



Fakulta zemědělská
a technologická
Faculty of Agriculture
and Technology

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

FAKULTA ZEMĚDĚLSKÁ A TECHNOLOGICKÁ

Katedra krajinného managementu

Studijní obor: Aplikovaná a krajinná ekologie

Disertační práce

Vliv přírodních podmínek na výskyt a pohyb volně žijící zvěře
a úspěšnost vyhodnocení její detekce různými pracovními
metodami

Autor práce: Ing. Jakub Polenský

Vedoucí práce: doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.

České Budějovice

2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval(a) pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

.....
Podpis

Abstrakt

Tato práce si kladla za cíl stanovit vliv podmínek v krajině na výskyt a pohyb volně žijící zvěře a vyhodnotit úspěšnosti detekce výskytu zvěře různými pracovními metodami, se zvláštním zaměřením na srnčí zvěř. Srnčí zvěř je naší původní zvěří a dnes patří k naší nejrozšířenější zvěři spárkaté. Celé řešení disertační práce vedlo k navržení nejoptimálnějšího způsobu vyhledávání zvěře na zemědělských pozemcích před senosečí pomocí bezpilotní UAV technologie s termokamerou. Pro dosažení cíle práce bylo provedeno několik dílčích kroků, které se zabývaly především problematikou porovnání způsobů detekce srnčí zvěře v porostech píce (pozemní průzkum versus využití UAV technologie) a problematikou návratu zvěře zpět do porostů po jejich vyplašení, respektive vynesení. Dalšími dílčími analýzami bylo vyhodnocení účinnosti alternativních způsobů plašení zvěře z porostů různými typy plašičů a zhodnocení výskytu zvěře na pozemcích s ohledem na umístění tzv. orientačních bodů. Z řešení disertační práce vyplynul návrh metodického návodu pro optimalizaci vyhledávání srnčí zvěře na pozemcích pícnin na orné půdě a trvalých travních porostů.

Klíčová slova: srnec obecný (*Capreolus capreolus*), UAV technologie, plašiče, pícniny

Abstract

This thesis aimed to determine the influence of landscape conditions on the occurrence and movement of wildlife and to evaluate the success of game detection using different methods, focusing on roe deer. Roe deer are our native game and are now one of our most widespread game animals. The entire dissertation was conducted to propose the most optimal way of searching for a game on agricultural land in front of hayfields using unmanned UAV technology with a thermal imaging camera. In order to achieve the aim of the thesis, several sub-steps were carried out, which mainly dealt with the issue of comparing the methods of deer detection in forage crops (ground survey versus the use of UAV technology) and the issue of returning the deer to the crops after they had been flushed out or carried away. Other sub-analyses included evaluating the effectiveness of alternative methods of scaring deer from stands using different types of scarecrows and assessing the occurrence of red deer on the land concerning the location of landmarks. The solution of the dissertation thesis resulted in the proposal of a methodological guide for optimizing the search for deer on forage plots on arable land and permanent grassland.

Keywords: red deer (*Capreolus capreolus*), UAV technology, scarecrows, forage crops

Poděkování

Děkuji panu doc. Ing. Pavlu Ondrovi CSc. za podporu, cenné rady, připomínky a odborné vedení během zpracování mé disertační práce a celého studia. Děkuji Fakultě zemědělské a technologické za možnost studia a poskytnutí techniky potřebné k výzkumu. Děkuji všem členům Katedry krajinného managementu, kteří mi poskytli potřebné informace, odborné rady a velké díky náleží Ing. Janě Moravcové Ph.D. Děkuji všem zainteresovaným zemědělským a mysliveckým subjektům, za poskytnutí prostoru k výzkumu. Velmi děkuji své rodině za podporu při studiu.

Obsah

Úvod.....	9
1 Literární řešerše.....	10
1.1 Zvěř v České republice	10
1.1.1 Bažanti (<i>Phasianinae</i>).....	11
1.1.2 Daněk skvrnitý (<i>Dama dama</i>).....	13
1.1.3 Husy (<i>Anser</i>)	14
1.1.4 Jelen (<i>Cervus</i>)	17
1.1.5 Kachna divoká (<i>Anas platyrhynchos</i>)	19
1.1.6 Koroptev polní (<i>Perdix perdix</i>).....	20
1.1.7 Křepelka polní (<i>Coturnix coturnix</i>).....	21
1.1.8 Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>).....	22
1.1.9 Srnec obecný (<i>Capreolus capreolus</i>).....	23
1.1.10 Zajíc polní (<i>Lepus europaeus</i>)	25
1.2 Vliv zemědělství na volně žijící zvěř	26
1.2.1 Vliv změn životního prostředí.....	27
1.2.2 Vliv zemědělské mechanizace	32
1.3 Ochrana volně žijící zvěře	34
1.4 Možnosti plašení zvěře jako prevence jejich zranění a usmrcení.....	36
1.4.1 Řetízkový plašič	37
1.4.2 Hrabicový plašič	38
1.4.3 Automatická detekce zvěře nesená na žacích strojích	39
1.4.4 Pasivní plašiče.....	40
1.4.5 Pachové plašiče	41
1.4.6 Akustický a světelný plašič.....	42
1.4.7 Využití moderních technologií.....	43

1.5	Využití bezpilotních leteckých systémů	43
1.5.1	Termografie.....	45
1.5.2	Možnosti využití termografie pro prevenci zranění zvěře	47
2	Cíl práce	50
2.1	Stanovení hypotéz	50
3	Materiál a metody	52
3.1	Materiál	52
3.1.1	Popis zvolených lokalit	54
3.2	Metody.....	57
3.2.1	Výběr přesných lokalit pro monitoring	57
3.2.2	Monitoring pomocí UAV technologie – používané technologie pro automatickou detekci zvěře.....	58
3.2.3	Monitoring výskytu zvěře na jednotlivých plochách	60
3.2.4	Lokalizace a popis plašičů	63
3.2.5	Vyhodnocení výskytu zvěře na pozemku	64
3.2.6	Data zahrnutá do statistické RDA analýzy.....	65
3.2.7	Tvorba výstupů a statistické vyhodnocení	66
4	Výsledky	68
4.1	Porovnání způsobů vyhledávání zvěře	69
4.2	Ověření funkčnosti využívání plašičů	81
4.3	Vliv místních podmínek na výskyt zvěře v porostech.....	91
4.4	Vyhodnocení zjištěných dat prostřednictvím RDA analýzy	94
4.5	Vytvoření metodického postupu vyhledávání zvěře	95
4.6	Souhrn nejdůležitějších výsledků	105
5	Diskuse.....	106
	Závěr	112
	Seznam použité literatury.....	114

5.1	Legislativní zdroje	130
5.2	Internetové zdroje	130
	Seznam obrázků	131
	Seznam tabulek	134
	Seznam použitých zkratk.....	135
6	Přílohy	136
6.1	Příloha 1 – Poloha meteostanic používaných v práci	136
6.2	Příloha 2 – Mapy jednotlivých zájmových lokalit	137
7	Seznam publikací	140
8	Životopis	143

Úvod

Volně žijící zvěř je nedílnou součástí české přírody, tedy i životního prostředí člověka. Cílevědomé hospodaření s populacemi této zvěře a její hospodářské využití zároveň přispívá k účelnějšímu a dokonalejšímu využití půdy jako základního výrobního prostředku v zemědělství. Ohled na zájmy mysliveckého hospodaření je tedy zcela na místě nejen z hlediska etického, ale i ekonomického. Zásady ochrany zvěře uplatňované v mysliveckém hospodaření, ale především i v některých zemědělských činnostech jsou více v zájmu jednotlivců než skupin.

Optimalizace mysliveckého využití krajinných ekosystémů je přímo závislá na vzájemném souladu mezi zemědělskou výrobou a myslivostí. Stěžejním úkolem našeho zemědělství samozřejmě stále zůstává zajištění výživy lidí v potřebném množství a kvalitě, což s sebou přináší mimo jiné i neustálou snahu o zvyšování výnosnosti půdy bez ohledu na zpětné vazby. Proto je třeba hledat nejen nové efektivní způsoby ale současně důsledně využívat již existující cesty vedoucí ke sladění životně důležitých zájmů a uchování zdravého životního prostředí a dostatečné výrobě potravin.

1 Literární rešerše

1.1 Zvěř v České republice

Zvěř je populace volně žijících zvířat, která má nebo měla význam z hlediska myslivosti. V českém právu je výčet taxonomických druhů, jejichž volně žijící populace se za zvěř považují určen zákonem č. 449/2001 Sb. o myslivosti. Zvěř se dále rozděluje na srstnatou (savci) a pernatou (ptáci). S lovem obhospodařovatelných druhů se v České republice vyskytuje devatenáct savců a sedmnáct ptáků. Mezi savce jsou zařazeny druhy daněk skvrnitý (*Dama dama*), jelen lesní (*Cervus elaphus*), jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus*), jezevec lesní (*Meles meles*), kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*), koza bezoárová (*Capra aegagrus*), králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*), kuna lesní (*Martes martes*), kuna skalní (*Martes foina*), liška obecná (*Vulpes vulpes*), muflon evropský (*Ovis musimon*), prase divoké (*Sus scrofa*), sika Dybowského (*Cervus nippon dybowskii*), sika japonský (*Cervus nippon nippon*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*), tchoř tmavý (*Mustela putorius*) a zajíc polní (*Lepus europaeus*). Mezi ptáky obhospodařovatelné lovem jsou pak zákonem zařazeny druhy bažant královský (*Syrnaticus reevesii*), bažant obecný (*Phasianus colchicus*), hrdlička zahradní (*Streptopelia decaocto*), holub hřivnáč (*Columba palumbus*), husa běločelá (*Anser albifrons*), husa polní (*Anser fabalis*), husa velká (*Anser anser*), kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), krocan divoký (*Meleagris gallopavo*), lyska černá (*Fulica atra*), orebice horská (*Alectoris graeca*), perlička obecná (*Numida meleagris*), polák chocholačka (*Aythya fuligula*), polák velký (*Aythya ferina*), straka obecná (*Pica pica*), špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a vrána obecná (*Corvus corone*) (Anděra, 2003).

Mimo tyto lovem obhospodařovatelné druhy zákon stanovuje druhy zvěře, které nelze lovit podle mezinárodních smluv, jimiž je Česká republika vázána a které byly vyhlášeny ve Sbírce zákonů nebo ve Sbírce mezinárodních smluv, nebo druhy zvěře, které jsou zvláště chráněnými živočichy podle zvláštních právních předpisů a nebyla k jejich lovu povolena výjimka podle těchto předpisů. Mezi tyto druhy se řadí celkem osm druhů savců, a to bobr evropský (*Castor fiber*), kočka divoká (*Felis silvestris*), los evropský (*Alces alces*), medvěd hnědý (*Ursus arctos*), rys ostrovid (*Lynx lynx*), tchoř stepní (*Mustela eversmannii*), vlk euroasijský (*Canis lupus*) a vydra říční (*Lutra lutra*). Dále se v seznamu nachází dvacet šest druhů ptáků, a to konkrétně čírka modrá (*Anas querquedula*), čírka obecná (*Anas crecca*), havran

polní (*Corvus frugilegus*), holub doupňák (*Columba oenas*), jeřábek lesní (*Bonasa bonasia*), jestřáb lesní (*Accipiter gentilis*), káně lesní (*Buteo buteo*), káně rousná (*Buteo lagopus*), kopřivka obecná (*Anas strepera*), kormorán velký (*Phalacrocorax carbo*), koroptev polní (*Perdix perdix*), krahujec obecný (*Accipiter nisus*), krkavec velký (*Corvus corax*), křepelka polní (*Coturnix coturnix*), lžičák pestrý (*Anas clypeata*), moták pochop (*Circus aeruginosus*), poštolka obecná (*Falco tinnunculus*), racek chechtavý (*Larus ridibundus*), raroh velký (*Falco cherrug*), sluka lesní (*Scolopax rusticola*), sojka obecná (*Garrulus glandarius*), sokol stěhovavý (*Falco peregrinus*), tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*), tetřívek obecný (*Lyrurus tetrix*), volavka popelavá (*Ardea cinerea*) a výr velký (*Bubo bubo*) (Hromas, 2008).

V následujících kapitolách budou popsány charakteristiky nejčastěji se vyskytujících druhů, a to v abecedním pořadí.

1.1.1 Bažanti (*Phasianinae*)

V České republice se vyskytují dva zástupci čeledi bažantovitých (*Phasianidae*), a to bažant obecný (*Phasianus colchicus*) a bažant královský (*Syrnaticus reevesii*). Nejčastěji se vyskytuje první zmiňovaný bažant obecný (*Phasianus colchicus*). Jedná se o velkého, pestře zbarveného ptáka z řádu hrabavých. Tento druh se původně vyskytoval v Asii a následně byl člověkem uměle vysazen do Evropy, Ameriky a Austrálie. Bažant obecný je hrabavý pták, který hnízdí na zemi. Ptáci hnízdící na zemi jsou nejvíce ovlivněni zemědělskou činností (Hanuš a Fišer, 1975). Bažant obecný (Obr. 1.1) patří mezi středně velké druhy bažantů. Má výrazně vyvinutý pohlavní dimorfismus ve velikosti i zbarvení. Kohout dorůstá délky 75–90 cm, z toho však připadá až 40 cm na klín, slepice měří 55–70 cm a klín má daleko kratší, asi 25 cm. Hmotnost dosahuje 1,2–1,9 kg, kohouti mají větší hmotnost než slípky. Rozdíly jsou patrné zvláště ve zbarvení. Peří slípky má nenápadnou, béžovou nebo světle hnědou barvu s tmavšími skvrnami ve středu jednotlivých per (Pant et al., 2021). Břicho je světlejší, na klínu jsou naznačeny nevýrazné proužky. Naproti tomu kohout je zbarven velmi pestře. Jeho peří má bronzový lesk, na hrudi až dočervena, proužky na klínu jsou tmavě hnědé a mnohem výraznější než u samice. Zvláště nápadné je zbarvení hlavy a krku, které je tmavě modré až černé se zeleným nebo fialovým leskem (Andreska a Andresková, 1993).



Obrázek 1.1: Bažant obecný (*Phasianus colchicus*) (zdroj: Anděra, 2003)

Jedná se o polygamní druh, který ve volné přírodě žije v poměru 1:4–5 ve prospěch samic. Reprodukční proces začíná brzy na jaře pářením (ostruhováním). Slepice snáší do důlku na zem až 8–12 vajec (výjimečně i více), na kterých sedí 24–25 dní. Při poničení násady často mívají slepice druhou snášku, která má o třetinu nižší počet vajec (Müllerová a Stejskal, 2013).

Bažant královský (*Syrnaticus reevesii*) byl do Čech dovezen až na konci 19. století. Původně se jedná o endemický druh jehličnatých horských lesů na území severní a střední Číny. Podobně jako další bažanti má i bažant královský vyvinut výrazný pohlavní dimorfismus. Samec je se svým „šupinatým“ perím zlaté, bílé nebo červené barvy velmi nápadný. Může měřit až 240 cm, z toho však připadá více než 170 cm na extrémně dlouhý, stříbrošedý klín s příčnými hnědými proužky (Obr. 1.2). Hlavu má zbarvenou bíle a přes oko se mu táhne silný černý pruh, silné nohy jsou šedé. Samice jsou oproti samcům nenápadně hnědé s černým temenem (Anděra, 2003).



Obrázek 1.2: Bažant královský (*Syrnaticus reevesii*) (zdroj: Hanuš a Fišer, 1975)

Bažant královský je více vázán na lesní prostředí než jiné druhy bažantů. Je velmi plachý, při vyrušení odlétá do korun stromů nebo se ukrývá v houštinách. Rozmnožuje se na jaře, tok probíhá v únoru a březnu. Slípka klade 7–14 vajec, inkubace trvá 24 dnů (Hanuš a Fišer, 1975).

1.1.2 Daněk skvrnitý (*Dama dama*)

Daněk evropský nebo také skvrnitý (*Dama dama*) je druh z čeledi jelenovití (*Cervidae*) s lopatovitými parohy (Obr.1.3), který se svým zbarvením se podobá jelenu sikovi. Daněk pochází z oblastí Středomoří a Malé Asie. Kohoutková výška u samců se pohybuje mezi 85 až 110 cm, u samic 75 až 90 cm. Bez kelky (ocas) dosahují délky 130 až 175 cm (samice 115 až 140 cm), kelka pak měří 18–27 cm. Hmotnost samců je 40 až 95 kg, samic 25 až 50 kg. Letní červenohnědé zbarvení je bíle skvrnité. Skvrny jsou v podélných řadách. Břicho, vnitřní strany běhů a zrcátko jsou čistě bílé. Po hřbetě až na špičku kelky neboli kelky se táhne černý pruh, který lemuje i zrcátko. Zimní zbarvení je tmavohnědé. Skvrny jsou nezřetelné, nebo nejsou vůbec patrné. Paroží je lopatkovité s očníkem a opěrákem, na lopatě tzv. dlani má pak zářezy tzv. krajkování (Thirgood, 1996).



Obrázek 1.3: Daněk skvrnitý (*Dama dama*) (zdroj: Anděra, 2003)

Říje probíhá v říjnu přibližně o měsíc později než u jelena lesního. Daněk se v říji páří s více danělemi. Říje ovšem není tak bojovná jako u jelena lesního. Březost trvá necelých 8 měsíců. Počátkem léta samice přivádí na svět jediné mládě (Anděra a Horáček, 2005).

1.1.3 Husy (*Anser*)

Husa (*Anser*) je rod vrubozobých ptáků z čeledi kachnovitých (*Anatidae*). V České republice se mezi lovem obhospodařovatelné ptáky řadí celkem tři zástupci tohoto rodu, a to husa velká (*Anser anser*), husa polní (*Anser fabalis*) a husa běločelá (*Anser albifrons*).

Husa velká (*Anser anser*) je široce rozšířený druh eurasijské husy (Obr. 1.4). Je největší původní husou české přírody, dorůstá délky 75–100 cm, v rozpětí křídel měří 147–180 cm a váží 2,5–4 kg. Hmotnost u samců se přitom pohybuje mezi 3–5 kg, u samic pak mezi 2–3,5 kg. Má zavalité tělo, dlouhá silná brka a silný zobák. Opeření má hnědošedé s tmavším zbarvením na hlavě a světlejším břichem s proměnlivým černým pruhováním (Kässmann a Woog, 2013).



Obrázek 1.4: Husa velká (*Anser anser*) (zdroj: Anděra, 2003)

K životu preferuje močály, jezera a rybníky s dostatečně zarostlými břehy, ostrůvky a přilehlými loukami, na kterých pátrá po potravě. Pohlavně dospívá ve věku 2–3 let a hnízdí jednou ročně od března do července. V jedné snůšce je 4–6 smetanově bílých, $85,9 \times 58,4$ mm velkých vajec, na jejichž 27–28denní inkubaci se podílí samotná samice (Hromas, 2008).

Husa polní (*Anser fabalis*) je větším druhem husy (Obr. 1.5). Od husy velké se liší celkově tmavším zbarvením, absencí světle šedých křídelních krovek a zbarvením zobáku, který je tmavý s různě širokým oranžovým pruhem. Hnízdní oblasti se nacházejí v ruské tajze a tundře, kde husy vyhledávají jezera, mokřady a rašeliniště. Zimoviště jsou v západní a střední Evropě, kdy je lze i v České republice pozorovat v období od září do března, často společně s husami běločelými (Andreska a Andresková, 1993).



Obrázek 1.5: Husa polní (*Anser fabalis*) (zdroj: Anděra, 2003)

Husa běločelá (*Anser albifrons*) je druh husy, se kterým se na území České republiky lze setkat zejména v zimním období (Obr. 1.6), kdy zde protahuje a zimuje (Kässmann a Woog, 2013).



Obrázek 1.6: Husa běločelá (*Anser albifrons*) (Anděra, 2003)

1.1.4 Jelen (*Cervus*)

V České republice se vyskytují celkem dva druhy jelenů, a to konkrétně nejčastěji se vyskytující jelen lesní (*Cervus elaphus*) a jelen sika (*Cervus nippon*).

Jelen lesní (*Cervus elaphus*) je velký sudokopytník z čeledi jelenovitých (*Cervidae*). Vyskytuje se na rozsáhlém území Evropy, Asie a izolovaně také na území severní Afriky. Člověkem byl později introdukován i do jiných částí světa jako je Austrálie, Nový Zéland nebo Argentina. Jelen lesní patří mezi největší (nejmohutnější) zástupce své čeledi (Cukor, Havránek, et al., 2019). Samci dorůstají 175–230 cm a jejich hmotnost se pohybuje mezi 160–240 kg. Samice jsou oproti samcům značně menší, dorůstají 160–210 cm a dosahují hmotnosti mezi 120–170 kg (Obr. 1.7). Kelka přitom měří 12–19 cm a v kohoutku dosahují výšky 120–150 cm. Přes léto má jelení srst obvykle hnědou barvu s rudějším nádechem a u samců je většinou navíc patrná i prodloužená srst na krku. Zimní srst je spíše šedohnědá. Nejtypičtějším znakem pro samce jsou parohy, které každý rok, obvykle na konci zimy, shazuje (Bobek et al., 1984).



Obrázek 1.7: Jelen lesní (*Cervus elaphus*) (zdroj: Anděra, 2003)

Období říje trvá většinou od poloviny září do poloviny října. Samci jelena lesního jsou během říje charakterističtí svým hlasitým troubením, při kterém se snaží upoutat pozornost samic a udržet tak své stádo pohromadě. Samice pohlavně dospívají druhým rokem života a březost u nich trvá 240–262 dnů. Rodí jedno, vzácně až dvě mláďata vážící přibližně 15 kg, která jsou několik prvních dnů po narození skrytá v travnatém porostu (Spake et al., 2020).

Jelen sika (Obr. 1.8), nebo také pouze sika (*Cervus nippon*) je savec z řádu sudokopytníků, čeledě jelenovitých (*Cervidae*), pocházející z dálného východu uměle vysazený v České republice na přelomu 19. a 20. století. V České republice se vyskytují dva poddruhy jelena sika, a to jelen sika japonský (*Cervus nippon nippon*) a jelen sika Dybowského (*Cervus nippon dybowskii*). Oproti našemu domácímu jelenu lesnímu je sika výrazně menší a lehčí. Dospělý samec v kohoutku dosahuje maximální výšky 120 centimetrů, tělesná hmotnost se pohybuje podle poddruhu od 35 kg (sika japonský) do 140 kg (sika Dybowského). Letní zbarvení siků je pestré, rezavohnědé s bílými skvrnami (podobně jako u daňky), zimní srst je delší, dosti hrubá, šedohnědá až čokoládově hnědá, s nevýraznými skvrnami. Hlava je mnohem kratší a poměrně vyšší než u jelena lesního, boltce jsou menší, kelka je delší. Paroží samců je mnohem menší a méně větvené než u jelena lesního a mívá maximálně 8 výsad (McCullough et al., 2008).



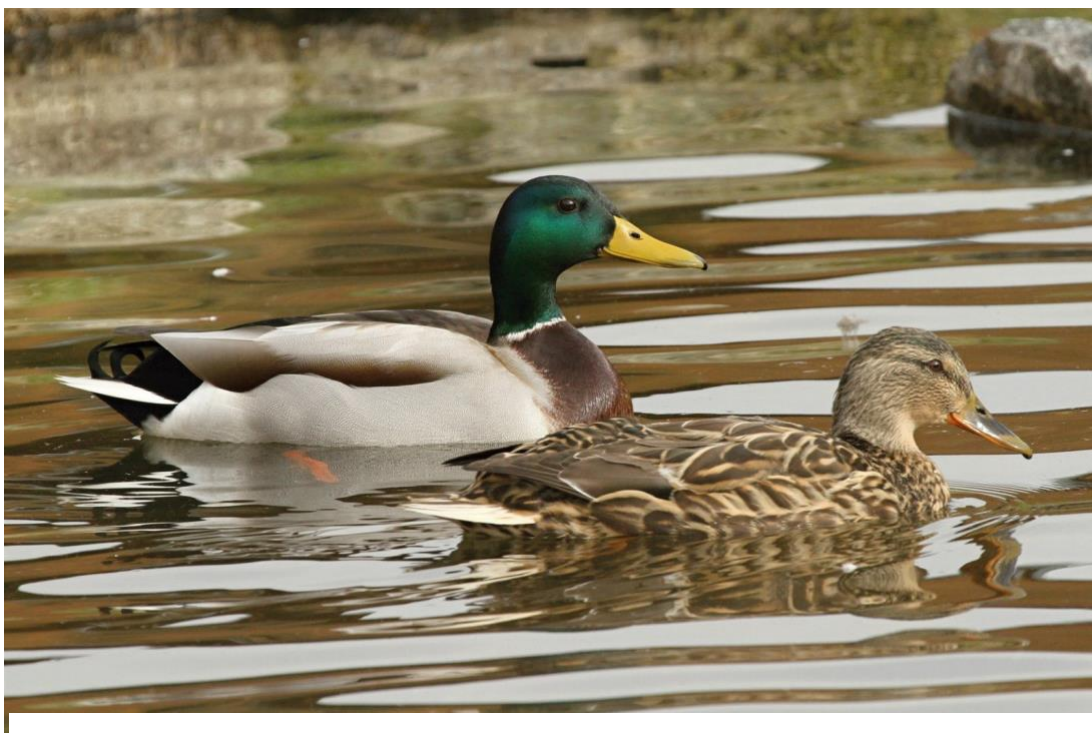
Obrázek 1.8: Jelen sika (*Cervus nippon*) (zdroj: Anděra, 2003)

Říje probíhá od září do října. Laň je březí 30-32 týdnů a v červnu rodí jednoho, výjimečně dva kolouchy (Takatsuki, 2009).

1.1.5 Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*)

Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), zvaná také březňačka (Obr. 1.9), je pták z čeledi kachnovitých (*Anatidae*). Patří mezi ekologicky nejúspěšnější druhy ptáků, který se byl schopen naprosto přizpůsobit rychle se měnícím životním podmínkám. Je největší plovavou kachnou žijící v Česku. Kachna divoká je ze všech druhů kachen, pravidelně hnízdících v Česku, největší. Dorůstá délky 50–60 cm. Hmotnost se pohybuje okolo 690–1300 g a rozpětí křídel činí 81–95 cm (Faria et al., 2016). Tak jako u mnoha jiných druhů ptáků se i kachna divoká vyznačuje výrazným pohlavním dimorfismem, kdy samice (kachna) není tak pestře zbarvena jako samec (kačer) a má hnědočerné ochranné zbarvení. Jediné nápadné místo je na zadním okraji křídel, které odpovídá samčímu. Kačer se od kachny liší hlavně výrazným zbarvením, které je nejvýraznější na hlavě a krku, které bývají tmavě zeleně lesklé, zobák je zelenožlutý (Andreska a Andresková, 1993).

Kachny divoké žijí v párech, které se tvoří již na podzim v říjnu a listopadu na společných shromaždištích. Samice snáší nejčastěji 9–13 zelenožlutých nebo modrozelených vajec, na kterých sedí pouze samice 23–29 dní (Hromas, 2008).



Obrázek 1.9: Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*) (zdroj: Anděra, 2003)

1.1.6 Koroptev polní (*Perdix perdix*)

Koroptev polní (*Perdix perdix*) je malý druh hrabavého ptáka z čeledi bažantovitých (*Phasianidae*). Koroptev (Obr. 1.10) je původním druhem nejen u nás, ale i v dalších zemích např. v Rusku, Skandinávii, Řecku, na Krymu i v Malé Asii. Koroptve byly dovezeny i do Ameriky, na Nový Zéland, do Austrálie, na Havajské ostrovy, kde došlo k jejich rozšíření. Koroptve žijí v monogamii a vyskytovaly se na polích nížin i pahorkatin ve vysokých početních stavech (Buchalová, 2016). Celková délka koroptve činí kolem 30 cm, a její hmotnost je mezi 350–450 gramy. Jak slepička, tak i kohoutek mají zespodu šedavé a z vrchu rezavě hnědé zbarvení. Slepíčky mají na křídlech příčné světlé pruhování a kohoutek mívá na prsou tmavou podkovu, ale mohou ji mít i starší slepičky (Kuijper et al., 2009).

Koroptve žijí monogamně a hnízdí jednou ročně od dubna do července. Samice snáší v jednodenních intervalech 12–20 žlutohnědých, žlutoolivových, žlutozelených nebo šedozelených neposkvřených vajec o rozměrech $34,99 \times 26,46$ mm do připraveného mělkého hnízda v zemi. Inkubace může probíhat od prvního dne až několik málo dnů po snesení posledního vejce a trvá 23–25 dnů, sedí pouze samice, zatímco samec hlídá v blízkosti hnízda (Bro et al., 2000; Potts a Aebischer, 1995).



Obrázek 1.10: Koroptev polní (*Perdix perdix*) (zdroj: Anděra, 2003)

1.1.7 Křepelka polní (*Coturnix coturnix*)

Křepelka polní (*Coturnix coturnix*) je nejmenší evropský zástupce řádu hrabavých (*Galliformes*). Křepelka (Obr. 1.11) má zavalité tělo s malou hlavou, krátkýma nohama i tatrčkem (ocas) a zakulacenými, poměrně dlouhými křídly (Buchalová, 2016).

Na hlavě má výrazné, i když poměrně malé oči a silný, lehce zahnutý zobák. Dosahuje délky těla 18–22 cm a hmotnosti 91–130 g. Je nenápadně zbarvená – světlehnědá se světlejším břichem. Peří na hřbetě je pokryté tmavohnědými skvrnami, na bocích má bělavé proužky, na hlavě bývá vyvinuta tmavá „čepička“. Samci mají černý pruh uprostřed hrdla (Andreska a Andresková, 1993).



Obrázek 1.11: Křepelka polní (*Coturnix coturnix*) (zdroj: Anděra, 2003)

Na rozdíl od příbuzné koroptve je křepelka polní polygammní druh. Počátkem června klade slepička 8–14 žlutohnědých, tmavě kropenatých vajec, do důlku vystlaného suchými stébly. Inkubace trvá 17 dní, pak se líhnout mláďata (Slaba, 2019).

1.1.8 Prase divoké (*Sus scrofa*)

Prase divoké (*Sus scrofa*), je velký sudokopytník z čeledi prasatovití (*Suidae*). Jeho domovinou je velká část Evropy a Asie, ale člověkem bylo zavlečeno i na jiné kontinenty (Obr.1.12). Dospělí samci dorůstají délky 120–180 cm a v kohoutku měří 55–100 cm. Jejich hmotnost značně kolísá v závislosti na poddruhu a jednotlivých oblastech, v průměru však činí 50–90 kg. Vzhledem k poměru těla má prase divoké nápadně velkou hlavu a relativně krátké končetiny. Jeho srst je tvořená hustými štětinami, které ho chrání před nepříznivými vlivy. Mezi další nápadné znaky prasete divokého patří jeho čtyři výrazné trojhranné špičáky, jež se při dorůstání zahýbají vzhůru. Slouží hlavně jako účinná zbraň při soubojích. U samců dorůstají obvykle 20 cm, ve výjimečných případech však mohou dorůst až do délky 30 cm (Cappa et al., 2021).



Obrázek 1.12: Prase divoké (*Sus scrofa*) (zdroj: Anděra, 2003)

Samice (bachyně) prasat divokých pohlavně dospívají v 8. až 10. měsíci života, samci přibližně ve věku 2 let (Herrero et al., 2006). Doba páření je značně ovlivněna klimatickými podmínkami, ve střední Evropě však většinou probíhá v rozmezí od listopadu do ledna. Samice je březí 114–118 dnů. Ve střední Evropě vychází většina vrhů na období od března do května. Počet mláďat ve vrhu se pohybuje od 3 do 12 (Massei et al., 2018).

1.1.9 Srnec obecný (*Capreolus capreolus*)

Srnec obecný (*Capreolus capreolus*) je nejmenší evropský zástupce jelenovitých (*Cervidae*). Vyznačuje se mírně klenutým hřbetem, nízko nasazeným krkem a zakrnělým kelkou (ocas), zcela ukrytým v srsti (Obr. 1.13). Nemá předooční žlázu jako jeleni a jeho paroží je krátké, nanejvýš se 3 výsadami. Délka těla 95–130 cm, výška v kohoutku 60–75 cm. Srst v létě žlutě až tmavě červená, v zimě šedohnědá až tmavošedá; na zadní části těla je bílá skvrna (obřítek). Bílá skvrna na zadní části má u samců oválný tvar, zatímco u samic je okrouhlejší až srdčitá (Drmotá, 2014; Drmotá et al., 2007). Samec má na hlavě až 30 cm dlouhé parůžky, které shazuje v listopadu až prosinci a hned mu narůstají nové (Cukor, Havránek, et al., 2019; Christen et al., 2018).



Obrázek 1.13: Srnec obecný (*Capreolus capreolus*) (zdroj: Anděra, 2003)

Původně obýval pouze lesnatou krajinu, ale v posledních desetiletích se přizpůsobil i životu v tzv. kulturní stepi, kde změnil své životní návyky – zejména v zimě se zde sdružuje do početných tlup. Mláďata jsou hnědá nebo žlutohnědá s řadami bílých a nažloutlých skvrn, které mizí ve stáří 1–2 měsíců. Hrubým bekavým hlasem varuje před nebezpečím a zároveň i soka před vstupem do teritoria, jehož hranice značí výměškem několika typů pachových žláz. K vlastní říji dochází až uprostřed léta a od října do listopadu samci paroží shazují. Z utajené březosti v trvání 40–41 týdnů připadá na vlastní vývoj zárodku jen asi polovina doby. Samice mívají 1–2 mláďata (vzácně i 3–4), která rodí na přelomu května a června. Termín porodů je rozlišný u jedinců v řádu několika dnů až týdnů (Cukor, Bartoška, et al., 2019). Linnell a Andersen, 1998 prováděli v letech 1991 až 1993 výzkum na 292 kusech srnčí zvěře a rozdíl uvádí až 26 dní. Zpočátku srnčata zůstávají v úkrytu, kde je srna navštěvuje 3 až 7krát denně ve vysokém podrostu a matku následují až po 2 týdnech. Navzájem se dorozumívají jemným pískáním. Od 3. týdne přecházejí postupně na zelenou potravu, ale mateřským mlékem se přikrmují až do zimy. Pohlavně dospívají ve 2. roce života (Andersen a Linnell, 1998).

1.1.10 Zajíc polní (*Lepus europaeus*)

Zajíc polní (*Lepus europaeus*) je zástupce řádu zajícovců (*Lagomorpha*) žijící na velkém území Evropy a západní Asie (Obr. 1.14). Jeho přirozeným biotopem jsou otevřené krajiny, především pole, louky, okraje lesů. Zajíc polní dorůstá délky 50–70 cm a dosahuje hmotnosti mezi 2,5–6,5 kg. Zajíc má vynikající smysly: o skvělém sluchu svědčí dlouhé ušní boltce, které jsou na konci černé, zatímco zorné pole dosahuje při panáčkování až rozsahu 360 stupňů. Lépe však vidí za soumraku než za plného světla. Také čich a hmat má zajíc velmi jemný, k recepci hmatu slouží hlavně dlouhé vousy v blízkosti huby (čumáku). Zajíc polní je zbarvený žlutohnědě až šedohnědě, mláďata jsou obvykle tmavší. Špičky uší jsou černé, také pírkó (ocas) je shora tmavý, zespodu je však bílý, stejně jako břicho a vnitřní strana nohou. Pohlaví se od sebe neliší. Zimní srst je hustší a světlejší než letní (Marboutin et al., 2003).



Obrázek 1.14: Zajíc polní (*Lepus europaeus*) (zdroj: Anděra, 2003)

Zajíc je velmi zdatným běžcem, běhá běžně 40 km/h a v nebezpečí až 74 km/h a dobře kličkuje. Zajíci většinou žijí samotářsky, výjimkou je pouze období páření. Doba zaječích námluv začíná již koncem února a může trvat až do srpna. Samice může porodit až čtyřikrát do roka, vždy 2 až 4 mláďata. Březost u zaječice trvá 42 až 44 dní a pokud se oplodněné zárodky uchytí v děloze v jednom ze dvou rohů, je

samice schopna ještě dalšího oplození, tzv. superfetace. Mláďata zajíců se rodí osrstěná a od narození vidí (Mori et al., 2022).

1.2 Vliv zemědělství na volně žijící zvěř

Krajina získala svou dnešní podobu dlouhodobým působení různých činitelů, především člověka, který začal podle svých potřeb krajinu přetvářet. Zprvu nepatrné změny postupně nabývaly na intenzitě a rozsahu, z člověka-lovce se stal pastevec a posléze zemědělec, který začal vypalovat lesy, aby získal pole. To už krajina začala svou tvář měnit velmi výrazně a vlastně ji mění nepřetržitě. Mnohé změny jsou přitom takového rázu, že nemají daleko k ekologické katastrofě (Bastian, 2001; Dumbrovský et al., 2000; Hromas, 2008; Sklenička, 2003).

Se změnami krajiny souvisí také pestrost a množství vyskytujících se druhů rostlin a živočichů. Zhoršujícím se podmínkám prostředí se sice živé organismy dokážou různě dlouho přizpůsobovat, ale jsou-li překročeny, hroutí se „obrané bariéry“ organismů, jejich odolnost se snižuje, úmrtnost v populaci narůstá natolik, že nakonec převýší reprodukci a může dospět až k jejímu zániku. Je naprosto evidentní, že mnohé živočišné i rostlinné druhy z povrchu Země vymizely a tento proces pokračuje i nadále (Jurik et al., 2015; Moravcová et al., 2017; Procházka et al., 2009).

K činitelům, které silně ovlivňují krajinu a životního prostředí, bezesporu patří zemědělská činnost, nicméně časté tvrzení, že s rozvojem zemědělské výroby začala v polních honitbách zvěř ubývat, nelze potvrdit (Hell et al., 2004; Christen et al., 2018, Muchová a Petrovič, 2014).

Existovala období, kdy rozvíjející se zemědělství vytvářelo některým druhům zvěře daleko příznivější životní podmínky než původní nedotčená příroda. Zajícům, koroptvím, ale i bažantům vyhovovala mozaika polí s rozmanitými kulturami, křoviny a roztroušené lesíky i osamělé stromy dotvářející charakter české krajiny (Šálek a Marhoul, 1999). Ještě v sedmdesátých letech dosahovaly stavy drobné zvěře, kromě koroptve, vcelku uspokojivé výše (Kuijper et al., 2009). Rychle se rozvíjející zemědělská velkovýroba umožnila intenzifikačními a racionalizačními opatřeními podstatně zvýšit výnosy polních plodin i trvalých porostů a výrazně zefektivnit práci. Zároveň však došlo k dalšímu prohloubení změn v takovém rozsahu, že vyvstávají určité obavy z jejich možných následků na životní prostředí a zvěř je zpravidla citlivým ukazatelem působení těchto změn. Vznikající rizika se netýkají vždy jen podstaty technologie zemědělské výroby, ale často vyplývají

z nedodržování parametrů doporučovaných technologií a zejména pak z porušování technologických postupů při obhospodařování zemědělské půdy (Bernetti et al., 2006).

Dynamiku početnosti populací zvěře ovlivňuje řada vnějších i vnitřních činitelů, zpravidla navzájem se doplňujících i podmiňujících. Tyto vlivy se zvláště výrazně projevují u zvěře žijící v polní a smíšených honitbách, především u zajíců, koroptví a bažantů, jejichž početnost se oproti minulosti dramaticky snížila. Mezi varovné signály patří také zhoršování jejich zdravotního stavu a snižování hmotnosti. Vzhledem k tomu, že se jedná o druhy, které tradičně tvořily „páteř“ našeho mysliveckého hospodaření, vzbuzuje situace zvýšenou pozornost nejen odborníků, ale také u širší veřejnosti (Andreska a Andresková, 1993; Bejcek, 1980).

Hlavní příčina tohoto nepříznivého stavu v populacích u zmíněných druhů zvěře, bývá spatřována v tzv. souboru negativně působících civilizačních činitelů. V podstatě jde o rychlou změnu životního prostředí zvěře, která s sebou přinesla ochuzení nabídky potravy co do množství a hlavně pestrosti, omezení úkrytových příležitostí, ohrožení zvěře zemědělskou mechanizací a chemizací, ale také pozemní dopravou (Holá et al., 2015). V mnoha případech je chyba i na straně myslivců, kteří nadměrným či nesprávným lovem drobné zvěře, a naopak nízkým odlovem zvěře škodné tuto situaci ještě zhoršují (Hell et al., 2004).

Kromě vlivů na úbytek zvěře činností zemědělskou je hlavním faktorem dopravní infrastruktura. Na silnicích a železnicích dochází k nezanedbatelnému procentu úhynu srnčí zvěře v důsledku střetů s automobily a vlaky. V letech 1991 až 1994 prováděl Andersen a Linnell (1998) výzkum na ostrově Storfosna v Norsku, kde telemetricky označil 285 srnčat a během prvních 35 dnů zaznamenal nejvyšší mortalitu. Hlavní příčina zde bylo hladovění, ale také dopravní nehody a utonutí, kde tyto faktory vzrostly oproti prvnímu roku sledování z 10,00 % na 18,00 %.

1.2.1 Vliv změn životního prostředí

Intenzivní způsob zemědělského hospodaření vedl ke zvětšování ploch zemědělských kultur, ke snížení počtu druhů pěstovaných plodin a k maximálnímu uplatnění monokulturních plodin (Storch a Mihulka, 2000). Zemědělské hospodaření ve druhé polovině 20. století systematicky likvidovalo nezbytné prvky v krajině, např. mokřady, které měly pro zvěř vysokou přidanou hodnotu, regulovaly se vodoteče, odstraňovaly se břehové porosty, těžily se solitérní dřeviny, mizely remízky a stromové linie podél komunikací. Původně pestrá, různorodá krajina dostala místy zcela monotónní tvář (Antrop, 2008).

Rozsáhlé plochy zemědělských monokultur poskytují zvěři druhově jednostrannou potravu, navíc po sklizni dochází k náhlým a zásadním změnám v její nabídce. Dochází ke změně krytů, často na plochách přesahující rozlohy domovských okrsků drobné zvěře. S tím souvisí nucená migrace zvěře za odpovídajícím krytem a potravou, kdy je zvěř vystavována nejen riziku sražení na pozemních komunikacích, ale při přechodu na další monotónní potravu je ohrožena možnými zažívacími poruchami, vedoucími k oslabení organismu nebo ke smrti (Drmota et al., 2007).

Nabídka vhodné potravy během celého roku je jedním z nejdůležitějších činitelů podmiňujících existenci zvěře v honitbě. Pěstování zemědělských monokultur na velkých plochách s sebou přineslo výrazné snížení pestrosti nejen rostlinných, ale i hmyzích společenstev. Po posklizňové přípravě a v průběhu předseťové přípravy je nabídka potravy v podobě plodin zcela minimální a nastává stav označovaný jako tzv. potravní poušť (Christen et al., 2018).

Na uvedené změny v polních honitbách nejdříve a nejcitlivěji zareagovala koroptev (*Perdix perdix*), která již v osmdesátých letech minulého století byla označována za druh mizející a nyní je popisovaná jako druh ohrožený (Šálek a Marhoul, 1999). Koroptev má nejen vysoké nároky na pestré složení rostlinné i hmyzí potravy, ale je také ptákem důsledně teritoriálním, pohybujícím se jak v párech na území hájeného teritoria, tak v hejnech v hranicích svého domovského okrsku (Potts a Aebischer, 1995). Tato území jsou rozlohou nevelká a musí bezpodmínečně splňovat požadavky koroptve na potravu, bezpečí, možnost slunění a popelení. Rozsáhlé plochy zemědělských monokultur s nedostatkem rozptýlené trvalé zeleně splňují ekologické nároky koroptve jen z malé části či nesplňují vůbec (Kuijper et al., 2009). Postupně dochází k vytváření izolovaných ostrůvků, kde koroptev ještě nalézá podmínky pro svojí existenci, avšak s postupným osidlováním krajiny a zintenzivňováním zemědělství postupně zanikají (De Leo et al., 2004). Z dřívějšího celoplošného zazvěření rozlehlých oblastí zůstávají nepatrné zbytky, vznikají navzájem izolované mikropopulace, od kterých je již velmi blízko k úplnému zániku. Je třeba zdůraznit, že v těchto případech nepomůže žádné vypouštění sebevětšího počtu uměle odchovaných jedinců (Bro et al., 2000). Pokud nebudou v životním prostředí obnoveny podmínky, odpovídající alespoň spodní hranici rozmezí ekologických požadavků koroptve, tato zvěř z většiny našich honiteb zákonitě vymizí. Vytvoření remízků a ploch primárně nesloužících pro zemědělskou činnost by bylo možné drobnou pernatou zvěř uchovat v naší krajině (Gaisler et al., 2006).

Zatím co koroptev reagovala na změny zemědělské krajiny takřka okamžitě, u bažanta (*Phasianus colchicus*) byly zpočátku pozorovány vzrůstající početní stavy. V padesátých a šedesátých letech dvacátého století stavy bažantů v polních honitbách rychle narůstaly a v sedmdesátých letech bylo dosaženo vůbec nejvyšších úlovků (Vickery et al., 2001). Hlavním důvodem vysokých stavů odlovu byl umělý odchov a následné vypuštění do volné přírody. Zlom nastal po roce 1973, kdy začalo bažantů znatelně ubývat, a to i přes stále se rozšiřující chovy umělé (Holá et al., 2015). Změny životních podmínek dosáhly takového stupně, že jak přírůstky divokých populací, tak uměle odchovaných a vypuštěných bažantů kuřat dosahovaly pouze nízkého procenta (Chiatante a Meriggi, 2022). Výzkumy ukázaly, že bažant je na rozdíl od koroptve sice odolný vůči negativnímu působení chemizace, ale o to více je náchylnější na devastaci v průběhu sklizně víceletých píceň. Blokace honu totiž přinesla rozsáhlé plochy jetelů, vojtěšek a jetelotráv, které jsou na jaře v polních honitbách prakticky jeho jediným krytem (Antwi et al., 2008). V těchto porostech je soustředěná naprostá většina hnízd bažantů a další pernaté zvěře a při sklizni jsou zničeny snůšky a usmrcena většina již vylíhlých kuřat (Hanuš a Fišer, 1975). Jedinci, kteří přežijí, mají omezený výběr potravy a během roku, v závislosti na zemědělských pracích, procházejí několika „hladovými“ obdobími (Holá et al., 2015).

Rozsáhlé plochy monokultur zemědělských plodin negativně ovlivnily i populaci zajíce polního (*Lepus europaeus*). Vzhledem k malému domácímu okrsku, kde zajíc žije, je nucen konzumovat málo rozmanitou potravu, kterou mu monokultury nabízejí (Edwards et al., 2000). Mimo jiné je z veškeré užitkové zvěře nejvíce ohrožen konzumací monodiety. Bylo zjištěno, že zajíc dnes v polích konzumuje ve své celkové krmné dávce až přes 90 % obilovin a jetelovin, zbytek tvoří semena (obilky) a v zimě především okopaniny. Zastoupení kůry a větviček dřevin, které jsou fyziologicky tolik důležité, je velmi malé a závisí na dostupnosti těchto zdrojů (Marada a Havránek, 2018). Co do nabídky potravy je pro zajíce nejkritičtější druhá polovina zimy, avšak k hladovým údobím, stejně jako u ostatních druhů polní zvěře, dochází i v době vegetace, kdy po sklizni vzniknou rozsáhlé, zcela nevyužívané prostory. Zajíc musí rychle reagovat přesunem do jiného prostředí, často na vzdálené území (Zbořil et al., 2007). Vzhledem k „věrnosti“ zajíce svému domovskému okrsku to představuje značně rušivý zásah způsobující stresovou situaci. Všechny uvedené i další možné okolnosti se nepříznivě promítají zejména do reprodukce zajíců včetně

přežívání jejich mláďat (Mori et al., 2022). Vývoj početnosti populací zajíce v polních a smíšených honitbách proto do značné míry připomíná vývoj stavu bažanta. Situace v případě zajíce je však dramatictější, neboť v jejich případě nedochází k částečné náhradě chybějících přírůstků umělým chovem. Zatímco počátkem sedmdesátých let bylo dosaženo vůbec nejvyšších úlovků zajíců, již v roce 1979 došlo k takovému snížení početnosti zaječích populací, že jejich lov musel být zastaven. Snížení početnosti bylo nejdříve zvláště dobře patrné v polních honitbách, zatímco v lesních byly výřady zajíců stále ještě v celku uspokojivé. Sčítáním ulovené zvěře bylo zjištěno, že v polních honitbách připadalo na 100 dospělých jen 60 až 80 mladých zajíců. Oproti tomu v lesních honitbách činil poměr 100:120–170 ve prospěch mladých zajíců. Čísla dokazují, jak rychle se zhoršovaly jejich životní podmínky (Wasilewski, 1991).

Přibližně od poloviny padesátých let začala v rozsahu do té doby nevídaném osidlovat polní honitby srnčí zvěř (*Capreolus capreolus*). Paradoxně hlavní pozitivní roli v tomto procesu sehrálo rozvíjející se velkoplošné zemědělské hospodaření. Nemalý podíl připadá na vrub i na rychle se rozvíjející rekreaci. Na přehledných velkých lánech má zvěř větší pocit bezpečí a je méně rušená než v lese, zejména v oblastech s menším zastoupením lesní půdy, při větších aglomeracích, kde je rekreační tlak na les největší (Christen et al., 2018). Stavy srnčí zvěře v polních honitbách narůstaly takovým tempem, že již od konce šedesátých let se významně podílejí na celkovém ročním úlovku této zvěře v České republice. Od konce sedmdesátých let se však zřetelně začal projevovat úbytek početních stavů a kvality srnčí zvěře. V současné době je ve střední Evropě přetrvávající názor, že spárkatá zvěř je považovaná za škůdce, kterého je nutné eliminovat (Kaluziński, 1982; Spake et al., 2020). Podle Scherera (2017) není snížení stavů srnčí zvěře celoplošné, jak se často uvádí, ale je pouze lokální. To znamená, že v některých krajích, resp. okresech, jsou stavy srnčí zvěře v optimální výši, v jiných krajích naopak strmě klesají. Dle jeho získaných údajů a dostupných informací tvrdí, že v polních honitbách ubývá srnčí zvěře v rámci České republiky více než v honitbách lesních. Civilizační tlak na krajinu a zároveň na zvěř v ní žijící, kterou v denních hodinách ruší mnoho faktorů, donutilo zvěř v příměstských oblastech se přeorientovat na noční režim. Zvěř je během dne v klidovém režimu a pohled do krajiny může subjektivně působit, že se zde žádná zvěř nevyskytuje (Štrobach et al., 2018).

Stejně jako drobná zvěř je i srnčí zvěř postižena vlivem obhospodařování půdy, kdy na rozsáhlých půdních blocích trpí z dietetický nevhodných či chemickými látkami kontaminovanou potravou. Ponechané posklizňové zbytky brzy podléhají rozkladným procesům, při kterých vznikají produkty mikroskopických hub a plísní označované jako mykotoxiny, které jsou toxické pro volně žijící zvěř. Hlavní zdrojem problémů je řepka olejka (Hanzal et al., 2016). Řepka je hlavním faktorem mortality a zhoršení kvality zvěře. Srnčí zvěř jí v době potravní nouze vyhledá a je atraktivním krmivem. Stejně jako ostatní brukvovité plodiny obsahuje řepka antinutriční látky, které se v předžaludcích přežvýkavců přeměňují v jedovaté složky. Při nadměrném příjmu působí toxicky a může způsobit značné zdravotní potíže, které vedou až k úhynu jedince. Postižený jedinec trpí rozsáhlými průjmy (nebo zácpami), má narušenou motoriku, ztrácí přirozenou plachost a mimo tyto skutečnosti má otupeny všechny přirozené smysly jako je zrak, čich, sluch a chuť. Během několika dní dochází u intoxikovaného jedince k úhynu (Månsson et al., 2021; Vasak et al., 1993).

V souvislosti s intoxikací v důsledku dlouhodobého příjmu řepky olejky či jiné dieteticky nevhodné, resp. toxiny kontaminované potravy se u biologických matek snižuje reprodukční potenciál. Zdraví škodlivé látky se v období březosti transferují do organismu srnčete a ty se rodí buďto mrtvá nebo s narušenou motorikou či nervovým a imunitním systémem (Andersen a Linnell, 1998). Nelze však přesně určit, zda tato patologická forma intoxikace souvisí přímo s řepkou olejkou, či je v interakci s ostatními dieteticky nevhodnými produkty, které jsou ošetřeny agrochemickými látkami používanými na hubení plevelů, hmyzu a chorob vzhledem k tomu, že zvěř plodinu konzumuje ihned po aplikaci látek chemické ochrany (Jarnemo et al., 2022).

V jarních měsících při kladení srnčat se setkáváme s dalším faktorem, který vede ke snížení početních stavů. Laická veřejnost nachází opuštěná mláďata v přírodě a v domněnku, že matka mládě opustila, se jej snaží zachránit. Bohužel, takto zachráněná mláďata jsou odsouzena k úhynu (Andersen a Linnell, 1998).

Na úbytku stavů srnčí zvěře se podílí také predace. Přirozený potravní řetězec, který je součástí přírody od samotného počátku života. Predace se týká i dospělé srnčí zvěře. V oblasti výskytu rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a vlka obecného (*Canis lupus*) tyto predátoři mimo drobné zvěře uloví i dospělé jedince. Rys vyhledává myslivecká zařízení pro příkrmování zvěře, kde má dostatek prostoru zvěř ulovit

či vyčkává na větvích stromů až jeho budoucí kořist půjde za potravou (Shivik a Martin, 2000). Rys po ulovení kořisti si jí odtahuje do své skrýše a vybírá si jen kvalitní maso. Vlk je predátor, který loví ve smečce a srnčí zvěř nažene do pastí. Vlk spotřebovává i starší úlovek, a tak z jeho úlovku zůstanou jen úlomky kostí. Srnčí zvěř se stejně jako ostatní adaptuje na tyto druhy predace. Před výskytem predátorů v oblasti se zvěř pohybuje v lesních porostech, vychází na okraje lesů v páru či jednotlivě a působí klidným dojmem. Při prvních atacích se srnčí zvěř adaptuje a mění oblast pobytu na místa, kde je dostatečný rozhled do krajiny (Nelson a Mech, 1986; Wikenros et al., 2009). Může kontrolovat dění okolo sebe a působí velice neklidným dojmem. Dalším predátorem převážně v intenzivně obhospodařované krajině je prase divoké (*Sus scrofa*). Prase vyhledává po zimních měsících nutričně významnou živočišnou bílkovinu a srnče je pro ně ideální kořist. Prasata se dokážou systematicky organizovat a v „rojnici“ prohledávají louku. Srna při takovém útoku na srnče nemá jakoukoliv šanci své mládě ubránit. Její výhružné dupání a skoky divoké prase neodradí. Kromě těchto predátorů je dalším predátorem i liška obecná (*Vulpes vulpes*). Dle studie ve středním Norsku, která využívá radiometrická data, liška obecná usmrtila během prvních 60 dnů života srnčat na 48,00 % sledovaných jedinců. Ostatní faktory tvořily pouze 5,00 % (Aanes a Andersen, 1996; Pielowski, 1976).

1.2.2 Vliv zemědělské mechanizace

Mechanizace představuje pro zvěř vážné nebezpečí. Stroje, se kterými se pracuje i v noci, zvěř vyrušují a dochází k vážným poraněním zvěře a k jejímu následnému úhynu (Cukor, Havránek, et al., 2019). Použití širokozáběrové techniky poškozuje hnízdiště polního ptactva a zraňuje živočichy. Problémem jsou také vysoké rychlosti pojezdu zemědělské mechanizace. Koroptve či zajíci při krčení k zemi vnímají zemědělské stroje jako nepřitele ze vzduchu, přikrčí se před nimi ještě více a neutečou (Kaluziński, 1982). Sklizeň zelené píce na siláž poškozuje nebo zcela zničí až třetinu ptačích hnízd, která se samosběrným vozům dostala do cesty. Obdobný problém mechanizace představuje také pro populaci zajíců (Mori et al., 2022). Jejich mláďata se zpravidla rodí po dvou a oba sourozenci bez pohnutí čekají v porostu jetele či vojtěšky na příchod matky. Durantel a Cortay (2013) zjistili, že jestliže při rychlosti sklizně 3–4 km/h jsou ztráty na malých zajících 17,00 %, pak při zvýšení rychlosti na 7–8 km/h vzrostou ztráty až na 42,00 %. K největším ztrátám dochází v porostech vojtěšky (Drmota, 2014). Při současném mechanizovaném způsobu kosení luk od kraje do středu zahyne každoročně mnoho

živočichů. Termín seče se shoduje s termíny, kdy se v porostu skrývají mláďata savců (zajíc polní, srnec obecný) a probíhá hnízdění ptáků (např. koroptev polní, křepelka obecná nebo bažant obecný). Riziko se ještě více zvyšuje při skupinovém nasazení žacích strojů (Fryzelka, 2018; Šarapatka a Niggli, 2008). U koroptví se tyto škody mohou vyšplhat až k 60% ztrátě snůšek (Blüchel, 2014). Dnes nejčastěji zmiňované jsou ztráty na srnčatech v době, kdy se nevzdalují od místa kladení, to je od prvního až do desátého dne života (Cukor, Bartoška, et al., 2019). Tato srnčata se podílejí na celkové ztrátě až 76,00 %. Již v dobách ručního sečení travních porostů kosami docházelo ke ztrátám až 10,00 %. Po zavedení žacích lišt se ale ztráty zvýšily na 30,00 % a po počátku využívání rotačních žacích sklízecích řezaček se ztráty zvýšily až na 50,00–60,00 % z celkového ročního přírůstku srnčat (Vach, 1993).

Jedny z prvních studií ovšem zahrnovaly šetření v rámci populací bažanta obecného. Ztráty na populaci bažanta obecného byly zjištěny již při první sklizni víceletých píceň na jižní Moravě na konci sedmdesátých let 20. století. Tyto píceň byly sečeny pomocí lištových a diskových žacích strojů. Ztráty činily v přepočtu na 100 ha plochy 61,3 usmrčených samic bažanta obecného, 232,9 poškozených hnízd a 1736,8 zničených vajec (Píkula a Beklová, 2002; Píkula a Rybníček, 1973).

Rovněž výzkum prováděný v roce 1984 v honitbách s průměrným až dobrým zazvěřením ukázal, že v době první seče se v píceňách zdržuje na každý 100 ha průměrně 54 zajíců, 40 bažantů a 25 kusů srnčí zvěře. Největší četnost výskytu byla zjištěna ve vojteškách, a to zmíněných 100 ha průměrně 108 zajíců, 93 bažantů a 25 kusů srnčí zvěře. Dále následovaly traviny, kde bylo průměrně zjištěno 46 zajíců, 28 bažantů a 26 kusů srnčí zvěře. Na posledním místě je jetel s průměrným výskytem 19 zajíců, 6 bažantů a 21 kusů srnčí zvěře na 100 ha. V současné době je trend naprosto opačný. Podle vlastního sběru dat je nejvíce srnčí zvěře v jetelotrávách a v porostu vojtešky. Početní stavy zaječí a bažantí zvěře jsou ve sledované oblasti minimálně až nulové a nelze tak sledovat v jakém porostu jsou hojnější (Mottl, 1986).

1.3 Ochrana volně žijící zvěře

Občanský zákoník se nezmiňuje o pojmu zvěř, přestože se poměrně obsáhle věnuje problematice zvířat. Zvěř je bezesporu podskupinou pojmu divoké zvíře. V ustanovení § 2 písm. b) zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti, ve znění pozdějších předpisů se uvádí, že zvěří se rozumí obnovitelné přírodní bohatství představované populacemi druhů volně žijících živočichů uvedených v písmenech c) a d). Jedná se o druhu zvěře, které nelze lovit podle mezinárodních smluv, jimiž je Česká republika vázána a které byly vyhlášeny ve Sbírce zákonů nebo ve Sbírce mezinárodních smluv, nebo druhy zvěře, které jsou zvláště chráněnými živočichy podle zvláštních a nebyla-li k jejich lovu povolena výjimka podle těchto předpisů (Hromas, 2008). Naše tuzemské zákonodárství historicky považovalo, a i nyní považuje divoká zvířata, a tedy zvěř za *res nullius* – věc ničí, nepatřící nikomu, ve smyslu terminologie Občanského zákoníku č. 89/2012 Sb., věc bez pána. Nevylučují-li to jiné právní předpisy, může být divoké zvíře zajato. Tím k němu vzniká vlastnické právo osobě, která je zajala, respektive osobě, která je následně nabyta do vlastnictví i jiným způsobem např. smlouvou, děděním apod. (Hanzal et al., 2016)

Problematika zemědělských prací z pohledu minimalizace škod způsobených na zvěři je rovněž zakotvena v Zákoně o myslivosti č. 449/2001 Sb. Zákon se zabývá povinnostmi nejenom vlastníků a nájemců pozemků, kteří na daných plochách zemědělsky hospodaří, ale také myslivců, kterým z mysliveckého hospodaření vyplývají určité povinnosti. Konkrétní ustanovení jsou popsána v § 10, který se týká povinností zemědělců, a v § 11, který konkretizuje povinnosti uživatelů honiteb (Andreska a Andresková, 1993; Kouba et al., 2022).

Dle zákona 449/2011 Sb., o myslivosti, podle § 11, Povinnosti a oprávnění uživatelů honiteb, odstavec 2: Uživatelé honiteb jsou povinni provést po oznámení vlastníků, popřípadě nájemců honebních pozemků podle § 10 odst. 3 písm. a) potřebná opatření k záchraně zvěře. Opatření jsou uživatelé honitby povinni provést až po oznámení vlastníků, popřípadě nájemců honebních pozemků. Pokud takové oznámení od vlastníků či nájemců získá, přechází povinnost na uživatele honitby, do této doby však odpovědnost zůstává u zemědělce (Slaba, 2019). Oznámení by mělo být písemnou formou v případě dokazování pro kontrolní instituce. V jakém časovém předstihu by měl uživatel honitby dostat, zde není definováno. Konkretizace opatření k zabránění škod není definována a je tedy na každém uživateli jaká opatření

nastaví. Reakční doba na zabránění škod je velice krátká a termíny sečí můžou být z důvodů počasí nebo poruchám na technice přesouvány (Müllerová a Stejskal, 2013).

Dle zákona 449/2011 Sb., o myslivosti, podle § 10 odst. 3 jsou k zabránění škodám působeným na zvěři při obhospodařování honebních pozemků povinni

- vlastníci, popřípadě nájemci honebních pozemků oznámit s předstihem uživateli honitby dobu a místo provádění zemědělských prací v noční době, kosení pánin a použití chemických přípravků na ochranu rostlin,
- provozovatelé mechanizačních prostředků na kosení pánin používat účinných plašičů zvěře, a pokud je to možné, provádět sklizňové práce tak, aby zvěř byla vytlačována od středu sklizeného pozemku k jeho okraji,
- provozovatelé silážních jam a krechtů provádět opatření proti nežádoucímu přístupu zvěře.

Vlastníci, případně nájemci pozemků (zemědělci) jsou podle zákona povinni dbát na to, aby zvěř nebyla zraňována, nebo dokonce usmrcována. V zákoně je ukotveno mnoho pojmů, které jsou diskutabilní, počínaje definicí noční doby. Používání v zákoně zmíněných účinných plašičů je složité posoudit. Seznam účinných plašičů neexistuje a je tedy na každém zemědělci, jaké plašiče použije (Fryzelka, 2018). Jednou z možností je využití plašičů nainstalovaných přímo na zemědělských strojích. Další možností pro zemědělce jsou plašiče zvěře nainstalované v porostech. Jejich nízká efektivita vzhledem k časové náročnosti aplikace do porostu je velice náročná a mnoho zemědělců ani nemá pracovní kapacity na tyto úkony. Někteří zemědělci považují za dostatečně účinný plašič například také používání klaksonu a zapnutých světel (Havránek et al., 2017; Jarnemo a Liberg, 2005).

Vlastník, případně nájemce je podle zákona o myslivosti též povinen oznámit s předstihem uživateli honitby dobu a místo kosení pánin. V jakém časovém předstihu toto oznámení musí uživateli honitby doručit, ovšem není definováno. Pokud tedy oznámí sečení plochy několik minut před zahájením, tak svou povinnost splnil, ovšem uživatel honitby nedokáže reagovat a pochybení je na jeho straně. Problémem jsou taktéž nepředvídatelné okolnosti, které narušují harmonogram zemědělských operací, jako jsou změny počasí nebo poruchy techniky (Machálek, 2017). Fakt, že zemědělec nahlásí sečení určité louky a ve stanoveném termínu, seč neproběhne, je častý jev a myslivecké subjekty takovéto problémy stojí mnoho času, lidské síly a finančních prostředků, které vedou k nechuti pokračovat v dalších činnostech pro záchranu zvěře.

Z praxe je známo, že někteří zemědělci oznámí, seč porostu i více jak třikrát, a pokaždé musí uživatel honitby splnit povinnost k zabránění škodám na zvěři (Havránek et al., 2017). Místo kosení je taktéž velmi diskutované téma. Zemědělský subjekt pracuje s půdním blokem a sečení porostů prochází několika bloky. Naopak uživatel honitby pracuje s místním označením oblasti a čísla půdních bloků musí pracně vyhledávat v mapě LPIS. Návrhy na povinnost ohlašovat seč do portálu LPIS jsou v tomto ohledu nasnadě. Samotné hlášení by zabralo zemědělským subjektům další potřebný čas u systému k zápisu a jeho aktualizacím například v případě nepříznivého počasí. Do portálu by musel mít i přístup uživatel honitby. Formou notifikace do e-mailu nebo SMS zprávou by uživatel obdržel informaci s termínem a místem seče. Provedl by potřebná omezení a mezitím by obdržel další zprávu, že seč byla zrušena (Fryzelka, 2018).

V případě pochybení na straně zemědělské subjektu jsou v zákoně ukotveny také sankce za tyto přestupky pro fyzické a právnické osoby. Orgán státní správy myslivosti může uložit pokutu až do výše 10 000 Kč fyzické osobě, která se dopustí přestupku a až do výše 40 000 Kč právnické osobě, která nesplní nebo poruší uvedené povinnosti (Zákon o myslivosti).

1.4 Možnosti plašení zvěře jako prevence jejich zranění a usmrcení

Plašiče můžeme rozdělit na mobilní a stacionární. Mobilní plašiče jsou umístěné na zemědělském stroji, který provádí seč (Havránek et al., 2017).

Mobilní plašiče jsou efektivní až v druhém termínu seči, kdy drobná zvěř i srnčata jsou schopná pohybu. U všech mobilních plašičů je nutné snížit pojezdovou rychlost, aby zvěř stihla včasné zareagovat a opustit porost. Podle informací získaných od obsluhy mechanizace je v některých případech zvěř dezorientovaná a místo, aby běžela směrem od sklízecího stroje, vběhne přímo pod žací ústrojí nebo pod kola traktoru.

Stacionární plašiče se umísťují v porostu systematicky tak, aby obsáhly vybraný půdní blok. Plašiče se v porostu umísťují několik dní před sečí. Pokud se instalace plašičů realizuje s větším předstihem (např. 2 a více dnů), zvěř si na rušení zvyká a účinnost většinou rapidně klesá (Cukor, Havránek, et al., 2019).

1.4.1 Řetízkový plašič

Řetízkový plašič byl konstruován v padesátých letech, i když jeho princip byl uplatňován již ve třicátých letech u adaptérů na sekačkách tažených koňským potahem. Řetízkový plašič se upevňoval na traktor tak, že vlastní plašicí mechanismu, tedy ocelové řetízky visící na ocelovém ramenu, byly vlečeny v porostu před žací ústrojím (Obr. 1.15). Konstrukčně jednoduché zařízení má hmotnost okolo 20-40 kg a náklady na jeho využití jsou rozumně nízké. Problémem je, že jeho účinnost je prokazatelná jen v nepřilíh hustých, nižších porostech (Maillard et al., 2011).

Další podmínkou je nižší pojezdová rychlost, aby zvěř mohla včas opustit porost.



Obrázek 1.15: Řetízkový plašič (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)

Vhodné použití je do druhého termínu seče, když se srnčata dokážou sama pohybovat. V České republice je použití takřka mizivé. V zahraničí je využití těchto nástrojů dokumentováno ve Francii a Belgii. V padesátých a šedesátých letech se řetízkové systémy využívaly v Kanadě a Kalifornii pro plašení divokých kachen a srnčat (Jarnemo, 2002). Taktéž (Green, 2007) zmiňuje využití řetízkových plašičů pro plašení bažantů v Ohio. Calverley a Sankowski, 1995 zkoumali vliv plašičů na úmrtnost kachen v Albertě. Předmětem výzkumu bylo zjištění vlivu změny pojezdové rychlosti žací techniky z 4 km/h na 9 km/h. V rámci výsledků bylo dosaženo závěru, že pojezdová rychlost stroje nemá vliv na úspěšnost této metody, nicméně i přes to měly plašiče významný vliv na přežití slepic a další zvěře. Hlavním faktorem úspěšnosti je výška porostu. Dle Klonglan et al. (1959) je při vysoké hustotě trávy

plašení zvěře neúspěšné. Řetězy se porostem nepropadnou na zem a nedokážou zvěř splašit.

1.4.2 Hrabicový plašič

Dalším podobným systémem je tyč s hrabici, tzv. hrabicový plašič. Je konstruován na podobném principu jako řetízkový plašič, jen místo řetízků má nainstalované hrabice z obracecího stroje (Obr. 1.16). Hrabice „pročesávají“ porost. Jejich pružnost umožňuje kopírovat nerovnosti terénu (Kuhn et al., 1996). Účinnost je opět efektivnější v řidších porostech. Tento typ plašiče rovněž vyžaduje menší pojezdovou rychlost a kvůli kontaktu hrabice se zemí se vymrštují do porostu staré posklizňové zbytky a znehodnocují tak stávající sklizeň. Využití v České republice není momentálně dohledatelné (Green, 2007).



Obrázek 1.16: Hrabicový plašič (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)

1.4.3 Automatická detekce zvěře nesená na žacích strojích

Rakouská firma Pöttinger uvedla v roce 2021 na trh produkt nazvaný Sensosafe. Automatizovaný asistenční systém je založený na optických senzorech pro rozpoznávání zvířat, které jsou umístěné před žacím ústrojím neseným na traktoru (Buck a Reuter, 2012).

Lišta s optickými senzory skenuje během pojezdu plochu, která je sklízena. LED osvětlení je integrováno do každého senzoru, který vyzařuje světlo v blízkém infračerveném spektrálním rozsahu (Obr. 1.17). Toto světlo, neviditelné pro člověka, se odráží od vegetace, a nakonec znovu zasáhne senzor (Chengliang et al., 2020; Spencer, 2017). Hnědá srst kolouchů a jiných malých zvířat odráží světlo s jinou intenzitou než rostliny. Senzory rozdíl rozpoznají a vyšlou elektrický signál do řídicí jednotky v kabině traktoru.



Obrázek 1.17: Automatický detektor (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)

Řídicí terminál vydá řidiči traktoru optické a akustické varování. Obsluha má dostatek času k zastavení soupravy, nebo zvednutí neseného žacího stroje. Automatické zvedání čelního žacího stroje probíhá prostřednictvím vlastního hydraulického okruhu žacího stroje a je nezávislé na hydraulickém systému traktoru (Bührke a Trösken, 2017). Žací lišta dosahuje plné výšky zdvihu za méně než půl sekundy. Po spuštění se tlakový zásobník doplní olejem a je znovu připraven k použití. Pracovní rychlost musí být zvolena tak, aby řidič mohl včas zastavit traktor a nepřejel zachráněné divoké zvíře. Reálná pracovní rychlost je do 10 km/h (Granger a Boutour, 2022).

Pokud zařízení funguje, jak uvádí výrobce, byla by to výrazná pomoc při záchraně zvěře až revoluční záležitost. Při vynechání míst se zvířeti, by pouze jedna osoba vynesla nalezenou zvěř z porostu a zemědělec by dosekal vynechané plochy.

Jednalo by se tedy pouze o cílený pohyb v porostu, a to již na pokosené píci bez nutnosti prohledávání porostu a bez s tím spojeného částečného poškození porostu (der Mahd, 2019). Odpadla by prevence a vyhledávání zvěře před sečí a zemědělci by nemuseli kontaktovat uživatele honitby. Ověření této technologie zatím nebylo možné a při kontaktování prodejců nebyla ochota k testování. Odmítání testů vede pouze k předpokládané efektivitě zařízení (Frankelius et al., 2019).

1.4.4 Pasivní plašiče

Jedna z pasivních metod plašení zvěře je použití silážní plachty na dřevěné konstrukci tvaru T. Plachta se připevní na horní části konstrukce a ve zbytku plochy se nechá volně, aby s ní mohl proudící vzduch pohybovat (Obr. 1.18). Plachta zvěř zneklidňuje opticky i akusticky. Rozmístění plašičů po pozemku se doporučuje rozmisťovat v husté síti 8–10 plašičů na 1 ha. Srna po aplikaci těchto plašičů se snaží srnče odvést do bezpečí.



Obrázek 1.18: Pasivní plašič (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)

Dospělou zvěř přítomnost plašičů zneklidňuje a v porostu se nezdržuje. Rychle se ovšem adaptuje, a tak je nutné tyto plašiče aplikovat v krátkém časovém intervalu před samotným sečením v rámci 1–2 dnů před sečením (Mason, 1998). Kruk et al., (1997) popisuje tuto metodu plašení při snížení mortality břehouše černoocasého (*Limosa limosa*) v Nizozemsku, kdy se využívají pro plašení hnízdících slepic. Tyto

plašiče lze využívat i jako prevenci proti škodám na zemědělských porostech. Mason et al., 1993 tyto plašiče využíval při výzkumu plašení hus sněžních (*Anser caerulescens*) v New Jersey.

1.4.5 Pachové plašiče

Pachové plašiče jsou mnohdy označovány jako pachové ohradníky. Používají se nejen k odrazení migrace zvěře přes pozemní komunikace, ale také k plašení zvěře na pozemcích, kde bude prováděná seč (Obr. 1.19). Pachové plašiče jsou založeny na bázi tekutiny, která má kombinaci různých pachů predátorů jako je vlk, rys, medvěd nebo člověk (Schlageter a Haag-Wackernagel, 2012).



Obrázek 1.19: Pachový plašič (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)

Nosičem pachu je porézní pěna, která se aplikuje na stromy, patníky nebo dřevěné tyče. Před sečením se doporučuje na plochách aplikovat tekutinu přímo do porostu nebo na textil a s tím procházet porost a „otírat“ ho po povrchu rostlin. Problémem je, že zápach je tak výrazný, že při vyšší aplikaci může být nepříjemný i pro zvířata, kterým se píce bude zkrmovat (Węgorzek et al., 2014). Další variantou jsou takzvané smotky, vytvořené z dřevěných hoblin. Na smotky je aplikované pachová látka a při procházení porostu, jsou tyto smotky rozhazovány. Při dopadu na zem je ale efektivita šíření pachu diskutabilní. Tento způsob aplikace je náročný a při manipulaci zůstává pach i na oděvech a kůži osob (Kasprowicz, 1992).

1.4.6 Akustický a světelný plašič

Akustické a světelné plašiče jsou elektronická zařízení pracující na zvukovém a světelném principu (Obr. 1.20). První zmínky o zvukových plašičích uvádí Stewart a Dustman, (1955), který využívá zvuky jestřába lesního (*Accipiter gentilis*) pro plašení drobné zvěře. Kromě plašení zvěře v porostu se plašiče používají proti škodám na porostech a majetku.



Obrázek 1.20: Akustický a světelný plašič (zdroj: plasiczvere.cz)

Důležitým faktorem, který rozhoduje o úspěšnosti odpuzení zvěře z konkrétního místa, je rozmístění plašičů v prostoru. Dle Havránek et al. (2017) se při příliš blízkém rozmístění plašičů srna neodvážá srnčím odvést z porostu. Naopak při širokém rozmístění plašičů se aplikace mine účinkem. Zařízení je napájeno 6 V akumulátorem s dobou provozu 10 dní při nepřetržitém provozu. Systém lze nastavit na dva režimy. Základem je noční režim, kdy se světelné čidlo aktivuje systém při setmění a aktivní je až do rozednění. Druhý režim je v nepřetržitém provozu 24 h denně. Na přístroji jsou umístěné dvě světelné diody. Zvuk je vysílán skrze voděodolný reproduktor a obsahuje štěkání psa nebo zvuky motoru a přehrává se ve smyčce. Po každém přehrávání je 30minutová pauza, která umožní dospělé zvěři případně vyvést do bezpečí svá mláďata (Koehler et al., 1990). Aplikace v porostu se doporučuje 1–2 dny před samotnou sečí. Opět je zde riziko, že zvěř si zvykne

i na tyto výrazné hluky a záblesky diod a ztrácí vůči zařízení plachost (Gilsdorf et al., 2004).

1.4.7 Využití moderních technologií

V současné době je možné klasické plašiče nahradit moderními postupy za využití termokamer, bezpilotních leteckých systémů apod. Vzhledem k tomu, že tato disertační práce je zaměřena na využití těchto technologií, bude jim věnována celá následující kapitola.

1.5 Využití bezpilotních leteckých systémů

Bezpilotní letecký systém je letecký prostředek bez posádky. Tento letecký prostředek může být řízen na dálku nebo může létat samostatně pomocí předem naprogramovaných letových plánů nebo pomocí složitějších dynamických autonomních systémů (Fahlstrom et al., 2022). Tyto prostředky se rozdělují na:

- RPAS (Remotely Piloted Aircraft System)
- UAS (Unmanned Aerial System)
- UAV (Unmanned Aerial Vehicle).

Bezpilotní letecké prostředky se dlouhodobě používají v obranném průmyslu. Díky těmto technologiím, které byly uvedeny do komerčního provozu, se na počátku 21. století začaly vyrábět bezpilotní technologie v menších velikostech. Malé drony byly původně výzkumnými pokusy a ve velice krátké době se přesunuly i do komerčního využití (Part, 2008).

Provoz dronů a vše, co s jejich provozem souvisí, je řízeno několika základními předpisy, jako je zákon o civilním letectví s příslušnými prováděcími vyhláškami, mezinárodní letecké předpisy, zákon o ochraně osobních údajů a předpisy související s využitím rádiového spektra (Li et al., 2008).

Výhodou RPAS a UAS technologie jsou výrazně levnější náklady na provoz oproti pilotovaným strojům, dále pak snadná manipulace a mobilita, vysoká flexibilita při nasazení strojů do akce, možné použití (start a přistání) i na špatně přístupných místech. Mezi další výhody lze zařadit nízkou hlučnost provozu, odolnost proti prachu a záření, a možnost pořízení snímků a videí s vysokým rozlišením (Domínguez, 2013; Russell et al., 2019).

V poslední době se v oblasti fotogrammetrie rozmáhají systémy RPAS. Nevýhoda RPAS může být garance přesnosti jak polohové, tak výškové, neboť RPAS využívají často nefotogrametrické vybavení, mezi které patří běžné fotoaparáty a

jednofrekvenční přijímače GNSS. Na přesnost výsledných produktů působí celá řada faktorů, jako je výška letu, překrytí snímků, vřícovací body (počet a konfigurace), systematická chyba daná nestabilitou kamery, členitost terénu, atmosférické podmínky a v neposlední řadě zkušenost zpracovatele, který provádí kalibraci stroje (García-Cervigón a José, 2015).

Navzdory tomu je stále nejpoužívanější bezpilotní prostředek UAV, jehož výhody jsou flexibilita náletu v závislosti na počasí, možnost vzletu téměř kdekoli, rychlost předání výsledných dat, dále pak především možnost kontroly leteckých fotografií do 5 minut od přistání a vysoké rozlišení pořízených ortofotomap (až 1 cm/px) (Fan et al., 2020). Pomocí snímků z malých výšek o velkém rozlišení je možné díky UAV sledovat fyziologické a ekologické vlastnosti společenstev, jako je především struktura nebo barvy (Nex a Remondino, 2014).

Malá bezpilotní letadla, tzv. drony, nebo také quadrokopty, hexakopty apod., se dočkala velkého rozvoje především koncem 20. století, kdy se bezpilotní technologie začala využívat i v zemědělství. Jejich větší využití je limitováno stále vysokými pořizovacími a provozními náklady (Tsouros et al., 2019). Na druhou stranu je ale stále častější rozmach této technologie motivován rychlým a efektivním mapováním zájmových lokalit, především díky možnostem velmi přesných GPS zařízení (Eisenbeiss, 2004).

Drony se rozlišují způsobem pohonu, velikostí, hmotností, materiálem, nastavením a především cenou. Podle pohonu rozdělujeme stroje poháněné elektricky za pomoci baterií a stroje se spalovacími motory. Podle typu lze bezpilotní technologie rozdělit na multikopty a letouny (tzv. křídla) (Boon et al., 2016). Váhová kategorie strojů je nejčastěji určena přímo Úřadem pro civilní letectví (ÚCL). Podle způsobu řízení a ovládání se bezpilotní systémy dělí na manuální, automatické, kombinované a autonomní. V neposlední řadě lze drony dále dělit podle počtu motorů, nosnosti, dostupné výšky a vzdálenosti (Postupy pro vydání povolení k létání letadla bez pilota, 2012).

Nevýhody, které bychom mohli zohlednit u bezpilotní technologie, jsou dolet (pouze několik km), nízký letový čas (desítky minut), nízká nosnost (jednotky kg). Problematická je především nejednotná mezinárodní legislativa, tzn. že pravidla v každé zemi jsou jiná (Muchiri a Kimathi, 2022). Z toho plyne, že bezpilotní technologie má velký potenciál do budoucna. Pro jejich masivnější rozšíření do

dalších oblastí je potřeba nejprve eliminovat zmíněné nevýhody (Schmidtmajerová, 1993; Štátný, 1990).

1.5.1 Termografie

Princip termografie objevil fyzik Max Planck již v roce 1900. Termální zobrazovače pracují na základě infračervené termografie. Termální zobrazovač se používá jako levný a účinný prostředek ke zkoumání vad, údržby a inspekci elektrických systémů, mechanických systémů a plášťů budov (Balaras a Argiriou, 2002).

Infračervená termografie je vědní obor, který se zabývá analýzou rozložení teplotního pole na povrchu tělesa, a to bezkontaktním způsobem. Termovize využívá měření částí elektromagnetického spektra a konkrétně měření infračervené části spektra. Úkolem termografie je analýza infračervené energie vyzařované tělesem (Bagavathiappan et al., 2013). Termografickým měřicím systémem lze zobrazit teplotní pole měřeného objektu, ale pouze na jeho povrchu. Obor termografie se v širším měřítku rozvinul společně s rozšířením infračervených kamer, pro které se obecně vžilo slovo termovizní kamera, resp. termovize. Tento termín vznikl z názvu prvního výrobce infračervených kamer, firmy Thermovision, dnes FLIR (Gaussorgues a Chomet, 1993).

Termokamera pracuje na principu bezdotykového měření teploty. Všechny předměty s teplotou větší než je absolutní nula, tj. všechny tělesa ve známém vesmíru, vyzařují energii ve formě elektromagnetického záření. Protože je zdrojem tohoto elektromagnetického záření termický pohyb částic, z nichž je objekt složen, nazýváme toto záření „tepelným zářením“, abychom jej odlišili od ostatního elektromagnetického záření, které vzniká z jiných příčin. Vše kolem nás tedy vyzařuje tepelné záření. Dokonce i předměty, které považujeme za velmi studené (např. kostka ledu) vyzařují spoustu energie ve formě tepelného záření (Minkina a Dudzik, 2009). Protože intenzita elektromagnetického záření je závislá na povrchové teplotě objektu, který toto záření vydává, lze změřením intenzity záření stanovit povrchovou teplotu objektu. Pokud známe emisivitu předmětu, který je zdrojem záření a známe jeho teplotu v Kelvinech a velikost povrchu v metrech čtverečních můžeme spočítat vyzářený výkon ve Watech pomocí Stefanova-Boltzmannova zákona (Wellons, 2007). Se změnou povrchové teploty objektu se nemění jen intenzita vyzařování, jak říká výše zmíněný Stefanův-Boltzmannův zákon (1.1), ale také spektrální rozložení vyzařovaného výkonu (Montambaux, 2018).

$$I = \varepsilon * \sigma * T^4 * \left[\frac{W}{m^2} \right], \text{ kde } \sigma = 5,67 * 10^{-8} * W * m^{-2} * K^{-4} \quad (1.1)$$

S rostoucí teplotou se maximální intenzita vyzařování posouvá směrem ke kratším vlnovým délkám podle tzv. Wienova posunovacího zákona (Paul et al., 2015).

$$\lambda_{max} = \frac{b}{T}, \text{ kde } b = 2,898 \text{ mm} * K \quad (1.2)$$

Wienův posunovací zákon (1.2), ani Stefanův-Boltzmannův zákon nedávají plnou informaci o tepelném záření těles. Pomocí Stefanova-Boltzmannova zákona stanovíme pouze celkovou vyzářenou energii, nikoli rozložení této energie do jednotlivých vlnových délek. Wienův posunovací zákon naproti tomu určuje pouze vlnovou délku, kde těleso vyzařuje maximum záření, nedává žádnou informaci o intenzitě vyzařování mimo toto maximum. Tepelné záření těles popsal plně až Max Planck v roce 1900, když formuloval tzv. Plankcův vyzařovací zákon. Ten je obecnější než dva výše popsané zákony (které mu také historicky předcházely) a stanovuje, kolik energie vyzáří na jednotlivých vlnových délkách (Tirnakli et al., 1997).

$$dI = \frac{\hbar}{\pi^2 * c^2} * \frac{\omega^3}{e^{\frac{\hbar * \omega}{k * T}} - 1} * d\omega \quad (1.3)$$

Výstupem z termovizní kamery je infračervený snímek, odborně termogram, resp. termovizní snímek. Radiometrické termokamery pak uživateli umožní určit teplotu v jednotlivých bodech termogramu. Určení teploty však není snadné, protože závisí na několika parametrech. Jeden z hlavních parametrů je emisivita tělesa. Ideálně černé těleso má emisivitu 1, lesklá tělesa mají emisivitu velmi malou (až 0,1). Malá emisivita tělesa většinou znamená menší přesnost měření. Do měřeného zářivého toku tělesa totiž může značným způsobem vstoupit zdánlivá odražená teplota, která ovlivňuje naměřený výsledek (Lin et al., 2018).

1.5.2 Možnosti využití termografie pro prevenci zranění zvěře

- Vyhledávací tyč s termokamerou

Zařízení pro vyhledávání srnčat před senosečí VÚZT je koncipováno pro prohledávání porostů s využitím termovize (Obr. 1.21). Použití termovize je vysoce spolehlivé. Toto řešení je originální a je chráněno patentem CZ306900 a bylo vyvinuto v rámci řešení projektu QJ1530348.



Obrázek 1.21: Vyhledávací tyč s termokamerou (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)

Termokamera měří teploty jednotlivých pixelů zorného pole a vytváří obraz termograf) buď v barevné, nebo černobílé škále. Obsluha pak může i podle tvaru posoudit, zda se jedná o srnče nebo jiné teplejší místo. Falešné indikace jsou rychle kontrolovatelné snížením výšky termokamery, případně přepnutím na denní barevnou kameru (Machálek, 2016).

- Dron s termokamerou

V roce 2019 představil výrobce dronů DJI (obr. 1.22) první dostupný dron s termokamerou do 100 000 Kč. Termokamera je v rozlišení 160×120 s frekvencí 9 Hz. Letová doba stroje se pohybuje okolo 26 minut a obsluha dronu je velice jednoduchá. Dron je však nutné používat v brzkých ranních hodinách z důvodů malého rozlišení termokamery. Teplota zvířete dle termokamery se pohybuje od 16–21 °C a teplota porostu mnohdy má podobné hodnoty (Machálek, 2017). Citlivost

termokamery není natolik dokonalá oproti dražším termokamerám, aby dokázala vykreslit malé rozdíly porostu a zvěře. Let se provádí v letové výšce 32–42 m nad porostem. V nabídce je výběr teplotní rozsahu a možností nastavení palet zobrazení (Obr.1.22). Let je možné provádět automaticky nebo manuálně řízený. Výhodou manuálního řízení je okamžité přerušení letu a schopnost měnit letovou výšku k rozeznání zvěře případně prázdného zálehu (Corcoran et al., 2021).



Obrázek 1.22: Sestava kamer DJI (zdroj: vlastní)

V současné době je možné používat i dražší modely dronů s kamerami v cenové relaci okolo 500 000 Kč. Vyšší pořizovací cena je logicky opodstatnitelná. Vyšší rozlišení termokamery 640×480 a vyšší obnovovací frekvence 30 Hz dokáže zobrazit i drobnou zvěř. Samotný dron je vybaven více bezpečnostními prvky jako je zdvojená řídicí jednotka, nese dva akumulátory a má dvojici GPS přijímačů (Hodgson et al., 2018). I přes mnoho moderních technologií a vyšší spotřebou elektrické energie kvůli své váze dokáže létat přes 30 minut na jednu sadu baterií. Efektivnost prohledávání porostu je několikanásobně vyšší i díky duální sadě senzorů (Obr. 1.23). Na stroji jsou celkem 4 kamery: jedna náhledová kamera pilota pro orientaci na ploše, termokamera s náhledovou optickou kamerou a kamera s 30násobným optickým zoomem. Při nízkém porostu, tedy odpadá klesání na nižší letovou výšku z důvodů detekce a stačí pouze přiblížit záleh a detekovat zvěř (Jiménez López a Mulero-Pázmány, 2019; Machálek, 2017).



Obrázek 1.23: Dron DJI Mavic Duo (zdroj: vlastní)

2 Cíl práce

Cílem práce je stanovení vlivu podmínek v krajině na výskyt a pohyb volně žijící zvěře a vyhodnocení úspěšnosti detekce výskytu zvěře různými pracovními metodami se zvláštním zaměřením na srnčí zvěř. Cíl práce směřuje k navržení nejoptimálnějšího způsobu vyhledávání zvěře na zemědělských pozemcích před senosečí pomocí bezpilotní technologie s termokamerou. Práce má specifikovat jednotlivé kroky při vyhledávání zvěře v porostu, které jsou efektivní a snadno aplikovatelné v terénu. Hlavním úkolem je vytvoření systematizovaného postupu vyhledávání zvěře tak, aby tuto technologii mohli využívat samotní uživatelé honitby a zemědělci. Na základě provedených analýz bude možné navrhnout doporučení, např. kde jsou nejčastější místa, kde srny kladou srnčata, a jakou vytvořit strukturu možných preventivních opatření chránících populaci srnčí zvěře, které lze aplikovat v průběhu prací na zemědělských porostech.

Pro optimální dosažení vytčeného cíle je práce rozdělena na několik dílčích cílů.

Prvním dílčím cílem práce je porovnání dosavadních aktivních a pasivních metod vyhledávání zvěře na zemědělských pozemcích s metodami vyhledávání zvěře pomocí moderních UAV technologií tzv. dronů opatřených termokamerou. Tento dílčí cíl práce se dále zaměřuje na porovnání detekčních metod používaných na monitoring výskytu zvěře na různých druzích zemědělsky obhospodařovaných pozemků.

Druhým dílčím cílem je vyhodnocení účinnosti nejčastěji využívaných možností plašení zvěře ze zemědělských pozemků v závislosti na okolním krajinném zázemí.

Třetím dílčím cílem práce je vyhodnocení výskytu srnčí zvěře v zemědělských porostech v porovnání vzdálenosti výskytu zvěře od okolních krajinných prvků jako jsou lesní pozemky, drobné krajinné i umělé prvky apod.

2.1 Stanovení hypotéz

Pro sestavení metodického postupu, který je hlavním cílem této práce, je potřeba mít kvalitní a věrohodné výsledky vyplývající z vytčených dílčích cílů, aby bylo možné jednotlivé dílčí cíle vyhodnotit, zda se jedná o náhodný jev, nebo zda jsou výsledky statisticky průkazné byly. Pro jednotlivé dílčí cíle byly stanoveny nulové a alternativní hypotézy. Tyto hypotézy jsou následně testovány a výsledky testování jsou zhodnoceny v kapitole Výsledky a diskuse.

Pro první dílčí cíl byly stanoveny dvě nulové hypotézy a dvě alternativní hypotézy:

-
- H01 Neexistuje žádný rozdíl mezi detekcí srnčí zvěře mezi pozemním průzkumem a UAV technologií.
 - H02 Neexistuje žádný rozdíl mezi detekcí srnčí zvěře při pozemním průzkumu napříč různými druhy zemědělských pozemků s porosty píce.
 - HA1 Pomocí UAV technologie je detekován větší počet kusů srnčí zvěře, především srnčat, než pozemním průzkumem
 - HA2 Při pozemním průzkumu píce na orné půdě (jetelotravní a luskobilné směsky) je účinnost prohledávání nižší než na travních porostech
Pro druhý dílčí cíl byla stanovena jedna nulová a jedna alternativní hypotéza
 - H03 Neexistuje rozdíl mezi výskytem srnčí zvěře na pozemcích při použití akusticko-světelných plašičů a bez nich bez ohledu na jejich lokalizaci
 - HA3 Srnčí zvěř reaguje citlivěji na přítomnost akusticko-světelných plašičů v klidových podmínkách než v blízkosti urbanizovaných ploch
Pro třetí dílčí cíl byla rovněž stanovena jedna nulová a jedna alternativní hypotéza
 - H04 Srnčí zvěř nemá preference týkající se místa výskytu na předemných pozemcích
 - HA4 Srnčí zvěř vyhledává na pozemcích místa v těsné blízkosti tzv. orientačních bodů

3 Materiál a metody

3.1 Materiál

Pro řešení tématu disertační práce bylo za zájmovou lokalitu zvoleno území Jihočeského kraje. Rozloha Jihočeského kraje činí 10.056 km², což tvoří 12,80 % rozlohy České republiky.

V Jihočeském kraji žije 637 264 obyvatel. Hustota zalidnění je nejnižší z celé České republiky s 63,4 obyvateli na km². V Jihočeském kraji se nachází 623 obcí, z toho 53 měst. Administrativně je území rozděleno do 7 okresů: České Budějovice, Český Krumlov, Jindřichův Hradec, Písek, Prachovice, Strakonice a Tábor. Údaje jsou převzaty k 30. 9. 2022 z databáze Českého statistického úřadu.

Jihočeský kraj spadá z geomorfologického hlediska do Hercynského systému, provincie Česká vysočina. Tato provincie je rozdělena na dvě hlavní podprovincie – Šumavskou a Českomoravskou. Šumavská podprovincie tvoří pouze oblast Šumavská hornatina, zatímco v rámci Českomoravské podprovincie se dále nachází tři oblasti, a to Středočeská pahorkatina, Českomoravská vrchovina a Jihočeské pánve. Nejvyšším vrcholem Jihočeského kraje je vrchol Plechý s nadmořskou výškou 1.378 m n. m. Veškeré údaje byly převzaty z geomorfologického členění (Bína a Demek, 2012; Demek, 1965).

Skalní podklad jihočeské oblasti tvoří krystalinikum moldanubika. Charakteristická je především poměrně složitá stavba a velká rozmanitost. Nejčastější druhy hornin jsou pararuly a migmatity a dále granulity a ortoruly. V rámci Jihočeských pánví se potom nachází především kvartérní sedimenty. V Jihočeském kraji se nachází také důležité nerostné suroviny, a to stavební kámen, štěrkopísky a cihlářské suroviny. V menším rozsahu se pak nachází i netypické suroviny jako žáruvzdorné a ostatní jíly, dekorační kameny (vltavíny, granáty...) a grafit. Veškeré údaje byly převzaty z publikace (Svoboda a Beneš, 1964).

Jihočeský kraj má podnebí přechodného středoevropského typu, se střídavým vlivem oceánu na západě a pevniny na východě. Významnou roli při vytváření klimatu mají místní poměry. Důležitou roli má především expozice terénu vůči převládajícímu proudění vzduchu. Podle klimatické klasifikace patří většina území kraje do mírně teplé a mírně vlhké nebo vlhké oblasti, která v nadmořských výškách kolem 750 m přechází v mírně chladnou oblast. Charakteristiky jednotlivých klimatických oblastí

jsou uvedeny v tabulce v příloze. Veškeré údaje byly převzaty z (Quitt, 1971).

Z hlediska půd jsou jižní Čechy velmi pestré. Nachází se zde zástupci téměř všech půdních typů. Převažujícím půdním typem v níže položených oblastech jsou různé varianty kambizemě. V horských a podhorských oblastech potom převažují gleje, pseudogleje a podzoly. Okolo řek v jejich údolních nivách se nachází různé druhy fluvizemí. Údaje byly převzaty z publikací (Kozák a Němeček, 2009; Němec, 2001, 2009).

Hydrologicky nejdůležitější v Jihočeském kraji je řeka Vltava, která zde pramení a protéká územím kraje od jihu na sever. Krom malých potoků jsou nejdůležitějšími přítoky na území kraje z pravé strany Malše, pramenící v Novohradských horách, a Lužnice přitékající z Rakouska. Z levé strany je pak nejvýznamnějším přítokem Otava zahrnující dílčí povodí Volyňky a Blanice. Tato přirozená kostra je doplněna umělými vodními stavbami kanálů a stok. Na území Jihočeského kraje se také nachází velké množství vodních nádrží, z nichž pouze jedna nádrž je přirozená, ostatní jsou dílem člověka. Jedinou přírodní vodní nádrží je Plešné jezero, ledovcového původu s rozlohou 7,48 ha. Jezero se nachází v nadmořské výšce 1090 m n. m. v severovýchodním svahu hory Plechý na Šumavě. Mezi umělé vodní nádrže patří především několik velkoplošných přehradních nádrží na Vltavě ale i na menších vodních tocích. Mezi největší je možné zařadit část Vltavské kaskády, skládající se z vodního díla Lipno I a Lipno II, Hněvkovice, Kořensko a Orlík. Na území Jihočeského kraje se pak nachází ještě důležitá vodárenská nádrž Římov na řece Malši a vodní nádrž Husinec regulující tok Blanice. Typickým rysem Jihočeského kraje jsou pak rozsáhlé plochy umělých vodních nádrží rybníčního typu. Rybníky jsou uspořádány do několika nezávislých soustav. Údaje byly převzaty z publikace (Němec, 2006).

Horské části Jihočeského kraje s mělkými a málo úživnými půdami a drsnějším rázem klimatu patří do oblasti poměrně chudé hercynské květeny. Značnou plochu tohoto území pokrývají lesy, které byly původně bukojedlové a jen v nejvyšších polohách nad 800 metrů smrkové. Tento přirozený typ porostů byl z větší části nahrazen smrkovými monokulturami. Zbytky původních lesních společenstev se nachází na Šumavě a v Novohradských horách. Pro horské polohy jsou typická vrchovištní rašeliniště s typickou květenou, zatímco pro nižší polohy v oblastech Jihočeských pánví jsou charakteristická rašeliniště (blata), mokřady

a louky, lemující břehy rybníků. Na blata často navazují sušší borové lesy s borůvkou a vřesem v podrostu. Lesy v Jihočeských pánvích byly přirozeně dubové, a jedlové, dnes jsou však ve velké míře nahrazeny monokulturami smrku a borovice. Lesní porosty obecně pokrývají v současné době téměř 40 % celkové plochy Jihočeského kraje. Údaje byly převzaty z publikace (Culek, 1996).

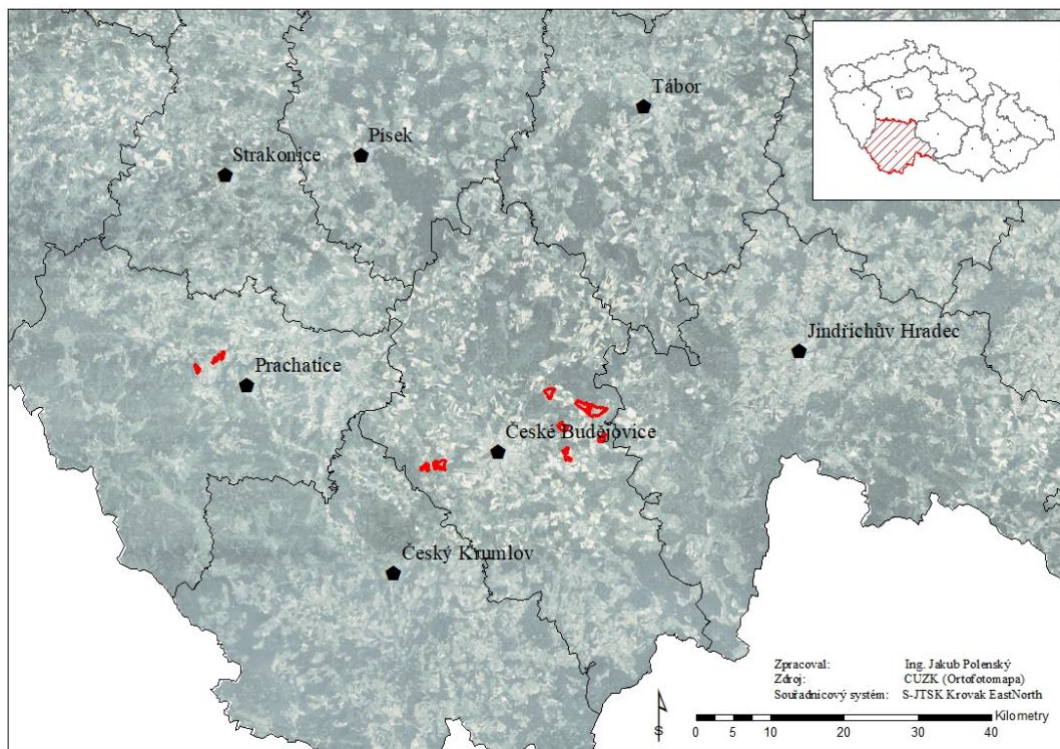
Důležitou roli ve fungování kraje hraje zemědělská prvovýroba, kde je zaměstnáno téměř 9 % ekonomicky aktivního obyvatelstva kraje (druhé největší procentuální zastoupení v rámci České republiky). Zemědělská výroba se tradičně orientuje na rostlinnou výrobu v podobě pěstování obilovin (pšenice, ječmen), olejnin (řepka olejka), a ovoce (třešně, jablka, rybíz). Z živočišné produkce je významný chov skotu (v současné době převážně masných plemen), drůbeže a prasat. Dlouholetou tradici má v Jihočeském kraji rybníkářství. Produkce ryb pokrývá více jak polovinu všech ryb vyprodukovaných ročně v rámci celé republiky. Zemědělská půda tvoří v současnosti 489 400 ha, tj. 48,7 % rozlohy Jihočeského kraje. Při porovnání s lety okolo roku 2000 je zřejmý úbytek průměrného podílu zemědělské půdy na rozloze Jihočeského kraje, a to především ve prospěch nárůstu zastavěných ploch (+ 4,32 %), ale také vodních ploch (+ 0,83 %), ostatních ploch (+ 0,70 %) a lesů (+ 0,50 %). Informace byly převzaty z územně analytických podkladů Jihočeského kraje (2021).

3.1.1 Popis zvolených lokalit

Výběr lokalit byl volen dle velikosti hospodařících subjektů. Větší subjekty obhospodařují plochy moderní technikou s širokým žací záběrem nad 10 m. Naopak drobní zemědělci využívají menší žací techniku s jednou boční diskovou sekačkou do záběru 4 m. Důležitým faktorem pro výběr lokalit byla dobrá komunikace se zemědělským subjektem a uživatelem honitby. V prvním roce výzkumu, bylo naplánováno více lokalit pro objektivní porovnání ať už z hlediska shodných přírodních podmínek či využití žací techniky. Vybrané subjekty však nekomunikovali a bylo velice náročné získat termín sečí. Při dohodnutém termínu byl proveden monitoring a následně žací technika nedorazila nebo nebylo ohlášení vůbec provedeno. Do výběru lokalit se zvolily takové plochy, kde bylo zaručeno, že bude možné monitoring provádět dlouhodobě.

Po konzultaci s mysliveckými spolky ve zvolených lokalitách byly vybrány jednotlivé půdní bloky, kde byl v předchozích letech zaznamenán zvýšený výskyt srnčí a drobné zvěře.

Pro výzkumnou část práce byly nakonec zvoleny tři lokality znázorněné v mapě na obr. 3.1.



Obrázek 3.1: Poloha výzkumných lokalit v rámci Jihočeského kraje

První lokalita je zvolena nedaleko obce Lišov. V okolí ploch je komunikace první třídy, výrazně urbanizované plochy, ale na druhou stranu jsou plochy zároveň napojeny na rozsáhlé lesní pozemky. Travní porosty sousedí s ornou půdou. Vesměs se jedná o plochy rovinatého rázu. Do této plochy spadají honitby CZ3102101004 Lišov – Levín, CZ3102101032 Jestřáb Ortvinovice, CZ3102110025 Zvíkov, CZ3102110008 Štěpánovice, CZ3102101006 Hůrky, CZ3102110001 Kolný a CZ3102110087 Slověnice – Miletín.

Druhá lokalita je vybrána v okolí obce Lipí na Českobudějovicku. Plochy jsou pestrou mozaikou trvalých travních porostů a orné půdy sousedící s lesy. V blízkosti pozemků vede frekventovaná komunikace třetí třídy. V okolí pozemků není zástavba. Pozemky jsou rovinatého charakteru s mírně nižší nadmořskou výškou, srovnatelnou s první lokalitou. Oblast je v blízkosti CHKO Blanský les, kde se nadmořská výška prudce zvedá k vrcholu Kluk (741 m. n. m.). Všechny pozemky spadají do honitby CZ3102110040 Lipí.

Třetí oblast je u obce Lažiště na Práchaticku. Plochy jsou v komplexu trvalých travních porostů a orné půdy vázaných na lesy. V oblasti je nízký provoz

na komunikacích a malá hustota osídlení. Nadmořská výška oblasti proměnlivá a pohybuje se od 600 m n. m. až po 850 m n. m. Honitba je označená jako CZ 3109110020 Stráž Lažiště.

Jednotlivé lokality a jejich charakteristiky jsou přehledně uvedeny v následující tabulce 3.1. Mapa meteorologických stanic, ze kterých jsou přebírána data, je uvedena v příloze 6.1.

Tabulka 3.1: Shrnutí charakteristik jednotlivých lokalit

	Lokalita Lišov	Lokalita Lipí	Lokalita Lažiště
Okres	České Budějovice	České Budějovice	Prachatice
Katastrální území	Červený Újezdec, Dolní Slověnice, Hůrky u Lišova, Kolný, Lhotice u Českých Budějovic, Lišov, Štěpánovice u Lišova, Zvíkov u Lišova	Kaliště u Lipí, Lipí, Závraty	Dvory u Lažišť, Lažiště, Švihov u Lažišť
Honitba	Lišov – Levín, Jestřáb Ortvinovice, Zvíkov, Štěpánovice, Hůrky, Kolný, Slověnice – Miletín.	Lipí	Stráž-Lažiště
Průměrná nadmořská výška [m n. m.]	501	473	662
Průměrná teplota [°C]	7,4	7,2	7,1
Průměrné srážky [mm]	684	665	644
Amplituda teploty [°C]	11,8	12,6	9,2
Vlhkost vzduchu [%]	69,0	71,0	73,0

3.2 Metody

3.2.1 Výběr přesných lokalit pro monitoring

Pro zpracování této disertační práce byly zvoleny tři zájmové oblasti v rámci Jihočeského kraje, jak již bylo zmíněno v předcházející kapitole 3.1.1. Pro účely prováděného výzkumu byly v každé oblasti vybrány dílčí lokality odpovídající svým charakterem zemědělsky obhospodařovaným plochám, u kterých je správcům odpovídajících honiteb znám zvýšený výskyt srnčí zvěře. Jednotlivé plochy byly voleny tak, aby vždy zahrnovaly pozemky orné půdy i trvalých travních porostů. U pozemků orné půdy bylo vždy dbáno na to, aby bylo zvoleno více sousedících ploch, které se nacházely v různých fázích osevního postupu, tak aby byla zaručena kontinuita sledování v případě pěstování jiných zemědělských plodin, než jsou píce na orné půdě na konkrétním jednom dílčím bloku dle LPIS. Zároveň bylo v jednotlivých lokalitách zvoleno několik půdních bloků, které odpovídaly lokalizací potřebám pokusu s umístěním akusticko-světelných plašičů. Byly tak vždy v lokalitě vybrány pozemky, které odpovídají charakterem nerušenému přírodnímu zázemí bez přílišného vlivu lidských aktivit, a pozemky v blízkosti komunikací a urbanizovaných ploch, kde je zvěř dlouhodobě vystavována vlivům člověka, hluku apod.

Celkem bylo takto vymezeno 13 dílčích lokalit a na nich potom následně vybrány vždy 4 bloky půdy, na kterých bylo možné provádět naplánované pokusy. Výběr ploch a jejich výměry jsou uvedeny v tabulce 3.2. Mapy jednotlivých lokalit jsou znázorněny v příloze 6.2.

Tabulka 3.2: Vymezení ploch snímkových v rámci práce dle LPIS

Oblast	Lokalita	Blok TTP	Blok orné půdy
Lišov	Hůrky 1	2001/41	2001/32
	Hůrky 2	4901/24	4901/1
	Lišov	7203/16	7203/8
	Kolný	8802/1	8802/10
	Štěpánovice	1302/8	1401/0
	Zvíkov 1	6604/6	7603/10
	Zvíkov 2	5803/9	5803/15
Lipí	Lipí 1	3701/26	4807/1
	Lipí 2	6803/7	3701/6
	Lipí 3	5803/6	5803/3
Lažiště	Lažiště 1	3305/2	3305/2
	Lažiště 2	4306/10	4306/5
	Lažiště 3	6401/8	6401/7

3.2.2 Monitoring pomocí UAV technologie – používané technologie pro automatickou detekci zvěře

Pro letecké snímkování byly využívány stroje od firmy DJI, a to konkrétně model S 900 a M 300, Mavic enterprise dual a Mavic 2 advanced.

- **DJI S 900**

Jedná se o hexacoptere (Obr. 3.2) s rozpětím ramen 900 mm a váhou cca 8 kg (dle neseného senzoru). Stroj je navrhnut tak, aby mohl nést fotoaparát, v případě této práce konkrétně fotoaparát Sony Alpha 5100 s rozlišením 24 Mpx, termální kameru Optris

PI 450 a multispektrální kamerou TetraCam ADC Lite. Letová doba stroje se pohybuje mezi 12 a 17 minutami dle povětrnostních podmínek, neseného senzoru a rychlosti létání. K ovládání stroje slouží dvě vysílací jednotky. První vysílací stanice ovládá letové funkce stroje a druhá ovládá nesené příslušenství.



Obrázek 3.2: Hexakoptéra DJI S 900 (zdroj: vlastní)

- **DJI M 300**

Jedná se o moderní quadrokoptéru (Obr. 3.3) s pokročilou umělou inteligencí a řadou bezpečnostních prvků pro snadnou ovladatelnost dronu. Oproti předchozímu modelu S 900 disponuje již tento dron digitální technikou pro přenos obrazu a ovládání dronu skrze 2,4GHz a 5,8GHz. Díky této technologii lze dron řídit na vzdálenost až 2,5km. Rozpětí ramen je 895 mm s maximální váhou 9 kg. Na dron lze nainstalovat různé typy senzorů. Dron je poháněn dvěma akumulátory s letovou dobou dle senzoru 35–45 min. Pro orientaci v prostoru slouží i tzv. FPV kamera zabudovaná v kostře stroje. Kamera není stabilizovaná a umožňuje pohled z pozice pilota. Skrze monitor je možné sledovat kompletní telemetrii stroje včetně kapacity baterií, letové doby, rychlosti letu, síly větru, pozice stroje/kamery apod. Dron je osazen technologií RTK (real time kinematic positioning), tedy přesné korekce GPS v čase.



Obrázek 3.3: Quadrokoptéra DJI M 300 (zdroj: vlastní)

- Menší drony řady Mavic

Série dostupných dronů s termokamerou řady Mavic byla představena v roce 2019. Pro tuto práci byl využit konkrétně model Mavic 2 dual enterprise. Jedná se o dron s kamerou s rozlišením termokamery 160x120 s frekvencí 9 Hz. Osazená kamera má nízké rozlišení a vyhledávání zvěře v zemědělských porostech je potom velice náročné. Dalším nástupcem (2020) v řadě Mavic je dron s výrazně kvalitnějším rozlišením termokamery 640x512 s frekvencí 30 Hz s označením Mavic 2 Enterprise Advanced. V roce 2022 přichází model Mavic 3 enterprise, u kterého je rozlišení termokamery stejné jako u předchozího modelu, nicméně optická kamera dosáhla v rámci inovace kvalitnějšího zoomu a vyššího rozlišení. Doba letu tohoto stroje je 45 minut s dosahem 8 km. Hmotnost stroje je 920 g.

3.2.3 Monitoring výskytu zvěře na jednotlivých plochách

Na základě stanovené nulové hypotézy H01 a H02 (HA1 a HA2) byl vytvořen design pokusu pro jejich otestování. Pokus vychází z předpokladu, že neexistuje významný rozdíl mezi úspěšností záchytu srnčí zvěře mezi jednotlivými způsoby vyhledávání, tj. mezi pozemní pochůzkou a vyhledáváním pomocí UAV technologie a zároveň

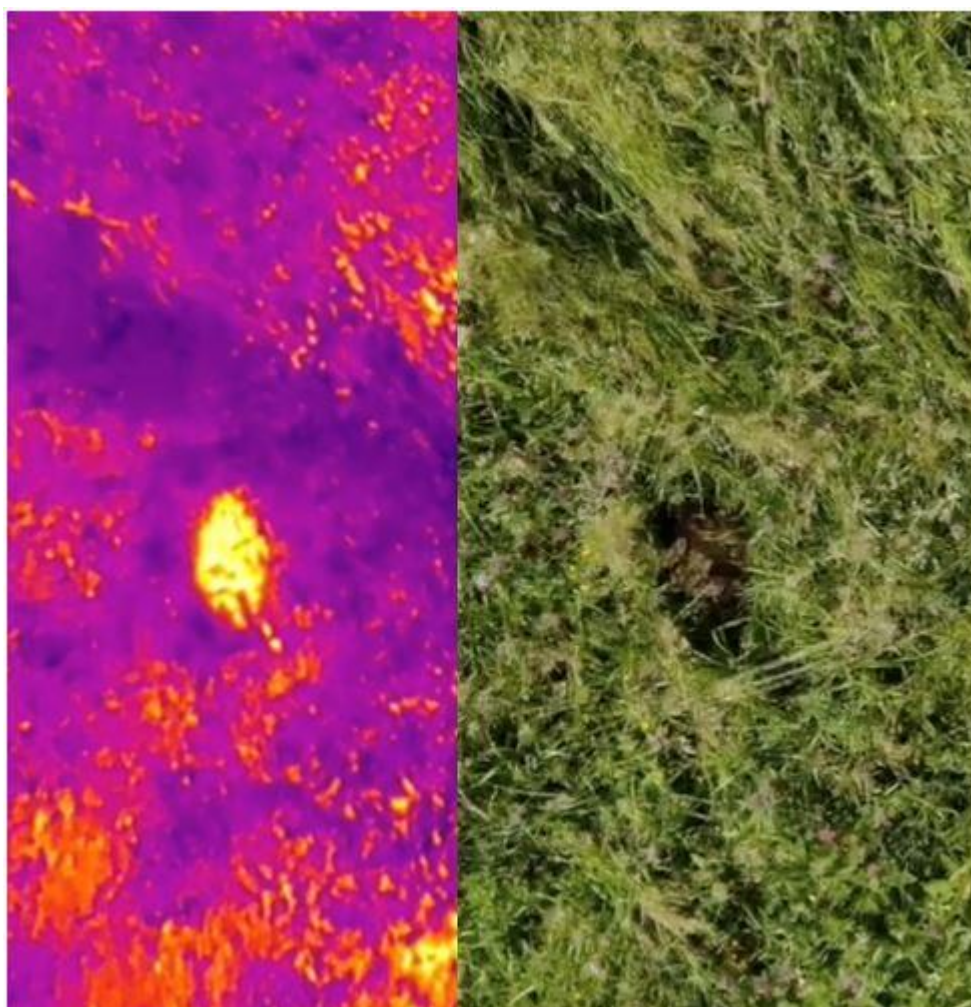
neexistuje rozdíl v úspěšnosti detekce mezi jednotlivými druhy pozemků, tj. porosty pícnin na orné půdě a trvalými travními porosty. Pro tento pokus bylo vybráno 13 párů půdních bloků (tab. 3.2), které byly průběžně sledovány mezi lety 2018–2022. Mapy jednotlivých lokalit jsou znázorněny v příloze 6.2.

Tabulka 3.3: Vymezení ploch snímkových v rámci práce dle LPIS

Oblast	Lokalita	Blok klidné	Blok rušené
Lišov	Hůrky 1	2001/41	2001/32
	Hůrky 2	3002/1	4901/24
	Lišov	7203/8	7203/8
	Kolný	8802/3	8802/10
	Štěpánovice	1401/1	1401/0
	Zvíkov 1	6604/6	6604/6
	Zvíkov 2	5803/15	5803/11
Lipí	Lipí 1	3701/26	3701/2
	Lipí 2	5801/1	5703/8
	Lipí 3	5803/3	5803/6
Lažiště	Lažiště 1	3305/2	3305/22
	Lažiště 2	4306/10	4306/5
	Lažiště 3	6401/2	6401/8

Monitoring probíhal vždy v době sečení pozemků na píci, tedy v období mezi květnem a červnem každého roku, vždy v závislosti na teplotních a vlhkostních podmínkách. Termín sledování se podřizoval v jednotlivých letech a lokalitách potřebám hospodařících zemědělských subjektů. Monitoring jednotlivých půdních bloků

probíhal na každé ploše vždy v ustáleném sledu prací. Nejprve byla provedena letecká kampaň s určením polohy jednotlivých kusů zvěře (Obr. 3.4.). Tyto výskyty byly zaznamenány do tabulky a byla určena jejich poloha pomocí GPS.



Obrázek 3.4: Ukázka detekovaného srnčete na termálním snímku (zdroj: vlastní)

Letecká kampaň musí vždy probíhat v ranních hodinách, než začne sluneční záření prohřívat zemský povrch včetně porostů, kamenů, holé půdy apod., což by poskytovalo na termálních snímcích falešné cíle, které by mohly být snadno zaměnitelné s nálezem srnčete nebo dospělého jedince případně jiné zvěře (byly detekovány výskyty především zajíců polních a bažantů obecných). Po provedení leteckého monitoringu následoval klasický pozemní průzkum pozemku v podobě rojnice vyhledávačů. Prohledávání se provádí den před sečí v odpoledních nebo v ranních hodinách v den seče. Procházení porostu bylo prováděno v rojnici v rozmezí osob 3–8 m v závislosti na výšce. Osoby utvoří na jednom z okrajů pozemku rojnici podle počtu zúčastněných a postupně prochází porost v liniích (obr 3.5). Zvěř byla vyplašena případně vynesena z plochy. Výsledky vyhledávání byly zakresleny od

mapy pomocí GPS souřadnic a byly zapsány celkové počty vyhnaných a vnesených kusů zvěře.



Obrázek 3.5: Ukázka pozemního průzkumu lokalit (zdroj: vlastní)

Pro účely této práce následovalo po pozemním průzkumu další vyhledávání pomocí UAV technologie, a to v rozmezí do 24 hodin po prohledání porostu a vnesení srnčat mimo sledované plochy. Postup byl stejný jako při prvotní detekci zvěře v porostu. Tímto způsobem pak bylo možné ověřit návratové schopnosti zvěře do ploch zemědělských plodin a tím i potvrdit nebo vyvrátit účinnost zapachování okrajů pozemků. Bylo tak možné také do vznikajícího metodického postupu poskytnout doporučení zemědělcům o době mezi vnesením srnčat z porostu a provedením zemědělských operací na pozemku.

3.2.4 Lokalizace a popis plašičů

Další část práce byla věnována testování nulové hypotézy H03 (alternativní hypotézy HA3), která se zaměřila na ověření funkčnosti plašičů zvěře v porostech píce ať už na orné půdě nebo na trvalých travních porostech. Vzhledem ke stanovené alternativní hypotéze, která bere v úvahu ovlivnění míry funkčnosti plašičů „návykem“ zvěře na tzv. lidské zvuky a aktivity, byly pro testování vybrány na každé lokalitě páry půdních bloků. Jeden blok půdy byl lokalizován v místě obklopeném přírodním

zázemím (lesy, vodní plochy, rozptýlená zeleň, další zemědělské plochy apod.) a druhý blok půdy byl lokalizován v blízkosti urbanizovaných ploch (zastavěné plochy obcí, zemědělské areály apod.) nebo prvků rušné dopravní infrastruktury (zejména silniční síť). V tomto případě byly testovány dva druhy plašičů, a to akusticko-světelný plašič a pasivní plašič.

Jako akusticko-optický plašič bylo vybráno standardizované zařízení, které přehrává střídavě tři autentické rušivé zvukové smyčky, které minimalizují návyk zvěře. Jedním ze zvuků, který se podařilo náhodně nahrát, je hlas nařikajícího srnčete zamotaného do lesní oplocenky, který pro zvěř působí obzvlášť rušivě. Krom toho je plašič vybaven dvěma vysoce svítivými diodami, které blikají střídavě při přehrávání zvuku bílou a modrou barvou. Délka intervalu mezi přehráváním zvuku s blikajícím světlem je 30 minut, což umožňuje dostatek času a klidu odvést mláďata z ošetřované plochy do bezpečí. Plašiče byly v módu aktivace jen po dobu od setmění po rozednění (plasiczvere.cz).

Druhým použitým plašičem byl pasivní plašič v podobě plachty na dřevěné konstrukci. Plašič byl vyroben z vyřazené bílé silážní plachty. Plachta byla připevněna na horní část dřevěné konstrukce ve tvaru T a ve zbytku plochy byla ponechána volně, aby s ní mohl proudící vzduch pohybovat. Plachta zvěř zneklidňuje opticky i akusticky.

V rámci pokusu byly nejprve vybrané lokality monitorovány pomocí UAV techniky a byla detekována přítomnost zvěře na pozemku. Jednotlivé záchyty byly zapsány a byla určena i přesná poloha pomocí GPS. Následně byly na pozemky umístěny akusticko-optické plašiče průměrně v počtu 4–5 kusů. Tyto plašiče byly ponechány na pozemku po dobu 1–2 dnů a následně byl proveden opětovný monitoring pomocí UAV technologie a byl vyhodnocen výskyt srnčí zvěře na pozemku stejným způsobem jako před aplikací plašiče.

Obdobný postup byl zvolen i při testování pasivních plašičů pouze s tím rozdílem, že těchto plašičů bylo potřeba na pozemek aplikovat větší množství. Vzhledem k nižší účinnosti jsou doporučeny počty 8–10 plašičů na ha půdy.

3.2.5 Vyhodnocení výskytu zvěře na pozemku

Poslední testovanou hypotézou je H04 (HA4). Tato hypotéza pracuje s předpokládanými místy výskytu srnčí zvěře na sledovaných pozemcích. Pro účely testování této hypotézy byla použita data ze všech prováděných sledování prostřednictvím UAV technologie. Data byla následně zanesena do map, ve kterých

bylo stanoveno pásmo 100 m od předem definovaných objektů. Na základě provedené rešeršní práce byly za takováto místa, která slouží zvěři i jako orientační body v krajině, zvoleny hranice lesa, hranice krajinných prvků, hranice vodních ploch a toků, solitérní stromy případně skupinky stromů a keřů, drenážní šachty a různé sloupy a solitérní prvky jako jsou skalní výchozy, boží muka apod. Stanovení hranice 100 m bylo provedeno prostřednictvím mapového softwaru ArcGIS 10.6.1 pomocí funkce Buffer.

3.2.6 Data zahrnutá do statistické RDA analýzy

Do RDA analýzy vstupují data dvojího druhu, a to data druhová a data prostředí.

Do druhových dat je zahrnuta jediná proměnná, a to počet detekovaných kusů. Tato proměnná charakterizuje celkový počet nalezených jedinců srnčí zvěře při jednotlivých sledováních bez rozdělení dle věkové struktury, tedy hodnota zahrnuje jak dospělé jedince, tak srnčata.

Jako faktory prostředí bylo zvoleno celkem 7 veličin. Jedná se o následující faktory:

- Způsob detekce – tento faktor popisuje způsob získání dat v jednotlivých měřeních. Proměnná je kódována na hodnoty, a to 1 popisující detekci prostřednictvím UAV technologie a 2 popisující detekci pozemním průzkumem
- Druh pozemku – tento faktor popisuje způsob využití pozemku. Proměnná je opět kódována, a to na hodnoty 1 popisující využití pozemku jako trvalý travní porost a hodnota 2 popisující využití jako orná půda s pěstovanými plodinami
- Průměrná teplota – tento faktor popisuje průměrnou teplotu vzduchu v době prováděné seče, tedy v době probíhajícího monitoringu srnčí zvěře. Data byla získána z databáze Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ), a to pro nejbližší klimatologické stanice.
- Amplituda teploty – tento faktor popisuje amplitudy teplot v době probíhajících prací na pozemcích. Data byla opět převzata z databáze ČHMÚ.
- Vlhkost vzduchu – tento faktor popisuje průměrnou vlhkost vzduchu v době probíhajícího monitoringu. Data jsou opět převzata z databáze ČHMÚ.

-
- Srážkový úhrn – tento faktor popisuje srážkové úhrny za období odpovídající seči píce, resp. trvalých travních porostů. Data jsou převzata z databáze ČHMÚ.
 - Nadmořská výška – tento faktor popisuje průměrnou nadmořskou výšku sledovaných lokalit. Údaje byly převzaty z digitálního modelu terénu z dat Českého úřadu zeměměřického a katastrálního (ČÚZK).

3.2.7 Tvorba výstupů a statistické vyhodnocení

Získané výsledky bylo nutné pro účely této disertační práce statisticky vyhodnotit a také zanést do mapových výstupů.

Pro zpracování statistických výstupů byl využit program STASTICA 12. V tomto programu byly jednak provedeny výpočty základních statistik testovaných souborů dat a byly pro ně zpracovány také krabicové grafy (box plots), které jsou v práci prezentovány. Následně pro účely testování hypotéz byla data vyhodnocena základními statistickými postupy. Vzhledem k tomu, že bylo zjištěno, že veškerá měřená data mají normální rozložení, bylo pro testování využito párového Studentova t-testu závislých proměnných. Párový t-test umožňuje testovat náhodný výběr dvojic hodnot, přičemž uvnitř každé dvojice nemusí jít o nezávislé veličiny. V párovém t-testu ověřujeme, zda rozdíl středních hodnot rozdělení pro veličiny y a rozdělení pro veličiny z je roven určitému číslu (často nule). Předpokladem je, že tento rozdíl (nikoli nutně samotné y a z) má normální rozdělení. Pro stanovení míry statistické průkaznosti byla určena hladina významnosti $p < 0,05000$.

Pouze pro vyhodnocení statistické významnosti výskytu zvěře s ohledem na vzdálenost od orientačních prvků zvěře v krajině nebylo možné toto vyhodnocení provést a to z důvodu zjištěných dat, která neodpovídají svým charakterem požadovanému normálnímu rozložení. Z tohoto důvodu byl zvolen neparametrický Wilcoxonův test porovnání dvou závislých proměnných. Wilcoxonův test je neparametrický statistický test hypotézy používaný k testování porovnání umístění veličin pomocí dvou odpovídajících vzorků. U dvou shodných vzorků se jedná o párový rozdílový test jako párový Studentův t-test s tím rozdílem, že data nemusí mít normální rozdělení. Opět byla zvolena pro určení statistické průkaznosti hladina významnosti $p < 0,05000$.

Pro další statistické vyhodnocení dat byl využit software CANOCO 4.5 (Ter Braak a Šmilauer, 2002) s moduly WCanoImp pro import dat, Canoco

for Windows 4.5 pro analýzu datových souborů a CanoDraw for Windows 4.5 pro tvorbu grafických výstupů. Rozdělení použitých datových vstupů pro zvolenou vícerozměrnou statistickou analýzu vyplývá z terminologie použitého softwaru. Data jsou tedy rozdělena na druhová data a charakteristiky prostředí. Do druhových dat byla zařazena veličina popisující počet zachycených jedinců srnčí zvěře. Tato data vstupují do analýzy jako proměnné vysvětlované. Charakteristiky prostředí zahrnují jednotlivé parametry popisující hnací síly, které zapříčinily odlišnosti v počtu detekovaných kusů zvěře. Tyto parametry jsou zahrnuty do analýzy jako proměnné vysvětlující. Pro statistické vyhodnocení bude použita metoda RDA (Redundancy Analysis). Pro účely této práce byly statisticky významné parametry prostředí ($p < 0,05000$) vybírány podle Monte Carlo permutačního testu. Výsledkem analýzy je podle Ter Braak a Šmilauer (2002) ordinační diagram, kde jsou druhová data znázorněna jako šipky ve směru abundance druhu a charakteristiky prostředí jsou zakresleny jako šipky ve směru, ve kterém roste jejich hodnota.

Mapové výstupy práce byly všechny zpracovány prostřednictvím mapového softwaru ArcGIS 10.6.1. a veškeré prezentované mapy jsou uvedeny v souřadném systému S-JTSK Krovak EastNorth a ve výškovém systému Balt po vyrovnání.

Ostatní práce a vyhodnocení dat probíhalo v prostředí Microsoft Office 365.

4 Výsledky

Výsledky práce se rozdělují na čtyři části, které popisují jednotlivě zjištění týkající se otázek k tématu vyhledávání zvěře a její ochrany v rámci zemědělského hospodaření.

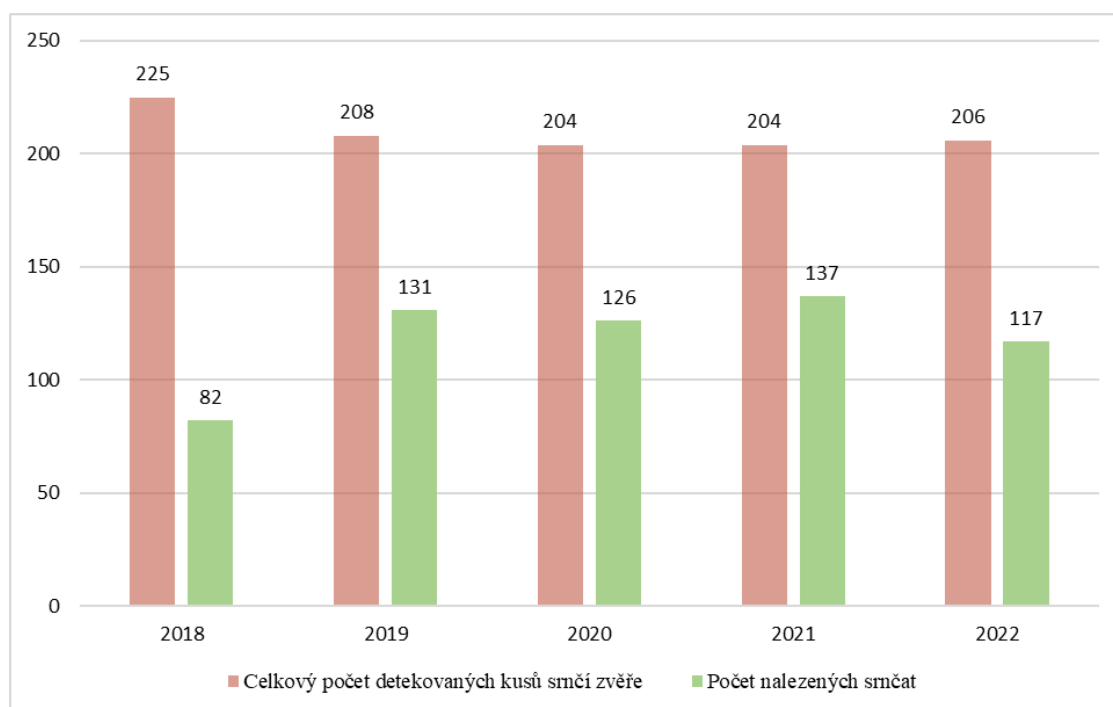
První část práce vyhodnocuje úspěšnost nálezu zvěře v zemědělských porostech při využití dosavadních metod a ověření funkčnosti vyhledávání pomocí UAV technologie.

Druhá část výsledkové kapitoly vyhodnocuje úspěšnost využití nainstalovaných plašičů a jejich vliv na přítomnost zvěře v jednotlivých porostech.

Třetí část výsledků obsahuje vyhodnocení, do jaké míry ovlivňují výskyt zvěře v porostech místní podmínky, zejména typ porostu, vzdálenost od lesních pozemků a dalších krajinných prvků, které mohou pro zvěř sloužit jako potenciální útočiště nebo naopak rušivý prvek.

Čtvrtá část výsledků obsahuje návrh metodického řešení, kde jsou popsány jednotlivé kroky pro úspěšné a efektivní nalezení zvěře pomocí UAV techniky a následné vynesení z porostu, tak aby postup byl snadno aplikovatelný v terénu a mohli jej využívat zemědělské subjekty a uživatelé honiteb. Tato kapitola obsahuje návrh metodického řešení, které vzniklo v průběhu práce pro požadavky široké i odborné veřejnosti. Jedná se o funkční návod (metodiku) pro zemědělské subjekty a uživatele honiteb, který byl zveřejněn na webových stránkách ministerstva zemědělství pod názvem – Postup vyhledávání srnčí a drobné zvěře za pomoci dronů s termokamerou před sečením porostů (Šťastná, Polenský, 2019). Spoluautorem metodického postupu je Regionální agrární komora Jihočeského kraje pod záštitou Ing. Hany Šťastné.

V průběhu monitoringu pro účely této disertační práce byly v průběhu let 2018–2022 celkově monitorovány prostřednictvím UAV technologie a pomocí dobrovolníků půdní bloky o celkové výměře 94,58 ha. Za celou dobu sledování bylo



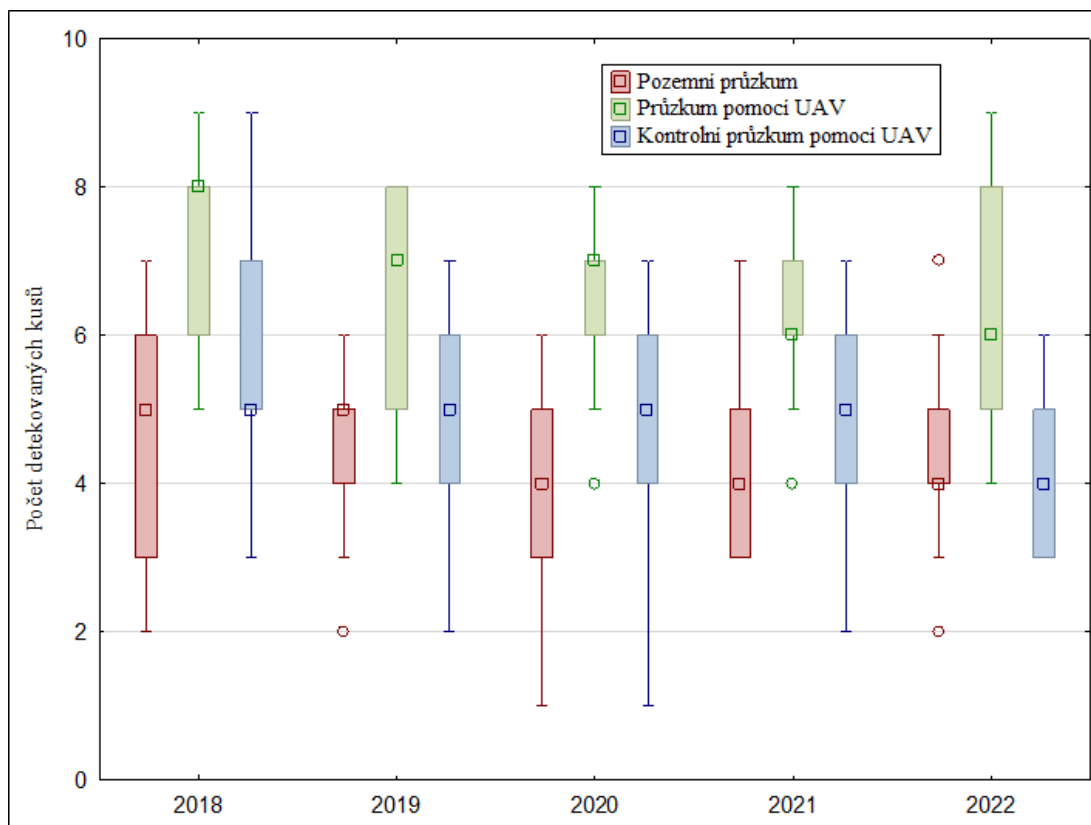
Obrázek 4.1: Počty detekovaných kusů zvěře v průběhu monitoringu

detekováno na předemětných lokalitách celkově 1047 kusů srnčí zvěře, z toho 593 srnčat (obr. 4.1).

4.1 Porovnání způsobů vyhledávání zvěře

Tato kapitola se zabývá testováním nulových hypotéz H01 a H02 (stejně jako alternativních hypotéz HA1 a HA2), které se týkají problematiky efektivity vyhledávání srnčí zvěře v porostech zemědělských plodin a lučních ploch prostřednictvím různých metod. V této části bude provedeno srovnání efektivity vyhledávání jedinců pomocí pozemního průzkumu a prostřednictvím UAV technologie (viz kapitola Metody 3.2.2). Výsledky jsou prezentovány odděleně pro monitorované plochy využívané jako trvalý travní porost a pro plochy orné půdy s porosty píce. Následně jsou zhodnoceny veškeré monitorované plochy bez ohledu na aktuální typ porostu. Veškeré pozemky byly v období dvou dnů před sečí monitorovány nejprve pomocí UAV technologie a následně ve stejnou dobu pozemním způsobem rojnicí dobrovolníků. Následně byly pozemky znova prozkoumány prostřednictvím UAV technologie v horizontu 1–2 dnů a byla tak vyhodnocena úspěšnost vytlačení zvěře mimo sklizené pozemky (viz. Kapitola Metody 3.2.2).

První část výsledků je zaměřena na monitoring pozemků, které byly využívány jako trvalé travní porosty. Do pokusu byly zahrnuty pozemky ve všech sledovaných třinácti místech na popsanych lokalitách Jihočeského kraje (Mapy v příloze 6.2 a kapitola Materiál 3.1.1).



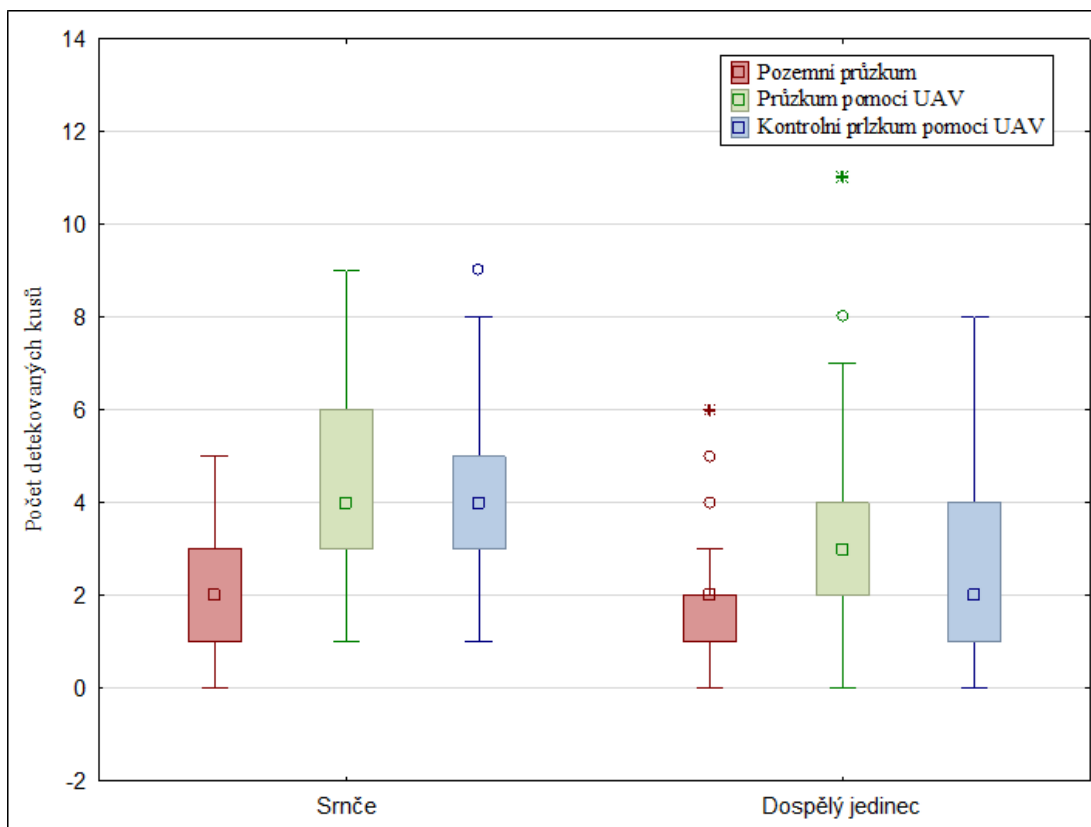
Obrázek 4.2: Porovnání počtu detekovaných kusů zvěře v závislosti na způsobu detekce

Pozemky byly nejprve monitorovány prostřednictvím UAV technologie. Tyto průzkumy přinesly v rámci trvalých travních porostů na sledovaných lokalitách v průběhu pěti let záchyt celkem 421 kusů srnčí zvěře bez ohledu na stáří jedinců. Jak je patrné z grafu na obr 4.2 bylo průměrně na každém pozemku lokalizováno 6,47 jedinců s odchylkami mezi 4–9 jedinci podle toho, jak velké pozemky byly snímkovány a rovněž v závislosti na lokalitě a celkovém zazvěření konkrétních ploch. Následně byl vždy proveden pozemní průzkum v rojnicích. V rámci vyhodnocení pozemních průzkumů bylo na pozemcích detekováno za celou dobu sledování výrazně nižší množství jedinců, a to konkrétně 285 kusů srnčí zvěře bez rozlišení věku. Průměrný záchyt na jednom pozemku byl 4,38 kusů zvěře. V závislosti na velikosti pozemků, čase a geografické poloze sledovaných lokalit se počty pohybují v rozmezí 1–7 nalezených jedinců. Z porovnání obou způsobů monitoringu vyplývá, že průměrně je při pozemních průzkumech zachyceno pouze

67,70 % přítomných jedinců. Dosažené výsledky byly vyhodnoceny prostřednictvím Studentova párového testu, kdy bylo dosaženo statisticky průkazného rozdílu ($t = -13,960$; $p < 10^{-6}$) při hodnocení počtu detekovaných kusů zvěře na trvalých travních porostech při pozemním průzkumu a při průzkumu prostřednictvím UAV technologie. Veškeré pozemky byly následně po provedení monitoringu kontrolovány v horizontu jednoho dne po ukončení základního průzkumu.

Tento kontrolní průzkum byl vzhledem k větším předpokládaným záchytům i menšímu sešlapu porostů prováděn UAV technologií. V průběhu pěti sledovaných let bylo tímto kontrolním monitoringem v trvalých travních porostech zachyceno 318 kusů srnčí zvěře. Průměrně se tak na jeden pozemek jedná o záchyt 6,47 jedinců srnčí zvěře (minimální záchyt byly 2 kusy zvěře, maximálně potom 9 kusů). V porovnání s prvotním záchytem se jedná o nižší počet zvířat, nicméně je patrné, že zvěř i po vyrušení přelétávajícím dronem a pohybem osob v jejich blízkosti se do porostu opět vrací. I v tomto případě bylo provedeno zhodnocení pomocí Studentova t-testu a rozdíl mezi prvotním monitoringem a následnou kontrolou, byť nebyl tak výrazný, byl statisticky potvrzen jako průkazný ($t = 7,937$; $p < 10^{-6}$).

Pokud bychom se na problematiku provádění průzkumů porostů podívali z pohledu věkové struktury detekovaných kusů srnčí zvěře (rozdělení na srnčata a dospělé jedince) jsou patrné určité rozdíly oproti analýze celkového počtu nalezených kusů. Výsledky vyhledávání jsou shrnuty v následujícím grafu (Obr. 4.3).



Obrázek 4.3: Porovnání počtu detekovaných kusů zvěře podle věkových kategorií v závislosti na způsobu detekce

Jak je patrné z provedené analýzy, při pozemním průzkumu jsou záchyty srnčat i dospělých jedinců prakticky totožné. Průměrný počet nalezených srnčat odpovídá 1,77 kusů zvěře s výraznými odchylkami v závislosti na velikosti půdního bloku, typu porostu, místních podmínkách, ale také např. únavě vyhledávačů. V některých případech nebylo nalezeno žádné srnče, maximálně však 5 kusů. V případě dospělých jedinců je průměrný záchyt jen o něco málo menší, a to průměrně 1,71 dospělé srnčí zvěře na pozemek. Rozdíly jsou opět velmi velké, od nulového záchytu až po 6 kusů na jednom pozemku.

Oproti tomu prohledávání porostů pomocí UAV technologie je výrazně odlišnější. Za dobu sledování byl dosažen průměrný počet nalezených srnčat 4,56 kusů na sledovaný půdní blok, zatímco u dospělých jedinců se jedná pouze o průměrně 3,49 kusů zvěře. Odchytky jsou opět poměrně výrazné, zajímavostí ale je, že za celou dobu sledování se na žádném půdním bloku nevyskytl případ, že by nebylo detekováno žádné srnče. Rozdíly mezi záchyty srnčat i dospělých jedinců různými vyhledávacími metodami byly posuzovány pomocí statistického párového Studentova testu. V případě srnčat ($t = -14,188$; $p < 10^{-6}$) i dospělé srnčí zvěře ($t = -9,049$; $p < 10^{-6}$) bylo dosaženo statisticky průkazného rozdílu

v detekci prostřednictvím UAV technologie a pozemním průzkumem. Jednoznačným důvodem tohoto zjištění je fakt, že zejména v jetelotravních směsích činí dobrovolným vyhledávačům prohledávání porostů značný problém. Vyhledávání je takřka nemožné, protože porost zabraňuje pohybu a po několika minutách je osoba vyčerpaná. Porost na sebe váže značné množství vody a osobě vyhledavače nepomáhá často ani vysoká obuv, do které se stejně voda dostává hore a po 30minutovém prohledávání je pohyb nekomfortní. Z tohoto důvodu jsou optimální volbou pro prohledávání porostu rybářské boty, nicméně schopnost pohybu v nich je také nekomfortní. Osoba vyhledavače si sice do nich nenabere vodu z porostu, ale při vyšších teplotách se značně zpotí a rychleji se pohybem unaví. Při zdolání těchto překážek musí být osoby od sebe rozmístěny na krátkou vzdálenost, a i tak je prakticky jisté, že pokud se zvěř nezvedne, tak ji vyhledavači nemají šanci v porostu nalézt (Obr. 4.4). Úspěšnost nálezů srnčat, případně vyhnání je tak vysoce závislé na typu a výšce porostů. Výška a hustota porostu je v nepřímé úměře k úspěšnosti nálezů, tedy čím vyšší je porost, tím je úspěšnost nižší.



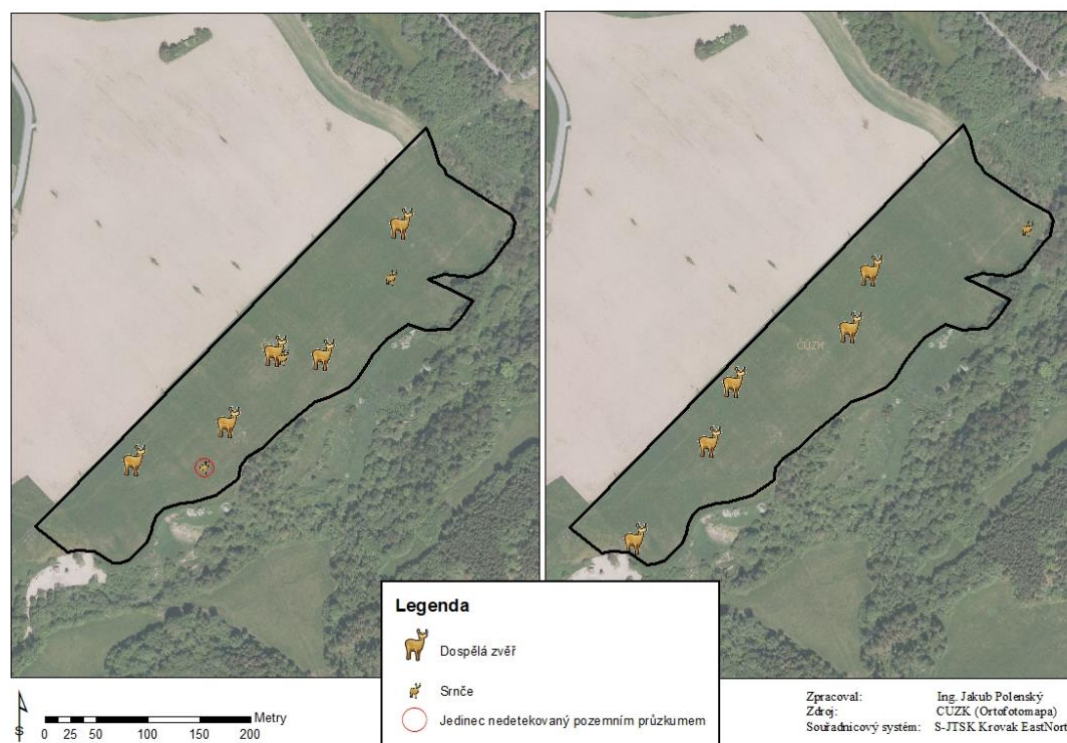
Obrázek 4.4: Srnče nalezené v trvalém travním porostu (zdroj: vlastní)

Pro zajímavost bylo podrobena statistickému vyhodnocení také porovnání výsledků jednotlivých typů detekce mezi oběma věkovými kategoriemi vyhledávané zvěře. Zatímco u dospělých jedinců nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl mezi oběma způsoby vyhledávání, u srnčat byl statisticky významný rozdíl potvrzen ($t = 4,050$; $p < 0,000088$). Z těchto výsledků tedy vyplývá, že zatímco u dospělých jedinců

průzkum porostů před sečí pozemním způsobem zcela vyhovuje potřebám vyhnání zvěře z porostu, u srnčat je tento způsob detekce zcela nedostačující a mnoho kusů zvěře takto vůbec není zachyceno.

Poslední provedenou analýzou bylo porovnání návratu zvěře do porostu po ukončení vyhledávacích prací. Jak vyplývá z grafu na obr. 4.3, je patrné, že mezi oběma sledovanými kategoriemi srnčí zvěře jsou patrné odchylky. Zatímco u srnčat činí průměrný počet kusů zvěře navracených do porostu 3,98, u dospělých jedinců se jedná pouze o průměrně 2,35 kusů. I v tomto případě byly zaznamenány značné odchylky od průměrných hodnot. Zatímco u dospělých jedinců bylo časté, že se po ukončení prací do porostu nevraceli, u srnčat nulový záchyt při kontrolním monitoringu nebyl prakticky nikdy zaznamenán, naopak byly zaznamenány i záchyty velkých počtů srnčat navracených matkami do porostu (maximální počet takto nalezených kusů byl 9). Pokud porovnáme stavy zvěře při vyhledávání a při kontrolním monitoringu přibližně do 1 dne po ukončení prací, byl u obou věkových kategorií zaznamenán statisticky významný rozdíl (u srnčat $t = 4,344$; $p < 0,000028$) ($t = 6,609$; $p < 10^{-6}$). Z tohoto výsledku jasně vyplývá potřeba těsné návaznosti zemědělských prací na pozemcích na ukončené prohledávání porostu, a to nejlépe za pomoci UAV technologie, která má výrazně větší pravděpodobnost záchytu většiny vyskytujících se kusů především srnčat, která nemají možnost samostatně porosty před sečí opustit.

Praktickou ukázkou této metody aplikované na pozemcích trvalých travních porostů a její účinnosti je plocha v lokalitě Lažiště 2 na místě s pomístním názvem Na hřebeni. Konkrétně se jedná o účinný dílčí blok v katastrálním území Lažiště evidovaný v LPIS pod kódem 4306/10 (Obr 4.5).

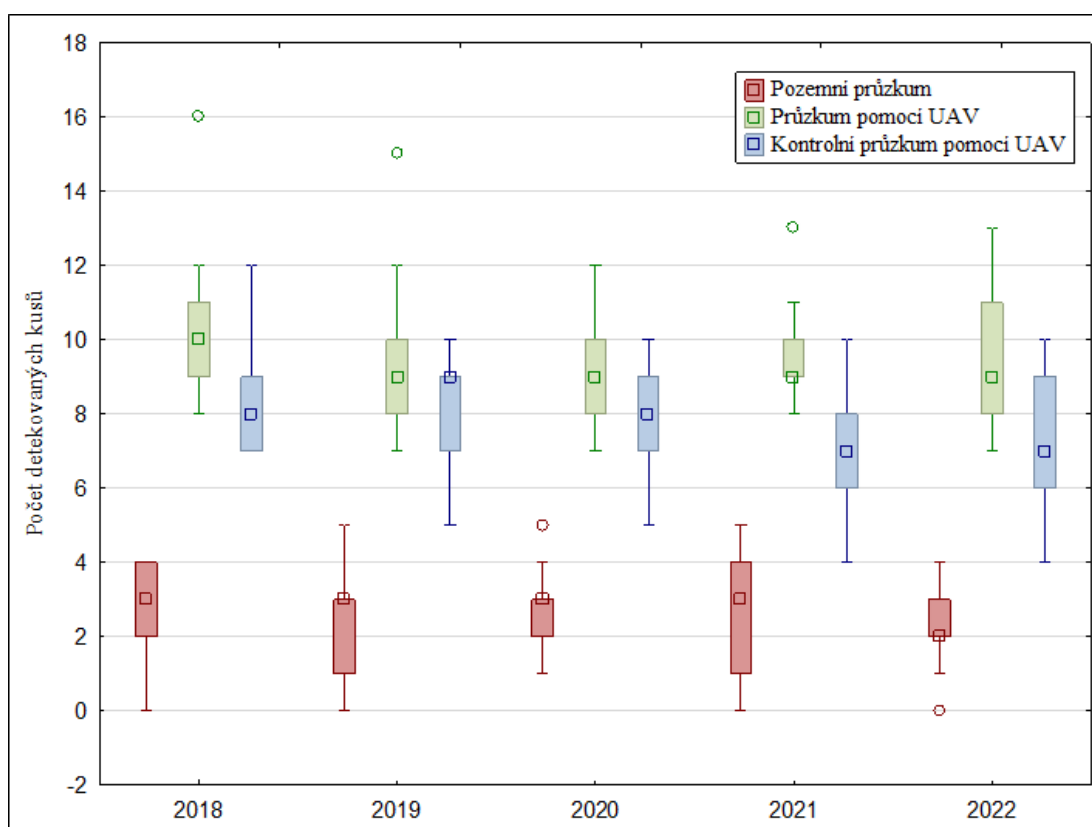


Obrázek 4.5: Záchyt srnčí zvěře na půdním bloku 4306/10 v lokalitě Lažiště

Jedná se o pozemek, který je mírně sklonitý v nadmořské výšce 610 m s délkou 500 m a šířkou průměrně 130 m. Na pozemku se nachází trvalý travní porost a za celou dobu monitoringu od roku 2018 byl pozemek sekaný pravidelně na konci června. Výška porostu se v jednotlivých letech lišila podle aktuálního vývoje počasí. Pro vyhledávání zvěře na tomto pozemku bylo použito vždy stejné množství 5 osob v rojnici se vzdáleností 5 m. Při délce 500 m a počtu 5 osob musí každá osoba ujít při rozestupu 5 m vzdálenost 2,5 km. Rojnice musí projít 5 linií a ukončí prohledávání na druhé straně pozemku, poté musí jít zpět na místo začátku. Ve výsledku jedna osoba ujde 3 km v náročném terénu, kdy celková výměra půdního bloku je 6,04 ha. Při rychlosti chůze 5 km/h je doba prohledávání jedné osoby 36 min. S začátkem organizace, otáčením a rovnáním rojnice je celková doba prohledávání 52 minut. Na konci června jsou v této oblasti srnčata starší 20 dní a jsou schopná pohybu. Při procházení však zůstávají stále v porostu a je nutné je vyplašit ze zálehu. V rámci popisované situace v roce 2019 bylo při procházení rojnice z porostu vyhnáno 5 kusů dospělé srnčí zvěře a 2 srnčata. Při prohledávání lokality pomocí UAV technologie se našlo další jedno srnče (celkově tedy 8 kusů srnčí zvěře). Úspěšnost detekce zvěře pozemním průzkumem v tomto případě dosahovala 87,50 %. Vyšší úspěšnost je připisována převážně termínu seče, hybnosti srnčat a výšce porostu. V tomto případě

následovala kontrola druhý den a do porostu se vrátilo celkem 5 kusů srnčí zvěře, z toho pouze 1 srnče. Zvěř byla z porostu opět vyhnána a byla provedena seč. Po pokosení porostu se provedla kontrola porostu a nebylo zasečeno žádné srnče.

V druhé fázi byl proveden monitoring opět na stejných 13 plochách ve třech sledovaných oblastech Jihočeského kraje, ale v tomto případě na pozemcích, které jsou evidované a využívány jako orná půda a jsou na nich pěstovány píceiny v podobě jetelotravních směsí, ječmene setého, hrachu, vojtěšky apod. Výsledky monitoringu jsou přehledně znázorněny v následujícím grafu na obr. 4.6.



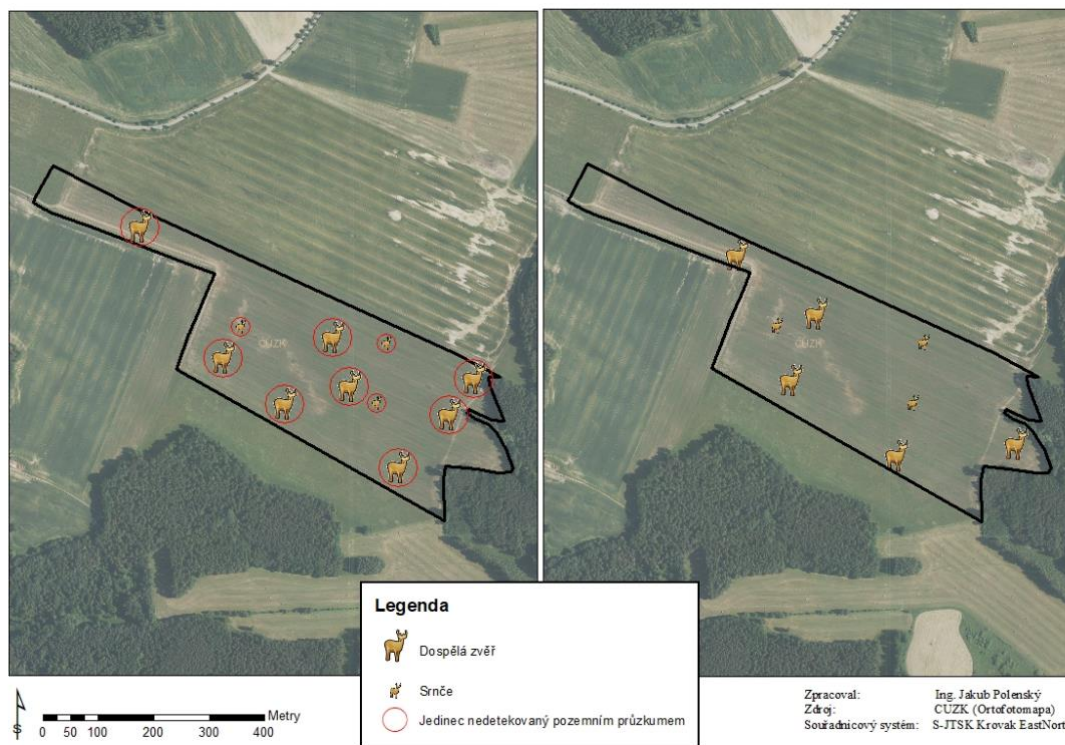
Obrázek 4.6: Porovnání počtu detekovaných kusů zvěře v závislosti na způsobu detekce v lokalitě Lažiště

Při provádění průzkumu bylo za pět sledovaných období detekováno celkově při prvotních průzkumech prostřednictvím UAV technologie 626 jedinců srnčí zvěře bez ohledu na její stáří. Průměrně na jednom pozemku v rámci jednoho roku sledování bylo detekováno 9,63 kusů srnčí zvěře v rozmezí od 7 do 16 kusů vždy v závislosti na poloze a velikosti pozemku. Při souběžně prováděném pozemním průzkumu však bylo v tomto případě detekováno výrazně menší množství srnčí zvěře. Za celé sledované období se jedná pouze o 169 jedinců, v průměru na jeden pozemek odpovídá záchyt 2,60 kusům srnčí zvěře bez ohledu na její stáří. Velmi často také došlo při pozemním průzkumu k nulovému záchytu jedinců. Maximálně bylo takto objeveno

5 jedinců, což je hodnota nedosahující ani minimálních záchytů při prohledávání porostů pomocí UAV technologie. V porovnání těchto dvou metod na pozemcích orné půdy byl průměrný počet nalezených jedinců při pozemním průzkumu pouze 27,00 % z celkového počtu přítomných kusů srnčí zvěře. Pro výsledky monitoringu na orné půdě byl proveden párový test, který statisticky průkazně ukazuje významný rozdíl těchto dvou způsobů vyhledávání zvěře na pozemcích pícnin na orné půdě ($t = -21,4260$; $p < 10^{-6}$).

Stejně jako v případě trvalých travních porostů byly i v tomto případě veškeré pozemky následně v odstupu jednoho dne kontrolovány (v den seče před zahájením prací). V tomto případě byl kontrolní průzkum prováděn prostřednictvím UAV technologie, a to jednak z časových důvodů, ale především kvůli výrazně větším záchytům již při prvním vyhledávání. Pozemní průzkum by byl v tomto případě výrazně neefektivní a vedl by k větší prodlevě mezi prohledáváním a vlastní sklízecí prací a k výrazně menšímu záchytu jedinců, což by mohlo ohrožovat velké počty zvěře na životě. V průběhu pěti sledovaných let bylo tímto kontrolním monitoringem v trvalých travních porostech zachyceno 502 kusů srnčí zvěře. Průměrně se tak na jeden pozemek jedná o záchyt 7,72 jedinců srnčí zvěře. Minimální takto byly objeveny 4 kusy zvěře, maximálně potom 12 kusů. V tomto případě se jedná o menší počet detekovaných zvířat než v prvním případě, nicméně i zde je patrné, že se zvěř má tendenci vracet se na původní stanoviště, zejména pak v případě srnčat. I v tomto případě bylo provedeno zhodnocení pomocí Studentova T testu a rozdíl mezi prvotním monitoringem a následnou kontrolou byl vyhodnocen jako statisticky průkazný ($t = 8,305$; $p < 10^{-6}$).

Vyhledávání zvěře v podmínkách trvalých travních porostů bude prezentováno na příkladu lokality Lipí 2 (Obr. 4.7).

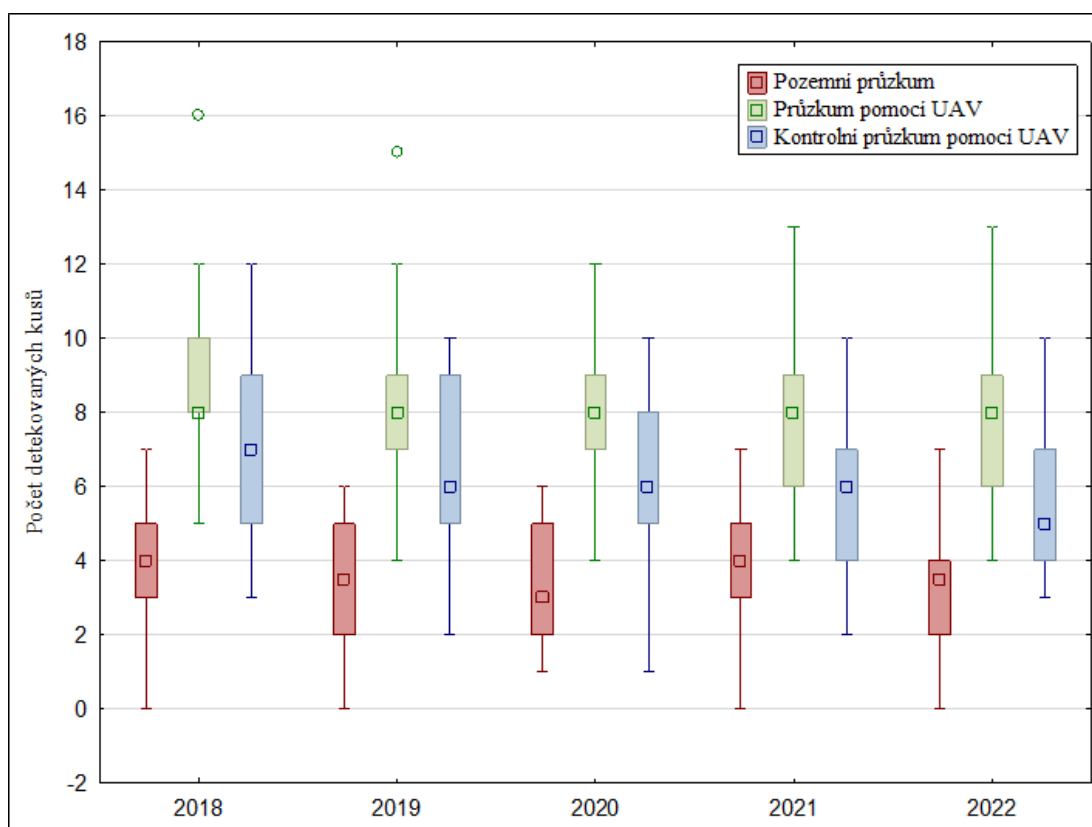


Obrázek 4.7: Záchyt srnčí zvěře na půdním bloku 3701/6 v lokalitě Kaliště

V katastrálním území Kaliště u Lipí byl monitorován rovinatý účinný dílčí půdní blok evidovaný v LPIS pod číslem 3701/6. Půdní blok se nachází v nadmořské výšce 450 m a jeho sklonitost dosahuje 2,67°. V době monitoringu se na pozemcích nacházel ječmen setý v kombinaci s jetelem. Ječmen je plodina v období mléčné zralosti pro zvěř velice atraktivní (Klein et al., 2007). Celková výměra porostu je 16,5 ha. Při délce 500 metrů a počtu 8 osob musí každá osoba ujít při rozestupu 3 m vzdálenost 5,5 km. V tuto chvíli se stává pro starší osoby nereálné zvládnout ujít a prohledat tak velkou vzdálenost. Po 250 metrech se prokazuje obtížnost chůze v porostu a u některých členů rojnice bylo prohledávání ukončeno. Při opětovném vzletu dronu bylo po 15 m nalezeno první srňce a na RGB kameře je taktéž patrný polehlý pruh, kde procházela osoba. Odhadem bylo srňce nalezeno ve vzdálenosti 0,5 m od stopy vyhledávače, a přesto nebylo pozemním průzkumem detekováno. Na monitorované ploše bylo nalezeno celkem 11 kusů srnčí zvěře, z toho 3 srňcata. Krom srnčí zvěře byly vyhnány z porostu 2 kusy zajíce polního. Úspěšnost metody procházení porostu byla v tomto případě 0 %. Následná kontrola v den seče proběhla prostřednictvím UAV technologie. Vyhledávání pomocí dronu

probíhalo od 5:50 ráno, zvěř byla z porostu vyhnána a v případě srnčat odnesena stranou. Žací technika zahájila sklízecí práce v 12:30. Při kontrole pozemku byla nalezena uhynulá 3 srnčata, na stejných místech odkud došlo k jejich vyhnání.

V návaznosti na získané výsledky z jednotlivých lokalit byly následně znova vyhodnoceny veškeré monitorované pozemky společně bez ohledu na způsob jejich obhospodařování. Snahou bylo zjistit, zda úspěšnosti vyhledávání budou statisticky vyhodnoceny jako průkazné i v případě že nebude brán v potaz druh monitorovaného pozemku.

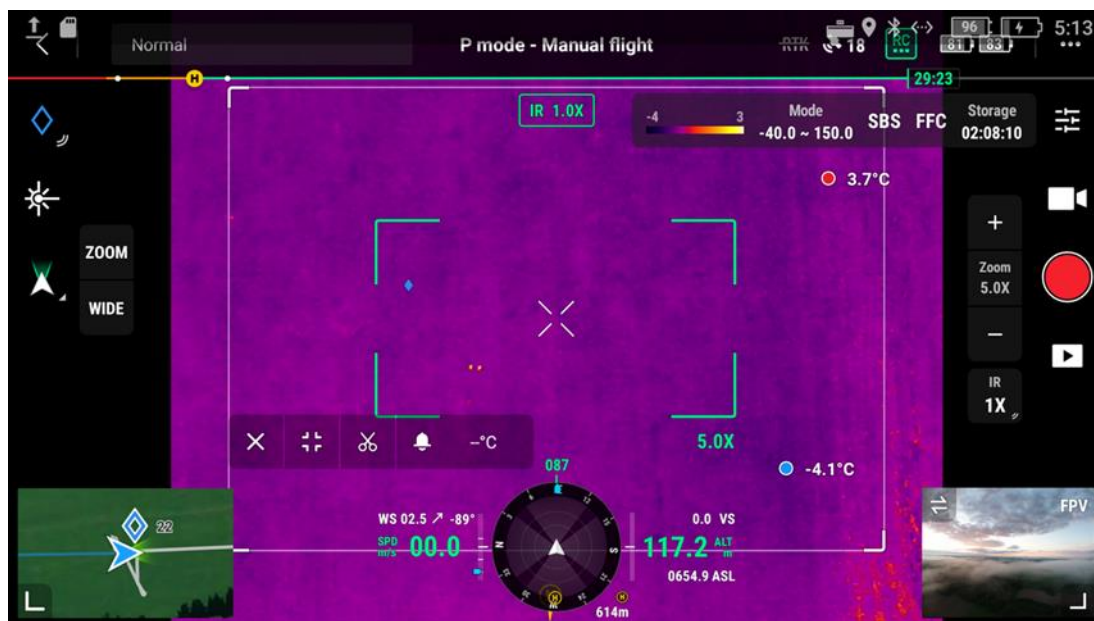


Obrázek 4.8: Porovnání počtu detekovaných kusů zvěře v závislosti na způsobu detekce v lokalitě Kaliště

V tomto případě bylo zjištěno, že při běžném pozemním průzkumu lokalit je průměrně zachyceno 3,49 kusů srnčí zvěře, zatímco při podrobném průzkumu prostřednictvím UAV technologie průměrný záchyt dosahuje až 8,05 zachycených kusů zvěře (Obr. 4.8). I v tomto případě byla úspěšnost vyhledávání ověřena prostřednictvím Studentova párového testu. Z jeho výsledků vyplývá, že rozdíl mezi manuálním pozemním vyhledáváním srnčí zvěře v porostech a prohledáváním prostřednictvím UAV technologie je statisticky průkazný ($t = -16,173$; $p < 10^{-6}$). Po provedení kontroly bylo zjištěno, že velká část jedinců se do porostů po krátké době (ne delší než 24 hodin) opět navrací. V tomto případě bylo detekováno

7,54 kusů zvěře. Jak se ukázalo na prezentovaném případě lokality Lipí 2, je patrné, že doba návratu může být v řádu několika hodin. Při vynesení či vyplašení srnčete a ukončení vyhledávacích prací na pozemku, má srna okamžitě snahu srnče vrátit na jeho místo. Pro srnu se jedná o bezpečné místo, které má zafixované. Srna místo opět opustí, ovšem srnče nikoliv. Je tedy důležité, aby po ukončení vyhledávacích prací nastoupila ihned sklízecí technika a zvěř se nemohla do porostu vrátit.

Na třech plochách náhodně vytipovaných plochách byla v roce 2022 ověřena míra navracení srnčat zpět do porostu na přesné původní místo. Pokud se zvěř vynese a neprovedou se opatření, aby se zvěř do porostu nevracela, tak po kontrole porostu následující den byla všechna srnčata zpět v porostu. Na jedné kontrolní ploše bylo nalezeno dokonce o jedno srnče více. Na obrázku 4.9 je znázorněný modrý bod, kde byla nalezena při monitoringu dvojčata srnčí zvěře. Červené body jsou obě srnčata v zálehu v den, kdy probíhal kontrolní monitoring. Vzdáleností bodů od sebe jsou pouze cca 3 metry. Diference může být způsobena označením zvěře běžným GPS systémem, který má oproti nově používanému systému RTK určitý posun v čase. Vzhledem k tomu, že původní záleh se na označeném místě nepodařilo nalézt, je tedy jisté, že se srnčata vrátila zpět přesně na původní místo. U ostatních ploch byl posun obdobný a v některých případech bylo okolo zvěře více zálehů. Výsledkem je potvrzení, že se srnčata navrací na své přesné místo v řádech několika metrů. Tento fakt je dán i věkem srnčete, kdy starší srnče má více energie pro navracení, zatímco u pár dní starého srnčete má srna snahu vrátit srnče kamkoliv do porostu a původní místo pro ni není tolik důležité.



Obrázek 4.9: Ukázka RTK zachycení polohy srnčí zvěře (zdroj: vlastní)

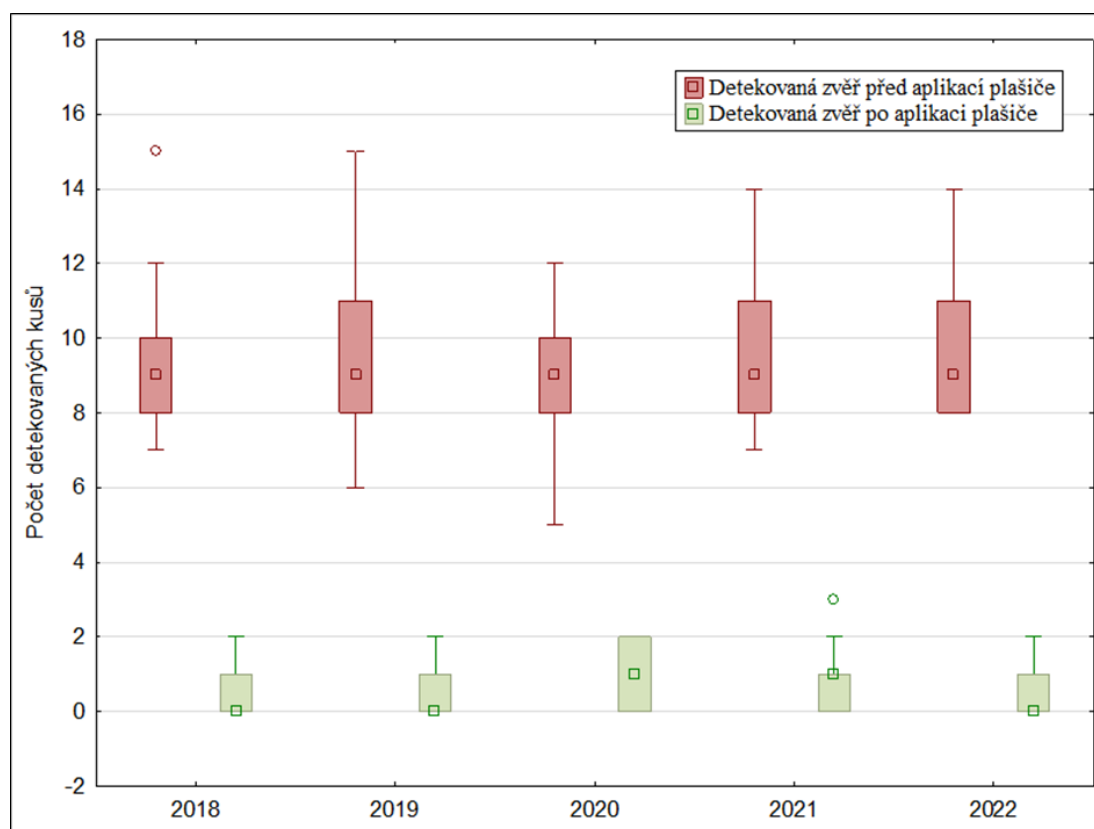
Na základě statistických analýz je možné konstatovat, že nulové hypotézy H01 a H02 je možné úspěšně vyvrátit a zároveň byly potvrzeny alternativní hypotézy HA1 a HA2, že existuje statisticky významný rozdíl v jednotlivých metodách vyhledávání zvěře na zemědělsky využívaných pozemcích.

4.2 Ověření funkčnosti využívání plašičů

Výsledky prezentované v této kapitole jsou zaměřeny na testování nulové hypotézy H03 (alternativní hypotéza HA3), že využívání plašičů nemá na výskyt zvěře v porostech žádný význam. Popisy jednotlivých způsobů plašení zvěře v travních porostech i v porostech plodin jsou popsány v kapitole literární rešerše (Kapitola 1.4). Výzkum se zaměřil na konkrétní dva typy plašičů, a to aktivní akusticko-světelný plašič a pasivní plašič v podobě bílo-černé plachty umístěné na tyči. Instalace akusticko-světelných plašičů na porosty je popsána v kapitole Metodika (Kapitola 3.2.4).

Nejprve byla vyhodnocena účinnost akusticko-světelných plašičů. Na základě výzkumu na všech třinácti monitorovaných lokalitách bylo zjištěno, že existují významné odlišnosti v rámci lokalizace pozemků v širším kontextu krajinného zázemí. Je velký rozdíl, zda jsou pozemky, na kterých jsou plašiče instalovány, v blízkosti komunikací případně urbanizovaných ploch, nebo zda se nachází v klidném krajinném zázemí obklopeném lesními porosty, vodní plochou nebo dalšími zemědělsky obhospodařovanými pozemky. Plašiče byly v jednotlivých

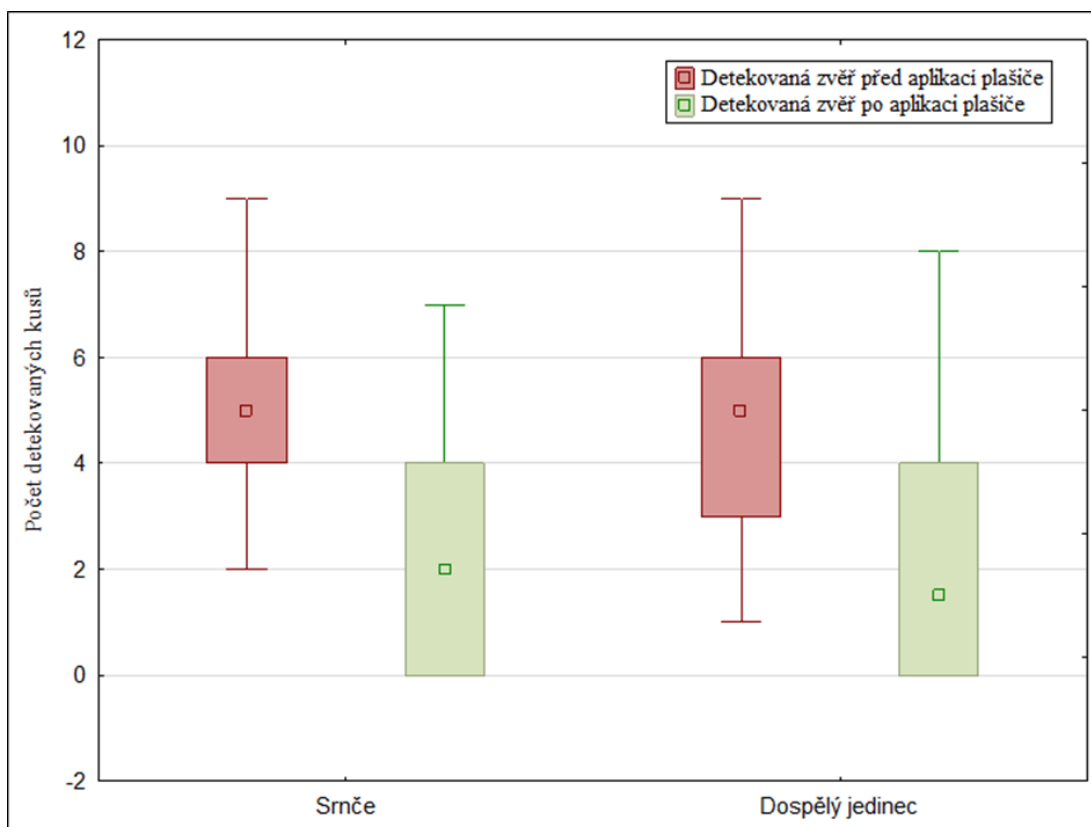
monitorovaných lokalitách umístěny párově vždy na půdní blok v klidném prostředí a na půdní blok, který sousedí s rušivými vlivy.



Obrázek 4.10: Porovnání počtu detekovaných kusů srnčí zvěře před a po aplikaci plašičů

Prvním krokem bylo samostatné hodnocení skupiny pozemků, které byly lokalizované v klidových oblastech zkoumaných lokalit. Při monitoringu pomocí UAV technologie před instalací plašičů bylo na pozemcích detekováno v průměru 9,56 kusů zvěře (ať už srnčat nebo dospělých jedinců) s odchylkami v rozpětí mezi 5–15 kusy v závislosti na velikosti půdních bloků, konkrétní lokalitě a typu zkoumaného porostu (Obr. 4.10). Následně po instalaci plašiče bylo pozorování v určeném termínu opakováno a byla opětovně provedena detekce zvěře prostřednictvím UAV technologie. Na základě monitoringu se počet detekovaných kusů snížil, a to na průměrně na 0,64 kusů, opět bez rozdělení na dospělé jedince a srnčata. Maximální množství detekovaných kusů po instalaci plašiče dosáhl počtu 3 jedinci. Dosažené výsledky byly vyhodnoceny prostřednictvím Studentova párového testu, kdy bylo dosaženo statisticky průkazného rozdílu ($t = 33,193$; $p < 10^{-6}$) při hodnocení počtu kusů zvěře před a po aplikaci plašiče na pozemky, které se nachází v klidovém prostředí.

Druhým pohledem na hodnocení problematiky akusticko-světelných plašičů může být rozdělení zaznamenaných záchytů srnčí zvěře podle věkové struktury. Nejprve bylo otestováno, zda existuje rozdíl v poměru počtů vyskytujících se srnčat a dospělých jedinců na pozemcích před a po aplikaci akusticko-světelných plašičů, což nebylo statisticky prokázáno. V obou případech se na pozemcích vyskytuje přibližně stejný průměrný počet jedinců (před aplikací plašiče se jedná průměrně o 4,77 srnčat a 4,57 srn a při kontrolním měření o 2,28 srnčat a 2,39 srn). Následně byla provedena



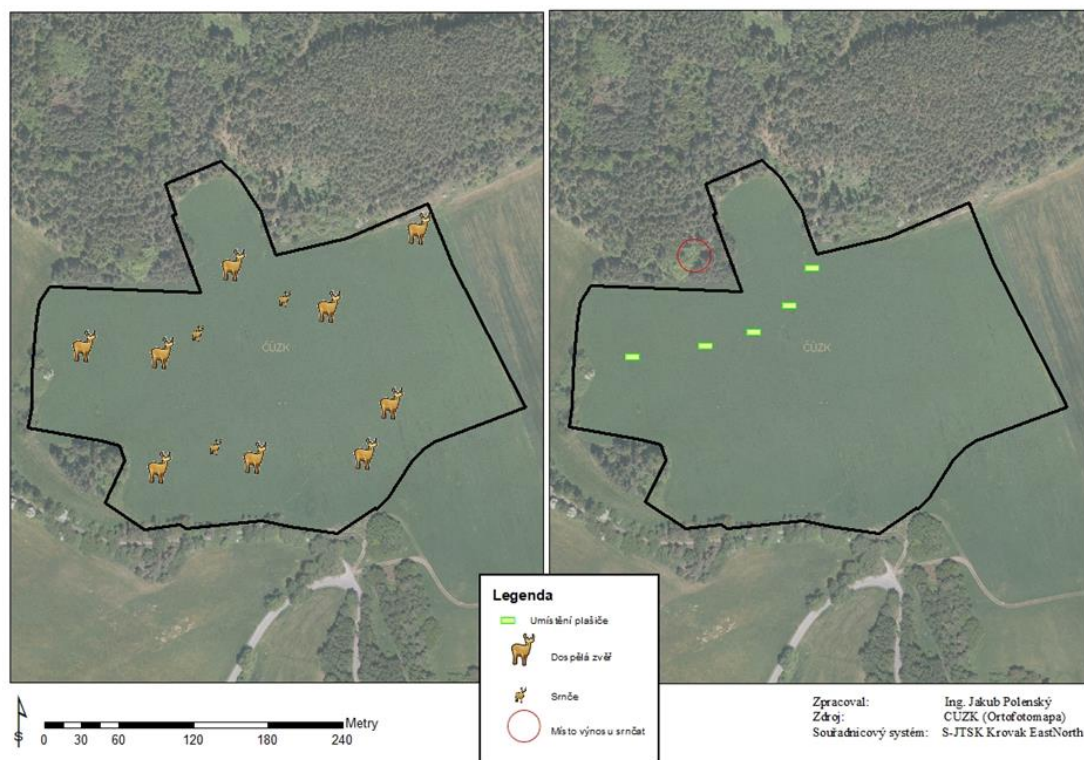
Obrázek 4.11: Porovnání počtu detekovaných kusů srnčí zvěře podle věkových kategorií před a po aplikaci plašičů

analýza výskytu obou věkových kategorií zvěře v důsledku aplikace akusticko-optických plašičů na zkoumané plochy. Výsledky vyhodnocení jsou zobrazeny v grafu na obr. 4.11.

Z grafu je patrné, že v obou případech přináší plašiče efekt ve snižování počtu detekovaných jedinců na zájmových plochách. U kategorie srnčat se před instalací plašičů na pokusné plochy vyskytovalo v porostu průměrně 2,28 srnčete na pozemek s rozptylem mezi 2–9 srnčaty. Po instalaci akusticko-světelného plašiče se výskyt srnčat na pozemcích výrazně snížil a detekováno bylo průměrně pouze 2,28 srnčete na pozemek. V tomto případě již byly i pozemky, kde plašič způsobil nulový výskyt

srnčat. Maximální počet zaznamenaný po instalaci plašiče byl 7 jedinců. Tento rozdíl byl prokázán i statistickým vyhodnocením pomocí Studentova t-testu, kdy výsledky ($t = 11,093$; $p < 10^{-6}$) dokládají i statistickou průkaznost účinnosti akusticko-světelných plašičů.

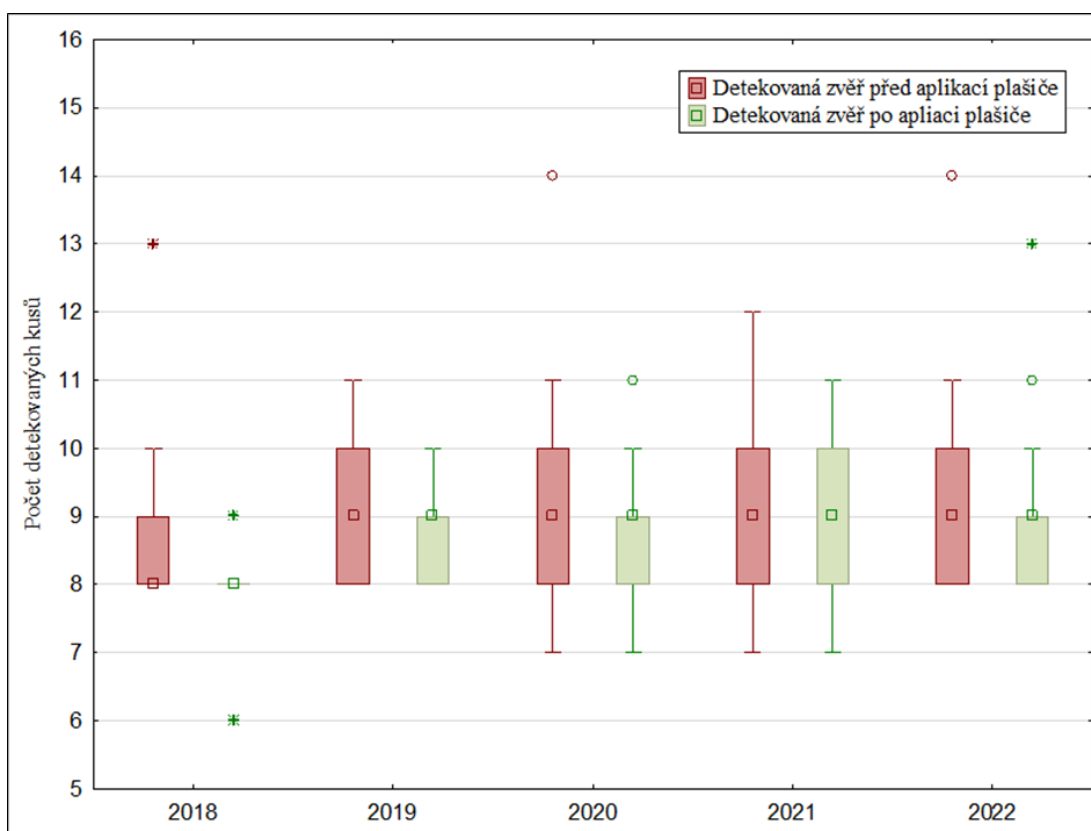
Konkrétním příkladem tohoto postupu může být lokalita označená v mapách jako Lažiště 1. Jedná se o dílčí půdní blok s místním názvem Za pahorky evidovaný v LPIS pod číslem 3305/2. Pozemky v tomto bloku jsou využívány jako trvalý travní porost. Jedná se o pozemky v celkové rozloze 7,29 ha s průměrnou sklonitostí 7,65°. Půdní blok se nachází v nadmořské výšce 681,94 m n. m. v klidné části katastrálního území Dvory u Lažišť a v jeho okolí se nachází pouze lesní komplexy, orná půda a účelová zemědělská komunikace. V případě konkrétního měření v roce 2019 byl pozemek prohledán prostřednictvím UAV technologie dva dny před plánovanou sečí. V rámci detekce bylo napočítáno 9 kusů dospělé srnčí zvěře a 3 kusy srnčat. Srnčata byla z prostu následně vynesena mimo sledovanou plochu do přilehlého porostu (označeno na mapě 4.12 červeným kroužkem). Po odnesení srnčat bylo do porostu umístěno pět kusů akusticko – světelných plašičů (označeny na mapě 4.12 zeleným symbolem). Porost byl následně v den seče opětovně za pomoci UAV technologie prohledán a bylo zjištěno, že dospělí jedinci srnčí zvěře reagovali velmi citlivě a porost opustili, a i srnčata zůstala mimo něj. Tento postup byl následně opakován i v dalších letech před sečí byl opět detekován poměrně vysoký počet kusů zvěře (v průměru se jedná o 14 kusů, z toho průměrně 4 jsou srnčata). Po aplikaci plašičů byla provedena opakovaná detekce druhý den a po provedeném monitoringu porostu nebyla detekována žádná zvěř (byla pravděpodobně stažena v přilehlém navazujícím lese).



Obrázek 4.12: Záchyt srnčí zvěře a umístění akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 3305/2 v lokalitě Lažiště

Jako protiklad k monitoringu na pozemcích v klidových částech lokalit byly samostatně analyzovány půdní bloky, které jsou ovlivněny přítomností rušivých vlivů v podobě urbanizovaných ploch nebo dopravní sítě. Při monitoringu pomocí UAV technologie před instalací plašičů bylo na těchto pozemcích detekováno v průměru 9,13 kusů zvěře (ať už srnčat nebo dospělých jedinců) s odchylkami v rozpětí mezi 7–14 kusy v závislosti na velikosti půdních bloků, konkrétní lokalitě a typu zkoumaného porostu. Tyto hodnoty jsou srovnatelné se zjištěními dosaženými na pozemcích v klidových částech lokalit. Následně po instalaci plašiče bylo pozorování v určeném termínu opakováno a byla opětovně provedena detekce zvěře prostřednictvím UAV technologie. Na základě monitoringu se počet detekovaných kusů opět snížil, a to na průměrně na 8,70 kusů, opět bez rozdělení na dospělé jedince a srnčata. Maximální množství detekovaných kusů po instalaci plašiče dosáhl počtu

13 jedinců (Obr. 4.13). Pokles detekovaných kusů zvěře se po instalaci plašiče snížil jako v předcházejícím případě, nicméně pokles nebyl tak výrazný a v mnoha případech se počty detekovaných kusů srnčí zvěře po instalaci plašiče



Obrázek 4.13: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na instalaci akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 3305/2 v lokalitě Lažiště

nelišily od počtů před instalací. Dosažené výsledky byly opět vyhodnoceny prostřednictvím Studentova párového testu, kdy bylo i přes malé odlišnosti v jednotlivých případech dosaženo statisticky průkazného rozdílu ($t = 3,783$; $p < 0,0003$) při hodnocení počtu kusů zvěře před a po aplikaci plašiče na pozemky, které se nachází v prostředí rušeném urbánními vlivy.

Na následujícím příkladu jsou demonstrovány výsledky monitoringu na jedné z lokalit zatížené rušivými vlivy okolí. Jedná se o lokalitu s místním názvem Na loukách (Lipí 2 viz Mapa 6.4 v příloze), která se nachází v prostředí, které je rušeno blízkostí komunikací a urbanizovaných ploch. Jedná se o východní část dílčího půdního bloku evidovaného v LPIS pod číslem 5703/8 v katastrálním území Lipí. Monitorovaná část půdního bloku má celkovou výměru 6,47 ha, jedná se o pozemek orné půdy, který byl v době sledování využíván pro pěstování píce v podobě ječmene setého. Půdní blok se nachází v nadmořské výšce 436 m n. m. a jeho průměrná sklonitost je 7,65°. Pozemky jsou v blízkosti zástavby obce Lipí

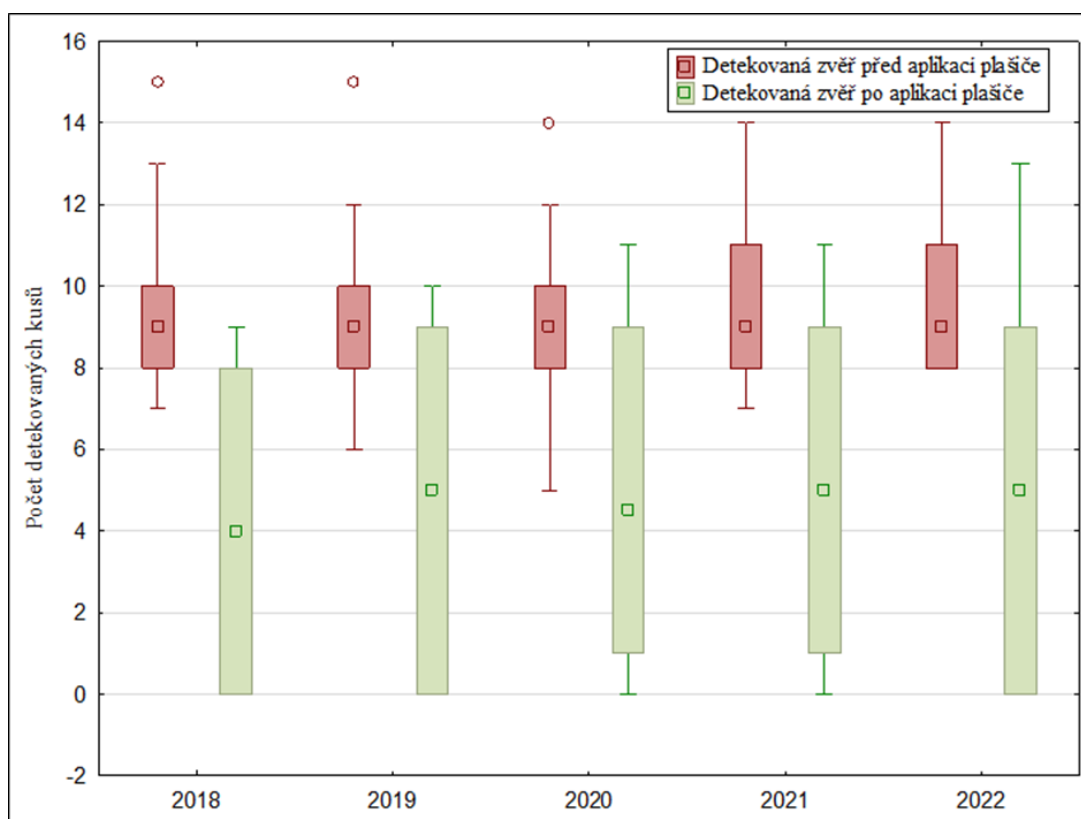
a z jižní strany je lemován komunikací III. třídy č. 14319, zvěř na tomto pozemku je tak vystavována neustálým rušivým vlivům okolí v podobě provozu automobilů, štěkotu psů apod.



Obrázek 4.14: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na instalaci akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 5703/8 v lokalitě Lipí

Při základním monitoringu bylo v období před sečí nalezeno prostřednictvím UAV technologie 8 kusů srnčí zvěře, z toho 2 srnčata (Obr. 4.14). Krom těchto zástupců se na pozemku vyskytovali i dva zajáci polní. Následně byly v dopoledních hodinách na pozemek umístěny čtyři akusticko-světelné plašiče. Srnčata nebyla před instalací vynášena mimo pozemek jako v předchozím případě, plašiče ale nebyly instalovány do jejich těsné blízkosti, aby se srna necítila zrazená a dokázala se o ně postarat a případně je odvést. Druhý den byl porost opětovně nasnímčován pomocí dronu. Na pozemku bylo detekováno 5 dospělých jedinců srnčí zvěře a dvě srnčata. Zvěř na plašiče prakticky nereagovala a dospělí jedinci se nacházeli dokonce v těsné blízkosti nainstalovaných plašičů. Srnčata se nenacházela na původních místech, nicméně byla stále na předmětném pozemku, pouze byla odvedena na jeho okraj do větší vzdálenosti od plašiče. Zjištěnými pozorováními byla potvrzena alternativní hypotéza, že zvěř v rušném prostředí nebude tak citlivě reagovat na plašení jako v případě zcela klidných lokalit.

Vzhledem k tomu, že pro účely nově vznikající metodiky na ochranu zvěře před zemědělským hospodařením není zcela jednoznačně možné určovat míru rušení lokality, byla nulová hypotéza testována i bez zohlednění míry rušení zvěře na pozemcích okolními vlivy a všechny pozemky tak byly otestovány dohromady bez ohledu na jejich polohu. Při monitoringu pomocí UAV technologie před instalací plašičů bylo při testování všech pozemků detekováno v průměru 9,35 kusů zvěře (ať už srnčat nebo dospělých jedinců) s odchylkami v rozpětí mezi 5–15 kusy v závislosti na velikosti půdních bloků, konkrétní lokalitě a typu zkoumaného porostu.



Obrázek 4.15: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na instalaci akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 5703/8 v lokalitě Lipí

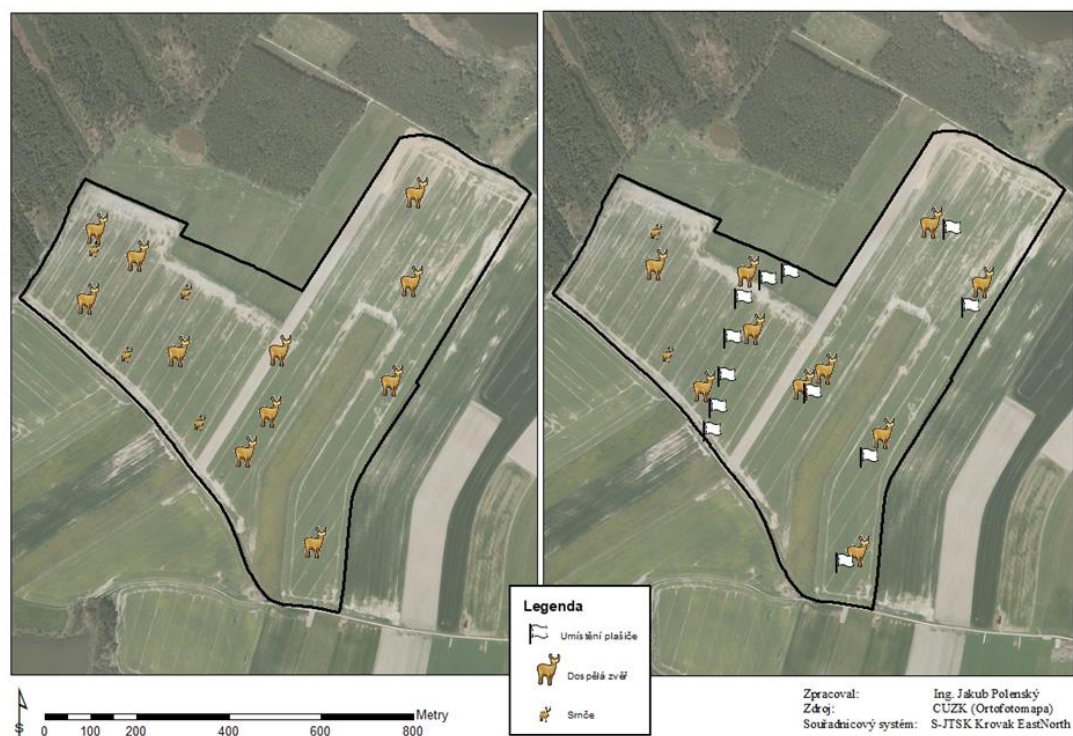
Následně po instalaci plašiče bylo pozorování v určeném termínu opakováno a byla opětovně provedena detekce zvěře prostřednictvím UAV technologie. I v tomto případě, kdy nebyla zohledněna poloha pozemků, se na základě monitoringu počet detekovaných kusů snížil, a to na průměrně na 4,67 kusů, opět bez rozdělení na dospělé jedince a srnčata. Maximální množství detekovaných kusů po instalaci plašiče dosáhl počtu 13 jedinců (Obr. 4.15).

Dosažené výsledky byly opět vyhodnoceny prostřednictvím Studentova párového testu, kdy bylo i v tomto případě dosaženo statisticky průkazného rozdílu

($t = 11,659$; $p < 10^{-6}$) při hodnocení počtu kusů zvěře před a po aplikaci plašiče na veškeré zkoumané pozemky.

Analýzou získaných výsledků byla úspěšně vyvrácena vytčená nulová hypotéza, že srnčí zvěř nebude reagovat na instalované akusticko-světelné plašiče. Bylo rovněž statisticky průkazně potvrzeno, že akusticko-světelné plašiče jsou efektivní pro plašení zvěře z pozemků, a to výrazněji v klidných oblastech bez okolních rušivých vlivů urbánních prvků. Zvěř v těchto lokalitách citlivě reaguje na vydávané zvuky jako je např. štěkání psů nebo hluk motocyklů a automobilů a porost následně zcela opouští. V ostatních lokalitách zvěř na plašiče reaguje jen omezeně, nicméně i tak byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi počtem detekovaných kusů zvěře před a po instalaci akusticko-světelných plašičů. Tento rozdíl však v absolutních hodnotách není příliš vysoký a plašiče zde není možné zcela jednoznačně použít jako alternativu k vyhledávání jedinců zvěře před sklizní. Faktem ale zůstává, že plašiče jsou určitě jednou z efektivních a cenově dostupných možností pro vypuzení zvěře v porostu. Je ovšem důležité jejich umístění v porostu a oblast, kde jsou nasazeny.

Jako alternativa k akusticko-světelným plašičům byla provedena zkouška s jiným typem plašiče, a to konkrétně plašičem pasivním v podobě plachty na dřevěné konstrukci. Již při aplikaci se ukázalo, že rozmístění plašičů je náročné a osoba může nést maximálně tři plašiče. Pokud by plocha byla plošně rozsáhlejší byl by výrazný problém s osazením plašičů před sklizní, aniž by byl např. poškozen porost sešlapem. Tento pokus byl vzhledem k velké náročnosti proveden pouze na jedné lokalitě, a to konkrétně na lokalitě Hůrky 2 (viz mapa v Příloze 6.1). Jedná se o dílčí půdní blok v katastrálním území Dolní Slověnice evidovaný v LPIS pod číslem 1901/53.



Obrázek 4.16: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na instalaci akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 1901/53 v lokalitě Hůrky

Tyto pozemky jsou plochami tradičně obhospodařované orné půdy, která byla v době pozemku využívána pro pěstování píce. Sledovaná plocha má výměru 51,21 ha v průměrné nadmořské výšce 443,34 m n. m. s průměrnou sklonitostí 1,00°. Při základním monitoringu pomocí UAV technologie před sečí bylo v porostu bylo nalezeno 11 kusů dospělé srnčí zvěře a 4 srňčata. Mláďata nebyla z plochy vynášena a na půdním bloku byly pouze rozmístěny plašiče. Jak je patrné z obr. 4.16 byly plašiče na ploše rozmístěny do porostu v podobě půl kruhu tak, aby zvěř měla tendenci odcházet mimo porost. Kontrolní monitoring byl proveden v intervalu dvou následujících dnů. V rámci tohoto monitoringu byla opět nalezena dvě srňčata přímo v porostu (nebyla ani odvedena k jeho okrajům jako v případě využití akusticko-optických plašičů) a 10 dospělých kusů zvěře. Dospělí jedinci se nacházeli dokonce v těsné blízkosti plašičů. Účinnost a efektivita využití pasivních plašičů, zejména při bezvětrném počasí na větších plochách zemědělských plodin nebo travních porostů je velmi diskutabilní. Pokud se k této nižší účinnosti připočte i problém s efektivním osazením samotných plašičů a případné poškození porostů při jejich umisťování, není tato alternativa zcela adekvátní.

Jednou z možných alternativ plašení zvěře a jejího vyhánění z porostů je také využívání přídavných reproduktorů dostupných pro některé typy UAV technologie.

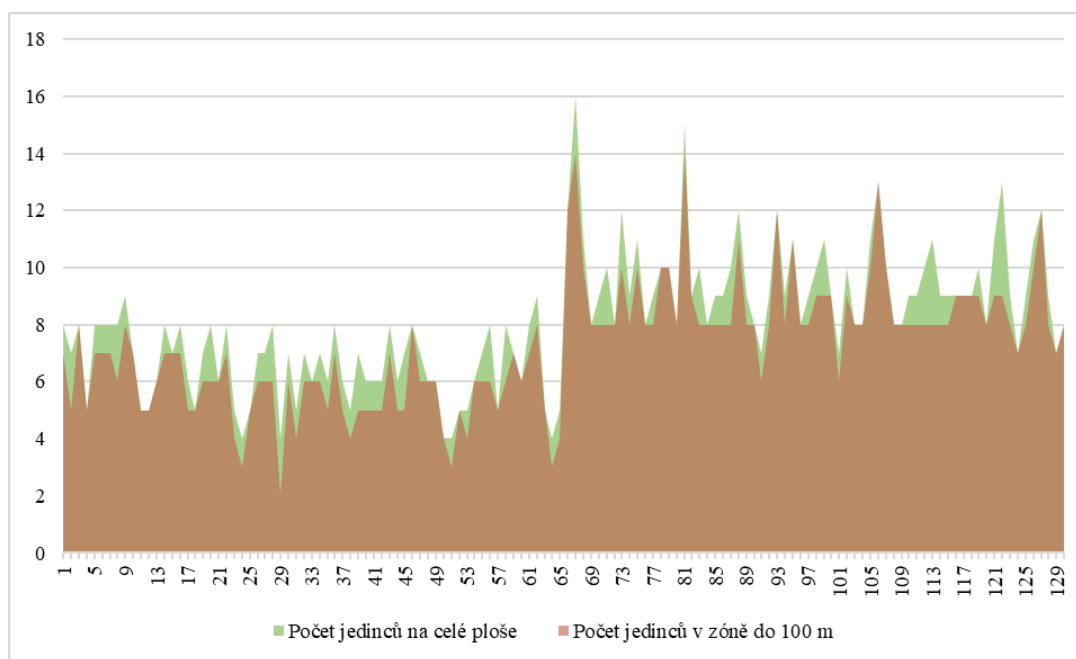
Tyto reproduktory jsou schopny vydávat zvuky o síle až 100 dB. Do přístroje se dají nahrát libovolné zvuky v různé délce a intenzitě, jejichž spouštění je aktivováno skrze ovladač. I s touto alternativní strategií plašení zvěře byl realizován pokus, nicméně srnčí zvěř na zvuk sice reaguje, její vyhnání z porostu je ale přesto nemyslitelné. Zvěř se neustále zastavuje a vrací se kruhovitě zpět do porostu. Tato metoda je zcela neefektivní a pro účely vznikající metodiky nebude doporučena.

4.3 Vliv místních podmínek na výskyt zvěře v porostech

Třetí testovanou nulovou hypotézou je otázka výskytu zvěře na určitých místech zemědělských pozemků. Myslivci a zemědělci mají mnoho teorií při hledání zvěře a každý z nich má svou „metodu“ vyhledávání v porostu. Místní znalost oblasti, povětrnostních podmínek a chování zvěře je neoddiskutovatelnou výhodou osob, které v oblasti žijí, hospodaří a vykonávají právo myslivosti. Podobně jako se mění přírodní procesy, tak se mění i chování volně žijící zvěře včetně srnčí. Výstavba infrastruktury, osidlování okrajů obcí a měst i nárůst návštěvnosti honiteb jako dopad zvýšeného využívání krajiny k rekreačním a sportovním účelům vede za následek výraznou změnu v chování zvěře. Někteří uživatelé honitby či zemědělci tvrdí, že srna klade srnče na místo pro ni dobře identifikovatelné a v dostatečném krytu proti predátorům. Místo, které pozná kromě svého pachu i podle přírodních ukazatelů, jako jsou remízky, keře, solitérní dřeviny, vyšší porost. Rozeznávací prvek může být i vedení elektrického napětí, betonové skruže. V této části byly vyhodnoceny všechny pozemky, které byly snímkovány během let 2018 až 2022 ve vybraných třech lokalitách. Stanovená hypotéza vycházela z předpokladu nastaveného v publikaci Machálek (2017), který uvádí, že podle charakteru a orientace pozemku kladou srny mláďata do 100 m od vyššího krytu (les, remízky, větrolamy, vzrostlý porost řepky olejné nebo ozimé obiloviny apod.).

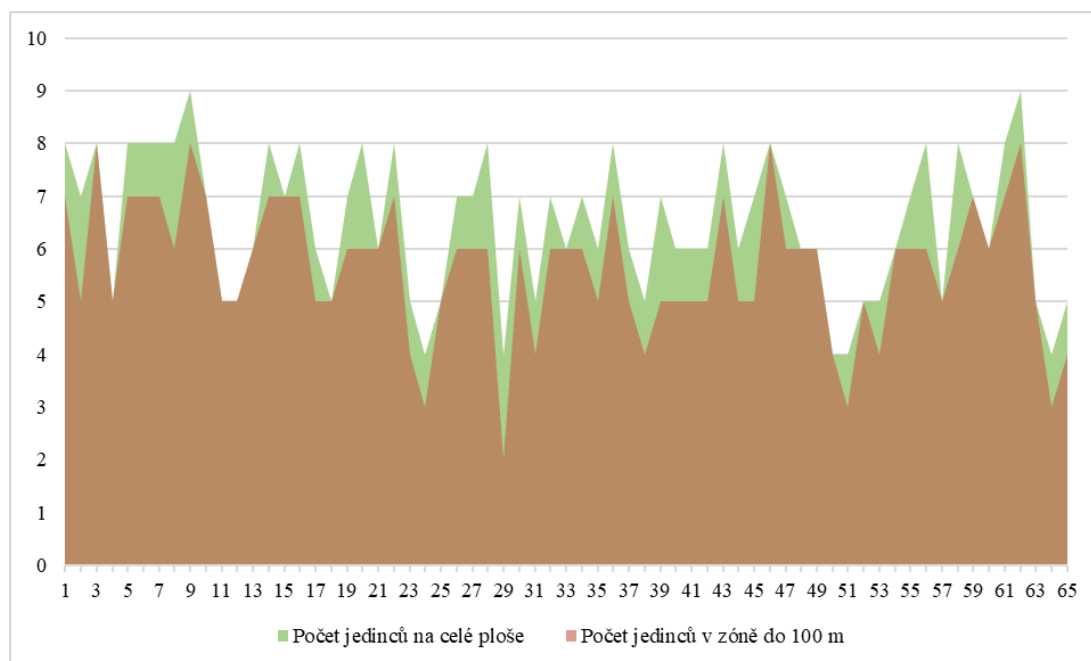
Na základě tohoto předpokladu byly zachycené výskyty zvěře vyhodnoceny z hlediska polohy na předmětných pozemcích. U každého monitorovaného půdního bloku bylo stanoveno pásmo 100 m od hranic vyššího krytu nebo identifikovaných rozeznávacích prvků v podobě skruží nebo stožárů. Z celkového počtu nalezených jedinců bylo vyhodnoceno, kolik kusů srnčí zvěře se vyskytovalo ve vzdálenosti do 100 m od předmětných překážek a kolik se jich vyskytovalo ve „vnitřním“ prostoru zkoumaných půdních bloků. Na základě statistického vyhodnocení je možné konstatovat, že z celkového množství nalezených jedinců srnčí zvěře za celou dobu

monitoringu (za období 5 let) tj. z 1047 jedinců bylo v okrajových částech pozemků zachyceno 90,12 % kusů zvěře. Statisticky průkazný rozdíl mezi počty záchytů jedinců ve vnější a vnitřní zóně zkoumaných půdních bloků byl potvrzen párovým Wilcoxonovým testem ($Z = 9,855$; $p < 10^{-6}$). Výsledky této analýzy jsou znázorněny v grafu na obr 4.17.



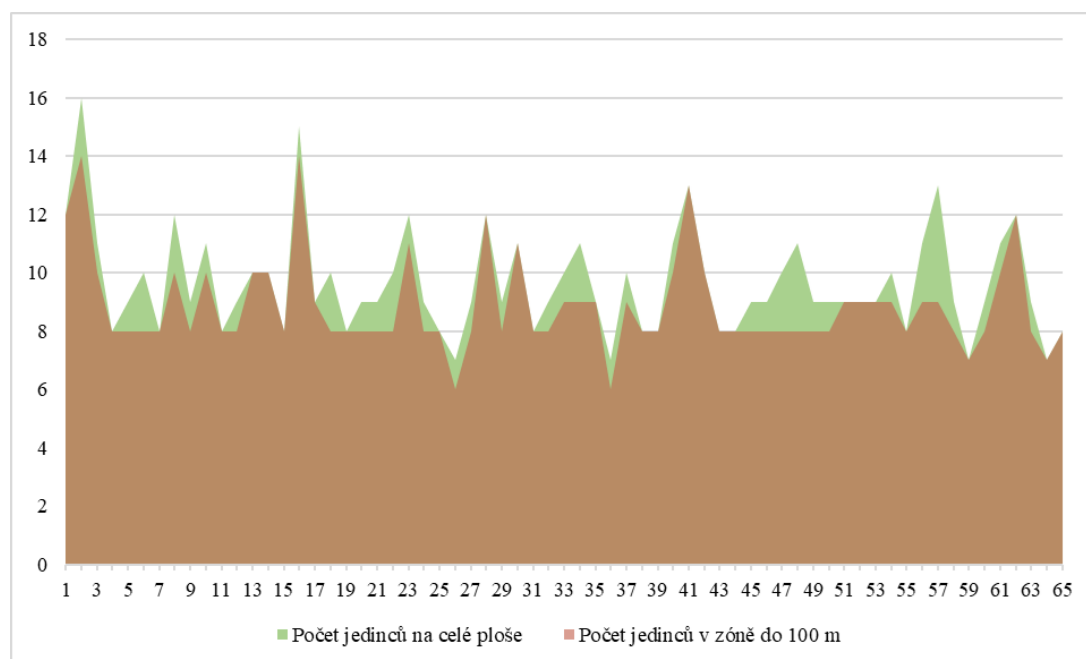
Obrázek 4.17: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na vzdálenosti od tzv. orientačních bodů

Na základě výsledků této analýzy byla data rozdělena na část hodnot získaných z monitoringu trvalých travních porostů a orné půdy. V obou případech bylo dosaženo prakticky totožného výsledku, kdy při monitoringu trvalých travních porostů odpovídal záchyt ve vnější části pozemků 87,41 % a u pozemků orné půdy 92,01 %. Oba rozdíly byly opět statisticky vyhodnoceny pomocí Wilcoxonova párového testu. V případě trvalých travních porostů byl prokázán statisticky významný rozdíl v záchytech ($Z = 6,95$; $p < 10^{-6}$) stejně jako v případě orné půdy ($Z = 7,008$; $p < 10^{-6}$).



Obrázek 4.18: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na vzdálenosti od tzv. orientačních bodů na trvalých travních porostech

Výsledky analýz ploch s trvalými travními porosty je znázorněn na grafu na obr. 4.18 a výsledky pro plochy s ornou půdou jsou uvedeny v grafu na obr. 4.19.



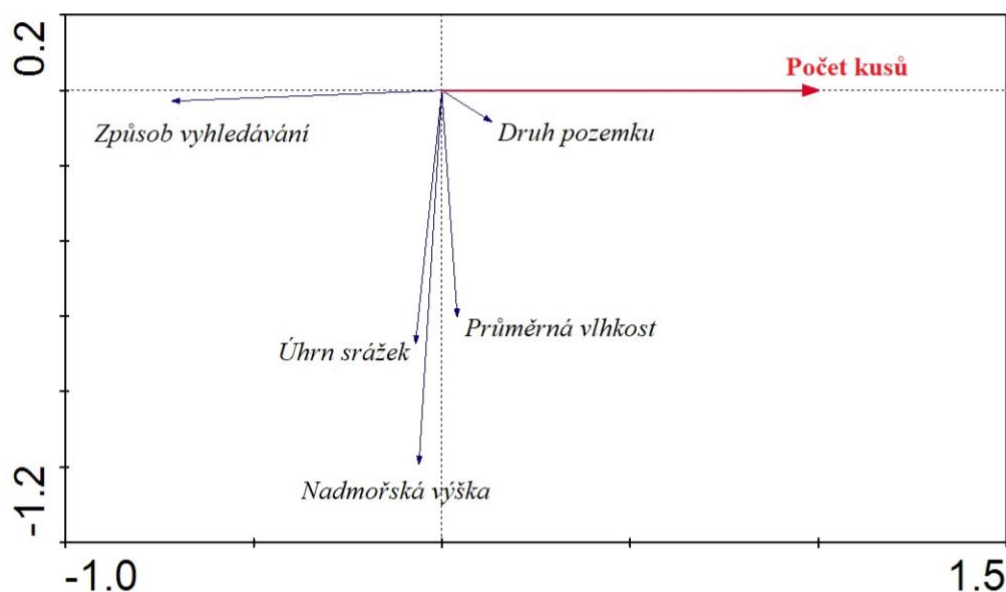
Obrázek 4.19: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na vzdálenosti od tzv. orientačních bodů na orné půdě

Zásadním faktem u provedených analýz je ale nepoměrné zastoupení plochy jednotlivých pozemků a tím i jejich vnitřního a vnějšího prostředí. Zejména v případě půdních bloků podlouhlého tvaru je velká část plochy klasifikována jako vnější

prostředí. Tento fakt může být ještě umocněn přítomností prvků rozptýlené zeleně v plochách pozemků, což ještě více zvyšuje procento plochy spadající do okrajových částí pozemků. Je tedy potřeba konstatovat, že přestože se podařilo vyvrátit nulovou hypotézu a potvrdit alternativní hypotézu, tedy že se zvěř více vyskytuje do vzdálenosti 100 m od hranic pozemků s ekologicky významnějšími kulturami případně dalšími prvky zeleně, není možné tento výsledek v reálné praxi přeceňovat. Přestože jsou výsledky statisticky významné, pro vznikající metodiku pro ochranu zvěře před důsledky zemědělského obhospodařování pozemků, není možné tyto výsledky úplně považovat za relevantní podklad pro následnou detekci zvěře.

4.4 Vyhodnocení zjištěných dat prostřednictvím RDA analýzy

Na základě získaných dat byla v závěrečné fázi zpracování této práce provedena RDA analýza, která v sobě zahrnuje veškeré proměnné, které byly identifikovány jako faktory potenciálně ovlivňující schopnosti detekovat srnčí zvěř v porostu. Na základě této analýzy bylo jako statisticky průkazné ($p < 0,05000$) identifikováno 5 faktorů, které vysvětlují celkovou variabilitu zjišťované proměnné. Tyto faktory vysvětlují počet detekovaných kusů srnčí zvěře z 45,00 %.



Obrázek 4.20: Ordinační diagram vlivu jednotlivých faktorů na počet detekovaných kusů srnčí zvěře

Z výsledku je tedy patrné, že více jak polovina variability není vysvětlena ani jedním z identifikovaných faktorů a schopnost detekovat zvěř v porostu je tak buď náhodná, nebo je ovlivněna doposud neznámými vlivy. Zjištěné výsledky vyplývající z RDA analýzy potvrzují do značné míry chování vysvětlované i v předcházejících

kapitolách prostřednictvím Studentova t-testu. Z ordinačního grafu na obr. 4.20 je patrné, že více kusů je identifikováno pomocí UAV technologie na pozemcích orné půdy. Zjišťované meteorologické údaje (průměrná vlhkost a úhrn srážek v době sklizně) ovlivňují schopnost detekovat srnčí zvěř podobně jako nadmořská výška neutrálním způsobem. Zajímavostí je, že teplotní charakteristiky prostředí vůbec nebyly na základě analýzy shledány statisticky průkaznými.

4.5 Vytvoření metodického postupu vyhledávání zvěře

Na základě veškerých provedených analýz bylo přistoupeno k návrhu nového metodického postupu na vyhledávání zvěře na zemědělsky obhospodařovaných pozemcích. Metodický postup se na základě statisticky průkazného rozdílu mezi pozemním vyhledáváním a detekcí prostřednictvím UAV technologie zaměřil pouze na druhou zmiňovanou metodu. Metodický postup je primárně zaměřen na vyhledávání mladé zvěře, tedy srnčat, kdy u dospělých jedinců je předpoklad jejich útěku z pozemku před sklízecí technikou nebo případně jejich vyhnání pomocí ověřených metod. Na základě provedených analýz je možné doporučit zejména akusticko-optické plašiče, které mohou být vhodnou alternativou zejména v klidných lokalitách neovlivněných akustickými rušením z urbanizovaných ploch nebo z dopravní infrastruktury. S modernizací bezpilotní technologie se postup, jakým způsobem zvěř v porostu vyhledávat, podstatně měnil a utvářel se do současné podoby

Od roku 2016 do 2019 se využívala metoda, kdy dron při nálezů zvěře zůstal viset nad objektem, než se k místu přiblížila osoba, která zvěř hledala. Ve vyšším porostu při dostatečné blízkosti se vyhledávající osoba naváděla přesněji pomocí mobilního telefonu nebo vysílačky až přesně k místu nálezů zvěře. Až po přesné lokalizaci srnčete se pokračovalo v dalším prohledávání porostu. Dlouhá doba stání UAV techniky na místě neboli tzv. ve „visu“ je pro dron velice energeticky náročná a letová doba se snižuje až o polovinu kapacity baterie. U dronu DJI S 900 odpovídala kapacita jedné baterie letové době přibližně 15 minut. Při výměně baterie se celý systém musí opětovně restartovat. Prodlení přináší také ovládací software pro kameru Optris PI 450, který byl ovládaný skrze palubní PC se systémem Windows XP. Aktivační doba tohoto systému trvala přibližně 7–10 minut. U nástupce tohoto dronu se letová doba prodloužila na přibližně 22 min. Termální kamera vestavěná do dronu spojená s centrální řídicí jednotkou odstranila problém zapínání kamery a stroj byl při výměně baterie v opětovném provozu do 3 minut.

Velikost ploch, které mohou být za den monitorovány je negativně ovlivněna také potřebnou menší letovou výškou do 35 m. Naopak výhodou může být dobíjení baterií přímo v terénu pomocí benzínové centrály (obr. 4.21), které významně prodlužuje



Obrázek 4.21: Ukázka dobíjení baterií v terénu (zdroj: vlastní)

celkovou letovou dobu (baterie jsou do plné kapacity nabity za 35 minut).

Dlouhé prostoje způsobené technickými aspekty se kompenzovaly časem potřebným na rozestavění osob pro vyhledávání. Osoby musí být rozestavěny tak, aby obsáhly porost rovnoměrně a doba, než přijdou ke zvěři, byla co nejkratší. Vyhledávání se koordinuje několik týdnů před samotnou sečí, kdy probíhá komunikace se zemědělci či myslivci při výběru lokalit, kde by bylo nutné použít bezpilotní techniku. Od zemědělců se získají čísla půdních bloků dle LPIS, které se kontrolují z pohledu leteckých podmínek a omezení, jako je například omezení letu v chráněných zónách, blízkost letišť, veřejné komunikace, vedení elektrického napětí nebo vysílače.

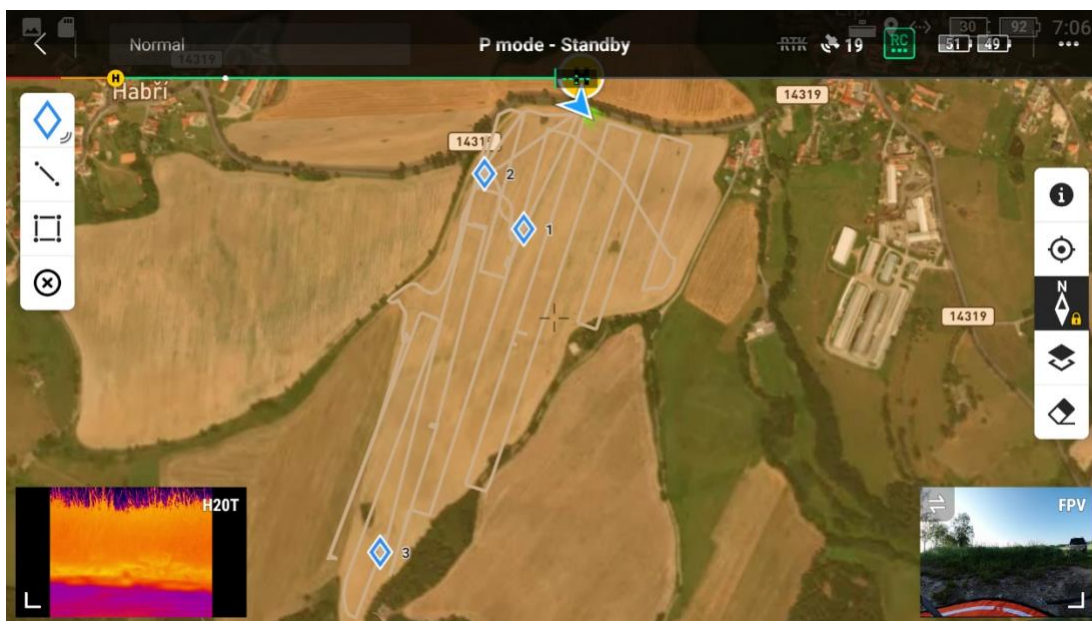
Při výběrů pozemků se již stanovuje místo vzletu a rozmístění vyhledávačů. V hustém porostu je pohyb velice omezený a pro výpočet se vychází z předpokladu, že chůze na vzdálenost 100 metrů trvá přibližně 3:30 minut. Vzdálenost vyhledávačů od sebe je stanovena maximálně na 300 m. Při již vybraném termínu sečení se koordinuje čas a místo, kde se skupina sejde, a dohodnou se konkrétní podmínky vyhledávání. Dostatečný počet vyhledávačů zajišťuje myslivecký subjekt nebo zemědělci. Vzhledem k absenci mladých osob aktivních v myslivosti se vyhledávání účastní většinou osoby v důchodovém věku. Tito vyhledávači mají v pracovní dny dostatek času na ranní vyhledávání, nevýhodou je ale potřeba značné fyzické zdatnosti, zejména v náročném terénu s větším převýšením a členitostí. V některých honitbách se po dohodě využívají zaměstnanci zemědělských subjektů, kteří mají taktéž snahu zvěř zachránit. V samotný den se schůzka s vyhledávači stanovuje na 6.–7. hodinu ranní. Jak už bylo několikrát zmíněno, je nutné provádět prohledávání před východem slunce, než začnou působit sluneční záření na zemský povrch. Porost, různé krtiny, kopky hlíny nebo kameny se začnou ohřívat a vykazují stejné parametry jako hledaná zvěř a výsledky by tak byly zkreslené, případně by se doba vyhledávání zbytečně prodlužovala falešnými nálezy.

Při příjezdu vyhledávačů se stanoví osoba, která bude komunikovat s osobami v porostu a operátorem dronu. Při dostatečném vybavení jako jsou vysílačky a mobilní telefony, může komunikaci s osobami provádět přímo operátor dronu. Vedoucí osoba podá pokyn k rozmístění vyhledávačů a ti se rozmístí v porostu, dle předem dohodnutých pozic. Po rozmístění vyhledávačů, operátor spustí dron a začne let na nejvíce přímé linii pozemku. Po mnoha pokusech se nejvíce osvědčilo, když dron letí pouze ve dvou směrech a operátor neprovádí další pohyby jako rotace či boční pohyb. Při těchto manévrech je velice snadné ztratit orientaci a pokračovat ve směru, který nepokryje prohledávanou plochu.

Dron letí pouze dopředu a dozadu a při dokončení jedné linie se posune o záběr snímku do strany. Při dokončení linie se operátor zaměří na určitý bod v obraze a dron posune do strany tak, aby byl zachován boční překryv snímku. Při posunu do strany opět pokračuje v pohybu dopředu/dozadu. Kamera musí být vždy naklopena kolmo dolů. Při jiném úhlu není zaručeno, že zvěř bude viditelná skrze porost. Při nálezů zvěře operátor dron zastaví v pohybu a pokud má dron vybavenou kameru zoomem, lze obraz přiblížit a identifikovat zvěř.

U kamery bez přiblížení je nutné klesnout na dostatečnou výšku pro identifikaci zvěře. I v hustém porostu je pro rozpoznání, o jakou zvěř se jedná, dostatečná výška odpovídající 3 m nad terénem. Tento postup není aplikovatelný všude vzhledem k tomu, že na pozemcích může být elektrické vedení nebo jiné překážky a ve výšce 3 m hrozí riziko kolize. Velkou výhodou je proto vybavení UAV technologie kamerou s dostatečným zoomem. Jednoznačnou výhodou je také značná úspora času, když není nutné navádět dron na nižší letovou hladinu a zpět. Doba klesání a spotřeba energie pro klesání a opětovné stoupání je z tohoto pohledem jednoznačné negativum a je to na druhou stranu významný argument pro vybavení dronu potřebnou kamerou.

Od roku 2021 se podařilo postup pro vyhledávání zvěře inovovat, a to díky nové technologii v podobě dronu DJI M300 se systémem RTK. Díky této technologii je možné zvěř označit v centimetrové přesnosti a tyto souřadnice přenést do dalších mobilních zařízení a taktéž uchovat souřadnice ve vysílacím zařízení dronu. Při prohledávání porostu dron udržuje letovou hladinu ve výšce 100–120 m nad zemí. Při nalezení zvěře se kamera přepne do viditelného spektra a přiblíží na dostatečnou kvalitu tak, aby bylo možné rozpoznat, zda se jedná o srnče nebo dospělého jedince. Pokud se jedná o srnče, tak kamera zamíří středem obrazu na zvěř a označí se takzvaný point of interest (POI). Vznikne bod s přesnou GPS souřadnicí (na obrázku 4.22 je znázorněný jako modrý kosočtverec), který se může vyexportovat do mobilního zařízení a vyhledávač tak má přesnou pozici zvěře i bez dronu.



Obrázek 4.22: Ukázka vytvoření POI při detekci zvěře (zdroj: vlastní)

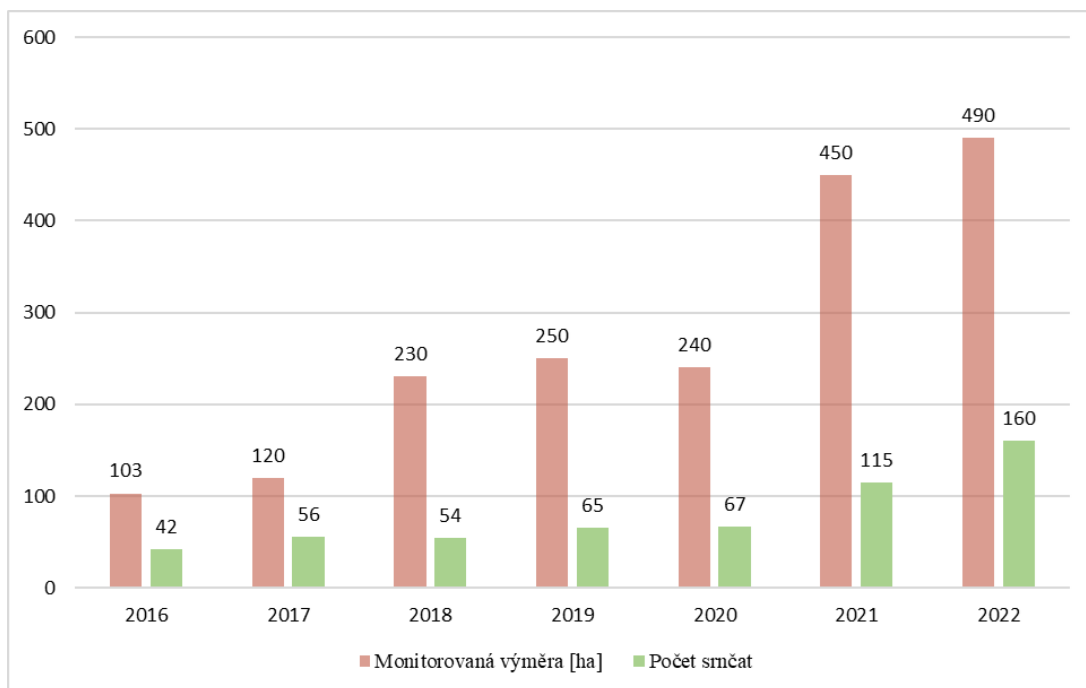
Z vlastního výzkumu je potvrzeno, že takovou metodu lze využít i v případě trvalého travního porostu a jetelotravin menší výšky. U vyšších jetelotravin je nutné navádět vyhledávače v reálném čase. Při testech bylo několikrát ověřeno, že vyhledávač v místě nálezu zvěře prochází a zvěř překročí nebo na ní i stoupne. Při označení zvěře se nasměruje vyhledávač na místo záchytu prostřednictvím umístění dronu nad detekovaný bod podobně jako v předešlé verzi vyhledávání zvěře. Než osoba dojde na místo, tak lze s dronem dále pokračovat v prohledávání porostu a další nalezenou zvěř označovat a následně se vracet k bodům, kam směřuje osoba a navést ji na konkrétní místo. Tímto způsobem je zajištěna minimální doba, kdy dron je ve visu.

Na základě zjištění z dříve prováděných analýz s návratností srnčat na původní polohu v rámci zkoumaných pozemků byl proveden pokus s dřívějším monitoringem pozemků v porovnání s prováděnou sečí. Pokus vycházel z předpokladu, že srnčata zůstanou na původních místech výskytu po celou dobu a bude je možné nalézt i v značném časovém odstupu od provedení monitoringu pomocí UAV technologie. V rámci pokusu byla otestovaná i metoda označování zvěře několik hodin před prováděnou sečí, a to i v době mimo ranní hodiny. Pokusná plocha byl pozemek využívaný jako trvalý travní porost s výškou porostu 55 cm. Pokus tak bylo možné díky vlastnostem porostu uskutečnit.

Na pozemcích se provedl monitoring pomocí dronu v odpoledních hodinách v zataženém dni, kdy slunce nezpůsobovalo nežádoucí zahřívání porostu a pozemku. Nalezená zvěř se označila a přesné GPS souřadnice se poslali uživateli honitby do mobilního zařízení. Druhý den ráno se osoba vyhledávače navigovala pomocí GPS souřadnic k místu, kde by se měla nacházet zvěř a obě místa našla a zvěř vynesla. Tento pokus naznačil možnost provádění monitoringu bez spoluúčasti velkého počtu vyhledávačů, kdy operátor by mohl provést detekci na jednotlivých pozemcích nezávisle na organizaci dalších osob, a to v časovém horizontu až několika dní před sečí. Následně těsně před prováděním zemědělských prací by zemědělec nebo zástupci mysliveckých sdružení mohli podle přesných GPS souřadnic zvěř vynést bez rizika jejího návratu ještě před pokosením porostu. Spolupráce se zemědělci je důležitým faktorem pro úspěšné dokončení vyhánění srnčat. Při vynesení zvěře a následném několikahodinovém zpoždění příjezdu žací techniky je prokázáno, že se zvěř vrací do porostu. V rámci výzkumu nebylo možné provést označování nalezené zvěře. K těmto aktivitám je nutné povolení k experimentální činnosti a zacházení s volně žijící zvěří. V podávaných grantových projektech byl tento výzkum zahrnut a označování zvěře by vedlo k objasnění dalších požadovaných kroků ve výzkumu. Financování z vlastních zdrojů nebylo pro tuto aktivitu možné. Z tohoto důvodu není vědecky doložené, v jakém časovém horizontu a jaká zvěř se vrací do porostu. Vynesené srnče nelze dlouhodobě sledovat v blízkosti. Byl by zabráněn kontakt s matkou a bylo by příliš vysoké riziko, že srna své mládě opustí. Při vyhledávání zvěře a následném čekání na žací techniku se prokázalo, že pohyblivá srnčata mají téměř okamžitou tendenci se vracet do porostu. I zdánlivě nepohyblivá srnčata po vynesení dokáže srna do několika hodin navrátit do porostu. Při vyhledávání zvěře mimo vybrané oblasti byla vynesena 3 srnčata. Nepohyblivá srnčata, nereagující na člověka s odhadovaným stářím 5-8 dní byla vynesena z porostu za pozemní komunikaci do přilehlého remízku. Vyhledávání probíhalo v 5:30. Technika z důvodů vysoké vlhkosti porostu přijela po 12 h. Při následném procházení uživateli honitby byla nalezena všechna tři srnčata usmrcena v porostu ve vzdálenosti několika metrů od komunikace. Z tohoto důvodu je nutná precizní komunikace se zemědělci a čas vyhledávání se přizpůsobuje jejich požadavkům tak, aby žací technika byla na pozemku již v době vyhledávání a po prohledání části pozemku začala kosit píci. Srny při pohybu techniky nemají snahu

srnčata vrátit zpět do porostu a pohyblivá srnčata vyjdou na posekanou část a vracejí se zpět do úkrytu, kam byla vynesena.

Nad rámec této disertační práce byl navržený metodický postup konfrontován s potřebami praxe a byl zkoušen v provozu zemědělských podniků, se kterými byla navázána bližší spolupráce. O úspěšnosti tohoto navrhovaného metodického postupu svědčí také neustále se zvyšující plocha monitorovaná pomocí UAV technologie i počet detekovaných srnčat, která byla z porostů před sečí vynášena. Trend vzrůstající obliby vyhledávání srnčat pomocí dronů je možné prezentovat na grafu (Obr. 4.23), který zachycuje vývoj autorem monitorovaných ploch a záchyťů srnčat od roku 2016 po současnost v rámci reálného využívání v praxi.



Obrázek 4.23: Rozsah prováděných detekčních prací od roku 2016

Zásadním předpokladem pro aplikaci těchto postupů a pro ochranu volně žijící zvěře, zejména potom srnčat, je dostatečná finanční dotace ze strany státu na pořízení potřebné techniky nebo na zaplacení služby související s vyhledáváním zvěře v porostech. Dosavadní podpora od státu je zprostředkována prostřednictvím nařízení vlády č. 30/2014 Sb., o stanovení závazných pravidel poskytování finančních příspěvků na hospodaření v lesích a na vybrané myslivecké činnosti. Ve třetí části tohoto nařízení jsou zahrnuty finanční příspěvky na vybrané myslivecké činnosti pro uživatele honitby.

Dotaci lze žádat na 33 předmětů, z nichž jeden cíl je směřován na zmírnění škod od zvěře a na zvěři. Tento typ podpory je označen jako akusticko- světelné plašiče zvěře. Uživatel honitby může žádat jeden kus plašiče na 150 ha zemědělské půdy v honitbě. Žádat může jednou za pět let a finanční příspěvek na jeden plašič je 2000 Kč. Základními podmínkami pro poskytnutí dotace je maximální počet 1 ks plašiče na 150 ha zemědělské půdy v honitbě, plašič musí umožňovat nastavení doby provozu a vytvářet alespoň 2 kombinace akusticko -světelných efektů a příspěvek lze poskytnout pouze jednou za 5 let (počet dotovaných zařízení za sledovaných 5 let nesmí překročit maximální počet stanovený podle výměry honitby). V roce 2021 bylo přijato 92 žádostí na celkem 415 kusů plašičů s celkovou hodnotou dotace 0,8 milionů Kč. Podle zjištěných informací od nejrozšířenějšího výrobce plašičů plasiczvere.cz bylo v roce 2021 prodáno 600 kusů těchto plašičů a je tedy patrné,

že dotaci nepožadují všichni uživatelé honitby, kteří plašiče koupili. Z jakého důvodu není známo. Žádost se podává jednotně s dalšími žádostmi a náročnost na administrativu není vysoká. Z celkové alokované finanční dotace bylo vyplaceno pouze 79,2 milionu Kč, tedy necelé 1 % z celkové částky. Celkově je v České republice zaregistrováno 5 787 mysliveckých subjektů, žádost na nákup plašičů si však podalo pouze 1,6 %.

V roce 2022 po dlouhodobém usilování neziskových organizací o podporu ze strany státu, vznikla diskuse na téma dotační podpory pro uživatele honitby. Na dvou schůzkách v září roku 2022 se sešla pracovní skupina tvořená zástupci Ministerstva zemědělství (Mze) z odboru státní správy myslivosti a rybářství, zástupci neziskových organizací pro záchranu zvěře a zástupci vědecké sféry, kteří se zabývají touto problematikou. Bylo diskutováno, jakou dotační formu zvolit pro uživatele honitby. Po diskusích bylo členy dojednáno, že jsou možné dvě varianty: podpora nákupu bezpilotní techniky pro uživatele honitby, podpora vyhledávání zvěře na hektar zemědělské plochy.

Při obou typech podpory je nutné vypočítávat celkovou částku pro všechny uživatele honitby. Při podpoře nákup bezpilotní techniky by musely být nastaveny minimální parametry stejně jako pro plašiče, kdy je možné žádat 1 plašič na 150 ha zemědělské půdy v honitbě. Pro eliminaci lesních honiteb by bylo možné žádat nákup dronu při 30 % zemědělské plochy z celkové výměry honitby. Při 50 % dotaci na pořízení dronu, kdy cena dronu Mavic 3 T činí 162 000 Kč vč. DPH včetně náhradních baterií, by poskytnutá 50% dotace činila 81 000 Kč. Při výpočtu na všechny uživatele (5 787 uživatelů x 81 000 Kč) by celková částka dosahovala 468 747 000 Kč. Pokud by byla stanovená maximální finanční podpora, stejně jako je například u chladících zařízení pro ulovenou zvěř, kdy jsou hrazeny 50 % náklady a maximálně 40 000 Kč, by konečná částka dosáhla 231 480 000 Kč. Při celkových výdajích 79,2 milionů Kč za rok 2021 je takováto částka nereálná i v dlouhodobém horizontu, kdyby byly žádosti podávány během 5letého období. Výpočet uvažuje 100% účast uživatelů honitby v dotačním titulu. Pokud by se uvažovalo zapojení pouze podobného procenta uživatelů jako v předchozích dotačních titulech např. na nákup plašičů, tj. žádosti přibližně 1,6 % uživatelů honiteb, dosahovala by výsledná částka 3 680 000 Kč. Při podpoře na nákup bezpilotní techniky je výhodou, že uživatel honitby bude mít možnost využívat dron po celý rok. Pomocí

dronu lze nejen vyhledávat zvěř při senoseči, ale může se provádět sčítání zvěře, monitoring zemědělských porostů, dosled zvěře apod.

Při podpoře v podobě jednotné hektarové platby na vyhledávání zvěře je možné vycházet z celkových výměr, na které by bylo možné vyplácet podporu. Tyto výměry jsou uvedeny v tabulce 4.1.

Tabulka 4.1: Rozsah osevních ploch pícnin v České republice a v Jihočeském kraji (zdroj: Český statistický úřad, 2022)

Osevní plochy [ha]	Jihočeský kraj	Česká republika
Trvalý travní porost	175 174	1 000 994
Víceleté píciny	22 913	210 211
Píciny na orné půdě	55 511	466 478
Celkem	253 598	1 677 683

Pokud se započítají trvalé travní porosty, víceleté píciny a píciny na orné půdě, tak celková výměra ploch pro Českou republiku činí 1 677 683 ha. Při zvažovaných nákladech by 100% platba dosahovala 150 Kč na ha, což opět při celkové uvažované výměře vede ke značně vysoké celkové částce, a to 251 652 450 Kč. Při 50 % podpoře by se částka snížila na 125 826 225 Kč, což také není zcela reálné. Při opětovném výpočtu, kdy se opět bere v úvahu pouze 1,6 % potenciálních žadatelů by celková částka při 100% plnění činila 4 026 439 Kč, po snížení dotace na 50 % potom částka dosáhne 2 013 219 Kč.

Návrh metodického postupu na vyplácení dotací na vyhledávání zvěře v porostu a její ochranu tak vyžaduje další jednání pro stavení přijatelných parametrů pro obě strany. V posledních letech byl výzkum zaměřen na novou možnost zlepšení detekce zvěře, který by celý proces vyhledávání ještě zjednodušil. Prakticky se jedná o možnost automatizovaného vyhledávání zvěře za pomoci pořízených multispektrálních nebo RGB snímků prostřednictvím UAV technologie. Podobně jak již bylo publikováno (Polensky et al., 2022) pro problematiku detekce kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo sinensis*). Detekce sledované zvěře na RGB a multispektrálních snímcích může být provedena jako klasifikace podoblasti

snímku do dvou tříd (sledovaná zvěř, ostatní) pomocí konvoluční neuronové sítě (CNN). Obraz byl snímán pomocí snímacího okna, jehož velikost byla odhadnuta z výšky letu stejným způsobem jako při zpracování termovizního obrazu. Natrénovaná CNN následně klasifikuje okno do třídy zvěř nebo ostatní. Centroidy detekované zvěře jsou potom v obraze označeny a použity k počítání počtu jedinců. Tento přístup by mohl metodický postup pro vyhledávání zvěře ještě více zjednodušit.

4.6 Souhrn nejdůležitějších výsledků

Z předcházejících kapitol vyplývá, že veškeré stanovené nulové hypotézy byly průkazně vyvráceny a byly potvrzeny stanovené alternativní hypotézy týkající se předmětu výzkumu. Nejvýznamnější výsledky disertační práce je možné shrnout do následujících bodů:

- V rámci monitoringu srnčí zvěře na zemědělsky obhospodařovaných pozemcích bylo prokázáno, že detekce především srnčat je účinněji prováděna pomocí UAV technologie než při pozemním sledování
- Účinnost pozemního průzkumu klesá, pokud jsou na pozemcích pěstovány píceiny na orné půdě, zejména potom jetelotravní směsi
- Byl prokázán velmi rychlý návrat vyplašené a v případě srnčat vynesené zvěře na původní lokaci na pozemcích, a to velmi přesně
- Veškeré zemědělské operace je nutné provádět v co nejkratším časovém odstupu po provedení monitoringu, aby se zabránilo škodám na populaci srnčí zvěře
- Byla prokázána účinnost akusticko-světelných plašičů na snížení počtu zvěře na pozemku
- Účinnost akusticko-světelných plašičů se snižuje, pokud jsou pozemky v blízkosti rušivých vlivů, zejména dopravní infrastruktury a urbanizovaných ploch
- Bylo prokázáno, že zvěř se na pozemcích zdržuje nejčastěji v blízkosti okrajů pozemků a více se vyhýbá otevřeným centrálním částem zkoumaných ploch

5 Diskuse

Problematikou vyhledávání volně žijících zvířat, ať již pozemním způsobem vyhledávání, tak prostřednictvím UAV technologie, se zabývá celá řada autorů např. Engeman et al. (2013), Lee et al. (2021), Oishi et al. (2018), van Gemert et al. (2014) nebo Witmer (2005).

Zásadní otázkou, na kterou se snaží najít odpověď i tato disertační práce, je problematika rozdílné detekce zvěře prostřednictvím pozemních průzkumů a pomocí UAV technologie, a to buď v podobě RGB snímkování, nebo v podobě modernějších metod TIR snímkování. Zjištěná rozdílnost v datech zjištěných pomocí pozemních průzkumů a prostřednictvím UAV technologie byla potvrzena mnoha dalšími autory pro různé živočišné druhy. Jak dokládá Spaan et al. (2019) průzkumy pomocí UAV technologie poskytly při sčítání volně žijících zvířat podobné počty jedinců jako tradiční pozemní průzkumy, a to pro podskupiny obsahující méně než 10 jedinců a autoři rovněž dokládají, že tyto dva počty jsou vzájemně statisticky konzistentní. U větších skupin byl počet sečtených jedinců o 92 % případů vyšší v případě monitorování skupin drony než u pozemních průzkumů. Průzkumy prováděné drony mohou mít při pozorování velkých skupin výhodu oproti pozemním průzkumům, protože poskytují lepší viditelnost, zejména pokud jsou někteří jedinci v zákrytu vegetací. Jak dokládají Mulero-Pázmány et al. (2014, 2017), je velkou výhodou fakt, že záznam lze opakovaně přehrávat, což napomáhá vizuální identifikaci. Kromě toho se na záběrech termálních infračervených snímků zvěř jeví jako jasné objekty (v chladnější části dne), zatímco při pohledu pouhým okem mohou mít stejný odstín jako jejich okolí.

V rámci výsledků zaznamenaných v této disertační práci bylo zjištěno, že problematika viditelnost představuje v některých případech zásadní problém při pozemních průzkumech zvěře. Na rozdíl od zjištění z této disertační práce Kays et al. (2019) zjistili, že pozemní počty byly vyšší než počty detekované z UAV technologie. Porovnávaly však počty pouze ze dvou letů, zatímco výsledky této práce porovnávali počty z výrazně většího počtu letů. Burke et al. (2019) také ve své studii uvádějí, že hlavním problémem při použití UAV prostředků s termální kamerou k detekci a identifikaci zvířat bylo zahřívání okolních porostů. Při létání s drony s infračervenými termálními kamerami je důležitým faktorem denní doba. Aby se maximalizoval tepelný kontrast, měly by se lety dronů provádět v denní době, kdy

je rozdíl teplot mezi zájmovým živočichem a jeho okolím největší (Kays et al., 2019). Načasování průzkumů je kritickou součástí studií využívajících termální kameru, protože emise tepla není konstantní po celý den (Felton et al., 2010) a může kolísat v závislosti na různých faktorech, jako jsou povětrnostní podmínky např. okolní teplota, oblačnost (Burke et al., 2019), podmínky prostředí např. pokryv půdy (Burke et al., 2019; Franke et al., 2012; Chrétien et al., 2016; Witczuk et al., 2018). Jak bylo zjištěno při monitoringu srnčí zvěře na sledovaných lokalitách vliv těchto faktorů a topografická složitost může mít za následek nerovnoměrné oteplování oblastí (tepelný cluttering) způsobené působením slunečního záření (tj. tepelné záření pozadí se v krajině liší) a nabývá na významu zejména v oblastech s objekty s vysokou tepelnou setrvačností, jako jsou skály nebo balvany a vlhká půda nebo voda (Diefenbach, 2005). Witczuk et al. (2018) naznačili, že kontrast mezi porostem a zemí může ovlivnit schopnost detekce zvířat v oblastech s větším množstvím stromů, a zjistili, že během ranních letů se některé sluncem ozářené kmeny a větve stromů teprve začínaly zahřívat, což vedlo k tepelnému znepráhlednění a nízkému kontrastu. Zatímco při večerních letech bylo zjištěno, že snímky měly homogennější pozadí, takže znaky zvířat vynikly s dostatečným kontrastem a umožňovaly relativně snadnou detekci např. Corcoran et al. (2019, 2021) nebo García-Cervigón a José (2015). Jak potvrzuje Beaver et al. (2020) během ranních letů byla vegetace v důsledku výměny tepelného záření s jasnou noční oblohou chladná, zatímco půda zůstávala relativně teplá, a srnčí zvěř se pak v tomto období kvůli sníženému kontrastu obtížně odlišovala od pozadí.

Obdobně jako v případě této práce byly téměř všechny publikované průzkumy suchozemských savců pomocí dronů prováděny v oblastech s nízkým nebo žádným pokryvem korun stromů a relativně plochým reliéfem. Jak bylo potvrzeno výsledky této studie, při hustším a vyšším rostlinném krytu je velmi obtížná detekce jedinců na prohledávaných plochách, jak potvrzuje např. Brunton et al. (2020) nebo Ivanova et al. (2022). Větší rozdíly v topografii pravděpodobně způsobí, že se zvířata na snímcích objeví jako různě velká, což by následně mohlo činit problémy vznikajícím algoritmům pro automatickou detekci jednotlivých objektů a správnou klasifikaci druhů, jak potvrzuje Rey et al. (2017). Poněkud odlišný přístup mají studie Corcoran et al. (2019) a Oishi et al. (2018), které potvrzují, že i v oblastech se středně hustým nebo hustým porostem je možné s vysokou pravděpodobností detekovat zvěř, a to i automatickým způsobem, pokud jsou pro detekci použity

infračervené senzory, u nichž bylo zjištěno, že částečně zmírňují vliv pokryvu korun stromů a porostu. Tepelné stopy živočichů byly stále rozlišitelné, i když byly částečně zakryty okolní vegetací (Corcoran et al., 2021). Dvě studie provedené Chrétien et al. (2015, 2016) se týkají automatizované detekce konkrétně divoce žijících suchozemských savců, jako je např. americký bizon (*Bison bison*), los evropský (*Alces alces*), daněk skvrnitý (*Dama dama*), vlk obecný (*Canis lupus*) a jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus*). Výsledky jsou však zkresleny prováděním výzkumu v poloumělém prostředí ve výbězích s malými velikostmi vzorků, a proto zůstává neznámé, jak by automatizovaná detekce fungovala při průzkumech velkých populací těchto a podobných druhů v jejich přirozeném prostředí.

Samostatnou problematikou, jak je výše zmíněno, je vliv místních podmínek na detekci zvěře podobně, jak je popsáno v kapitole Výsledky 4.3. Průzkumy byly prováděny za slunečných a suchých podmínek, což není překvapivé, protože bylo prokázáno, že létání v dešti zvyšuje riziko ztráty kontroly nad dronem (Ranquist et al., 2017). Stejně tak rychlost větru nad 19 km/hod snižuje stabilitu multirotorových strojů nebo úplně znemožňuje jejich let (Seymour et al., 2017). V některých studiích bylo také zaznamenáno, že v důsledku větru bylo snímkování nekvalitní a výsledné pořízené snímky byly rozmazané, což vedlo ke snížení pravděpodobnosti automatické detekce, protože obrysy a rysy cílových druhů byly méně zřetelně odlišitelné od šumu pozadí (Chrétien et al., 2015, 2016; Oishi et al., 2018). Ve studii detekce kolpíků malých (*Platalea minor*) prostřednictvím RGB snímkování, kterou provedli Liu et al. (2015), bylo jako problém zmíněno slunce, protože odrazy slunce od vody mohou často vypadat podobně jako detekované objekty, a to jak velikostí, tak tvarem. Jak je zmíněno v této práci, monitoring zejména infračerveným snímkováním by měl být zpravidla prováděn v nejchladnější denní době (nejčastěji v časných ranních hodinách), aby byl zajištěn co největší kontrast mezi tepelnými stopami cílových zvířat a teplotou jejich prostředí. Tento poznatek potvrzuje Corcoran et al. (2019), Lhoest et al. (2015) nebo Longmore et al. (2017). Tělesná teplota suchozemských savců se při průzkumu pomocí termálních infračervených senzorů pohybuje v rozmezí 36,1–38,9 °C, přičemž kontrast mezi cílovými zvířaty a teplotou pozadí by měl ideálně činit 14,4–33,1 °C. Tento kontrast shledávají autoři mnoha studií jako dostatečný k tomu, aby umožnil identifikaci cílových zvířat na druhové úrovni (Corcoran et al., 2019;

Chrétien et al., 2015; Lhoest et al., 2015; Longmore et al., 2017; Oishi et al., 2018; Seymour et al., 2017).

Výsledky studie Schroeder et al. (2020) zdůrazňují, že při používání dronů s termální kamerou k průzkumu volně žijících živočichů je důležité porozumět prostředí a plánovat pozorování odpovídajícím způsobem. Vzhledem k tomu, že v mnoha zemích existují regulační rámce, které omezují létání s drony v noci nebo před východem slunce (Stöcker et al., 2017), musí průzkumníci také upravit plán studie tak, aby byl v souladu s místními předpisy. Z výsledků dosažených v této disertační práci je patrné, že je při monitoringu volně žijící zvěře ideální využívat UAV technologie s dostatečně kvalitními kamerami včetně termálních senzorů. Použití termálních senzorů hodnotí jako velmi kvalitní zdroj pro detekci zvěře také Lee et al. (2021). Termální senzory přináší několik výhod pro detekci volně žijících živočichů, zejména úsporu času při detekci (Witczuk et al., 2018), lepší detekční výkon (Hambrecht et al., 2019) a širší využití u mnoha druhů (Chrétien et al., 2016). Tepelné senzory však stále mají svá omezení a nevýhody. Významným omezením je, že tepelné senzory nemohou snímat přes překážky, jako jsou koruny stromů, úkryty a keře. Tato omezení mají i metody detekce založené na snímcích RGB. Termosnímky však lze použít k detekci tělesné teploty maskovaného cíle a mohou mít oproti snímkům RGB výhodu (Oishi et al., 2018). Jak bylo potvrzeno detekováním srnčat v porostu, je další kritickou nevýhodou nižší rozlišení termokamery. Ve srovnání s RGB snímkem má obraz vytvořený termálním senzorem přibližně 40krát méně pixelů a čtvrtinovou plochu pokrytí (Bagavathiappan et al., 2013). Kromě toho je prostorové rozlišení při stejné výšce snímání přibližně čtyřikrát nižší. Tato nevýhoda omezuje výšku snímání pro získání snímků použitelných pro detekci volně žijící zvěře. Ve výšce 100 m je rozlišení pixelů přibližně 9 cm a ve výšce 200 m je rozlišení přibližně 18 cm. Pokud je výška snímání vyšší než 100 m, cíl velikosti uvedené v tomto článku bude reprezentován pouze několika pixely, a pokud se více cílů vzájemně dotýká nebo překrývá, jejich okraje se obtížněji rozlišují a rozmazané cíle nejsou správně detekovány (Spaan et al., 2019). V této disertační práci se jako maximální výška pro kvalitní detekci srnčí zvěře jevila výška 100–120 m. Pokud by velikost nebo tvar detekovaného cíle byly jiné, nebo by bylo možné použít kvalitnější termální senzor, bylo by možné zvolit i vyšší maximální letovou hladinu (van Gemert et al., 2014).

Jak potvrzuje Linchant et al. (2015), i termovizní a RGB průzkumy prováděné drony mohou rychle shromáždit podrobné informace, což potenciálně vytváří scénáře,

kdy se čas a náklady na provádění klasických pozemních průzkumů stávají neúměrně vysokými. Jako příklad uvádí monitoring studované oblasti o rozloze 1,74 km², kdy každý let poskytl téměř kompletní pokrytí naší studované oblasti a kompletní videozáznam každého průzkumu trval pouze 20 minut a pozemní podpora měla na vyhodnocení veškerých snímků pouze 1 hodinu času. Větší studijní plochy a složitější soubory dat by potom mohly vyžadovat automatické rozpoznávání objektů a klasifikaci obrazu, což by ušetřilo čas a náklady spojené s analýzou prováděnou lidským pozorovatelem, ale vyžadovalo by to další testování a vyhodnocení (Chabot, 2009; Chabot a Francis, 2016). Hodgson et al. (2016) ve své studii podotýká, že ačkoli poloautomatické počítání zefektivnilo proces po tréninku algoritmu, manuální počítání fungovalo stejně dobře. Pokud je však počet subjektů velký nebo je nutné opakované počítání v různých časových intervalech, může být manuální počítání značně náročné a začlenění možností automatického učení bude nezbytné (Hodgson et al., 2018).

Zajímavé výsledky přináší porovnání dosaženého výsledku popisujícího zvýšený výskyt srnčí zvěře v okrajových částech pozemku, respektive v blízkosti prvků jako jsou vodní toky, stromy, lesní porosty apod., ale i antropogenní objekty jako např. cestní síť, ohradník apod. Již v kapitole Výsledky byla zmíněna studie Klein et al. (2004), která jednoznačně prokazuje zvýšený výskyt zvěře v blízkosti tzv. orientačních bodů v terénu, jimiž mohou být právě viditelné překážky zmiňované výše. Obdobné výsledky zmiňuje ve své práci zaměřené na chování prasete divokého (*Sus scrofa*) i Italský výzkum Scillitani et al. (2010). Tento typ studií je spíš ojedinělý u volně žijících zvířat, nicméně pudové chování si s sebou přenáší zvěř i do chovu v zajetí, což popisuje ve své studii zaměřené na farmový chov jelena evropského (*Cervus elaphus*) i Abeyesinghe a Goddard (1998). V této studii byla skupina jelenů vystavena podmínkám pastevního chovu v ohrazeném prostoru a testovací skupiny zvířat ve většině případů volily pro pohyb, pastvu i odpočinek okrajové části ohrad a ponechávaly centrální oblasti vždy prázdné. Stejně chování bylo pozorováno i u jedinců, kteří se do ohrady dostali náhodně z vnějšího prostředí. Prakticky jediná okolnost, která je od tohoto chování odrazovala, byla přítomnost jiných zvířat v sousední ohradě např. skotu, prasat nebo ovcí (Abeyesinghe et al., 1997). Tendenci vyhýbat se centrálním místům pozemků, která může souviset s chováním při hledání úkrytu snazšího úkrytu v případě napadení predátory, potvrzuje ve své studii i Whittington a Chamove (1995).

Relativně malý prostor studovaných lokalit a výhradní zaměření na výzkum srnčí zvěře neumožňuje zcela porovnat výsledky se studiemi, které jsou zaměřené na schopnost detekovat a rozlišovat více příbuzných nebo podobných druhů, což je potenciální riziko popisované metody při snímkování lokalit s více druhy, které jsou si blízce příbuzné nebo mají podobnou morfologii. Je zapotřebí dalšího výzkumu charakteristik tepelných a velikostních znaků dalších druhů suchozemských savců a v budoucích pracích by měla být posouzena a začleněna korekční metoda, která zohledňuje pravděpodobnost záměny detekované zvěře s jiným druhem pro různé typy vegetačního krytu (např. otevřené pole, pozemky s křovinami apod.). Podobné závěry ve svých studiích vyvozují i Chrétien et al. (2016), Kellenberger et al. (2017) nebo Witmer (2005). S dalším rozvojem dronů, senzorů a technik počítačového zpracování se také očekává, že se přístupy k lokalizaci divoké zvěře založené na dronech budou nadále zlepšovat a rozšiřovat (Lancia et al., 2005; Linchant et al., 2015; Polensky et al., 2022).

Závěr

Tato práce si kladla za cíl stanovit vliv podmínek v krajině na výskyt a pohyb volně žijící zvěře a vyhodnotit úspěšnosti detekce výskytu zvěře různými pracovními metodami, se zvláštním zaměřením na srnčí zvěř. Celé řešení disertační práce vedlo k navržení neoptimálnějšího způsobu vyhledávání zvěře na zemědělských pozemcích před senosečí pomocí bezpilotní technologie s termokamerou. Práce směřovala k vytvoření systematizovaného postupu vyhledávání zvěře tak, aby tuto technologii mohli využívat samotní uživatelé honitby a zemědělci. Na základě provedených analýz je možné stanovit, kde jsou nejčastější místa, kde srny kladou srnčata, a jakou vytvořit strukturu možných preventivních opatření chránících populaci srnčí zvěře, které lze aplikovat v průběhu prací na zemědělských porostech.

Na základě provedených statistických analýz bylo prokázáno, že je větší pravděpodobnost výskytu srnčí zvěře, ať již srnčat nebo dospělých jedinců v porostech luskoobilných a jetelotravních směsí na orné půdě než v porostech travních porostů. Důvodem je pravděpodobně větší výživová hodnota porostu a lákavost této stravy pro srnčí zvěř a také zároveň i lepší úkrytové možnosti v hustém porostu. Tento fakt je potvrzen také výrazně zhoršenou schopností detekovat zvěř v porostech píce na orné půdě při procházení porostů v rámci pozemních průzkumů. Výsledky disertační práce jednoznačně ukázaly, že pro detekci zvěře před sečí je optimální využívat letecké prostředky v podobě UAV technologie s termální kamerou a s přesným RTK určováním polohy. Tento způsob detekce umožňuje výrazně větší operativnost postupu a menší náročnost na koordinaci týmů vyhledávačů zvěře. Jedním z témat, kterému se disertační práce věnovala, je také časové hledisko vyhledávání zvěře před prováděním zemědělských operací na pozemcích. Práce prokázala, že je nutné, aby seč probíhala prakticky okamžitě po detekci a odstranění zvěře z porostu, protože při jakékoliv časové prodlevě mají srny tendenci vracet mláďata zpět na původní místo, odkud byla vynesena.

Zajímavým aspektem práce bylo řešení problematiky využívání preventivních zařízení na plašení zvěře z porostu. V rámci disertační práce byly zkoušeny dva způsoby plašení zvěře, a to akusticko-světelné plašiče a pasivní plašiče v podobě plachty na dřevěné konstrukci. Na základě měření bylo i statisticky prokázáno, že akusticko-světelné plašiče mají dobrou účinnost, zejména na pozemcích, které mají klidné přírodní okolí. Na ostatních pozemcích, více či méně ovlivněných přítomností

urbánních aktivit, je účinnost plašení zvěře mírně snížena tím, že zvěř je na ruch zvyklá a plašič jí příliš nevadí. U plašičů pasivních, u kterých se předpokládalo, že by vzhledem k nízké pořizovací ceně mohly být vítanou alternativou k jiným způsobům vyhánění zvěře z porostů, se tento očekávaný efekt nedostavil. Zvěř plašiče příliš nevnímá, a navíc je problematické i jejich rozmísťování v porostu píceň (plašiče jsou těžké a obtížně se s nimi manipuluje).

Jedním z hodnocených problémů byl také výskyt zvěře vzhledem k velikosti a konfiguraci pozemku v terénu. Na základě dříve provedené rešeršní práce se podařilo prokázat, že zvěř je silně fixovaná na tzv. orientační body v terénu, které v dnešním rušivém lidskými aktivitami ovlivněném krajinném prostoru pomáhají srnčí zvěři s prostorovou orientací. Těchto poznatků bude následně možné použít i při praktických aplikacích postupu v terénu.

Celá práce směřovala k návrhu metodického postupu pro detekci srnčí zvěře v porostech píceň. Metodický návod byl již částečně publikován pod záštitou Ministerstva zemědělství České republiky v roce 2019. V současné době budou do této metodiky zakomponovány další poznatky, které vyplynuly z této disertační práce. Publikovaná data dokládají, že zvolený postup je kladně přijímán i uživateli zemědělského prostoru a jedná se tak o značný přínos v ochraně zejména nových generací populace srnčí zvěře.

Seznam použité literatury

1. Aanes, R. a Andersen, R. (1996). The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. *Canadian Journal of Zoology*, 74(10), 1857–1865.
 2. Abeyesinghe, S. M. a Goddard, P. J. (1998). The preferences and behaviour of farmed red deer (*Cervus elaphus*) in the presence of other farmed species. *Applied Animal Behaviour Science*, 56(1), 59–69.
 3. Abeyesinghe, S. M., Goddard, P. J. a Cockram, M. S. (1997). The behavioural and physiological responses of farmed red deer (*Cervus elaphus*) penned adjacent to other species. *Applied Animal Behaviour Science*, 55(1–2), 163–175.
 4. Anděra, M. (2003). *Fauna*. Nakladatelství Libri. ISBN 80-7277-162-0.
 5. Anděra, M. a Horáček, I. (2005). *Poznáváme naše savce*. Sobotáles. ISBN 978-80-86817-08-8.
 6. Andersen, R. a Linnell, J. D. (1998). Ecological correlates of mortality of roe deer fawns in a predator-free environment. *Canadian Journal of Zoology*, 76(7), 1217–1225.
 7. Andreska, J. a Andresková, E. (1993). *Tisíc let myslivosti*. Tina. ISBN 80-85618-12-5.
 8. Antrop, M. (2008). *Landscapes at risk: About change in the European landscapes*. ISBN 978-80-86561-58-5.
 9. Antwi, E. K., Krawczynski, R. a Wiegler, G. (2008). Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape and Urban Planning*, 87(1), 22–32.
 10. Bagavathiappan, S., Lahiri, B. B., Saravanan, T., Philip, J. a Jayakumar, T. (2013). Infrared thermography for condition monitoring—A review. *Infrared Physics a Technology*, 60, 35–55.
 11. Balaras, C. A. a Argiriou, A. A. (2002). Infrared thermography for building diagnostics. *Energy and buildings*, 34(2), 171–183.
 12. Bastian, O. (2001). Landscape Ecology—towards a unified discipline? *Landscape Ecology*, 16(8), 757–766.
-

-
13. Beaver, J. T., Baldwin, R. W., Messinger, M., Newbolt, C. H., Ditchkoff, S. S. a Silman, M. R. (2020). Evaluating the use of drones equipped with thermal sensors as an effective method for estimating wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 44(2), 434–443.
 14. Bejcek, V. (1980). Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most Basin (North-western Bohemia). *Folia Zoologica*, 29(1), 67–77.
 15. Bernetti, I., Franciosi, C. a Lombardi, G. V. (2006). Land use change and the multifunctional role of agriculture: A spatial prediction model in an Italian rural area. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 5(2), 145–161.
 16. Bína, J. a Demek, J. (2012). *Z nížin do hor—Geomorfologické jednotky České republiky*. ACADEMIA. ISBN 978-80-200-2026-0.
 17. Blüchel, K. (2014). *Myslivost: Historie, zbraně, zvěř* (2. vydání). Slovart. ISBN 978-80-7391-810-1.
 18. Bobek, B., Boyce, M. S. a Kosobucka, M. (1984). Factors affecting red deer (*Cervus elaphus*) population density in southeastern Poland. *Journal of Applied Ecology*, 881–890.
 19. Boon, M. A., Greenfield, R. a Tesfamichael, S. (2016). Wetland assessment using unmanned aerial vehicle (UAV) photogrammetry. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing a Spatial Information Sciences*, 41(781–788).
 20. Bro, E., Sarrazin, F., Clobert, J. a Reitz, F. (2000). Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *Journal of Applied Ecology*, 37(3), 432–448.
 21. Brunton, E. A., Leon, J. X. a Burnett, S. E. (2020). Evaluating the efficacy and optimal deployment of thermal infrared and true-colour imaging when using drones for monitoring kangaroos. *Drones*, 4(2), 20.
 22. Buck, L. a Reuter, L. (2012). Halmgutmähen und Halmgutwerben. *Jahrbuch Agrartechnik*, 24, 1-8.
 23. Bührke, J. a Trösken, L. (2017). Halmgutmähen und Halmgutwerben. *Jahrbuch Agrartechnik 2016, Band 28*, 28, 1–8.
-

-
24. Buchalová, M. (2016). *Ohrožení ptáci zemědělské krajiny* [Diplomová práce]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
25. Burke, C., Rashman, M., Wich, S., Symons, A., Theron, C. a Longmore, S. (2019). Optimizing observing strategies for monitoring animals using drone-mounted thermal infrared cameras. *International Journal of Remote Sensing*, 40(2), 439–467.
26. Calverley, B. K. a Sankowski, T. (1995). *Effectiveness of tractor-mounted flushing devices in reducing accidental mortality of upland-nesting ducks in central-Alberta hayfields*. Alberta NAWMP Centre.
27. Cappa, F., Bani, L. a Alberto, M. (2021). Factors affecting the crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) and effects of population control in the Ticino and Lake Maggiore Park (North-western Italy). *Mammalian Biology*, 101.
28. Corcoran, E., Denman, S., Hanger, J., Wilson, B. a Hamilton, G. (2019). Automated detection of koalas using low-level aerial surveillance and machine learning. *Scientific reports*, 9(1), 3208.
29. Corcoran, E., Winsen, M., Sudholz, A. a Hamilton, G. (2021). Automated detection of wildlife using drones: Synthesis, opportunities and constraints. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(6), 1103–1114.
30. Cukor, J., Bartoška, J., Rohla, J., Sova, J. a Machálek, A. (2019). Use of aerial thermography to reduce mortality of roe deer fawns before harvest. *PeerJ*, 7, e6923.
31. Cukor, J., Havránek, F., Vacek, Z., Bukovjan, K., Podrázský, V. a Sharma, R. P. (2019). Roe deer (*Capreolus capreolus*) mortality in relation to fodder harvest in agricultural landscape. *Mammalia*, 83(5), 461–469.
32. Culek, M. (1996). *Biogeografické členění ČR*. Enigma. ISBN 80-85368-80-3.
33. De Leo, G. A., Focardi, S., Gatto, M. a Cattadori, I. M. (2004). The decline of the grey partridge in Europe: Comparing demographies in traditional and modern agricultural landscapes. *Ecological Modelling*, 177(3–4), 313–335.
34. Demek, J. (1965). *Geomorfologie českých zemí*. Nakladatelství Československé akademie věd.
-

-
35. der Mahd, V. (2019). Wie können Wildtiere bei der Mahd des Grünlandes geschützt werden? *Journées de la Prairie*, 48–52.
36. Diefenbach, D. R. (2005). The ability of aerial surveys using thermal infrared imagery to detect changes in abundance of white-tailed deer on Pennsylvania state forests. *Report submitted to Department of Conservation and Natural Resources, Bureau of Forestry, Pennsylvania. Pennsylvania Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, University Park, Pennsylvania, USA.*
37. Domínguez, F. R. (2013). La importancia de los RPAS/UAS para la Unión Europea. *Pre-bie3*, 4, 37.
38. Drmota, J. (2014). *Povídání o srnčí zvěři*. Grada. ISBN 978-80-247-5287-7.
39. Drmota, J., Kolář, Z., a Zbořil, J. (2007). *Srnčí zvěř v našich honitbách: Zoologie, etologie, ekologie, chov a myslivecká péče, lov a trofeje*. Grada. ISBN 978-80-247-2366-2.
40. Dumbrovský, M., Mezera, J. a Stejskalová, D. (2000). *Metodický návod pro pozemkové úpravy a související informace*. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy.
41. Durantel, P., a Cortay, G. (2013). *Myslivost: Encyklopedie lovu, zbraní, zvěře a loveckých psů*. Středoevropský institut ekologie zvěře. ISBN 978-80-7305-652-0.
42. Edwards, P. J., Fletcher, M. R. a Berny, P. (2000). Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat. *Agriculture, ecosystems a environment*, 79(2–3), 95–103.
43. Eisenbeiss, H. (2004). A mini unmanned aerial vehicle (UAV): System overview and image acquisition. *International Archives of Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 36(5/W1), 1–7.
44. Engeman, R. M., Massei, G., Sage, M. a Gentle, M. N. (2013). Monitoring wild pig populations: A review of methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 8077–8091.
45. Fahlstrom, P. G., Gleason, T. J. a Sadraey, M. H. (2022). *Introduction to UAV systems*. John Wiley a Sons. ISBN 9781118396780.
-

-
46. Fan, B., Li, Y., Zhang, R. a Fu, Q. (2020). Review on the technological development and application of UAV systems. *Chinese Journal of Electronics*, 29(2), 199–207.
47. Faria, N., Morales, M. B. a Rabça, J. E. (2016). Exploring nest destruction and bird mortality in mown Mediterranean dry grasslands: An increasing threat to grassland bird conservation. *European Journal of Wildlife Research*, 62(6), 663–671.
48. Felton, M., Gurton, K. P., Pezzaniti, J. L., Chenault, D. B. a Roth, L. E. (2010). Measured comparison of the crossover periods for mid-and long-wave IR (MWIR and LWIR) polarimetric and conventional thermal imagery. *Optics express*, 18(15), 15704–15713.
49. Franke, U., Goll, B., Hohmann, U. a Heurich, M. (2012). Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(2), 285–293.
50. Frankelius, P., Norrman, C. a Johansen, K. (2019). Agricultural innovation and the role of institutions: Lessons from the game of drones. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 32(5), 681–707.
51. Fryzelka, P. (2018). Ochrana srnčí zvěře při senoseči. *Myslivost*, 4, 46.
52. Gaisler, J., Pavlu, V. a Hejcman, M. (2006). Effect of mulching frequency on botanical composition of grassland. *Grassland Productivity*.
53. García-Cervigón, D. a José, J. (2015). *Estudio de índices de vegetación a partir de imágenes aéreas tomadas desde UAS/RPAS y aplicaciones de éstos a la agricultura de precisión*.
54. Gaussorgues, G. a Chomet, S. (1993). *Infrared thermography* (Roč. 5). Springer Science a Business Media.
55. Gilsdorf, J. M., Hygnstrom, S. E., VerCauteren, K. C., Clements, G. M., Blankenship, E. E. a Engeman, R. M. (2004). Evaluation of a deer-activated bio-acoustic frightening device for reducing deer damage in cornfields. *Wildlife Society Bulletin*, 32(2), 515–523.
56. Granger, D. a Boutour, C. (2022). Céréaliers et biodiversité: Une synergie à réaffirmer. *Sciences Eaux a Territoires*, 40, xx–xx.
-

-
57. Green, C. (2007). *Reducing mortality of grassland wildlife during haying and wheat-harvesting operations*. Oklahoma Cooperative Extension Service.
58. Hambrecht, L., Brown, R. P., Piel, A. K. a Wich, S. A. (2019). Detecting 'poachers' with drones: Factors influencing the probability of detection with TIR and RGB imaging in miombo woodlands, Tanzania. *Biological conservation*, 233, 109–117.
59. Hanuš, V. a Fišer, Z. (1975). *Bažant*. SZN.
60. Hanzal, V., Hart, V., Janiszewski, P., Forejtek, P. a Kořanová Mrkvičková, D. (2016). *Myslivost 2*. Druckvo. ISBN 978-80-87668-38-2.
61. Havránek, F., Cukor, J. a Machálek, A. (2017). Jaké plašiče si připravit pro vyhnání srn a srnčat z pícnin před sečí pro rok 2017? *Myslivost*, 12.
62. Hell, P., Konôpka, J., Sabadoš, K., Lehocký, M., Farkaš, J., Gašparík, J. a Slamečka, J. (2004). Vel'koplošné ekologické obhospodarovanie zveri v rámci pol'ovných oblastí a lokalít. *Pol'ovnícke štúdie*, 10.
63. Herrero, J., García-Serrano, A., Couto, S., Ortuño, V. M. a García-González, R. (2006). Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research*, 52(4), 245–250.
64. Hodgson, J. C., Baylis, S. M., Mott, R., Herrod, A. a Clarke, R. H. (2016). Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. *Scientific reports*, 6(1), 1–7.
65. Hodgson, J. C., Mott, R., Baylis, S. M., Pham, T. T., Wotherspoon, S., Kilpatrick, A. D., Raja Segaran, R., Reid, I., Terauds, A. a Koh, L. P. (2018). Drones count wildlife more accurately and precisely than humans. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5), 1160–1167.
66. Holá, M., Zíka, T., Šálek, M., Hanzal, V., Kušta, T., Ježek, M. a Hart, V. (2015). Effect of habitat and game management practices on ring-necked pheasant harvest in the Czech Republic. *European journal of wildlife research*, 61(1), 73–80.
67. Hromas, J. (2008). *Myslivost. Matice lesnická, Písek*.
68. Chabot, D. (2009). *Systematic evaluation of a stock unmanned aerial vehicle (UAV) system for small-scale wildlife survey applications*.
-

-
69. Chabot, D. a Francis, C. M. (2016). Computer-automated bird detection and counts in high-resolution aerial images: A review. *Journal of Field Ornithology*, 87(4), 343–359.
70. Chengliang, L., Hongzhen, L., Yanming, L., Liang, G. a Zhonghua, M. (2020). Analysis on status and development trend of intelligent control technology for agricultural equipment. *Nongye Jixie Xuebao/Transactions of the Chinese Society of Agricultural Machinery*, 51(1).
71. Chiatante, G. a Meriggi, A. (2022). Habitat selection and density of common pheasant (*Phasianus colchicus*) in Northern Italy: Effects of land use cover and landscape configuration. *European Journal of Wildlife Research*, 68(3), 1–11.
72. Chrétien, L.-P., Théau, J. a Menard, P. (2015). Wildlife multispecies remote sensing using visible and thermal infrared imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV). *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing a Spatial Information Sciences*, 40.
73. Chrétien, L.-P., Théau, J. a Ménard, P. (2016). Visible and thermal infrared remote sensing for the detection of white-tailed deer using an unmanned aerial system. *Wildlife Society Bulletin*, 40(1), 181–191.
74. Christen, N., Janko, C. a Rehnus, M. (2018). The effect of environmental gradients on the bed site selection of roe deer (*Capreolus capreolus*). *Mammal Research*, 63(1), 83–89.
75. Ivanova, S., Prosekov, A. a Kaledin, A. (2022). A Survey on Monitoring of Wild Animals during Fires Using Drones. *Fire*, 5(3), 60.
76. Jarnemo, A. (2002). Roe deer *Capreolus capreolus* fawns and mowing-mortality rates and countermeasures. *Wildlife Biology*, 8(3), 211–218.
77. Jarnemo, A. a Liberg, O. (2005). Red fox removal and roe deer fawn survival—A 14year study. *The Journal of Wildlife Management*, 69(3), 1090–1098.
78. Jarnemo, A., Widén, A., Månsson, J. a Felton, A. M. (2022). The proximity of rapeseed fields influences levels of forest damage by red deer. *Ecological Solutions and Evidence*, 3(2), e12156.
79. Jiménez López, J. a Mulero-Pázmány, M. (2019). Drones for conservation in protected areas: Present and future. *Drones*, 3(1), 10.
-

-
80. Jurik, L., Húska, D., Halászová, K. a Bandlerová, A. (2015). Small Water Reservoirs—Sources of Water or Problems? *Journal of Ecological Engineering*, 16(4), 22–28.
81. Kalužiński, J. (1982). Roe deer mortality due to mechanization of work in agroecosystems. *Acta theriologica*, 27(30), 449–455.
82. Kasprończak, A. (1992). Ocena szkód powodowanych przez jelenie w uprawach jodły i skuteczność chemicznych repelentów. *Sylvan*, 136(11), 19–33.
83. Kässmann, S. a Woog, F. (2013). Influence of supplementary food on the behaviour of Greylag Geese *Anser anser* in an urban environment. *Wildfowl*, 58(58), 46–54.
84. Kays, R., Sheppard, J., Mclean, K., Welch, C., Paunescu, C., Wang, V., Kravitz, G. a Crofoot, M. (2019). Hot monkey, cold reality: Surveying rainforest canopy mammals using drone-mounted thermal infrared sensors. *International journal of remote sensing*, 40(2), 407–419.
85. Kellenberger, B., Volpi, M. a Tuia, D. (2017). Fast animal detection in UAV images using convolutional neural networks. *2017 IEEE international geoscience and remote sensing symposium (IGARSS)*, 866–869.
86. Klein, F., Baubet, E., Toigo, C., Leduc, D., Saint-Andrieux, C., Said, S., Frechard, C., Vallance, M., Vassant, J. a Boiseaubert, B. (2004). La gestion du sanglier: Des pistes et des outils pour réduire les populations. *Technique et faune sauvage, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage*.
87. Klonglan, E., Robbins, R. a Ridley, B. (1959). Evaluation of Effectiveness of Pheasant Flushing Bars in Iowa Hayfields. *Proceedings of the Iowa Academy of Science*, 66(1), 534–552.
88. Koehler, A. E., Marsh, R. E. a Salmon, T. P. (1990). *Frightening methods and devices/stimuli to prevent mammal damage—a review*.
89. Kouba, F., Vernerová, K., Šoch, M., Hanzal, V., Filášová, L., Semerád, Z., Svoboda, F. a Rosmus, J. (2022). Radiocaesium in wild boars in Novohradské (Gratzen) Mountains. *Acta Veterinaria Brno*, 91(1), 87–97.
-

-
90. Kozák, J. a Němeček, J. (2009). *Atlas půd České republiky*. Ministerstvo zemědělství České republiky a Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN 80-213-1882-1.
91. Kruk, M., Noordervliet, M. A. W. a Ter Keurs, W. J. (1997). Survival of black-tailed godwit chicks *Limosa limosa* in intensively exploited grassland areas in The Netherlands. *Biological conservation*, 80(2), 127–133.
92. Kuhn, J., Ellis, T. a Fitzhugh, L. (1996). Alfalfa helps wildlife on your farm. *Proc. 27 th National Alfalfa Symposium and 26 th California Alfalfa Symposium, Dec*, 9–10.
93. Kuijper, D. P. J., Oosterveld, E. a Wymenga, E. (2009). Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population—A review. *European journal of wildlife research*, 55(5), 455–463.
94. Lancia, R. A., Kendall, W. L., Pollock, K. H., a Nichols, J. D. (2005). *Estimating the number of animals in wildlife populations*.
95. Lee, S., Song, Y. a Kil, S.-H. (2021). Feasibility analyses of real-time detection of wildlife using UAV-derived thermal and RGB images. *Remote Sensing*, 13(11), 2169.
96. Lhoest, S., Linchant, J., Quevauvillers, S., Vermeulen, C. a Lejeune, P. (2015). How many hippos (HOMHIP): Algorithm for automatic counts of animals with infra-red thermal imagery from UAV. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 40.
97. Li, Z., Chen, J. a Baltsavias, E. (2008). *Advances in photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences: 2008 ISPRS congress book* (Roč. 7). CRC Press.
98. Lin, D., Maas, H.-G., Westfeld, P., Budzier, H. a Gerlach, G. (2018). An advanced radiometric calibration approach for uncooled thermal cameras. *The Photogrammetric Record*, 33(161), 30–48.
99. Linchant, J., Lisein, J., Semeki, J., Lejeune, P. a Vermeulen, C. (2015). Are unmanned aircraft systems (UAS s) the future of wildlife monitoring? A review of accomplishments and challenges. *Mammal Review*, 45(4), 239–252.
-

-
100. Linnell, J. D. C. a Andersen, R. (1998). Timing and synchrony of birth in a hider species, the roe deer *Capreolus capreolus*. *Journal of Zoology*, 244(4), 497–504.
101. Liu, C.-C., Chen, Y.-H. a Wen, H.-L. (2015). Supporting the annual international black-faced spoonbill census with a low-cost unmanned aerial vehicle. *Ecological informatics*, 30, 170–178.
102. Longmore, S. N., Collins, R. P., Pfeifer, S., Fox, S. E., Mulero-Pázmány, M., Bezombes, F., Goodwin, A., De Juan Ovelar, M., Knapen, J. H. a Wich, S. A. (2017). Adapting astronomical source detection software to help detect animals in thermal images obtained by unmanned aerial systems. *International Journal of Remote Sensing*, 38(8–10), 2623–2638.
103. Machálek, A. (2016). *Vyhledávač živých objektů* (Patent č. 306900).
104. Machálek, A. (2017). Využití termovize při vyhledávání srnčat před senosečí. *Myslivost*, 2, 42.
105. Maillard, J.-F., Suffran, Y. a Omnès, F. (2011). Machinisme agricole et faune sauvage. *Faune sauvage*, 291, 49–54.
106. Månsson, J., Nilsson, L., Felton, A. M. a Jarnemo, A. (2021). Habitat and crop selection by red deer in two different landscape types. *Agriculture, Ecosystems a Environment*, 318, 107483.
107. Marada, P. a Havránek, F. (2018). ROUNDUP, glyfosát a hospodaření se zvěří. *Myslivost*, 1, 8.
108. Marboutin, E., Bray, Y., Péroux, R., Mauvy, B. a Lartiges, A. (2003). Population dynamics in European hare: Breeding parameters and sustainable harvest rates. *Journal of Applied Ecology*, 40(3), 580–591.
109. Mason, J. R. (1998). Mammal repellents: Options and considerations for development. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, 18(18).
110. Mason, J. R., Clark, L. a Bean, N. J. (1993). White plastic flags repel snow geese (*Chen caerulescens*). *Crop Protection*, 12(7), 497–500.
-

-
111. Massei, G., Coats, J., Lambert, M. S., Pietravallo, S., Gill, R. a Cowan, D. (2018). Camera traps and activity signs to estimate wild boar density and derive abundance indices. *Pest management science*, 74(4), 853–860.
112. McCullough, D. R., Takatsuki, S. a Kaji, K. (2008). *Sika deer: Biology and management of native and introduced populations*. Springer Science a Business Media. ISBN 978-4-431-09428-9.
113. Minkina, W., a Dudzik, S. (2009). *Infrared thermography: Errors and uncertainties*. John Wiley a Sons.
114. Montambaux, G. (2018). Generalized Stefan–Boltzmann Law. *Foundations of Physics*, 48(4), 395–410.
115. Moravcová, J., Koupilová, M., Pavlíček, T., Zemek, F., Kvítek, T. a Pečenka, J. (2017). Analysis of land consolidation projects and their impact on land use change, landscape structure, and agricultural land resource protection: Case studies of Pilsen-South and Pilsen-North (Czech Republic). *Landscape and Ecological Engineering*, 13(1), 1–13.
116. Mori, E., Carbone, R., Viviano, A., Calosi, M. a Fattorini, N. (2022). Factors affecting spatiotemporal behaviour in the European brown hare *Lepus europaeus*: A meta-analysis. *Mammal Review*.
117. Mottl, S. (1986). *Ochrana zvěře v současných podmínkách zemědělské výroby*. Ministerstvo zemědělství a výživy.
118. Muchiri, G. N. a Kimathi, S. (2022). A review of applications and potential applications of UAV. *Proceedings of the Sustainable Research and Innovation Conference*, 280–283.
119. Muchová, Z. a Petrovič, F. (2014). Impact of land consolidation on the visual characteristics (scenery) of a landscape. *Journal of Central European Agriculture*, 15(1).
120. Mulero-Pázmány, M., Jenni-Eiermann, S., Strebel, N., Sattler, T., Negro, J. J. a Tablado, Z. (2017). Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: A systematic review. *PloS one*, 12(6), e0178448.
-

-
121. Mulero-Pázmány, M., Stolper, R., Van Essen, L. D., Negro, J. J. a Sassen, T. (2014). Remotely piloted aircraft systems as a rhinoceros anti-poaching tool in Africa. *PloS one*, 9(1), e83873.
122. Müllerová, H. a Stejskal, V. (2013). *Ochrana zvířat v právu*. Academia. ISBN 978-80-200-2317-9.
123. Nelson, M. E. a Mech, L. D. (1986). Relationship between snow depth and gray wolf predation on white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*, 471–474.
124. Němec, J. (2001). *Bonitace a oceňování zemědělské půdy České republiky*. Výzkumný ústav zemědělské ekonomiky. ISBN 80-85898-90-X.
125. Němec, J. (2006). *Voda v České republice*. Consult. ISBN 80-903482-1-1.
126. Němec, J. (2009). *Půda v České republice*. Consult. ISBN 80-903482-4-6.
127. Nex, F. a Remondino, F. (2014). UAV for 3 D mapping applications: A review. *Applied geomatics*, 6(1), 1–15.
128. Oishi, Y., Oguma, H., Tamura, A., Nakamura, R. a Matsunaga, T. (2018). Animal detection using thermal images and its required observation conditions. *Remote Sensing*, 10(7), 1050.
129. Pant, N., Rai, S. P., Singh, R., Kumar, S., Saini, R. K., Purushothaman, P., Nijesh, P., Rawat, Y. S., Sharma, M. a Pratap, K. (2021). Impact of geology and anthropogenic activities over the water quality with emphasis on fluoride in water scarce Lalitpur district of Bundelkhand region, India. *Chemosphere*, 279, 130496.
130. Part, J. (2008). The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 33, 448–455.
131. Paul, H., Greenberger, D. M., Stenholm, S. T. a Schleich, W. P. (2015). The Stefan–Boltzmann law: Two classical laws give a quantum one. *Physica Scripta*, 2015(T165), 014027.
132. Pielowski, Z. (1976). The role of foxes in the reduction of the European hare population. *Ecology and management of European hare populations*, 135–148.
-

-
133. Pikula, J. a Beklová, M. (2002). *Biologie a ekologie lovné zvěře České republiky*. Agrospoj. ISBN 80-239-4224-7.
134. Pikula, J. a Rybníček, K. (1973). Charakteristika životního prostředí suchozemských obratlovců při ekologických a faunistických výzkumech v ČSSR. *Vertebratol. Zprávy Brno*, 1, 27–46.
135. Polensky, J., Regenda, J., Adamek, Z. a Cisar, P. (2022). Prospects for the monitoring of the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) using a drone and stationary cameras. *Ecological Informatics*, 70, 101726.
136. Potts, G. R. a Aebischer, N. J. (1995). Population dynamics of the Grey Partridge *Perdix perdix* 1793–1993: Monitoring, modelling and management. *Ibis*, 137, S29–S37.
137. Procházka, J., Brom, J. a Pechar, L. (2009). The comparison of water and matter flows in three small catchments in the Šumava Mountains. *Soil and Water Research*, 4(Special Issue 2), The-comparison.
138. Quitt, E. (1971). *Klimatické oblasti ČSSR*. Studia geographica.
139. Ranquist, E., Steiner, M. a Argrow, B. (2017). Exploring the range of weather impacts on UAS operations. *18th Conference on Aviation, Range and Aerospace Meteorology*, Seattle, WA.
140. Rey, N., Volpi, M., Joost, S. a Tuia, D. (2017). Detecting animals in African Savanna with UAVs and the crowds. *Remote Sensing of Environment*, 200, 341–351.
141. Russell, L., Goubran, R. a Kwamena, F. (2019). Emerging urban challenge: RPAS/UAVs in cities. *2019 15th International Conference on Distributed Computing in Sensor Systems (DCOSS)*, 546–553.
142. Scillitani, L., Monaco, A. a Toso, S. (2010). Do intensive drive hunts affect wild boar (*Sus scrofa*) spatial behaviour in Italy? Some evidences and management implications. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 307–318.
143. Seymour, A. C., Dale, J., Hammill, M., Halpin, P. N. a Johnston, D. W. (2017). Automated detection and enumeration of marine wildlife using unmanned aircraft systems (UAS) and thermal imagery. *Scientific reports*, 7(1), 45127.
-

-
144. Shivik, J. A. a Martin, D. J. (2000). *Aversive and disruptive stimulus applications for managing predation*.
145. Schlageter, A. a Haag-Wackernagel, D. (2012). Evaluation of an odor repellent for protecting crops from wild boar damage. *Journal of pest science*, 85(2), 209–215.
146. Schmidtmajerová, E. (1993). *Využití leteckého snímání v agrobiologické kontrole porostů*.
147. Schroeder, N. M., Panebianco, A., Gonzalez Musso, R. a Carmanchahi, P. (2020). An experimental approach to evaluate the potential of drones in terrestrial mammal research: A gregarious ungulate as a study model. *Royal Society open science*, 7(1), 191482.
148. Slaba, M. (2019). *Myslivost-lovectví. Asociace muzeí a galerií České republiky*. ISBN 978-80-86611-82-2.
149. Sklenička, P. (2003). *Základy krajinného plánování*. Nakladatelství Naděžda Skleníčková. ISBN 80-903206-1-9.
150. Spaan, D., Burke, C., McAree, O., Aureli, F., Rangel-Rivera, C. E., Hutschenreiter, A., Longmore, S. N., McWhirter, P. R. a Wich, S. A. (2019). Thermal infrared imaging from drones offers a major advance for spider monkey surveys. *Drones*, 3(2), 34.
151. Spake, R., Bellamy, C., Gill, R., Watts, K., Wilson, T., Ditchburn, B. a Eigenbrod, F. (2020). Forest damage by deer depends on cross-scale interactions between climate, deer density and landscape structure. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1376–1390.
152. Spencer, J. (2017). Electronic eyes for the operator. *Farmer's Weekly*, 2017(17042), 48–48.
153. Stewart, P. A. a Dustman, E. H. (1955). The use of auditory stimuli for flushing ring-necked pheasants. *The Journal of Wildlife Management*, 19(3), 403–405.
154. Stöcker, C., Bennett, R., Nex, F., Gerke, M. a Zevenbergen, J. (2017). Review of the current state of UAV regulations. *Remote sensing*, 9(5), 459.
-

-
155. Storch, D. a Mihulka, S. (2000). *Úvod do současné ekologie*. Portál. ISBN 80-7178-462-1.
156. Svoboda, J. a Beneš, K. (1964). *Regionální geologie ČSSR*. Československá akademie věd.
157. Šálek, M. a Marhoul, P. (1999). Sezónní dynamika a příčiny ztrát koroptve polní (*Perdix perdix*): Výsledky sčítání a telemetrického sledování v letech 1997–1999. *Sylvia*, 35, 55–67.
158. Šarapatka, B. a Niggli, U. (2008). *Zemědělství a krajina: Cesty k vzájemnému souladu*. Univerzita Palackého v Olomouci.
159. Šťastná, H. a Polenský, J. (2019). *Postup vyhledávání srnčí a drobné zvěře za pomoci dronů s termokamerou před sečením porostů*. Ministerstvo zemědělství ČR.
160. Šťastný, M. (1990). *Lehká a ultralehká letadla a bezpilotní letecké prostředky v zemědělství*. Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství.
161. Štrobach, J., Mikulka, J., Machálek, A. a Smutná, H. (2018). Škody zvěří na polních plodinách a trvalých travních porostech. *Myslivost*, 4, 26.
162. Takatsuki, S. (2009). Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biological Conservation*, 142(9), 1922–1929.
163. Ter Braak, C. J. F. a Šmilauer, P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). *Ithaca: Microcomputer Power*, 550.
164. Thirgood, S. J. (1996). Ecological factors influencing sexual segregation and group size in fallow deer (*Dama dama*). *Journal of Zoology*, 239(4), 783–797.
165. Tirnakli, U., Büyükkiliç, F., a a Demirhan, D. (1997). Generalized distribution functions and an alternative approach to generalized Planck radiation law. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, 240(3–4), 657–664.
166. Tsouros, D. C., Bibi, S., a a Sarigiannidis, P. G. (2019). A review on UAV-based applications for precision agriculture. *Information*, 10(11), 349.
167. *Územně analytické podklady Jihočeského kraje*. (2021). Jihočeský kraj.
168. Vach, M. (1993). *Srnčí zvěř*. Silvestris.
-

-
169. van Gemert, J. C., Verschoor, C. R., Mettes, P., Epema, K., Koh, L. P. a Wich, S. A. (2014). Nature Conservation Drones for Automatic Localization and Counting of Animals. *ECCV Workshops (1)*, 255–270.
170. Vasak, J., Fabry, A. a Zukalova, H. (1993). Some ecological problems in winter rape cultivation. *ROSTLINNA VYROBA*, 39, 385–385.
171. Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J. a Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: Effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of applied ecology*, 38(3), 647–664.
172. Wasilewski, M. (1991). Studies on the European hare. 42. Population dynamics of the European hare *Lepus europaeus* Pallas, 1778 in Central Poland. *Acta Theriologica*, 36(3–4), 267–274.
173. Węgorek, P., Zamojska, J., Bandyk, A. a Olejarski, P. (2014). Results of the monitoring of the effectiveness of repellents against wild boar in the fields Wyniki monitoringu skuteczności działania substancji zapachowych do odstraszania dzika od upraw polowych. *Progress in Plant Protection*, 54(2), 159–162.
174. Wellons, M. (2007). The Stefan-Boltzmann Law. *Physics Department, The College of Wooster, Wooster, Ohio*, 44691.
175. Whittington, C. J. a Chamove, A. S. (1995). Effects of visual cover on farmed red deer behaviour. *Applied animal behaviour science*, 45(3–4), 309–314.
176. Wikenros, C., Sand, H., Wabakken, P., Liberg, O. a Pedersen, H. C. (2009). Wolf predation on moose and roe deer: Chase distances and outcome of encounters. *Acta theriologica*, 54(3), 207–218.
177. Witczuk, J., Pagacz, S., Zmarz, A. a Cypel, M. (2018). Exploring the feasibility of unmanned aerial vehicles and thermal imaging for ungulate surveys in forests-preliminary results. *International Journal of Remote Sensing*, 39(15–16), 5504–5521.
178. Witmer, G. W. (2005). Wildlife population monitoring: Some practical considerations. *Wildlife Research*, 32(3), 259–263.
179. Zbořil, J., Hladíková, B. a Tkadlec, E. (2007). Populační dynamika zajíce polního (*Lepus europaeus*) na střední Moravě. *Lynx, n. s.*, 38, 89–97.
-

5.1 Legislativní zdroje

- 180. Nařízení vlády o stanovení závazných pravidel poskytování finančních příspěvků na hospodaření v lesích a na vybrané myslivecké činnosti č. 30/2014 Sb.
- 181. Postupy pro vydání povolení k létání letadla bez pilota, CAA/S-SLS-010-0/2012.
- 182. Zákon č. 89/2012 Sb., občanský zákoník
- 183. Zákon č. 449/2001 Sb. o myslivosti

5.2 Internetové zdroje

- 184. Scherer, P. (2012). *Srnčí zvěř I.* Pavel Scherer. Dostupné z: https://www.vsepromyslivost.eu/srnci-zver-ii/?gclid=Cj0KCQiAlKmeBhCkARIsAHy7WVt4xxgOFg3H5T4wFkwuKjvKcWCv4Sv9-VmT_Pwqp0rjQYmt_Owrt4aAoG0EALw_wcB. Citováno dne: 15.3.2019.
 - 185. Plasicezvere.cz. Dostupné z: <http://www.plasiczvere.cz/>. Citováno dne: 8.9.2022.
-

Seznam obrázků

Obrázek 1.1: Bažant obecný (<i>Phasianus colchicus</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	12
Obrázek 1.2: Bažant královský (<i>Syrnaticus reevesii</i>) (zdroj: Hanuš a Fišer, 1975) .	13
Obrázek 1.3: Daněk skvrnitý (<i>Dama dama</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	14
Obrázek 1.4: Husa velká (<i>Anser anser</i>) (zdroj: Anděra, 2003).....	15
Obrázek 1.5: Husa polní (<i>Anser fabalis</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	16
Obrázek 1.6: Husa běločelá (<i>Anser albifrons</i>) (Anděra, 2003).....	16
Obrázek 1.7: Jelen evropský (<i>Cervus elaphus</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	17
Obrázek 1.8: Jelen sika (<i>Cervus nippon</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	19
Obrázek 1.9: Kachna divoká (<i>Anas platyrhynchos</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	20
Obrázek 1.10: Koroptev polní (<i>Perdix perdix</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	21
Obrázek 1.11: Křepelka polní (<i>Coturnix coturnix</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	22
Obrázek 1.12: Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>) (zdroj: Anděra, 2003)	23
Obrázek 1.13: Srnec obecný (<i>Capreolus capreolus</i>) (zdroj: Anděra, 2003).....	24
Obrázek 1.14: Zajíc polní (<i>Lepus europaeus</i>) (zdroj: Anděra, 2003).....	25
Obrázek 1.15: Řetízkový plašič (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019).....	37
Obrázek 1.16: Hrabíkový plašič (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)	38
Obrázek 1.17: Automatický detektor (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)	39
Obrázek 1.18: Pasivní plašič (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)	40
Obrázek 1.19: Pachový plašič (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)	41
Obrázek 1.20: Akustický a světelný plašič (zdroj: plasiczvere.cz).....	42
Obrázek 1.21: Vyhledávací tyč s termokamerou (zdroj: Šťastná a Polenský, 2019)	47
Obrázek 1.22: Sestava kamer DJI (zdroj: vlastní)	48
Obrázek 1.23: Dron DJI Mavic Duo (zdroj: vlastní)	49
Obrázek 3.1: Poloha výzkumných lokalit v rámci Jihočeského kraje	55
Obrázek 3.2: Hexakoptéra DJI S 900 (zdroj: vlastní)	59
Obrázek 3.3: Quadrokoptéra DJI M 300 (zdroj: vlastní)	60
Obrázek 3.4: Ukázka detekovaného srnčete na termálním snímku (zdroj: vlastní)...	62
Obrázek 3.5: Ukázka pozemního průzkumu lokalit (zdroj: vlastní)	63
Obrázek 4.1: Počty detekovaných kusů zvěře v průběhu monitoringu.....	69
Obrázek 4.2: Porovnání počtu detekovaných kusů zvěře v závislosti na způsobu detekce	70

Obrázek 4.3: Porovnání počtu detekovaných kusů zvěře podle věkových kategorií v závislosti na způsobu detekce	72
Obrázek 4.4: Srnče nalezené v trvalém travním porostu (zdroj: vlastní).....	73
Obrázek 4.5: Záchyt srnčí zvěře na půdním bloku 4306/10 v lokalitě Lažiště.....	75
Obrázek 4.6: Porovnání počtu detekovaných kusů zvěře v závislosti na způsobu detekce v lokalitě Lažiště	76
Obrázek 4.7: Záchyt srnčí zvěře na půdním bloku 3701/6 v lokalitě Kaliště	78
Obrázek 4.8: Porovnání počtu detekovaných kusů zvěře v závislosti na způsobu detekce v lokalitě Kaliště	79
Obrázek 4.9: Ukázka RTK zachycení polohy srnčí zvěře (zdroj: vlastní).....	81
Obrázek 4.10: Porovnání počtu detekovaných kusů srnčí zvěře před a po aplikaci plašičů	82
Obrázek 4.11: Porovnání počtu detekovaných kusů srnčí zvěře podle věkových kategorií před a po aplikaci plašičů.....	83
Obrázek 4.12: Záchyt srnčí zvěře a umístění akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 3305/2 v lokalitě Lažiště	85
Obrázek 4.13: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na instalaci akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 3305/2 v lokalitě Lažiště	86
Obrázek 4.14: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na instalaci akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 5703/8 v lokalitě Lipí.....	87
Obrázek 4.15: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na instalaci akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 5703/8 v lokalitě Lipí.....	88
Obrázek 4.16: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na instalaci akusticko-světelných plašičů na půdním bloku 1901/53 v lokalitě Hůrky	90
Obrázek 4.17: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na vzdálenosti od tzv. orientačních bodů	92
Obrázek 4.18: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na vzdálenosti od tzv. orientačních bodů na trvalých travních porostech	93
Obrázek 4.19: Záchyt srnčí zvěře v závislosti na vzdálenosti od tzv. orientačních bodů na orné půdě	93
Obrázek 4.20: Ordinační diagram vlivu jednotlivých faktorů na počet detekovaných kusů srnčí zvěře.....	94
Obrázek 4.21: Ukázka dobíjení baterií v terénu (zdroj: vlastní).....	96
Obrázek 4.22: Ukázka vytvoření POI při detekci zvěře (zdroj: vlastní).....	99

Obrázek 4.23: Rozsah prováděných detekčních prací od roku 2016	102
Obrázek 6.1: Mapa lokality Hůrky.....	137
Obrázek 6.2: Mapa lokality Kolný.....	137
Obrázek 6.3: Mapa lokality Lažiště	137
Obrázek 6.4: Mapa lokality Lipí	137
Obrázek 6.5: Mapa lokality Lišov.....	138
Obrázek 6.6: Mapa lokality Štěpánovice	138
Obrázek 6.7: Mapa lokality Zvíkov	139

Seznam tabulek

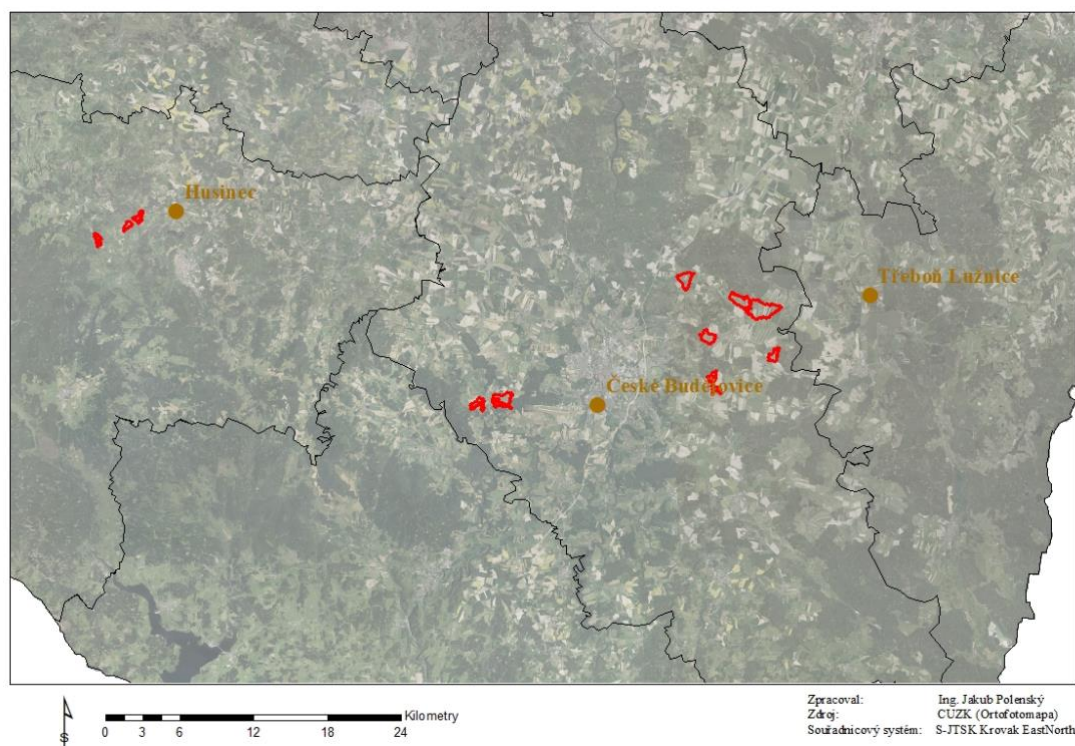
Tabulka 3.1: Shrnutí charakteristik jednotlivých lokalit.....	56
Tabulka 3.2: Vymezení ploch snímkových v rámci práce dle LPIS	58
Tabulka 3.3: Vymezení ploch snímkových v rámci práce dle LPIS	61
Tabulka 4.1: Rozsah osevních ploch píce v České republice a v Jihočeském kraji (zdroj: Český statistický úřad, 2022)	104

Seznam použitých zkratek

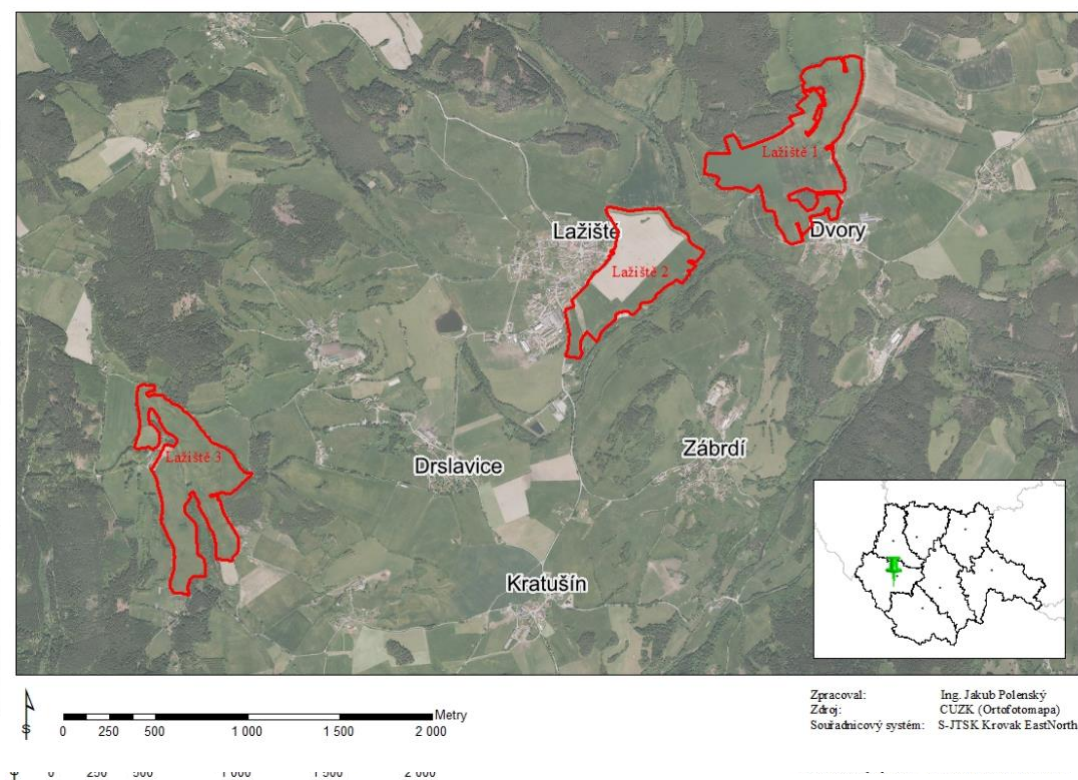
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
GPS	Globální poziční systém
CHKO	Chráněná krajinná oblast
LPIS	Veřejný registr půdy
POI	Point of interest
RDA	Redundancy Analysis
RPAS	Remotely Piloted Aircraft System
RTK	Real time kinematic positioning
TTP	Trvalý travní porost
UAS	Unmanned Aerial System
UAV	Unmanned Aerial Vehicle
UCL	Úřad pro civilní letectví
VUZT	Výzkumný ústav zemědělské techniky, v.v.i.

6 Přílohy

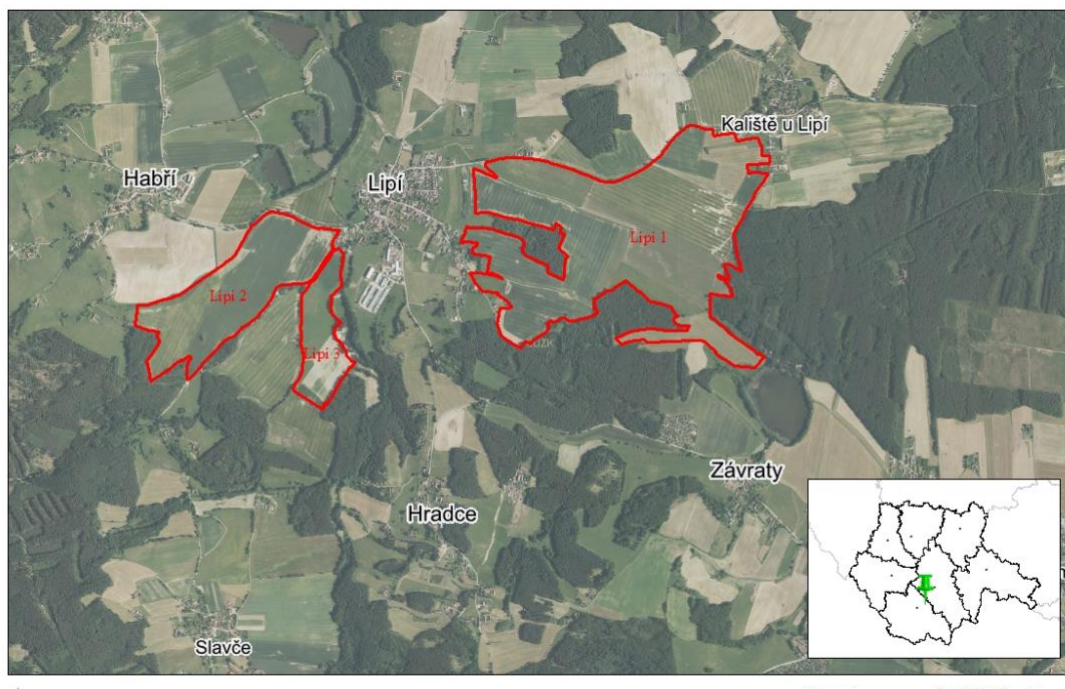
6.1 Příloha 1 – Poloha meteostanic používaných v práci



6.2 Příloha 2 – Mapy jednotlivých zájmových lokalit

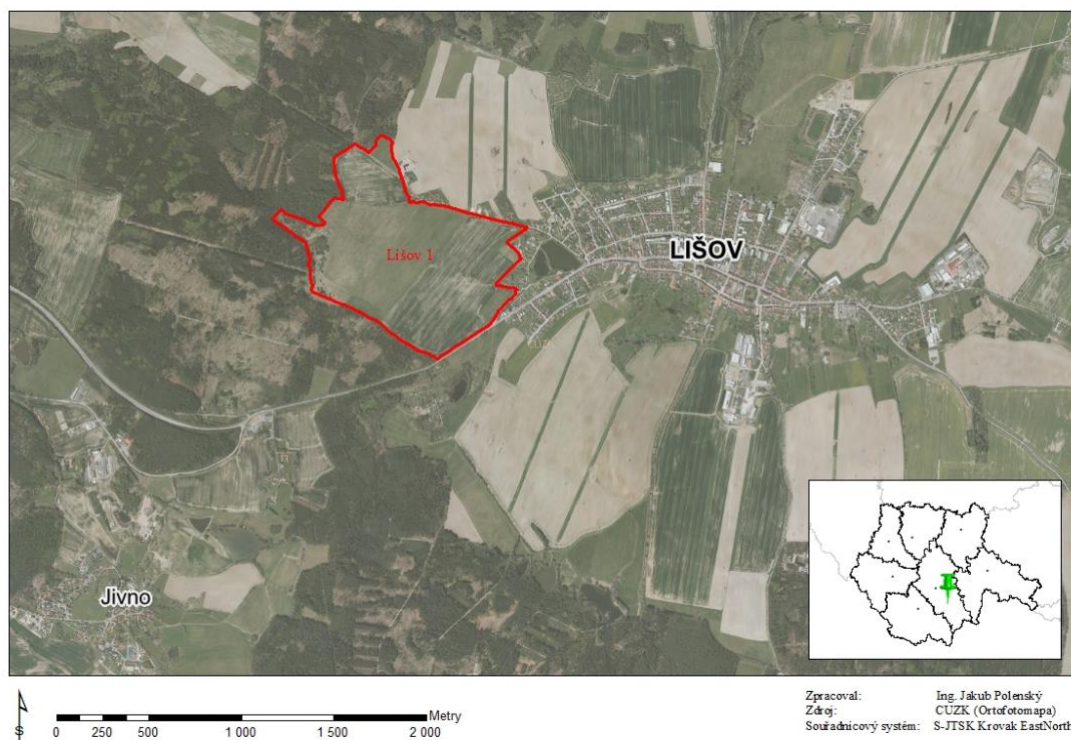


Obrázek 6.3: Mapa lokality Lažišťe

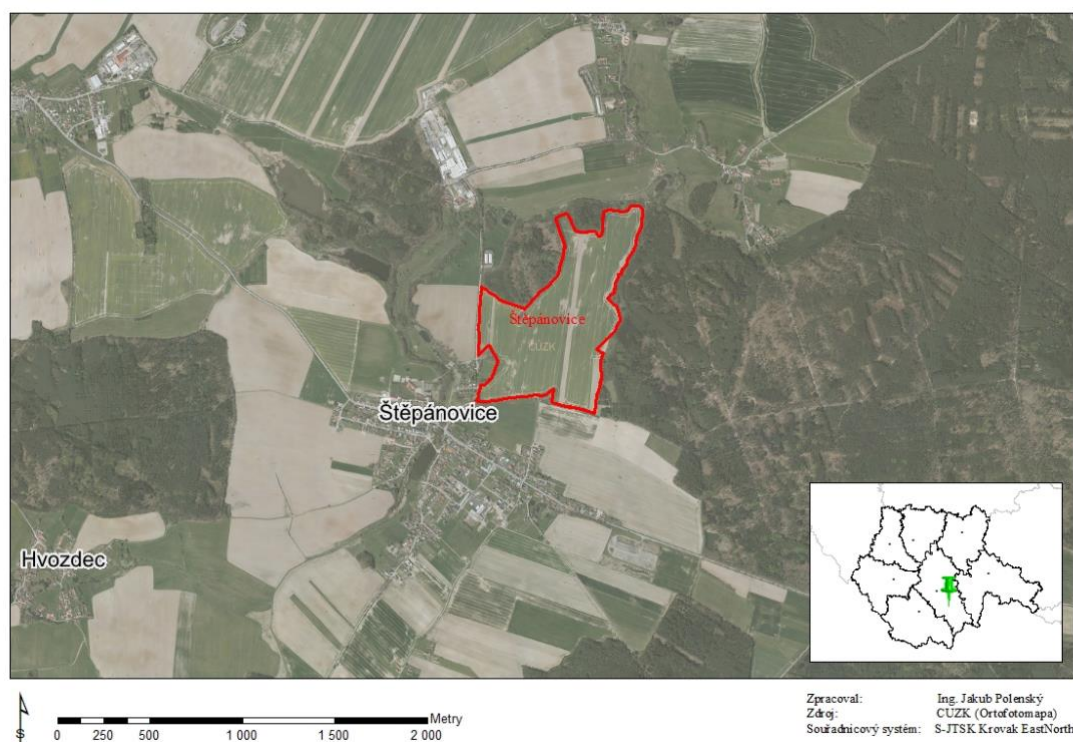


Obrázek 6.4: Mapa lokality Lipí

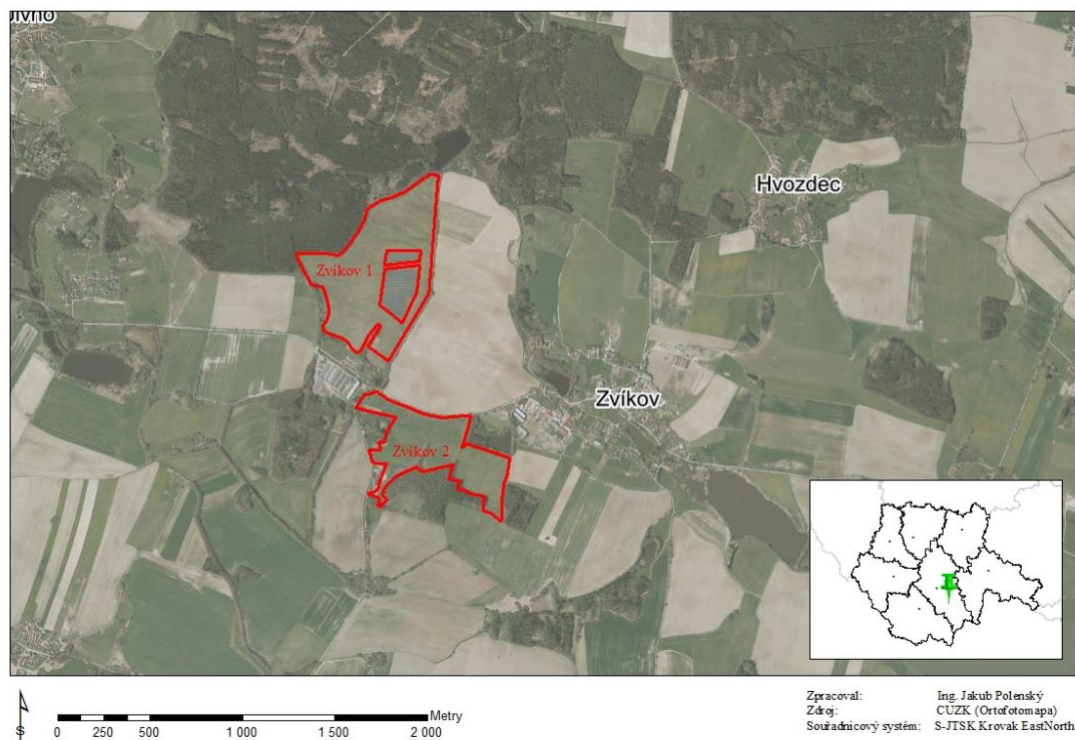
Obrázek 6.2: Mapa lokality Kolný



Obrázek 6.5: Mapa lokality Lišov



Obrázek 6.6: Mapa lokality Štěpánovice



Obrázek 6.7: Mapa lokality Zvíkov

7 Seznam publikací

Impaktové publikace

Polenský, J., Regenda, J., Adámek, Z., Císař, P., (2022), Ecological informatics, Prospects for the monitoring of the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) using a drone and stationary cameras, Volume: 70, 101726. IF: 4.498

Císař, P., Regenda, J., Adámek, Z., Polenský, J., Movchan, O., (2022), Ecology and Evolution, "A feasible tool for unbiased documentation of Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) at aquaculture ponds, in press. IF: 1.167

Neimpaktové publikace – SCOPUS

Ondr, P., Pečenka, J., Ciml, J., 2016, Effect of Land use Changes on Water runoff from a small catchment in the Czech Republic, *Ekologia*, Bratislava, Vol. 35, No., DOI. 0.1515/eko-2016-006 78-89 s.

Bystřický, V., Moravcová, J., Polenský, J., Pečenka, J., 2017, Land use changes in the last half century and their impact on water retention in the Šumava mountains and foothills (Czech Republic), *European Countryside*, DOI: 10.1515/euco-2017-0007 116-131 s.

Kapitola v knize

Moravcová, J., Bystřický, V., Pečenka, J., Polenský, J., Pavlíček, T., Nováková, N., Ondr, P., 2016, River Basin Managment in the Past and ist Impact on Extreme hydrological Events. On: Bucur, D. (Ed.) *River Basin Managment*. InTech. 312 s. ISBN 978-953-51-2604-1.

Příspěvky na konferenci

Procházka, J., Křováková, K., Šímová, I., Vácha, A., Polenský, J., Brom, J., nedbal, V., Novotná, K., Musil, M., 2019, Monitoring růstu plodin v měnících se podmínkách v okolí JE Temelín, Rostliny v suchých oblastech a klimatická změna, Lednice, XVIII (11), 77-87 s.

Pečenka, J., Moravcová, J., Polenský, J., Nováková, N., 2016: the Landscape memotry as a Basis for Planning and sustainable development of the Territory. 11th Conference on sustainable development of Enregy, Water and Enviroment Systems. SDEWES 2016.0424. 15 s.

Pečenka, J., Moravcová, J., Nováková, N., Polenský, J., Ondr, P., 2016: The driving forces of land use changes in different agricultural production areas in the Czech Republic. 16th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM Conference 2016. 10 s.

Polenský, J., Pečenka, J., Moravcová, J., Ciml, J., Bystřický, V., Ondr, P. 2015. Zemědělství v Chráněné krajinné oblasti Šumava. Konference Věda mladých 2015, 18. – 20. listopadu, Račkova Dolina. 115-125.

Pečenka, J., Moravcová, J., Ciml, J., Polenský, J., Bystřický, V., Ondr, P. 2015. Paměť krajiny jako podklad pro plánování a udržitelný rozvoj území. Konference Věda mladých 2015, 18. – 20. listopadu, Račkova Dolina. 105-115.

Poster

Polenský, J., Božák, P., Moravcová, J., Ondr, P., 2019, Enviro 2019, The use of unmanned aerial systems for detection of damage caused by game on agriculture fields

Moravcová, J., Pečenka, J., Nováková, N., Polenský, J., Moravcová, V., Ondr, P., 2019, Enviro 2019, Land use changes through last 200 years in various production areas of South Bohemia.

Moravcová, V., Moravcová, J., Nováková, N., Polenský, J., 2019, Enviro 2019, *pactinatella magnifica*: effect of the age of sample on the quality of DNA.

Další výstupy

Polenský, J., Meškan, V., 2023, Drony v myslivosti III., Svět myslivosti

Polenský, J., Meškan, V., 2023, Drony v myslivosti II., Svět myslivosti

Polenský, J., Meškan, V., 2022, Drony v myslivosti I., Svět myslivosti

Šťastná, H., Polenský, J., 2019, Postup vyhledávání srnčí a drobné zvěře za pomoci dronů s termokamerou před sečením porostů, metodika pro MZe

8 Životopis

Vzdělání

2014 –

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, obor
Agroekologie,

Katedra krajinného managementu

Student doktorského studia

2019 – státní doktorská zkouška

2012 – 2014

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, obor
Agroekologie,

zaměření péče o krajinu

Student - navazující magisterské studium – ukončením státní zkouškou a získání titulu
Ing.

2009 – 2012

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, obor Zemědělská
technika, obchod, servis a služby

ukončením státní zkouškou a získání titulu Bc.

2001 – 2009

České reálné gymnázium v Českých Budějovicích

ukončené složením maturitní zkoušky

Průběh zaměstnání

2015 – současnost Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích,
Fakulta zemědělská a technologická, Katedra krajinného managementu

Technik

- technická podpora katedry
- specializace pro UAV technologii – pilot dronů DJI – M300, M30, Mavic 3/2, Phantom
- vytváření ortofotomap, 3D modelů, precizní zemědělství, specializace na termografii
- držitel zbrojní licence pro zaměstnavatele

Vědecký pracovník

- Výuka předmětů: využití bezpilotních letounů v zemědělství a lesnictví, myslivost, kynologie

Praxe

2008 - 2012 Technologi-Praha s.r.o. - Praha 4 - Chodov

- komunikace se zákazníkem
- technická podpora, prodej

2017- 2021 Univerzitní minipivovar Zemědělské fakulty

- marketing, obchod pro velko a maloobdobě

Dovednosti a znalosti

Řidičský průkaz: Skupiny A, B+E, T, aktivní řidič, vlastní vozidlo

Jazykové znalosti: Anglický jazyk na úrovni B1

Německý jazyk na úrovni A2

Práce na PC: Microsoft Office – Word/ Excel/Powerpoint/Outlook

ArcGIS

3D modelování, ortomapy: Pix4d, Agisoft, DJI Terra

Správa e-shopu a www

Další odborné zkoušky:

- pilotní licence pro bezpilotní letouny – 2016
- absolvování online výcviku A1/A3 - 2021
- zbrojní průkaz A/B/C/D/E
- zbrojní licence – 2016
- vyšší myslivecké zkoušky – 2015

Výzkumné projekty

2019 - 2021 NAZV- QK1920102: Automatizace a objektivizace monitoringu rybožravých predátorů

2017 - 2020 Bezpečnostního výzkumu MVČR - VI20172020098: Likvidace radiačně kontaminované biomasy po havárii JE-distribuce v krajině, logistika sklizně, využití bioplynovou technologií

2017 - 2020 EPSILON 2 - TH02030133: Zemědělský systém hospodaření integrující efektivní využití živin plodinami a ochranu vod před plošnými zdroji znečištění

2015 – 2018 Interní grant JU - 081/2016/Z: Funkce vody v kulturní krajině v období klimatické změny
