

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

Fakulta lesnická a dřevařská

**Katedra myslivosti a lesnické zoologie**



**Prostorová aktivita jelena evropského  
v Doupovských horách**

Disertační práce

Autor: Ing. Zdeněk Macháček

Školitel: prof. Ing. Jaroslav Červený, CSc.

2014

**Prohlášení:**

"Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „Prostorová aktivita jelena evropského v Doupovských horách“ vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele. Souhlasím se zveřejněním disertační práce dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby."

V Praze dne 27. 5. 2014

Ing. Zdeněk Macháček

## Poděkování:

Na tomto místě bych rád poděkoval prof. Ing. Jaroslavu Červenému, CSc. za odborné a metodické vedení disertační práce, dále děkuji České zemědělské univerzitě v Praze za poskytnutí kvalitního odborného vzdělání a podmínek pro dokončení disertační práce. V neposlední řadě také děkuji podniku Vojenské lesy a statky České republiky, s. p. a jeho řídicím pracovníkům, kteří výzkum umožnili a významně podporovali, taktéž i vedení Vojenského újezdu Hradiště, které umožnilo vstup a výzkum na území VVP Hradiště.



“Every farm woodland, in addition to yielding lumber, fuel and posts, should provide its owner a liberal education. This crop of wisdom never fails, but it is not always harvested. I here record some of the many lessons I have learned in my own woods.”

Aldo Leopold

V této práci byla použita forma citací podle pravidel impaktovaného vědeckého časopisu Forest Ecology and Management.

## ANOTACE

Prostorová aktivita jelena evropského v Doupovských horách

Zájmovým územím této práce jsou Doupovské hory, na nichž se v důsledku režimu vojenského výcvikového prostoru vytvořil zcela nový biotop. Rozloha honitby s jednotným managementem zvěře je 35 435 ha. Cílem této práce je především stanovení vhodného managementu hospodaření s populacemi zvěře v takto vzniklém biotopu.

Pro výzkum byla použita technologie GPS umožňující sběr prostorových dat. Jelen evropský vykazuje v lokalitě Doupovských hor vysokou aktivitu, obzvláště pak samci, jejich domovské okrsky jsou téměř dvojnásobné oproti jiným studovaným populacím. Laně mají domovské okrsky průměrné. Výzkum aktivity v průběhu roku prokázal vysokou aktivitu zvěře v zimních měsících, což je v rozporu s doposud publikovanými studiemi. Tato skutečnost je v tomto období způsobená v nejvyšší míře silným loveckým tlakem na zvěř a dokládá, jak silnou disturbancí pro populaci zvěře může být intenzivní lov. Ze získaných dat je také patrný vliv výcviku vojsk na chování zvěře. Velmi zásadně na prostorovou aktivitu zvěře působí příkrmování zvěře v zimním období. Takto směřovaný myslivecký management významně ovlivňuje aktivitu a využití prostředí jelenem evropským. Výsledky nových zjištění jsou podkladem k doporučení managementových opatření, jež povedou k omezení škod na lesních porostech a ke snížení potenciálu hybridizace se sikou. Naměřená data jsou přístupná na veřejném elektronickém portálu <http://zver.agris.cz>, který byl založen za účelem usnadnění práce se získanými prostorovými daty a za účelem dalšího výzkumu.

## KLÍČOVÁ SLOVA

Jelen evropský, domovský okrsek, technologie GPS, management, hybridizace



## **ABSTRACT**

Spatial activity of the red deer in the Doupovské Hory Mts.

The study is focused on the area of the Doupovské Hory Mountains (North-western Bohemia), where a completely new habitat developed as a result of military training activities. The area with unified game management is 35 435 ha in size. The main aim of this study is to define appropriate game management measures for population living in this habitat.

GPS technology, allowing the collection of spatial data, was used in the study. Red deer, especially males, show high spatial activity in the Doupovské Hory Mountains. The male home range is almost double compared to other studied populations. Female home range is rather average. In this research it was observed that both sexes were very active during winter months, which is in contradiction with previously published studies. This situation is mostly caused by a severe hunting pressure on game and demonstrates the severity of disturbance of game population that can be caused by intense hunting. The spatial data also show the influence of army training on behaviour of the game. Winter feeding of the game also has a significant impact. These game management practices significantly affect the spatial activity and habitat use in the red deer. The results of this study can be used in planning of further management actions, aimed at protection of young forest stands from damages caused by game and in reducing the risk of hybridization with the sika deer. The obtained data are accessible on the public electronic portal <http://zver.agris.cz>, which has been created to facilitate work with the recorded spatial data and for further research.

## **KEY WORDS**

Red deer, home range, GPS technologies, management, hybridization

## **OBSAH:**

SEZNAM SYMBOLŮ A ZKRATEK .....	8
SEZNAM OBRÁZKŮ .....	9
SEZNAM TABULEK .....	10
SEZNAM GRAFŮ .....	11
1. ÚVOD .....	14
2. CÍLE PRÁCE .....	16
2.1. Základní cíle .....	16
2.2. Přínos.....	16
3. ROZBOR PROBLEMATIKY (LITERÁRNÍ PŘEHLED) .....	18
3.1. Způsoby monitoringu volně žijící zvěře.....	18
3.1.1. Telemetrie GPS obojky .....	18
3.1.2. Monitoring jedinců označených ušními značkami.....	18
3.2. Domovské okrsky .....	19
3.2.1. Faktory ovlivňující velikost domovského okrsku.....	19
3.2.2. Stanovení velikosti domovského okrsku .....	22
3.3. Výběr a využití prostředí .....	23
3.3.1. Typy prostředí a jejich preference .....	24
3.3.1.1. Negativní vliv na prostředí - poškození lesních porostů.....	27
3.3.2. Populační hustota.....	28
3.4. Interakce jelena evropského a siky ..	29
3.4.1. Introdukce siky a rozvoj jeho populace .....	29
3.4.2. Mezidruhové interance .....	31
3.4.3. Hybridizace.....	34
4. METODIKA .....	36
4.1. Zájmové území.....	36
4.1.1. Myslivecý management v zájmovém území .....	39
4.2. Odchyt a označení zvěře.....	40
4.2.1. Imobilizace ve volné přírodě a v přezimovacích obůrkách .....	40
4.2.2. Využití odchytových zařízení.....	40
4.3. Sběr dat.....	41
4.4. Stanovení velikosti domovských okrsků a hodnocení aktivity.....	45
4.4.1. Stanovení velikosti domovských okrsků.....	45

4.4.2.	Aktivita vyjádřená denní ušlou vzdáleností .....	49
4.5.	Srovnání prostorové aktivity jelena evropského a siky .....	50
4.6.	Interakce mezi jelenem evropským a sikou .....	51
4.7.	Výběr a využití prostředí .....	54
4.7.1.	Škody na lesních porostech.....	55
4.7.2.	Vliv lidských aktivit na chování zvěře a výběr biotopu.....	56
5.	VÝSLEDKY.....	57
5.1.	Stanovení velikosti domovských okrsků a hodnocení aktivity.....	57
5.1.1.	Stanovení velikosti domovských okrsků.....	57
5.1.1.1.	Týdenní domovské okrsky – metoda MCP 100 % .....	57
5.1.1.2.	Roční a sezónní domovské okrsky – metoda MCP .....	60
5.1.1.3.	Roční a sezónní domovské okrsky – metoda KDE .....	66
5.1.1.4.	Porovnání výsledků metody MCP a KDE samců a samic.....	70
5.1.2.	Aktivita vyjádřená minimální denní ušlou vzdáleností.....	72
5.2.	Srovnání prostorové aktivity jelena evropského a siky .....	79
5.3.	Interakce mezi jelenem evropským a sikou .....	81
5.4.	Výběr a využití prostředí.....	86
5.4.1.	Škody na lesních porostech.....	89
5.4.2.	Vliv lidských aktivit na chování zvěře a výběr biotopu.....	95
6.	DISKUZE .....	101
6.1.	Stanovení velikosti domovských okrsků a hodnocení aktivity.....	101
6.1.1.	Stanovení velikosti domovských okrsků.....	101
6.1.1.1.	Týdenní domovské okrsky – metoda MCP 100 % .....	101
6.1.1.2.	Roční a sezónní domovské okrsky .....	103
6.1.2.	Aktivita vyjádřená minimální denní ušlou vzdáleností.....	108
6.2.	Srovnání prostorové aktivity jelena evropského a siky .....	109
6.3.	Interakce mezi jelenem evropským a sikou .....	110
6.4.	Výběr a využití prostředí .....	112
6.4.1.	Škody na lesních porostech.....	113
6.4.2.	Vliv lidských aktivit na chování zvěře a výběr biotopu .....	114
7.	ZÁVĚR .....	116
8.	SEZNAM LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ.....	120

## SEZNAM SYMBOLŮ A ZKRATEK

ČZU – Česká zemědělská univerzita

ESRI – Environmental Systems Research Institute

GIS – Geographical Information System

GPS – Global Positioning System

GSM – Global System for Mobile Communications

HP – Habitat preference

HR – Home range

KDE – Kernel density estimation

LCI - Lower confidence interval

LHP – Lesní hospodářský plán (perioda 10 let)

LI – Linearity index

LS – Lesní správa

MCP – Minimum Convex Polygon

MSD – Mean square distance

MZe ČR – Ministerstvo zemědělství České republiky

NAZV – Národní agentura pro zemědělský výzkum

NPČŠ – Národní park České Švýcarsko

RSFs – Resource Selection Functions

SMS – Short message service

UHF – Ultra High Frequency

UCI – Upper confidence interval

ÚÚVÚ – Újezdní úřad vojenského újezdu

VHF – Very High Frequency

VLS ČR, s. p. – Vojenské lesy a statky České republiky, státní podnik

VVP – Vojenský výcvikový prostor

## SEZNAM OBRÁZKŮ

- Obr. 1. Mapa distribuce siky po Evropě, str. 30
- Obr. 2. Lesnická porostní mapa centrálního území Doupovských hor, str. 37
- Obr. 3. Mapa ptačí oblasti Doupovské hory, str. 38
- Obr. 4. Pohled na typickou krajinu Doupovských hor, str. 39
- Obr. 5. Grafické znázornění stanovení indexu fidelity, str. 46
- Obr. 6. Domovské okrsky podle metody MCP 100% - grafické vyjádření, str. 47
- Obr. 7. Domovské okrsky podle metody MCP 95% - grafické vyjádření, str. 48
- Obr. 8. Grafické znázornění stanovení HR metodou KDE, str. 48
- Obr. 9. Vyjádření veličiny minimální denní ušlá vzdálenost, str. 49
- Obr. 10. Domovské okrsky MCP laně 12107 (Barunka) v zimě 2014, str. 62
- Obr. 11. Domovské okrsky MCP laně 12107 (Barunka) v zimě 2014 s podkladní vrstvou ortofotomapy, str. 63
- Obr. 12. Domovské okrsky KDE laně 12107 (Barunka) v zimě 2014, str. 67
- Obr. 13. Domovské okrsky KDE laně 12107 (Barunka) v zimě 2014 s podkladní vrstvou ortofotomapy, str. 67
- Obr. 14. MCP<sub>100</sub> 17. – 23. 9. 2013, str. 81
- Obr. 15. MCP<sub>100</sub> 24. – 30. 8. 2013, str. 83
- Obr. 16. Pohyb jelena evropského 11708 v týdnu 13. 2. 2014 – 19. 2. 2014, str. 97
- Obr. 17. Pohyb jelena evropského 11708 v týdnu 13. - 21. 3. 2014, str. 97
- Obr. 18. Pohyb jelena evropského 9659 v týdnu 15. – 22. 1. 2014, str. 98
- Obr. 19. Pohyb jelena evropského 9659 v týdnu 23. – 29. 1. 2014, str. 98
- Obr. 20. Pohyb jelena evropského 9659 v týdnu 20. – 26. 2. 2014, str. 99
- Obr. 21. Pohyb jelena evropského 11707 v týdnu 12. 3. – 21. 3. 2014, str. 99

## SEZNAM TABULEK

- Tab. 1. Velikosti HR (MCP 95) jelena evropského podle literárních údajů, str. 20
- Tab. 2. Označení jedinci jelena evropského v Doupovských horách k 16. 4. 2014 – telemetrické obojky, str. 42
- Tab 3. Počet zaznamenaných pozic jednotlivých sledovaných zvířat, str. 43
- Tab 4. Označení jedinci jelena evropského v Doupovských horách k 16. 4. 2014 – ušní značky, str. 44
- Tab. 5. Počty odstřelů souvisejících s říjí podle kalendářního roku a druhu zvěře, str. 52
- Tab. 6. Domovské okrsky jelena evropského v Doupovských horách spočtené metodou MCP, str. 65
- Tab 7. Domovské okrsky jelena evropského v Doupovských horách spočtené metodou KDE, str. 69
- Tab. 8. Sumarizace průměrných denních ušlých vzdáleností samců za jednotlivá roční období včetně příslušné směrodatné odchylky, str. 79
- Tab. 9. Sumarizace průměrných denních ušlých vzdáleností samic za jednotlivá roční období včetně příslušné směrodatné odchylky, str. 79
- Tab. 10. Telemetricky sledování samci siky v Doupovských horách, str. 80
- Tab. 11. Telemetricky sledování samci jelena evropského v Doupovských horách, str. 80
- Tab. 12. Jelen evropský - odhady parametrů lineárního modelu, str. 83
- Tab. 13. Samci siky - odhady parametrů lineárního modelu, str. 84
- Tab. 14. Využití prostředí jelenem evropským, str. 86
- Tab. 15. Test preference prostředí s využitím Bonferroniho korekce, str. 92
- Tab. 16. Homogenní skupiny pravděpodobnosti výskytu v biotopu mladých jehličnatých porostů, str. 94
- Tab. 17. Nejvyšší vzdálenost od krmného místa, ve které se sledování jedinci pohybovali během týdenního období, str. 100
- Tab. 18. Velikosti domovských okrsků podle literárních údajů v porovnání s výsledky v Doupovských horách, str. 106

## SEZNAM GRAFŮ

- Graf 1. Porovnání velikosti domovského okrsku v dvouměsíčních intervalech, str. 21
- Graf 2. Vliv turismu na velikost domovského okrsku laní stanoveného metodou MCP 95, str. 22
- Graf 3. Preference biotopů jelena evropského v Doupovských horách, str. 25
- Graf 4. Porovnání výběru prostředí jelenem evropským v závislosti na typu prostředí (Godvik et al. 2009), str. 26
- Graf 5. Vývoj hustoty populace jelena evropského a siky během roku 2011 (Rajnyšová et al. 2011), str. 29
- Graf 6. Týdenní domovské okrsky vybraných samců jelena evropského v období od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014, porovnání s průměrem samců, str. 57
- Graf 7. Týdenní domovské okrsky vybraných samic jelena evropského v období od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014, porovnání s průměrem samic, str. 58
- Graf 8. Průměrné týdenní domovské okrsky sledovaných samic jelena evropského a koloucha 12111 (Tomáše) v období od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014, str. 59
- Graf 9. Týdenní domovské okrsky - průměr za samce, samice a obě pohlaví v období od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014, str. 59
- Graf 10. Věrnost areálu (*Site Fidelity*) laně 12107 v zimě 2013, str. 61
- Graf 11. Věrnost areálu (*Site Fidelity*) laně 12107 v zimě 2014, str. 61
- Graf 12. Stanovení velikosti domovských okrsků metodou MCP, str. 66
- Graf 13. Stanovení velikosti domovských okrsků metodou KDE, str. 70
- Graf 14. Porovnání ročních velikostí domovských okrsků jelena evropského v Doupovských horách podle metod výpočtu, str. 70
- Graf 15. Porovnání velikostí zimních domovských okrsků jelena evropského v Doupovských horách, str. 71
- Graf 16. Porovnání velikostí letních domovských okrsků jelena evropského v Doupovských horách, str. 71
- Graf 17. Statistické srovnání průměrných denních ušlých vzdáleností během ročních období s vyjádřením směrodatné odchylky u laně 12107, str. 72
- Graf 18. Průměrná denní ušlá vzdálenost v závislosti na jednotlivých měsících v roce u laně 12107, str. 73



- Graf 19. Rozložení aktivity v průběhu dne v dvouhodinových intervalech podle průměru v ročních obdobích u laně 12107, str. 73
- Graf 20. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samic v letním období, str. 74
- Graf 21. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samic v zimním období, str. 75
- Graf 22. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samců v letním období, str. 76
- Graf 23. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samců v zimním období, str. 77
- Graf 24. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samců a samic v letním období, str. 78
- Graf 25. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samců a samic v zimním období, str. 78
- Graf 26. Úspěšnost lovu samců jelena evropského v průběhu sledovaného období, str. 84
- Graf 27. Úspěšnost lovu samců siky v průběhu sledovaného období, str. 85
- Graf 28. Využití prostředí jelenem evropským v průběhu celého roku, str. 86
- Graf 29. Využití prostředí jelenem evropským v průběhu nevegetačního období, str. 87
- Graf 30. Využití prostředí jelenem evropským v průběhu vegetačního období, str. 87
- Graf 31. Porovnání využití prostředí v nevegetačním a vegetačním období, str. 88
- Graf 32. Porovnání využití prostředí v průběhu celého roku se zastoupením jednotlivých typů prostředí ve VVP Hradiště, str. 89
- Graf 33. Zastoupení dřevin podle věkových tříd – VLS ČR s.p., divize Karlovy Vary, str. 90
- Graf 34. Procentické zastoupení jehličnatých porostů do 10 m výšky z plochy lesů ve VVP Hradiště, str. 90
- Graf 35. Procentické zastoupení jehličnatých porostů do 10 m výšky z celé plochy VVP Hradiště, str. 91
- Graf 36. Porovnání využití prostředí v zimě se zastoupením jednotlivých typů prostředí ve VVP Hradiště, str. 91
- Graf 37. Pravděpodobnost výskytu sledovaných jedinců v mladých jehličnatých porostech během kalendářního roku, str. 93
- Graf 38. Vývoj velikosti domovského okrsku sledovaných samců siky ve vztahu k výšce sněhové pokrývky, lovecké sezóně a říji, str. 95

- Graf 39. Týdenní domovské okrsky dvou samců a tří samic jelena evropského v období 1. 7. až 1. 9. 2013, str. 96
- Graf. 40. Průměrné minimální denní ušlé vzdálenosti dvou samců a tří samic jelena evropského v období 1. 7. až 1. 9. 2013, str. 96
- Graf 41. Velikost ročních domovských okrsků v italských Alpách, str. 104
- Graf 42. Velikost ročních domovských okrsků laní na Šumavě, str. 105
- Graf 43. Porovnání publikovaných sezónních MCP 95 domovských okrsků s domovskými okrsky jelena evropského v Doupovských horách, str. 106
- Graf 44. Porovnání MCP 100 domovských okrsků z NPČŠ s domovskými okrsky jelena evropského v Doupovských horách, str. 107
- Graf 45. Porovnání velikosti domovských okrsků samců jelena evropského a siky, str. 109
- Graf 46. Srovnání využití prostředí stanovené telemetrickým pozorováním a sčítání hromádek trusu v transeptech, str. 113

## 1. ÚVOD

Zvěř si vybírá ke svému životu prostředí v závislosti na řadě faktorů nejčastěji v závislosti na nabídce potravy, bezpečí a klidu (Godvik et al. 2009). Oblast Doupovských hor je právě z těchto hledisek velice atraktivní. Jako do vojenského výcvikového prostoru má na toto území velice omezený vstup veřejnost a je téměř vyloučená turistika, což má na rozvoj populací také nesporný vliv (Lovari et al. 2006). Oblast Doupovských hor je typická tím, že jako vysídlená, do druhé světové války většinou zemědělsky obdělávaná oblast, po druhé světové válce již osídlena nebyla. Na základě toho zde vznikla na rozlehlé, lidskou činností neudržované ploše, celá řada sukcesních stadií vývoje lesa. V dnešní době tvoří většinu porostu keřové patro (růže šípková, hloh obecný, trnka obecná), které v řadě případů už přechází v listnatý les (osika obecná, javor klen, jasan ztepilý, třešeň ptačí). Rozlehlé plochy takovýchto porostů jsou velmi špatně přístupné a jsou kvůli klidu a vysoké nabídce potravy zvěří vyhledávané (Godvik et al. 2009).

V posledních desetiletích dochází v České republice ke spontánnímu šíření populace siky (Červený et al. 2001, Homolka & Heroldová 2003), čehož je území Doupova typickým příkladem. Právě oblast Doupovských hor je charakteristická silnými populacemi sympatricky žijících dvou druhů jelenů, jelena evropského (*Cervus elaphus*) a siky (*Cervus nippon*). Na území VVP jsou první zmínky o ulovení holé zvěře siky v roce 1968. Obě populace navíc na sebe vzájemně výrazně působí. Právě silné ovlivnění autochtonních populací jelena evropského sikou a i vliv na ostatní populace volně žijící zvěře se stávají prvořadými důvody pro studium interakcí mezi nepůvodním sikou a původními druhy spárkaté zvěře, kterým je sika nový konkurent. Za hlavní problémové interakce s autochtonními druhy je považována potravní konkurence (a s ní související škody na zemědělských a lesních kulturách) a zejména spontánní hybridizace s jelenem evropským (Bartoš & Žirovnický 1981, Gehle & Herzog 1998, Goodman et al. 1999, Anděra & Červený 2009).

Odborné lesnické kruhy často řeší nevyvážený stav lesních ekosystémů a spárkaté zvěře. Lesnický management proto věnuje rozsáhlou pozornost ochranným opatřením před škodami zvěří. V odborných lesnických kruzích se často diskutuje o

skutečné velikosti populací spárkaté zvěře, která působí na konkrétní lesní ekosystémy (Slodičák et al. 2008). Vysoká populační hustota introdukovaného siky a jeho vliv na nově osídlené prostředí je problémem mnoha oblastí na celém světě. Dopad přemnožení nepůvodních druhů jelenů na prostředí je znepokojující (Takatsuki 2009). Je již zaznamenán a popsán v Severní Americe (Alverson et al. 1988; Rooney 2001; Rooney & Waller 2003), ve Velké Británii (Fuller 2001; Fuller & Gill 2001; Kirby 2001), v Evropě (Homolka & Heroldová 2003; Schutz et al. 2003) i na Novém Zélandu (Stewart & Burrows 1989).

Základní metodou výzkumu prostorové aktivity jelena evropského je telemetrické sledování jednotlivců pomocí zařízení GPS. V Doupovských horách navazuje na dřívější výzkum telemetrického sledování siky, který byl započat v roce 2009 v honitbě Hradiště Vojenských lesů a statků ČR, s. p., divize Karlovy Vary (Dvořák et al. 2014). Jedním z hlavních témat této práce je též interakce jelena evropského se sikou.

Celý výzkum je podporován organizací Vojenské lesy a statky České republiky, státní podnik (dále jen VLS ČR, s.p.), neboť nově získané poznatky se uplatní v praktickém hospodaření se zvěří. Se záměrem výzkumu byl také seznámen management ÚÚVÚ Hradiště, který nemá námitek proti provádění výzkumných prací.

## 2. CÍLE PRÁCE

### 2.1. Základní cíle

- Stanovit velikost domovských okrsků a využití prostředí (*habitat use*), určit pohybovou aktivitu jelena evropského na základě telemetrického sledování jedinců označených GPS technologií a na základě značení ušními značkami
- Srovnat prostorovou aktivitu, velikost domovských okrsků a využití prostředí jelena evropského a siky
- Zhodnotit možné interakce mezi sikou a jelenem evropským v oblasti společného výskytu, posoudit vzájemné konkurenční vztahy a odhadnout potenciál hybridizace siky a jelena evropského v oblasti Doupovských hor
- Zjistit preferenci biotopů, vytvořit podklady pro minimalizaci škod na lesních porostech, na základě dat sezónní a denní aktivity odhadnout vliv lidské činnosti (intenzivní lov, vojenský výcvik, příkrmování) na chování zvěře a výběr biotopu
- Navrhnout hlavní zásady vhodného managementu pro populace jelena evropského v lokalitách společného výskytu se sikou s důrazem na zastavení rozšiřování areálu výskytu siky a minimalizaci možností hybridizace s jelenem evropským

### 2.2. Přínos

Hlavním přínosem této práce je přispět k celkovému poznání druhu jelen evropský (*Cervus elaphus L.*) na základě získaných prostorových dat. Podkladem pro snižování škod na lesních porostech je zjišťování preference biotopů tímto druhem. Vyhodnocena je také reakce jelena evropského na lidské aktivity v jinak velmi klidném prostředí. V neposlední řadě přispívá výzkum k poznání mezidruhových vazeb jelena evropského a siky a pomáhá též stanovit základní pravidla vhodného managementu hospodaření v oblastech s výskytem obou druhů. Výzkum je přímo podporován vlastníkem honitby a výsledky z něj mohou být bezprostředně využity pro praxi.

Ve spolupráci s Armádou ČR se podařilo území se specifickým režimem zpřístupnit pro tento (ale i další) výzkum populací volně žijící zvěře. Na základě měření spojených s výzkumem prostorové aktivity jelena evropského je získáváno velké množství dat (téměř 1000 záznamů denně), která mohou být použita k dalšímu rozpracování zkoumané problematiky. Data jsou přístupná na portálu <http://zver.agris.cz>, který byl za tímto účelem založen.

### 3. ROZBOR PROBLEMATIKY (LITERÁRNÍ PŘEHLED)

#### 3.1. Způsoby monitoringu volně žijící zvěře

##### 3.1.1. Telemetrie GPS obojky

Sledování zvířat prostřednictvím obojek s GPS modulem je daleko přesnější než doposud užívaný VHF systém. GSM transport dat je pohodlnější a data lze zpracovávat kontinuálně (Godvik et al. 2009 – používal GPS GSM obojky od firmy Televilt TVP Positioning AB, Lindesberg, Sweden). Obojky zaznamenávají zpravidla poziční data a data teploty při každém zaměření. Četnost sběru dat (zaměření) lze individuálně nastavit podle potřeb výzkumu. Za pomoci GPS přístrojů lze provádět nejen analýzy prostorové aktivity, ale též s pomocí podrobných mapových podkladů provádět přesnější analýzy využívání prostředí, důvody migrací apod. (Šustr et al. 2007). GPS modul umožňuje automatický záznam pozice pozorovaného jedince s přesností cca 15 m. GPS telemetrické obojky firmy Vectronic Aerospace GmbH., Berlín, Německo ([www.vectronic.de](http://www.vectronic.de)) používá od roku 2009 Dvořák pro výzkum prostorové aktivity siky v Doupovských horách (Dvořák et al. 2014). Obojky výše zmiňované firmy jsou dobře dostupné, stejně tak i jejich servis, a proto bylo rozhodnuto o využití těchto obojek i v tomto výzkumu.

System má i záporné stránky. Přes svoji vysokou cenu je poměrně poruchový, a tak se musí věnovat čas jeho údržbě. Nelze použít ani veškerá zaznamenaná data. Všechny lokace pořízené do 24 hodin po označení jedince je vhodné smazat. Je nutné odstranit poziční záznamy, které jsou od sebe mezi jednotlivými měřeními vzdáleny více než 10 km, nebo ta, v rámci nichž by zvíře muselo podle GPS souřadnic vyvinout rychlost vyšší než 40 km/h. V tomto případě se pravděpodobně jedná o chyby GPS systému (Langvatn et al. 2004).

##### 3.1.2. Monitoring jedinců označených ušními značkami

Pro širší vzorek zkoumané populace a vzhledem k vysoké ceně telemetrických zařízení je možné ke sledování jelena evropského použít i značení barevnými ušními



značkami s číselným kódem. Setkání s označenými jedinci je poměrně zřídka a přečtení čísla ušní značky téměř nemožné. Proto je nutné, aby ušní značky byly dostatečně velké a v jednotlivých letech výzkumu barevně odlišené. Monitoring ušními značkami je přesně determinující u ulovených nebo uhynulých kusů. Věk všech jedinců je možné odhadnout podle obrusu zubů a celkového vzhledu těla (Lovari et al. 2006).

### 3.2. Domovské okrsky

Jelen evropský je společně se srncem obecným nejpočetnějším a nejrozšířenějším druhem jelenovitých v Evropě. Oba druhy jsou nejčastějšími předměty studií domovských okrsků a využití prostředí (Clutton - Brock et al. 1982, Andersen et al. 1998). Doposud většinou výzkum ekologie, etologie a managementu jelena evropského je zaměřena na populace střední Evropy a Velké Británie (Georgii 1980, Clutton-Brock et al. 1982, Catt & Staines 1987; Wood 2000; Gebert & Verheyden-Tixier 2001; Virtanen et al. 2002; Putman & Staines 2004; Ward 2005). Tyto studie se soustřeďují na lesní společenstva s převahou smrku nebo borovice (Borkowski & Ukalska 2008).

Na velikost domovského okrsku má zásadní vliv prostředí jako takové (Langvatn et al. 2004) a právě zájmové území Doupovských hor je z tohoto pohledu velmi atraktivní.

#### 3.2.1. Faktory ovlivňující velikost domovského okrsku

Velikost domovského okrsku je u jelena evropského velmi rozličná a je dána celou škálou vlivů (Wood 2000). Velikost měsíčního domovského okrsku stanoveného metodou MCP 95% uvádí Koubek & Hrabě (1996) v rozmezí 40 až 170 ha u laně a 80 až 440 ha u jelena. Lazo et al. (1994) uvádí velikost sezónního domovského okrsku v zimním období u laně 300 ha a u jelena 1180 ha. Zásadní rozdíly ve velikosti jsou způsobeny především potravní nabídkou prostředí a

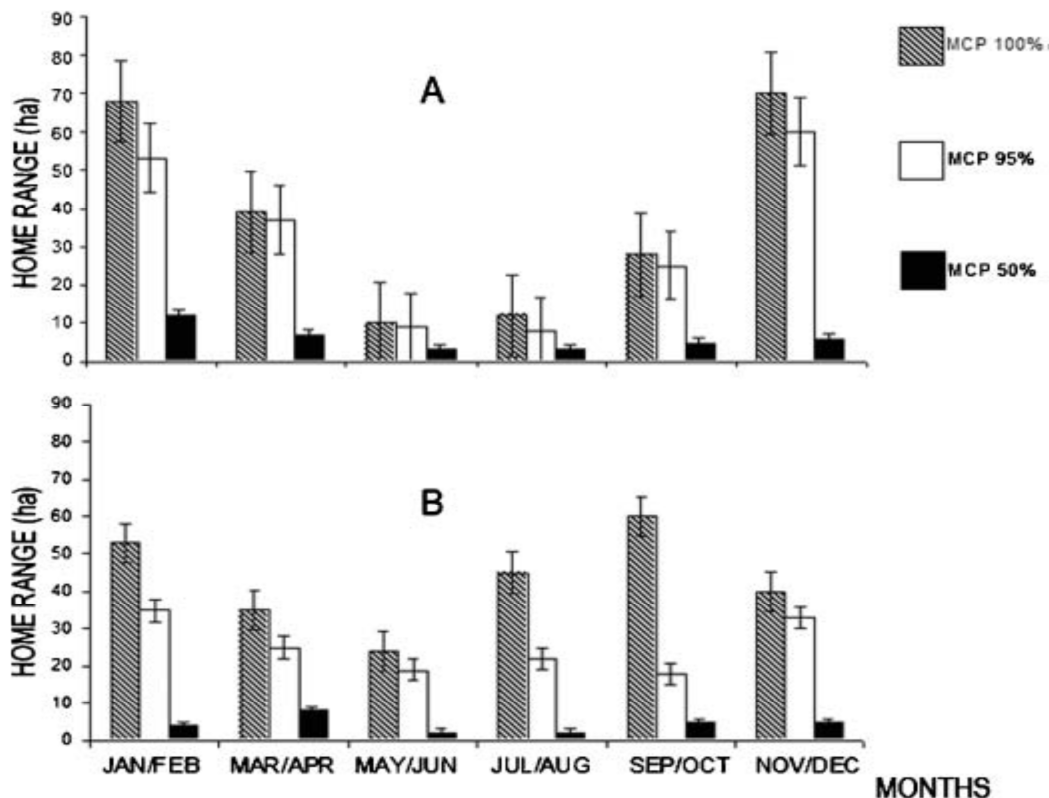
kombinací celé řady dalších vlivů jako je roční období, stáří jedince, pohlaví, váha a škála dalších méně významných vlivů (Mysterud et al. 2000).

Tab. 1. Velikosti HR (MCP 95%) jelena evropského podle literárních údajů

<b>letní HR laň (ha)</b>	<b>letní HR jelen (ha)</b>	<b>zimní HR laň (ha)</b>	<b>zimní HR jelen (ha)</b>	<b>autor</b>
121		65		Georgii 1980
	386	113		Georgii & Schröder 1983
371		956		Jeppesen 1987
		318	318	Schmidt 1993
200	410	300	1180	Lazo et al. 1994
380	613			Šustr 2013

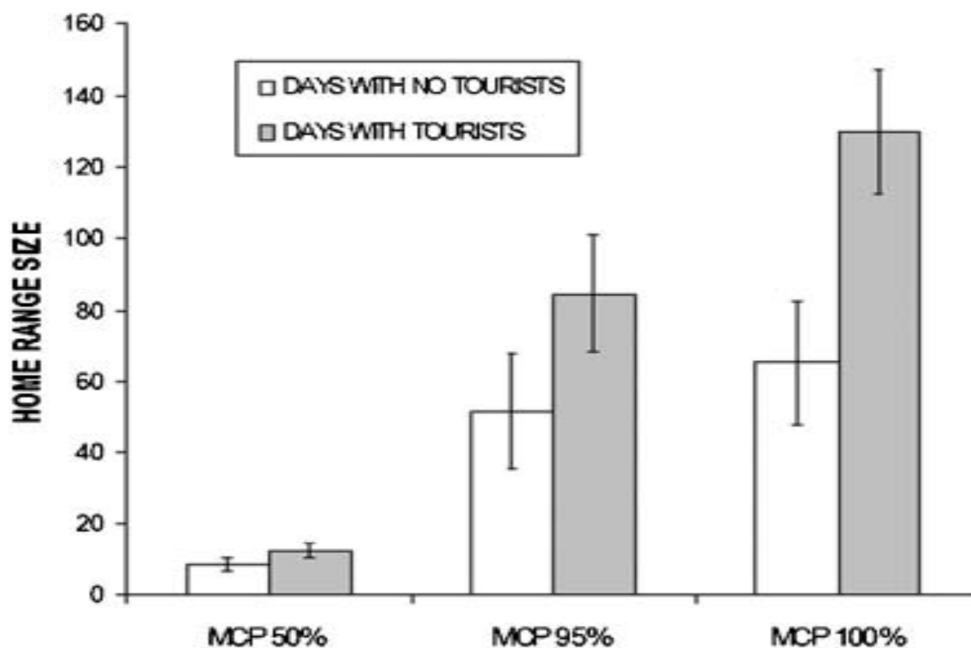
Zásadní vliv na velikost domovského okrsku má věk zvířete - mladí jedinci v průměru migrují více (Lovari et al. 2006). Velikost domovského okrsku, jak je dobře patrné z výše uvedené tabulky, je též ovlivněn pohlavím. Vliv ročního období je závislý na lokalitě (rozdílné počasí mezi létem a zimou) a souvisí i s reliéfem prostředí (Lazo et al. 1994).

Následující graf (1) porovnává vliv věku a ročního období na velikost domovského okrsku.



Graf 1: porovnání velikosti domovského okrsku v dvouměsíčních intervalech, měřeno různými typy MCP (100%, 95%, 50%) pro dospělé laně (A) a mladé laně (B) (Lovari et al. 2006).

Lovari et al. (2006), který zkoumal prostorovou aktivitu jelena evropského v Itálii v oblasti Sardinie, také popisuje, jaký vliv na prostorovou aktivitu a velikost HR má například na první pohled málo významný aspekt - turistika. Z následujícího grafu (2) je patrné, že s přítomností turistiky se velikost domovského okrsku zvětšuje. U laní se velikost HR s přítomností turistů zvětšuje více (MCP95%: +50.7%; MCP100%: +56.7%), u jelenů se sice zvětšuje, ale procentuální nárůst velikosti HR je výrazně nižší (MCP95%: +15.1%; MCP100%: +31.7%), (Lovari et al. 2006).



Graf 2: Vliv turismu na velikost domovského okrsku laní stanoveného MCP 95 (Lovari et al. 2006).

### 3.2.2. Stanovení velikosti domovského okrsku

Prostorová data stažená z telemetrických obojků jsou archivována a zpracovávána v systému GIS. Pro stanovení ročního a sezónního domovského okrsku je dobře využitelná metoda odhadu jádrové hustoty (Kernel density estimation – KDE) (White & Garrott 1990). Další metodou použitelnou k hodnocení velikosti ročního a krátkodobého domovského okrsku je metoda *Minimum Convex Polygon* – MCP (Mohr 1947, Southwood 1989). *Kernel home range* hodnocení velikosti domovského okrsku lze použít pro období související s rozmnožováním (říje (*mating period*) - 16 srpen – 15 říjen, období před říjí (*pre-mating period*) - 16 červen – 15. srpen a období po říji (*post-mating period*) - 16 říjen – 15. prosinec). Pro samce lze stanovit v době rozmnožování (říje) týdenní MCP domovský okrsek (Lovari et al. 2006). Prostorová data jsou k analýze převáděna do geografického informačního systému (např. softwarového systému Animal Movement 2.0 (Hooge & Eichenlaub 2000) pro ESRI ArcView 3.2 GIS).

### 3.3. Výběr a využití prostředí

Současné rozšíření jelena evropského (*Cervus elaphus* L. 1758) v Evropě je víceméně výsledkem lidské činnosti (Staines 1974). Výběr prostředí je významnou součástí ekologie jednotlivých druhů (Rosenzweig 1981) a je ovlivněn komplexem faktorů, jako je kvalita a variabilita potravy, úkryt a potencionální predátoři (Werner et al. 1983). Každý typ prostředí nemusí být z hlediska struktury zmíněných faktorů optimální (Orians & Wittenberger 1991), ale jeho konečný výběr je pro daný druh ve výsledku určen poměrem mezi pozitivními a negativními vlivy prostředí (Lima & Dill 1990, Mysterud & Ims 1998). Početné populace volně žijící zvěře mohou mít vliv na množství přirozeného zmlazení dřevin, a tak se vlastně podílejí na druhovém složení následných porostů (Côté et al. 2004).

Jednou ze základních numerických metod stanovení výběru prostředí (habitat selection) je metoda výběru funkčních zdrojů (resource selection functions - RSFs), která je definovaná jako využitelná funkční část přírodních zdrojů pozorovaným zvířetem v dané oblasti (Manly et al. 2002). Hierarchické roztrídění a seřazení funkčních zdrojů prostředí je založeno na tom, o jaký přírodní zdroj se jedná a jaké jsou možnosti jeho měření (Johnson 1980, Senft et al. 1987). S přihlédnutím k domovskému okrsku sledovaného jedince je lokace využití zdrojů individuální. Pro sběr dat však platí zásadní doporučení shromáždit data co nejrychleji, protože přírodní podmínky prostředí se mohou velice rychle mezi jednotlivými ročními obdobími měnit (Manly et al. 2002). Využití prostředí lze také vyjádřit jako procentuální podíl GPS lokací v každém typu prostředí (Lovari et al. 2006).

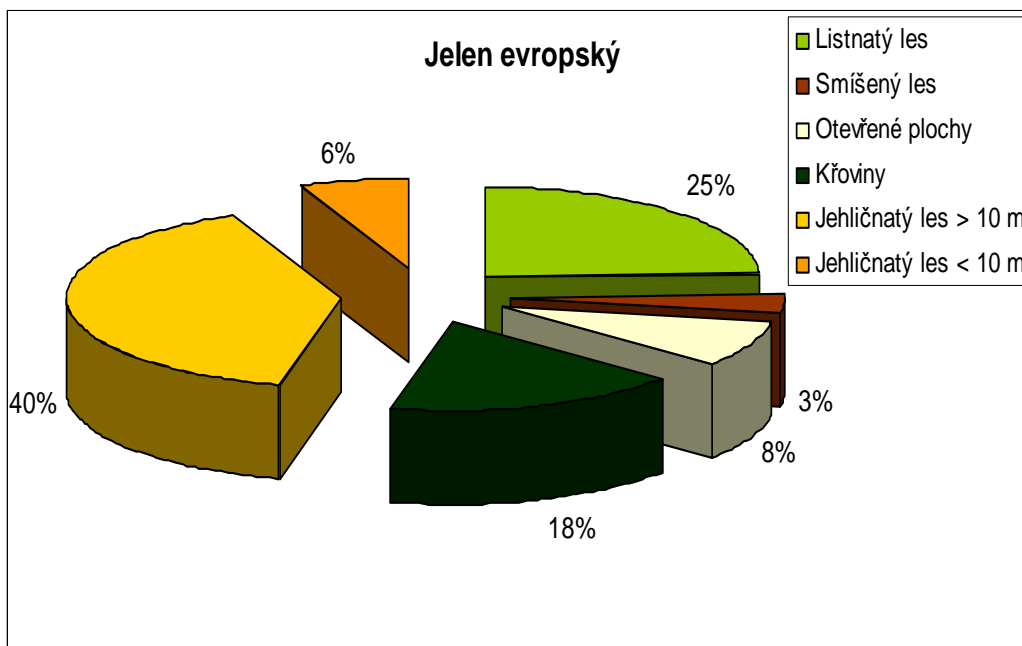
Využití prostředí je v čase významně ovlivněno i denní dobou. Jelen evropský se zpravidla vyhýbá otevřeným prostranstvím během dne, v noci je však naopak intenzivně využívá (Douglas 1971, Morgantini & Hudson 1979, Miller et al. 1984). Zásadní vliv na využití prostředí má jeho stávající potravní nabídka. Složení potravy siky v plzeňském a v navazující části karlovarského regionu zkoumali Dvořák & Kamler (2006) na základě mikroskopické analýzy trusu. Došli k závěru, že sezónní rozdíly ve stravě siky nejsou nijak významné, rozdílné však bylo využití potravních zdrojů v různých částech zkoumaného území. To by ale mohlo být způsobeno potravní nabídkou konkrétního stanoviště (Dvořák & Kamler 2006).

### 3.3.1. Typy prostředí a jejich preference

Zájmové území Doupovských hor je lesnicky dobře zmapováno do digitálních map (LHP VLS ČR, s.p.), PROSTŘEDÍ lze rozdělit do šesti skupin podle typu habitatu (Rajnyšová et al. 2011). Zmiňovaná autorka použila ve stejném zájmovém území při výzkumu populační hustoty jelena následující rozdělení:

- jehličnatý les < 10 m - *Coniferous forest < 10 m*
- jehličnatý les > 10 m - *Coniferous forest > 10 m*
- listnatý les > 10 m - *Foliate forest > 10 m*
- smíšené porosty - *Mixed forest*
- otevřené plochy (bezlesí) - *Open area (non - forest)*
- zapojené křoviny (sukcesní stanoviště) - *Involved bushes*

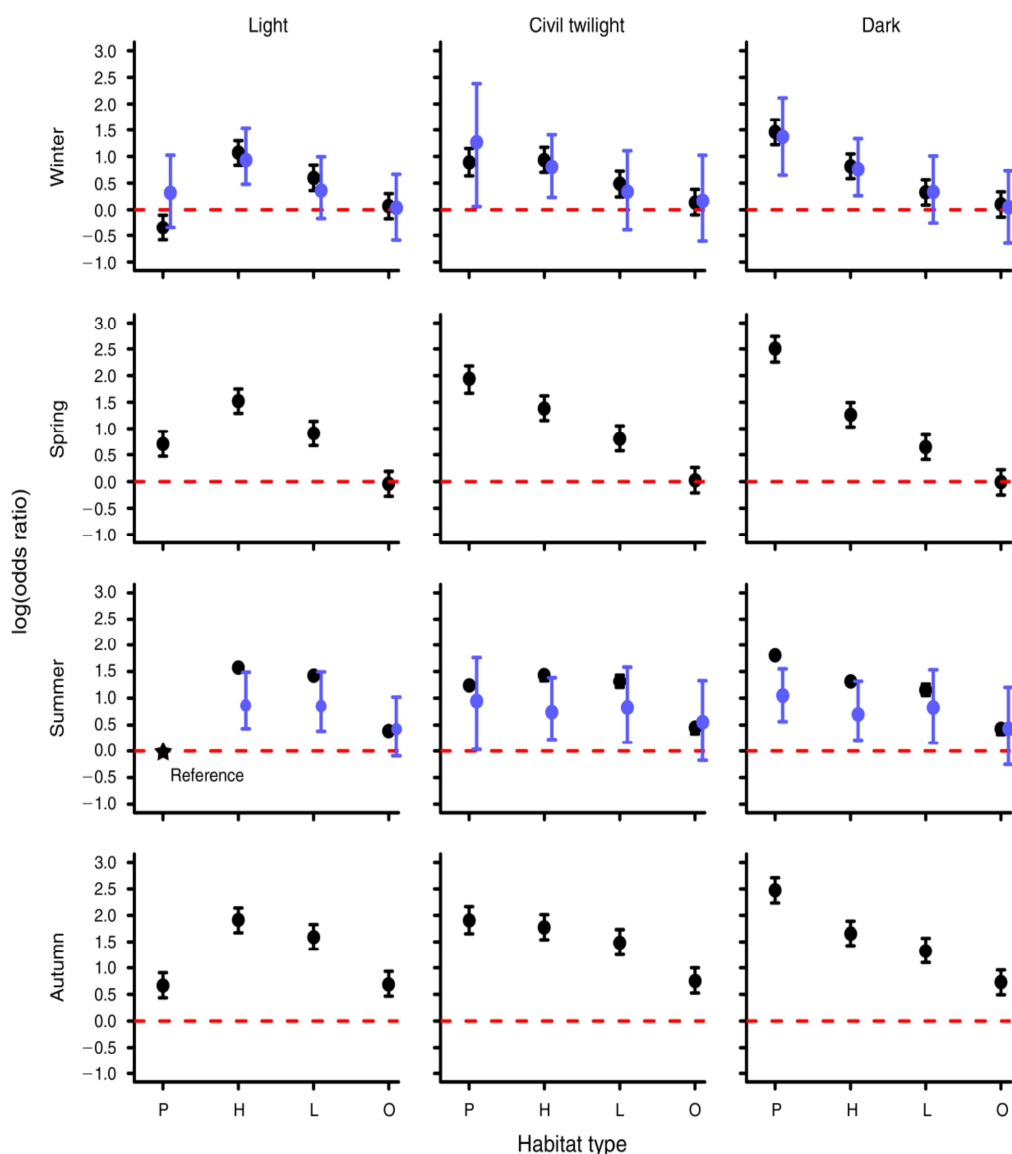
Zjištěná preference biotopů je znázorněna v grafu 3, kde jednoznačně převládají jehličnaté lesní porosty.



Graf 3: Preference biotopů jelena evropského v Doupovských horách (Rajnyšová et al. 2011)

Godvik et al. (2009) ve své práci zabývající se preferencí prostředí rozděljuje prostředí na P, pastviny (pastures); H, vysoce produkční les (high-productivity forest); L, neprodukční lesy (low-productivity forest); O, ostatní (other). Porovnává též působení denní doby (intensity světla) a ročního období na výběr prostředí. Z výsledků práce vyplývá, že pro jelení zvěř je velice atraktivní intenzivně obhospodařovaný hospodářský les a v nočních hodinách pak otevřené plochy (viz graf 4). Svůj výzkum prováděl Godvik et al. (2009) na 62 laních sledovaných radiotelemetrickou metodou v jihozápadním Norsku.





Graf 4: Porovnání výběru prostředí jelenem evropským v závislosti na typu prostředí (P, pastviny (*pastures*); H, vysoce produkční les (*high-productivity forest*); L, neprodukční lesy (*low-productivity forest*); O, ostatní (*other*)), roční období – jaro, léto, podzim, zima (*Spring, Summer, Autumn, Winter*) a světla (plné denní světlo (*light*), šero (*civil twillight*) a noc (*dark*)). Laně z oblasti Sunnfjord (s GPS obojky) jsou na grafu vyznačeny černě, laně z oblasti Nordfjord (s VHF obojky) jsou vyznačeny modře. Základní veličina odhadu preferencí je log rozdílů četností  $\pm 95\%$ , kde log je kalkulován v poměru k preferenci prostředí pastvin v létě za denního světla. Červená čára je úroveň referencí. Vše, co je nad ní, znázorňuje zvýšenou, vše pod ní pak sníženou preferenci, než je výše zmíněná k prostředí pastvin v létě za denního světla.

Výběr prostředí ovlivňuje i vlastní kvalita přírodních zdrojů v biotopu. Na rozhraní kvalitních přírodních biotopů a biotopů významně ovlivněných člověkem obecně roste pravděpodobnost kontaktu člověka a zvěře. Také se zvyšují nepříznivé vlivy člověka na populace volně žijící zvěře, jako je lovecký tlak na zvěř (Madsen & Fox 1995, Kilgo et al. 1998), přítomnost domácích zvířat (psi, kočky, hospodářská zvířata) a turistický tlak (Jayakody et al. 2008; Stankowich 2008; Webb et al. 2011). Vlivem těchto skutečností je populační hustota zvěře v centrálních částech kvalitních biotopů vyšší (Béchet et al. 2004).

### 3.3.1.1. Negativní vliv na prostředí - poškození lesních porostů

Působení zvěře na prostředí, zejména na lesní porosty a na jejich přirozenou obnovu, je součástí výzkumu prostorové aktivity jelena v Doupovských horách. Rizikovým pro vznik škod je nejvíce 1. typ prostředí - hospodářský les do 10 m výšky. Míru poškození způsobenou okusem lesních porostů lze oklasifikovat pětistupňovým hodnocením: 0: žádné poškození, 1: mírné poškození 1 – 25% jedinců poškozeno, 2: střední poškození 26-50%, 3: silné poškození 51-75%, 4: zničení 76-100%. Míru poškození vytloukáním pak lze ohodnotit třístupňovým hodnocením: 0: žádné známky poškození, 1: současné poškození, 2: staré známky poškození (Lovari et al. 2006). Jedním z hlavních cílů práce je stanovení managementu zimního příkrmováním zvěře tak, aby ovlivnilo přirozenou preferenci prostředí a tím i poškozování lesa. Jak uvádí literatura, jsou extrémní škody působené zvěří na lesních porostech hlavním problémem managementu populací zvěře (Dvořák & Čermák, 2008). Škodami na lese v plzeňském kraji a navazující části karlovarského regionu působenými sikou se zabývali Dvořák & Kamler (2006). Tito autoři zároveň analyzovali potravní nabídku a využití prostředí sící zvěří v průběhu roku.

V posledních desetiletích byly vytvořeny i vědecké studie zabývající se celkovým vlivem jelena evropského na biodiverzitu prostředí po celém světě (Drayton & Primack 1996, DeCalesta & Stout 1997, Kirby 2001; Suominen & Danell 2006).

Caughley (1981) dokonce popisuje stav, kdy jelení zvěř ohrožuje lidské životní prostředí nebo i jednotlivé osoby.

### 3.3.2. Populační hustota

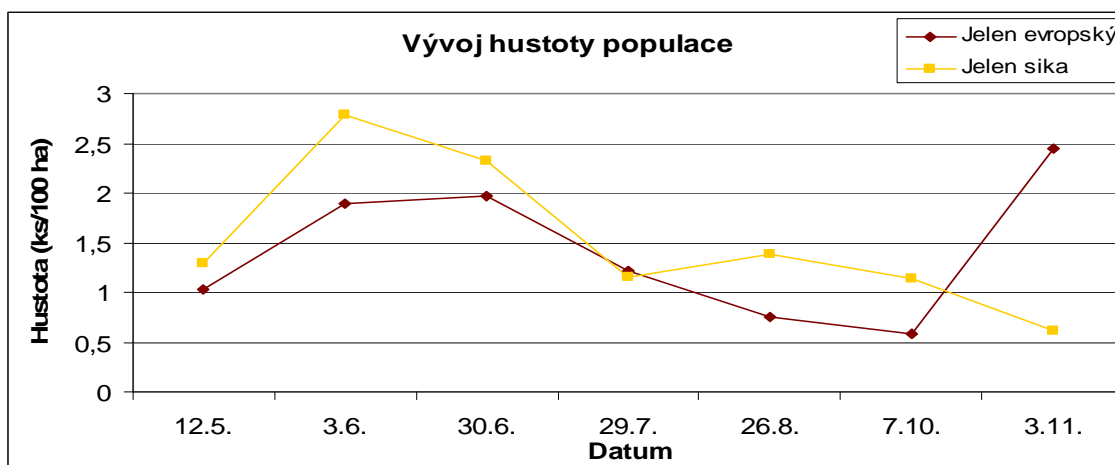
Odhad populační hustoty daného druhu je pro vhodný management v daném prostředí velmi důležitý (Roku et al. 2008). Populační hustota jelení zvěře může být určena dvěma základními způsoby – metodou přímou a metodou nepřímou. Přímé metody odhadu populační hustoty využívají vizuální sčítání, a to buď letecké z vyhlídkových míst nebo noční při umělém osvětlení (Maruyama & Furubayashi 1983, Maeji et al. 1999, Mayle et al. 1999, Ando et al. 2006) a lze je použít k odhadu populační hustoty v určitém čase ke dni sčítání (Marques et al. 2001). Nepřímé metody zjišťují populační hustotu během delšího období a určují ji až za několik měsíců (Marques et al. 2001). K základním postupům patří sčítání hromádek trusu v transeptech (Mayle et al. 1999). Tímto měřením lze zároveň stanovit i preferenci biotopů. Práci využívající poslední zmíněnou metodu k určení populační hustoty jelena evropského a siky v Doupovských horách zpracovala Rajnyšová et al. (2011). První výsledky odhadu populační hustoty jsou následující: u siky byla zjištěna průměrná roční hustota populace 1, 53 kusů na 100 hektarů, u jelena evropského pak 1,41 kusů na 100 hektarů, tedy méně než tomu je u siky. Během roku se hustota populace vycházející z výše uvedené metody měnila (viz graf 5). Jelen evropský nejvíce preferoval biotop jehličnatého lesa, který byl vyšší než 10 metrů. V tomto biotopu dosahovala průměrná roční hustota hodnoty 3, 99 kusů na 100 hektarů, což znamená, že jelení zvěř preferovala tento typ prostředí ze 40 % celkového využití prostředí. Sika využíval nejvíce biotop křovin, který je pro Doupovské hory typický. V tomto prostředí byla jeho průměrná roční hustota populace 7, 61 kusů na 100 hektarů (Rajnyšová et al. 2011).

Výpočet populační hustoty byl proveden podle následujícího vzorce:

$$D = (N / T / F / P) \cdot 100$$

kde D je počet jedinců na 100 ha; N množství hromádek trusu; F počet hromádek trusu, které vyprodukuje 1 jedinec za 1 den; T doba expozice ve dnech; P plocha v ha.

Průměrné denní defekace byly stanoveny u jelena evropského na 19, u siky na 23 hromádek (Heinze 2011), ale počty defekací mohou být i více variabilní (Neff 1968).



Graf 5: Vývoj hustoty populace jelena evropského a siky během roku 2011 (Rajnyšová et al. 2011)

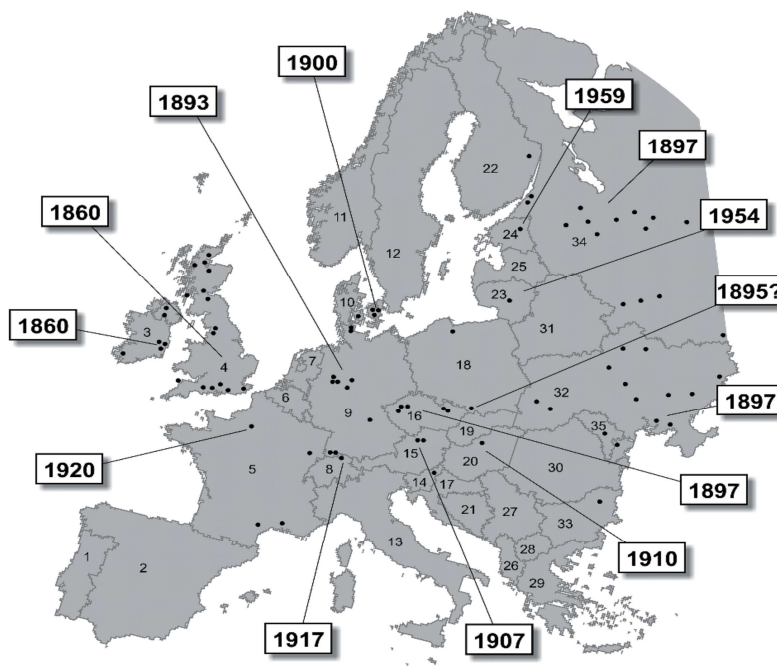
Ačkoliv je metoda sčítání hromádek trusu oproti ostatním metodám odhadu populační hustoty velice levná, její výsledky lze považovat za validní (Sato et al. 2005)

### 3.4. Interakce jelena evropského a siky

#### 3.4.1. Introdukce siky a rozvoj jeho populace

V Evropě byl sika chován zpočátku výhradně v oborách a parcích. Nacházel se především v soukromých sbírkách jako kuriozita. Na introdukci siky do Evropy na konci 19. a počátku 20. století se převážně podílela firma Hagenbeck z Hamburku (Eick 1995a), která dovážela živou zvěř přímo z východní Asie. Zvířata do obor byla dovážena z Japonska, východní Číny, Koreje a Ruska (poblíž řeky Ussuri). Jednalo se o dva poddruhy, sika japonský (*Cervus nippon nippon*) a sika dybowského (*Cervus nippon hortulorum*) (Wolf & Vavruněk 1975–1976). Drtivá většina (až 99%) siků importovaných Hagenbeckem do Evropy pochází z Japonska. Při dovozu však nebylo

důsledně rozpoznáváno, k jakému poddruhu dovážení jedinci patří (Eick 1995b). Distribuce siky po Evropě je zachycena na obr.1.



Obr. 1. Mapa distribuce siky po Evropě s letopočty nejstarších známých introdukcí (McCullough 2009)

Prokazatelně byl u nás sika vysazen roku 1891 do obory Kluk (Bor) u Poděbrad na panství knížete z Hohenlohe-Schillingsfürstu (Niethammer 1963). Původně sem byly zakoupeny od Hagenbecka tři laně a jeden jelen. Spolu se sičí zvěří zde byli chováni naši jeleni evropsští, sobi, antilopy, klokani, pštros emu a jiná exotická zvířena. Klukská obora měla výměru cca 350 hektarů (Komárek 1945). Jelikož zde docházelo ke křížení jednotlivých dovezených poddruhů siky (Kokeš 1970), lze jen těžko hovořit o čistém chovu japonského druhu jelena v této oboře. Významná česká populace na Bouzovsku byla importována taktéž Hagenbeckem do obory u zámku Žádlovice (Babička et al. 1977). Po druhé světové válce byla řada obor v špatném stavu a sičí zvěř unikla do volnosti jako například v Lipí u Manětína (Doležal 1960).

Expanzivní nárůst populace siky je dobře znám nejenom z Evropy. Sika se masivně rozšířil na východě Spojených států (McShea & Rappole 1997, Rooney 2001), v Británii, střední Evropě i Rusku (Fuller & Gill 2001) a je možné očekávat, že globální změny prostředí budou mít vliv i na jeho populaci (Takatsuki 2009). Jedna

z hypotéz uvádí, že menší úhrn sněhových srážek vlivem globálního oteplení způsobuje přežití všech slabých jedinců v období nouze (Takatsuki 2006). Jedinci, kteří mají tělesnou váhu nižší než 20 kg, mají v přirozeném prostředí mnohem větší mortalitu než jedinci přes 20 kg živé tělesné hmotnosti, v mírnějším prostředí však toto pravidlo neplatí (Matsuura et al. 2004).

#### 3.4.2. Mezidruhové interakce

Obecně lze říci, že introdukované druhy jelenů do Evropy se velmi dobře přizpůsobily prostředí a zdomácněly. V novém prostředí se v porovnání s původními některé druhy ukázaly jako silná konkurence (jako tomu je právě u siky) (Latham 1999). Mezidruhové vazby v lokalitách společného výskytu siky s jelenem evropským jsou dobře známy a popsány i v české literatuře (Doležal 1960, Wolf & Vavruněk 1975–1976, Vavruněk & Wolf 1977). Studie anatomie a chování tohoto druhu jelena ukázaly jeho velkou přizpůsobivost a nenáročnost na potravu. Sika dokáže z relativně málo kvalitní vláknité potraviny dobře prosperovat a vytvořit si energetické zásoby (Hofmann 1988, 1989, Takatsuki 1988).

Sika je v otázce mezidruhového chování značně flexibilní. Nepřizpůsobivé vztahy tohoto druhu jelenovitých vzhledem k ostatním druhům zvěře byly popsány na několika místech Evropy (Bartoš & Žirovnický 1982). Primárně dominují v nově osídlených oblastech především nad vzrůstově menším srncem obecným (*Capreolus capreolus*) (Rowland 1967, Cadman 1980, Opluštil 1980). Danilkin (1996) uvádí, že sika vytlačuje srnčí zvěř z krmných míst a se vzrůstajícími početními stavy siky se populace srnce snižuje. Hlavním důvodem úbytku srnce v místech silné populace siky je potravní konkurence a devastace potravních zdrojů sikou (Makovkin 1999). Sika se ukázal jako netolerantní také k daňku evropskému (*Dama dama*). Na místech společného výskytu se projevila jako konkurenceschopnější. Po dvanácti letech, kdy se sika v západní části Čech rozšířila do volnosti z oborních chovů, vytlačila daňka na periferie z původně hojně obývané oblasti (Wolf & Vavruněk 1975–1976, Vavruněk & Wolf 1977). Rumohr-Rundhof (1988) popisuje podobně silný vliv na populaci daňka i v Německu.

Velmi silné interakce jsou popisovány mezi sikou a jelenem evropským. Wolf & Vavruněk (1975–1976) popisují ovlivňování říje jelena evropského sikou. Suminski (1964) a Matuszewski (1988) dokonce uvádí, že sika dominuje nad jelenem evropským „protože je výrazně statečnější“. Matuszewski & Suminski (1984) uvádějí, že hlavně během období říje jsou mladí samci jelena evropského atakováni staršími samci siky. Introdukovaný sika je velmi často v lepší tělesné kondici než domácí druhy jelenů. Příklady této skutečnosti je možno nalézt po celé Evropě i v populacích v Severní Americe (Armstrong 1980, Butts et al. 1982, Keiper 1985, Harmel & Armstrong 1987, Richardson & Demarais 1992, Feldhamer & Armstrong 1993).

Mezidruhové vazby jsou založeny většinou na projevech chování, které jsou jen velmi těžko pozorovatelné. To vede k názoru, že mezidruhové vazby mezi domácími druhy a exotickým sikou nejsou hluboké. Putman (1996) uvádí ilustrativní příklad z oblasti New Forest (GB) založený na nepublikovaném pozorování jeho studenta. Po čtyřleté studii v oblasti společného výskytu daňka, srnce, siky a jelena evropského zaznamenal, že jedinci dvou a více druhů byli v jednom pozorovacím čtverci (1ha) zaznamenáni zároveň spolu v 30 případech z 2580 pozorování (Putman 1996). Velká variabilita v říjné aktivitě siky je popisována po celé Evropě i v malých oblastech výskytu (Matuszewski 1988). Říje většinou začíná v polovině října a probíhá s různou intenzitou často až do prosince (Wolf & Vavruněk 1975–1976, Cailmail 1988, Hake 1988, Baskin & Danell 2003, Putman 2000).

Sika je ve svém chování charakteristický migracemi často i na velké vzdálenosti. V Polsku (oblast Kadyny) byly zaznamenány migrace na vzdálenost 80 – 160 km (Matuszewski & Suminski 1984). Přesuny sik na velké vzdálenosti v období říje jsou popisovány i na území Ruska (Sokolov 1959, Yevtushevskiy 1974, Makovkin 1999). Publikace zabývající se prostorovou aktivitou siky na základě telemetrie jsou poměrně ojedinělé (Kistler 1995), ale potvrzují v porovnání s domovským areálem siky velkou migraci, která se ještě zvyšuje v období říje. Velké migrace jsou pozorovány především v oblastech, kde není stálá populace siky. Individuálně migrující samci se často přiřadí k jelenům evropským. V České republice je takový jev popisován v oblastech výskytu jelena, kam sika pronikal (Bartoš & Žirovnický 1982, Bartoš 2009). Tito silněji migrující siky byli v říji často spatřeni spolu s jelenem evropským (Bennetsen 1977). Výskyt samců siky připojujících se ke



skupině jelena evropského byl popsán také v Polsku (Bartoš 1982, Matuszewski 1988).

Zajímavým aspektem mezidruhových interakcí je vzájemné ovlivňování druhů v období říje. Načasování a synchronizace říje a následně i doby kladení mláďat je zásadním předpokladem pro reprodukce v sezónním prostředí (Loe et al. 2005). Nejčastěji tento jev souvisí s načasováním růstu vegetace po zimním období. Obvykle je sladění říje a rození mláďat studováno ve spojitosti se změnou klimatu (Walther et al. 2002, Coulson et al. 2003, Loe et al. 2005) nebo s kondicí samic (Stevenson & Bryant 2000). Zvířata stejného druhu, která žijí v severských oblastech nebo vyšších nadmořských výškách, mají obvykle synchronizovanější dobu rozmnožování než jedinci žijící v nižších polohách nebo blíže k rovníku (Loe et al. 2005). Detailně studovaným druhem je v tomto případě jelen evropský. Jeho období rozmnožování je závislé na klimatických podmínkách. Říje v Evropě začíná v její západní části a následně se posouvá směrem na východ. To je dááno do souvislosti s kontinentalitou východnějších území. Závislost začátku říje na klimatických podmínkách prokázal Coulson et al. (2003), kdy na ostrově Rum (dlouhodobě studovaná populace jelena evropského ve Skotsku) došlo v závislosti na globálním oteplování k posunu začátku říje o 10 dní během třiceti let. Při srovnávání období rozmnožování u jelena ve Francii a Norsku (Loe et al. 2005) došli k závěru, že teplota a s ní související jarní nástup růstu vegetace jsou klíčovými v načasování a synchronizaci říje. Nicméně dále uvádějí, že výraznou roli hraje i hmotnost samic. V Norsku byla říje, a tím i rození mláďat, synchronizovanější než ve Francii. V souvislosti s tím i kondice samic v Norsku (měřeno jako tělesná váha na podzim) vykazovala výrazně nižší variabilitu než u samic ve Francii. Ve Francii samice s vyšší podzimní hmotností kladly kolouchy dříve než samice s nižší hmotností. K podobným závěrům došel i Langvatn et al. (2004) v Norsku, jenž navíc deklaruje i větší časový soulad ovulace samic při vyšších hustotách populace. Ta je ovšem opožděná a potvrzuje se také obecně známý fakt, že do říje (tzn. začátek ovulace) vstupují nejdříve starší samice. Zároveň uvádí, že v případě, kdy samice v předešlém roce neovulovala (obvykle z důvodu slabé kondice), ovuluje dříve než stejně staré samice.

Posun ovulace samozřejmě souvisí i se vstupem samců do říje s a jejich zvýšenou aktivitou, kterou evokuje právě ovulační cyklus samice. Hlasové projevy samců tak bývají nejvýraznější při dosažení vrcholu ovulace samic a trvají 4 -5 týdnů (Clutton-Brock & Albon 1979). Samci v tomto období hledají říjné samice, mění místa svých standardních domovských okrsků a připojují se k samicím. Kolem nich je v tomto období koncentrováno větší množství samců. Během dne i noci se výrazně zvyšuje samčí aktivita (Kamler et al. 2008, Pépin et al. 2009), v důsledku čehož se zvyšuje frekvence hlasových projevů samců, čímž stoupá i možnost ulovení samce (Milner et al. 2006). Právě lov samců jelenovitých v období říje má ve střední Evropě hluboké kulturní kořeny a je součástí lovecké tradice. Na vrcholu říje (tzn. v období nejintenzivnějších hlasových projevů) je ve střední Evropě uloveno nejvíce reprodukčně aktivních jelenů. Tato skutečnost platí i pro siku, který se do oblastí tradičního výskytu jelena evropského v posledních desetiletích intenzivně šíří a chování jelena evropského v říji ovlivňuje (Bartoš 2009).

Za hlavní problémové interakce s autochtonními druhy je považována jednak potravní konkurence introdukovaného siky a s ní související škody na zemědělských a lesních kulturách, ale i spontánní hybridizace s jelenem evropským (Bartoš & Žirovnický 1982, Gehle & Herzog 1998, Goodman et al. 1999). K zásadní problematice mezidruhových vazeb se řadí právě křížení siky s jelenem evropským (Bartoš 2009, Senn et al. 2010, Biedrzycka et al. 2012). Obecně je hybridizace s autochtonními druhy považována za jeden z největších problémů celosvětové biodiverzity (Arnold 2004). Samotná hybridizace byla ve volně žijících populacích prokázána molekulárně zatím jen v některých oblastech (McDevitt et al. 2009, Senn & Pemberton 2009) především ve Velké Británii. Nicméně i v ostatních oblastech jsou znaky hybridizace stále častěji patrné (Bartoš et al. 2003).

### 3.4.3. Hybridizace

Sika byl importována na celé území republiky bez ohledu na příslušnost k jednotlivým poddruhům. Byl držen ve smíšených stádech v různých chovech, zoologických zahradách nebo oborách. Některé chovy držely siku společně s jelenem evropským nebo axisem (Powerscourt 1884, Benirschke 1967, Bartoš 1991). Hybridizace byla v řadě farmových chovů prováděna záměrně z důvodu

intenzivnějšího parožení a zvýšení produkce „pantů“. Tyto skutečnosti jsou dobře popsány a zdokumentovány v literatuře z různých zemí, ovšem jen na základě lokálních zkoumání (Miroljubov 1936, 1949, Miroljubov & Ryashchenko 1948). Mnohem později bylo v Irsku prováděno kontrolované experimentální křížení siky s jelenem evropským za účelem výzkumu (Harrington 1973, 1974, 1982). Různí evropští chovatelé dokonce křížili záměrně siku s jelenem evropským z důvodu zvětšení trofejí siky, avšak tyto snahy jsou jen málo zdokumentovány a publikovány (Niethammer 1963, Whitehead 1995). Chovatelé „trofejově silných sik“ využívali křížence za účelem lovu nebo s živým materiálem obchodovali (Eick 1988). Tím logicky docházelo k šíření kříženců do dalších chovů siky po celé Evropě.

Většina publikací označuje křížení jelena evropského se sikou jako přírodní kuriozitu vzniklou překonáním geografické izolace obou druhů. Jelen je se sikou v přirozeném kontaktu pouze podél řeky Usáti na rusko – čínské hranici. Hybridizace je v tomto areálu běžný jev (Flerov 1952, Sokolov 1959, Hepptner et al. 1961). První evropští badatelé Maak(1859) a Przevalski (1870) popsali křížence a označili je za poddruh siky. V evropských areálech s výskytem obou druhů se samec siky během říje často přidává ke skupině jelenů evropských. Hlavní jelen u říjné tlupy často úplně ignoruje přítomnost siky a odbíjí pouze soky svého druhu, ignoruje siku dokonce i při pokládání laní a tím i vytváření hybridů (Bartoš & Žirovnický 1982).

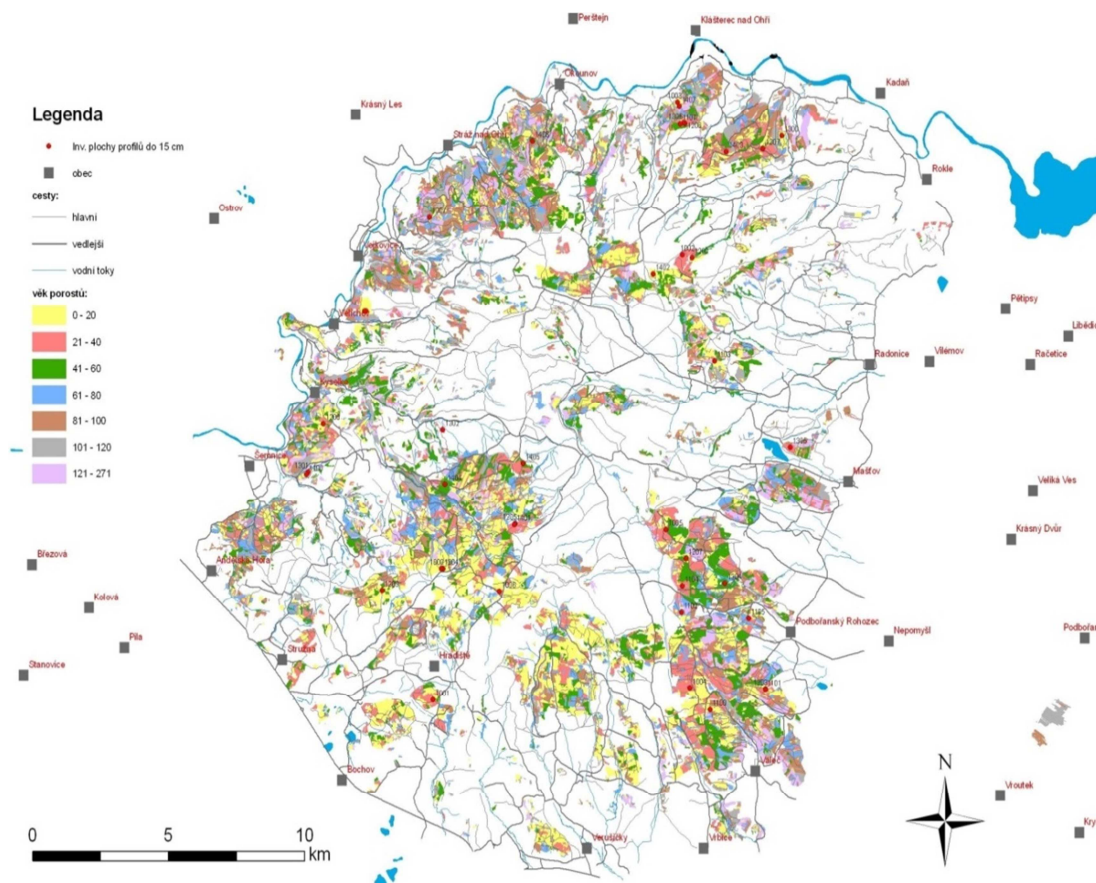
Hybridizace jelena evropského se sikou byla popsána už velmi dávno, hybridy popisuje Powerscourt (1884) v Anglii v roce 1884. Od té doby je následně popisována hybridizace i v neevropských zemích. Byla publikována celá řada prací, které se hybridizací zabývají, a to jak na bázi vnějších morfologických znaků, tak i výzkumů založených na laboratorních testech DNA. K významným českým autorům zabývajících se touto problematikou patří Bartoš L., Žirovnický J., Vítek M. (Bartoš & Žirovnický 1981, 1982, Bartoš & Vítek 1993). V zahraničí je literatura věnující se křížení zmíněných dvou druhů jelenů velmi pestrá. Jako příklad může sloužit především literatura pocházející z Anglie a Irska (Millais 1897, Brooke 1898, Lydekker 1915, Whitehead 1950, 1964, 1972, Delap 1968, Harrington 1973, 1974, 1982, Ratcliffe 1987, Herzog 1987, Hunt 1987, MacNally 1988, Herzog & Harrington 1991, Herzog & Krabel 1993, Abernathy 1994, Gehle & Herzog 1998, Nagata et al. 1998, Goodman et al. 1999)

## 4. METODIKA

### 4.1. Zájmové území

Zájmovým územím pro výzkum prostorové aktivity jelena evropského jsou Doupovské hory. Toto území je z převážné části tvořeno VVP Hradiště, který je největším výcvikovým prostorem Armády České republiky. Jeho rozloha je 33 161 ha (honitba Hradiště přesahuje hranice VVP). Zájmové území se nachází v nejzápadnější části České republiky - na území Karlovarského kraje a rozkládá se v nadmořských výškách od 350 do 933,5 m nad mořem, přičemž nejvyšším bodem je vrchol Hradiště (*Burgstadtberg*). Újezdní úřad se sídlem v Karlových Varech je státním úřadem, který spravuje celý prostor a k jeho hlavním činnostem patří též ochrana přírody v celé oblasti. Management ochrany přírody, lesního a zemědělského hospodaření i myslivosti je na celém území jednotný. Vlastní vojenský prostor patří k nejméně známým oblastem České republiky kvůli vysokému stupni utajení všech údajů a zároveň kvůli znemožnění vstupu veřejnosti.

Lesnický, zemědělský a myslivecký management na tomto území provádí VLS ČR, s. p., divize Karlovy Vary. Jedná se o organizaci, která je zřízená ministerstvem obrany ČR. Z hlediska organizačního je území rozděleno pod tři lesní správy (LS) – na jihozápadě LS Dolní Lomnice, na severu LS Klášterec a na jihovýchodě LS Valeč. Každá z lesních správ obhospodařuje zhruba 5000 ha lesních pozemků a 6000 ha ostatních ploch. Porostní lesní půda zaujímá celkem plochu 14345 ha, viz obr. 2. Zemědělství je na tomto území řízeno samostatně. Celý vojenský výcvikový prostor je z hlediska mysliveckého managementu velice atraktivní již tím, že tvoří jedinou honitbu. Taktéž populace jednotlivých druhů zvěře jsou vzhledem ke klidu a vysoké úživnosti honitby velice početné.

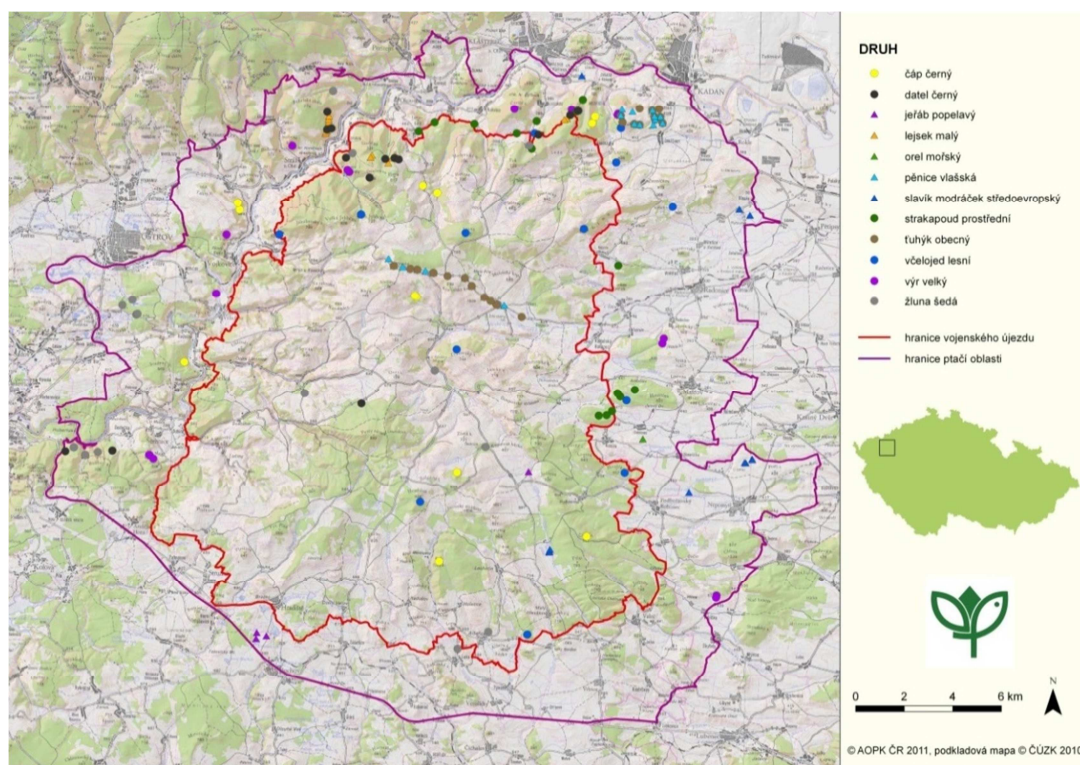


Obr.2. Lesnická porostní mapa centrálního území Doupovských hor (LHP - VLS ČR, s.p. rok 2008)

Na mapě je dobře patrné rozmístění lesních porostů (na obr. 2 barevně podle věku), zemědělských a ostatních ploch (na obr. 2 bíle). Již v úvodu zmiňované sukcesní porosty jsou zastoupeny především v centrální a severní části oblasti a tvoří přibližně 37 % celkového území vojenského výcvikového prostoru Hradiště, což představuje cca 12,6 tis. hektarů. Zbylou plochu tvoří les (pozemky určené k plnění funkcí lesa) 45 % (15,3 tis. ha), zemědělsky obdělávané plochy a střešnice 18 % plochy (6,1 tis. ha). Celková plocha zájmového území představuje 35,4 tis. ha. Bývalá kulturní krajina (do roku 1938 intenzivně zemědělsky obdělávaná) se po desetiletích volného ponechání svému osudu změnila na lákavý biotop pro celou řadu druhů velkých savců. Jejich volba prostředí je ovlivněna komplexem faktorů, ke kterým patří kvalita a variabilita potravy, úkryt nebo potencionální predátoři (Werner et al. 1983). Zájmové území pro sledování prostorové aktivity jelena zasahuje i mimo hranice VVP protože okolní biotopy jsou pro jelena také velmi atraktivní.

Z hlediska ochrany přírody náleží Doupov k oblastem mimořádně cenným. Je vyhlášen ptačí oblastí (hnízdí zde téměř 150 ptačích druhů – viz obr. 3) a stal se součástí evropského systému ochrany přírody Natura 2000.

Doupovské hory vznikly třetihorní vulkanickou činností jako obrovská sopka – tzv. stratovulkán a rozložením zaujímají tedy zhruba kruhovitý tvar. Rozkládají se na pravém břehu řeky Ohře. Jsou pramennou oblastí řady drobných vodních toků a četných minerálních pramenů. Typickým znakem oblasti je členitý reliéf a na první pohled patrné maximální snížení negativních vlivů civilizace na přírodu.



Obr. 3. Mapa ptačí oblasti Doupovské hory, podle Agentury ochrany přírody a krajiny ČR z roku 2011

Prostředí zájmového území je velmi málo zpřístupněné cestami, porosty jsou jen velmi těžko přístupné, proto klid a dostatek úkrytů je hlavním benefitem tohoto prostředí, obr. 4. V hojném počtu se zde vyskytuje kromě zmíněných dvou druhů jelenů také silná populace srnce obecného (*Capreolus capreolus*) a prasete divokého (*Sus scrofa*), dále slabší populace muflona obecného (*Ovis musimon*) a daňka evropského (*Dama dama*). Početné populace zmíněných druhů působí na dané prostředí ať již redukcí početnosti přirozeného zmlazení dřevin, tak ovlivněním



druhového složení následných porostů ( Côté et al. 2004). Posouzení vlivu zvěře na lesní ekosystémy je hlavním důvodem podpory výzkumu podnikem VLS ČR, s. p., který na lesních pozemcích v zájmovém území lesnický hospodaří.



Obr. 4. Pohled na typickou krajinu Doupovských hor (plochy porostlé keřovým patrem poskytují zvěři klid a dostatek úkrytu, foto Macháček)

#### 4.1.1. Myslivecký management v zájmovém území

Myslivecký management v zájmovém území, jak již bylo zmíněno, je prováděn komplexním způsobem v rámci jedné honitby pod vedením VLS ČR, s. p., divize Karlovy Vary. V prováděcích mysliveckých dokumentech zmíněné firmy je preferován chov jelena evropského při potlačení současných početních stavů siky. Redukce početních stavů siky je však problematická, neboť pod tlakem lovu se zvěř více ukrývá a je aktivní přednostně v noci.

## 4.2. Odchyt a označení zvěře

### 4.2.1. Imobilizace ve volné přírodě a v přezimovacích obůrkách

Ve volné přírodě nebo v přezimovacích obůrkách je pro odchyt sledovaných jedinců a kvůli výměně baterií na již označených jedincích používána imobilizace zvířat. K imobilizaci je používána Hellabrunská směs (Ketamin + Xylased) v dávkování dle doporučení veterinárního lékaře. Po nasazení obojku nebo výměně baterie je použito antidotum (Yohimbini). Imobilizace se v současné době provádí prostřednictvím narkotizační pušky DistInject M 70, ráže 13 mm a pomocí narkotizačních střel Pneudart o objemu 3 ml za dozoru veterinárního lékaře. Střely Pneudart s gelovou zpětnou olivkou se pro imobilizaci zvířat ve volné přírodě osvědčily nejvíce. Jedná se o kompaktní přesné střely s vysoce spolehlivým způsobem aplikace (rozbuškou při nárazu), kdy je možné též za šera spolehlivě rozpoznat viditelný zásah. Další velkou výhodou je i šetrnost střely pro imobilizované zvíře. Ta po pěti až deseti vteřinách díky gelové zpětné olivce vypadne a i při neúspěšné aplikaci nepůsobí zvířeti zranění ([www.pneudart.com](http://www.pneudart.com)). V přezimovacích obůrkách je imobilizace a dohledání zvířete nesrovnatelně snadnější než provádění stejné činnosti ve volné přírodě. Daní za snadnější aplikaci je ale zkrácení doby sběru dat z GPS obojku o 2 až 3 měsíce v roce, tedy o období, kdy zvíře pobývá v přezimovací obůrce. Ve volné přírodě bylo v podmínkách Doupovských hor zapotřebí k imobilizaci jednoho jedince přibližně 100 až 120 hodin, zatímco v obůrce se čas na úspěšnou imobilizaci zkracuje na 2 až 3 hodiny.

### 4.2.2. Využití odchytových zařízení

Jako další metoda byla zkoušena odchytová lapací zařízení, která se však ukázala pro vysokou zvěř v podmínkách Doupova prozatím jako neefektivní. Hlavním důvodem minimální úspěšnosti se pravděpodobně stává intenzivní navštěvování lapáků divokými prasaty. Jelení zvěř je prasaty rušena natolik, že se dovnitř i přes nabízenou vysoce atraktivní potravu bojí vstoupit dokonce i v tom případě, kdy byl divokým prasatům do okolí lapáku zamezen vstup nízkým plotem úplně. Doposud se v okolí lapacího zařízení nepodařilo eliminovat jejich negativní vliv na jelení zvěř.



Využití lapáků pro další výzkum v této oblasti (získání širšího vzorku populace jelena zvěře) je předmětem testování dalších typů těchto zařízení.

#### 4.3. Sběr dat

Základním typem používaných dat jsou informace získané z telemetrických GPS obojků. Nasazování obojků bylo prováděno pomocí imobilizace zvěře ve volné přírodě a v přezimovacích obůrkách (kapitola 4.2.1.) Používány jsou výhradně GPS telemetrické obojky firmy Vectronic Aerospace GmbH., Berlín, Německo ([www.vectronic.de](http://www.vectronic.de)). Původně bylo plánováno označit v rámci telemetrického výzkumu jelena evropského na Doupově 12 jedinců různého věku a pohlaví. Na základě získaného grantu NAZV za účasti ČZU Praha, MZe ČR a VLS ČR, s. p. se podařilo počet obojků, a tím i sledovaných zvířat, zdvojnásobit. Obojky jsou vybaveny baterií s životností až 5 let, modulem pro zaznamenávání aktivity a teploty okolního prostředí. Obojkům nechybí ani senzor mortality. Pomocí zabudované technologie zaznamenávají při každém zaměření teplotní údaje v nastavené četnosti jedenkrát za 2 hodiny. Vhodnost volby dvouhodinových intervalů potvrzuje též Horne et al. (2007). Autor uvádí, že intervaly, jejichž rozsah je stanoven do třech hodin, jsou disponibilní pro získávání spolehlivých údajů o aktivitě velkých býložravců. Četnost zaznamenávání dat přímo ovlivňuje životnost baterie. Vzhledem k cíli práce byla tedy zvolena výše zmíněná frekvence. Většina obojků má GSM modul, pomocí kterého může být zvěř sledována on-line (SMS se souřadnicemi přes GSM bránu). V tomto případě je přístup k získaným datům mnohem snadnější za předpokladu, že v místě pohybu zvířete existuje pokrytí mobilní telefonní sítě. Tato podmínka bohužel ve VVP Hradiště není vždy splněna. Pro vyhledávání jedinců v terénu je obojek vybaven VHF vysílačem, který vysílá signál nepřetržitě. Senzor aktivity zaznamenává každých 5 minut změnu polohy sledovaného jedince. Senzor mortality do 12-ti hodin po úmrtí sledovaného jedince změní vysílací signál na VHF frekvenci. VHF i UHF ruční terminál a software Vectronic Aerospace jsou nezbytnou součástí monitorovací technologie. Obojky jsou programovatelné (i na dálku pomocí UHF terminálu) a nastavitelné na možnost volby časových intervalů snímání. Data jsou též zaznamenávána v paměti obojku a je možné je stáhnout do počítače pomocí

kabelu nebo na dálku pomocí UHF terminálu (do vzdálenosti 2 - 8 km). Zaznamenaná data jsou poté očištěna od pozic, které vznikly chybou v zaměření (již výše zmiňované pozice, které jsou od sebe mezi jednotlivým měřením vzdáleny více než 10 km nebo jsou v čase vzdáleny tak, že by zvíře podle GPS záznamu muselo vyvinout rychlost vyšší než 40 km/h) (Langvatn et al. 2004).

V současné době je v honitbě Hradiště označeno telemetrickými obojky celkem 23 jedinců jelena evropského (tab. 2). Z toho je 11 jelenů a 12 laní. V rámci telemetrického výzkumu siky (Dvořák et al. 2014) je označeno 8 samců a 1 samice siky. Imobilizace laní siky se ukázala jako nejkomplicovanější ze všech. Laně totiž žijí velmi skrytě a v důsledku velkého loveckého tlaku jsou velmi opatrné, do přezimovacích obůrek se dokonce nepodařilo zavřít laň vůbec žádnou (v honitbě Hradiště jsou 3 přezimovací obůrky, v nichž bylo v zimě 2013/2014 zavřeno přibližně 300 jedinců obojího pohlaví jelena evropského a cca 12 samců siky).

Tab. 2. Označení jedinci jelena evropského v Doupovských horách k 16.4.2014 – telemetrické obojky

poř.číslo	č. obojku	pohlaví, věk, trofej	datum označení	místo	jméno
1	11705	♂, 2 roky, špičák	28.1.2013	Prachometry	Miloš
2	11706	♂, 3 roky, šesterák	11.3.2013	Oleška- obůrka	Ondra
3	11707	♂, 8 až 10 let, šesterák	10.2.2013	Borovice	Broňa
4	11708	♂, 10 až 12 let, desaterák	15.2.2013	Borovice	Jarda
5	8590	♂, 10 až 12 let, čtrnácterák	17.2.2012	Zakšovské louky	Standa
6	8627	♂, 5 až 7 let, desaterák	10.10.2010	Zlaté návrší	Horárik
7	9659	♂, 4 roky, desaterák	5.2.2013	Mezi rybníky	Direktorík
8	9662	♂, 3 roky, osmerák	11.2.2013	Borovice	Pavel
9	12104	♀, 5 až 6 let	20.3.2013	Oleška - obůrka	Světlana
10	12105	♂, 4 roky, šesterák	6.4.2013	Činov - obůrka	Kódl
11	12107	♀, 2 roky	12.3.2013	Dlouhá	Barunka
12	12108	♀, 2 roky	26.3.2013	Javorná	Cecilka
13	12110	♀, 7 až 9 let	18.3.2013	Oleška - obůrka	Barka
14	12111	♂, kolouch	7.3.2013	Oleška - obůrka	Tomáš
15	12112	♀, 4 až 5 let	26.4.2013	Oleška - obůrka	Dorotka
16	14115	♀, 3 roky	6.3.2014	Oleška - obůrka	Slávka
17	14114	♀, 4 až 5 let	6.3.2014	Oleška - obůrka	Míša
18	14111	♀, 3 roky	10.3.2014	Oleška - obůrka	Ilona
19	14116	♀, 6 až 8 let	10.3.2014	Oleška - obůrka	Ivana
20	12821	♀, 5 až 7 let	25.3.2014	Oleška - obůrka	č.12821
21	14117	♀, 8 až 10 let	25.3.2014	Oleška - obůrka	Jitka
22	14113	♀, 3 roky	3.4.2014	Oleška - obůrka	Zuzanka
23	14112	♂, 2 roky, špičák	16.4.2014	Činov - obůrka	Kodlík

Do dosavadní doby bylo shromážděno více než 50 tisíc pozic o výskytu studovaných jedinců jelena evropského označených GPS obojky na území Doupovských hor (tab. 3). Data jsou uložena na serveru ČZU Praha a 1x týdně jsou zálohována na 3 externí disky.

Tab 3. Počet zaznamenaných pozic jednotlivých sledovaných zvířat

jméno	číslo	počet pozic	pohlaví
Barka	12110	4575	♀
Barunka	12107	4571	♀
Bróňa	11707	4507	♂
Cecilka	12108	4411	♀
Direktorík	9659	1775	♂
Dorotka	12112	4469	♀
Ilona	14111	810	♀
Ivana	14116	838	♀
Jarda	11708	3439	♂
Jitka	14117	463	♀
Kódl	12105	2120	♂
Miloš	11705	2312	♂
Ondra	11706	4703	♂
Pavel	9662	1769	♂
Slávka	14115	696	♀
Světlana	12104	4673	♀
Tomáš	12111	4081	♂
Zuzanka	14113	255	♀
CELKEM		<b>50467</b>	

Kvůli zajištění širšího vzorku zkoumané populace a z důvodu vysoké pořizovací ceny telemetrických zařízení bylo přistoupeno i ke sledování jedinců metodou značení ušními značkami. Zvěř je značena barevnými značkami s číselnými kódy, které přesně identifikují daného jedince (tab. 4). Tato metoda pouze doplňuje telemetrické sledování. Ve větší míře je s ní pracováno v přezimovacích obůrkách, kde lze imobilizace a značení provádět poměrně jednoduše.

V odborných lesnických kruzích se spekuluje o významném přílivu zvěře z Krušných hor do Doupovských hor a naopak. Hlavním cílem této metody je zjištění, které potvrdí nebo vyvrátí, zda dochází ke komunikaci populace jelena evropského Doupovských hor s populací jelena evropského Krušných hor.

Tab 4. Označení jedinci jelena evropského v Doupovských horách k 16.4.2014 – ušní značky

poř.číslo	barva	datum označení	pohlaví, tofej	stáří	místo
1	růžová	12.1.2013	♀	3 až 5	Prachometry
2	růžová	10.4.2013	♀	3 až 5	Oleška - obůrka
3	žlutá	17.4.2013	♀	3 až 5	Oleška - obůrka
4	žlutá	21.4.2013	♀	3 až 5	Oleška - obůrka
5	žlutá	21.4.2013	♂, špičák 30 cm	2	Oleška - obůrka
6	žlutá	21.4.2013	♀	3 až 5	Oleška - obůrka
7	žlutá	21.4.2013	♀	15+	Oleška - obůrka
8	žlutá	22.4.2013	♀	5	Oleška - obůrka
9	žlutá	22.4.2013	♀	8	Oleška - obůrka
10	zelená úzká	22.4.2013	♀	12	Oleška - obůrka
11	zelená úzká	22.4.2013	♂, špičák, 10 cm	2	Oleška - obůrka
12	oranžová kulatá	22.4.2013	♀	1	Oleška - obůrka
13	žlutá	25.4.2014	♀	1	Oleška - obůrka
14	žlutá	25.4.2014	♂	1	Oleška - obůrka
15	žlutá	25.4.2014	♀	8 až 10	Oleška - obůrka
16	žlutá	25.4.2014	♂, špičák 20 cm	2	Oleška - obůrka
17	žlutá	25.4.2014	♀	4 až 5	Oleška - obůrka
18	žlutá velká	16.4.2013	♀	6	Oleška - obůrka
19	žlutá velká	17.4.2013	♀	10	Oleška - obůrka
20	zelená + oranž.úzká	18.4.2013	♀	8	Oleška - obůrka
21	žlutá velká	22.1.2013	♀	1	Řednice
22	růžová	20.2.2011	♀	4	Javorná
23	žlutá velká	26.4.2013	♀	3 až 5	Oleška - obůrka
24	žlutá velká	26.4.2013	♀	4 až 6	Oleška - obůrka
25	žlutá	16.4.2014	♂, jelen šesterák	3	Činov - obůrka

#### 4.4. Stanovení velikosti domovských okrsků a hodnocení aktivity

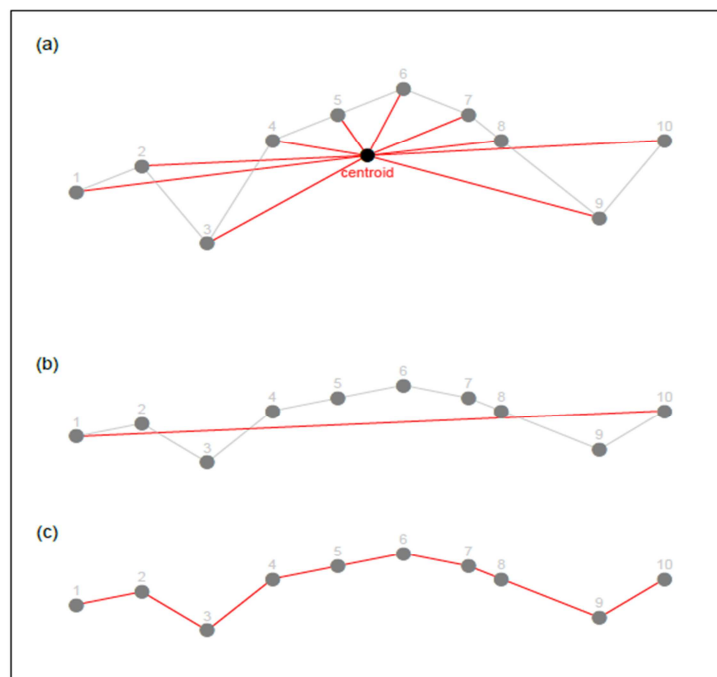
##### 4.4.1. Stanovení velikosti domovských okrsků

Pro analýzu domovských okrsků byl použit program „*Home range analysis with R using the rhr package*“ od autorů Signer & Balkenhol (2014), (Georg-August Universität Göttingen, last updated: January 20, 2014). Autoři programu určeného k analýze domovských okrsků uvádějí, že mnoho studií zabývajících se stanovením velikostí a tvarů domovských okrsků nepoužívá sofistikované metody a dostatečné množství dat. Na tento problém upozornili již Laver & Kelly (2008). S vědomím toho, že je složité stanovit dobře reprodukovatelné analýzy domovských okrsků, vytvořili výše zmínění autoři tento nástroj k vyhodnocení prostorových dat a stanovení velikosti a využití domovských okrsků.

Data byla setříděna a vyčištěna (zbavena chybných zaměření) v programu Microsoft Excel a překopírována do výše uvedené aplikace. U každého zvířete byla nejdříve vyhodnocena fidelita (*Site Fidelity*) neboli věrnost areálu. Věrnostní areál, někdy také označován jako domácí areál, vyjadřuje tendenci zvířat vracet se na dříve navštěvovaná místa. Velmi málo zvířat žije čistě kočovným způsobem a věrnost určitému areálu preferuje většina druhů zvířat (White & Garrott, 1990). Pokud není zvíře věrné určitému areálu, není analýza domovských okrsků nejlepší volbou pro analýzu prostorové aktivity zvířete.

V programu *rhr package* je k testování fidelity použit přístup podle Spencer et al. (1990), (viz obr. 5). Tato metoda počítá dva ukazatele pro stanovení trajektorie pohybu: lineární - *linearity index* (LI) (viz obr. 5 – b, c) a střední čtverec vzdálenosti - *mean square distance* (MSD) (viz obr. 5 – a). Index linearity je poměr mezi lineární vzdáleností prvního a posledního bodu a mezi celkovou vzdáleností každého kroku podél trajektorie. Index linearity je definován jako:  $LI = L_{linear} / L_{cum}$ , kde  $L_{linear}$  je lineární vzdálenost mezi prvním a posledním bodem trajektorie a  $L_{cum}$  je kumulativní vzdálenost mezi po sobě jdoucími pozicemi trajektorie. Druhá veličina k testování fidelity je střední čtverec vzdálenosti (MSD) z centra aktivity. Tato veličina byla poprvé použita Schoenerem (1981). MSD je definována jako průměrná kvadratická vzdálenost od centra aktivity (tj. centroidu středního shluku pozic). Obě tyto veličiny jsou vypočítány pro zkoumané trajektorie pohybu. V dalším kroku jsou

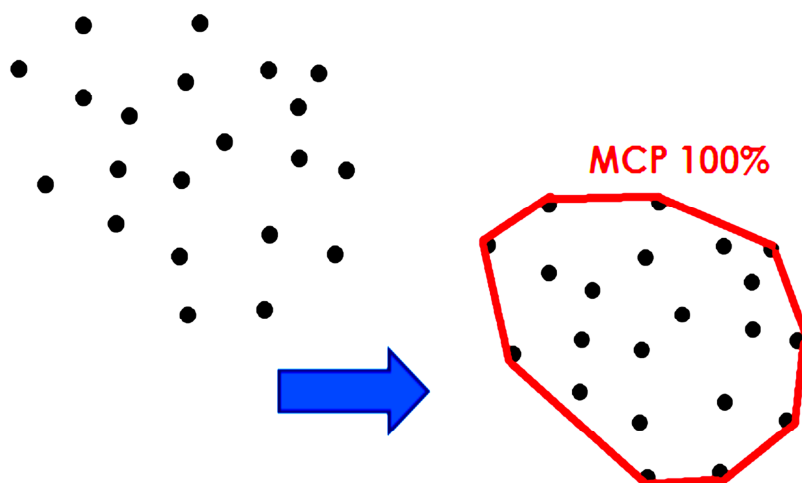
počítány simulované trajektorie pohybu z původních dat, kde jsou pozice pro výpočet vybírány náhodně jako 95% intervalu spolehlivosti simulovaného náhodnou trajektorií. Simulované trajektorie jsou vypočítány pro každý LI a MSD. LI a MSD simulované trajektorie se pak porovnají s hodnotami pro MSD a LI skutečné trajektorie pohybu. Jsou-li hodnoty pro MSD a LI podstatně nižší pro skutečné trajektorie než pro simulované trajektorie, pak je velmi pravděpodobné, že je fidelita příznivá a analýza *home range* je dobrou volbou pro analýzu daného souboru dat. Simulovaná trajektorie pohybu se počítá ve dvou hodnotách – LCI (dolní hranice intervalu spolehlivosti) 95 % a UCI (horní hranice intervalu spolehlivosti) 95% a to pro obě veličiny (LI a MSD). Pokud je skutečná trajektorie pohybu v rozmezí LCI a UCI alespoň u jednoho hodnotícího indexu (LI nebo MSD), je vyhodnocení domovského okrsku chybnou cestou k hodnocení prostorové aktivity zvěře (Signer & Balkenhol 2014).



Obr. 5. Grafické znázornění stanovení indexu fidelity (uvažujeme čistě hypotetických deset bodů 1 až 10). Počítá se průměrná druhá mocnina vzdáleností od centra aktivity tzv. centroidu (a) a určí se střední hodnota vzdálenosti od centroidu. Počítají se průměrné kvadráty vzdáleností od centra aktivity ke každé pozici. K výpočtu indexu linearity potřebujeme znát celkovou vzdálenost mezi první a poslední pozicí (b), lineární vzdálenost se dělí celkovou vzdáleností (c).

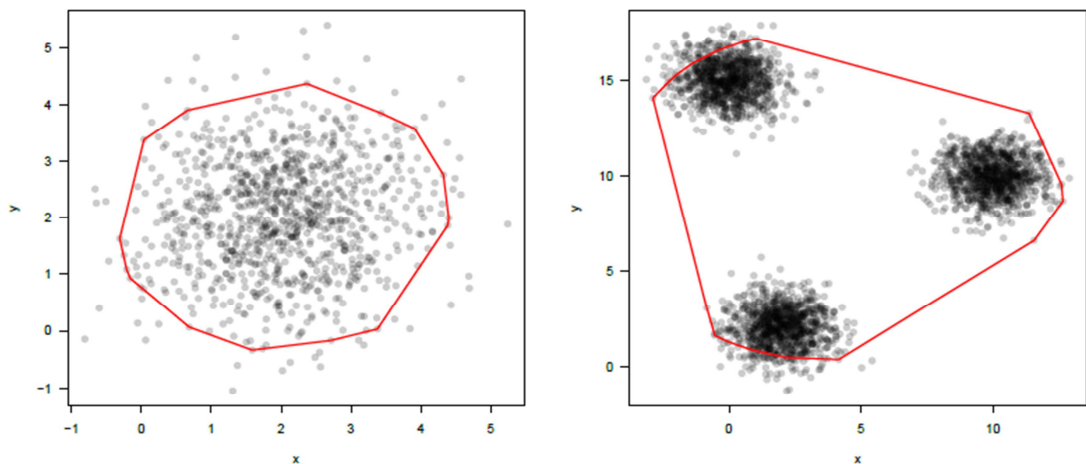
Pokud byl index fidelity příznivý, čili zvíře je věrné určitému areálu, byly vypočteny domovské okrsky dvěma základními způsoby, metodou MCP (*Minimum convex polygon*) a metodou KDE (*Kernel density estimation*), neboli jádrovým odhadem hustoty.

Metodou MCP 100 (využívající 100% zaměření) byly zpracovány domovské okrsky po jednotlivých týdnech, aby byla patrná dynamika využívání prostředí sledovanými jedinci. Na obrázku 6 je graficky znázorněn princip stanovení velikosti domovského okrsku MCP 100. Týdenní MCP 100 byl vypočten jako plocha ohraničená okrajovými souřadnicemi za dané období na [www.zver.agris.cz](http://www.zver.agris.cz).



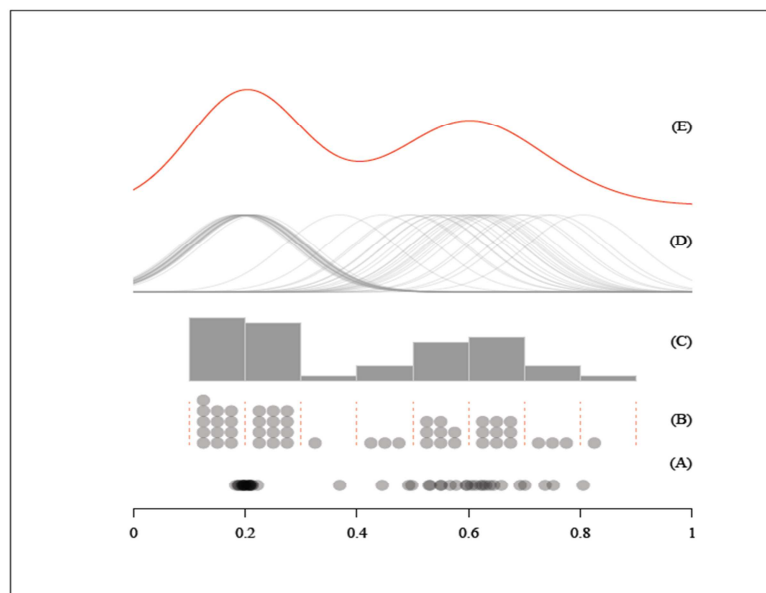
Obr. 6. Domovské okrsky podle metody MCP 100% - grafické vyjádření

Pro stanovení sezónního a ročního domovského okrsku byla použita metoda MCP 100, 95, 75 a 50, tedy minimum convex polygon všech pozic a dále zmenšený o 5 % (25%, 50%) okrajových GPS zaměření. Jednotka pro výpočet MCP je 1 ha. Pro výpočet MCP 95, 75 a 50 byl použit výše zmíněný program *rhr package*. Princip stanovení velikosti MCP 95% je znázorněn na obrázku 7. Hlavní nevýhodou této metody je to, že zahrnuje do *home range* i místa, která sledovaný jedinec nikdy nenavštívil a nezobrazuje intenzitu využití prostředí uvnitř okrsku.



Obr. 7. Domovské okrsky podle metody MCP 95% - grafické vyjádření.

Princip stanovení velikosti domovského okrsku pomocí metody KDE je graficky znázorněn na obr. 8. Tuto metodu poprvé použil k odhadu velikosti *home range* Worton (1989). Od té doby je poměrně široce používanou metodou. Obvykle se používá velikost KDE 95 %, tedy odhad jádrové hustoty z 95 % bodů nejbližše nejintenzivněji využitému jádru.



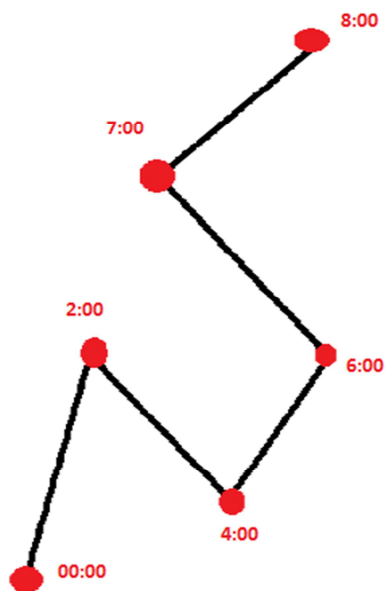
Obr. 8. Grafické znázornění stanovení HR metodou KDE: data znázorněná na lineární ose (A), data přenesená do skupin (B), skupiny dat přenesené do histogramu (C), možná distribuce histogramu (např. v normálním rozdělení) s jednotlivými jádry – kernely (D), výsledkem je součet jednotlivých jader (E)



Výstupy *Home range analysis with R using the rhr package* jsou písemnou a grafickou zprávou ve formátu PDF. Tato zpráva zahrnuje zmíněnou analýzu *Site fidelity* i *Home range*. Domovské okrsky byly počítány metodou MCP 50, 75, 95 a 100 % a KDE 50, 75 a 95 %. Další částí výstupu je informace o složce, kde jsou uloženy všechny podrobné a dílčí výsledky. Domovské okrsky byly vyhodnoceny pro celý rok (roční domovské okrsky), dále pro letní sezónu (21. 6. – 20. 9. letní HR) a zimní sezónu (21. 12. - 20. 3. zimní HR).

#### 4.4.2. Aktivita vyjádřená denní ušlou vzdáleností

Bylo provedeno hodnocení aktivity pomocí minimální denní ušlé vzdálenosti. Na obrázku 9 je graficky znázorněn princip vyhodnocení touto metodou. Pro minimální denní ušlou vzdálenost byla použita jednotka 1 km a je součtem vzdáleností mezi jednotlivými zaznamenanými souřadnicemi GPS.



Obr. 9. Vyjádření veličiny minimální denní ušlé vzdálenost

GPS data byla zaznamenávána v dvouhodinových intervalech. Dvě hodiny jsou vhodný interval pro potřeby dalšího zpracování, jak po stránce množství údajů,

vypovídající hodnoty, tak i rozložení intervalů v průběhu dne. Následně byla data uspořádána tak, aby byla použitelná k výpočtům (spočítání intervalů po sobě jdoucích měření) a byla z výpočtu vyloučena chybná data, tj. ručně vytřídněná data zaznamenaná v menších než dvouhodinových intervalech, či nekompletně zaznamenaná data apod. Spočítání vzdáleností mezi dvouhodinovými intervaly a následné spočítání denní ušlé vzdálenosti bylo provedeno v dalším kroku. Na základě předpokladu, že nejnižší pohybová aktivita u jelení zvěře bude okolo poledních hodin, byl pro výpočet denní aktivity, respektive ušlé vzdálenosti za 24 hodin, použit jeden den jako časové období od dvanácté hodiny daného dne do dvanácté hodiny dne následujícího (například 12:00 hodin 10. 4. 2013 - 12:00 hodin 11. 4. 2013). Dále následovalo zpracování dat za pomoci funkcí programu Microsoft Excel. Soubory výsledků a příslušné grafy jsou uvedeny v tomto programu v kapitole výsledky.

Pro srovnávání výsledků a statistické vyhodnocení byl použit program Statistica. Pro relevantní statistické vyhodnocení byla použita analýza T-test normálního rozdělení s hladinou pravděpodobnosti 0,95 a koeficientem směrodatné odchylky 1, dále analýza Anova, jednofaktorová (jednorozměrný test významnosti), opět na hladině pravděpodobnosti 0,95, koeficientem směrodatné odchylky 1 a Tukeyův HSD test, který byl použit především jako ukazatel statisticky významných rozdílů mezi ušlými vzdálenostmi jedinců. Získaná data jsou opět uvedena v kapitole výsledky.

#### 4.5. Srovnání prostorové aktivity jelena evropského a siky

Celkem bylo do vyhodnocení zahrnuto 11 ks samců jelena evropského a 13 ks samců siky, pro které byla vypočtena velikost domovských okrsků podle metody Minimum Convex Polygon (MCP) ve variantě 95% (tj. 95% bodů se nachází ve vymezeném území). Samice hodnoceny nebyly, protože vzorek dat od samic siky je prozatím velice malý.

#### 4.6. Interakce mezi jelenem evropským a sikou

Cílem této kapitoly je deklarovat změny v behaviorálních projevech během období říje u jelena evropského a siky v oblastech jejich společného výskytu. Projevem hybridizace a změny chování je posun doby říje, resp. ovulace samic, který jsme se snažili níže popsány metodami zdokumentovat.

Po okrajích velmi rozlehlého území, kam je vstup veřejnosti zakázán, dochází ke styku zvěře s civilizací. Na zvěř je při hranicích VVP Hradiště vyvíjen značný lovecký tlak zejména proto, aby došlo k omezení škod na lese a na zemědělských kulturách. Zvyšuje se zde i turistický tlak. Daná skutečnost má za následek, že v centrálních částech VVP je koncentrace zvěře jelena evropského a siky daleko vyšší než při jeho okraji a dochází zde k výraznějším interakcím mezi oběma druhy jelenů.

Jak již bylo výše uvedeno, myslivecký management populací zvěře řídí VLS ČR s. p., divize Karlovy Vary a je pro celé území jednotný, včetně podrobného zaznamenávání dat úlovků. Od roku 2004 jsou data jednotně zaznamenávána v programu „Myslivost“ (autor Ing. Karel Janeček, MBA, MSc., Yamaco Software). U každého úlovku je zaznamenáno do 24 hod po ulovení celkem 11 statistických údajů: číslo plomby, datum ulovení, druh zvěře, pohlaví, způsob lovu, lovec, odhadnutý věk, váha vyvrženého kusu, odhad živé váhy, trofej, bodové ohodnocení trofeje. Lov je prováděn buď přímo zaměstnanci VLS ČR s. p. nebo v jejich doprovodu. Za ulovenou zvěř nebo doprovod mají zaměstnanci finanční odměnu, což garantuje přesnou evidenci. Celkové roční odlovy se pohybují v průměru kolem 4000 kusů spárkaté zvěře v celém VVP Hradiště.

Na základě přímých pozorování a prostřednictvím vyhodnocení dat o odstřelu samců, byl jako základní veličina pro určení vrcholu říje a jejího načasování použit odlov dospělých samců. Jak již bylo deklarováno výše, aktivita samců obou druhů během říje značně stoupá, čímž nastává vyšší pravděpodobnost jejich ulovení. V průběhu září a října lovecký personál doprovází kontinuálně lovecké hosty. Počet lovců (a tím i lovecký tlak) je po celou dobu konstantní a je limitován právě počtem personálu. Míra intenzity loveckého tlaku je tedy v oblasti během říje také neměnná.

Data o odstřelech jsou ve výše popsané struktuře dostupná pro roky 2004 – 2013. Pro statistickou analýzu byla vybrána data splňující následující podmínky:

1. Odstřeleným jedincem byl dospělý samec.
2. Způsob lovu byl individuální.
3. Odstřel byl uskutečněn od 1. 9. do 31. 10. Horní hranice odstřelového období byla ve výjimečných případech (v případě jelenů evropských v letech 2012 a 2013) prodloužena – byly zahrnuty i odstřely listopadové, pokud se jednalo o individuální lovy, a tyto navazovaly bezprostředně (bez prodlevy delší než 1 den) na odstřely říjnové.

Tabulka 5. Počty odstřelů souvisejících s říjí podle kalendářního roku a druhu zvěře

rok	jelen evropský	sika
2004	103	102
2005	107	96
2006	60	90
2007	110	154
2008	114	176
2009	136	179
2010	133	169
2011	154	152
2012	180	184
2013	130	143

Statistický výpočet posunu období říje:

Pozorování z volné přírody naznačují, že v místech společného výskytu siky a jelena evropského se čas říje jelena evropského v posledních letech přesunul do pozdějšího období v roce, zatímco čas říje siky do dřívějšího období. Období říje v jednotlivých letech byla stanovena pomocí zaznamenaných údajů o dnech lovu. Předpoklad byl, že se vrchol období říje shoduje s vrcholem odstřelu v lovecké sezóně.

Další předpoklad byl, že vztah mezi kalendářním rokem a loveckou sezónou obou druhů je lineární:  $y = \alpha + \beta x$  (1), kde  $y$  je den lovu,  $x$  je kalendářní rok a  $\alpha, \beta \in R$  jsou parametry. Pro ověření výše uvedených předpokladů byla testována nulová hypotéza, že lovecká sezóna jelena evropského (respektive siky) je nezávislá

na kalendářním roce  $H_0 : \beta = 0$  (2) proti alternativní hypotéze, že existuje určitý lineární trend  $H_1 : \beta \neq 0$  (3).

Parametry tohoto modelu byly odhadnuty metodou nejmenších čtverců a následně byla provedena standardní statistická analýza. Označen byl  $n$  počet zaznamenaných  $x$  a  $y$ ,  $s$  - směrodatnou odchylku residuí odhadu nejmenších čtverců z (1)

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-2} \sum_{i=1}^n (y_i - a - bx_i)^2} \quad (4)$$

a  $b$  je odhad  $\beta$ . Lze prokázat, že za předpokladu, že (2) platí testovací kritérium

$$T = \frac{b}{s} \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (5)$$

má Studentovo  $t$  rozdělení s  $n-2$  stupňů volnosti. Dále lze také vypočítat  $1-\alpha$

interval spolehlivosti pro  $\beta$  jako  $b \pm t_{n-2}(\alpha) s \sqrt{\frac{1}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}}$  (6)

a  $1-\alpha$  interval spolehlivosti pro regresní přímkou (1) jako

$$a + bx \pm s \sqrt{2F_{2,n-2}(\alpha)} \sqrt{\frac{1}{n} + \frac{(x - \bar{x})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}} \quad (7)$$

(Seshkin 2011).

Aby byl dokázán předpoklad, že lovecké sezóny (respektive období říje) se sblíží, byla testována homogenita dvou odhadů  $b_1$  a  $b_2$ , kde  $b_1$  je odhad směrnice  $\beta_1$  v modelu (1) pro jelena evropského pomocí metody nejmenších čtverců a  $b_2$  je odhad  $\beta_2$  pro siku. To znamená, že byla testována hypotéza, že mohou být považovány za odhady společného  $\beta$  tj.  $H_0 : \beta_1 = \beta_2$ , (8)

proti alternativní hypotéze  $H_1 : \beta_1 \neq \beta_2$  (9)

Lze prokázat (Seshkin 2011), že testová statistika

$$T = \frac{b_1 - b_2}{s \sqrt{\frac{1}{\sum_{i=1}^{n_1} (x_{1,i} - \bar{x}_1)^2} + \frac{1}{\sum_{i=1}^{n_2} (x_{2,i} - \bar{x}_2)^2}}} \quad (10)$$

kde  $b_1$  a  $b_2$  a jsou odhady směrnic ve dvou lineárních modelech,  $n_1$  a  $n_2$  jsou

$$\text{odpovídající počty záznamů a } s = \sqrt{\frac{(n_1 - 2)s_1^2 + (n_2 - 2)s_2^2}{n_1 + n_2 - 4}} \quad (11)$$

kde  $s_1$  a  $s_2$  a jsou směrodatné odchylky residuí, má Studentova  $t$  rozdělení s  $n_1 + n_2 - 4$  stupňů volnosti, za předpokladu, že platí (8).

Výstupy byly zpracovány do tabulek a grafů programu Microsoft Excel (kapitola výsledky)

#### 4.7. Výběr a využití prostředí

Pro stanovení výběru a využití prostředí byl použit přístup podle Lovari et al. (2006), který uvádí, že využití prostředí (*Habitat use*) lze vyjádřit jako procentický podíl lokací (*fixací*) GPS v každém prostředí (*habitatu*), Členění prostředí bylo použito stejné, jako použila v Doupovských horách Rajnyšová et al. (2011).

Typy habitatů:

- jehličnatý les < 10 m - *Coniferous forest < 10 m*
- jehličnatý les > 10 m - *Coniferous forest > 10 m*
- listnatý les - *Foliate forest*
- smíšené lesy - *Mixed forest*
- otevřené plochy (bezlesí) - *Open area (non - forest)*
- zapojené křoviny (sukcesní stanoviště) - *Involved bushes*

Jako mapový podklad pro hodnocení zaměření v lesních společenstvech byl použit lesní hospodářský plán VLS ČR, s.p., divize Karlovy Vary z roku 2008. Jednotlivá zaměření mimo lesní pozemky, tedy na otevřených plochách a v zapojených křovinách, byla vyhodnocena z leteckého snímku na webu zver.agris.cz, který byl za účelem studia prostorové aktivity zvěře vytvořen. Při práci na tomto webu bylo také možné ještě data kontrolovat, nevhodná data identifikovat a případně vyřadit ze souboru zkoumaných dat. Rozhraní mezi otevřenou plochou a zapojeným křovím bylo tvořeno habitaty, kde vzdálenost mezi jednotlivými keři byla větší než 10 m a souvislý keřový porost byl menší než 0,05 ha.

## 4.7.1. Škody na lesních porostech

Preference lesních pozemků v zimním období byla vyhodnocena zvláště, tedy v čase, kdy potenciálně mohou největší škody vzniknout. Mapový podklad i škála habitatů pro hodnocení byly použity stejné jako v kapitole 4.7.

Nejrizikovější skupinou pro nežádoucí působení zvěře na lesní porosty jsou mladé jehličnany. V těchto porostech hrozí kromě škod okusem (porosty do zhruba 5 až 8 let věku) také významné škody vytloukáním, loupáním a ohryzem porostů starších. Zejména ohryz v zimním období a následné poškození stromu dřevokaznými houbami je typickým nepříznivým působením jelena evropského na jehličnaté porosty v zimním období. Nejvíce rizikovou dřevinou je smrk ztepilý (*Picea excelsa*). Jehličnaté lesní porosty poskytují obecně zvěři v zimním období lepší úkryt. Je tedy předpoklad, že tato společenstva bude zvěř upřednostňovat více než v období plné vegetace.

Pro vyhodnocení preference nejrizikovější skupiny lesních porostů byl použit test hypotézy, že pravděpodobnost výskytu jelena v mladých jehličnatých porostech je stejná jako podíl těchto porostů na celkové porostní ploše, tj. 0,06. Lze ukázat, že za platnosti hypotézy

$$H_0 : p = p_0 = 0,6$$

má testovací statistika

$$T = \frac{X - np_0}{\sqrt{np_0(1-p_0)}},$$

kde  $X$  je počet výskytů v mladých porostech a  $n$  je celkový počet záznamů v daném měsíci, asymptoticky normované normální rozdělení (Seshkin 2011). Protože bylo provedeno 12 testů (pro jednotlivé měsíce) a protože požadavek byl, aby úhrnná velikost chyby 1. druhu nepřekročila jistou hodnotu  $\alpha$ , byly výše uvedené testy provedeny s využitím Bonferroniho korekce.

Výsledky je možné znázornit graficky – jako pás pokrývající pravděpodobnost výskytu jelenů v mladých jehličnatých porostech s pravděpodobností  $1-\alpha$ . Hraniční

body tohoto intervalu jsou  $\frac{X}{n} \pm u\left(\frac{\alpha}{2}\right) \sqrt{\frac{\frac{X}{n} \left(1 - \frac{X}{n}\right)}{n}}$ .

Výsledky lze také potvrdit i jinou variantou statistického výpočtu, která spočívá v mnohonásobném porovnání pro pravděpodobnosti výskytu v jednotlivých měsících. Rozdělení veličiny mezi  $i$ -tým a  $j$ -tým měsícem se prohlásí za nehomogenní, pokud testovací statistika

$$T = \frac{\left| \arcsin \frac{X_i}{n_i} - \arcsin \frac{X_j}{n_j} \right|}{\sqrt{\frac{1}{8} \left( \frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j} \right)}}$$

překročí kritickou hodnotu Studentizovaného rozpětí  $q_{c,\infty}(\alpha)$ .

#### 4.7.2. Vliv lidských aktivit na chování zvěře a výběr biotopu

Lidské činnosti mají na chování zvěře a její aktivitu zásadní vliv. Ve VVP Hradiště bylo zkoumáno, jak působil hromadný taktický výcvik vojska v srpnu 2013 na populaci jelena evropského. Jednalo se o mezinárodní cvičení vojsk, kdy se během 14 dnů na daném území pohybovalo více než 3000 vojáků a k tomu adekvátní počet vojenské techniky (jednalo se o největší cvičení od roku 1990). Cvičící vojska se pohybovala v terénu téměř všude (při obvyklých cvičeních se pohybují většinou po vymezených střelnicích). Pro vyhodnocení vlivu pohybujících se vojsk byla v tomto období použita metoda stanovení denních ušlých vzdáleností.

Dalším hodnoceným aspektem lidské činnosti na aktivitu zvěře bylo myslivecké hospodaření, konkrétně vliv příkrmování v zimním období. Vzhledem ke krátkému období sledování (k dispozici byla pouze data z části zimy 2012/2013, data ze zimy 2013/2014 teprve vyhodnocena budou v souvislosti se zaměřením všech krmných míst a identifikací dní s intenzivním společným lovem) bylo hodnocení provedeno pouze na základě největší vzdálenosti, ve které se od příkrmovacího zařízení během týdenního období nacházel sledovaný jedinec. Byla tedy posuzována přímá vzdálenost (v metrech) nejvzdálenějšího GPS zaměření během jednoho týdne v období potravní nouze (zimy). Protože intenzivní lov na krmelištích značně ovlivňoval chování zvěře, bylo pro vyhodnocení použito období od 15. 1. do 21. 3., tedy po začátku doby hájení jelena evropského.



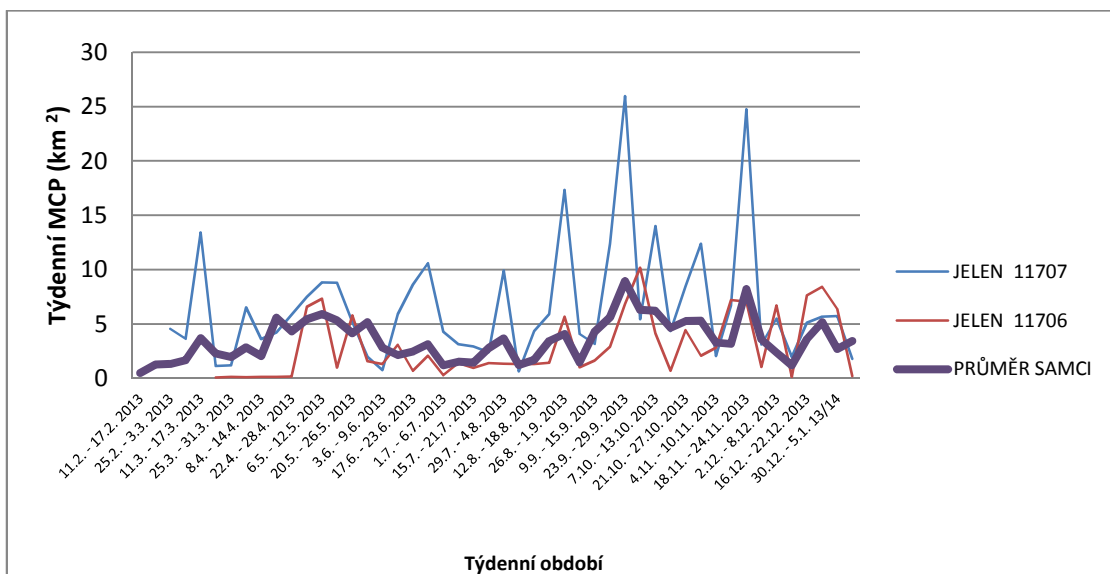
## 5. VÝSLEDKY

### 5.1. Stanovení velikosti domovských okrsků a hodnocení aktivity

#### 5.1.1. Stanovení velikosti domovských okrsků

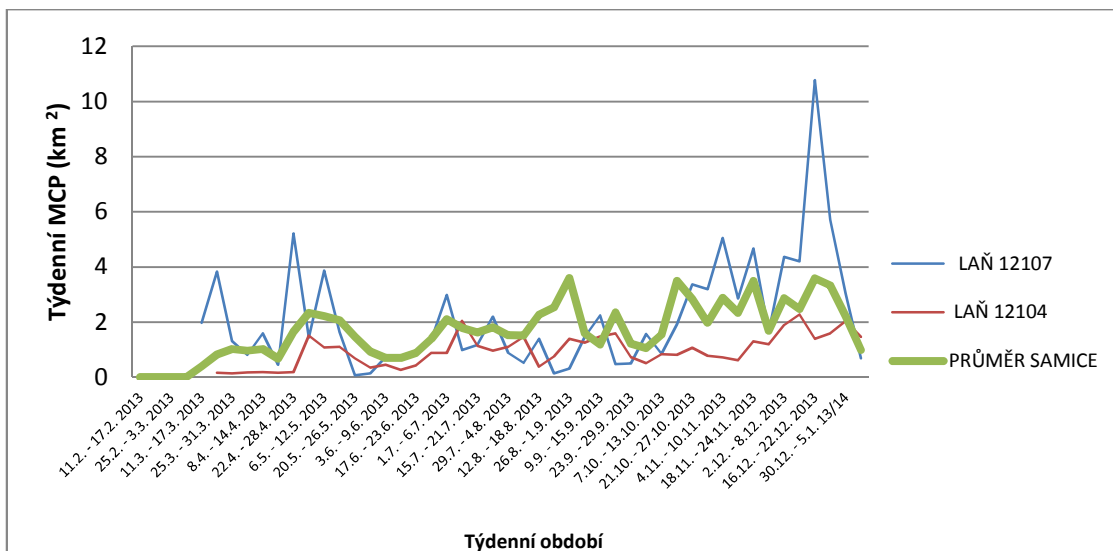
##### 5.1.1.1. Týdenní domovské okrsky – metoda MCP 100 %

Ze souřadnicových dat byly vypočteny domovské okrsky všech sledovaných jedinců v týdenním období ve společném časovém intervalu od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014. Zvířata, která neměla ve sledovanou dobu funkční GPS zařízení, touto metodou vyhodnocena nebyla. Takto krátký interval pro vyhodnocení domovského okrsku znázorňuje aktivitu jedince a její vývoj během roku. V grafu 6 je znázorněn vývoj velikosti HR dvou samců během roku v porovnání s průměrem všech sledovaných samců. Je zřejmá velká rozmanitost získaných dat, ale vrchol aktivity spadá do poloviny května a přelomu září a října. Celkově je velmi vysoká aktivita samců v podzimním a zimním období, a ta kontinuálně přechází z období říje až do konce sledovaného období (5. 1. 2014)



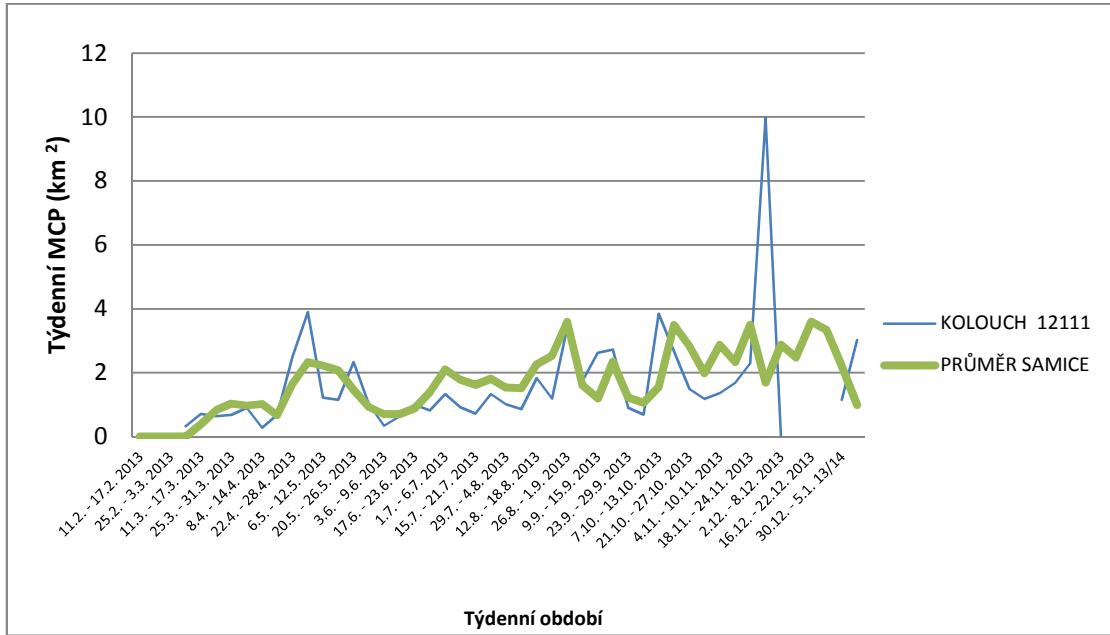
Graf 6. Týdenní domovské okrsky vybraných samců jelena evropského v období od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014, porovnání s průměrem samců

Stejným způsobem byla vyhodnocena i aktivita samic a koloucha 12111. Velikost HR samců se pohybuje v rozmezí 10 až 2595 ha zatímco u samic v rozmezí 9 až 1183 ha (viz graf 7). U většiny laní nepřesáhla velikost týdenního MCP 100% 800 ha, zatímco u jelenů 1600 ha. Aktivita samců je dle získaných dat přibližně dvojnásobná. Velikost týdenních MCP samic je během roku velmi variabilní, ale v porovnání se samci chybí vrchol aktivity v době říje. Obdobně probíhá vysoká aktivita samců i samic v měsíci květnu, velmi vysoká je také v podzimních a zimních měsících. Nastupuje v druhé polovině října a je vysoká až téměř do konce kalendářního roku. Samice mají velmi nízkou aktivitu v průběhu říje.



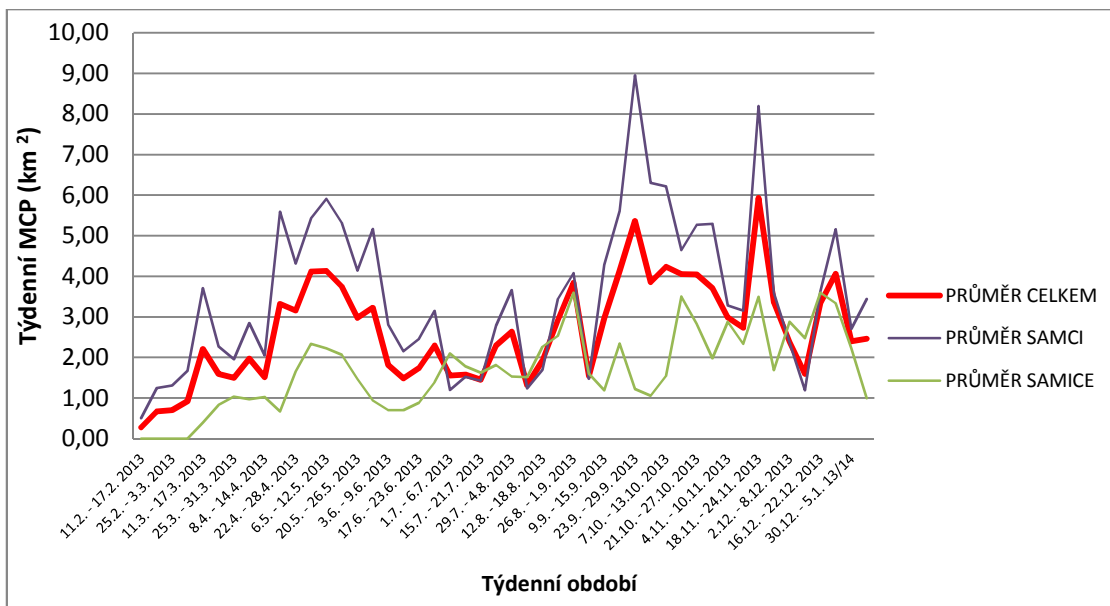
Graf 7. Týdenní domovské okrsky vybraných samic jelena evropského v období od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014, porovnání s průměrem samic

Aktivita jediného označeného koloucha samčího pohlaví je velmi podobná průměrné aktivitě laní, kolouch byl velmi aktivní už začátkem září, největší plocha MCP byla zaznamenána na začátku prosince. Vlivem poruchy GPS zařízení však zbytek prosincových dat není k dispozici (viz graf 8).



Graf 8. Průměrné týdenní domovské okrsky sledovaných samic jelena evropského a koloucha 12111 (Tomáše) v období od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014

Průměrná velikost HR stanoveného touto metodou je u jelenů 406 ha, u laní 189 ha a u koloucha 164 ha. Z výše uvedených dat vyplývá, že prostorová aktivita samců je v průměru výrazně (více než dvojnásobně) vyšší než aktivita samic a mladé (pohlavně nezralé) zvěře (viz graf 9).



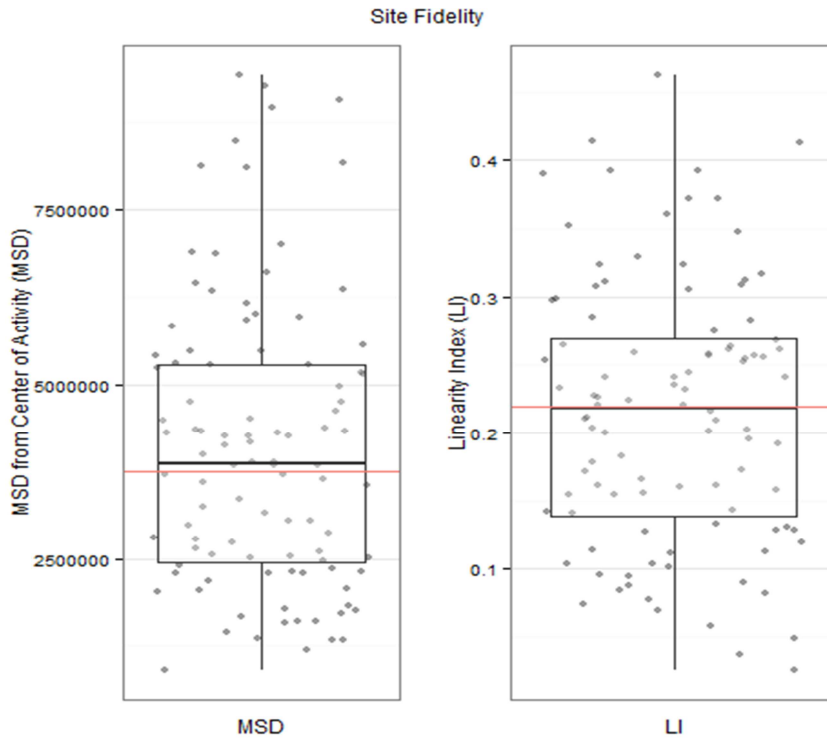
Graf 9. Týdenní domovské okrsky průměr za samce, samice a obě pohlaví v období od 11. 2. 2013 do 5. 1. 2014

Květnový vrchol aktivity je stejný u samců i samic, obdobně vysoce aktivní jsou obě pohlaví i v podzimních a zimních měsících. Rozdíl ve velikosti MCP mezi pohlavími je na přelomu roku, kdy samci jsou stále vysoce aktivní ještě začátkem ledna, zatímco samice nikoliv. Zásadní rozdíl je v období říje. Samci jsou v období rozmnožování aktivní jednoznačně nejvíce z celého ročního období, zatímco samice svou aktivitu naopak snižují. Samci v období měsíce července a srpna byli velmi málo aktivní, jejich aktivita se velice blížila aktivitě samic.

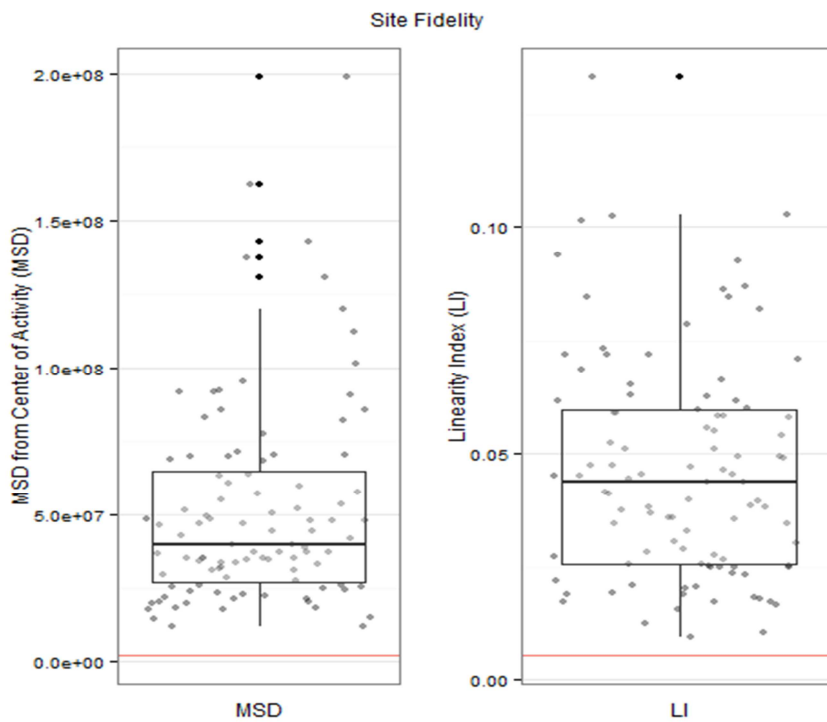
#### 5.1.1.2. Roční a sezónní domovské okrsky – metoda MCP

Každý označený jedinec byl vyhodnocen zvlášť podle metodiky popsané v kapitole 4.4.1., odděleně byly zpracovávány a vyhodnocovány laně a jeleni. Pro stanovení letního domovského okrsku byla použita ucelená data jednotlivých zvířat z období od 21. 6. 2013 do 20. 9. 2013. Pro stanovení zimního domovského okrsku pak ucelená data jednotlivých zvířat z období 21. 12. 2012 až 20. 3. 2013 a z období 21. 12. 2013 až 20. 3. 2014. Roční domovské okrsky byly vyhodnoceny z dat za období 1. 4. 2013 až 31. 3. 2014.

Vyhodnocení věrnosti areálu (fidelity) proběhlo v souladu s metodikou, data všech laní byla vhodná pro výpočet velikosti domovského okrsku. Jedinou výjimkou byla fidelita laně 12107 (Barunka) v zimě 2013 (znázorněno v grafu 10, skutečná trajektorie pohybu (červeně) je shodná nebo jen mírně nižší než simulovaná trajektorie). Vyhodnocení věrnosti areálu u laně č. 12107 v zimě 2014 je znázorněno v grafu 11, hodnoty MSD a LI jsou podstatně nižší pro skutečné trajektorie (červeně) než pro simulované trajektorie, čili fidelita je příznivá a analýza domovského okrsku mohla být provedena.



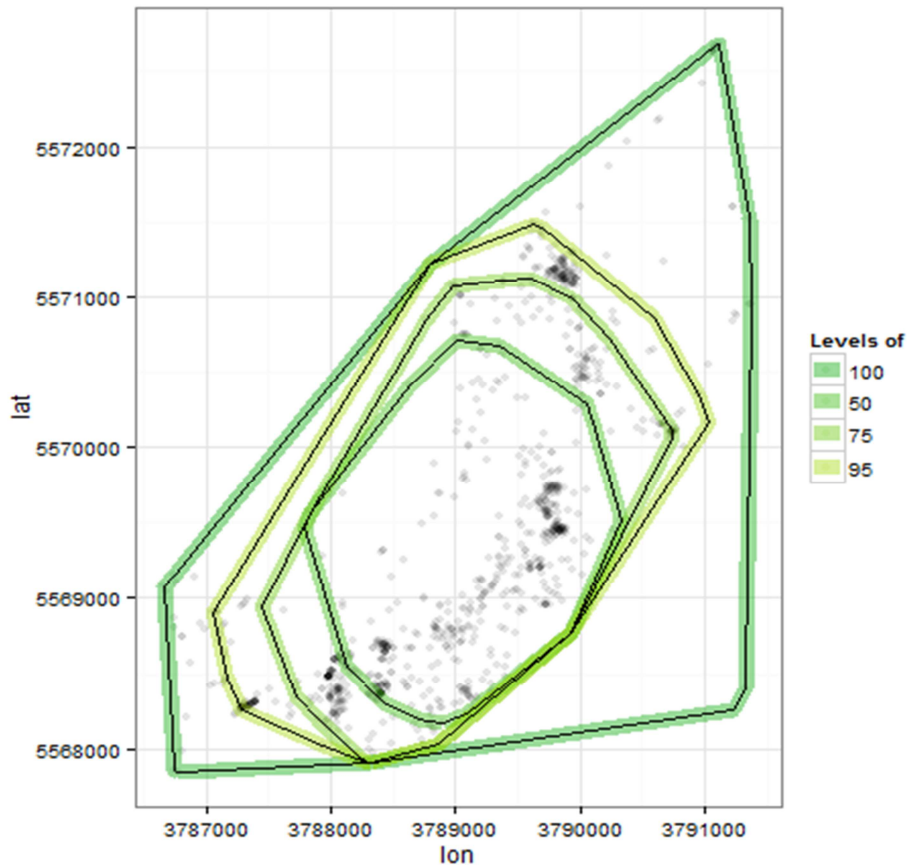
Graf 10. Věrnost areálu (*Site Fidelity*) laně 12107 v zimě 2013



Graf 11. Věrnost areálu (*Site Fidelity*) laně 12107 v zimě 2014

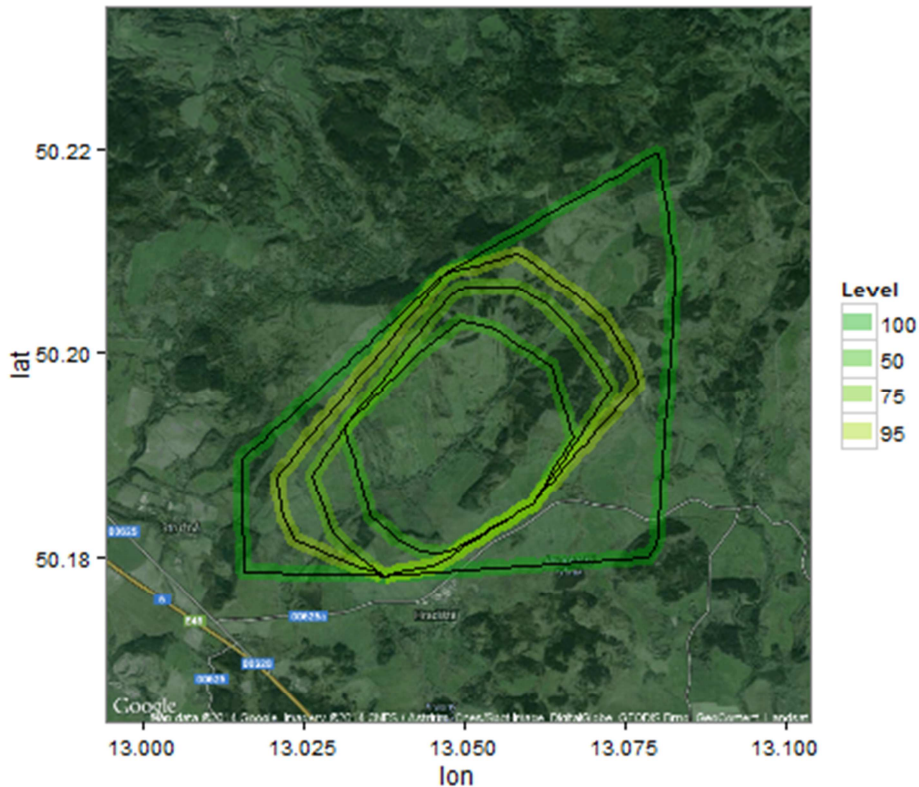
Data vyhodnocení věrnosti areálu jsou uvedena v tabulce 6. U sledovaných samců jelena evropského byl index věrnosti areálu nepříznivý ve dvou případech – červeně viz tab. 6, všechna ostatní data vyhovují hodnocení domovských okrsků.

Výstupy dat domovských okrsků jsou v *rhr* k dispozici jak v grafické, tak číselné podobě. Grafická podoba domovského okrsku MCP je znázorněna na obr. 10.



Obr. 10. Domovské okrsky MCP laně 12107 (Barunka) v zimě 2014

Pro lepší vizuální zhodnocení byla na podklad domovského okrsku přenesena ortofotomapa (viz obr. 11). Na tomto obrázku je hodnoceno umístění domovského okrsku v krajině, nejsou na něm znázorněna jednotlivá zaměření.



Obr. 11. Domovské okrsky MCP laně 12107 (Barunka) v zimě 2014 s podkladní vrstvou ortofotomapy

Tabulka domovských okrsků MCP vyhodnocených aplikací *rhr* zachycuje kromě velikostí domovských okrsků (v tab. 6 žlutě zvýrazněno) také množství pozic, ze kterých byl domovský okrsek vypočten, číslo obojku a jméno jedince, pohlaví jedince, období, za které byl domovský okrsek hodnocen, a hodnocení věrnosti areálu (tab. 6). Ve spodní části tabulky jsou barevně zvýrazněny průměrné hodnoty za samce, samice a obě pohlaví celkem.

Tab. 6. Domovské okrsky jelena evropského v Doupovských horách spočtené metodou MCP (pravé sloupce uvádějí hodnotu velikosti domovského okrsku, ve spodní části tabulky vyhodnocené podle laní, jelenů a obou pohlaví celkem)

Tab. 6. – část 1.

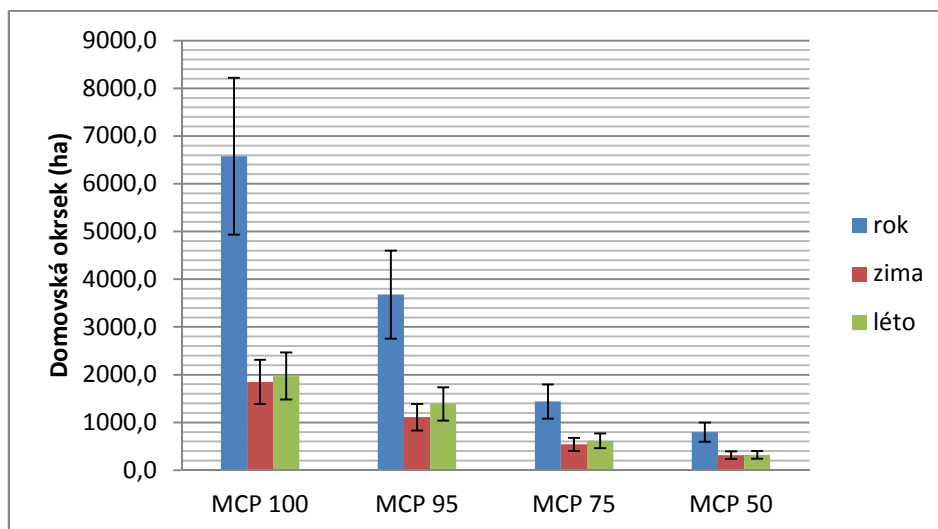
Č. obojku	Jméno	Pohl.	Období	Poč. pozic	Vyhodnocení věrnosti areálu							Domovské okrsky			
					LI - skutečné	MSD - skutečné	LI - LCI (95%)	MSD - LCI (95%)	LI - UCI (95%)	MSD - UCI (95%)	Věrnost areálu	MCP 100	MCP 95	MCP 75	MCP 50
11707	Bróňa	♂	rok	5717	0	9662132,05	0,02	185460481,23	0,02	237714536,1	OK	17827,3	14322,4	2367,0	1170,9
11707	Bróňa	♂	zima 13	522	0,01	10805929,2	0,06	9604457,52	0,07	11881899,4	X	3388,0	3368,4	2468,2	1151,2
11707	Bróňa	♂	zima 14	1089	0	2620514,45	0,04	38035096,92	0,05	48080292,81	OK	3981,5	1413,4	596,8	281,3
11707	Bróňa	♂	léto	1107	0,02	4527312,58	0,04	33779685,30	0,05	44221064,93	OK	4192,9	3338,8	1523,3	631,8
9659	Direktorík	♂	rok	2017	0	5515957,29	0,03	200621208,42	0,04	257135150,6	OK	5170,3	3723,5	2131,3	1430,2
9659	Direktorík	♂	zima12	210	0,1	224028,81	0,13	1020989,41	0,16	1270504,99	OK	196,4	84,3	12,5	6,3
9659	Direktorík	♂	zima 13	228	0,02	1580221,11	0,08	10974872,32	0,1	13985938,87	OK	1337,0	1079,3	93,0	22,0
9659	Direktorík	♂	zima 14	428	0,03	2413929,39	0,05	30509576,90	0,06	39515736,79	OK	2581,9	1347,9	653,2	334,3
9659	Direktorík	♂	léto	420	0,03	4158660,98	0,06	23290836,47	0,08	30497478,59	OK	2659,2	2054,0	758,7	550,8
11708	Jarda	♂	rok	4840	0,01	4139677	0,02	104580329,93	0,02	136645979,8	OK	6278,9	3234,4	905,7	562,9
11708	Jarda	♂	zima 13	440	0,01	1223153,25	0,06	12894060,92	0,07	16234539,5	OK	711,7	531,6	317,9	128,4
11708	Jarda	♂	zima 14	1091	0,01	1005922,7	0,04	22992971,82	0,05	29899967,94	OK	1252,0	667,9	313,3	158,2
11708	Jarda	♂	léto	947	0,02	2716216,73	0,05	13997056,67	0,06	17010235,1	OK	1854,5	1814,6	676,0	191,5
12105	Kódl	♂	rok	2188	0,02	7820726,41	0,03	65871880,33	0,04	81961864,34	OK	6467,3	4463,9	2158,5	1195,5
12105	Kódl	♂	léto	1112	0,03	7552134,54	0,04	26734056,88	0,05	34143731,62	OK	4397,6	3361,1	1936,0	1413,6
11705	Miloš	♂	rok	4832	0	3224881,61	0,02	159088857,17	0,02	198562890,1	OK	10716,3	2877,9	1005,9	209,8
11705	Miloš	♂	zima 13	621	0,01	869981,44	0,06	21640954,23	0,07	27519207,89	OK	1493,9	474,3	117,6	91,1
11705	Miloš	♂	zima 14	1090	0,01	2999103,67	0,05	46760531,04	0,06	59145346,06	OK	3372,8	1966,4	871,9	481,9
11705	Miloš	♂	léto	1110	0,02	1394897,05	0,04	16170500,87	0,05	21632021	OK	2477,9	1031,7	189,6	39,0
11706	Ondra	♂	rok	5227	0	3043114,91	0,02	75785277,03	0,02	101435014,7	OK	3730,2	1947,0	1461,2	447,7
11706	Ondra	♂	zima 14	1090	0,02	4136075,17	0,05	23481360,28	0,06	30267404,44	OK	2236,3	1658,1	697,6	518,6
11706	Ondra	♂	léto	1109	0	690698,77	0,04	12661942,44	0,05	15783923,49	OK	837,9	536,1	256,5	40,1
9662	Pavel	♂	rok	1993	0	16829992,6	0,03	245467085,28	0,03	315636994,9	OK	12660,6	7363,9	4785,8	3396,5
9662	Pavel	♂	zima12	213	0,12	277394,05	0,11	329427,93	0,14	417002,62	X	105,4	103,2	51,9	21,8
9662	Pavel	♂	zima 13	259	0,03	4027774,67	0,08	20559116,20	0,1	27494727,01	OK	2693,3	1830,8	1107,6	398,1
9662	Pavel	♂	zima 14	407	0,02	6651202,47	0,06	72541321,86	0,07	92025655,77	OK	4845,9	3472,8	1841,2	1329,0
9662	Pavel	♂	léto	403	0	4165903,3	0,07	17447275,29	0,08	21706912,1	OK	2364,2	955,1	740,6	405,0
12111	Tomáš	♂	rok	3645	0,01	3515895,03	0,02	65807306,93	0,03	84343675,49	OK	7343,7	1021,4	366,6	169,4
12111	Tomáš	♂	zima 14	326	0	363737,43	0,08	8638870,57	0,1	10453082	OK	423,5	163,3	21,3	44,8
12111	Tomáš	♂	léto	1110	0,01	606616,85	0,04	18814341,71	0,05	25578922,27	OK	526,3	333,0	110,9	49,1
12110	Barka	♀	rok	4388	0	2494425,33	0,02	65378279,79	0,03	82998094,87	OK	2427,5	2263,3	618,2	343,5
12110	Barka	♀	zima 14	1089	0,01	1958940,99	0,04	8669592,99	0,05	11127198,29	OK	1099,0	828,2	544,8	398,5
12110	Barka	♀	léto	1108	0	4269991,99	0,05	25079899,03	0,06	3177318,88	OK	2290,9	2270,9	733,5	323,3



Tab. 6. – část 2.

12107	Barunka	♀	rok	5026	0	2017240,51	0,02	109127015,81	0,02	138143895,1	OK	2964,5	1146,0	695,4	346,4	
12107	Barunka	♀	zima 13	108	0,22	3750553,78	0,2	3688912,04	0,23	4503076,7	X	717,7	673,5	212,5	207,0	
12107	Barunka	♀	zima 14	1081	0,01	2088097,74	0,04	44239875,82	0,05	57792009,66	OK	1458,9	832,8	637,4	431,6	
12107	Barunka	♀	léto	1116	0,01	695469,39	0,05	12069116,20	0,06	15638811,21	OK	598,0	343,6	217,5	101,1	
12108	Cecilka	♀	rok	4878	0	2054954,12	0,02	115334514,89	0,02	152203248,5	OK	2383,2	1481,5	679,1	250,2	
12108	Cecilka	♀	zima 14	1090	0	2224667,86	0,03	29233514,81	0,04	37263369,89	OK	1477,2	1135,2	628,1	262,6	
12108	Cecilka	♀	léto	1108	0,01	680331,91	0,04	22569004,02	0,04	29192776,85	OK	1062,6	382,6	188,1	62,6	
12112	Dorotka	♀	rok	3533	0	358672,46	0,02	34094360,12	0,03	43022014,46	OK	941,1	288,7	100,9	40,1	
12112	Dorotka	♀	zima 14	932	0,01	1160821,41	0,04	6050467,15	0,05	8166106,4	OK	459,6	303,7	184,3	157,7	
12112	Dorotka	♀	léto	1113	0	377746,92	0,04	10844840,90	0,05	13952457,81	OK	401,4	220,0	99,8	29,9	
PRŮMĚR	♀	rok										2179,0	1294,9	523,4	245,0	
		zima											1123,7	775,0	498,6	312,6
		léto											1088,2	804,3	309,7	129,2
	♂	rok											8978,7	5419,0	2116,5	1201,9
		winter 12											196,4	84,3	12,5	6,3
		winter 13											1559,0	979,0	409,0	159,9
		winter 14											3045,1	1754,4	829,0	517,2
		zima											2245,7	1320,6	602,0	340,8
		léto											2683,4	1870,2	868,7	467,4
	♂ + ♀	rok											6575,9	3677,8	1439,6	796,9
		zima											1851,3	1111,9	539,9	315,3
		léto											1971,9	1386,8	619,2	319,8

Pro přehlednost byly domovské okrsky znázorněny v grafu 12. Je zřejmé, že hodnocením domovského okrsku metodou MCP 100 jsou dosaženy neúměrně vysoké hodnoty, zimní a letní okrsek má velmi podobnou velikost ve všech variantách hodnocení. V grafu je znázorněn interval spolehlivosti 95 %.

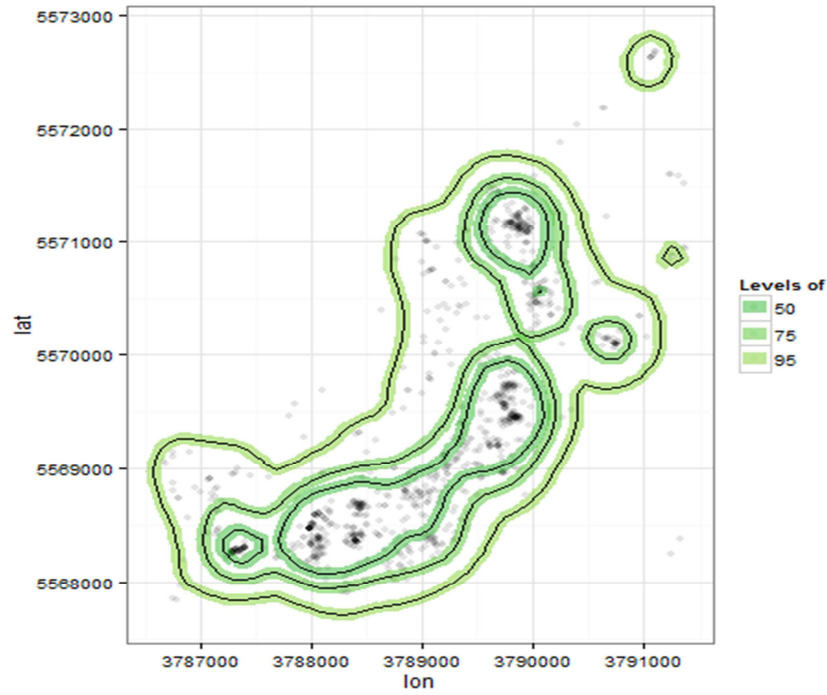


Graf 12. Stanovení velikosti domovských okrsků metodou MCP

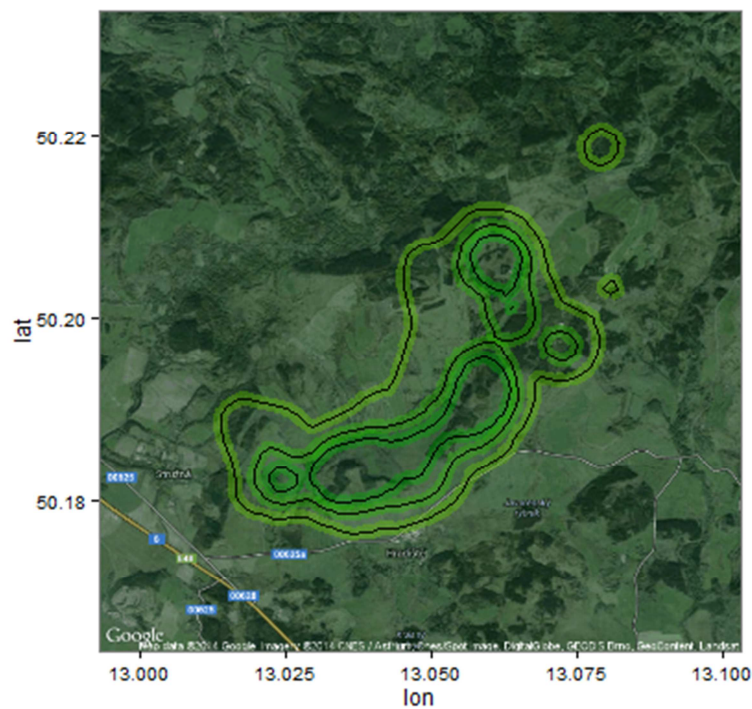
Do výpočtu průměrů nebyli zahrnuti jedinci se špatnou fidelitou a do průměru samců nebyl zahrnut kolouch 12111 (Tomáš) samčího pohlaví z důvodu pohlavní nezralosti, která velikost domovského okrsku ovlivňuje.

#### 5.1.1.3. Roční a sezónní domovské okrsky – metoda KDE

Stejným způsobem byly provedeny výstupy domovských okrsků metodou KDE (obr. 12 a 13). Výstupy obou metod byly přeneseny do tabulek programu Microsoft Excel, aby mohly být porovnány a zprůměrovány. V tabulce domovských okrsků jsou zachycena i data věrnosti areálu (*Side Fidelity*). Prezentování těchto dat grafickou formou by bylo v této práci z důvodu značného množství obrázků nevhodné, a proto jsou výsledky uvedeny pouze v číselné formě (viz tab. 7).



Obr. 12. Domovské okrsky KDE laně 12107 (Barunka) v zimě 2014



Obr. 13. Domovské okrsky KDE laně 12107 (Barunka) v zimě 2014 s podkladní vrstvou ortofotomapy

Tab. 7. Domovské okrsky jelena evrorského v Doupovských horách spočtené metodou KDE (pravé sloupce uvádějí hodnotu velikosti domovského okrsku, ve spodní části tabulky vyhodnocené podle laní, jelenů a obou pohlaví celkem)

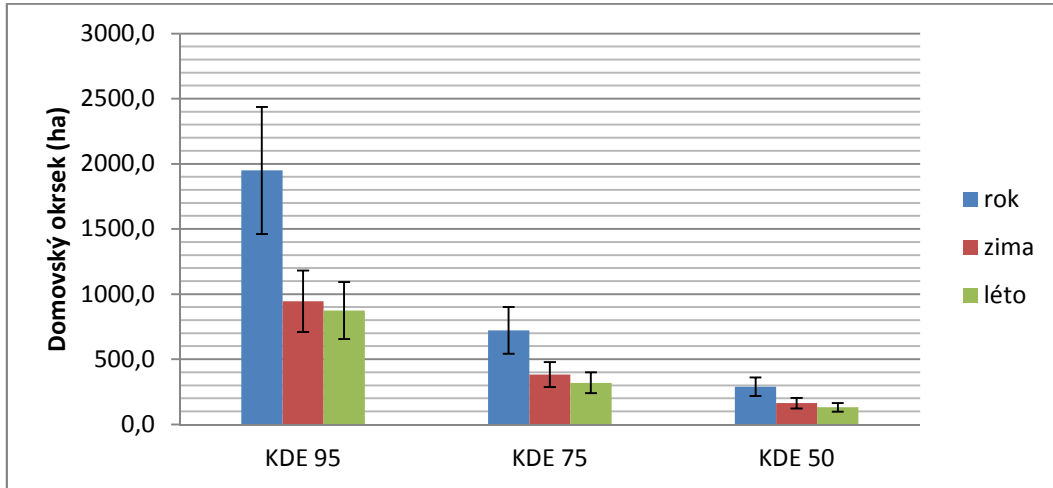
Tab. 7. – část 1.

č. obojku	Jméno	Pohl.	Období	Poč. pozic	Vyhodnocení věrnosti areálu							Domovské okrsky		
					LI - skutečné	MSD - skutečné	LI - LCI (95%)	MSD - LCI (95%)	LI - UCI (95%)	MSD - UCI (95%)	Věrnost areálu	KDE 95	KDE 75	KDE 50
11707	Bróňa	♂	rok	5717	0	9662132,05	0,02	185460481,23	0,02	237714536,1	OK	4554,43	1406,35	584,78
11707	Bróňa	♂	zima 13	522	0,01	10805929,2	0,06	9604457,52	0,07	11881899,4	X	1919,78	798,7	293,46
11707	Bróňa	♂	zima 14	1089	0	2620514,45	0,04	38035096,92	0,05	48080292,81	OK	1456,07	548,15	242,28
11707	Bróňa	♂	léto	1107	0,02	4527312,58	0,04	33779685,30	0,05	44221064,93	OK	2040,28	751,08	327,14
9659	Direktorík	♂	rok	2017	0	5515957,29	0,03	200621208,42	0,04	257135150,6	OK	2862,21	1202,62	464,67
9659	Direktorík	♂	zima12	210	0,1	224028,81	0,13	1020989,41	0,16	1270504,99	OK	211,47	89,23	34,06
9659	Direktorík	♂	zima 13	228	0,02	1580221,11	0,08	10974872,32	0,1	13985938,87	OK	634,89	154,22	60,57
9659	Direktorík	♂	zima 14	428	0,03	2413929,39	0,05	30509576,90	0,06	39515736,79	OK	1283,62	494,92	223,61
9659	Direktorík	♂	léto	420	0,03	4158660,98	0,06	23290836,47	0,08	30497478,59	OK	1029,26	379,56	145,1
11708	Jarda	♂	rok	4840	0,01	4139677	0,02	104580329,93	0,02	136645979,8	OK	1431,21	602,34	298,93
11708	Jarda	♂	zima 13	440	0,01	1223153,25	0,06	12894060,92	0,07	16234539,5	OK	686,26	318,88	136,72
11708	Jarda	♂	zima 14	1091	0,01	1005922,7	0,04	22992971,82	0,05	29899967,94	OK	687,65	294,77	136,41
11708	Jarda	♂	léto	947	0,02	2716216,73	0,05	13997056,67	0,06	17010235,1	OK	977,57	369,01	142,99
12105	Kódl	♂	rok	2188	0,02	7820726,41	0,03	65871880,33	0,04	81961864,34	OK	2299,5	861,01	326,35
12105	Kódl	♂	léto	1112	0,03	7552134,54	0,04	26734056,88	0,05	34143731,62	OK	1805,24	719,31	310,13
11705	Miloš	♂	rok	4832	0	3224881,61	0,02	159088857,17	0,02	198562890,1	OK	2071,74	556,11	154,07
11705	Miloš	♂	zima 13	621	0,01	869981,44	0,06	21640954,23	0,07	27519207,89	OK	544,81	176,97	68,81
11705	Miloš	♂	zima 14	1090	0,01	2999103,67	0,05	46760531,04	0,06	59145346,06	OK	1645,22	591,98	239,74
11705	Miloš	♂	léto	1110	0,02	1394897,05	0,04	16170500,87	0,05	21632021	OK	792,95	193,29	62,19
11706	Ondra	♂	rok	5227	0	3043114,91	0,02	75785277,03	0,02	101435014,7	OK	1233,04	440,02	183,94
11706	Ondra	♂	zima 14	1090	0,02	4136075,17	0,05	23481360,28	0,06	30267404,44	OK	812,69	311,44	134,53
11706	Ondra	♂	léto	1109	0	690698,77	0,04	12661942,44	0,05	15783923,49	OK	511,17	187,41	69,5
9662	Pavel	♂	rok	1993	0	16829992,6	0,03	245467085,28	0,03	315636994,9	OK	4675,06	1883,54	685,46
9662	Pavel	♂	zima12	213	0,12	277394,05	0,11	329427,93	0,14	417002,62	X	218,37	102,07	38,38
9662	Pavel	♂	zima 13	259	0,03	4027774,67	0,08	20559116,20	0,1	27494727,01	OK	1488,61	597,51	221,92
9662	Pavel	♂	zima 14	407	0,02	6651202,47	0,06	72541321,86	0,07	92025655,77	OK	2332,9	1024,22	418,69
9662	Pavel	♂	léto	403	0	4165903,3	0,07	17447275,29	0,08	21706912,1	OK	735,52	218,06	95,67
12111	Tomáš	♂	rok	3645	0,01	3515895,03	0,02	65807306,93	0,03	84343675,49	OK	823,15	247,79	127,63
12111	Tomáš	♂	zima 14	326	0	363737,43	0,08	8638870,57	0,1	10453082	OK	287,15	116,81	55,87
12111	Tomáš	♂	léto	1110	0,01	606616,85	0,04	18814341,71	0,05	25578922,27	OK	427,81	161,01	72,3
12110	Barka	♀	rok	4388	0	2494425,33	0,02	65378279,79	0,03	82998094,87	OK	1035,97	452,2	195,69
12110	Barka	♀	zima 14	1089	0,01	1958940,99	0,04	8669592,99	0,05	11127198,29	OK	811,78	389,62	176,86
12110	Barka	♀	léto	1108	0	4269991,99	0,05	25079899,03	0,06	3177318,88	OK	980,09	367,17	138,37

Tab. 7. – část 2.

12107	Barunka	♀	rok	5026	0	2017240,51	0,02	109127015,81	0,02	138143895,1	OK	1125,98	491,89	221	
12107	Barunka	♀	zima 13	108	0,22	3750553,78	0,2	3688912,04	0,23	4503076,7	X	550,47	199,83	70,54	
12107	Barunka	♀	zima 14	1081	0,01	2088097,74	0,04	44239875,82	0,05	57792009,66	OK	892,76	399,52	189,33	
12107	Barunka	♀	léto	1116	0,01	695469,39	0,05	12069116,20	0,06	15638811,21	OK	368,46	168,19	68,97	
12108	Cecilka	♀	rok	4878	0	2054954,12	0,02	115334514,89	0,02	152203248,5	OK	917,38	392,67	169,49	
12108	Cecilka	♀	zima 14	1090	0	2224667,86	0,03	29233514,81	0,04	37263369,89	OK	960,74	474,43	210,72	
12108	Cecilka	♀	léto	1108	0,01	680331,91	0,04	22569004,02	0,04	29192776,85	OK	478,89	192,83	86,81	
12112	Dorotka	♀	rok	3533	0	358672,46	0,02	34094360,12	0,03	43022014,46	OK	356,61	120,04	57,29	
12112	Dorotka	♀	zima 14	932	0,01	1160821,41	0,04	6050467,15	0,05	8166106,4	OK	382,15	139,02	62,3	
12112	Dorotka	♀	léto	1113	0	377746,92	0,04	10844840,90	0,05	13952457,81	OK	336,13	122,65	56,52	
	PRŮMĚR	♀	rok									859,0	364,2	160,9	
		♀	zima										761,9	350,6	159,8
		♀	léto										540,9	212,7	87,7
	PRŮMĚR	♂	rok										2732,5	993,1	385,5
		♂	winter 12										211,5	89,2	34,1
		♂	winter 13										838,6	311,9	122,0
		♂	winter 14										1369,7	544,2	232,5
		♂	zima										1071,3	418,4	174,3
	PRŮMĚR	♂	léto									1127,4	402,5	164,7	
	PRŮMĚR	♂ + ♀	rok										1948,9	721,4	289,1
		♂ + ♀	zima										944,9	382,6	163,3
		♂ + ♀	léto										873,6	319,1	131,3

Ze znázornění velikostí domovských okrsků grafem 13 je patrné, že hodnota velikosti domovského okrsku hodnoceného touto metodou je výrazně nižší a rozdíl v hodnocení velikosti ročního a sezónního *home range* není tak diametrální. V grafu je znázorněn interval spolehlivosti 95 %.

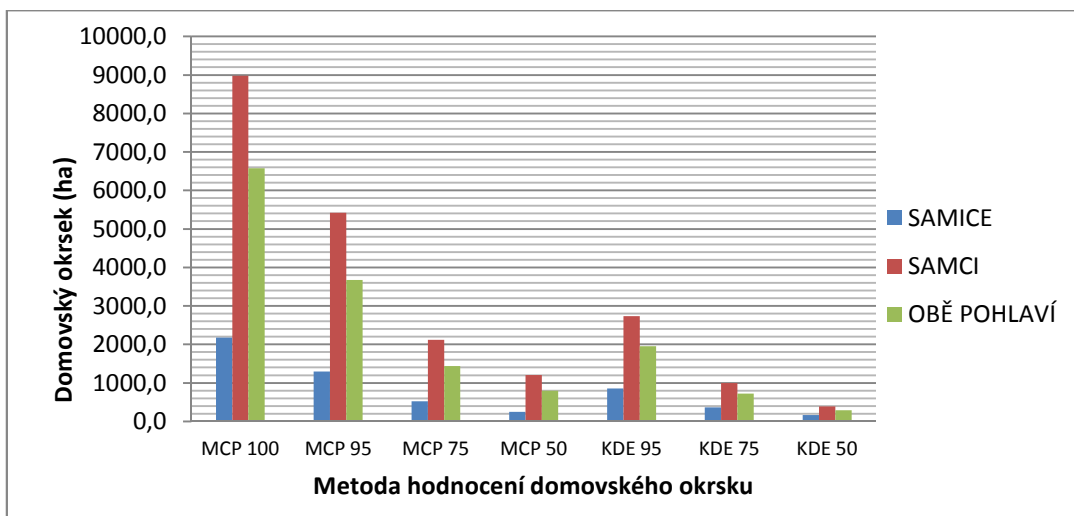


Graf 13. Stanovení velikosti domovských okrsků metodou KDE (chybové úsečky znázorňují standardní chybu)

Do výpočtu průměrů nebyli zahrnuti jedinci se špatnou fidelitou a do průměru samců nebyl zahrnut kolouch 12111 (Tomáš) samčího pohlaví z důvodu pohlavní nezralosti, která velikost domovského okrsku ovlivňuje.

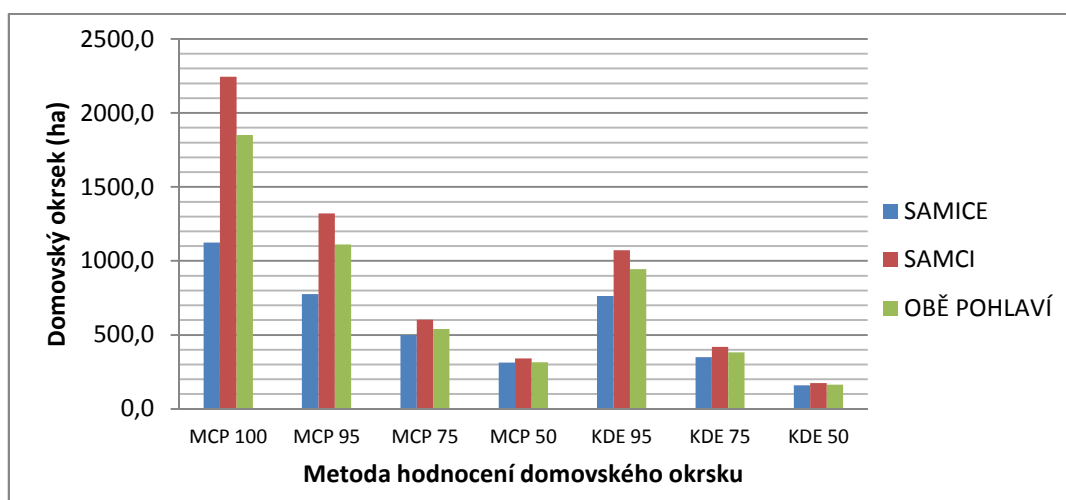
#### 5.1.1.4. Porovnání výsledků metody MCP a KDE samců a samic

Velmi zajímavé je grafické porovnání velikostí ročních domovských okrsků (graf 14). Domovský okrsek samců je několikanásobně větší než domovský okrsek samic, a to v podstatě bez rozdílu u všech použitých metod hodnocení.

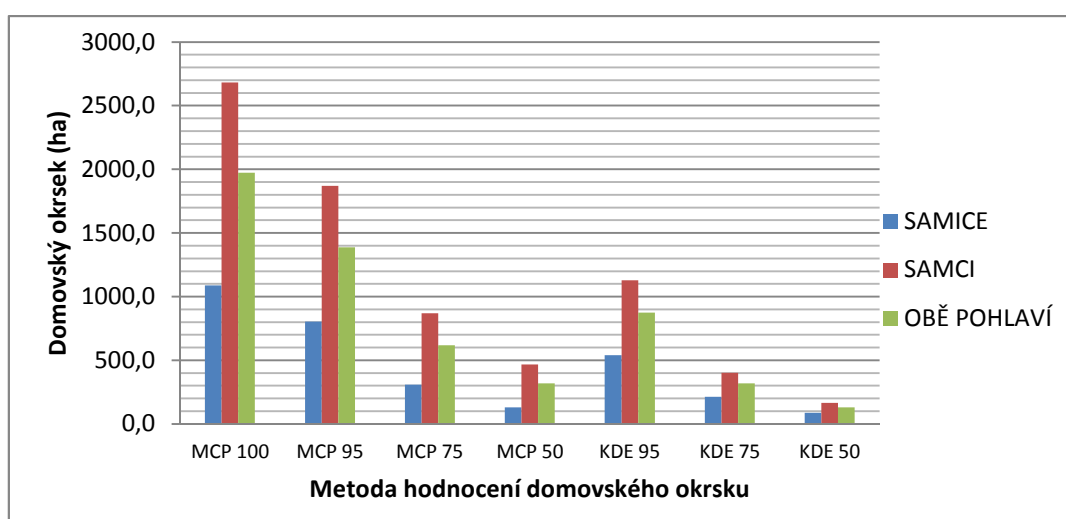


Graf 14. Porovnání ročních velikostí domovských okrsků jelena evropského v Doupovských horách podle metod výpočtu

Sezónní domovské okrsky nejsou u samců a samic zdaleka tak rozdílné, při použití metody jádrového odhadu hustoty se jeví v zimním období téměř jako stejné, zatímco v letním období využívá jelen areál zhruba dvojnásobné velikosti než laň (graf 15 a 16). Letní domovské okrsky jsou obecně větší než zimní, ale toto tvrzení platí více u samců než u samic. Průměrný domovský okrsek samic je naopak většinou větší v zimě než v létě. Markantní výsledky jsou zejména při hodnocení HR metodou MCP 50 a KDE 50 v zimním období, kdy se velikosti domovských okrsků samců a samic téměř shodují.



Graf 15. Porovnání velikostí zimních domovských okrsků jelena evropského v Doupovských horách



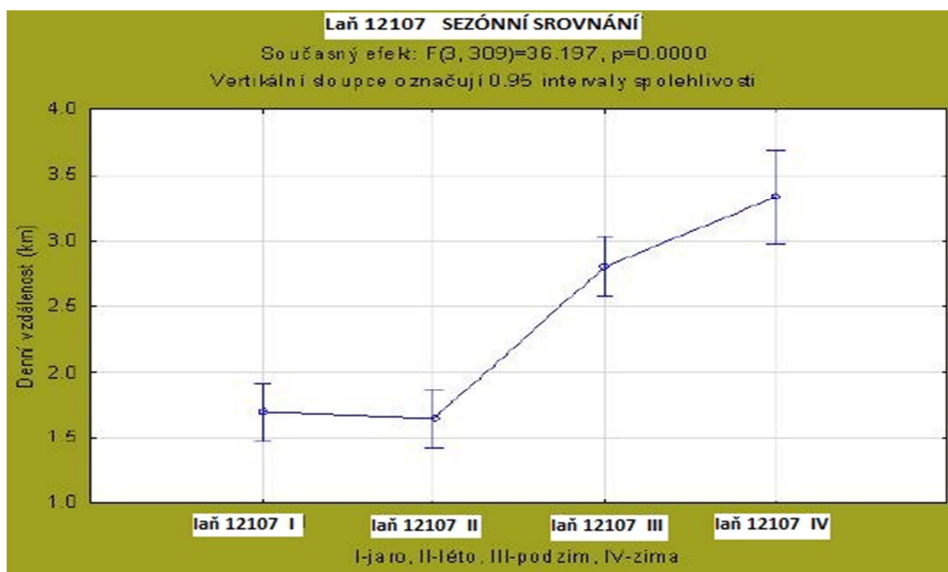
Graf 16. Porovnání velikostí letních domovských okrsků jelena evropského v Doupovských horách

Zimní MCP 95 domovské okrsky samic se pohybují v rozmezí 303,7 až 1135,2 ha, u samců v rozmezí 84,3 až 3472,8 ha. Zimní KDE 95 domovské okrsky samic se pohybují v rozmezí 382,2 až 960,7 ha, u samců v rozmezí 211,5 až 1645,2 ha. Letní MCP 95 domovské okrsky samic se pohybují v rozmezí 220,0 až 2270,9 ha, u samců v rozmezí 536,12 až 3361,7 ha. Letní KDE 95 domovské okrsky samic se pohybují mezi 336,1 až 980,0 ha, u samců mezi 511,1 až 2040,2 ha.

### 5.1.2. Aktivita vyjádřená minimální denní ušlou vzdáleností

Zpracováním dat pomocí metodiky popsané v kapitole 4.4.2. bylo získáno relativně velké množství výsledných grafů a statisticky testovaných výsledků. Následně jsou uvedeny grafy denních ušlých vzdáleností laně 12107 (Barunka), stejně jako u vyhodnocení *home range* a po nich jen číselné vyhodnocení ostatních jedinců se vzájemným porovnáním.

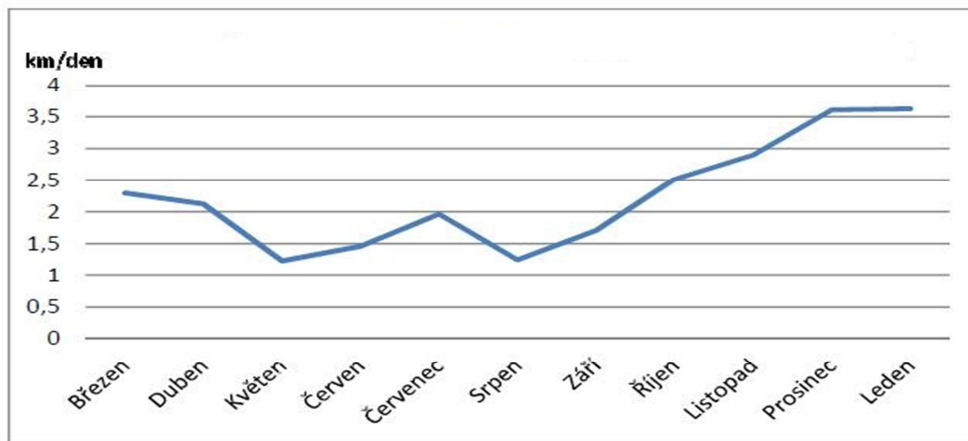
Denní aktivita v průběhu ročních období se u laně 12107 zvyšovala s nástupem podzimu a gradovala v zimě. Jaro a léto vykazuje razantně nižší pohybovou aktivitu (graf 17). Tento rozdíl od podzimu a zimy je statisticky průkazný ( $p=0,000$ ,  $F=36,197$ ).



Graf 17. Statistické srovnání průměrných denních ušlých vzdáleností během ročních období s vyjádřením směrodatné odchylky u laně 12107

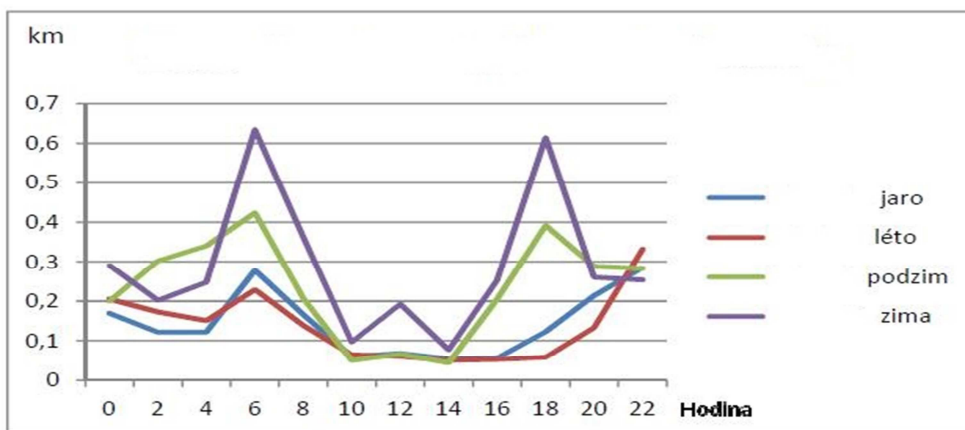


Nejnižší aktivitu vyvíjela laň 12107 v měsíčním intervalu v květnu a srpnu, kdy se denní vzdálenost pohybovala mezi 1,23 - 1,24 kilometry. Od září její aktivita neustále stoupla až do prosince (3,6 km), kdy stagnovala. Lednová hodnota byla totožná s prosincovou, tedy 3,6 km (graf 18).



Graf 18. Průměrná denní ušlá vzdálenost v závislosti na jednotlivých měsících roku u laně 12107

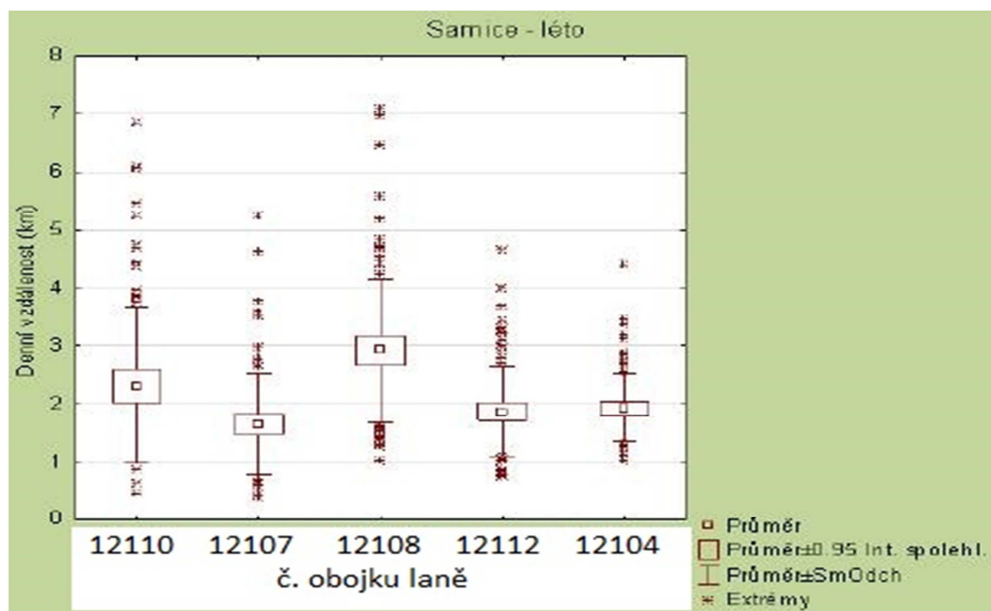
Aktivita během dne podle jednotlivých ročních období je znázorněna v grafu 19. Na podzim a v zimě má aktivita 2 vrcholy s celkově vysokými hodnotami vzdáleností (podzim: 6 – 8 hod., 0,42 km; 18 – 20 hod., 0,39 km; zima: 6 - 8 hod., 0,64 km; 18 - 20 hod., 0,61 km). Na jaře a v létě má první denní vrchol nižší hodnoty (0,27 km jaro a 0,23 km léto), druhý vrchol denní aktivity se přesunul do pozdějších hodin: 22 - 24, taktéž s menšími hodnotami (jaro 0,28 km a léto 0,33 km). Vrcholy aktivity korespondují s východem a západem slunce.



Graf 19. Rozložení aktivity v průběhu dne v dvouhodinových intervalech podle průměru v ročních obdobích u laně 12107

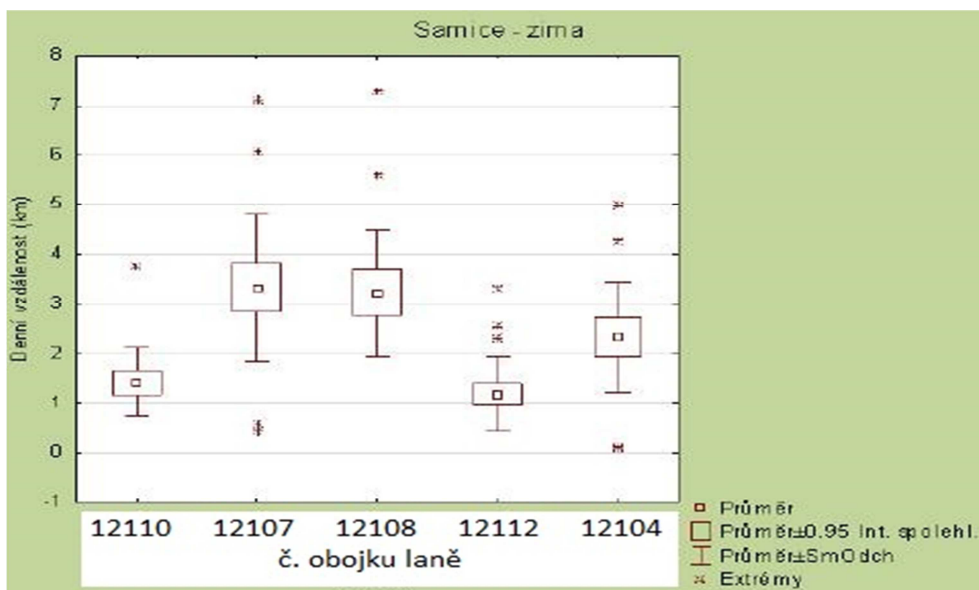
Jednotlivé samice měly odlišný průběh aktivity, hodnoty denních ušlých vzdáleností jsou rozmanité. Porovnáním průběhu denní aktivity podle ročních období mezi jednotlivými samicemi platí obecný trend vysoké aktivity, která souvisí s východem a západem slunce. Během dne jsou denní ušlé vzdálenosti nízké.

Průměrné denní ušlé vzdálenosti v jednotlivých ročních obdobích jsou také u jednotlivých samic poměrně rozmanité. U laně 12108 byl zjištěn statisticky významný rozdíl od všech ostatních - její ušlé vzdálenosti dosahovaly nejvyšších hodnot. Laň 12110 měla aktivitu nižší než laň 12108, ale také se od zbytku sledovaných samic statisticky významně lišila. Mezi laněmi 12107, 12112 a 12104 nebyl zjištěn statisticky relevantní rozdíl ( $p=0,000, F=23,111$ ) viz graf 20.



Graf 20. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samic v letním období.

Průměrné denní ušlé vzdálenosti v zimním období vykazují největší rozdíly v rámci celé zkoumané periody (graf 21). U laně 12108 byly naměřeny opět vysoké hodnoty vzhledem k ostatním samicím. Celkově jsou denní ušlé vzdálenosti vzhledem k ostatním ročním obdobím vysoké. Laň 12104 vykazuje statisticky významný rozdíl ve vztahu ke všem laním ve všech obdobích, i v zimě je u ní patrný hojný výskyt extrémních hodnot převážně ležících nad denním průměrem ( $p=0,000 F=32,2864$ ).



Graf 21. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samic v zimním období.

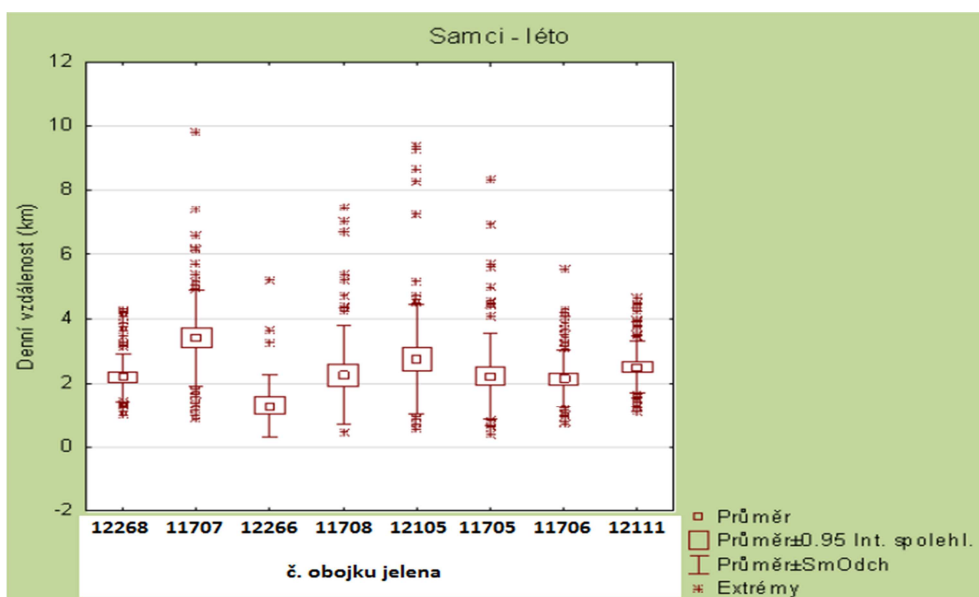
Denní aktivita samic je individuální a pohybuje se u jedné samice (12104) mezi 0,5 – 2,5 km průměrné denní ušlé vzdálenosti, zatímco u jiné (12108) v rozmezí 2 – 4 km průměrné ušlé vzdálenosti za den. Rozpětí denního pohybu jedné samice se pohybovalo mezi 0,1 - 4 km za den. Za celé roční období činí střední hodnota denní ušlé vzdálenosti laní jelena evropského v Doupovských horách 2,05 km. Průměrná roční hodnota denní ušlé vzdálenosti laní je 2,12 km.

Mezi jednotlivými křivkami laní za určité období byla evidentní podobnost v rozložení aktivity během dne. Rozložení aktivity na jaře mělo první vrchol aktivity v intervalu od 6 do 8 hodin. Druhý vrchol byl v intervalu od 22 do 24 hodin s velmi podobnou charakteristikou dynamiky aktivity. Hodnoty minimální aktivity spadají u všech laní do intervalů od 12 do 16 hod a platí pro všechny sledované samice. V létě byl první vrchol aktivity čtyř laní z pěti situován opět do intervalu od 6 do 8 hodin, pouze u 12110 byl posunut na 8 až 10 hodinu. Druhý vrchol byl taktéž v intervalu od 22 do 24 hodin s nápadně prudkým nárůstem aktivity, který byl shodný u všech sledovaných laní. Denní minima vykazovala větší variabilitu. Na podzim byly patrné odlišnosti jednak v intenzitě vrcholů aktivity, tak i v jejich umístění na časové ose. Obecně byly zachovány dva denní vrcholy v rozmezí 6 až 10 hodin a 16 až 22 hodin. Denní minima byla v intervalu od 12 do 14 hodin. Zima byla charakteristická nárůstem aktivity samic. První vrchol byl od 6 do 10 hodin a druhý od 16 do 20 hodin. Průběh denní aktivity v zimě byl podobný průběhu aktivity podzimu, zatímco jaro

bylo v bližším vztahu k létu. Minima během zimy byla ve stejném časovém rozmezí jako na podzim, lišila se však reálně ušlá vzdálenost jednotlivých zvířat.

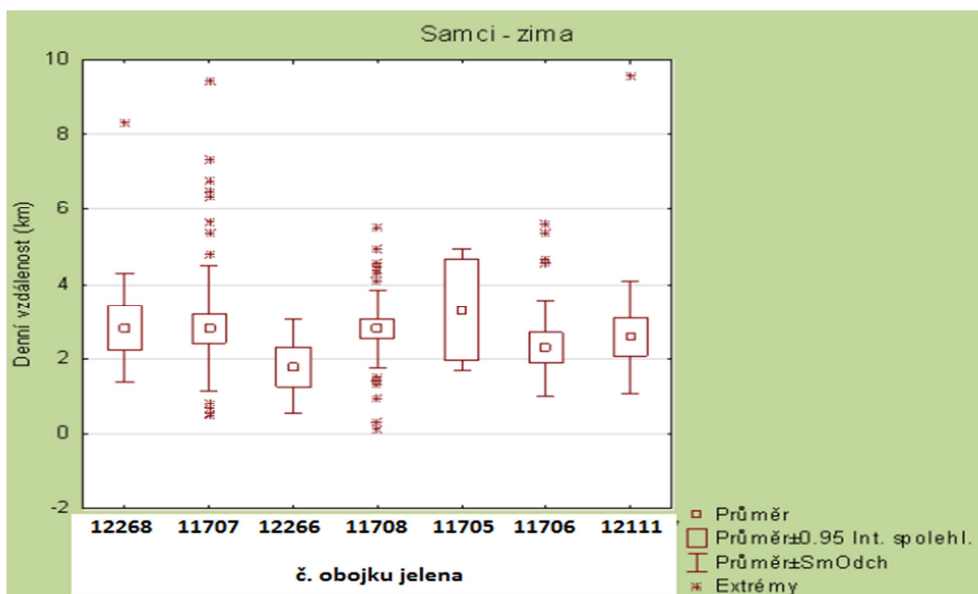
Při porovnání průběhu denní aktivity podle ročních období mezi samci byl patrný trend, kdy z jara do léta docházelo ke slabému propadu aktivity, na podzim docházelo k razantnímu zvýšení a v zimě opět k poklesu, jehož intenzita byla u jednotlivých sledovaných jedinců různá. V zimním období byl naměřen nejvyšší rozptyl hodnot, aktivita samců v tomto období byla velmi různorodá.

Srovnání aktivity sedmi samců a koloucha samčího pohlaví (č. obojku 12111) v letním období je znázorněno v grafu 22. Rozptyl hodnot denních ušlých vzdáleností je velký, statisticky významný je u samců 12268 a 11707. Výrazně se odlišoval zejména jelen 11707, jeho průměrná denní ušlá vzdálenost v letním období byla jednoznačně nejvyšší. Samec 12266 se také signifikantně odlišoval od všech jelenů, ale s rozdílem, že jeho průměrná hodnota byla významně nižší ( $p=0,000$ ,  $F=16,329$ ).



Graf 22. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samců v letním období.

V zimním období byla aktivita samce 12266 opět velmi nízká. Ostatní rozdíly nebyly statisticky průkazné. V zimě se samec 11707 poprvé aktivitou zařadil na úroveň ostatních jelenů, i když rozptyl naměřených hodnot byl velký, viz graf 23.



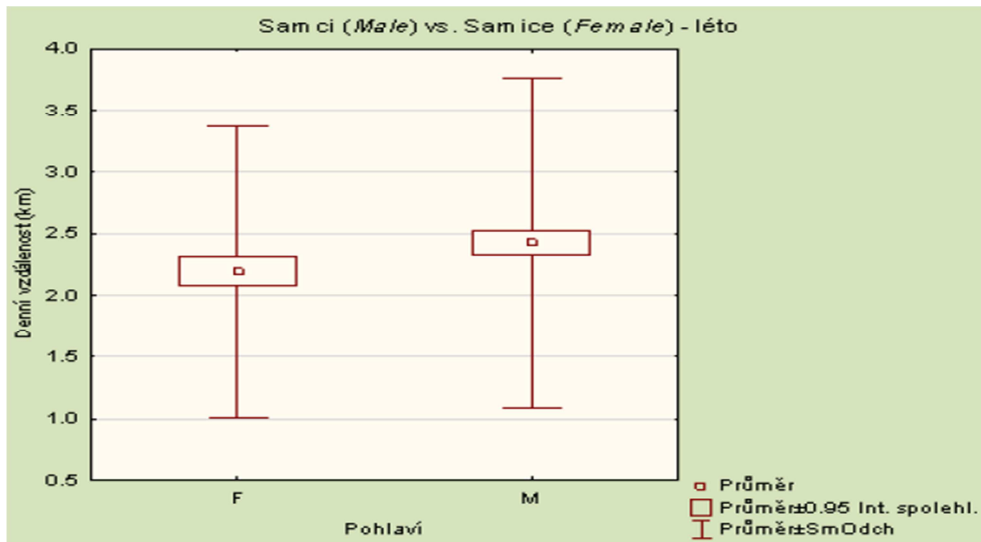
Graf 23. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samců v zimním období.

V charakteristice průměrných denních ušlých vzdáleností podle měsíců v roce je řada podobností. Především jde o pokles aktivity v jarních měsících, zejména v březnu, dubnu a o nárůst aktivity v podzimních měsících. Nejvyšší aktivitu měli samci v období rozmnožování, tedy v září a říjnu, poměrně vysoká aktivita přetrvávala i v listopadu a jen pozvolna klesala v zimních měsících.

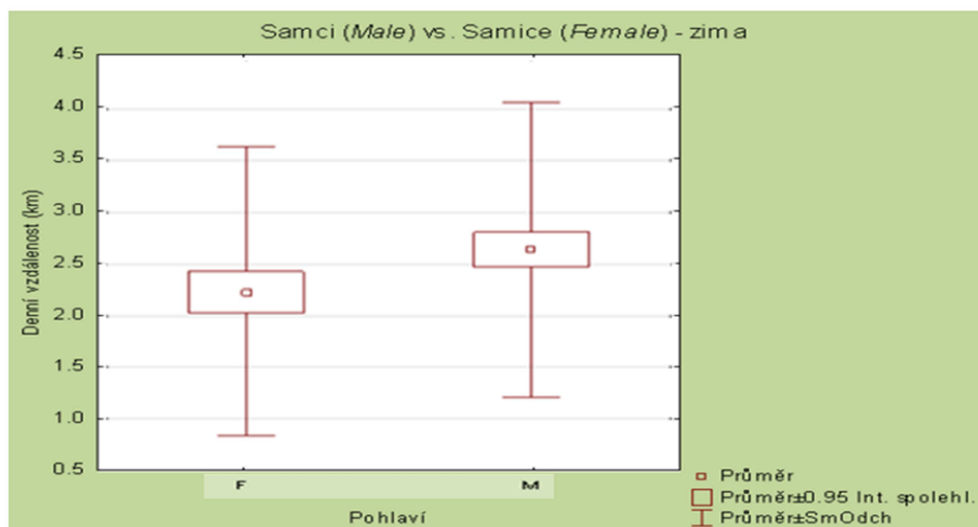
Při porovnání rozložení aktivity během dne, kdy byla aktivita zjišťována ve dvouhodinových intervalech, byl jarní ranní vrchol u všech osmi jelenů v intervalu 6 - 8 hodin, se vzdálenostmi od 0,25 - 0,4 km. Večerní vrchol aktivity byl opět u všech jelenů ve stejném časovém intervalu, a to 22 - 24 hodin. Variabilita průměrných vzdáleností se pohybovala od 0,2 do 0,65 km. Denní minima byla individuálně odlišná jak v časovém, tak vzdálenostním hledisku. Nejnižší byla v rozmezí 12 - 14 hodin. Letní průběh aktivity se shodoval s jarním. Podobně srovnatelná je i aktivita samců během dne na podzim a v zimě. První denní vrchol aktivity je v intervalu 6 - 10 hodin a druhý v intervalu 18 - 22 hodin. Průměrné ušlé vzdálenosti ve vrcholech i minimech aktivity byly individuální. V průměru za rok je střední hodnota denní ušlé vzdálenosti samců jelena evropského v Doupovských horách 2,74 km. Průměrná roční hodnota denní ušlé vzdálenosti jelenů je 2,64 km.

Aktivita samců a samic je rozdílná. Pomocí T-testu normálního rozdělení s hladinou spolehlivosti 0,95 byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi průměrnou

denní ušlou vzdáleností jelenů a laní ve všech ročních obdobích. Aktivita jelenů jednoznačně převyšuje aktivitu laní. V letním období (graf 24) je rozdíl mezi samci a samicemi sice menší než v zimě (graf 25), ale je signifikantní.



Graf 24. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samců a samic v letním období. M=Male (samci), F=Female (samice). Prokázán statisticky významný rozdíl ( $p=0,0058$ ,  $t=2,7633$ )



Graf 25. Porovnání průměrné denní ušlé vzdálenosti samců a samic v zimním období. M=Male (samci), F=Female (samice). Prokázán statisticky významný rozdíl ( $p=0,0023$ ,  $t=3,0675$ )

Jak již bylo výše zmíněno, je ve všech čtyřech ročních obdobích aktivita samců vyšší. Tyto výsledky a jejich směrodatné odchylky sumarizují tabulka 8 a tabulka 9.

Tab. 8. Sumarizace průměrných denních ušlých vzdáleností samců za jednotlivá roční období včetně příslušné směrodatné odchylky

Samci	Jaro	Léto	Podzim	Zima
Průměrná vzdálenost (km)	2,36	2,42	3,12	2,64
Směrodatná odchylka	1,39	1,34	1,79	1,43

Tab. 9. Sumarizace průměrných denních ušlých vzdáleností samic za jednotlivá roční období včetně příslušné směrodatné odchylky

Samice	Jaro	Léto	Podzim	Zima
Průměrná vzdálenost (km)	1,79	2,14	2,31	2,23
Směrodatná odchylka	1,03	1,09	1,14	1,40

## 5.2. Srovnání prostorové aktivity jelena evropského a siky

Pokud se zaměříme na metody výpočtu ročních domovských okrsků pomocí MCP 95, pohybovala se jejich průměrná velikost u siky v Doupovských horách v rozmezí 238 až 12670 ha, u metody KDE 95 v rozmezí 283 až 3017 ha - viz tab. 10 - telemetricky sledovaní samci siky (Dvořák et al. 2014) U dvou jedinců siky (ID 8768b a 9658) docházelo poměrně pravidelně k jednorázovým změnám domovského okrsku během sezóny, kdy se během 2 - 3 dní označený jelen přemístil o 5 - 8 km na druhou stranu Doupovských hor a tady opět delší časové období (řádově měsíce) žil na území o velikosti cca 1000 ha. Vyřazení z průměru byli samci siky 7805b, 11198a a 11198b z důvodu malého počtu dat pro výpočet (v tabulce 9 červeně). Výsledný aritmetický průměr velikosti domovského okrsku MCP 95 samců siky v Doupovských horách je 3620 ha, medián domovských okrsků je 1980,4 ha. Při použití metody KDE 95 je aritmetický průměr velikosti domovského okrsku siky

819,3 ha, medián domovských okrsků stanovených touto metodou je 436,0 ha. Pro přehlednost porovnání byla data domovských okrsků jelena evropského stanovená oběma metodami a sestavena do stejné tabulky – tab. 11. Do výpočtu průměru a mediánu byla použita data všech samců kromě ročního samce 12111 (v tab. 11 červeně), který byl v domě motoringu pohlavně nezralý a jeho aktivita byla spíše bližší aktivitě samic.

Tab. 10. Telemetricky sledovaní samci siky v Doupovských horách (Dvořák et al. 2014)

č. obojku	věk (roky)	doba sledování (dny)	MCP 95 (ha)	KDE 95 (ha)
7805	2	542	784,2	319,3
7806a	2	499	3681,6	458,5
7806b	4	238	238,5	114,3
7814a	2	603	2216,2	811,4
7817	4	182	890,1	294,5
8557	3	675	2982,7	1079,3
8768a	5	415	1004,7	413,4
8768b	2	356	12670,9	1401,2
8775	3	760	1744,6	283,3
9658	2	177	9986,4	3017,8
7805b	3	66	183,5	64,1
11198a	6	98	50,4	16,4
11198b	3	128	2163,6	536,2
<b>Průměr</b>		<b>444,7</b>	<b>3620,0</b>	<b>819,3</b>
<b>Medián</b>		<b>457,0</b>	<b>1980,4</b>	<b>436,0</b>

Tab. 11. Telemetricky sledovaní samci jelena evropského v Doupovských horách

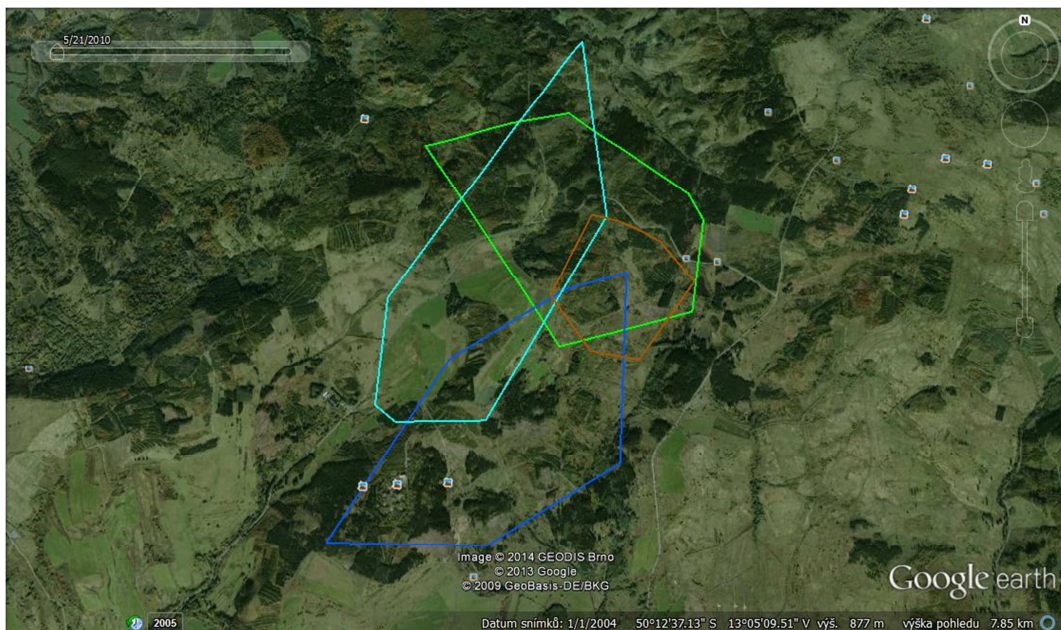
č. obojku	věk (roky)	doba sledování (dny)	MCP 95 (ha)	KDE 95 (ha)
11707	10	509	14322,4	4554,43
9659	4	409	3723,5	2862,21
11708	12	425	3234,4	1431,21
12105	4	178	4463,9	2299,5
11705	2	432	2877,9	2071,74
11706	3	426	1947,0	1233,04
9662	3	463	7363,9	4675,06
12111	1	430	1021,4	823,15
<b>Průměr</b>		<b>355,3</b>	<b>5419,0</b>	<b>2732,5</b>
<b>Medián</b>		<b>426,0</b>	<b>3723,5</b>	<b>2299,5</b>



Domovský okrsek samců jelena evropského je větší než domovský okrsek samců siky. Při použití metody jádrového odhadu hustoty 95 % je medián domovských okrsků jelena evropského více než pětinašobný než u samců siky.

### 5.3. Interakce mezi jelenem evropským a sikou

Z telemetrických dat je patrná zvýšená aktivita samců siky při říji jelena evropského. Na obr. 14 je příklad z reálného GPS zaměření, kde dva samci siky vyhledali říjiště jelenů evropských a byli velmi aktivní v době, kdy laně jejich druhu ještě říjné zpravidla nejsou. Minimum convex polygony GPS zaměření v době od 17. do 23. 9. 2013, kdy je aktivita říjných jelenů evropských v podmínkách Doupovských hor nejvyšší, mají se sikou řadu průniků a společných zaměření. Tmavě modrou linií je ohraničen s číslem obojku 9659 pětiletý jelen evropský (označen v únoru 2013), světle modrou linií je značena laň 12108 (tříletá laň, označena v březnu 2013), hnědou linií je označen sika č. 8775 (sedmiletý sika, označen v prosinci 2010), zelenou linií je označen sika č. 7805b (čtyřletý sika, označen v lednu 2013).

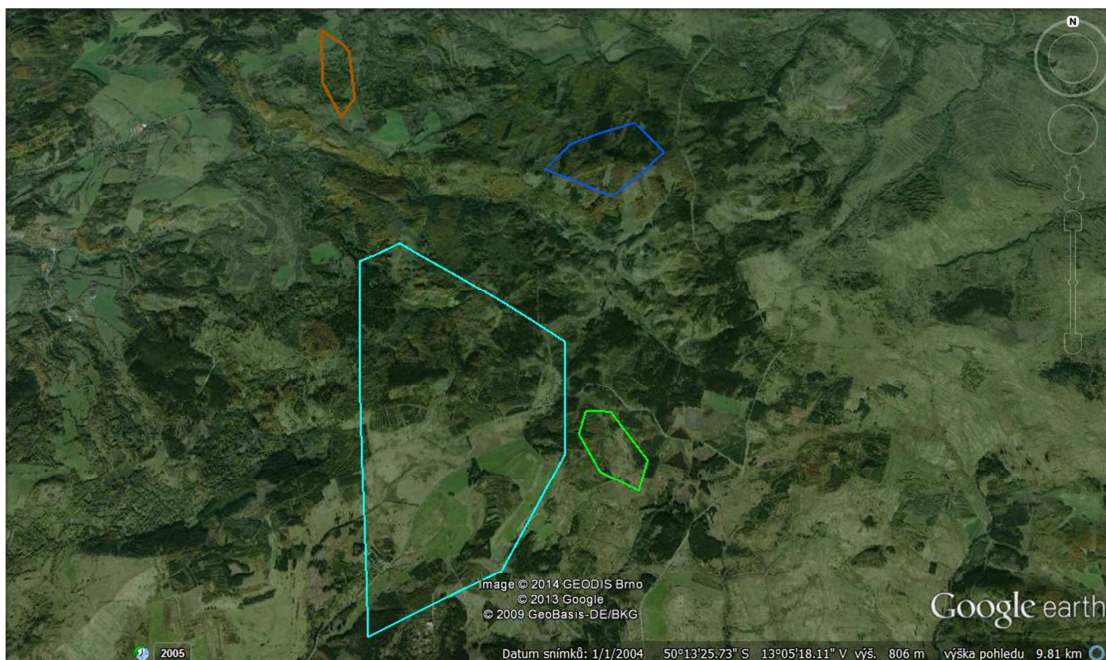


Obr. 14. MCP<sub>100</sub> 17. – 23. 9. 2013:

**Samec jelena evr. 9659** x **samice jelena evr. 12108** x **samec siky 8775** x **samec siky 7805b**

Pokud bychom hodnotili aktivitu jelenů evropských a sika podle velikosti okrsku, který během té doby navštívili, došli bychom k závěru, že jejich aktivita je podobná. Obzvláště mladší sika 7805b měl aktivitu v tomto období velmi vysokou.

Pohled na MCP stejných zvířat o necelé tři týdny dříve, v době, kdy je výskyt říjních laní jelena evropského sporadický a obecně i říjní aktivita jelenů je zatím velmi malá, znázorňuje velkou prostorovou diferenciaci domovských okrsků jednotlivých zvířat. Na obr. 15 jsou MCP z období od 24. do 30. 8. 2013. Domovské okrsky MCP jsou bez jakéhokoliv průniku a i jejich plochy jsou u sledovaných samců za stejný časový interval nepoměrně menší. Zatímco mají týdenní domovské okrsky tří samců (dva samci siky a jeden jelen evropský) ve zmíněném období plochu mezi 20 a 35 hektary, tak stejní samci za stejný týdenní časový úsek navštívili v době plné říje jelena evropského plochu v průměru sedminásobnou a navíc posunutou do areálu samic jelena evropského. Nárůst plochy MCP v týdenním období v měsíci srpnu 2013 je dokonce u těchto sledovaných jedinců srovnatelný u samců siky i jelena evropského, je tedy velmi pravděpodobné, že se samci siky říje jelena evropského aktivně účastní. Aktivita laně, která je na obr 14 a 15 monitorována, se významně nezměnila. Pohybovala se před říjí i během říje v přibližně stejné lokalitě a plocha MCP za týdenní období se taktéž výrazně nezměnila. V této lokalitě ve zmíněnou dobu nebyla aktivita zvěře ovlivněna intenzivním výcvikem vojska ani silně zvýšenou loveckou aktivitou, lokality se rozkládají v nadmořské výšce mezi 700 a 850 m n. m.



Obr. 15. MCP<sub>100</sub> 24. – 30. 8. 2013 :

**Samec jelena evr. 9659 x samice jelena evr. 12108 x samec siky 8775 x samec siky 7805b**

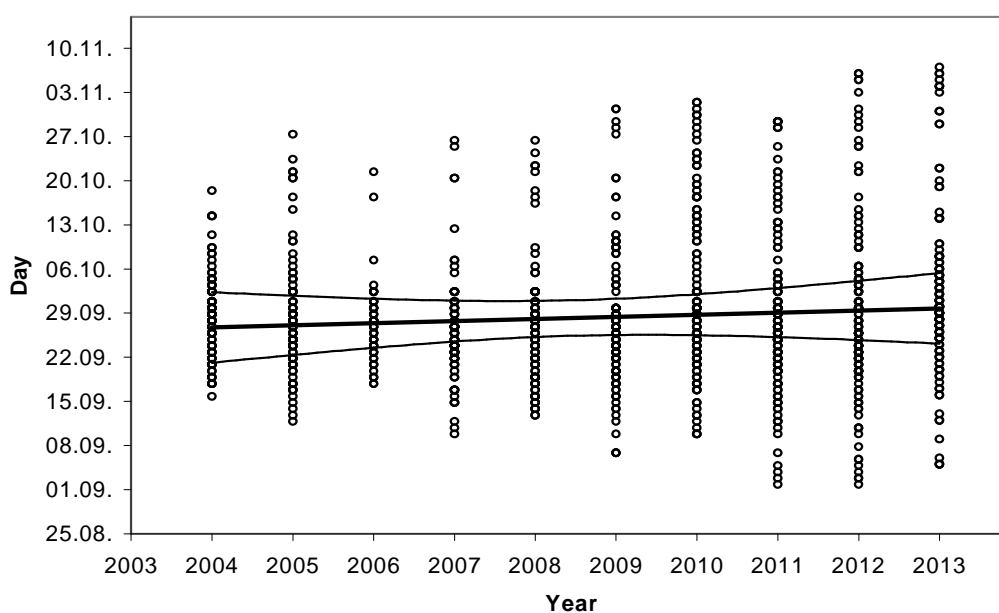
K ovlivňování říje mezi druhy nepochybně dochází. K numerickému vyjádření této skutečnosti byla použita metodika popsaná v kapitole 4.6. Vyhodnocení ovlivnění období říje jelena evropského a siky ve společném areálu výskytu bylo provedeno z dat odstřelu testováním lineární křivky proložené daty lovu samců siky a jelena evropského v období říje.

Výsledky lineárního modelu (1) kap. 4.6., pro jelena evropského jsou uvedeny v tabulce 12.

Tab. 12. Jelen evropský - odhady parametrů lineárního modelu.

Parametr	Odhad	Směrodatná odchylka	Testová statistika
<i>a</i>	-405.8	222.6	-1.82
<i>b</i>	0.3376	0.1108	3.05

Hodnota testové statistiky (5) kap. 4.6., je  $T \doteq 3.05$  při 1225 stupních volnosti. Na hladině významnosti 0,01 je proto odmítnuta hypotéza (2) – kap. 4.6., odhad parametru  $\beta$  má kladnou hodnotu. Interval spolehlivosti 99 % pro  $\beta$  je  $(0.05, 0.62)$ . Posun lovecké sezóny jelena evropského do pozdějšího období v roce se tedy jeví statisticky významný. S ohledem na výsledky statistiky úspěšností lovu v říji můžeme předpokládat, že existuje podobný posun v aktivitě samců, a tedy i v období říje. Grafický přehled dat a model (1) kap. 4.6., jsou uvedeny na grafu 26.



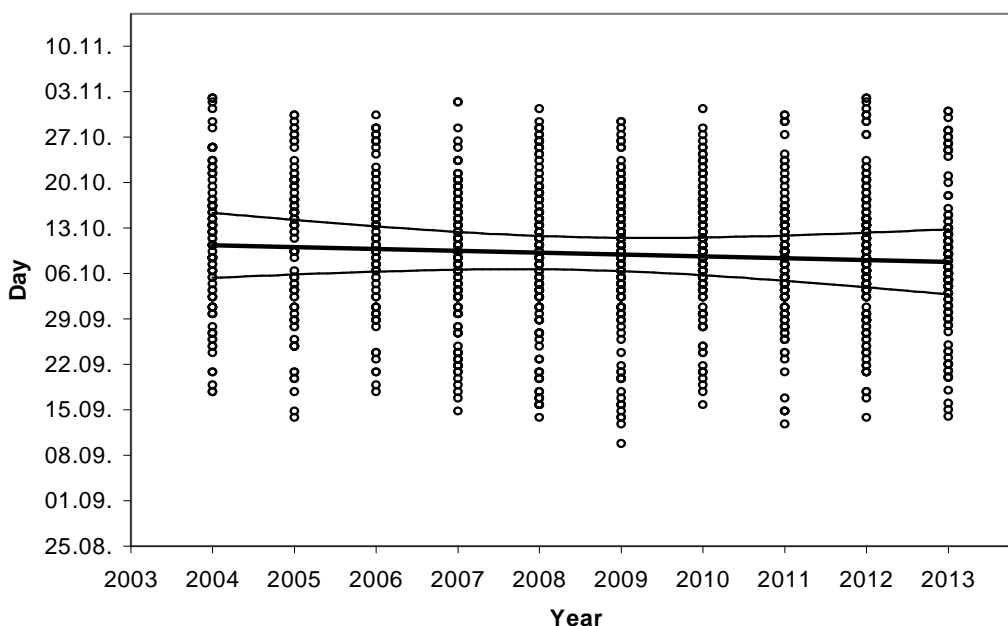
Graf 26. Úspěšnost lovu samců jelena evropského v průběhu sledovaného období

Výsledky lineárního modelu (1) kap. 4.6., pro siku jsou uvedeny v tabulce 13.

Tab. 13. Samci siky - odhady parametrů lineárního modelu

Parametr	Odhad	Směrodatná odchylka	Testová statistika
$a$	849.8	193.6	4.39
$b$	-0.2822	0.0964	-2.93

Hodnota testové statistiky (5) kap. 4.6. je  $T \doteq -2.93$  při 1443 stupních volnosti. Na hladině významnosti 0,01 je opět hypotéza (2) kap. 4.6. odmítnuta, ale odhad parametru  $\beta$  má tentokrát zápornou hodnotu. Interval spolehlivosti 99 % pro  $\beta$  je  $(-0,53, -0.03)$ . Posun úspěšnosti lovu v říji siky (a následně posun období říje) do dřívějšího období v roce se jeví statisticky významný (graf 27).



Graf 27. Úspěšnost lovu samců siky v průběhu sledovaného období

Hodnoty parametru  $\beta$  lze interpretovat jako průměrný roční posuv doby říje. Ve sledovaném období tento posuv představoval 0,338 dne za rok v případě jelena evropského a 0,282 dne za rok v případě siky. U jelena evropského jde o posun do pozdějšího období roku, u siky naopak do období dřívějšího. Doba říje obou druhů tedy konverguje průměrnou rychlostí 0,62 dne za rok.

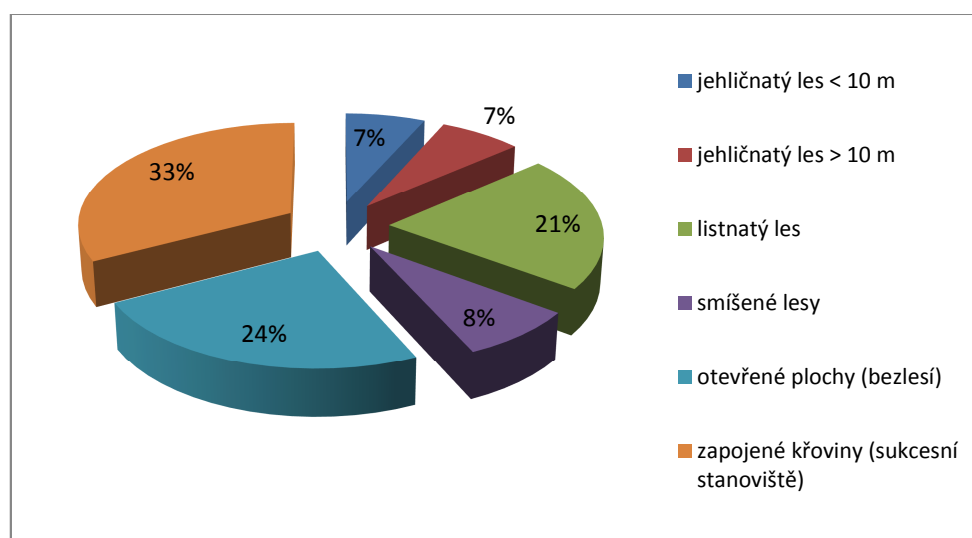
Na závěr byla testována hypotéza, že odhady  $b_1$  a  $b_2$  lze považovat za odhad společného  $\beta$ . Hodnota testované statistiky (10) kap. 4.6. je  $T \doteq 4.24$  při 2668 stupních volnosti. Vzhledem k tomu, že odpovídající kritickou hodnotu má hodnota  $t_{2668}(0.01) \doteq 2.578$ , byla odmítnuta hypotéza (8) kap. 4.6. na hladině významnosti 0.01. Sbližování úspěšnosti doby lovu jelena evropského a siky se jeví jako statisticky významné.

#### 5.4. Výběr a využití prostředí

Podle metodiky uvedené v kapitole 4.7. bylo zpracováno celkem 28317 pozičních dat samců a samic jelena evropského v habitatu Doupovských hor. Počty zaměření v jednotlivých biotopech a jejich procentický podíl jsou uvedeny v tab. 14, graficky je využití prostředí znázorněno v grafu 28. V ročním využití prostředí jednoznačně dominují zapojené křoviny, které společně s otevřenými plochami využívá zvěř z 57%. Poměrně vysokou preferenci má i listnatý les, do kterého byly zahrnuty i plochy mimo LHP VLS ČR, s.p., které jsou svým charakterem listnatým lesem. Jednalo se zejména o bývalé obce a údolní luhy.

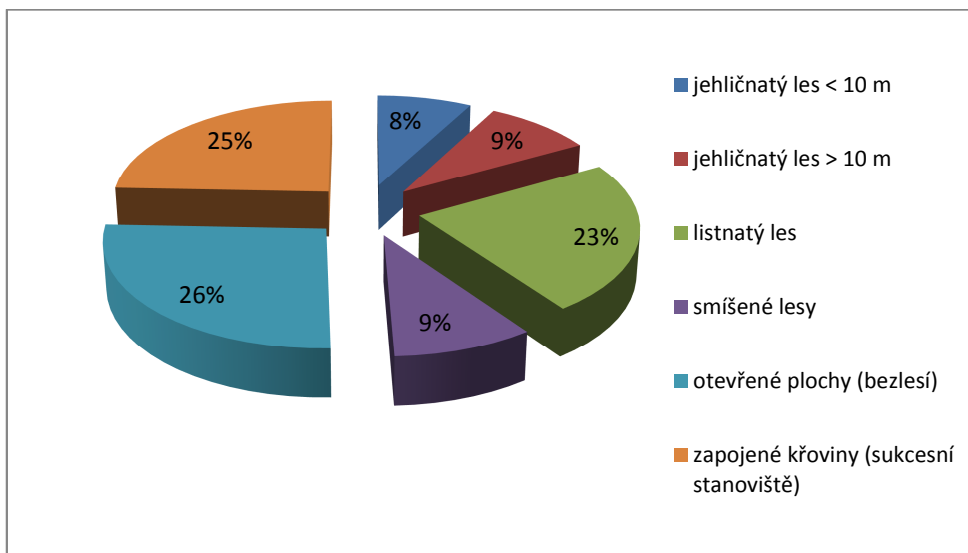
Tab. 14. Využití prostředí jelenem evropským

Typy prostředí	Počet zaměření v biotopu	Podíl
jehličnatý les < 10 m	1904	6,7 %
jehličnatý les > 10 m	1977	7,0 %
listnatý les > 10 m	6054	21,4 %
smíšené porosty	2286	8,1 %
otevřené plochy (bezlesí)	6837	24,1 %
zapojené křoviny (sukcesní stanoviště)	9259	32,7 %
celkem	28317	100,0 %

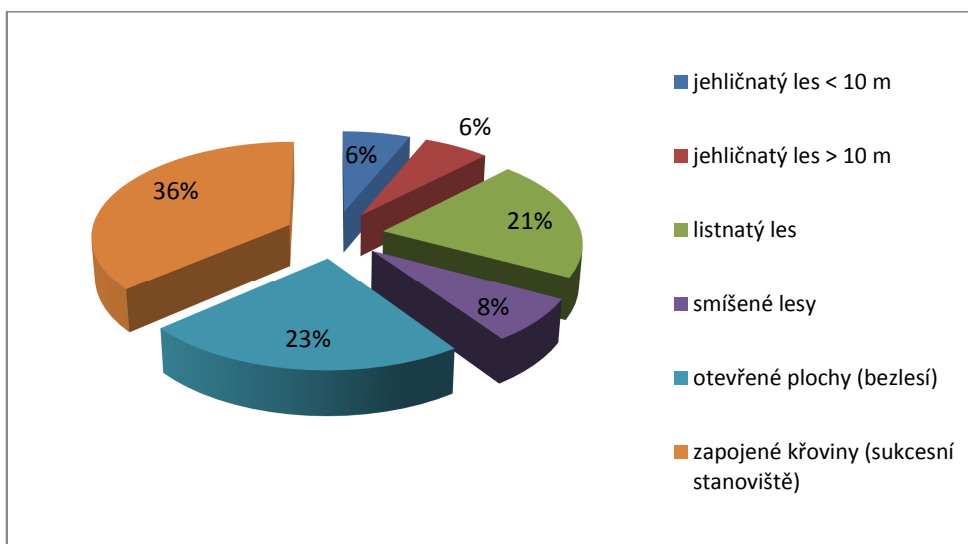


Graf 28. Využití prostředí jelenem evropským v průběhu celého roku

Ve využití prostředí v nevegetačním období je patrný nárůst preference lesa, zejména pak jehličnatého do 10 m výšky, který poskytuje zvěři v zimním období dobrý úkryt (graf 29). Ve vegetačním období klesá preference lesa a stoupá výrazně preference sukcesních stanovišť, která v době olistění poskytují zvěři nejen dobrý úkryt, ale i pestrou a kvalitní pastvu (graf 30).



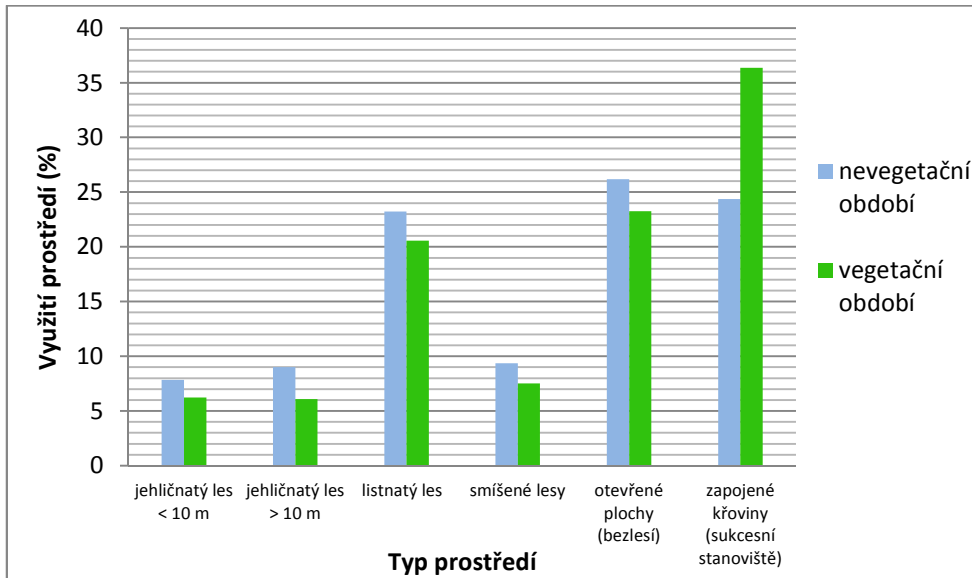
Graf 29. Využití prostředí jelenem evropským v průběhu nevegetačního období



Graf 30. Využití prostředí jelenem evropským v průběhu vegetačního období



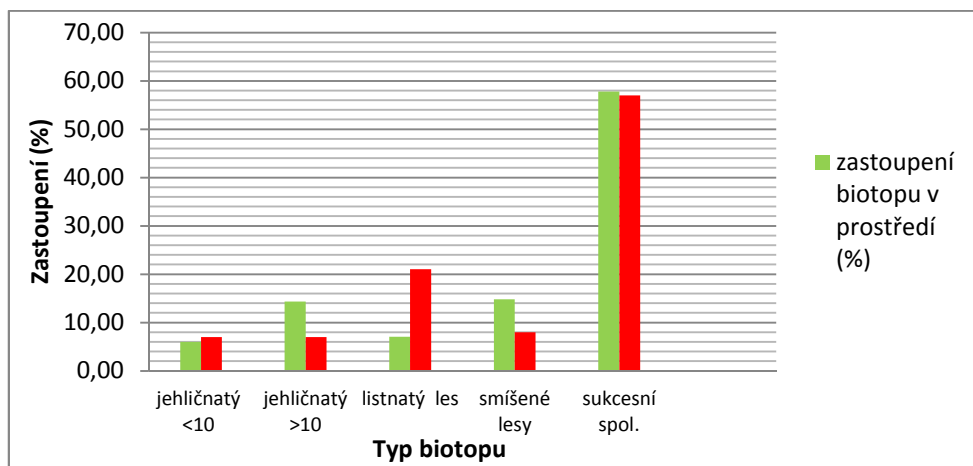
Porovnání preference biotopů v době vegetace a v nevegetačním období je provedeno v grafu 31. V zimním období jsou intenzivněji využívány lesní pozemky právě na úkor odlistěných křovin. Zvěř upřednostňuje v období vegetačního klidu lesní prostředí jako celek, poměrově nejvyšší je nárůst preference jehličnatých lesů do 10 m výšky i nad 10 m výšky.



Graf 31. Porovnání využití prostředí v nevegetačním a vegetačním období

Preference jednotlivých typů prostředí se ve většině případů shoduje se zastoupením biotopu v prostředí (graf 32). Přechod prostředí otevřených ploch v zapojené křoviny je pozvolný. V širí přechodu mezi 20 až 200 m byl typ prostředí otevřené plochy a zapojené křoviny vyhodnocen společně (v grafu pod názvem sukcesní společenstva). Typ prostředí sukcesní společenstva tedy zahrnuje veškeré hospodářsky nevyužívané plochy a přibližně 2000 ha (cca 10% tohoto typu prostředí) pastvin. Sledovaní jedinci jelena evropského preferují v průměru za rok tato společenstva z 57 %, což je v relaci se zastoupením tohoto typu prostředí v zájmovém území (57,8 %). V období vegetace je preference tohoto biotopu zvýšená (59 %), naopak v nevegetačním období významně klesá (50 %).

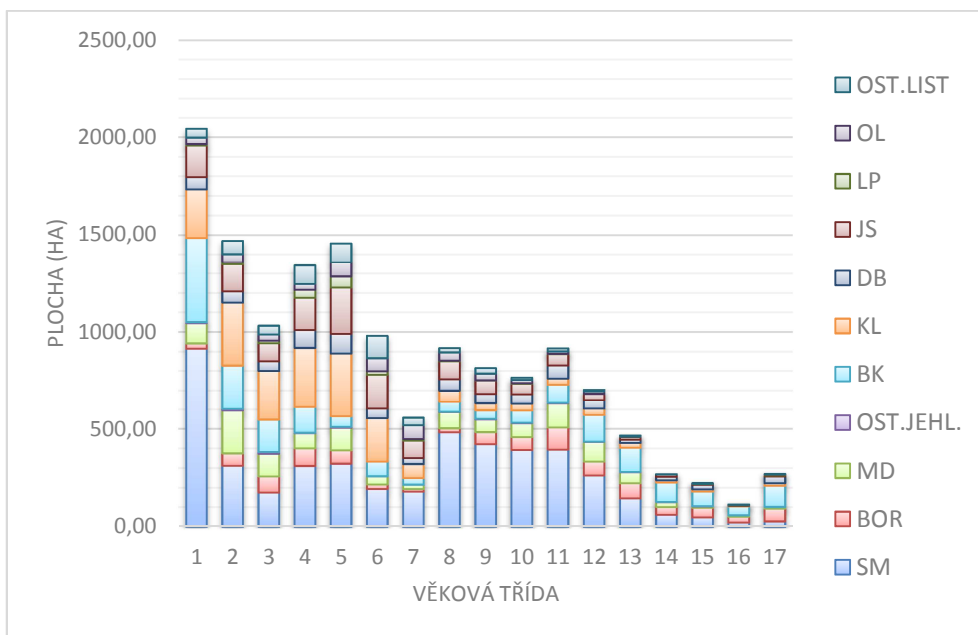




Graf 32. Porovnání využití prostředí v průběhu celého roku se zastoupením jednotlivých typů prostředí ve VVP Hradiště

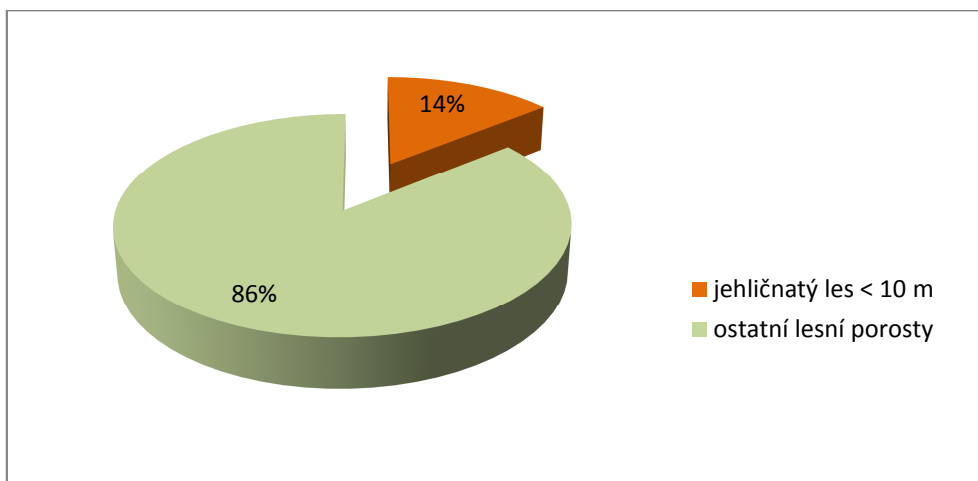
#### 5.4.1. Škody na lesních porostech

VLS ČR, s.p., divize Karlovy Vary obhospodařují na území VVP celkem 14344,95 ha porostní půdy. Celková plocha pozemků určených k plnění funkcí lesa je 15,3 tis. ha. Lesní porosty jsou rozprostřeny převážně směrem k hranicím VVP, převládající dřevinou je smrk, který převládá v nejmladší věkové třídě. Zastoupení dřevin podle věkových tříd na území VVP Hradiště je znázorněno v grafu 33. Druhá pestrost lesních společenstev je velmi vysoká, a proto podmínky pro vznik škod jsou méně rizikové.

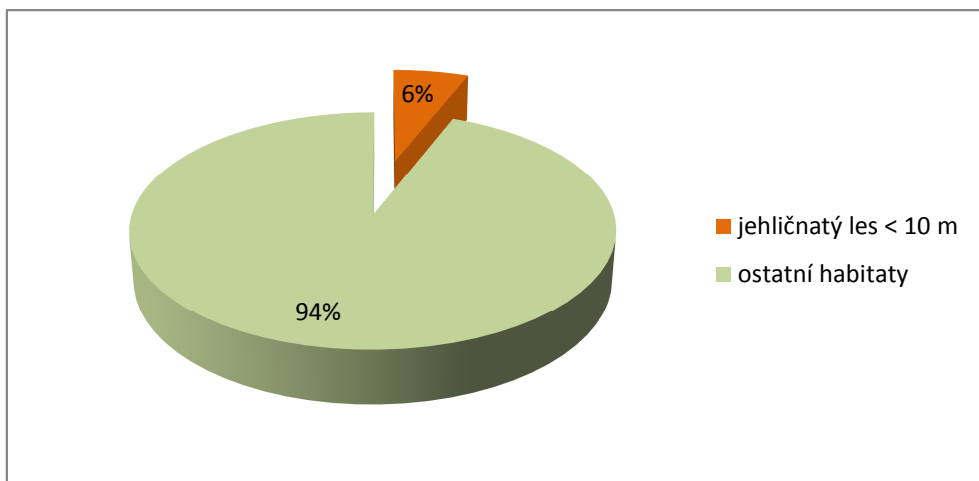


Graf 33. Zastoupení dřevin podle věkových tříd – VLS ČR s.p., divize Karlovy Vary

Jehličnaté porosty do 10 m výšky (1. až 3. věková třída) jsou zastoupeny v ploše 2035 ha (porosty se zastoupením jehličnanů více než 50 %), což je z celkové plochy porostní půdy více než 14 % (viz graf 34). Podíl jehličnatých lesů z celkové plochy zájmového území je přibližně 6 %. Ačkoliv se jedná svým podílem o plochu zdánlivě bezvýznamnou, její absolutní výše je dostatečná pro vznik významných škod (viz graf 35).

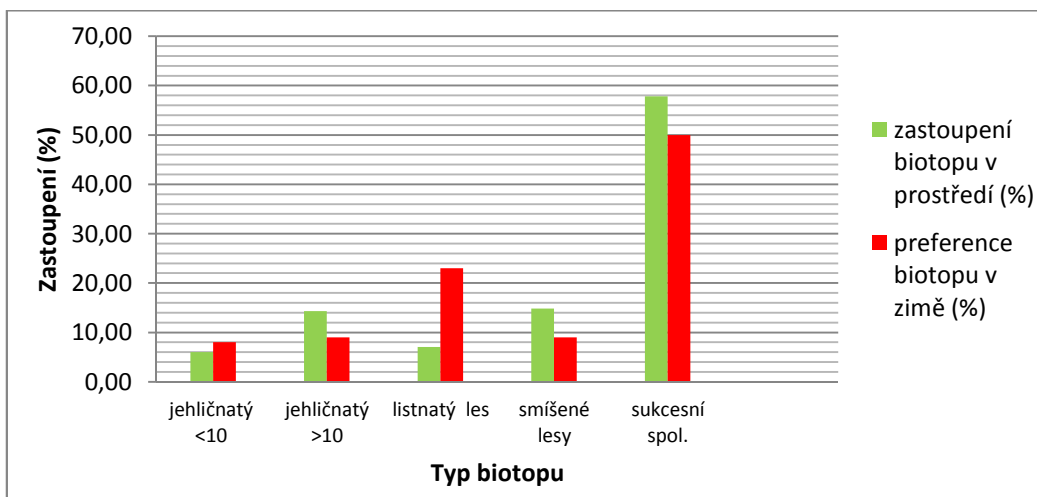


Graf 34. Procentické zastoupení jehličnatých porostů do 10 m výšky z plochy lesů ve VVP Hradiště



Graf 35. Procentické zastoupení jehličnatých porostů do 10 m výšky z celé plochy VVP Hradiště

V souladu s kapitolou 5.4. je patrné, že celková preference lesa je 43 % a celkově ho zvěř v průběhu celého roku významně neupřednostňuje. Z dat preference prostředí získaných telemetrií je však patrný zvýšený zájem o les v zimním období, zejména o mladé jehličnanaté porosty (preference vzrostla ze 6 % ve vegetačním období na 8 % v zimě, při celkovém zastoupení biotopu 6%) (graf 36). V době vegetačního klidu významně poklesla preference mimolesních biotopů a zvýšilo se využití lesa (o 9 % GPS zaměření více je mimo vegetaci v lesních společenstvech).



Graf 36. Porovnání využití prostředí v zimě se zastoupením jednotlivých typů prostředí ve VVP Hradiště

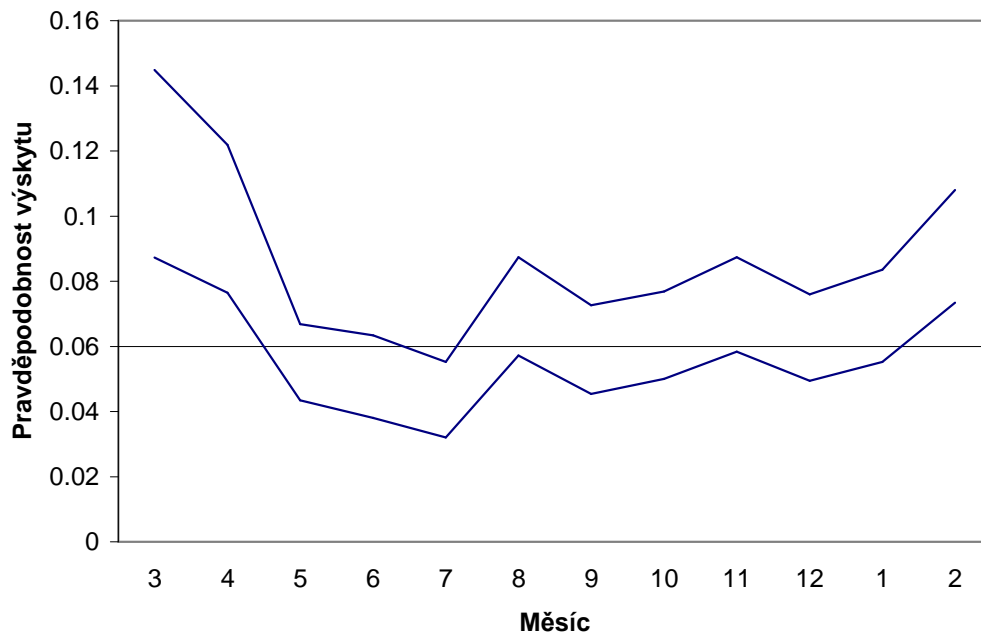
Statistické vyhodnocení preference nejrizikovější skupiny lesních porostů s využitím Bonferroniho korekce dle metodiky popsané v kapitole 4.4.1. má výsledky popsané v tab. 15.

Tab. 15. Test preference prostředí s využitím Bonferroniho korekce, žlutě jsou zvýrazněny hodnoty převyšující kritickou hodnotu 2,86 (na hladině významnosti 0,05)

Měsíc	Testovací statistika
3	7.52
4	6.25
5	-1.11
6	-1.91
7	-3.44
8	2.57
9	-0.19
10	0.77
11	2.80
12	0.63
1	2.04
2	6.18

Kritická hodnota je ve všech případech rovna 2,86 (na hladině významnosti 0,05). Z tab. 13 je patrné, že je překročena v měsících 3, 4 a 2 (směrem nahoru – jelení zvěř se v těchto měsících v mladých jehličnatých porostech vyskytuje významně častěji) a také v červenci (zde ovšem směrem dolů, čili preference mladých jehličnanů je v červenci výrazně menší než je jejich zastoupení v zájmovém území).

Výsledky je také možné znázornit graficky – jako pás pokrývající pravděpodobnost výskytu jelenů v mladých jehličnatých porostech (viz graf 37).



Graf 37. Pravděpodobnost výskytu sledovaných jedinců v mladých jehličnatých porostech během kalendářního roku (statisticky významné rozdíly od pravděpodobnosti výskytu 0,06 jsou v těch měsících, v nichž se celý interval nachází mimo hodnotu 0,06, tedy opět v 2., 3., 4. a 7. měsíci.)

Tuto skutečnost potvrzuje i jiná varianta statistického výpočtu, která spočívá v mnohonásobném porovnání pro pravděpodobnosti výskytu v jednotlivých měsících (viz tab. 16).

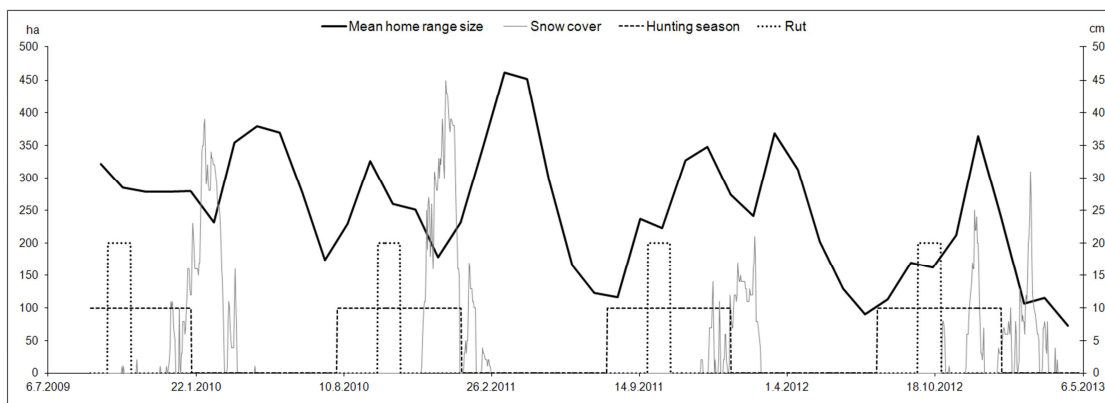
Tab. 16. Homogenní skupiny pravděpodobnosti výskytu v biotopu mladých jehličnatých porostů (pokud jsou měsíce spojeny svislou čarou, tvoří tzv. homogenní skupinu a jsou statisticky nerozlišitelné. Měsíce, které nejsou některou ze svislých čar spojeny, jsou statisticky významně odlišné (na hladině významnosti 0,05)

měsíc	pravděp. výskytu	homogenní skupiny
7	0.04	
6	0.05	
5	0.06	
9	0.06	
12	0.06	
10	0.06	
1	0.07	
8	0.07	
11	0.07	
2	0.09	
4	0.10	
3	0.12	

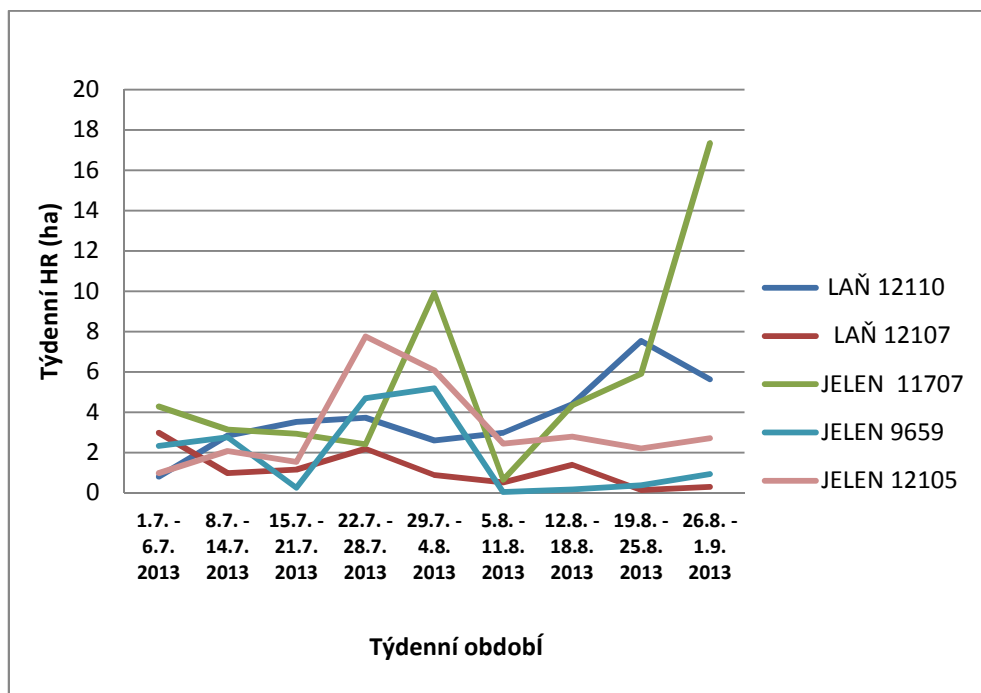
Měsíce únor, březen a duben jsou homogenní skupinou s nejvyššími pravděpodobnostmi výskytu, je tady patrná preference mladých jehličnatých porostů v těchto měsících.

## 5.4.2. Vliv lidských aktivit na chování zvěře a výběr biotopu

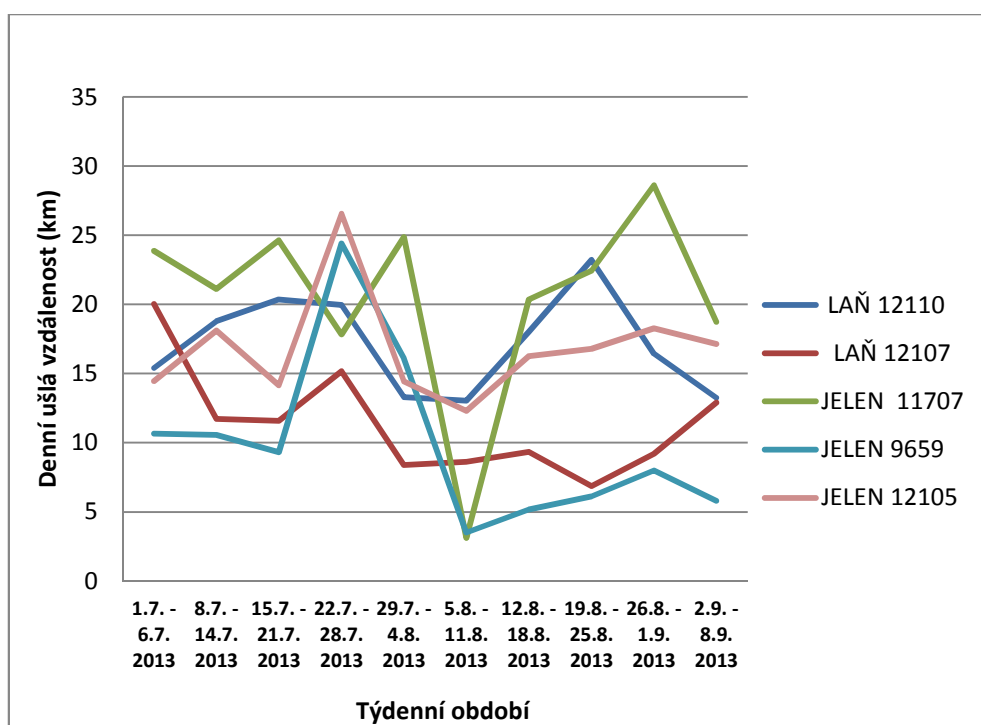
Aktivita siky je výrazně zvýšená v průběhu lovecké sezóny (viz graf 38). Další zajímavou, z dat aktivity zaznamenanou, událostí je reakce označených zvířat na disturbanci způsobenou intenzivním výcvikem armády ve VVP Hradiště. Cvičení začalo 8. srpna s vrcholem činnosti v taktickém výcviku téměř po celém území VVP 12. srpna. Na týdenních domovských okrscích a minimální denní ušlé vzdálenosti (grafy 39 a 40) je zřetelné, že během prvního týdne cvičení došlo k výraznému poklesu aktivity a později v týdnu od 12. - 19. 8. došlo k nárůstu aktivity na původní hranici; tzn., zvěř se poměrně rychle přizpůsobila. Zvěř neměla tendenci lokality s intenzivním pohybem vojáků opustit, pouze omezila svoji aktivitu.



Graf 38. Vývoj velikosti domovského okrsku sledovaných samců siky ve vztahu k výšce sněhové pokrývky, lovecké sezóně a říji (Dvořák et al. 2014)



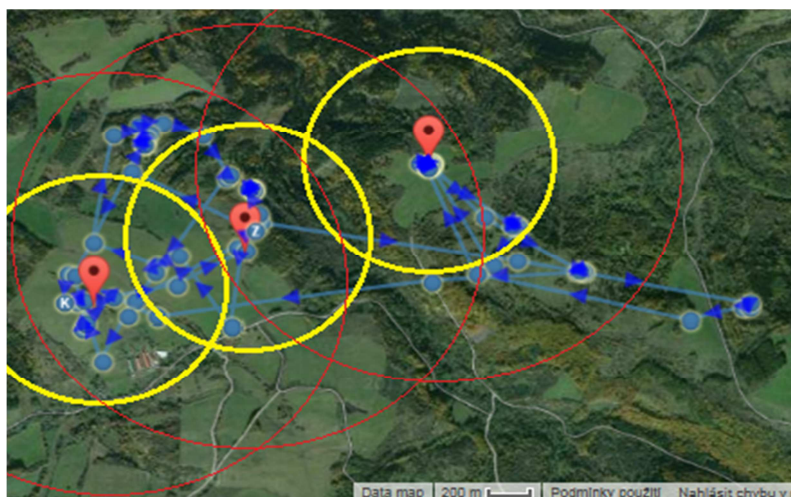
Graf 39. Týdenní domovské okrsky dvou samců a tří samic jelena evropského v období 1. 7. až 1. 9. 2013



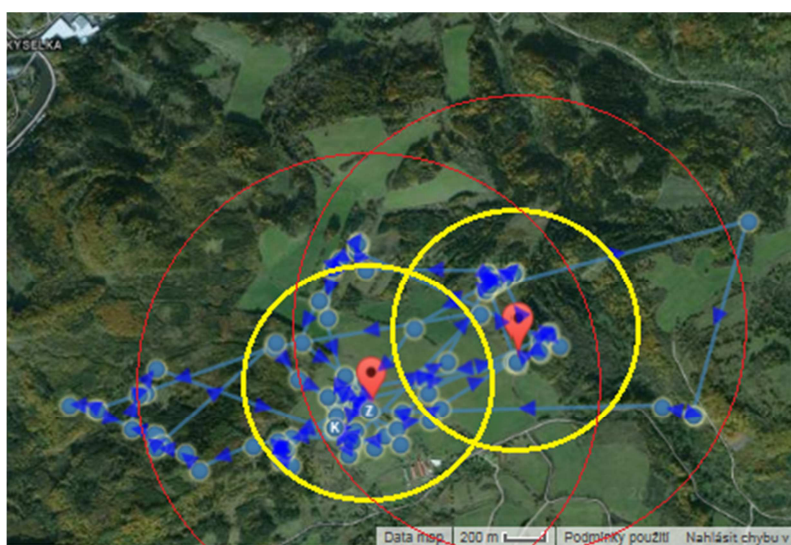
Graf 40. Průměrné minimální denní ušlé vzdálenosti dvou samců a tří samic jelena evropského v období 1. 7. až 1. 9. 2013



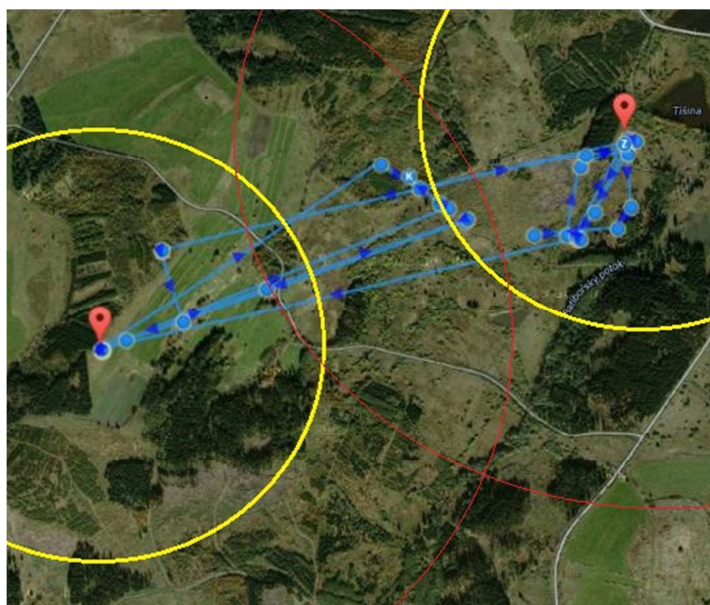
Z telemetrického sledování je patrný také výrazný vliv příkrmování na prostorovou aktivitu sledovaných jedinců. Data jsou v této fázi vyhodnocena pouze graficky a jednoduchým vyhodnocením největších vzdáleností, které vybraní sledovaní jedinci během týdenního období od krmného místa urazili. Na obr. 16 až 23 je znázorněn vliv tohoto nejčastěji používaného managementového nástroje spárkaté zvěře na území ČR (podle metodiky uvedené v kapitole 4.7.2.). V současné době je graficky zpracovávána síť krmných míst v honitbě Hradiště a vliv příkrmování na prostorovou aktivitu sledované zvěře bude vyhodnocen. V této práci byla použita pouze data jelenů č. 11708, 11707 a 9659, kteří se vyskytují v lokalitách zmapované sítě krmných míst (tab. 11).



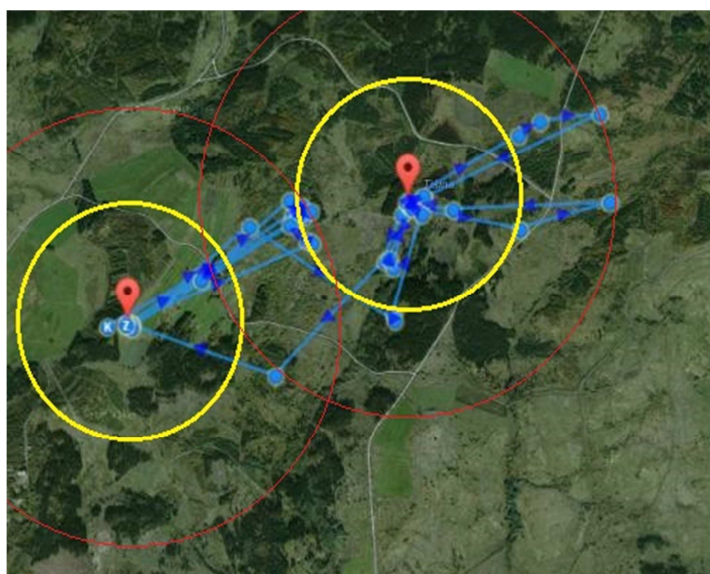
Obr. 16. Pohyb jelena evropského 11708 v týdnu 13. 2. 2014 – 19. 2. 2014. Červené body představují krmeliště, žlutý kruh 600 m, červený 1000 m kolem krmeliště.



Obr. 17. Pohyb jelena evropského 11708 v týdnu 13. - 21. 3. 2014. Červené body představují krmeliště, žlutý kruh 600 m, červený 1000 m kolem krmeliště.

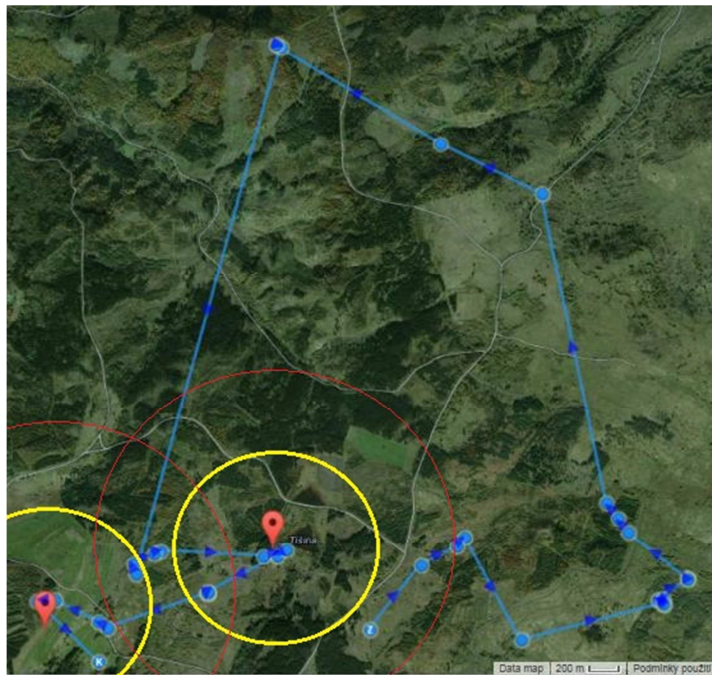


Obr. 18. Pohyb jelena evropského 9659 v týdnu 15. – 22. 1. 2014. Červené body představují krmeliště, žlutý kruh 600 m, červený 1000 m kolem krmeliště.

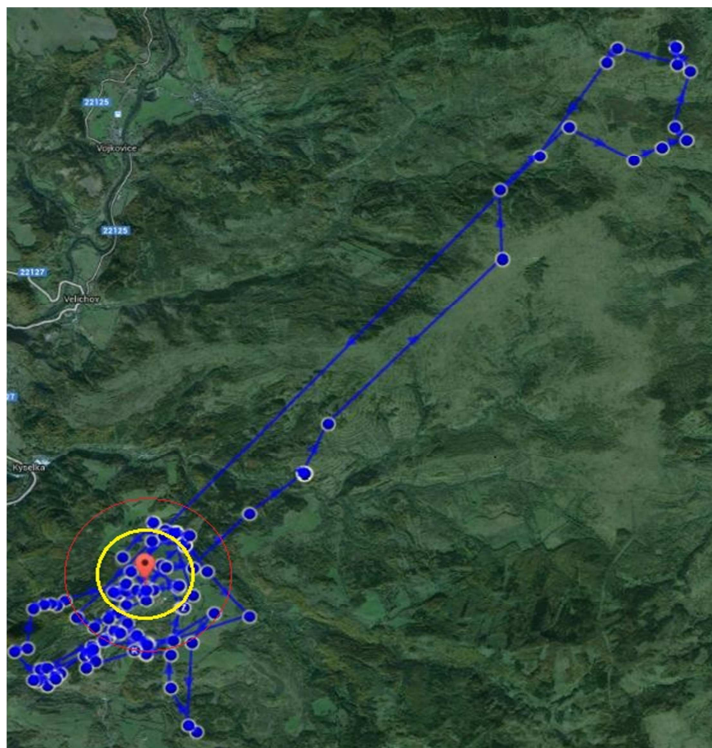


Obr. 19. Pohyb jelena evropského 9659 v týdnu 23. – 29. 1. 2014. Červené body představují krmeliště, žlutý kruh 600 m, červený 1000 m kolem krmeliště.





Obr. 20. Pohyb jelena evropského 9659 v týdnu 20. – 26. 2. 2014 v době, kdy už na krmelištích nebylo předkládáno krmivo. Červené body představují krmeliště, žlutý kruh 600 m, červený 1000 m kolem krmeliště.



Obr. 21. Pohyb jelena evropského 11707 v týdnu 12. 3. – 21. 3. 2014. Červené body představují krmeliště, žlutý kruh 600 m, červený 1000 m kolem krmeliště. Dlouhá

trasa v SV směru měří 8000 m, proběhla během jednoho dne (14. 3.), byla způsobena dočasnou disturbancí, jelen se druhý den ke krmelišti vrátil.

Tab. 17. Nejvyšší vzdálenost od krmného místa, ve které se sledovaní jedinci pohybovali během týdenního období (měřeno vzdušnou čarou v metrech, krmivo není předkládáno vždy na úplně stejné místo, z toho důvodu jsou hodnoty zaokrouhleny na celé stovky metrů)

vyhodnocovaný týden	pohlaví, číslo obojku, nejvyšší vzdálenost od krmeliště (m)			průměr vzdáleností (m)	
	samec 11708	samec 9659	samec 11707	při přikrmování	bez přikrmování
15.1. - 22.1.2014	1300	800	1600	1200	
23.1. - 29.1.2014	1600	1000	1000	1167	
30.1. - 5.2.2014	1700	700	1200	1200	
6.2. - 12.2.2014	800	1000	1500	1150	1000
13.2. - 19.2.2014	1400	1600	1400	1300	1600
20.2. - 26.2.2014	1100	2700	1400	1250	3100
27.2. - 5.3.2014	1000	3800	1200	1100	3800
6.3. - 12.3.2014	800	3400	1200	1000	3400
13.3. - 21.3.2014	1300	3300	1900	1250	3300
<b>Průměr</b>	<b>1222</b>	<b>2033</b>	<b>1378</b>	<b>1180</b>	<b>2700</b>

Samec 9659 navštěvoval krmné lokality, na kterých bylo předkládáno krmivo pouze do konce ledna 2013. Červeně jsou v tab. 17 zaznamenány vzdálenosti od krmných míst a jejich průměry v době, kdy už krmivo předkládáno nebylo. Samec sice krmeliště navštěvoval, ale už pouze jednou nebo dvakrát týdně a areál jeho pohybu se významně rozšířil. Do maximální vzdálenosti nebyla započítávána jednodenní opuštění lokality poblíž krmeliště způsobené krátkodobou disturbancí.

Pro výpočty velikostí domovských okrsků a hodnocení aktivity byla použita pouze telemetrická data, protože vzorek dat získaných prostřednictvím sledování jedinců označených ušními značkami je prozatím velice malý.

## 6. DISKUZE

### 6.1. Stanovení velikosti domovských okrsků a hodnocení aktivity

#### 6.1.1. Stanovení velikosti domovských okrsků

##### 6.1.1.1. Týdenní domovské okrsky – metoda MCP 100 %

Výsledky vývoje velikosti týdenních domovských okrsků MCP 100 během roku signalizují celkově vysokou aktivitu jelena evropského v Doupovských horách, zejména samců. Velikosti HR sledovaných jedinců jsou poměrně rozmanité, vysokou aktivitu mají obě pohlaví v první polovině května a celkově je velmi vysoká aktivita samců i samic v podzimním a zimním období. Rozdíl mezi aktivitou samců a samic je dán především ve velikosti domovských okrsků. Velikost HR samců se pohybuje v rozmezí 10 až 2595 ha zatímco u samic v rozmezí 9 až 1183 ha. Je tedy přibližně dvojnásobná, což potvrzuje i velikost domovského okrsku většiny samic, která nepřesáhla 800 ha, zatímco u většiny samců nepřesáhla 1600 ha. Významný rozdíl v aktivitě mezi samci a samicemi u jelena evropského je v literatuře popisován v okolních evropských populacích, stejně tak i v České republice (Koubek & Hrabě 1996, Šustr 2013). Samci jsou dle zmíněných publikovaných údajů více aktivní (přibližně dvojnásobně) a jejich prostorová aktivita je nejvyšší v říji. Během podzimu a zimy je aktivita obou pohlaví nízká (Šustr 2013). V tomto období se aktivita populace jelena evropského v Doupovských horách liší od uváděných údajů. Obě pohlaví jsou v nevegetačním období vysoce aktivní. Důvodem je pravděpodobně vysoký lovecký tlak na zvěř, absence klidových zón a přezimovacích obůrek.

Vysoká aktivita na jaře je dána především nabídkou velkého množství nových potravních zdrojů a platí pro celou populaci jelena evropského nejen v Doupovských horách, ale i na Šumavě (Šustr 2013). U samic je tento vrchol méně výrazný a v druhé polovině května, v období kladení kolouchů, aktivita prudce klesá. V červenci a srpnu je aktivita samců a samic na stejné úrovni. Zásadní změna nastává až v první dekádě září, kdy jeleni prudce zvýší svoji aktivitu v souvislosti s říjnými projevy. Průměrný domovský okrsek samců je před říjí (v měsíci srpnu) 287 ha. Říje jelena evropského

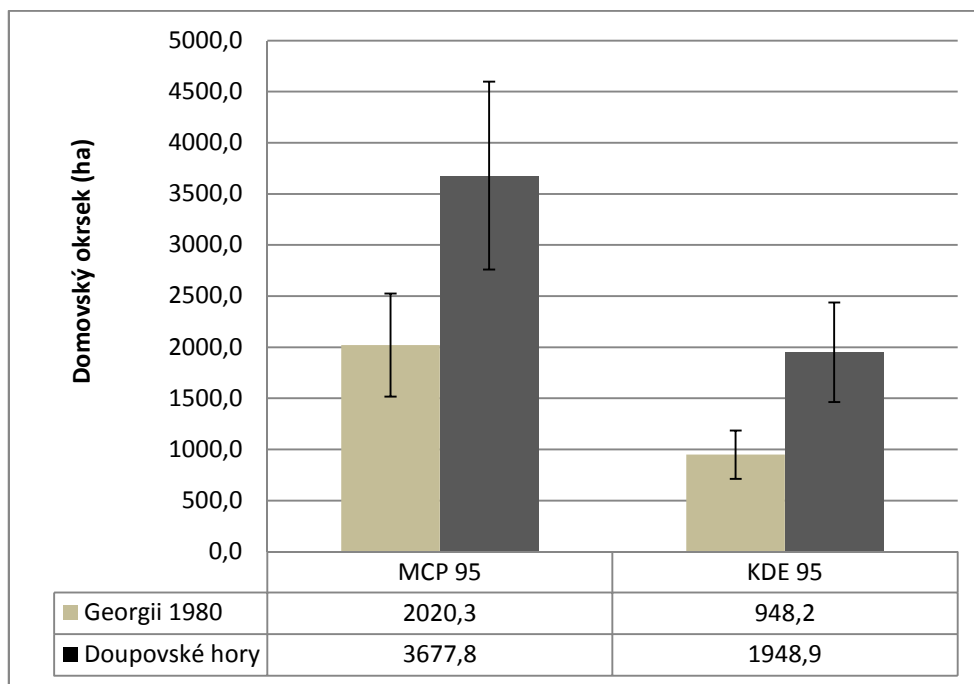
trvá zpravidla od poloviny září do října a aktivita samců v tomto období značně stoupá (Kamler et al. 2008, Pépin et al. 2009). To potvrzuje průměrná velikost domovského okrsku samců v období od 15. 9 do 15. 10. 2013, která vzrůstá na 703 ha, tedy přibližně dva a půl násobně. Stejně jako na Šumavě (Šustr 2013) laně v tuto dobu velikost svého HR nemění nebo mírně snižují, využívají stále přibližně stejně veliký domovský okrsek až do druhé poloviny října, kdy se blíží jejich aktivita opět aktivitě samců. Aktivita koloucha samčího pohlaví je podobná průměrné aktivitě laní. U samců přechází vysoká aktivita z období říje na přelomu měsíce října a listopadu do zimní, stále poměrně vysoké aktivity. Průměrná velikost domovského okrsku samců po říji poklesla na 496 ha, ale je přesto poměrně vysoká. Vysoká aktivita zvěře přetrvává až do konce roku, respektive do konce vyhodnocovaného období, nízká je v měsíci únoru (na začátku sledovaného období). Na přelomu roku vykazují samci vyšší aktivitu než samice. V únoru je aktivita obou pohlaví nízká, mírně se velikost HR postupně zvyšuje až do zmíněného prvního vrcholu aktivity v květnu.

Z výše uvedených dat vyplývá, že prostorová aktivita samců je v průměru výrazně (více než dvojnásobně) vyšší než aktivita samic a pohlavně nezralého jedince. Velikost týdenního domovského okrsku je vysoká u obou pohlaví v době nástupu jarní vegetace a potom v rámci celého podzimního a části zimního ročního období. Ačkoliv literatura uvádí (Anderson 1976, Georgii 1978, Červený 2004), že aktivita u jelení zvěře v zimě klesá na minimum, výsledky výzkumu aktivity pomocí týdenních MCP toto tvrzení v lokalitě Doupovských hor nepotvrzují, naopak v podzimním a zimním období je aktivita zvěře zvýšená. Zvýšená aktivita se v podstatě kryje s dobou intenzivních podzimních lovů (naháňky, individuální lovy holé zvěře) a dokladuje, jak zásadní disturbancí pro populaci jelena evropského je intenzivní lov. Lovecký tlak na zvěř může prostorovou aktivitu zvěře zásadně ovlivnit (Kilgo et al. 1998; Béchet et al. 2004).

## 6.1.1.2. Roční a sezónní domovské okrsky

Odhad velikosti ročních a sezónních domovských okrsků jelena evropského řeší řada prací (Georgii 1980, Clutton-Brock 1982, Jeppesen 1987, Lazo et al. 1994, Koubek & Hrabě 1996, Kamler et al. 2008). Pokud zprůměrujeme data jednotlivých prací ročních domovských okrsků stanovených metodou MCP 95, pohybují se průměrné domovské okrsky samců v rozmezí 80 až 3600 ha, u samic je průměrná velikost domovského okrsku stanovená touto metodou na 40 až 2400 ha. Průměr domovských okrsků MCP 95 obou pohlaví se dle výše zmíněných autorů pohybuje v rozmezí 60 až 3100 ha. Průměrný roční domovský okrsek samců jelena evropského v Doupovských horách byl metodou MCP 95 stanoven na 5419 ha, což výrazně převyšuje hodnoty uváděné v literatuře. Pravděpodobnou hlavní příčinou je velká celistvost území s absencí bariér pohybu (horizontální stavby, komunikace, velké vodní toky), která neomezuje migraci samců zejména v období říje. Maximální domovský okrsek uvedený ve výše zmíněné literatuře byl u samce jelena evropského 15360 ha, v zájmovém území byl maximální MCP 95 stanoven na 14322 ha. U samic byl domovský okrsek stanovený všemi použitými metodami výrazně menší. MCP 95 laní byl stanoven na 1295 ha, což odpovídá mírně vyšším hodnotám než je průměr uváděný v literatuře. Maximální MCP 95 domovský okrsek samic jelena evropského byl v Doupovských horách stanoven na 2263. Tato hodnota také odpovídá průměru uváděnému v literatuře. Výrazně menší migrace samic jsou pravděpodobně nejvíce dány obligátními příležitostmi kvalitní pastvy po celém území Doupovských hor a dostatečným množstvím klidu (mimo období v závěru roku, kdy je zvěř intenzivně lovena). Samice nemají v Doupovských horách tendenci k sezónní migraci.

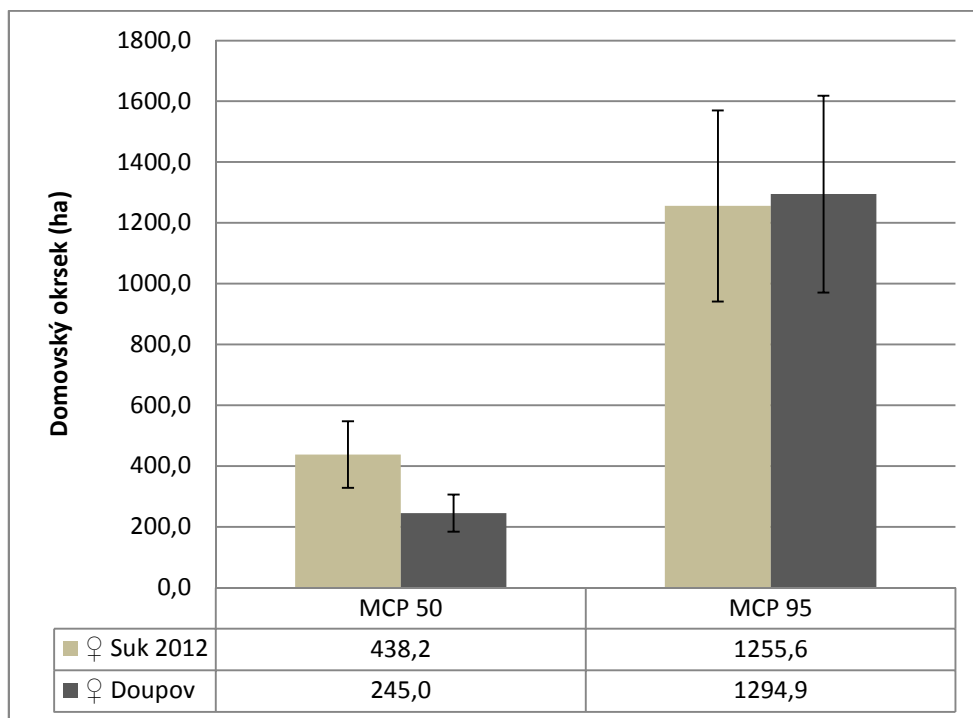
Roční domovské okrsky stanovené metodou MCP 95 a KDE 95 z areálu italských Alp jsou porovnány s výsledky z Doupovských hor v grafu 41. Rozdíly ve velikosti domovských okrsků stanovené oběma zmíněnými metodami jsou přibližně stejné. Průměrné velikosti HR z našeho zájmového území jsou přibližně dvojnásobné vzhledem k okrskům uvedeným viz Georgii (1980).



Graf 41. Velikost ročních domovských okrsků v italských Alpách (Georgii 1980) v porovnání s domovskými okrsky jelena evropského v Doupovských horách (chybové úsečky znázorňují standardní chybu)

Velikost domovských okrsků stanovených metodou MCP 50 a MCP 95 určená na základě telemetrického sledování samic jelena evropského v oblasti Šumavy (Suk 2012) byla vypočítaná na 438,2 a 1255,6 ha (viz graf 42 – v porovnání s domovskými okrsky jelena evropského v Doupovských horách). V porovnání s těmito daty se jeví velikosti HR v obou lokalitách podobná. V případě hodnocení MCP 50 (centrální oblasti domovského okrsku - *Core area*) využívají laně na Šumavě území výrazně větší. Příčinou tohoto jevu je v největší míře opět dostatek klidu a pastevních možností laní po celém území Doupovských hor ve všech ročních obdobích. Zatímco laně v oblasti Šumavy migrují z důvodu vysoké sněhové pokrývky v zimním období, laně Doupovských hor z důvodu mírnějších klimatických podmínek a dostatku pastvy tyto potřeby v zimě nemají.



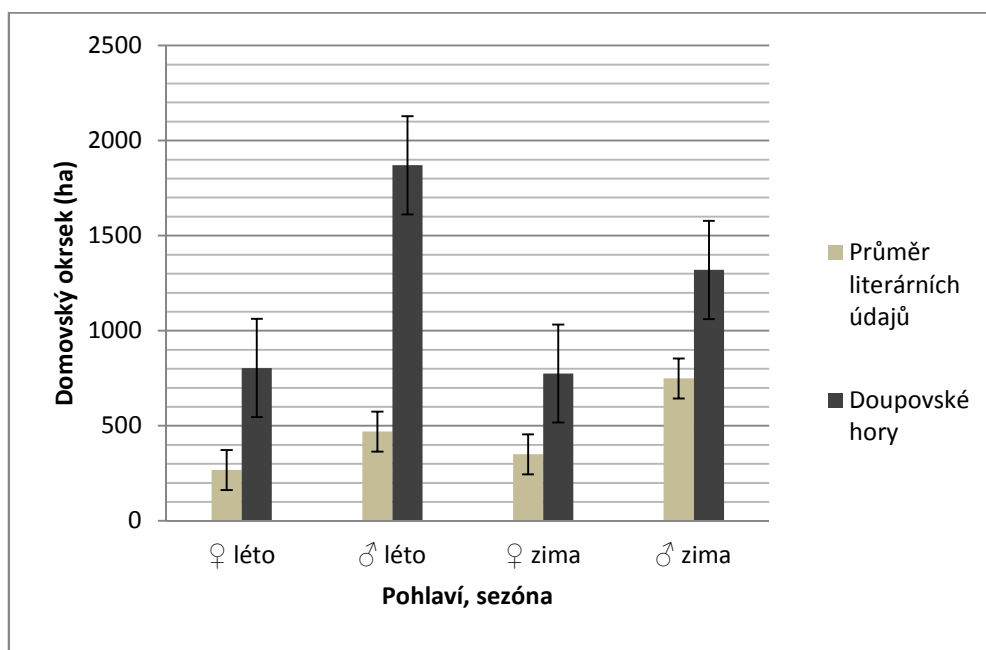


Graf 42. Velikost ročních domovských okrsků laní na Šumavě (Suk 2012) v porovnání s domovskými okrsky jelena evropského v Doupovských horách (chybové úsečky znázorňují standardní chybu)

Sezónní domovské okrsky stanovené metodou MCP 95 publikované v odborných časopisech jsou uvedeny v tab. 18, graficky pak v grafu 43. Průměrné letní i zimní domovské okrsky jsou výrazně menší než sezónní domovské okrsky Doupovských hor. Největší rozdíl je u samců jelena evropského v letním období. Hlavní příčinou je výše zmíněná vysoká migrace samců koncem léta z důvodu jejich říjné aktivity. Celková zvýšená velikost domovských okrsků v Doupovských horách je daná převážně absencí nepřírodných i přírodných bariér uvnitř zájmového území a absencí většiny běžných disturbancí v území působených člověkem, které by negativně ovlivňovaly prostorovou aktivitu jelena evropského.

Tab. 18. Velikosti domovských okrsků podle literárních údajů v porovnání s výsledky v Doupovských horách

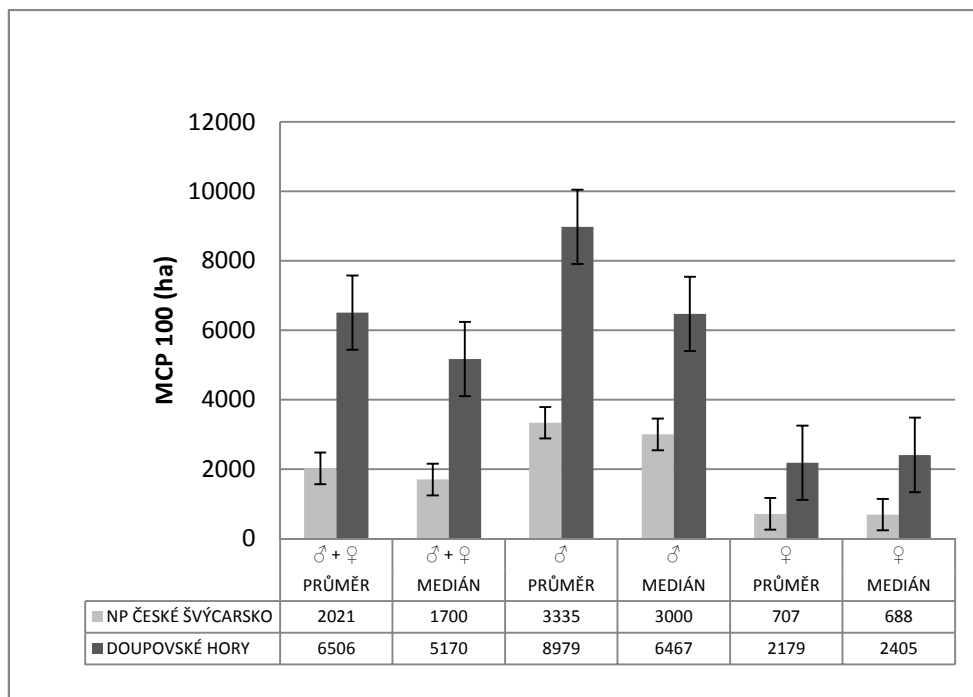
Letní HR laň	Letní HR jelen	Zimní HR laň	Zimní HR jelen	Autor
121,00		65,00		Georgii 1980
	386,00	113,00		Georgii & Schröder 1983
371,00		956,00		Jeppesen 1987
		318,00	318,00	Schmidt 1993
200,00	410,00	300,00	1180,00	Lazo et al. 1994
380	613			Šustr 2013
268	470	350	749	<i>Průměr</i>
804	1870	775	1320	Doupovské hory



Graf 43. Porovnání publikovaných sezónních MCP 95 domovských okrsků s domovskými okrsky jelena evropského v Doupovských horách (chybové úsečky znázorňují standardní chybu)

Telemetrický výzkum jelena evropského je v České republice prováděn také na území Národního parku České Švýcarsko. I v této lokalitě je naměřená velikost domovských okrsků výrazně menší než v Doupovských horách (viz graf 44) Z porovnání průměrů i mediánů zjištěných domovských okrsků je patrné, že samci

využívají plochu více než dvojnásobnou a samice plochu více než trojnásobnou. České Švýcarsko je oproti Doupovským horám oblastí s velkým množstvím přírodních bariér (strmé skály, řeka Labe) a s velkým vlivem turistiky na aktivitu zvěře.



Graf 44. Porovnání MCP 100 domovských okrsků z NPČŠ s domovskými okrsky jelena evropského v Doupovských horách (chybové úsečky znázorňují standardní chybu)

Telemetrická data z NPČŠ dodal Ing. Marek Klitsch, který v NP vede pokusný projekt, prostorová data zpracovalo odd. GIS národního parku. Telemetrický výzkum jelena evropského probíhá na území národního parku od roku 2004. Výsledky sledování zatím nebyly ve vědecké literatuře publikovány.

Data některých sledovaných jedinců v Doupovských horách byla z výpočtu velikosti domovských okrsků z důvodu nepříznivé věrnosti areálu vyřazena (v tab. 6 a tab. 7 červeně). Příčinou nepříznivého indexu fidelity bylo pravděpodobně menší množství získaných dat v daném období a chování jedince ovlivněné imobilizací a nasazením obojku.

### 6.1.2. Aktivita vyjádřená minimální denní ušlou vzdáleností

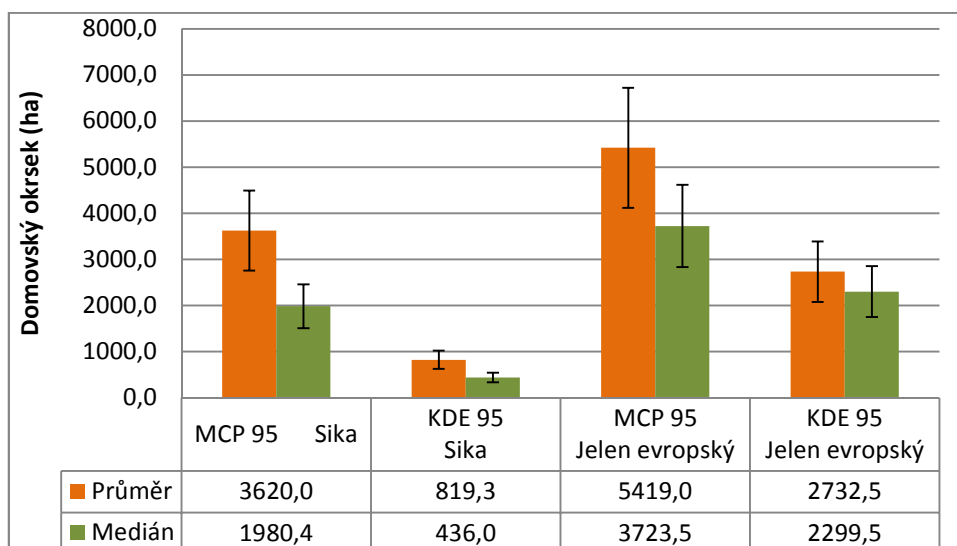
Při vyhodnocování průměrné denní aktivity metodou denní ušlé vzdálenosti během měsíců bylo pozorováno několik trendů. Jedná se například o výrazný pokles průměrné denní ušlé vzdálenosti u laní v měsíci květnu, který je pravděpodobně způsoben kladením kolouchů. Laně několik prvních dnů po kladení vykazují jenom velmi slabou pohybovou aktivitu, která se ale opět zvyšuje s vývinem a pohybovými možnostmi kolouchů (Suk 2012). Údaje denních ušlých vzdáleností nelze srovnat s literaturou, protože srovnatelným způsobem zpracovaná prostorová data nejsou k dispozici.

V období říje, které podle literatury probíhá od poloviny září do poloviny října (Ahlén 1965; Clutton-Brock et al. 1982), byly vykazovány změny v průměrných denních vzdálenostech jak u laní, tak u jelenů. U samic byly změny nejednotné, zatímco u všech dospělých samců došlo v období říje ke značnému nárůstu aktivity. Ta se v průběhu říje projevila u všech jelenů, ale její gradace nebyla jednotná. U některých jelenů se absolutní vrchol aktivity promítnul do září a u jiných až do října. Z věkového určení vyplývá, že mladší jeleni (do tří let) mají tendenci aktivně gradovat v září, naproti tomu u starších jelenů je tendence přesunutí gradace do října. V zimním období se aktivita zvěře zvyšuje. Tento jev ve sledovaném období způsobuje pravděpodobně vysoký lovecký tlak v oblasti a také velmi mírná zima. Výsledky vyhodnocení aktivity pomocí denní ušlé vzdálenosti potvrzují výsledky hodnocení aktivity pomocí týdenních domovských okrsků MCP 100 (kap. 6.1.1.1.).

Rozložení aktivity měřené denní ušlou vzdáleností během dne je v relaci s obecně popisovanými vrcholy aktivity a je zaznamenáno při svítání a soumraku. Ranní vrcholy aktivity spadají do intervalu 6 - 8 hodin, odpolední vrcholy vykazují větší variabilitu, nicméně nejvyšší aktivita je vyvíjena mezi 18 až 20 hodinou. V těchto vrcholech aktivity jelení zvěř putuje za potravou nejdále, a tím se zvyšuje možná pravděpodobnost ulovení.

## 6.2. Srovnání prostorové aktivity jelena evropského a siky

Pro přehlednější porovnání *home range* jelena evropského a siky v Doupovských horách jsou aritmetické průměry a mediány se směrodatnou odchylkou znázorněny v grafu 45.



Graf 45. Porovnání velikosti domovských okrsků samců jelena evropského a siky (chybové úsečky znázorňují standardní chybu)

Samci jelena evropského i siky využívají v podmínkách Doupovských hor velké území, jejich domovské okrsky jsou oproti průměru v literatuře výrazně vyšší. U siky je velikost domovských okrsků oproti literatuře až desetinásobná (Dvořák et al. 2014). Velikost HR samic siky zatím v podmínkách Doupovských hor vyhodnocena nebyla.

Aritmetické průměry i mediány velikosti domovského okrsku stanoveného metodou MCP 95 a KDE 95 jsou vyšší u jelena evropského než u siky. Domovský okrsek MCP 95 je u jelena evropského téměř dvojnásobný. Medián velikosti domovských okrsků stanovených metodou KDE 95 je dokonce více než pětinašobně větší u jelena evropského než u siky. Samci jelena evropského i siky mají v říji velmi vysokou aktivitu a vzájemně se ovlivňují (viz kap. 5.3.). Hlavní rozdíl mezi prostorovou aktivitou jelena evropského a siky je v pohybu samců ze zimních a letních stávaníšť a na říjiště. Tam se samci jelena evropského přemísťují z větších vzdáleností než samci siky, což následně ovlivňuje velikost domovského okrsku.

### 6.3. Interakce mezi jelenem evropským a sikou

Silné interakce mezi sikou a jelenem evropským jsou popisovány v řadě odborných prací. Mezidruhové vazby jsou založeny většinou na projevech chování, které jsou jen velmi těžko pozorovatelné, což vede k názoru, že interakce mezi domácím druhem a introdukovaným sikou nemusí být hluboké. Přesun samců siky do areálu výskytu samic jelena evropského a jejich vysoká aktivita v době říje jelena evropského v Doupovských horách potvrzuje hluboké interakce s jelenem evropským.

Velká variabilita v říjné aktivitě siky je popisována po celé Evropě i v malých oblastech výskytu (Matuszewski 1988). Říje většinou začíná v polovině října a probíhá s různou intenzitou často až do prosince (Wolf & Vavruněk 1975–1976, Baskin & Danell 2003). Tak, jak zmiňují výše uvedení autoři, je popisována situace i v počátcích rozvoje populací siky v Doupovských horách. Ještě v roce 1996, kdy už významně rostla hustota populace siky a zintenzivňoval se i lov, byla převážná část lovu říjných jelenů směřována do druhé poloviny října. Jak plyne z tehdejších kronik, probíhal zde vrchol říje siky okolo 25. října. Jelen evropský říjí na severní polokouli zpravidla od poloviny září až do poloviny října. Od počátku říje jsou k sobě jeleni intolerantní a přesouvají se do říjišť za dospělými laněmi (Ahlén 1965; Clutton-Brock et al. 1982). V celém období říje jsou jeleni silně sexuálně aktivní, pastva je omezena na méně než 10 % času a jeleni jsou aktivní v podstatě po celý den (Kelly et al. 1987). Místní kroniky označují za vrchol říje jelena evropského období od 20. do 25. září. Z výše uvedených údajů je patrné, že v lokalitách čistých populací se říje siky a jelena evropského v podstatě vůbec neprolíná. Data odlovu samců siky a jelena evropského dokladují sblížení období říje obou jelenů poměrně značnou rychlostí (6,2 dne za období 10 let). Sika v podmínkách Doupovských hor začíná zvyšovat říjnou aktivitu a je úspěšně loven od poloviny září. Říjná aktivita samců siky klesá v druhé polovině října a prudce tím klesá i úspěšnost lovu.

Z vizuálního pozorování lze zaznamenat pozvolné změny v říjných projevech siky i jelena evropského obzvláště v lokalitách se zvýšenou hustotou populací obou druhů jelenů. Je možné běžně pozorovat samce siky, který je říjně aktivní a hlasově se projevuje v blízkosti říjícího jelena evropského již v polovině měsíce září. S hlasovými říjnými projevy samců siky se nebylo možné před patnácti lety během

září téměř setkat. Hlasové říjné projevy samců siky zaznamenaly za desetiletí významné změny. Studium změn hlasového projevu se však nikdo v této lokalitě systematicky nevěnuje. Typické „pískání“ samců siky z velké části nahradily různé hlasy přecházející až v mečení nebo i v náznaky troubení. Pozorovatelné změny nastávají v období říje, a tím se posouvá i úspěšnost lovu.

Jak je uvedeno výše, jedná se o nepřímý důkaz extenzivní hybridizace jelena evropského s introdukovaným sikou. Ve zkoumané oblasti přímý důkaz hybridizace zatím doložen nebyl, nicméně můžeme předpokládat, že i zde k vzájemnému křížení dochází. Vzájemné sblížování doby říje upozorňuje na velké nebezpečí hybridizace, která může vést až k postupnému zániku druhu, případně zániku lokální populace (Allendorf et al. 2001). Výsledky v kap. 5.3. potvrzují změny v behaviorálních projevech obou druhů (v podobných sympatrických populacích siky a jelena evropského jsou popisovány v Polsku (Biedrzycka et al. 2012)). Je třeba podotknout, že změny v chování jsou velice plíživé a pomalé, nicméně korespondují s výsledky zjištěnými již dříve. Hybrid je obvykle považován za jedince jelena evropského ve „slabé kondici“ (Bartoš & Žirovnický 1982).

Na nebezpečí šíření siky jako jednoho z nejvíce alarmujících invazivních druhů v Evropě už upozorňují autoři mnoho let (Bartoš & Žirovnický 1982, Bartoš 2009, Daisie 2009, Biedrzycka et al. 2012). Vzhledem k masivnímu šíření siky ve střední Evropě je nutné provést okamžitá managementová opatření k zastavení šíření a využít všechny legální prostředky k výrazné redukci jeho početnosti.

#### 6.4. Výběr a využití prostředí

Biotop Doupovský hor je velmi specifický vysokým zastoupením křovin a mladých lesních porostů. Hospodářsky nevyužívaná sukcesní společenstva křovin zaujímají společně s neudržovanými horskými loukami, otevřenými plochami střelnic a pastvinami více než 50 % území VVP Hradiště. Křovinná sukcesní společenstva poskytují zvěři dobrý úkryt v období vegetace a zároveň kvalitní pastvu. Souvislé křoviny nejsou zpravidla tak hustě zapojené, aby neumožnily růst bylinnému patru. Takový typ prostředí je jedinečný. Bohužel odborná literatura pro porovnání využití prostředí v podobném habitatu není k dispozici.

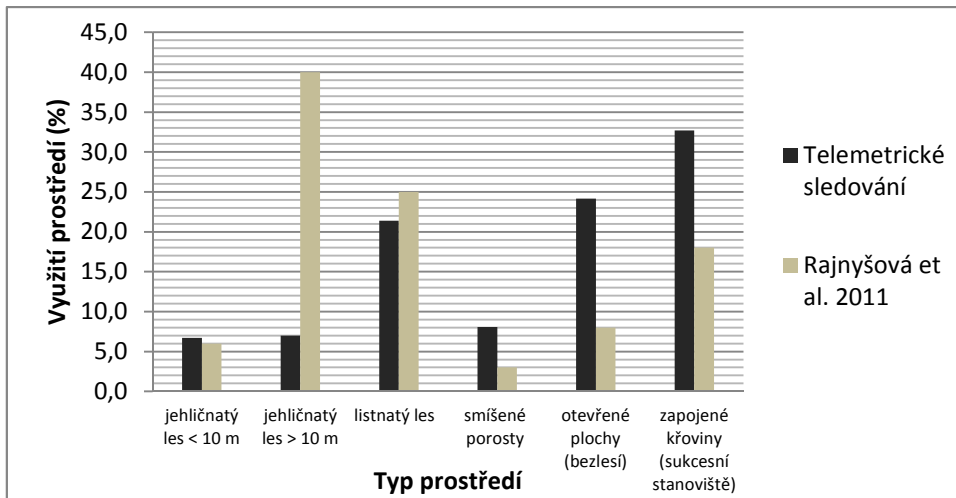
Důležité je však zjištění, že v mimovegetačním období zvěř významně upřednostňuje i v takovémto pestrém biotopu lesní společenstva. Tato skutečnost je nepříznivá z pohledu možného vzniku škod na mladých jehličnatých porostech. Velmi dramatický je pokles využití sukcesních stanovišť po opadu listů (téměř o 12% celkového využití prostředí), což je dáno především snížením možností úkrytu a pastvy, ale i vysokým loveckým tlakem v tomto prostředí, které se stává pro lov v zimním období příhodnějším.

Významně vyšší je i preference listnatých lesů (i při jejich poměrně malém zastoupení v prostředí (7 %)), které zvěř využívá z 21 % během celého roku. Do typu prostředí listnaté lesy byly zahrnuty i lesní porosty se zastoupením listnáčů více než 60 %. Pokud bychom sloučili kategorii smíšených a listnatých lesů, je výsledná preference tohoto typu prostředí 29 % při zastoupení 22 %. Preference listnatých a smíšených lesů je v podmínkách Doupovských hor zvýšená, což může mít vliv na přirozenou obnovu listnatých porostů a ovlivnění jejich druhové skladby (Côté et al. 2004).

Při srovnání výsledků studií využití prostředí metodou sčítání hromádek trusu v transeptech prováděné Rajnyšovou et al. (2011) v Doupovských horách dojdeme k zásadním rozdílům v naměřených hodnotách (viz graf 46). Podle výše zmíněné metody upřednostňuje jelen evropský lesní prostředí daleko více, než bylo stanoveno na základě telemetrických dat. Metoda sčítání hromádek trusu je pravděpodobně v prostředí Doupovských hor zatížena chybou, která je dána bujnou vegetací v typu prostředí bezlesí a sukcesní stanoviště. V těchto biotopech je velmi komplikované



v době vegetace hromádky trusu najít a posčítat, nicméně i tato metoda potvrzuje zvýšenou preferenci lesních biotopů.



Graf 46. Srovnání využití prostředí stanovené telemetrickým sledováním a sčítání hromádek trusu v transeptech (Rajnyšová et al. 2011)

#### 6.4.1. Škody na lesních porostech

Nejrizikovější pro vznik škod jelenem evropským na lesním prostředí je období vegetačního klidu, u listnatých výsadeb a zmlazení i vegetační období.

Ze statistického vyhodnocení preference prostředí s využitím Bonferroniho korekce a mnohonásobného porovnání pro pravděpodobnosti výskytu v jednotlivých měsících je jednoznačně patrné, že u jelena evropského dominují mladé jehličnaté porosty v únoru, březnu a dubnu. Naopak nejmenší je upřednostňování těchto porostů v měsíci červenci. Zimní období a předjaří je nejrizikovějším z pohledu vzniku škod ohryzem a loupáním. Dominantní vyhledávání mladých jehličnatých porostů je v uváděném období nežádoucí. Pro tuto dobu nepřipadá v úvahu použít lov jako prostředek k omezení využívání preferovaného prostředí zvěří. Jako nezbytná se jeví důsledná ochrana rizikových porostů repelenty proti ohryzu a loupání.

Nejen zvýšení využívání lesního prostředí v zimě, ale i intenzivní rozvoj populací jelena evropského a siky, má vliv na stav lesních ekosystémů. Lesnický management věnuje rozsáhlou pozornost ochranným opatřením před škodami zvěří a zároveň se

v lesnických kruzích diskutuje o skutečné velikosti populací spárkaté zvěře, která ovlivňuje konkrétní lesní ekosystémy (Slodičák et al. 2008). Světové šíření některých druhů jelenů a jejich vliv na prostředí je označován v literatuře jako velmi znepokojující (Takatsuki 2009). Pro snížení škod je tedy nutné neopomenout, kromě eliminace početních stavů zvěře, i zvýšenou preferenci lesních ekosystémů jelenem evropským v zimním období. V době lovecké sezóny se jeví jako vhodné managementové opatření, které vede k omezení vzniku škod, nasměrovat intenzivní lov (naháňky) do mladých jehličnatých porostů. Management lovu je třeba doplnit vhodným umístěním krmných zařízení v dostatečné vzdálenosti od lesních porostů, kde vzrůstá riziko vzniku škod. Po skončení doby lovu lze omezit vznik škod intenzivním příkrmováním ve vhodně umístěných krmných zařízeních.

#### 6.4.2. Vliv lidských aktivit na chování zvěře a výběr biotopu

Posouzení vlivu lidských aktivit na chování zvěře je poměrně komplikované, protože zvěř nereaguje na změny zpravidla okamžitě a je třeba delší období sběru dat, aby byly změny v chování a preferenci biotopu statisticky vyhodnotitelné. Pomocí GPS obojků lze sledovat reakce zvěře na lidskou aktivitu, především na rušivé elementy. Z prostorových dat o pohybu označených zvířat můžeme usuzovat, že se v prostředí odehrála nějaká změna (Šustr 2013). Obecně člověk působí v prostředí disturbance, které mají zásadní vliv na populace volně žijící zvěře, jako je lovecký tlak na zvěř (Madsen & Fox 1995; Kilgo et al. 1998 ; Béchet et al. 2004), přítomnost domácích zvířat (psi, kočky, hospodářská zvířata) a turistický tlak (Jayakody et al. 2008; Stankowich 2008; Webb et al. 2011). Vliv loveckého tlaku na populaci jelena evropského je v Doupovských horách zásadní a je popsán v kapitolách 6.1.1.1. a 6.1.2. Zvěř je v podzimním a zimním období udržována působením intenzivního lovu ve vysoké aktivitě, což má za následek i změny ve využívání prostředí, kdy zvěř preferuje mladé zapojené jehličnaté porosty, které poskytují dobrý úkryt. Z grafu 38 je patrný významný vliv loveckého tlaku na velikost domovského okrsku samců siky v Doupovských horách (Dvořák et al. 2014). Výběr prostředí je ovlivněn komplexem faktorů, jako je kvalita a variabilita potravy, úkryt a potencionální predátoři (Werner et al. 1983). Konečný výběr prostředí je ve výsledku dán poměrem mezi přednostmi a

negativními vlivy prostředí pro daný druh (Lima & Dill 1990, Mysterud & Ims 1998). Lovecký tlak v tomto případě nepříznivě ovlivňuje výběr prostředí.

Vliv turistického tlaku je z důvodu omezeného vstupu veřejnosti do VVP vyloučen, ale částečně ho supluje výcvik vojska. Z dat vyhodnocení aktivity zvěře pomocí průměrné denní vzdálenosti a týdenních MCP je patrné působení komplexního taktického výcviku armády na prostorovou aktivitu zvěře. Na týdenní období zvěř omezila svoji aktivitu, ale neopustila lokalitu, ve které se pohybovala před cvičením. Po krátké době se vrátila její aktivita na původní úroveň, ale zvěř nebyla aktivnější, jak popisuje např. při zvýšeném turistickém tlaku Lovari et al. (2006). Posouzení vlivu disturbancí způsobených armádou bude předmětem dalšího vyhodnocování prostorových dat během delšího časového období.

Zásadní vliv člověka na prostorovou aktivitu sledovaných jedinců má přikrmování zvěře v době nouze. Současné množství dat pro vyhodnocení této skutečnosti není dostačující, a proto byla posouzena u zaměřených krmných míst jen migrace v zimním období. Z grafického znázornění migrace označených jedinců v době nouze je význam tohoto mysliveckého managementu patrný. Označení jedinci se pohybovali do vzdálenosti 1180 m pokud bylo pravidelně předkládáno krmivo, ale většina aktivity byla soustředěna do vzdálenosti do 600 m od krmelišť. Pokud přestalo být krmivo na krmelišti předkládáno, vzdálenost maximálního pohybu se poměrně rychle zvýšila na průměrný okruh 2700 m a jedinec navštěvoval krmeliště jen zřídka. Z grafického znázornění pohybu tří samců v kap. 5.4.2. je patrné, že krom náhodných opuštění lokality způsobených pravděpodobně vyrušením sběrači shozů, byli samci lokalitě přikrmování velmi věrni. Po přerušení předkládání krmiva hledal samec náhradní potravní zdroje až do okruhu téměř čtyř kilometrů. Je nutno poznamenat, že vyhodnocovaná migrace je ze zimy 2013 - 2014, která byla velmi mírná a vazba na umělé potravní zdroje mohla být nižší než při vysoké sněhové pokrývce, která prostorovou aktivitu samců siky velmi ovlivňuje (Dvořák et al. 2014). Pokud bychom chtěli tímto managementovým opatřením udržet zvěř mimo lesní porosty rizikové z pohledu vzniku škod zvěří, museli bychom krmná zařízení v podmínkách Doupovských hor zřizovat v okruhu minimálně 600 až 700 m od těchto lesních porostů.

## 7. ZÁVĚR

Současné rozšíření jelena evropského v Evropě je víceméně výsledkem lidské činnosti (Staines 1974). Prostředí Doupovských hor má velmi specifickou genezi danou režimem vojenského újezdu. Populace jelena evropského se v této lokalitě začala rozvíjet po roce 1945 v souvislosti se změnou způsobů hospodaření v krajině. Současný biotop je tvořen rostlinnými společenstvy, která jsou velmi neprostupná a jsou zdrojem kvalitních potravních zdrojů. Zároveň se sukcesí křovinných společenstev se neustále početně rozvíjí nejen populace jelena evropského, ale i ostatních druhů spárkaté zvěře, z nichž nejdynamičtěji se rozvíjí početní stavy introdukovaného siky.

Prostorová aktivita jelena evropského a siky je v podmínkách Doupovských hor nadprůměrná. To platí zejména u samců obou sledovaných druhů jelenů. Průměrný domovský okrsek stanovený metodou MCP 95 se podle publikovaných dat pohybuje mezi 80 až 3600 ha, zatímco na základě telemetrických dat má průměrný zjištěný domovský okrsek 5419 ha. Pravděpodobnou hlavní příčinou výrazně vyšších velikostí domovských okrsků je celistvost rozsáhlého území s absencí bariér pohybu (horizontální stavby, komunikace, velké vodní toky), které neomezují migraci samců zejména v období říje. U samců siky je rozdíl oproti publikovaným údajům ještě markantnější. Samice jelena evropského mají aktivitu také poměrně vysokou, ale vzhledem k doposud popsaným velikostem domovských okrsků je spíše mírně nadprůměrná a byla vypočtena na 1295 ha. Aktivita posuzovaná prostřednictvím denní ušlé vzdálenosti a týdenních domovských okrsků MCP 100 má přibližně stejné výsledky. Samci jelena evropského jsou vysoce aktivní v době růstu jarní vegetace a v říji, což koresponduje s již dříve publikovanými výsledky. Samice mají zvýšenou aktivitu také po nástupu jara. Při kladení kolouchů a v říji je jejich aktivita nízká. Obě pohlaví vykazují oproti publikovaným měřením velmi vysokou aktivitu v období podzimu a zimy. Tato skutečnost je v největší míře vyvolána intenzivním lovem a vede i ke změnám ve využití prostředí. Podobné výsledky má i výzkum prostorové aktivity samců siky v Doupovských horách. Data aktivity také dokazují, jak významnou disturbancí působící na populaci jelena evropského je intenzivní lov. Údaje o aktivitě samců i samic během dne korespondují s výsledky jiných prací. Ta je

nejvyšší při východu a západu slunce, večerní vrchol aktivity je vyšší. I přes vysokou aktivitu zvěře v tomto prostředí se nepodařilo prokázat významnou komunikaci populací jelena evropského s okolními silnými populacemi stejného druhu (Krušné hory). Toto zjištění platí i pro siku.

Využití prostředí Doupovských hor jelenem evropským odpovídá víceméně podílu zastoupení jednotlivých typů prostředí v krajině, mění se však během roku. V létě zvěř významně preferuje křovinatá sukcesní společenstva, kde je dostatek potravy a klidu, zatímco v zimě, po opadu listů, zvěř významně více využívá lesní porosty. Z lesních porostů se v zimním období nejvíce zvýšila preference jehličnatých porostů, což se stává velmi nepříznivým jevem z hlediska potencionálního vzniku škod.

Lidská činnost má významný vliv na prostorovou aktivitu jelena evropského v zájmovém území. Významně se nepotvrdil obecně diskutovaný vliv intenzivního výcviku armády ve VVP. Možnost případného působení vojska je zapotřebí ještě podrobněji studovat. Zásadní vliv na aktivitu jelena evropského mají myslivecká managementová opatření jako je intenzivní lov a příkrmování v době nouze. Vlivem intenzivního lovu má sledovaná zvěř velmi vysokou aktivitu, která klesá až v době hájení. Intenzivní lovecký tlak na zvěř v zimním období vede nejen ke zvýšení velikosti domovských okrsků v tomto období, ale i k upřednostňování jehličnatých porostů zvěří, což následně vede ke vzniku škod. Vliv příkrmování je markantní. Sledovaní jedinci se pohybovali do maximální vzdálenosti 1600 m od krmných zařízení, zatímco po přerušení dodávky krmení se tato vzdálenost rychle zvýšila až na 3800 m. Pomocí monitoringu bylo zjištěno, že sledovaní jedinci, pokud nebyli vyrušeni, se zpravidla pohybovali do vzdálenosti 700 m od krmných míst.

Interakce jelena evropského a siky se s početním rozvojem populací prohlubují a jsou potvrzovány jak výskytem fenotypově nápadných kříženců, tak behaviorálními změnami v populacích obou druhů jelenovitých. V centrálních oblastech Doupovských hor, kde je environmentální tlak na zvěř nejnižší, mají populace největší hustotu a interakce mezi domácím a introdukovaným druhem jelena jsou zde nejintenzivnější. Kromě nápadných prostorových vazeb na říjiště jelena evropského vykazují samci siky v období říje jelena evropského též vysokou aktivitu. U samců siky lze pozorovat změny v říjních hlasových projevech i v časovém posunu

aktivity samců v období říje. Při intenzivních lovech jelenů obou druhů se posun aktivity v říji promítl do úspěšnosti lovu. Nejvyšší aktivita samců jelena evropského se po dobu posledních deseti let posunula směrem do října, statistickým vyhodnocením dat odstřelu lze konstatovat, že vrchol jejich aktivity se posunul o 3,4 dne směrem do pozdějšího období roku. U siky je vliv interakcí opačný, období jejich aktivity v říji se posouvá směrem k začátku měsíce září a nejúspěšnější lovy se posunuly za deset let o 2,8 dne směrem k časnějším datumům. Říjná aktivita siky a jelena evropského konvertovala rychlostí 6,2 dne za deset let.

Z výše uvedených zjištění plyne několik možných opatření pro management populace jelena evropského a siky v Doupovských horách. Jedním z hlavních cílů hospodaření je omezit potenciál hybridizace se sikou, a to zejména maximálním možným odstřelem samic i samců siky. Pro zvýšení úspěšnosti lovu by bylo vhodné rozčlenit souvislé křoviny, které zvěř v době vegetace preferuje, a pracovat na vývoji a odzkoušení odchyťových zařízení na siku, která by umožnila zvěř v nepřístupných lokalitách ulovit. V lapacích zařízeních by byly selektivně redukovány původní druhy, u siky by sloužila tato zařízení k bezselektivní redukci tak, aby byl omezen intenzivní rozvoj populace siky v tomto regionu. Management zimního přikrmování by bylo vhodné směřovat do sukcesních křovinných biotopů, zvýšit tak jejich atraktivitu v zimním období, aby nedocházelo ke snížení jejich preference jelenem evropským po opadu listů. Vzdálenost krmných míst od souvislých lesních porostů by neměla být menší než 700 m a dodávka krmení nesmí být po skončení doby lovu přerušena. Intenzivní lov (zejména naháňky) je nutné směřovat do mladých jehličnatých lesních porostů, aby bylo sníženo využití těchto porostů jelenem evropským a sikou v zimě. V sukcesních stanovištích je zapotřebí preferovat pouze individuální lov a odchyt zvěře. Mladé jehličnaté porosty je nutno při současných stavech obou druhů jelenů zabezpečit proti škodám. Zejména je třeba se zaměřit na ochranu proti ohryzu a loupání u odrůstajících mlazin, neboť zvýšenou preferenci těchto porostů v měsících únoru, březnu a dubnu nelze dostupnými zákonnými managementovými opatřeními ovlivnit. Je třeba účinně omezit vstup nepovolaných osob do lokalit zimního přikrmování, aby nebyla zvěř nadměrně rušena a nebyla nucena si v zimě vyhledávat nová místa k úkrytu, než na která je v okolí krmných míst zvyklá.

Pro další výzkum jsou telemetrická data dobře přístupná na veřejném elektronickém portálu <http://zver.agris.cz>, který byl za účelem následných studií a lepšího využití nákladně získaných dat založen.

## 8. SEZNAM LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ

1. Abernathy, K., 1994. The establishment of a hybrid zone between red and sika deer (*genus Cervus*). *Mol. Ecol.* 3, 551–562.
2. Ahlén, I., 1965. Studies on the red deer, *Cervus elaphus L.*, in Scandinavia. III. Ecological investigations. *Viltrevy* 3, 177–376.
3. Allendorf, F. W., Leary, R. F., Spruell, P., Wenburg, J. K., 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends Ecol. Evol.* 16, 613–622.
4. Alverson, W.S., Waller, D.M., Slheim, S.L., 1988. Forests too deer: edge effects in Northern Wisconsin. *Conserv. Biol.* 2, 348–358.
5. Andersen, R., Duncan, P., Linnel, J. D. C., 1998. *The European Roe Deer: Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo, s. 1-376.
6. Anderson, J. E. M., 1976. Food energy requirements of wild Scottish red deer. The red deer of South Ross. University of Edinburgh, Edinburgh, s. 162-175.
7. Anděra, M. & Červený J., 2009. *Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (Artiodactyla)*. Národní museum, Praha.
8. Ando, M., Itaya, A., Yamamoto, S. & Shibata, E., 2006. Expansion of dwarf bamboo, *Sasa nipponica*, grassland under feeding pressure of sika deer, *Cervus nippon*, on subalpine coniferous forest in central Japan. *J. For. Res. - JPN.* 11, 51–55.
9. Armstrong, W. E., 1980. The influence of exotic Artiodactyls on white-tailed deer performance and survival, in: Harmel, D. E., Principal Investigator, Performance Report Job. No. 20. Federal Aid Project No. W-109-R-3, Texas Parks and Wildlife Department, Austin, Texas, s. 1–14.
10. Arnold M. L., 2004. Natural hybridization and the evolution of domesticated, pest and disease organisms. *Mol. Ecol.* 13, 997–1007.
11. Babička, C., Drábek, M., Štika, J., & Ženožička, J., 1977. Poznatky z chovu jelena siky. *Mysl.* 11, 270–271.
12. Bartoš, L., 1982. Reproductive and social aspects of the behaviour of 'white' red deer. *Säuge. Mitt.* 30, 89–117.
13. Bartoš, L., 1991. Sika/red deer hybridization — Recognition, consequences and present status, in: N. Maruyama, B. Bobek, Y. Ono, W. Regelin, L. Bartoš & P. R. Ratcliffe, editors. *Wildlife conservation: Present trends and perspectives for the 21st century*. Japan Wildlife Research Center, Yushima, Bunkyo-ko, Tokyo, s. 191–195.



14. Bartoš, L., 2009. Sika deer in continental Europe, in: McCullough D. R., Takatsuki S., Kaji K. (Eds): Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Berlin, s. 573–594.
15. Bartoš, L., Šustr, P., Janovský, P., & Bertagnoli, J., 2003. Sika deer (*Cervus nippon*) lekking in a free-ranging population in Northern Austria. *Folia Zool.* 52, 1–10.
16. Bartoš, L., & Vitek, M., 1993. Cluster analysis of red and sika deer phenotypes, in: N. Ohtaishi and H.-I. Sheng, editors. *Deer of China: Biology and management*. Elsevier, Amsterdam, s. 15–21.
17. Bartoš, L., & Žirovnický, J., 1981. Hybridization between red and sika deer. II. Phenotype analysis. *Zool. Anz.* 207, 271–287.
18. Bartoš, L., & Žirovnický, J., 1982. Hybridization between red and sika deer. III. Interspecific behaviour. *Zool. Anz.* 208, 20–36.
19. Baskin, L., & Danell, K., 2003. *Ecology of ungulates: A handbook of species in Eastern Europe and Northern and Central Asia*. Springer, Berlin and Heidelberg.
20. Béchet, A., Giroux, J. F., Gauthier, G., 2004. The effects of disturbance on behaviour, habitat use and energy of spring staging snow geese. *J. Appl. Ecol.* 41, 689–700.
21. Benirschke, K., 1967. Sterility and fertility of interspecific mammalian hybrids. In K. Benirschke, (Ed.) *Comparative aspects of reproductive failure*. Springer, New York, New York, USA, s. 218–234.
22. Bennetsen, E., 1977. Some facts about sika deer in Denmark. *Deer* 4, 153–157.
23. Biedrzycka, A., Solarz, W., Okarma, H., 2012. Hybridization between native and introduced species of deer in Eastern Europe. *J. Mammal.* 93(5), 1331–1341.
24. Borkowski, J., Ukalska, J., 2008. Winter habitat use by red and roe deer in pine-dominated forest. *Forest Ecol. Manag.* 255, 468–475.
25. Brooke, D., 1898. Hybrid red deer. *The Field*, s. 92–182.
26. Butts, G. L., Anderegg, M. J., Armstrong, W. E., Harmel, D. E., Ramsey, C. W., & Sorola, S. H., 1982. Food habits of five exotic ungulates on Kerr Wildlife Management area, Texas. Technical Series No. 30. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, Texas, s. 48.
27. Cadman, A., 1980. Roe in the New Forest. *Deer*, s. 5–51.

28. Cailmail, F., 1988. Frankreich: Forêt de la Harth, Haut-Rhin, Gatter Salzlecke, in: E. Eick, J. A. Willett, R. König and K.-H. Schulze-Schwefe, (Eds.) Sika, *Cervus nippon Temminck*, 1838. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Möhnesee - Korbecke, 5.2-F (2), s. 5 – 21.
29. Catt, D.C., Staines, B.W., 1987. Home range use and habitat selection by red deer (*Cervus elaphus*) in a Sitka spruce plantation as determined by radio-tracking. *J. Zool.* 211, 681–693.
30. Caughley, G., 1981. Overpopulation, in: Jewell, P.A., Holt, S. (Eds.), *Problems in Management of Locally Abundant Wild Mammals*. Academic Press, New York, s. 7–20.
31. Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D., 1979. The roaring of red deer and the evolution of honest advertisement. *Behav.* 69, 145-169.
32. Clutton-Brock, T.H., Guinness, F.E., Albon, S.D., 1982. *Red Deer: Behaviour and Ecology of Two Sexes*. University of Chicago Press, Chicago.
33. Côté, S.D., Rooney, T., Tremblay, J.-P., Dussault, C. & Waller, D., 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology Evol. Syst.* 35, 113 – 147.
34. Coulson, T., Kruuk L.E.B., Tavecchia, G., Pemberton, J. M., Clutton-Brock, T. H., 2003. Selection on neonatal traits in red deer. *Evolution* 57, 2879–2892.
35. Červený, J. 2004: *Encyklopedie myslivosti*, vyd. první, Ottovo nakladatelství, Praha.
36. Červený, J., Anděra, M., Koubek, P., Homolka, M., Toman, A., 2001. Recently expanding mammal species in the Czech Republic: distribution, abundance and legal status. *Beitr. Jagd. Wildfors.* 26, 111-125.
37. Daisie, 2009. *Handbook of alien species in Europe. Invading nature: Springer series in invasion ecology*. Springer-Verlag, Dordrecht.
38. Danilkin, A. A., 1996. *Siberian and European roe deer*, Chapman & Hall, London.
39. DeCalesta, D.S., Stout, S.L., 1997. Relative deer density and sustainability: a conceptual framework for integrating deer management with ecosystem management. *Wildlife Soc. B.* 25, 252–258.
40. Delap, P., 1968. Observations on deer in North/West England. *J. Zool.* 156, 531–533.
41. Doležal, V., 1960. *Z Manětínska*. *Mysl.* 4, 174.

42. Douglas, M.J.W., 1971. Behaviour responses of red deer and chamois to cessation of hunting. *New Zealand J. Sci.* 14, 507 – 518.
43. Drayton, B. & Primack, R. B., 1996. Plant species lost in an isolated conservation area in metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conserv. Biol.* 19, 30–39.
44. Dvořák, J., Čermák, P., 2008. Jelen sika – škody ve vybraných honitbách Plzeňska. *Les. pr.*, 87 (2).
45. Dvořák, J., Kamer, J., 2006. Komplexní řešení problematiky chovu jelena siky včetně škod působených touto zvěří v plzeňském regionu a navazující části karlovarského region, Ústav ochrany lesů a myslivosti LDF MZLU, Brno.
46. Dvořák, S., Barták, V., Macháček, Z., Matějů, J., 2014. Home range size and spatio-temporal dynamics of male sika deer 1 (*Cervus nippon*, *Cervidae*, *Artiodactyla*) in an introduced population. *Folia Zool.* 63 (2): 103–115.
47. Eick, E., 1988. Bundesrepublik Deutschland. Möhnesee, in: E. Eick, J. A. Willett, R. König & K.-H. Schulze-Schwefe, (Eds.), Sika, *Cervus nippon Temminck*, 1838. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Möhnesee-Korbecke, 5.2-D, s. 1 - 3.
48. Eick, E., 1995a. Germany, in: E. Eick, R. König & J. Willett, (Eds.), Sika, *Cervus nippon Temminck*, 1838. Volume I. Second Edition. International Sika Society, Möhnesee-Korbecke, 2.2-D, s. 1–13.
49. Eick, E., 1995b. A history of naturalization, in: E. Eick, R. König & J. Willett, (Eds.), Sika, *Cervus nippon Temminck*, 1838. Volume I. Second Edition. International Sika Society, Möhnesee-Korbecke, 9, 1–14.
50. Feldhamer, G. A., & W. E. Armstrong., 1993. Interspecific competition between four exotic species and native Artiodactyls in the United States. *Transactions of the 58th North American Wildlife and Natural Resources Conference. Wildlife Management Institute, Washington*, s. 468–478.
51. Flerov, K. K., 1952. Fauna SSSR. Tom 1 (2) Kabargi i oleni. *Izdatelstvo Akademii Nauk SSSR, Moskva (Academy of Science of the USSR Publishers), Leningrad.*
52. Fuller, R.J., 2001. Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review and mechanisms. *Forestry* 74, 289–298.
53. Fuller, R.J., Gill, R.M.A., 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74, 193–199.
54. Gebert, C., Verheyden-Tixier, H., 2001. Variations of diet composition of red deer (*Cervus elaphus L.*) in Europe. *Mammal Rev.* 31, 189–201.

55. Gehle, T., & S. Herzog, 1998. Is there evidence for hybridisation between red deer and sika deer in Germany?, in: Z. Zomborszky, (Eds.), 4th International Deer Biology Congress, June 30-July 4, 1998, Final Program - Abstracts. Pannon Agricultural University, Faculty of Animal Science, Kaposvar, s. 121–123.
56. Georgii, B., 1978. Monitoring activity of free-ranging wild ungulates. *Biotelemetry* IV s. 179-182.
57. Georgii, B., 1980. Home range patterns of female red deer (*Cervus elaphus L.*) in the Alps. *Oecologia* 47, 278–285.
58. Georgii, B, Schröder, W., 1983. Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus L.*) in the Alps. *Oecologia* 58, 238–248.
59. Godvik, I. M. R., Loe, L.E., Vik, J. O., Veiberg, V., Langvatn, R., Mysterud, A., 2009. Temporal scales, trade-offs, and functional response in red deer habitat selection, *Ecology* 90(3), 699–710.
60. Goodman, S. J., N. H. Barton, G. Swanson, K. Abernethy, & J. M. Pemberton, 1999. Introgression through rare hybridization: A genetic study of a hybrid zone between red and sika deer (*Genus Cervus*) in Argyll, Scotland. *Genetics* 152, 355–371.
61. Hake, F., 1988. Bundesrepublik Deutschland: Weserbergland, in: E. Eick, J. A. Willett, R. König & K.-H. Schulze-Schwefe, (Eds.), *Sika, Cervus nippon Temminck*, 1838. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Möhnesee-Korbecke, 5.2-D (6), s. 1–9.
62. Harmel, D. E., & W. E. Armstrong, 1987. The influence of exotic Artiodactyls on white-tailed deer production and survival. Performance report - Federal Aid Project No. W- 109-R-10. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, Texas, s. 1–11.
63. Harrington, R., 1973. Hybridization among deer and its implications for conservation. *Irish For. J.* 30, 64–78.
64. Harrington, R., 1974. The hybridization of red and sika deer in Northern Ireland. *Irish For. J.* 31, 2–3.
65. Harrington, R., 1982. The hybridization of red deer (*Cervus elaphus L. 1758*) and Japanese sika deer (*C. nippon Temminck 1838*), in: F. O’Gorman and J. Rochford, (Eds.), *Transactions XIVth International Congress of Game Biologists*. Irish Wildlife Publications for the Organising Committee of the XIVth Congress, Dublin, s. 559 – 571.

66. Heinze, E., 2011. Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *Forest Ecol. Manag.* 261, 288-296.
67. Heptner, V. G., Nasimovitch, A. A., & Banikov, A. G., 1961. *Mlekopitayushtchie Sovetskogo soyuza. Tom pervyy. Parnokopytnye i neparnokopytnye. Gosudarstvennoe izdatel'stvo 'Vysshaya shkola', Moskva.*
68. Herzog, S., 1987. Mechanisms of karyotype evolution in *Cervus nippon Temminck*. *Caryologia* 40, 347–353.
69. Herzog, S., & Harrington, R., 1991. The role of hybridization in the karyotype evolution of deer (*Cervidae, Artiodactyla, Mammalia*). *Theore. Appl. Genet.* 82, 425–429.
70. Herzog, S., & Krabel, D., 1993. Haemoglobin variants within the genus *Cervus*. *Small Ruminant Res.* 11, 187–192.
71. Hofmann, R. R., 1988. Morphological classification of sika deer within the comparative, morphophysiological system of ruminant feeding types, in E. Eick, J. A. Willett, R. König & K.-H. Schulze-Schwefe, (Eds.), *Sika, Cervus nippon Temminck, 1838. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Möhnesee-Körbecke, s. 6.2, 1–8.*
72. Hofmann, R. R., 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: A comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78, 443–457.
73. Homolka, M. & Heroldová, M., 2003. Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *Forest Ecol. Manag.* 181, 119– 129.
74. Hooge, P.N. & Eichenlaub, B., 2000. Animal movement extension to Arcview, ver. 2.0. Anchorage, AK, USA: Alaska Science Center—Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage.
75. Horne, J.S., Garton, E.O., Krone, S.M., Lewis J.S., 2007. Analyzing animal movements using brownian bridges. *Ecology* 889 (9), 2354 - 2363.
76. Hunt, E., 1987. Hybridization between red deer (*Cervus elaphus L.*) and sika deer (*Cervus nippon*) with particular reference to Argyll, North Scotland and the New Forest. B.Sc. thesis, University of Southampton, Southampton.
77. Jayakody, S., Sibbald, A.M., Gordon, I.J., Lambin, X., 2008. Red deer *Cervus elaphus* vigilance behavior differs with habitat and type of human disturbance. *Wildlife Biol.* 14, 81–91.

78. Jeppesen, J.L., 1987. Impact of human disturbance on home range, movements and activity of red deer (*Cervus elaphus*) in a Danish environment. Danish Review of Game Biol. 13, 1–38.
79. Johnson, D. H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 61, 65–71.
80. Kamler, J.F., Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., 2008. Home ranges of red deer in a European old-growth forest. Am. Midl. Nat. 159(1), 75–82.
81. Keiper, R.R., 1985. Are sika deer responsible for the decline of white-tailed deer on Assateague Island, Maryland? Wildlife Soc. B. 13, 144–146.
82. Kelly, R. W., Fennessy, P. F., Moore, G. H. Drew, K. R., Bray A. R., 1987. Management, nutrition, and reproductive performance of farmed deer in New Zealand. In Wemmer C.M. (Eds.): Biology and management of *Cervidae*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, s. 450 - 460.
83. Kilgo, J. C., Labisky, R. F., Fritzen, D. E., 1998. Influences of hunting on the behavior of white-tailed deer: implications for conservation of the Florida panther. Conserv. Biol. 12, 1359–1364.
84. Kirby, K.J., 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. Forestry 74, 219–229.
85. Kistler, R., 1995. Studies on the problems between forest and game in the canton of Schaffhausen Switzerland, in: E. Eick, R. König and J. Willett, (Eds.), Sika, *Cervus nippon Temminck*, 1838. Volume II. Second Edition. International Sika Society, Möhnesee-Korbecke, 66, 1–10.
86. Kokeš, O., 1970. Asijští jeleni na území Československa. Ochr. Fauny 4, 158–161.
87. Komárek J., 1945. Myslivost v českých zemích. Čin, tiskové a nakladatelské družstvo, Praha.
88. Koubek, P. & Hrabě, V., 1996. Home range dynamics in the red deer (*Cervus elaphus*) in a mountain forest in central Europe. Folia Zool. 45, 219–222.
89. Langvatn, R., Mysterud, A., Stenseth, N. C., Yoccoz, N. G., 2004. Timing and synchrony of ovulation in red deer constrained by short northern summers. Am. Nat. 163, 763–772.
90. Latham, J., 1999. Interspecific interactions of ungulates in European forests: An overview. Forest Ecol. Manag. 120, 13–21.

91. Laver, P.N. & Kelly, M.J., 2008. A critical review of home range studies. *The J. Wildlife Manage.* 72, 290–298.
92. Lazo, A., 1994. Social segregation and the maintenance of social stability in a feral cattle population. *Anim. Behav.* 48, 1133–1141.
93. Lima, S. L., & Dill, L. M., 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Can. J. Zoolog.* 68, 619–640.
94. Loe, L. E., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Langvatn, R., Klein, F., Calenge, C., Ergon, T., Pettorelli, N., Stenseth, N. C., 2005. Climate predictability and breeding phenology in red deer: timing and synchrony of rutting and calving in Norway and France. *J. Anim. Ecol.* 74, 579–588.
95. Lovari, S., Cuccus, P., Murgia, A., Murgia, C., Soi, F. & Plantamura, G., 2006. Space use, habitat selection and browsing effects of red deer in Sardinia, Ital. *J. Zool.* 74(2), 179–189.
96. Lydekker, R., 1915. Catalogue of the ungulate mammals in the British Museum (Natural History). Vol. IV. British Museum, London.
97. Maak, R. K., 1859. *Puteshestvie po Amuru, sovershenoe v 1855 godu*, Tom 2., Saint-Petersburg.
98. MacNally, L., 1988. Great Britain: Loch Ness, Invernesshire, Scotland, in: E. Eick, J. A. Willett, R. König and K.-H. Schulze-Schwefe, (Eds.), *Sika Cervus nippon Temminck*, 1838. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Möhnesee-Korbecke, 5.2-GB (3), s. 1–7.
99. Madsen, J., Fox, A.D., 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildlife Biol.* 1, 193–207.
100. Maeji, I., Yokoyama, S. & Shibata, E., 1999. Population density and range use of sika deer, *Cervus nippon*, on Mt. Ohdaigahara, central Japan. *J. For. Res. JPN* 5, 235–239.
101. Makovkin, L. I., 1999. The sika deer of Lazovsky Reserve and surrounding areas of the Russian Far East, Almanac “Russki Ostrov”, Vladivostok.
102. Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L. & Ericsson, W. P., 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Second edition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

103. Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Goffin, D., Dixon, C. E., Borchers, D. L., Mayle, B. A. & Peace, A. J., 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *J. Appl. Ecol.* 38, 349–363.
104. Maruyama, N. & Furubayashi, K., 1983. Preliminary examination of block count method for estimating numbers of sika deer in Fudakate. *J. Mamm. Soc. Japan* 9, 274–278.
105. Matsuura, Y., Sato, K., Suzuki, M., Ohtaishi, N., 2004. The effects of age, body weight and reproductive status on conception dates and gestation periods in captive sika deer. *Mammal. St.* 29, 15–20.
106. Matuszewski, G., 1988. Polen, in: E. Eick, J. A. Willett, R. König and K.-H. Schulze-Schwefe, (Eds.), *Sika, Cervus nippon Temminck, 1838*. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Möhnesee-Korbecke, 5.2-PL, s. 1–9.
107. Matuszewski, G., & P. Suminski., 1984. Sika deer in Poland. *Deer* 6, 74–75.
108. Mayle, B. A., Gill, M. A. & Peace, A. J., 1999. How many deer? A Field Guide to Estimating Deer Population Size. Forestry Commission, Edinburgh.
109. McCullough, D. R., 2009. Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Populations, Hokaido University, Hokaido, s. 573 - 594.
110. McDevitt, A. D., Edwards, C. J., O'toole, P., O'sullivan, P., O'reilly, C., Carden, R. F., 2009. Genetic structure of, and hybridisation between, red (*Cervus elaphus*) and sika (*Cervus nippon*) deer in Ireland. *Mamm. Biol.* 74, 263–273.
111. McShea, W.J., Rappole, J. H., 1997. Herbivores and the ecology of forest understory birds, in: McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H. (Eds.), *The Science of Overabundance. Deer Ecology and Population Management*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, s. 268–309.
112. Millais, J. G., 1897. British deer and their horns. Henry Southeran & Company, London.
113. Miller, R.C., Devos, J.C.Jr. & Ough, W.D., 1984. A comparison of two radiotracking techniques for desert mule deer. *Deer in the Southwest: a Symposium*. School of Renewable Natural Resources, University of Arizona, Tuscon, s. 106 - 109.
114. Milner, J. M., Bonenfant, C., Mysteru, A., Gaillard, J. M., Csányi, S., Stenseth, N. C., 2006. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *J. Appl. Ecol.* 43, 721–734.



115. Miroljubov, I. I., 1936. Biologiya odomashnenogo pyatnistogo olenya. Vestn. Dalnevostotchnogo Filiala Akademii Nauk SSSR 16, 155–174.
116. Miroljubov, I. I., 1949. Gibrizizatsiya pyatnistogo olenya s izyubrem. Karakulevodstvo i Zverovodstvo 1, 74–75.
117. Miroljubov, I. I., & Ryashchenko, L. P., 1948. Pyatnistyi olen (spotted deer) Vladivostok, in G. F. Bromley, (Ed.), Ecology of the wild spotted deer in the Maritime Territory. Ministry of Agriculture U.S.S.R., Moscow.
118. Mohr, CO., 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. Am. Midl. Nat. 37, 223–249.
119. Morgantini, L.E. & Hudson, R.J., 1979. Human disturbances and habitat selection in elk, in M.S. Boyce and L.D. Hayden Wing, (Eds.), North America Elk: Ekology, Behaviour, and Management, University of Wyoming, Larami, s. 132 – 139.
120. Mysterud, A., Pérez-Barbería, J. F., Gordon, I.J., 2000. The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. Oecologia 127, 30–39.
121. Mysterud, A., & Ims, R. A., 1998. Functional responses in habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. Ecology 79, 1435–1441.
122. Nagata, J., Mazura, R., Kaji, K., Kaneko, M., & Yoshida, M. C., 1998. Genetic variation and population structure of Japanese sika deer (*Cervus nippon*) in Hokkaido Island, in: Z. Zomborszky, (Ed.), 4th International Deer Biology Congress, June 30-July 4, 1998, Final Program - Abstracts. Pannon Agricultural University, Faculty of Animal Science, Kaposvar, s. 125.
123. Neff, J. D., 1968. The Pellet – Group Count Technique for Big Game Trend, Census, and Distribution: A Review. J. Wildlife Manage. 32, 519- 614.
124. Niethammer, G., 1963. Die Einbürgerung von Säugetieren in Europa. Paul Parey, Hamburg and Berlin.
125. Opluštil, S., 1980. Výskyt siky v Severomoravském kraji. Mysl. 1, 11-12.
126. Orians, G. H., & Wittenberger, J. F., 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. Am. Nat. 137, 29–49.
127. Pépin, D., Morellat, N., Goulard, M., 2009. Seasonal and daily walking activity patterns of free-rearing adult red deer (*Cervus elaphus*) at the individual level. Eur. J. Wildlife Res. 55, 479-486.

128. Powerscourt, V., 1884. On the acclimatization of the Japanese deer at Powerscourt. Proceedings of the Zoological Society, London, s. 207–209.
129. Przewalski, N. M., 1870. Puteshestvie v Ussuriiskom kraje v 1868–1869. Saint Petersburg, s. 193 – 195.
130. Putman, R. J., 1996. Competition and resource partitioning in temperate ungulate assemblies. Chapman & Hall, London.
131. Putman, R.J., 2000. Sika deer. The Mammal Society and The British Deer Society, SP Press, Cheddar Sommerset s. 32.
132. Putman, R.J., Staines, B.W., 2004. Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: Justifications, feeding practice and effectiveness. Mammal Rev. 34, 285–306.
133. Rajnyšová, R., Tomášek, V., Košnař, A., Macháček, Z., 2011. Comparison of population ungulates in areas with different type of environment – preliminary report, in: Marušák R., Dvořák J., Natov P., Coyous 2011: konference mladých vědeckých pracovníků, Praha, s. 30 – 40.
134. Ratcliffe, P. R., 1987. Distribution and current status of sika deer, *Cervus nippon*, in Great Britain. Mammal Rev. 17, 39–58.
135. Richardson, M. L., & Demarais, S., 1992. Parasites and condition of coexisting populations of white-tailed and exotic deer in south-central Texas. J. Wildlife Dis. 28, 485–489.
136. Roku, G., Masaki, A., Hiroaki, S., & Eiichi, S., 2008. Application of fecal pellet group count to sika deer (*Cervus nippon*) population monitoring on Mt. Ohdaigahara, central Japan. Bio One 33, 93–97.
137. Rooney, T.O., Waller, D.M., 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. Forest Ecol. Manag. 181, 165–176.
138. Rooney, T.P., 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. Forestry 74, 201–208.
139. Rosenzweig, M. L., 1981. A theory of habitat selection. Ecology 62, 327–335.
140. Rowland, R., 1967. A history of the deer at Beanlien Hampshire. Deer 1, 123–126.
141. Rumohr-Rundhof, W.H., 1988. Bundesrepublik Deutschland. Ostangeln / Schwansen, in: E. Eick, J. A. Willett, R. König and K.-H. Schulze-Schwefe, (Eds.),

- Sika *Cervus nippon Temminck*, 1838. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Möhnesee-Korbecke, 5.2-D (4), s. 1–9.
142. Russell, F. L., Zippin, D. B., Fowler, N. L., 2001. Effects of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant populations and communities: a review. *Am. Midl. Nat.* 146, 1–26.
143. Sato, H., Kanda, N., Furusawa, H., Yokota, T. & Shibata, E., 2005. Problems associated with estimating the population size of sika deer (*Cervus nippon*) on the Ohdaigahara subalpine plateau, Japan. *Jpn. J. Conserv. Ecol.* 10, 185–193.
144. Senft, R. L., M. B. Coughenour, D. W. Bailey, L. R. Rittenhouse, O. E. Sala, & D. M. Swift., 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *Bio. Science* 37, 789–799.
145. Senn, H. V., Pemberton, J. M., 2009. Variable extent of hybridization between invasive sika (*Cervus nippon*) and native red deer (*C. elaphus*) in a small geographical area. *Mol. Ecol.* 18, 862–876.
146. Senn, H. V., Swanson, G. M., Goodman, S. J., Barton, N. H., Pemberton, J. M., 2010. Phenotypic correlates of hybridisation between red and sika deer (genus *Cervus*). *J. Anim. Ecol.* 79, 414–425.
147. Seshkin, D. J., 2011. Handbook of Parametric and Nonparametric Statistical Procedures. CRC Press, Boca Raton.
148. Schmidt, K., 1993. Winter ecology of nonmigratory Alpine red deer. *Oecologia* 95, 226–233.
149. Schoener, T.W., 1981. An empirically based estimate of home range. *Theor. Popul. Biol.* 20, 281–325.
150. Schutz, M., Rischa, A.C., Leuzinger, E., Krusia, B.O., Achermann, G., 2003. Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus L.*) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecol. Manag.* 181, 177–188.
151. Slodičák, M., 2008. Lesnické hospodaření v Krušných horách. Grantová služba LČR, Hradec Králové.
152. Sokolov, I. I., 1959. Fauna SSSR. Mlekopitayushtchie. Kopytnye zveri (*Otryad Perissodactyla i Artiodactyla*). Izdatel'stvo Akademii nauk SSSR, Moskva, Leningrad.
153. Southwood, T.R.E., 1989. Ecological methods. 2nd ed. Chapman & Hall, London.

154. Spencer, S.R., Cameron, G.N. & Swihart, R.K., 1990. Operationally defining home range: temporal dependence exhibited by hispid cotton rats. *Ecology* 71, 1817 – 1822.
155. Staines, B.W., 1974. A review of factors affecting deer dispersion and their relevance to management. *Mammal Rev.* 4, 79–91.
156. Stankowich, T., 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: a review and metaanalysis. *Biol. Conserv.* 141, 2159–2173.
157. Stevenson, I. R., Bryant, D. M., 2000. Climate change and constraints on breeding. *Nature* 406, 366 - 367.
158. Stewart, G.H., Burrows, L.E., 1989. The impact of white tailed deer *Odocoileus virginianus* on regeneration in the coastal forests of Stewart Island, New Zealand. *Biol. Conserv.* 49, 275–293.
159. Suk, M., 2012. Telemetrie jelenovitých na Šumavě. Disertační práce, Česká zemědělská univerzita, Praha.
160. Suominen, O., Danell, K., 2006. Effects of large herbivores on other fauna, in: *Conservation Biology*. In: Danell, K., Bergstrom, R., Duncan, O., Pastor, J. (Eds.), . *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, 11. Cambridge University Press, Cambridge, s. 383–412.
161. Šustr, P., 2013. Jelenovití na Šumavě. Vyd. Národní park a CHKO Šumava, Vimperk.
162. Šustr, P., Löttker, P. & Heurich, M., 2007. What is the animal doing there? Combination of position and activity/behavior data from GPS collars, in: Sjöberg, K. & Rooke, T. (eds.) *Book of Abstracts of IUGB Congress*, Uppsala, s. 399.
163. Takatsuki, S., 1988. The weight contributions of stomach compartments of sika deer. *J. Wildlife Manage.* 52, 313–316.
164. Takatsuki, S., 2006. *Ecological History of Deer*. University of Tokyo Press, Tokyo, s. 115-120.
165. Takatsuki, S., 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review, *Biol. Conserv.* 142, 1922–1929.
166. Vavruněk, J., & Wolf, R., 1977. Chov jelení zvěře v Západočeském kraji. *Sb. Věd. Les. ústavu VŠZ v Praze* 20, 97–115.
167. Virtanen, R., Edwards, G.R., Crawley, M.J., 2002. Red deer management and vegetation on the Isle of Rum. *J. Appl. Ecol.* 39, 572–583.

168. Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menze, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J. M. Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389–395.
169. Ward, A.I., 2005. Expanding ranges of wild and feral deer in Great Britain. *Mammal Rev.* 35, 165–173.
170. Webb, S. L., Dzialak, M. R., Harju, S. M., Hayden-Wing, L. D., Winstead, J. B., 2011. Effects of human activity on space use and movement patterns of female elk. *Wildlife Soc. B.* 35, 261–269.
171. Werner, E. E., Gilliam, J. F., Hall, D. J. & Mittelbach, G. G., 1983. An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* 64, 1540–1548.
172. White, G.C., Garrott, R. A., 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data, San Diego, CA, USA, Academic Press Inc, San Diego.
173. Whitehead, G. K., 1950. Deer and their management in the deer parks of Great Britain and Ireland. Country Life Ltd., London.
174. Whitehead, G. K., 1964. The deer of Great Britain and Ireland. Routledge & Kegan Paul, London.
175. Whitehead, G. K., 1972. Deer of the world. Constable, London.
176. Whitehead, G. K., 1995. British isles, in: E. Eick, R. König & J. Willett, (Eds.), Sika, *Cervus nippon Temminck*, 1838. Volume I. Second Edition. International Sika Society, Möhnensee-Korbecke, 22, 1–9.
177. Wolf, R. & Vavruněk, J., 1975–1976. Sika východní (*Cervus nippon Temm.*) v Západních Čechách. Sb. Věd. Les. Ústavu VŠZ v Praze 18–19, 185–199.
178. Wood, B., 2000. Room for nature? Conservation management of the Isle of Rhum, UK and prospects for large protected areas in Europe. *Ecological Conserv.* 94, 93–105.
179. Worton, B., 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in homerange studies. *Ecology* 70, 164–168.
180. Yevtushevskiy, N. N., 1974. Razmnozheniye olenya pyatnistogo (*Cervus nippon hortulorum Sw.*) v usloviyakch Pridneprovya. *Vestn. Zool.* 8, 23–28.

Internetové zdroje a odkazy:

181. Signer, J. & N. Balkenhol, 2014. Rhr and R package for reproducible home range analysis; retrieved from <http://rhr.spamwell.net>
182. ESRI., 2006. ArcMAP 9.2. ESRI (Environmental System Research Institute). Redlands, California, <http://edn.esri.com>.
183. <http://zver.agris.cz>
184. [www.pneudart.com](http://www.pneudart.com)
185. [www.vectronic.de](http://www.vectronic.de)
186. [www.vls.cz](http://www.vls.cz)