

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra myslivosti a lesnické zoologie



**Vliv antropogenních zvukových vjemů na
prostorovou orientaci prasete divokého v oblasti
Kostelce nad Černými Lesy**

Bakalářská práce

Autor práce: Petr Salavec

Vedoucí práce: doc. Ing. Tomáš Kušta, Ph.D.

© 2022 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Petr Salavec

Lesnictví
Provoz a řízení myslivosti

Název práce

Vliv antropogenních zvukových vjemů na prostorovou orientaci prasete divokého v oblasti Kostelce nad Černými Lesy

Název anglicky

Influence of anthropogenic sound perceptions on the spatial orientation of wildboars in the area of Kostelec nad Černými Lesy

Cíle práce

Cílem práce je prostřednictvím GPS telemetrie vyhodnotit útekovou vzdálenost u prasete divokého po vystavení antropogenním zvukovým vjemům. Dalším cílem je navrhnout možné managementové opatření při ochraně lesa vztahené k užití rušivých zvuků jakožto prostředku, pomocí kterého je možné ovlivnit prostorovou aktivitu černé zvěře.

Metodika

Bakalářská práce bude zaměřena na vyhodnocení antropogenních disturbančních jevů ovlivňujících prase divoké v jeho přirozeném prostředí. Lokalita, v níž bude sledování prováděno, je Kostelec nad Černými lesy.

Expozice označených jedinců bude prováděna různými distribučními projevy, které budou testovány jako náhodné v rozmezí 10:00 až 16:00 v období od června do listopadu 2020. Pro kontrolu budeme v dopoledních hodinách testovat náhodné chůze (po cestě/mimo cestu) s využitím nahrávky lesa. Pro rušení budou v odpoledních hodinách použity zvuky řetězové pily a skupiny lidí. Řetězová pila bude přehrávána po dobu 1 hodiny na místě, nahrávka skupiny lidí bude přehrávána po cestách za chůze.

Sběr dat bude prováděn pomocí GPS telemetrie v obojku zvířete, fix je každých 30 minut. Přehrávání zvuků bude probíhat u posledních známých GPS pozic zvířete. Pozorována bude úteková vzdálenost během 30, 60 a 90 minut po vystavení disturbančním zvukům. Vizualizace dat bude provedena pomocí softwaru GIS.

Harmonogram:

květen 2020 – září 2020: zpracování literární rešerše

červen 2020 – listopad 2020: sběr dat v terénu

prosinec 2020 – leden 2021: vyhodnocování dat

únor 2021 – březen 2021: zpracování výsledků práce a diskuze

duben 2021: odevzdání finální verze bakalářské práce

Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

černá zvěř, GPS telemetrie, antropogenní jevy, rušivé zvuky, úteková vzdálenost, prostorová aktivita

Doporučené zdroje informací

- Obleser P, Hart V, Malkemper EP, Begall S, Holá M, Painter MS, Červený J, Burda H. 2016. Compass-controlled escape behavior in roe deer. *Behavioral ecology and sociobiology* 70.8:1345-1355.
- Parsons AW, Bland C, Forrester T, Baker-Whatton MC, Schuttler SG, McShea WJ, Costello R, Kays R. 2016. The ecological impact of humans and dogs on wildlife in protected areas in eastern North America. *Biological Conservation* 203:75-88.
- Penny SG, White RL, Scott DM, MacTavish L, Pernetta AP. 2019. Using drones and sirens to elicit avoidance behaviour in white rhinoceros as an anti-poaching tactic. *Proceedings of the Royal Society B* 286.1907:20191135.
- Sutton NM, Heske EJ. 2017. Effects of human state park visitation rates on escape behavior of white-tailed deer. *Human–Wildlife Interactions* 11.1:12.
- Wijayagunawardane MP, Short RV, Samarakone TS, Nishany KM, Harrington H, Perera BVP, Rassool R, Bittner EP. 2016. The use of audio playback to deter crop-raiding Asian elephants. *Wildlife Society Bulletin* 40.2:375-379.
-

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FLD

Vedoucí práce

doc. Ing. Tomáš Kušta, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra myslivosti a lesnické zoologie

Konzultant

Ing. Monika Faltusová

Elektronicky schváleno dne 1. 6. 2020

doc. Ing. Vlastimil Hart, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 10. 8. 2020

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 10. 8. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma "**Vliv antropogenních zvukových vjemů na prostorovou orientaci prasete divokého v oblasti Kostelce nad Černými Lesy**" vypracoval samostatně pod vedením doc. Ing. Tomáše Kušty, Ph.D. a použil jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů.

Jsem si vědom, že zveřejněním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Černilově dne 10.4. 2022

.....

Podpis autora

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval mému vedoucímu práce doc. Ing. Tomáši Kuštovi, Ph.D. a Ing. Monice Faltusové za cenné rady a pomoc při zpracování této práce. Také mé rodině patří velký dík za podporu po celou dobu mého studia.

Vliv antropogenních zvukových vjemů na prostorovou orientaci prasete divokého v oblasti Kostelce nad Černými Lesy

Abstrakt

Černá zvěř se v současnosti vyskytuje hojně téměř po celém světě a dokáže se snadno přizpůsobit mnoha abiotickým a biotickým faktorům. Její cirkadiánní aktivitu ovlivňuje výhradně lidská aktivita.

Cílem této bakalářské práce je potvrdit na základě útěkové vzdálenosti získané z GPS telemetrie, zda je možné ovlivňovat prostorovou aktivitu černé zvěře pomocí antropogenních zvuků k ochraně lesa.

Sběr dat probíhal od června 2020 do září 2021 v okolí Kostelce nad Černými Lesy v okrese Praha-východ. Celkem 22 prasat divokých (*Sus scrofa* L.) označených GPS obojky bylo pravidelně vyrušováno pomocí pouštění antropogenních zvukových vjemů z reproduktoru v zavedeném harmonogramu. Data byla zpracována pomocí statistických metod Anova (Tukeyův post hoc test).

Výsledky šetření potvrdily reakci černé zvěře na antropogenní zvukové vjemy pouze v několika případech. Útěková vzdálenost byla závislá na druhu zvukového vjemu (přírozeného a antropogenního) a vzdálenosti zvěře od člověka. Z naměřených hodnot je patrné, že rozdíl v útěkové vzdálenosti zvěře v reakci na rušivé zvuky není statisticky významný.

Pro managementové opatření na ochranu lesa nelze využívat elektronické zařízení za doprovodu člověka k ovlivnění prostorové aktivity černé zvěře a zamezit tak vzniku škod.

Klíčová slova: černá zvěř (*Sus scrofa*), GPS telemetrie, antropogenní vjemy, rušivé zvuky, útěková vzdálenost, prostorová aktivita

Influence of anthropogenic sound perceptions on the spatial orientation of wildboars in the area of Kostelec nad Černými Lesy

Abstract

Wild boar abundance is nowadays almost worldwide and can easily adapt to many abiotic and biotic factors. Its circadian activity is influenced exclusively by human activity.

The aim of this thesis is to confirm, based on escape distances obtained from GPS telemetry, whether it is possible to influence the spatial activity of wild boar by using anthropogenic sounds to protect the forests cultures.

The data collection took place from June 2020 to September 2021 in the vicinity of Kostelec nad Černými Lesy in the Prague-East district. A total of 22 wild boars (*Sus scrofa L.*) tagged with GPS collars were periodically disturbed by playing anthropogenic sounds from a loudspeaker on an established schedule. Data were processed using Anova statistical methods (Tukey's post hoc test).

The results of the investigation confirmed the response of wild boar to anthropogenic sound perceptions in only a few cases. Escape distance was dependent on the type of sound perception (natural and anthropogenic) and the distance of the game from human. From the measured values is evident that the difference in escape distance of the game in response to disturbing sounds is not statistically significant.

For management measures to protect the forest, it is not possible to use electronic devices accompanied by humans to influence the spatial activity of wild boars and thus prevent damage.

Keywords: wild boar (*Sus scrofa*), GPS telemetry, anthropogenic phenomena, disturbing sounds, spatial activity

Obsah

1. Úvod.....	12
2. Cíl práce	13
3. Literární rešerše	14
3.1. Ekologie černé zvěře	14
3.2. Vliv prostředí.....	17
3.2.1. Biotické faktory prostředí.....	18
3.2.2. Abiotické faktory prostředí.....	19
3.5. Antropický vliv na černou zvěř	19
3.3. Prostorová aktivita černé zvěře	21
3.5. Plašení zvěře	26
4. Metodika	29
5. Výsledky	31
5.1. Rušení zvěře lidskými zvuky.....	31
5.2. Rušení zvěře zvuky motorové pily.....	42
6. Diskuse.....	47
7. Závěr.....	50
8. Seznam literatury a použitých zdrojů.....	50
9. Seznam příloh	59

1. Úvod

Prase divoké (*Sus scrofa*) je v České republice původním druhem zvěře a neodmyslitelně patří do naší krajiny. Navzdory silnému loveckému tlaku a změně přirozeného prostředí se v České republice rychle rozmnožuje a páchá početné škody. Jeho destruktivní potravní zvyky, zejména ničení kořenového systému, způsobují snižování množství rostlin a změnu biodiverzity ekosystému, včetně úbytku výnosu zemědělských kultur. Prase navíc může být přenašečem různých nemocí jak na hospodářská, tak i volně žijící zvířata. Zmíněné problémy ovlivňují lidskou ekonomiku, neboť náklady na pokrytí škod způsobených divokými prasaty po celém světě neustále stoupají.

Prostorová ekologie divokých prasat je poměrně flexibilní a reaguje na několik faktorů, jako jsou podmínky prostředí, dostupnost zdrojů (potrava, voda, úkryt), strukturální parametry populace (hustota, pohlaví, věk), konfigurace využití půdy (např. agrolesnické systémy) a v poslední řadě disturbance (predace, antropický vliv a lov). Denní aktivita divokých prasat obvykle spočívá v cestování mezi domovskou oblastí a odlehlými místy, kde vyhledávají potravu a úkryt. Lov je považován za hlavní příčinu úhynu divokých prasat v celé Evropě, zejména kvůli prevenci šíření afrického moru prasat. Také nejvíce narušuje prostorovou ekologii tohoto druhu, neboť po společných lovech expandují do širokého okolí a narůstá jejich noční aktivita.

Ke konci 20. století se prováděly první telemetrické výzkumy na zvířatech. Dnes již zastaralá technika fungovala na principu VHF frekvence a zpracování dat bylo zdoluhavé. Nyní můžeme zvěř označit telemetrickými GPS obojky, které nám umožňují ji sledovat online přes počítač či mobilní telefon pomocí GSM modulu. Ačkoliv je tato metoda sledování zvěře velice nákladná, výsledky ukazují, že se díky ní můžeme dozvědět mnohem více poznatků o jejich chování. Z výše uvedených důvodů je monitoring zvěře nesmírně důležitý. Výsledek této studie by mohl ukázat, zda lze v praxi využít rušivé zvuky k ovlivnění prostorové aktivity divokých prasat a předejít tak škodám.

2. Cíl práce

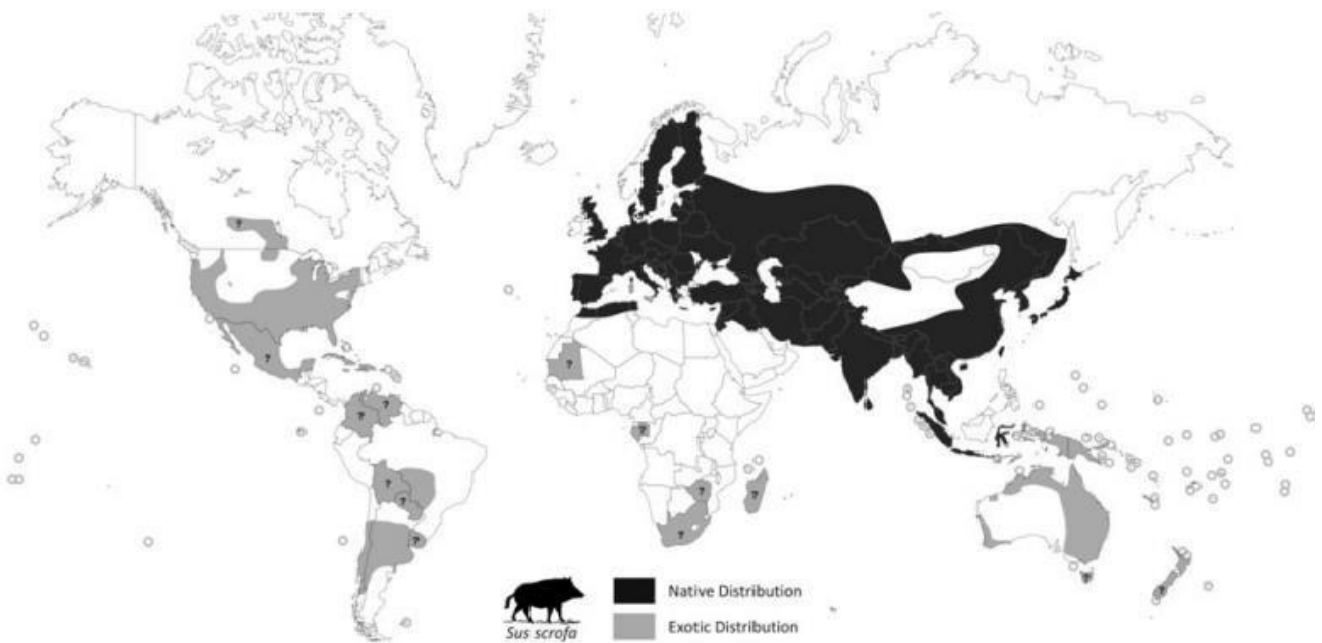
Cílem práce je prostřednictvím GPS telemetrie vyhodnotit účkovou vzdálenost u prasete divokého po vystavení antropogenním zvukovým vjemům. Dalším cílem je navrhnout možné managementové opatření při ochraně lesa vztahené k užití rušivých zvuků jakožto prostředku, pomocí kterého je možné ovlivnit prostorovou aktivitu černé zvěře.

3. Literární rešerše

3.1. Ekologie černé zvěře

Prase divoké, které původně pochází z Eurasie, se v současné době vyskytuje na všech kontinentech kromě Antarktidy (viz Obr. 1) a obývá širokou škálu přírodních stanovišť; od polopouští po tropické deštné pralesy, mírné lesy, travnaté porosty a rákosové džungle (Geisser et Reier, 2005). Tento druh také obývá antropogenní stanoviště, například zemědělské plochy, kde často vyhledává potravu (Caruso et al., 2018).

Schopnost divokých prasat osídlit různá stanoviště a stát se invazním druhem je dána nejen jejich obecnými požadavky na stanoviště, ale také biologickými vlastnostmi, jako je vysoká míra reprodukce, skutečnost že jsou všežravci a behaviorální plasticita (Geisser et Reier, 2005). Jejich ekologická plasticita spolu s rostoucím urbanizačním procesem jim umožnily osídlit městské a příměstské oblasti, proto se zvýšila rizika spojená s jejich výskytem, což se stalo velkým problémem pro management krajiny mnoha států (Caruso et al., 2018). Náklady za srážky s černou zvěří a škody na zemědělských kulturách se v Evropě pohybují okolo miliardy eur ročně (Colomer et al., 2021).



Obrázek 1: Celosvětové rozšíření prasete divokého (Barrios-Garcia et Ballari).

Černá zvěř může zkonzumovat velké množství odlišných druhů potravy a její schopnost přizpůsobit se různým potravní zdrojům ji umožnila zakládat populace téměř na každém místě, kam byla introdukovaná (Geisser et Reier, 2005). Jedná se o oportunitní omnivory, živící se všemi druhy organických látek a někdy i anorganickými materiály, jako jsou kameny, bahno a plasty, které pozřou omylem při rytí v půdě. V závislosti na typu stanoviště mohou divoká prasata plnit různé trofické funkce, přičemž jednají jako zoochoristé, škůdci na plodinách, ničitelé semenných bank a predátoři. Živí se především stonky, listy, oddenky a plody rostlin, ale mohou také získávat živočišnou potravu predací mláďat jiných kopytníků. (Ballari et Barrios-Garcia, 2014). Herrero et al. (2005) uvádějí, že černá zvěř má v oblibě několik druhů potravy, které jsou vysoce stravitelné a výživné, jako jsou žaludy, bukvice a kořeny hasivky orličí (*Pteridium aquilium*).

Divoká prasata se řadí mezi nejvíce sociální kopytníky, vykazují širokou škálu vnitrodruhových vzorců chování a výrazné sociální hierarchie. Jedna až pět dospělých samic, obvykle navzájem příbuzných, vytvářejí se svými selaty a lončáky matriarchální jednotky. Hierarchické pořadí ve skupině je definováno podle věku, hmotnosti jedince, sociálního postavení (vodící bachyně má vyšší postavení než bachyně bez potomků) a pohlaví (bachyně jsou nadřazené kňourům). Dominantní vedoucí bachyně určuje cirkadiánní rytmus činnosti skupiny a rozhoduje, kde a kdy odpočívat a shánět potravu (Schlageter, 2015). Mezi jednotlivými bachyněmi v tlupě může být věkový rozdíl i více než tři generací (Kaminski et al., 2005, Poteaux et al., 2009). Zvyšování stavů zvěře v tlupách probíhá přirozeně během ročního biologického cyklu, zejména při jarním metání selat či podzimním chrutí, kdy se k tlupám přidávají kňouři (Maselli et al., 2014). Také po společných lovech dochází ke shlukování divokých prasat do početných tlup, přičemž obvykle migrují ze svého původního prostředí (Acevedo et al., 2006). Uskupení tlup je důležité sledovat, neboť početnější tlupy páchají více škod na lesních a zemědělských kulturách (Bobek et al., 2015).

Keuling et al. (2009) definovali sedm různých forem sociálního složení tlup, které lze vidět u volně žijících divokých prasat: 1) základní tlupy tvořené bachyní a jejími selaty (viz Obr. 2), 2) tlupy tvořené dvěma dospělými bachyněmi se selaty, 3) středně velké tlupy, ve kterých jsou navíc jeden nebo více lončáků, 4) tlupy s více než třemi dospělými bachyněmi, lončáky a selaty, 5) tlupy složené z lončáků, 6) tlupy selat a 7) osamělí samci, kteří se zdržují poblíž tlupy pouze v období chrutí (Bieber et al., 2019).



Obrázek 2: *Bachyně se selaty* (foto Petr Salavec).

Na reprodukční schopnost divokých prasat má silný vliv tělesná hmotnost konkrétního jedince. Pokud žijí v prostředí, kde mají dostatek potravy po celý rok, konstantně se zvětšuje jejich tělesná hmotnost a tím i hustota populace (Mikulka et al., 2018). Dokonce i mladé bachyně se mohou začít množit, jakmile dosáhnou prahové hodnoty tělesné hmotnosti 20 až 30 kg. Velikost vrhu a pravděpodobnost rozmnožování jsou u tohoto druhu tedy pozitivně spojeny s tělesnou hmotou. V důsledku toho se předpokládá, že rozdíly v tělesné hmotnosti budou dobrým ukazatelem kvality jedince (Fernandez-Llario et Mateos-Quesada, 1998). Rozdíly v individuální kvalitě u černé zvěře lze zpozorovat již v raném věku, stejně jako u několika druhů kopytníků: jelen evropský (*Cervus elaphus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*.) aj. (Vetter et al., 2016).

3.2. Vliv prostředí

Jak již bylo zmíněno výše, vlivy prostředí mají dopad na odlišnou životní strategii a habitus černé zvěře (Geisser et Reier, 2005, Caruso et al., 2018). Dělí se do dvou základních skupin; na biotické a abiotické faktory. Biotické faktory můžeme v zásadě chápat jako vliv vnějšího prostředí na život konkrétního organismu (např. ve formě potravy, onemocnění způsobených různými činiteli a vzájemných vztahů

mezi živými organismy). Vzájemné vztahy mezi organismy mohou být buď vnitrodruhové (např. vnitrodruhová kompetice o zdroje), nebo mezidruhové (např. symbióza dvou druhů, mezidruhový parazitismus). Také mohou vznikat v důsledku tzv. překryvu nik, tedy střetem společných nároků na prostředí u obou zainteresovaných druhů (Lévêque, 2003). Abiotické faktory jsou neživé části prostředí, které mohou mít velký vliv na živé organismy (např. voda, atmosféra, chemické prvky, půda, sluneční světlo, teplota a vítr). Každý z těchto abiotických faktorů je nezbytný pro vytvoření a udržení vyváženého ekosystému, neboť složení fauny a flóry se na odlišných kontinentech mění. Podle toho se kosmopolitní druhy adaptují na přírodní podmínky – stejně jako divoká prasata (Parvin Prova et al., 2018).

3.2.1. Biotické faktory prostředí

Biotické faktory jsou důležité pro určení rozmístění druhů v širokém prostorovém měřítku, zejména při zvažování biotických interakcí. Vnitrodruhová konkurence může být důležitým biotickým ukazatelem v modelech rozmístění druhů. Ukázalo se však, že predace a symbiózy mohou být rovněž důležitými indikátory, ale klade se na ně menší důraz (Lewis et al., 2017).

Jak již bylo zmíněno výše v kapitole 3.1, prasata se shlukují do různě velkých tlup. Život v tlupách přináší výhody i nevýhody. Mezi výhody skupinového života v přirozeném prostředí patří snížení rizika predace (zvířata v tlupě nejsou tak snadným cílem jako samotářský jedinec), tudíž divoká prasata mohou bezpečněji vyhledávat potravu a odpočívat. Jednou z nevýhod života v tlupě může být kompetice o potravu nebo jiné cenné zdroje, čímž se snižuje kondice individuálních jedinců (Újváry et al., 2012). Andersson et al. (2011) uvádějí, že u divokých prasat může docházet k nemateřské infanticidě (zabíjení cizích selat), čímž si dominantní jedinci zlepšují vlastní fitness a zároveň vytvářejí sexuální selekci.

Přítomnost kompetice s jinými zvířaty patří mezi omezující biotický faktor. Například ostatní druhy zvířat s podobnými potravními a ekologickými nároky mohou mít velký vliv na výskyt divokých prasat. Interakce s dalšími druhy mohou vytvořit explozivní konkurenci, která vyžaduje, aby divoká prasata pro splnění svých potravních požadavků migrovala na nová místa (Ballari et Barrios-Garcia, 2014).

Generalistická ekologie prasete divokého z něj činí ideální druh pro studium toho, jak by druhová bohatost a další biotické faktory mohly ovlivnit prostorovou ekologii invazivního druhu, protože se jeho nika ve většině případů pravděpodobně překrývá s několika dalšími druhy zvířat, a tudíž běžná potrava může vyvolat soutěžení s jedinci z mnoha různých trofických úrovní (Garza et al., 2018).

3.2.2. Abiotické faktory prostředí

Abiotické faktory, jako je podnebí nebo zeměpisná šířka, ovlivňují pohyby a rozšíření černé zvěře a liší se napříč prostorovými a časovými měřítky (Apollonio et Anderson, 2010). Například v chladnějších oblastech se doba pohybu prasat během vysokých sněhových srážek snižuje. Také extrémně vysoké teploty mohou nežádoucně ovlivnit jejich prostorovou aktivitu, mohou negativně korelovat s velikostí domovských oblastí divokých prasat, protože při nepříznivém počasí může docházet k přetížení jejich termoregulační schopnosti a jsou nucena využívat menší oblasti s tepelným krytem (Ballari et Barrios-Garcia, 2014).

Globální změna klimatu postihuje mnoho druhů a přispívá k výjimečnému populačnímu růstu divokých prasat (Vetter et al., 2020). Pokud jsou invazivní druhy ohrožovány predátory, či ubývá jejich přirozené prostředí v důsledku abiotických disturbancí, poté mohou expandovat do jiného podnebí než v jejich původním areálu. Očekává se, že oteplování a globální změna klimatu zvýší šíření invazivních druhů a tyto změny mohou ovlivnit požadavky na stanoviště a pohybové vzorce divokých prasat snížením negativního vlivu chladných zim na jejich rozptyl (Garza et al., 2018).

3.5. Antropický vliv na černou zvěř

Pod pojmem antropický vliv na přírodu si můžeme představit veškerou lidskou činnost, která má přímé dopady na okolní krajinu, a na živočichy, kteří tuto krajinu obývají. Pakliže se budeme bavit o antropickém vlivu na černou zvěř, máme na mysli všechny činnosti, kterými mohou lidé negativně ovlivňovat černou zvěř žijící v okolní přírodě. Do těchto činností spadá ať již zmenšování přirozených stanovišť černé zvěře v důsledku neustále narůstající lidské aglomerace a zužitkování půdy, tak i lesní

turistika, lovení černé zvěře, útoky psů na černou zvěř nebo problematika kolizí automobilů s prasaty (Acevedo et al., 2006).

Lidská činnost má nejen přímé důsledky na život černé zvěře, ale během minulého a současného století způsobila významné změny i v aktivitách mnoha jiných druhů volně žijících živočichů. Některé z těchto změn souvisely s rozšířením lidské činnosti, jako je přelidnění nebo městský rozvoj, a některé souvisí naopak se snížením lidské aktivity, jako např. lokální depopulace nebo agropastorální opuštění určité lokality (Rippa et al., 2011). Dopady různorodých lidských činností jsou často velmi složité a ovlivňují mnoho ekologických a behaviorálních aspektů divokých zvířat, jako například jejich prostorové využití nebo vzorce jejich chování (Ohashi et al., 2013).

Populace volně žijících živočichů žijící v blízkosti lidských sídel jsou zcela jistě vystaveny mnoha různým druhům lidského vyrušování. Tyto populace mohou tedy přijmout za své určité nepřirozené vzorce aktivit a chování, a to podle intenzity těchto konkrétních narušení. V současné době rozlišujeme dva základní typy lidských narušení, které mohou způsobit změny v činnosti divoké zvěře (Ohashi et al., 2013).

Jedním z těchto základních typů je lidská činnost související s loveckými aktivitami, které je doprovázeno přímým vyrušováním zvířat, například skrz jejich pronásledování nebo střelbu (tzv. „přímé“ rušení). U širokého spektra černé zvěře je značná část jejich úmrtnosti způsobena nebo alespoň ovlivněna loveckými aktivitami (Nores et al., 2008). Lov tak může formovat různé ekologické aspekty divoké zvěře, jako je jejich populační dynamika nebo genetická struktura (Allendorf et al., 2008). Kromě toho stres a strach způsobený loveckými aktivitami může vést k modifikaci prostorového využití a chování lovených populací. Zvířata mohou v reakci na lov změnit i přirozené vzorce výběru stanovišť, cirkadiánní aktivitu a modulovat období své bdělosti vzhledem k myslivecké činnosti. Protože je lov v určitých oblastech, ročních a denních dobách omezen, obvykle vytvářejí značné rozdíly v chování dle ročního období. (Ohashi et al., 2013).

Druhým základním typem narušení je antropický vliv vyplývající z každodenních lidských činností. Tyto činnosti souvisejí se zemědělstvím, dopravou, stavebnictvím, nebo turistikou, a mohou mít rovněž negativně ovlivnit okolní volně žijící zvířata. Mnoho studií pozorovalo behaviorální reakce divoce žijící černé zvěře

po setkání s lidmi. Tyto lidské činnosti, které přímo nevyrušují zvířata (tzv. „nepřímé“ rušení), byly spojeny se sníženým reprodukčním úspěchem konkrétních jedinců, čímž mohou vyvolat dlouhodobý pokles populace konkrétního druhu zvěře (French et al. 2011).

Právě námi zkoumané prase divoké představuje druh divoké zvěře, o kterém je známo, že mění své vzorce aktivity a chování v závislosti na intenzitě lidské činnosti v jeho okolí. Pokud se divoká prasata vyskytují v přirozeném a nerušeném prostředí, pak jsou vědci považována za obecně denní zvířata (Kurz et Marchinton, 1972). Údajně jsou však schopna změnit své přirozené vzorce chování a přesunout svoji aktivitu do nočních hodin, a to díky loveckému tlaku nebo nepřímé intenzivní lidské činnosti (Boitani et al. 1994).

3.3. Prostorová aktivita černé zvěře

V oblastech bez antropogenního vlivu vykazují divoká prasata aktivitu pravidelným cirkadiánním rytmem, který je typický pro denní nebo soumravná zvířata (Abaigar et al., 1994). Několik ekologických faktorů, jako jsou sezónní změny délky dnů, teplot, zásob potravy, sněhové pokrývky nebo extrémní sucho či přítomnost predátorů ovlivňují denní aktivitu divokých prasat, což je vede k přizpůsobení jejich cirkadiánního rytmu (Schlageter, 2015). Denní aktivita obvykle spočívá v přesunu mezi domovskou oblastí, kterou využívají zejména k odpočinku a odlehlými místy, kde vyhledávají potravu (Boitani et al., 1994). Naopak v místech, kde je zvěř intenzivně lovena, divoká prasata zcela změni své chování a bývají aktivní pouze v noci. Během dne odpočívají v husté vegetaci, jako jsou keře a vzrostlé zemědělské plodiny. Po setmění vyhledávají potravu v otevřených lesích nebo na zemědělské půdě. U divokých prasat údajně v minulosti chyběla výrazná alopatie (Andrzejewski et Jezierski, 1978). Baubet et al., (1998) popsali divoká prasata jako široce přizpůsobivá zvířata pravidelně měnící své domovské oblasti podle svých sezónních potřeb. Oproti tomuto názoru, který byl již tehdy kontroverzní, existuje dnes široká shoda ohledně jejich filopatrické povahy. Samice divokých prasat mají tendenci se usazovat v okolí své domovské oblasti na dosah svých příbuzných, což může vést až k příbuzenské plemenitbě (Podgórski et al., 2014).

Za předpokladu, že je po celý rok dostatek potravy, úkryt před nepříznivým počasím a bezpečí před predátory, černá zvěř je velmi věrná svému původnímu stanovišti. Domovské oblasti různých tlup se mohou překrývat, ale zejména odpočívadla v jejich teritoriu brání proti cizím jedincům. K územnímu značení nejčastěji používají pachové stopy, např. na odpočívadlech nebo kalištích. Také často zanechávají viditelné značky v podobě odřené borky na stromech (viz Obr. 3; Baubet et al., 1998).



Obrázek 3: Značení teritoria černé zvěře (www.jaegermagazin.de).

Díky vysoké elasticitě chování a stále vyššímu výskytu v blízkosti městského prostředí je prase divoké vynikajícím modelovým organismem ke studiu přizpůsobení urbanizaci (Amici et al., 2012). Černá zvěř se dříve vyskytovala výhradně v přírodní oblasti s nízkou přítomností člověka. V posledním desetiletí však začala obývat městské a příměstské oblasti v mnoha evropských městech (Amendolia et al., 2019). Její migrace je zapříčiněna snadným přístupem k bohatým potravním zdrojům v blízkosti lidských obydlí, nízkým loveckým tlakem a rozšiřující se lidskou urbanizací.

Tento jev nevyhnutelně prohloubil konflikty mezi zvěří a lidmi, konkrétně kvůli kolizím s automobily, ohrožování obyvatel, šíření nemocí, poškozování zahrad a veřejných parků a vypleňování odpadkových košů (Castillo-Contreras et al., 2018).

Během posledního desetiletí se prase divoké stalo zcela běžným i v Římě, který je obklopen hustě zastavěnou oblastí, ve které se nachází pouze několik zelených ploch, které představují relikty původní krajiny složené z mozaiky zemědělských, pastevních a lesních částí. V současné době je černá zvěř pozorována převážně v příměstských oblastech, na zemědělské půdě, ve venkovských lesích, ale dokonce i v blízkosti městských sídel a v hustě osídlených oblastech (Amendolia et al., 2019). Ve skutečnosti bylo prokázáno, že divoká prasata obývající městské oblasti většinou pochází z okolních lesů, přičemž do města chodí za potravou (Cahill et al., 2012).

Stillfied et al. (2017) uvádějí, že v metropolitní oblasti Berlína bylo odchyceno a následně označeno GPS obojky 11 divokých prasat. Výzkum byl zaměřen na to, jak se divoká prasata přizpůsobují životu v blízkosti lidských obydlí v porovnání s jejich prostorovou aktivitou v přirozeném prostředí. Po vypuštění do volné přírody divoká prasata navyklá na kontakt s lidmi nejvíce preferovala bažinaté oblasti, zelené louky a lesy s bohatým rostlinným krytem. Přes to se nejčastěji jednalo o místa, která byla v blízkosti lidských obydlí a hlavních cest. Divoká prasata proto vykazovala značnou elasticitu chování vhodnou k přizpůsobení prostředí ovládanému lidmi.

Proto je pro definování vhodných řešení managementu zvěře nutné pochopení prostorové ekologie černé zvěře i v okolí měst, přičemž úsilí se zaměřuje také na analýzy sezónních stanovišť. Ve skutečnosti jsou divoká prasata schopna vyrovnat se s kolísavými podmínkami prostředí posunutím svého prostorového rozmístění pro zajištění dostatku potravy, například po podzimních žní zemědělských kultur se vracejí zpět do své lesní domovské oblasti. (Amendolia et al., 2019).

4. 4. Antipredační chování černé zvěře

Lidská disturbance může u zvířat vyvolat reflexní antipredační chování, jako je útek, zvýšení bdělosti, či úplné opuštění původního stanoviště. Tento negativní efekt se nejčastěji projevuje na fitnessu zvířat, neboť nejsou schopna optimálně přijímat potravu, nebo dostatečně pečovat o potomky (Brown et al., 1999).

Prase divoké je notoricky známý omnivor, ale také oblíbený druh lovné zvěře. Zatím se ví jen málo o tom, jak disturbance v podobě lidského lovu ovlivňuje jeho využití prostoru. Zvířata často mění své chování ve vztahu k riziku predace, například v oblastech s nedostatkem potravy bývají zvířata méně ostražitá, neboť veškerou pozornost věnují hledání potravy (Thurfjell et al., 2013).

Pokud se v dané lokalitě vyskytují predátoři, je tomu naopak a zvířata upřednostňují ostražitost před výběrem potravy. Přítomnost predátora tedy může vést ke konzistentnímu vyhýbavému chování u kopytníků (Creel et al., 2007). Lov lidmi je pravděpodobně vnímán jako riziko mnoha zvířaty a bylo prokázáno, že ovlivňuje užívání stanovišť (Feichtner, 1998). Také byla prokázána reakce na různé metody lovu, kde hraje roli řada faktorů, například intenzita lovu, šance zavětření lovců zvířaty a možnost zvířat poučit se z lovecké zkušenosti (když lovec mine cíl). Reakce na lov také závisí na přítomnosti přirozených predátorů, na které si zvířata postupně zvykají. Například psi, kteří se používají k lovu losů (*Alces alces*) mají podobné chování jako vlci (*Canis lupus*) a losi již vědí, jaké antipredační chování musí proti nim vyvinout (Thurfjell et al., 2013).

Při studiu populační dynamiky volně žijících kopytníků by měly být posuzovány rysy a charakteristiky stanovišť související s predátory jednotně. Vlk obecný je obvykle považován za hlavního predátora kopytníků. Divoká prasata byla v mnoha evropských studiích označena za hlavní zdroj potravy pro vlky, což oponuje jejich potravnímu návyku, protože se živí i jinou kořistí, ale některé případy ukazují, že vlci upřednostňují právě divoká prasata (Barja, 2009). V tomto ohledu Nores et al. (2008) odhadli, že predace vlků způsobuje 12% úmrtnost divočáků ve Španělsku. Lze tedy očekávat úzké vztahy mezi dynamikou populace divokých prasat a vlka.

Jednotlivci mohou při reakci na predací riziko vzít v úvahu antipredační chování ostatních členů tlupy, jako jsou vokalizace a výstražné postoje. Členové tlupy, kteří odhalí predátora a okamžitě utíkají, mají vyšší šanci na přežití než ti, kteří mají opožděnou reakci. Tento rozdíl činí pozdní utečence snadnější kořistí při útocích. Proto se očekává, že jednotlivci budou monitorovat a kopírovat ostražité chování ostatních členů tlupy, aby minimalizovali individuální riziko predace (Segura et al., 2014). Tento kopírovací proces je mechanismem zodpovědným za synchronizaci ostražitosti mezi členy tlupy, který byl v posledních letech často monitorován. Synchronizace činností

mezi členy tlupy je důležitá pro sociální a prostorovou soudržnost a umožňuje jednotlivcům těžit ze skutečnosti, že jsou součástí tlupy (Beauchamp et al., 2012). Synchronizace bdělosti tak snižuje individuální predační riziko a můžeme očekávat, že bude silnější, když je predační riziko vysoké (Segura et al., 2014).

Členové velkých tlup těží z početní převahy a varovných signálů, které mohou snížit riziko predace u pozdě utíkajících jedinců, tj. jedinců náchylných k útokům, kteří zaostávají za varovanými signály ostatních členů tlupy. Nedostatek těchto ochranných opatření u malých skupin znamená, že jejich členové by měli sledovat a pohotově kopírovat ostražitě chování ostatních členů tlupy, protože ti, kteří utečou jako poslední mají vysokou pravděpodobnost napadení. V malých tlupách lze proto očekávat silnější synchronizaci ostražitosti (Segura et al., 2014).

Když vzroste velikost tlupy, individuální predační riziko se rozmělní a motivace k synchronizaci ostražitosti se zmenší kvůli jiným činnostem, jako je hledání potravy. Když se dostupnost potravy stane kritickou pro přežití (např. v zimě), může být zisk energie upřednostněn před bezpečím, což vede k nízké ostražitosti v důsledku intenzivní potravní konkurence (Podgórski et al., 2016). Vzhledem k tomu, že potravní konkurence je ve velkých tlupách intenzivnější, synchronizace by se měla zvyšovat s její velikostí (Segura et al., 2014).

V tomto případě by synchronizace ostražitosti byla spíše vedlejším produktem individuálních snah získat potravní příležitosti než skutečné výhody před predátory. Kompromis mezi energetickým ziskem a bezpečností tak může pohánět vztah mezi stupněm synchronizace ostražitosti a velikostí tlupy v opačných směrech, tedy vyvolat silnější synchronizaci ve větších tlupách, pokud jsou omezujícím faktorem potravní zdroje, a naopak silnější synchronizaci v malých tlupách, pokud převládne predace (Beauchamp et Ruxton, 2003).

U některých druhů zvířat roste synchronizace ostražitosti s velikostí tlupy, například u pademelona rudokrkého (*Thylogale thetis*) a kajky obecné (*Somateria mollissima*), zatímco u jiných je účinek nevýznamný, například u klokana obrovského (*Macropus giganteus*). Tato odchylka může odrážet relativní podíl intenzity konkurence a tlaku predace na utváření vztahu mezi synchronizací ostražitosti a velikostí tlupy (Podgórski et al., 2016).

5. Plašení zvěře

Konflikty mezi lidmi a zvěří jsou aktuálním globálním problémem, neboť zvěř páchá značné škody na zemědělských kulturách. Škody na úrodě mohou přispět k rozvoji nesnášenlivosti a negativity u komunit, což může omezit účinnost strategií ochrany volně žijících živočichů (Amici et al., 2012).

Prase divoké je prominentní druh, který bývá často v konfliktu s lidmi (Barrios-Garcia et Ballari, 2012). Plenění zemědělských plodin divokými prasaty je v současné době velkým problémem v mnoha částech Nepálu, kde divoká prasata konzumují zemědělské plodiny a zároveň využívají k úkrytu zemědělská pole. V dnešní době jsou populace roztráštěné a staly se závislými na zemědělských plodinách, zejména mimo národní parky a chráněné oblasti Nepálu (Pandey et al., 2016). Ačkoli k významnému poškození plodin dochází v důsledku hojnosti výskytu divokých prasat, důležitými faktory jsou topografické a krajinné prvky. Pro posílení zmírňujících opatření je nezbytné určit, které faktory zvyšují riziko poškození (Khanal et Singh, 2019).

Od roku 1970 po současnost se populace prasete divokého ve Švýcarsku rozrostla natolik, že její stavy přestávají být pro zemědělce a myslivce únosné, neboť myslivci nejsou schopni platit za obrovské škody na zemědělských plodinách a loukách (Schlageter et Haag-Wackernagel, 2011).

Mezi pokusy o redukování způsobených škod černou zvěří dominují tři metody; za první, divoká prasata jsou intenzivně lovena, aby se efektivně snížila jejich abundance. Za druhé, farmáři staví elektrické ohradníky kolem luk a polí, aby k nim prasata neměla přístup. Za třetí, myslivci pravidelně přikrmují atraktivním krmivem v lese, aby se prasata zdržovala mimo dosah polí (Milunas et al., 1994). Účinnost třetí metody je velice kontroverzní a zdá se, že na něm závisí několik aspektů. Některé zdroje tuto metodu považují za účinnou (Calenge et al., 2014), jiné tvrdí pravý opak; při pravidelném přikrmování se prasata rychleji rozmnožují a postupem času páchají více škod (Hahn et Eisfeld, 1998).

Na tomto pozadí mohou být pachové repelenty slibnými prostředky pro odlákání a vyplašení černé zvěře od zemědělských plodin a pozemních komunikací. (Schlageter et Haag-Wackernagel, 2012).

V posledních 70 letech byly testovány repelenty založené na pachových, vizuálních, nebo chuťových podnětech pro zamezení či úplné eliminování způsobených škod zvířei. Komerční repelenty byly vyvinuty na základě jedné nebo více sloučenin, které se aplikují různými způsoby dle plochy, kterou chceme ošetřit (Guerisoli et Pereira, 2020).

Chemické repelenty na obratlovce spadají do tří různých tříd podle toho, jak fungují: způsobující bolest, způsobující strach a způsobující nemoc (Jordan et Richmond, 1991). Senzorické dráždivé látky způsobující bolest jsou téměř vždy účinnější plašící prostředky než semiochemikálie vyvolávající strach, neboť bývají vyrobené z výtazků chilli papričky a hydrolyzovaného kaseinu (Wagner et Nolte, 2001). Na rozdíl od pachových repelentů fungují chuťové repelenty okamžitě, neboť zvířata pocítují okamžitou averzi k ošetřeným plodinám (Schlageter, 2015).

Ukázalo se, že semiochemikálie vyvolávající strach, jako je moč predátorů nebo pach síry (pachy, které jsou výsledkem degradace proteinů), nejsou příliš účinné proti mnoha druhům býložravců. Zvířata po určité době zjistí, že na ošetřené ploše nehrozí žádné potenciální nebezpečí, tudíž je zapotřebí jejich pravidelná obměna (Milunas et al., 1994).

Protože zvířata mají často velmi dobrý a citlivý sluch, mohou je akustická plašící zařízení odradit od vybraných oblastí. Hlasité zvuky, včetně výbuchů z plynových exploderů, sirén a zaznamenaných zvuků zvířat (bioakustika), se běžně používají jako akustické odrazující prostředky. Zvířata mají tendenci se zpočátku vyhýbat oblastem s hlasitými nebo neznámými zvuky (Schlageter, 2015). Bioakustika je zvířecí komunikační signál, často ve formě poplachu nebo nouzového volání. Většina studií využívajících bioakustiku byla provedena na ptácích, proto jsou znalosti o potenciálním využití komunikačních signálů savců omezené (Gilsdorf et al., 2002).

Kromě ochrany zranitelných plodin je pro prevenci škod zásadní snížení populace divokých prasat pomocí lovu. Lovecké úsilí by se mělo zaměřit na bachyně všech věkových tříd, ale zejména na mladé kusy, které se ukázaly jako vysoce reproduktivní a podstatně přispívají k populačnímu růstu. Za tímto účelem by měly být upřednostňovány selektivní techniky lovu, jako je lov na čekané a šoulání (Acevedo et al., 2007). Účinné řízení lovu a ochrana polí proto zůstanou nejdůležitějšími nástroji pro kontrolu škod. Je zapotřebí dalšího výzkumu k prozkoumání a porovnání různých systémů managementu černé zvěře, včetně prevence škod z ekonomického hlediska (Schlageter, 2015).

4. Metodika

Lokalita

Výzkum probíhal v okolí města Kostelce nad Černými Lesy, který se nachází ve středočeském kraji zhruba 30 kilometrů na východ od Prahy. Nadmořská výška se zde pohybuje okolo 400-500 metrů nad mořem. V nedaleké obci Jevany se nachází ředitelství školního lesního podniku České zemědělské univerzity v Praze, které spravuje přibližně 6900 hektarů pozemků určených k plnění funkce lesa, jehož součástí je i NPR Voděradské bučiny a obora Aldašín a Radlice (Školní lesní podnik ČZU, 2022). Národní přírodní rezervace je významná zejména květnatými a acidofilními bučinami s typickou květenou. K dominantnímu buku je místy přimíšen dub letní, habr obecný, smrk ztepilý, jedle bělokorá, lípa srdčitá a bříza bělokorá. Zastoupení jedle se v minulosti měnilo v závislosti na charakteru hospodaření. V bylinném patře se vyskytují bika hajní, metlička křivolaká, pstroček dvoulistý, kyčelnice cibulkonosná, kyčelnice devítilistá, věsenka nachová a další. Ve sníženinách a na podmáčených půdách rostou na malých plochách olšovo-jasanové luhy (Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2022).

Sběr dat

Terénní práce začala v červnu 2020 a probíhala do září 2021. Cílem práce bylo prostřednictvím GPS telemetrie vyhodnotit útečkovou vzdálenost u prasete divokého po vystavení antropogenním zvukovým vjemům. V pravidelném intervalu jednou týdně dle daného harmonogramu byla vyrušována divoká prasata označená GPS obojky pomocí akustických nahrávek v podobě přirozených a antropogenních zvuků. Nejprve byly poušřeny v ranních hodinách nahrávky s přirozenými zvuky lesa za neustálého pohybu, které sloužily jako kontrolní oproti zbylým antropogenním nahrávkám. Poté se v odpoledních hodinách poušřely samotné antropogenní nahrávky (zvuky lidské řeči a motorové pily), které se každý týden střídaly. Zvuky motorové pily byly poušřeny stacionárně po dobu jedné hodiny nedaleko poslední GPS souřadnice divokých prasat (narozdíl od ostatních nahrávek). K tomuto účelu byl použit reproduktor značky Mipro MA-205B o maximálním zvukovém rozsahu 102 decibelů.

Divoká prasata se nejčastěji zdržovala kolem obcí Jevany, Černé Voděrady, Kozojedy, Vyžlovka a v přílehlé národní přírodní rezervaci Voděradské Bučiny. Jejich souřadnice aktuálního výskytu byly promítány přes mobilní aplikaci Google Earth a pro zaznamenání tras byla použita aplikace GeoTracker. Zpětná kontrola a vizualizace mapových souborů byla provedena přes software GIS.

Monitoring divokých prasat

Před samotným začátkem terénních prací bylo odchyceno do odchytových zařízení a uspáno narkotizační zbraní celkem 22 divokých prasat. Poté byla označena GPS obojky, které s velmi dobrou přesností zaznamenávají jejich prostorovou aktivitu (Viz obrázek 4). Po označení byla vypuštěna zpět v místě odchyty bez jakékoliv újmy na zdraví.



Obrázek 4: *Jedinec prasete divokého označený GPS obojkem (ČZU v Praze, 2021).*

Záznam dat neprobíhá nepřetržitě, nýbrž v nastavených intervalech (fixace každých 30 minut). Díky doplňkovému vybavení v podobě biologického čidla lze zjistit, jakou činnost jedinec vykonává a vyhotovit záznam pohybu mezi posledními souřadnicemi. Dále obojky obsahují GSM modul s telefonní SIM kartou, díky čemuž jsou data přenášena online do univerzitní sítě (Česká zemědělská univerzita v Praze, 2021).

Zpracování dat

Získaná data z GPS obojků a chůze v terénu bylo potřeba očistit od nepotřebných údajů a následně upravit jako soubory CSV v aplikaci MS Excel. Dále byly vypočítány přes vzorce útekové vzdálenosti divokých prasat v závislosti na zeměpisné šířce a délce. Finálně získané údaje byly vloženy do tabulek a použité ke statistickému vyhodnocení dat pomocí metod ANOVA, zda byla tato metoda plašení zvěře účinná.

5. Výsledky

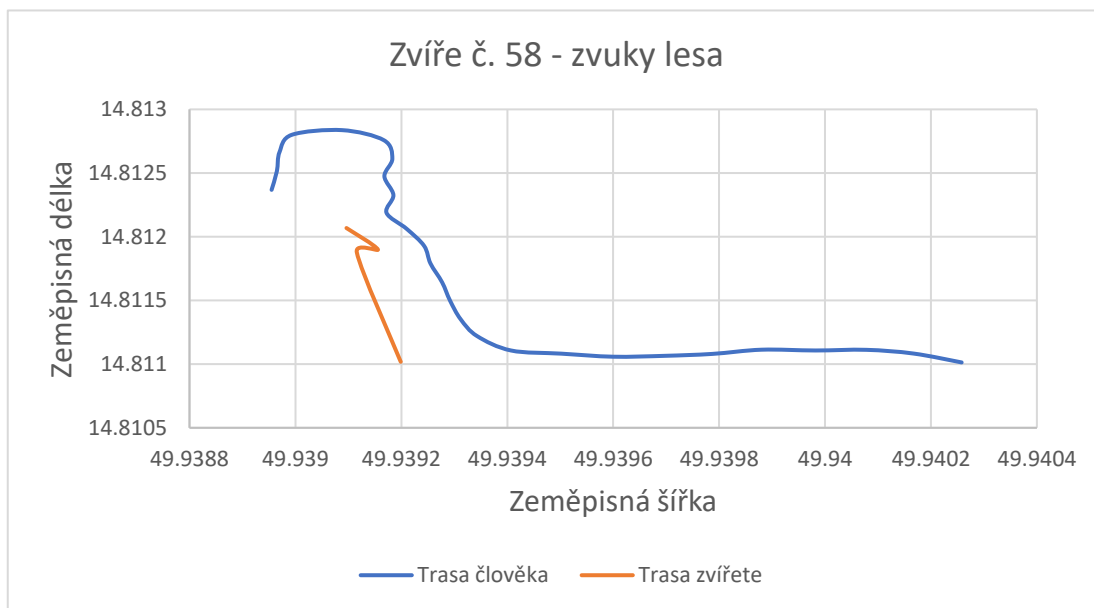
Výzkum probíhal v období od 17.6. 2020 do 10.8. 2020 a od 30.7. 2021 do 17.9. 2021 v okolí Kostelce nad Černými Lesy. Za tuto dobu bylo vyrušováno dle denního harmonogramu celkem 22 divokých prasat. V některých případech nebylo možné se dostatečně přiblížit k poslední zaznamenané poloze označené zvěře, neboť se zde vyskytuje členitý terén a pro člověka neprůchozí husté smrčiny. Navzdory tomu i vzdálenější rušení bylo v několika málo případech úspěšné. Vyhodnocování výsledků bylo provedeno v jednotlivých kategoriích dle vzdálenosti od člověka (Viz tabulka 1-9). Veškeré neúspěšné rušení zvěře je graficky znázorněno v příloze.

5.1. Rušení zvěře lidskými zvuky

Datum	Zvíře	Kategorie	Vyrušení	Typ rušení	TR	Nejbližší vzdálenost k člověku (m)	Vzdálenost před rušením (m)	Vzdálenost po vyrušení (m)
23.07.2020	58	0-50	ANO	les	3	21.57	5.49094397	62.1497818
31.07.2020	59	0-50	NE	les	3	24.59	31.4773704	27.816936
10.08.2020	65	0-50	NE	les	3	21.52	8.4295547	7.27077216
30.07.2021	98	0-50	NE	les	3	10.65	353.529884	24.8222602
12.08.2021	89	0-50	NE	les	3	23.19	23.6144436	38.488753
12.08.2021	90	0-50	NE	les	3	22.18	127.075253	7.02063224
26.08.2021	89	0-50	NE	lidé	4	12.87	21.9215481	3.53592723
10.09.2021	76	0-50	NE	les	3	4.33	3.96934691	21.2934094
10.09.2021	76	0-50	NE	lidé	4	30.33	21.8221111	38.8076188
10.09.2021	77	0-50	ANO	les	3	13.82	10.2630717	69.2757765
10.09.2021	77	0-50	NE	lidé	4	20.52	11.7464669	23.2568971
10.09.2021	78	0-50	ANO	les	3	24.89	56.2339183	84.2241251
10.09.2021	78	0-50	NE	lidé	4	36.22	5.90136465	34.5176059
10.09.2021	90	0-50	ANO	les	3	11.97	18.80623	131.9122

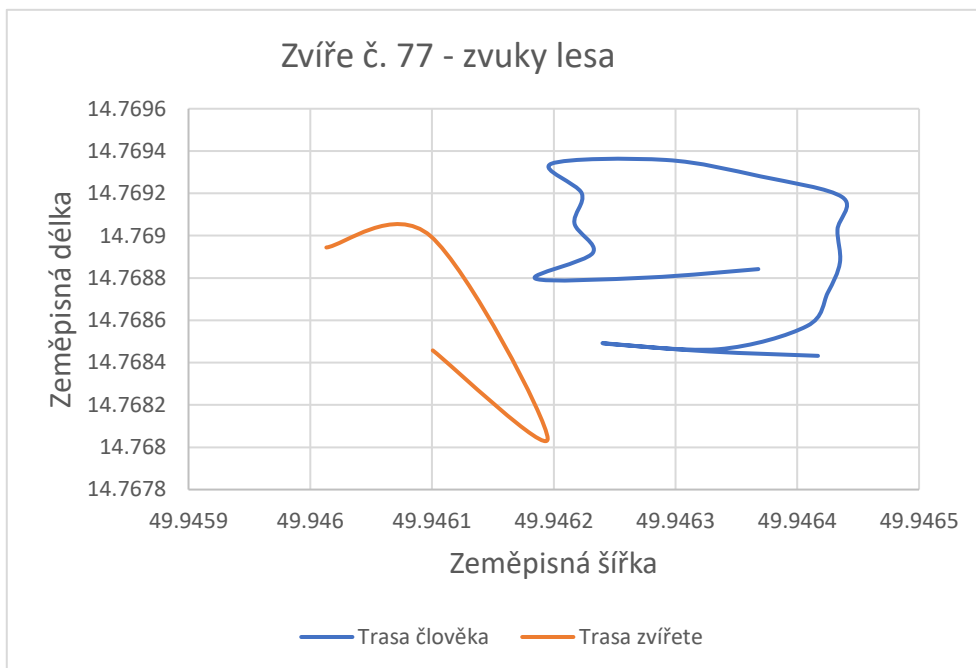
Tabulka 1: Vyhodnocení útekové vzdálenosti divokých prasat ve vzdálenosti od člověka 0-50 m.

V této kategorii došlo celkem ke 14 rušení, z toho 4x úspěšné, a to kontrolními zvuky lesa. Nejbližší vzdálenost zvířete od člověka byla 4.33 m, největší úteková vzdálenost 69.27 m. Dne 23.7. 2020 bylo úspěšně vyrušeno zvíře č. 58 (Viz graf 1), přičemž bylo vzdáleno 21.57 m od člověka. Před vyrušením zvíře ušlo ~ 5.49 m, po vyrušení ~ 131.91 m.

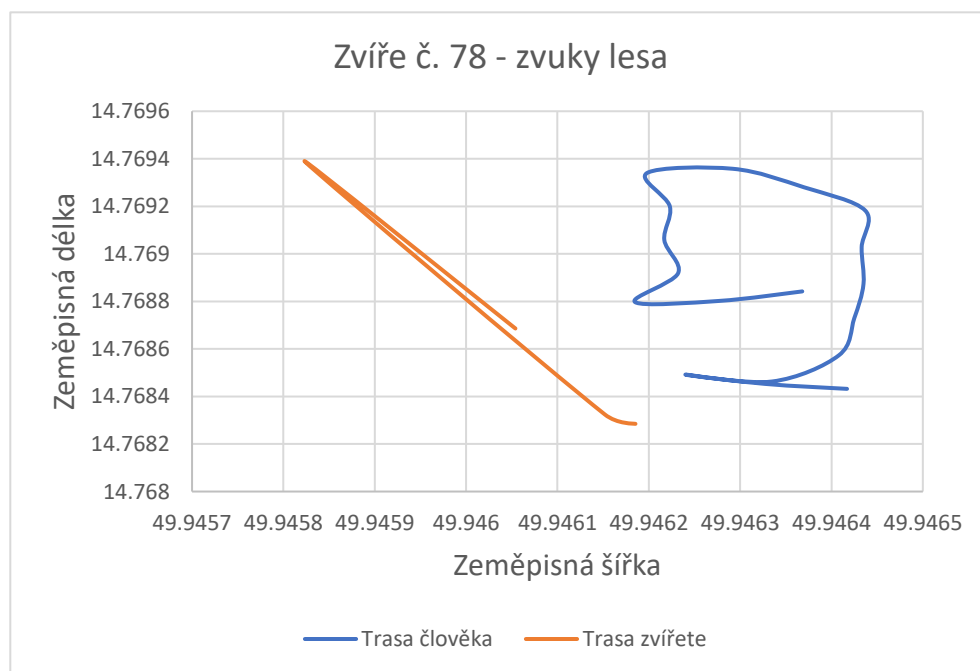


Graf 1: Rušení zvířete č. 58.

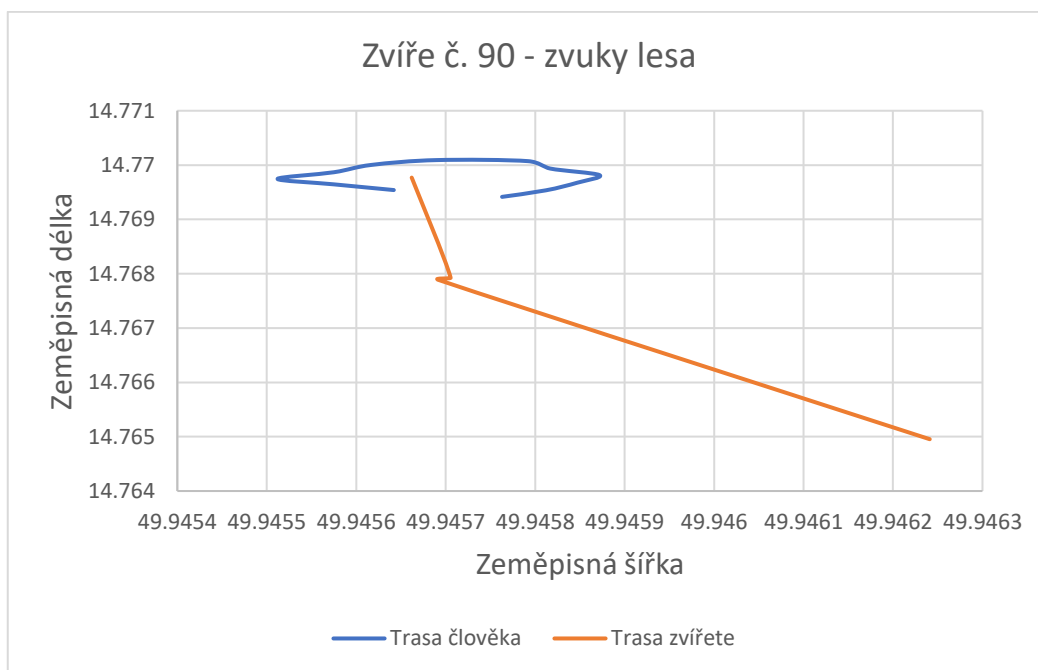
Dne 10.9. 2021 bylo úspěšně vyrušeno zvíře č. 77 (Viz graf 2), č. 78 (Viz graf 3) a č. 90 (Viz graf 4). Zvíře č. 77 bylo vzdáleno 13.82 m od člověka, před vyrušením ušlo ~ 10.26 m, po vyrušení 69.27 m. Zvíře č. 78 bylo vzdáleno 24.89 m od člověka, před vyrušením ušlo ~ 56.23 m, po vyrušení ~ 84.2. m. Zvíře č. 90 bylo vzdáleno 11.97 m od člověka, před vyrušením ušlo ~ 18.8 m a po vyrušení ~ 131.91 m.



Graf 2: Rušení zvířete č. 77.



Graf 3: Rušení zvířete č. 78.

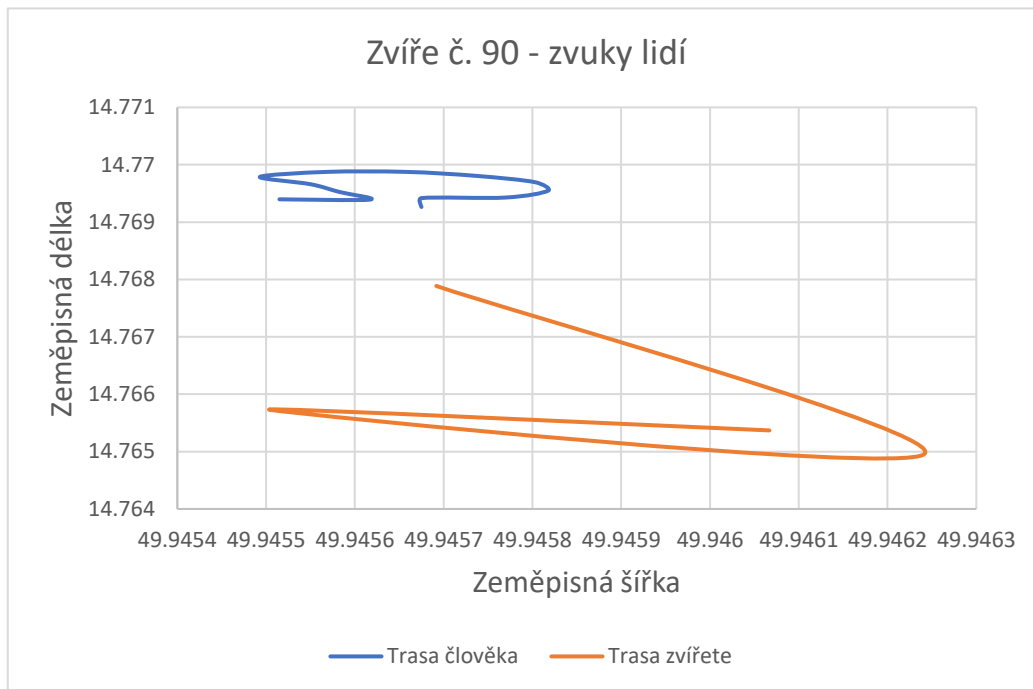


Graf 4: Rušení zvířete č. 90.

Datum	Zvíře	Kategorie	Vyrušení	Typ rušení	TR	Nejbližší vzdálenost k člověku (m)	Vzdálenost před rušením (m)	Vzdálenost po vyrušení (m)
16.07.2020	58	50-100	NE	les	3	97.39	5.906057	1.415295
16.07.2020	58	50-100	NE	lidé	4	92.13	3.062987	3.555441
23.07.2020	58	50-100	NE	lidé	4	76.15	62.1497818	13.8089213
10.08.2020	65	50-100	NE	lidé	4	66.06	184.450281	15.620969
12.08.2021	89	50-100	NE	lidé	4	83.64	31.2128917	18.9814857
10.09.2021	90	50-100	ANO	lidé	4	98.37	218.5028	98.81731

Tabulka 2: Vyhodnocení útekové vzdálenosti divokých prasat ve vzdálenosti od člověka 50-100 m.

V této kategorii vyrušení lidskými zvuky z bylo pěti měření úspěšné pouze v jednom případě. Jednalo se opět o zvíře č. 90, které bylo vyrušeno podruhé v odpoledních hodinách (Viz graf 5). Nejbližší vzdálenost k člověku činila 98.37 m, před vyrušením zvíře ušlo ~ 218.50 m a po vyrušení ~ 98.81 m.



Graf 5: Rušení zvířete č. 90.

Datum	Zvíře	Kategorie	Vyrušení	Typ rušení	TR	Nejbližší vzdálenost k člověku (m)	Vzdálenost před rušením (m)	Vzdálenost po vyrušení (m)
17.06.2020	55	100-200	NE	les	3	189.06	63.4714327	39.4875951
26.08.2021	101	100-200	NE	les	3	190.81	2.41294254	3.75340925

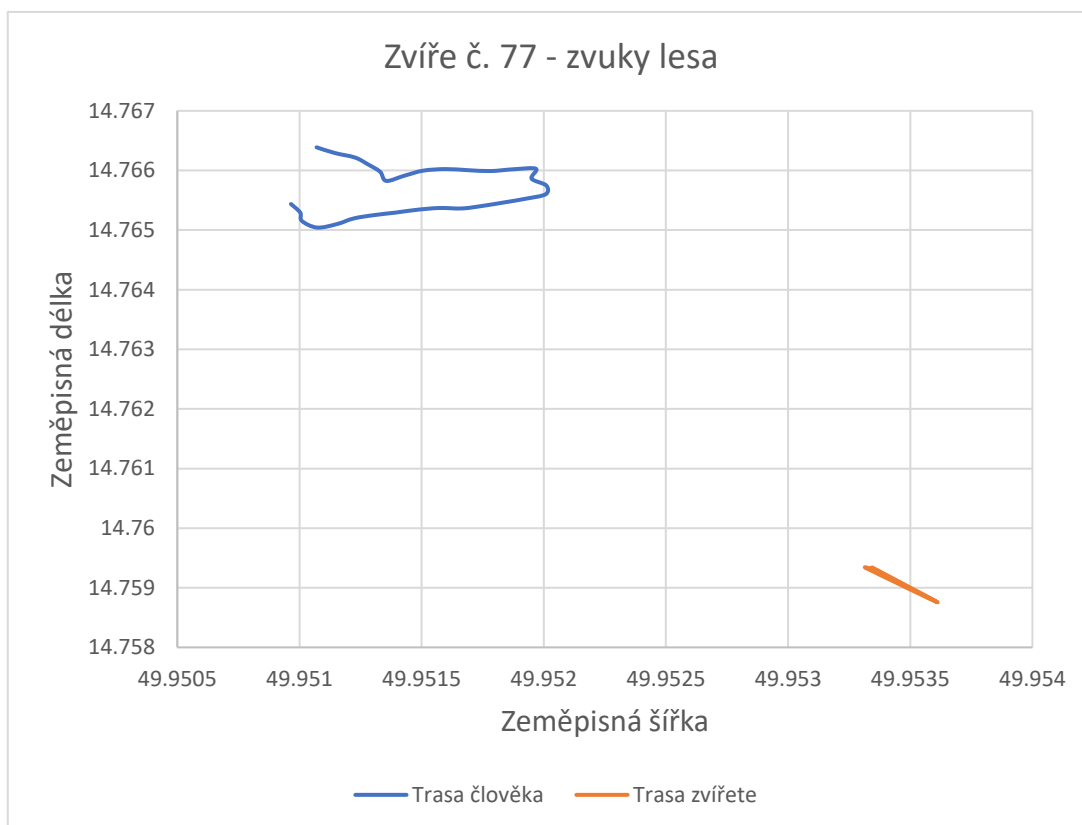
Tabulka 3: Vyhodnocení úběkové vzdálenosti divokých prasat ve vzdálenosti od člověka 100-200 m.

V této kategorii bylo rušení zvuky lesa neúspěšné v obou případech.

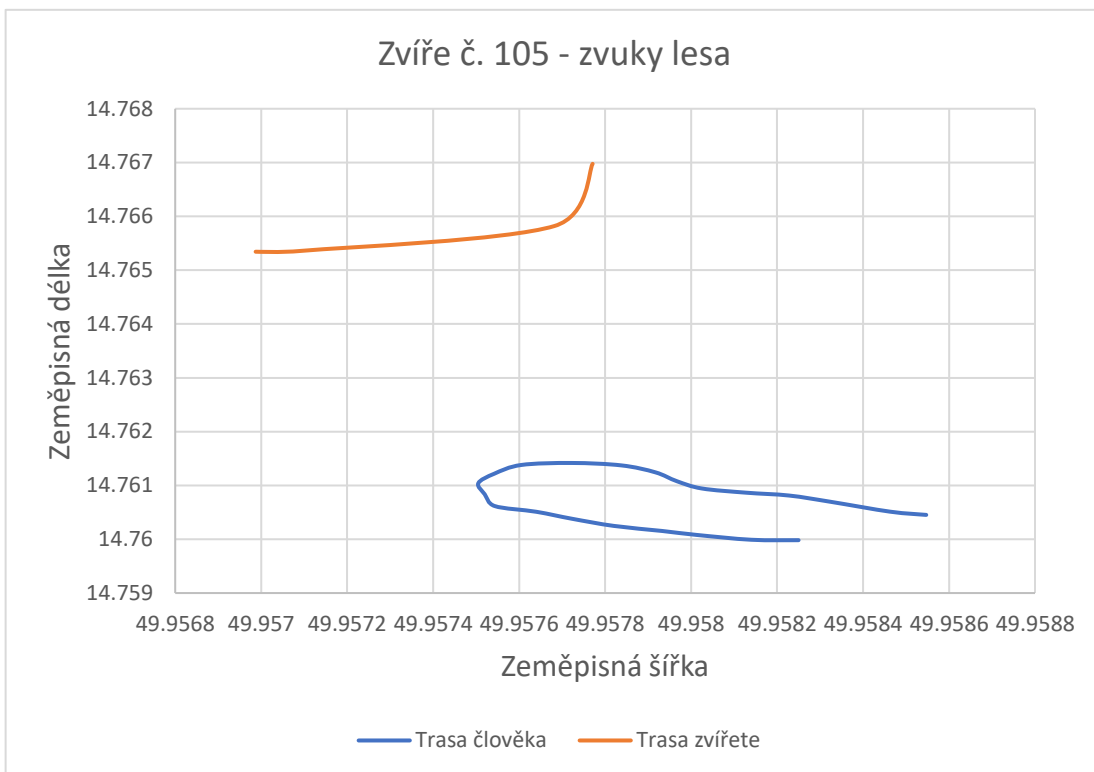
Datum	Zvíře	Kategorie	Vyrušení	Typ rušení	TR	Nejbližší vzdálenost k člověku (m)	Vzdálenost před rušením (m)	Vzdálenost po vyrušení (m)
17.06.2020	55	200+	NE	lidé	4	218.47	12.3247227	11.3613134
17.06.2020	56	200+	NE	les	3	230.64	12.31281	7.468344
17.06.2020	56	200+	NE	lidé	4	213.96	21.12768	19.34097
17.06.2020	57	200+	NE	les	3	215.98	13.2861981	16.4421263
17.06.2020	57	200+	NE	lidé	4	225.34	14.7970835	10.5948696
16.07.2020	62	200+	NE	les	3	263.39	22.15058	9.175393
16.07.2020	62	200+	NE	lidé	4	262.3	5.706006	4.416493
31.07.2020	53	200+	NE	les	3	515.66	17.553181	24.3353382
31.07.2020	53	200+	NE	lidé	4	1755.69	2.50454287	1.288992
31.07.2020	59	200+	NE	lidé	4	1346.34	3.74648854	5.76025872
10.08.2020	46	200+	NE	les	3	487.68	5.92362097	15.3031783
10.08.2020	46	200+	NE	lidé	4	493.06	18.3627821	20.8162981
30.07.2021	46	200+	NE	les	3	819.14	35.2055436	19.0189613
30.07.2021	46	200+	NE	lidé	4	863.45	9.3396168	5.48467982
30.07.2021	98	200+	ANO	lidé	4	256.45	1.03839574	53.7774445
30.07.2021	100	200+	NE	les	3	905.47	0.51266917	7.92480085
30.07.2021	100	200+	NE	lidé	4	912.73	2.84055985	9.39238411
30.07.2021	105	200+	ANO	les	3	397.44	2.850784	83.20293
30.07.2021	105	200+	NE	lidé	4	317.33	11.78299	17.74567
30.07.2021	106	200+	NE	les	3	257.63	13.5203012	1.288992
30.07.2021	106	200+	NE	lidé	4	243.89	1.95157479	2.25743665
12.08.2021	76	200+	NE	les	3	455.37	7.13393433	12.6763826
12.08.2021	76	200+	NE	lidé	4	457.07	10.5754674	23.9470976
12.08.2021	77	200+	ANO	les	3	467.39	2.56944788	53.1253363
12.08.2021	77	200+	NE	lidé	4	426.72	29.0333797	49.5618773
12.08.2021	78	200+	NE	les	3	470.17	9.367949	3.38825203
12.08.2021	78	200+	NE	lidé	4	455.04	40.9386201	19.4242848
12.08.2021	90	200+	ANO	lidé	4	354.23	240.498757	366.90431
12.08.2021	105	200+	NE	les	3	550.26	5.11667537	6.31155601
12.08.2021	105	200+	NE	lidé	4	546.38	6.61309756	21.4715962
26.08.2021	76	200+	NE	les	3	308.89	6.30141684	9.69887008
26.08.2021	76	200+	NE	lidé	4	511.15	5.77851563	7.86345001
26.08.2021	77	200+	NE	les	3	475.85	36.6395972	4.72323254
26.08.2021	77	200+	NE	lidé	4	347.83	0.54169231	4.26195247
26.08.2021	78	200+	NE	les	3	312.49	5.92502385	4.46189283
26.08.2021	78	200+	NE	lidé	4	511.21	4.69474078	2.13008533
26.08.2021	89	200+	NE	les	3	847.06	4.41993579	3.98033235
26.08.2021	90	200+	NE	les	3	939.88	9.730301	4.298104

Tabulka 4: *Vyhodnocení útěkové vzdálenosti divokých prasat ve vzdálenosti od člověka 200 a více m.*

V této kategorii došlo celkem ke 38 rušení, z toho 19 bylo lidskými zvuky. I přes větší vzdálenosti člověka od zvířete byly 4 případy úspěšné. Kontrolní zvuky lesa vyrušily dne 12.8. 2021 zvíře č. 77 (Viz graf 6) a zvíře č. 105 (Viz graf 7) dne 30.7. 2021. Vzdálenost od člověka činila v prvním případě 467.39 m, vzdálenost před rušením ~ 2.57 m a po vyrušení ~ 53.12 m. Ve druhém případě byla nejbližší vzdálenost k člověku 397.44 m, zvíře ušlo vzdálenost před rušením ~ 2.85 m a po vyrušení ~ 83.2 m.

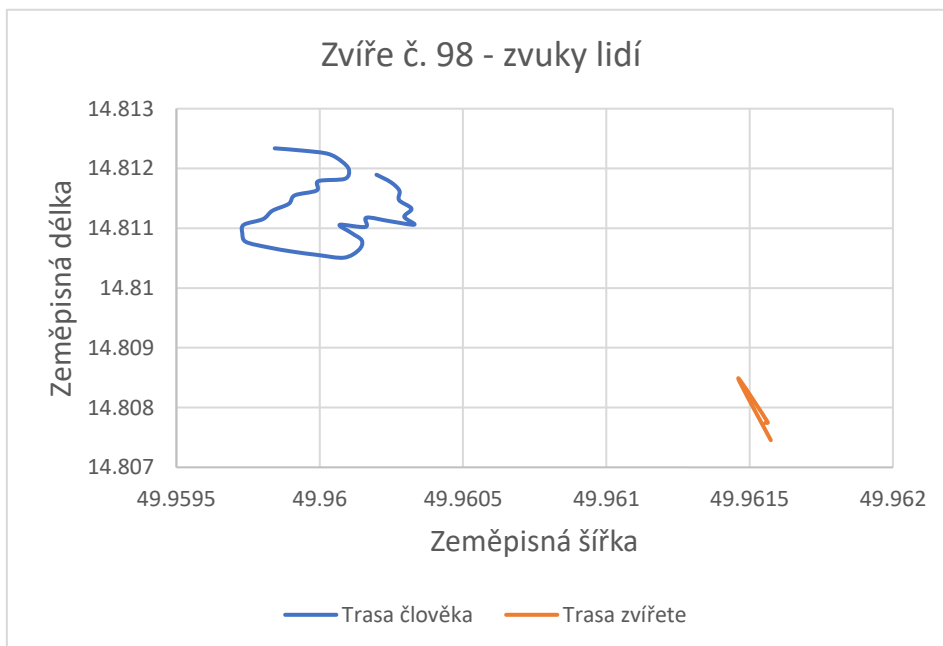


Graf č. 6: Rušení zvířete č. 77.

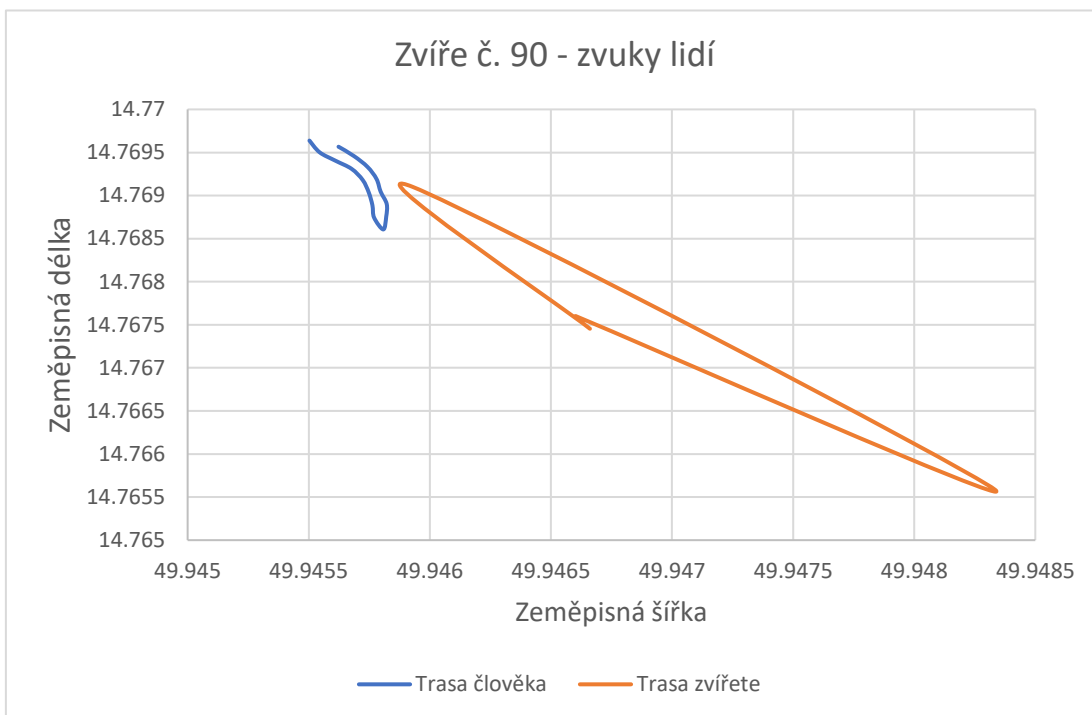


Graf 7: Rušení zvířete č. 105.

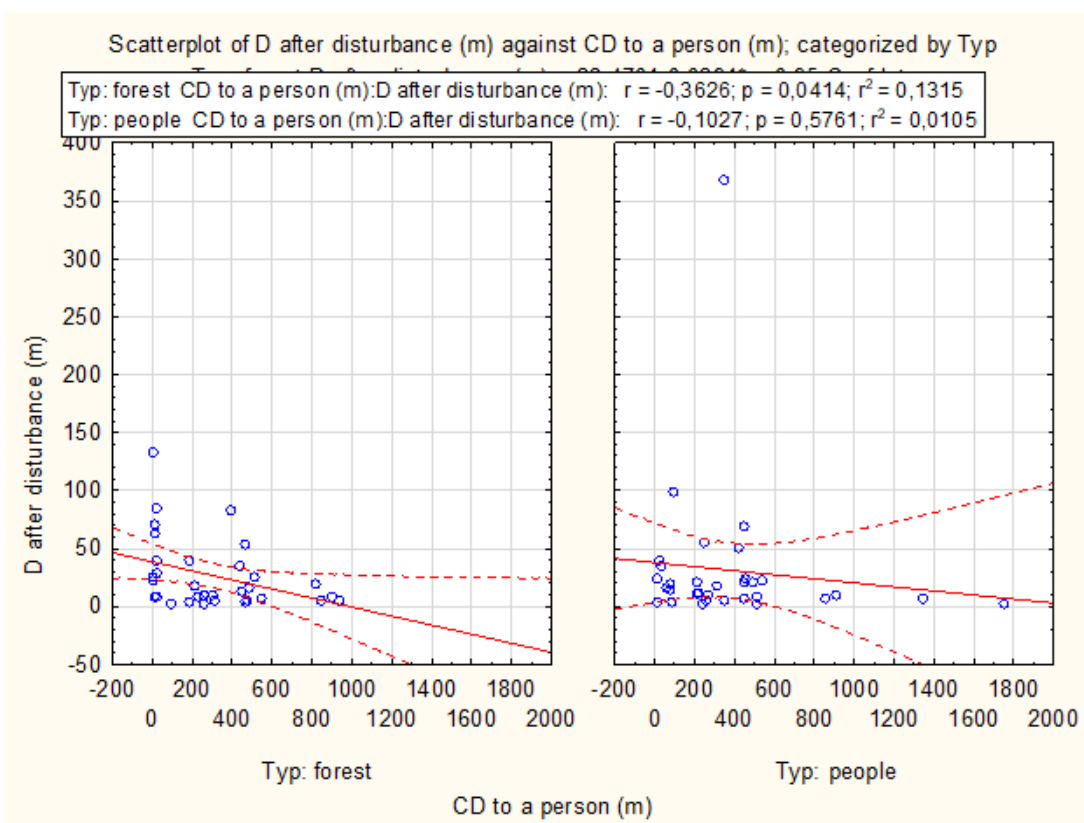
Rušení lidskými zvuky proběhlo úspěšně u zvířete č. 98 dne 30.7. 2021 (Viz graf 8) a 12.8. 2021 u zvířete č. 90 (Viz graf 9). V prvním případě byla nejbližší vzdálenost k člověku 256.45 m, před vyrušením zvíře ušlo ~ 1.04 m, po vyrušení ~ 53.78 m. Ve druhém případě byla nejbližší vzdálenost k člověku 354.24 m, před vyrušením zvíře ušlo ~ 240.5 m, po vyrušení ~ 366.9 m.



Graf 8: Rušení zvířete č. 98.

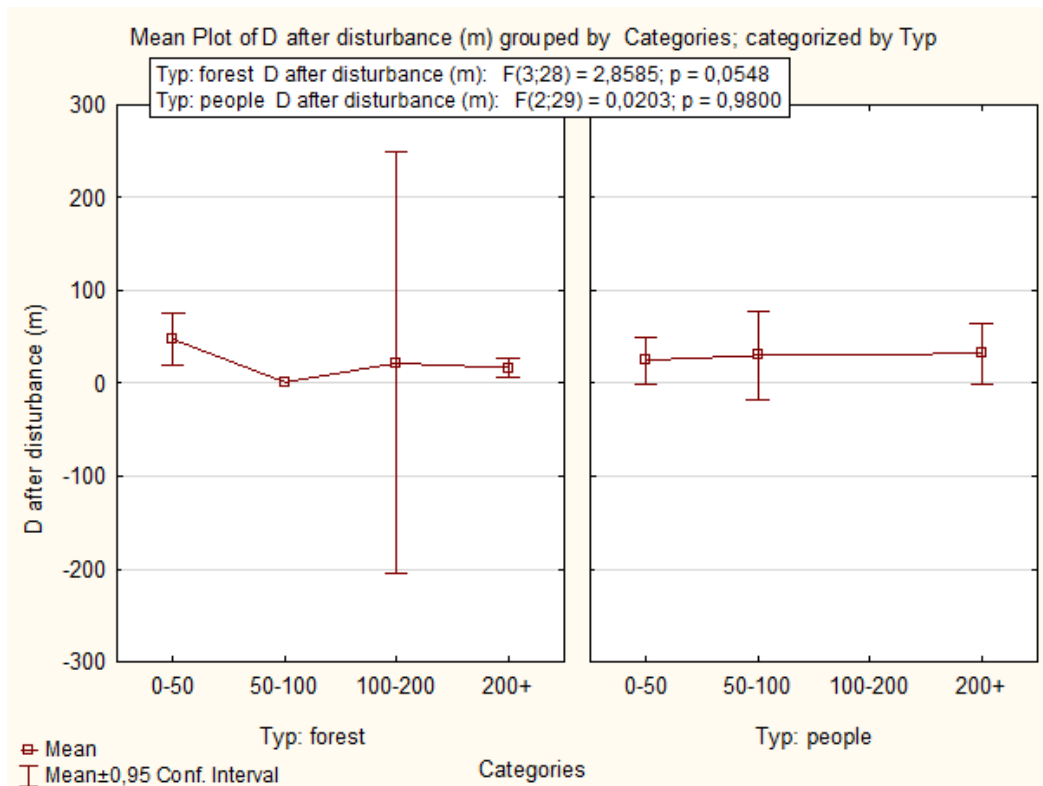


Graf 9: Rušení zvířete č. 90.

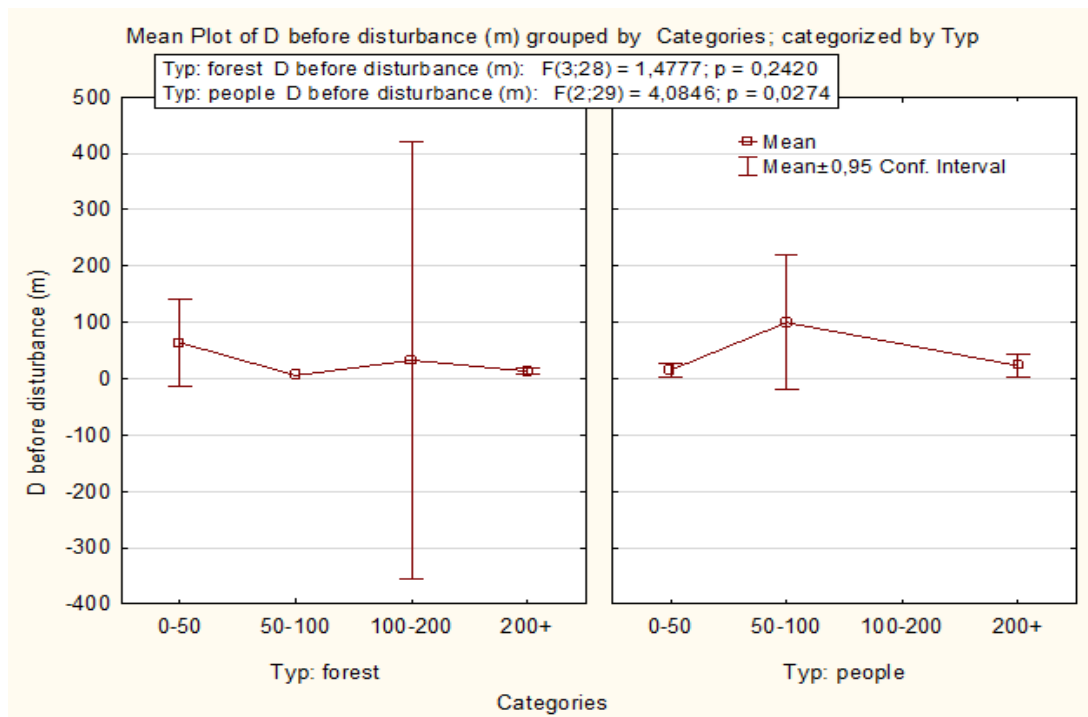


Graf 10: Grafické znázornění útekové vzdálenosti prasat po vyrušení zvuky lesa (vlevo) a lidí (vpravo) v závislosti na vzdálenosti od člověka, r =průměr, p =hladina významnosti.

Graf 10 znázorňuje ušlé vzdálenosti prasat po vyrušení zvuky lesa na levé straně a na pravé lidskými zvuky. Modrá kolečka označují jednotlivé případy, přerušovaná čára hladinu konfidenčního intervalu a červená přímka korelační koeficient. Z tohoto grafu je patrné, že na základě korelace rušivé zvuky neovlivnily prostorovou aktivitu zvíře.



Graf 11: Průměr útekové vzdálenosti prasat po rušení zvuky lesa (vlevo) a lidí (vpravo) v rozpětí hodnot 95 % konfidenčního intervalu v závislosti na všech kategoriích vzdáleností od člověka, F =hodnota testovaného kritéria, p =hladina významnosti.



Graf 12: Průměr útekové vzdálenosti divokých prasat před rušením zvuky lesa (vlevo) a lidí (vpravo) v rozpětí hodnot 95 % konfidenčního intervalu v závislosti na všech kategoriích vzdáleností od člověka.

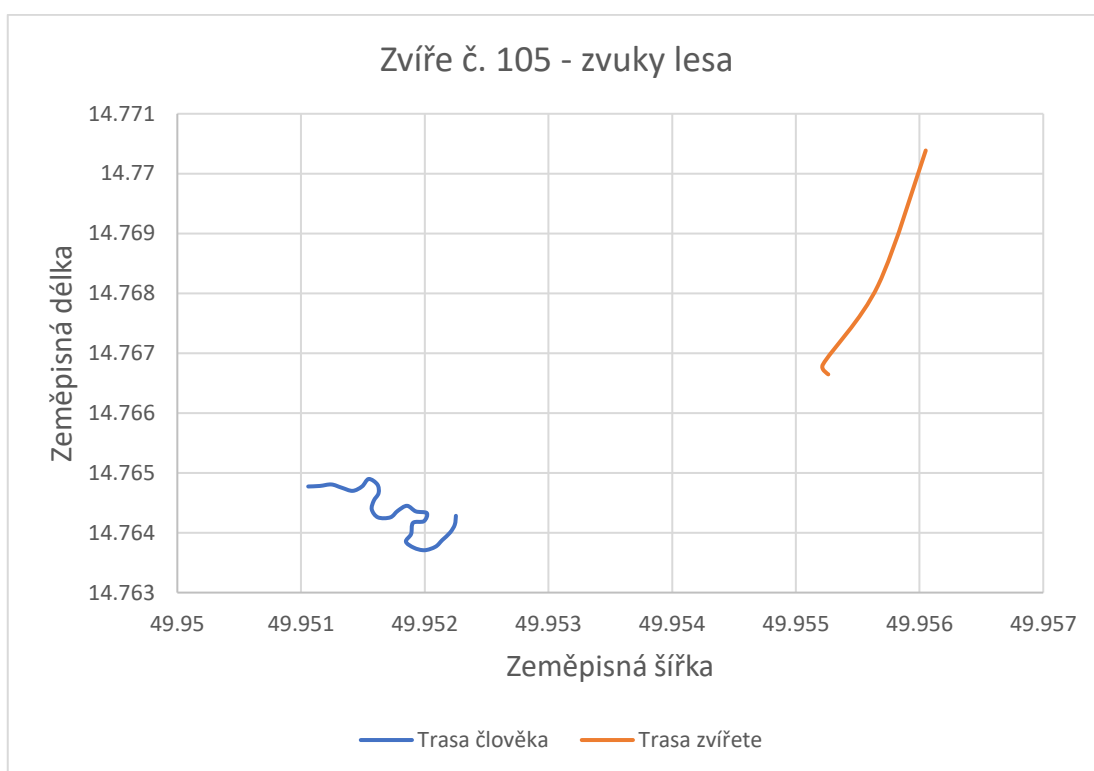
Graf 11 a 12 znázorňují průměr útekové vzdálenosti prasat před a po vyrušení zvuky lesa (vlevo) a zvuky lidí (vpravo). Lze si povšimnout, že v obou případech (před a po vyrušení) jsou hodnoty podobné, tudíž zvěř reagovala na rušivé zvuky pouze v několika málo případech. Tuto skutečnost potvrzuje statistická analýza metodou ANOVA a Tukeyho post hoc testu (Viz tabulka 6 a 7), dle kterých lze říci, že rozdíly hodnot útekové vzdálenosti zvěře před rušením a po vyrušení nejsou statisticky významné.

5. 2. Rušení zvěře zvuky motorové pily

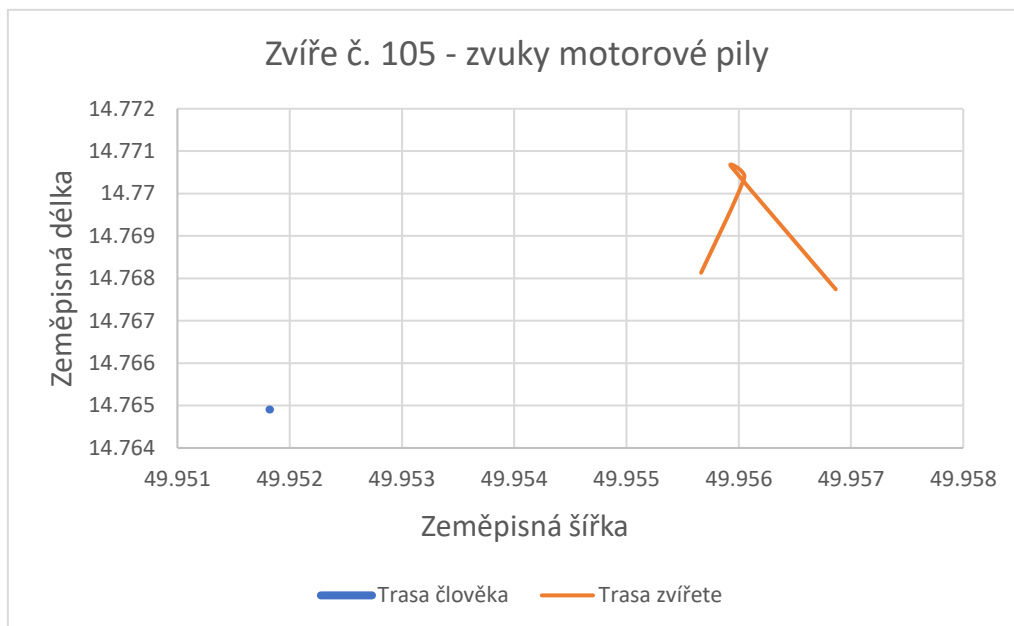
Datum	Zvíře	Kategorie	Vyrušení	Typ rušení	TR	Nejbližší vzdálenost k člověku (m)	Vzdálenost před rušením (m)	Vzdálenost po vyrušení (m)
04.08.2021	76	0-50	NE	les	1	11.58	4.22148092	26.3689859
04.08.2021	76	0-50	NE	motorová pila	2	28.41	66.7515507	14.3171386
04.08.2021	77	0-50	NE	les	1	24.9	14.2334351	29.4449718
04.08.2021	77	0-50	NE	motorová pila	2	31.8	4.41768442	4.57248111
04.08.2021	78	0-50	NE	les	1	12.49	2.89466897	28.8882882
04.08.2021	78	0-50	NE	motorová pila	2	41.55	63.8684869	6.05248781
17.08.2021	76	0-50	NE	les	1	19.18	6.06485338	25.4819339
17.08.2021	76	0-50	NE	motorová pila	2	14.87	3.62098866	12.8402836
17.08.2021	77	0-50	NE	les	1	24.48	17.5641796	0.50706734
17.08.2021	77	0-50	NE	motorová pila	2	12.44	15.051273	3.50405141
01.09.2021	76	0-50	NE	motorová pila	2	38.31	5.88453756	18.2387899
01.09.2021	77	0-50	NE	motorová pila	2	33.26	18.3635244	1.08725117
01.09.2021	78	0-50	NE	les	1	25.45	15.1126998	44.7236589
01.09.2021	78	0-50	NE	motorová pila	2	21.52	33.3783424	6.22731054
01.09.2021	89	0-50	NE	les	1	14.11	58.2243691	6.40049108
17.09.2021	105	0-50	NE	les	1	19.57	1.56262854	44.6733067
20.07.2020	58	50-100	NE	les	1	87.98	0	0
28.07.2020	53	50-100	NE	les	1	88.08	105.602377	9.55024392
28.07.2020	53	50-100	NE	motorová pila	2	97.42	12.5777236	10.4893475
17.08.2021	78	50-100	NE	les	1	60.07	8.17787389	13.9549295
17.08.2021	78	50-100	NE	motorová pila	2	65.57	12.7887469	8.28157911
01.09.2021	76	50-100	NE	les	1	69.19	66.6254153	5.88453756
01.09.2021	77	50-100	NE	les	1	91.32	97.7616625	30.0655067
01.09.2021	89	50-100	NE	motorová pila	2	55.17	5.51332574	10.6981147
17.09.2021	105	50-100	NE	motorová pila	2	43.71	44.6733067	2.11858602
20.07.2020	58	100-200	NE	motorová pila	2	198.27	0	6.90185507
20.07.2020	62	100-200	NE	les	1	201.83	18.5020911	7.07643349
20.07.2020	62	100-200	NE	motorová pila	2	171.17	7.07643349	8.21672862
28.07.2020	59	100-200	NE	les	1	140.35	49.1739275	16.1896975
28.07.2020	59	100-200	NE	motorová pila	2	124.92	1.03610738	31.9877524
28.07.2020	60	100-200	NE	les	1	142.59	67.6915887	4.07645977
28.07.2020	60	100-200	NE	motorová pila	2	147.66	1.27788	1.288992
04.08.2021	46	100-200	NE	les	1	208.76	1.34945773	5.44648344
04.08.2021	89	100-200	NE	les	1	135.15	8.21910522	27.0283307
04.08.2021	89	100-200	NE	motorová pila	2	209.16	4.67336601	1.16061515
04.08.2021	90	100-200	NE	les	1	135.38	8.18413818	34.4010772
04.08.2021	90	100-200	NE	motorová pila	2	204.49	13.9668296	8.9695045
01.09.2021	90	100-200	NE	les	1	166.09	176.4329	23.79543
01.09.2021	90	100-200	NE	motorová pila	2	168.89	120.2396	14.3927
08.07.2020	55	200+	NE	les	1	1423.44	3.68739922	10.708068
08.07.2020	55	200+	NE	motorová pila	2	1422.28	7.49807664	8.73903865
08.07.2020	56	200+	NE	les	1	1409.25	5.35785037	31.3130927
08.07.2020	56	200+	NE	motorová pila	2	1422.28	48.0076113	5.35785038
08.07.2020	57	200+	NE	les	1	1416.71	30.75554	13.9401
08.07.2020	57	200+	NE	motorová pila	2	1421.48	30.41637	14.49758
04.08.2021	46	200+	NE	motorová pila	2	233.79	8.0021707	14.5343288
04.08.2021	105	200+	NE	les	1	448.07	1.40421353	2.88948525
04.08.2021	105	200+	NE	motorová pila	2	466.69	0.15798795	10.7144039
17.08.2021	105	200+	ANO	les	1	375.77	12.5539247	106.963996
17.08.2021	105	200+	ANO	motorová pila	2	595.56	166.734002	231.565983
17.09.2021	109	200+	NE	les	1	383.65	4.37254048	6.40421706
17.09.2021	109	200+	NE	motorová pila	2	380.77	6.40421706	3.539512

Tabulka 5: Vyhodnocení útěkové vzdálenosti divokých prasat po vyrušení zvuky motorové pily.

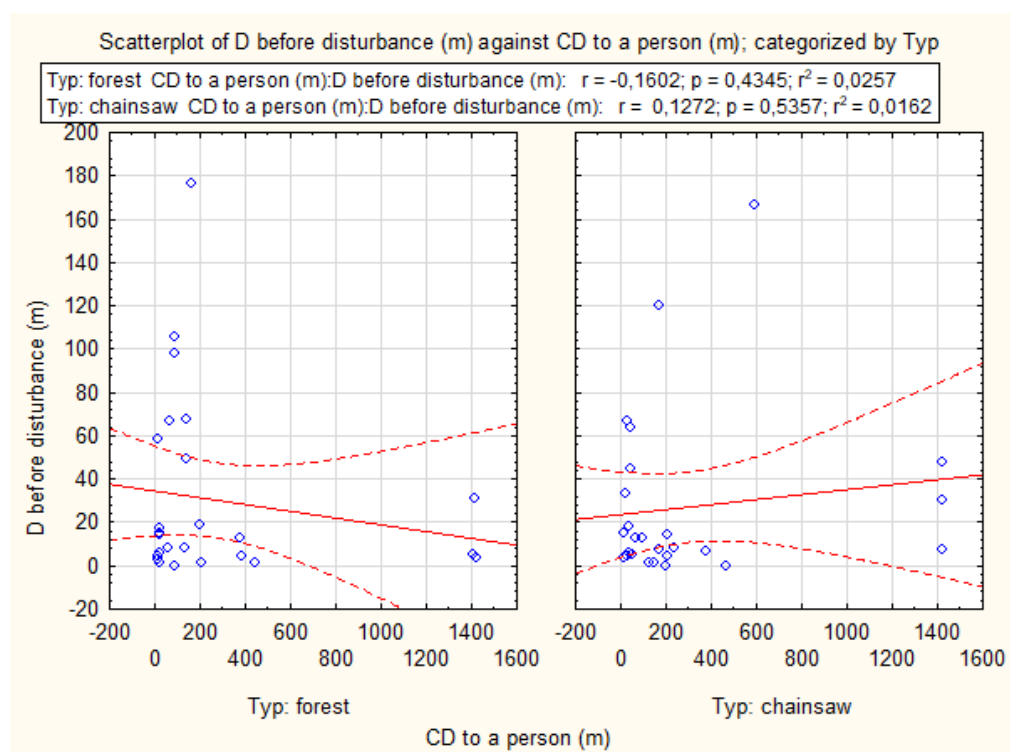
Rušení zvěře zvuky motorové pily bylo účinné pouze v jednom případě z celkových 26 případů, a to v kategorii nad 200 m od člověka u zvířete č. 105 dne 17.8. 2021, přičemž zvíře reagovalo na kontrolní zvuky lesa i na zvuky motorové pily (Viz graf 10 a 11). Při pouštění zvuků lesa bylo zvíře vzdáleno 375.77 m od člověka, ušlo ~ 12.55 m před rušením a ~ 106.96 m po vyrušení. Ve druhém případě při pouštění zvuků motorové pily bylo zvíře vzdáleno 595.56 m od člověka, ušlo ~ 166.73 m před rušením a ~ 231.56 m po vyrušení.



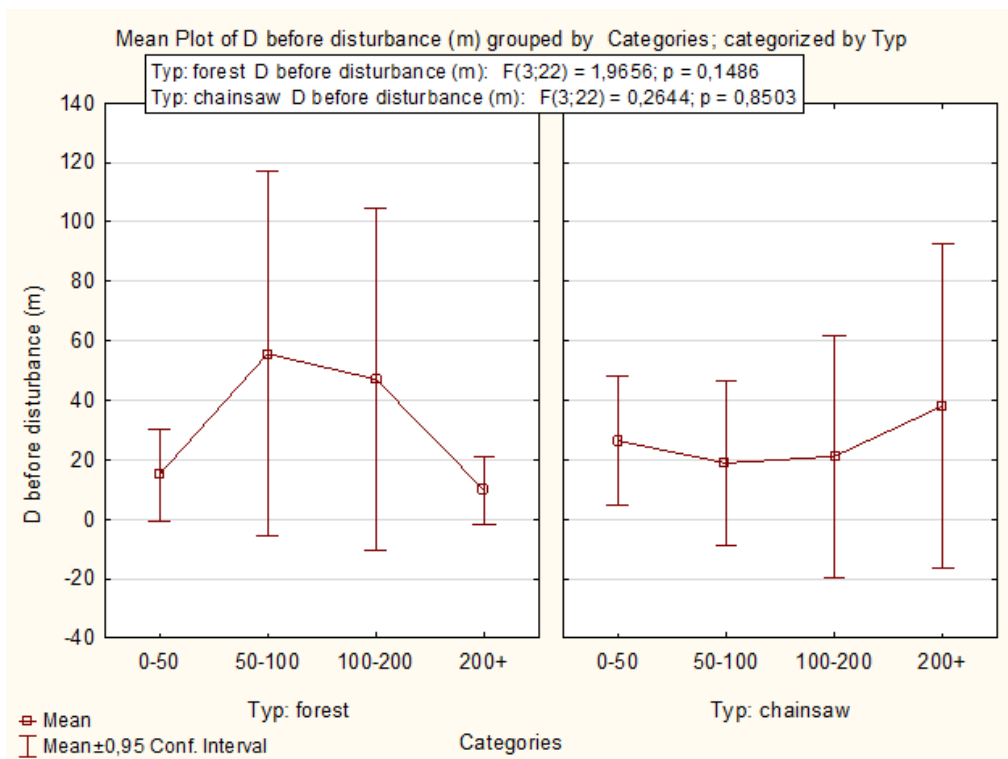
Graf 13: Rušení zvířete č. 105.



Graf 14: Rušení zvířete č. 105.



Graf 15: Grafické znázornění útekové vzdálenosti prasat před vyrušením zvuky lesa (vlevo) a motorové pily (vpravo) v závislosti na vzdálenosti od člověka, r =průměr, p =hladina významnosti.



Graf 16: Průměr útekové vzdálenosti divokých prasat před rušením zvuky lesa (vlevo) a motorové pily (vpravo) v rozpětí hodnot 95 % konfidenčního intervalu v závislosti na všech kategoriích vzdáleností od člověka, F =hodnota testového kritéria, p =hladina významnosti.

Graf 15 znázorňuje útekové vzdálenosti prasat po vyrušení zvuky lesa na levé straně a na pravé zvuky motorové pily. Modrá kolečka označují jednotlivé případy, přerušovaná čára hladinu konfidenčního intervalu a červená přímka korelační koeficient. Z tohoto grafu je rovněž patrné, že na základě korelace rušivé zvuky neovlivnily prostorovou aktivitu zvěře. Graf 16 znázorňuje průměr útekové vzdálenosti prasat před vyrušením zvuky lesa (vlevo) a zvuky motorové pily (vpravo) v závislosti na všech kategoriích vzdáleností od člověka. Na základě tabulky 8 a 9 lze říci, že rozdíly v útekové vzdálenosti zvěře před a po vyrušením zvuky motorové pily také nejsou statisticky významné.

Typ=forest Univariate Tests of Significance for D before disturbance (m) (Spreadsheet30) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	25573,7576	1	25573,7576	15,7006437	0,00066101
Categories	9604,94	3	3201,65	1,96560	0,148621
Error	35834,37	22	1628,83		

Tabulka 6: Statistická analýza dat metodou ANOVA – zvuky lesa.

Typ=forest Tukey HSD test; variable D before disturbance (m) (Spreadsheet30) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 1628,8, df = 22,000					
Cell No.	Categories	{1}	{2}	{3}	{4}
		14,985	55,633	47,079	9,6886
1	0-50		0,315371	0,433933	0,994878
2	50-100	0,315371		0,983413	0,265200
3	100-200	0,433933	0,983413		0,365104
4	200+	0,994878	0,265200	0,365104	

Tabulka 7: Statistická analýza dat metodou Tukeyho post hoc testu – zvuky lesa.

Typ=chainsaw Univariate Tests of Significance for D before disturbance (m) (Spreadsheet30) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	16578,9551	1	16578,9551	9,54931364	0,0053462
Categories	1376,96	3	458,99	0,264372	0,850308
Error	38195,10	22	1736,14		

Tabulka 8: Statistická analýza dat metodou ANOVA – zvuky motorové pily.

Typ=chainsaw Tukey HSD test; variable D before disturbance (m) (Spreadsheet30) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 1736,1, df = 22,000					
Cell No.	Categories	{1}	{2}	{3}	{4}
		26,417	18,888	21,181	38,174
1	0-50		0,990883	0,994890	0,946932
2	50-100	0,990883		0,999774	0,880590
3	100-200	0,994890	0,999774		0,870210
4	200+	0,946932	0,880590	0,870210	

Tabulka 9: Statistická analýza dat metodou Tukeyho post hoc testu – zvuky motorové pily.

6. Diskuse

Nasbíraná data znázorňují, že divoká prasata reagovala na rušivé zvuky pouze v několika málo případech. Výsledky byly vyhodnocovány v jednotlivých kategoriích dle vzdálenosti zvířete od člověka a druhu rušení. Pro porovnání výzkumu s ostatními autory je důležité zmínit, že doposud neexistuje žádná studie o pohyblivém rušení zvířat člověkem pomocí akustického zařízení. Tento negativní výsledek byl ovlivněn řadou faktorů. Jelikož vyrušování probíhalo za pohybu člověka, při nepříznivém větru mohla divoká prasata cítit lidský pach a následně vyvinout antipredační chování v podobě útěku z poslední zaznamenané GPS souřadnice z obojku. Kvůli tomu pravděpodobně docházelo k nepodmíněnému rušení zvěře ještě dříve, než začalo samotné pouštění nahrávek zvukových vjemů z reproduktoru. Také při procházení lesní vegetace člověk dělá hluk při chůzi, který může zvěř vyplašit. Proto mohlo dojít k vyrušení celkem 7 označených kusů zvěře nahrávkami přirozených zvuků lesa. Zvěř často byla pouhých pár desítek metrů od člověka a tyto faktory mohly hrát důležitou roli. Dalším omezujícím faktorem byla turistická návštěvnost lokality výzkumu, která je pro turisty vysoce atraktivní, neboť se nachází nedaleko hlavního města Prahy. Lidé z přílehlého okolí toto místo velice intenzivně navštěvují, zejména za účelem sběru hub, venčení psů a vykonávání sportovních aktivit. Vysoká intenzita turistické návštěvnosti byla způsobena pandemickou krizí koronaviru, protože se lidé přes zákazy nemohli scházet a častěji navštěvovali přírodu. Parsons et al. (2015) uvádějí, že využívání chráněných území člověkem může způsobit rušení volně žijící zvěře, zvláště pokud jsou lidé v doprovodu psů. Jejich studie probíhala v Pensylvánii na jihovýchodě USA a ze zachycených snímků z rozmístěných fotopastí bylo patrné, že volně žijící zvěř nereagovala na lidskou aktivitu útekem, pokud se vyloženě nejednalo o přímý kontakt zvířete s člověkem a jeho psem vypuštěným bez vodítka. Stejně tak v našem výzkumu divoká prasata příliš nereagovala útekem na nahrávky zvuků lidské řeči. Jak již bylo zmíněno v kapitole 3.1., divoká prasata se dovedou přizpůsobit řadě nepříznivých životních podmínek. V tomto případě se jedná o zvýšenou lidskou aktivitu v lokalitě výzkumu, na kterou jsou zde divoká prasata víceméně zvyklá a reagují spíše zvýšenou ostražitostí než útekem při kontaktu s lidmi. Nejspíše proto bylo rušení nahrávkami zvuků lidí úspěšné pouze ve 4 případech z celkových 32. Bálková et al. (2019) studovali vliv lidské aktivity na prostorové rozložení divokých prasat

v lesním prostředí. Z naměřených hodnot bylo patrné, že lidské rušení v podobě turistiky, provozu na lesních cestách a lesní těžby nemělo velký vliv na denní aktivitu černé zvěře v podobě vyhledávání úkrytu v houštinách během vegetačního období. Stejně tak v našem výzkumu nebylo účinné pouštění zvuků motorové pily. Z celkem 26 rušení bylo úspěšné pouze jedno. V lokalitě výzkumu běžně probíhá lesní těžba s pohybem těžké techniky, tudíž tento druh rušení není pro zvířata cizí. Wijayagunawardane et al. (2016) dělali podobný výzkum na Šrí Lance. Afričtí a asijské sloni (*Loxodontha africana*; *Elaphas maxinus*) byli vyrušováni stacionárním akustickým zařízením s přehráváním zvuků motorové pily a bylo prokázáno, že tyto zvuky dokážou zvířata odradit od zemědělských kultur pouze dočasně, zejména kvůli návyku. Stacionární zařízení pro akustické plašení zvěře v ostatních studiích (Babińska-Werka et al., 2015; Penny et al., 2019; Backs et al., 2020) vykazují mnohem lepší účinnost než plašení zvěře pomocí reproduktoru za pohybu člověka. Babińska-Werka et al. (2015) ve své studii využili několik kusů akustického zařízení UOZ-1, které byly rozmístěné podél železniční trati procházející lesním porostem v jihozápadní části Polska nedaleko českých hranic. Rušivé zvuky v podobě vokálních projevů zvířat se automaticky spouštěly pohybovými čidly, které spouštěl právě projíždějící vlak. Výsledky této studie byly ve všech případech po dobu jednoho roku úspěšné; zvěř reagovala na rušivé zvuky akustického zařízení a došlo ke snížení kolizí zvěře s vlakem. Takovéto statické zařízení by se teoreticky dalo využít i k ochraně lesních kultur pro snížení škod. Podobnou metodiku výzkumu použili Backs et al. (2020) ve své studii s tím rozdílem, že stacionární akustické zařízení po detekci pohybu vlaku pouštělo zvuky zvonu za doprovodu blikajících led světél. I takovéto antropogenní rušení mělo kladný výsledek a v kanadském Rocky Mountain docházelo ke znatelně nižším kolizím zvěře s vlakem. Penny et al. (2019) v metodice použili přirozené i antropogenní zvuky k narušení prostorové aktivity nosorožců dvourohých (*Diceros bicornis*) a nosorožců tuponosých (*Ceratotherium simum*) chovaných v africké oboře. Navíc byly použity i drony za tímto účelem. Výzkum měl potvrdit hypotézu, zda je možné tato zvířata vyplašit z oblastí ohrožených pytláky a výsledky byly vyhodnoceny pozitivně. Na základě těchto studií lze říci, že lze v praxi používat stacionární zařízení k plašení zvěře za účelem snížení kolizí se zvířaty nebo ochrany kultur. Posledním omezujícím faktorem byl interval (fix) zaznamenávající data z GPS

oobjků. Jelikož záznam dat neprobíhal nepřetržitě, ale v pravidelných intervalech každých 30 minut, v mnoha případech došlo k navštívení místa, kde se již označená divoká prasata nevyskytovala. Proto také převažuje množství záporných výsledků (Viz seznam příloh).

7. Závěr

Bakalářská práce se zaměřila na ovlivňování prostorové aktivity černé zvěře. V této práci byly v několika málo případech zaznamenány důkazy o narušení aktivity zvěře člověkem, a to pouštěním přirozených a antropogenních zvuků z reproduktoru. Z naměřených výsledků však vyplývá, že rozdíly mezi útekovou vzdáleností zvěře před a po vyrušením přirozenými a antropogenními zvuky v závislosti na vzdálenosti od člověka nejsou statisticky významné. Během praktické části práce byly zjištěny poznatky o chování černé zvěře a faktory ovlivňující metodiku výzkumu.

Pro managementové opatření ochrany lesa nelze v praxi využít akustické zařízení za přítomnosti člověka, neboť by bylo fyzicky nemožné ochraňovat větší plochy v lesním porostu. Oproti tomu statická akustická zařízení pro plašení zvěře s pohybovými čidly umístěná v místech nejčastějšího pohybu zvěře, nebo okolo chráněné plochy jsou ekonomicky udržitelná a bylo dokázáno, že mají v praxi účinek. Proto je vhodné používat tato zařízení k ochraně lesních či zemědělských kultur.

8. Seznam literatury a použitých zdrojů

ABAIGAR, T.; DEL BARRIO, G.; VERICAD, J. R. Habitat preference of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in a mediterranean environment. Indirect evaluation by signs. *Mammalia* [online]. 1994, 58(2). ISSN 0025-1461. Doi:10.1515/mamm.1994.58.2.201

ACEVEDO, P.; ESCUDERO, M. A.; MUÑOZ, R.; GORTÁZAR, C. Factors affecting wild boar abundance across an environmental gradient in Spain. *Acta Theriologica* [online]. 2006, 51(3), 327-336. ISSN 0001-7051. Doi:10.1007/BF03192685.

ACEVEDO, P.; VICENTE, J.; HÖFLE, U.; CASSINELLO, J.; RUIZ-FONS, F.; GORTAZAR, C. Estimation of European wild boar relative abundance and aggregation: a novel method in epidemiological risk assessment. *Epidemiology and Infection* [online]. 2007, 135(3), 519-527. ISSN 0950-2688. Doi:10.1017/S0950268806007059.

ACEVEDO, P.; VICENTE, J.; AIZAGA, V. Wild boar abundance and hunting effectiveness in Atlantic Spain: environmental constraints. 2009. *Galemys* 21: 13-29. ISSN 1137-8700.

ALLENDORF, F. W.; ENGLAND, P. R.; LUIKART, G.; RITCHIE, P. A.; RYMAN, N. Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in Ecology & Evolution* [online]. 2008, 23(6), 327-337. ISSN 01695347. Doi:10.1016/j.tree.2008.02.008.

AMENDOLIA, S.; LOMBARDINI, M.; PIERUCCI, P.; MERIGGI, A. Seasonal spatial ecology of the wild boar in a peri-urban area. *Mammal Research* [online]. 2019, 64(3), 387-396. ISSN 2199-2401. Doi:10.1007/s13364-019-00422-9.

AMICI, A.; SERRANI, F.; ROSSI, C. M. Increase in crop damage caused by wild boar (*Sus scrofa* L.): the “refuge effect”. *Agronomy for Sustainable Development* [online]. 2012, 32(3), 683-692. ISSN 1774-0746. Doi:10.1007/s13593-011-0057-6.

ANDERSSON, A.; VALROS, A.; ROMBIN, J.; JENSEN, P. Extensive infanticide in enclosed European wild boars (*Sus scrofa*). *Applied Animal Behaviour Science* [online]. 2011, 134(3-4), 184-192. ISSN 01681591. Doi:10.1016/j.applanim.2011.08.001.

ANDRZEJEWSKI, R.; JEZIEWSKI, W. Management of a wild boar population and its effects on commercial land. *Acta Theriologica*. Vol. 23, 19: 309—339, 1978.

APOLLONIO, M, ANDERSEN, R. European ungulates and their management in the 21st century. *Cambridge University Press*, Cambridge, United Kingdom, 2010. ISBN: 978-0-521-76061-4.

BABIŃSKA-WERKA, J.; KRAUZE-GRYZ, D.; WASILEWSKI, M.; JASIŃSKA, K. Effectiveness of an acoustic wildlife warning device using natural calls to reduce the risk of train collisions with animals. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* [online]. 2015, **38**, 6-14. ISSN 13619209. Doi:10.1016/j.trd.2015.04.021.

BACKS, J. A. J.; NYCHKA, J. A.; CLAIR, C. C. ST. Warning systems triggered by trains increase flight-initiation times of wildlife. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* [online]. 2020, **87** [cit. 2022-04-07]. ISSN 13619209. Dostupné z: doi:10.1016/j.trd.2020.102502

BALLARI, S.A.; BARRIOS-GARCÍA, MN. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Review* [online]. 2014, **44**(2), 124-134. ISSN 03051838. Doi:10.1111/mam.12015

BÁLKOVÁ, M.; PLHAL, R.; KAMLER, J.; ADAMEC, Z.; MIKULKA, O.; DRIMAJ, J. (ed.). (2019). INFLUENCE OF HUMAN ACTIVITIES ON THE DISTRIBUTION OF WILD BOAR IN THE FOREST ENVIRONMENT. In J. Fialová, Public recreation and Landscape Protection – whit sense hand in hand ... (1 ed., pp. 202-205). Mendel University in Brno.

BARJA, I. Prey and Prey-Age Preference by the Iberian Wolf *Canis Lupus Signatus* in a Multiple-Prey Ecosystem. *Wildlife Biology* [online]. 2009, **15**(2), 147-154. ISSN 0909-6396. Doi:10.2981/07-096.

BARRIOS-GARCIA, MN.; BALLARI, SA. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* [online]. 2012, **14**(11), 2283-2300. ISSN 1387-3547. Doi:10.1007/s10530-012-0229-6.

BARUTZSKI, R.; SCHOIERER, R.; GOTHE, D. Helminth infections in wild boars kept in enclosures in southern Germany: severity of infections and fecal intensity. *Tierarztl Prax.* 1991 Dec;19(6):644-8. Germany. PMID: 1796467.

BASTOS, A.D.S.; PENRITH, M.L.; MACOME, F.; PINTO, F.; THOMSON, G. R. Co-circulation of two genetically distinct viruses in an outbreak of African swine fever in Mozambique: no evidence for individual co-infection. *Veterinary Microbiology* [online]. 2004, **103**(3-4), 169-182. ISSN 03781135. Doi:10.1016/j.vetmic.2004.09.003.

BAUBET, E.; BRANDT, S.; TOUZEAU, C. Effet de la chasse sur les stratégies d'occupation de l'espace des sangliers (*Sus scrofa*). Analyses préliminaires. *Gibier Faune Sauvage*, 1998. 15: 655–658.

BEAUCHAMP, G.; ALEXANDER, P.; JOVANI, R. Consistent waves of collective vigilance in groups using public information about predation risk. *Behavioral Ecology* [online]. 2012, **23**(2), 368–374. Doi:10.1093/beheco/arr194.

BEAUCHAMP, G.; RUXTON, G. D. Changes in Vigilance with Group Size under Scramble Competition. *The American Naturalist*. 2003, 161(4), 672–675. Doi:10.1086/368225.

BIEBER, C.; RAUCHENSWANDTNER, E.; MICHEL, V.; SUCHENTRUNK, F.; SMITH, S.; VETTER, S. G. Forming a group in the absence of adult females? Social Networks in yearling wild boars. *Applied Animal Behaviour Science* [online]. 2019, **217**, 21-27. ISSN 01681591. Doi:10.1016/j.applanim.2019.05.006.

BIEBER, C.; RUF, T. Population Dynamics in Wild Boar *Sus scrofa*: Ecology, Elasticity of Growth Rate and Implications for the Management of Pulsed Resource Consumers. *Journal of Applied Ecology*. 2005, 42(6), 1203–1213. Doi:10.2307/3505871.

BOBEK, B.; FURTEK, J.; BOBEK, J.; MERTA, D.; WOJCIUCH-PLOSKONKA, M. Spatio-temporal characteristics of crop damage caused by wild boar in north-eastern Poland. *Crop Protection* [online]. 2017, **93**, 106-112. ISSN 02612194. Doi:10.1016/j.cropro.2016.11.030.

BOITANI, L.; MATTEI, L.; NONIS, D.; CORSI, F. Spatial and Activity Patterns of Wild Boars in Tuscany, Italy. *Journal of Mammalogy* [online]. 1994, 75(3), 600–612. Doi:10.2307/1382507.

BROWN, J. S.; LAUNDRE, J. W.; GURUNG, M. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy* [online]. 1999, 80(2), 385–399. Doi:10.2307/1383287.

CAHILL, S.; LLIMONA, F.; CABAÑEROS, L.; CALOMARDO, F. Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Animal Biodiversity and Conservation* [online]. 2012, **35**(2), 221-233. ISSN 1578665X. Doi:10.32800/abc.2012.35.0221.

CAHILL, S.; LLIMONE, F.; GRACIA, J. Spacing and nocturnal activity of wild boar *Sus scrofa* in a Mediterranean metropolitan park. *Wildlife Biology* [online]. 2003, 9(1), 3–13. Doi:10.2981/wlb.2003.058.

CALENGE, C.; MAILLARD, D.; FOURNIER, P.; FOUQUE, C. Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards. *European Journal of Wildlife Research* [online]. ISSN 1612-4642. Doi:10.1007/s10344-004-0047-y.

COLOMER, J.; ROSELL, C.; RODRIGUEZ-TEIJEIRO, J. D.; MASSEI, G. 'Reserve effect': An opportunity to mitigate human-wild boar conflicts. *Science of The Total Environment* [online]. 2021, **795**. ISSN 00489697.: Doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148721.

CASTILLO-CONTRERAS, R.; CARVALHO, J.; SERRANO, E. Urban wild boars prefer fragmented areas with food resources near natural corridors. *Science of The Total Environment* [online]. 2018, **615**, 282–288. Doi:10.1016/j.scitotenv.2017.09.277.

CARUSO, N.; VALENZUELA, A. E. J.; BURDETT, C. L.; LUENGOS VIDAL, E. M.; BIROCHIO, D.; CASANAVE, E. B.; SERRANO FERRON, E. Summer habitat use and activity patterns of wild boar *Sus scrofa* in rangelands of central Argentina. *PLOS ONE* [online]. 2018, **13**(10). ISSN 1932-6203. Doi: 10.1371/journal.pone.0206513.

CREEL, S.; CHRISTIANSON, D.; LILEY, S.; INNIE, J. A. Predation Risk Affects Reproductive Physiology and Demography of Elk. *Science* [online]. 2007, *315*(5814), 960–960. Doi:10.1126/science.1135918.

CUEVAS, M. F.; OJEDA, R. A.; DACAR, M. A. Seasonal variation in feeding habits and diet selection by wild boars in a semi-arid environment of Argentina. *Acta Theriologica* [online]. 2013, **58**: 63- 72. Doi: 10.1007/s13364-012-0105-x.

FEICHTNER, B. Ursachen der Streckenschwankungen beim Schwarzwild im Saarland. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* [online]. 1998, **44**(3), 140-150. ISSN 0044-2887. Doi:10.1007/BF02250741.

FERNANDEZ-LLARIO, P.; MATEOS-QUESADA, P. Body size and reproductive parameters in the wild boar *Sus strofa*. *Acta Theriologica* [online]. 1998, **43** (4): 439-444. ISSN 00 0 1 -7 0 5 1.

FRENCH, S. S.; GONZÁLES-SUÁREZ, M.; YOUNG, J. K.; DURHAM, S.; GERBER, L. R. Human disturbance influences reproductive success and growth rate in California sea lions (*Zalophus californianus*). *PLoS ONE* [online]. 2011, **6**(3). ISSN 1932-6203. Doi:10.1371/journal.pone.0017686.

GARZA, S. J.; TABAK, M. A.; MILLER, R. S. Abiotic and biotic influences on home-range size of wild pigs (*Sus scrofa*). *Journal of Mammalogy* [online]. 2018, **99**(1),97-107. ISSN 0022-2372. Doi:10.1093/jmammal/gyx154.

GEISSER, H.; REYER, H. U. The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *Journal of Zoology* [online]. 2005, **267**(01). ISSN 0952-8369. Doi:10.1017/S095283690500734X.

GILSDORF, J. M.; HYGNSTROM, S. E.; VERCAUTEREN, K. C. Use of frightening

devices in wildlife damage management. *Integrated Pest Management Reviews* [online]. 2002,7(1), 29-45. ISSN 13535226. Doi:10.1023/A:1025760032566.

GUERISOLI, M. M.; PEREIRA, J. A. Deer damage: A review of repellents to reduce impacts worldwide. *Journal of Environmental Management* [online]. 2020, **271**. ISSN 03014797. Doi:10.1016/j.jenvman.2020.110977.

HAHN, N.; EISFELD D. *Diet and habitat use of wild boar (Sus scrofa) in SW-Germany* [online]. ISSN 0761-9243.

HERRERO, J; IRIZAR, I; LASKURAIN, NA. Fruits and roots: Wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. *Italian Journal of Zoology* [online]. 2005, 72(1), 49-52. ISSN 1125-0003. Doi:10.1080/11250000509356652.

JORDAN, D. M.; RICHMOND, M. E. Effectiveness of a vertical 3-wire electric fence modified with attractants or repellents as a deer enclosure. *Fifth Eastern Wildlife Damage Control Conference* [online]. 1991, from <https://digitalcommons.unl.edu/ewdcc5/24>

KAMINSKI, G.; BRANDT, S.; BAUBET, E.; BAUDOIN, C. Life-history patterns in female wild boars (*Sus scrofa*): mother–daughter postweaning associations. *Canadian Journal of Zoology* [online]. 2005, **83**(3), 474-480. ISSN 0008-4301. Doi:10.1139/z05-019.

KEULING, O.; STIER, N.; ROTH, M. How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? *European Journal of Wildlife Research* [online]. 2008, **54**(4), 729-737. ISSN 1612-4642. Doi:10.1007/s10344-008-0204-9.

KHANAL, S.; SINGH, N. B. Human–Wild Boar (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) Conflict in Western Nepal. *Proceedings of the Zoological Society* [online]. 2019, **72**(1), 46-53. ISSN 0373-5893. Doi:10.1007/s12595-017-0246-7.

KURZ, J. C.; MARCHINTON, R. L. Radiotelemetry Studies of Feral Hogs in South Carolina. *The Journal of Wildlife Management* [online]. 1972, **36**(4). ISSN 0022541X. Doi:10.2307/3799254.

LEVEQUE, C. ed. *Ecology* [online]. CRC Press, 2003. 490 s. ISBN 9781482294354. Doi:10.1201/9781482294354.

LEWIS, J. S.; FARNSWORTH, M. L.; BURDETT, C. L. Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. *Scientific Reports* [online]. 2017, 7(1). ISSN 2045-2322. Doi:10.1038/srep44152.

MASELLI, V.; RIPPA, D.; RUSSO, G.; LIGRONE, R.; SOPPELSA, O.; D'ANIELLO, B.; RAIA, P.; FULGIONE, D. Wild boars' social structure in the Mediterranean habitat. *Italian Journal of Zoology* [online]. 2014, **81**(4), 610-617.

ISSN 1125-0003. Doi:10.1080/11250003.2014.953220.

MILUNAS, M. C.; RHOADS, A. F.; RUSSELL MASON, J. Effectiveness of odour repellents for protecting ornamental shrubs from browsing by white-tailed deer. *Crop Protection* [online]. 1994, **13**(5), 393-397. ISSN 02612194. Doi:10.1016/0261-2194(94)90056-6.

MIKULKA, O.; ZEMAN, J.; DRIMAJ, J.; PLHAL, R.; ADAMEC, Z.; KAMLER, J.; HEROLDOVÁ, M. The importance of natural food in wild boar (*Sus scrofa*) diet during autumn and winter. *Folia Zoologica* [online]. 2018, **67**(3-4). ISSN 0139-7893. Doi:10.25225/fozo.v67.i3-4.a3.2018.

NORES, C.; LLANEZA, L.; ÁLVAREZ, A.; NAVES, J.; OBESO, J. R. Wild boar *Sus scrofa* mortality by hunting and wolf *Canis lupus* predation: an example in northern Spain. *Wildlife Biology* [online]. 2008, **14**(1), 44-51. ISSN 0909-6396. Doi:10.2981/0909-6396(2008)14[44:WBSSMB]2.0.CO;2.

OHASHI, H.; SAITO, M.; HORIE, R. Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research* [online]. 2013, **59**(2), 167-177. ISSN 1612-4642. Doi:10.1007/s10344-012-0661-z.

PARSONS, A. W.; BLAND, C.; FORRESTER, T.; BAKER-WHATTON, M. C.; SCHUTTLER, S. G.; MCSHEA, W. J.; COSTELLO, R.; KAYS, R. The ecological impact of humans and dogs on wildlife in protected areas in eastern North America. *Biological Conservation* [online]. 2016, **203**, 75-88. ISSN 00063207. Doi:10.1016/j.biocon.2016.09.001.

PANDEY, P.; SHANER, P. J. L.; SHARMA, H. P. The wild boar as a driver of human-wildlife conflict in the protected park lands of Nepal. *European Journal of Wildlife Research* [online]. 2016, **62**(1), 103-108. ISSN 1612-4642. Doi:10.1007/s10344-015-0978-5.

PARVIN PROVA, S.; JANNATI S.; SHOBNOM N.; RANA S.; MOHAMMAD N.; ISLAM A.; BARMAN J.; TABASSUM M. M. Environmental Factors of Plants Growth and Development. *Jahangirnagar University* [online]. Dháka, 2018. Dostupné z: https://www.academia.edu/38142288/Environmental_Factors_that_affecting_Plant_Growth_pdf.

PENNY, S. G.; WHITE, R. L.; SCOTT, D. M.; MACTAVISH, L.; PERNETTA, A. P. Using drones and sirens to elicit avoidance behaviour in white rhinoceros as an anti-poaching tactic. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* [online]. 2019, **286**(1907). ISSN 0962-8452. Doi:10.1098/rspb.2019.1135.

PODGÓRSKI, T.; DE JONG, S.; BUBNICKI, JW. Drivers of synchronized vigilance in wild boar groups. *Behavioral Ecology* [online]. 2016, 27(4), 1097-1103. ISSN 1045-2249. Doi:10.1093/beheco/arw016.

PODGÓRSKI, T.; SCANDURA, M.; JĖDRZEJEWSKA, B. Next of kin next door – philopatry and socio-genetic population structure in wild boar. *Journal of Zoology* [online]. 2014, 294(3), 190-197. ISSN 0952-8369. Doi:10.1111/jzo.12167.

POTEAUX, C.; BAUBET, E.; KAMINSKI, G.; BRANDT, S.; DOBSON, F. S.; BAUDOIN, C. Socio-genetic structure and mating system of a wild boar population. *Journal of Zoology* [online]. 2009, 278(2), 116-125. ISSN 09528369. Doi:10.1111/j.1469-7998.2009.00553.x.

RIPPA, D.; MASELLI, V.; SOPPELSA, O.; FULGIONE, D. The impact of agro-pastoral abandonment on the rock partridge *Alectoris graeca* in the Apennines. *Ibis* [online]. 2011, 153(4), 721-734. ISSN 00191019. Doi:10.1111/j.1474-919X.2011.01156.x.

SEGURA, A.; ACEVEDO, P.; RODRÍGUEZ, O.; NAVES, J.; OBESO, J. R. Biotic and abiotic factors modulating wild boar relative abundance in Atlantic Spain. *European Journal of Wildlife Research* [online]. 2014, 60(3), 469-476. ISSN 1612-4642. Doi:10.1007/s10344-014-0807-2.

SCHLAGETER, A. Preventing wild boar *Sus scrofa* damage – considerations for wild boar management in highly fragmented agroecosystems. *University of Basel*, [online], 2015. Doi:10.5451/unibas-006419095.

SCHLAGETER, A.; HAAG-WACKERNAGEL, D. Effectiveness of solar blinkers as a means of crop protection from wild boar damage. *Crop Protection* [online]. 2011, 30(9), 1216-1222. ISSN 02612194. Doi:10.1016/j.cropro.2011.05.008.

SCHLAGETER, A.; HAAG-WACKERNAGEL, D. Evaluation of an odor repellent for protecting crops from wild boar damage. *Journal of Pest Science* [online]. 2012, 85(2), 209- 215. ISSN 1612-4758. Doi:10.1007/s10340-012-0415-4.

STILLFRIED, M.; GRAS, P.; BÖRNER, K.; GÖRITZ, F.; PAINER, J.; RÖLLIG, K.; WENZLER, M.; HOFER, H.; ORTMANN, S.; KRAMER-SCHADT, S. Secrets of Success in a Landscape of Fear: Urban Wild Boar Adjust Risk Perception and Tolerate Disturbance. *Frontiers in Ecology and Evolution* [online]. 2017, 5. ISSN 2296-701X. Doi:Ca.

THURFJELL, H.; SPONG, G.; ERICSSON, G. Effects of hunting on wild boar *Sus scrofa* behaviour. *Wildlife Biology* [online]. 2013, 19(1), 87-93. Doi: 10.2981/12-027. ISSN 0909-6396.

ÚJVÁRY, D.; HORVÁTH, Z.; SZEMETHY, L. Effect of area decrease in a food competition situation in captive wild boars (*Sus scrofa*). *Journal of Veterinary*

Behavior [online]. 2012, **7**(4), 238-244. ISSN 15587878. Doi:10.1016/j.jveb.2011.06.003.

VETTER, S. G.; BRANDSTÄTTER, C.; MACHEINER, M. Shy is sometimes better: personality and juvenile body mass affect adult reproductive success in wild boars, *Sus scrofa*. *Animal Behaviour* [online]. 2016, **115**, 193-205. ISSN 00033472. Doi: 10.1016/j.anbehav.2016.03.026

VETTER, S. G.; PUSKAS, Z.; BIEBER, C.; RUF, T. How climate change and wildlife management affect population structure in wild boars. *Scientific Reports* [online]. 2020, **10**(1). ISSN 2045-2322. Doi:10.1038/s41598-020-64216-9.

WAGNER, K. K.; NOLTE, D. L. "Comparison of Active Ingredients and Delivery Systems in Deer Repellents." *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* **29**, no. 1 (2001): 322–30. <http://www.jstor.org/stable/3784016>.

WIJAYAGUNAWARDANE, M. P. B.; SHORT, R. V.; SAMARAKONE, T. S.; NISHANY, K. B. M.; HARRINGTON, H.; PERERA, B. V. P.; RASSOOL, R.; BITTNER, E. P. The use of audio playback to deter crop-raiding Asian elephants. *Wildlife Society Bulletin* [online]. 2016, **40**(2), 375-379. ISSN 19385463. Doi:10.1002/wsb.652.

Internetové zdroje

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky [online]. Dostupné z: <https://www.ochranaprirody.cz/lokality/?idlokality=512>

Česká zemědělská univerzita v Praze: Prostorová aktivita zvěře [online]. Dostupné z: <https://katedry.czu.cz/kmlz/prostorova-aktivita>

Školní lesní podnik ČZU Kostelec nad Černými Lesy [online]. Dostupné z: <https://slp.czu.cz/cs/r-11200-o-slp>

Zdroje obrázků

Obrázek 1: *Celosvětové rozšíření prasete divokého*. Dostupné z: BARRIOS-GARCIA, M. N.; BALLARI, SA. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* [online]. 2012, **14**(11), 2283-2300.

Obrázek 3: Značení teritoria černé zvěře. Dostupné z:

<https://www.jaegermagazin.de>.

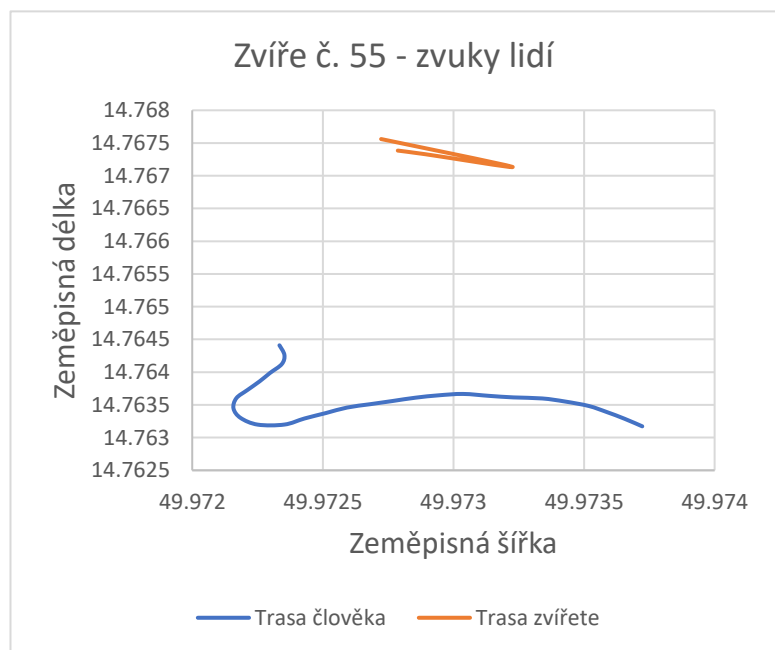
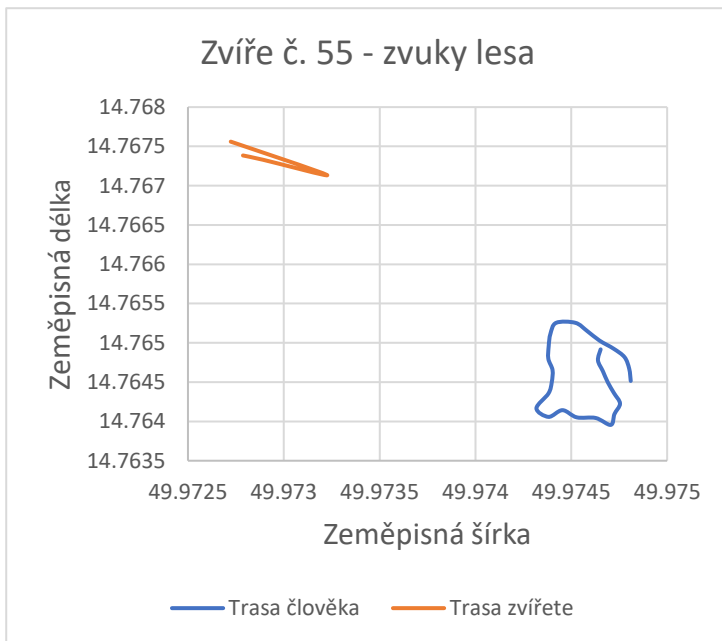
Obrázek 4: Jedinec prasete divokého označený GPS obojkem. Dostupné z:

<https://katedry.czu.cz/kmlz/prostorova-aktivita>.

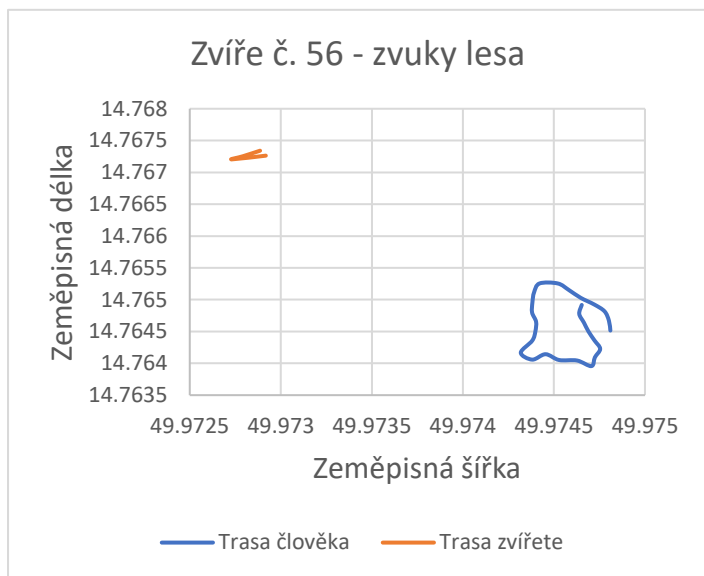
9. Seznam příloh

Grafy

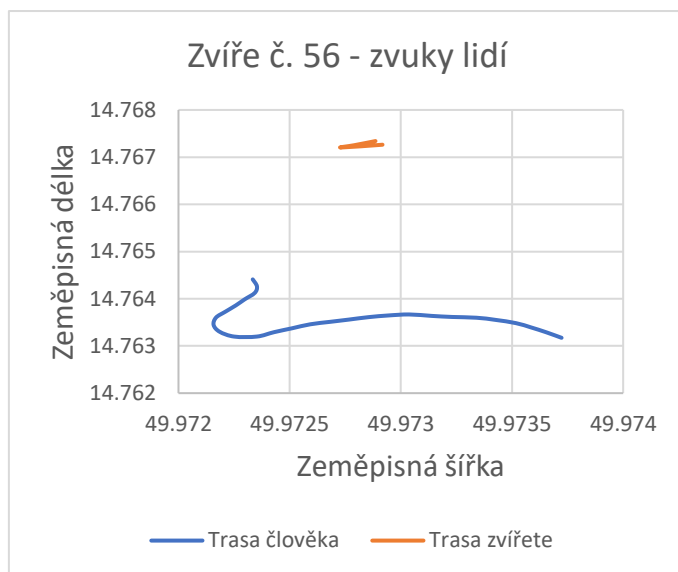
17.6. 2020



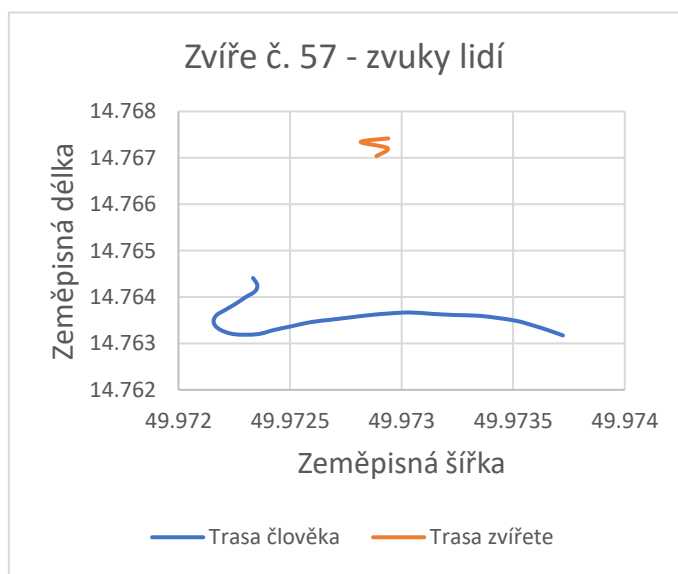
Graf č. 1 a 2: Rušení zvířete č. 55.



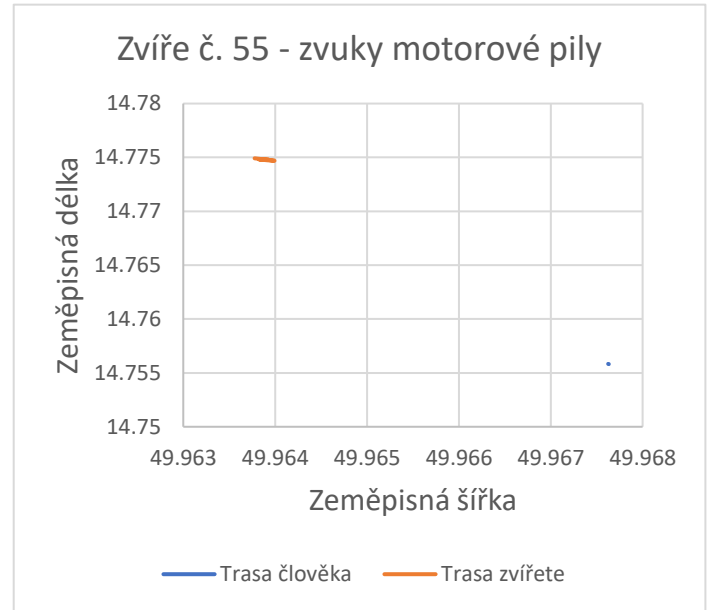
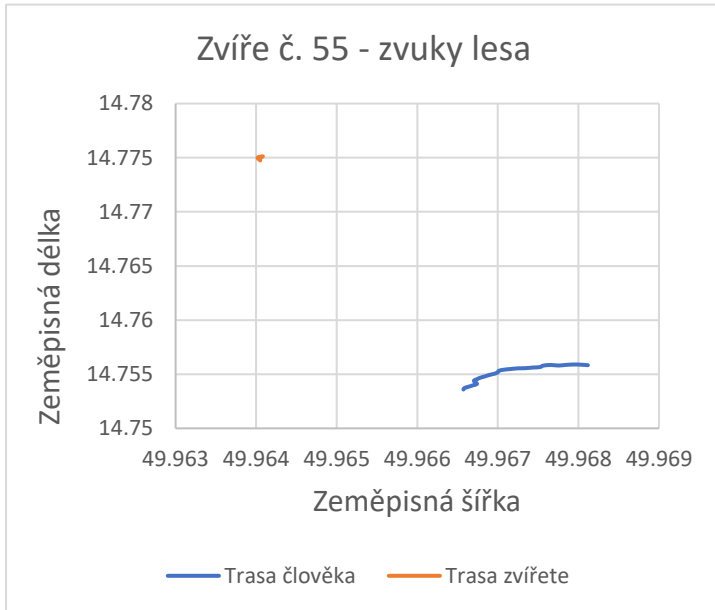
Graf č. 3 a 4: Rušení zvířete č. 56.



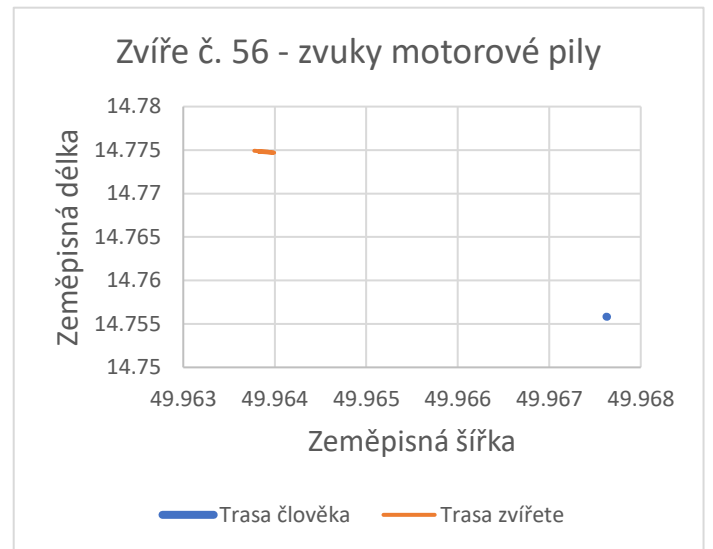
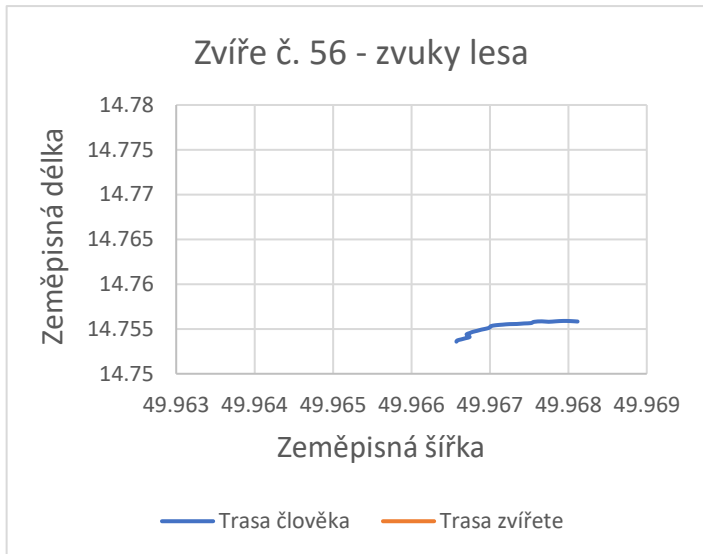
Graf č. 5 a 6: Rušení zvířete č. 57.



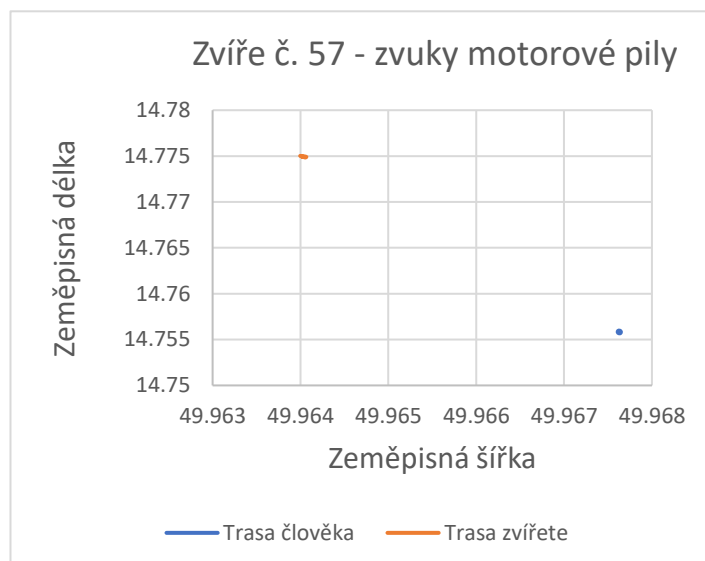
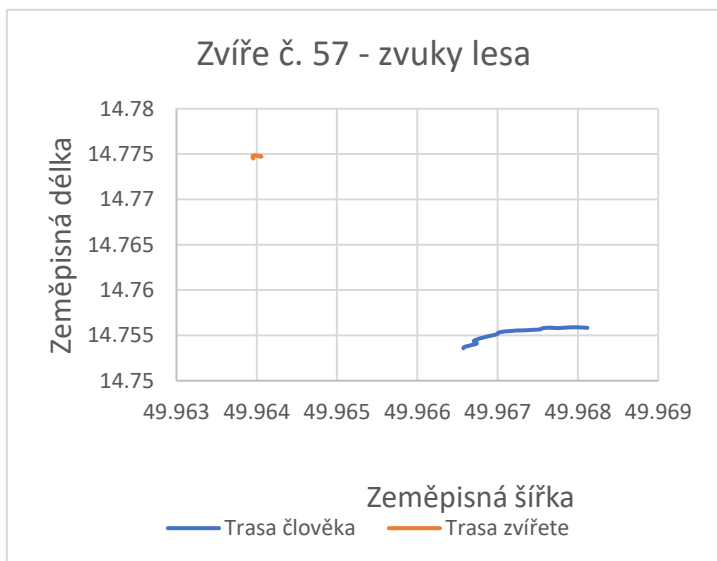
8.7. 2020



Graf č. 7 a 8: Rušení zvířete č. 55.

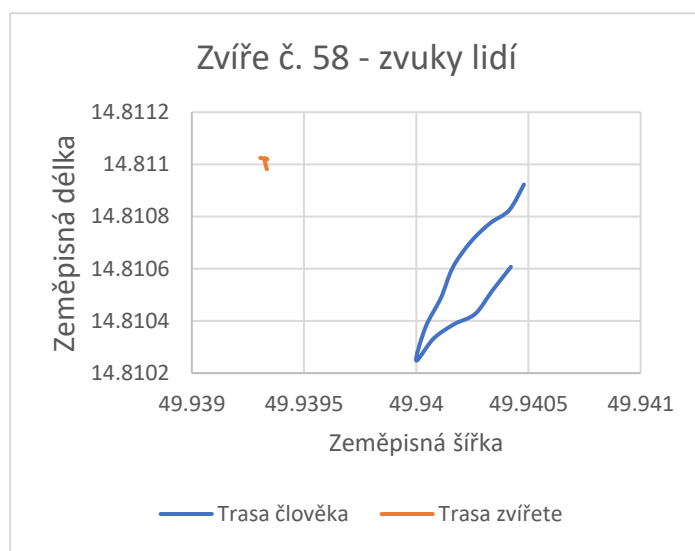
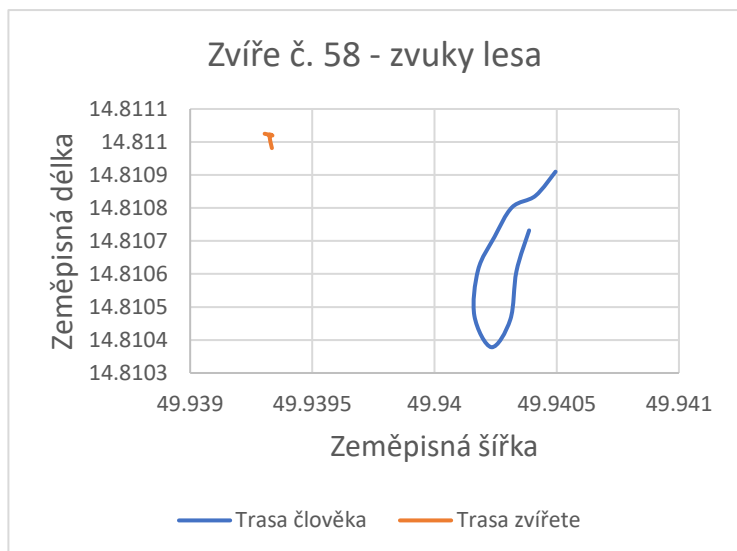


Graf č. 9 a 10: Rušení zvířete č. 56.

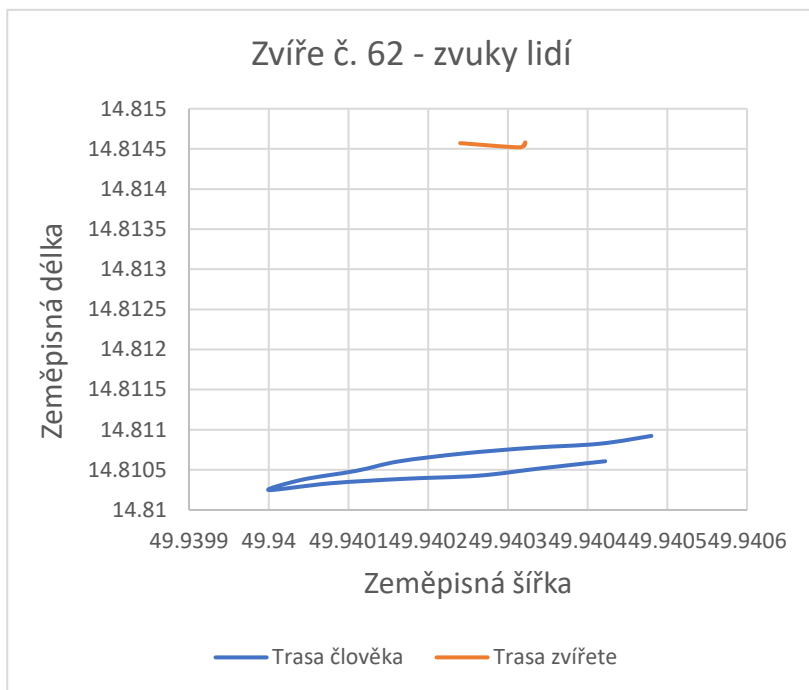
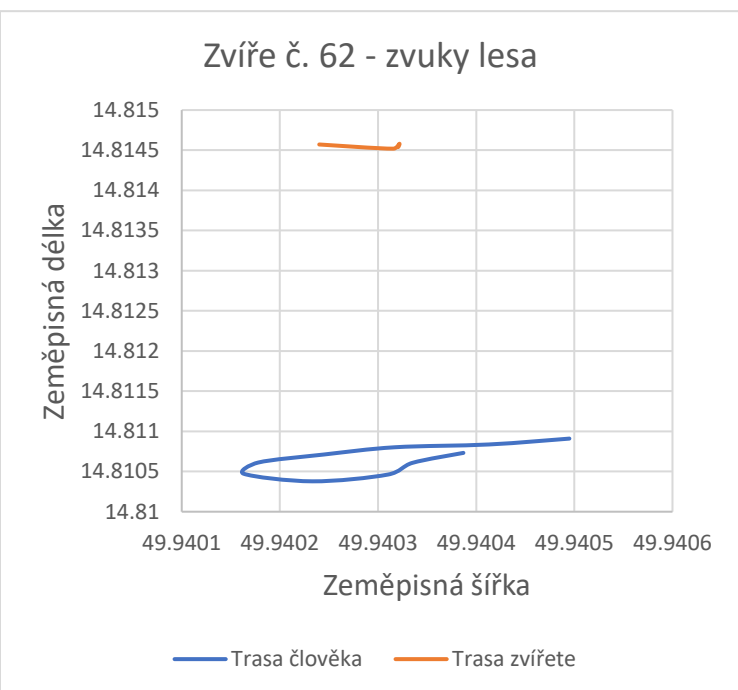


Graf č. 11 a 12: Rušení zvířete č. 56.

16.7. 2020

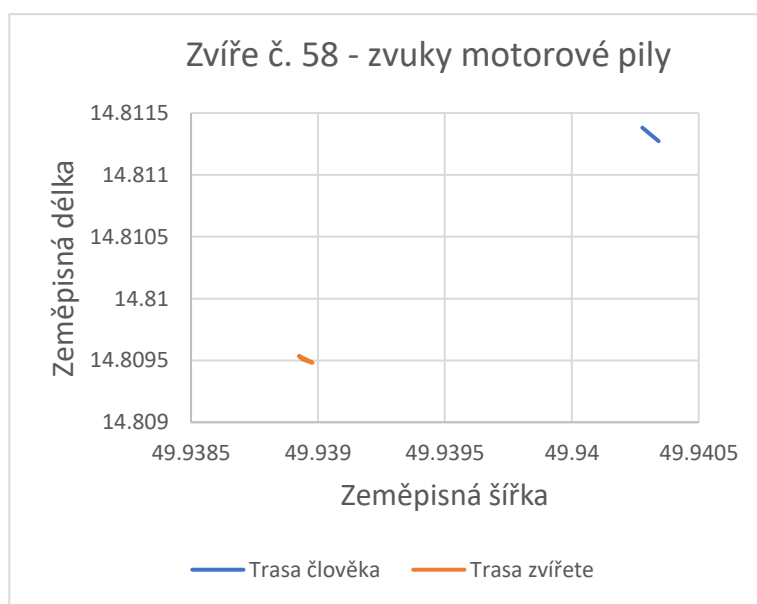
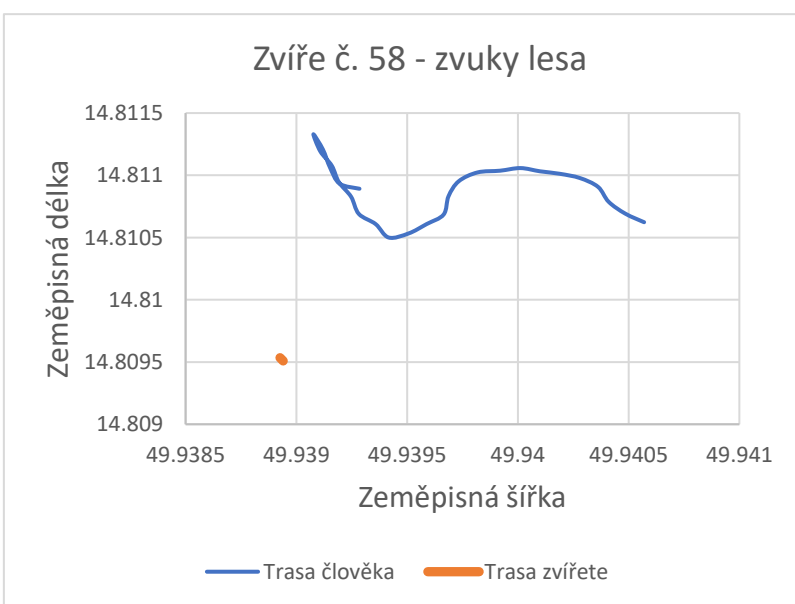


Graf č. 13 a 14: Rušení zvířete č. 58.

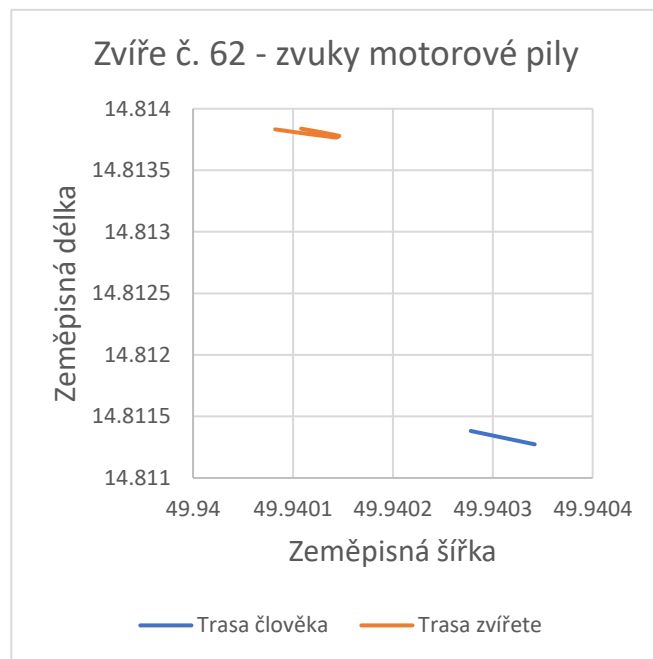
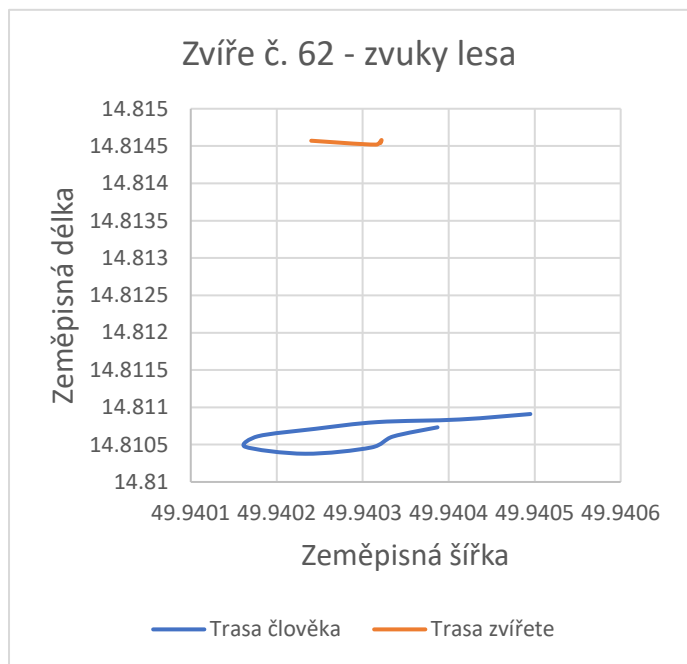


Graf 15 a 16: Rušení zvířete č. 62.

20.7. 2020

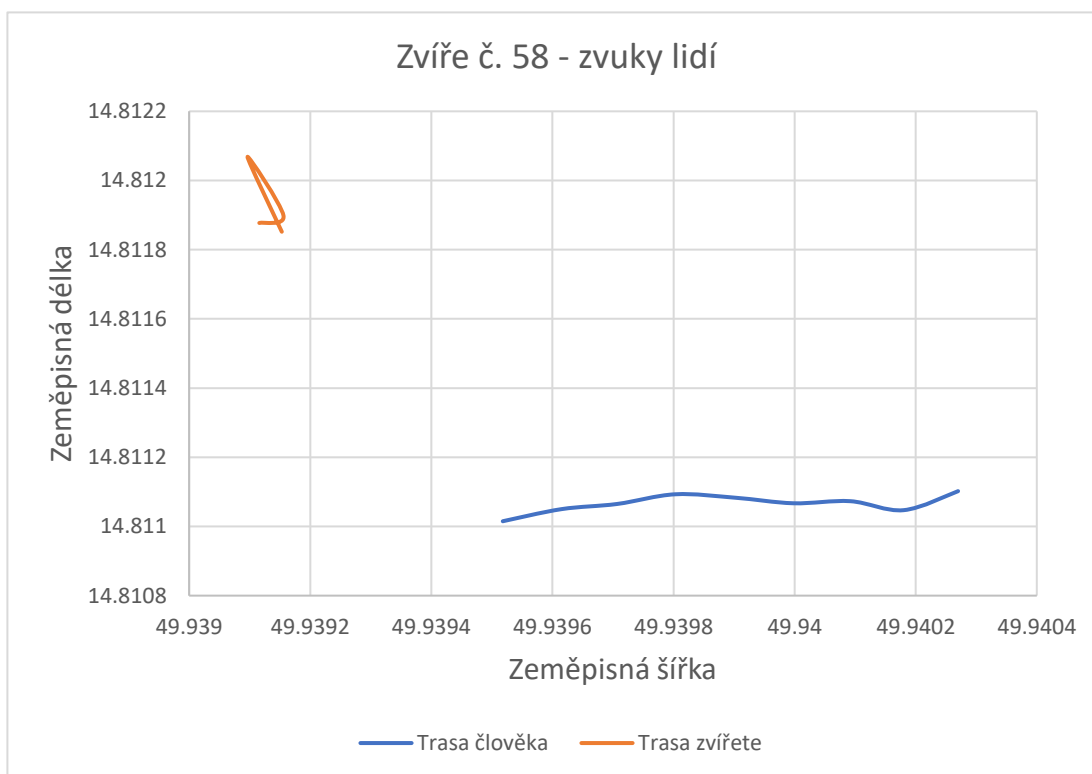


Graf č. 17 a 18: Rušení zvířete č. 58.



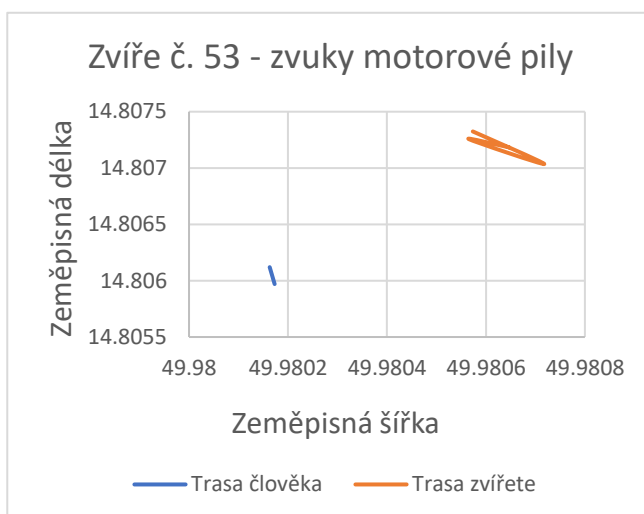
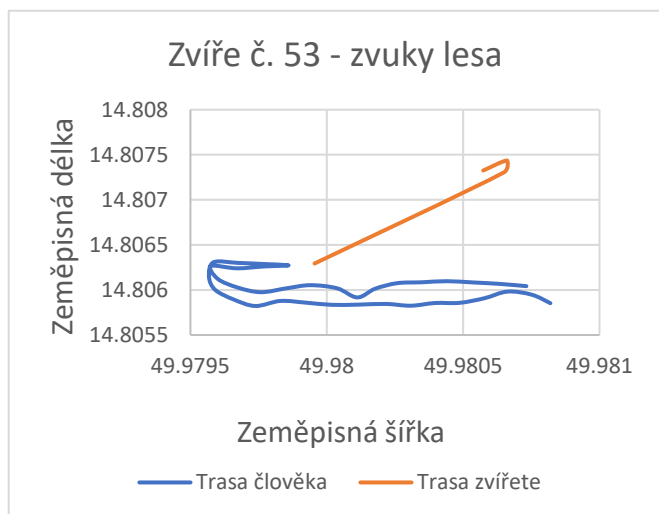
Graf č. 19 a 20: Rušení zvířete č. 62.

23.7. 2020

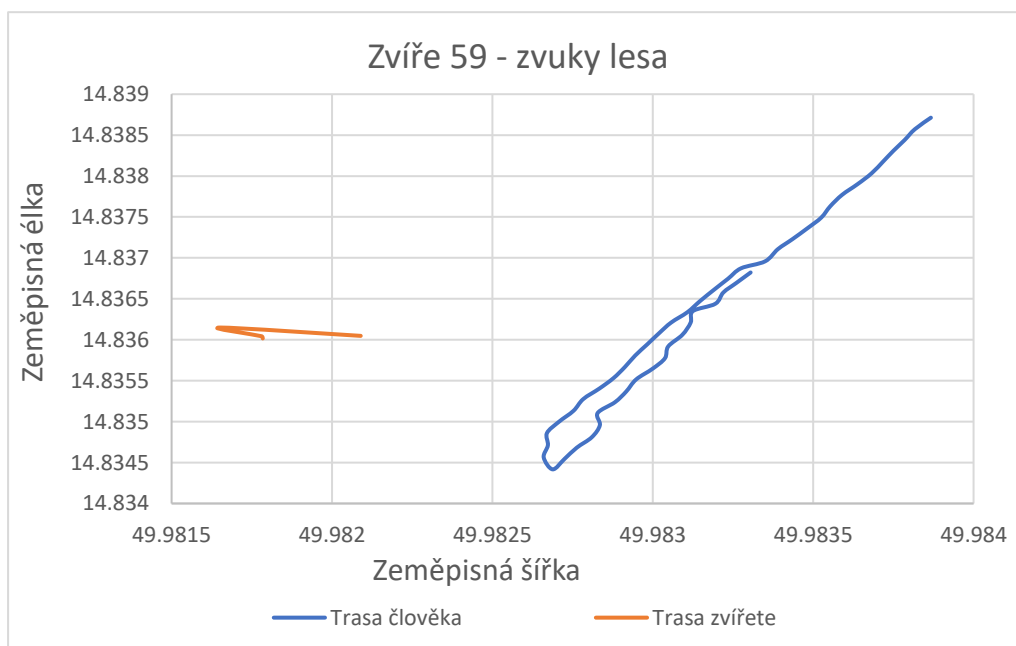


Graf č. 21: Rušení zvířete č. 58.

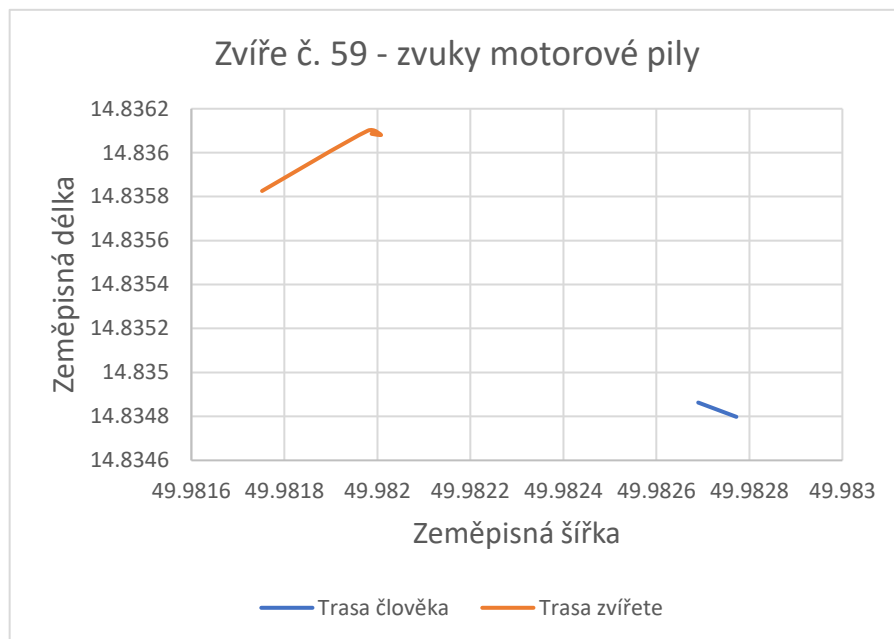
28.7. 2020



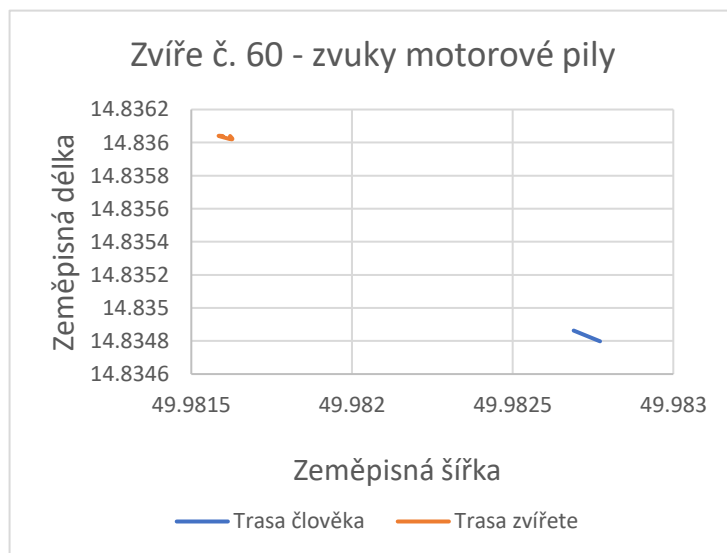
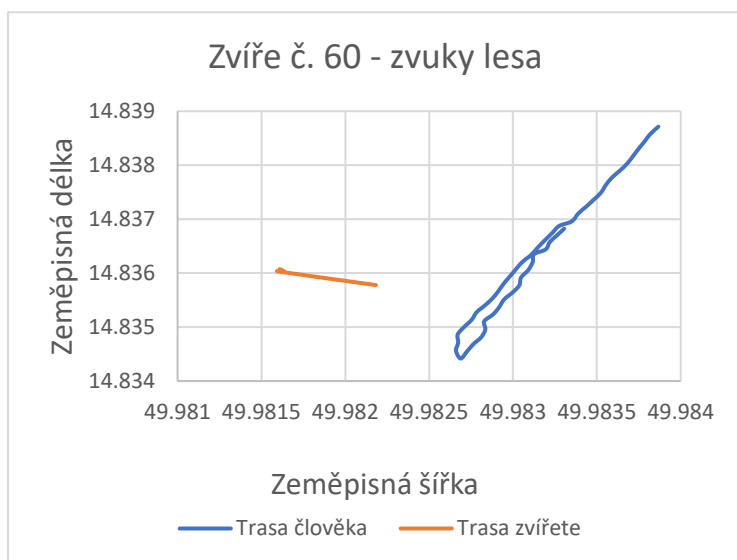
Graf č. 22 a 23: Rušení zvířete č. 53.



Graf č. 24: Rušení zvířete č. 59.

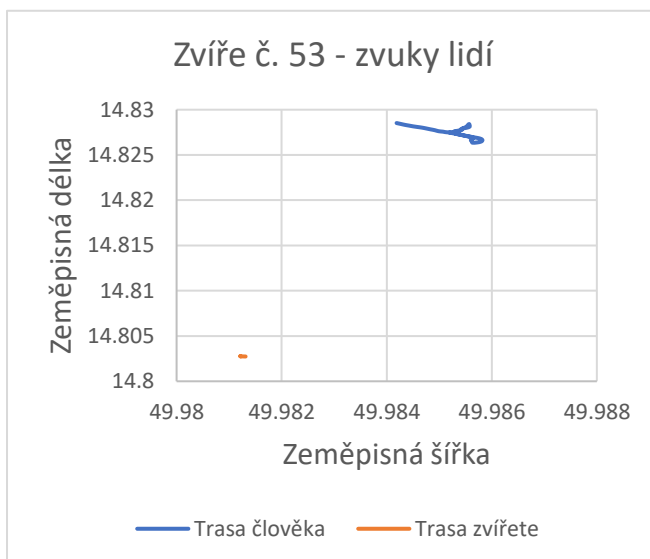
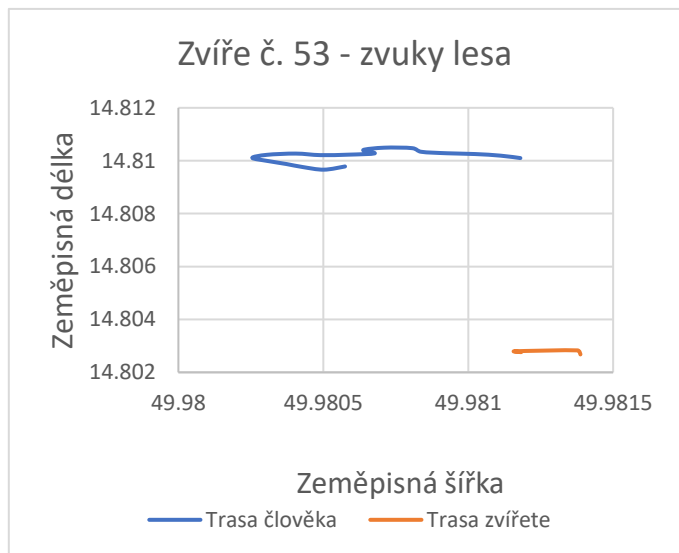


Graf č. 25: Rušení zvířete č. 59.

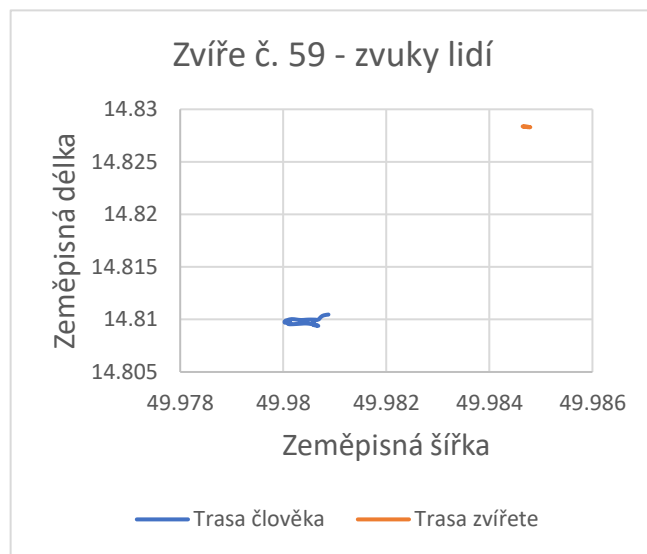
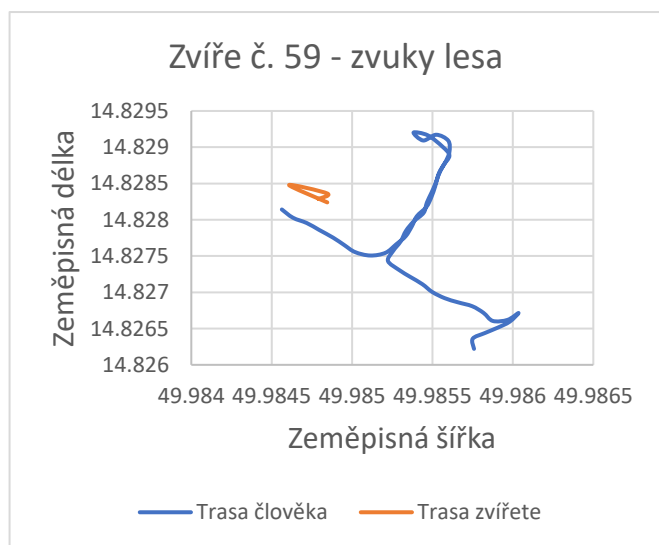


Graf č. 26 a 27: Rušení zvířete č. 60.

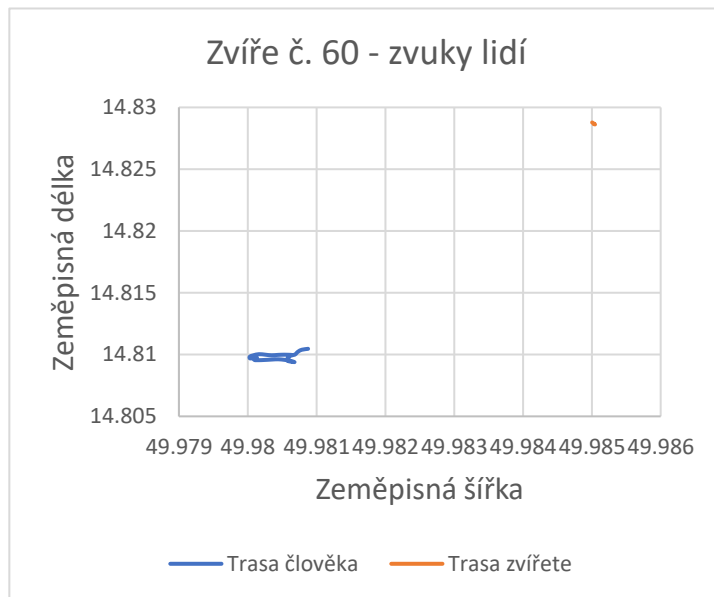
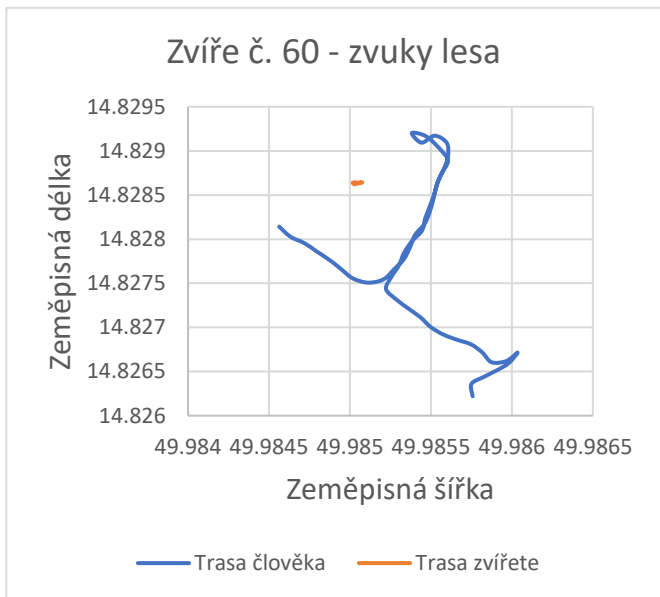
31.7. 2020



Graf č. 28 a 29: Rušení zvířete č. 53.

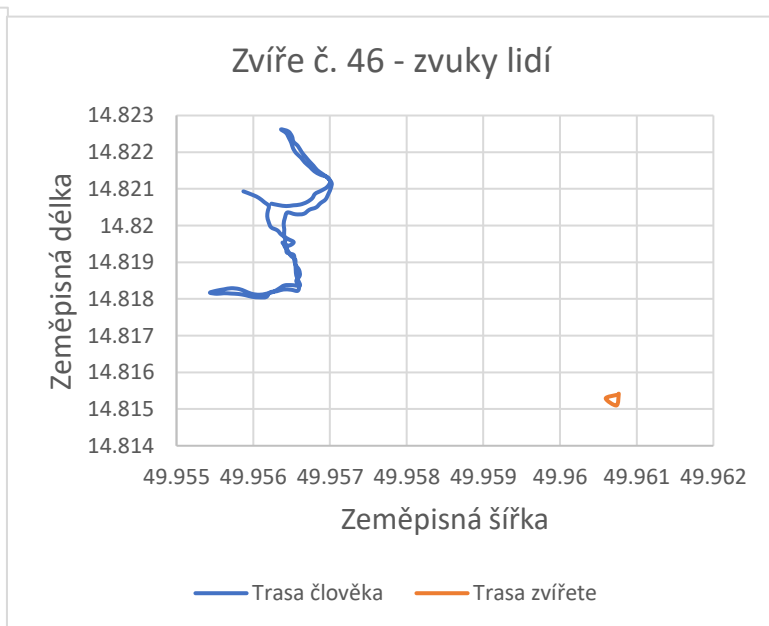
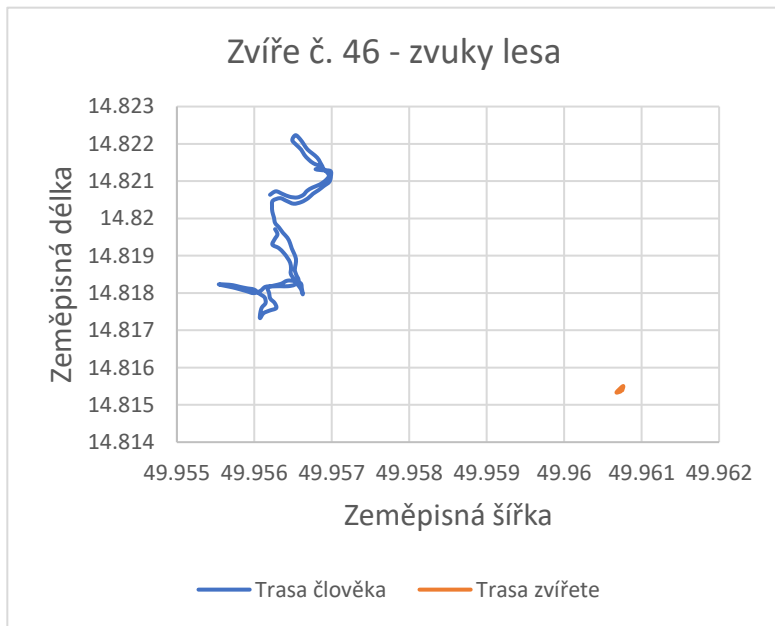


Graf č. 30 a 31: Rušení zvířete č. 59.

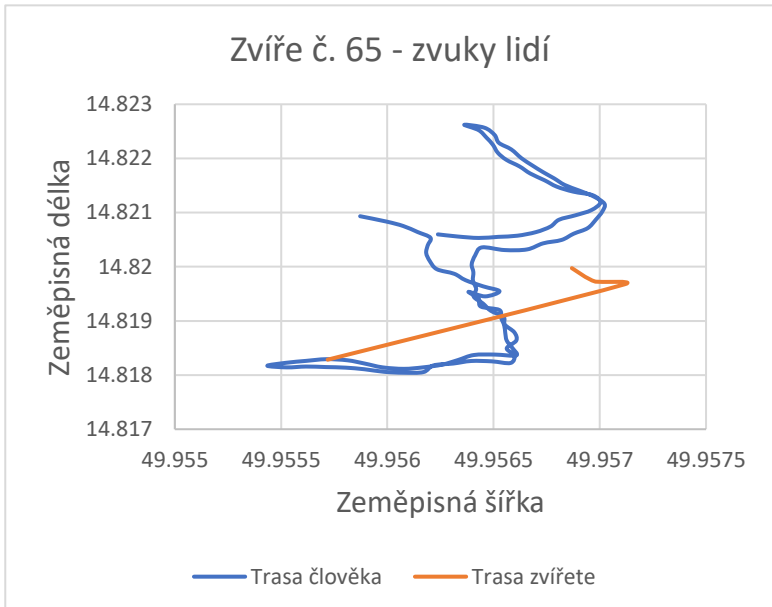
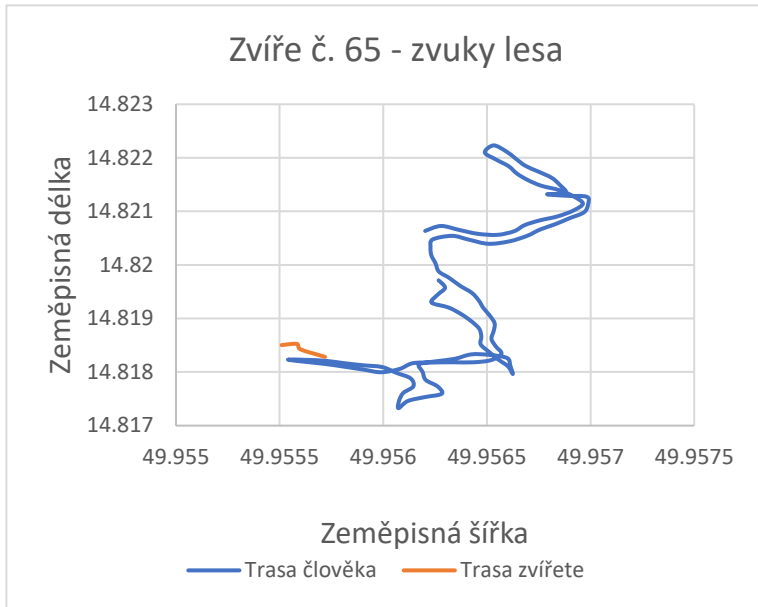


Graf č. 32 a 33: Rušení zvířete č. 60.

10.8. 2020

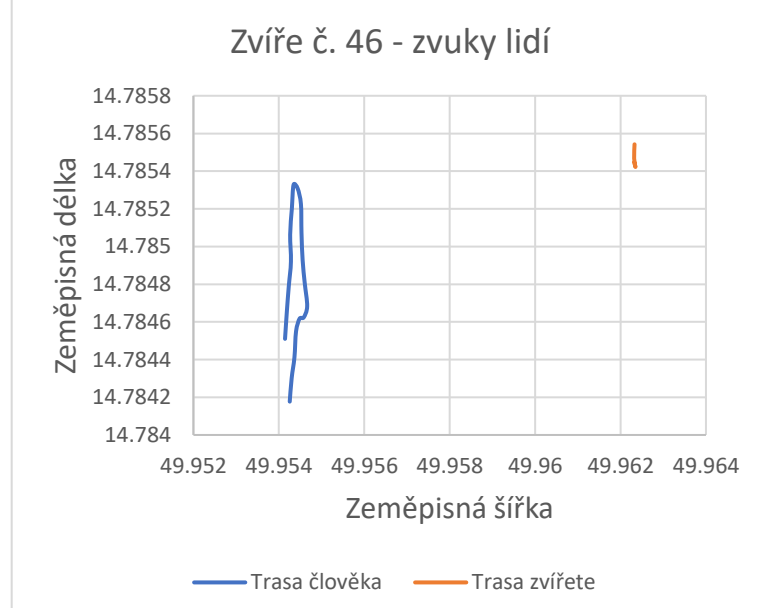
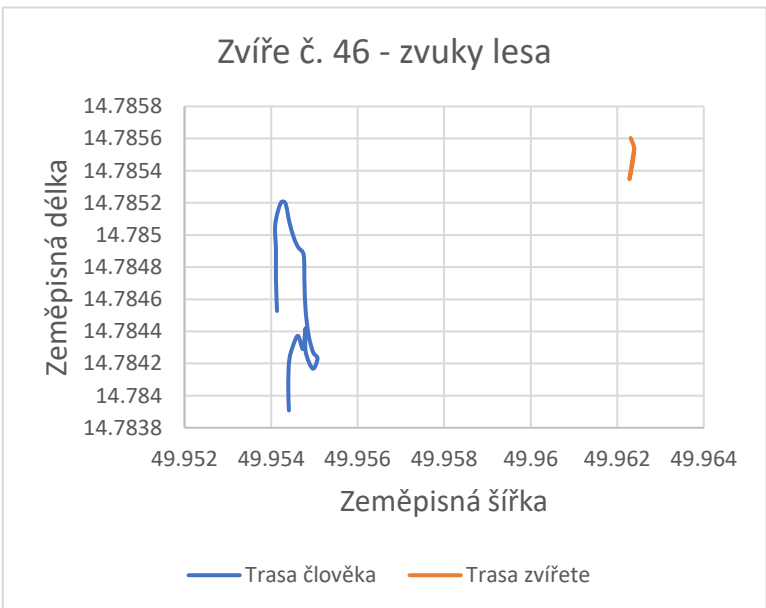


Graf č. 34 a 35: Rušení zvířete č. 46.

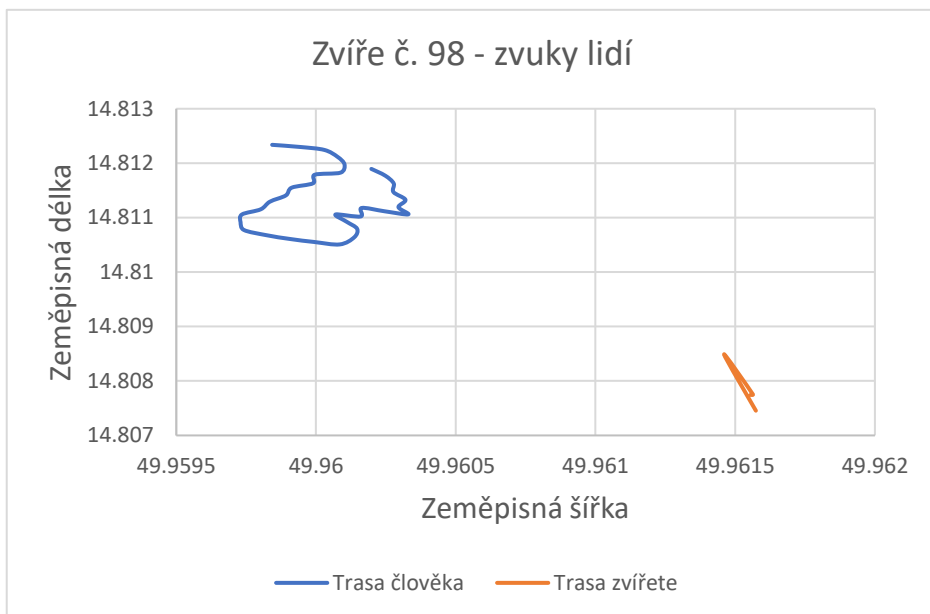


Graf č. 36 a 37: Rušení zvířete č. 65.

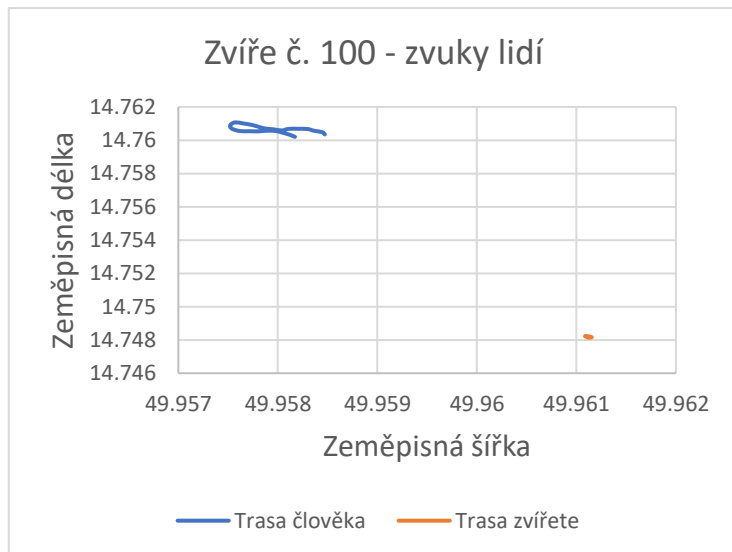
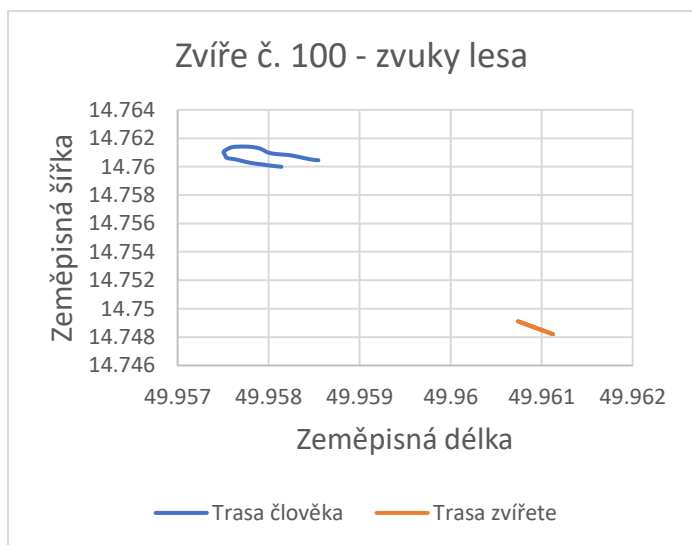
30.7. 2021



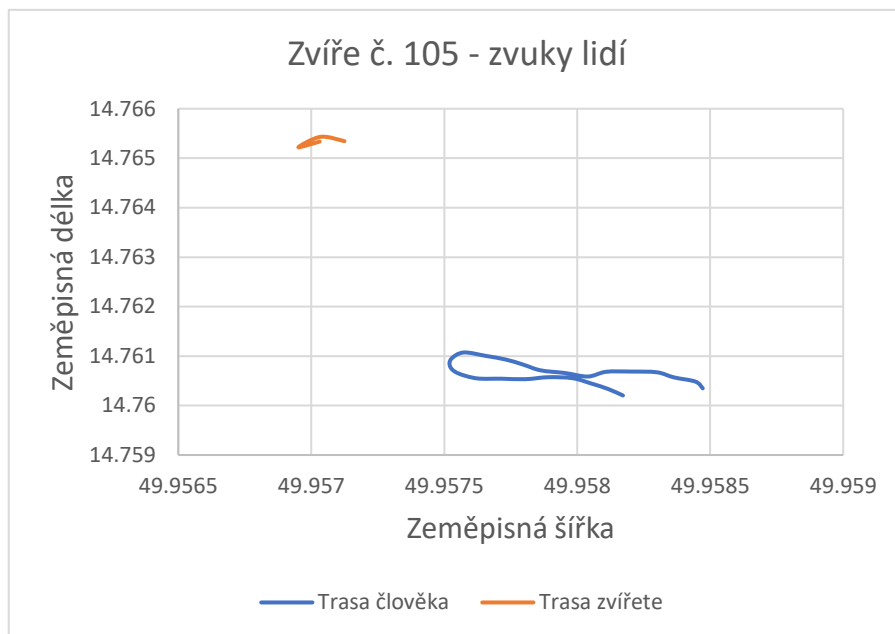
Graf č. 38 a 39: Rušení zvířete č. 46.



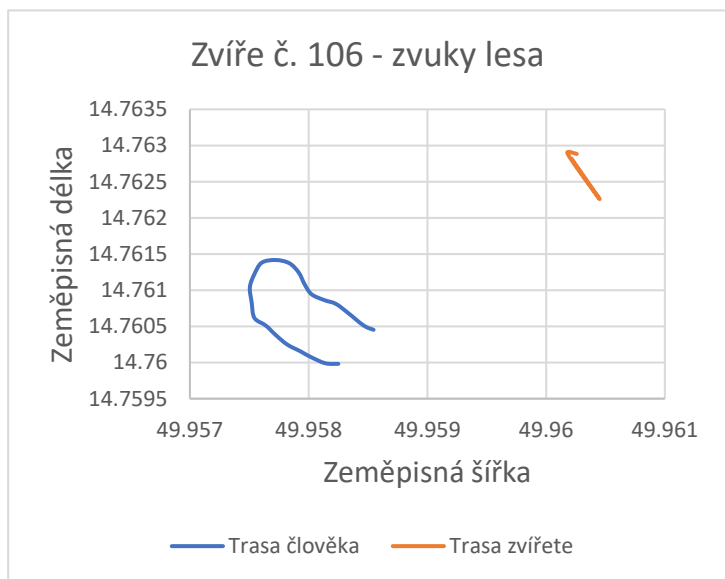
Graf č. 40: Rušení zvířete č. 98.



Graf č. 41 a 42: Rušení zvířete č. 100.



Graf č. 43: Rušení zvířete č. 105.

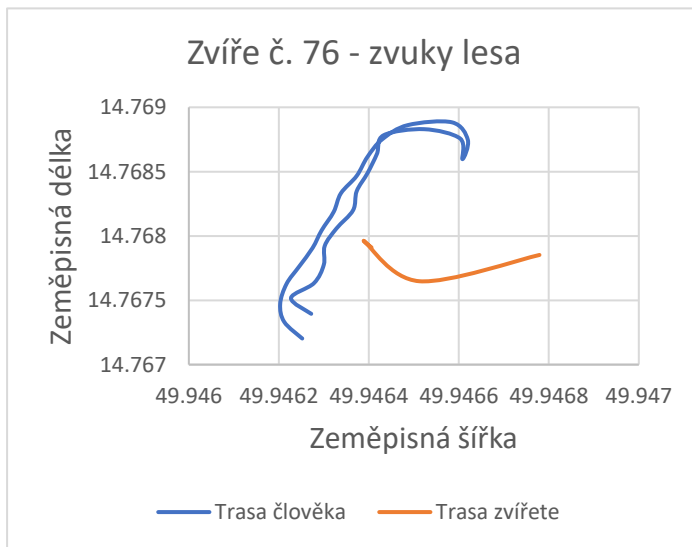
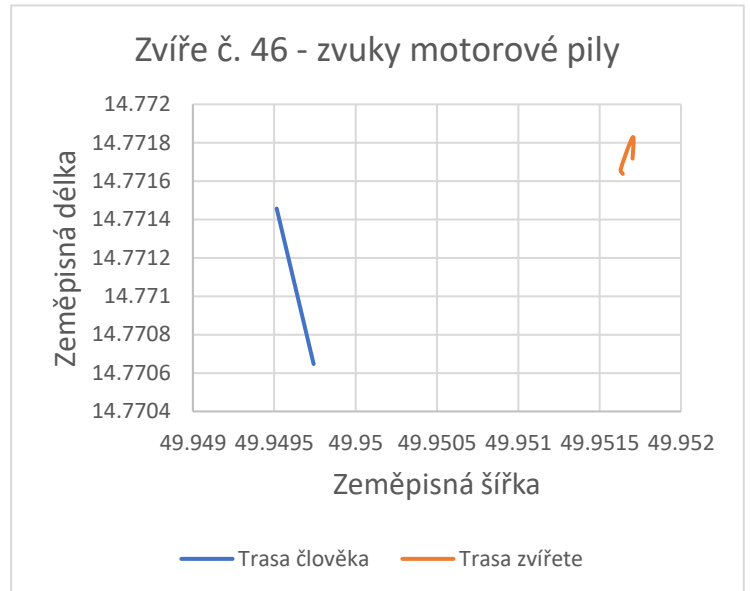


Graf č. 44 a 45: Rušení zvířete č. 106.

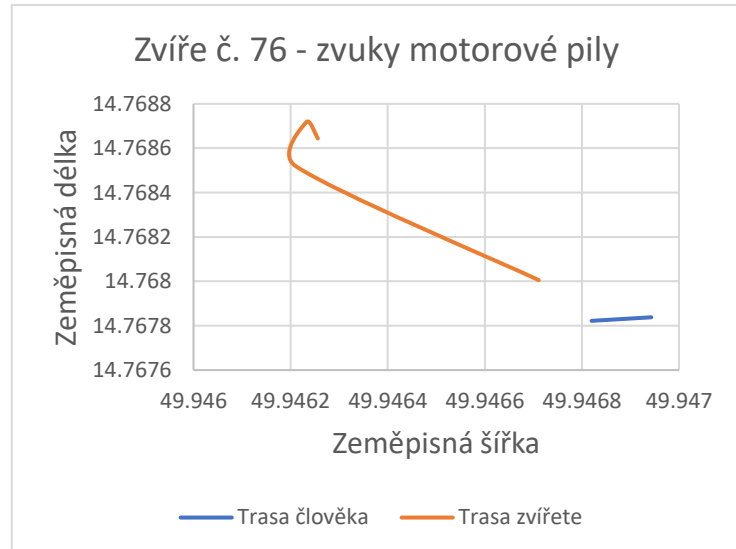
4.8. 2021

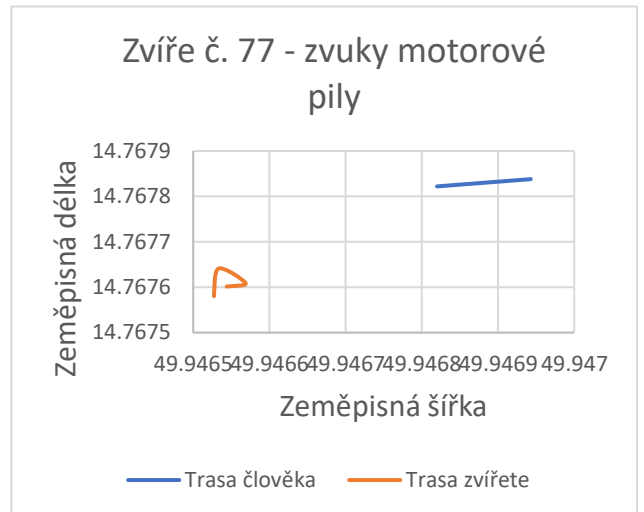
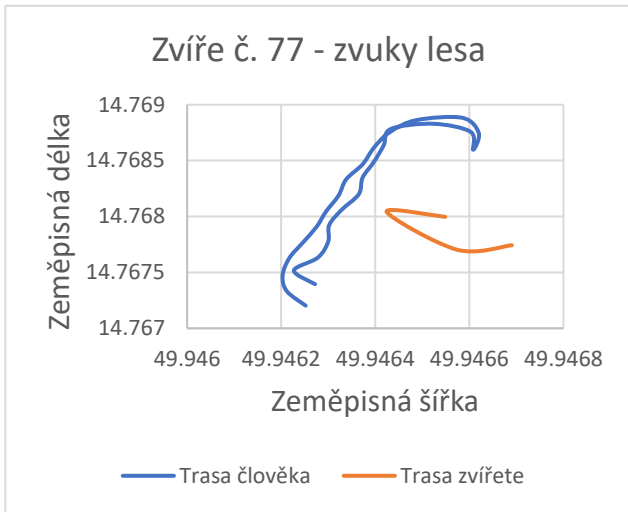


Graf č. 46 a 47: Rušení zvířete č. 46.

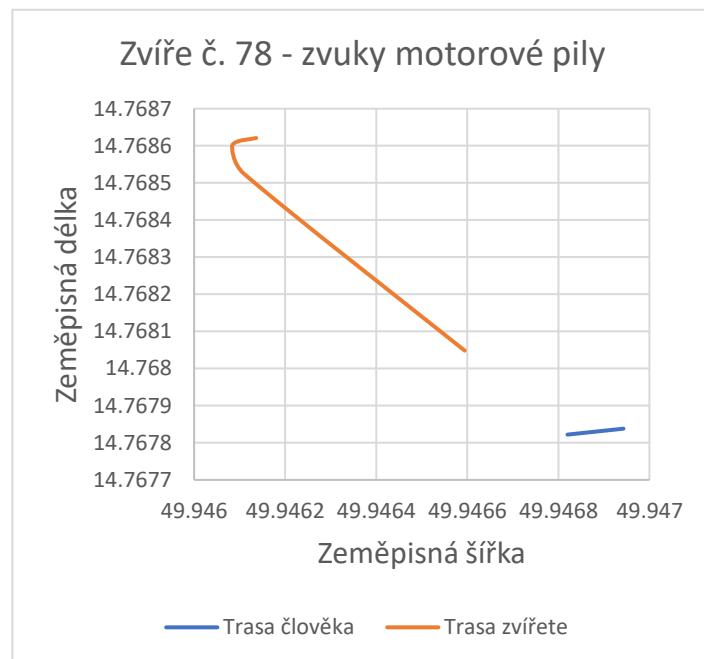
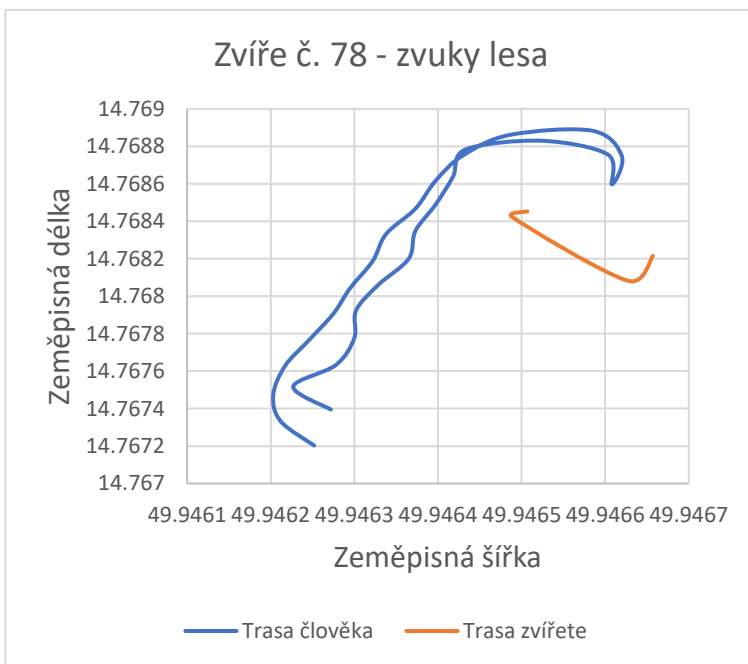


Graf č. 48 a 49: Rušení zvířete č. 76.

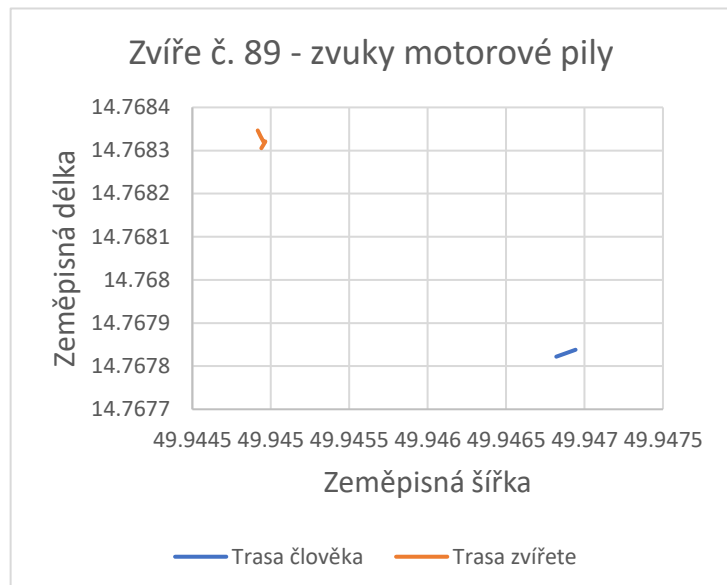
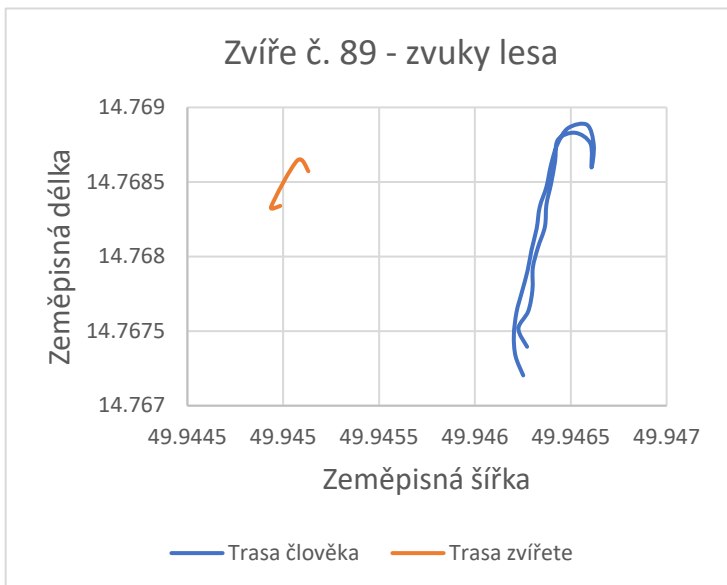




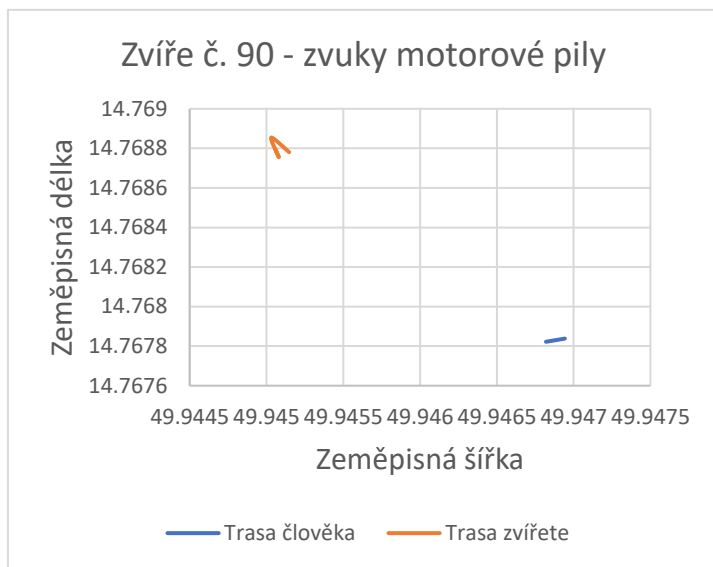
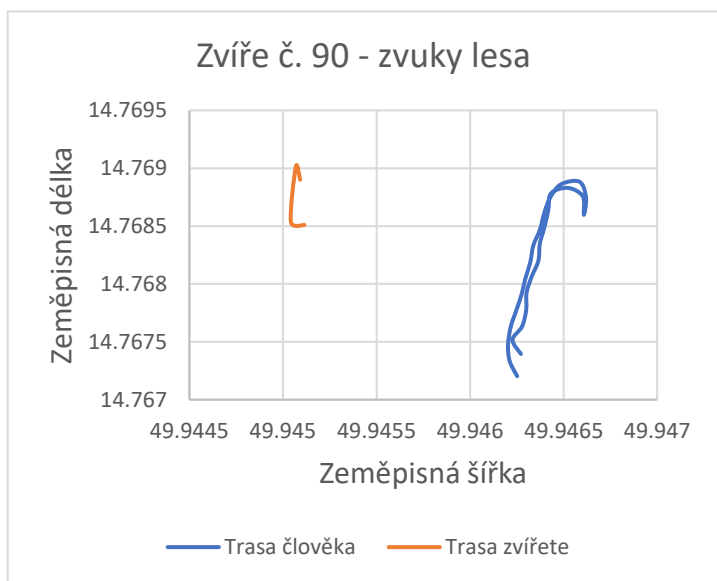
Graf č. 50 a 51: Rušení zvířete č. 77.



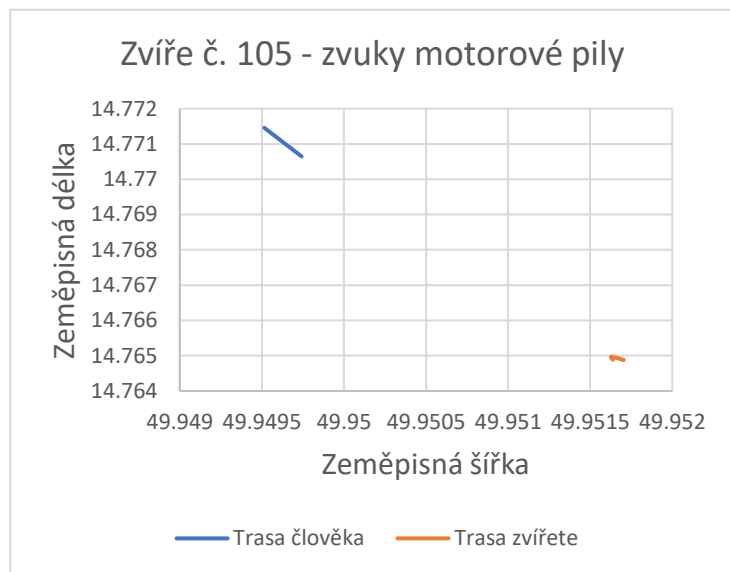
Graf č. 52 a 53: Rušení zvířete č. 78.



Graf č. 54 a 55: Rušení zvířete č. 89.

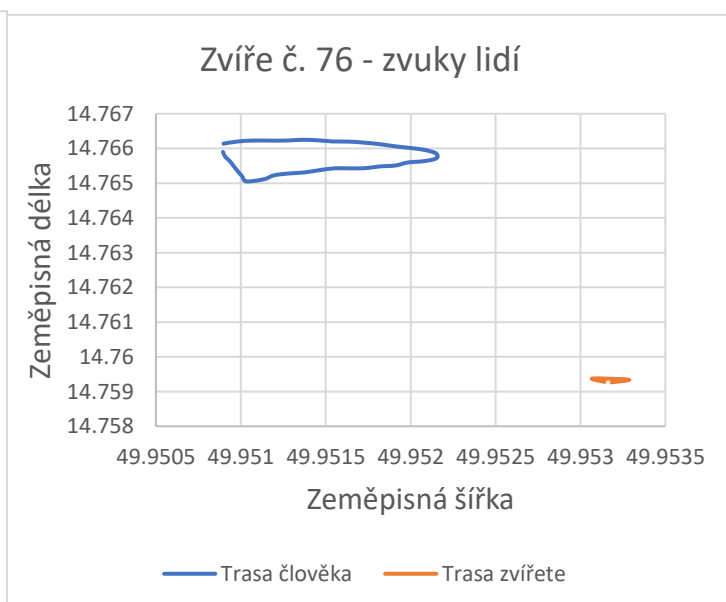
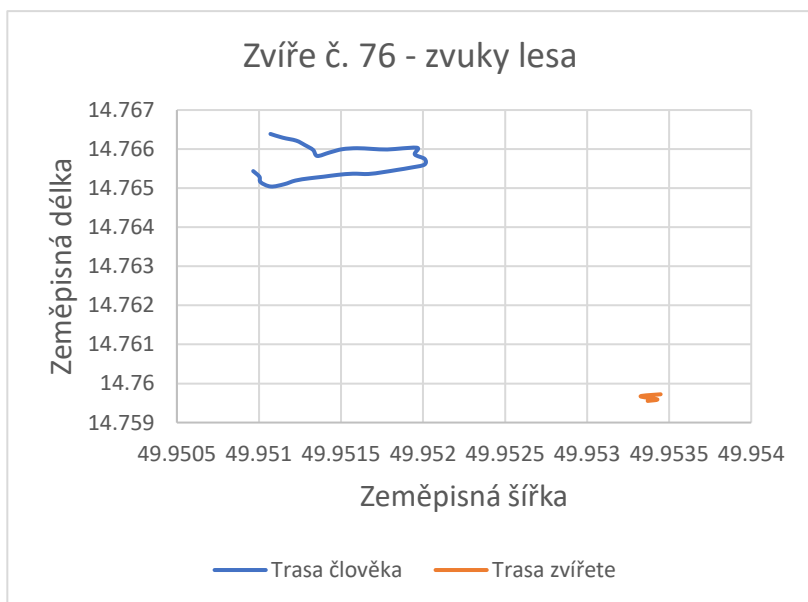


Graf č. 56 a 57: Rušení zvířete č. 90.

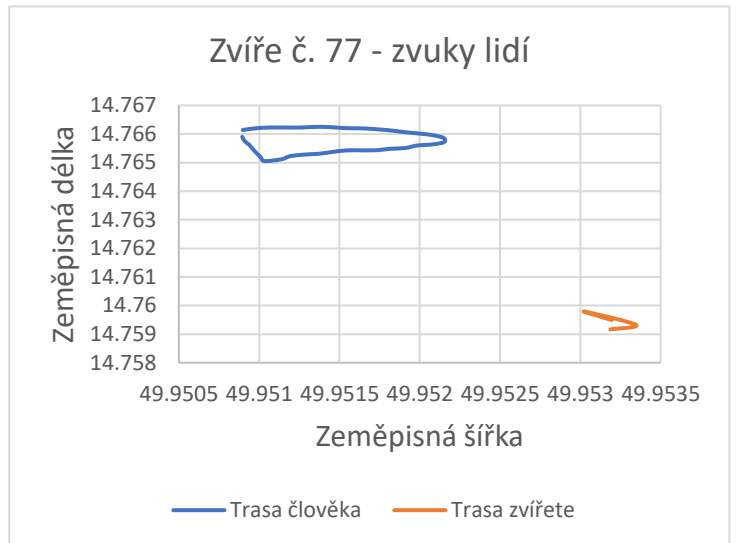


Graf č. 58 a 59: Rušení zvířete č. 105.

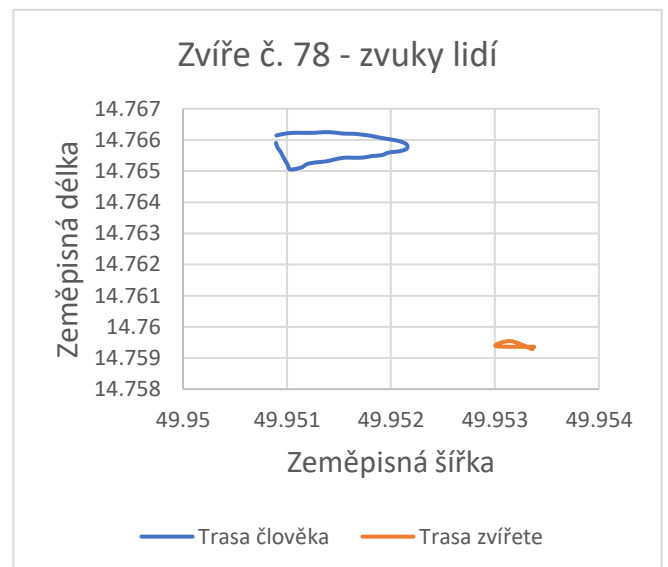
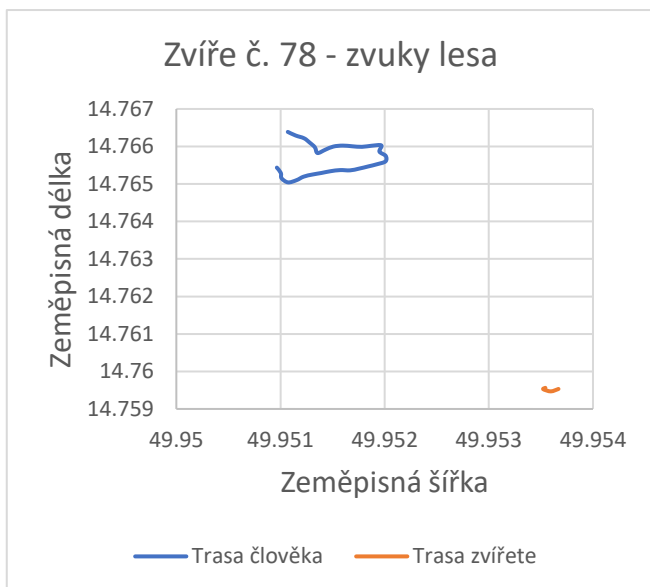
12.8. 2021



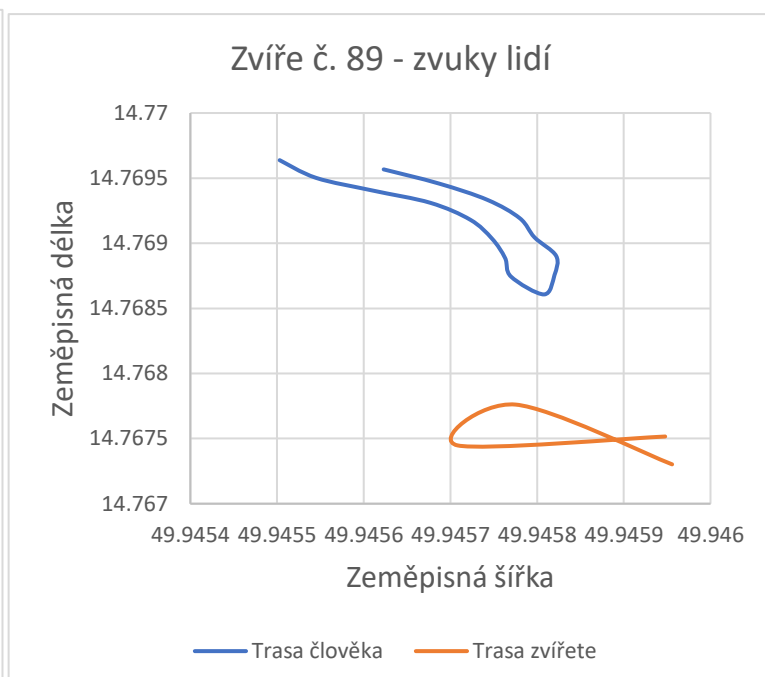
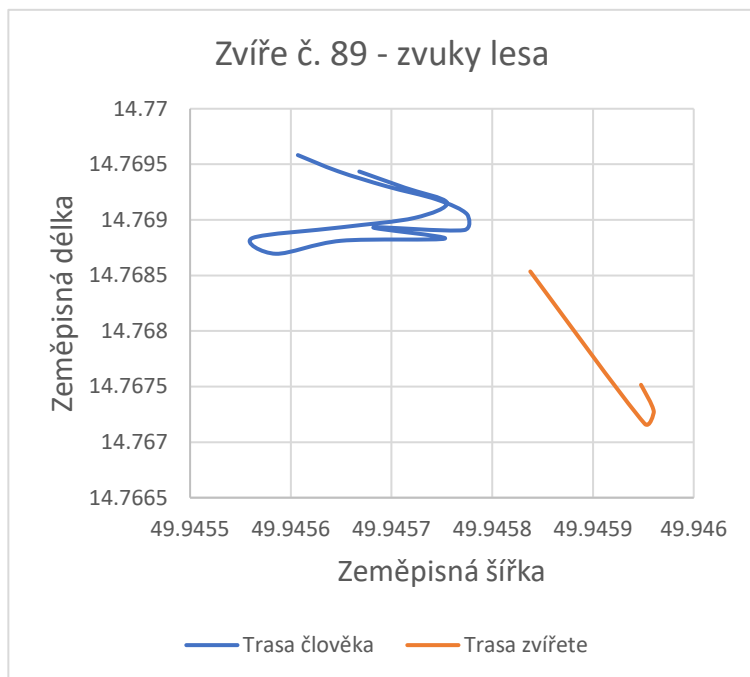
Graf č. 60 a 61: Rušení zvířete č. 76.



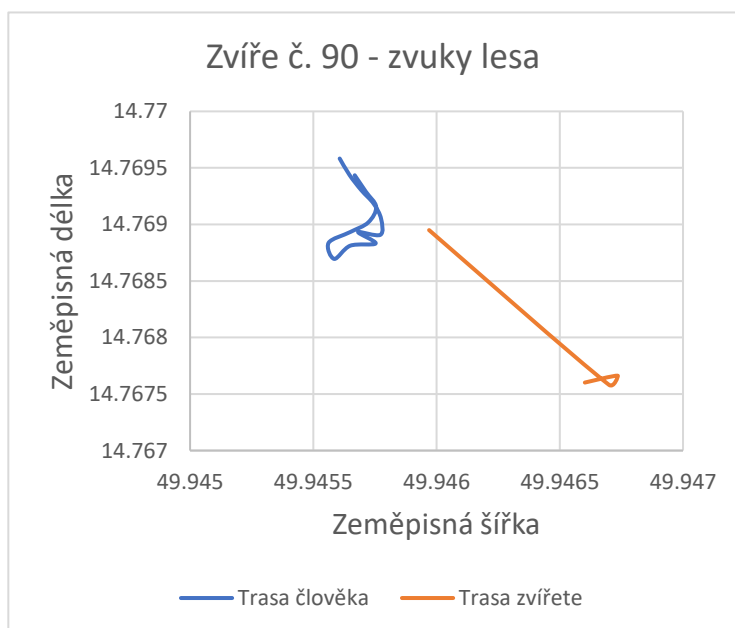
Graf č. 62 a 63: Rušení zvířete č. 77.



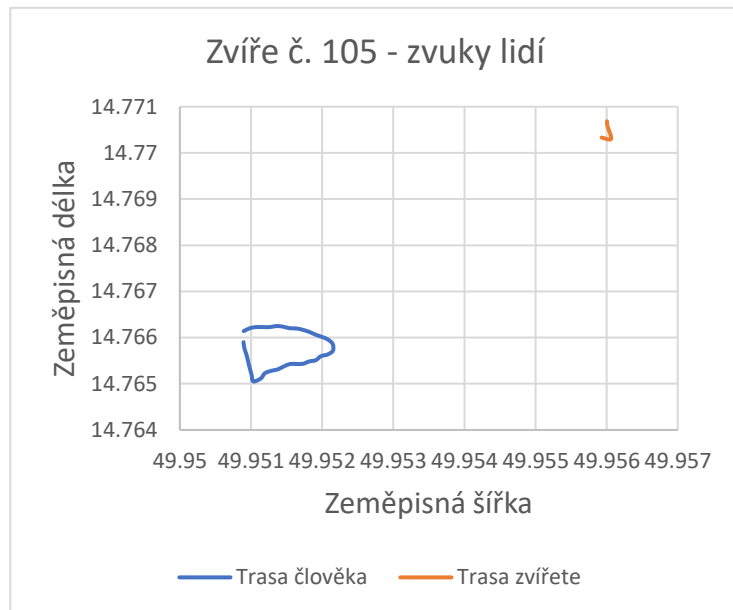
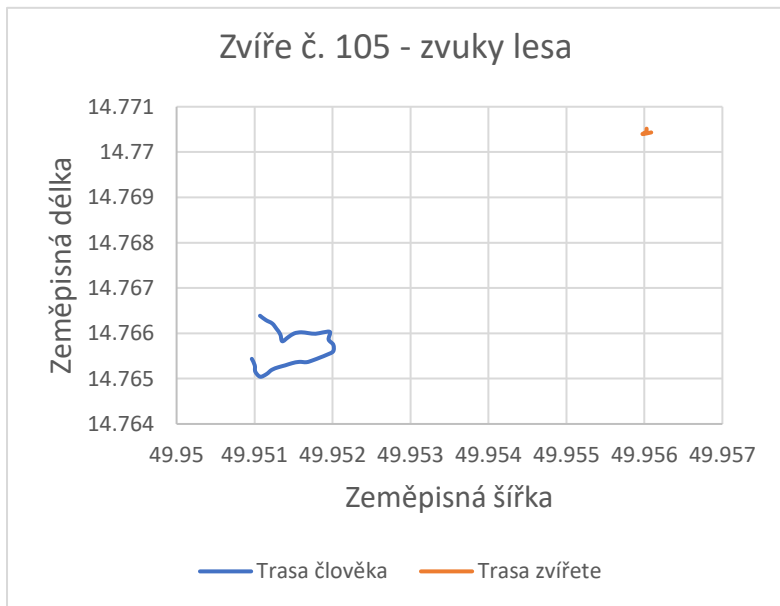
Graf č. 64 a 65: Rušení zvířete č. 78.



Graf č. 66 a 67: Rušení zvířete č. 89.

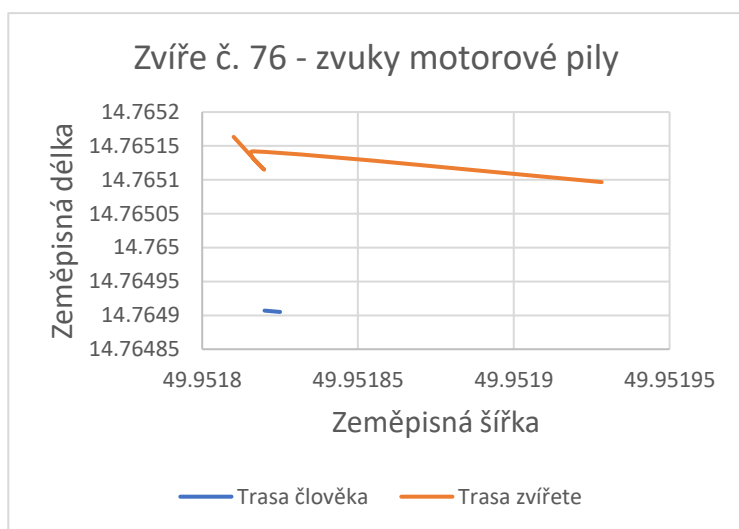
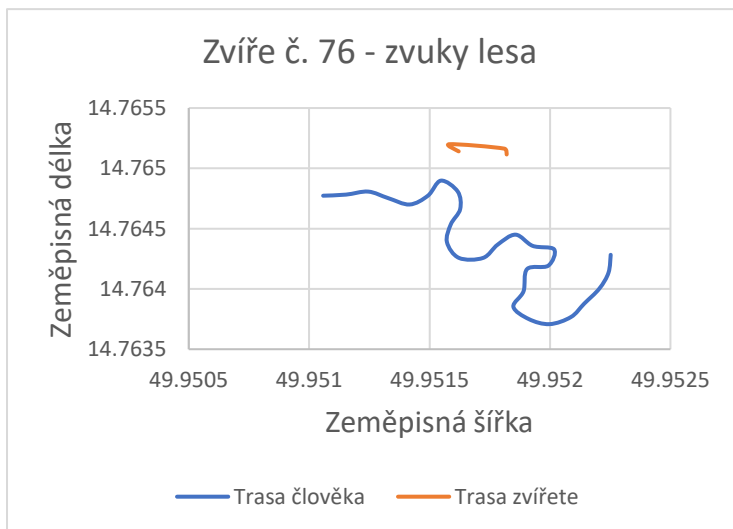


Graf č. 68: Rušení zvířete č. 90.

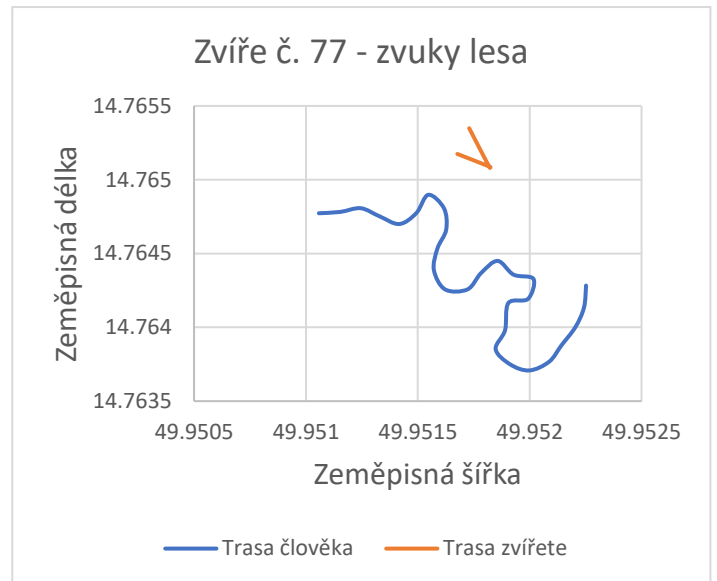
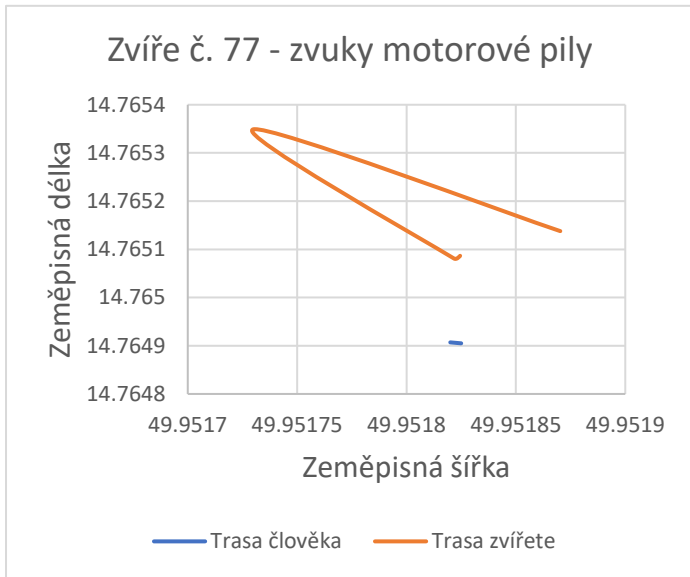


Graf č. 69 a 70: Rušení zvířete č. 105.

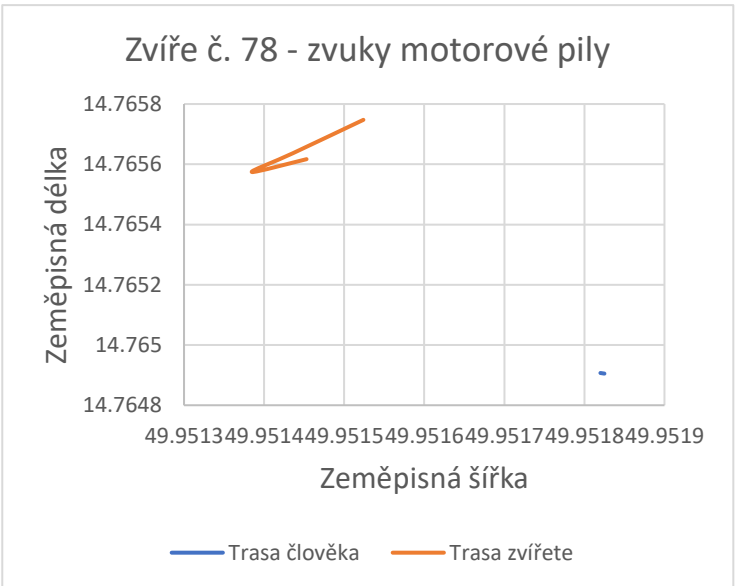
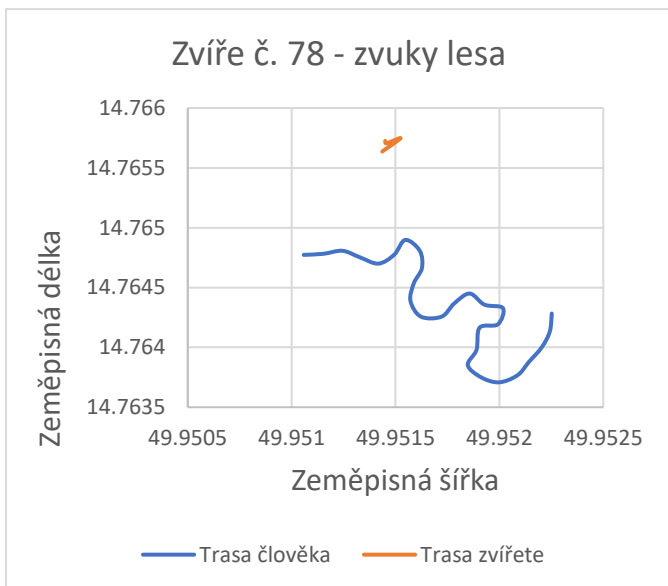
17.8. 2021



Graf č. 71 a 72: Rušení zvířete č. 76.

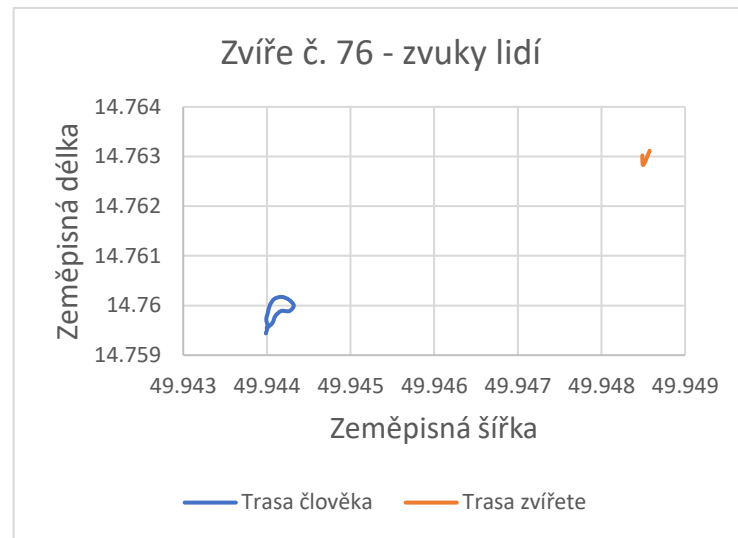
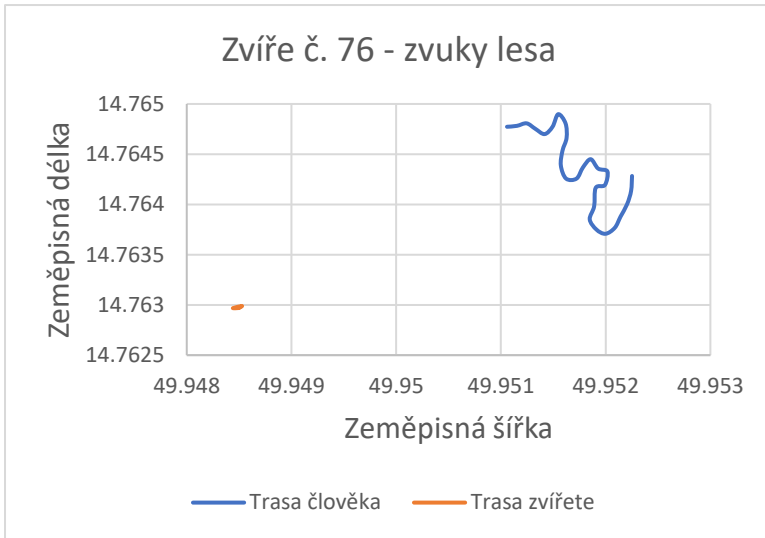


Graf č. 73 a 74: Rušení zvířete č. 77.

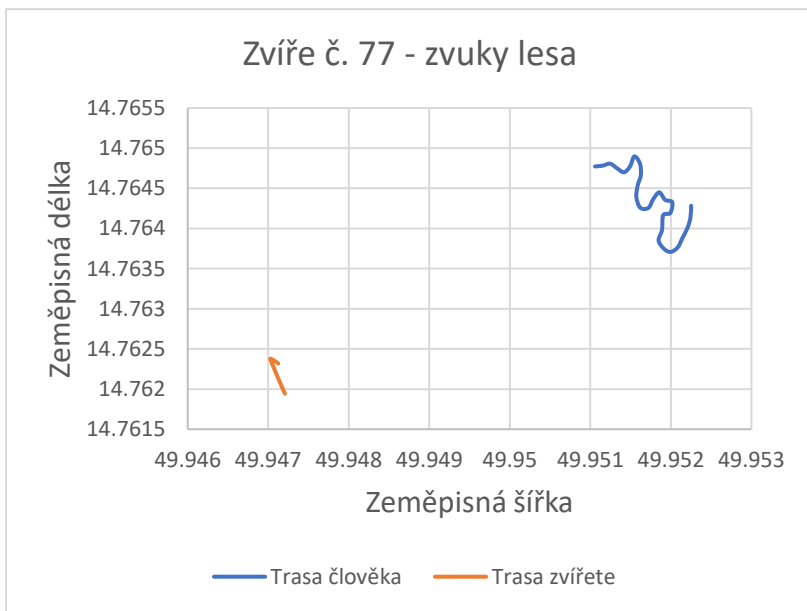


Graf č. 75 a 76: Rušení zvířete č. 105.

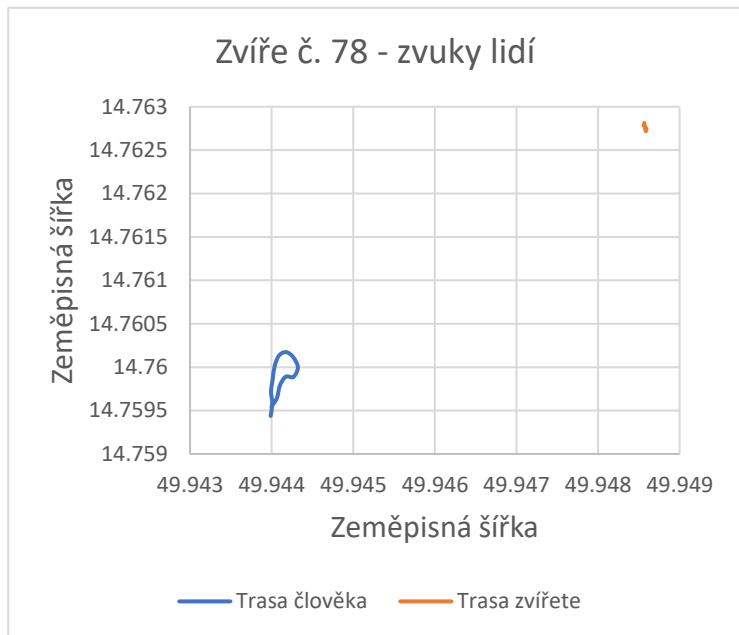
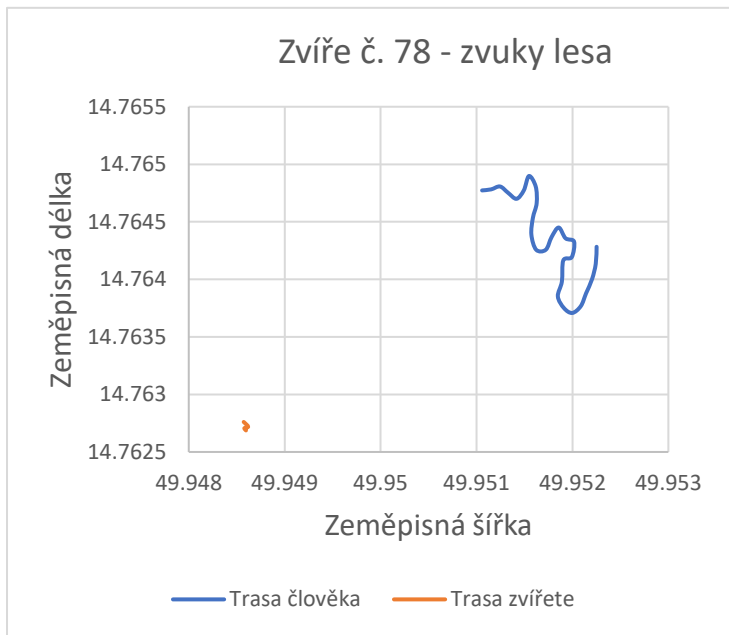
26.8. 2021



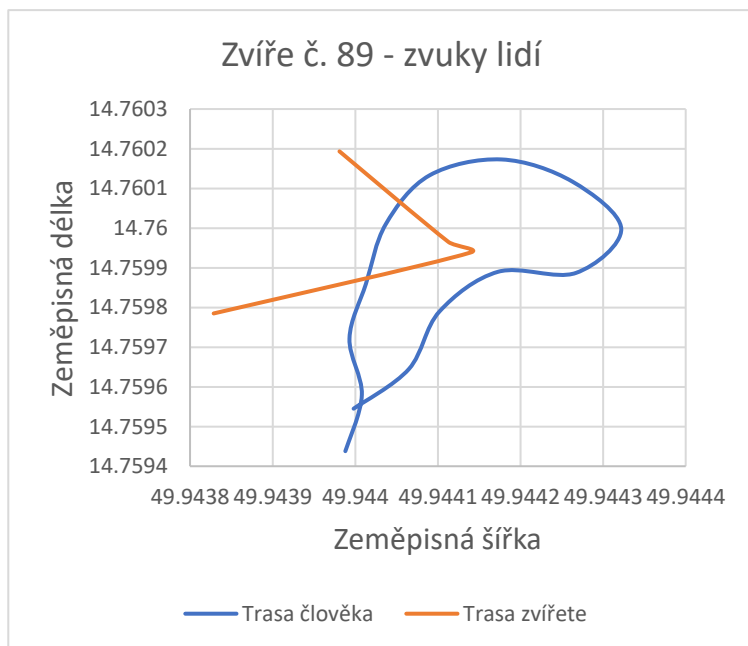
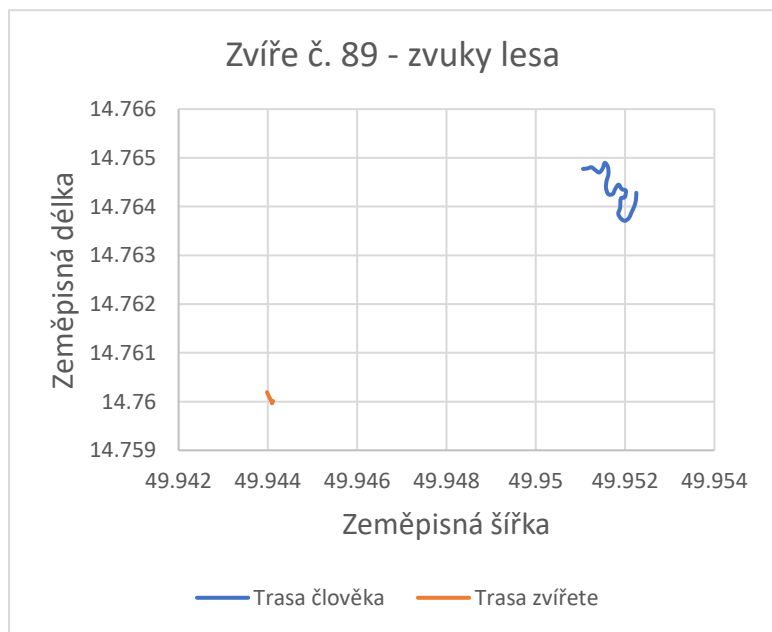
Graf č. 77 a 78: Rušení zvířete č. 76.



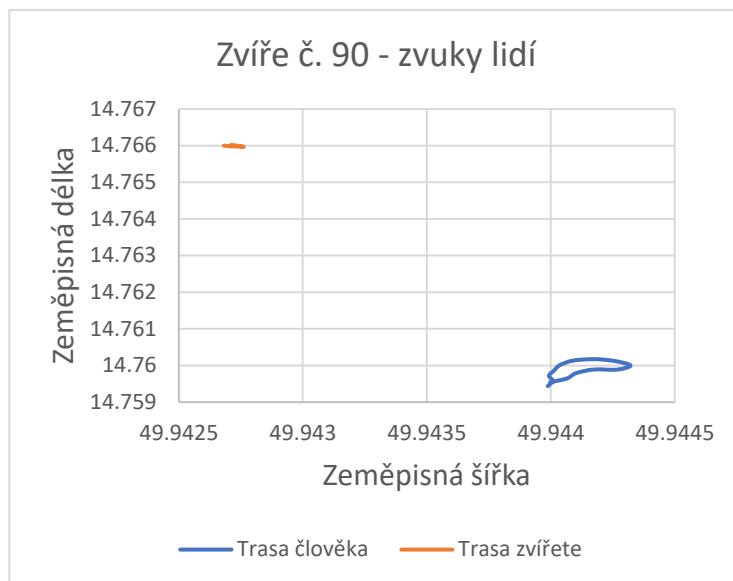
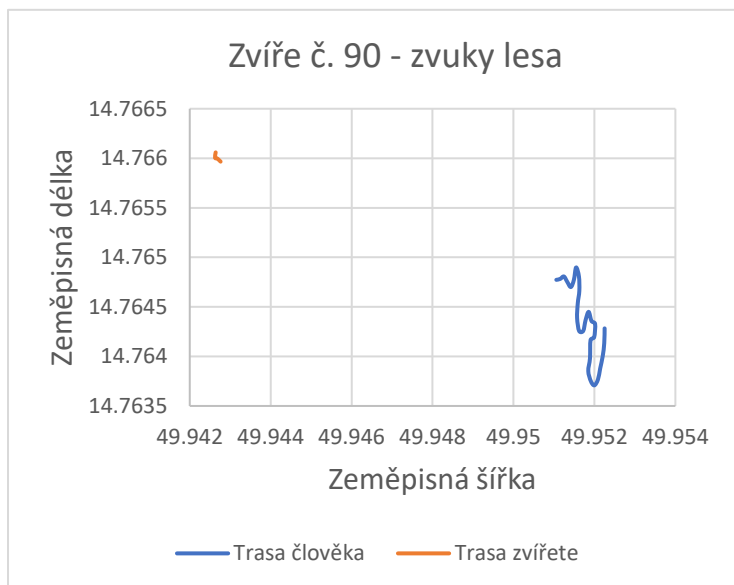
Graf č. 79 a 80: Rušení zvířete č. 77.



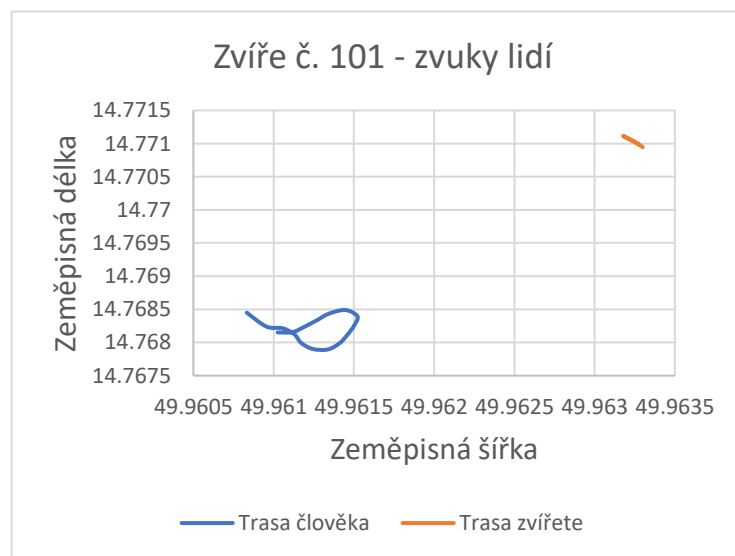
Graf č. 81 a 82: Rušení zvířete č. 78.



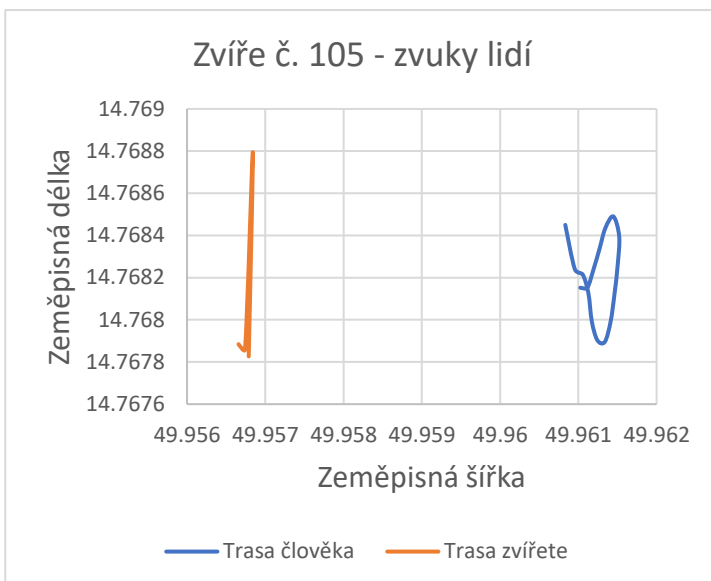
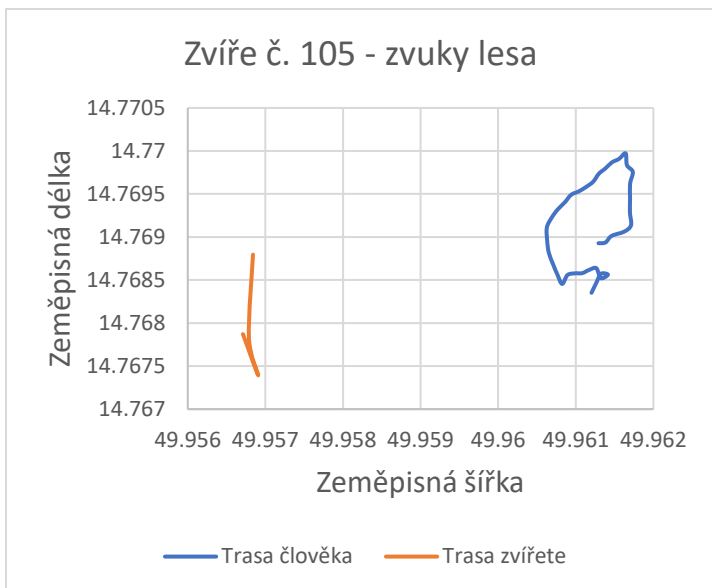
Graf č. 83 a 84: Rušení zvířete č. 89.



Graf č. 85 a 86: Rušení zvířete č. 90.

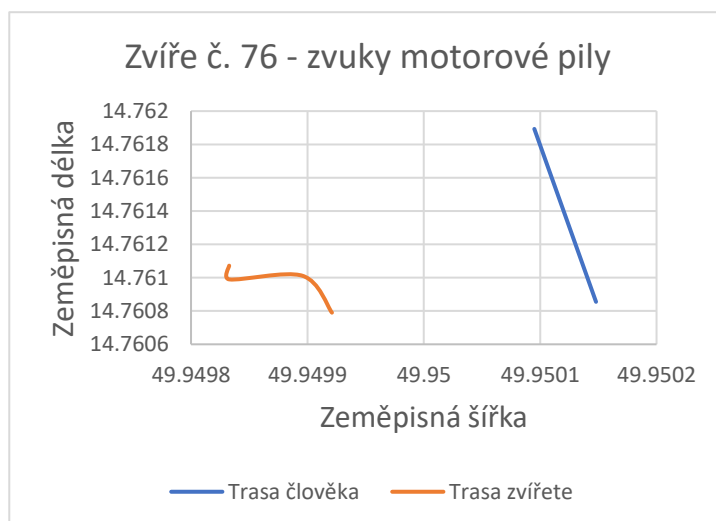
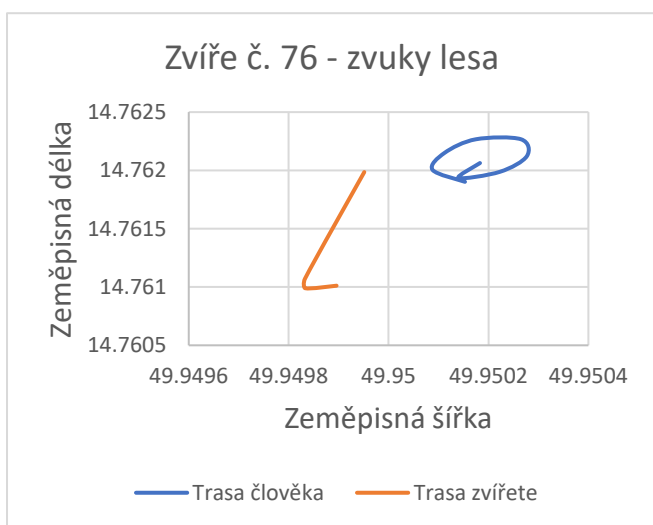


Graf č. 87 a 88: Rušení zvířete č. 101.

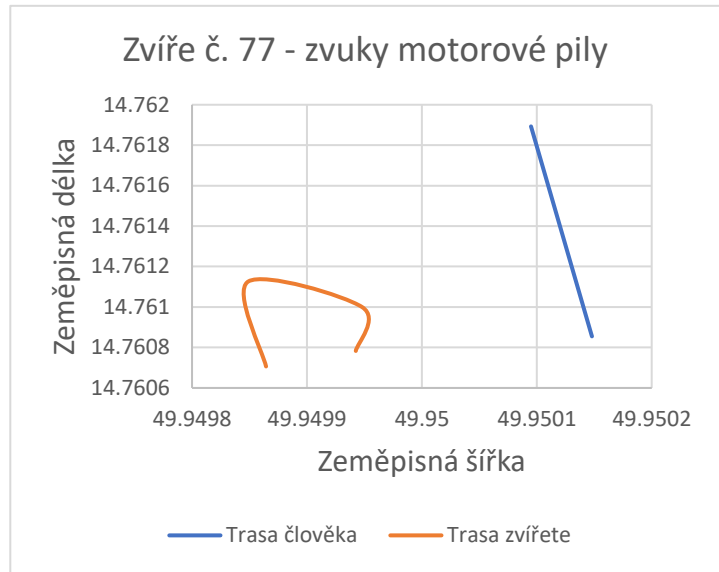
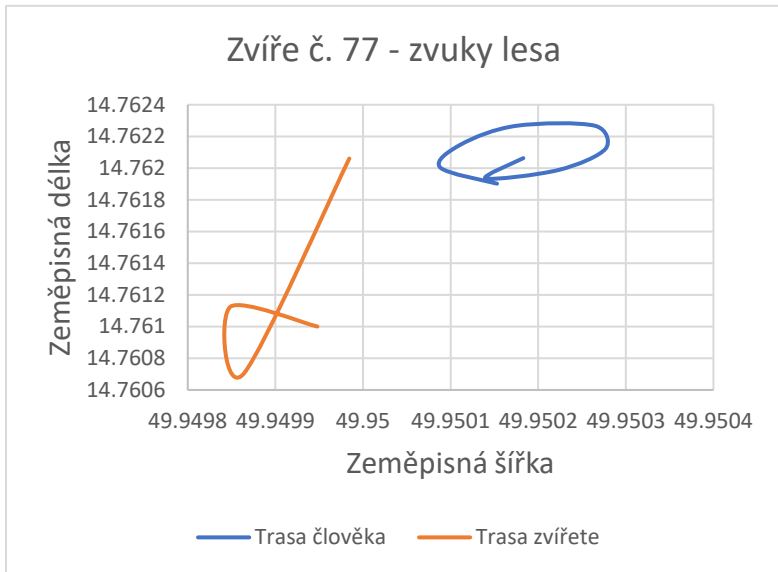


Graf č. 89 a 90: Rušení zvířete č. 105.

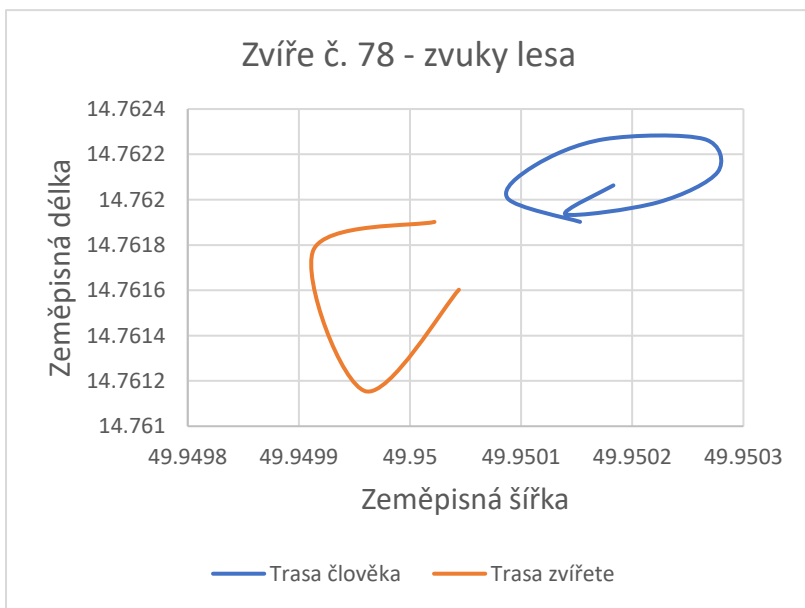
1.9. 2021



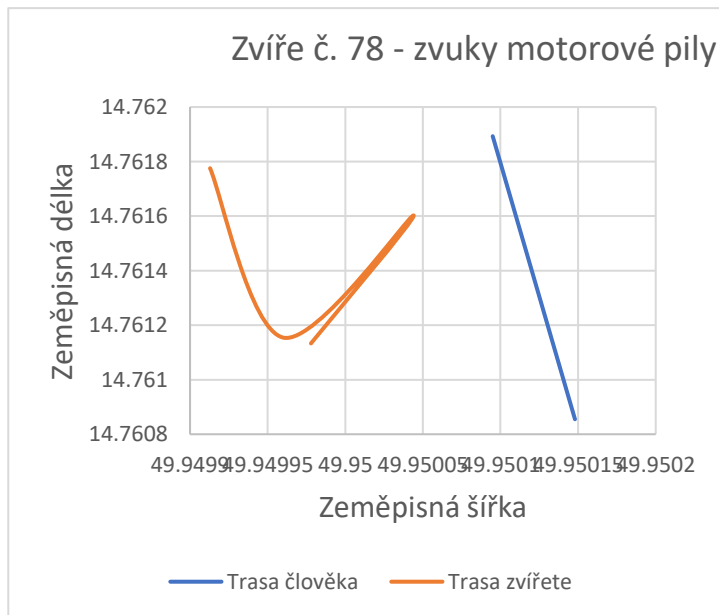
Graf č. 91 a 92: Rušení zvířete č. 76.

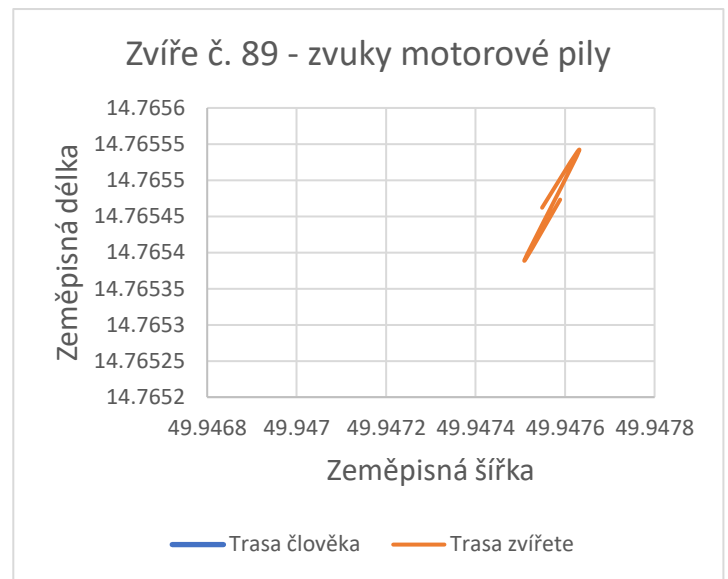
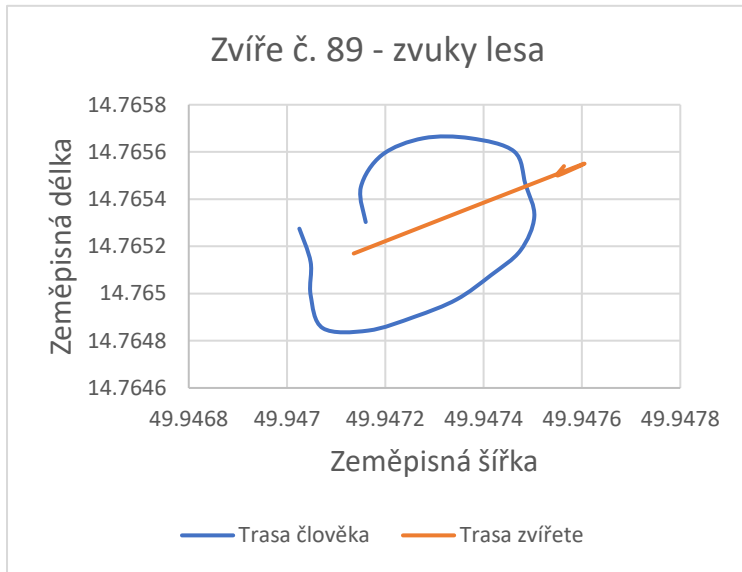


Graf č. 93 a 94: Rušení zvířete č. 77.

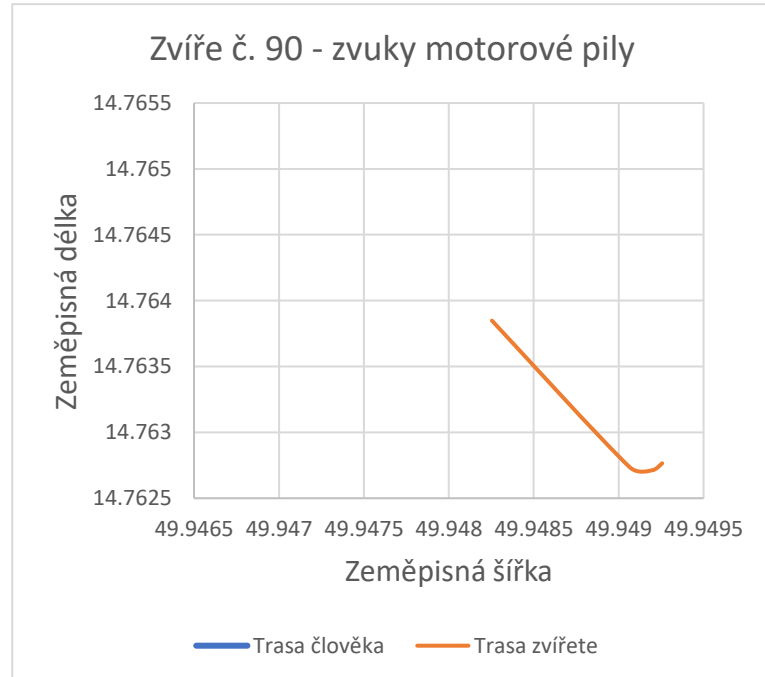
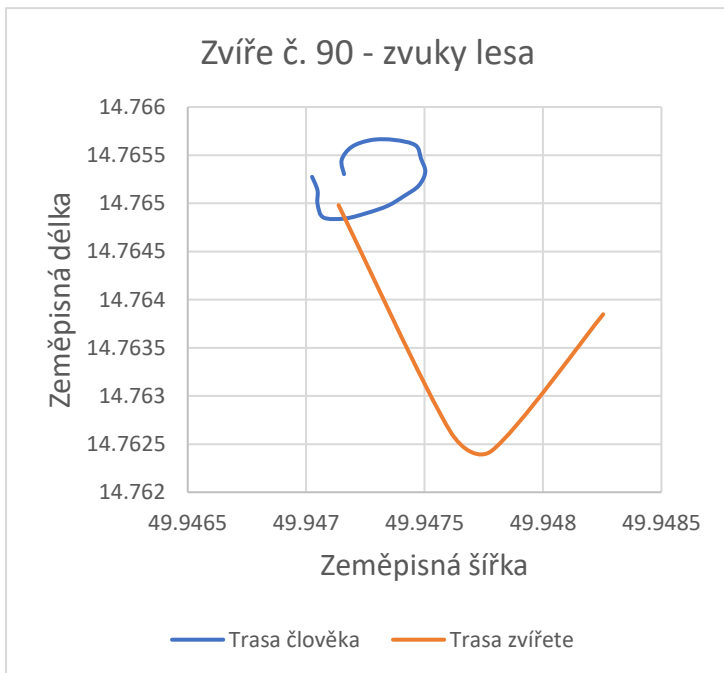


Graf č. 95 a 96: Rušení zvířete č. 78.





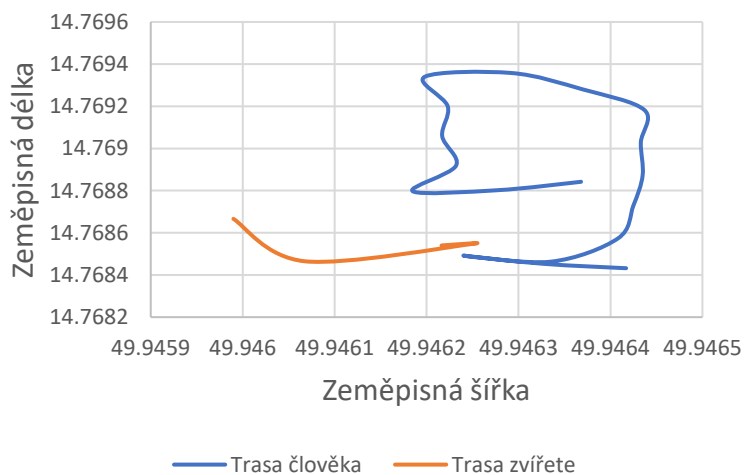
Graf č. 97 a 98: Rušení zvířete č. 89.



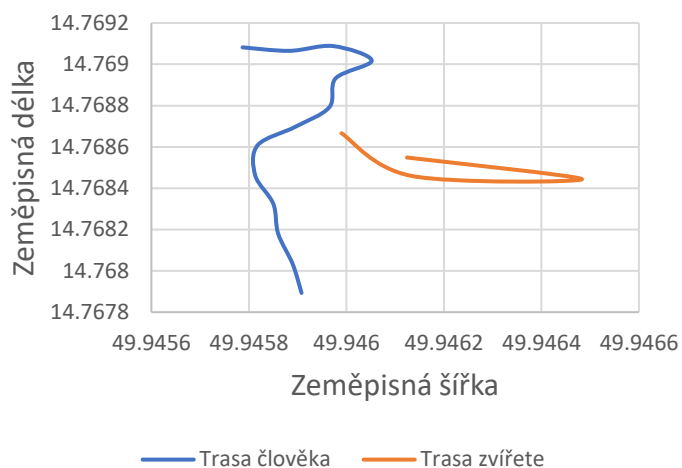
Graf č. 99 a 100: Rušení zvířete č. 90.

10.9. 2021

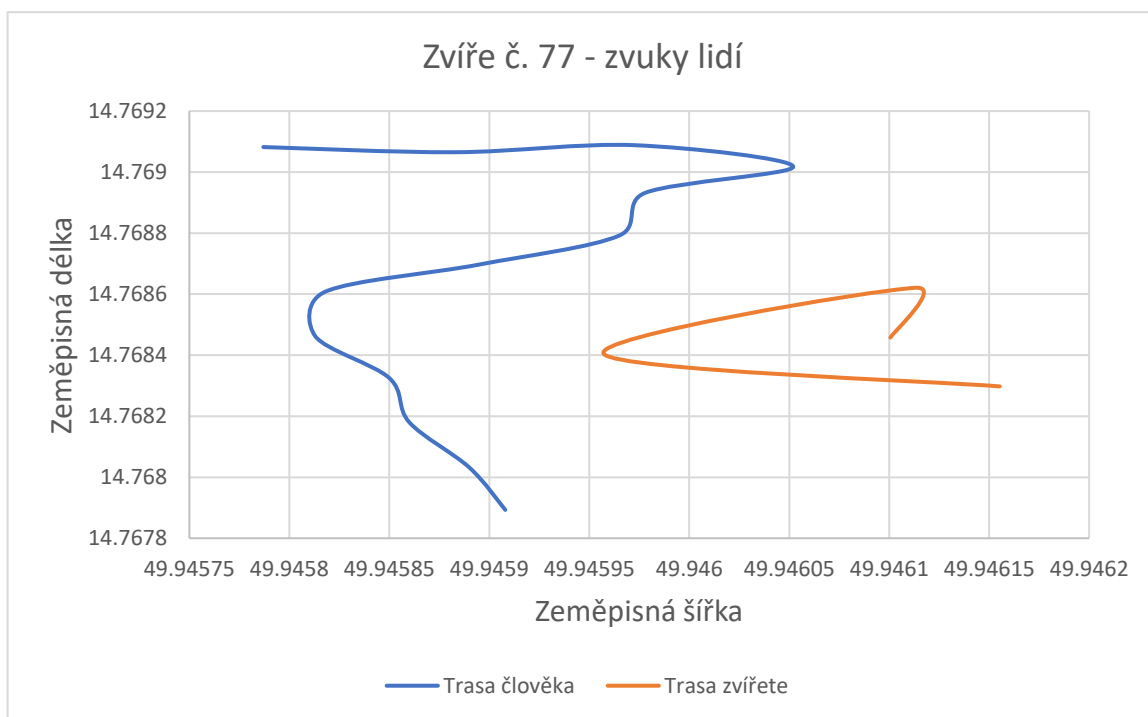
Zvíře č. 76 - zvuky lesa



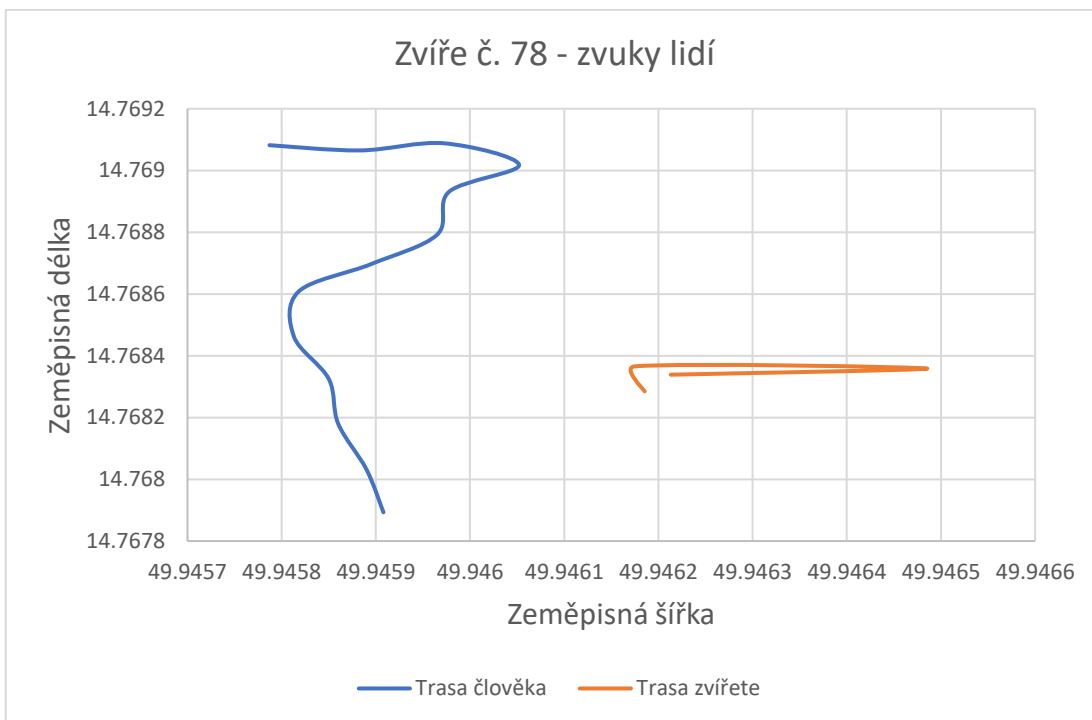
Zvíře č. 76 - zvuky lidí



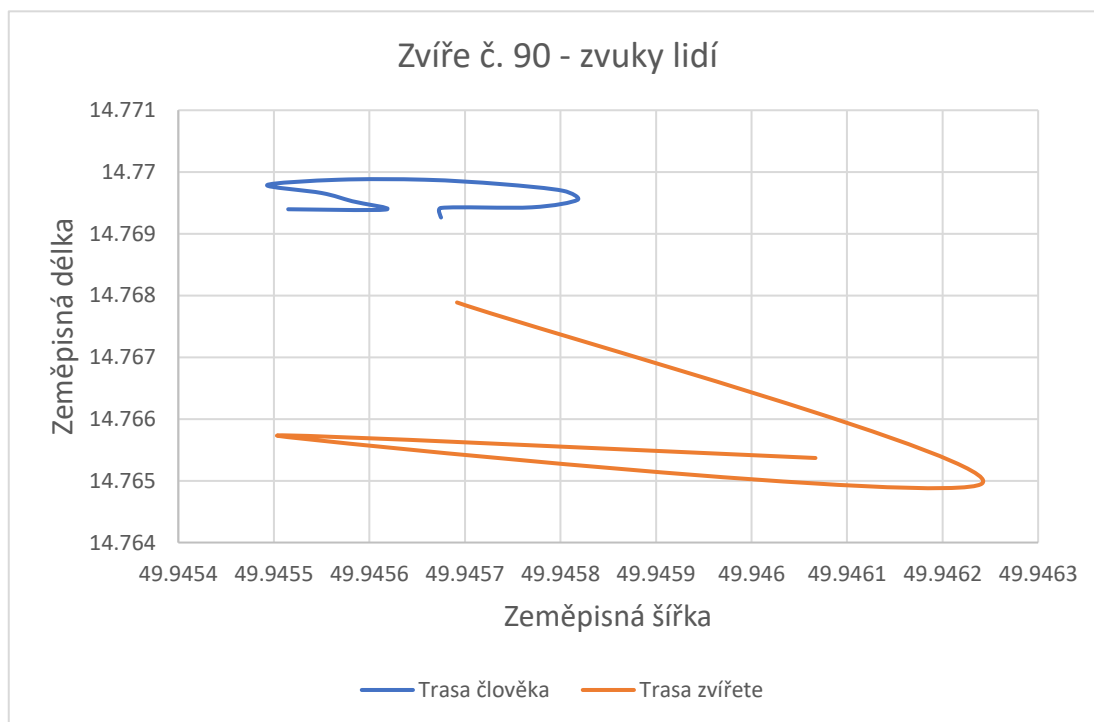
Graf č. 101 a 102: Rušení zvířete č. 76.



Graf č. 103: Rušení zvířete č. 77.

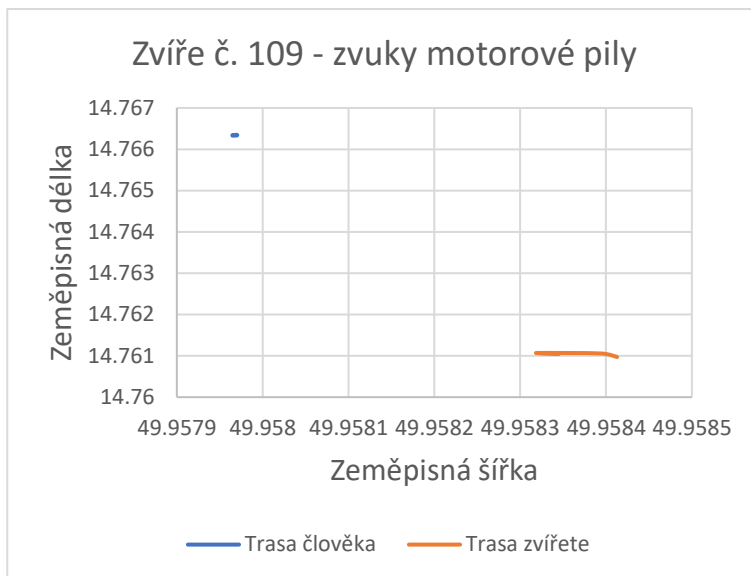
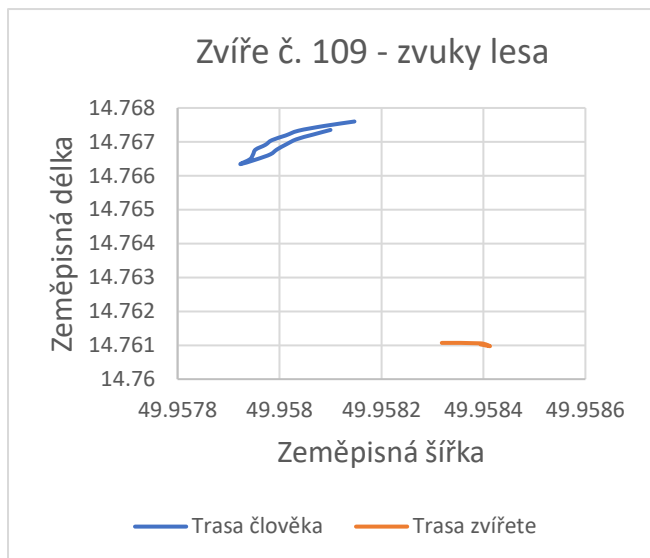


Graf č. 104: Rušení zvířete č. 78.



Graf č. 105: Rušení zvířete č. 90.

17.9. 2021



Graf č. 106 a 107: Rušení zvířete č. 109.

Seznam použitých zkratk

VHF- Very High Frequency

GSM- Global System for Mobile Communications

GPS- Global Position System