

MOŽNOSTI PODPORY POPULACÍ ZAJÍCE POLNÍHO POMOCÍ MANAGEMENTU ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY



Ing. JAN CUKOR, Ph.D.

Ing. RICHARD ŠEVČÍK, Ph.D.

Ing. KATEŘINA BRYNYCHOVÁ, Ph.D.

Ing. FRANTIŠEK HAVRÁNEK, CSc.

doc. Ing. MARTIN ŠÁLEK, Ph.D.

RNDr. JAN HUŠEK, Ph.D.

Možnosti podpory populací zajíce polního pomocí managementu zemědělské krajiny

Certifikovaná metodika

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Ing. Richard Ševčík, Ph.D.

Ing. Kateřina Brynychová, Ph.D.

Ing. František Havránek, CSc.

doc. Ing. Martin Šálek, Ph.D.

RNDr. Jan Hušek, Ph.D.

Lesnický průvodce 9/2024

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.

Strnady 136, 252 02 Jíloviště

www.vulhm.cz

Publikace vydané v řadě Lesnický průvodce jsou dostupné v elektronické verzi na:

http://www.vulhm.cz/lesnicky_pruvodce

Vedoucí redaktor: Ing. Jan Řezáč; e-mail: rezac@vulhm.cz

Výkonná redaktorka: Miroslava Valentová; e-mail: valentova@vulhmop.cz

Grafická úprava a zlom: Klára Šimerová; e-mail: k.simerova@vulhm.cz

ISBN 978-80-7417-282-3

ISSN 0862-7657



*Metodika vznikla v rámci řešení projektu „Podpora zbytkových populací zajíce polního (*Lepus europaeus*) v různých typech zemědělské krajiny: od výzkumu k aplikované ochraně“ podpořeného Technologickou agenturou ČR v rámci programu Prostředí pro život (TAČR SS05010238) a zároveň také za využití podpory na rozvoj výzkumné organizace č. MZE–RO0123.*

Adresy autorů:

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Ing. Richard Ševčík, Ph.D.

Ing. Kateřina Brynychová, Ph.D.

Ing. František Havránek, CSc.

doc. Ing. Martin Šálek, Ph.D.

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Útvar myslivosti
Strnady 136, 252 02 Jíloviště

e-mail: cukor@vulhm.cz; sevcik@vulhm.cz; brynychova@vulhm.cz;
havranek@vulhm.cz; martin.sali@post.cz

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská,
Katedra pěstování lesů, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol
e-mail: cukor@fld.czu.cz

RNDr. Jan Hušek, Ph.D.

Národní muzeum, Zoologické oddělení
Václavské náměstí 1700/68, 110 00 Praha 1 – Nové Město
e-mail: jan.husek@nm.cz

Univerzita Hradec Králové, Přírodovědecká fakulta,
Katedra biologie, Rokitanského 62, 500 03 Hradec Králové

doc. Ing. Martin Šálek, Ph.D.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí
Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol
Akademie věd ČR, Ústav biologie obratlovců,
Květná 8, 603 65 Brno
e-mail: martin.sali@post.cz

SUPPORTING THE EUROPEAN HARE POPULATION THROUGH AGRICULTURAL LANDSCAPE MANAGEMENT

Abstract

European hare (*Lepus europaeus*) is rapidly declining farmland specialist, particularly sensitive to agricultural intensification and large-scale landscape homogenization, loss of habitats with non-agricultural vegetation, increased predation rates of adults and juveniles, and the spread of diseases. This negative trend is also evident in the Czech Republic, where the hare population has significantly decreased since the 1970s. Therefore, the main aim of this methodology is to offer research-based comprehensive and applicable measures how to support European hare population, based on the results of a three-year study conducted in different types of agricultural habitats in the Czech Republic.

The key approach of this methodology is a holistic management of agricultural landscape, which includes crop diversification, the establishment of wildflower strips, and the support of non-agricultural vegetation that provides shelter and suitable food supply within all seasons including autumn and winter period. Additionally, strategies are outlined to minimize the negative impact of agricultural mechanization, particularly on juvenile mortality, as juveniles are most vulnerable during intensive farming operations such as harvesting and ploughing. Moreover, the predator reduction belongs to one of the most important parts of management with special emphasis on the effective management of hare predators, particularly the red fox (*Vulpes vulpes*). The methodology further provides guidance on monitoring of hare abundance and population densities using proven methods, such as thermal imaging devices. This comprehensive approach contributes not only to the improvement of European hare population dynamics but also to increasing biodiversity within agricultural landscapes as a complex ecosystem.

The application of this methodology is crucial for reversing the declining trend in the European hare population in the Central Europe. It offers solutions that should be implemented not only at a local but also at a broader regional level. By combining scientifically backed insights with practical measures, this document serves as an essential tool for ensuring the long-term conservation of the European hare.

Key words: population dynamics; wildflower strips; juvenile mortality; population stabilization; predation, fragmentation; farmland specialists; agricultural intensification; habitat heterogeneity

Oponenti: **Ing. Tomáš Kunca, Ph.D.**
Ministerstvo zemědělství ČR, Těšnov 65/17, 110 00 Praha 1
doc. Ing. Vlastimil Hart, Ph.D.
Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská,
Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbátka

Podíl autorů:

Ing. Jan Cukor, Ph.D.	50 %
Ing. Richard Ševčík, Ph.D.	25 %
Ing. Kateřina Brynychová, Ph.D.	10 %
Ing. František Havránek, CSc.	5 %
doc. Ing. Martin Šálek, Ph.D.	5 %
RNDr. Jan Hušek, Ph.D.	5 %

Obsah:

1	ÚVOD	9
2	POPIS DRUHU	10
2.1	Systematické zařazení a geografické rozšíření	10
2.2	Morfologie a biologie	10
2.3	Potrava	11
3	ČASOPROSTOROVÁ VARIABILITA POČETNOSTI ZAJÍCE V EVROPĚ	12
4	DŮVODY POKLESU POPULACÍ ZAJÍCE POLNÍHO	14
4.1	Role zemědělské krajiny	14
4.1.1	Vliv struktury zemědělské krajiny	14
4.1.2	Zajíci a zemědělská mechanizace	16
4.2	Predátoři jako limitující faktor	17
4.2.1	Liška jako hlavní predátor zajíce polního	17
4.2.2	Přežívání juvenilních jedinců a jejich predátoři	18
4.3	Střety s dopravními prostředky	20
4.4	Zajíci a nemoci	21
5	BIOLOGIE A EKOLOGIE ZAJÍCE POLNÍHO V ČESKÉ KRAJINĚ	22
5.1	Oblasti výzkumu a metodické přístupy	22
5.1.1	Studijní oblast	22
5.1.2	Struktura krajiny a velikost půdních bloků	23
5.1.3	Monitoring početnosti zajíce polního	25
5.1.4	GPS monitoring zajíce polního	25
5.1.5	Statistické analýzy	28
5.2	Vliv krajiny na početnost populace zajíce polního	29
5.2.1	Vliv výměry půdních bloků na populační hustotu zajíce polního	34
5.2.2	Vliv struktury zemědělské krajiny na populační hustotu zajíce polního	35
5.2.3	Odhad početnosti populace na základě procenta nezemědělské vegetace	38
5.3	Ekologie a preference stanovišť v různých typech krajiny	40
5.3.1	Velikost ročních domovských okrsků zajíce	41
5.3.2	Sezónní změny ve výměře domovských okrsků	43
6	MOŽNOSTI PODPORY POPULACÍ ZAJÍCE POLNÍHO V PODMÍNKÁCH ČR	47
6.1	Zemědělské hospodaření jako klíčový faktor	47

6.1.1	Diverzita krajiny a výměra půdních bloků	47
6.1.2	Výsevy biopásů a hospodaření s nimi	48
6.1.3	Podpora nezemědělské vegetace	52
6.2	Management predátorů	55
6.3	Silniční mortalita	57
6.4	Sčítání populace a zodpovědný management	61
7	ZÁVĚR	63
8	SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ	65
9	POPIS UPLATNĚNÍ METODIKY	65
10	EKONOMICKÉ ASPEKTY	66
11	DEDIKACE	66
12	SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE	67
13	LITERATURA	68
	SUMMARY	73

1 ÚVOD

Vývoj populace zajíce polního (*Lepus europaeus*) lze v celé Evropě charakterizovat dlouhotrvajícím poklesem. Vrchol početnosti populace byl zaznamenán v 70. letech minulého století. Následně však došlo k rapidnímu propadu a tento trend dlouhotrvajícího úbytku populace, způsobeného zejména změnami v zemědělském hospodaření, se doposud nepodařilo zvrátit.

Cílem zpracované metodiky je předložit možné postupy podpory zajíce v krajině na základě exaktních, nově získaných vyhodnocených dat, sumarizovaných v rámci komplexního výzkumu ekologie, populační dynamiky a etologie zajíce polního v různých typech zemědělské krajiny na území České republiky. Metodika je založena na třech samostatných pilířích. V první části je popsán ucelený přehled zahraniční literatury, který udává do jisté míry kontext dané problematiky, avšak je limitován specifickými podmínkami jednotlivých studií. Poté následuje část výsledků, které předchází i základy metodiky, popisující, jak bylo výsledků dosaženo. Ve třetí, nejpodstatnější části jsou shrnuty klíčové postupy možností podpory zajíce polního v zemědělské krajině konkrétními opatřeními s detailním popisem pozitivních dopadů na populaci tohoto druhu.

Navrhovaná řešení jsou cílena na podporu nezemědělské vegetace (neprodukčních ploch) a zvýšení heterogenity krajiny, což prokazatelně ovlivňuje snižování domovských okrsků zajíce polního, populační nárůst, ale i snížení rizika predace zejména juvenilních jedinců. Výsledky je nutné vnímat v kontextu biologie zajíce polního, jehož životní strategie je založena na vysoké produkci mláďat, která mají ovšem nízkou míru přežití. Pokud však dojde k razantním pozitivním změnám přírodních podmínek v agroekosystému, dokáže na tyto změny reagovat relativně rychlým populačním nárůstem v řádu několika málo let.

V závěru metodiky je zdůrazněn záměr podpory celého ekosystému, z čehož benefituje nejenom zajíc polní, ale i další druhy volně žijících živočichů včetně chráněných druhů či hmyzích společenstev. Výsledky ukazují na prokazatelný efekt 4 až 8 % extenzivně obhospodařované půdy v rámci daného území, což se projeví zásadním zvýšením početnosti zajíce. Popisovaný management krajiny současně omezí negativní dopady degradace půdy, čímž zajistí udržitelnost zemědělského hospodaření v dlouhodobém časovém horizontu.

2 POPIS DRUHU

2.1 Systematické zařazení a geografické rozšíření

Zajíc polní (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) je jedním z 32 druhů rodu *Lepus* z čeledi zajícovitých (Leporidae) a řádu zajícovců (Lagomorpha). V České republice je jeho nejbližším příbuzným králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*). Zajíc polní se vyskytuje téměř v celé Evropě, s výjimkou severních částí Skandinávie, Ruska a rozsáhlých oblastí Pyrenejského poloostrova. Vyskytuje se i v Asii, kde ovšem není původním druhem. Vysazen byl také v Irsku, stejně jako na většině ostrovů v Severním a Baltském moři, kde v současnosti dosahují jeho populace velmi vysokých stavů (Bock, 2020). Ve vysokohorských oblastech Alp a na severu Skandinávie ho nahrazuje zajíc běláček (*Lepus timidus*), zatímco na Pyrenejském poloostrově je to zajíc africký (*Lepus capensis*).

2.2 Morfologie a biologie

Zajíc polní je největší evropský druh zajíce s délkou těla 55–60 cm. Hmotnost se u adultních jedinců pohybuje od 3,5 do 5 kg a u samců i samic se v průběhu roku mění v závislosti na potravní nabídce a reprodukčním cyklu. Ocas (7–14 cm) má tvar písmene V. Svrchu je tmavý, dole bílý. Zajíc je živočich stavěný na běh. Jeho zadní nohy jsou zřetelně silnější a delší než přední a jejich délka se pohybuje od 13 do 15 cm. Dokáže běžet rychlostí 60–70 km/h. Uši s černými špičkami jsou dlouhé 11–14 cm. V závislosti na zeměpisné poloze a sezónních změnách se zbarvení zajíce pohybuje od plavě hnědé po šedohnědou s béžově bílým břichem. Obličej má hnědý s béžovými očními kroužky. Oči jsou velké s černými zornicemi a světle hnědou duhovkou. K línání dochází dvakrát ročně. První línání začíná přibližně v únoru a druhé v červenci. Zimní srst může být mírně světlejší až žlutošedá, což platí zejména v severních oblastech jeho rozšíření. Vnější pohlavní dimorfismus není zřejmý, určení pohlaví je tedy možné pouze podle genitálií (Zörner, 1981).

Zajíc se může dožít věku až 12 let, avšak v podmínkách České republiky přežívá třetí rok života pouze přibližně 6 % jeho populace (Červený et al., 2016). Samci dosahují pohlavní dospělosti ve věku 6–8 měsíců. Zaječky mohou být schopny reprodukce již v prvním roce svého života. Rozmnožování (tzv. honcování) probíhá od ledna do září. Samice je březí 42 až 44 dní a vrhá 2–4 plně osrstěná a vidoucí mláďata přímo na neupravenou zem, kde je kojí po dobu tří týdnů. Samice může být opětovně oplozena i v době březosti (tzv. superfetace) a během jednoho roku je schopna mít běžně 3–4 vrhy (Frylestam, 1980).

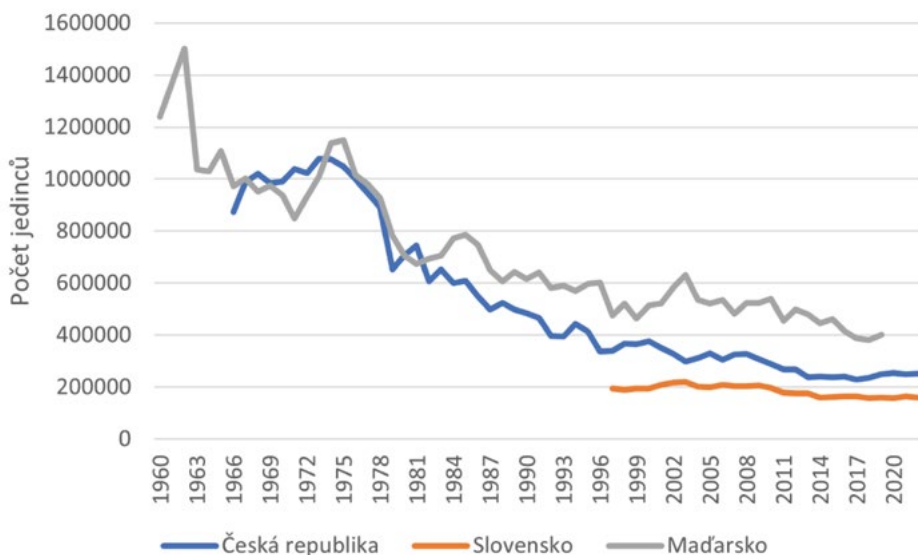
2.3 Potrava

Zajíc polní je selektivní býložravec (Schai-Braun et al., 2015; Lush et al., 2017). Složení a preference jeho potravy se během roku mění. V létě dává přednost hlavně zeleným částem rostlin, zatímco hlízy a kořínky konzumuje méně. V zimě se živí především suchými částmi bylin a často i kůrou dřevin. Obecně lze říci, že si zajíc vybírá rostliny s vyšší energetickou hodnotou a obsahem tuku, mezi které patří například sója luštinatá (*Glycine max*), pokud je k dispozici. Upřednostňuje také různé polní plevy, jako je tolice vojtěška (*Medicago sativa*), jetel luční (*Trifolium pratense*), truskavec ptačí (*Polygonum aviculare*), ptačinec prostřední (*Stellaria media*) a traviny rodu lipnice (*Poa* spp.) nebo bojínek (*Phleum* spp.) (Schai-Braun et al., 2015; Lush et al., 2017).

3 ČASOPROSTOROVÁ VARIABILITA POČETNOSTI ZAJÍCE V EVROPĚ

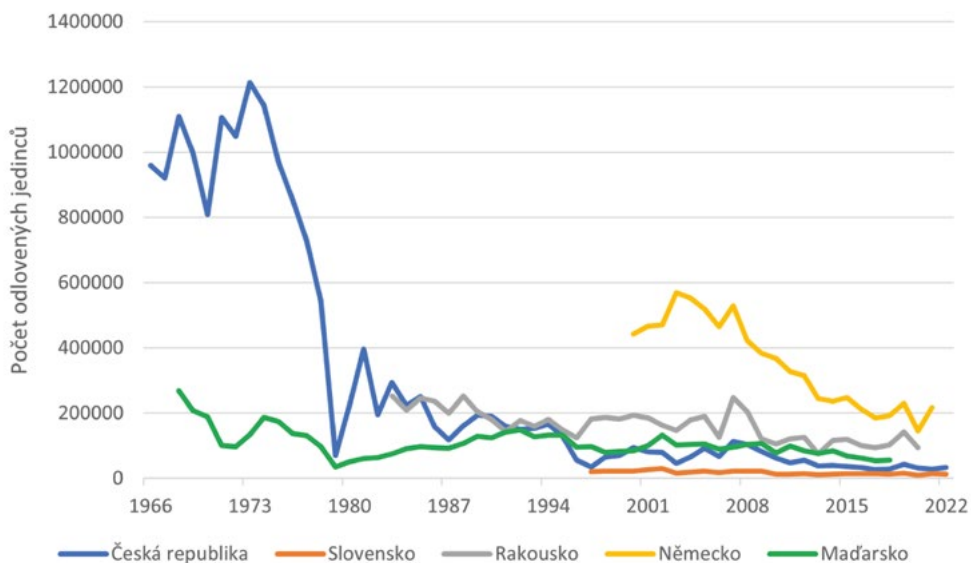
Odhady početnosti populace zajíce polního závisí na metodách získávání dat a ročním období, takže výsledky získané v různých oblastech odlišnou metodikou je nutno posuzovat s jistou opatrností.

V optimálních podmínkách může populační hustota zajíců dosáhnout i více než 100 jedinců/100 ha (Klansek, 1996), ačkoliv životaschopné mohou být překvapivě i populační hustoty kolem 1 jedince/100 ha. V Rakousku (resp. ve vhodných podmínkách) mohou lokální hustoty výrazně přesáhnout i 100 jedinců/100 ha, zatímco ve Švýcarsku dosahují pouze 6–19 jedinců/100 ha (Pfister et al., 2002). V Německu se populační hustota dříve pohybovala mezi 5 a 26 jedinci/100 ha, přičemž v roce 2013 činila v průměru 11 jedinců/100 ha (Deutscher Jagdverband, 2024). Největší populační hustoty byly při jarním sčítání zajíců zaznamenány v letech 1960 v Maďarsku (**Obr. 1**). Na ostrovech s téměř nulovým predacním tlakem, jako například na dánském ostrově Illumø, dosahovala hustota bez lovu až 339 jedinců/100 ha (Abildgård et al., 1972).



Obr. 1: Početnost zajíce polního při jarním sčítání v letech 1960–2023.

Nicméně v Evropě je od 70. let 20. století dokumentován kontinuální pokles početnosti zajíce polního (Tapper a Barnes, 1986; Slamečka et al., 1997; Eskens et al., 1999; Smith et al., 2005). Tento trend postihl po roce 1973 také Českou republiku, Slovensko, Rakousko, Německo a Maďarsko (**Obr. 2**). V České republice se počty ulovených zajíců během relativně krátké doby propadly z více než 1 200 000 jedinců v roce 1973 na pouhých 35 000 jedinců v roce 1997. Ačkoli je problém klesající početnosti zajíce polního zejména v západní Evropě široce zkoumán, příčiny a mechanismy tohoto poklesu zůstávají nedostatečně objasněny (Tapper a Barnes, 1986; Reynolds a Tapper, 1995; Eskens et al., 1999; Smith et al., 2005).



Obr. 2: Odlov zajíce polního v zemích střední Evropy v letech 1960–2023.

4 DŮVODY POKLESU POPULACÍ ZAJÍCE POLNÍHO

Celoevropský pokles populací zajíce polního je způsoben řadou faktorů, které jsou v součtu zodpovědné za stávající stav vývoje populační dynamiky nejenom zajíce, ale i řady dalších druhů živočichů, žijících v otevřené zemědělské krajině. Na základě dříve publikovaných výsledků zahraničních studií však obecně panuje shoda na zásadní roli zemědělského hospodaření (Smith et al., 2005). Různé přístupy k obhospodařování krajiny mohou v případě zajíce negativně ovlivňovat nejenom dospělé, ale především juvenilní jedince (mláďata), kteří jsou závislí na struktuře krajiny a nabídce krytových možností. Samostatnou kapitolou je pak vliv zemědělské mechanizace.

Z dalších, velmi podstatných faktorů, nelze opomenout roli predátorů, kteří mohou zaječí populaci zcela limitovat a zabránit nárůstu početnosti nad danou hranici. Méně významné faktory, ovlivňující populační dynamiku zajíce polního, lze spatřovat v šíření nemocí či v silniční mortalitě, jejíž dopady mohou kolísat opět s ohledem na strukturu okolní zemědělské krajiny, lokální početnost zajíce polního, a především hustotu cestní sítě. Role jednotlivých aspektů je možné popsat na základě dříve publikovaných zahraničních studií, avšak v tomto případě je nutné výsledky uvažovat v kontextu zemědělské krajiny České republiky, která je ve srovnání se západními zeměmi značně specifická.

4.1 Role zemědělské krajiny

Vliv zemědělské krajiny a její struktury ovlivňuje zajíce polního odlišně v různých fázích jeho života. Jinak dopadá na dospělé jedince a jinak na mláďata. Jednoznačně více prozkoumané jsou dopady struktury krajiny na dospělé zajíce, čemuž byla v zahraničí, zejména na západ od České republiky, věnována v posledních letech značná pozornost.

4.1.1 Vliv struktury zemědělské krajiny

Zemědělská krajina a její struktura ovlivňuje v případě dospělých jedinců zajíce polního především výměru domovských okrsků, tedy území, na kterém se zajíc pohybuje během celého roku. Zajíc nejsou teritoriální, a proto se v případě vhodného území okrsky násobně překrývají. Na malém prostoru se tak mohou vyskytovat i desítky jedinců. Biodiverzita zemědělské krajiny je obecně odvislá od množství nezemědělské vegetace (neprodukčních ploch), jejímž nositelem byly v dřívějších dobách především polní okraje. Právě tato místa zajíc přes den vyhledávají k odpočinku z důvodu bohatého krytu a v noci je pak využívají jako zdroj rozmanitě

a přirozené potravy (Schai-Braun et al., 2015, 2013). Již dříve bylo potvrzeno, že zejména zajíčky vyhledávají potravu bohatou na tuky a lipidy, jako jsou běžně pěstované zemědělské plodiny. Pokud ale mají na výběr, preferují přirozenou potravu, což představují především planě rostoucí traviny a byliny (Smith et al., 2005). Dostatečná nabídka vhodné potravy současně redukuje čas, který zajáci potřebují pro pastvení. Tím může vhodná struktura zemědělské krajiny nepřímou snižovat riziko predace. Obdobný vliv mají i cílená opatření v krajině, jako jsou biopásy či jiné agro-environmentální prvky.

Snížení zastoupení nezemědělské vegetace ovlivňuje nejenom samotnou početnost, ale i ekologii zajíce polního, což se projevuje především výměrou domovského okrsku. Zde byla již dříve prokázána vazba mezi snižováním výměry domovských okrsků v souvislosti s nižší výměrou půdních bloků (pole s jednou plodinou) ve studované oblasti. Výsledky dříve publikovaných studií shrnuje **Tab. 1**. Nižší výměra půdních bloků je zpravidla spojena s rozdílnou intenzitou zemědělského hospodaření na jednotlivých polních celcích a s vyšší druhovou pestrostí pěstovaných plodin. Menší půdní bloky zaručují rozdílné termíny sklizně a odlišné načasování dalších agrotechnických operací. Zajíc tak v krajině vždy najde potřebný úkryt, jelikož nedochází k velkoplošným změnám, jak se tomu děje například u půdních bloků o výměře několika desítek hektarů.

Nižší výměra domovských okrsků představuje ukazatel vhodnosti prostředí z pohledu krytových možností a vhodné potravy, které zajíc nachází na malém území. To ovlivňuje znalost domovského okrsku (vytvoření kognitivní mapy) a tedy i únikové strategie před predátory směrem do míst s krytem. Pohyb v menších domovských okrscích také minimalizuje energetické výdaje, což zajícům usnadňuje přežít především v mimovegetační sezóně, a to nejenom z hlediska úniků před predátory. Zajíc ve vhodném prostředí také mnohem lépe odolává nepříznivým klimatickým podmínkám, což se týká především mláďat a subadultních jedinců (Petrovan et al., 2013; Smith et al., 2004).

Tab. 1: Vztah mezi výměrou domovských okrsků zajíce a průměrnou velikostí půdních bloků (ha).

Autoři	Rok	Počet monitorovaných jedinců	Velikost dom. okrsku	Průměrná velikost polí	Počet zajců/ 100 ha	Metoda hodnocení
Schai-Braun, Hackländer	2014	9	12	3,1	35	100 % MCP
Rühe, Hohmann	2004	38	21	6,5	-	95 % MCP
Kunst et al.	2001	6	27,3	-	1	90 % MCP
Smith et al.	2004	43	29	6,6	16	100 % MCP
Reitz, Léonard	1994	21	113	10,0	15	100 % MCP
Stott	2003	6	133	50,0	-	100 % MCP
Marboutin, Aebischer	1996	20	138	20,0	153	95 % MCP

4.1.2 Zajíci a zemědělská mechanizace

Samotné zemědělské operace, a to především sklizeň píce a dalších zemědělských plodin, ovlivňují zejména nedospělé jedince. Životní strategie je v prvních dnech až týdnech života založena na naprosté minimalizaci pohybu. Mladí zajíci tedy, podobně jako srnčata, před zemědělskými stroji neunikají. Pokud je krajina velmi homogenní, jak je tomu na značné části České republiky, rodí se na velkých lánách. Na těchto velkých plochách v řádech desítek hektarů následně narůstá riziko přímého střetu se zemědělskou technikou. Jako příklad lze zmínit podílku, orbu či sklizeň zemědělských plodin. Naproti tomu v místech s vysokou diverzitou krajiny je zemědělská činnost prováděna na malých plochách a nedochází tak k velkoplošné úpravě. Na těchto menších polích samozřejmě také dochází k mortalitě juvenilních jedinců, avšak není tím ohrožena celá lokální populace a reprodukční úspěšnost. Mortalitu juvenilních jedinců způsobenou zemědělskou technikou hodnotily nedávno publikované výzkumy, provedené pomocí radiotelemetrického sledování mláďat v letech 2004 až 2010 ve středním Německu. Zemědělská technika se v tomto případě na mortalitě zajíčků podílela z 11,7 % (Voigt a Siebert, 2020).

Vliv zemědělských činností byl studován i v případě dospělých zajíců. Ve východním Dánsku ověřovali využívání stanovišť na polních celcích před a po aplikaci pesticidů. Jedinci byli monitorováni na standardně obhospodařovaných polích, která byla vystavena běžným aplikacím hnojiv, herbicidů a pesticidů. Zajíci během aplikace i po ní na ošetřovaných polích zůstávali a nijak se těmto plochám nevyhýbali. Jejich chování se tedy významně nezměnilo (Mayer et al., 2020). Zajíci na čerstvě ošetřených plochách nejenom zůstávali, ale zároveň zde přijímali potravu prakticky ihned po aplikaci hnojiv a látek na ochranu rostlin, čímž se tyto látky mohly dostávat přímo do jejich organismů.

Další studie byla zaměřena na ověření krátkodobých změn domovských okrsků dospělců v průběhu sklizně zemědělských plodin (Mayer et al., 2019). Telemetrické sledování bylo realizováno v severovýchodním a jihovýchodním Německu v průběhu sklizně řepky, kukuřice a pšenice. Výsledky prokázaly posun domovských okrsků směrem na pole, která byla zajíci využívána ihned po sklizni. Zároveň se krátkodobě zvětšil jejich denní domovský okrsek, a to především v severním Německu s vyšší průměrnou výměrou půdních celků. Dospělí zajíci sklizené plochy využívají hned z několika důvodů. V období pozdního léta se špatně pohybují na polích s vysokou vegetací a snaží se vyhledávat místa s nižším pokryvem pro případ nutnosti úprku před nebezpečím. Uniformní, velmi hustá a vysoká vegetace zemědělských plodin proto může v krajině fungovat jako bariéra, která je pro menší živočichy včetně zajíce neprostupná. To platí především pro subadultní jedince stáří několika měsíců. Dalším aspektem, jehož vliv může být patrný v několika dnech po sklizni, je dostupná a energeticky bohatá potravina ve formě posklizňových zbytků či případně čerstvě vyklíčených polních plevelů, které zajíc preferuje před další, běžně dostupnou potravou. Na druhé straně zajíci na sklizených plochách nenacházejí přehledná místa pro odpočinek (zálehy). V případě výběru odpočinkových míst preferují vegetaci vyšší než 30 cm (Neumann et al., 2011). Sklizeň zemědělských plodin zároveň může zvěř rušit, a tím vytvářet tlak na její vyšší pohybovou aktivitu a snížení kondice. Tento energetický výdaj se však zdá být v případě jednorázových zemědělských činností zanedbatelný.

4.2 Predátoři jako limitující faktor

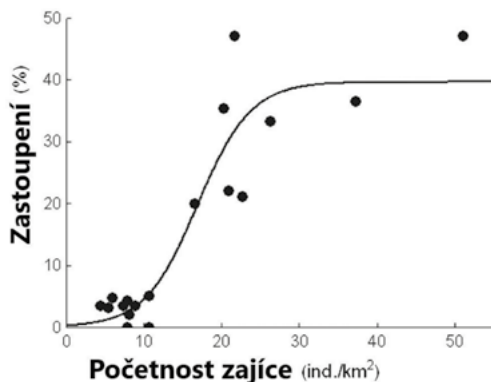
Ovlivnění populační dynamiky zajíce polního predátory lze rozdělit podle stáří predovaných jedinců na hlavní predátory juvenilních, subadultních a dospělých zajíců, což je ovšem v praxi velmi obtížně prokazatelné. Druhové spektrum predátorů, kteří mohou úspěšně lovit dospělé jedince zajíce polního, je v našich podmínkách poměrně chudé.

4.2.1 Liška jako hlavní predátor zajíce polního

Jako hlavního predátora lze na základě dříve provedených výzkumů označit jednoznačně lišku obecnou (*Vulpes vulpes*), která je schopna lovit nejenom mláďata, ale také dospělé jedince, a to zejména ty, kteří jsou v horší fyzické kondici (Edwards et al., 2000; Hušek et al., 2015; Misi-orowska a Wasilewski, 2008; Reynolds et al., 2010; Smith et al., 2004). Pro hodnocení dopadů vlivu lišky obecné na populaci zajíce polního lze použít dva přístupy. V prvním případě je uvažováno procento roční produkce zaječí populace, které je liškou uloveno a zkonsumováno. Tuto hodnotu je ovšem relativně obtížně stanovit, jelikož závisí především na znalostech o populační hustotě zajíce polního a lišky v hodnocené lokalitě (Panek, 2009). Nicméně na základě dříve provedených výzkumů hodnota kolísá nejčastěji v rozmezí od 10 do 40 % roční produkce (Erlinge et al., 1984; Goszczyński a Wasilewski, 1992). V případě specifických podmínek může predace liškou vzrůst na 76 až 100 % roční produkce a tyto hodnoty překročit, což ukazuje na zásadní až limitující roli lišky v ovlivňování populační dynamiky zajíce napříč širokou škálou prostředí (Reynolds a Tapper, 1995). Studie z Polska pak udává, že podíl predace populace zajíce liškou a kočkou domácí (*Felis silvestris f. catus*) činí přibližně 90 % z celkového počtu predovaných zajíců, ovšem do tohoto procenta jsou zahrnuti i nedospělí jedinci (Goszczyński a Wasilewski, 1992).

Vliv lišky obecné na populace zajíce polního je pak mnohem častěji udáván jako procentuální podíl hmotnosti biomasy zajíce v její potravě. Dospělá liška denně konzumuje přibližně 970 gramů potravy (Goszczyński a Wasilewski, 1992). Podíl biomasy zajíce polního v potravě je velmi variabilní a opět závisí na mnoha faktorech včetně sezóny, struktury krajiny ale především na populační hustotě zajíce a lišky v daném území atp. (Panek a Bresiński, 2002; Hartová-Nentvichová et al., 2010). Analýza žaludků je již relativně dlouho používanou metodou zjišťování složení potravy, a proto je možné srovnat obsah žaludku lišky i z období s vysokou populační hustotou zajíce polního. Tuto studii provedl v Polsku Panek (2013), který porovnal období 1965–1973 s tehdejší velmi vysokou populační hustotou zajíce, která dosahovala 48 jedinců/100 ha s obdobím 1999–2006, kdy průměrná početnost klesla na 7 zajíců/100 ha. Tomu odpovídalo i prokazatelné snížení zastoupení zajíce v potravě lišky, které pokleslo z původních 42 % na pouhých 4 %. Vztah mezi populační hustotou zajíce a jeho zastoupením v potravě lišky je patrný i z níže přiloženého grafu pocházejícího ze studie stejného autora. Pokud početnost poklesne na cca 10 jedinců/100 ha, klesá jeho zastoupení v potravě pod 5 %. V případě vyšších početností od 20 jedinců/100 ha zastoupení v potravě dosahuje 30 % a stoupá až ke zmiňovaným 40 % (Obr. 3).

Další studie z Polska z let 1985–1989 se zabývala sezónními změnami v potravě lišky. Zastoupení biomasy zajíce v letním období dosahovalo až 43 %, zatímco ve zbytku roku kolísalo v rozmezí 12 až 28 %. Obecně pak výsledky za posledních 20 let udávají spíše nižší procento podílu zajíce v potravě lišky s ohledem na klesající trend populace zajíce. To se pohybuje v rozmezí od 1 do 13 % v závislosti na typu stanoviště, a především na početnosti zajíce v hodnocené lokalitě (Goldyn et al., 2003; Hartová-Nentvichová et al., 2010; Lanszki, 2005; Panek a Bresiński, 2002; Sidorovich et al., 2006), což ostatně demonstuje uvedený graf (**Obr. 3**). Obecně platí, že vztah mezi populací predátora a kořisti se odvíjí od populačních hustot daných druhů a od dalších faktorů a je velmi variabilní. Ovšem dle výše uvedených výzkumů je zřejmé, že role lišky jako predátora zajíce polního je majoritní a může být bezesporu limitující.



Obr. 3: Vztah mezi početností zajíce a jeho zastoupením v potravě lišky obecné (Panek, 2013).

4.2.2 Přežívání juvenilních jedinců a jejich predátoři

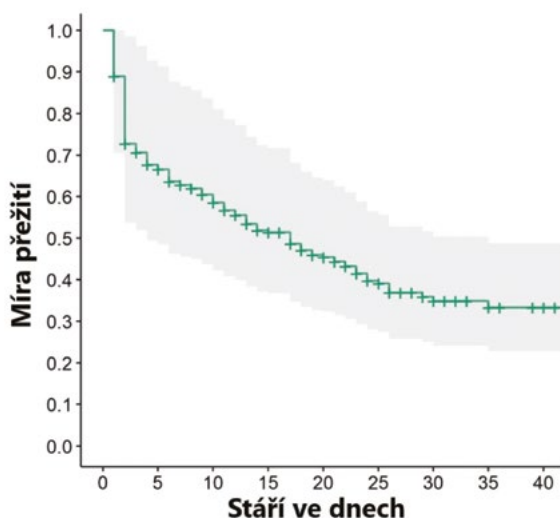
Druhové složení predátorů juvenilních jedinců zajíce polního je ve srovnání s dospělci či sub-adultními jedinci stáří několika měsíců již podstatně pestřejší. Juvenilní jedinci zajíce polního váží přímo po narození přibližně od 95 do 125 gramů (Hackländer et al., 2002) díky čemuž představují velmi atraktivní kořist pro širokou škálu predátorů. Zahraniční autoři zpravidla dělí predátory juvenilních jedinců na savce a ptáky. Z říše savců jsou podle nich významní: liška obecná, kočka domácí, pes domácí (*Canis lupus familiaris*), tchoř tmavý (*Mustela putorius*), kuna skalní (*Martes foina*), kuna lesní (*Martes martes*), jezevec lesní (*Meles meles*) a prase divoké (*Sus scrofa*) (Karp a Gehr, 2020). Jako další možní predátoři juvenilních jedinců zajíce jsou dále uváděni lasice hranostaj (*Mustela erminea*) a lasice kolčava (*Mustela nivalis*) (Reynolds et al., 2010). Z říše ptáků jsou za hlavní predátory považováni: volavka popelavá (*Ardea cinerea*), čáp bílý (*Ciconia ciconia*), luňák červený (*Milvus milvus*), luňák hnědý (*Milvus migrans*), káně lesní (*Buteo buteo*), poštolka obecná (*Falco tinnunculus*), puštík obecný (*Strix aluco*), výr velký (*Bubo bubo*), kalous ušatý (*Asio otus*), sova pálená (*Tyto alba*) a krkavcovití, konkrétně vrána černá

(*Corvus corone*), krkavec velký (*Corvus corax*), havran polní (*Corvus frugilegus*) a straka obecná (*Pica pica*) (Karp a Gehr, 2020).

Přesné stanovení míry přežití a zejména pak druhového složení predátorů je opět značně komplikované. Doposud byly zveřejněny pouze dvě studie, které pomocí VHF telemetrie (radiotelemetrie) monitorovaly přežívání juvenilních jedinců ve Švýcarsku a v Německu (Karp a Gehr, 2020; Voigt a Siebert, 2020).

Ve Švýcarsku bylo radiotelemetrií monitorováno celkem 63 juvenilních jedinců v krajině o nadmořské výšce 430 m n. m. s relativně nižší populační hustotou dospělých jedinců zajíce (3–11 jedinců/100 ha), což rámcově odpovídá podmínkám České republiky. Ze sledovaných zajíců přežilo prvních 14 dní života pouze 32 % a 28 dní se dožilo dokonce pouze 18 % jedinců. Míra přežívání pak byla ovlivněna stanovištními parametry, a to především vzdáleností jedince od polního okraje, kdy se vzrůstající vzdáleností byla míra přežití nižší (Karp a Gehr, 2020).

Druhá studie ověřovala míru přežívání mláďat zajíce polního pomocí radiotelemetrie na vzorku 229 jedinců. Výzkum byl proveden v jižní části Německa v rovinaté oblasti o přibližné nadmořské výšce do 100 m n. m. Charakteru nížiny a vhodnému prostředí v této oblasti odpovídala i populační hustota dospělých jedinců zajíce, která se pohybovala v počtech od 20 do 52 jedinců/100 ha na jaře po 30 až 68 jedinců/100 ha v podzimním období. Míra přežití zajíců po dobu celého prvního měsíce života v této lokalitě činila 34 %. Vztah mezi mírou přežití a stářím juvenilních jedinců je uvedený na následujícím grafu (**Obr. 4**). Z této křivky je zřejmá vysoká mortalita zajíců již v prvních třech dnech po narození. Tří dnů se dle tohoto výzkumu z Německa dožilo pouze přibližně 70 % čerstvě narozených jedinců, deseti dnů pak asi polovina (Voigt a Siebert, 2020). Tyto výsledky jsou v porovnání se závěry výše uvedené studie ze Švýcarska příznivější a ukazují na možnou vyšší šanci přežití juvenilních jedinců v místech s vyšší populační hustotou dospělých. To může být opět způsobeno řadou faktorů, mezi kterými hraje roli i diverzita zemědělské krajiny, a tedy i větší potravní nabídka alternativní kořisti pro predátory.



Obr. 4: Míra přežití juvenilních jedinců ve vztahu k jejich stáří.

Přesné druhové složení predátorů a jejich podíl na mortalitě juvenilních jedinců je možné exaktně vyhodnotit ještě obtížněji než samotnou mortalitu. V podmínkách České republiky byla struktura predátorů ověřena pomocí rozmístění atrap zajíců, vytvořených z kůže zajíce polního o přibližné velikosti 5 × 15 cm, která odpovídá čerstvě narozeným jedincům. Atrapy byly vyloženy v zemědělské krajině Středních Čech (region Slánska) o průměrné nadmořské výšce 220 až 260 m s nízkým zastoupením nezemědělské vegetace (<5 %). Rozmístěné atrapy byly následně monitorovány fotopastmi.

Modelová predace zaječích atrap byla v rámci experimentu hodnocena po dobu 14 dní. Míra „přežití“ atrap za toto hodnocené období činila pouze 22 %. To znamená, že u zbylých 78 % byl fotopastí zaznamenán útok predátora. Za útoky byli v 53,1 % zodpovědní savčí predátoři, 40,8 % útoků bylo způsobeno ptáky a v 6,1 % případech byly atrapy zničeny zemědělskou mechanizací. Hlavním potenciálním predátorem byla zjištěna liška obecná, která zaútočila na celkem 32,7 % atrap. Výsledky tedy potvrdily zjištění dříve publikovaných studií, které považují lišku za hlavního predátora jak dospělých zajíců, tak jejich mláďat. Liška byla zároveň nejčastěji zaznamenávaným živočichem s největší intenzitou záchytů na fotopastech. Jako další nejčastější potenciální predátor bylo zaznamenáno káně lesní, a to v 18,4 % případů. Mezi dalšími potenciálními predátory se objevil pes domácí, krkavec velký, vrána černá, kočka domácí, sojka obecná (*Garrulus glandarius*), jezevec lesní a kuny. Jejich zastoupení však již v žádném případě nepřesáhlo 10 % (Cukor et al., 2024). Z výsledků je tedy zcela jasně zřejmá dominance lišky obecné a pak vysoká variabilita druhů predátorů (i vzhledem k dalším udávaným predátorům v jiných výzkumech), která se může výrazně lišit podle hodnocených lokalit.

4.3 Střety s dopravními prostředky

Jeden z dalších možných ohrožení populace zajíce polního představuje stále neutuchající rozvoj silniční sítě a dopravního provozu (Lundström-Gilliéron a Schlaepfer, 2003). Rozvoj silniční dopravy ohrožuje živočichy jak přímými dopady, tak i nepřímo. Z přímých dopadů zajícům hrozí srážka s dopravním prostředkem, která mnohdy končí vzhledem k tělesné konstituci zajíce polního fatálně. Z nepřímých dopadů je to pak hluchost, prašnost či případně světelný smog spojený s provozováním vozidel. Dopravní síť má zároveň negativní vliv na zhoršení průchodnosti krajiny, s čímž je úzce spjata migrace živočichů či genetická variabilita populací. Tyto faktory se následně odrážejí na stavu celých populací (Roedenbeck a Voser, 2008).

Konkrétní přímé dopady dopravy na populace zajíce polního (mortalita) však nebyly doposud uspokojivě zhodnoceny. Je známo, že zajíc patří spolu se srncem obecným (*Capreolus capreolus*) k druhům zvěře s nejvyšší mortalitou způsobenou dopravními prostředky v regionu střední Evropy (Hell et al., 2005; Roedenbeck a Voser, 2008; Kušta et al., 2015), ovšem v případě zajíce je evidence srážek značně neúplná z důvodu méně závažných škod, které srážka působí vozidlu i jeho posádce. Tyto kolize proto nebývají hlášeny a evidovány. Z obecného hlediska platí, že počet kolizí stoupá s nárůstem počtu motorových vozidel (Kušta et al., 2015). Ostatně lidé již nepovažují srážku se zvěří za výjimečný incident. Zkušenost s kolizí se zvěří za

pětiletý časový úsek uvedlo v rámci dotazníku dokonce 50 % dotazovaných (Mrtka a Borkovcová, 2013). Počet kusů zvěře usmrcené na dopravních komunikacích se naproti tomu v některých lokalitách snižuje v souvislosti s ochrannými opatřeními, jako jsou ploty, úpravy stanovišť podél cest či různé druhy plašičů (Jaeger a Fahrig, 2004). Jako účinné se mohou jevit například pachové ohradníky, pokud jsou správně aplikovány (Kušta et al., 2015).

4.4 Zajíci a nemoci

Dalším z faktorů, které mohou ovlivnit populační dynamiku zajíce polního, jsou nemoci. Zdravotní stav zajíců či celých populací je nejčastěji zjišťován z krve ulovených jedinců, jejichž vzorky jsou následně testovány (Treml et al., 2007). Zpravidla vždy jsou v populaci ověřovány nejběžnější nemoci jako je tularemie, brucelóza nebo leptospiróza. Zejména přítomnost tularemie bývá zjišťována nejběžněji, jelikož se jedná o vysoce nakažlivé onemocnění, přenosné na více než 300 druhů savců včetně člověka (Moinet et al., 2006). Zajíc patří mezi typické hostitele, kteří mohou onemocnění přenést právě i na člověka, který například neodborně manipuluje s uloveným jedincem a přitom se zraní.

Hodnocení výskytu tularemie probíhalo zejména v Německu a v Rakousku. Dříve provedené monitoringy (v letech 2005 až 2008) popisují potvrzený výskyt tularemie u 5 ze 16 spolkových zemí Německa (Kaysser et al., 2008). Další studie udává výskyt tularemie u 0,7 % z 1 742 testovaných zajíců, kteří byli uloveni a dále u 2,9 % hodnocených kadáverů zajíce polního (Runge et al., 2011). Naproti tomu v Šlesvicko-Holštýnsku testování neprokázalo výskyt nemoci u žádného z 299 ulovených jedinců (Frölich et al., 2003). Obdobná situace byla dokumentována i v dalších zemích středoevropského regionu. V České republice byly provedeny rozsáhlé analýzy 1 051 ulovených zajíců v letech 2004 až 2006 a výsledky potvrdily výskyt tularemie u 6,5 % z nich (Treml et al., 2007). Další výzkum z příhraničního hodnocení 6 honiteb v Rakousku a 2 honiteb z České republiky potvrdil tularemii u 6 % ze 386 ulovených zajíců (Winkelmayer et al., 2005).

Brucelóza je ještě méně běžná než tularemie, nicméně i v tomto případě představuje zajíc polní významný rezervoár této nemoci. Během testování v České republice byla v letech 2004 až 2006 přítomnost protilátek na brucelózu potvrzena u 1,6 % hodnocených jedinců (Treml et al., 2007), zatímco v Německu nebyly protilátky u celkem 321 ulovených zajíců prokázány vůbec (Frölich et al., 2003). Poslední z častějších a závažnějších nemocí je leptospiróza, jejíž hlavní těžiště výskytu se nachází v populaci hlodavců, avšak vyskytuje se i u zajíce polního. Dostupné výzkumy ověření přítomnosti protilátek proti leptospirám v populaci zajíce polního pocházejí opět z Rakouska, kde byly protilátky potvrzeny u 6,4 % z celkového počtu 311 ulovených zajíců (Winkelmayer et al., 2005) a v České republice pak u 7,5 % ulovených zajíců (Treml et al., 2007). Z obecného hlediska je zřejmé, že tyto hlavní nemoci hrají v případě poklesu populace zajíce polního spíše méně podstatnou roli (Frölich et al., 2003). Z uvedených výzkumů je zároveň patrné ověření promořenosti jednotlivými nemocemi pomocí analýzy krevních vzorků z ulovených jedinců. Monitoringy tedy probíhají v místech s relativně vysokou populační hustotou. V lokalitách s menším počtem zajíců lze očekávat i menší promořenost.

5 BIOLOGIE A EKOLOGIE ZAJÍCE POLNÍHO V ČESKÉ KRAJINĚ

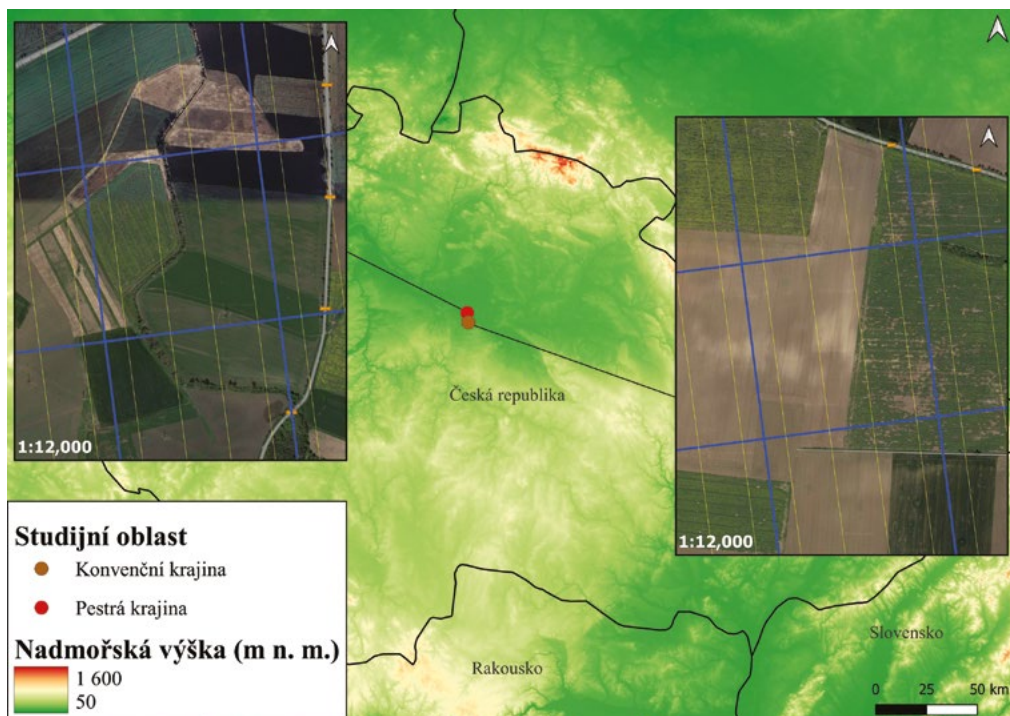
Zajíc polní je vysoce citlivý na charakter prostředí, které obývá a kterému je nucen se přizpůsobovat. I proto mohou mít výsledky z uvedených zahraničních studií pouze omezenou platnost a nemusí zcela platit pro území České republiky. Níže formulované části metodiky již sumarizují recentní výsledky, získané výzkumem v české krajině tak, aby zde bylo možné získané údaje plně aplikovat. Pro plné pochopení provedeného výzkumu výsledkům nejprve předchází část, popisující metodické přístupy, na kterou již navazuje popis výsledků a uvedení možností jejich aplikace v praxi.

5.1 Oblasti výzkumu a metodické přístupy

5.1.1 Studijní oblast

Hodnocení vlivu hospodaření a struktury zemědělské krajiny na denzitu (hustotu) populace, populační dynamiku a ekologii zajíce polního (zejména domovské okrsky) bylo uskutečněno ve dvou na sebe navazujících nízko položených zemědělských oblastech s rozdílnou úrovní heterogenity krajiny a úrovně hospodaření ve Středočeském kraji. V první studijní lokalitě se hospodaří konvenčním způsobem na polích s vyšší výměrou půdních bloků (cca 13,6 ha) a krajina je zde značně homogenní (dále jako konvenční krajina). Druhá, navazující sousední studijní oblast je charakterizována heterogenní krajinou a kombinací extenzivního a intenzivního hospodaření na polích s nižší výměrou půdních bloků, která činí v průměru pouze cca 4,4 ha (dále jako pestrá krajina). Obě zemědělské oblasti se nacházejí v okolí malých vesnic, jejichž okraje jsou od sebe vzdáleny 1,1 km (**Obr. 5**).

Struktura zemědělské krajiny a hustota populace zajíce polního byla v jednotlivých studijních lokalitách studována pomocí hodnocení početnosti termovizními přístroji na předem vytyčených čtvercích s pevně stanovenými liniovými transektu. Jednotlivé studijní plochy protínala čtvercová síť o hraně 400 m. Výměra jednoho čtverce tedy činila 16 ha. Čtverce byly zároveň protkány liniovými transektu (žlutá barva; **Obr. 5**) vzdálenými od sebe 100 m, které protínaly celou čtvercovou síť (modrá barva; **Obr. 5**). Zajíci byli monitorováni pomocí termovizních přístrojů na čtyřech transektech v rámci jednoho monitorovacího čtverce. Každý sčítač v rámci pochůzky hodnotil pruh o šířce 50 m jak na pravou, tak na levou stranu transektu. Celé zájmové území bylo překryto čtvercovou sítí o počtu 8×15 čtverců. Následně bylo náhodným výběrem vybráno celkem 15 čtverců v konvenční krajině a 17 čtverců v pestré krajině (**Obr. 5**). Početnost zajíce polního tak byla hodnocena na celkem 240 ha v konvenční a na 272 ha v pestré krajině.



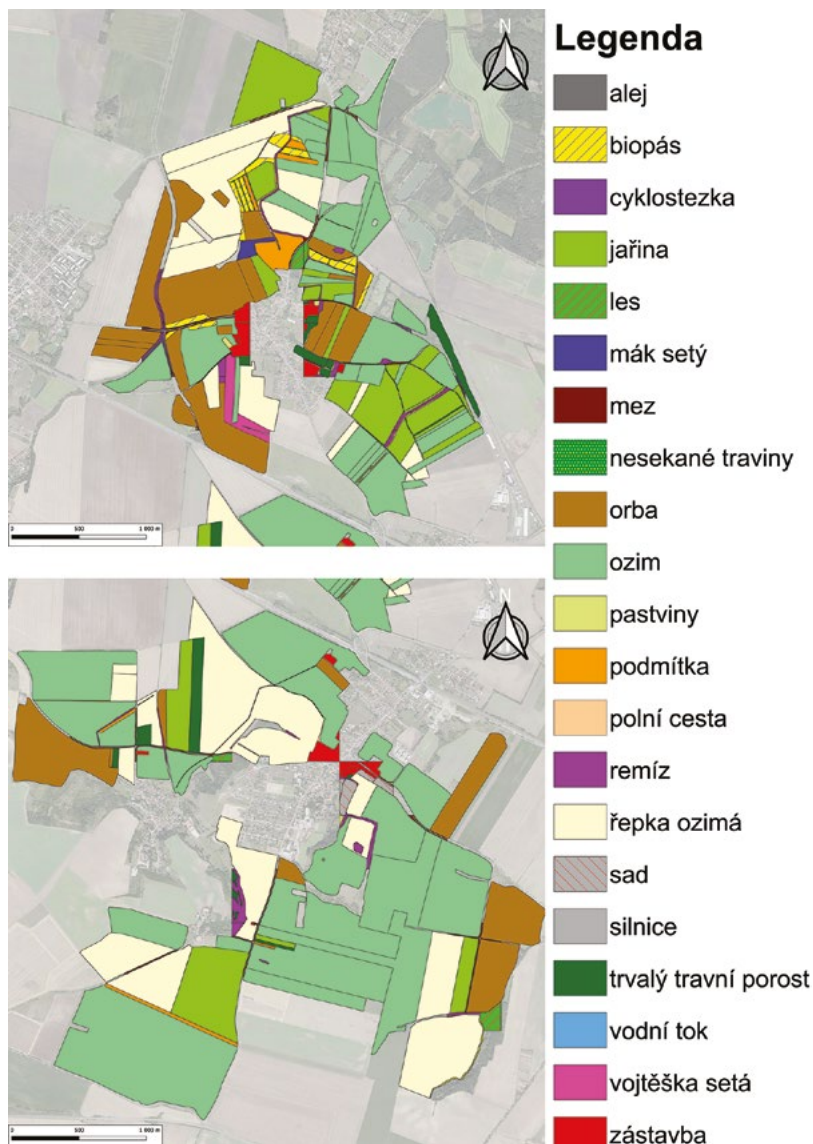
Obr. 5: Studijní oblast ve Středočeském kraji.

5.1.2 Struktura krajiny a velikost půdních bloků

Struktura krajiny a velikost půdních bloků byla detailně analyzována v obou zkoumaných lokalitách na základě pochůzek v průběhu jarního (březen a duben) a podzimního období (září a říjen) v letech 2022 až 2024 na stejných čtvercích, na kterých zároveň probíhalo i hodnocení denzity zajíce polního. Kontrolní pochůzky byly zaměřeny na aktualizaci mapových podkladů běžných ortofoto map OpenStreetMap (OpenStreetMap contributors, 2017) podle aktuální hranice polí a dalších krajinných prvků pozorovaných přímo v terénu. Zjištěné změny v rozložení půdních bloků a případně i dalších krajinných prvků vůči ortofoto podkladům byly následně zakresleny a digitalizovány v prostředí QGIS 3.24.3 (QGIS Development Team, 2022).

Pro stanovení vlivu velikosti půdních bloků na denzitu populace zajíce polního byla vždy použita jejich celková výměra, pokud zasahovaly alespoň zčásti do hodnocených čtverců. Struktura krajiny studijních oblastí byla následně analyzována na základě plochy jednotlivých krajinných prvků nacházejících se pouze v monitorované čtvercové síti dané zájmové lokality (konvenční vs. pestrá krajina) získané funkcí clip v prostředí QGIS 3.24.3 (QGIS Development Team, 2022). Krajinné prvky v každé studijní lokalitě, období a roce na jednotlivých monitorovacích

čtvercích byly nejprve kategorizovány dle jejich využití v každé sezóně z pohledu pěstovaných plodin. Struktura a diverzita krajiny je patrná z **Obr. 6**. Pro další analýzy byla kategorizace zjednodušená na 9 základních kategorií, a to na: ornou půdu (pole), biopás, nezemědělskou vegetaci (remíz, příp. menší les), trvalý travní porost (TTP), polní cestu, vodní tok, zástavbu, silnici a cyklostezku.



Obr. 6: Rozdíly ve struktuře pestré (nahore) a konvenční krajiny. Legenda popisuje využití krajiny z hlediska pěstovaných plodin.

5.1.3 Monitoring početnosti zajíce polního

Monitoring početnosti zajíce polního byl v pestré a konvenční krajině realizován dvakrát v průběhu jarního období, a to od konce února do druhé poloviny března (1. kontrola) a od konce března do dubna (2. kontrola), a to opakovaně v letech 2022 až 2024. Podzimní monitoring probíhal jednou, a sice každý rok v období od začátku září do konce října. Terénní práce se uskutečnily v době nejvyšší aktivity zajíců, tj. hodinu po západu slunce do půlnoci během vhodných klimatických podmínek, tj. bez mlhy, silného deště nebo sněžení (Viviano et al., 2021).

Samotný monitoring zajíce polního byl realizován metodou sčítání pomocí termovizních přístrojů na čtyřech vytyčených transektech v rámci jednoho monitorovaného čtverce. U každého jedince byl určen věk (dospělý / subadultní / juvenilní jedinec) podle proporcí částí těla a celkového fyzického vzhledu. Sledování bylo prováděno pomocí termovizních přístrojů značky Pulsar (binokuláry Merger LRF XP50 Thermal Imaging Binoculars), které disponují rozlišením displeje 1024×768 , digitálním zvětšením $2,5\text{--}20 \times$ a zabudovaným laserovým dálkoměrem s dosahem až 905 m (přesnost měření ± 1 m). Na monitorovacích čtvercích s vyšší hustotou zajíců by teoreticky mohlo dojít i k opakovanému započtení stejného jedince. Nicméně termovizní přístroje umožňují detailní detekci monitorovaných jedinců a zároveň minimalizují riziko jejich opakovaného sečtení z důvodu dobrého přehledu monitorovacích ploch na širokoúhlém displeji s vysokým rozlišením. Orientaci vzdáleností a přehledu o jednotlivých jedincích usnadňuje dálkoměr. Současně je riziko opakovaného sečtení či přehlédnutí jedinců zajíce polního minimalizováno sčítáním dvěma sčítači, monitorujícími transekty vedle sebe. Jeden sčítač tak monitoruje pruh o šíři 50 m, a to jak na pravou, tak na levou stranu transektu. Zjištěné počty dospělých, subadultních (nedospělých) a juvenilních (zajícat do cca 500–600 g) zajíců v monitorovaném čtverci o celkové ploše 16 ha byly následně převedeny na počet jedinců na 100 ha, což umožňuje srovnání pozorovaných denzit s populační hustotou zjištěnou v dřívějších studiích.

5.1.4 GPS monitoring zajíce polního

Odchyt dospělých jedinců zajíce polního byl v pestré a konvenční krajině realizován dvěma způsoby. V prvním případě byl odchyt zajištěn pomocí sklapovacích pastí a odchytových nór v letech 2022 až 2024 v průběhu celého roku. Sklapovací pasti byly instalovány do viditelně využívaných mikrohabitátů s ochozy zajíce polního zejména v travnatých mezích, biopásech a koridorech se stromovým a křovinným porostem či na okrajích polí do vyjetých kolejí s vyšším množstvím pobytočných znaků (zaječí trus, snížený vegetační pokryv). Samotné sklapovací pasti byly po umístění na odchytovou lokalitu zakryty hustou vegetací či maskovací sítí tak, aby se zamezilo vystavení přímému slunečnímu svitu z důvodu zajištění klidu odchyceného jedince a snižování teplotního stresu v průběhu dne. Pasti a nory byly každý den minimálně jednou kontrolovány a zároveň byly nepřetržitě monitorovány pomocí GSM fotopastí tak, aby v nich byl minimalizován pobyt odchyceného jedince (**Obr. 7**).



Obr. 7: Odchycený zajíc polní odpočívá ve sklapovací pasti umístěné v nezemědělské vegetaci na okraji pole.

V druhém případě se odchyt realizoval na začátku roku 2023 pomocí tenat v konvenční krajině, a to z důvodu nižší populační hustoty zajíců a nižší úspěšnosti odchytu vhodných jedinců do sklapovacích pastí a podzemních nor v této oblasti. Tenata byla postavena v délce cca 1000 metrů v travnatém pásu uprostřed rozsáhlých polí (**Obr. 8**). Zajíci byli směrem do tenat vyháněni pomocí honců, kteří měli za úkol projít více než 100 ha plochy po obou stranách tenat a nasměrovat tak zajíce do sítí, kde na ně čekali chytači, kteří následně odchyceného jedince umístili do připravené transportní bedny.

V případě manipulace s odchycenými jedinci bylo vždy nejprve určeno pohlaví a poté byl dospělý zajíc zvážen s použitím speciálního vaku a 5 kg pružinové váhy PESOLA Macro Line. Následně byl každému jedinci nainstalován GPS obojek společnosti Anitra systems, s.r.o., s vestavěným solárním panelem. GPS obojky byly nasazeny pouze jedincům, jejichž tělesná hmotnost přesahovala 3000 gramů tak, aby hmotnost obojku v žádném případě nepřekročila 3 % živé váhy monitorovaných jedinců dle pravidel welfare. Veškerá manipulace byla prováděna po dobu maximálně 3 minut dvěma osobami, následně byl jedinec vypuštěn zpět do volné přírody na místě odchytu (uvnitř domovského okrsku).

GPS obojky zaznamenávaly pozici dospělého zajíce při nabití baterie nad 50 % kapacity každou hodinu během dne a každé tři hodiny v průběhu celé noci (**Obr. 9**). Pokud se kapacita baterie snížila, zvýšil se interval záznamu GPS pozice. Detekování mortality bylo prováděno každé čtyři hodiny. GPS obojky odesílaly zaznamenaná data každých dvanáct hodin do online aplikace společnosti Anitra, která rovněž umožňovala odesílání změn v nastavení do aktivních obojků v terénu.



Obr. 8: Tenata se dvěma sítěmi: vnější síť o rozměru oka 25 × 25 cm a vnitřní hustá síť sloužící k odchytu daného jedince.

Data collection

☐ **Scheduled data sampling**
With each schedule

☐ Create measurement (sensors + ☒ GPS in each record(s))

☐ Run burst

☒ Define different day & night cycles ☐ Define as interval

☒ human time ☐ solar time

☐ Synchronize intervals to UTC

Day angle: 0 min

Day interval: < 25% 360 min, < 50% 120 min, < 75% 60 min, < 100% 60 min

Night angle: 0 min

Night interval: < 25% 360 min, < 50% 180 min, < 75% 180 min, < 100% 180 min

Obr. 9: Nastavený interval zaznamenávání GPS pozic v prostředí online aplikace Anitra.

Získané poziční body monitorovaných jedinců byly rozděleny na (a) celkový počet pozičních bodů získaných v průběhu celého monitoringu daného jedince („roční domovský okrsek“), (b) poziční body získané v průběhu celého monitoringu ve dne a v noci („denní a noční roční domovský okrsek“), (c) poziční body získané v jednotlivých ročních obdobích (jaro, léto, podzim, zima; tzv. „sezónní domovský okrsek“) a (d) poziční body získané v jednotlivých ročních obdobích ve dne a v noci („denní a noční sezónní domovský okrsek“). Samotná analýza velikosti domovských okrsků na základě rozdělených GPS pozic monitorovaných jedinců do jednotlivých kategorií byla provedena s využitím metody 90 % Minimum Convex Polygon (MCP). Analýzy byly provedeny v software R 4.0.2 (R Core Team, 2020) pomocí balíčku „adehabitatHR“ (Calenge, 2006), který na základě pozičních bodů vykreslil požadované domovské okrsky monitorovaných jedinců a následně tyto polygonové vrstvy uložil do formátu shapefile. Finální vizualizace a výpočet plochy domovských okrsků byla provedena v softwaru QGIS 3.24.3 (QGIS Development Team, 2022). Modelování domovského okrsku s využitím 90 % získaných pozičních bodů reprezentuje polygon (území), který zahrnuje 90 % všech zaznamenaných pozic monitorovaného zajíce a eliminuje 10 % extrémních hodnot (tj. výjimečné nebo zcela náhodné pohyby mimo běžný domovský okrsek či chybné poziční body).

5.1.5 Statistické analýzy

Rozdíl ve velikosti půdních bloků v konvenční a pestré krajině v průběhu jarního období byl v letech 2022–2024 testován pomocí neparametrického Wilcoxonova testu v softwaru R 4.0.2 (R Core Team, 2020).

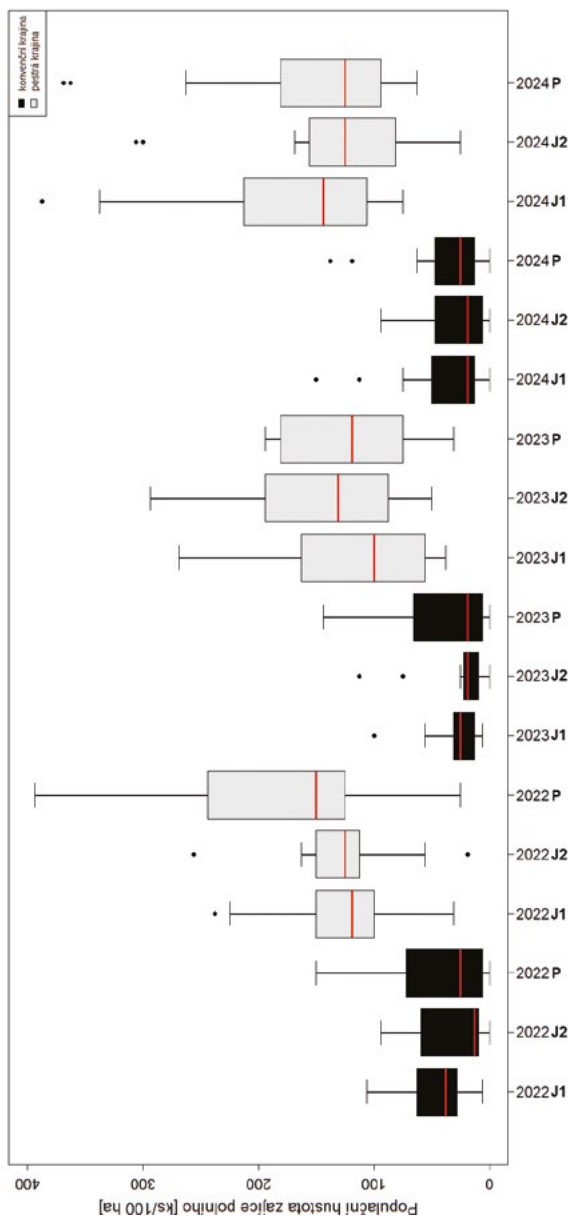
Vliv velikosti (výměry) jednotlivých půdních bloků s jednou pěstovanou plodinou na populační hustotu dospělých, subadultních a juvenilních jedinců (počet jedinců/100 ha) byl v obou studijních lokalitách testován pomocí zobecněného lineárního smíšeného modelu s negativně binomickým rozdělením v softwaru R 4.0.2 (R Core Team, 2020). Jako náhodný efekt vstupovala do analýzy perioda (jaro – kontrola 1 a 2/podzim) a rok monitoringu.

Vliv struktury zemědělské krajiny na populační hustoty zajíce polního (jedinci/100 ha) byl testován pomocí kombinace Dirichletovy regrese a redundantní analýzy (RDA) v softwaru R 4.0.2 (R Core Team, 2020). RDA analýza byla použita ke zkoumání vztahů mezi populačními hustotami jednotlivých věkových kategorií a krajinnou strukturou (land use). Tato metoda umožňuje identifikovat hlavní gradienty v datech a určit, které krajinné prvky významně ovlivňují rozložení populačních hustot jednotlivých věkových skupin v různých typech krajiny.

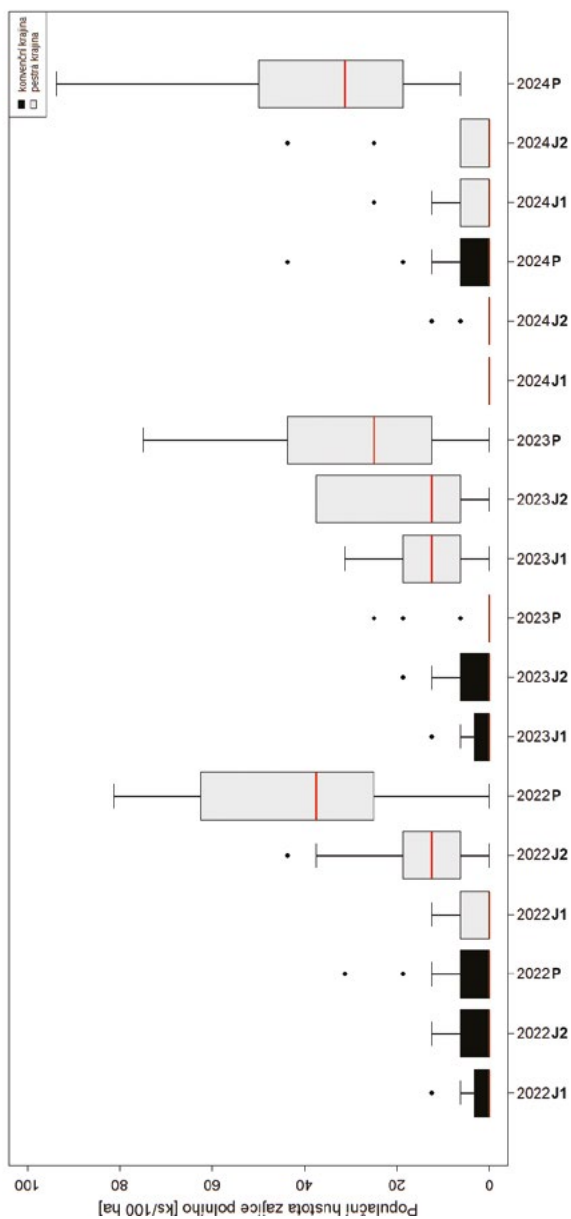
Rozdíl ve velikosti ročních a sezónních domovských okrsků mezi oblastmi byl testován v softwaru R 4.0.2 (R Core Team, 2020). Analýza byla provedena pomocí lineárního modelu a zobecněného lineárního smíšeného modelu, kde byla použita oblast jako kovariáta a ID monitorovaného jedince jako náhodný efekt. V rámci vizualizace vlivu poměru nezemědělské vegetace (neprodukčních ploch) v krajině na populační hustotu zajíců byly spojeny tři kategorie, a to nezemědělská vegetace (alej, mez, nesekané traviny a remíz), biopás a polní cesta do jedné kategorie (nezemědělská vegetace). Poté byl ke všem průměrným hodnotám vypočítán 95% interval spolehlivosti (dále jako 95% CI).

5.2 Vliv krajiny na početnost populace zajíce polního

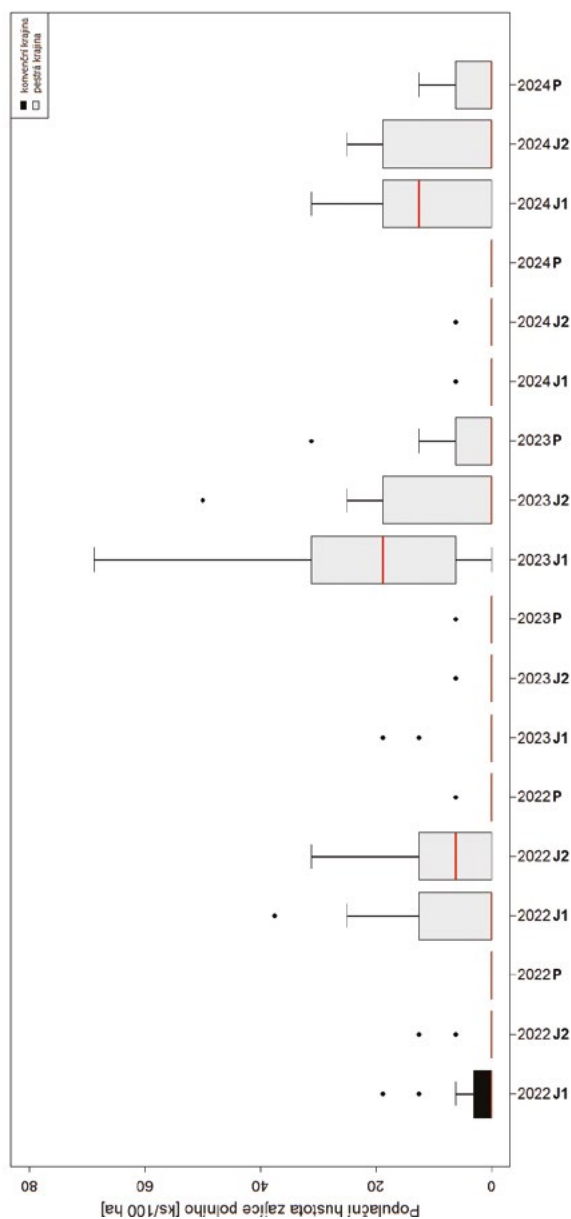
Vyšší populační hustoty zajíců byly zaznamenány v pestré krajině, kde se u dospělých jedinců pohybovaly v průměru od 117,28 do 179,04 jedinců/100 ha v průběhu jara v letech 2022 až 2024. Naproti tomu v konvenční krajině se zjištěná početnost pohybovala od 25,00 do 48,33 jedinců/100 ha. Podobné rozdíly byly zaznamenány i v průběhu podzimního monitoringu (**Obr. 10**). Vyšší populační hustoty v pestré krajině byly zjištěny i u subadultních jedinců, kde bylo průměrně sčítáno od 3,31 do 18,75 jedinců/100 ha během jara a od 33,09 do 41,18 jedinců/100 ha v průběhu podzimního monitoringu, což ukazuje na vysokou reprodukční schopnost populace v pestré krajině. Na druhou stranu v konvenční krajině byla zaznamenána nižší populační hustota během jarních (0–3,75 ks/100 ha) a podzimních (3,33–5,83 ks/100 ha) monitoringů (**Obr. 11**). Obdobný trend početností, a tedy i vývoje populační dynamiky, byl zjištěn i u juvenilních jedinců (**Obr. 12**). Konkrétní výsledky za jednotlivé sezóny a sčítací období jsou sumarizovány v tabulce níže (**Tab. 2**). Výsledky vlivu struktury krajiny na populační dynamiku zajíce polního byly následně zobecněny v níže uvedených kapitolách.



Obr. 10: Populační hustota adultních (dospělých) jedinců zajece polního v letech 2022–2024 v průběhu první jarní kontroly (J1), v průběhu druhé jarní kontroly (J2) a v průběhu podzimu (P) v konvenční (černá barva) a pestré (světle šedá barva) krajině.



Obr. 11: Populační hustota subadultních jedinců zajíce polního v letech 2022–2024 v průběhu první jarní kontroly (J1), v průběhu druhé jarní kontroly (J2) a v průběhu podzimu (P) v konvenční (černá barva) a pestré (světlá barva) krajině.



Obr. 12: Populační hustota juvenilních jedinců zajíce polního v letech 2022–2024 v průběhu první jarní kontroly (J1), v průběhu druhé jarní kontroly (J2) a v průběhu podzimu (P) v konvenční (černá barva) a pestré (světle šedá barva) krajině.

Tab. 2: Průměrný počet zajíců všech věkových kategorií na 100 ha plochy v pestré a konvenční krajině.

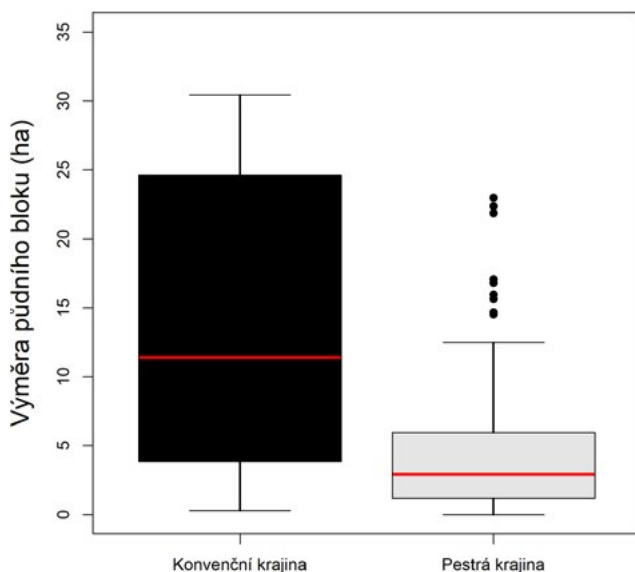
Věk	Rok	Období	Pestrá krajina		Konvenční krajina	
			průměr	95% CI	průměr	95% CI
adult	2022	jaro 1. kontrola	128,31	100,71–155,91	48,33	29,72–66,95
adult	2022	jaro 2. kontrola	126,84	100,32–153,36	31,67	14,74–48,60
adult	2022	podzim	173,90	128,89–218,90	41,67	14,58–68,75
adult	2023	jaro 1. kontrola	117,28	82,27–152,29	29,58	16,15–43,02
adult	2023	jaro 2. kontrola	144,85	108,33–181,37	25,00	8,56–41,44
adult	2023	podzim	124,63	95,79–153,47	42,08	15,00–69,16
adult	2024	jaro 1. kontrola	179,04	130,02–228,07	38,33	13,90–62,77
adult	2024	jaro 2. kontrola	128,68	87,37–169,99	28,33	13,54–43,13
adult	2024	podzim	158,46	109,22–207,69	38,75	16,35–61,15
subadult	2022	jaro 1. kontrola	3,68	0,88–6,47	2,08	0–4,22
subadult	2022	jaro 2. kontrola	13,24	6,72–19,75	2,92	0,70–5,13
subadult	2022	podzim	41,18	28,88–53,47	5,00	0–10,10
subadult	2023	jaro 1. kontrola	12,50	7,82–17,18	2,50	0–5,05
subadult	2023	jaro 2. kontrola	18,75	11,21–26,29	3,75	0,34–7,16
subadult	2023	podzim	33,09	13,82–52,36	3,33	0–7,65
subadult	2024	jaro 1. kontrola	3,31	0–6,74	0	0
subadult	2024	jaro 2. kontrola	6,62	0,14–13,09	1,25	0–3,19
subadult	2024	podzim	37,50	24,35–50,65	5,83	0–12,44
juvenil	2022	jaro 1. kontrola	7,72	1,76–13,68	3,33	0–6,76
juvenil	2022	jaro 2. kontrola	8,09	3,04–13,14	1,67	0–3,72
juvenil	2022	podzim	1,10	0–2,37	0	0
juvenil	2023	jaro 1. kontrola	24,26	11,57–36,96	2,08	0–5,20
juvenil	2023	jaro 2. kontrola	8,82	1,81–15,83	0,42	0–1,31
juvenil	2023	podzim	4,04	0–8,29	1,25	0–2,68
juvenil	2024	jaro 1. kontrola	12,87	7,02–18,71	0,83	0–2,05
juvenil	2024	jaro 2. kontrola	6,99	1,55–12,42	0,42	0–1,31
juvenil	2024	podzim	3,31	1,00–5,61	0	0

5.2.1 Vliv výměry půdních bloků na populační hustotu zajíce polního

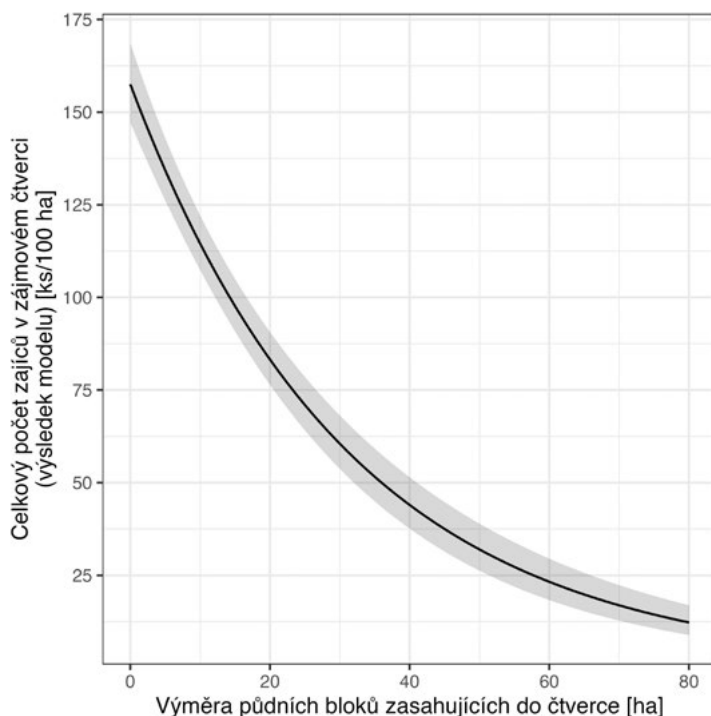
První studijní oblast je zastoupena vysoce heterogenní krajinou (pestrá krajina) s výrazně menší výměrou půdních bloků v průběhu jarního období, a to jak v roce 2022 (**4,31 ha**; 95% CI: 3,32–5,31), 2023 (**4,64 ha**; 95% CI: 3,57–5,71) tak i v roce 2024 (**4,21 ha**; 95% CI: 3,22–5,20).

Oproti tomu intenzivně využívaná zemědělská krajina (konvenční krajina) vykazuje mnohem větší výměru půdních bloků, a to jak v roce 2022 (**14,37 ha**; 95% CI: 10,35–18,39), 2023 (**13,13 ha**; 95% CI: 9,20–17,05), tak i v roce 2024 (**13,39 ha**; 95% CI: 9,42–17,36). Výsledky testu ukazují, že rozdíly ve výměře polí mezi studijními oblastmi jsou statisticky významné (Wilxonův test: $W = 29223$, $p < 0,001$; **Obr. 13**).

Početnost zajíce polního byla nejprve ověřena ve vztahu k průměrné výměře půdních bloků, zasahujících do hodnocených šestnáctihektarových čtverců. Tu bylo možné zobecnit pomocí vytvořeného lineárního smíšeného modelu. Z provedeného grafického zpracování (**Obr. 14**) je na první pohled zřejmý velmi úzký vztah mezi průměrnou výměrou půdních bloků, nacházejících se v daném území, a predikovanou početností zajíce polního, kterou lze v krajině očekávat. Pokud se průměrná výměra půdního bloku pohybuje do cca 10 ha, tak je možné v takto strukturované krajině očekávat velmi vysokou populační hustotu, odpovídající více než 1 zajíci na 1 ha výměry území. Naproti tomu v případě homogenní krajiny s vysokou průměrnou výměrou půdního bloku je očekávaná početnost násobně menší. Ostatně nižší průměrná výměra souvisí s krajinnou různorodostí a zpravidla je v takovémto typu krajiny i vyšší zastoupení neobdělávané půdy, jako jsou různé meze, souvratě a polní okraje. Tyto všechny faktory prokazatelně podporují populační hustotu zajíce polního.



Obr. 13: Rozdíl ve výměře jednotlivých půdních bloků v konvenční a pestré krajině v průběhu jarního období v letech 2022–2024. Graf zobrazuje medián (červený pruh v obdélníku), horní a dolní kvartil (délka obdélníku), maximální a minimální hodnoty (tzv. vousy) a odlehlé hodnoty (tečky).



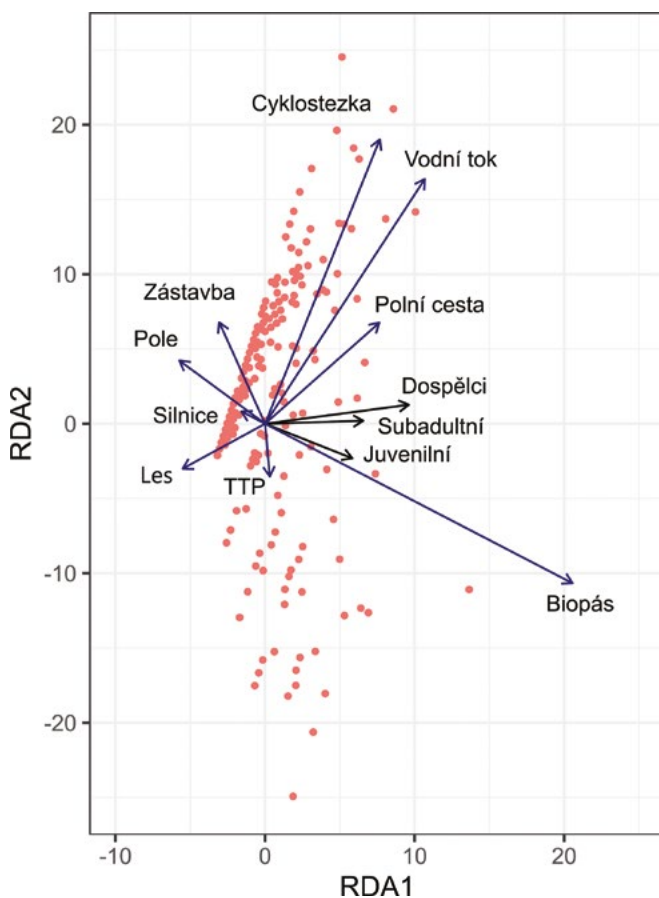
Obr. 14: Vliv výměry půdních bloků na populační hustotu zajíce polního.

5.2.2 Vliv struktury zemědělské krajiny na populační hustotu zajíce polního

Struktura krajiny, a tedy vliv procentuálního zastoupení jednotlivých typů využití půdy v zemědělské krajině na početnost zajíce polního byla hodnocena pomocí RDA analýzy. Do analýzy vstupovalo v případě početnosti zajíce i stáří jedinců. Výsledky ukazují zcela jednoznačný a prokazatelný vliv výměry polních cest a biopásů na početnost populace zajíce polního ($p < 0,001$; 98,5 % vysvětlené variability). S rostoucím zastoupením těchto krajinných prvků v monitorovaném čtverci rostou populační hustoty dospělých jedinců a na ploše se zároveň vyskytuje i vyšší počet subadultních a juvenilních zajíců. Z **Obr. 15** je patrné, že biopásky mají na populační hustotu zajíce polního nejvýraznější vliv (nejdelší šipka), přičemž juvenilní jedinci profitují z tohoto krajinného prvku nejvíce (šipky jsou nejbližší u sebe). Obdobně juvenilním jedincům vyhovují i polní cesty, na kterých zpravidla nacházejí starou vegetaci, která jim poskytuje vhodný kryt.

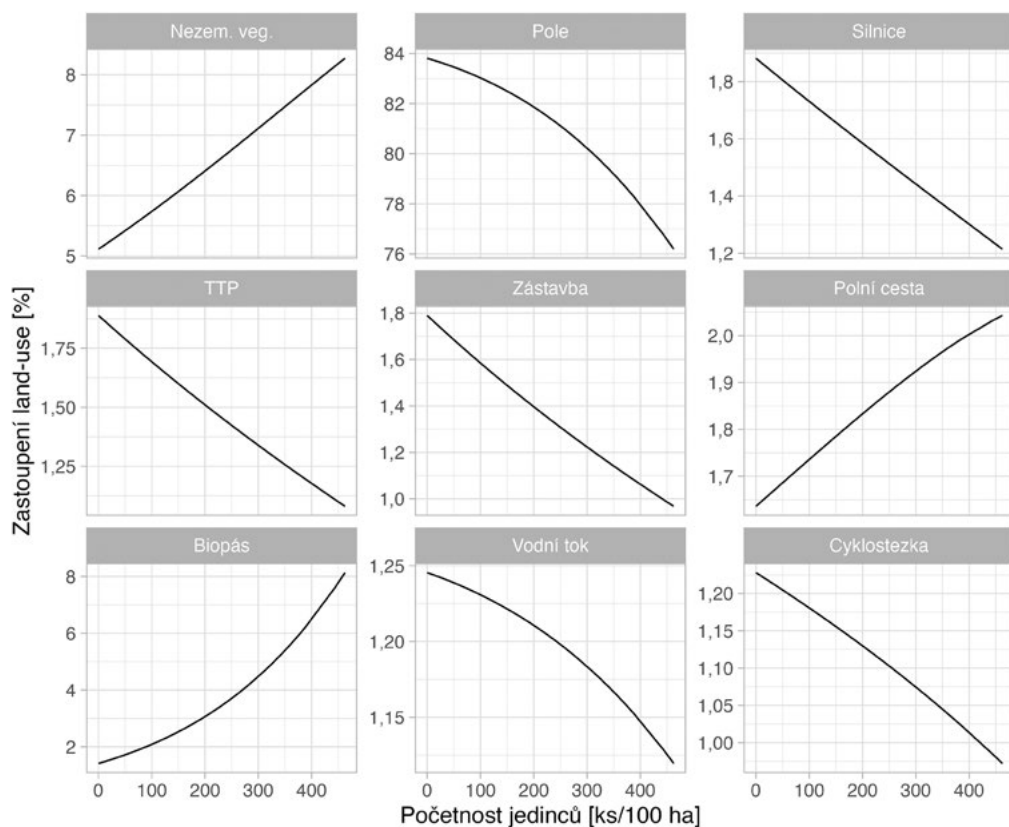
Naproti tomu početnost logicky klesá se vzrůstajícím podílem silnic a zástavby. Více překvapivá je ovšem role nezemědělské vegetace, která dle uvedeného schématu populaci zajíce snižuje. To je možné vysvětlit metodickým zpracováním výsledků, kdy nezemědělská vegetace představuje lesní porosty (byť menších výměr) a větší remízy o relativně větší výměře, která často činí

více než 0,5 ha. Tato lesní stanoviště znamenají pro zajíce v zemědělské krajině spíše hrozbu zvýšeného výskytu predátorů (zejména lišky) a jejich role je tedy negativní. Obdobně početnost klesá i s rostoucím zastoupením orné půdy (označeno jako „pole“). To je možné vysvětlit jednoduše. Čím větší je výměra „pole“, tím menší prostor zbývá pro biopásky nebo polní cesty, které na drtivé většině konvenční krajiny zcela chybí. I proto se na těchto homogenních čtvercích, na kterých se nacházela pouze orná půda s konvenčními plodinami, často nevyskytovali žádní zajíci.



Obr. 15: Výsledky RDA analýzy vlivu struktury zemědělské krajiny na populační hustoty zajíce polního.

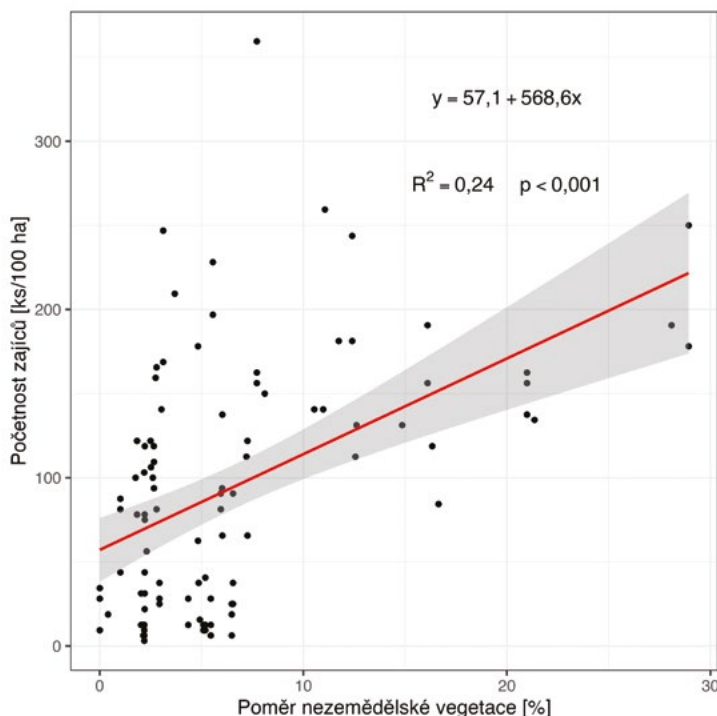
Výsledky Dirichletovy regrese dále ukazují pozitivní vliv nezemědělské vegetace ($p < 0,001$), biopásů ($p < 0,001$) a polních cest ($p = 0,004$) na populační hustoty zajíců všech věkových kategorií v sumárních vizualizacích (**Obr. 16**). V ostatních případech je vliv vždy naprosto opačný. Toto platí nejenom pro typy využití krajiny, u kterých by bylo možné negativní vliv očekávat, jako je zástavba, proporce silniční sítě či větší procento vodního toku. Negativní dopad na populace zajíce je zřejmý i v případě trvalých travních porostů. Ty jsou v podmínkách České republiky monotónní, a zajícům proto nevyhovují. Obdobně populace klesá i v případě většího procenta zastoupení orné půdy, což opět znamená homogenizaci krajiny.



Obr. 16: Vliv zemědělské krajiny na populační hustotu zajíce polního. Graf zobrazuje závislost mezi početností (populační hustotou) zajíců (osa x) a procentuálním zastoupením jednotlivých kategorií krajiny (osa y).

5.2.3 Odhad početnosti populace na základě procenta nezemědělské vegetace

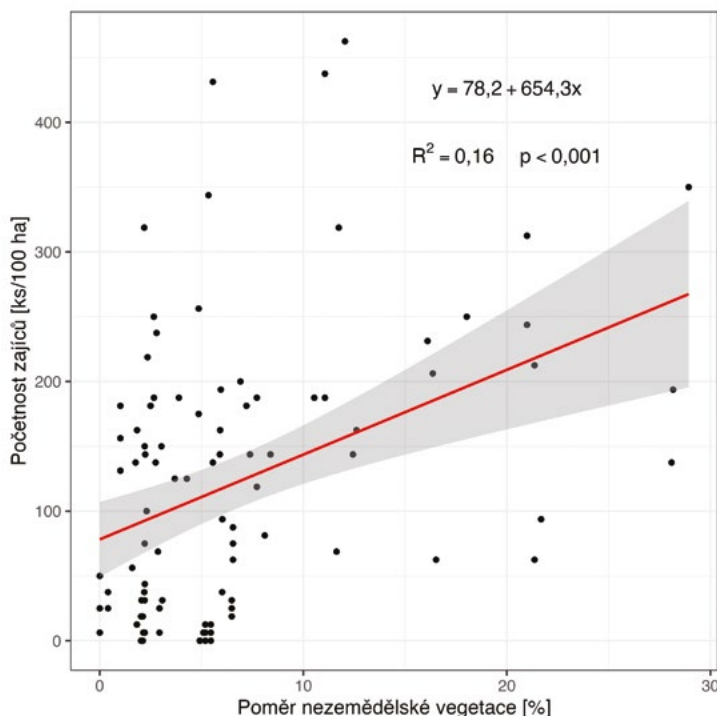
Početnost (populační hustota) zajíce polního prokazatelně roste s nárůstem proporcí nezemědělské vegetace (neprodučních ploch) v krajině, která v tomto případě představuje celkové procento klíčových prvků využití krajiny. Těmito prvky se na základě provedeného výzkumu a zhodnocení zájmových území rozumí aleje, biopásy, meze, nesekané traviny, polní cesty a remízy menších výměr. Statistický vliv na početnost byl potvrzen jak v průběhu jara ($p < 0,001$; **Obr. 17**), tak i během podzimu ($p < 0,001$; **Obr. 18**).



Obr. 17: Vliv nezemědělské vegetace (alej, biopás, mez, nesekané traviny, polní cesta, remíz) na početnost (populační hustotu) zajíce polního v průběhu jarního období.

V případě jarních měsíců odpovídá velmi vysoká početnost 1 dospělého jedince na 1 hektar přibližnému zastoupení nezemědělské vegetace ve výši 8 %. Model tak udává možnou očekávanou početnost populace zajíce polního. Pokud je krajina takto upravena s cílem podpořit biodiverzitu v rámci několika procent výměry území (či honitby), lze na základě tohoto modelu odečíst i předpokládaný nárůst populace na cílovou hodnotu.

Ze všech provedených analýz vztahů mezi strukturou krajiny a početností zajíce polního vyplývá, že nejvýznamnější faktory ovlivňující populační hustotu všech věkových kategorií jsou prvky nezemědělské vegetace (alej, mez, nesekané traviny, remíz menších výměr), biopásy a polní cesty, přičemž biopásy vykazují nejvýraznější efekt, zejména u juvenilních jedinců. Tyto výsledky zdůrazňují důležitost nezemědělských prvků v krajině pro podporu populace zajíce polního a udávají i jejich potřebné procento tak, aby došlo k reálnému nárůstu početnosti na cílovou hodnotu.

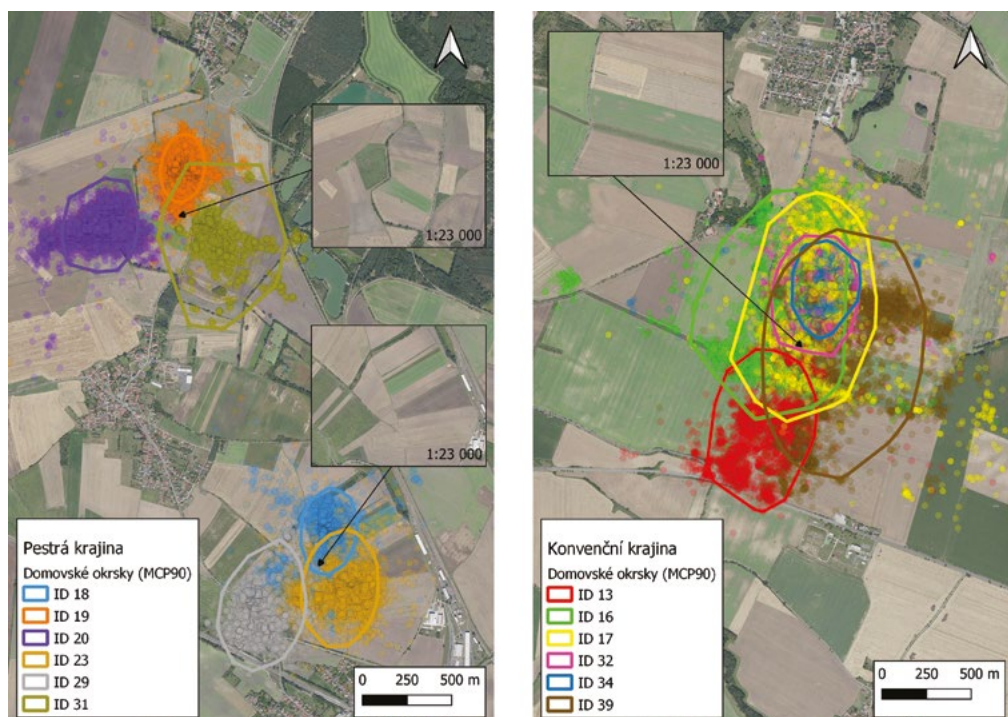


Obr. 18: Vliv nezemědělské vegetace (alej, biopás, mez, nesekané traviny, polní cesta, remíz) na početnost (populační hustotu) zajíce polního v průběhu podzimního období.

5.3 Ekologie a preference stanovišť v různých typech krajiny

Jak již bylo zmíněno, struktura krajiny ovlivňuje ekologii zajíce polního prostřednictvím preference stanovišť, čímž dochází k rozdílům ve výměře domovských okrsků. Pro ověření výměr domovských okrsků bylo v letech 2022 až 2024 celkově označeno GPS obojkem 47 dospělých jedinců zajíce polního. Z toho počtu bylo 31 jedinců označeno v pestré krajině a 16 jedinců v konvenční krajině. Samotný monitoring jednotlivých odchycených zajíců označených obojkem probíhal po dobu od 2 do 539 dní (nižší počet sledovaných dnů byl způsoben poškozením obojku na sledovaném jedinci; tito jedinci nevstupovali dále do analýzy).

Na základě provedených analýz byly zjištěny zcela zřejmé rozdíly ve výměře domovských okrsků monitorovaných jedinců ve vysoce diverzifikované krajině ve srovnání s konvenčně obhospodařovanou zemědělskou krajinou ($p < 0,05$). V pestré krajině byla zaznamenána prokazatelně nižší výměra domovských okrsků nežli v konvenční krajině. Na **Obr. 19** je ilustrativně vyobrazeno 6 ročních domovských okrsků monitorovaných jedinců zajíce polního pro každou oblast zvláště. Nižší výměra domovského okrsku dvou jedinců v konvenční krajině je s největší pravděpodobností způsobena přítomností půdních bloků s nižší výměrou nežli v okolní krajině.

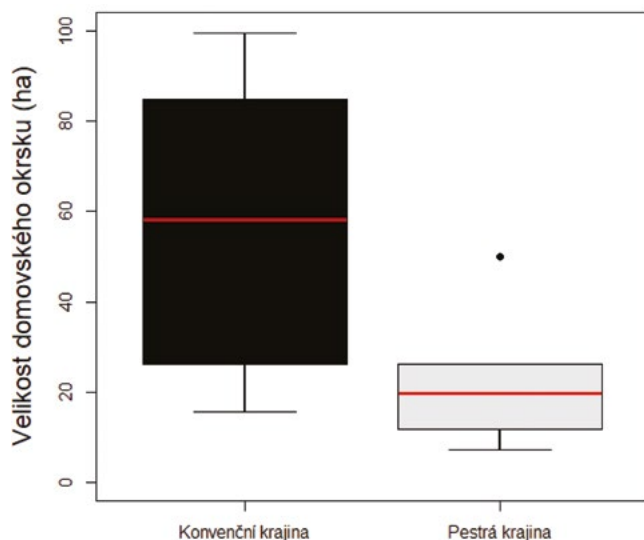


Obr. 19: Roční domovské okrsky monitorovaných jedinců v pestré (vlevo) a konvenční krajině.

Vyobrazené hranice okrsků zahrnují 90 % bodů. Detail krajiny, kterou překrývají poziční body, je zobrazen ve výřezu na mapě (**Obr. 19**). Z vykreslených okrsků je zřejmý jejich přesah a vysoká koncentrace bodů v lokalitách s vysokou biodiverzitou. Naproti tomu v případě konvenční krajiny je patrná výrazně vyšší výměra okrsku, pokrývajícího 90 % bodů v oblasti. Zbylých 10 % bodů je v okolí okrsku v konvenční krajině výrazně více rozptýleno. Body se nacházejí na mnohem větší rozloze než v případě pestré krajiny. I v konvenční krajině je však vidět zřetelná preference malých políček v centru domovských okrsků (viz výřez mapy na **Obr. 19**), pokud jsou v rámci okrsku k dispozici.

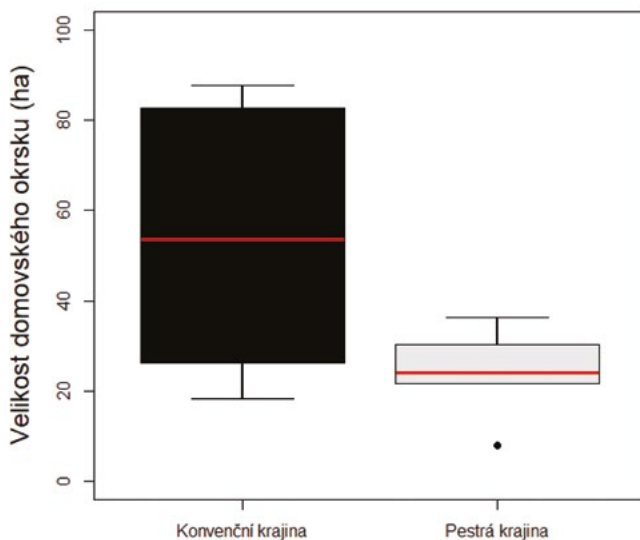
5.3.1 Velikost ročních domovských okrsků zajíce

V případě vyhodnocení celého období jedinců monitorovaných GPS technologií činila průměrná výměra ročních domovských okrsků v konvenční krajině 57,04 ha (95% CI: 21,33–92,76). Naproti tomu v pestré krajině se zajáci pohybovali na území o průměrné výměře 22,49 ha (95% CI: 6,62–38,35). Vizualizace celoročních domovských okrsků monitorovaných jedinců je patrná z níže uvedeného krabicového grafu (**Obr. 20**).



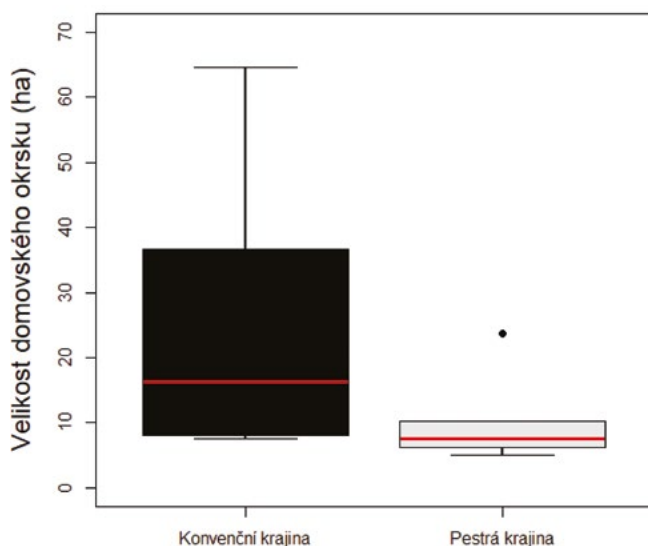
Obr. 20: Velikost ročního domovského okrsku zajíce polního v konvenční a pestré krajině (den a noc). Graf zobrazuje medián (červený pruh v obdélníku), horní a dolní kvartil (délka obdélníku), maximální a minimální hodnoty (tzv. vousy) a odlehlé hodnoty (tečky).

Získaná poziční data je dále možné rozdělit dle času, kdy byly údaje získány. Zajíc je aktivní v noci, a proto bývají noční domovské okrsky zpravidla větší než okrsky v průběhu dne, kdy zajíc odpočívá a je neaktivní. Průměrná výměra nočních okrsků činila v konvenční krajině 53,66 ha (95% CI: 20,81–86,50). Na druhé straně v pestré krajině se zajíci pohybovali na necelé polovině. Průměrná výměra nočních domovských okrsků v pestré krajině činila 24,00 ha (95% CI: 14,00–34,01). Vizualizace nočních domovských okrsků je patrná z grafu, uvedeného níže (**Obr. 21**).



Obr. 21: Velikost **nočního domovského okrsku** zajíce polního za celé monitorovací období jedinců v konvenční a pestré krajině. Graf zobrazuje medián (červený pruh v obdélníku), horní a dolní kvartil (délka obdélníku), maximální a minimální hodnoty (tzv. vousy) a odlehlé hodnoty (tečky).

Obdobně zřetelný trend prokazatelně nižší výměry domovských okrsků byl potvrzen i ve dne, kdy zajíc odpočívá v zálehu bez větší aktivity (vyjma období honcování). Zde se projevuje především dostupnost vhodného krytu, ve kterém můžou zajíci nerušeně odpočívat. V konvenční krajině byla zjištěna průměrná výměra opět prokazatelně vyšší (24,92 ha; 95% CI: 1,24–48,60) ve srovnání s jedinci monitorovanými v pestré krajině (10,09 ha; 95% CI: 2,82–17,35). Grafické srovnání denních okrsků je znázorněno na **Obr. 22**.

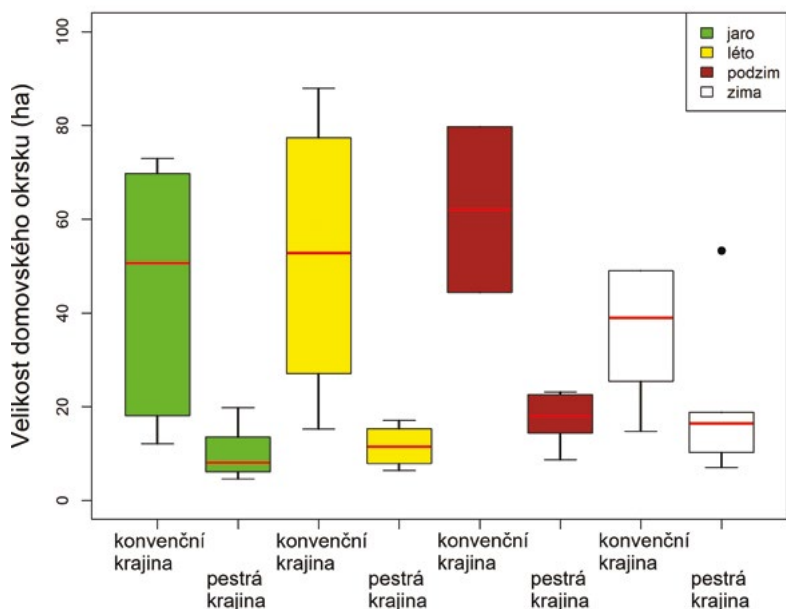


Obr. 22: Velikost **denního domovského okrsku** zajíce polního za celé monitorovací období jedinců v konvenční a pestré krajině. Graf zobrazuje medián (červený pruh v obdélníku), horní a dolní kvartil (délka obdélníku), maximální a minimální hodnoty (tzv. vousy) a odlehlé hodnoty (tečky).

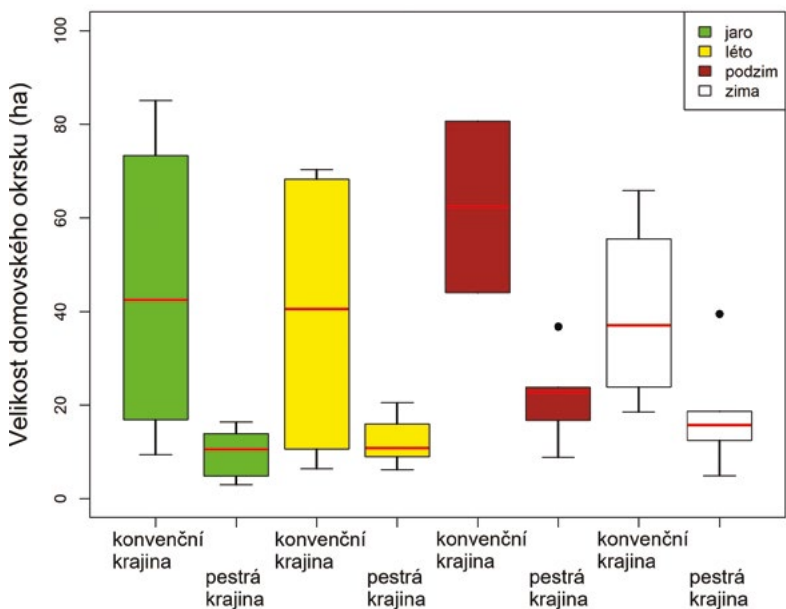
5.3.2 Sezónní změny ve výměře domovských okrsků

Stejně tak jako celoroční výměra, vykazuje značné rozdíly i srovnání velikosti okrsků ve všech čtyřech ročních obdobích (sezónách). Okrsky v konvenční krajině jsou opět násobně větší než v pestré krajině, což se projevilo i statistickým srovnáním ($p < 0,05$). Srovnání současně ukazují i sezónní dynamiku, jejíž trend je srovnatelný jak v konvenční, tak i v pestré krajině. Vizualizovány byly opět celkové a následně i noční a denní okrsky (**Obr. 23, 24 a 25**).

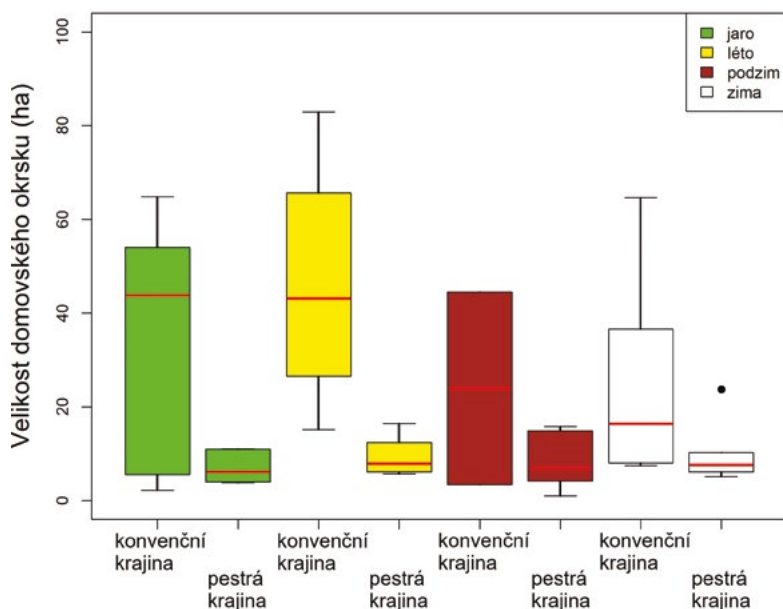
V konvenční krajině činila průměrná výměra domovského okrsku zajíce polního po zahrnutí denních i nočních pozic monitorovaného jedince v průběhu jara 45,75 ha (95% CI: 17,91–73,59), což je výrazně více než v pestré krajině (10,06 ha; 95% CI: 3,99–16,13). V průběhu letních měsíců byla průměrná velikost domovského okrsku v konvenční krajině 52,23 ha (95% CI: 1,63–102,82) zatímco v pestré krajině pouze 11,65 ha (95% CI: 5,93–17,38). Na podzim byly zaznamenány vyšší výměry, a to jak v konvenční (62,07 ha; 95% CI: 0–287,14), tak pestré (17,49 ha; 95% CI: 11,81–23,17) krajině, což může souviset se změnami krajiny po sklizni zemědělských plodin. Naopak v zimních měsících (prosinec – únor) byla velikost okrsků v konvenční krajině oproti dalším ročním obdobím nejmenší (50,24 ha; 95% CI: 5,01–95,47), zatímco v pestré krajině byla průměrná výměra o 3 ha vyšší oproti velikosti domovského okrsku zajíce polního zaznamenaného na podzim (20,40 ha; 95% CI: 2,83–37,97).



Obr. 23: Velikost sezónního domovského okrsku (den i noc) zajíce polního v konvenční a pestré krajině. Graf zobrazuje medián (červený pruh v obdélníku), horní a dolní kvartil (délka obdélníku), maximální a minimální hodnoty (tzv. vousy) a odlehlé hodnoty (tečky).



Obr. 24: Velikost nočního sezónního domovského okrsku zajíce polního v konvenční a pestré krajině. Graf zobrazuje medián (červený pruh v obdélníku), horní a dolní kvartil (délka obdélníku), maximální a minimální hodnoty (tzv. vousy) a odlehlé hodnoty (tečky).



Obr. 25: Velikost denního sezónního domovského okrsku zajíce polního v konvenční a pestré krajině. Graf zobrazuje medián (červený pruh v obdélníku), horní a dolní kvartil (délka obdélníku), maximální a minimální hodnoty (tzv. vousy) a odlehlé hodnoty (tečky).

Obdobná sezónní dynamika byla zaznamenána i pro průměrné noční domovské okrsky ve studijních oblastech s rozdílnou strukturou zemědělské krajiny v průběhu jara (konvenční krajina – 44,97 ha; 95% CI: 12,49–77,44 a pestrá krajina – 9,89 ha; 95% CI: 4,38–15,40), léta (konvenční krajina – 39,48 ha; 95% CI: 0–92,82 a pestrá krajina – 12,52 ha; 95% CI: 5,42–19,62), podzimu (konvenční krajina – 62,35 ha; 95% CI: 0–295,21 a pestrá krajina – 21,98 ha; 95% CI: 12,32–31,64) a zimy (konvenční krajina – 39,66 ha; 95% CI: 18,73–60,60 a pestrá krajina – 17,88 ha; 95% CI: 5,66–30,09).

Obdobná sezónní dynamika, avšak výrazně nižší výměra ve srovnání s okrsky s noční aktivitou zajíců, byla zaznamenána i pro průměrné denní domovské okrsky ve dvou zemědělských oblastech s rozdílnou strukturou v průběhu jara (konvenční krajina – 35,69 ha; 95% CI: 8,35–63,04 a pestrá krajina – 7,02 ha; 95% CI: 3,60–10,43), léta (konvenční krajina – 46,08 ha; 95% CI: 1,17–90,98 a pestrá krajina – 9,71 ha; 95% CI: 4,00–15,42), podzimu (konvenční krajina – 23,96 ha; 95% CI: 0–284,87 a pestrá krajina – 8,27 ha; 95% CI: 1,92–14,63) a zimy (konvenční krajina – 24,92 ha; 95% CI: 1,24–48,60 a pestrá krajina – 10,09 ha; 95% CI: 2,82–17,35).

Z výsledků lze konstatovat, že v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině s relativně vyšší výměrou půdních bloků (konvenční krajina) měli monitorovaní zajáci větší velikost domovského okrsku nežli jedinci v heterogenní krajině (pestrá krajina) v průběhu celého období.

monitoringu i v jednotlivých ročních obdobích. Vyšší výměry domovského okrsku lze pozorovat na jaře a v létě, což pravděpodobně může souviset s reprodukčním obdobím, tedy s tzv. hnočáním zajíců. Vyšší výměra domovského okrsku byla zaznamenána v obou typech krajiny v průběhu podzimu (září – listopad), a to především tam, kde se k výpočtu výměry okrsku zahrnuly pozice s noční aktivitou tohoto druhu (**Obr. 23 a 24**), což je pravděpodobně způsobeno obdobím po žních, kdy je v krajině omezená potravní nabídka a méně vhodné krytové možnosti. Naopak zimní domovské okrsky byly v konvenční krajině oproti jiným ročním obdobím nižší, pravděpodobně kvůli snížené pohybové aktivitě a využívání dostupných lokálních zdrojů. Nicméně nejvyšší výměry domovského okrsku byly zaznamenány v konvenční krajině oproti pestré krajině. Je tedy patrné, že intenzivní hospodaření, homogenizace zemědělské krajiny a vyšší výměra půdních bloků mají vliv na velikost domovského okrsku zajíce polního a mohou tak snižovat míru přežívání jedinců v intenzivně využívané zemědělské krajině a zapříčinit tak rapidní pokles populací.

6 MOŽNOSTI PODPORY POPULACÍ ZAJÍCE POLNÍHO V PODMÍNKÁCH ČR

Před samotným využitím zjištěných výsledků a jejich aplikací do praxe je nutné si nejprve uvědomit skutečnosti, popisující biologii zajíce polního. Jedná se o živočišný druh, který je v odborné terminologii označován jako R-stratég. Tomu odpovídá zejména způsob rozmnožování. Jak již bylo zmíněno, dospělá zaječka přivádí na svět každoročně 9 až 12 mláďat napříč širokou škálou různých typů prostředí (Marboutin et al., 2003). V případě vhodných podmínek pak rodí dokonce až 19 zajícat ročně. Avšak na druhou stranu mají mláďata velmi vysokou mortalitu. Stáří dospělce se dožije většinou pouze malé procento jedinců. Nicméně pokud dojde k cílené podpoře zajíce polního, a to ať už změnami prostředí či zásadní redukcí populace hlavních druhů predátorů, dokáže populace reagovat v příznivých podmínkách poměrně rychlým nárůstem, který se projeví již v několika málo letech po realizaci managementových změn. V následujících částech jsou popsány konkrétní možnosti podpory populací zajíce polního, které mohou zajistit kýžený populační nárůst a současně i pozitivní změny v celkovém agroekosystému.

6.1 Zemědělské hospodaření jako klíčový faktor

Role zemědělské krajiny je velmi důležitá z řady různých aspektů. Některé z nich byly probádány v rámci realizovaného projektu, avšak další, jako například aplikace přípravků na ochranu rostlin, jsou stále ještě prakticky zcela neprozkoumanou oblastí. Hlavními faktory, u kterých již známe alespoň zčásti jejich vliv na populace zajíce polního a potažmo i dalších živočichů zemědělské krajiny, jsou především průměrná výměra půdních bloků, podpora stability ekosystému formou výsevů biopásů a podpora prvků nezemědělské vegetace (neprodukčních ploch), která nepodléhá běžným negativním vlivům konvenčního zemědělského hospodaření.

6.1.1 Diverzita krajiny a výměra půdních bloků

Diverzita krajiny přímo souvisí s průměrnou výměrou půdních bloků v oblasti. V případě lánů o výměře desítek hektarů v krajině nezbyvá prostor pro další vegetaci a biodiverzitu, čímž je ostatně ohrožena i stabilita zemědělského hospodaření. Mezi populační hustotou zajíce a průměrnou výměrou půdních bloků byl prokázán velmi úzký vztah na základě provedeného výzkumu, který byl popsán v kapitole 5.2.1. Z výsledků je zřejmá vyšší populační hustota, překračující hodnotu 1 zajíce na hektar, která se nachází zpravidla v krajině, kde je průměrná výměra půdních bloků nižší než 10 hektarů. Menší výměra půdních bloků přináší do krajiny pestřejší strukturu pěstovaných plodin, které jsou sklizeny v různých částech roku. Krajina tak nabízí dostatek krytu a potravy v průběhu všech ročních období.

Snížení průměrné výměry půdních bloků lze dosáhnout pouze aktivním managementem zemědělské krajiny. Nižší výměra bývá v oblastech s rozdrobenou vlastnickou strukturou, kde v krajině hospodaří více drobných soukromých zemědělců. V praxi je možné zajistit snížení výměry aktivním hospodařením na pozemcích, vlastněných členy daného mysliveckého spolku v konkrétní honitbě. Hospodaření může být zajištěno ve vlastní režii, anebo mohou být pozemky pronajaty soukromému zemědělci, který bude krajinu diverzifikovat a v rámci většího půdního bloku bude pěstovat více plodin. Pro tyto účely lze využít i pozemky ve vlastnictví obcí, které mohou být takto propachtovány mysliveckým spolkem z důvodu zajištění biodiverzity a upřednostnění těchto ekosystémových funkcí nad rámec běžného zemědělského hospodaření.

Samotné snížení průměrné výměry půdních bloků nepředstavuje pouze zvýšenou dostupnost potravy a krytových možností. Struktura krajiny ovlivňuje i predací tlak na populace různých druhů živočichů, žijících v zemědělské krajině, včetně predace mláďat zajíce polního. Jako příklad je možné poukázat na studii z Polska, která analyzovala predaci mláďat zajíce polního kánětem lesním v pestré a v konvenční krajině. Ve složení potravy káněte jednoznačně převládá hraboš polní (*Microtus arvalis*). Panek (2023) ve studované oblasti uvádí počet zajičat konzumovaných během jarního a letního období, který se pohyboval v průměru okolo 2,9 jedinců/100 ha, což odpovídá 8,8 až 15,3 % všech narozených zajičat na stejnou výměru území. Nicméně struktura krajiny se v tomto případě ukázala jako zcela zásadní. Průměrná výměra půdních bloků v pestré krajině v této studii činila 3,4 ha. Výměra se tedy pohybovala od 1 do 10 hektarů a na půdních blocích hospodařily menší rodinné farmy. Naproti tomu v konvenční krajině se půdní bloky pohybovaly od 10 až do 100 hektarů s průměrnou výměrou 35,1 ha a půda byla obdělávána většími společnostmi. Míra predace juvenilních jedinců zajíce odhadovaná na základě analýzy potravy kánat přinášené dospělými jedinci mláďatům na hnízdo byla na malých polích 2,6krát nižší než na velkých polích. Tato studie zřetelně ukazuje, jak významně může struktura krajiny ovlivnit predaci mláďat zajíce polního a jak je možné dosáhnout snížení predace managementem stanovišť v zemědělské krajině.

6.1.2 Výsevy biopásů a hospodaření s nimi

Jedním ze základních, a především velmi efektivních opatření podpory populací zajíce polního, potažmo zlepšení stavu celého ekosystému, jsou biopásky či případně myslivecká políčka pro zvěř. Jedná se o managementová opatření pro obnovu ekologické rovnováhy v intenzivně využívané zemědělské krajině. Tyto pásy zeleně, často osévané specifickými směsmi travin, bylin a jetelovin, slouží nejen jako zdroj potravy, ale současně jako kryt pro zajíce polního, ale i pro další druhy volně žijících živočichů. Klíčovým přínosem biopásů je zvýšení biodiverzity krajiny, což přímo podporuje stabilitu ekosystému. Kromě samotné výživové hodnoty mají tyto plochy významný ekologický přínos. Obsahují druhy rostlin, které zvyšují schopnost půdy zadržovat vodu, omezují erozi a obohacují půdu o organickou hmotu. Tímto způsobem lze biopásky nejen efektivně zakládat, ale také udržovat jako funkční a dlouhodobě přínosné prvky krajiny. Pečlivě zvolené pastevní směsky v nich hrají zásadní roli a umožňují vytvořit prostředí, které je pro zajíce nejen atraktivní, ale i klíčové pro jeho přežití.

Biopásky by měly být zakládány na strategických místech, jako jsou okraje polí, přilehlé plochy k remízům či mezím nebo podél vodních toků. Tyto lokality přirozeně přitahují zvěř a mohou

sloužit jako migrační koridory. Na druhé straně však také představují velmi frekventovaná místa vyhledávaná predátory (Šálek et al., 2010). Především lišky v krajině velmi často kopírují liniové formace, které cíleně procházejí. Biopásy tak mohou představovat ekologickou past, a to zejména v místech, kde se zastoupení biopásů pohybuje pouze v řádu desetin procent. Riziko predace ze strany savčích predátorů lze snížit umístěním biopásu směrem do středu větších půdních bloků, což může výskyt lišek či kun minimalizovat. Snížení okrajového efektu je možné také omezit navýšením šíře biopásu. Optimální šířka by měla být alespoň 10 metrů, přičemž větší plochy poskytují nejen lepší kryt, ale také stabilnější prostředí pro různé rostlinné a živočišné druhy. Klíčovým aspektem je i délka biopásu, která by měla umožnit jeho spojení s dalšími prvky krajiny, čímž se vytvoří kontinuální síť vhodných biotopů.

Pro úspěšnou realizaci biopásů je zásadní správná volba osiva. Ideálním řešením jsou pastevní směsky, které kombinují vysokou výživovou hodnotu s odolností vůči klimatickým podmínkám. Takové směsky obsahují druhy travin, jetelovin a bylin, jako je například jetel luční, vojtěška setá nebo jilek vytrvalý (*Lolium perene*). Tyto rostliny nejenže poskytují kvalitní potravu pro zajíce, ale také přispívají k diverzitě krajiny. Důležitým prvkem hospodaření s biopásy je jejich pravidelná obnova a údržba. Biopásy či obdobné směsky (např. políčka pro zvěř) by měly být obhospodařovány tak, aby vždy alespoň část plochy zůstala nepokosená, čímž se minimalizuje rušení zvěře a zajistí se kryt po celý rok. Sečení by mělo probíhat střídavě, aby na jedné polovině biopásu zůstala vegetace, která poskytne útočiště mláďatům a jiným živočichům. Tento přístup zároveň umožňuje přirozenou regeneraci půdy a podporu hmyzu, který je důležitý pro opylování a ekologickou stabilitu.

Pastevní směsky jsou pro biopásy zvláště vhodné, protože kombinují výživové potřeby zajíce s odolností vůči klimatickým a půdním podmínkám trvalým zakrytím půdního povrchu. V minulosti byla krajina bohatá na druhově pestré louky, které zajícům poskytovaly nejen potravu, ale i kryt a útočiště. Louka se v různé fázi vegetačního období lišila přítomností různých druhů a na 1 m² louky rostlo často i 30 druhů rostlin. Většina těchto druhů přitom patřila mezi dvouděložné, i když trávy co do kvantity převládaly (Skála, 2004). Druhová pestrost je přitom pro býložravce velmi významná, získávají z ní nejen energii, ale také řadu dalších látek, které ovlivňují stav organismu. Zabloudil (2004) uvádí přehled 110 rostlinných druhů konzumovaných zajíci a přehled 23 druhů konzumovaných dřevin. Brull (1985) uvádí 46 travin a 78 druhů jiných rostlin, které zjistil v potravě zajíců, a vysokou druhovou diverzitu potravy potvrzuje celá řada dalších autorů, přičemž složení potravy tvoří z cca 78 % traviny a byliny a význam dřevin narůstá až v mimovegetačním období (20–40 %). Zabloudil a Petr (2011) uvádějí, že podíl potravy zajíce polního by měla tvořit ze 70 % zelená píce (trávy, hlízy, listy, osení), z dalších 23 % semenná potrava (zrna, semena, plody) a 7 % doplňkové potravy (kůra, výhonky, kořeny). K obdobným výsledkům dospěli i např. Henderson et al. (2004) a Reichlin et al. (2006). Kromě samotné redukce vhodných stanovišť došlo v posledních desetiletích i k degradaci stanovišť zbývajících. To kromě jiného znamená pokles druhové diverzity přirozených i uměle zakládaných porostů. V myslivecké praxi je bohužel značná část ploch využívaných jako myslivecká políčka osévána kukuřicí nebo jinými monokulturami zemědělských plodin, takže jejich přínos pro diverzitu prostředí je velmi omezený. Havránek et al. (2003) uvádí řadu druhů, které jsou pro zvěř atraktivní a jsou vhodné pro zpestření pastevních porostů. Jedná se o anýz, bob, čirok, diviznu, komonici, krmnou kapustu, fenykl, kmín, laskavec, libeček, pohanku, proso, sléz krmný, slunečnici, topinambury, pískavici a další. Nabízí se tedy otázka, jak plochy vhodné pro zakládání biopásů, skýtající pestrou potravní nabídku a pokud možno i kryt pro zajíce a drobnou zvěř obecně, využívat.

Prvním určujícím faktorem před použitím vybrané pastevní směsky je časový limit, tedy zda se jedná o založení víceletých, jednoletých nebo jen sezónních porostů. Z hlediska ekonomického se cena osiva někdy může jevit jako výhodnější u zakládání jednoletých porostů oproti víceletým směskám s pestřejším druhovým zastoupením. Při rekalkulaci nákladů na období 3–5 let se ovšem pohled na tento problém změní. Kromě toho lze hlavní výhodu spatřovat v možnosti dostupnosti těchto porostů pro živočichy v průběhu celého roku. Právě víceleté směsky pěstované bez každoročního zásahu zemědělské techniky poskytují zajíce polnímu stabilnější prostředí z hlediska nabídky potravy i tolik nedostatkového krytu v krajině.

Z hlediska populační dynamiky zajíce polního je právě kryt dostupný v průběhu celého roku klíčový pro juvenilní jedince, kteří se rodí i mimo vegetační sezónu a první mláďata je možné v krajině nalézt již v lednu. Tomu ostatně odpovídají i zjištěné výsledky, které odrážejí vysokou preferenci biopásu juvenilními jedinci (viz RDA analýza v kapitole 5.2.2). Několikadenní jedinci zajíce polního přes den odpočívají ve stařinách či v jiné vegetaci a v noci pak tento kryt opouštějí a vydávají se na otevřenou plochu, kde se shledávají s matkou a přijímají potravu ve formě mateřského mléka. Následně se opět vrací do krytu, tvořeného například i biopásem. Právě pro tyto jedince je naprosto klíčový osev víceletou směskou, která není zapravována a nehrozí tak zaorání juvenilních jedinců v průběhu měsíce března či dubna, kdy se jich rodí nejvíce.

Nevýhodou víceletých druhově bohatých směsek je ovšem potřeba kvalitní přípravy půdy, neboť jsou v nich kromě jiného většinou zastoupeny druhy, jejichž semena jsou malá. Zároveň je třeba počítat s tím, že podle stanoviště se některé druhy rostlin ve směsi uplatní více a některé méně a dále, že během víceletého setrvání na jednom stanovišti dochází k sukcesi porostu. Dále je také třeba počítat s postupným prosazením planě rostoucích druhů, což je ovšem většinou pozitivní jev. Výhodou porostů jednoletých a sezónních směsek je možnost jejich využití při pozdním výsevu například v srpnu po sklizni zemědělské plodiny, čímž dojde k prodloužení pastevní nabídky až do mimovegetační periody. Mezi jednotlivými porosty je samozřejmě rozdíl v zastoupení jednotlivých živin, což se mění nejen podle druhového zastoupení, ale také sezónně. Například v druhově bohaté směsce, koncipované především pro zajíce, dochází k poklesu obsahu popelovin během podzimu ve srovnání s letním obdobím až o 62 %. Stejný trend byl zjištěn obdobně i pro dusíkaté látky. Naproti tomu, obsah hrubého tuku vzrostl o 33 %, brutto energie vzrostla o 5 % a obsah hrubé vlákniny o 6 %. Obdobná směska, jejíž receptura akcentovala kromě druhové diverzity a obsahu živin i tvorbu krytu pro drobnou zvěř (především zajíce), byla sestavena a úspěšně otestována ve Výzkumném ústavu lesního hospodářství a myslivosti a měla dále uvedené složení a vlastnosti (registrována jako Užitený vzor).

Jedná se o osivo víceleté pastevní směsi s vysokou druhovou diverzitou, která je vhodná pro stanoviště agrární krajiny, preferující potřeby rozvoje populací drobné zvěře, a to především zajíce, popřípadě srnčí zvěře. Směs se skládá celkem z 26 druhů rostlin, které se dělí do následujících skupin: trávy 5 druhů, jeteloviny 5 druhů, obiloviny 3 druhy, olejnin 1 druh, luskoviny 1 druh, zeleniny 2 druhy, aromatické 2 druhy, léčivky 5 druhů, kořenové 1 druh a sléz krmný, jehož maximální atraktivita nastupuje v průběhu druhého roku od výsevu. Podrobné složení včetně procentuálního zastoupení je uvedeno v **Tabulce 3**.

V ideálním případě je cílem výsevu rozložení na více menších ploch o výměře do cca 0,5 ha. Vyšším počtem rovnoměrně rozložených ploch dochází k rovnoměrnějšímu rozložení populace zajíce polního v zájmovém území, což platí především v mimovegetačním období. Tím dochází zároveň ke snižování monodietního syndromu. Rovnoměrné rozložení menších ploch může současně ovlivnit i snížení predatorního tlaku. Výsev směsi je vhodné cílit především do ekotonů.

Termín výsevu směsi je variabilní v měsících duben až srpen. Hmotnost výsevu se pohybuje od 30 do 35 kg na jeden hektar, hloubka setí 0,5 až 2,5 cm. Díky podílu bylin jako je kmín nebo komonice tvoří průměrná výška porostu v odpovídajících podmínkách cca jeden metr a více. Výška porostu je určující pro tvorbu krytu dostatečného především pro drobnou zvěř. Porost podléhá sukcesi, která je do jisté míry závislá na charakteru stanoviště, avšak po dobu 3 až 5 let plní všechny požadované výše uvedené funkce. Velká část druhů obsažených ve směsi je vytrvalá a další jednoleté druhy v porostu setrvávají vysemeněním. Obrázek směsi po prvním roce od výsevu je uveden níže (**Obr. 26**). V jarním období je ve směsi stále dostatečně zastoupena krmná kapusta a hrubá vláknina, kterou reprezentují stvolý slézu přeslenitého (*Malva verticillata*). V tomto období se jedná mnohdy o jeden z mála dostupných krytů v období kladení zajíců. Testování směsi proběhlo v rámci honiteb v oblasti Kolína i jinde.

Tab. 3: Druhovité složení směsi biopásu.

Druh česky	Druh latinsky	Podíl semen ve směsi (%) celkové hmotnosti
Bojínek luční	<i>Phleum pratense</i> L.	1,2
Brutnák lékařský	<i>Borago officinalis</i> L.	0,5
Brukev řepka	<i>Brassica napus</i> L.	3,0
Čirok obecný	<i>Sorghum bicolor</i> L.	5,0
Heřmánek pravý	<i>Matricaria chamomilla</i>	0,1
Jetel nachový	<i>Trifolium incarnatum</i> L.	3,0
Jetel luční	<i>Trifolium pratense</i> L.	12,0
Jetel plazivý	<i>Trifolium repens</i> L.	5,0
Jitrocel kopinatý	<i>Plantago lanceolata</i> L.	1,5
Jílek jednoletý	<i>Lolium multiflorum</i> L.	2,0
Jílek vytrvalý	<i>Lolium perenne</i> L.	1,5
Kapusta krmná	<i>Brassica peacea</i> L.	0,7
Komonice bílá	<i>Melilotus albus</i> M.	2,0
Kmín setý	<i>Carnum carvi</i> L.	5,0
Kopr vonný	<i>Anethum graveolens</i> L.	3,0
Kostřava červená	<i>Festuca rubra</i> L.	5,0
Kostřava luční	<i>Festuca pratensis</i> L.	2,8
Měsíček lékařský	<i>Caledula officinalis</i> L.	1,7
Mrkev krmná	<i>Daucus carota</i> L.	1,5
Pelůška sp.	<i>Pisum sativum</i> L. <i>arvense</i>	8,0
Pohanka setá	<i>Fagopyrum esculentum</i> M.	10,0
Sléz přeslenitý	<i>Malva verticillata</i> L.	8,0
Vičenec ligrus	<i>Onobrichis vicifolia</i> L.	1,5
Vojtěška setá	<i>Madicago sativa</i> L.	5,0
Zelí hlávkové	<i>Oleoracea</i> L. sp.	1,0
Žito trsnaté	<i>Secale sylvestre</i> H.	10,0



Obr. 26: Směs na jaře po zimním období a intenzivním vypásání zvěře.

6.1.3 Podpora nezemědělské vegetace

Otázka podpory populace zajíce polního a dalších druhů volně žijících živočichů v zemědělské krajině vždy v první fázi směřuje ke kvantifikaci rozsahu opatření. Kolik území je potřeba, aby se tyto změny již výrazněji projeví? Tato problematika byla studována zčásti již dříve. Například Meichtry-Stier et al. (2014) uvádí rozsah alespoň 14 % provedených agro-environmentálních opatření, což již prokazatelně ovlivnilo populační nárůst nejenom zajíce polního, ale současně i početnost polních ptáků. Provedený výzkum v podmínkách České republiky, popisovaný v této metodice, hodnotil zastoupení extenzivně obhospodařované krajiny vyjma lesních fragmentů (biopásky, okraje polních cest, nesekané traviny) a prokázal, že početnosti 1 jedince zajíce/ hektar odpovídá 4 až 8 % extenzivně obhospodařované krajiny v rámci širšího kontextu hodnoceného území (s ohledem na roční období). Je tedy zřejmé, že není nutné měnit celý agroekosystém, jelikož postačí změny v řádech desítek hektarů.

V případě provedených analýz, hodnocených v této metodice, představuje pojem „nezemědělská vegetace“ širokou škálu stanovišť, která jsou zajíci využívána s různou intenzitou. Výsledky provedené RDA analýza (kapitola 5.2.2) ukázaly negativní vliv nezemědělské vegetace, která byla v případě analýzy reprezentována lesními stanovišti a remízy větších výměr nad 0,5 ha. Tato lesní stanoviště nepředstavují místa primárního výskytu zajíce, který je na základě ekologie a biologie spíše druhem otevřené krajiny. Výsledky naopak prokázaly jednoznačně pozitivní vliv polních cest, s jejichž zvyšujícím se zastoupením v monitorovaném území rostla i početnost zajíce. Podporu tohoto typu krajinné vegetace lze rozdělit na obnovení polních cest a výsadbu stromořadí v krajině či zavedení hospodaření formou agrolesnických systémů. Všechny tyto prvky spojuje vznik neudržované a často nesekané vegetace planě rostoucích travin a bylin v pruzích pod vysazenými stromy (**Obr. 27**). Tyto rostliny jsou často jediné prvky zeleně, které v krajině přetrvávají v období po sklizni a ostatně i ve zbytku mimovegetační sezóny. Jedná se tak o stabilizační prvky krajiny, ze kterých benefitují nejenom zajíci a další druhy volně žijících obratlovců, ale především široká škála bezobratlých.



Obr. 27: Neobdělávaný pruh vegetace pod alejovou výsadbou, který v krajině zůstává i po sklizni zemědělských plodin.

Využití pruhů stařin a další nesekané vegetace je v případě zajíce polního naprosto zásadní především pro juvenilní jedince. Ti využívají krytové možnosti neobdělávané vegetace obdobně jako v případě biopásů. Během dne zůstávají zalehnutí v krytu stařiny, ze kterého v průběhu noci vycházejí na otevřené plochy. Pohyb juvenilního jedince je patrný z níže uvedeného obrázku (**Obr. 28**). Z pozičních dat je patrné, že daný jedinec místo úkrytu nemění a stejně tak i vychází na stejné místo do obdělávaného pole tak, aby minimalizoval pohyb v neznámém prostoru, čímž snižuje riziko predace. Místo zálehu je opět patrné na obrázku níže. Pokud je v krajině stařina dostupná, je takto intenzivně využívána, jelikož prakticky překryje celé tělo juvenilního jedince. Tím jsou mláďata dobře kryta především před pernatými predátory, což zajíce v takto strukturované krajině může přinášet zásadní výhodu pro rozvoj populace.

Mezi konkrétní možnosti jak podpořit populaci zajíce polního v zemědělské krajině tedy patří výsadba liniových pásů dřevin, což je jedním z těch nejjednodušších managementových opatření. Tyto činnosti jsou v současné době intenzivně podporovány dotačními tituly. Jedná se například o podporu ze strany Agentury ochrany přírody a krajiny nebo o podporu Státního fondu životního prostředí České republiky či případně o další možné dotační tituly. Výhodou liniových výsadeb stromů je možnost kopírování hranice pozemku či již existující krajinné struktury (např. stávající meze). Liniové výsadby tak zaberou pouze malou výměru pozemku, avšak díky svému tvaru mohou pozitivně ovlivnit relativně velké území. Další nespornou výhodou je především trvalost takového opatření. Vysazené stromy v krajině zůstávají po celá desetiletí.



Obr. 28: Využívání nezemědělské vegetace na okraji cesty (vlevo) a vyznačený úkryt juvenilního jedince ve staré, nesekané vegetaci.

Dalším a velmi efektivním opatřením je obnovení struktury polních cest. Možnost jejich obnovy poskytují pozemkové úpravy, v rámci kterých je možné cesty opět vytyčit v terénu. Pozemky, které byly dříve určeny pro pohyb mezi jednotlivými půdními bloky, bývají zpravidla ve vlastnictví měst a obcí. V případě snah o obnovení polních cest je tedy důležitá především komunikace s vedením obcí a s dostatečnou argumentací, proč a za jakým účelem tyto cesty obnovovat. Zároveň je bezpodmínečně nutné přesně vysvětlit cíl tohoto opatření tak, aby byly polní cesty obnoveny bez úpravy a zpevnění povrchu. Vhodné je kombinovat zpevnění cest s liniovou výsadbou dřevin, čímž dojde k zajištění trvalého efektu tohoto opatření. Hlavním záměrem obnovy polních cest by v případě zajíce polního mělo být vytvoření vhodných krytových možností. Proto je důležité polní cesty nesekat a ponechávat na nich vegetaci po celý rok. Obnova vegetace může být zajištěna například mulčováním, kdy se takto upraví vždy pouze část cesty – například polovina – a na zbylé polovině se vegetace ponechá.

Jednou z dalších možností jsou výsadby agrolesnických systémů. Agrolesnické systémy kombinují prvky zemědělského hospodaření s produkcí dřevní hmoty, čímž dochází ke stabilizaci zemědělské krajiny vůči různým negativním vlivům. Krajina je rozčleněna liniovými výsadbami s minimálním počtem 100 vysazených stromů na hektar (dle současně platné legislativy). Opatření má velmi pozitivní vliv na drobnou zvěř, což platí v případě zajíce opět zejména vznikem pásů nezemědělské vegetace mezi jednotlivými vysazenými stromy. Ve srovnání s liniovou výsadbou jednotlivých stromořadí či s obnovou polních cest je hlavní výhodou plošnost tohoto opatření, které pokryje zpravidla větší území. Díky tomu je v krajině rozmněněno riziko predace a opatření tak může mít větší přínos než jednotlivé liniové výsadby.

6.2 Management predátorů

Vliv predátorů na populaci zajíce polního a její případný rozvoj či pokles byl popsán v úvodních částech metodiky, konkrétně v kapitolách 4.2.1 a 4.2.2. Mnohem častěji je ale pokládána otázka, do jaké míry je možné zajíce polního podpořit intenzivním lovem predátorů a jak na tento intenzivní lov populace zajíce polního zareaguje, případně i v jakém časovém horizontu. Obdobnou otázku si položil autorský kolektiv Reynolds et al. (2010), který v roce 1995 představil i výsledky experimentu zhodnocení intenzivního lovu predátorů na populaci zajíce polního v Anglii.

Výzkumníci si pro srovnání vybrali 2 oblasti, Collingbourne (564 ha) a Milston (496 ha), které měly srovnatelnou charakteristiku krajiny. Tomu rámcově odpovídala i počáteční srovnatelná populační hustota zajíce polního, která v oblasti Collingbourne činila 15,6 jedinců/100 ha a v oblasti Milston pak 11,3 jedinců/100 ha (početnost v zimním období). Experiment byl zahájen v roce 1985 intenzivním lovem predátorů v oblasti Collingbourne, který probíhal po dobu tří let, zatímco oblast Milston byla ponechána jako kontrola bez cílené redukce predátorů. Specifikem Anglie je v tomto případě zajištění profesionálního lovce, který se věnuje lovu na plný úvazek, což nemá v našich podmínkách obdoby. Profesionální lovec lovil predátory jak palnou

zbrání, tak i pomocí odchyťových zařízení a soustředil se zejména na tyto druhy: liška obecná, lasice hranostaj a lasice kolčava a krkavcovití. Intenzivní lov predátorů byl směřován do období února až července, tedy do měsíců vrcholu reprodukce zajíce polního. Rozdíl mezi sledovanými oblastmi tedy spočíval pouze v lovu predátorů, bez jakýchkoliv úprav krajiny.

Během tříletého období intenzivního lovu predátorů došlo k postupnému nárůstu populace, která se ve třetím roce zdvojnásobila a dostala se na hodnotu 28,5 jedinců/100 ha. Naproti tomu v kontrolní oblasti došlo spíše k mírnému poklesu populace. Početnost se zde v tříletém horizontu pohybovala v rozmezí od 7,4 do 11,9 jedinců/100 ha. Výsledky jasně ukazují na možnost podpory populace zajíce polního intenzivním lovem, na což může populace takto rychle zareagovat zvýšením. Ovšem pokud je následně od lovu predátorů upuštěno, prakticky ihned – tedy v následující sezóně – se tento fakt projeví na opětovném poklesu populace zajíce. Intenzivní lov běžných predátorů i na menším území dokáže zajistit významný nárůst populace zajíce již z roku na rok. Obdobně pozitivní výsledky lze očekávat i u jiných druhů, jako je například koroptev polní (*Perdix perdix*).

Nezbytnost lovu predátorů zajíce polního byla ověřována i v Polsku. Výzkum prokázal vliv lišky obecné, která může redukovat populaci zajíce v letním období o 16 % a na podzim o dalších 8 %. V případě redukce populace dospělých zajíců jsou predátoři zodpovědní za cca 50 % mortality. Na druhé straně pouze 7 % útoků lišky na dospělého zajíce je úspěšných (Goszczyński a Wasilewski, 1992). Byť je úspěšnost lišky při zimním lovu dospělých jedinců zajíce polního takto nízká, její role je zásadní. Liška v tomto období loví reprodukčně aktivní jedince, kteří se již v brzkém jaře mohou úspěšně zapojit do reprodukce. Významné ztráty tak představují zejména v zimně predované zaječky.

Snížení predací tlaku lišky lze dosáhnout nejenom jejím intenzivním lovem, ale také nabídkou snadněji dostupné kořisti. Tu v zemědělské krajině představují drobní hlodavci, zejména hraboš polní. Liška je v případě lovu hrabošů výrazně úspěšnější, kdy tato úspěšnost kolísá mezi 30 a 50 %. Tento fakt opět poukazuje na zásadní roli managementu krajiny, čímž lze zajistit její stabilitu a snížit tak i výkyvy v populační dynamice hraboše polního, který představuje hlavní potravu lišky obecné, ale i dalších predátorů. V případě stabilní, vysoce diverzifikované polní krajiny zároveň nedochází ke kalamitním výskytům v populaci hraboše, což má obecně velmi pozitivní vliv na zemědělské hospodaření.

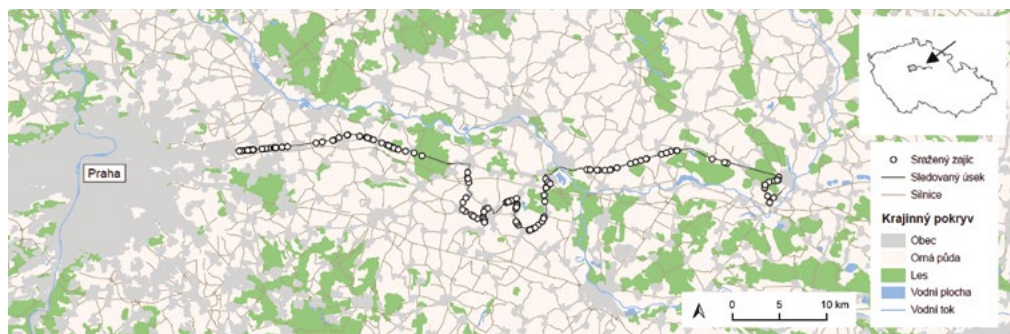
Z pohledu managementu predátorů je třeba si nejprve uvědomit, že veškeré dostupné výsledky zahraničních i tuzemských výzkumů poukazují na zcela zásadní roli lišky obecné jako predátora nejenom mláďat, ale i dospělých jedinců zajíce polního. Lišku je dle stávající platné legislativy možné lovit od prvního července do konce února. Do tohoto období je tedy nutné směřovat intenzivní lov tohoto predátora, čímž lze zajistit podporu zajíce polního, ale i dalších, drobnějších druhů volně žijících živočichů, včetně těch chráněných. V případě zajíce polního liška ovlivňuje populaci především v jarním období, kdy zásadně redukuje přírůstek zaječí populace, ale zároveň i v zimě, kdy loví dospělé, kteří se následně nezapojí do reprodukce. Pokud má být lov efektivní a má pomoci podpořit zajíce polního, je nutné se nejdříve zamyslet nad biologií lišky obecné. Jedná se o teritoriální druh, a k rozmnožování dochází v lednu a v únoru. V tomto období je lov lišek jednoznačně nejvíce efektivní. Liška po ukončení období páření vyhledává opuštěné anebo si vyhrabává nové nory, do kterých po 52 dnech od oplodnění vrhá

liščata. Intenzivní lov lišek v průběhu ledna a února tak dokáže zajistit dlouhodobější období bez opětovné kolonizace uvolněného území okolními liškami, které zůstávají v místech, která mají připravena pro péči o liščata. Domovský okrsek lišky se v období rozmnožování zmenšuje na několik desítek hektarů. Liška tak na uvolněném území, na kterém byly lišky v lednu a únoru intenzivně loveny, zpravidla neloví. Samozřejmě záleží i na dalších faktorech, jako je například výměra zóny s intenzivním lovem atp. V případě lovu během zbytku roku je však uvolněný prostor velmi rychle obsazen dalším jedincem.

6.3 Silniční mortalita

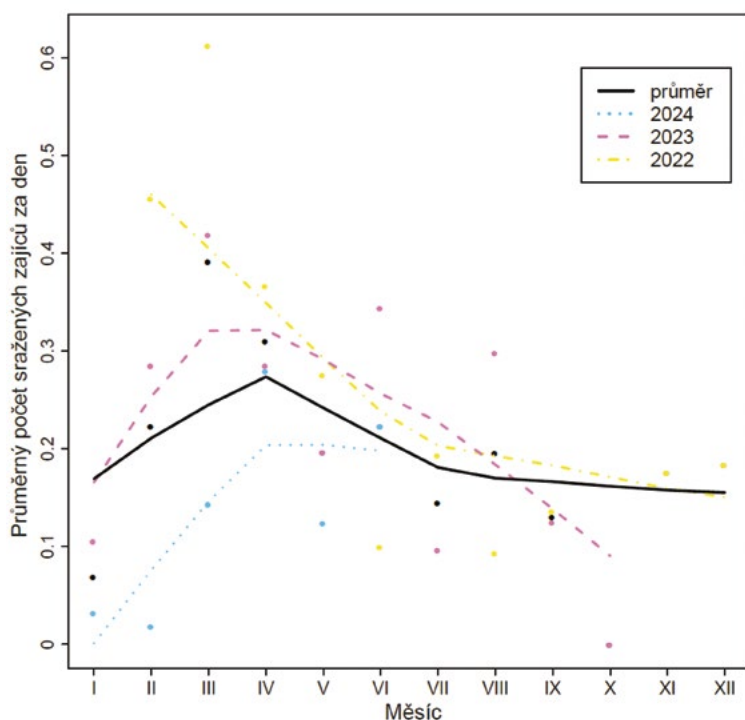
Silniční mortalita je důležitou ekologickou zátěží pro mnoho druhů zvířat, včetně zajíce polního. Ačkoliv policejní statistiky srážky vozidel se zajíci evidují, jsou tyto údaje značně podhodnocené a v případě zajíce polního nevěrohodné. Na základě cílených studií se ukázalo, že je na českých silnicích ročně usmrceno mezi sto tisíci až půl milionem zajíců a zhruba třetina řidičů zajíce alespoň jednou srazil (Anděl a Hlaváč, 2008; Mrtka a Borkovcová, 2012). K udržení životaschopnosti populací zajíce polního je proto žádoucí riziko silniční mortality snižovat. Bohužel běžně používaná opatření jako pachové ohradníky nefungují a je nutné hledat další přístupy k snížení negativního vlivu dopravy na zajíce.

V letech 2022 až 2024 byla mezi Prahou a Chlumcem nad Cidlinou provedena studie systematicky monitorující silniční mortalitu zajíce polního na úseku dlouhém 84 km (**Obr. 29**). Monitoring byl prováděn na různých typech silnic, kromě dálnic. Celý úsek byl v daném období kontrolován v průměru jednou za 4,5 dne.



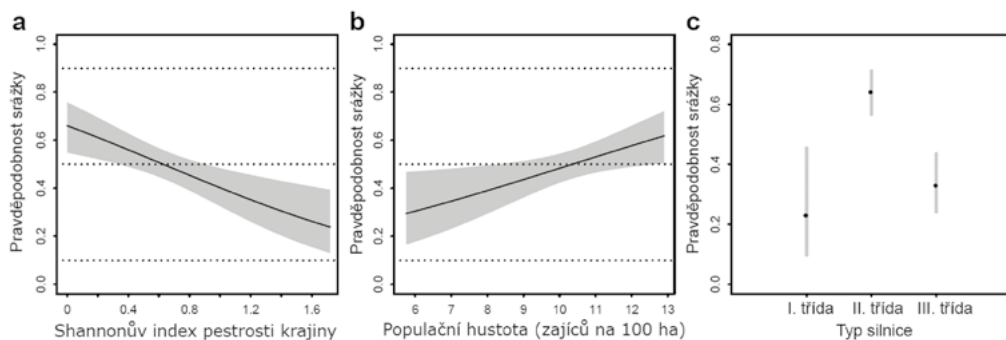
Obr. 29: Úsek monitoringu silniční mortality zajíce polního v období 2022–2024.

Ukázalo se, že mortalita dosáhla ve sledovaném úseku hodnoty 0,8 sražených zajíců na km a rok, což je výrazně méně, než je odhadovaný celorepublikový průměr kolem 9–15 zajíců na km a rok (Anděl a Hlaváč, 2008). Riziko srážky vykazovalo jasnou sezónní dynamiku s vrcholem v dubnu a postupným poklesem do začátku léta. Od léta do konce zimy bylo riziko srážky nižší (**Obr. 30**). Je ovšem nutné upozornit na určitou meziroční variabilitu, výše popsaný sezónní průběh rizika srážky se během let může nepatrně měnit. Lze tedy konstatovat, že obdobím nejvyššího rizika srážky je jaro, zjevně v důsledků zvýšené pohybové aktivity zajíců v návaznosti na období rozmnožování.



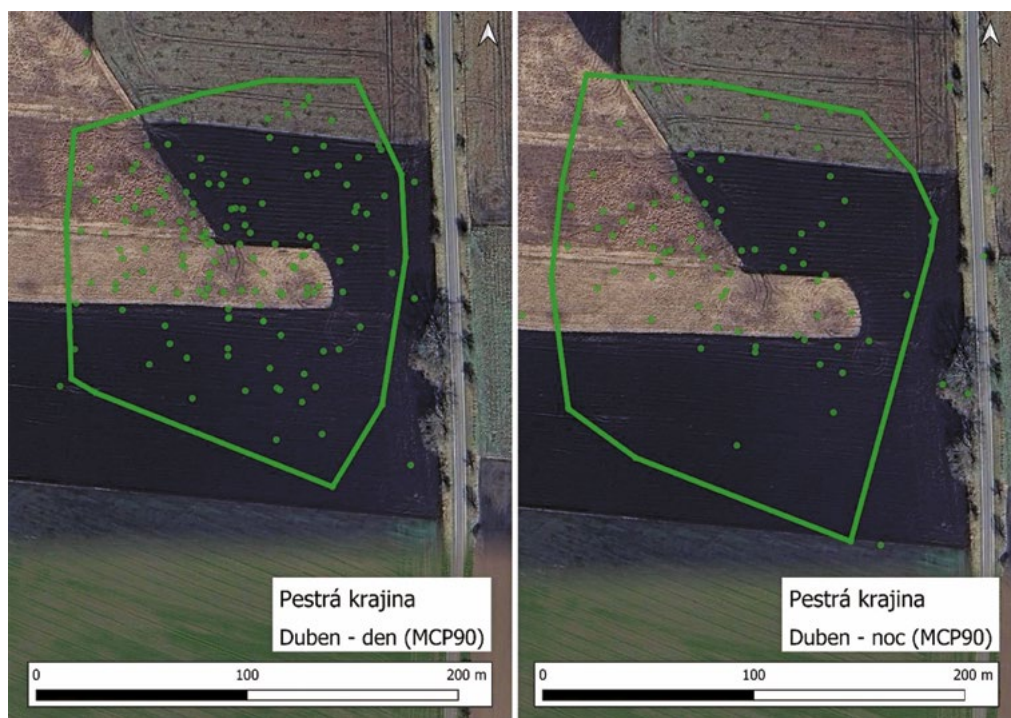
Obr. 30: Sezónní průběh průměrného měsíčního počtu sražených zajíců za den (zobrazené body). Proložené linie jsou funkcemi lokálních polynomických regresí (LOWESS).

S ohledem na typ silnice bylo riziko srážky výrazně vyšší na silnicích II. třídy v porovnání se silnicemi I. a III. třídy (**Obr. 31c**). Počet sražených zajíců byl také vyšší v lokalitách s vyšší populační hustotou (**Obr. 31b**). Zásadní je zjištění významného snížení rizika srážky s jedoucím vozidlem v lokalitách s pestřejší krajinou v okruhu 1 km od místa srážky (**Obr. 31a**).



Obr. 31: Predikovaný vliv a) Shannonova indexu pestrosti krajiny, b) populační hustoty a c) typu silnice na pravděpodobnost srážky zajíce polního s jedoucím vozidlem. Šedě jsou vyznačeny 95% intervaly spolehlivosti (95% CI).

V návaznosti na daná zjištění je k snížení rizika srážky zajíců s projíždějícími vozidly nutné zvýšení pestrosti krajinného pokryvu, alespoň v nejvíce rizikových lokalitách. Toho lze dosáhnout např. zvýšením podílu biopásů, úhorů, roztroušené zeleně a počtu pěstovaných plodin v okolí silnic a snížením výměry půdních bloků. Nejrizikovější lokality jsou ty s vysokou populační hustotou zajíců v okolí silnic II. třídy. V těchto místech lze zvýšením diverzity biotopů v okolní krajině dosáhnout nejlepších výsledků. Příkladem může být domovský okrsek zajíce polního v pestré krajině, který se pohyboval centrálně pouze na polích s malou výměrou půdních bloků a v okolí biopásů s vysetou pastevní směskou (viz výše) a vyhýbal se přilehlé silnici (**Obr. 32**). Přijetím navrhovaných opatření lze dosáhnout pozitivního efektu i na další aspekty ekologie zajíců, např. na populační hustotu a míru. Dále lze doporučit doplňkové dopravní značení v nejrizikovějších lokalitách s upozorněním na možnost srážky se zajícem v období březen – duben. Z ohleduplné a bezpečné jízdy řidičů by profitovali nejen zajáci a další druhy zvířat, ale také ostatní účastníci silničního provozu.



Obr. 32: Domovský okrsek zajíce polního v pestré krajině v okolí biopásů s vysetou pastevní směskou v průběhu dubna 2023.

6.4 Sčítání populace a zodpovědný management

Ochrana a management populací volně žijících živočichů musí vycházet z přesných a spolehlivých údajů, které odrážejí skutečný stav populací sledovaných druhů. Metody monitoringu a analýzy dat se neustále vyvíjejí a musí být v souladu s aktuálním technologickým pokrokem, výzkumem a novými poznatky. Použití nevhodných nebo nespolehlivých metod monitoringu může vést k chybným závěrům a nevhodným opatřením, proto je získávání validních dat o hustotě a dynamice populací volně žijících živočichů klíčové pro efektivní a úspěšnou ochranu a management těchto druhů. V současné době existuje několik metod na stanovení početnosti zajíců, které se liší provedením, náročností a zejména i přesností výsledku.

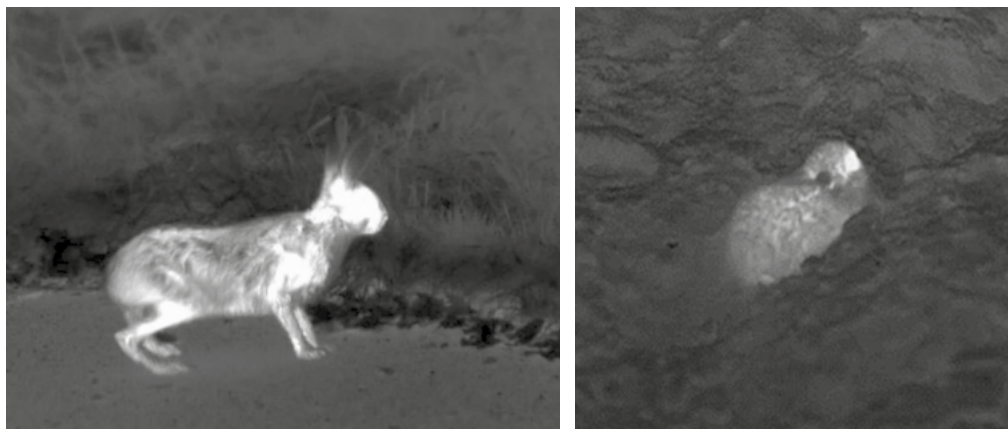
Jednou z metod ke zjišťování početnosti a populační hustoty zajíce polního je takzvané sčítání za pomoci reflektorů „*spotlight*“. Jak už název metody napovídá, sčítání je prováděno silnými reflektory (např. PowerPlus POWLI330, 5 mil. kandel, 12 V) v době nejvyšší potravní aktivity zajíců (tj. hodinu po západu slunce do půlnoci). Sčítání je vhodné provádět na jaře v březnu až dubnu a na podzim od října do listopadu, protože v těchto měsících je na polích nízká vegetace a zajíc je tedy v přehledných kulturách dobře viditelný. Většinou se na sledovaném území vybere několik liniových transektů, které se projíždějí automobilem. V praxi se jedná o polní cesty nebo asfaltové komunikace s velmi nízkou intenzitou provozu, které mohou mít libovolnou délku, avšak celkový počet nasčítaných zajíců se pak musí přepočítat na délku transektu. Pokud chceme porovnávat několik různě dlouhých transektů, tak musíme výsledné hodnoty přepočítat na jednotnou délku transektu. Průzkumný tým se skládá z jednoho řidiče a dvou zkušených pozorovatelů. Výběr jednotlivých transektů je prováděn na základě leteckých ortofotomap a vhodnost tras si je poté užitečné ověřit přímo v terénu. Nevhodné lokality pro využití metody „*spotlight*“ jsou např. oblasti s vysokým zastoupením lesů, městské oblasti nebo příliš členitá krajina. Zajíce jsou zaznamenávány v páscech o šíři 200 m po obou stranách transektu (osvětlená plocha = 80 ha/transekt) z pomalu jedoucího automobilu. Pozice jednotlivých zajíců jsou vyznačovány do mapy a zaznamenávány pomocí GPS zařízení.

K nově využívaným metodám monitoringu početnosti volně žijících zvířat se v současnosti řadí i využití termovizních zařízení. Použití termovizních zařízení zvyšuje spolehlivost detekce živočichů a umožňuje monitorovat nejen populační hustotu zajíců, ale i jejich věkovou strukturu. Výsledkem je efektivní nástroj pro získávání dat nezbytných k porozumění populační dynamiky a stanovení vhodných opatření pro ochranu tohoto druhu. Sčítání za pomoci termovize také minimalizuje falešně pozitivní nebo negativní záznamy spojené s používáním tradičních vizuálních metod. Termovizní sčítání je vhodné provádět za optimálních povětrnostních podmínek, zejména za jasné viditelnosti. Mlha nebo déšť snižují pravděpodobnost detekce. Nevýhodou této metody jsou vysoké pořizovací náklady.

Ověřený postup termovizního sčítání je následující. Zájmovou oblast lze proložit čtvercovou sítí o hraně jednoho čtverce 400 × 400 m, tedy o výměře 16 ha, a zároveň liniovými transektu vzdálenými od sebe 100 m, které protínají celou čtvercovou síť. Detailní monitoring dospělých,

subadultních a juvenilních jedinců zajíce polního pomocí termovizních přístrojů probíhá ve vymezeném prostoru čtverce na 4 transektech. Při monitoringu pomocí termovizí jsou zpravidla přítomni dva sčítači, kteří monitorují pruh o šíři 50 m, a to jak na pravou, tak na levou stranu transektu. Zařazení jedinců do jednotlivých věkových kategorií je prováděno na základě tělesných proporcí a celkového fyzického vzhledu. Tento postup zajišťuje detailní přehled o pohybu zajíců a minimalizuje riziko dvojitého započítání nebo přehlédnutí jedinců všech věkových kategorií. Moderní termovizní přístroje, jakým mohou být například binokulární termovize značky Pulsar, umožňují díky vysokému rozlišení, širokoúhlému displeji a integrovanému laserovému dálkoměru efektivní detekci jedinců (**Obr. 33**).

V článku Sliwinski et al. (2021) autoři porovnávali metodu „spotlight“ a využití termovize při sčítání zajíců v severním Německu. Nejprve byla oblast sečtena metodou „spotlight“ a následující noc na stejné trase a ve stejný čas byla využita termovize Nyxus Bird s integrovaným laserovým dálkoměrem. Termovizí pozorování zajíce byli identifikováni podle siluety a pohybu. Autoři zjistili, že sčítání metodou „spotlight“ ve srovnání s termovizí bylo podhodnocené až o 21,4 %. Termovizní sčítání vykazuje vyšší hustotu populace především díky lepší detektabilitě. Nicméně, obě metody jsou vhodné pro získání dlouhodobých populačních údajů. Je však nezbytné je přizpůsobit specifickým regionálním podmínkám.



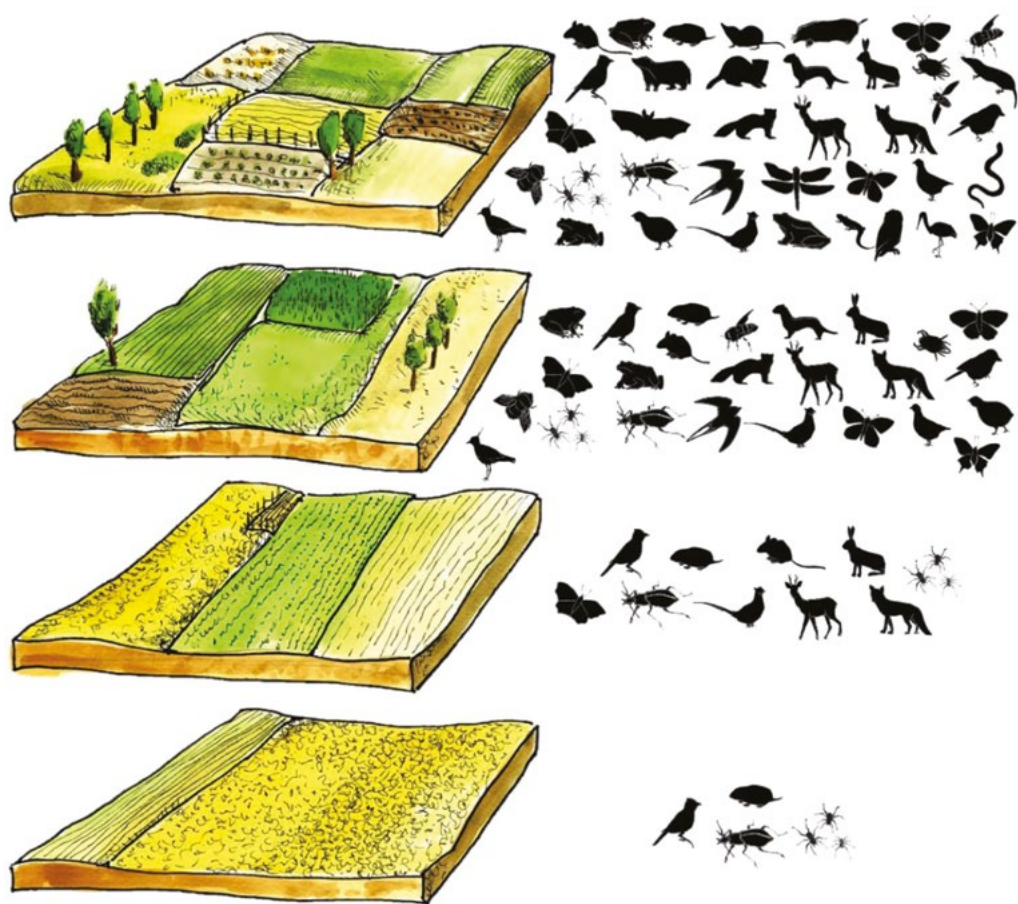
Obr. 33: Dospělý (vlevo) a juvenilní jedinec zajíce polního.

7 ZÁVĚR

Na základě tříletého výzkumu a podrobné analýzy literárních zdrojů byly identifikovány klíčové faktory, které mají zásadní vliv na populační hustotu zajíce polního v České republice. Jedním z hlavních zjištění je ověření prokazatelných vztahů mezi diverzitou zemědělské krajiny a ekologií zajíce polního, která se projevuje ve výměře domovských okrsků. Struktura zemědělské krajiny a zejména nabídka potravních a krytových možností současně ovlivňuje populační dynamiku tohoto druhu především z hlediska přežívání juvenilních jedinců. Pestrá krajina tak může hostit stabilní a úspěšně se reprodukující populaci zajíce polního s vysokým podílem subadultních a juvenilních jedinců.

Metodika svým zpracováním nabízí komplexní pohled na ochranu zajíce polního, jako modelového druhu zemědělské krajiny, prostřednictvím jednotlivých opatření, mezi která patří zejména zakládání biopásů, menších remízů a dalších krajinných prvků s nezemědělskou vegetací (neprodukčními plochami), které poskytují volně žijícím živočichům dostatek potravy a krytových možností. Je zřejmé, že nárůstu populace zajíce polního lze docílit také intenzivním lovem predátorů, zejména lišky obecné. Jedná se však o krátkodobé řešení a po snížení intenzity redukce predátorů dojde opět k populačnímu propadu zajíce polního a dalších, mnohdy i chráněných druhů živočichů, obývajících zemědělskou krajinu. Popisované úpravy krajiny mají naproti tomu dlouhotrvající efekt, a to nejenom na cílové živočichy, ale na celkový stav krajiny.

Ekosystémový pohled je zachycen v závěrečné kresbě, představené na další straně (návrh: Martin Šálek, Alena Fornůsková; kresba: Šimon Bryja), která popisuje dopady rozdílného managementu krajiny nejenom na zajíce polního, ale zejména i na další druhy živočichů, které žijí v agroekosystému. Pomocí krajinných úprav lze dosáhnout zvýšení populace zajíce polního, především však ukotvení stability krajiny, ve které je možné trvale hospodařit s minimalizací negativních efektů degradabilních procesů a populačních explozí kalamitních škůdců. Předložená metodika tak nastiňuje cestu, v rámci které by mělo být na myslivce, ale zejména na zemědělce, nahlíženo nejenom jako na hospodáře v krajině, ale především jako na ochránce přírody a garanty vhodného způsobu hospodaření. Návrhy hospodaření pomůžou v případě jejich realizace zajistit ekologickou rovnováhu v krajině, díky čemuž lze zdravý krajinný ráz bohatý na biodiverzitu zachovat i pro další generace.



8 SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ

Předložená metodika, zaměřená na možnosti managementu zemědělské krajiny ve vztahu k podpoře a stabilizaci populací zajíce polního, je unikátní svým pojetím, které kombinuje poznatky z oblasti výzkumu a nabízí jejich možné uplatnění v praxi. Značná část úvodního popisu problematiky populačního poklesu zajíce vychází ze znalostí příčin úbytku tohoto druhu v České republice, ale i v celé Evropě. Předložené navrhované postupy jsou založeny na základě realizovaného výzkumu, který je zaměřen na širokou škálu problematiky populační dynamiky zajíce polního, jeho ekologie i biologie. Novost postupů dále spočívá v návrhu inovativní metodiky sčítání zajíce polního, čímž lze zajistit jeho zodpovědný a udržitelný management. Za inovativní je možné dále označit využití GPS obojků, které je v případě telemetrie drobné zvěře značně komplikované a doposud nebylo v podmínkách ČR realizováno.

9 POPIS UPLATNĚNÍ METODIKY

Předložená metodika je zaměřena na podporu populací zajíce polního nejenom v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině, ale i v oblastech, kde tento druh ubývá a tam, kde se dlouhodobě vyskytuje v nízkých populačních hustotách. Předpokládané uplatnění metodiky lze očekávat zejména ze strany vlastníků a uživatelů honebních pozemků či dalších organizací hospodařících v zemědělských oblastech. Předpokladem je také využití ze strany státní správy ochrany přírody a krajiny vzhledem ke komplexním opatřením nejen pro zajíce polního, ale i pro další druhy zemědělské krajiny. Dalšími potenciálními uživateli mohou být odborné školy, univerzity a výzkumné organizace.

10 EKONOMICKÉ ASPEKTY

Z obecného hlediska lze konstatovat nefinanční charakter metodiky s ohledem na její zaměření, cílené na problematiku ochrany přírody a stabilizace agroekosystému. Ovšem v případě realizace popsaných postupů zajistí celospolečenský dopad v podobě zachování klesající populace zajíce polního ve specifickém prostředí České republiky. Na základě koncepce metodiky proto není možné konkrétní ekonomické náklady a přínosy paušálně vyčíslit. Pokud však dojde k realizaci uvedených doporučení v krajině, je možné očekávat výrazný nárůst populace zajíce polního a s tím spojené možnosti nárůstu loveckých příležitostí či možností odchytu. V honitbách, ve kterých se populace zajíce polního nachází na vysokých hodnotách, může být každoročně odchyceno i více než 100 jedinců. Tržní cena živého páru, odchyceného ve volné přírodě, odpovídá hodnotě 5 000,- Kč, případně i více. V honitbách s vysokou populační hustotou a realizací odchytů tak lze předpokládat každoroční možný přínos 250 000,- Kč i více. S ohledem na počet vhodných honiteb, které svým charakterem odpovídají možným lokalitám pro úpravy krajiny, je možné každoroční přínos vyhodnotit v řádech desítek milionů korun českých.

11 DEDIKACE

Metodika vznikla v rámci řešení projektu „Podpora zbytkových populací zajíce polního (*Lepus europaeus*) v různých typech zemědělské krajiny: od výzkumu k aplikované ochraně“, podpořeného Technologickou agenturou ČR v rámci programu Prostředí pro život (TAČR SS05010238) a zčásti také za využití podpory na rozvoj výzkumné organizace MZE–RO0123.

12 SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE

- Cukor, J., Havránek, F., Šálek, M., 2022. Zajíc polní a jeho reakce na zemědělské práce. *Svět myslivosti*, 10, 14–15.
- Cukor, J., Havránek, F., Šálek, M., 2022. Výzkum zajíce polního v nedávné historii a nyní. *Svět myslivosti*, 10, 16.
- Šálek, M., 2022. Biopásy a zvyšování pestrosti zemědělské krajiny. *Svět myslivosti*, 3, 30–31.
- Ševčík, R., Krivopalova, A., Cukor, J., 2023. Direct effect of farmland structure on European hare home range size: preliminary results from the Czech Republic. *Zprávy lesnického výzkumu*, 68 (3), 159–167.
- Šálek, M., Riegert, J., Krivopalova, A., Cukor, J., 2023. Small islands in the wide open sea: The importance of non-farmed habitats under power pylons for mammals in agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 351, 108500.
- Cukor, J., Hruška, J., 2023. Na zajíce... po vědecku! *Svět myslivosti*, 3/2023, 20–22.
- Cukor, J., 2023. Na zajíce po vědecku! Letní speciál. *Svět myslivosti*, 7/2023, 40–41.
- Havránek, F., 2023. Strípky z historie výzkumu zajíce polního u nás. *Svět myslivosti*, 5/2023, 29–31.
- Cukor, J., Riegert, J., Krivopalova, A., Vacek, Z., Šálek, M., 2024. The low survival rate of European hare leverets in arable farmland: evidence from the predation experiment. *PeerJ*, 12, e17235.
- Krivopalova, A., Mikula, P., Cukor, J., Ševčík, R., Brynychová, K., Šálek, M., 2024. Adaptation of farmland mammalian specialist to urban life: Escape behavior of European hare along the urban-rural gradient. *Science of The Total Environment*, 951, 175779.
- Ševčík, R., Cukor, J., Brynychová, K., 2024. Vliv struktury zemědělské krajiny na početnost a výměru domovských okrsků zajíce polního: dílčí studie z České republiky. *Prezentace. Zoolo- gické dny. Ostrava* 8. – 9. 2. 2024.
- Brynychová, K., Ševčík, R., Cukor, J., 2024. Jak počítat zajíce v zemědělské krajině? *Svět myslivosti*, 12/2024, 26–28.

13 LITERATURA

- Anděl, P., Hlaváč, V., 2008. Automobilová doprava a mortalita obratlovců. Ochrana přírody, 2008(5), 19–21.
- Barndorff-Nielsen, O. E., Abildgård, F., Andersen, J., 1972. The hare population (*Lepus europaeus* Pallas) of Illumø island, Denmark: a report on the analysis of the data from 1957–1970. Danish Rev. Game Biol., 6(5), 1–32.
- Bock, A., 2020. *Lepus europaeus* (Lagomorpha: Leporidae). Mammalian Species, 52(997), 125–142.
- Brull, L., 1985. Nahrungbiologische Studien am Feldhasen in Schleswigs-Holstein in Kovacs, G., Heltay, I., 1985. A mezeinyut, Budapest, Mezogazdaságl klado.
- Calenge, C., 2006. The package “adehabitat” for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. Ecol. Modell., 197, 516–519.
- Cukor, J., Riegert, J., Krivopalova, A., Vacek, Z., Šálek, M., 2024. The low survival rate of European hare leverets in arable farmland: evidence from the predation experiment. PeerJ, 12, 1–16. <https://doi.org/10.7717/peerj.17235>
- Červený, J., Šťastný, K., Koubek, P., 2016. Ottova encyklopedie: Zvěř. Praha: Ottovo nakladatelství. ISBN 978-80-7451-521-7.
- Deutscher Jagdverband., 2024. Wildtier-Information system der Länder Deutschlands. Wild Monitoring. Přístup 14. prosince 2024. <https://www.jagdverband.de/forschung-aufklaerung/wild-monitoring>.
- Edwards, P.J., Fletcher, M.R., Berny, P., 2000. Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat. Agric. Ecosyst. Environ., 79, 95–103.
- Erlinge, S., Frylestam, B., Göransson, G., Högstedt, G., Liberg, O., Loman, J., Nilsson, I.N., Schantz, T. von, Sylén, M., 1984. Predation on brown hare and ring-necked pheasant populations in southern Sweden. Ecography (Cop.), 7, 300–304. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1984.tb01135.x>
- Eskens, U., Kugel, B., Bensinger, S., Bitsch, N., 1999. Untersuchungen über mögliche Einflussfaktoren auf die Populationsdichte des Feldhasen. Eur. J. Wildl. Res., 45(1), 60.
- Frölich, K., Wissner, J., Schmöser, H., Fehlberg, U., Neubauer, H., Grunow, R., Nikolaou, K., Priemer, J., Thiede, S., Streich, W.J., Speck, S., 2003. Epizootiologic and ecologic investigations of European brown hares (*Lepus Europaeus*) in selected populations from Schleswig-Holstein, Germany. J. Wildl. Dis., 39, 751–761. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-39.4.751>
- Frylestam, B., 1980. Reproduction in the European hare in southern Sweden. Ecography, 3(2), 74–80.
- Goldyn, B., Hromada, M., Surmacki, A., Tryjanowski, P., 2003. Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. Z. Jagdwiss., 49, 191–200. <https://doi.org/10.1007/s10344-003-0002-3>

- Goszczyński, J., Wasilewski, M., 1992. Predation of foxes on a hare population in central Poland. *Acta Theriol. (Warsz.)*, 37, 329–338. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.92-33>
- Hackländer, K., Arnold, W., Ruf, T., 2002. Postnatal development and thermoregulation in the precocial European hare (*Lepus europaeus*). *J. Comp. Physiol. B Biochem. Syst. Environ. Physiol.*, 172, 183–190. <https://doi.org/10.1007/s00360-001-0243-y>
- Hartová-Nentvichová, M., Šálek, M., Červený, J., Koubek, P., 2010. Variation in the diet of the red fox (*Vulpes vulpes*) in mountain habitats: Effects of altitude and season. *Mamm. Biol.*, 75, 334–340. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.09.003>
- Havránek, F., Feuereisel, J., Hromas, J., Libosvár, F., Pintíř, J., 2003. Obhospodařování úhorů. 1. vydání. Jiří Figl-VEGA, Praha.
- Hell, P., Plavý, R., Slamečka, J., Gašparík, J., 2005. Losses of mammals (Mammalia) and birds (Aves) on roads in the Slovak part of the Danube Basin. *Eur. J. Wildl. Res.*, 51, 35–40. <https://doi.org/10.1007/s10344-004-0068-6>
- Hušek, J., Panek, M., Tryjanowski, P., 2015. Predation risk drives habitat-specific sex ratio in a monomorphic species, the brown hare (*Lepus europaeus*). *Ethology*, 121, 593–600. <https://doi.org/10.1111/eth.12373>
- Jaeger, J.A.G., Fahrig, L., 2004. Effects of road fencing on population persistence\Refectos del cercado de caminos sobre la persistencia de la población. *Conserv. Biol.*, 18, 1651–1657. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00304.x>
- Karp, D., Gehr, B., 2020. Bad hare day : very low survival rate in brown hare leverets. *Wildl. Biol.*, 2020(2), wlb.00645. <https://doi.org/10.2981/wlb.00645>
- Kaysser, P., Seibold, E., Mätz-Rensing, K., Pfeffer, M., Essbauer, S., Splettstoesser, W.D., 2008. Re-emergence of tularemia in Germany: presence of *Francisella tularensis* in different rodent species in endemic areas. *BMC Infect. Dis.*, 8, 157. <https://doi.org/10.1186/1471-2334-8-157>
- Klansek, E., 1996. Biotoprevitalisierung und neue Überlegungen zur jagdlichen Nutzung des Feldhasen. Zur Besatzentwicklung des Feldhasen in mitteleuropäischen Niederwildrevieren 2, 31–36.
- Kunst, P.J.G., Wal, R., Wieren, S., 2001. Home ranges of brown hares in a natural salt marsh: comparisons with agricultural systems. *Acta Theriol.*, 46, 287–294.
- Kušta, T., Keken, Z., Ježek, M., Kůta, Z., 2015. Effectiveness and costs of odor repellents in wildlife-vehicle collisions: A case study in Central Bohemia, Czech Republic. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.*, 38, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.04.017>
- Lanszki, J., 2005. Diet composition of red fox during rearing in a moor: a case study, *Folia Zool.*, 54, 213–216.
- Lundström-Gilliéron, C., Schlaepfer, R., 2003. Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe. *Ecol. Modell.*, 168, 283–301. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00142-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00142-X)
- Lush, L., Ward, A.I., Wheeler, P., 2017. Dietary niche partitioning between sympatric brown hares and rabbits. *J. Zool.*, 303(1), 36–45.

- Marboutin, E., Aebischer, N.J., 1996. Does harvesting arable crops influence the behaviour of the European hare *Lepus europaeus*? *Wildl. Biol.*, 2, 83–91.
- Marboutin, E., Bray, Y., Péroux, R., Mauvy, B., Lartiges, A., 2003. Population dynamics in European hare: Breeding parameters and sustainable harvest rates. *J. Appl. Ecol.*, 40, 580–591. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00813.x>
- Mayer, M., Duan, X., Sunde, P., Topping, C.J., 2020. European hares do not avoid newly pesticide-sprayed fields: Overspray as unnoticed pathway of pesticide exposure. *Sci. Total Environ.*, 715, 136977. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136977>
- Mayer, M., Ullmann, W., Heinrich, R., Fischer, C., Blaum, N., Sunde, P., 2019. Seasonal effects of habitat structure and weather on the habitat selection and home range size of a mammal in agricultural landscapes. *Landsc. Ecol.*, 34, 2279–2294. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00878-9>
- Meichtry-Stier, K.S., Jenny, M., Zellweger-Fischer, J., Birrer, S., 2014. Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). *Agric. Ecosyst. Environ.*, 189, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.038>
- Misiorowska, M., Wasilewski, M., 2008. Spatial organisation and mortality of released hares – Preliminary results. *Annales Zoologici Fennici*. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board, 45(4), 286–290. <https://doi.org/10.5735/086.045.0408>
- Moinet, M., Decors, A., Mendy, C., Faure, E., Durand, B., Madani, N., 2016. Spatio-temporal dynamics of tularemia. French wildlife: 2002–2013. *Prev. Vet. Med.*, 130, 33–40. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2016.05.015>
- Mrtka, J., Borkovcová, M., 2013. Estimated mortality of mammals and the costs associated with animal-vehicle collisions on the roads in the Czech Republic. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.*, 18, 51–54. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2012.09.001>
- Neumann, F., Schai-Braun, S., Weber, D., Amrhein, V., 2011. European hares select resting places for providing cover. *Hystrix*, 22, 291–299. <https://doi.org/10.4404/Hystrix-22.2-4546>
- OpenStreetMap contributors, 2017. Planet dump retrieved from <https://planet.osm.org>. <https://www.openstreetmap.org>
- Pallas, P.S., 1778. *Novae species quadrupedum e glirium ordine, cum illustrationibus Variis complurium ex hoc ordine animalium*. Waltheri, 388 s.
- Panek, M., 2023. Predation of young brown hares (*Lepus europaeus*) by common buzzards (*Buteo buteo*) in western Poland. *Eur. J. Wildl. Res.*, 69, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01730-x>
- Panek, M., 2013. Long-term changes in the feeding pattern of red foxes *Vulpes vulpes* and their predation on brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *Eur. J. Wildl. Res.*, 59, 581–586. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0709-8>
- Panek, M., 2009. Factors affecting predation of red foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* during the breeding season in Poland. *Wildl. Biol.*, 15, 345–349. <https://doi.org/10.2981/07-042>

- Panek, M., Bresiński, W., 2002. Red fox *Vulpes vulpes* density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s. *Acta Theriol. (Warsz.)*, 47, 433–442. <https://doi.org/10.1007/BF03192468>
- Petrovan, S.O., Ward, A.I., Wheeler, P.M., 2013. Habitat selection guiding agri-environment schemes for a farmland specialist, the brown hare. *Anim. Conserv.*, 16, 344–352. <https://doi.org/10.1111/acv.12002>
- Pfister, H. P., Kohli, L., Kästli, P., 2002. Feldhase: Schlussbericht 1991–2000 (No. 334). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- QGIS Development Team, 2022. QGIS Geographic Information System 3.24.3. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.org>
- R Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reichlin, T., Klansek, E., Hackländer, K., 2006. Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. *Eur. J. Wildl. Res.*, 52, 109–118.
- Reitz, F., Léonard, Y., 1994. Characteristics of European hare *Lepus europaeus* use of space in a French agricultural region of intensive farming. *Acta Theriol.*, 392, 143–157.
- Reynolds, J.C., Stoate, C., Brockless, M.H., Aebischer, N.J., Tapper, S.C., 2010. The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. *Eur. J. Wildl. Res.*, 56, 541–549. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0355-3>
- Reynolds, J.C., Tapper, S.C., 1995. Predation by foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* in central southern England, and its potential impact on annual population growth. *Wildl. Biol.*, 1, 145–158.
- Roedenbeck, I.A., Voser, P., 2008. Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *Eur. J. Wildl. Res.*, 54, 425–437. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0166-3>
- Rühe, F., Hohmann, U., 2004. Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hares (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. *Eur. J. Wildl. Res.*, 50, 101–111.
- Runge, M., von Keyserlingk, M., Braune, S., Voigt, U., Grauer, A., Pohlmeier, K., Wedekind, M., Splettstoesser, W.D., Seibold, E., Otto, P., Müller, W., 2011. Prevalence of *Francisella tularensis* in brown hare (*Lepus europaeus*) populations in Lower Saxony, Germany. *Eur. J. Wildl. Res.*, 57, 1085–1089. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0522-1>
- Schai-Braun, S.C., Hackländer, K., 2014. Home range use by the European hare (*Lepus europaeus*) in a structurally diverse agricultural landscape analysed at a fine temporal scale. *Acta Theriol.*, 59, 277–287.
- Schai-Braun, S.C., Reichlin, T.S., Ruf, T., Klansek, E., Tataruch, F., Arnold, W., Hackländer, K., 2015. The European hare (*Lepus europaeus*): A picky herbivore searching for plant parts rich in fat. *PLoS ONE*, 10, e0134278. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134278>
- Schai-Braun, S.C., Weber, D., Hackländer, K., 2013. Spring and autumn habitat preferences of active European hares (*Lepus europaeus*) in an agricultural area with low hare density. *Eur. J. Wildl. Res.*, 59, 387–397. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0684-5>

- Sidorovich, V.E., Sidorovich, A.A., Izotova, I. V., 2006. Variations in the diet and population density of the red fox *Vulpes vulpes* in the mixed woodlands of northern Belarus. Mamm. Biol., 71, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2005.12.001>
- Skála, Z., 2004. Zajáci a jejich přirozené prostředí. Zajíc v přírodě, chov v zajetí pro myslivceké účely, úprava biotopů pro drobnou zvěř a zazvěřování. Odborný seminář. 18.6.2004.
- Slamečka, J., Hell, P., Jurčík, R., 1997. Brown hare in the Westslovak Lowland. Institute of Landscape Ecology, Academy of Sciences of the Czech Republic.
- Sliwinski, K., Strauß, E., Jung, K., Siebert, U., 2021. Comparison of spotlighting monitoring data of European brown hare (*Lepus europaeus*) relative population densities with infrared thermography in agricultural landscapes in Northern Germany. PLoS ONE, 16(7), e0254084.
- Smith, R.K., Jennings, N.V., Harris, S., 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. Mamm. Rev., 35, 1–24. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00057.x>
- Smith, R.K., Jennings, N.V., Robinson, A., Harris, S., 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? J. Appl. Ecol., 41, 1092–1102.
- Stott, P., 2003. Use of space by sympatric European hares (*Lepus europaeus*) and European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Australia. Mamm. Biol., 68, 317–327.
- Šálek, M., Kreisinger, J., Sedláček, F., Albrecht, T., 2010. Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? Landsc. Urban Plan., 98, 86–91. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.013>
- Tapper, S.C., Barnes, R.F.W., 1986. Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). J. Appl. Ecol., 39–52.
- Treml, F., Pikula, J., Bandouchova, H., Horakova, J., 2007. European brown hare as a potential source of zoonotic agents. Vet. Med. (Praha), 52, 451–456. <https://doi.org/10.17221/2050-VETMED>
- Viviano, A., Mori, E., Fattorini, N., Mazza, G., Lazzeri, L., Panichi, A., Strianese, L., Mohamed, W.F., 2021. Spatiotemporal overlap between the European brown hare and its potential predators and competitors. Animals, 11, 1–11.
- Voigt, U., Siebert, U., 2020. Survival rates on pre-weaning European hares (*Lepus europaeus*) in an intensively used agricultural area. Eur. J. Wildl. Res., 66, 67. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01403-z>
- Winkelmayer, R., Vodnansky, M., Paulsen, P., Gansterer, A., Treml, F., 2005. Explorative study on the seroprevalence of *Brucella*-, *Francisella*- and *Leptospira* antibodies in the European hare (*Lepus europaeus* Pallas) of the Austrian-Czech border region, Vet. Med. Austria / Wien. Tierärztl. Mschr.
- Zabloudil, F., 2004. Drobná zvěř – zajíc, bažant a koroptev. Seminář Krajského úřadu Pardubice. 32s.
- Zörner, H., 1981. Der Feldhase. Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag: Wittenberg Lutherstadt.

SUPPORTING THE EUROPEAN HARE POPULATION THROUGH AGRICULTURAL LANDSCAPE MANAGEMENT

Summary

Over the past few decades, Europe's landscape has undergone significant changes. Agriculture intensification led to larger field blocks, less diversity in cultivated crops and an overall homogenization of the agricultural landscape. These changes have also resulted in a population decline in numerous agroecosystem wildlife species, including the European hare (*Lepus europaeus*). The intensification of agriculture and the homogenization of the landscape has a significant effect on the hare's population densities and also their home range size. Moreover, the larger field blocks are associated with low proportion of unproductive environment, which significantly affects the survival rate of individuals. Other factors negatively affecting hare populations in Europe include increased predation rate of adult and juvenile individuals, road mortality and the spread of diseases. However, studies on the changes in the population densities and ecology of hares have mainly been conducted in Western Europe and not in the Czech Republic, where there are larger field blocks. The main goal of this methodology is therefore to offer research-based, comprehensive and applicable measures to support hare populations, based on the results of a three-year study (2022–2024) conducted in different types of agricultural landscapes in Central Bohemia (Czech Republic).

The evaluation of the influence of farming, landscape structure and land use composition on the population density, population dynamics and ecology of the European hare (especially home ranges) was carried out in two neighboring lowland agricultural areas with contrasting levels of landscape heterogeneity. The first study area is intensively farmed, and the landscape structure is homogeneous with large arable fields (approx. 13.6 ha; hereafter called homogeneous landscape). The second, neighboring study area is characterized by a more heterogeneous landscape pattern and combination of extensive and intensive farming with smaller arable fields (approx. 4.4 ha; hereafter called heterogeneous landscape). Both farmland areas are located around small villages, the edges of which are 1.1 km apart (Fig. 5).

The landscape structure (size of the field blocks), land use composition and hare population densities in the individual study areas were studied using square method with fixed line transects. The individual study areas were intersected by a 400 m square grid, i.e., an area of one square was 16 ha, and also by line transects 100 m apart that crossed the entire square grid. The hares were counted using thermal imaging devices on four transects within one monitoring square. The neighboring study areas in Central Bohemia was covered by an 8 × 15 square grid. Subsequently, a total of 15 squares were randomly selected in the homogeneous landscape, and 17 squares in the heterogeneous landscape (Fig. 5).

In all study areas, the landscape structure represented by the average size of the field blocks and land use composition were analyzed. The monitoring of landscape structure was aimed to check and update of OpenStreetMap orthophoto source maps (OpenStreetMap contributors, 2017) according to the current field boundary detected during field monitoring. Actual shifts in the field blocks and other landscape elements were plotted and digitized in QGIS 3.24.3 (QGIS Development Team, 2022). When determining the average size of the field blocks, their total area was consistently used if they encroached even partially on the assessed squares. The land

use composition of the study areas was then analyzed—based on the size of individual landscape elements, recorded during field monitoring and located only in the monitored square grid of the site of interest obtained by the clip function in QGIS 3.24.3 (QGIS Development Team, 2022). The landscape structure and diversity is evident from **Fig. 6**. The landscape elements in each study area and year was initially categorized into seven groups consisting of: arable land, grassland, non-agricultural vegetation, watercourse, urban area, road, field road, and wildflower strips.

The monitoring of the European hare abundance was carried out twice during the spring: in late February to March (1st monitoring period) and then in late March to April (2nd monitoring period) from 2022 to 2024. Autumn monitoring took place once every year from the beginning of September to the end of October. The hare monitoring was performed in suitable weather conditions (i.e. no fog, heavy rain or snowfall) during the peak of hare foraging activity, i.e., one hour after sunset until midnight (Viviano et al., 2021). For each individual, we identified the age (i.e. juvenile/subadult/adult) using a field guide according to body parts proportion and general physical appearance. We used Pulsar thermal imagers (Merger LRF XP50 Thermal Imaging Binoculars) with a 1024 × 768 display resolution, 2.5–20× digital magnification, and a built-in laser rangefinder with a range of up to 905 m (measurement accuracy of ± 1 m). Monitoring is carried out by two surveyors, who monitor the transects side by side—one counter monitors a 50 m wide strip on both the right and left side of the transect.

Adult hares were trapped using two different methods in heterogeneous and homogeneous landscape. In the first case, professional traps with two entrances and a step-on release surface and traps built into the ground were used from 2022 to 2024 throughout the year. Traps were installed in microhabitats visibly used by hares, such as grass borders, wildflower strips and corridors with trees and shrubs or on the edges of fields in ruts with a higher amount of resident signs (hare droppings, reduced vegetation cover). Traps were continuously monitored using GSM camera traps and checked at least once every day (**Fig. 7**). In the second case, adult hares were trapped using nets in homogeneous landscape at the beginning of 2023. This was due to the lower population density of hares and the lower success rate of capturing adult individuals in professional's traps in this area (**Fig. 8**). The sex of the captured individual was determined, then the adult hare was weighed using a special bag and a 5 kg PESOLA Macro Line spring scale. A GPS collar with a built-in solar panel from Anitra systems, s.r.o., was then installed on each hare. All handling was carried out for a maximum of three minutes by two persons before the individual was released back into the wild at the place of capture. GPS collars recorded the position of the adult hares every hour during the day and every three hours throughout the night when the battery was charged above 50% capacity (**Fig. 9**). If the battery capacity decreased, the GPS position recording interval increased. Mortality detection was performed every four hours. The GPS collars sent recorded data every twelve hours to Anitra's online application, which also allowed setting changes to be sent to active collars in the field.

The position points were divided into (a) the total number of position points obtained during the entire monitoring of the individual ("annual home range"), (b) position points obtained during the entire day and night monitoring ("daily and nightly annual home range"), (c) position points obtained in individual seasons (spring, summer, autumn, winter; so-called "seasonal home range") and (d) position points obtained in individual seasons during the day and night ("daily and nightly seasonal home range"). Home range size analysis was performed using the 90% Minimum Convex Polygon (MCP) method in the R software (version 4.0.2; R Core Team,

2020) using the “adehabitatHR” package (Calenge, 2006). The final visualization of home ranges was done in QGIS 3.24.3 (QGIS Development Team, 2022).

Statistical analyses were performed in R 4.0.2 software (R Core Team 2020). The difference in the size of field blocks between homogeneous and heterogeneous landscape during the spring period in 2022–2024 was tested using the non-parametric Mann-Whitney test. The effect of the field block size with one cultivated crop on the population density of adults, subadults and juveniles (number of individuals/100 ha) was tested in both study locations using a generalized linear mixed model with a negative binomial distribution. The period (spring – control 1 and 2/autumn) and the year of monitoring were entered into the analysis as random effects. The effect of the land use composition on the population density of the European hare (individuals/100 ha) was tested using a combination of Dirichlet regression and redundancy analysis (RDA). RDA analysis was used to examine the relationships between population densities of individual age categories and land use composition. In order to visualize the influence of the ratio of non-agricultural vegetation on the population density of hares, three categories were combined, namely non-agricultural vegetation (alley, border, fallow land – uncut vegetation, and woodlots), wildflower strips and field road into one category (non-agricultural vegetation). Analysis of the difference in the size of annual and seasonal home ranges between study areas was performed using a linear model and a generalized linear mixed model, where area was used as a covariate and the ID of the monitored individual as a random effect. Furthermore, a 95% confidence interval (hereafter called 95% CI) was calculated for all mean values.

Higher population densities of hares were recorded in the heterogeneous landscape, where adults ranged on average from 117.28 to 179.04 ind./100 ha during the spring from 2022 to 2024. In contrast, in the homogeneous landscape, population densities of adult ranged from 25.00 to 48.33 ind./100 ha. Similar differences were also recorded during the autumn monitoring (**Fig. 10**). Higher population densities in the heterogeneous landscape were also found for subadults, where the average number of individuals was counted from 3.31 to 18.75 ind./100 ha during the spring and from 33.09 to 41.18 ind./100 ha during the autumn, which indicates a high reproductive capacity of the population in the heterogeneous landscape. On the other hand, in the homogeneous landscape, lower population density was recorded during spring (0–3.75 ind./100 ha) and autumn (3.33–5.83 ind./100 ha) monitoring (**Fig. 11**). A similar trend, and therefore in the development of population dynamics, was also found for juveniles (**Fig. 12**). Specific results for individual seasons and monitoring periods are summarized in **Table 2**.

The first study area is represented by a highly heterogeneous landscape with significantly smaller field block size during the spring period in all years of the study (2022 – **4.31 ha**, 95% CI: 3.32–5.31; 2023 – **4.64 ha**, 95% CI: 3.57–5.71; 2024 – **4.21 ha**, 95% CI: 3.22–5.20). In contrast, the homogeneous landscape shows much larger field block size (2022 – **14.37 ha**, 95% CI: 10.35–18.39; 2023 – **13.13 ha**, 95% CI: 9.20–17.05; 2024 – **13.39 ha**, 95% CI: 9.42–17.36). The test results show that the differences in field block size between study areas are statistically significant (Wilcoxon test: $W = 29223$, $p < 0.001$; **Fig. 13**).

The population densities of the European hare were first verified in relation to the average size of the field blocks, which extended into the evaluated sixteen-hectare squares. It was found that with increasing size of the field blocks, the population density of the European hare in the monitored square decreases (**Fig. 14**).

The results of the effect of land use on the population densities of the European hare of all age categories show a completely unambiguous and demonstrable influence of field roads and wildflower strips on the European hare population ($p < 0.001$; 98.5% of explained variability). With the increasing representation of these landscape elements in the monitored square, the population densities of adults increase and at the same time a higher number of subadult and juvenile hares occurs in this location (**Fig. 15**). In contrast, the population density logically decreases with the increasing proportion of roads and buildings. More surprising is the role of non-agricultural vegetation, which according to the **Fig. 15** reduces the hare population. This can be explained by the methodical processing of the results, where in this case non-agricultural vegetation represents forest stands (smaller areas) and larger woodlot of relatively larger areas, which often amount to more than 0.5 ha. These forest habitats represent a threat to hares in agricultural landscapes due to increased predators (especially foxes), and their role is therefore negative. Similarly, the density decreases with the presence of fields, which can be simply explained by the fact that the larger size of the field block, the less space is left for non-agricultural vegetation (wildflower strips, field roads).

The results of the Dirichlet regression further show a positive effect of non-agricultural vegetation ($p < 0.001$), wildflower strips ($p < 0.001$) and field roads ($p = 0.004$) on the population densities of hares of all age categories (**Fig. 16**).

The abundance (population density) of the European hare demonstrably increases with the increase in the proportion of non-agricultural vegetation in the landscape, which in this case represents the total percentage of key elements of landscape use. Based on the research and assessment of the areas of interest, these elements are alleys, wildflower strips, fallow land – uncut vegetation, and small woodlots. The effect on population density of European hare was statistically confirmed during spring ($p < 0.001$; **Fig. 17**) and also during autumn ($p < 0.001$; **Fig. 18**).

Home range size analyses found a significant difference in the home range size between monitored individuals in heterogeneous landscape compared to homogeneous landscape ($p < 0.05$). In the heterogeneous landscape, a significantly smaller home range size was recorded than in the homogeneous landscape. **Fig. 19** illustrates the 6 annual home ranges of monitored individuals of the European hare for each study area separately. In the case of evaluating the entire monitoring period of individuals, the average annual home range size was 57.04 ha (95% CI: 21.33–92.76) in the homogeneous landscape, while in heterogeneous landscape it was only 22.49 ha (95% CI: 6.62–38.35; **Fig. 20**). The average home range size during night was 53.66 ha in the homogeneous landscape (95% CI: 20.81–86.50). On the other hand, in the heterogeneous landscape, hares ranged over less than half of this area. The average home range size during night was only 24.00 ha (95% CI: 14.00–34.01; **Fig. 21**). A similarly clear trend of a demonstrably lower area of home ranges was confirmed in the daytime, when hares rest in resting place without much activity (except for the reproduction period). This is mainly due to the availability of suitable cover in which hares can rest undisturbed. In the homogeneous landscape, the average home range size was again demonstrably higher (24.92 ha; 95% CI: 1.24–48.60) compared to individuals monitored in the heterogeneous landscape (10.09 ha; 95% CI: 2.82–17.35; **Fig. 22**).

As well as the annual home range, the comparison of the home range size in all four seasons shows significant differences ($p < 0.05$). The home range size of European hares also show seasonal dynamics, the trend of which is comparable in both study areas. In the homogeneous landscape, the average home range size of the European hare after including the day and night

positions of the monitored individual during the spring was 45.75 ha (95% CI: 17.91–73.59), which is significantly more than in the heterogeneous landscape (10.06 ha, 95% CI: 3.99–16.13). During the summer months, the average home range size in the homogeneous landscape was 52.23 ha (95% CI: 1.63–102.82) while in the heterogeneous landscape it was only 11.65 ha (95% CI: 5.93–17.38). In autumn, larger areas were recorded, both in the homogeneous (62.07 ha, 95% CI: 0–287.14) and heterogeneous (17.49 ha, 95% CI: 11.81–23.17) landscape, which may be related to landscape changes after the harvest of agricultural crops. On the contrary, in the winter months (December–February), the home range size in the homogeneous landscape was the smallest compared to other seasons (50.24 ha, 95% CI: 5.01–95.47), while in the heterogeneous landscape it was only 3 ha higher compared to the size of the hare home range recorded in autumn (20.40 ha; 95% CI: 2.83–37.97) in this study area (**Fig. 23**). Similar seasonal dynamics were also recorded for average night home ranges in study areas with different agricultural landscape structures during spring (homogeneous landscape – 44.97 ha, 95% CI: 12.49–77.44 and heterogeneous landscape – 9.89 ha, 95% CI: 4.38–15.40), summer (homogeneous landscape – 39.48 ha, 95% CI: 0–92.82 and heterogeneous landscape – 12.52 ha, 95% CI: 5.42–19.62), autumn (homogeneous landscape – 62.35 ha, 95% CI: 0–295.21 and heterogeneous landscape – 21.98 ha, 95% CI: 12.32–31.64) and winter (homogeneous landscape – 39.66 ha, 95% CI: 18.73–60.60 and heterogeneous landscape – 17.88 ha, 95% CI: 5.66–30.09; **Fig. 24**). Similar seasonal dynamics, but lower area compared to areas with nocturnal hare activity, were also recorded for average daily home ranges in two agricultural areas with different landscape structures during spring (homogeneous landscape – 35.69 ha, 95% CI: 8.35–63.04 and heterogeneous landscape – 7.02 ha, 95% CI: 3.60–10.43), summer (homogeneous landscape – 46.08 ha, 95% CI: 1.17–90.98 and heterogeneous landscape – 9.71 ha, 95% CI: 4.00–15.42), autumn (homogeneous landscape – 23.96 ha, 95% CI: 0–284.87 and heterogeneous landscape – 8.27 ha, 95% CI: 1.92–14.63) and winter (homogeneous landscape – 24.92 ha, 95% CI: 1.24–48.60 and heterogeneous landscape – 10.09 ha, 95% CI: 2.82–17.35; **Fig. 25**).

The results show a significant influence of homogeneous landscape on European hare populations and home range sizes, which causes lower population densities in intensively used agricultural landscapes. The methodology recommends several key measures to support the hare population, which should be combined. Increasing the diversity of the agricultural landscape can be achieved by planting wildflower strips with the help of pasture mixtures (**Table 3**), maintaining non-agriculture vegetation and reducing the size of fields. These interventions not only improve conditions for hares, but also support biodiversity and ecosystem stability. To reduce the mortality of juveniles, it is important to create suitable shelters in fields and adjust agricultural practices to avoid interventions during critical breeding periods. In the area of predation, the key is the regulation of the red foxes (*Vulpes vulpes*), which is the main predator of hares. The protection and management of wild animal populations must also be based on accurate and reliable data that reflect the actual status of the populations of the monitored species. The method of monitoring the hare population using thermal imagers is recommended as an effective tool for monitoring the population densities of this species.

This methodology provides a comprehensive framework for supporting the European hare population through managed agricultural landscape management. By increasing landscape heterogeneity, reducing mortality rates of juveniles and regulating predators, it offers concrete solutions to reverse the decline in hare numbers. The proposed measures also have wider benefits for the biodiversity of agricultural ecosystems and the long-term sustainability of agricultural management. However, the success of these measures requires cooperation between farmers, hunters and policymakers, supported by continuous research and monitoring.



Výzkumný ústav
lesního hospodářství
a myslivosti, v. v. i.

www.vulhm.cz

LESNICKÝ PRŮVODCE 9/2024