledovaný druh vyskytuje a po jakých stopních drahách se v daném území pohybuje. Vzorky chlupů lze získávat buď náhodně, jedná se o vytrhané nebo vypadané chlupy, anebo cíleně s využitím chlupových pastí (Stýblo, 2005).

Při sběru chlupů u velkých savců, jako je např. jelení a černá zvěř, se dají nalézt v potřebném množství na místech, kde se zvířata čistí a zbavují parazitů. Tato místa se nazývají tzv. drbiště a nacházejí se v místech, kde je po většinu roku podmáčená, bahnitá půda. Zde se zvířata čistí (kaliští) a následně otírají a drbou o stromy.

V těchto lokalitách se dá najít velké množství vzorků, ale hodně jich není možné díky znečištění použít (Červený et al. 2010; Jandera 2011). Za dobrý zdroj kvalitních chlupů se považují místa s hustým porostem, na němž chlupy ulpívají, jak zde zvířata procházejí. Velké množství srsti je rovněž na místech s atraktivní potravní nabídkou a dochází zde k vnitrodruhové konkurenci, kde při potyčkách dochází k vytržení chlupů (Červený, 2015). U velkých šelem se chlupy nalézají na místech, kde zvířata značí svoje teritorium. Např. u rysů, bylo pozorováno, že si vybírají určité druhy stromů k broušení drápů, kůra je pak rozedraná až k patě kmene. Vybírá si i pařezy nebo vývraty. Ke zvýraznění hranice značkuje močí a pachem ze žláz u řitního otvoru. Takto označená místa jsou silně cítit (Kutal, 2014). Podobné jsou teritoriální znaky Medvěda hnědého (*Ursus arctos*). Svě teritorium si značí optickými značkami, které vytváří převážně na jehličnatých stromech. Kutal, Suchomel (2014) zmiňuje, že jde často o samostatně stojící stromy přímo u chodníků nebo v jejich bezprostřední blízkosti, kde vykouše a vydrápe kůru stromu. Vzniká tak zdaleka viditelná značka, která bývá ve výšce od 1,5 až do 2,5 m. Tuto značku doplňuje pachem moči. Medvěd se často otírá o poškozené stromy, ze kterých vytéká pryskyřice (Janík, 2010). Nejobtížněji se chlupy přirozenou cestou získávají u vlků, ty si své hranice teritoria značí pravidelně výhradně močí a trusem na převážně výrazné body v terénu (Stýblo, 2005).

K aktivnímu sběru chlupů slouží chlupové pasti, jsou to mechanická lepkavá zařízení pro záchyt a následné ulpívání chlupů (angl. hair - trapping). Pro zvýšení efektivity se chlupové pasti parfémují pachovou látkou charakteristickou pro monitorovaného živočicha. Tyto látky se nazývají atraktanty a zvyšují pravděpodobnost ulpění chlupů na sběrné chlupové pasti (Janík, 2010). Atraktanty působí i na jiné živočichy, kteří kontaminují sběrné pasti svou srstí, a tím je práce na vzorcích komplikovanější. Chlupové pasti jsou instalovány na místech, kde se pozorovaný živočich podle jiných pobytových znaků pohybuje. Kolem těchto míst jsou chlupové pasti nainstalovány na přírodní překážky, jako jsou kmeny, pařezy, kameny, nebo na překážky uměle vytvořené. Používají se kůly nainstalované do stopních drah a do míst, kde se sledovaní jedinci zdržují (Janík, 2010).

Zachycené chlupy, které mají vlasové folikuly obsahující DNA, jsou dále využívány jako zdroj neinvazivní DNA, která je dále analyzována v genetické laboratoři. Aby

byly vzorky v dostatečné kvalitě, musí být prováděna kontrola chlupových pastí v daných co nejkratších intervalech (Červený, 2015).

Získané vzorky dávají představu o tom, jaké druhy se na sledovaném území nacházejí, a detailnější analýza DNA pak pomůže identifikovat jednotlivé jedince. Porovnání vzorků z chlupových pastí umístěných na ploše zkoumaného území prozrazuje víc o prostorové aktivitě jednotlivých jedinců a na základě těchto informací se dá odhadnout i přibližná početnost celé populace (Stýblo, 2005).

Další metodou, která může napomoci při identifikaci jedinců, je rozbor a analýza jejich trusu. Trus, kromě analýzy DNA, může poskytnout i cenné informace o potravním spektru zkoumaných živočichů. Velké šelmy, které se zpravidla vyskytují v relativně nízké hustotě oproti populacím stejně velkých býložravců, produkují velmi malý počet trusu (Janík, 2010). Velké šelmy mívají zhruba jednu defekační dávku, což je podle tvrzení autorů Janíka (2010) a Stýbla (2005), v terénu obtížně dohledatelné, zatím co u býložravců jako je Srnec obecný (*Capreolus capreolus*) nebo jelen lesní se pohybuje mezi 10-30 dávkami denně. U jelenovitých lze metodou počítání hromádek odhadnout nejen početnost populace, ale mohou být i cenným zdrojem při zjišťování velikosti obývaného území. Největší problém u šelem je spojen se získáním dostatečného počtu vhodných vzorků jak k analýze DNA, tak i potravní analýzy podle zbytků kořisti v trusu šelmy (Janík, 2010). U analýzy DNA je důležitá i časová osa kvůli degradaci vzorků. U zjišťování zbytků potravy v trusu můžou být vzorky i starší. U býložravců jsou v trusu zpravidla zachována celá pletiva, která se dobře identifikují, protože přijímanou potravu nedokážou dokonale strávit. Šelmy tráví masitou potravu mnohem dokonaleji, proto zejména kvantitativní určení jednotlivých konzumovaných složek je obtížnější u šelem než u býložravců. K získání potřebných dat o potravním chování je sběr šelmího trusu v našich podmínkách jedinou schůdnou cestou k tomu, abychom získali potřebné údaje (Janík, 2010). Vlastní rozbor složení potravy spočívá v určení jednotlivých konzumovaných složek na základě nestrávených zbytků kořisti. Nejčastěji se identifikují chlupy pomocí mikroskopů a využívá se i makroskopické určení zbytků kostí, peří, zobáků a jiných nestravitelných součástí potravy. Složení potravy šelem bývá ovlivněno dostupnou potravní nabídkou, která má zpravidla sezónní charakter (Stýblo, 2005). Při vyhodnocování skladby potravy se musí brát zřetel nejen na sezónní období, ale musí být respektovány i případné rozdíly v charakteristice

jednotlivých zkoumaných oblastí. Někteří autoři se opírají o výhody při analýzách trusu pro jeho relativní celoroční dostupnost, protože tento materiál je dobrým zdrojem, z něhož lze získat více informací (Janík, 2010). Naproti tomu za nevýhody se považuje velká pracnost, časová náročnost a nebezpečí přenosu infekcí. Autoři Bouchner (2003) a Janík (2010) se shodují ve faktech, že trus neposkytuje žádné informace o velikosti a pohlaví šelmy. Nákladnější rozbor vzorku může odhalit pouze pohlaví.

5.1.3 Fotopasti

První zmínka o fotopastech přišla ze Severní Ameriky někdy na počátku devadesátých let minulého století. Byla to jednoduchá zařízení složená z fotoaparátu, automatické spouště a pohybového čidla. Fotopasti se staly oblíbenou pomůckou u lovců, vědců i široké veřejnosti a jejich zvyšující se poptávka zapříčinila jejich vývoj až do dnešní podoby přístrojů vybavených nejmodernější technikou (Kuba, 2013).

Používání fotopastí je velice důležitou součástí ve vědeckých výzkumech, které se zabývají volně žijícími zvířaty. Jsou často používány nejen ke sledování a výskytu ohrožených a skrytě žijících živočichů, ale v mnoha případech i pomáhají odhalit přítomnost zvířat, o jejichž přítomnosti nikdo nevěděl. Jejich využití je vhodné pro pozorování zvířat v prostředí, které využívají, a ke studiu chování zvěře na preferovaných místech a dále pro zpřesnění odhadu početnosti zvěře (Plhal, Kamler 2009).

Dnešní trh nabízí nepřeberné množství přístrojů od různých společností. Pro dosažení co nejlepších výsledků, které mají být dosaženy při požadovaném výzkumu, se lze orientovat podle parametrů udávaných výrobcem, přičemž je vhodné se seznámit s recenzí již vyzkoušených přístrojů, které byly použity v podobných studiích (Bílek, 2013).

Fotopast je zařízení, které se skládá ze tří základních částí:

1. část je tvořena digitálním fotoaparátem, který je charakterizován megapixelovou velikostí a ohniskovou vzdáleností. Čím menší je ohnisková vzdálenost snímače od čočky, tím je dosaženo většího úhlu záběru, ale je to na úkor menšího přiblížení. Nejpoužívanější pevná ohnisková vzdálenost je $f = 3.1$ mm (Kuba, 2013).

2. část tvoří pohybové PIR čidlo, pracující v automatickém režimu. Je aktivováno pohybem. Teplotní stopa je registrována snímacím senzorem, který spouští automatický záznam ve foto nebo video režimu. Nejčastěji se používají PIR čidla v rozmezích dosahu záběru 15 až 25 metrů. Všechna použitelná čidla jsou dnes multizónová, to znamená, že je čidlo umístěno za čočkou a pokrývá celý střežený prostor (www.fotopast.cz, 2016).

3. část tvoří osvětlovací jednotka pro noční focení. Mezi základní osvětlení se řadí použití blesku, který je poměrně dobře vidět, a proto není pro pozorování zvěře příliš vhodný. Bílé světlo produkují i diody používané ve většině fotopastí. Průlomové se mělo stát při zvířecí špionáži používání IR (infrared) infračerveného světla 760nm, které je nad hranicí viditelného tzv. bílého světla. Výzkum však velice brzy prokázal, že je pro zvěř viditelné (Bílek, 2013). Fotopasti na zvěř, které disponují osvětlením v infračerveném pásmu o frekvenci 840nm, nabízejí noční snímky s lepší kvalitou vykreslení a delším dosvitem. Osvětlení má tmavě rudou barvu, kterou podle výzkumů zvěř sice vnímá, ale zpravidla jí nevadí (Kuba, 2013). Pro sledování zvěře má podle posledních výzkumů nejlepší výsledky použití silného neviditelného přísvitu o vlnové délce 950nm. Tyto přístroje mají větší počet IR diod než ostatní, silný neviditelný přísvit má výhodu v tom, že při pozorování snímku není záblesk vidět a přístroje ani nevhodně neblíkají. Výsledné fotografie jsou ostřejší a barevnější a to i na nočních snímcích, což má význam při rozlišování a identifikaci jedinců stejného druhu (www.fotopast.cz, 2016).

U fotopastí, které se budou používat pro monitorování, je důležité zvážit typ používaného modulu. Ještě před výzkumem je dobré se rozhodnout, jestli je pro daný typ činnosti lepší odesílání snímků získaných fotopastí přes MMS, nebo s odesíláním na E-mail. Pokud používáme jeden nebo více přístrojů s GMS modulem, musí být v dosahu používaného operátora na cílových stanovištích. I přes velice dobré pokrytí sítí operátorů, se v České Republice nachází mnoho tzv. (hluchých míst), hlavně v horských oblastech a některých vojenských újezdech (T-mobile.cz, Vodafone.cz). V případě, kdy nám pokrytí sítí operátorů neumožňuje přenos dat, využívají se fotopasti bez GMS modulu, tedy bez odesílání zpráv. U těchto modelů je výhoda menší finanční náročnosti. Mají zabudovanou SD kartu, s pamětí až 32GB (www.fotopast.cz, 2016). Pořízené snímky nesou informaci o hodině, datu a roku pořízení, popřípadě teplotou fází měsíce a místem. U přístrojů s GMS modulem při

správném nastavení, lze shromažďovat data od instalace, až po dobu několika měsíců bez nutné fyzické přítomnosti, což u druhého typu přístroje možné není. Průběžný sběr dat z přístrojů bez GSM modulu je časově náročnější, navíc svou přítomností osoby provádějící kontrolu a sběr dat, zanechávají pachové stopy, které mohou zkoumaný druh zvěře na nějakou dobu odradit do používání svých pravidelných sledovaných ohozů, a tím se mohou zkreslit výsledky pozorování (Bílek, 2013). K omezení pachu se doporučuje při manipulaci používat jednorázové rukavice s aerosolem redukující pach a po manipulaci důkladně setřít buničinou. Pokud to je možné, doporučuje se docházet k fotopastem za deštivých dní, kdy déšť omezí emise pachů přichozích osob. Do nepostradatelného příslušenství fotopastí obecně patří různé zdroje napájení. Trh nabízí nepřeberné množství baterií. Do zimních podmínek, kde se očekávají nižší teploty, se doporučují lithiové baterie, nebo možnost použití síťového adaptéru (Kuba, 2013). Do dalšího vybavení, které zabezpečí a ulehčí práci s přístroji, patří ochranné kovové skřínky proti odcizení, antény se zesilovačem, různá polohovací zařízení, a v neposlední řadě napájecí kabely pro gelové baterie a SD karty (www.fotopast.cz, 2016).

Fotopasti umožňují získat data potřebná pro identifikaci jedinců a určení velikosti jejich domovského okrsku. Při získání většího počtu fotek z různých míst lze jednotlivé zaznamenané jedince díky odchylkám ve zbarvení srsti a velikosti těla, popřípadě rodinných skupin (samice s mláďaty), velice dobře rozlišovat (Janík, 2010). V této práci jsem uvedl fotopasti, jako součást neinvazivních metod sběru dat, ale zároveň jsou i neocenitelným pomocníkem při opětovné dokumentaci již odchycených a označených zvířat.

5.1.4 Klasifikace nálezových dat

Tato metoda je založena na sběru a vyhodnocování dat získaných v terénu. Zde se může stát, že se při výzkumu dostaneme k málo důvěryhodným a neověřitelným datům. Tato data mohou navodit falešný dojem, že se na území vyskytuje druh, který zde ve skutečnosti není, ale pozorovatelé jej zde uvádějí na základě špatného určení nebo omylu. Pokud se taková data zahrnou do analýz, může dojít ke zkreslenému, nebo falešnému výskytu druhu (MŽP, 2009)

Tato klasifikace vychází z metodiky projektu SCALP (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population). Cílem této metodiky bylo koordinovat a standardizovat

monitoring rysa v Alpách. Důvodem je rozsah pohoří na území sedmi států. V Čechách byla tato metoda vyzkoušena při hodnocení nálezových dat v oblasti Jeseníků, Krkonoš a Broumova (Kutal, Suchomel 2014).

Tato metoda se rozděluje na několik základních klasifikačních kategorií. Přesnost získaných dat je označována číslicí s písmenem.

C1 - přesná data (tato data jsou dokladovatelná, získaná vyškolenými, nebo odbornými pracovníky)

Mezi tato data patří mrtvá těla živočichů nebo jejich části, fotografie nebo videonahrávky, vzorky trusu moči nebo srsti, případně tkání, nebo genetická analýza prokazující druhovou příslušnost. Do této skupiny spadají i chycení a znovu vypuštění jedinci, a rovněž telemetrická data o pohybu sledovaných zvířat.

C2 - objektivní data (jsou to data věrohodně a dostatečně zdokumentovaná, u nichž se dá s velkou pravděpodobností vyloučit záměna s jiným druhem, rovněž získaná vyškolenými nebo důvěryhodnými osobami)

Tato data se skládají z fotografie sérií stop, nebo stopních drah, dále sem lze zařadit věrohodné fotografie s dalšími pobytovými znaky, které lze vyloučit se záměnou s jinými živočišnými druhy, např. vlk a pes. Dále se sem řadí zvukové záznamy hlasových projevů a zdokumentovaná kořist.

C3 - subjektivní data

Do této skupiny patří všechna přesná a objektivní data (C1 a C2), získaná z řad široké veřejnosti, u nichž se nedá zaručit jejich původ, dále se sem řadí nezdokumentovaná přímá pozorování, jako stopní dráhy, trus, hlasové projevy získané od vyškolených nebo jiných důvěryhodných osob. Zařazují se i nezřetelné nebo neprůkazné fotografie pobytových znaků.

C4 - nedostatečná data

Do této skupiny se zařazují nezřetelné a neprůkazné fotografie, stopy, trus a jiné pobytové znaky, které nespádají do kategorie C3. Totéž jsou i neprůkazné nahrávky hlasových projevů i nejednoznačné vzorky trusu. Pak to jsou nezdokumentovaná přímá pozorování, hlasové projevy, trus a stopy všech zvířat získané širokou veřejností.

Identifikace pobytových znaků nemusí být vždy jednoduchá. Mezi rozhodující znaky pro zařazení do nejvyšších kategorií patří průkazné dokladované fotografie, od vyškolených osob nebo odborníků. Z důvodů kompatibility dat na mezinárodní úrovni je vhodné, aby data získaná těchto osob byla evidována samostatně, a byla odlišena od dat získaných širší veřejností. Aby nebyla znehodnocena data od korektních pozorovatelů, je nezbytné vyřadit záznamy, u nichž je podezření, že jsou podvrhem, nebo se jedná o zvířata nafocená v zajetí (Kutal, 2014).

Závěr první části

Mezi těmito metodami existují rozdíly převážně v kvalitě dodávaných výsledků. Každá z popsaných neinvazivních metod má svojí vypovídající hodnotu. Nejlépe využitelné jsou údaje z fotopastí a DNA analýzy. Velmi cenná je metoda monitoringu pobytových znaků, která je důležitým doplňkem ostatních metod, ale má o něco nižší vypovídající hodnotu pro nemožnost získání informací o jednotlivých jedincích (zvířatech). Na základě vyhodnocení pobytových znaků se může provést jen velmi hrubý odhad početnosti sledovaných druhů. Předností těchto informací je, že dokážou obsáhnout celé zájmové území. Celkově jsou tyto metody významnou složkou neinvazivního monitoringu a rozšiřují získané informace na základě sofistikovanějších metod. Pro mnohem přesnější data je nezbytný odchyt jednotlivých jedinců. Tato data jsou výchozí pro instalaci živolovných pastí nebo vhodně vytipovaného místa pro umístění střelce s narkotizačními přístroji. Ti pak mají větší šanci odchytit nebo uspat požadovaného jedince, kterému je nainstalováno monitorovací zařízení.

5.2 Invazivní metody

Invazivní metody jsou založeny na odchytu a manipulaci jednotlivých jedinců zvířat. Velkou nevýhodou je, že jsou tímto počínáním velice stresovaná, ale pro označení požadovaných zvířat je to nezbytné.

5.3 Všeobecné rozdělení odchytových zařízení

Odchytová zařízení ve svém principu konstrukcí nesmí odchycené zvíře způsobit neúměrný stres a bolest. Aby odchycená zvíře trpěla co nejméně, je nezbytné provádět kontroly v těchto zařízeních v co nejkratších intervalech, popřípadě je monitorovat pohybovými čidly, nebo fotopastmi s digitálním přenosem (Kutal, 2014).

V České republice se při používání odchyťových zařízení musí řídit zákonem č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, ve znění pozdějších předpisů (dále jen „zákon na ochranu zvířat proti týrání“) a zákonem č. 449/2001 Sb., o myslivosti, ve znění pozdějších předpisů (dále jen „zákon o myslivosti“).

5.3.1 Živolovné pasti

Jsou to různě konstruované **malé pasti**, které patří ke standardním metodám odchyťu jak bezobratlých, tak drobných vodních živočichů a savců, které lze nalézt jen ojediněle, nebo vůbec. V zahraničí je tato metoda hojně využívána i pro účely faunistického průzkumu obojživelníků. Nejčastěji se používají pasti, na principu vrší. Pasti musí být dostatečně prostorné, nesmí živočichy omezovat v pohybu a umožnit jim bez komplikací dýchat. Pro zvýšení úspěchu odlovu lze použít i různá vnadidla (např. psí granule, části ryb, nebo vnitřností), která se umisťují do speciální kapsy (Vojar, 2007).

5.3.2 Odchyt šelem

Pro malé predátory, jako liška obecná, Kuna skalní (*Martes foina*) a jiné, se používají **sklopce** nebo **umělé nory**. Sklopce jsou konstruovány klasickou formou kvádrotvého tvaru. Jsou opatřeny jednou nebo dvěma záklopkami buď průchozími, nebo jednostrannými, které jsou opatřeny nášlapným zařízením. Vyrobeny jsou ze dřeva, kovu nebo pletiv upevněných na kostře z pevných dílů. Rozměry sklopců určují, jaká zvířata se do nich budou chytat. Používají se pro zvířata od velikosti Potkana obecného (*Rattus norvegicus*), do velikosti Psíka mývalovitého (*Nyctereutes procyonoides*) nebo dospělých lišek. Instalovány jsou na místa, kde se zvířata pohybují nebo se instalují přímo do umělých nor (Hromas, 1987).

Pro velké predátory, jako je rys, vlk nebo medvěd, se používají velké odchyťové klece a jsou konstruované podle daného druhu. Klece jsou umístěny na místa, kde se zvířata pohybují nebo se s velkou pravděpodobností pohybovat budou. Používají se data z fotopastí a informace z pobytových znaků. Pro zvýšení pravděpodobnosti odchyťu cíleného jedince se do odchyťových zařízení přidávají atraktanty vhodné pro daný druh (Hromas, 1987).

5.3.3 Odchyt spárkaté zvěře

Pro odchyt spárkaté zvěře se dnes nabízí řada způsobů. Mezi první alternativu patří **odchyt do sítí**. Tento způsob je materiálově velice náročný a pracný. Manipulace se spárkatou zvěří, která je zamotaná do sítě je velmi namáhavá a vyžaduje zkušené pracovníky. Tato metoda odchytu je využívána pro menší druhy, jako je srnec obecný. Mezi nové alternativy použití sítí je použití sítí vystřelovacích. Jejich uplatnění je upřednostňováno v nepřístupných hornatých oblastech. Jsou vyráběny a zdokonalovány v Kanadě a používají se na celém světě. Tato síť je vystřelena z vrtulníku pomocí speciální zbraně Netgun. Tato zbraň má tři až čtyři hlavně se sítí o velikosti 10 m² vystřelovanou na vzdálenost 5 až 10m. Podobné mobilní zařízení dodává v České republice firma MariaVet. Toto zařízení vystřeluje síť až na vzdálenost 20 – 40 m a je obsluhována jednou osobou. Mezi další alternativy odchytu do sítí je její instalace nad krmelištěm a spuštění na přítomnou zvěř nebo se naopak instalují sítě na zem s následným vytažením. Na závěr je však nutno znovu konstatovat, že jakýkoliv odchyt spárkaté zvěře do sítí ohrožuje obsluhu, stejně jako odchytávanou zvěř, která se intenzivně brání a je vždy výrazně stresována (Havránek, 2007).

Odchyt zvěře do **malých pastí**. Literatura nabízí mnoho různých alternativ malých pastí pro odchyt spárkaté zvěře. Je zde uváděna výhoda v menší pracnosti při výrobě i menší náklady na materiál. Odchycená zvířata jsou v tmavé bedně klidná a izolovaná. Nevýhodou je malý počet odchycených zvířat. Výhodou je, že odchycená zvěř je ihned uzavřena v poměrně malém prostoru což ulehčuje další kroky, jakými jsou např. imobilizace narkotikem, mechanická fixace a následná manipulace. Blankenhorn a kol. (1978) popisují použití jednoduchých beden, které se na konci uzavírají padacími dveřmi. Pomocí 31 těchto beden odchytili během tří let 451 kusů vysoké zvěře. Podle Schoetha (1961) by tyto pasti měly být 280 cm dlouhé, 70 cm široké a 160 cm vysoké. Umisťují se na místa zimního příkrmování zvěře ve vzdálenosti 30 až 50 cm od sebe. Dvířka drží ve výšce pomocí instalovaných lan. Zvěř spustí vrata tím, že vstoupí na nášlapný mechanismus nebo přes chytový zámek při kontaktu s provázkem. V případě potřeby se dají dvířka zavřít ručně. Úspěšnost odchytu se zvyšuje, pokud je zadní strana odchytové bedny opatřena pletivem umožňujícím zvěři pohled skrz. Boční strany se opatřují uzavíratelnými okénky, umístěnými v různé výšce tak, aby byla možná lepší manipulace s odchyceným

zvířetem. Padací dvířka se musí rychle a správně zaklapnout, protože zvěř reaguje velice rychle. U odchyťových beden popsaných Schoethem (1961) bylo možné jednu stranu vytáhnout do boku.

Odchyt spárkaté zvěře do **středně velkých** pastí je určen pro větší, převážně jelení zvěř. Tyto pasti mohou být okrouhlé, trojúhelníkové nebo oválné a jejich průměr bývá mezi 10 až 20 m. Výška stěn odpovídá druhu zvěře, kterou chceme odchyťovat. Schoeth (1961) budoval takzvané ohrazené pasti - 5,6 m dlouhé, 2,5 m široké a 2,5 m vysoké, opatřené jedněmi nebo dvěma vraty. Dvoje vrata jsou u úzkých obdélníkových nebo oválných pastí. Výhodou je, že i velmi opatrná vysoká zvěř vidí skrz past a může do ní vstoupit z jakékoliv strany. Takovéto pasti jsou při odchytu úspěšnější než pasti s jedněmi vraty. Nevýhoda dvou vrat je v tom, že oboje vrata jsou vstupním místem zvířat a uzavírají se najednou, tím může dojít k nehodám a úniku zvířat. Rhigetti (1985) odchyťoval vysokou zvěř do ohrady z prken o velikosti 20 m², byla vysoká 2,5 m a měla jedny 1,5 m široká padací vrata.

Pro velké pasti existuje celá řada systémů vrat. Nevýhodou padacích vrat je poměrně velké nebezpečí, že se bude nějaký kus zvěře pohybovat při jejich spuštění pod nimi a hrozí tak jeho poranění. Zabránit tomu lze pouze manuálním zavřením zvířat do ohrady připravenou obsluhou (Hromas, 1987). Další variantou jsou vyklápěcí vrata, která jsou ale podle Rigettiho (1985) oproti padacím pomalá. Navíc stojí-li ve vratech nějaká zvěř, zbrzdí se jejich pohyb natolik, že nezapadnou, a kus je může vytlačit. Spuštění vrat může být buď automatické, nebo může být obsluhováno z pozorovatelný, která je umístěna v blízkosti odchyťového zařízení. Dále je nutné vybavit odchyťové zařízení uzavíratelnými průhledy, kterými je možno zvířata imobilizovat. Účelné je, pokud na odchyťové zařízení navazuje uzavíratelný rukáv s padacími přepážkami, které od sebe oddělí jednotlivé nahnané kusy. Na konec rukávu se instaluje transportní bedna a při odchycení více kusů zvířat se do nich po jednom kusu natlačují.

Odchyťové zařízení pro spárkatou zvěř popisuje Hromas (1987) jako ohradu, kde se pravidelně zakrmujeme a tím se do ní naučí zvěř chodit (výška 290 cm, půdorys 4 x 4 m, odchyťová chodba má délku 2 x 140 cm). Do ohrady vedou proti sobě stojící padací vrata, ty jsou v horní poloze chycená rozpůlenými vzpěrami spojenými lankem přes kladky s vhodným pozorovacím posedem, odkud se lanka a spoušť

ovládají. Vzpěry povolí velice rychle a lehce, bez vynaložení větší síly. Vlastní odchyťové zařízení se skládá z pevné chodby přistavené k ohradě a uzpůsobené tak, aby v ní bylo možno oddělit jednotlivé kusy. Strop chodby je možno demontovat, aby byl ke zvěři přijatelný přístup. Do odchyťového zařízení vnikne zvěř tak, že se vysunou padací dveře při stěně ohrady, takže zvěř vidí na konci chodby světlo, za nímž běží, a zde narazí na pletivo. Tento náraz je schopný uvolnit systém kladek a padací dveře uzavřou zvěř v chodbě, kde je možno s ní pohodlně manipulovat (Rigetti, 1985). Nastražená odchyťová zařízení střední velikosti, je třeba mít stále pod kontrolou, protože hrozí riziko zranění odchycené zvěře, především jestliže je mezi chycenou zvěří mladý kus (špičák), nebo starší kus samčí zvěře.

Velké pasti pro odchyt vysoké zvěře mívají výměru jednoho i více hektarů a jsou povětšinou kombinována s pastevním políčkem nebo trvalým krmným zařízením. Pro nalákání zvířat do odchyťových zařízení jakýkoliv typů a velikostí se musí používat ta nejatraktivnější krmiva, např. kvalitní senáž, siláž, granulovaná nebo jiná vhodná jadrná krmiva. Zařízení je vhodné budovat na místech tradičního soustředování zvířat v okolí krmných zařízení. Výška oplocení takovýchto zařízení bývá 280 cm, aby se zamezilo jejich únikům (Hromas, 1987).

5.3.4 Imobilizace narkotiky

K imobilizaci spárkaté zvěře a velkých šelem se v současnosti běžně používá nastřelení střelou s narkotikem (sedativem). Mortalita u takto imobilizované zvěře je většinou minimální, i když riziko závisí na řadě faktorů. Havránek (2007) popisuje, že záleží zejména na druhové a individuální toleranci k tomuto druhu zákroku. Úspěch tohoto zákroku vyžaduje značnou loveckou praxi, umožňující přiblížení ke zvěři na vzdálenost okolo 30 - 40 m. Dalším problémem je dohledání nastřeleného kusu, který je teprve do 10 - 15 minut po nástřelu imobilizován. Celá situace je komplikována i skutečností, že zásah se podaří v řadě případů až za soumraku. Pak následuje vlastní dohledání imobilizovaného kusu, které probíhá již v noci za špatné viditelnosti.

Při využití imobilizačních látek, které se aplikují perorálně (v krmivu), přináší ve volnosti podobné problémy. Často se stává, že některé kusy přijmou více omamné látky než ostatní a podle toho je účinnost značně rozdílná (Havránek, 2007).

Na základě výše uvedených zkušeností se doporučuje zvěř nejdříve chytit do většího či menšího odchytového zařízení a následně provést imobilizaci nastřelením. Po uspání zvířat se upevňuje vhodný obojek s GPS.

Pro držení narkotizační zbraně je potřeba speciální povolení od Ministerstva vnitra - Zákon č. 119/2002 Sb. o střelných zbraních a střelivu. Narkotizační zbraň s narkotiky musí obsluhovat speciálně vyškolená osoba nebo veterinární lékař (Havránek, 2007).

6. Obojky s GPS lokátory

Po odchycení a imobilizaci požadovaného jedince se umísťuje obojek s vysílačkou GPS a baterií, běžně je používán na velké šelmy a kopytníky. V ČR se nejčastěji umísťuje na jelenovité (jelen lesní, jelen sika, srnec obecný), dále na Divoká prasata (*Sus scrofa*), kočkovité a psovitě šelmy (rys obecný, kočka divoká, liška obecná). Důležité je, aby vysílačka nebyla pro živočicha příliš těžká a neomezovala ho v pohybu. Obojky se nesmí umísťovat na jedince, který je v tělesném vývinu, a během sledování by se zvětšil objem jeho krku, což by vedlo k úhynu. U ptáků se vysílačka vkládá do kroužků. Zvířata, u kterých není možno umístit vysílačku do obojků na krk, příkladem je vydra říční, která má silnější krk než hlavu to znamená, že hrozí sklouznutí, se vysílačka musí umístit do backpacků, či podkožních implantátů (Hartová, 2011).

6.1 Globální družicový systém

Satelitní navigační systémy vznikaly od druhé poloviny dvacátého století. U jejich zrodu stály převážně armádní zájmy. US-NAVY začalo umísťovat na oběžnou dráhu družice systému TRANSIT v roce 1960. Hlavním úkolem bylo určování polohy plavidel. V roce 1964 byl uvolněn i pro civilní použití. Po projektu TRANSIT následovala další řada systémů. Nejpoužívanější a nejrozsáhlejší se stal Globální polohový systém NAVSTAR-GPS, počátek vývoje GPS spadají do roku 1973, kdy byla zahájena první fáze s vypuštěním 4 pokusných družic s vývojem uživatelských zařízení. Do roku 1979, začátku druhé vývojové fáze bylo vypuštěno celkem 11 družic a se současným vybudováním pozemních řídicích středisek se počet družic zvýšil na 24. V roce 1993 bylo poprvé dosaženo trojrozměrného zaměřování a o dva roky později došlo k oficiálnímu vyhlášení plné operační systémové způsobilosti. Od roku 1996 je GPS kontrolován vládním výborem IGEM (Interagency GPS Executive

Board), jehož úkolem bylo sledování vývoje systému a usměrňování v souladu se zájmy národní bezpečnosti, kromě toho provádělo i dohled na zjištění dostupnosti GPS pro celosvětové mírové vědecké i komerční využití na mezinárodní úrovni. Od 1. 5. 2000 americký prezident Bill Clinton ukončil úmyslné snižování přesnosti signálu chybou selektivní dostupnosti. Od této doby mohou uživatelé určovat svoji polohu až desetkrát přesněji. Spojené národy až do roku 2006 přerušily užívání selektivní dostupnosti s každoročním posouzením jejího nasazení. V současnosti lze tedy i s nejjednodušším přijímačem dosahovat okamžité přesnosti v řádu několik jednotek metrů, označuje se jako „středová polohová chyba“ (uživatelská příručka in print) (Nesládek, 2016).

GPS – globální družicový navigační systém slouží k určení okamžité polohy a času. Vyznačuje se vysokou přesností umožňující pracovat kdekoliv na Zemi s nezávislostí na počasí a denní či noční době (Nesládek, 2016).

GPS tvořil kosmický segment, který představoval 27 satelitů rovnoměrně rozmístěných na 6 drahách. Přístroj přijímá signál z jednotlivých družic. Pro výpočet polohy stačí příjem signálu minimálně ze tří družic, chceme-li znát výšku pak ze čtyř. Vzdálenosti mezi přijímačem GPS a viditelnými družicemi se určují na základě znalosti časů vysílání a příjmu signálu. Družice proto musí být vybaveny přesnými atomovými hodinami, neboť chyba v řádu milióntin vteřiny může způsobit stametrové odchylky. Obecně se udává, že pro civilní uživatele s aktivovaným záměrným znepresněním selektivní dostupnosti se dá měřit s přesností na 30 – 40 metrů.

V současné době se používají americký GPS systém, ruský Glonass a evropský systém Galileo. Družicový systém Galileo měl k 17. listopadu roku 2016 na oběžné dráze jen 18 satelitů z původně plánovaných třiceti, prozatím se neobejde bez podpory systému GPS. Kromě využití při záchranných operacích se počítá také s dostupností služby pro běžné uživatele. Ty s přesnějším zaměřením (přesnost až 1 metr) se mohou využít v mnoha dalších odvětvích (Nesládek, 2016).

7. Programové prostředky pro analýzu prostoru a stanoviště zvířat

Studium vztahů mezi zvířaty a jejich prostředím patří mezi hlavní problematiku, kterou se ekologie zabývá. Z toho vyplývá, že je důležité analyzovat vztah mezi zvířetem a prostředím (Manly et al. 2007).

Ke sledování pohybu volně žijících zvířat je stále více využíván globální poziční systém (GPS). Tyto technologie umožňují monitorování zvířat vybavených sledovacími zařízeními v průběhu časové osy. Nicméně je důležité, aby v závislosti na monitorovaném cíli byly správně analyzovány dráhy pohybu, a tím byly dané studie přesné. To záleží především na dobře navržených počítačových programech. Počítačové programy jsou navrženy k řešení problémů spojených se zvířecí aktivitou a na této bázi bylo vytvořeno mnoho manuálů k softwarovým balíčkovým *adehabitat*. Tento balíček byl navržen tak, aby analyzoval využití prostoru zvířaty.

Je rozdělen do čtyř hlavních částí:

- první část je o využívání rastrových map
- druhá část nabízí výběr stanovišť a ekologickou analýzu nik
- třetí část je určena k odhadu domovských okrsků
- čtvrtá část analyzuje zvířecí trajektorie

Tyto čtyři části na sebe vzájemně působí a usnadňují tím výslednou analýzu, která pomáhá modelovat domovské okrsky na základě vložených dat a příslušných metod (Burgman, 2003). Díky technologickému vývoji jsou softwarové balíčky neustále zdokonalovány.

8. Metody odhadu domovských okrsků zvířat

8.1 Klasické metody odhadu domovských okrsků zvířat

Klasické metody odhadu domovských okrsků jsou založeny na zpracování bodových dat zaznamenaných na určitém území. Literatura jich udává širokou škálu a je těžké obecně rozhodnout, která metoda je pro daný výzkum lepší, či horší. Navíc různé metody mají často velmi podobné výsledky (Powell, 2010).

8.1.1 Metoda minimálního konvexního obalu, *minimum convex polygon (MCP)*

Metoda minimálního konvexního obalu (MCP) patřila mezi první, velice jednoduché, nestatistické, mezinárodně uznávané metody, které se používají na stanovení domovských okrsků zvířat. Princip této metody je založen na ohraničení všech bodů pozorování nejmenším konvexním mnohoúhelníkem, který vznikne spojením vnějších krajních bodů. Tato metoda tudíž v grafickém vyjádření neobsahuje žádné díry ani vykousané části a dané území vypadá jako komplexní celek. Toto geometrické znázornění domovského okrsku ho však velmi často nadhodnocuje, protože zahrnuje i nevyužívané oblasti (Hayne, 1949; Burgman, 2003).

8.1.2 Metoda harmonického průměru, *harmonic mean home range method (HR)*

Tato metoda patří mezi statistické pravděpodobnostní metody. Ta se snaží docílit odhadu pravděpodobného výskytu živočicha a to v každém bodu v prostoru (van Winkle 1975). U této metody se vypočítává jedno nebo i více center aktivity s vnitřním uspořádáním domovského okrsku a tím je vyjádřena i jeho velikost. Centrum aktivity je definováno jako geograficky vymezené území domovského okrsku na základě četných zaměřených pozic (Dixon, Chapman 1980). Nad zaznamenané body z GPS se vrství pravidelná síť (grid). Na základě vzdálenosti k bodům a jejich počtu je spočítána hodnota průsečíků buněk (gridu), podle kterých je příslušný softwarový program schopný vykreslit izolinie ohraničující konkrétní procentuální hustotu využití území (Worton, 1989).

8.2 Jádrové odhady

Jádrové odhady domovských okrsků jsou založeny na odhadu hustoty výskytu. Jedná se o funkci dvou proměnných, které popisují hustotu pravděpodobnosti výskytu jedince. Tento výskyt je formulován jako zvlněný povrch nad zájmovou oblastí, kde se jedinec vyskytuje, výška tohoto povrchu udává četnost pravděpodobného výskytu jedince na daném místě. Tyto odhady neznámé pravděpodobnostní hustoty výskytu z bodových dat jsou standartní matematicko-statistickou úlohou (Worton, 1989).

8.2.1 Kernel metoda, *kernel density estimation* (KDE)

Tato metoda je jednou z nejpoužívanějších metod odhadu hustoty výskytu a do ekologické literatury ji uvedl Worton (1986). Princip této metody spočívá v tom, že na každé dané pozorování je umístěn bod (jádro). Zaznamenané body mají maximum funkce hustoty v místě pozorování, kde jsou jádra znázorněná pomocí vrstevnic. Jeli tvar jádra jednoduchý, symetrický s jedním maximem v místě pozorování a postupně od středu se snižuje, tak většinou toto vykreslení nemá vliv na výsledné hodnoty. Hodnoty hustoty výskytu v libovolných bodech se následně spočítají zprůměrováním hodnot všech jader, které se v daných místech překrývají. Oproti tomu je důležité, jakým způsobem bude použito zobrazení šířky jádra, které bude mít podstatný vliv na výslednou hustotu. Při příliš úzkém vykreslení jader je výsledný povrch hustoty příliš složitý a je tvořen z mnoha lokálních kopců kopírujících jednotlivá pozorování. Naopak při vykreslení širokých jader je výsledek příliš rovnoměrně shlazený. Šířka jádra může být použita fixně nebo variabilně. Používá se řada různých technik, které pomáhají modelovat tuto metodu (Worton, 1987).

8.2.2 Brownovské mosty, *brownian bridges* (BB)

Tato metoda jádrových odhadů využívá časovou informaci o pohybu jedince po domovském okrsku a z bodových záznamů je schopná sestrojít celou trajektorii jeho pohybu mezi jednotlivými pozorováními. Tato množina bodů zaznamenaných v časovém období na dané ploše kde se jedinec pohyboval, lze prohlásit za domovský okrsek. Pohyb mezi dvěma pozorováními je odhadnut Brownovým, zcela náhodným pohybem. Pravděpodobnost výskytu jedince během jeho cesty z místa jeho pozorování k místu následujícího pozorování, je výsledkem odhadu jeho pohybu v místě a čase. Toto rozdělení se nazývá Brownův most. Na mapě se jednotlivé Brownovy mosty nanášejí na po sobě jdoucí dvojice pozorování, které se zprůměrují jako jádra v metodě jádrových odhadů. Výsledkem je hustota výskytu jedince. Šířka jádra se zde odhaduje snadněji z důvodu jasného biologického posouzení, které je přímo úměrné pohyblivosti sledovaného jedince. Jedno pozorování se mezi dvěma konci Brownova mostu vynechává a to pak slouží k odhadu šířky mostu. Prakticky jsou tedy Brownovy mosty nasazeny na všechna „lichá“ pozorování, zatím co všechna „sudá“ pozorování jsou použita k odhadu šířek mostů (Horne et al. 2007).

8.2.3 Místní convexní obal, *local convex hull* (LoCoH)

Parametrické jádrové metody se v současné době používají k znázornění domácích okrsků zvířat a vyjadřují využití tohoto prostoru. Tyto metody dokážou zaznamenat relativně hladké rozložení pohybu po prostoru, ale nedokážou často zachytit různé druhy pevných hranic vyskytující se v mnoha biotopech.

Metoda LoCoH byla vyvinuta jako neparametrická metoda jádrových odhadů, která zobecňuje a využívá metodou minimálních konvexních obalů (MCP). Je prokázáno, že použití metody LoCoH je vhodnější než použití parametrických jádrových metod k odhadu domovských okrsků, které ukazují na hustotu využití prostoru. Metoda LoCoH je schopna lepšího znázornění pevných hranic (např. skalní srázy, útesy, jezera). To souvisí s vyjádřením krajních mezí pohybu jedince. Využití prostoru jedincem má lepší vykreslení se zvyšujícím se počtem zaznamenaných dat (Getz et al. 2007).

8.2.4 Geo-ellipse, Potencionální plocha cesty, *potential path area* (PPA)

Mezi relativně nové techniky vymezující zvířecí domácí okrsky, patří metoda potencionální plochy cesty (PPA). Tato metoda je relativně jednoduchá, založená na předvídatelnosti pohybu zvířete. Čas je v tomto případě parametrem, který určuje hranice pohybu zvířete. Pohyb jedince je zaznamenán mezi dvěma fixními telemetrickými body. Čas strávený v tomto prostoru představuje množinu všech dostupných míst, které může jedinec obsáhnout svým pohybem. To znamená, že PPA je v podstatě vyjádřena elipsou sestavenou ze dvou souřadnicových bodů polohy a jednotky času. To vyjadřuje veškerý prostor pohybu po území, ve kterém se jedinec mohl po tuto dobu pohybovat. Maximální rychlost pohybu má vliv na maximálním rozsahu zobrazení elipsy. Šířka elipsy se bude lišit u každého živočišného druhu podle jeho pohyblivosti (Long et al. 2015).

9. Srovnání a použití jednotlivých metod

9.1 MCP versus KDE

K zjišťování domovských okrsků volně žijících živočichů vědci používají metody založené na geometrickém vyjádření rozsahu prostoru, které jsou transformovány

množinou zaznamenaných telemetrických bodů rozmístěných v prostoru vyjadřující domácí okrsky zvířat. Dvě nejpoužívanější metody pro výpočet domovských okrsků jsou minimální konvexní polygon (MCP) a jádrový odhad hustoty výskytu (KDE) (Laver, Kelly 2008).

MCP metoda byla velice oblíbená a používaná v mnoha studiích. Její hlavní přednost je založena na jednoduchosti. Laver a Kelly (2008) ve své metastudii uvádějí, že v letech 2004-2006 bylo použito 44% studií zaměřených na odhad domovských okrsků metodou MCP v kombinaci s jinými metodami a 24% ji použilo jako metodu jedinou. U této metody jsou všechny zaznamenané body obsaženy v nejmenším konvexním mnohoúhelníku, to v praxi znamená, že neobsahuje žádné díry, ani vynechané a vykousané části. Autoři Worton (1987), Powell (2000) a Borger et al. (2006) se zmiňují, že tyto odhady jsou oproti odhadu skutečných domovských okrsků nerealistické, protože skutečné domovské okrsky konvexní nejsou. Mezi důležité faktory, které dávají domovským okrskům rozmanitý tvar, je rozpořádání a nabídka potravních zdrojů a lokalit kde, nejsou zvířata rušena. Tato metoda navíc nezahrnuje přítomnost různých překážek, což má za důsledek, že skutečný okrsek může mít protáhlý a různě zakřivený tvar obsahující díry nebo je složen z několika oddělených částí, mezi kterými jedinec migruje. Tyto nevyužívané části jsou do domovského okrsku zahrnuty. Tato fakta budou neúměrně nadhodnocovat velikost domovských okrsků. Dalšími nadhodnocující faktory jsou zaznamenaná okrajová pozorování, která jsou často velice odlehlá a mohou představovat jenom nahodilé, náhodné výpady do širšího okolí domovského okrsku. Pokud jsou tyto ojedinělé výpady zaznamenané, mají zásadní vliv na opětovném nadhodnocení domácího okrsku. Nejčastější řešení tohoto problému je odstranění 5% nejdlehlých bodů před uvedením odhadu, tím se získá MCP95. Některé studie uvádí odstranění 10%, nebo i 20% nejdlehlých bodů (Worton, 1987; Powell, 2000; Borger et al. 2006).

KDE je nejpoužívanější jádrová metoda používaná k odhadu hustoty výskytu jedince (Worton, 1987). Při analýze pohybu zvířete je základem vytvořit souvislý mapový povrch vytvořený ze zaznamenaných bodů, ze kterých lze zkonstruovat pravděpodobnostní množiny hustoty výskytu jedince. Tyto povrchy jsou generovány nebo vyhlazovány různými datovými technikami (Silverman, 1986). Nejvíce používaný je jádrový odhad hustoty výskytu (KDE). Ten je zpracován tak, že vyhlazení je radiálně symetrické do středu každého bodu. V souvislosti s rozložením

dat, se KDE používá ke generování vyhlazeného prostoru grafy s vyjádřením jakéhokoliv množství zaznamenaných datových bodů. Datové body (prostorová data) jsou v prostoru vyhlazovány, a tím je generován povrch hustotní pravděpodobnosti výskytu vytvořený z množiny bodových míst, které ukazují na nejvíce využívaný prostor. Tyto výstupy jsou běžně používané v GIS. I přes svoji popularitu nedávné studie prokazují, že KDE vytváří nepřesné rozsahy domácích okrsků. Největším problémem této metody je vhodný výběr šířky jádra, který tímto ovlivňuje jeho velikost, a tím postrádá na přesnosti (Hemson et al. 2005; Kie et al. 2010).

Pro jakýkoliv výzkum, ať už ekologický nebo ochránářský, potřebují výzkumníci vědět, na jak velké ploše se zvířata pohybují a v jakém rozsahu je využívají. Data, která poskytují zvířata při svém pohybu po území, jsou klíčová k určování domovských okrsků zvířat. Běžné metody se rozdělují na dva tábory:

- Za prvé to jsou geometrické techniky jako MCP, ty však postrádají základní pravděpodobnostní modely pohybu zvířat.
- Za druhé to jsou statistické techniky, které nebyly vyvinuty pro výpočet drah pohybu za jednotku času, příkladem je jádrový odhad hustoty (KDE).

I když KDE patří mezi nejúčinnější neparametrické pravděpodobnostní jádrové metody odhadu hustoty, při porovnání s reálnými autokorelovanými (nepřesnými, chybnými) daty bylo pozorováno, že jsou domovské okrsky často dramaticky podceňovány (Swihart, Slade 1985; Hansteen et al. 2014). Běžně navržené úpravy pro zacházení s nepřesnými daty zahrnují hrubší vzorkovací frekvenci, kterou popisují autoři Swihart a Slade (1985). Vrstvení přes jednotlivá data popisována Otisem a Whitem (1999) jsou podle výzkumů všeobecně neúčinná. Nepřesnosti polohových dat jsou vyjádřeny polohou, rychlostí nebo zrychlením jednotlivce naměřené v jednom místě a čase statistickou autokorelací. Tyto autokorelace jsou statisticky modelovány jak v minulosti, tak bude pokračovat jejich modelování i v budoucnosti. To znamená, že v údajích o pohybu zvířat je autokorelace pravidlem, nikoliv výjimkou.

Autokorelace (nepřesnosti) vznikají dvěma způsoby:

1) Velice zásadní je, že autokorelace je nevyhnutelný důsledek toho, že pohyb zvířat je souvislý proces. Nekorelovaná data by postrádala jakoukoliv skutečnou souvislou dráhu trasy zvířete přírodním prostředím při kontinuálním pohybu či zrychlení.

2) Autokorelace vzniká, když se jednotlivci opakovaně zdržují nebo znovu navštěvují stejná místa, jako jsou krmeliště, hnízdiště nebo doupata. Pak se stane, že korelace slábne, jak roste počet pozorování v delším časovém horizontu, ale naproti tomu autokorelace často přetrvává po delší časové období (McNay et al. 1994; Rooney et al. 1998; Fleming et al. 2014 a).

Toto ale není případ pro autokorelovaná data, která obsahují méně pozičních informací než shodně velký vzorek s nezávislými daty. Pro autokorelaci dat je množství bodů které spadají do určitého ohraničeného rozsahu zcela závislé na časovém rozmezí a pevnosti autokorelace. To vysvětluje, proč konvenční KDE bude mít tendenci podhodnocovat autokorelovaná data, a také proč při použití těchto údajů odhadované domovské okrsky jedince mají tendenci se zpočátku zvětšovat s délkou odběru vzorků, i když jejich pohybový proces zůstává stacionární (Girard et al. 2002). V tomto posledně uvedeném případě se základní domovský okrsek odhaduje, a tím i skutečný domovský okrsek nemusí být nutně změněn, ale je lépe vyvzorkovaný, jak se prodlužuje čas pozorování.

To znamená, že autokorelace naznačuje vztah mezi pohybem zvířat jak v minulosti, tak v budoucnosti, a proto může být použita pro statistickou informaci budoucího pohybu. Většina současných odhadů při využívání domovských okrsků nevyužije tuto informaci, ale účelový odhad pro autokorelaci dat by mohl využít informace mechanistickým způsobem, které mají lepší předvídatelnost domovského okrsku (Börger et al. 2008).

Následující texty odhalují, že předchozí odhady domovských okrsků zvažující autokorelace, byly velmi omezené. Autokorelované dvou proměnné odhady Gaussovy hustoty (AKDE), (Fleming et al. 2014 a) mohou obsahovat reálný pohyb jedince a představovat silné, více škálové autokorelace. AGDE obvykle obsahuje Gaussovo rozložení, které nebude pracovat pro mnoho živočišných druhů. Mechanická analýza domovských okrsků (MHRA) podle Moorcrofta a Levisa (2006) může poskytnout podrobnější rozložení v domácím okrsku, nicméně

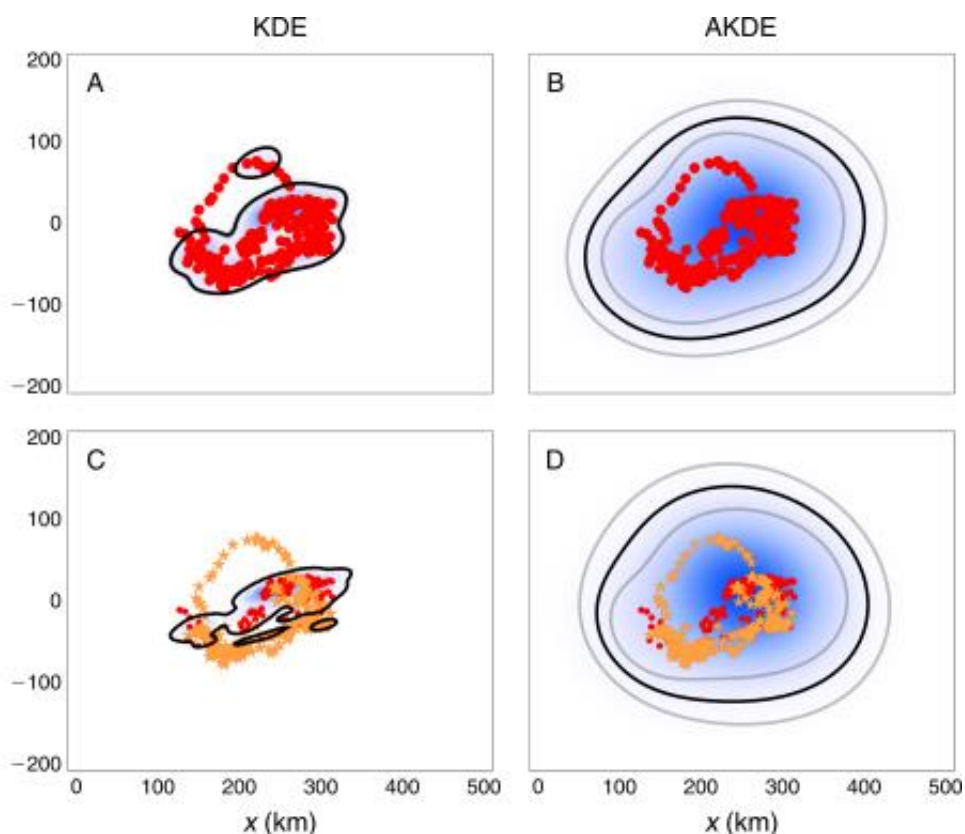
současné modelování je omezeno na Markovovy procesy (což je matematické modelování), které ale nezpracovávají údaje o pohybu jedince zachyceného GPS telemetrií. Markovovy výpočty totiž vycházejí pouze ze současného stavu, nikoliv ze stavů předchozích (Johnson et al. 2008; Fleming et al. 2014 b). Zatímco Moorcroft a Barnett (2008) poskytují doplňující metodu, která může markovskou autokorelaci vysvětlit.

Vhodný je Brownův jádrový odhad (BBDE), (Horne et al. 2007) který je někdy zapracován jako odhadce domovského okrsku, přičemž jeho cílem je odhad distribuce událostí, které ale nekvantifikují domácí okrsky.

S tímto se vyvíjí nová metoda odhadu domovského okrsku zvířat, která kombinuje flexibilitu a efektivitu KDE se schopností AKDE, zahrnující vynechaná a převzatá autokorelovaná data o pohybu. Výsledná autokorelace AKDE je vyjádřena pohybovými efekty pomocí autokorelační funkce (ACF), která může být buď odvozena, nebo přizpůsobena pohybovému modelu jak udává Fleming et al. (2014), nebo je přímo odhadnuta z dat.

Tato nová metoda (AKDE) je autory Flemingem et al. (2015) představena ve studii na Mongolských gazelách (*Procapra gutturosa*). U AKDE je prokázán zlepšený výkon s oběma simulovanými údaji. Pokud je tedy skutečná plocha domovských okrsků známá, je u těchto zvířat z předchozích analýz prokázán pohyb s velmi vysokou autokorelací. Fleming et al. (2015) nastínili podmínky, při kterých bude metoda AKDE lepší než klasická metoda KDE a ukazuje, že metoda AKDE se redukuje na standartní metodu KDE do limitu, kde autokorelační data zmizí a vzorky jsou skutečně nezávislé. Fleming et al. (2015) zde uvádějí, že AKDE je zobecněním KDE.

Na obrázku (**obr. č. 1**), bylo Flemingem et al. (2015) nakresleno KDE pro určení pohybu jedné mongolské gazely, která byla sledována po dobu jednoho roku. Získalo se celkem 866 polohových bodů. Data byla měřena po pěti hodinových intervalech. U obrázku (**obr. č. 1a**), používá konvenční šířku pásma, která se vztahuje pouze na nekorelovaná data, zatímco obrázek (**obr. č. 1b**), používá odhad ACF vypočtený Flemingem et al. (2015).



Obrázek č. 1 (Fleming et al. 2015)

(A) KDE a (B) AKDE jsou na obrázku demonstrativně porovnány. Červené body znázorňují pozorování jedince (Mongolské gazely) v průběhu 365 dní. Modré stínování znázorňuje jádrový odhad hustoty (KDE), černá vrstevnice odhaduje 95% domovského okrsku (KDE), a dvě šedé vrstevnice vyjadřují 95% hranice, které jsou statisticky spočítány na základě možného pohybového rozsahu v domovském okrsku.

V panelech (C) je pro KDE a (D) pro AKDE, je soubor dat rozdělen do první poloviny pozorování (červenými body) a druhou polovinu pozorování označují (oranžové hvězdy). V první polovině je použit jádrový odhad hustoty s autokorelovanými daty, které ukazují, jak velký vliv to bude mít na metodu KDE, která oproti metodě AKDE domovské okrsky hrubě podceňuje.

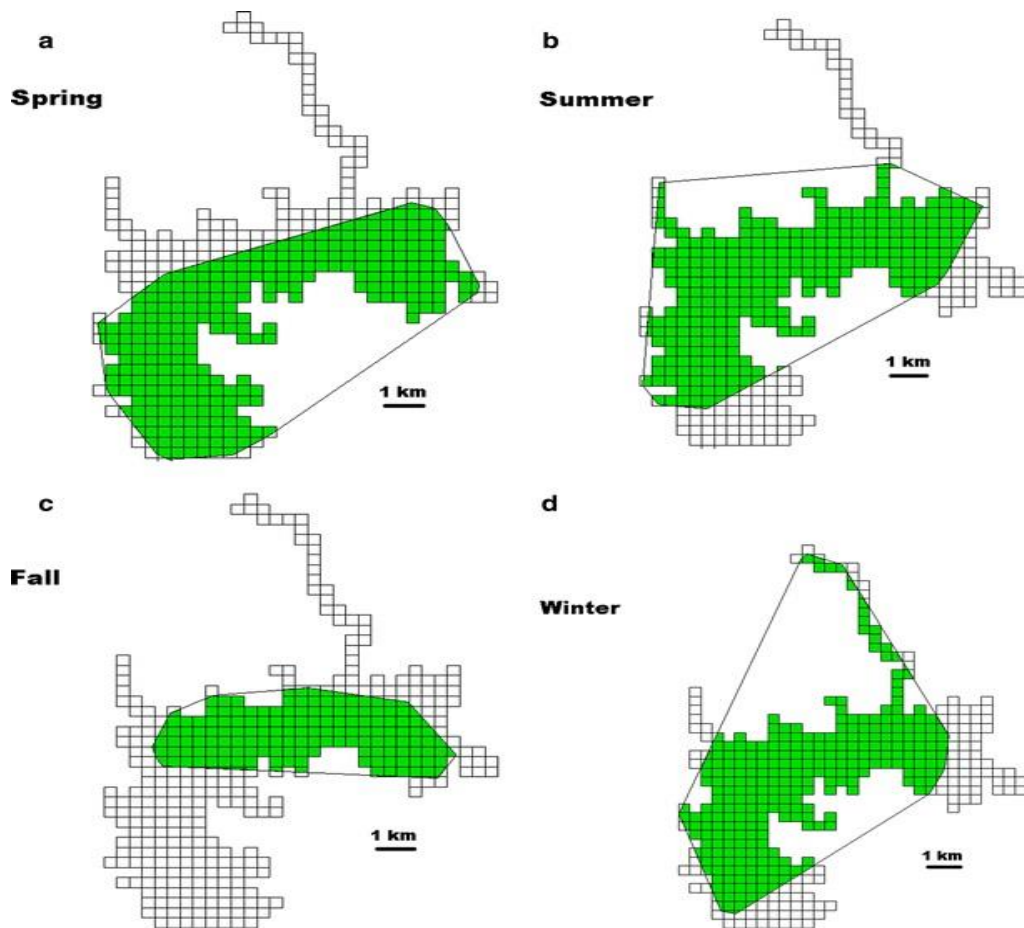
Výsledky AKDE podle rozsahu domácích okrsků předpokládají plochu 50 000 až 94 000 km², vypočtenou podle intervalových údajů, zatím co konvenční odhad KDE je pouhých 19 000 až 20 000 km². Dále Fleming et al. (2015) omezili analyzovaná data na polovinu a vyzkoušeli, jak budou obě metody předpovídat budoucí využití prostoru za použití konvenční metody KDE na obrázku (*obr. č. 1c*), a metody AKDE na obrázku (*obr. č. 1d*). Výsledky ukazují, že s polovinou dat AKDE předpovídá domácí okrsek na ploše 47 000 až 96 000 km², to je mnohem lepší odhad odvozený od úplných údajů, i když intervaly spolehlivosti jsou o něco širší. Na rozdíl od konvenční KDE předpovídající rozsah oblasti domovského okrsku 9 000 až 10 000 km² a to se podstatně liší od jeho lepšího odhadu. Vzhledem k množství a rozložení dat, je odhad rozpětí díky konvenčnímu přístupu KDE rozprostřen těsně kolem

zdokumentovaných vzorků. S rostoucím počtem dat se bude dále zhoršovat konvenční odhad, což bude domácí okrsek rozdělovat do mnoha izolovaných míst s vysokým využitím. Toto charakterizuje konvekční KDE a vede některé vědce, Swihard a Slade (1985), k obhajování nestatistických metod jako je MCP, která má po vizuální stránce rozumné charakteristické vyobrazení, Fleming et al. (2015) však upozorňují, že v obou případech (*obr.1a, 2c*) bude 95% domácí okrsek AKDE mnohem větší, než oblast vyznačená metodou MCP. **Tento výsledek zásadně převrací teorii, že jádrové odhady dat jsou vždy menší než statistické metody plošného pokrytí.**

I přes zde uvedené nedostatky je MCP společně s KDE používána při drtivé většině všech prací. Tyto metody se vzájemně velice dobře doplňují a mají dobrou vypovídající hodnotu. Autoři Belant a Follmann tuto metodu použili na Aljašce při výzkumu výkonnosti GPS obojku u domácích okrsků Medvědů hnědých (*Ursus arctos*), a amerických Medvědů černých (*Ursus americanus*) v letech 1998-2000. Pro vykreslení velikosti obývaného území byla použita jak metoda MCP, tak i metoda KDE. Přesnost obou modelů se zvyšovala s počtem měřených záznamů, ale při popisu celkové plochy využívané medvědy byla metoda MCP lépe využitelná, než metoda KDE (Belant, Follmann, 2002).

V další studii, která trvala 3,5 roku v semiaridním lesním prostředí centrální Austrálie, byla metoda MCP upřednostňována k odhadu velikostí teritorií Divoké kočky (*Felis catus L.*), zatímco metoda KDE byla použita k zjišťování klíčových oblastí v rámci domovských okrsků. Značné rozdíly měření byly zaznamenány v průběhu času, kdy dlouhodobé domácí okrsky byly podstatně větší než okrsky zaznamenané během dvaceti čtyř hodin (Edwards et al. 2002).

Další, často používanou doplňující metodou k metodě MCP, je metoda mřížkových buněk. Princip této metody je založen na součtu buněk sítě s přidruženými polohovými záznamy ve čtvercové soustavě, a poskytuje odhad rozsahu velikostí domovských okrsků (White, Garrott 1990). Podle autorů Sterlinga et al. (2000) tato metoda podhodnocuje velikostní rozsah, na druhé straně může být velikost domácích okrsků přeceňována, což má přímý vztah k velikosti mřížkových čtverců (*obr. č. 2*).



Obrázek č. 2 (White, 1990)

Znázornění polohových záznamů, které se mění v průběhu ročních období. Znázornění aktuálních domovských okrsků je zakresleno ve čtvercové síti.

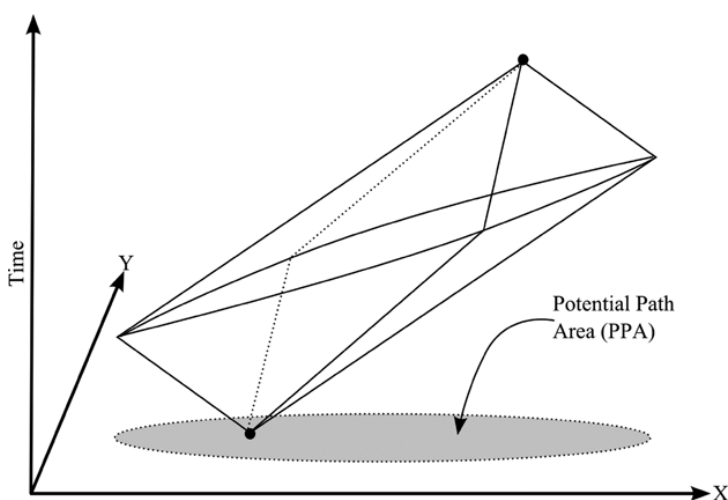
U tohoto srovnání metod poukazují autoři na fakt, že volba konkrétní analytické techniky může mít vážný důsledek ve velikosti odhadu domovských okrsků. Autoři Lehman, Boesch (2003) srovnávali datové sady na Černo-bílých tuponosých opicích (*Rhinopithecus bieti*).

9.2 Srovnání metod (PPA, KDE, BB, dynBB)

Metody, které se rozhodl ve své práci srovnat Long a Nelson (2015), byly použity na divoce žijící populaci Sobů karibu (*Rangifer tarandus*) v severní Kanadě v prostředí s roztroušenými lesními celky. Byla použita známá jádrová metoda KDE (Worton, 1989), dále Brownovy mosty (BB) (Horne et al. 2007) a upravené a dále rozšířené dynamické Brownovy mosty (dynBB) (Kranstauber et al. 2012). A především je

v této práci demonstrována metoda potenciální plocha cesty PAA nově rozšířená o dynamickou PAA (Long, Nelson 2015).

Metoda PAA, o které píší Long a Nelson (2012) nabízí alternativní pohled na odhad domovských okrsků, je založená na vyjádření pohybové trajektorie v prostoru za časovou jednotku (Hägerstrand, 1970). V časovém geografickém rámci pohybových možností je vyjádřen geometrickým třírozměrným hranolem. Je zde vyjádřen prostor, čas a objem, který obsahuje všechny potenciální pohybové trasy mezi dvěma známými telemetrickými fixními body (*obr. č. 3*).



Obrázek č. 3 (Long, Nelson 2012)

Schéma časoprostorového hranolu.

Domácí okrsek PPA vypočítává rekurzivně PPA elipsy, které jsou zakresleny jako po sobě jdoucí páry telemetrických míst, které se pak v kombinaci s prostorovým spojením používají pro odhad domácích okrsků (Long, Nelson 2012). Metoda odhadu PPA se výslovně zaměřuje na vymezení plochy, po které se je jedinec schopný prostorově pohybovat. Velikost a tvar časoprostorového hranolu a tedy odhad domácího okrsku PPA, závisí na době mezi místy a parametru mobility (V_{max}), který může být interpretován jako maximální rychlost pohybu. U některých organismů může být tento parametr známý na základě jejich podrobného biologického prostudování. Ve většině případů se musí (V_{max}) odhadnout z telemetrických údajů. Organismům, které vykazují vysoce variabilní úroveň mobility, bude metoda PPA přeceňovat domácí okrsky v době, kdy se tyto budou

presentovat nižší mobilitou, což vede ke zvýšenému plošnému odhadu rozsahu působení jedince.

Oproti tomu vyvinutá dynamická (V_{max}) parametrizace zahrnuje vyšší a nižší úroveň mobility, tím se sníží nadhodnocení ploch domácích okrsků související s nízkým stupněm mobility a snížení velikosti plochy. Důležité je za daných okolností s ohledem na pohybové fáze zvířat, zvážit přístup ke snížení a vynechání nepoužívaných oblastí (Kranstauber et al. 2012).

Jádrové odhady a minimální konvexní polygony nemůžou obsahovat pohybové fáze, protože ignorují časovou složku telemetrických dat. Většina volně žijících druhů vykazuje větší pohybové fáze, které jsou často spojené s různým chováním, což má za následek změny ve vzorcích pohybu a ve výběru stanoviště. Řada existujících robustních statistických metod může být použita k identifikaci různých pohybových fází během telemetrické datové sady (Jonsen et al. 2005). V každé fázi parametrického pohybu by se měl jedinec řídit podobným vzorem, přičemž se mezi fázemi parametry pohybu dramaticky posouvají od tohoto vzoru (např. pokud je jedinec v klidu, je zaznamenán nepatrný pohyb, oproti tomu při migraci je pohyb velký). Je-li žádoucí snížení vynechaných a nepoužívaných oblastí, pak mohou být v prostoru a čase varianty spojené s různými pohybovými fázemi použity k odhadu domovského okrsku s následným výběrem vhodné metody stanovišť (Long, Nelson 2012).

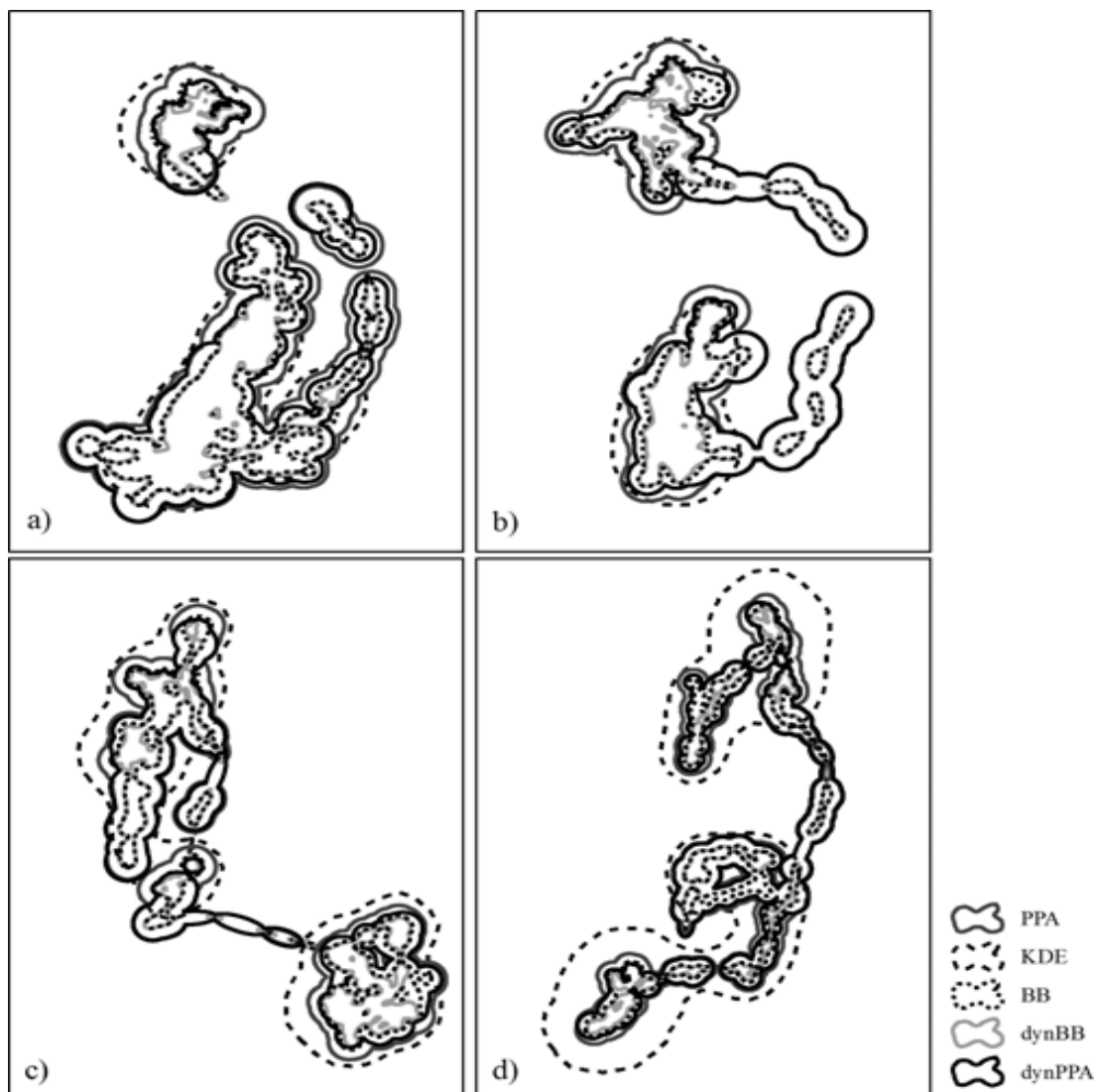
Tato rozšířená metoda dynamicky modeluje parametr mobility (V_{max}) tak, že změna je založena na pozorování pohybové fáze, která je začleněna do odhadu domovských okrsků. Nazývá se dynamická potenciální plocha cesty (dynPPA) a aplikuje se v balíčku nástrojů na R-bázi pro provádění dynPPA analýzy (Long, Nelson 2012).

Metody KDE, BB a dynBB vychází z dvojrozměrné projekce ukazující využití prostoru jedincem, ze kterého je extrahován hustotní obrys vyjadřující domácí okrsek jako polygon. Jádrový odhad hustoty závisí na vhodném výběru šířky pásma, který zůstává i nadále velmi spornou otázkou v analýze domácích okrsků (Hemson et al. 2005; Fieberg, 2007). Domácí řada BB vyžaduje výběr z dvou rozptylových parametrů, jednoho fixního bodu v místě a druhého Brownova pohybového bodu rozptylu, která souvisí s mobilitou zvířete. Parametry Brownova pohybového

rozptylu se odhadují na celém světě z telemetrických datových souborů za použití (leave-one-out) procesových odhadů (Horne et al. 2007). Zobecněním a zlepšením přesnosti BB, Kranstauber et al. (2012) vyvinuli metodu vycházející z BB na dynBB, která pracuje s měnící se časovou informací a odhaduje parametr Brownova pohybu při dynamické fázi pohybu (Long, Nelson 2015).

Ukázková studie provedená na Sobech karibu v Kanadě

U čtyř kusů Sobů karibu v severní Britské Columbii, byla analyzována data, která vykazovala podobné vzory pohybu skládajících se ze dvou prostorově disjunktních sezónních rozsahů propojených pohybovými koridory (*obr. 4*). V odhadovaných oblastech měly domácí okrsky podobné rozložení. Jak je vidět v simulované studii, větší odhady domovských okrsků měly metody PPA a KDE, a menší odhadované domovské okrsky vykazovaly metody BB a dynBB (*obr. 4*). Jádrový odhad hustoty výskytu obsahuje největší rozsah domácích okrsků, které se liší ve tvaru a konstrukci vytvořené na bázi koridorů (Long, Nelson 2012).



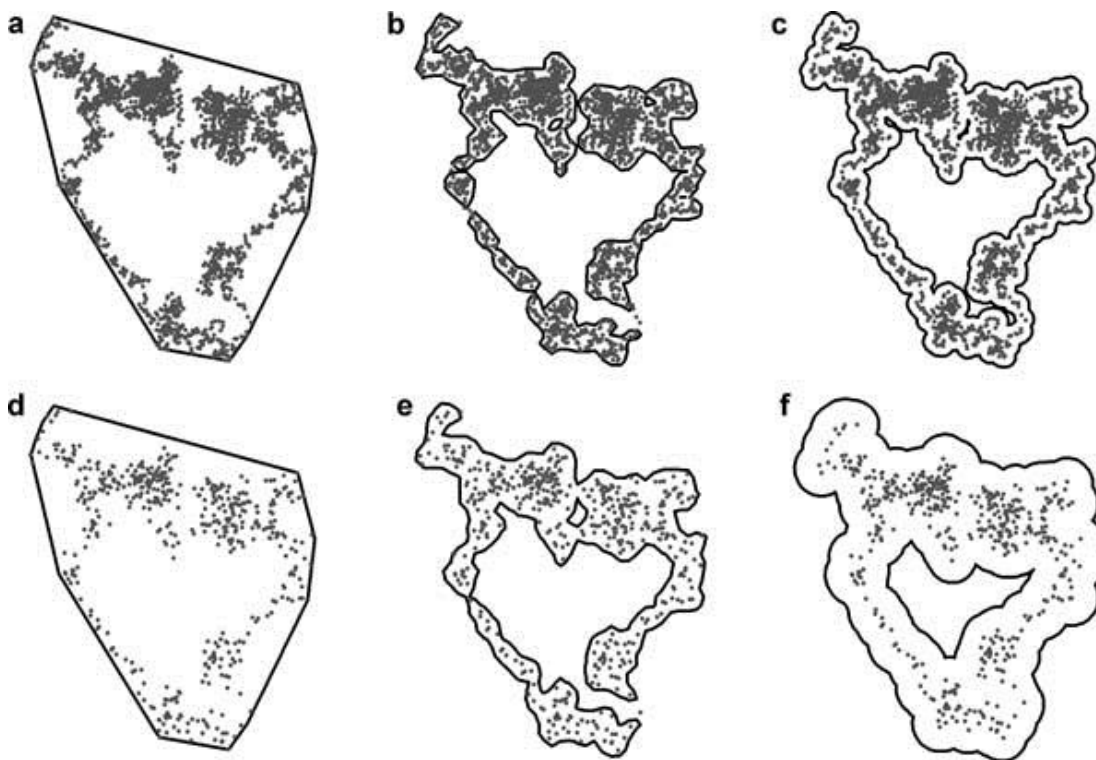
Obrázek č. 4 (Long, Nelson 2015)

Vyjádření domovských okrsků u čtyř monitorovaných sobů karibu: a) karibu č. 1; b) karibu č. 2; c) karibu č. 3; d) karibu č. 4. Potencionální oblasti trasy (PPA), jádrový odhad hustoty (KDE), Brownův most (BB), dynamický Brownův most (dynBB), odhad dynamické potencionální plochy trasy (dynPPA).

9.3 Srovnání metod (MCP, KDE, PPA)

Další zajímavé srovnání metod ve své práci uvedli Long a Nelson (2012). Porovnali tři metody. Byly to dlouho používané techniky MCP a KDE a v té době nově vzniklá metoda PPA. Pro demonstraci simulovali trajektorii zvířat pomocí korelační náhodné trasy ($n = 2.000$). Je známo, že časový interval při vzorkování telemetrických oprav ovlivňuje výstupní velikost rozsahů domovských okrsků za použití metody MCP (Borger et al. 2006) a metody KDE (Downs, Horner 2008), ale také bude mít vliv na velikost domovského okrsku u PPA. Aby došlo k prokázání tohoto efektu, byly zde

opakovaně odebrány vzorky této simulované zvířecí trajektorie s použitím 25% ($n = 500$) z výše uvedených bodů.

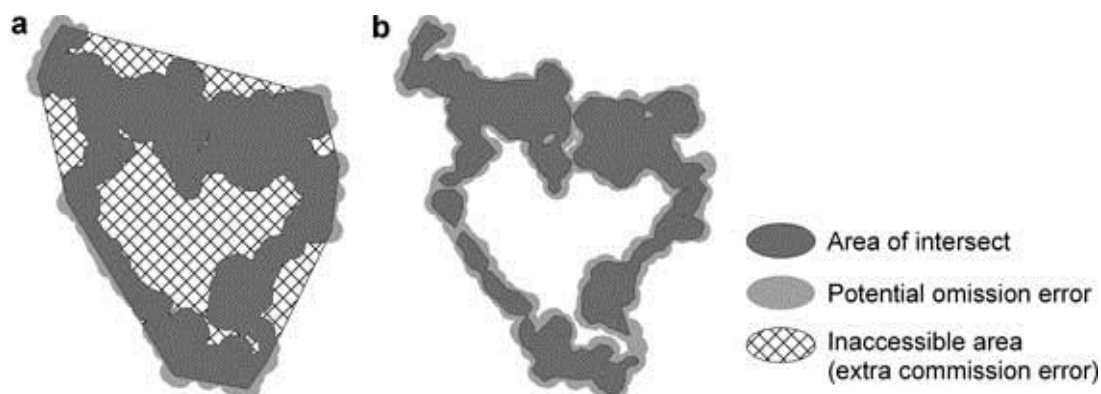


Obrázek č. 5 (Long, Nelson 2012)

Rozsahy polygonů pro simulované datové sady $n = 2000$ jsou znázorněny v horní řadě. Rozsahy po odstranění vzorků na $n = 500$ jsou vyjádřeny ve spodní řadě. Použití minimálního konvexního obalu (MCP) je vyjádřeno na obr. a.), d.). Jádrový odhad hustoty výskytu (KDE) je vyjádřen na obr. b.), e.), a potenciální oblast trasy (PAA) je vyjádřena na obr. c.), f.).

V tomto případě je poukazováno na to, že účinek na změnu vzorkovací frekvence měl minimální vliv na velikost domáckého okrsku vypočteného za použitím MCP (**obr. 5a,d**), ale nemusí to tak být vždy (Borger et al. 2006). U metody KDE, vede menší počet bodů ke zvýšené nejistotě v procesu výběru šířky pásma jádra, což vede k výběru větší šířky pásma jádra, a tím dojde ke zvětšení rozsahu domovského okrsku. U metody PPA se doporučuje její použití pouze tehdy, když jsou telemetrická data shromážděna v relativně krátkém vzorkovacím intervalu. V těchto situacích bude nespolehlivost po sobě jdoucích chyb relativně nízká. V případech, kdy je časová osa mezi měřeními podstatně delší, (např. při použití VHF obojků), budou elipsy vytvořené pomocí algoritmu PPA veliké, což vede k významnému nadhodnocení velikosti domovských okrsků (Long, Nelson 2012).

Srovnání metod při odhadu domovského okrsku metodou PPA s metodami jako jsou KDE a MCP by mělo poskytnout dostatek informací o tom, zda je či není metoda PPA vhodná k dalšímu použití s danými datovými soubory (*obr. č. 6*), (Long, Nelson 2012).



Obrázek č. 6 (Long, Nelson 2012)

Obrázek a.) znázorňuje simulaci domovského okrsku metodou minimálního konvexního polygonu (MCP) a potenciální oblasti trasy (PPA). Obrázek b.) znázorňuje jádrový odhad hustoty (KDE) a metodu potenciální oblasti trasy (PPA), (pro $n = 2000$). Zde je demonstrováno, jak může být metoda PPA využita v kombinaci s jinými metodami pro upřesnění domácích okrsků, a napomáhá odstranění chybných záznamů plynoucí z nepřístupných oblastí.

10. Diskuse

Většinu živočišných druhů v dnešní době ohrožuje růst lidské populace. Jak je známo, tento fakt negativně zasáhl do všech sfér jak živočišné tak rostlinné říše. Člověk svou činností vysokým tempem ničí životní prostředí, což má neblahý dopad na celé populace. Důsledkem toho se zmenšují početní stavy živočišných druhů, jiné jsou na pokraji vyhynutí nebo již dokonce vyhynuly.

Aby bylo možno účinně chránit a studovat různé živočišné druhy, musely být vyvinuty metody, které by dokázaly odhadnout a zjistit, jak velký životní prostor dané druhy zvířat potřebují ke svým životním nárokům a potřebám.

Výzkumy zaměřené na velikost domácích okrsků se dají využít nejen v oblasti ochrany, ale jsou i důležitým podkladem a vodítkem pro politická rozhodnutí na úsecích životního prostředí. Ať už se jedná o změnu územních rozhodnutí

zasahujících do životního prostředí, nebo jde jen o místní problematiku, tak klíč k řešení může nabídnout některá ze studií či metod.

Ze své zkušenosti na úseku myslivosti mohu konstatovat, že mnoho problémů nastává při řešení škod s majiteli dotčených pozemků, jak na lesních kulturách, tak polních plodinách podél hranic jednotlivých honiteb. Nikdo už ale neřeší, že divoce žijící zvířata žádné hranice nemají a pohybují se ve svém přirozeném prostředí podle určitého rámce. Podle mého úsudku není řešením okamžitý odstřel, ale je zapotřebí zjistit, zda by určitý problém byl řešitelný i jiným způsobem, např. jen drobným pokusem o zrazení konkrétního kusu nebo skupiny jedinců (procházka se psem v danou hodinu v dané lokalitě), nebo přesun nevhodně umístěného krmného zařízení.

Myslím si, že by bylo vhodné začít v praxi používat metody, které jsou schopné prokázat rozsah používaného prostředí u různých druhů zvířat, a pokusit se tak předcházet ekonomickým ztrátám a vylepšit hospodářský management zvěře. Bohužel ale z praxe vím, že je to velký problém. První, na co každý upozorní, ať už myslivec, lesák nebo zemědělec, je finanční a časová nákladnost projektů spojených se zavedením konkrétních vědeckých metod a bude velká nechuť se něčeho takového účastnit. Řešením by v tomto případě mohly být dotační programy, které by dopomohly k jejich realizaci.

V České Republice se v nedávné době rozběhlo mnoho telemetrických sledování. Mezi nejčastěji označované a sledované druhy patří jelen lesní, a to na územích národních parků na Šumavě, v Krkonoších a v Českém Švýcarsku. V Doupovských horách je ve Vojenských lesích a stacích sledován jelen sika. Na Šumavě probíhá telemetrie srnce a na černou zvěř se zaměřili v Labských pískovcích. Podle Horvátové (2011) se sledování telemetrií nejvíce zaměřuje na spárkatou zvěř. Myslím si, že je to díky vysokému zastoupení této zvěře v honitbách na území České Republiky a vzhledem k růstu početních stavů černé zvěře bude tento druh atakovat první místa ve výzkumech. Z šelem jsou u nás ve středu zájmu rys ostrovid a liška obecná na Šumavě a na jižní Moravě Tchoř tmavý (*Mustela putorius*). Intenzivní je i telemetrické sledování Bobra evropského (*Castor fiber*). Díky technologickému vývoji může být vysílačka použita téměř u všech živočichů.

Předmětem této práce bylo porovnat několik metod odhadu domovských okrsků zvířat. Mezi nejběžněji používané metody patří metoda minimálního konvexního polygonu (MCP) a jádrové odhady hustoty výskytu (KDE), (Laver, Kelly 2008).

Toto tvrzení prezentuje ve své metastudii Fauvelle et al. (2017), který popisuje, že většina z 59 114 studií použila při zjišťování domovských okrsků metodu MCP, dalších 37 studií použilo metodu jádrových odhadů hustoty (KDE) a pouze u 11 studií byly použity jak MCP tak KDE, u 7 studií nebyl uveden způsob, jakým byly domácí okrsky vypočítány. Dále tato metastudie uvádí, že většina z 91 114 studií použila software vhodný k výpočtu domácích okrsků, z toho 51 ohlásilo nutnost rozšíření softwaru. Ruční výpočet uvedlo 7 studií a 16 neupřesňuje, zda byl či nebyl výpočet použit. Nejpoužívanějším softwarovým programovým balíčkem byl ArcView (Fauvelle et al. 2017).

Podle mého názoru bude MCP i nadále nejoblíbenější metoda pro svoji jednoduchost a snadnou aplikovatelnost. U této metody je kritizováno několik parametrů - citlivost na intenzitu odebrání vzorků, jejich odlehlost, zahrnutí velkých odlehlých ploch (Worton 1987, Powell 2000, Borger et al. 2006). Myslím si, že tato geometrická metoda MCP poskytuje dostatečné informace o pohybu jedinců nebo skupin. Náhodné vychýlení z pravidelného rámce výskytu je většinou podmíněno nestandardními abiotickými nebo biotickými vlivy či teritoriální migrací. Pokud se na daném území vyskytují nevyužité plochy, je to většinou proto, že jsou pro pozorovaný druh nevyužitelné (propast, strmý skalní útvar, vodní plocha, atd.). Pokud se výzkumný pracovník seznámí s těmito okolnostmi, a bude s nimi počítat, pak si myslím, že má tato metoda velice dobré vypovídající výsledky.

Jádrová metoda odhadu (KDE) má silný vliv v analýzách domácích okrsků již od svého vzniku, ale její hlavní nevýhodou může být nevhodný výběr šířky pásma jádra (Hemson et al. 2005; Kie et al. 2010), což výrazně ovlivňuje výsledky (Worton, 1989). Pokud jsou telemetrické body nepravidelně tvarované (Downs, Honer 2008), nebo zvířata zabírají sporné prostředí, mohou být výsledky taktéž zavádějící. U metody KDE mám dojem, že více studií se zabývá spíše studiem různého statistického zpracování šířky jádra, než samotným výzkumem domovských okrsků.

Myslím si, že při studiích domovských okrsků by bylo nejlepší použít kombinaci několika vhodných metod s přihlédnutím na okolnosti jako je reliéf krajiny, roční období, délka výzkumu a druhu živočichů, na kterých má být výzkum prováděn.

Pro MCP je podle mého názoru vhodná jako doplňující metoda harmonického průměru s mřížkovým vykreslením.

Velice dobré výsledky, s poměrně dobře znázorněným územím, mají jádrové odhady místního konvexního obalu (LoCoH), Brownovy mosty (BB) a potenciální plocha trasy (PPA). Tyto metody lze velice dobře kombinovat s metodou minimálního konvexního obalu (MCP). Pokud budou tyto metody vhodně použity, budou mít dobré vypovídající hodnoty, na kterých se dají postavit další vědecké výzkumy.

11. Závěr

Cílem této práce bylo srovnat několik metod odhadu domovských okrsků zvířat.

První část byla zaměřena na nároky zvířat na prostředí, ve kterém se pohybují a jakým způsobem si různé druhy svůj životní prostor vymezují. V této části jsem používal odbornou domácí a zahraniční literaturu, která byla zaměřena na zoologii, etologii i ekologii zvířat, spolu s odbornou mysliveckou literaturou.

Druhá část se zabývá neinvazivními metodami monitoringu, který je v praxi hojně využíván i v ČR. Důležitým ukazatelem přítomnosti zvířat je kromě jejich stop i značné množství různých pobytových znaků. To napomáhá ke vhodnému umístění fotopastí, které v poslední době zažívají velký boom. Na tomto principu jsou založeny i celé výzkumy. Tyto metody navíc pomáhají k lokalizaci a následnému odchytu jedinců. Ty jsou po odchycení označeny obojkem s GPS lokátory, díky kterým jsou následně přesně monitorováni.

Data sloužící k dalšímu výzkumu, ať už se jedná o mapové zakreslení pobytových znaků nebo telemetrické údaje zaznamenané GPS technologií, jsou zpracovávány programovými prostředky, kterých je široký výběr, a jsou přizpůsobeny různým živočišným druhům.

Člověk svou činností ničí vysokým tempem životní prostředí, což má neblahý dopad na celé populace. Důsledkem toho se zmenšují početní stavy živočišných druhů, jiné jsou na pokraji vyhynutí nebo již dokonce vyhynuly.

Aby bylo možno účinně chránit a studovat různé živočišné druhy, musely být vyvinuty metody, které by dokázaly odhadnout a zjistit, jak velký životní prostor dané druhy zvířat potřebují ke svým životním nárokům a potřebám. Poslední část je proto věnována metodám, které byly vyvinuty na základě různých technik, ať už geometrických nebo jádrových. Ty pomáhají zmapovat pohyb zvířat ve svém domovském prostředí. Na základě poznatků z vědecké literatury jsem se snažil vyzvednout výhody a nevýhody při použití různých metod, které jsem ve své práci srovnával.

Přehled literatury a použitých zdrojů:

- ALBERTS B. [eds], 2010: Essential cell biology. 3rd ed. New York: Garland Science., 731 s. ISBN 978-0-8153-4129-1.
- ANDĚRA M., HORÁČEK I., 2005: Poznáváme naše savce. 2., přeprac. vyd. Praha: Sobotáles., 327 s. ISBN 80-86817-08-3.
- ANILE S., AMICO C., RAGNI B., 2012: Population density estimation of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily using camera trapping. *Wildl. Biol. Pract.* 1:1–12
- BELANT J L., FOLLMANN E H., 2002: Sampling considerations for American black and brown bear home range and habitat use. *Ursus*, 299-315.
- BÍLEK P O., 2013: Fotopast a její vliv na chování zvěře, *Myslivost* 6/2013., 52 s.
- BOUCHNER M., 1986: Poznáváme je podle stop. SPN Praha., 263 s.
- BOUCHNER M., 1997: Stopy. Vyd. 2., V Aventinu 1. Praha: Aventinum, ©1990. Průvodce přírodou., 263 s. ISBN 80-7151-023-8.
- BOUCHNER, M., 2003: Stopy zvěře: kapesní průvodce. Vyd. 5., V Ottově nakl. 1. Praha: Cesty., 263 s. ISBN 80-7181-695-7.
- BORGER L., FRANCONI N., De MICGLLE G., GANTZ A., MESCHI F., MANICA A., LOVARI S., COULSON T., 2006: Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology* 75: 1393–1405 p.
- BÖRGER L., DALZIEL B D., FRYXEL J M., 2008: Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology Letters* 11: 637–650
- BROWN T A., 2007: Klonování genů a analýza DNA: úvod. 1. české vyd. V Olomouci: Univerzita Palackého., 389 s. ISBN 978-80-244-1719-6.
- BURGMAN M A., FOX J C., 2003: Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Anim Conserv.* 6(1):19–28 p. doi: 10.1017/S1367943003003044.
- BURT W. H., 1943: Territoriality and home range concepts as applied to mammals. In *Journal of Mammalogy.*, vol. 24, no. 3, p. 346-352

- CAMPBELL N A., REECE J B., 2006: Biologie. Vyd. 1. Brno: Computer Press., 1332 s. ISBN 80-251-1178-4.
- ČERVENÝ J., [eds], 2010: Myslivost: Ottova encyklopedie. 2., upravené vyd. Praha: Ottovo nakladatelství., 591 s. ISBN 978-80-7360-895-8.
- ČERVENÝ J., ŠŤASTNÝ K., 2015: Myslivecká zoologie. 1. vydání. Praha: Druckvo, spol. s r.o., Myslivost pro praxi., 270 s. ISBN 978-80-87668-14-6.
- DIXON K R., CHAPMAN J A., 1980: Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61: 1040–1044
- DOLEJŠ K., 1972: Stopařství. 1. vyd. Praha: SZN, Lesnická knihovna. Příroda; sv. 2. Lesnictví a myslivost., 249 s.
- DOLEJŠ K., 1984: Stopařství. 2., přeprac. vyd. Praha: SZN, Lesnictví, myslivost a vodní hospodářství., 287 s.
- DOWNS J A., HORNER M W., 2008: Effects of point pattern shape on home-range estimates. *Journal of Wildlife Management* 72: 1813–1818
- DOWNS J A., HORNER M A., 2009: A characteristic-hull based method for home range estimation. *Transactions in GIS* 13: 527–537
- EDWARDS G P., PREU N D., CREALY I V., SHAKESHAFT B J., 2002: Habitat selection by feral cats and dingoes in a semi-arid woodland environment in central Australia. *Austral Ecology*, 27: 26–31. doi:10.1046/j.1442-9993.2002.01156.x
- FIEBERG J., 2007: Kernel density estimators of home range: smoothing and the autocorrelation red herring. *Ecology* 88: 1059–1066
- FLEMING C H., CALABRESE J M., MUELLER T., OLSON K A., LEIMGRUBER P., FALGAN W F., 2014 a: From fine-scale foraging to home ranges: a semi-variance approach to identifying movement modes across spatiotemporal scales. *American Naturalist* 183: 154–167
- FLEMING C H., CALABRESE J M., MULLER T., OLSON K A., LEIMGRUBER P., FAGAN W F., 2014 b: Non-Markovian maximum likelihood estimation of autocorrelated movement processes. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 462–472
- FLEMING C H., FAGAN W F., Mueller, T., OLSON K A., LEIMGRUBER P., CALABRESE J M., 2015: Rigorous home range estimation with movement

data: a new autocorrelated kernel density estimator. *Ecology*, 96: 1182–1188 p.
doi:10.1890/14-2010.1

- GAISLER J., ZIMA J., 2007: *Zoologie obratlovců*. Vyd. 2., přeprac. Praha: Academia, 692 s. ISBN 978-80-200-1484-9.
- GETZ W M., FORTMANN-ROE S., CROSS P C., LYONS AJ., RYAN S J., WILMERS C C., 2007: LoCoH: Nonparameteric Kernel Methods for Constructing Home Ranges and Utilization Distributions. *PLoS ONE* 2(2): e207. doi:10.1371/journal.pone.0000207
- GIRARD I., OUELLET J P., COURTOIS R., DUSSAULT C., BRETON L., 2002: Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home-range size estimations. *Journal of Wildlife Management* 66: 1290–1300
- HANSTEEN T L., ADREASSEN H P., IMS R A., 1997: Effects of spatiotemporal scale on autocorrelation and home range estimators. *Journal of Wildlife Management* 61: 280–290
- HARTOVÁ M., 2011: Myslivecký výzkum – telemetrie, *Myslivosť* 5/2011., str. 84s., online: www.myslivosť.cz
- HAVRÁNEK F., 2007: *Zařízení pro odchyt zvěře*. Vydalo Ministerstvo zemědělství České republiky, Těšnov 17, 117 05, Praha 1, 44 s. ISBN 80-7084-572-4., <http://cmmj.cz/Files/68/6806c304-bff1-4280-9b27-c8583703a05d.pdf>
- HAYNE Don W., 1949: Calculation of Size of Home Range. *J Mammal*; 30 (1): 1-18. doi: 10.2307/1375189, © 2017 Oxford University Press
- HÄGERSTRAND T., 1970: What about people in regional science. *Papers of the Regional Science Association* 24:7–21
- HEMSON G., JOHNSON P., SOUTH A., KENWARD R., RIPLEY R., MACDONALD D., 2005: Are kernels the mustard? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for kernel home-range analyses with least-squares cross-validation. *Journal of Animal Ecology* 74: 455–463
- HLAVÁČOVÁ P., 2009: Srovnávací studie stop vybraných druhů lasicovitých šelem. *Mustelidae*.
- HORNE J S., GARTON E O., KRONE E M., LEVIS J S., 2007: Analizing animal movements using Brownian bridges. *Ecology*, 88(9), 2354 –2363

- HROMAS J., HANZAL V., 1987: Myslivost: cvičení. 1. vyd. Praha: SPN., 275 s.
- FARB P., 1977: Ekologie. Překlad Alena Čechová. 1. vyd. Praha: Mladá fronta. 189 s.
- FAUVELLE C., DIEPSTRATEN R., JESSEN T., 2017: A meta-analysis of home range studies in the context of trophic levels: Implications for policy-based conservation. PLoS ONE 12(3): e0173361. doi:10.1371/journal.pone.0173361
- FRANCK D., 1996: Etologie. Překlad Leo Sigmund. 2. přeprac. a rozš. vyd. [sic]. Praha: Karolinum., ISBN 80-7066-878-4., 323 s.
- JANDERA P., 2011: Atomová a molekulová spektroskopie se zaměřením na stopovou analýzu kontaminantů. Díl B, Molekulová spektroskopie v organické analýze. Vyd. 3. Pardubice: Univerzita Pardubice, 288 s. ISBN 978-80-7395-392-8
- JANÍK M., 2010: Metodika monitoringu velkých šeliem. Valašské Meziříčí: ČSOP, 19 s. ISBN 978-80-254-8210-0.
- JOHNSON D S., LONDON J M., LEA M A., DURBAN J W., 2008: Continuous-time correlated random walk model for animal telemetry data. Ecology 89: 1208–1215.
- JONSEN I D., FLEMMING J M., MYERS R A., 2005: Robust state-space modeling of animal movement data. Ecology 86: 2874–2880
- KARAS J., TICHÝ T., 2016: Drony. 1. vydání. Brno: Computer Press, 264 s. ISBN 978-80-251-4680-4.
- KIE J G., MATTHIOPOULOS J., FIEGER J., POWELL R A, CAGNACCI F., MITCHELL M S., GAILLARD J M., MOORCROFT P R., 2010: The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? Philosophical Transactions of the Royal Society B 365: 2221–2231
- KLÍMA M., 1970: Jak číst ze stop. 2. vyd. Praha: Mladá fronta, 143 s.
- KLOPFER P H., HAILMAN J P., 1967: An Introduction to Animal Behavior: ethology's first century. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, Prentice-Hall Biological Science Series, 296 p.
- KLOPFER P H., 1973: Behavioral aspect of ecology. 2st ed. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, Prentice-Hall Biological Science Series., 200 p. ISBN 0-13-073411-X.

- KRANSTAUBER B., KAYS R., LAPOINT S D., WIKELSKI M., SAFI K., 2012: A dynamic Brownian bridge movement model to estimate utilization distributions for heterogeneous animal movement. *Journal of Animal Ecology* 81: 738–746
- KREBS CH J., 1978: *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 2nd ed. New York: Harper and Row, 678 p. ISBN 0-06-043771-5.
- KUBA T., 2013: Fotopasti – novinky na českém trhu, *Myslivost* 11/2013., 84 s.
- KUTAL M., SUCHOMEL J. [eds], 2014: *Analýza výskytu velkých šelem a průchodnosti krajiny v Západních Karpatech*. 1. vyd. Brno: Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, 47 s. ISBN 978-80-7375-998-8.
- LAVER P N., KELLY M J., 2008: A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management* 72: 290–298
- LEHMAN J., BOESCH C., 2003: Social influences on ranging patterns among chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) in the Tai National Park, Côte d'Ivoire. *Behav Ecol* 14: 642–649
- LONG A., MACKEY P., ZIELISKY W J., RAJ J C., 2008: *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington.
- LOLG J A., NELSON T A., 2012. Time geography and wildlife home range delineation. *Journal of Wildlife Management* 76: 407–413
- LONG J., Nelson T., 2015: Home range and habitat analysis using dynamic time geography. *Jour. Wild. Mgmt.*, 79: 481–490. doi:10.1002/jwmg., 845 p.
- MANLY B F J., 2007: *Randomization, bootstrap, and Monte Carlo methods in biology*. 3rd ed. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC., Texts in statistical science. ISBN 978-1-58488-541-2. 455 p.
- McNAY R S., MORGAN J A., BUNNELL F L., 1994: Characterizing independence of observations in movements of Columbian black-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 58: 422–429.
- MOORCROFT P R., LEWIS M A., 2006: *Mechanistic home range analysis*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- MŽP., 2005: Český svaz ochránců přírody, *Ochrana velkých šelem*, Praha, online: <http://www.velkeselmy.cz/>, cit. 20. 1. 2016.
- MŽP., 2009: Hnutí DUHA Olomouc, *Monitoring šelem*, Praha, online: <http://monitoring.selmy.cz/>, cit. 22. 1. 2016.

- NESLÁDEK V., 2016: Český kosmický portál. GNSS systémy, Tisková zpráva: Evropský navigační systém Galileo zahajuje svůj provoz, online: <http://www.czechspaceportal.cz/3-sekce/gnss-systemy/tiskova-zprava-evropsky-navigacni-system-galileo-zahajuje-svuj-provoz.html>, cit. 25. 2. 2016.
- OTIS D L., WHITE G C., 1999: Autocorrelation of location estimates in the analysis of radiotracking data. *Journal of Wildlife Management* 64: 1039–1044
- PLHAL R., KAMLER J., 2009: Fotopasti – noví pomocníci pro myslivce, *Myslivost* 9/2009, 38 s., online: www.myslivost.cz
- POTOČNIK H., KLJUM F., RACNIK J., SKRBINSEK T., ADAMIC M., KOS I., 2002: Experience obtained from box trapping and handling wildcats in Slovenia. *Acta Theorologica* 47: 211-219
- POWELL R A., 2010: Animal Home Ranges and Territories and Home Range Estimators. In: BOITANI L., & FUREER T K. [eds], *Research Techniques in Animal Ecology*. Columbia University Press.
- ROONEY S M., WOLFE A., HAYDEN T J., 1998: Autocorrelated data in telemetry studies: time to independence and the problem of behavioural effects. *Mammal Review* 28: 89–98
- SEDLAG U., 1986: *Zvířata na zeměkouli*. Překlad Vladimír Hanák. 1. vyd. Praha: Panorama., *Knihy o přírodě* 217 s.
- SILVERMAN B W., 1986: *Density estimation for statistics and data analysis*. Chapman & Hall, Boca Raton, Florida, USA.
- SNUSTAD D P., SIMMONS M J., RELICHOVÁ J. [eds], 2009: *Genetika*. Překlad Anna Matalová. Vyd. 1. Brno: Masarykova univerzita., 871 s. ISBN 978-80-210-4852-2.
- STÝBLO P. [eds], 2005: *Ochrana velkých šelem v České republice*. Vyd. 1. Praha: Český svaz ochránců přírody., *Metodika Českého svazu ochránců přírody*; č. 32. 97 s. ISBN 80-86770-09-5.
- SWIHART R K., SLADE N A., 1985: Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* 66: 1176–1184
- van Winkle W., 1975: Comparison of several probabilistic home-range models. *Journal of Wildlife Management* 39: 118–123

- VESELOVSKÝ Z., 2005: Etologie: biologie chování zvířat. Vyd. 1. Praha: Academia., 407 s. ISBN 80-200-1331-8.
- VOJAR J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana: doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. 1. vyd. Louny: Český svaz ochránců přírody, ZO Hasina Louny, 155 s. ISBN 978-80-254-0811-7.
- WHITE G., GARROTT R., 1990: Analysis of wildlife radio tracking data. Academic, San Diego
- WORTON B J., 1987: A review of models of home range for animal movement. Ecological Modelling, 38: 277–298
- WORTON B J., 1989: Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. Ecology 70: 164–168
- Zákon č. 449/2001 Sb., Zákon o myslivosti, v platném znění.
- Zákon č. 77/2006 Sb., kterým se mění Zákon č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, ve znění pozdějších předpisů.
- Zákon č. 119/2002 Sb., Zákon o střelných zbraních a střelivu a o změně zákona č. 156/2000 Sb., o ověřování střelných zbraní, střeliva a pyrotechnických předmětů a o změně zákona č. 288/1995 Sb., o střelných zbraních a střelivu (zákon o střelných zbraních), ve znění zákona č. 13

Seznam příloh, obrázků:

- Obrázek č. 1.,

FLEMING C H., FAGAN W F., MUELLER T., OLSON K A., LEIMGRUBER P., CALABRECE J M., 2015: Rigorous home range estimation with movement data: a new autocorrelated kernel density estimator. *Ecology*, 96: 1182–1188. doi:10.1890/14-2010.1

- Obrázek č. 2.,

WHITE G., GARROTT R., 1990: Analysis of wildlife radio tracking data. Academic, San Diego

- Obrázek č. 3.,

LONG J A., NELSON T A., 2012: Time geography and wildlife home range delineation. *The Journal of Wildlife Management*, 76: 407–413. doi:10.1002/jwmg.259

- Obrázek č. 4.,

LONG J., NELSON T., 2015: Home range and habitat analysis using dynamic time geography. *Jour. Wild. Mgmt.*, 79: 481–490. doi:10.1002/jwmg.845

- Obrázek č. 5.,

LONG J A., NELSON T A., 2012: Time geography and wildlife home range delineation. *The Journal of Wildlife Management*, 76: 407–413. doi:10.1002/jwmg.259

- Obrázek č. 6.,

LONG J A., NELSON T A., 2012: Time geography and wildlife home range delineation. *The Journal of Wildlife Management*, 76: 407–413. doi:10.1002/jwmg.259